

32/446 (251)20 ex

V

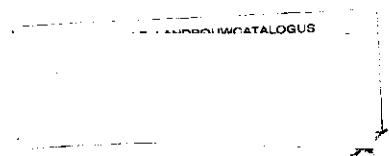
# Nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden

R.F.A. Hendriks

Rapport 251

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1993

- 7 JULI 1994



100 50640 f

## REFERAAT

R.F.A. Hendriks, 1993. *Nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 251 164 blz.; 34 fig.; 27 tab.; 43 ref.

De achtergrondbelasting aan stikstof en fosfor van het oppervlaktewater in veenweidegebieden en de invloed van ontwatering en bemesting hierop zijn onderzocht. Het onderzoek omvatte literatuuronderzoek, laboratoriumonderzoek, kolomonderzoek, veldonderzoek en berekeningen met een waterhuishouding- en een nutriëntenhuishoudingmodel. De achtergrondbelasting wordt bepaald door profielopbouw, hydrologische randvoorwaarden en meteorologische condities. Vooral het optreden van nutriëntenrijke kwel is van groot belang. In grote delen van het Nederlandse veenweidegebied valt deze kwel te verwachten. Diepere ontwatering leidt vooral tot hogere nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in een situatie met nutriëntenrijke kwel. Verhoging van de bemesting veroorzaakt vooral toename van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater bij ondiepe ontwatering.

Trefwoorden: veen, veenweidegebied, afspoeling, uitspoeling, nutriëntenbelasting, achtergrondbelasting, waterkwaliteit, eutrofiëring, organische-stofafbraak, mineralisatie, ontwatering, bemesting, kwel, krimpscheuren, computersimulatiemodellen

ISSN 0927-4499

©1993 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO)  
Postbus 125, 6700 AC Wageningen.  
Tel.: 08370-74200; telefax: 08370-24812.

DLO-Staring Centrum is een voortzetting van: het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding (ICW), het Instituut voor Onderzoek van Bestrijdingsmiddelen, afd. Milieu (IOB), de Afd. Landschapsbouw van het Rijksinstituut voor Onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw 'De Dorschkamp' (LB), en de Stichting voor Bodemkartering (STIBOKA).

DLO-Staring Centrum aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van DLO-Staring Centrum.

Project 7170

[RAPP\_251.EVR]

# Inhoud

	blz.
Woord vooraf	11
Samenvatting	13
1 Inleiding	17
1.1 Probleem- en doelstelling	17
1.2 Opzet van het onderzoek	19
1.3 Opbouw van het rapport	22
2 Literatuuronderzoek	23
2.1 Veen in Nederland	23
2.2 Afbraak en mineralisatie van veen	24
2.3 Gevolgen van afbraak en mineralisatie van veen voor landbouw en milieu	25
2.4 Berekening van de afbraak van organische stof	27
2.5 Berekening van de stikstof- en fosformineralisatie	29
2.6 Meetmethoden voor de afbraak en mineralisatie van veen	30
2.7 Conclusies en aanbevelingen	31
3 Laboratoriumonderzoek	33
3.1 Bepalingen van fysische bodemkarakteristieken	33
3.1.1 Doel	33
3.1.2 Materialen en methoden	34
3.1.3 Resultaten	35
3.1.4 Conclusies	37
3.2 Onderzoek naar de binding van fosfor in veen	38
3.2.1 Doel	38
3.2.2 Materialen en methoden	38
3.2.3 Resultaten	38
3.2.4 Conclusies	39
3.3 Ademhalingsonderzoek	40
3.3.1 Doel	40
3.3.2 Materialen en methoden	40
3.3.3 Resultaten	41
3.3.4 Conclusies	44
3.4 Kolomonderzoek	45
3.4.1 Doel	45
3.4.2 Materialen en methoden	46
3.4.3 Resultaten	48
3.4.4 Conclusies	55
4 Veldonderzoek	59
4.1 Doel	59

4.2	Materialen en methoden	59
4.3	Resultaten	64
4.4	Schatting van de stikstof- en fosforuitspoeling naar het oppervlaktewater	70
4.5	Conclusies	72
5	Analyse van de resultaten	75
5.1	Instrumentarium	76
5.1.1	Waterhuishoudingmodel FLOCR	76
5.1.2	Nutriëntenhuishoudingmodel ANIMO	77
5.2	Kolommen	86
5.2.1	Waterhuishouding	86
5.2.2	Nutriëntenhuishouding	90
5.3	Onderzoekspcelen	94
5.3.1	Waterhuishouding	94
5.3.2	Nutriëntenhuishouding	95
5.4	Conclusies	100
6	Belasting aan stikstof en fosfor van het oppervlaktewater	103
6.1	Achtergrondbelasting	103
6.1.1	Achtergrondbelasting van de onderzoekspcelen in 1991	104
6.1.2	Factoren van invloed op de achtergrondbelasting	110
6.1.3	Conclusies	118
6.2	Invloed van ontwatering en bemesting	119
6.2.1	Ontwatering	120
6.2.2	Bemesting	125
6.2.3	De combinatie van ontwatering en bemesting	129
6.2.4	Conclusies	132
7	Evaluatie en conclusies	135
7.1	Evaluatie	135
7.1.1	Verzamelde kennis en inzicht	135
7.1.2	Methodiekontwikkeling	139
7.1.3	Achtergrondbelasting	141
7.1.3.1	Omvang en invloedfactoren	141
7.1.3.2	Betekenis voor het Nederlandse veenweidegebied	145
7.1.4	Invloed van ontwatering en bemesting	147
7.1.4.1	Ontwatering	147
7.1.4.2	Bemesting	150
7.1.4.3	Betekenis voor het Nederlandse veenweidegebied	154
7.2	Conclusies	155
7.2.1	Doelstellingen van het onderzoek	155
7.2.2	Methodiekontwikkeling	156
7.2.3	Achtergrondbelasting	156
7.2.4	Invloed van ontwatering en bemesting	158
7.2.5	Waterkwaliteitbeheer	159
	Literatuur	161
	Niet-gepubliceerde bronnen	163

## Tabellen

1 Trofiegraad en stikstof- en fosforgehalten in de vorm van C/N- en C/P-verhoudingen van verschillende veensoorten	23
2 Schatting van de achtergronduitspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater, uit het bovenste deel van het profiel van Nederlandse onbemeste, matig ontwaterde laagveengronden	26
3 Effecten van grondwaterstandsverlaging op de processen die uit- en afspoeling van stikstof en fosfor beïnvloeden, en daarmee op de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor in veenweidegebieden	27
4 Verzadigde doorlatendheid van de monsters van de onderzoekspercelen	35
5 Volumieke massa van de profiellagen van de drie onderzoekspercelen	36
6 Oxalaat-extraheerbaar [aluminium + ijzer] voor de verschillende profiellagen van de onderzoekspercelen	39
7 Codering en diepten van de monsters van de drie onderzoekspercelen.	40
8 Potentiële relatieve afbraaksnelheden onder laboratoriumomstandigheden en gecorrigeerd voor temperatuur en pH, en halfwaardetijden	42
9 $Q_{10}$ -waarden van de veenmonsters voor de trajecten 0-10 °C en 10-20 °C	43
10 Massa-percentages organische stof, totaal-C, C in organische stof, organisch-N, organisch-P en pyriet, en de C/N- en C/P-verhoudingen van de veenmonsters	44
11 Codering van de kolommen.	46
12 Streeffluxen, mineraal-stikstof- en mineraal-fosforconcentraties en bemestingswaarden van het influent van de zes kolommen tijdens de percolatieperiode	48
13 Stikstof- en fosforconcentraties in het bodemvocht van de kolommen aan het begin en aan het einde van de stationaire periode	49
14 Profielopbouw van het onderzoeksperceel in de Akmarijsterpolder, en organische-stofgehalten, lutumgehalten, $\text{CaCO}_3$ -gehalten en pH-KCl van de onderscheiden lagen	60
15 Profielopbouw van het onderzoeksperceel in Donkse Laagten, en organische-stofgehalten, lutumgehalten, $\text{CaCO}_3$ -gehalten en pH-KCl van de onderscheiden lagen	61
16 Profielopbouw van het onderzoeksperceel in de polder Wormer, Jisp en Nek, en organische-stofgehalten, lutumgehalten, $\text{CaCO}_3$ -gehalten en pH-KCl van de onderscheiden lagen	62
17 Gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties op verschillende diepten in het grondwater en in het oppervlaktewater van de onderzoekspercelen voor winter en zomer 1991	65
18 Actuele neerslagoverschot in 1991, en schatting van de stikstof- en fosforuitspoeling naar het oppervlaktewater berekend volgens verschillende methoden voor de drie onderzoekspercelen	71
19 Berekende en gemeten totaalstikstof- en totaalfosforconcentraties in het bodemvocht van de drie onderzoekspercelen, gemiddeld voor het onderzoeksjaar 1991, en weergegeven voor vijf diepten	99
20 Totaalstikstof- en totaalfosfor-aanvoer en -afvoer via het maaiveld, het oppervlaktewater en het diepe grondwater voor het jaar 1991, berekend voor de veenprofielen van de drie onderzoekspercelen	105

21 Actuele achtergrondbelasting aan totaalstikstof en totaalfosfor van het oppervlaktewater, en gemiddelde concentraties van stikstof- en fosforcomponenten in het naar het oppervlaktewater afgevoerde water voor het jaar 1991, berekend voor de drie onderzoekspercelen	106
22 Doel en kenmerkende randvoorwaarden van de drie uitgevoerde simulaties ter bepaling van de invloed van profielopbouw en hydrologie op de achtergrondbelasting	111
23 Achtergrondbelasting aan totaalstikstof en totaalfosfor van het oppervlaktewater, en gemiddelde totaalstikstof- en totaalfosforconcentraties in het naar het oppervlaktewater afgevoerde water, voor de drie onderzoekspercelen en voor de drie simulaties P, PH en PHM	113
24 Ontwateringspeil van de drie ontwateringsscenario's	120
25 Absolute en relatieve belasting aan totaalstikstof en totaalfosfor van het oppervlaktewater van de onderzoekspercelen voor verschillende combinaties van ontwatering en bemesting, gesimuleerd op basis van de hydrologie met kwel en wegzijging	121
26 Mesttoediening voor de onderzoekspercelen bij de verschillende combinaties van bemestingsniveaus en ontwateringspeilen	126
27 Verhoging van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater van de onderzoekspercelen door bemesting, voor twee realistische combinaties van bemestingsniveau en ontwateringspeil	131

### **Figuren**

1 Samenhang tussen de verschillende onderdelen van het onderzoek	20
2 De relatie tussen de relatieve afbraaksnelheid en de som van de tijd en de 'beginleeftijd' van verschillende soorten organisch materiaal	28
3 Typische vocht karakteristieken voor veen bepaald met de verdampingsmethode; ongecorrigeerd en gecorrigeerd voor krimp van het monster	36
4 Krimp karakteristieken van klei en veen	37
5 Cumulatieve uitspoeling van stikstofcomponenten uit de kolommen tijdens de percolatie-periode	52
6 Cumulatieve uitspoeling van fosforcomponenten uit de kolommen tijdens de percolatie-periode	53
7 Cumulatieve uitspoeling van totaal-stikstof en totaal-fosfor uit de kolommen tijdens de percolatie-periode.	54
8 Verloop van de calciumconcentratie in het bodemvocht van kolom Bb gedurende het kolomonderzoek	55
9 Verloop van de stijghoogten van het diepere grondwater en het vrije (freatisch) grondwater van de drie onderzoekspercelen, en kwel- en wegzijgingsperioden gedurende de onderzoeksperiode	68
10 Schematische weergave van de stikstof- en fosforbalans van de wortelzone in ANIMO	79
11 Schematische weergave van de koolstofcyclus in de bodem in ANIMO	80
12 Schematische weergave van de stikstofcyclus in de bodem in ANIMO	80
13 Schematische weergave van de fosforcyclus in de bodem in ANIMO	80
14 Berekenende en gemeten drukhoogten en vochtgehalten van de kolommen Vn en Bo.	88

15 Berekende en gemeten tracer(Cl)-concentraties in de kolommen Vb en Bn	89
16 Berekende en gemeten stikstofconcentraties in het bodemvocht van de kolommen Vo en Bb	92
17 Berekende en gemeten grondwaterstanden van de drie onderzoekspercelen	95
18 Berekende en gemeten stikstofconcentraties in het bodemvocht van de onderzoekspercelen	96
19 Nitraatstikstofconcentraties in het bodemvocht op 20 cm - mv in het perceel van Wormer, Jisp en Nek, berekend met ANIMO op basis van een hydrologie berekend met WATBAL	97
20 Berekende en gemeten fosforconcentraties in het bodemvocht van de onderzoekspercelen.	98
21 Termen van de waterbalansen, en termen van de totaalstikstofbalansen en de totaalfosforbalansen, voor het jaar 1991, berekend voor het veenprofiel van de onderzoekspercelen	104
22 Gesimuleerde achtergrondbelasting aan totaalstikstof van het oppervlaktewater uitgezet tegen de gemiddelde C/N-verhouding van de bovenste 60 cm van het bodemprofiel, en dezelfde achtergrondbelasting uitgezet tegen de gesimuleerde stikstofmineralisatie, voor de drie onderzoekspercelen	114
23 Totaalstikstof- en totaalfosforbelasting van het oppervlaktewater van de onderzoekspercelen bij verschillende ontwateringspeilen en zonder bemesting, gesimuleerd op basis van de hydrologie met kwel en wegzijging	122
24 Stikstofmineralisatie voor de onderzoekspercelen bij verschillende ontwateringspeilen en zonder bemesting, gesimuleerd op basis van de hydrologie met kwel en wegzijging	123
25 Totaalstikstof- en totaalfosforbelasting van het oppervlaktewater van de onderzoekspercelen bij verschillende ontwateringspeilen en zonder bemesting, gesimuleerd op basis van de hydrologie zonder kwel en wegzijging	123
26 Toename van de totaalstikstof- en totaalfosforbelasting van het oppervlaktewater van de onderzoekspercelen onder invloed van bemesting bij een ontwateringspeil van 20 cm - mv, gesimuleerd op basis van de hydrologie met kwel en wegzijging	127
27 Totaalstikstof- en totaalfosforbelasting van het oppervlaktewater van de onderzoekspercelen bij verschillende combinaties van ontwateringspeil en bemestingsniveau, gesimuleerd op basis van de hydrologie met kwel en wegzijging	130
28 Bandbreedten van de berekende achtergrondbelasting aan stikstof en fosfor van het oppervlaktewater, en bijbehorende bandbreedten van de berekende gemiddelde concentraties van stikstof en fosfor in het afgevoerde water, voor drie combinaties van invloedfactoren	142
29 Ammonium en totaal-fosfor in het zoete grondwater ( $Cl < 200 \text{ mg.l}^{-1}$ ) op 5-15 m - mv in klei/veengebieden van Nederland	146
30 Schatting van de stikstofvrachten en fosforvrachten aangevoerd met het kwelwater in de Nederlandse laagveengebieden voor het gemiddelde meteorologische jaar 1985	147
31 Toename van de stikstofbelasting en fosforbelasting van het oppervlaktewater van de drie onderzoekspercelen in een situatie zonder bemesting door verlaging van het ontwateringspeil van 20 naar gemiddeld 70 cm - mv berekend voor twee combinaties van invloedfactoren	149
32 Verband tussen het polderpeil en de omvang van de jaarlijkse mineralisatie van stikstof in veengrasland	150

- 33 Toename van de stikstofbelasting en fosforbelasting van het oppervlaktewater van de drie onderzoekspercelen door verhoging van de bemesting van géén bemesting naar een bemestingsniveau dat overeenkomt met 2,5 grootvee-eenheden per ha, berekend voor de twee ontwateringspeilen 20 en gemiddeld 70 cm - mv, op basis van de simulatie met kwel en wegzijging 151
- 34 Gecombineerde toename van de stikstofbelasting en fosforbelasting van het oppervlaktewater van de drie onderzoekspercelen door verhoging van de bemesting van géén bemesting naar een bemestingsniveau dat overeenkomt met 2,5 grootvee-eenheden per ha en door verlaging van het ontwateringspeil ten opzichte van het referentiepeil van 20 cm - mv, berekend voor de twee ontwateringspeilen 20 en gemiddeld 70 cm - mv, op basis van de simulatie met kwel en wegzijging 153



## Woord vooraf

In het voorliggende rapport wordt verslag gedaan van het onderzoek dat DLO-Staring Centrum heeft uitgevoerd naar de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in Veenweidegebieden. De perceelonderzoeken waarover dit rapport handelt, zijn met ondersteuning van DLO-Staring Centrum uitgevoerd door de provincie Friesland, het Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden en het Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier.

De Stichting Toegepast Onderzoek Reiniging Afvalwater (STORA), thans Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA), was de opdrachtgever en medefinancier van het project. De vraagstelling van het project kwam mede voort uit een eerder in opdracht van de STORA door het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding uitgevoerd onderzoek naar de invloed van de landbouw op de kwaliteit van het oppervlaktewater<sup>1</sup>.

Namens de STOWA werd het onderzoek begeleid door:

- ir. E.C.W.A. Geuze, Gemeenschappelijke Technologische Dienst Oost-Brabant (voorzitter);
- ir. W.C.P.M. Bots, Waterschap Regge en Dinkel;
- dr. T.H.L. Claassen, Waterschap Friesland;
- dr. W. Fiegggen, Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier;
- drs. R. van Gerve, Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden;
- ir. F.R. Goossensen (tot september 1992) en (na september 1992) ir. I.G.A.M. Noij, Informatie en Kennis Centrum Veehouderij;
- ir. P.C. Stamperius, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer.

Het onderzoek werd in de periode 1990 tot eind 1992 uitgevoerd door een projectteam bestaande uit ir. R.F.A. Hendriks, J. Pankow, ir. C.W.J. Roest, A. van den Toorn en ir. O.F. Schoumans. Belangrijke bijdragen aan het onderzoek leverden van DLO-Staring Centrum-zijde: M. Jansen (analiste), R.P.J. Kockelkoren (gewetensbezwaarde), J. Vermeulen (stagiaire) en M. van Rietschoten (stagiaire). Terreinbeheerders van Staatsbosbeheer hebben zorg gedragen voor de meetnetten van de proefpercelen van de Akmarijsterpolder en van Donkse Laagten.

---

<sup>1</sup> Rapport STOWA 89-01: 'Landbouw en waterkwaliteit'

## Samenvatting

In het STOWA-onderzoeksproject 'De nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden' heeft DLO-Staring Centrum van begin 1990 tot eind 1992 de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden onderzocht. In deze gebieden zijn de stikstof- en fosforconcentraties in de oppervlaktewateren vaak hoog.

De algemene doelstelling was het verzamelen van kennis van en inzicht in de processen die effect hebben op de uit- en afspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater in veenweidegebieden van Nederland. Concreet had het onderzoek tot doel de achtergrondbelasting aan stikstof en fosfor van het oppervlaktewater in veenweidegebieden te kwantificeren en de invloed van bemesting en ontwatering op deze belasting vast te stellen.

De achtergrondbelasting is gedefinieerd als de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater in onbemeste veenweidegebieden met het traditionele ontwateringspeil van 20-30 cm beneden maaiveld bij de actuele atmosferische depositie van mineralen. Ze omvat de processen uit- en afspoeling van stikstof en fosfor door mineralisatie van het veen en door depositie van mineralen, uitspoeling van fosfor door desorptie van aan het bodemcomplex gebonden fosfor en uitspoeling van stikstof en fosfor uit de diepere ondergrond via kwelstromen.

Voor waterkwaliteitbeheerders is het zeer moeilijk om in veenweidegebieden de achtergrondbelasting en de bijdrage van menselijk ingrijpen als bemesting en ontwatering aan de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater te onderscheiden en afzonderlijk te kwantificeren. Dit maakt het lastig gericht en onderbouwd maatregelen te nemen ter vermindering van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater.

Het onderzoek omvatte literatuuronderzoek, laboratoriumonderzoek, kolomonderzoek, veldonderzoek en computermodelberekeningen. De verschillende deelonderzoeken hadden tot doel informatie te verschaffen over de processen die verband houden met de nutriëntenuitspoeling uit veengronden. Verder waren de deelonderzoeken gericht op het verkrijgen van invoer- en toetsingsgegevens voor de modellen.

Het veldonderzoek is uitgevoerd op drie veenweidepercelen: een onbemest perceel op veenmosveen in Friesland, een extensief bemest perceel op veenmosveen in Noord-Holland en een onbemest perceel op bosveen in Zuid-Holland. Het kolomonderzoek is uitgevoerd aan twee veensoorten, extreem in trofiegraad: het oligotrofe veenmosveen van Friesland en het eutrofe bosveen. Het overige laboratoriumonderzoek is uitgevoerd aan het veen van alle drie de percelen.

Met het waterhuishoudingmodel FLOCR en het nutriëntenhuishoudingmodel ANIMO zijn de resultaten van de deelonderzoeken geanalyseerd en met elkaar in verband gebracht. Dit leverde geijkte en getoetste modellen op. Met de geijkte modellen is

de achtergrondbelasting aan stikstof en fosfor van het oppervlaktewater van de onderzoekspercelen berekend. Ook is de invloed van veensoort, hydrologie, ontwatering en bemesting op de achtergrondbelasting onderzocht met de modellen.

Het uitgevoerde onderzoek heeft beantwoord aan de algemene doelstelling. Alleen voor de fosformineralisatie is het niet gelukt bruikbare gegevens te verkrijgen om de modelmatige beschrijving van dit proces aan te toetsen. Het effect van fosformineralisatie werd echter overschaduwd door het effect van fosforbinding aan het bodemcomplex. Hierdoor heeft dit hiaat in de kennis de resultaten van het onderzoek niet nadelig beïnvloed.

Het toegepaste modelleninstrumentarium voor het berekenen van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater van veenweidepercelen bleek een voor dit doel betrouwbare methode te zijn. In het onderzoek zijn parameterwaarden verkregen voor eutroof, matig-oligotroof en sterk-oligotroof veen. Voor het toepassen van de ontwikkelde methodiek op andere dan de onderzochte veenweidegebieden is het noodzakelijk de hiervoor benodigde invoergegevens in het veld te verzamelen.

De achtergrondbelasting aan nutriënten van het oppervlaktewater in veenweidegebieden blijkt te worden bepaald door een complex samenspel van de drie hoofdfactoren profielopbouw, hydrologische randvoorwaarden en meteorologische condities. De hydrologie blijkt de meest bepalende factor te zijn. Hierbij is het voorkomen van nutriëntenrijke kwel van overwegend belang.

De kwelintensiteit en de nutriëntenconcentraties in het kwelwater kunnen lokaal zeer sterk wisselen. De concentraties kunnen in een groot deel van het Nederlandse veenweidegebied hoog zijn. Als gevolg van deze ruimtelijke variabiliteit in hydrologische randvoorwaarden is het niet mogelijk eenvoudige eenduidige uitspraken te doen over de hoogte van de achtergrondbelasting aan nutriënten van het oppervlaktewater voor het gehele Nederlandse veenweidegebied.

Van de profielopbouw is voor de achtergrondbelasting aan stikstof vooral de veensoort bepalend: hoe stikstofrijker de veensoort, hoe hoger de achtergrondbelasting aan stikstof. Het stikstofgehalte neemt toe met de trofiegraad van de veensoort (van oligotroof naar eutroof). Het berekende bereik van de achtergrondbelasting aan stikstof, afhankelijk van de veensoort, zonder kwelinvloed en in een gemiddeld meteorologisch jaar, bedraagt  $10-16 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ N}$ . De ondergrens betreft oligotroof veen en de bovengrens eutroof veen. Dit bereik vertegenwoordigt ruwweg het te verwachten bereik voor Nederlandse veenweidegebieden.

Voor de achtergrondbelasting aan fosfor zijn van de profielopbouw vooral het fosforbindend vermogen en de opladingsgraad met fosfor van het veen onder de gemiddeld laagste grondwaterstand bepalend: hoe groter dit vermogen en hoe hoger deze opladingsgraad, hoe hoger de achtergrondbelasting aan fosfor. Het is waarschijnlijk dat het fosforbindend vermogen en de opladingsgraad toenemen met de trofiegraad (van oligotroof naar eutroof). Het berekende bereik van de achtergrondbelasting aan fosfor, afhankelijk van de veensoort, zonder kwelinvloed en in een gemiddeld meteorologisch jaar, bedraagt  $0,8-1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ P}$ . De ondergrens betreft oligotroof veen en de boven-

grens eutroof veen. Dit bereik kan kleiner zijn dan het te verwachten bereik voor Nederlandse veenweidegebieden.

De invloed van ontwatering op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden wordt vooral bepaald door de hydrologische randvoorwaarden voor kwel/wegzijing. Diepere ontwatering zal vooral tot toename van de nutriëntenbelasting leiden als door diepere ontwatering de kwelintensiteit toeneemt, en de nutriëntenconcentraties in het kwelwater hoog zijn. In een situatie zonder kwel/wegzijing zijn de gevolgen van diepere ontwatering op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater van veenweidegebieden relatief gering.

De toename van de stikstofmineralisatie door peilverlaging leidt bij onbemeste veenweidepercelen niet tot een verhoging van de stikstofuitspoeling. De extra gemineraliseerde stikstof komt voor het grootste deel ten goede aan de gewasproductie. Het overige deel verdwijnt uit het profiel door denitrificatie.

Verhoging van de bemesting verhoogt de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater van veenweidegebieden. De grootte van dit effect is sterk afhankelijk van de hydrologische randvoorwaarden. Daarnaast zijn de trofiegraad van het veen en voor fosfor ook het fosforbindend vermogen van de bovenste profiellagen van belang.

Diepere ontwatering vermindert tijdelijk de invloed van bemesting op de nutriëntenbelasting. Bij diepere ontwatering nemen de afspoeling en uitspoeling van meststoffen af. Op de langere termijn wordt het profiel nutriëntenrijker, waardoor de nutriëntenbelasting weer kan toenemen.

In een situatie met nutriëntenrijke kwel is bij diepere ontwatering de toename van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater door verhoogde nutriëntenaanvoer via kwel (veel) groter dan de afname van deze belasting door een geringere invloed van bemesting.

Voor zowel stikstof als fosfor is het grootste effect van bemesting op de belasting van het oppervlaktewater te verwachten bij een ondiep ontwaterd, eutroof veenprofiel met een slecht doorlatende toplaag onder kwelomstandigheden. Voor fosfor is het effect groter naarmate het fosforbindend vermogen van de bovenste profiellagen lager is.

De waterkwaliteitbeheerder moet een goed inzicht hebben in de hydrologische situatie van zijn gebied en vooral in de kwel/wegzijing en de nutriëntenconcentraties in het kwelwater. Alleen dan kan hij een reële schatting maken van de hoogte van de achtergrondbelasting aan nutriënten van het oppervlaktewater in veenweidegebieden en van de invloed van ontwatering en bemesting daarop.

# 1 Inleiding

## 1.1 Probleem- en doelstelling

In het onderzoeksproject 'De nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden' van de Stichting Toegepast Onderzoek Reiniging Afvalwater (STORA)<sup>2</sup>, in het vervolg aangeduid als 'Veenweide-onderzoek', heeft DLO-Staring Centrum van begin 1990 tot eind 1992 de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden onderzocht. In deze gebieden zijn de stikstof- en fosforconcentraties in de oppervlaktewateren vaak hoog.

In het kader van de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren dienen voor oppervlaktewateren functies te worden vastgelegd met daaraan gekoppeld de na te streven waterkwaliteitsdoelstellingen. Afhankelijk van het type oppervlaktewater en het na te streven ecologisch niveau zijn door de Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (CUWVO, 1988) suggesties gedaan voor maatregelen om het gestelde doel te realiseren. Een vrij algemeen genoemde maatregel voor alle oppervlaktewateren is de beperking van de nutriëntentoevoer met het oog op de toenemende eutrofiëring van oppervlaktewateren en de minimaal gewenste waterkwaliteit op het niveau van de streefwaarden of grenswaarden.

Eutrofiëring van oppervlaktewateren vormt een groot probleem in Nederland. Diverse bronnen van nutriënten zijn hiervan de oorzaak:

- afvalwater, zoals van AWZI's, industrie, rioleringen enz.;
- diffuse bronnen in het landelijk gebied, waarvan de belangrijkste zijn:
  - uit- en afspoeling van meststoffen;
  - 'natuurlijke' achtergrondbelasting;
  - nalevering uit de waterbodem.

De natuurlijke achtergrondbelasting is de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater als gevolg van natuurlijke processen in een niet door de mens beïnvloede situatie. Deze definitie omvat tevens de uit- en afspoeling ten gevolge van atmosferische depositie van mineralen. In Nederland zijn nauwelijks gebieden die niet ooit in agrarisch gebruik zijn geweest. Bovendien is sinds de tweede helft van deze eeuw de atmosferische depositie van mineralen sterk beïnvloed door de mens. Van een natuurlijke achtergrondbelasting is dus geen sprake meer. Daarom kan beter worden gesproken van 'achtergrondbelasting'.

De diffuse bronnen in het landelijk gebied vormen vaak meer dan de helft van de totale belasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden (Jansen, 1988). Voor waterkwaliteitsbeheerders is het echter zeer moeilijk de afzonderlijke diffuse bronnen te onderscheiden en te kwantificeren. Verklaring van gemeten stoffenbelastingen

---

<sup>2</sup> thans de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA)

is slechts mogelijk indien de afzonderlijke bijdrage van deze bronnen bekend is. Deze kennis is onontbeerlijk om gericht en onderbouwd maatregelen ter vermindering van de stoffenbelasting te kunnen nemen en om het effect van genomen maatregelen te kunnen voorspellen en analyseren. Immers de belasting als gevolg van landbouwkundig gebruik en cultuurtechnische ingrepen kan in principe worden teruggedrongen door het nemen van maatregelen, terwijl de achtergrondbelasting in principe een gegeven is en niet kan worden aangepakt.

Vooraf in veenweidegebieden worden de waterkwaliteitsbeheerders geconfronteerd met de vragen:

- welke bijdrage aan de nutriëntenbelasting levert de achtergrondbelasting die voortvloeit uit de bodemopbouw en de hydrologische gesteldheid;
- welk deel van de nutriëntenbelasting is een gevolg van bemesting van landbouwgronden en van cultuurtechnische ingrepen als ontwatering.

Veen als organische bodem bevat van nature een, in vergelijking met minerale bodems, groot potentieel aan stikstof en fosfor. Deze nutriënten zijn in belangrijke mate aanwezig in de vorm van organische verbindingen. Door afbraak van het veen worden organisch gebonden stikstof en fosfor gemineraliseerd, waarna uit- en afspoeling naar het oppervlaktewater kan optreden. De grootte van deze uit- en afspoeling zal mede worden beïnvloed door de veensoort: eutroof bosveen bevat meer nutriënten dan oligotroof veenmosveen en heeft derhalve een groter uit- en afspoelingspotentieel.

Behalve de uitspoeling uit het ondiepe bodemprofiel kunnen onder kwelomstandigheden stikstof en fosfor uitspoelen uit de diepere ondergrond. In al het diepere grondwater van Zeeland, Zuid-Holland, Noord-Holland, de kop van Groningen en midden-Friesland wordt stikstof en fosfor aangetroffen. De concentraties lopen sterk uiteen: van vrijwel niets tot vele tientallen mg N en P per liter (Werkgroep Midden-West-Nederland, 1976; Bots et al., 1978; Werkgroep Noord-Holland, 1982). De hoge concentraties van stikstof en fosfor zijn in het algemeen niet toe te schrijven aan de belasting van de bodem, maar hebben een natuurlijke oorzaak, waarbij de aanwezigheid van organische stof in de diepere ondergrond een belangrijke rol speelt (RIVM, 1992).

Landbouwkundig gebruik van veenweidegebieden beïnvloedt de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor vooral door bemesting en ontwatering. Via bemesting toegevoerde nutriënten kunnen door de veelal hoge grondwaterstanden in veenweidegebieden relatief snel uit- en afspoelen naar grond- en oppervlaktewater. Het uitspoelingsrisico van fosfor is extra groot ten opzichte van zand- en kleigronden door de binding van fosfor aan mobiele organische zuren die rijkelijk aanwezig zijn in veen.

Diepere ontwatering versnelt de afbraak en mineralisatie van veen, waardoor meer nutriënten vrijkomen. Daarnaast heeft ontwatering zijn weerslag op de hydrologische condities: afspoeling, ondiepe uitspoeling en wegzijging nemen af; uitspoeling via krimp scheuren en via diepere stroombanen, en kwel nemen toe.

Over de grootte van de achtergrondbelasting, afhankelijk van de veensoort en de hydrologische gesteldheid, en de invloed van bemesting en ontwatering op de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater in veenweidegebieden was ten tijde van de aanvang van het onderzoek nog weinig bekend.

De **doelstelling** van dit Veenweide-onderzoek was daarom **het verzamelen van kennis van en inzicht in de processen die een rol spelen bij de uit- en afspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater in veenweidegebieden van Nederland.** Meer concreet had het onderzoek tot doel **de achtergrondbelasting aan stikstof en fosfor van het oppervlaktewater in veenweidegebieden te kwantificeren en de invloed van bemesting en ontwatering op deze belasting vast te stellen.**

In dit onderzoek wordt de achtergrondbelasting gedefinieerd als de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater in onbemeste veenweidegebieden met het traditionele ontwateringspeil van 20-30 cm beneden maaiveld bij de actuele atmosferische depositie van mineralen. De achtergrondbelasting omvat de processen:

- uitspoeling uit de bovenste meters van het bodemprofiel en afspoeling over het bodemoppervlak door mineralisatie van organische stof;
- uitspoeling uit de bovenste meters van het bodemprofiel en afspoeling over het bodemoppervlak door atmosferische depositie van mineralen;
- uitspoeling uit de diepere ondergrond via kwelstromen door diepere lagen met van nature aanwezige stikstof en fosfor.

In het onderzoek is aangesloten bij lopend onderzoek in de provincies Friesland en Noord- en Zuid-Holland.

De resultaten van het Veenweide-onderzoek zijn vastgelegd in dit samenvattend eindrapport. Verschillende deelonderzoeken zijn in meer detail besproken in aparte publikaties (zie pag. 2).

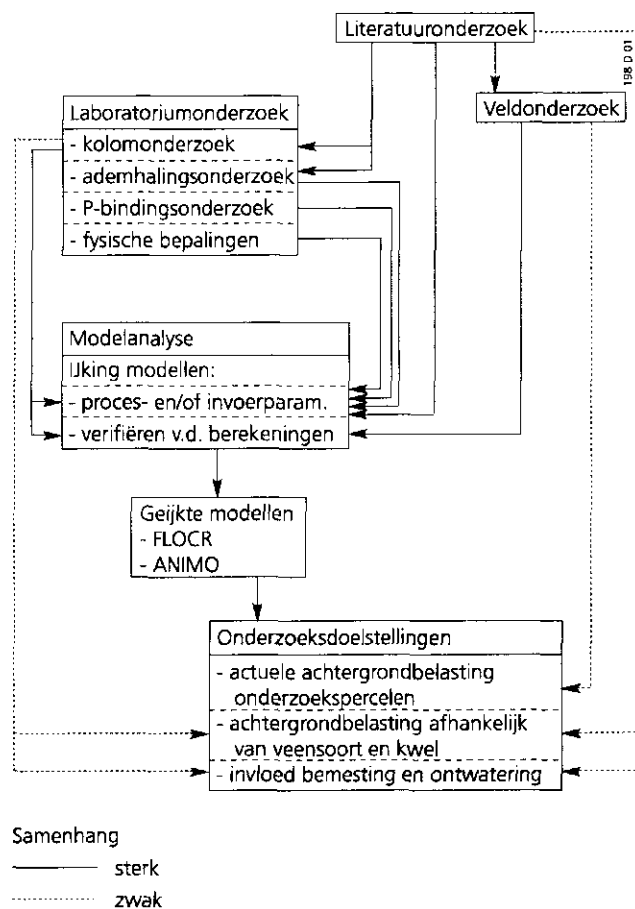
## 1.2 Opzet van het onderzoek

Het onderzoek bestond uit de volgende onderdelen (fig. 1):

- literatuuronderzoek;
- kolomonderzoek;
- aanvullend laboratoriumonderzoek;
- veldonderzoek;
- modelanalyse en -berekeningen.

Onderzoek naar de processen in waterbodem en bovenstaand water viel buiten het bereik van het project. De consequentie hiervan is dat de resultaten van het onderzoek uitsluitend betrekking hebben op de uitspoeling vanuit het bodemprofiel en de afspoeling vanaf het bodemoppervlak naar het oppervlaktewater.

Het literatuuronderzoek had als eerste doel inzicht te verkrijgen in de bestaande kennis van processen van organische-stofafbraak en stikstof- en fosformineralisatie



**Fig. 1 Samenhang tussen de verschillende onderdelen van het onderzoek**

in veen en hiaten in deze kennis te signaleren. Deze kennis was belangrijk om het kolomonderzoek op een verantwoorde wijze op te zetten. Een ander doel was na te gaan of het nutriëntenuishoudingmodel ANIMO geschikt was voor de simulering van de stikstof- en fosforhuishouding van veengronden en of dit model aanpassing behoeft. Verder was het literatuuronderzoek gericht op verzamelen van waarden voor proces- en invoerparameters van ANIMO.

Het doel van het kolomonderzoek was het bestuderen van processen die verband houden met de nutriëntenuitspoeling uit veengronden. Deze processen zijn de afbraak en mineralisatie van veen, de binding van stikstof en fosfor aan de veenbodem en de invloed van veensoort, bemesting en ontwatering op de uitspoeling. Het kolomonderzoek was zo opgezet dat voldoende informatie werd verkregen om de modellen te verifiëren en te ijken, zodat waarden van proces- en invoerparameters konden worden vastgesteld.

Het kolomonderzoek is beperkt tot twee veensoorten. Hiervoor zijn twee veensoorten gekozen die extreem zijn in trofiegraad: veenmosveen (arm) en bosveen (rijk). Middels dit kolomonderzoek werd vastgesteld welke procesparameters van belang zijn,



en bij welke essentiële procesparameters de waarde afhankelijk is van de veensoort. Voor andere veensoorten dan de onderzochte kan dan de waarde van relevante procesparameters aan de hand van de trofiegraad worden afgeleid uit het vastgestelde bereik voor deze twee extremen.

Het aanvullend laboratoriumonderzoek had tot doel waarden voor proces- en invoerparameters van de modellen te verkrijgen. Het bestond uit:

- ademhalingsonderzoek om de potentiële afbraaksnelheid van de onderzochte venen te bepalen. Nevendoelen waren het bestuderen van de stikstof- en fosformineralisatie in relatie tot de afbraaksnelheid en de invloed van de temperatuur op de afbraaksnelheid;
- fosforbindingsonderzoek. Over de fosforbinding in veen was ten tijde van de aanvang van het onderzoek nog weinig bekend;
- bepaling van bodemfysische grootheden als verzadigde doorlatendheid, vocht-karakteristiek, doorlatendheidskarakteristiek, krimp-karakteristiek en volumieke massa.

In het veldonderzoek werden gegevens verzameld om de achtergrondbelasting op perceelsniveau te kunnen kwantificeren. Meer concreet werden in dit deelonderzoek invoergegevens voor de modellen en gegevens voor toetsing van de modelberekeningen verkregen. Het onderzoek bestond uit het meten van concentraties van stikstof en fosfor en andere relevante stoffen in het bodemvocht op verschillende diepten in drie laagveenpercelen gedurende het onderzoeksjaar 1991. Daarnaast werden de grondwaterstanden en slootpeilen van de drie onderzoekspercelen gedurende het onderzoeksjaar gevolgd.

Omdat het hoofddoel van het Veenweide-onderzoek het bepalen van de achtergrondbelasting was, dienden de proefpercelen onbemest of extensief gebruikt en matig ontwaterd te zijn. Het was mogelijk om aan drie percelen in de volgende gebieden onderzoek te doen:

- de Akmarijsterpolder in Friesland; koopveengrond in veenmosveen (arm); natuurterrein;
- het natuurterrein Donkse Laagten in Zuid-Holland; koopveengrond in bosveen (rijk); natuurterrein;
- de polder Wormer, Jisp en Nek in Noord-Holland; weideveengrond in veenmosveen (matig arm); extensief gebruikt.

Het veldonderzoek werd uitgevoerd door de waterkwaliteitsbeheerders van deze gebieden met begeleiding van DLO-Staring Centrum:

- in Friesland: de Provincie Friesland (nu Waterschap Friesland);
- in Zuid-Holland: Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden;
- in Noord-Holland: Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier.

De veenkolommen zijn gestoken in de Akmarijsterpolder en in Donkse Laagten. Voor het overige laboratoriumonderzoek zijn van alle drie percelen monsters gehaald.

De resultaten van de deelonderzoeken zijn geanalyseerd en met elkaar in verband gebracht met het dynamische waterhuishoudingmodel FLOCR en het dynamische nutriëntenhuishoudingmodel ANIMO (fig. 1). Door deze beide modellen te koppelen kon de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor in de tijd worden gesimuleerd, rekening houdend met meteorologische en hydrologische condities, gewasgroei, veensoort, bemesting en ontwateringsdiepte en de dynamiek hierin. De modellen zijn daarmee belangrijke instrumenten om de resultaten van het kolomonderzoek te vertalen naar veldomstandigheden en om de gevolgen van bemesting en ontwatering te voorspellen.

In eerste instantie zijn de modellen gebruikt om de kolomresultaten te analyseren. Dit leverde waarden voor belangrijke proces- en invoerparameters op. Met de gegevens van het veldonderzoek zijn de modellen verder getest en geïjkt. Met de geïjkte modellen is voor de onderzoekspercelen de achtergrondbelasting ten tijde van het onderzoek berekend. Verder is met de geïjkte modellen een situatie met een 'identieke' hydrologie die voor alle proefpercelen dezelfde was, doorgerekend. Met deze berekeningen kon de invloed van de veensoort op de achtergrondbelasting worden geanalyseerd. Ten slotte zijn verschillende bemestings- en ontwaterings-scenario's doorgerekend om de invloed van bemesting en ontwatering op de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater te analyseren.

De samenhang tussen de verschillende deelonderzoeken is samengevat in figuur 1.

### **1.3 Opbouw van het rapport**

In dit rapport worden de eindresultaten van het Veenweide-onderzoek gegeven. De wijze waarop deze resultaten zijn verkregen, door analyse en synthese van de resultaten van de verschillende deelonderzoeken, wordt besproken. Van de deelonderzoeken wordt beknopt verslag gedaan. Ze zijn afzonderlijk en uitgebreid verslagen in aparte DLO-Staring-Centrum-publikaties, waarnaar in de desbetreffende hoofdstukken en paragrafen is verwezen (zie ook pag. 2).

Hoofdstuk 2 geeft een samenvatting en de belangrijkste resultaten van het literatuuronderzoek. Hoofdstuk 3 handelt over het kolomonderzoek en het overige laboratoriumonderzoek. In hoofdstuk 4 wordt het veldonderzoek beschreven. Hoofdstuk 5 beschrijft de analyse van de resultaten van de deelonderzoeken met de computermodellen. Hoofdstuk 6 behandelt de achtergronduitspoeling en de invloed hierop van bemesting en ontwatering. De deelonderzoeken beschreven in de hoofdstukken 2 t/m 6 worden elk afzonderlijk afgesloten met conclusies over deze deelonderzoeken. In hoofdstuk 7 wordt het onderzoek geëvalueerd en worden de belangrijkste conclusies in relatie tot de doelstellingen van het onderzoek gegeven. Centraal in dit laatste hoofdstuk staat de betekenis van de resultaten van het onderzoek voor de waterkwaliteitsbeheerder in de Nederlandse veenweidegebieden. Het kan afzonderlijk worden gelezen voor een algemene indruk.

## 2 Literatuuronderzoek

De resultaten van het literatuuronderzoek zijn vastgelegd in DLO-Staring Centrum-rapport 199 (Hendriks, 1991). In dit hoofdstuk worden de belangrijkste resultaten van het literatuuronderzoek besproken.

### 2.1 Veen in Nederland

Veen bestaat voor 23 tot 100 massaprocenten uit organische stof van plantenresten. De afzetting hiervan vond plaats onder waterverzadigde omstandigheden, waardoor de organische stof niet of nauwelijks werd omgezet en afgebroken. De organische verbindingen zijn voornamelijk opgebouwd uit koolstof (50 tot 58 massaprocenten van de organische stof). Daarnaast kunnen ze grote hoeveelheden stikstof en fosfor bevatten, afhankelijk van de nutriëntenrijkdom (trofiegraad) van het milieu waarin het veen oorspronkelijk is ontstaan. Bij de indeling van veensoorten wordt onderscheid gemaakt in trofiegraad van het veen: eutroof (nutriëntenrijk), mesotroof (weinig nutriëntenrijk) en oligotroof (nutriëntenarm) veen (tabel 1). Eutroof veen bevat relatief veel en oligotroof veen relatief weinig stikstof. Mesotroof veen neemt een tussenpositie in. Meestal wordt aangenomen dat deze relatie ook voor fosfor geldt. Over het fosforgehalte van veen is echter weinig bekend in de literatuur. Wel is duidelijk dat de relatie trofiegraad-fosforgehalte minder eenduidig is dan de relatie trofiegraad-stikstofgehalte.

*Tabel 1 Trofiegraad en stikstof- en fosforgehalten in de vorm van C/N- en C/P-verhoudingen<sup>1)</sup> van verschillende veensoorten (naar: Hendriks, 1991)*

Veensoort	Trofiegraad	C/N-verhouding	C/P-verhouding
Bosveen	eutroof	15-25	?
Broekveen	eutroof	18-30	750
Zeggerietveen	eutroof	15-40	?
Rietveen	eutroof	15-40	?
Broekveen	mesotroof	15-20	?
Zeggeveen	mesotroof	15-30	336-1144
Rietzeggeveen	mesotroof	15-30	750
Veenmosveen	oligotroof	40-70	400-2400

<sup>1)</sup> C-gehalte organische stof: 50 tot 58 massaprocenten

? = niet bekend

Het huidige veen in Nederland is gevormd tijdens het Holoceen, vanaf ca. 10 000 tot ca. 900 jaar voor heden, in een vochtig klimaat. Van de oppervlakte van Nederland nemen de veengronden bijna 10% in beslag. Ruim 90% hiervan wordt landbouwkundig gebruikt, voornamelijk als weidegrond. Ca. 36% van de Nederlandse veengronden bestaat uit eutroof veen, ca. 38% uit mesotroof veen en ca. 26% uit

oligotroof veen. Sinds de ontginningen zijn de meeste veengronden ontwaterd en is de afbraakfase ingezet.

## 2.2 Afbraak en mineralisatie van veen

In ontwaterde veengronden overtreft de afbraak de opbouw van organische stof. Hierbij kunnen organisch-koolstof, -stikstof en -fosfor worden omgezet in anorganische vormen van deze elementen. Het omzetten van organische verbindingen in anorganische verbindingen wordt mineralisatie genoemd. Voor het Veenweideonderzoek waren de stikstof- en fosformineralisatie van belang. Om de stikstof- en fosformineralisatie van veen te kunnen begrijpen, moet de koolstofmineralisatie van het veen worden bestudeerd. Omdat organische stof voor ongeveer de helft uit koolstof bestaat worden in kwantitatieve benaderingen koolstofmineralisatie en afbraak vaak als hetzelfde proces beschouwd.

Afbraak van organische stof is de splitsing en omzetting van de complexe chemische verbindingen van de organische stof in eenvoudiger verbindingen. Het afbraakproces wordt voornamelijk bewerkstelligd door micro-organismen, voor het verkrijgen van koolstof voor hun energievoorziening en celopbouw. Het kan onder aërobe en anaërobe omstandigheden optreden. Aërobe afbraak of oxydatie verloopt sneller en meer compleet dan anaërobe afbraak, en met andere eindprodukten.

Stikstofmineralisatie is een enzymatisch proces waarbij complexe organisch-stikstofverbindingen worden gehydrolyseerd voor de energievoorziening van de afbrekende micro-organismen. Bij dit proces komt ammonium vrij dat onder aërobe omstandigheden kan worden omgezet in nitraat (nitrificatie). Onder anaërobe omstandigheden kan nitraat worden gedenitrificeerd tot stikstofgas of stikstofoxyde.

Fosformineralisatie is een enzymatisch proces, waarbij door hydrolyse van organisch-fosforverbindingen anorganisch-fosfor ontstaat. Het proces wordt voornamelijk gestuurd door de behoefte aan fosfor van de micro-organismen. De mineralisatie van fosfor uit organische stof wordt veelal geacht op dezelfde principes te berusten als de mineralisatie van stikstof. Er zijn echter steeds meer aanwijzingen dat de fosformineralisatie essentieel verschilt van de stikstofmineralisatie. De fosformineralisatie vertoont een minder strikte samenhang met de koolstofmineralisatie dan de stikstofmineralisatie. Meestal blijft de fosformineralisatie in omvang achter bij de koolstof- en stikstofmineralisatie. Uit het literatuuronderzoek blijkt dat er nog vele lacunes zijn in de kennis over het fosformineralisatieproces.

Verschillende factoren zijn van invloed op de afbraak en mineralisatie van organische stof. De belangrijkste zijn vochtgehalte, zuurstofvoorziening, voedingselementen, temperatuur, zuurgraad en lutumgehalte. Deze factoren bepalen de reactiesnelheden en/of de samenstelling van de bodemmicropopulatie.

De belangrijkste groepen micro-organismen die organische stof afbreken zijn bacteriën, actinomyceten en schimmels, afhankelijk van de omstandigheden. Onder

gemiddelde aërobe omstandigheden zijn aërobe bacteriën, schimmels en actinomyceten gelijktijdig actief. Onder zure omstandigheden zijn vooral schimmels actief, en onder anaërobe omstandigheden vooral anaërobe bacteriën.

De organische stof van veen bestaat voornamelijk uit plantenmateriaal dat in verschillende stadia van afbraak verkeert. De belangrijkste macro-moleculaire verbindingen in plantenmateriaal zijn: koolhydraten, lignine, eiwitten, organisch-fosfor- en organisch-zwavelcomponenten en vetten, wassen en harsen. Daarnaast bevat veen humusmoleculen. De samenstelling van organische stof verandert tijdens de afbraak. De samenstelling van veen geeft een indicatie van het stadium van afbraak van veen. Hoe verder het afbraakstadium van het veen is gevorderd, hoe lager het koolhydratengehalte is, en hoe hoger het ligninegehalte, humusmoleculengehalte en het gehalte aan vetten, wassen en harsen zijn.

### **2.3 Gevolgen van afbraak en mineralisatie van veen voor landbouw en milieu**

Afbraak en mineralisatie van veen hebben gevolgen voor landbouw en milieu:

- zakking van het maaiveld door het verdwijnen van organische stof;
- de emissie van koolzuur, een 'broeikasgas';
- het vrijkomen van nutriënten als stikstof en fosfor door mineralisatie.

Zakking van het maaiveld noopt tot het voortdurend aanpassen van het ontwateringspeil, waardoor een steeds groter wordend deel van het oorspronkelijke veenprofiel aëroob wordt en aan oxydatie wordt blootgesteld. Bij een ontwateringsdiepte van 20 cm -mv zakken de Nederlandse veengronden ca. 2 mm per jaar en bij een ontwateringsdiepte van 70 cm - mv ca. 6 mm per jaar. De koolzuur-emissie vanuit veengronden bedraagt in Nederland 1-3% van de totale koolzuur-emissie van  $50 \times 10^9$  kg  $\text{CO}_2\text{-C}$  per jaar.

Het vrijkomen van nutriënten betekent ten opzichte van minerale gronden een extra leverantie van nutriënten aan het gewas op veengronden. Het betekent echter ook een verhoogde kans op uitspoeling van nutriënten naar het grond- en oppervlaktewater. Dit laatste was het onderwerp van het Veenweide-onderzoek.

De achtergronduitspoeling van nutriënten is de belasting van grond- en oppervlaktewater met mineralen na transport van het water door het bodemsysteem van natuurlijke of half-natuurlijke niet bemeste en niet diep ontwaterde terreinen. Door de stikstof- en fosforconcentraties in het ondiepe grondwater, van waaruit uitspoeling naar het oppervlaktewater zal optreden, te vermenigvuldigen met het neerslagoverschot kan voor deze terreinen een schatting worden gemaakt van de stikstof- en fosforvrachten naar het oppervlaktewater. De op deze wijze berekende schatting is vrij ruw, omdat zij geen rekening houdt met processen als denitrificatie, anaërobe mineralisatie en uitwisseling met het bodemcomplex tijdens het transport van het water naar de ontwateringsmiddelen. Uitspoeling uit de diepere ondergrond komt in deze schatting slechts tot uitdrukking voor zover deze uitspoeling de stikstof- en

fosforconcentraties in het bovenste grondwater beïnvloedt; directe uitspoeling uit de diepere ondergrond naar de ontwateringsmiddelen is niet in deze schatting betrokken.

Uitgaande van de gemiddelden van stikstof- en fosforconcentraties in de bovenste meter van het grondwater in een tiental onbemeste, matig ontwaterde laagveengebieden en een gemiddeld jaarlijks neerslagoverschot van 300 mm is een schatting gemaakt van de orde van grootte van de achtergronduitspoeling naar het oppervlaktewater uit Nederlandse laagveengebieden zonder kwelinvloed (tabel 2). Voor kwel-situaties met hogere stikstof- en fosforconcentraties in het kwelwater dan bovengenoemde gemiddelden zal deze orde van grootte zijn onderschat.

**Tabel 2 Schatting van de achtergronduitspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater, uit het bovenste deel van het profiel van Nederlandse onbemeste, matig ontwaterde laagveengebieden in  $kg \cdot ha^{-1} \cdot jr^{-1}$  N en P (naar: Hendriks, 1991)**

Nitraat-N	Ammonium-N	Organisch-N	Totaal-N	Ortho-P	Organisch-P	Totaal-P
1	6	5	12	0,3	0,7	1,0

Vergelijking van de waarden van tabel 2 met uit- en afspoelingstermen van stikstof- en fosforbalansen van Nederlandse laagveengebieden leert dat de achtergronduitspoeling een niet te verwaarlozen post is op deze balansen.

Invloed van landbouwkundige activiteiten op de uitspoeling van stikstof en fosfor naar het grond- en oppervlaktewater doet zich gelden in de vorm van bemesting en ontwatering.

Overtollige meststoffen kunnen vanuit de onverzadigde zone uitspoelen naar het grondwater en via het grondwater naar het oppervlaktewater worden getransporteerd. Daarnaast kunnen in veengebieden meststoffen snel uitspoelen naar het grondwater via krimpscheuren in het veen en onder natte omstandigheden over het bodemoppervlak afspoelen. De mate van ontwatering is in belangrijke mate van invloed op deze beide processen.

Verlaging van de grondwaterstand beïnvloedt de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater via een aantal processen (tabel 3).

Omdat de processen van tabel 3 gezamenlijk optreden en in verschillende richting werken, en het van de specifieke omstandigheden afhangt welke processen het grootste aandeel hebben, is het niet mogelijk om in het algemeen aan te geven wat het uiteindelijke effect van ontwatering is op de stikstof- en fosforbelasting in veengebieden. Hiervoor is het noodzakelijk om deze processen kwantitatief in hun onderlinge samenhang te bestuderen. Een bruikbaar instrument daarvoor is een nutriëntenhuishouding-computermodel waarin al deze aspecten zijn betrokken. Zo'n model is het model ANIMO dat in het Veenweide-onderzoek is gebruikt (zie H5).

**Tabel 3 Effecten van grondwaterstandsverlaging op de processen die uit- en afspoeling van stikstof en fosfor beïnvloeden, en daarmee op de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor in veenweidegebieden (naar: Hendriks, 1991)**

Proces	Effect op		
	proces	uitspoeling	afspoeling
Mineralisatie van veen	+	+	0
Denitrificatie	-/+	+/-	0
Snel-transport via krimpscheuren	+	+	-
Kwel	+	+	0
Gewasopname	+	-	0
Bergend en bindend vermogen	+	-	-
Interflow	-	-	-
Afspoeling over oppervlak	-	0	-

(+ = toename, - = afname, 0 = geen effect)

interflow = ondiepe grondwaterstroming door de bovenste decimeters van het profiel naar greppels en sloten

## 2.4 Berekening van de afbraak van organische stof

De berekening van de stikstof- en fosformineralisatie wordt meestal gebaseerd op de berekening van de organische-stofafbraak. Hiervoor zijn verschillende rekenmodellen ontwikkeld:

- rekenmodellen met constante afbraaksnelheid;
- rekenmodellen met tijdsafhankelijke afbraaksnelheid;
- rekenmodellen waarbij de organische stof in verschillende fracties wordt verdeeld.

De bekendste formule uit de rekenmodellen met constante afbraaksnelheid (Hénin et Dupuis, 1945) beschrijft de afbraak van organische stof als een eerste-orde-proces, met de relatieve afbraaksnelheid als snelheidsconstante. In deze formule is de hoeveelheid organisch materiaal die per tijdseenheid wordt afgebroken, recht evenredig met de hoeveelheid materiaal die nog over is.

Nadere analyse van de resultaten van afbraakexperimenten leert dat de afbraaksnelheid van organische stof niet constant is, maar afneemt met de tijd door de heterogene samenstelling van de organische stof. Gemakkelijk-afbreekbare materialen worden het eerst afgebroken, waardoor het residu steeds rijker wordt aan resistenter verbindingen en de afbraaksnelheid van de organische stof als geheel daalt.

Een belangrijk rekenmodel met tijdsafhankelijke afbraaksnelheid is het één-parameter-model van Janssen (1984 en 1986). Met dit model kan een gemeten relatieve afbraaksnelheid worden omgezet in een relatie tussen afbraaksnelheid en tijd (fig. 2). De 'schijnbare beginleeftijd'  $a$  karakteriseert het type materiaal: hoe groter  $a$ , hoe moeilijker afbreekbaar het materiaal. De parameter  $a$  kan worden bepaald uit afbraakexperimenten als de ademhalingsmeting (zie 2.6). Met bekende  $a$  kan het verloop van de organische-stofafbraak in de tijd worden voorspeld.

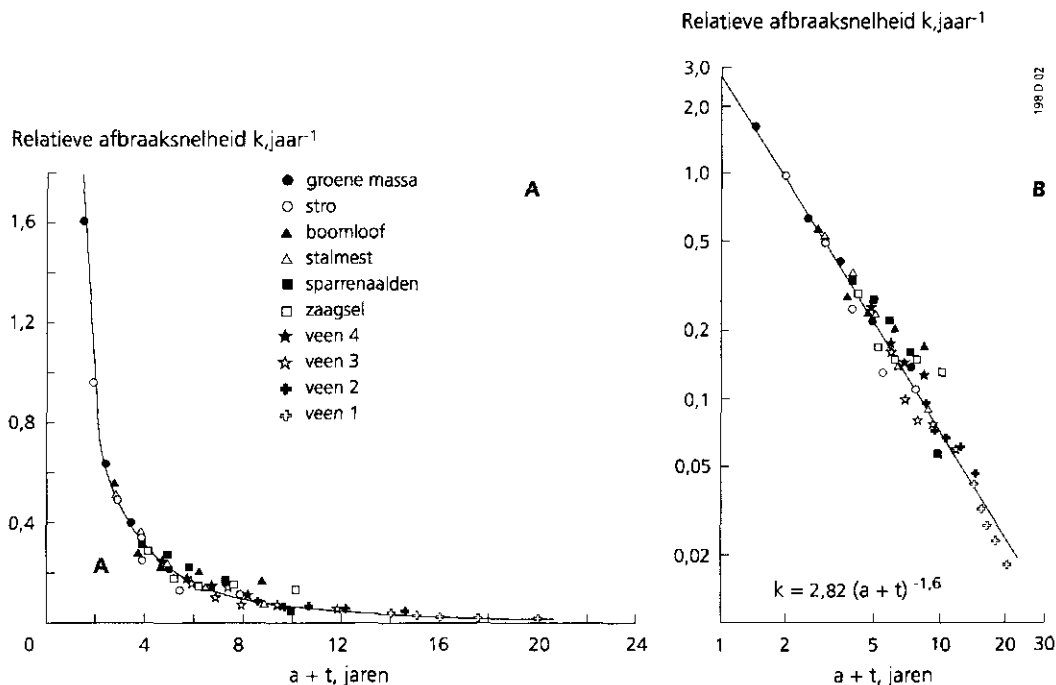


Fig. 2 De relatie tussen de relatieve afbraaksnelheid  $k$  en de som van de tijd  $t$  en de 'beginleeftijd'  $a$  van verschillende soorten organisch materiaal. A lineair, B tweezijdig logaritmisch (naar: Janssen, 1986)

Een belangrijk concept binnen de rekenmodellen waarbij de organische stof in verschillende fracties wordt verdeeld, is dat waarin empirische fracties worden onderscheiden. Het computer-simulatiemodel ANIMO is gebaseerd op dit concept. ANIMO is een dynamisch model ontwikkeld voor de berekening van de uitspoeling van stikstof uit landbouwgronden. Het model is later uitgebreid voor de berekening van fosforuitspoeling uit landbouwgronden. Om de volgende redenen is ANIMO geschikt om de organische-stofhuishouding van veengronden te simuleren:

- veen kan als een 'materiaal' worden gedefinieerd dat wordt omgezet in biomassa, humus en  $\text{CO}_2$ . Dit is conform de werkelijkheid;
- het 'materiaal' veen kan in verschillende fracties worden verdeeld met een eigen afbraaksnelheid en C/N- en C/P-verhouding. Hierdoor kan het afnemen van de afbraaksnelheid in de tijd worden gesimuleerd. Verder is dit van belang voor een correcte berekening van de stikstof- en fosformineralisatie;
- met het model kunnen omzetting en transport van opgeloste organische stof worden gesimuleerd. Uitspoeling van organisch-stikstof en -fosfor speelt een belangrijke rol in veengebieden;
- met ANIMO kan afbraak van organische stof onder anaërobe omstandigheden worden gesimuleerd. In veengronden is dat van groot belang, omdat een groot deel van het profiel continu onder anaërobe omstandigheden verkeert.

Daarnaast is ANIMO een bruikbaar model voor het Veenweide-onderzoek, omdat de koppeling tussen de nutriëntenhuishouding en de waterhuishouding zeer sterk is gericht op de beschrijving van de uitspoeling van stikstof en fosfor.



## 2.5 Berekening van de stikstof- en fosformineralisatie

De conventionele methode om de stikstof- en de fosformineralisatie te berekenen, is gebaseerd op de aanname dat er een strikte relatie bestaat tussen de mineralisatie en de afbraak (koolstofmineralisatie) van organische stof. Voor de stikstofmineralisatie lijkt deze methode goed te voldoen. Voor de fosformineralisatie zijn er echter veel aanwijzingen uit de literatuur dat deze strikte relatie niet bestaat. Een alternatief concept voor de fosformineralisatie is niet gevonden in de literatuur. In het Veenweide-onderzoek is daarom vastgehouden aan de conventionele methode.

De relatie tussen de koolstofmineralisatie en de stikstof- of fosformineralisatie wordt gegeven door de biosynthese-efficiëntie, de C/N- of C/P-verhouding van de biomassa en de C/N- of C/P-verhouding van het substraat. De biosynthese-efficiëntie is een maat voor de verhouding waarin de organismen koolstof gebruiken voor dissimilatie of ademhaling en assimilatie of celsynthese. Deze drie grootheden bepalen of het netto resultaat van organische-stofafbraak mineralisatie of immobilisatie (vastleggen van anorganische stikstof of fosfor door de biomassa) is. De C/N- of C/P-verhouding van de biomassa gedeeld door de biosynthese-efficiëntie bepaalt de zogenaamde kritische C/N- of C/P-verhouding. Is de C/N- of C/P-verhouding van het substraat kleiner dan deze kritische verhouding dan vindt netto mineralisatie plaats; is ze groter dan is het netto-resultaat immobilisatie. Kritische C/N-verhoudingen uit de literatuur liggen tussen 20 en 30; kritische C/P-verhoudingen tussen 50 en 300. De snelheid van het mineralisatieproces wordt mede bepaald door de afbraaksnelheid.

Deze berekeningswijze is niet zonder meer toepasbaar op de reeds aanwezige organische stof in het bodemprofiel (veen). De belangrijkste reden is dat deze organische stof niet uniform van samenstelling is; de C/N- of C/P-verhouding van het gedeelte dat kan worden afgebroken, kan sterk afwijken van de C/N- of C/P-verhouding van de organische stof in zijn geheel. Dit pleit er voor om bij de berekening van de mineralisatie van veen, het veen onder te verdelen in verschillende fracties met ieder een eigen afbraaksnelheid en C/N- of C/P-verhouding.

Bovenstaand rekenconcept vormt de basis van de berekening van de stikstof- en fosformineralisatie in ANIMO. Door het verschil te bepalen tussen de totale hoeveelheid organisch-stikstof en -fosfor in een laag aan het begin en aan het einde van een tijdstap, wordt in het model berekend hoeveel stikstof of fosfor netto is gemineraliseerd of geïmmobiliseerd. Bij een toename van de hoeveelheid organisch-stikstof is er stikstof geïmmobiliseerd in biomassa en humus, bij een afname is er stikstof gemineraliseerd. Per laag worden stikstof- en fosforbalansen bijgehouden. Omdat in ANIMO de berekening van de fosformineralisatie volledig is gebaseerd op de berekening van de organische-stofafbraak, de conventionele methode, moeten de resultaten van deze berekeningen kritisch worden bezien.

Voor een realistische berekening is het van belang juiste waarden voor de bepalende grootheden te gebruiken. In de literatuur zijn waarden gevonden voor belangrijke parameters:

- onder aërobe, niet te zure omstandigheden ligt de biosynthese-efficiëntie tussen 20 en 40%;

- de C/N-verhouding van de biomassa en stabiele humus bedraagt 8 à 10;
- de C/P-verhouding van de biomassa en stabiele humus in veen ligt in het traject 5-25. Dit is veel lager dan de waarde van 50 die meestal wordt gehanteerd voor minerale gronden.

## 2.6 Meetmethoden voor de afbraak en mineralisatie van veen

De meest gebruikte meetmethoden om de relatieve afbraaksnelheid van organische stof te bepalen, zijn die waarbij het substraat in de minerale bodem wordt gebracht door onderploegen of door ingraven, waarna het gewichtsverlies van de organische stof over een zekere periode wordt bepaald. Dit is een maat voor de relatieve afbraaksnelheid. Belangrijkste nadeel van deze methoden is dat de structuur van het monster wordt verstoord, waardoor hogere afbraaksnelheden worden gemeten dan aan ongestoorde monsters.

In het Veenweide-onderzoek is de ademhalingsmeting gebruikt. Bij deze methode worden de CO<sub>2</sub>-productie en de O<sub>2</sub>-consumptie van het veen gemeten, waaruit een relatieve afbraaksnelheid kan worden afgeleid (zie 3.2). Het belangrijkste voordeel van deze methode is dat wordt gemeten aan ongestoorde monsters.

Waarden uit de literatuur voor de relatieve afbraaksnelheid, bepaald met de ademhalingsmeting, bedragen rond de 0,01 à 0,02 jaar<sup>-1</sup>. Dit is de grootte-orde van de algemene relatieve afbraaksnelheid van actieve humus in de bouwvoor onder gemiddelde Nederlandse omstandigheden. De methoden waarbij veen aan de bodem wordt toegediend geven waarden die 4 tot 15 maal hoger zijn. Voor veen als gestructureerde bodem zijn deze waarden onrealistisch hoog.

De meest gebruikte methoden om de stikstof- en fosformineralisatie te meten, zijn de incubatieproeven. Hierbij wordt de verandering van de gehalten aan stikstof en fosfor van geïncubeerde monsters gemeten over een zekere periode. De gemeten veranderingen vormen een maat voor de mineralisatie. Van groot belang bij de bepaling van de fosformineralisatie is de wijze waarop de verschillende fosforgehalten worden gemeten.

## 2.7 Conclusies en aanbevelingen

De belangrijkste conclusies uit het literatuuronderzoek zijn:

- onderzoek uit o.a. de provincies Friesland en Noord- en Zuid-Holland toont aan dat de achtergronduitspoeling een niet te verwaarlozen post op de stikstof- en fosforbalansen vormt;
- ANIMO lijkt geschikt voor de simulatie van de organische-stofhuishouding en stikstofmineralisatie van veen. Wel behoeft het model op enige punten aanpassing;
- in de kennis over de processen van de fosformineralisatie zijn nog veel hiaten gesignaleerd;

- de resultaten van de simulatie van de fosformineralisatie met ANIMO moeten kritisch worden gezien.

De belangrijkste aanbevelingen betreffen:

- processen die nader onderzocht moeten worden in kolom- en ademhalingsexperimenten:
  - de relatie in veen tussen de koolstofmineralisatie en de stikstof- en fosformineralisatie;
  - de betekenis van een kritische C/N- en C/P-verhouding voor de netto-mineralisatie van stikstof en fosfor in veen;
  - de betekenis van de verhouding organisch-fosfor/totaal-fosfor voor de netto-mineralisatie van fosfor;
  - de invloed van de stikstofhuishouding en de temperatuur op de fosformineralisatie;
- verbeteringen of uitbreidingen van ANIMO voor de simulatie van de organische-stofhuishouding van veen:
  - het bijstellen van de afbraakreductiefactor voor het bodemvochtgehalte in het droge traject;
  - het verbeteren van de modelformulering van de organische-stofafbraak bij stikstofgebrek;
  - het bijstellen van de afbraakcorrectiefactor voor de temperatuur in het traject 0-5 °C.

### **3 Laboratoriumonderzoek**

In dit hoofdstuk worden de verschillende laboratoriumexperimenten en -bepalingen besproken die in het Veenweide-onderzoek zijn verricht. Het laboratoriumonderzoek is uitgevoerd om processen betreffende de nutriëntenuitspoeling uit veen te bestuderen en om waarden voor proces- en invoerparameters en gegevens voor de toetsing van de computermodellen te verkrijgen. In 5.1 wordt aangegeven welke proces- en invoerparameters dit zijn.

De bespreking van het laboratoriumonderzoek blijft beperkt tot de belangrijkste aspecten van de uitvoering en de belangrijkste resultaten. De afzonderlijke onderzoeken zijn gedetailleerd besproken in aparte publikaties (zie pag. 2). Per onderzoek wordt aangegeven welke publikatie dat is. Het laboratoriumonderzoek is uitgevoerd aan monsters van de drie onderzoekspercelen. Een bespreking van deze percelen wordt gegeven in hoofdstuk 4.

Achtereenvolgens worden behandeld de bepalingen van fysische bodemkenmerken (3.1), het onderzoek naar de binding van fosfor (3.2), het ademhalingsonderzoek (3.3) en het kolomonderzoek (3.4).

#### **3.1 Bepalingen van fysische bodemkarakteristieken**

##### **3.1.1 Doel**

De bepalingen van fysische bodemkarakteristieken dienden gegevens op te leveren voor het interpreteren van het kolom- en veldonderzoek met het waterhuishouding-model en het nutriëntenhuishoudingmodel.

De uitgevoerde bepalingen betroffen:

- de bepaling van de verzadigde doorlatendheid van het bodemmateriaal van de verschillende profiellagen van de onderzoekspercelen;
- de bepaling van de vocht- en doorlatendheidskarakteristieken van het bodemmateriaal;
- de bepaling van de krimp-karakteristieken van het bodemmateriaal;
- de bepaling van de volumieke massa van het bodemmateriaal.

### 3.1.2 Materialen en methoden

De verticale verzadigde doorlatendheid is bepaald aan monsters van vier diepten: 0-20, 20-40, 40-60 en 70-90 cm - mv. De horizontale verzadigde doorlatendheid is bepaald aan monsters van ca. 60 cm - mv. De monsters werden gestoken met PVC-ringen met een hoogte van 20 cm en een inwendige diameter van 18 cm.

Voor de bepaling van vocht- en doorlatendheidskarakteristieken zijn monsters gestoken met PVC-ringen met een hoogte van 8 cm en een inwendige diameter van 10 cm. Per diepte van de monsters voor de verticale verzadigde doorlatendheid zijn twee monsters gestoken: 1-9 en 11-19 cm - mv; 21-29 en 31-39 cm - mv enz.

In de Akmarijpsterpolder en in Donkse Laagten zijn monsters gestoken nabij de plaats waar de kolommen zijn gestoken, en ongeveer in het midden van het perceel. In Wormer, Jisp en Nek zijn de monsters gestoken ongeveer in het midden van het perceel. In het laboratorium werden de monsters afhankelijk van hun vochtgehalte 1 à 2 maanden onder water gehouden om ze te verzadigen. De bepalingen werden gedaan aan verzadigde monsters.

De verzadigde doorlatendheid is bepaald door op het monster een laagje water van 1 cm te handhaven en de hoeveelheid water te bepalen die per tijdseenheid door het monster stroomde.

De vocht- en doorlatendheidskarakteristieken zijn bepaald met de verdampingsmethode. Op vier diepten in het monster werd een tensiometer ingebracht voor de bepaling van de drukhoogte van het bodemvocht op die diepten. Het monster werd op een krachtopnemer geplaatst. De bovenkant van het monster was open zodat het bodemvocht vrijelijk kon verdampen bij constante temperatuur en luchtvochtigheid. De verandering in drukhoogte werd op regelmatige tijden automatisch geregistreerd door de tensiometers, de afname van het gewicht door de krachtopnemer. De bepaling ging door tot in één of meer tensiometers lucht intrad (meestal bij een drukhoogte van ca. -8 kPa). Uit de gegevens werden met een computermodel de vocht- en doorlatendheidskarakteristieken berekend.

De verdampingsmethode gaf slechts informatie over de vochtkarakteristiek tot een minimale drukhoogte van ca. -8 kPa (pF 2,9). Dit is het belangrijkste traject onder normale veldomstandigheden; lagere drukhoogten komen alleen voor in de wortelzone onder droge omstandigheden in het groeiseizoen. Omdat het waterhuishoudingmodel FLOCR de vochtkarakteristiek tot minimaal een drukhoogte van -160 kPa (pF 4,2, verwelkingspunt) vereist, zijn de vochtkarakteristieken en de doorlatendheidskarakteristieken aangevuld met gegevens uit de Staringreeks, een standaardreeks van bodemfysische karakteristieken (Wösten et al., 1987).

De krimp-karakteristiek is bepaald aan monsters van 5 cm x 5 cm x 5 cm gesneden uit de monsters van de verzadigde-doorlatendheidsbepaling. Op 5 en 15 cm diepte werden uit deze monsters blokjes gesneden. De monsters werden verzadigd en in een oplossing van Saranars gedompeld. Deze kunstars is ondoorlatend voor water, maar doorlatend voor lucht en waterdamp. De ars is elastisch. De monsters werden

opgehangen, zodat het vocht vrijelijk kon verdampen. Op regelmatige tijden werden het gewicht en het onderwatergewicht van de monsters bepaald. Uit deze metingen werd de krimpkarakteristiek afgeleid.

De volumieke massa is bepaald aan de monsters van de verdampingsmethode en aan de monsters van het ademhalingsonderzoek. Na de verschillende bepalingen werd het bodemmateriaal gedroogd bij 60 °C en werd het gewicht bepaald. Het gewicht gerelateerd aan het volume van de ring geeft de volumieke massa.

### 3.1.3 Resultaten

De resultaten van de verzadigde doorlatendheid zijn gegeven in tabel 4. Opvallend is de grote variatie in verticale verzadigde doorlatendheid van de kleilagen (0-20 cm - mv) van de Akmarijpsterpolder en Donkse Laagten. De ruimtelijke variabiliteit in de verticale verzadigde doorlatendheid van deze kleilagen is blijikbaar groot. De variatie in de andere lagen is minder groot (factor 1-5).

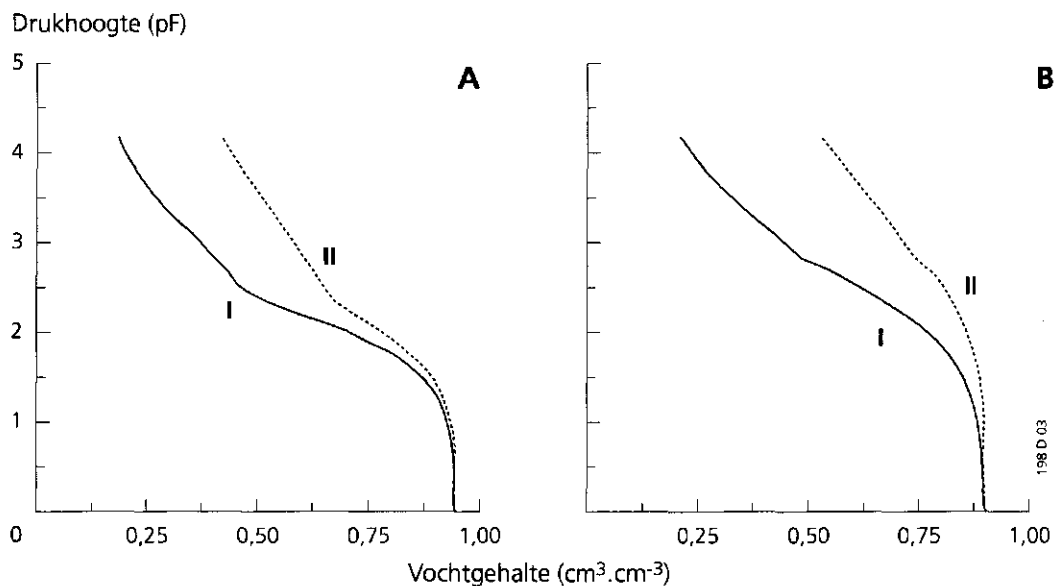
**Tabel 4** *Verzadigde doorlatendheid ( $m.d^{-1}$ ) van de monsters van de onderzoekspcelen*

Object	Verticaal, diepte (cm - mv)				Horizontaal (ca. 60 cm - mv)
	0-20	20-40	40-60	70-90	
A, k	0,0014	0,098	0,285	0,286	0,023
A, m	0,113	0,035	0,261	0,234	0,116
D, k	0,565	0,842	0,315	0,057	0,146
D, m	0,002	0,419	0,402	0,228	0,871
W, m	0,092	0,452	0,536	0,030	0,551

- A = Akmarijpsterpolder
- D = Donkse Laagten
- W = Wormer, Jisp en Nek
- k = gestoken nabij de kolom
- m = gestoken midden van perceel

Figuur 3 toont typische vocht karakteristieken (pF-curven) zoals bepaald aan de veenmonsters. Bij de berekening van de resultaten van de verdampingsmethode wordt uitgegaan van het volume van de monsterring. Het volume van het monster neemt echter af als gevolg van krimp door vochtverlies. Daarom is de pF-curve gecorrigeerd met de gegevens van de krimp karakteristiek. De curve gaat daardoor stijler lopen bij afnemende drukhoogte (toenemende pF): dezelfde hoeveelheid water zit in een kleiner volume waardoor het monster vochtiger is dan de ongecorrigeerde curve aangeeft.

De krimp karakteristiek van veen vertoont een ander beeld dan die van klei (fig. 4). Tijdens de 'normale krimp' verloopt de volume-afname evenredig met het



**Fig. 3** Typische vocht karakteristieken voor veen bepaald met de verdampingsmethode; ongecorrigeerd (I) en gecorrigeerd voor krimp van het monster (II).

A = veenmosveen; Akmarijpsterpolder, 60-70 cm - mv; B = bosveen; Donkse Laagten, 50-60 cm - mv.

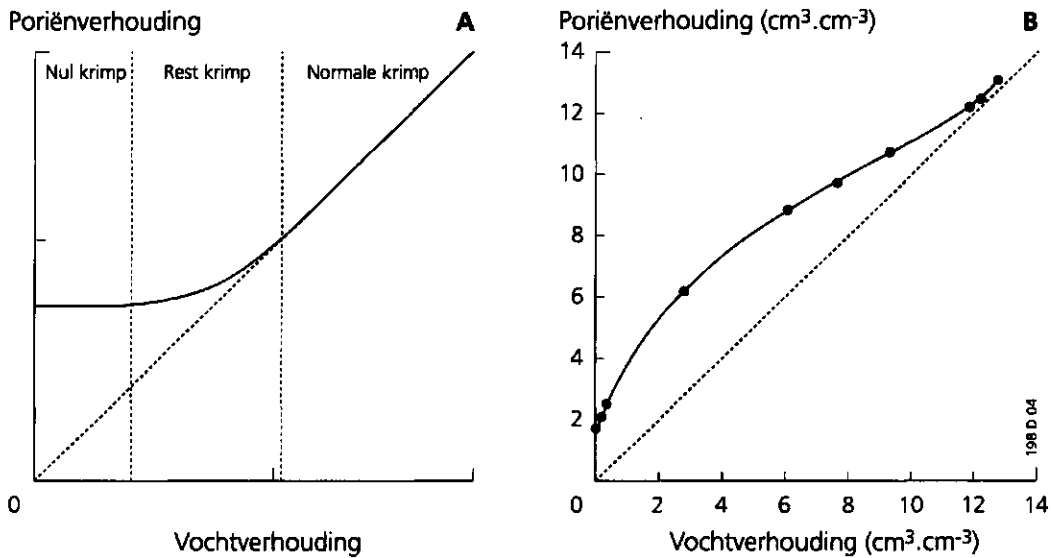
pF = loghl, met: h = drukhoogte in cm (100 cm = 1 kPa)

vochtverlies. Na deze fase treedt er lucht in het monster en begint de 'rest krimp'-fase. Bij veen is het traject van de normale krimp relatief klein: er treedt al snel lucht in het monster en de volume-afname blijft achter bij het vochtverlies. Als het vochtgehalte ca. 25% van het gehalte bij verzadiging bedraagt, neemt de volume-afname toe ten opzichte van het vochtverlies. Dit proces gaat door tot het veen geen vocht meer bevat; veen kent geen fase van 'nul krimp'. Het volume van stoofdroog veen bedraagt slechts 20% van dat van verzadigd veen. Onder veldomstandigheden daalt het vochtgehalte van veen meestal niet verder dan 40 à 50% van het gehalte bij verzadiging. In de veldsituatie krimpt veen daarom minder dan klei.

De bepaalde volumieke massa's zijn gegeven in tabel 5. Er bestaat een duidelijke relatie tussen de volumieke massa en het organische-stof- en lutumgehalte (tabellen 14 t/m 16, 4.2). Hoe hoger het organische-stofgehalte en hoe lager het lutumgehalte, hoe kleiner de volumieke massa.

**Tabel 5** Volumieke massa ( $kg.m^{-3}$ ) van de profiellagen van de drie onderzoekspercelen

Perceel	Diepte (cm - mv)				
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
Akmarijsterpolder	519	193	124	96	115
Donkse Laagten	605	211	176	148	142
Wormer, Jisp en Nek	581	188	149	120	138



**Fig. 4 Krimpkarakteristieken van klei (A) en veen (B; Akmarijpsterpolder 50-60 cm - mv).**  
 vochtverhouding = volume vocht/volume vaste fase  
 poriënverhouding = volume poriën/volume vaste fase  
 (A naar: Bronswijk en Evers-Vermeer, 1990).

### 3.1.4 Conclusies

De ruimtelijke variabiliteit in de verzadigde verticale doorlatendheid van de kleilagen van de Akmarijpsterpolder en Donkse Laagten was erg groot. Voor de veenlagen was deze variabiliteit geringer.

Voor veen als krimpende bodem is het belangrijk de vochtkarakteristiek te corrigeren voor de krimp van het veen. De matrix van de veenbodem blijft vochtiger dan door een ongecorrigeerde vochtkarakteristiekcurve wordt voorspeld.

Het krimpgedrag van veen verschilt van dat van klei. Onder veldomstandigheden krimpt veen minder dan klei.

De resultaten van de bodemfysische bepalingen leverden, na interpretatie, waarden voor de beoogde invoerparameters van de computermodellen (zie ook 5.1).

De bodemfysische bepalingen zijn gedetailleerd gerapporteerd door Hendriks (1994).



## **3.2 Onderzoek naar de binding van fosfor in veen**

### **3.2.1 Doel**

Het onderzoek naar de fosforbinding in veen was gericht op het bestuderen van het mechanisme van fosforbinding in veen en op de kwantificering van deze binding. Het onderzoek diende invoergegevens voor het model ANIMO te leveren.

### **3.2.2 Materialen en methoden**

In de onderzoekspcelen zijn tot een diepte van 1 m in vijf opeenvolgende lagen van 20 cm bodemonsters genomen. De monsters werden in het laboratorium ingevroren en gevriesdroogd.

Het onderzoek is uitgevoerd door middel van schudexperimenten. Een bekende hoeveelheid bodemonster wordt daarbij in een kunststof potje gebracht en een bepaalde hoeveelheid fosfaatoplossing met bekende  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ -concentratie wordt toegevoegd. Gedurende twee maanden wordt het potje tweemaal per dag handmatig opgeschud. Gedurende deze twee maanden wordt regelmatig de verandering van de fosfaatconcentratie gemeten.

Aan het eind van het experiment wordt de fosforconcentratie in de oplossing bepaald. Het verschil tussen de begin- en eindconcentratie is een maat voor de nettohoeveelheid door het monster geadsorbeerd of gedesorbeerd fosfor.

Daarnaast is de hoeveelheid oxalaat-extraheerbaar aluminium en ijzer van de monsters bepaald. Deze hoeveelheid is een maat voor het fosforbindend vermogen van zandgronden. Uit het onderzoek is gebleken dat dit eveneens geldt voor klei- en veengronden.

### **3.2.3 Resultaten**

Er blijkt een groot verschil tussen de fosforbinding in puur veen en kleilig veen of venige klei. In veen met nagenoeg geen klei-bijmenging, zoals dat in de ondergrond voorkomt (dieper dan 60 à 80 cm - mv), kan veel minder fosfor worden gebonden dan in veen met een hoog lutumgehalte. In veen met veel klei wordt in één dag al drie tot vier keer zoveel fosfor gebonden als maximaal in puur veen kan worden gebonden.

In venige klei en kleilig veen treedt een snelle en een langzame bindingsreactie op. De langzame reactie hangt samen met het voorkomen van aluminium- en ijzerpolymeren op lutumdeeltjes. In puur veen treedt alleen een snelle reactie op. Tevens blijkt dat nagenoeg alle fosfor in veen zonder lutum reversibel is gebonden. Gebonden fosfor kan in puur veen weer snel en volledig desorberen. In het meeste veen is echter

wel enige lutum aanwezig. In het meeste veen treedt dan ook voornamelijk een snelle reactie op en voor een klein deel een langzame. De verhouding tussen het snelle en langzame deel was ten tijde van het onderzoek nog niet te bepalen door analytische problemen. In venige klei en kleilig veen kan 40 tot 60% van de hoeveelheid fosfor die na één week is gebonden desorberen. Na langere tijd neemt het aandeel van de langzame reactie toe waardoor een lager percentage fosfor kan desorberen.

Het onderzoek heeft aangetoond dat de hoeveelheid oxalaat-extraheerbaar aluminium en ijzer in de bodem een maat vormt voor het fosforbindend vermogen van klei- en veengronden (tabel 6). Hoe groter deze hoeveelheid, hoe groter het fosforbindend vermogen. Deze hoeveelheid, uitgedrukt per volume-eenheid, is beduidend groter in de bovenste laag (kleilaag) dan in de andere lagen. Opvallend zijn verder de relatief hoge waarde van de bovenste laag in Donkse Laagten, de relatief hoge waarde voor de derde laag (40-60 cm - mv) van Wormer, Jisp en Nek en de relatief lage waarden vanaf 40 cm beneden maaiveld voor de Akmarijsterpolder.

**Tabel 6 Oxalaat-extraheerbaar [aluminium + ijzer] voor de verschillende profiellagen van de onderzoekspercelen (naar: Schoumans et al., i.v.)**

Laag nr.	Diepte (cm - mv)	Akmarijsterpolder		Donkse Laagten		Wormer, Jisp en Nek	
		(mmol.kg <sup>-1</sup> )	(mol.m <sup>-3</sup> )*	(mmol.kg <sup>-1</sup> )	(mol.m <sup>-3</sup> )*	(mmol.kg <sup>-1</sup> )	(mol.m <sup>-3</sup> )*
1	0 - 20	352	183	472	283	293	170
2	20 - 40	227	44	376	79	246	46
3	40 - 60	142	18	229	40	352	52
4	60 - 80	37	4,4	104	15	36	4,3
5	80 - 100	11	1,3	111	16	23	3,2

\* omgerekend met de volumieke massa's van tabel 5

### 3.2.4 Conclusies

De fosforbinding in puur veen en die in kleilig veen of venige klei verschillen essentieel. Het fosforbindend vermogen is groter in veen met lutum-bijmenging dan in puur veen. In puur veen treedt alleen een snelle reactie op; in kleilig veen en venige klei een langzame en een snelle reactie. Nagenoeg alle fosfor in puur veen is reversibel gebonden. In puur veen kan derhalve minder fosfor worden gebonden dan in veen met lutum-bijmenging, maar de fosfor die is gebonden kan weer sneller en vollediger desorberen. In het meeste veen is enige lutum aanwezig, waardoor hier een snelle en voor een klein deel een langzame reactie optreden. De verhouding tussen het snelle en langzame deel is momenteel nog niet te bepalen door analytische problemen.

De hoeveelheid oxalaat-extraheerbaar aluminium en ijzer vormt een maat voor het fosforbindend vermogen van klei- en veengronden. Deze hoeveelheid was het grootst in de kleilagen en het kleinst in de gereduceerde veenlagen (60-100 cm - mv) van de onderzoekspercelen. Met deze hoeveelheden zijn waarden voor verschillende invoerparameters van ANIMO berekend (zie 5.1.2).

Het onderzoek naar de binding van fosfor in veen is in meer detail besproken door Schoumans et al. (i.v.).

### 3.3 Ademhalingsonderzoek

#### 3.3.1 Doel

Het ademhalingsonderzoek diende waarden op te leveren voor invoerparameters van het nutriëntenhuishoudingmodel ANIMO. In het onderzoek is de afbraaksnelheid van het veen van de drie onderzoekslokaties bepaald en is het effect van de temperatuur op de afbraaksnelheid van het veen nagegaan. Daarnaast zijn het organische-stofgehalte en het C-, N-, P- en pyrietgehalte bepaald.

#### 3.3.2 Materialen en methoden

Het ademhalingsonderzoek is uitgevoerd aan 15 veenmonsters. Per onderzoeksperceel is op vijf verschillende diepten een monster gestoken (tabel 7). De monsters 1 t/m 3 waren afkomstig uit het geoxydeerde deel van het profiel, de monsters 4 en 5 uit het gereduceerde deel.

*Tabel 7 Codering en diepten (cm - mv) van de monsters van de drie onderzoekspercelen*

Monster code	Onderzoeksperceel		
	A	D	W
1	3-19	3-19	3-19
2	22-38	24-40	25-41
3	42-58	43-59	43-59
4	63-79	62-78	65-81
5	82-98	80-96	83-99

A = Akmarijpsterpolder  
D = Donkse Laagten  
W = Wormer, Jisp en Nek

De monsters zijn in juni 1991 gestoken met ringen van PVC met een inwendige diameter van 15,2 cm en een lengte van 16 cm. Deze grootte van de monsters en de wijze van steken gaf minimaal gestoorde monsters.

Na een periode van enkele weken bij 4 °C, waarin de monsters tot 'rust' konden komen, zijn de monsters op een drukhoogte van ca. -400 Pa gebracht. Bij deze drukhoogte zijn zuurstof- en vochtvoorziening optimaal. Vervolgens zijn de monsters aangesloten op de meetopstelling.

Tijdens de meting werd continu lucht met bekend zuurstof- en kooldioxydegehalte door de monsters geleid. Regelmatig werd de uitstromende lucht geanalyseerd op de gehalten aan deze gassen. Uit het verschil in zuurstof- en kooldioxydegehalte van de instromende en de uitstromende lucht werd de potentiële relatieve afbraaksnelheid van het veen bepaald. De temperatuur bedroeg 22 °C gedurende het onderzoek.

Na de eigenlijke ademhalingsmeting bij 22 °C zijn van elk onderzoeksobject de monsters 1, 3 en 5 in een temperatuurkast geplaatst en is de zuurstofconsumptie en de kooldioxydeproductie bij achtereenvolgens 19,5, 10,5, 5,5, 3,2, 1,7 en 0 °C bepaald. Deze metingen dienden om de invloed van de temperatuur op de afbraaksnelheid te bepalen.

Op elke voor het ademhalingsonderzoek bemonsterde diepte werden gestoorde monsters genomen voor het bepalen van verschillende bodemeigenschappen. De monsters werden bij aankomst in het laboratorium ingevroren en gevriesdroogd. Van de gevriesdroogde monsters werd het organische-stofgehalte en het C-, N-, P- en pyrietgehalte bepaald.

### 3.3.3 Resultaten

Gedurende de eerste 50 dagen van het ademhalingsonderzoek bleken de omzettingsprocessen in de tijd af te nemen en pas na 50 dagen trad er evenwicht op in zuurstofconsumptie en kooldioxydeproductie. De potentiële relatieve afbraaksnelheden zijn bepaald uit de gegevens van de evenwichtssituatie (tabel 8). Omdat de zuurstofconsumptie kon zijn beïnvloed door pyrietoxydatie, zijn de afbraaksnelheden afgeleid uit de kooldioxyde-productie. De afbraaksnelheden onder laboratoriumomstandigheden zijn omgerekend naar afbraaksnelheden bij de gemiddelde jaartemperatuur (9,5 °C) met de  $Q_{10}$ -waarden van tabel 9. Bovendien zijn ze omgerekend van de actuele zuurgraad naar pH 6, waarbij de afbraak optimaal is, volgens de relatie van Harmsen en Van Schreven (1955). Deze relatieve afbraaksnelheden zijn potentieel voor zuurstof- en vochtvoorziening, actueel voor de structuur van de veenbodem in het veld, en gelden voor een temperatuur van 9,5 °C en een pH van 6.

De gemeten afbraaksnelheden liggen in de grootte-orde van de afbraaksnelheid van stabiele humus in de bouwvoor onder gemiddelde Nederlandse omstandigheden (0,015-0,020 jaar<sup>-1</sup>). De bovenste monsters vertoonden voor alle objecten de hoogste afbraaksnelheden. Dit moet het gevolg zijn van de aanwezigheid van makkelijk afbreekbaar, vers materiaal als wortelresten en worteluitscheidingsprodukten. Bij object W speelde ook mee dat incidenteel mest werd toegediend in het recente verleden en dat het perceel extensief werd beweid, waardoor de bovenste monsters relatief veel vers en makkelijk afbreekbare organische stof bevatten.

**Tabel 8 Potentiële relatieve afbraaksnelheden (*k*) onder laboratoriumomstandigheden en gecorrigeerd voor temperatuur en pH, en halfwaardetijden (*t*<sub>1/2</sub>)**

Monster- code	k-waarde	k-waarde	<i>t</i> <sub>1/2</sub>
	T=22°C, pH=act (jaar <sup>-1</sup> )	T=9,5°C, pH=6 (jaar <sup>-1</sup> )	T=9,5°C, pH=6 (jaar)
A <sub>1</sub>	0,068	0,023	29,9
A <sub>2</sub>	0,056	0,017	39,8
A <sub>3</sub>	0,041	0,010	69,3
A <sub>4</sub>	0,031	0,010	69,6
A <sub>5</sub>	0,026	0,006	107,8
D <sub>1</sub>	0,097	0,027	25,4
D <sub>2</sub>	0,073	0,022	32,0
D <sub>3</sub>	0,079	0,017	40,4
D <sub>4</sub>	0,198	0,154	4,5
D <sub>5</sub>	0,092	0,027	26,2
W <sub>1</sub>	0,103	0,027	25,6
W <sub>2</sub>	0,108	0,030	23,3
W <sub>3</sub>	0,085	0,024	29,6
W <sub>4</sub>	0,066	0,021	33,0
W <sub>5</sub>	0,032	0,010	69,4

act = actuele pH in de monsters op het moment van meten  
voor verklaring van de monstercodes zie tabel 7

Het stikstofarme veen had de laagste afbraaksnelheden (monsters A<sub>3</sub>, A<sub>4</sub>, A<sub>5</sub> en W<sub>5</sub>). De relatief hoge waarden van W<sub>3</sub> en W<sub>4</sub> kunnen niet worden verklaard uit het stikstofgehalte (tabel 10). Wellicht speelde de structuur van het veen een rol.

De bosveenmonsters hadden van de monsters uit het gereduceerde deel van het profiel de hoogste afbraaksnelheden (D<sub>4</sub> en D<sub>5</sub>). Door hun hogere stikstofgehalte was de potentie voor afbraak in deze monsters groter dan in de veenmosvenen. Monster D<sub>4</sub> vertoonde een uitzonderlijk hoge waarde. In dit monster daalde de pH tijdens de meting van 5,3 naar 2,3 als gevolg van een zeer hoge sulfaatproductie. Omdat bij een dergelijk lage pH de activiteit van de micro-organismen nagenoeg volledig is afgenomen, spelen er blijkbaar andere processen dan microbiële afbraak. Een verklaring hiervoor is niet gevonden. Deze extreme situatie hing samen met de laboratoriumomstandigheden: de monsters werden lange tijd zeer sterk doorlucht bij relatief hoge temperatuur. In het veld zal deze situatie zich nooit voordoen. In het verdere onderzoek is deze uitzonderlijke waarde genegeerd en is aangenomen dat de afbraaksnelheid van de betreffende veenhorizont gelijk is aan die van D<sub>5</sub>.

In tabel 9 zijn de resultaten van het onderzoek naar het effect van de temperatuur op de afbraaksnelheid gegeven in de vorm van Q<sub>10</sub>-waarden. Q<sub>10</sub> is de factor waarmee de afbraaksnelheid toeneemt bij 10 °C temperatuurstijging. De gemeten waarden zijn hoger dan de waarde 2 die meestal voor de Q<sub>10</sub> wordt genomen. Opvallend is

**Tabel 9  $Q_{10}$ -waarden van de veenmonsters voor de trajecten 0-10 °C en 10-20 °C**

Monstercode	$Q_{10}$ -waarde (-)	
	0-10 °C	10-20 °C
A <sub>1</sub>	4,71	2,37
A <sub>3</sub>	3,46	3,34
A <sub>5</sub>	4,43	3,27
D <sub>1</sub>	4,35	2,76
D <sub>3</sub>	5,57	3,56
D <sub>5</sub>	3,96	3,41
W <sub>1</sub>	3,04	2,92
W <sub>3</sub>	4,55	3,46

voor verklaring van de monstercodes zie tabel 7

verder het grote verschil in  $Q_{10}$ -waarden voor het traject 0-10 °C en 10-20 °C: het temperatuureffect op de afbraaksnelheid is groter in het lage traject. Uit het onderzoek bleek dat de afbraak doorgaat bij 0 °C. De afbraaksnelheid bij deze temperatuur bedroeg een kwart van die bij 9,5 °C.

De resultaten van de bepalingen aan de gestoorde monsters zijn gegeven in tabel 10. Het bosveen (monsters D) heeft in alle profiellagen de laagste C/N-verhouding (het grootste relatieve stikstofgehalte). De C/N-verhoudingen van het veenmosveen (A en W) zijn veel hoger, vooral die van de Akmarijsterpolder. Het verschil in stikstof- en fosforrijkdom van de bovenste laag (laag 1, de wortelzone) tussen de drie percelen onderling hangt samen met de historie van deze percelen. Het perceel in Donkse Laagten is tot 1984 intensief voor landbouw gebruikt. Daarna is het niet meer bemest of beweid. Door het landbouwkundig gebruik is een nutriëntenrijke organische stof gevormd in de wortelzone. Na zeven jaar niet bemest te zijn, is deze nutriëntenrijkdom nog altijd voor een deel aanwezig.

Het perceel in Wormer, Jisp en Nek is altijd extensief voor landbouw gebruikt. Tot en met 1991 is het extensief beweid en bemest. Het perceel in de Akmarijsterpolder is tot 1974 extensief gebruikt en daarna niet meer bemest en beweid. Door het extensieve gebruik en de langere periode zonder bemesting (17 jaar) is de organische stof van de wortelzone minder rijk aan nutriënten dan in de beide andere percelen.

Volgens het concept van de kritische C/N-verhouding (2.5) zal in het bosveen in alle lagen en in het veenmosveen in de bovenste twee lagen netto-N-mineralisatie optreden. In het onderste deel van de veenmosveenprofielen zal volgens dit concept netto-N-immobilisatie plaatsvinden. Door de niet-uniforme samenstelling van veen hoeft dit concept echter niet te gelden: de C/N-verhouding van het deel dat wordt afgebroken, kan lager zijn dan de C/N-verhouding van de organische stof in zijn geheel. In principe kan ook in de onderste lagen van de veenmosveenprofielen netto-N-mineralisatie optreden.

**Tabel 10 Massa-percentages organische stof, totaal-C, C in organische stof, organisch-N, organisch-P en pyriet, en de C/N- en C/P-verhoudingen van de veenmonsters**

Monster-code	Org. stof (% <sup>1</sup> )	Tot.-C (% <sup>1</sup> )	C in o.s. (% <sup>2</sup> )	Org.-N (% <sup>1</sup> )	Org.-P (% <sup>1</sup> )	Pyriet (% <sup>1</sup> )	C/N (-)	C/P (-)
A <sub>1</sub>	33,3	17,1	51,4	1,09	0,011	1,26	15,7	1555
A <sub>2</sub>	65,5	35,4	54,0	1,19	0,015	1,85	29,7	2360
A <sub>3</sub>	91,0	50,4	55,4	1,16	0,026	2,48	43,4	1938
A <sub>4</sub>	94,4	51,5	56,1	0,97	0,023	2,24	53,1	2239
A <sub>5</sub>	95,4	53,0	55,6	1,00	0,046	2,73	53,0	1152
D <sub>1</sub>	29,5	13,8	46,8	1,23	0,076	1,93	11,2	182
D <sub>2</sub>	68,0	39,9	58,7	2,53	0,055	1,07	15,8	725
D <sub>3</sub>	78,7	43,6	55,4	2,54	0,013	2,13	17,2	3354
D <sub>4</sub>	78,6	41,6	52,9	2,55	0,010	3,88	16,3	4160
D <sub>5</sub>	70,4	39,3	55,8	2,44	0,018	1,14	16,1	2183
W <sub>1</sub>	37,1	18,2	49,1	1,43	0,062	1,31	12,7	294
W <sub>2</sub>	72,0	39,3	54,6	1,64	0,034	1,47	24,0	1156
W <sub>3</sub>	76,8	45,7	59,5	1,55	0,028	1,47	29,5	1632
W <sub>4</sub>	93,2	49,2	52,8	1,06	0,012	0,23	46,4	4100
W <sub>5</sub>	92,5	52,4	56,6	1,37	0,010	0,18	38,2	5240

voor verklaring van de monstercodes zie tabel 7

%<sup>1</sup> = % x kg.kg<sup>-1</sup> droge stof

%<sup>2</sup> = % x kg.kg<sup>-1</sup> organische stof

De C/P-verhoudingen in tabel 10 zijn hoog tot zeer hoog (zie ook tabel 1). In alle profiellagen zal volgens het concept van de kritische C/P-verhouding P-immobilisatie optreden. Hier geldt echter dezelfde kanttekening als bij de N-mineralisatie. Opvallend is de grote variatie tussen de veensoorten onderling in C/P-verhoudingen van de echte veenlagen (dieper dan 20 cm - mv; lagen 2 t/m 5). Er is geen eenduidig verband tussen C/N- en C/P-verhoudingen van het veen. Het eutrofe bosveen heeft een lager fosforgehalte dan het oligotrofe veenmosveen van de Akmarijpsterpolder. Uitzondering hierop vormt laag D<sub>2</sub>. Het relatief hoge fosforgehalte van deze veenlaag is waarschijnlijk het gevolg van de intensieve bemesting in het verleden. De veenmosvenen onderling verschillen eveneens sterk in fosforgehalte. Blijkbaar heeft de trofiegraad meer betrekking op het stikstof- dan op het fosforgehalte. De grote variatie in C/P-verhoudingen komt overeen met de bevindingen uit de literatuur voor minerale en organische bodems (Hendriks, 1991).

### 3.3.4 Conclusies

De gemeten potentiële relatieve afbraaksnelheden van de monsters lagen in de grootteorde van de afbraaksnelheid van stabiele humus in de bouwvoor onder gemiddelde Nederlandse omstandigheden (0,015-0,020 jaar<sup>-1</sup>).

Tussen de afbraaksnelheid en de trofiegraad van het veen bestond een eenduidige relatie. De afbraaksnelheid van het eutrofe (rijke) bosveen uit de gereduceerde lagen was hoger dan die van het oligotrofe (arme) veenmosveen uit vergelijkbare lagen. De afbraaksnelheden van de organische stof van de bovenste lagen van alle onderzoekspercelen waren het hoogst, vooral als gevolg van de aanwezigheid van relatief vers organisch materiaal afkomstig van wortels en eventueel organische bemesting.

De gevonden  $Q_{10}$ -waarden lagen tussen 3,0 en 5,6 in het traject 0-10 °C en tussen 2,4 en 3,6 in het traject 10-20 °C. Bij 0 °C gaat de afbraak van organisch materiaal door.

Er is een duidelijke relatie gevonden tussen de trofiegraad en de stikstofrijkdom van het veen: het eutrofe veen bevatte relatief veel stikstof, het oligotrofe veen relatief weinig. De C/N-verhouding van de profiellagen van het eutrofe bosveen lag tussen 11,2 en 17,2, die van het oligotrofe veenmosveen van de Akmarijsterpolder tussen 15,7 en 53,1 en die van het oligotrofe veenmosveen van Wormer, Jisp en Nek tussen 12,7 en 46,4. De laagste waarden zijn gevonden in de wortelzone. De bemestingsgeschiedenis is hierbij van belang.

De C/P-verhoudingen van het veen vertoonden een zeer grote variatie (1100-5200). Een eenduidige relatie van de C/P-verhouding met de trofiegraad en de C/N-verhouding van het veen bestond niet. Dit is overeenkomstig de bevindingen uit de literatuur. De laagste C/P-verhoudingen zijn gevonden in de wortelzone (200-300). De bemestingsgeschiedenis is hierbij van belang.

Het ademhalingsonderzoek en de aanvullende bodemchemische bepalingen hebben potentiële relatieve afbraaksnelheden,  $Q_{10}$ -waarden, organische-stofgehalten en C-, N- en P-gehalten van de organische stof van het veen opgeleverd. Dit zijn belangrijke invoerparameters, of belangrijke gegevens voor de berekening van invoerparameters voor het model ANIMO.

Het ademhalingsonderzoek is gedetailleerd besproken door Vermeulen en Hendriks (1994).

### **3.4 Kolomonderzoek**

#### **3.4.1 Doel**

In het kolomonderzoek zijn de processen die verband houden met de nutriënten-uitspoeling uit veengronden bestudeerd. Deze processen zijn de afbraak en mineralisatie van veen, de binding van stikstof en fosfor aan de veenbodem en de invloed van veensoort, bemesting en ontwatering op de uitspoeling. De kolommen dienden gegevens te leveren om de modellen te ijken en te verifiëren, zodat waarden van procesparameters konden worden vastgesteld.



### 3.4.2 Materialen en methoden

Bepalend voor de processen die verband houden met de nutriëntenuitspoeling uit veen is de nutriëntenrijkdom (trofiegraad) van het veen. In het kolomonderzoek zijn daarom twee veensoorten bestudeerd, die extreem zijn in trofiegraad: veenmosveen (oligotroof) en bosveen (eutroof). Hiermee kan het bereik van de waarden voor procesparameters worden vastgelegd. Voor andere veensoorten dan de onderzochte kan de waarde van relevante procesparameters aan de hand van de trofiegraad worden afgeleid uit het vastgestelde bereik voor de twee extremen. De veenkolommen zijn gestoken in twee van de onderzoekspercelen van het Veenweide-onderzoek: de veenmosveenkolommen in de Akmarijsterpolder in Friesland en de bosveenkolommen in Donkse Laagten in Zuid-Holland (H4).

Aan elke veensoort is de invloed van ontwatering en bemesting op de nutriëntenuitspoeling bestudeerd. Per veensoort waren drie kolommen in het onderzoek betrokken:

- een nulobject dat als referentie diende voor de bestudering van de processen;
- een bemestingsobject om de invloed van bemesting op de nutriëntenuitspoeling te bestuderen;
- een ontwateringsobject ter bestudering van de invloed van diepere ontwatering op de nutriëntenuitspoeling.

Elke kolom vormde een apart experiment en kreeg een eigen behandeling. De codering van de kolommen is gegeven in tabel 11.

*Tabel 11 Codering van de kolommen*

Veensoort	Nul-object	Bemestings-object	Ontwaterings-object
Veenmosveen	Vn	Vb	Vo
Bosveen	Bn	Bb	Bo

Omdat het procesonderzoek betrof, was het belangrijk om beïnvloedende omstandigheden zo constant mogelijk te houden. Dit zijn vooral de grondwaterstand, de temperatuur, de verdamping en het debiet van het instromende water (influent). Voor het bestuderen van effecten van ingrepen als bemesting en ontwatering was het van belang dat de behandelingen dermate extreem waren dat deze effecten goed meetbaar waren. Om praktische redenen was het niet mogelijk een gewas op de kolommen te onderhouden.

Door deze voorwaarden weken de laboratoriumomstandigheden sterk af van de veldomstandigheden. De gehanteerde bemestings- en ontwateringsniveaus waren niet gebaseerd op onder veldomstandigheden te verwachten niveaus, zoals die zijn doorgerekend met de modellen in de scenario's (H6). De resultaten van deze kolomexperimenten zijn daarom niet direct extrapoleerbaar naar deze scenario's en veldomstandigheden in het algemeen.

In het kolomonderzoek zijn twee grondwaterstanden aangelegd: een grondwaterstand gelijk aan de Gemiddelde Laagste Grondwaterstand (GLG) voor de ondiep ontwaterde

objecten en een grondwaterstand van 100 cm - mv voor het ontwateringsobject. Deze grondwaterstanden stonden voor de te verwachten laagste grondwaterstanden van resp. ondiep en diep ontwaterde veenweidepercelen in de zomerperiode, wanneer de mineralisatie het grootst is. De bemestingsobjecten werden bemest met minerale meststoffen in een hoge dosering (tabel 12). De objecten kregen de volgende behandelingen:

- nulobject : geen bemesting; grondwaterstand 60 cm - mv (GLG-niveau);
- bemestingsobject : wel bemesting; grondwaterstand 60 cm - mv (GLG-niveau);
- ontwateringsobject : geen bemesting; grondwaterstand 100 cm - mv.

De kolommen zijn in juni 1990 gestoken met PVC-buizen met een lengte van 120 cm en een inwendige doorsnede van 24 cm. Nadat de kolommen enkele weken hadden gestaan om tot rust te komen, zijn ze ingericht. Hiervoor zijn zes profiellagen (horizonten) van 20 cm dikte onderscheiden waarin de verschillende hulpmiddelen voor de bepalingen en vochtonttrekking zijn ingebracht.

De kolomexperimenten hebben 16 maanden geduurd; van juli 1990 tot en met half oktober 1991. In de eerste helft van deze periode (juli '90 t/m februari '91) zijn de kolommen niet doorgespoeld. Na instelling van de gewenste grondwaterstand is incidenteel kraanwater toegevoegd ter compensatie van het vochtverlies door verdamping en vochtonttrekking voor analyse. Het doel van deze 'stationaire-periode' was het simuleren van een droge periode met gunstige omstandigheden voor afbraak en mineralisatie, waarin de mineralisatie kon worden bestudeerd. Getracht is de ingestelde grondwaterstand te handhaven gedurende deze periode.

In de tweede helft (maart t/m oktober '91) zijn de kolommen van bovenaf doorgespoeld met een influent met een bepaalde samenstelling, die afhankelijk was van het object. De bemestingsobjecten kregen minerale meststoffen toegediend met het influent. Het influent van de overige objecten bestond uit kunstmatig, met een factor twee 'ingedikt regenwater'. De gedachte hierachter was dat gemiddeld de helft van de neerslag onder veldomstandigheden uitspoelt en de helft uit de bodem verdwijnt door gewasverdamping. Het uitspoelende neerslagoverschot heeft dan gemiddeld twee maal zo hoge concentraties aan stoffen als de neerslag. De zuurgraad van het 'bemestingswater' en het 'ingedikt regenwater' bedroeg 5. De bemestingsobjecten zijn de eerste twee maanden van de percolatie-periode met het 'ingedikte regenwater' doorgespoeld om het bodemmateriaal te herbevochtigen. Vanaf mei '91 zijn ze met het 'bemestingswater' behandeld. De percolatieflux was afhankelijk van de veensoort (tabel 12). Het doel van deze 'percolatie-periode' was het simuleren van een uitspoelingsperiode, waarin de uitspoeling van gemineraliseerde en via bemesting toegevoerde nutriënten kon worden bestudeerd. Tijdens de percolatie-periode zijn dezelfde grondwaterstanden aangehouden als tijdens de stationaire-periode.

De streeffluxen van de V-kolommen waren lager dan die van de andere drie kolommen, omdat na enige weken percoleren bleek dat de kleilaag op het veenmosveen te weinig doorlatend was voor een hogere flux. Ook voor een flux van  $2,5 \text{ mm.d}^{-1}$  bleek deze kleilaag te ondoorlatend. Daarom is na 3 maanden percoleren de kleilaag van de veenmosveenkolommen afgegraven. De werkelijke fluxen verschilden door experimentele omstandigheden soms van de streeffluxen.

**Tabel 12 Streeffluxen, mineraal-stikstof- en mineraal-fosforconcentraties en bemestingswaarden van het influent van de zes kolommen tijdens de percolatie-periode (maart t/m oktober 1991)**

Kolom	Streefflux (mm.d <sup>-1</sup> )	Aard inluent	N- en P-concentratie (mg.l <sup>-1</sup> )				Bemestingsw. (kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> )	
			NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	tot. N-min	ortho-P	N-min	P-min
Vn	2,5	'regenwater'	1,54	3,35	4,89	0,026	46	0,24
Vb	5,5	'bemestingswater'	50,00	50,00	100,00	2,500	913	22,81
Vo	2,5	'regenwater'	1,54	3,35	4,89	0,026	46	0,24
Bn	10,0	'regenwater'	1,54	3,35	4,89	0,026	178	0,95
Bb	10,0	'bemestingswater'	50,00	50,00	100,00	2,500	3650	91,25
Bo	10,0	'regenwater'	1,54	3,35	4,89	0,026	178	0,95

Gedurende het onderzoek zijn metingen aan de kolommen verricht en is vocht uit de zes kolomlagen onttrokken. De frequentie hiervan bedroeg één maal per maand. Het bodemvocht is onder vacuüm onttrokken met chemisch-inerte kunststoffen cups. De volgende metingen zijn verricht:

- zuurstofgehalte;
- redoxpotentiaal;
- drukhoogten van het bodemvocht;
- grondwaterstand;
- kolomgewicht.

Het onttrokken bodemvocht is geanalyseerd op pH, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N, Kjeldahl-N, ortho-P, totaal-P, Cl, SO<sub>4</sub>, Na, K, Ca, Mg, Fe en TOC (total organic carbon).

Daarnaast is het temperatuurverloop en de openwaterverdamping in de ruimte waar het onderzoek is uitgevoerd, gemeten. De gemiddelde temperatuur in de onderzoeksruimte bedroeg 20 °C.

### 3.4.3 Resultaten

De bespreking van de resultaten van het kolomonderzoek blijft in hoofdzaak beperkt tot de nutriënten stikstof en fosfor. De waterhuishouding van de kolommen wordt behandeld in 5.2.

Tijdens de stationaire-periode veranderde de samenstelling van het bodemvocht (tabel 13). In de bovenste lagen nam de nitraatconcentratie toe. Aangezien geen stikstof aan de kolommen werd toegevoegd, moet deze toename het gevolg zijn van nitrificatie van ammonium, dat werd gevormd door mineralisatie van het veen. De toename was het grootst in de bovenste laag van de stikstofrijkere bosveenkolommen. De ammoniumconcentratie nam in deze kolommen in de aërobe lagen boven de grondwaterstand eerder af dan toe, als gevolg van nitrificatie. In de veenmosveen

**Tabel 13 Stikstof- en fosforconcentraties (mg.l<sup>-1</sup>) in het bodemvocht van de kolommen aan het begin (b) en aan het einde (e) van de stationaire periode**

Kolom	Diepte (cm - mv)	O <sub>2</sub> toestand	NO <sub>3</sub> -N		NH <sub>4</sub> -N		Tot-N			Ortho-P*			Tot-P*		
			b	e	b	e	b	e	b	e	b	e	b	e	
Vn	13	aëroob	0,31	-	0,34	-	37,81	-	0,21	-	<0,05	-			
Vn	32	aëroob	<0,02	1,90	0,04	5,20	7,80	8,10	0,07	7,80	<0,05	0,94			
Vn	51	aëroob	<0,02	0,02	1,18	5,10	22,20	6,32	0,03	6,32	<0,05	1,09			
Vn	71	anaëroob	<0,02	<0,02	2,86	2,60	8,50	3,30	0,02	8,50	<0,05	<0,05			
Vn	111	anaëroob	0,09	0,06	4,00	3,10	14,49	3,66	5,22	3,65	5,18	5,02			
Vb	13	aëroob	5,95	82,90	0,16	-	40,45	-	0,08	-	<0,05	-			
Vb	32	aëroob	0,22	1,26	0,35	3,20	19,72	5,26	0,14	0,02	<0,05	1,32			
Vb	51	aëroob	<0,02	0,03	0,68	2,41	8,40	2,63	0,04	0,01	<0,05	0,81			
Vb	71	anaëroob	<0,02	0,04	2,47	2,40	10,60	3,24	0,06	0,02	<0,05	<0,05			
Vb	111	anaëroob	0,03	0,04	4,20	2,90	20,13	4,14	4,69	3,78	5,27	5,04			
Vo	13	aëroob	0,067	6,30	0,29	-	27,46	-	0,20	-	<0,05	-			
Vo	32	aëroob	0,04	5,05	0,08	6,80	19,24	-	0,12	0,04	<0,05	-			
Vo	51	aëroob	<0,02	0,19	0,68	2,85	9,80	3,29	0,15	0,01	<0,05	1,18			
Vo	71	aëroob	<0,02	0,05	2,50	3,13	8,80	3,25	0,05	0,02	<0,05	0,85			
Vo	91	aëroob	<0,02	0,04	4,10	2,90	13,80	16,34	0,05	0,03	<0,05	0,92			
Vo	111	anaëroob	0,02	0,03	4,20	2,90	11,72	3,23	5,41	4,04	5,30	6,04			
Bn	15	aëroob	21,50	118,00	<0,02	0,05	30,50	-	0,04	-	<0,05	-			
Bn	35	aëroob	0,84	39,33	0,03	0,29	8,84	46,63	0,03	0,01	<0,05	<0,05			
Bn	51	aëroob	<0,02	4,38	2,20	1,49	8,20	6,18	0,10	0,04	<0,05	<0,05			
Bn	69	anaëroob	<0,02	0,05	8,40	7,30	17,20	7,85	0,25	0,91	<0,05	0,63			
Bn	110	anaëroob	0,04	0,06	15,60	17,30	22,04	18,86	1,76	1,56	1,97	2,09			
Bb	15	aëroob	12,70	109,70	0,03	-	18,90	-	0,02	-	<0,05	-			
Bb	35	aëroob	0,28	45,90	0,03	0,02	7,18	48,10	0,15	0,01	<0,05	<0,05			
Bb	51	aëroob	<0,02	2,54	4,30	0,46	9,70	3,64	0,19	0,02	<0,05	<0,05			
Bb	69	anaëroob	<0,02	0,15	2,56	5,10	15,40	5,75	0,52	0,21	<0,05	0,50			
Bb	110	anaëroob	0,07	0,03	15,60	18,90	15,67	19,03	1,89	1,47	1,84	1,94			
Bo	15	aëroob	3,23	92,70	0,02	-	18,43	-	0,03	-	<0,05	-			
Bo	35	aëroob	0,80	36,20	<0,02	0,03	3,00	-	0,03	0,02	<0,05	-			
Bo	51	aëroob	0,04	8,30	2,98	8,10	20,60	20,60	0,02	0,01	<0,05	1,22			
Bo	69	aëroob	<0,02	4,87	10,30	4,70	18,40	-	0,46	0,02	<0,05	0,95			
Bo	89	aëroob	0,01	3,82	0,46	0,23	16,41	7,52	0,81	0,02	<0,05	<0,05			
Bo	110	anaëroob	<0,02	0,03	14,00	9,50	14,00	19,03	2,12	1,08	2,05	1,52			

b = begin stationaire periode: 1-8-1990

e = eind stationaire periode: 5-3-1991

\* = geen waarneming

\* discrepantie tussen ortho-P en totaal-P is een gevolg van een verschil in analyse technieken

kolommen nam de ammoniumconcentratie in de aërobe lagen wel toe door mineralisatie. De nitrificatie bleef hier achter bij de mineralisatie en was beduidend lager dan de nitrificatie in de bosveenkolommen. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat in het veenmosveen een andere micropopulatie met minder nitrificerende bacteriën aanwezig was dan in het bosveen.

In de onderste anaërobe lagen was initieel relatief veel ammonium aanwezig; in de bosveenkolommen meer dan in de veenmosveenkolommen. Gedurende de stationaireperiode veranderde de ammoniumconcentratie relatief weinig. In de veenmosveenkolommen nam de concentratie iets af door het onttrekken van vocht uit deze lagen. In het stikstofrijkere en makkelijker afbreekbare bosveen nam de concentratie iets toe, waarschijnlijk als gevolg van anaërobe afbraak van organische stof.

De initiële ortho-fosfaatconcentratie was in alle lagen van beide veenbodemprofielen vrij laag, met uitzondering van de onderste laag. In het veenmosveen was de overgang van lage concentraties bovenin het profiel naar hoge concentraties dieper in het profiel erg abrupt. In de bosveenkolommen was een duidelijke toename met de diepte te zien. Tijdens de stationaireperiode nam de ortho-fosfaatconcentratie af. Een mogelijke verklaring hiervoor is fosforimmobilisatie, het vastleggen van anorganisch fosfor door micro-organismen bij de afbraak van het fosfor-arme veen. Een andere verklaring is dat ortho-fosfaat uit de bodemoplossing werd gebonden aan het adsorptiecomplex.

Bestudering van de overige analysesresultaten van het bodemvocht uit de stationaireperiode levert nog een mogelijke verklaring voor de afname van ortho-fosfaat in de lagen van 20 tot 60 cm diepte bij de ondiep ontwaterde kolommen en van 20 tot 100 cm diepte bij de diep ontwaterde kolommen. Gedurende de stationaireperiode stegen de sulfaatconcentraties in deze lagen sterk tot max. 2000 mg.l<sup>-1</sup> in de veenmosveenkolommen en max. 3000 mg.l<sup>-1</sup> in de bosveenkolommen (Hendriks, 1994). Dit verschijnsel kan alleen worden verklaard door oxydatie van pyriet (tabel 10) en in mindere mate zwavelmineralisatie van het veen. Als gevolg van het eerste proces werden calcium, aluminium en ijzer van het adsorptiecomplex verdrongen door waterstof. Vervolgens is waarschijnlijk fosfaat neergeslagen als aluminium- en ijzerfosfaat-zouten. Een sluitende bewijsvoering voor deze processen is niet te leveren, omdat aluminium en ijzer niet zijn gemeten in de bodemoplossing en aan het adsorptiecomplex.

In tegenstelling tot ortho-fosfaat, nam totaal-fosfor in oplossing toe in nagenoeg alle lagen gedurende de stationaireperiode. Dit moet het gevolg zijn van het in oplossing gaan van organische fosforverbindingen tijdens de afbraak van het veen.

De resultaten van de percolatieperiode zijn gegeven in de vorm van de gecumuleerde hoeveelheden nutriënten in het uitgestroomde water, uitgezet tegen de gecumuleerde hoeveelheid uitgestroomd water (effluent) (fig. 5 t/m 7). Omdat de fluxen van de veenmosveenkolommen lager waren dan die van de bosveenkolommen is hier in totaal minder effluent uitgespoeld.

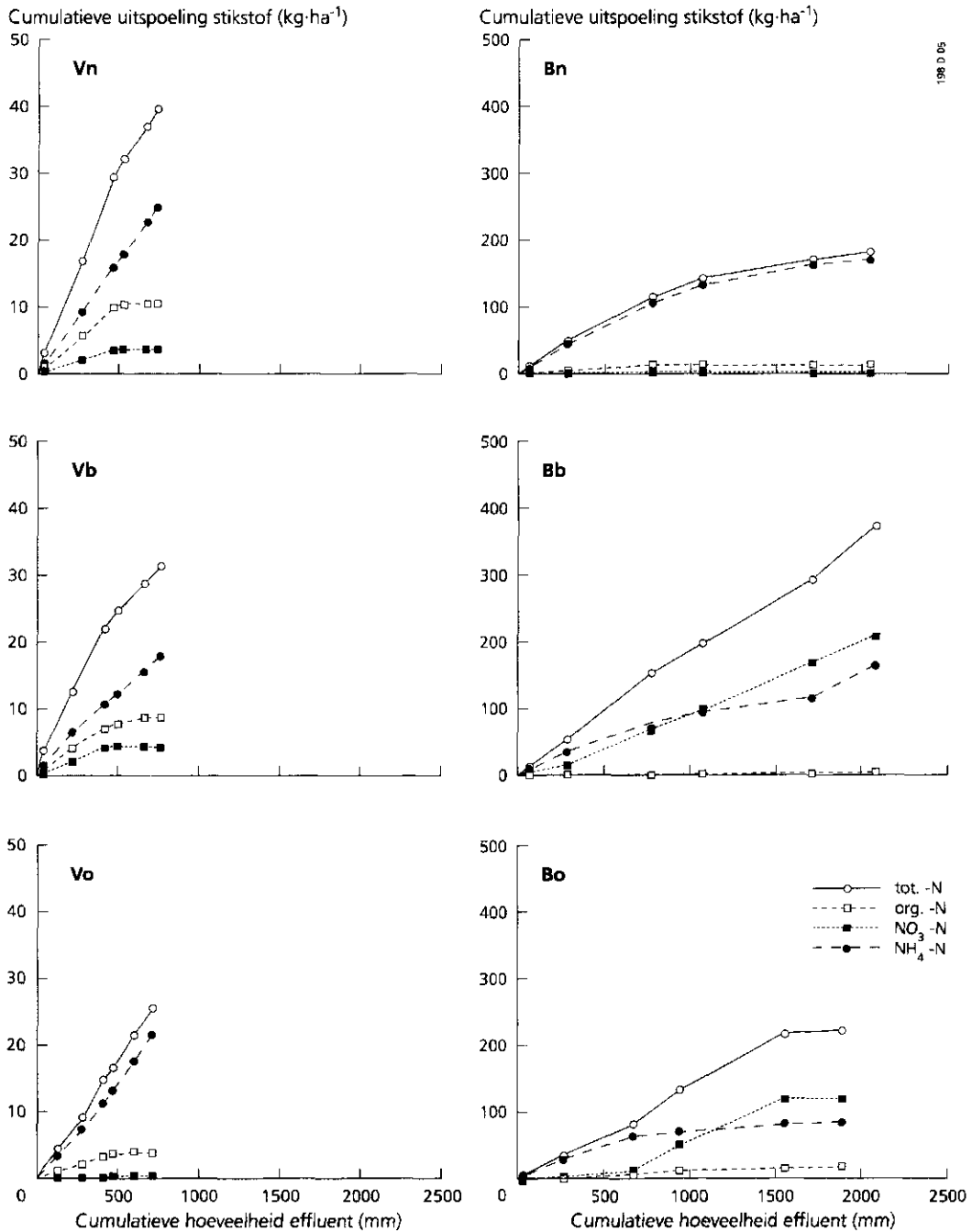
Bij de veenmosveenkolommen vormde ammoniumstikstof het grootste aandeel van de stikstofuitspoeling. Zelfs bij de met nitraatstikstof bemeste kolom bevatte het effluent meer ammonium dan nitraat. Dit was het gevolg van de lage nitrificatie en hoge denitrificatie in dit veen. Door de geringere doorlatendheid van de bovenste lagen van het veenmosveen (tabel 4) was de zuurstofvoorziening in de veenmosveenkolommen slechter dan in de bosveenkolommen. Bij het bosveen spoelde in eerste instantie ook meer ammonium uit. Na ca. 700 mm begon bij de kolommen Bb en Bo de hoeveelheid uitgespoeld nitraat toe te nemen. Bij kolom Bb was dit bemestingsnitraat dat doorbrak en bij kolom Bo nitraat dat was ontstaan door mineralisatie en nitrificatie.

De uitspoeling van organisch-stikstof lag voor beide veensoorten in dezelfde grootteorde: 3-15 kg N per ha. De C/N-verhouding van de uitspoelende organische stof in oplossing was voor beide veensoorten hoog: 100-200. Dit is veel hoger dan de C/N-verhouding van het moedermateriaal. Organische stof in oplossing met een hoog stikstofgehalte (lage C/N-verhouding) wordt blijkbaar snel afgebroken, ook onder anaërobe omstandigheden, zodat alleen de stikstof-arme organische stof uitspoelt. Overigens was in alle kolommen de organisch-stikstofuitspoeling na 500 à 700 mm effluent-uitspoeling zeer gering. Blijkbaar was de voorraad opgeloste organisch-stikstof uitgeput en de produktie door organische-stofafbraak lager dan de uitspoeling.

De totaal-stikstofuitspoeling was hoger bij de stikstofrijke bosveenkolommen dan bij de arme veenmosveenkolommen. Dit verschil kan worden verklaard door de grotere mineralisatie en nitrificatie en lagere denitrificatie in het bosveen. De hoogste uitspoeling is gevonden voor kolom Bb, het bemestingsobject, gevolgd door kolom Bo, het ontwateringsobject. De verschillen in uitspoeling tussen de veenmosveenkolommen onderling waren niet zo groot. De verschillende behandelingen hadden hier gedurende de onderzoeksperiode minder effect. Dit was, zeker voor het bemestingsobject, vooral het gevolg van de geringere flux ten opzichte van de bosveenkolommen: meststoffen waren nog niet doorgebroken. De gevonden variatie in uitspoeling tussen de veenmosveenkolommen werd voornamelijk veroorzaakt door ruimtelijke variabiliteit. De kolommen zijn niet precies op dezelfde plek gestoken, maar op een onderlinge afstand van 70 cm. Hierdoor verschilde de initiële toestand van de kolommen (tabel 13).

Bij de meeste kolommen, behalve Vn, vormde ortho-fosfaat het grootste aandeel van de fosforuitspoeling. De reden hiervoor was dat in de onderste lagen van de kolommen initieel hoge ortho-fosfaatconcentraties aanwezig waren. Bij deze hoge concentraties in de bodemoplossing is een substantiële hoeveelheid ortho-fosfaat gebonden aan het bodemcomplex. De binding in deze lagen, bestaande uit nagenoeg puur veen, is reversibel. Hierdoor kon het complex een grote hoeveelheid ortho-fosfaat naleveren. De initiële concentraties waren hoger in de veenmosveenkolommen dan in de bosveenkolommen. De ortho-fosfaatuitspoeling was navenant hoger bij de veenmosveenkolommen.

De initiële ortho-fosfaatvoorraad vormt niet de enige mogelijke verklaring voor de verschillen in ortho-fosfaatuitspoeling tussen de veenmosveen- en de bosveenkolommen. Gedurende de stationaire-periode steeg in de aërobe bosveenlagen de calcium-

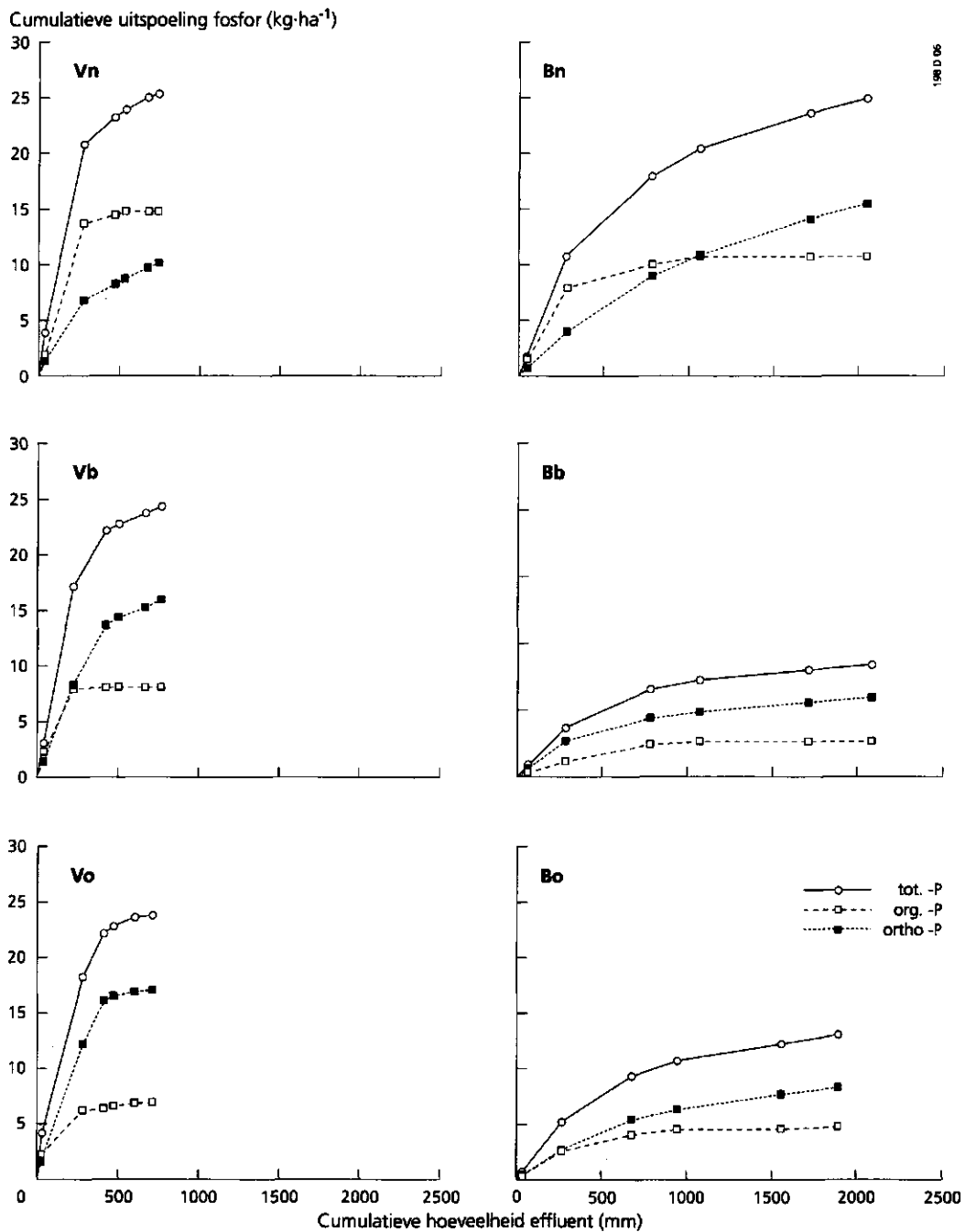


198 D 05

**Fig. 5** Cumulatieve uitspoeling van stikstofcomponenten uit de kolommen tijdens de percolatie-periode. Door de geringere fluxen is de totale hoeveelheid effluent bij de veenmosveenkolommen (V) minder dan bij de bosveenkolommen (B).

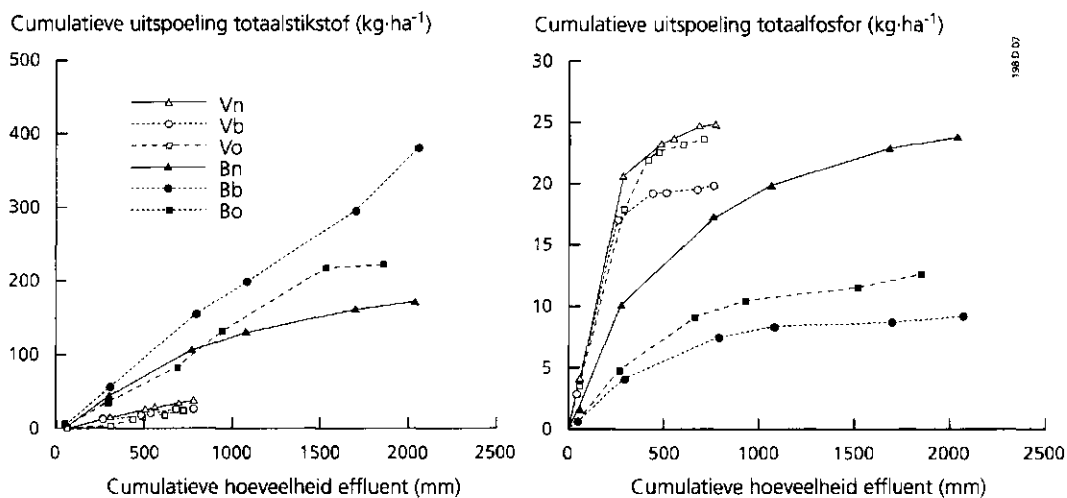
Voor codering van de kolommen zie tabel 11.

Let op het verschil in schaal voor de verticale as!



**Fig. 6** Cumulatieve uitspoeling van fosforcomponenten uit de kolommen tijdens de percolatie-periode. Door de geringere fluxen is de totale hoeveelheid effluent bij de veenmosveenkolommen (V) minder dan bij de bosveenkolommen (B). Voor codering van de kolommen zie tabel 11.



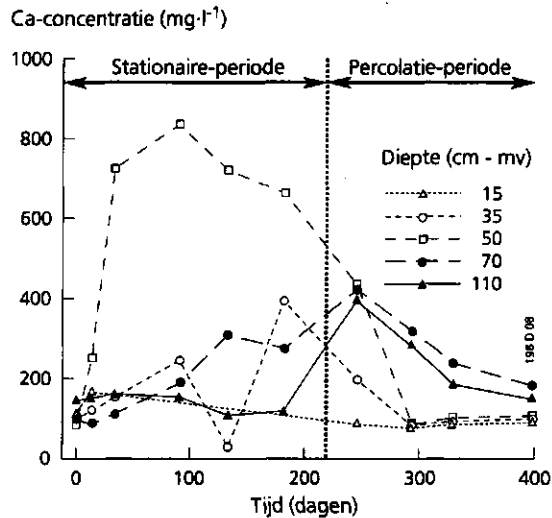


**Fig. 7** Cumulatieve uitspoeling van totaal-stikstof en totaal-fosfor uit de kolommen tijdens de percolatie-periode. Door de geringere fluxen is de totale hoeveelheid effluent bij de veenmosveenkolommen (V) minder dan bij de bosveenkolommen (B). Voor codering van de kolommen zie tabel 11.

concentratie tot bijna drie keer zo hoge waarden als in het veenmosveen (max. 800 resp. max. 300 mg/l). Tijdens het percoleren spoelde in de bosveenkolommen derhalve een grotere hoeveelheid calcium uit naar de onderste kolomlaag (fig. 8). Waarschijnlijk werd hierdoor in deze laag meer aluminium en ijzer van het complex verdrongen door calcium en sloegen meer aluminium- en ijzerfosfaat-zouten neer dan in de in de onderste laag van de veenmosveenkolommen.

Opvallend is de relatie tussen de nitraat- en de ortho-fosfaatuitspoeling. De kolommen met de hoogste nitraatuitspoeling (Bb en Bo) kenden de laagste ortho-fosfaatuitspoeling. Onder anaërobe omstandigheden fungeren nitraat en in mindere mate sulfaat als zuurstofdonor in het afbraakproces. Naarmate meer nitraat uitspoelde naar de anaërobe onderste lagen was de anaërobe afbraak groter. Omdat het fosforhalte van het veen van deze lagen zeer laag is, heeft organische-stofafbraak immobilisatie van fosfor tot gevolg. Deze immobilisatie was groter in de bosveenkolommen dan in de veenmosveenkolommen, niet alleen door hogere nitraatconcentraties in het bodemvocht, maar ook door hogere afbraaksnelheden en lagere fosforgehalten van het bosveen (tabellen 8 en 10).

Het als bemesting toegediende ortho-fosfaat werd volledig gebonden aan het bodemcomplex van de bovenste kleilagen van de kolommen Vb en Bb. Het was niet terug te vinden in de ortho-fosfaatuitspoeling. Het fosforbindend vermogen van deze kleilagen is dermate hoog dat al het toegediende ortho-fosfaat kon worden vastgelegd. Na ca. 500 mm doorspoelen en ca. 1 maand bemesten zijn de kleilagen van de veenmosveenkolommen afgegraven (3.4.2). Het fosforbindendvermogen van de onderliggende (bovenste) veenlaag bleek groot genoeg om al het na die tijd toegediende ortho-fosfaat te binden.



**Fig. 8** Verloop van de calciumconcentratie in het bodemvocht van kolom Bb gedurende het kolomonderzoek

De organisch-fosforuitspoeling lag in dezelfde grootte-orde als de organisch-stikstofuitspoeling: 3-15 kg P per ha. C/P-verhoudingen van de uitspoelende organische stof in oplossing bedroegen 100-200. Dit is veel lager dan de C/P-verhoudingen van de totale organische stof. Organisch-fosfaatesters en ortho-fosfaat in oplossing gaan bindingen aan met mobiele organische zuren, waardoor ze resistent zijn tegen afbraak en makkelijk kunnen uitspoelen. Evenals de organisch-stikstofuitspoeling was in alle kolommen de organisch-fosforuitspoeling na 500 à 700 mm effluent-uitspoeling zeer gering.

De bemeste en de ontwaterde bosveenkolom (Bb resp. Bo), de kolommen met de hoogste nitraatuitspoeling, hadden een opvallend lagere organisch-fosforuitspoeling dan de overige kolommen. De organisch-koolstofuitspoeling uit deze beide kolommen was evenredig veel lager. Blijkbaar werd in deze kolommen meer organische stof in oplossing afgebroken onder anaërobe omstandigheden door de aanwezigheid van veel nitraat. De hoge organisch-fosforuitspoeling uit kolom Vn kan niet worden verklaard uit een hogere uitspoeling van organisch-koolstof in oplossing.

### 3.4.4 Conclusies

Het kolomonderzoek bevestigde dat in het rijkere bosveen de stikstofmineralisatie groter is dan in het armere veenmosveen. Dit is een gevolg van het hogere stikstofgehalte van de organische stof van het bosveen en van de hogere afbraaksnelheden van dit veen ten opzichte van het oligotrofe veenmosveen.

In het onderzochte veenmosveenprofiel ontstond meer ammonium en minder nitraat dan in het bosveen. De nitrificatie bleef in het veenmosveen achter ten opzichte van

het bosveen. Dit kan een gevolg zijn van een andere micropopulatie met minder nitrificerende bacteriën in het veenmosveen dan in het bosveen. Een andere verklaring zou kunnen zijn dat het kleidek en de onderliggende bovenste veenlaag van het veenmosveen minder zuurstof doorlieten.

De nitraatuitspoeling uit de kolommen was hoog ondanks de enorme potentie aan afbreekbare organische stof. Nitraat wordt blijkbaar niet volledig gedenitrificeerd in veen.

De stikstofuitspoeling uit het onbemeste bosveen was 4 tot 6 maal zo hoog als uit het veenmosveen. Dit was het gevolg van de grotere stikstofmineralisatie in het eutrofe bosveen in vergelijking met het onbemeste oligotrofe veenmosveen.

De fosforhuishouding in het veen van de kolommen werd in sterke mate verstoord door de calciumhuishouding. Dit was het gevolg van de extreme laboratoriumomstandigheden waarbij veel sulfaat ontstond en calcium van het adsorptiecomplex werd verdrongen. In het veld doet deze situatie zich niet voor.

In de onderste laag van alle kolommen was initieel een relatief grote hoeveelheid ortho-fosfaat in de bodemoplossing aanwezig. Samenhangend hiermee was er een substantiële hoeveelheid fosfor reversibel aan het complex gebonden. Tijdens het percoleren verdween dit fosfor snel als gevolg van uitspoeling, maar waarschijnlijk ook als gevolg van een grote aanvoer van calcium uit hogere lagen, waardoor fosfor in de vorm van aluminium- en ijzerfosfaten neersloeg.

Via bemesting toegediend ortho-fosfaat werd volledig vastgelegd in de bovenste lagen van de veenmosveen- en de bosveen-bemestings-kolom door het grote fosforbindende vermogen van deze lagen. Bij de bosveenkolom ging het vooral om de bovenliggende kleilaag en bij de veenmoskolom om de kleilaag en, na afgraven van deze laag, eveneens om de bovenste veenlaag.

De uitgespoelde organische stof in oplossing in de veenmosveen- en de bosveenkolommen bevatte, in verhouding tot het moedermateriaal, weinig stikstof en veel fosfor. Organische verbindingen in oplossing met een hoog stikstofgehalte worden blijkbaar snel afgebroken, ook onder anaërobe omstandigheden. Organisch- en anorganisch-fosfor worden aan mobiele organische zuren gebonden, waardoor fosfor wordt beschermd tegen afbraak en makkelijk kan uitspoelen. Naarmate de concentratie van organische stof in oplossing hoger is, spoelt meer organisch-fosfor uit.

Er bleek een duidelijk verband tussen de nitraatuitspoeling en de ortho-fosfaat- en organisch-fosforuitspoeling: naarmate de eerste hoger was, spoelde minder ortho-fosfaat en organisch-fosfor uit. De verklaring hiervoor moet worden gezocht in de verhoogde anaërobe afbraak van organische stof bij de aanwezigheid van meer nitraat. Hierdoor wordt in de fosfor-armere onderste veenlagen meer ortho-fosfaat geïmobiliiseerd en worden meer organische verbindingen in oplossing afgebroken.

De resultaten van het kolomonderzoek kunnen niet rechtstreeks worden vertaald naar de veldsituatie. Daarvoor verschilden de laboratoriumomstandigheden te sterk van de veldomstandigheden.

Het kolomonderzoek heeft een grote hoeveelheid gegevens opgeleverd over het verloop van hydrologische parameters en van concentraties van stikstof- en fosforcomponenten in de tijd en met de diepte, afhankelijk van veensoort en behandelingswijze. Deze gegevens zijn essentieel om waarden voor proces- en invoerparameters voor het waterhuishoudingmodel FLOCR en het nutriëntenhuishoudingmodel ANIMO vast te stellen. Welke parameters het betreft, wordt aangegeven in 5.1.

Het kolomonderzoek is gedetailleerd gerapporteerd door Hendriks (1994).

## **4 Veldonderzoek**

### **4.1 Doel**

In het veldonderzoek werden gegevens verzameld om de achtergrondbelasting op perceelsniveau te kunnen kwantificeren. Een deel van de resultaten van dit deelonderzoek dienden als invoergegevens voor de modellen en een ander deel als toetsingsgegevens voor de modelberekeningen.

### **4.2 Materialen en methoden**

Het veldonderzoek is uitgevoerd op drie veenweidepercelen in het jaar 1991. Het was de bedoeling verschillende veensoorten en verschillende veengronden te onderzoeken. Van de veensoorten was de trofiegraad van belang; van de veengronden het al dan niet voorkomen van een kleilaag en de dikte van deze kleilaag.

De keuze was gemaakt voor twee veensoorten, die extreem zijn in trofiegraad: veenmosveen (oligotroof) en bosveen (eutroof). De keuze voor de veengrond van de onderzoekslokatie was mede afhankelijk van het voorkomen van veengronden in de gebieden van de deelnemende waterkwaliteitsbeheerders.

Er namen drie waterkwaliteitsbeheerders aan het onderzoek deel:

- Provincie Friesland, Hoofdgroep Waterstaat en Milieu;
- Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden;
- Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier.

De waterkwaliteitsbeheerders voerden het veldonderzoek uit. DLO-Staring Centrum droeg zorg voor de inrichting en het onderhoud van de meetnetten en voor de instructie van de medewerkers van de waterkwaliteitsbeheerders die het veldwerk uitvoerden.

Op grond van een aantal praktische eisen en na veldbezoek aan de door de waterkwaliteitsbeheerders aangegeven potentiële percelen is voor de volgende onderzoekspercelen gekozen:

- Provincie Friesland: perceel in De Akmarijpsterpolder, koopveengrond op veenmosveen;
- Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden: perceel in natuurterrein Donkse Laagten, koopveengrond op bosveen;
- Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen: perceel in de polder Wormer, Jisp en Nek, weideveengrond op veenmosveen.

De Akmarijpsterpolder is een natuureservaat in beheer bij Staatsbosbeheer. De Provincie Friesland had in dit gebied eerder balansstudies uitgevoerd. Het betreft een koopveengrond op veenmosveen. Deze combinatie van veengrond en veensoort

komt veelvuldig voor in Friesland (Bodemkaart, 1976). Het reservaat is ca. 93 ha groot en is het grootste blauwgraslandencomplex van Friesland. Het gebied is van oudsher in gebruik geweest als hooiland. Na het hooien werd het gebied nageweid met pinken, met een beweidingsdichtheid van ca. 0,5 grootvee-eenheid per ha. Het onderzoeksperceel wordt sinds 1974 slechts gemaaid en niet meer nageweid (Koole, 1980).

In tabel 14 is de profielopbouw van het onderzoeksperceel gegeven. Het betreft de twee plaatsen op het perceel waar monsters voor het laboratoriumonderzoek zijn genomen: de plaats waar de kolommen zijn gestoken en het midden van het perceel. Tevens is in de tabel een aantal bodemkenmerken van de onderscheiden lagen gegeven. De ruimtelijke variabiliteit in de opbouw van de bovenste 40 cm van dit perceel is groot. In het midden van het perceel komt op een diepte van 23-33 cm beneden maaiveld kleiig veen voor. Op de plaats waar de kolommen zijn gestoken ontbreekt dit. Ook tijdens het steken van de kolommen en nemen van de diverse monsters is een grote ruimtelijke variabiliteit geconstateerd, vooral in de dikte van de kleilaag en de overgang klei/veen.

**Tabel 14 Profielopbouw van het onderzoeksperceel in de Akmarijsterpolder, en organische-stofgehalten, lutumgehalten, CaCO<sub>3</sub>-gehalten en pH-KCl van de onderscheiden lagen. K = plaats waar kolommen zijn gestoken; M = midden perceel**

K						
Laagnr.	Diepte (cm - mv)	Omschrijving	Org. stof (%)	Lutum (%)	CaCO <sub>3</sub> (%)	pH-KCl (-)
0	0- 3	viltige zodelaag	-	-	-	-
1	3- 23	zwarte, venige klei	33,4	39,8	0,2	4,3
2	23- 40	zwart, geoxydeerd matig verweerd veenmosveen	89,8	1,5	0,2	3,8
3	40- 58	zwart, geoxydeerd matig verweerd veenmosveen	91,4	<0,1	0,3	4,2
4	58- 240 (70- 90)	donker roodbruin, niet geoxydeerd veenmosveen	91,7	1,1	0,1	5,0
M						
Laagnr.	Diepte (cm - mv)	Omschrijving	Org. stof (%)	Lutum (%)	CaCO <sub>3</sub> (%)	pH-KCl (-)
0	0- 3	jong veenmosveen	-	-	-	-
1	3- 23	zwarte, venige klei	25,3	47,9	0,1	4,0
2	23- 33	kleiig veen	53,6	33,3	0,2	4,3
3	33- 42	zwart, geoxydeerd matig verweerd veenmosveen	77,3	<0,1	0,2	3,8
4	42- 60	zwart, geoxydeerd matig verweerd veenmosveen	92,5	0,6	0,1	4,3
5	60- 240 (70- 90)	donker roodbruin, niet geoxydeerd veenmosveen	91,2	<0,1	0,1	4,8

De getallen tussen haakjes bij de lagen 4 en 5 onder 'diepte' staan voor de diepte waarop deze lagen zijn bemonsterd voor de bepaling van de parameters uit deze tabel

De Gemiddeld Laagste Grondwaterstand (GLG) bevindt zich in het onderzoeksperceel op 60 cm beneden maaiveld. De onderrand van het veenprofiel bevindt zich op 240 cm beneden maaiveld. De onderliggende laag bestaat uit lemig fijn zand.

Het onderzoeksperceel is ondiep ontwaterd; de grondwatertrap (Gt) is II. Het waterbeheer van de Akmarijsterpolder is er op gericht 's winters het grootste deel van het natuurterrein te inunderen door het neerslagwater vast te houden (Koole, 1980). Voor het onderzoeksperceel betekent dit dat het oppervlaktewaterpeil 's winters op of aan maaiveld staat. In het voorjaar wordt het peil langzaam verlaagd tot in de periode juni-oktober de laagste stand wordt bereikt. Voor het perceel is dit 35 cm beneden maaiveld. Vanaf oktober wordt het peil weer opgezet.

Aan één van de kopse kanten van het perceel grenst een diep ontwaterd landbouwgebied. Het maaiveld hiervan is door de diepere ontwatering ongeveer een meter gedaald ten opzichte van het maaiveld van het onderzoeksperceel. Omdat het landbouwgebied diep wordt ontwaterd, vindt er wegzijging plaats vanuit het onderzoeksperceel naar dit lager gelegen gebied.

Het terrein Donkse Laagten is eveneens een natuurreservaat in beheer bij Staatsbosbeheer. Het reservaat ligt in de Alblasserwaard. Het betreft een koopveengrond op bos-

**Tabel 15 Profielopbouw van het onderzoeksperceel in Donkse Laagten, en organische-stofgehalten, lutumgehalten, CaCO<sub>3</sub>-gehalten en pH-KCl van de onderscheiden lagen.**

*K = plaats waar kolommen zijn gestoken; M = midden perceel*

K						
Laagnr.	Diepte (cm - mv)	Omschrijving	Org. stof (%)	Lutum (%)	CaCO <sub>3</sub> (%)	pH-KCl (-)
1	0- 25	zwarte, venige klei	30,6	53,0	0,1	4,5
2	25- 45	zwart, geoxydeerd matig verweerd bosveen	78,4	4,7	0,1	4,2
3	45- 62	zwart, geoxydeerd matig verweerd bosveen	75,9	1,7	0,2	4,1
4	62- 360 (70- 90)	donker roodbruin, niet geoxydeerd bosveen	80,5	4,8	0,3	4,7
M						
Laagnr.	Diepte (cm - mv)	Omschrijving	Org. stof (%)	Lutum (%)	CaCO <sub>3</sub> (%)	pH-KCl (-)
1	0- 23	zwarte, venige klei	31,7	49,5	0,2	4,6
2	23- 43	zwart, geoxydeerd matig verweerd bosveen	77,5	4,5	0,2	4,6
3	43- 63	zwart, geoxydeerd matig verweerd bosveen	79,8	3,4	0,1	4,7
4	63- 360 (70- 90)	donker roodbruin, niet geoxydeerd bosveen	77,6	9,6	0,1	4,4

De getallen tussen haakjes bij de lagen 4 onder 'diepte' staan voor de diepte waarop deze lagen zijn bemonsterd voor de bepaling van de parameters uit deze tabel

veen, een veel voorkomende combinatie van veengrond en veensoort in Zuid-Holland (Markus, 1984). Het is ca. 190 ha groot. Het gebied werd van oudsher intensief voor landbouw gebruikt. Het onderzoeksperceel wordt sinds 1984 gebruikt als hooiland en niet meer bemest of nageweid (Staatsbosbeheer, 1984).

De profielopbouw en enkele bodemkenmerken van de plaats waar de kolommen zijn gestoken en van het midden van het perceel, zijn gegeven in tabel 15. Op grond van de twee bemonsterde plaatsen van het perceel is de ruimtelijke variabiliteit in profielopbouw minder groot dan die van het perceel van de Akmarijpsterpolder. De grootste variabiliteit komt hier voor op kleine schaal in vooral het gereduceerde veen, door de aanwezigheid van massieve houtresten.

De GLG bevindt zich op ca. 60 cm beneden maaiveld. Het veenprofiel wordt op 360 cm beneden maaiveld begrensd door een laag slibrijk fijn zand.

Het onderzoeksperceel wordt ondiep ontwaterd; de Gt is II. Het streven is om het oppervlaktewaterpeil 's winters en 's zomers constant te houden. Het streefpeil ligt 20 cm beneden het maaiveld van het onderzoeksperceel (Staatsbosbeheer, 1984).

Het onderzoeksperceel in de polder Wormer, Jisp en Nek betreft een weideveengrond op veenmosveen. Deze combinatie van veengrond en veensoort komt redelijk veel voor in Noord-Holland (Wagenaar en Van Wallenburg, 1987). Het perceel is sinds lang extensief voor landbouw gebruikt.

De profielopbouw van het midden van het perceel en enkele bodemkenmerken zijn gegeven in tabel 16. Omdat dit perceel slechts op één plaats is bemonsterd, kan geen uitspraak worden gedaan over de ruimtelijke variabiliteit in de profielopbouw. Laag 3 bevat veel houtresten in de vorm van berketakjes en wijkt daarmee wat betreft structuur sterk af van laag 2.

De GLG ligt in het perceel op 65 cm beneden maaiveld. De onderrand van het veenprofiel bevindt zich op 315 cm beneden maaiveld. De onderliggende laag is leem.

**Tabel 16 Profielopbouw van het onderzoeksperceel in de polder Wormer, Jisp en Nek, en organische-stofgehalten, lutumgehalten, CaCO<sub>3</sub>-gehalten en pH-KCl van de onderscheiden lagen**

Laagnr.	Diepte (cm - mv)	Omschrijving	Org.stof (%)	Lutum (%)	CaCO <sub>3</sub> (%)	pH-KCl (-)
1	0- 20	zwarte, venige klei	30,9	39,5	0,2	4,8
2	20- 40	zwart, geoxydeerd verweerd veenmosveen	82,2	6,3	0,1	4,8
3	40- 65	zwart, geoxydeerd verweerd veenmosveen	91,6	3,5	0,2	4,3
4	65- 315 (70- 90)	donker bruin, niet geoxydeerd veenmosveen	90,8	2,0	0,2	5,0

De getallen tussen haakjes bij laag 4 onder 'diepte' staan voor de diepte waarop deze laag is bemonsterd voor de bepaling van de parameters uit deze tabel



De ontwatering van het onderzoeksperceel is ondiep; de Gt is II. Het streefpeil voor het oppervlaktewater bedraagt 's winters en 's zomers 30 cm beneden het maaiveld van het onderzoeksperceel.

Het veldonderzoek is uitgevoerd in de periode januari 1991 t/m december 1991. De werkzaamheden hielden in:

- het nemen van bodemvochtmonsters van verschillende diepten en van oppervlaktewatermonsters, met een frequentie van 1 keer per maand;
- het meten van slootpeilen, grondwaterstanden en stijghoogten op twee diepten, met een frequentie van 1 keer per 14 dagen.

De bodemvochtmonsters werden in het laboratorium van de waterkwaliteitsbeheerders geanalyseerd op:  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ , Kjeldahl-N, ortho-P, totaal-P, Cl,  $\text{SO}_4$ , Na, K, Ca, Mg en Fe. De zuurgraad van de monsters werd in het veld gemeten.

De meeste metingen zijn uitgevoerd in drievoud: langs de middenas van het perceel waren drie meetopstellingen ingericht. De afstand vanaf de meetopstellingen tot de perceelsloot bedroeg voor de Akmarijsterpolder 25 m, voor Donkse Laagten 16 m en voor Wormer, Jisp en Nek 29 m. De onderlinge afstand tussen de meetopstellingen bedroeg ca. 50 m.

Het bodemvocht en het grondwater zijn bemonsterd met vochtonttrekkingscups van een chemisch-inerte kunststof. Het vocht werd onder vacuüm aangezogen. Hiermee werd voorkomen dat het anaërobe grondwater met zuurstof in contact kwam, zodat geen versturende chemische processen, zoals het neerslaan van fosforzouten, konden optreden. Elke meetopstelling bevatte vier paren duplo-cups op vier diepten: 20, 40, 60 en 80 cm beneden maaiveld. Ter hoogte van iedere meetopstellingen bevond zich een paar duplo-cups onder de slootbodem op 150 cm beneden maaiveld. Voor het verkrijgen van aanvullende gegevens over nutriëntentransport richting sloot waren per meetopstelling extra cups geplaatst op 8 m uit de slootkant en op een diepte van 30 en 50 cm beneden maaiveld.

In elke meetopstelling bevond zich een buis voor het meten van de grondwaterstand. Om aanvullende informatie over drainage en infiltratie te verkrijgen, waren drie grondwaterstandsbuizen in een raai vanuit de sloot naar de middelste meetopstelling geplaatst op 1, 3 en 5 m uit de slootkant. Verder stonden in het midden van elk perceel een middeldiepe buis en een diepe buis om de grondwaterpotentialen op verschillende diepten te meten. Het filter van de middeldiepe buis bevond zich net boven de onderrand van het veenprofiel, dat van de diepe buis in de onder het veen liggende laag. De gemeten potentialen in combinatie met de gemeten grondwaterstanden gaven informatie over het optreden van kwel en wegzijging. De middeldiepe en diepe buis werden eveneens bemonsterd met een techniek waarbij werd voorkomen dat het anaërobe grondwater met luchtzuurstof in aanraking kwam.

Het was niet mogelijk direct de uitspoeling van nutriënten te meten in het veld. Hiervoor bestaat (nog) geen techniek die de hydrologische omstandigheden niet verstoort.

### 4.3 Resultaten

De resultaten van het veldonderzoek zijn in tabel 17 weergegeven in de vorm van gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties voor de zomer- en de winterperiode. De waarden zijn de gemiddelden in de tijd van de medianen van de meetresultaten in drievoud.

De nitraatconcentratie was laag op alle diepten in de drie percelen. Dit verschijnsel is voor veenprofielen bekend uit de literatuur en wordt toegeschreven aan de hoge denitrificatie in het organische-stofrijke, vochtige veen (Hendriks, 1991). In de zomer zijn door mineralisatie en nitrificatie hogere concentraties te verwachten in de bovenste lagen die dan relatief droog en aëroob zijn. Absoluut gezien was dit nauwelijks het geval, omdat op de niet of extensief bemeste onderzoekspercelen het gevormde nitraat direct werd opgenomen door het gewas.

De algemene tendens voor de concentraties van de andere stikstofcomponenten en van de fosforcomponenten was een toename met de diepte. Dit gold in mindere mate voor de totaal-stikstof- en de fosforconcentraties van de Akmarijsterpolder en Wormer, Jisp en Nek. Opvallend voor al deze componenten was een abrupte overgang van lage concentraties hoger in het profiel naar hoge concentraties dieper in het profiel. Voor de Akmarijsterpolder en Wormer, Jisp en Nek lag deze abrupte overgang tussen 80 en 150 cm beneden maaiveld en voor Donkse Laagten tussen 40 en 60 cm beneden maaiveld. De hoogste stikstofconcentraties zijn gemeten in Donkse Laagten, de hoogste fosforconcentraties in Wormer, Jisp en Nek. Voor de hoge concentraties dieper in het profiel zijn twee mogelijke verklaringen te geven:

- het diepere bodemprofiel is opgeladen met boven uit het profiel gespoelde nutriënten afkomstig van (historische) bemesting;
- het diepere bodemprofiel is opgeladen met nutriënten aangevoerd door kwelstromen uit diepere, nutriëntenrijke lagen.

Overtollige meststoffen kunnen vooral naar diepere bodemlagen worden getransporteerd bij hoge neerslagintensiteiten en diepe grondwaterstanden. Bij hoge grondwaterstanden zal in veenweidegebieden een aanzienlijk deel van het neerslagoverschot en de overtollige meststoffen ondiep lateraal uitspoelen naar greppels en sloten, en over het maaiveld afspoelen. Lage grondwaterstanden zullen zich vooral voordoen in het groeiseizoen. De gewasopname is dan groot en het aandeel overtollige meststoffen klein. Aan het einde van een droge periode wanneer de grondwaterstand laag is kunnen meststoffen eventueel versneld uitspoelen naar diepere lagen via krimpscheuren. Voorwaarde hiervoor is een hoge neerslagintensiteit vrijwel direct na een mestgift of na een periode van groeistilstand door droogte. Meststoffen die door de bodemmatrix naar diepere lagen percoleren zijn onderhevig aan processen die spelen in de bodem, zoals vastlegging en denitrificatie. Dit geldt in mindere mate voor transport via krimpscheuren, omdat de verblijftijd in de scheuren veel korter is dan in de bodemmatrix. Een deel van de stoffen die in de scheuren spoelen, zal echter versneld uitspoelen naar het oppervlaktewater. Daarnaast zal de omstandigheid van een grote neerslagintensiteit direct na een hoge mestgift, voorwaarde voor een substantiële inspoeling van meststoffen in krimpscheuren, zich niet structureel voordoen. De verwachting is daarom dat de bijdrage van het transport

Tabel 17 Gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties (mg.l<sup>-1</sup>) op verschillende diepten in het grondwater en in het oppervlaktewater van de onderzoekspcelen voor winter (w) en zomer (z) 1991

Perceel	Diepte (cm-mv)	NO <sub>3</sub> -N		NH <sub>4</sub> -N		Tot-N		Ortho-P*		Tot-P*	
		w	z	w	z	w	z	w	z	w	z
A	20	<0,03	<0,03	0,26	0,51	2,82	9,30	0,02	0,06	0,15	0,16
	40	<0,10	<0,05	0,47	0,67	3,54	4,41	0,03	0,04	0,10	0,09
	60	<0,05	<0,05	1,11	1,15	3,42	4,17	0,04	0,09	0,10	0,12
	80	<0,10	<0,05	1,64	1,97	3,54	4,55	0,05	0,07	0,12	0,11
	150	<0,10	<0,05	5,00	5,22	6,09	6,91	0,79	0,74	0,79	0,81
Adg	-	<0,10	0,10	2,61	2,76	4,88	6,65	0,04	0,10	0,10	0,15
Asl	-	0,30	<0,05	0,50	<0,10	2,66	2,91	0,01	0,04	0,10	0,17
D	20	0,04	0,07	0,54	0,45	5,70	5,60	0,12	0,05	0,39	0,23
	40	0,03	0,19	1,67	3,44	5,02	11,38	0,13	0,19	0,30	0,48
	60	0,04	0,05	13,24	15,06	15,55	15,06	0,79	0,86	0,87	1,19
	80	0,03	0,02	21,43	24,52	22,24	24,73	1,08	1,21	1,42	1,46
	150	0,03	0,03	27,78	29,71	27,81	29,74	1,48	1,49	1,72	1,75
Ddg	-	0,73	0,21	37,20	31,00	59,29	64,18	1,54	3,77	2,53	3,20
Dsl	-	0,07	0,28	0,94	2,54	5,99	4,47	0,16	0,01	0,60	0,93
W	20	0,10	0,12	1,06	1,19	7,55	6,62	0,05	0,05	0,47	0,41
	40	0,06	0,10	1,31	2,06	6,99	6,65	0,26	0,21	0,78	0,51
	60	0,06	0,05	0,79	1,16	5,22	5,58	0,09	0,08	0,56	0,47
	80	0,05	0,06	1,81	2,10	6,25	6,08	0,20	0,21	0,66	0,59
	150	0,08	0,06	6,93	4,96	10,26	10,96	1,89	1,81	2,56	2,15
Wdg	-	0,21	0,05	5,28	5,88	11,26	13,93	5,45	4,37	6,13	5,45
Wsl	-	0,60	0,05	0,32	0,13	4,63	5,03	0,17	0,11	0,81	0,72

w = januari t/m maart en oktober t/m december

z = april t/m september

A = Akmarijpsterpolder

D = Donkse Laagten

W = Wormer, Jisp en Nek

dg= diepe grondwater

sl= oppervlaktewater sloot

\* = discrepantie tussen ortho-P en totaal-P is een gevolg van een verschil in analyse-technieken

van nutriënten afkomstig van bemesting via krimpscheuren aan het ontstaan van structureel-hoge stikstof- en fosforconcentraties in diepere bodemlagen niet erg groot zal zijn.

Bemesting kan geen verklaring zijn voor de hoge fosforconcentraties dieper in het profiel. Het fosforbindend vermogen van de bovenste kleilaag is dermate groot dat het niet door het gewas opgenomen bemestingsfosfor ruimschoots kan worden vastgelegd in deze laag. Pas bij volledige verzadiging van het bodemcomplex van de kleilaag met fosfor kan worden verwacht dat voldoende bemestingsfosfor doorsijpelt naar diepere lagen om de hoge fosforconcentraties in deze diepere lagen te veroorzaken. Dat deze situatie nog niet kan zijn bereikt, illustreert volgend globaal rekenvoorbeeld. Het totale fosforbindend vermogen van de kleilaag van het perceel van Donkse Laagten is 20 ton  $P_2O_5$  per ha. Bij een veebezetting van twee grootvee-eenheden (g.v.e.) is de jaarlijkse fosforbemesting 100-150 kg  $P_2O_5$  per ha, waarvan 85 kg door het gewas wordt opgenomen. Het bemestingoverschot is 15-65 kg  $P_2O_5$  per ha per jaar. Dit impliceert dat bij deze veebezetting het volledige fosforbindend vermogen van de kleilaag van dit perceel pas na een periode van 300 tot 1300 jaar zal zijn overschreden. Van een veebezetting van 2-2,5 g.v.e. per ha op veenweide-percelen is hooguit sprake sinds 1970, zodat een toestand van volledige verzadiging van het bodemcomplex van de kleilaag met fosfor nog niet kan zijn bereikt op dit perceel.

Organisch-fosfor wordt aanzienlijk minder sterk gebonden in de bodem dan anorganisch-fosfor (ortho-P). Drijfmest bestaat voor ca. 20% uit organisch-fosfor, dat in de bodem zeer snel wordt omgezet in anorganisch-fosfor (Gerritse, 1977). Slechts een klein deel van de oplosbare organisch-fosfor kan percoleren naar diepere lagen (Gerritse et al., 1982). Hierbij speelt het tijdstip van bemesten in relatie tot de weersomstandigheden en de hoogte van de grondwaterstand een grote rol. Uitspoelen van organisch-fosfor afkomstig van bemesting kan hooguit een geringe bijdrage hebben geleverd aan het ontstaan van de hoge totaal-fosforconcentraties dieper in het profiel, maar kan zeker geen verklaring zijn voor de hoge ortho-fosfaatconcentraties op die diepte. Bij Wormer, Jisp en Nek zijn de relatief hoge totaal-fosforconcentraties in de bovenste 80 cm van het profiel waarschijnlijk het gevolg van bemesting in het recente verleden.

Overtollige stikstofmeststoffen die naar diepere lagen percoleren bij lage grondwaterstanden zijn onderhevig aan verschillende processen. Organische stikstofcomponenten zullen in de relatief dikke onverzadigde, aërobe zone snel worden gemineraliseerd tot ammonium. Ammoniumstikstof zal voor een deel worden gebonden aan het bodemcomplex, vooral in de bovenliggende kleilagen. Verder zal ammonium over het algemeen snel worden genitrificeerd tot nitraat. Deze laatste stikstofcomponent is mobieler dan ammonium en kan daarom snel uitspoelen naar het grondwater. In de verzadigde, anaërobe zone van het veenprofiel is de denitrificatiecapaciteit dermate groot dat uiteindelijk het ingespoelde nitraat volledig uit het profiel zal verdwijnen in de vorm van gasvormige stikstofcomponenten. Hoge nitraatconcentraties op grotere diepten zijn niet gemeten in de drie onderzoekspercelen.

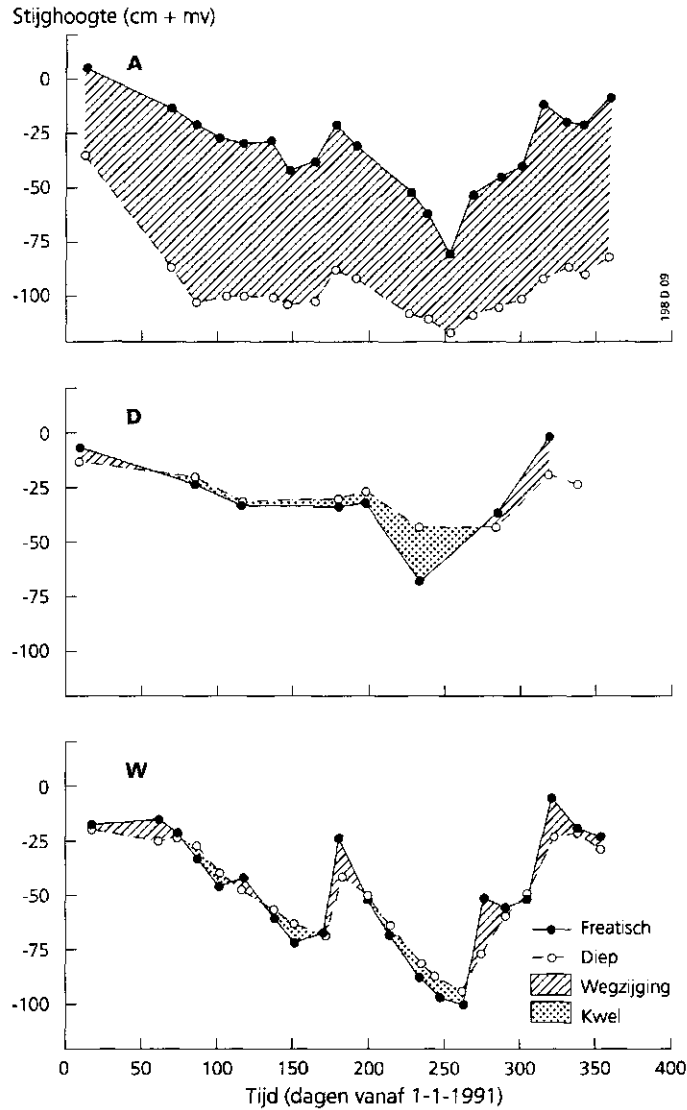
Percoleren naar diepere lagen van overtollige stikstofmeststoffen kan daarom geen verklaring zijn voor de gemeten hoge stikstofconcentraties in deze lagen. Wel kan naar verwachting dit proces enigszins hebben bijgedragen aan de verrijking van het veenprofiel dieper dan de GLG (60 cm - mv) met ammoniumstikstof. Dit zou zich vooral kunnen hebben voorgedaan in het veenmosveenprofiel van de Akmarijsterpolder en in dat van Wormer, Jisp en Nek, gezien de tijdens de kolomexperimenten gebleken geringere nitrificatie in veenmosveen dan in bosveen (3.4). Deze percelen zijn echter minder intensief bemest in het verleden dan het perceel in Donkse Laagten.

Bemesting heeft vooral haar invloed doen gelden in het bovenste deel van het profiel, waar door de aanvoer van meststoffen een nutriëntenrijke organische stof is gevormd. Dit is af te lezen aan de C/N- en C/P-verhoudingen van de organische stof in de bovenste profiellagen (tabel 10, 3.3.3). De relatief hoge ammonium- en organischstikstofconcentraties op 20-80 cm diepte in het profiel van Wormer, Jisp en Nek waren waarschijnlijk het gevolg van bemesting in het recente verleden.

Een andere verklaring voor de hoge concentraties vanaf 60 à 80 cm - mv is de aanvoer van nutriënten met kwelstromen. Met kwel is hier bedoeld het omhoog stromen van water uit een diepere watervoerende laag naar de grondwaterspiegel, door een grotere stijghoogte van het water in de diepere laag ten opzichte van de stijghoogte van het vrije grondwater (de grondwaterspiegel). Wegzijging is het omgekeerde proces. De grootte van de kwel- of wegzijging is recht evenredig met het verschil in stijghoogte en omgekeerd evenredig met de weerstand die de doorstroomde lagen bieden aan verticale stroming.

In figuur 9 is voor de drie onderzoekspercelen het gemeten verloop van de stijghoogten van het diepere grondwater en van het vrije grondwater tijdens de onderzoeksperiode uitgezet tegen de tijd. Tevens is aangegeven wanneer kwel of wegzijging optrad. Het geschetste beeld is slechts globaal, omdat het is gebaseerd op incidentele metingen. Dit geldt vooral voor Donkse Laagten, waar de meetfrequentie het laagst was. In werkelijkheid zal vooral de grondwaterspiegel sterker hebben gefluctueerd.

In het perceel in de Akmarijsterpolder vond gedurende de gehele onderzoeksperiode alleen wegzijging plaats. Het verschil in stijghoogte was hier extreem hoog: max. 80 cm over een diepte-verschil van slechts 250 cm. Dit duidt op een grote weerstand voor verticale stroming die niet kan worden verklaard uit de gemeten waarden voor de verticale doorlatendheid van het veenmosveen (tabel 4). Hoogst waarschijnlijk is een gliede-laag aanwezig, een zeer slecht doorlatende, amorfe laag van ingespoeld organisch materiaal op de scheiding veen/zand. Het grote verschil in stijghoogte werd veroorzaakt door de diepe drainage van het aangrenzende landbouwgebied, waar het onderliggende zandpakket werd gedraineerd door de perceelsslotten. Het zandpakket wordt o.a. gevoed door de plaatselijke boezem (Koole, 1980). De situatie van 1991 heeft niet altijd bestaan (Koole, 1980). Vóór de afsluiting van de Zuiderzee kon geen zoet water worden ingelaten en daalden de oppervlaktewaterpeilen en grondwaterstanden in de zomer aanzienlijk. De stijghoogten in de diepere watervoerende



**Fig. 9** Verloop van de stijghoogten van het diepere grondwater en het vrije (freatisch) grondwater van de drie onderzoekspercelen, en kwel- en wegzijgingsperioden gedurende de onderzoeksperiode.

**A = Akmarijpolder, D = Donkse Laagten, W = Wormer, Jisp en Nek**

pakketten waren in vroegere tijden zeer waarschijnlijk groter, omdat de drainage van de landbouwgronden tot 1967 veel minder diep was en omdat er geen of minder water werd onttrokken voor de drinkwatervoorziening (op 4 km van de Akamrijpolder bevindt zich een grondwaterwinning). In 1980 bedroeg de stijghoogte van het eerste watervoerende pakket ca. 80 cm beneden het maaiveld van het onderzoeksperceel (Uil en De Heer, 1984). Het is daarom heel goed mogelijk dat in vroegere tijden vooral in de zomerperiode kwel optrad vanuit diepere watervoerende pakketten die niet waren beïnvloed door de plaatselijke boezem.

In de onderzoekspercelen van Donkse Laagten en Wormer, Jisp en Nek wisselden kwel en wegzijging af (fig. 9). In Donkse Laagten overheerste kwel en in Wormer,

Jisp en Nek wegzijging. Opvallend is dat in Wormer, Jisp en Nek de fluctuaties van de beide stijghoogten een sterke samenhang vertoonden. Het diepere grondwater werd in dit perceel sterk beïnvloed door de waterhuishouding van de landbouwpercelen. In Donkse Laagten fluctueerde de stijghoogte van het diepere water veel minder. Ook voor deze beide percelen geldt dat in vroegere tijden, toen de stijghoogten in de diepere grondwaterpakketten veel minder door de mens werden beïnvloed, de kwel in de zomerperiode waarschijnlijk groter was.

In het diepere grondwater van Donkse Laagten en Wormer, Jisp en Nek waren de nutriëntenconcentraties hoog (tabel 17). In een voortdurend overheersende kwelsituatie zijn deze nutriënten naar het bovenste deel van het profiel getransporteerd. Het profiel werd hierdoor opgeladen met stikstof en fosfor. De met de diepte toenemende gradiënten in Donkse Laagten wijzen hierop. Daarnaast kan ook de afbraak van het veen onder anaërobe omstandigheden in het verzadigde deel van het profiel over een zeer lange periode hebben bijgedragen aan deze oplading. Onder invloed van neerwaarts percolerend neerslagwater werd het bovenste deel van het profiel uitgeloozd en ontstond een 'neerslagzone' met lagere concentraties dan de zone waarin de kwel haar invloed deed gelden. De abrupte overgang van lage naar hoge concentraties vormde de scheiding tussen neerslagzone en kwelzone. Bij Wormer, Jisp en Nek lag deze scheiding dieper, omdat wegzijging hier overheerste. Waarschijnlijk was in vroegere tijden de kwel in dit gebied van overwegende invloed.

De stikstof- en fosforconcentraties in het diepere grondwater van de Akmarijsterpolder waren lager dan de hoogste concentraties in het veenprofiel op 150 cm beneden maaiveld. De samenstelling van het diepere grondwater was sterk beïnvloed door inzijgend boezemwater met relatief lage stikstof- en fosforconcentraties. De relatief hoge concentraties op 150 cm beneden maaiveld zijn mogelijk het gevolg van een vroegere situatie waarin kwel overheerste, en waarin het kwelwater van grotere diepte kwam en daardoor meer stikstof en fosfor bevatte.

De ammonium-, nitraat- en totaalstikstofconcentraties waren over het algemeen in de zomerperiode hoger dan in de winterperiode. Bij de Akmarijsterpolder en Wormer, Jisp en Nek gold dit vooral voor de bovenste 80 cm van het profiel; bij Donkse Laagten ook voor diepere profiellagen. In de zomer waren de temperaturen hoger en was een groter deel van het profiel aëroob waardoor de afbraak en mineralisatie van organische stof in deze periode groter waren dan in de winter. Als mineralisatieproducten ontstonden ammonium en nitraat. Het niet door het gewas opgenomen nitraat verdween snel door uitspoeling naar diepere lagen en door denitrificatie. Bij Donkse Laagten speelde ook de grotere kwel in de zomer een rol, waardoor nutriënten hoger in het profiel drongen. Dit verklaart de toename van de stikstofconcentraties op grotere diepten dan 80 cm beneden maaiveld. Bij de Akmarijsterpolder nam de organisch-stikstofconcentratie meer toe dan de ammoniumconcentratie. Waarschijnlijk was dit het gevolg van een onvolledige afbraak in dit zuurstofarme veenprofiel waardoor oplosbare stikstofrijke organische afbraakproducten ontstonden die niet werden gemineraliseerd.

Het verschil in fosforconcentraties tussen winter en zomer was in absolute zin over het algemeen gering. In de bovenste 80 cm van het profiel van de Akmarijsterpolder

en dat van Donkse Laagten was in de zomer een geringe toename in de ortho-fosfaatconcentratie te zien; bij Wormer, Jisp en Nek was in dit deel van het profiel in de zomer een lichte afname te constateren. De toename in de Akmarijsterpolder is moeilijk te verklaren. Vanwege de hoge C/P-verhoudingen van het veen (tabel 10) is het onwaarschijnlijk dat fosformineralisatie is opgetreden. In Donkse Laagten was de oorzaak van de toename van de ortho-fosfaat- en organisch-fosforconcentraties waarschijnlijk de grotere kwel. De afname van de ortho-fosfaatconcentraties in Wormer, Jisp en Nek werd mogelijk veroorzaakt door fosforimmobilisatie van het fosforarme veen. De afname van de organisch-stikstof- en de organisch-fosforconcentratie in dit perceel in de zomer was het gevolg van de verhoogde afbraak van organische verbindingen in oplossing in deze periode.

#### **4.4 Schatting van de stikstof- en fosforuitspoeling naar het oppervlaktewater**

Met de concentraties uit tabel 17 is een schatting gemaakt van de stikstof- en fosforuitspoeling naar het oppervlaktewater van de onderzoekspercelen. Hiertoe zijn de gemeten concentraties vermenigvuldigd met het neerslagoverschot dat moet worden afgevoerd. Uit de literatuur is bekend dat deze methode regelmatig wordt toegepast (Hendriks, 1991). Bij deze berekeningen zijn de winterconcentraties gebruikt, omdat het neerslagoverschot vooral 's winters zal uitspoelen.

Beperkingen van deze methode zijn:

- ze houdt geen rekening met bodemprocessen waaraan de nutriënten onderhevig zijn;
- afspoeling van nutriënten over het bodemoppervlak is niet in de berekening betrokken;
- de hoeveelheid water die uitspoelt naar het oppervlaktewater wordt niet alleen door het neerslagoverschot bepaald, maar eveneens door kwel/wegzijging, infiltratie vanuit het oppervlaktewater en verandering van de grondwaterberging. Met deze waterbalanstermen wordt geen rekening gehouden;
- het is onzeker van welke diepte de concentraties voor de berekening moeten worden genomen.

Volgens Oosterom en Van den Toorn (1982) zijn de concentraties van het onder de sloot opkwellend grondwater de meest relevante voor de berekening van de uitspoeling. Dit zal vooral gelden in een situatie waarin kwel een grote rol speelt. Pankow et al. (1985) stellen dat op ondiep ontwaterde veenweidepercelen de helft van het neerslagoverschot relatief diep wordt afgevoerd via sloten en de helft ondiep via greppels. Voor de laatste afvoercomponent zijn de concentraties in het bovenste deel van het bodemprofiel relevant. Om het verschil tussen deze benaderingswijzen inzichtelijk te maken, zijn ze beide toegepast.

De uitspoeling is berekend voor het actuele neerslagoverschot in 1991 (tabel 18). Dit is verkregen door voor elk perceel de neerslag, afkomstig van relevante neerslagstations, te verminderen met de gewasverdamping van het KNMI te De Bilt (zie



5.1.1). Om vergelijking mogelijk te maken met de schatting van de achtergronduitspoeling naar het oppervlaktewater van Nederlandse laagveengronden (tabel 2, 2.3), is de uitspoeling eveneens berekend voor het neerslagoverschot onder gemiddelde Nederlandse omstandigheden van 300 mm per jaar.

**Tabel 18 Actuele neerslagoverschot in 1991, en schatting van de stikstof- en fosforuitspoeling naar het oppervlaktewater berekend volgens verschillende methoden voor de drie onderzoekspcelen**

Perceel	Neerslag-overschot (mm)	N-uitspoeling (kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> )				P-uitspoeling (kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> )			
		A1	A2	G1	G2	A1	A2	G1	G2
Akmarijsterpolder	49	3,0	2,4	18,2	14,8	0,39	0,23	2,36	1,39
		<i>125</i>	<i>100</i>	<i>758</i>	<i>616</i>	<i>170</i>	<i>100</i>	<i>1026</i>	<i>604</i>
Donkse Laagten	147	42,9	31,2	87,6	63,7	2,18	1,58	4,45	3,22
		<i>138</i>	<i>100</i>	<i>281</i>	<i>204</i>	<i>138</i>	<i>100</i>	<i>282</i>	<i>204</i>
Wormer, Jisp en Nek	136	16,2	12,4	35,8	27,4	3,48	2,19	7,67	4,83
		<i>131</i>	<i>100</i>	<i>289</i>	<i>221</i>	<i>159</i>	<i>100</i>	<i>350</i>	<i>221</i>

A1 = actuele neerslagoverschot in 1991, geheel naar sloot

A2 = actuele neerslagoverschot in 1991, 50% naar sloot en 50% naar greppel

G1 = gemiddeld neerslagoverschot 300 mm, geheel naar sloot

G2 = gemiddeld neerslagoverschot 300 mm, 50% naar sloot en 50% naar greppel

*125* = uitspoeling als percentage van de laagst berekende waarde

De schatting van de stikstof- en fosforuitspoeling naar het oppervlaktewater van de drie onderzoekspcelen is berekend volgens vier methoden (tabel 18):

- A1 het actuele neerslagoverschot van 1991 is vermenigvuldigd met de winterconcentraties in het bodemwater onder de slootbodern;
- A2 het actuele neerslagoverschot van 1991 is voor de helft vermenigvuldigd met de winterconcentraties in het bodemwater onder de slootbodern en voor de helft met het gemiddelde van de winterconcentraties in de bovenste 80 cm van het profiel. Beide afvoercomponenten zijn opgeteld;
- G1 als A1 maar met het gemiddelde neerslagoverschot van 300 mm per jaar;
- G2 als A2 maar met het gemiddelde neerslagoverschot van 300 mm per jaar.

De verschillende berekeningsmethoden geven grote verschillen in de geschatte uitspoeling. Omdat het actuele neerslagoverschot bij alle drie de pcelen minder was dan 300 mm, geven de methoden 'G' een hogere uitkomst dan de methoden 'A': bij de Akmarijsterpolder een factor 6 en bij Donkse Laagten en Wormer, Jisp en Nek ongeveer een factor 2. De methoden '1' geven hogere uitkomsten dan de methoden '2', omdat de hoogste nutriëntenconcentraties zijn aangetroffen op grotere diepten.

De geschatte achtergronduitspoeling naar het oppervlaktewater van Nederlandse onbemeste, matig ontwaterde laagveengronden uit tabel 2 (2.3) bedraagt 12 kg stikstof en 1 kg fosfor per ha per jaar bij een neerslagoverschot van 300 mm. De schattingen

van de uitspoeling voor Donkse Laagten zijn in vergelijking hiermee erg hoog en die van Wormer, Jisp en Nek hoog. Hier doet de kwelinvloed zich gelden, die niet is betrokken in de waarden uit tabel 2. De schattingen voor de Akmarijsterpolder liggen rond de waarden uit tabel 2.

Het is niet mogelijk aan te geven welke van de berekende uitspoelingen voor elk onderzoeksperceel de meest realistische is. Hiervoor is het nodig de hydrologie en de bodemprocessen in meer detail in de berekeningen van de uitspoeling te betrekken. Dit is mogelijk met een combinatie van een waterhuishoudingmodel en een nutriëntenhuishoudingmodel (zie H6).

#### 4.5 Conclusies

Hoge nitraatconcentraties zijn niet gemeten in de veenprofielen van de onderzoeksgebieden. Door nitrificatie gevormd nitraat wordt onder veldomstandigheden blijkbaar snel gedenitrificeerd in laagveenbodems.

Bij alle drie de onderzoekspercelen zijn dieper dan 80 cm - mv hogere ammonium-, totaal-stikstof-, ortho-fosfaat- en totaal-fosforconcentraties gemeten dan ondieper in het profiel. Deze concentraties waren bij Donkse Laagten hoogstwaarschijnlijk het gevolg van de aanvoer van nutriënten met nutriëntenrijke kwelstromen in het verleden en in het heden. Bij de Akmarijsterpolder en Wormer, Jisp en Nek waren ze waarschijnlijk veroorzaakt door de aanvoer van nutriënten met nutriëntenrijke kwelstromen in het (recente) verleden. Daarnaast kan ook de langdurige afbraak van het veen onder anaërobe omstandigheden in het permanent verzadigde deel van het veenprofiel hebben bijgedragen aan het ontstaan van deze hoge concentraties. De lagere concentraties bovenin het profiel waren het gevolg van het uitloggen van dit deel van het profiel door neerwaarts stromend neerslagwater.

De stikstofconcentraties waren hoger in de zomerperiode dan in de winterperiode. Dit was het gevolg van de grotere afbraak en mineralisatie van organische stof in de warmere en drogere zomerperiode. Bij Donkse Laagten bestond nog een oorzaak hiervoor: de toename van de nutriëntenrijke kwel in de zomerperiode.

De fosforconcentraties in het profiel van Donkse Laagten waren hoger in de zomer dan in de winter, als gevolg van een toename van de kwel. In het profiel van Wormer, Jisp en Nek waren ze lager in de zomer, mogelijk als gevolg van fosforimmobilisatie. Bij de Akmarijsterpolder vertoonden de ortho-fosfaatconcentraties in de zomer een lichte toename waarvoor geen verklaring is gevonden.

Het is moeilijk een realistische schatting te maken van de stikstof- en fosforuitspoeling naar het oppervlaktewater van de drie onderzoekspercelen op grond van het neerslagoverschot en gemeten nutriëntenconcentraties in het grondwater. Verschillende berekeningswijzen zijn mogelijk die alle andere uitkomsten geven. Voor een realistische schatting zijn een juiste berekening van de hydrologie en het in de berekening betrekken van bepalende bodemprocessen noodzakelijke voorwaarden.

Het veldonderzoek heeft gegevens opgeleverd over het verloop in de tijd van grondwaterstanden, stijghoogten in diepere lagen en oppervlaktewaterpeilen. Deze gegevens zijn essentieel om de hydrologie van de onderzoekspercelen met het waterhuishoudingmodel FLOCR te kunnen berekenen. Verder is in het veldonderzoek informatie verkregen over het verloop van stoffenconcentraties in de tijd en met de diepte. Deze informatie is van belang voor het verifiëren van de berekeningen voor de kolommen met het nutriëntenhuishoudingmodel ANIMO en het ijken van het model voor de veldsituatie.

Het veldonderzoek is in meer detail besproken door Hendriks (1994).

## 5 Analyse van de Resultaten

De resultaten van het kolomonderzoek en het veldonderzoek zijn geanalyseerd met het nutriëntenhuishoudingmodel ANIMO. Een voor het Veenweide-onderzoek belangrijke kwaliteit van dit model is dat niet alleen de stikstof- en de fosforhuishouding in de berekeningen zijn betrokken, maar ook de koolstofhuishouding in samenhang met de nutriëntenhuishouding. Uit het literatuuronderzoek is gebleken dat ANIMO een aantal eigenschappen bezit die het model geschikt maken voor het simuleren van de organische-stofhuishouding van veengronden (2.4). Daarnaast was ANIMO bruikbaar voor het Veenweide-onderzoek, omdat de koppeling tussen de nutriëntenhuishouding en de waterhuishouding sterk is gericht op de beschrijving van de uitspoeling van stikstof en fosfor.

De basis van de ANIMO-berekeningen vormt de waterhuishouding. Voor de toepassing van het model dienen hydrologische gegevens door een waterhuishoudingmodel te worden aangeleverd. Deze gegevens worden per tijdstap in de vorm van een sluitende waterbalans ingelezen. Het model FLOCR is gebruikt voor de berekening van de waterhuishouding, omdat dit model rekening houdt met het ontstaan van krimpscheuren bij uitdrogen van de bodem. Door krimpscheuren kan neerslagwater versneld in verticale richting worden afgevoerd naar de grondwaterpiegel en versneld in horizontale richting uitspoelen naar het oppervlaktewater. Bovendien hebben krimpscheuren tot gevolg dat de bodemmatrix natter blijft, vergeleken met een niet-krimpende bodem. Dit heeft op zijn beurt weer gevolgen voor de zuurstofvoorziening in de bodem en beïnvloedt de afbraak en mineralisatie van organisch materiaal, de nitrificatie van ammonium en de denitrificatie van nitraat.

Eerst zijn de kolommen doorgerekend, omdat hiervan de meest gedetailleerde resultaten waren verkregen (5.2). Aan de hand van de analyse van de kolommen zijn waarden voor procesparameters voor ANIMO verkregen. Dit is gedaan door calibratie (ijking): vergelijken van berekende met gemeten waarden en bijstellen van relevante parameters totdat deze vergelijking bevredigende resultaten geeft. Met de verkregen waarden voor procesparameters is ANIMO getoetst aan de gegevens van het veldonderzoek (verificatie) (5.3). Omdat de extreme laboratoriumomstandigheden op sommige punten sterk afweken van de veldomstandigheden, was deze toetsing geen zuivere verificatie, maar tevens een her-calibratie: enkele procesparameters zijn opnieuw bijgesteld. Dit gold vooral de parameters die betrekking hebben op de zuurstofhuishouding. Met de geijkte modellen is de achtergrondbelasting voor het onderzoeksjaar 1991 vastgesteld en zijn verschillende scenario's doorgerekend (H6).

## 5.1 Instrumentarium

### 5.1.1 Waterhuishoudingmodel FLOCR

Het computermodel FLOCR (Oostindie and Bronswijk, 1992) is een één-dimensionaal waterhuishoudingmodel voor het dynamisch simuleren van de stroming van water door een onverzadigde zone en voor het simuleren van de waterbalans onder invloed van neerslag, verdamping, kwel en wegzijging, en drainage naar ontwateringsmiddelen. Het model houdt rekening met zwellen en krimpen van de bodem en de scheuren die daarbij ontstaan.

Het bodemprofiel wordt in het model verdeeld in horizonten die op hun beurt weer zijn onderverdeeld in lagen. De schematisering van het bodemprofiel in FLOCR moet overeenkomen met die in ANIMO. De bodemlagen bestaan uit twee fasen: de bodemmatrix en de krimp-scheuren. De volumeverhouding tussen de twee fasen is afhankelijk van de vochttoestand van de laag. Verzadigde lagen bevatten geen krimp-scheuren. Naarmate de laag minder vocht bevat, neemt het scheurvolumen toe en het volume van de bodemmatrix af, afhankelijk van de krimp-karakteristiek van het bodemmateriaal.

De neerslag wordt verdeeld over matrix-infiltratie en scheur-infiltratie, afhankelijk van het scheuroppervlak aan maaiveld. Neerslag die niet aan het maaiveld kan infiltreren in de matrix vanwege een te kleine infiltratiecapaciteit, stroomt eerst in de scheuren. Als deze volledig zijn gevuld, kan het overschot oppervlakkig afstromen. Het water in de scheuren kan infiltreren in de bodemmatrix van diepere bodemlagen en versneld uitspoelen naar sloten en greppels.

De belangrijkste invoer van FLOCR bestaat uit:

- de neerslag per dag;
- de potentiële gewasverdamping per dag;
- de stijghoogte van het diepere grondwater per dag;
- het oppervlaktewaterpeil per dag;
- fysische bodemeigenschappen als waterretentie-, doorlatendheids- en krimp-karakteristieken per horizont;
- horizont- en laagdikten;
- sloot- en greppeldiepten, sloot- en greppelafstanden;
- drainageweerstanden en weerstand voor verticale stroming;
- infiltratiesnelheid door de scheurwanden naar de bodemmatrix;

De invoer is verkregen van:

- relevante KNMI-neerslagstations;
- KNMI te De Bilt;
- veldonderzoek (H4);
- veldonderzoek (H4);
- laboratoriumonderzoek (3.1);
- veldonderzoek (H4);
- veldonderzoek (H4);
- laboratoriumonderzoek (3.1) / calibratie;
- kolomonderzoek (3.4).

De neerslaggegevens voor de Akmarijpsterpolder waren afkomstig van neerslagstation Joure en die voor Wormer, Jisp en Nek van neerslagstation Beemster. Voor Donkse Laagten waren de ingevoerde neerslaggegevens per dag verkregen door de daggegevens van de stations Oud-Alblas en Groot-Ammers te middelen.

Het model berekent per dag:

- het vochtgehalte per laag;
- de drukhoogte per laag;
- de grondwaterstand;
- de gewasverdampingsflux;
- fluxen tussen lagen;
- kwel- en wegzijgingsfluxen;
- fluxen naar verschillende drainagemiddelen;
- drainagefluxen uit scheuren;
- verandering van het matrixvolume en daarmee samenhangend het scheurvolumen.

FLOCR is in het kader van het Veenweide-onderzoek aangepast en uitgebreid voor een correcte beschrijving van de waterhuishouding van scheurende veengronden, en voor het leveren van hydrologische gegevens voor ANIMO. De aanpassingen en uitbreidingen betroffen:

- de infiltratie van water vanuit de scheuren in de bodemmatrix is vertraagd. Een deel van het water kan versneld uitspoelen als 'scheurdrainage';
- de onttrekking van vocht door gewasverdamping is uitgebreid van één naar maximaal zes lagen;
- de drainage naar een drainbuis is uitgebreid tot drainage naar en infiltratie uit twee drainagemiddelen (sloten en greppels) met een fluctuerend waterpeil;
- voor het simuleren van de verblijftijdspreiding van water in de bodem zijn de drainagefluxen verdeeld over de verzadigde profiellagen;
- de benodigde hydrologische invoer voor ANIMO wordt in de vorm van sluitende waterbalansen per laag gegenereerd.

### 5.1.2 Nutriëntenhuishoudingmodel ANIMO

Het model ANIMO (Agricultural Nitrogen MOdel) (Berghuis-van Dijk et al., 1985; Rijtema et al. i.v.) is een dynamisch simulatiemodel voor het kwantificeren van de stikstof- en fosforhuishouding in gewas-bodem-watersystemen. Doordat stikstof en fosfor ook in organische vorm in de bodem voorkomen, is de koolstofhuishouding eveneens in het model inbegrepen. Het model is in eerste instantie ontwikkeld voor het berekenen van de uitspoeling van stikstof uit landbouwgronden. Het model is later uitgebreid voor het berekenen van de fosforuitspoeling.

In het model ANIMO worden de belangrijkste processen die een rol spelen in de koolstof-, de stikstof- en de fosforkringloop kwantitatief beschreven. Dit zijn:

- afbraak van organische stof onder zowel aërobe als anaërobe omstandigheden;
- mineralisatie en immobilisatie van stikstof en fosfor als gevolg van processen in de koolstofcyclus;

- nitrificatie onder aërobe condities;
- denitrificatie als gevolg van (partiële) anaërobie in aanwezigheid van biologisch afbreekbare organisch stof;
- opname van stikstof en fosfor door het gewas;
- adsorptie van stikstof en fosfor aan het bodemcomplex;
- neerslag van fosforzouten in de bodem;
- transport van stikstof- en fosforverbindingen in en over het bodemsysteem onder invloed van neerslag, verdamping, afvoer naar en infiltratie vanuit verschillende open-watersystemen, oppervlakkige afvoer, kwel en wegzijging.

Voor de wortelzone kan een stikstof- en fosforbalans worden opgesteld zoals schematisch weergegeven in fig. 10. Aanvoer van stikstof naar de wortelzone kan plaatsvinden in de vorm van kunstmest, dierlijke mest, atmosferische depositie, kwel en infiltratie vanuit het oppervlaktewater. In de bodem kunnen de verschillende stikstofvormen in elkaar worden omgezet en kan transport naar diepere lagen plaatsvinden. De omzettingsprocessen in de bodem worden beïnvloed door de milieufactoren temperatuur, aëratie, vochtspanning en zuurgraad. De eerste drie factoren worden in belangrijke mate bepaald door de fysische eigenschappen van de bodem en door de hydrologische randvoorwaarden. Stikstof kan de wortelzone verlaten door afvoer via het geoogst produkt, vervluchtiging van ammoniak, uitspoeling naar het oppervlaktewater, uitspoeling naar diepere lagen in de vorm van nitraat, ammonium en opgelost organisch materiaal, en naar de lucht door denitrificatie in de vorm van stikstofgas en lachgas ( $N_2O$ ).

De voornaamste aanvoerposten voor fosfor zijn kunstmest, dierlijke mest, kwel en eventueel infiltratie vanuit het oppervlaktewater. Atmosferische depositie van fosfor vindt plaats via de neerslag en vormt in het algemeen een relatief onbelangrijke balanspost. Het belangrijkste proces in de bodem is de binding van fosfor aan aluminium- en ijzeroxiden en aan organisch materiaal. Afhankelijk van de zuurgraad en de concentraties aan vrije kationen kan ook neerslag van fosforzouten optreden. Door microbiologische omzettingen van organische stof in de bodem kan bovendien fosfor uit de opgeloste fase worden vastgelegd in de organische stof en kan fosfor vrijkomen door afbraak van organische stof. Deze immobilisatie en mineralisatie van fosfor hangen sterk af van de temperatuur, aëratie, vochtspanning en zuurgraad. Fosfor kan de wortelzone verlaten door afvoer via het geoogst produkt, uitspoeling naar het oppervlaktewater en uitspoeling naar diepere lagen.

De stikstof- en fosforbalans voor bodemlagen onder de wortelzone verschillen in zoverre van die van de wortelzone dat de aanvoer hier bestaat uit de netto aanvoer vanuit aangrenzende lagen of vanuit ontwateringsmiddelen. De afvoer wordt gevormd door het transport naar aangrenzende lagen en de uitspoeling naar het oppervlaktewater of over de onderrand van het profiel, en bij stikstof eventueel door denitrificatie.

Alle bovengenoemde processen zijn in ANIMO kwantitatief geformuleerd in hun onderlinge samenhang in een stelsel van wiskundige vergelijkingen, dat per tijdstap wordt opgelost.

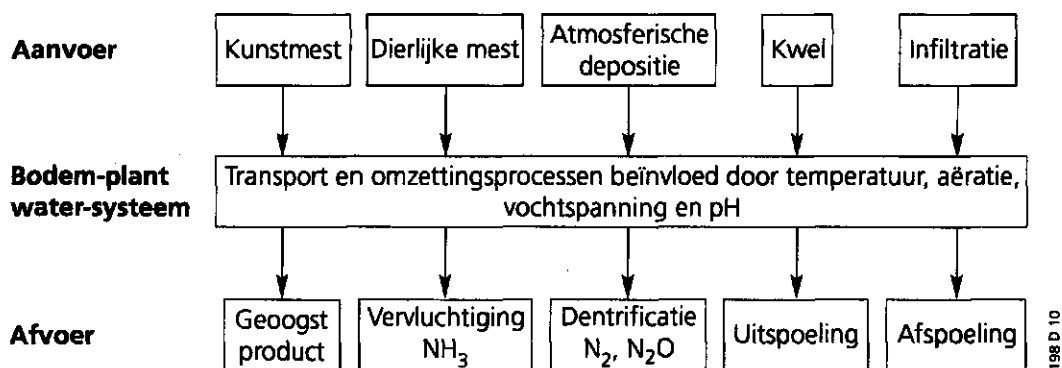


Fig. 10 Schematische weergave van de stikstof- en fosforbalans van de wortelzone in ANIMO (naar: Kroes et al., 1990)

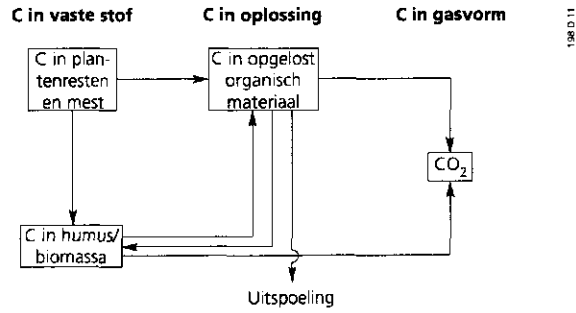
### Koolstof-, stikstof- en fosforcyclus

Stikstof en fosfor kunnen in verschillende verschijningsvormen in de bodem voorkomen, waarbij de ene vorm in de andere kan worden omgezet als gevolg van fysische en/of microbiologische processen. De verschillende organische materialen in de bodem bestaan voor ongeveer de helft uit koolstof, maar bevatten daarnaast stikstof en fosfor in wisselende hoeveelheden. Omzettingsprocessen in de koolstofcyclus corresponderen daardoor met omzettingen in de stikstof- en fosforcyclus. Omdat de aëratie in de bodem bij deze omzettingen een sleutelrol vervult, wordt de zuurstofdiffusie in de bodem in het model apart meegenomen. De koolstofcyclus is schematisch weergegeven in fig. 11, de stikstofcyclus in fig. 12 en de fosforcyclus in fig. 13.

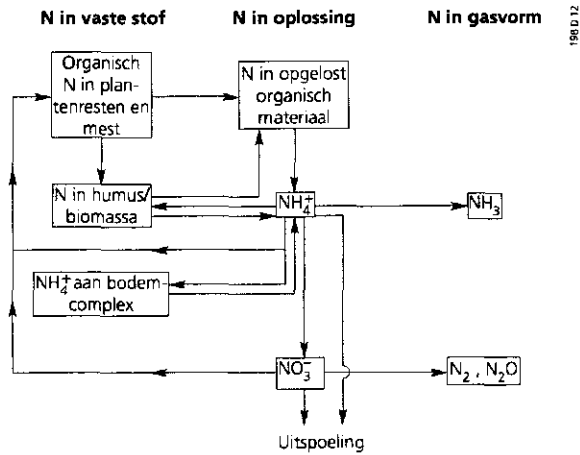
Oogstresten, afgestorven wortelmassa en dierlijke mest worden aan de toplaag van de bodem toegevoegd en door de biomassa in de bodem afgebroken en gedeeltelijk omgezet in humeus bodemmateriaal (fig. 11). Het humeuze materiaal heeft doorgaans een belangrijk hoger stikstof- en fosforgehalte dan het verse materiaal waaruit het is gevormd. Immobilisatie van anorganisch-stikstof en -fosfor treedt op, indien meer stikstof en fosfor bij de humusvorming wordt vastgelegd dan er uit het afgebroken verse materiaal vrijkomt. Stikstof- en fosformineralisatie treden op als het omgekeerde het geval is.

Het nitrificatieproces, de omzetting van het ammoniumion in het nitraation, verloopt onder aërobe omstandigheden doorgaans veel sneller dan het vrijkomen van ammonium door afbraak van organisch materiaal, zodat onder zuurstofrijke omstandigheden de ammoniumconcentratie in de bodem doorgaans laag is. Onder anaërobe omstandigheden kan bij aanwezigheid van biologisch afbreekbaar organisch materiaal het nitraation fungeren als zuurstofdonor, waardoor nitraat wordt gereduceerd tot stikstofgas en in mindere mate ook tot lachgas ( $N_2O$ ). Hierbij komen zowel ammonium als fosfor vrij door de afbraak van organisch materiaal. Het al dan niet optreden van denitrificatie in de bodem wordt bepaald door de processnelheden en de zuurstofvoorziening in de bodem. Deze laatste wordt op haar beurt grotendeels

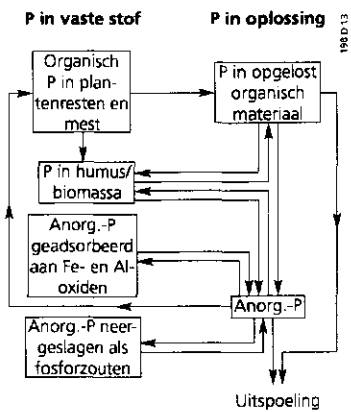




**Fig. 11** Schematische weergave van de koolstofcyclus in de bodem in ANIMO (naar: Kroes et al., 1990)



**Fig. 12** Schematische weergave van de stikstofcyclus in de bodem in ANIMO (naar: Kroes et al., 1990)



**Fig. 13** Schematische weergave van de fosforcyclus in de bodem in ANIMO (naar: Kroes et al., 1990)

bepaald door de waterhuishoudkundige omstandigheden in het bodemsysteem.

Voor grasland is een aparte gewasproductiemodule in ANIMO opgenomen. Hiermee worden de potentiële stikstof- en fosforbehoefte van het gewas per tijdstap berekend. Opname van stikstof en fosfor door de plantenwortels geschiedt door convectief transport en door diffusie. In ANIMO is dit vertaald door de stikstof- en fosforopname evenredig te veronderstellen met de verdampingssnelheid en de concentratie in de wortelzone van het gewas, vermenigvuldigd met een opnamefactor.

Deze opnamefactor is een functie van de diffusiecoëfficiënt van nitraat, ammonium en ortho-fosfaat, de worteldichtheid, het vochtgehalte, de geadsorbeerde hoeveelheid stikstof en fosfor, de bodemdichtheid en de poriënverdeling. De opnamefactor is aan een maximum gebonden, zodat bij een beperkt stikstofaanbod de gewasgroei wordt geremd. De potentiële gewasgroei per tijdstap levert de ondergrens van de opnamefactor.

De biologische omzettingsprocessen worden beïnvloed door de milieufactoren temperatuur, vochtspanning, bodemaëratie en zuurgraad. De belangrijkste temperatuureffecten komen tot uiting in de afbraaksnelheid van de organische stof. De andere processen zijn hieraan gekoppeld, waarbij de afbraak van organische stof de sturende component is. Vochtspanning en bodemaëratie zijn in het bodemsysteem onderling gekoppeld. Over het algemeen zal bij een lage vochtspanning (hoge zuigspanning) de bodemaëratie niet beperkend zijn, maar wordt de biologische activiteit mogelijk geremd door een vochttekort. Bij een hoge vochtspanning (lage zuigspanning) kan de bodemaëratie onvoldoende zijn en wordt de biologische activiteit gestuurd door het zuurstofaanbod en de aanwezigheid van nitraat. Wijzigingen in de waterhuishouding als gevolg van veranderde ontwatering hebben via de grondwaterstandsverlaging een direct effect op vochtspanning en bodemaëratie, en daardoor op de omzettingssnelheden van de verschillende processen. Hoewel de relatie tussen processnelheid en de zuurgraad een breed optimum heeft, wordt vooral bij een lage pH (zure gronden) de processnelheid gereduceerd.

De invloed van deze verschillende milieufactoren op de omzettingprocessen wordt in het model ANIMO gekwantificeerd via reductiefactoren op de potentiële processnelheden. De reductiefactoren worden in het model per tijdstap vastgesteld op basis van de vochtspanning die in het hydrologische model is uitgerekend, op basis van de temperatuur en de zuurstofvoorziening die in ANIMO worden gesimuleerd, en op basis van de pH, die een invoerparameter is voor het model.

### ***Transportprocessen***

Het transport van de verschillende opgeloste stoffen wordt in ANIMO beschouwd in een één-dimensionaal systeem van de bodem. Hierbij wordt het bodemprofiel in horizonten opgedeeld die weer worden onderverdeeld in lagen. Vanuit de lagen vindt via transport naar de plantenwortels de verdamping plaats en via horizontale stroming de afvoer naar de ontwateringsmiddelen. De bovenste lagen voeren overtollig water af naar greppels en perceelssloten; dieper gelegen lagen voeren af naar de tweede orde afvoerkanalen. Via de onderste onderscheiden bodemlaag kan verticaal transport

als kwel uit, of als wegzijging naar het onderliggende pakket optreden. Tevens vindt er verticaal transport tussen de lagen plaats.

Per laag worden per tijdstap een volledige water -en stoffenbalans en de daarbij optredende omzettingsprocessen berekend. Organische stof in oplossing, minerale stikstof in de vorm van ammonium en nitraat, en minerale fosfor in de vorm van fosfaat worden in de waterfluxen van en naar de verschillende lagen en drainagemiddelen getransporteerd. Bij de berekeningen is aangenomen dat in elke laag volledige menging optreedt.

Voor de omzettingsprocessen is de verblijftijd van het water en de beschouwde stoffen in de verschillende lagen van groot belang. Stoffen die vanuit de bovenste lagen uitspoelen naar een dicht netwerk van ondiepe ontwateringsmiddelen (greppels, sloten) verblijven korter in de bodem dan stoffen die vanuit diepere bodemlagen uitspoelen naar diepe ontwateringsmiddelen. De spreiding in de verblijftijd met de diepte wordt berekend door het waterhuishoudingmodel. Hiertoe worden de drainagefluxen verdeeld over de verzadigde modellagen naar rato van de laagdikten, de doorlatendheid van de lagen en de verhouding tussen de drainagefluxen naar de verschillende ontwateringsmiddelen. Het verblijftijdspreiding-concept is in detail besproken door Kroes et al. (1990).

De laagindeling geschiedt op grond van de bodemfysische en -chemische eigenschappen van de verschillende bodemhorizonten. De horizonten waarin de belangrijkste veranderingen in de stikstof -en fosforhuishouding plaatsvinden (meestal zijn dit de bovenste horizonten) kunnen desgewenst in dunnere lagen worden onderverdeeld dan de horizonten waarin de bodemprocessen een minder belangrijke rol spelen.

Naast afvoer naar ontwateringsmiddelen kan het model afspoeling van oppervlakkig toegediende meststoffen over het bodemoppervlak en snel transport via krimpseuren simuleren.

### ***Invoergegevens***

Voor het simuleren van de nutriëntenhuishouding met het model ANIMO is een groot aantal invoergegevens nodig. Binnen deze gegevens kunnen drie groepen worden onderscheiden. De belangrijkste invoergegevens worden hierna per groep gegeven. Tevens wordt aangegeven waar deze gegevens in dit onderzoek van zijn verkregen. *Default* betekent hierbij: de 'standaardwaarde' die in het verleden werd verkregen door toetsing van het model aan diverse proefveldgegevens.

#### ***1 Initiële gegevens***

Voor alle toestandsgrootheden in het simulatiemodel zijn initiële waarden nodig om de berekeningen te kunnen starten.

Dit zijn onder andere:

— de vochtgehalten per modellaag  
en de grondwaterstand;

Verkregen van:

— waterhuishoudingmodel (5.1.1);

- de concentraties van stikstof- en fosforverbindingen in het bodemvocht;
  - de hoeveelheid organische stof per modellaag, de C/N- en C/P-verhouding hiervan, en de potentiële relatieve afbraaksnelheid van dit materiaal bij optimale temperatuur, vochtgehalte, zuurgraad en zuurstofvoorziening;
  - de verdeling van de organische stof over verschillende fracties;
  - de bezetting van het adsorptiecomplex met ammonium en met fosfaat.
- veldonderzoek (H4);
  - laboratoriumonderzoek (3.3);
  - curve-fitting met het model van Janssen (fig. 2);
  - laboratoriumonderzoek (3.2) en veldonderzoek (H4).

## 2 Modelparameters

Modelparameters zijn invoergegevens die gedurende de modelberekeningen constant zijn en die de omzettingen en het transport van stikstof en fosfor in het gemodelleerde systeem beïnvloeden. Binnen de modelparameters kunnen drie groepen worden onderscheiden, die elk betrekking hebben op een van de gemodelleerde subsystemen:

a Voor het gewas-systeem zijn de volgende invoergegevens van belang:

- de potentiële gewasverdamping onder optimale groeiomstandigheden; — default;
- de potentiële stikstof- en fosforopname die correspondeert met de optimale groeiomstandigheden; — default;
- de maximale bijdrage van diffusie aan de gewasopname van stikstof en fosfor; — default;
- de gehalten aan stikstof en fosfor van de bovengrondse en ondergrondse gewasdelen; — default;
- de bewortelingsdiepte; — veldonderzoek (H4);
- zaai- en oogstdatum van het gewas, inclusief de oogstverliezen van bovengrondse en ondergrondse delen. — default.

b Voor het bodem-systeem zijn de volgende modelparameters van belang:

- de volumieke massa van de bodem; — laboratoriumonderzoek (3.1);

- de temperatuurgeleidingscoëfficiënten en warmtecapaciteit van de bodem;
  - de  $Q_{10}$ -waarden voor de afbraak van organische stof;
  - de zuurstofdiffusiecoëfficiënten van de bodem;
  - de potentiële nitrificatie- en denitrificatiesnelheid;
  - de zuurgraad van het bodemvocht;
  - de distributieverhouding voor adsorptie van ammonium;
  - het aluminium- en ijzergehalte met oxalaat extraheerbaar per bodemlaag;
  - de potentiële afbraaksnelheid per organische-stoffractie;
  - de stikstof- en fosforgehalten per organische-stoffractie;
  - de assimilatiefactor.
- Campbell (1985);
  - laboratoriumonderzoek (3.3);
  - Bakker et al. (1987)/calibratie;
  - calibratie;
  - veldonderzoek (H4);
  - laboratoriumonderzoek en Kroes et al. (1990)/calibratie;
  - laboratoriumonderzoek (3.2);
  - curve-fitting met het model van Janssen (fig. 2);
  - calibratie;
  - Hendriks (1991)/calibratie.
- c Voor het water-subsysteem wordt vereist:
- de doorlatendheid van de onderscheiden bodemhorizonten.
  - laboratoriumonderzoek (3.1).

### 3 Tijdsafhankelijke invoergegevens.

De tijdsafhankelijke invoergegevens vormen in feite het scenario dat met het model wordt doorgerekend. Omdat de hydrologie met het waterhuishoudingmodel FLOCR wordt uitgerekend worden deze gegevens in ANIMO ook als invoer beschouwd. De volgende gegevens zijn nodig:

- de stikstof- en fosforconcentraties in de neerslag;
  - de droge depositie aan stikstof en fosfor;
  - de neerslaghoeveelheid per tijdstap;
  - de gewasverdamping en de verdamping van het bodemoppervlak per tijdstap;
  - de vochtgehalten per bodemlaag per tijdstap;
  - de grondwaterstanden per tijdstap;
- RIVM (1987);
  - RIVM (1987);
  - waterhuishoudingmodel;
  - waterhuishoudingmodel;
  - waterhuishoudingmodel;
  - waterhuishoudingmodel;

- het watertransport tussen de diverse onderscheiden compartimenten: infiltratie aan het maaiveld, verticaal transport door krimp-scheuren, watertransport tussen bodemlagen onderling, oppervlakkige afstroming naar de ontwateringsmiddelen, afvoer naar het oppervlaktewater door krimp-scheuren, afvoer naar de ontwateringsmiddelen uit de bodemlagen, infiltratie uit het oppervlaktewater in de bodemlagen en kwel naar en wegzijging uit de onderste beschouwde bodemlaag;
- de stikstof- en fosforconcentratie in het hiervoor genoemde watertransport, voor zover het binnenkomende fluxen betreft: infiltratie uit het oppervlaktewater en kwel;
- bemestingsgegevens: hoeveelheden, tijdstippen en samenstelling (bij scenario's H6).
- waterhuishoudingmodel;
- veldonderzoek;
- praktijkgegevens: IKC Veehouderij en Milieu; Steenvoerden en Oosterom (1977).

### ***Gegeneerde uitvoer***

De uitvoer van het model ANIMO bestaat in grote lijnen uit:

- vrachten van stoffen tussen lagen onderling en tussen lagen en ontwateringsmiddelen in de vorm van termen van een sluitende balans voor een laag of stelsel van lagen per tijdstap of per gekozen periode. De stoffen betreffen:  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ , organisch-N, ortho-P en organisch-P.
- concentraties van bovengenoemde stoffen per bodemlaag en per tijdstap.

### ***Aanpassingen aan het model***

In het kader van het Veenweide-onderzoek is ANIMO op enkele punten aangepast. De belangrijkste zijn:

- het transport van opgeloste stoffen door scheuren en de omzettingsprocessen die in de scheuren optreden, zijn in het model ingebouwd;
- de afbraakreductiefactor voor het vochtgehalte is bijgesteld in het droge traject (zie Hendriks, 1991);
- voor het beschrijven van het effect van de temperatuur op de afbraak en mineralisatie van organische stof wordt per bodemhorizont een  $Q_{10}$ -waarde ingevoerd;

- de potentiële nitrificatie- en denitrificatiesnelheid worden ingevoerd per bodemhorizont. In het oorspronkelijke model werd één waarde voor het gehele profiel ingevoerd.

## 5.2 Kolommen

De kolommen zijn als eerste doorgekend met het waterhuishoudingmodel FLOCR en het nutriëntenhuishoudingmodel ANIMO. Van de kolommen waren onder gecontroleerde omstandigheden meer en gedetailleerdere gegevens verkregen dan van de onderzoekspcelen. De kolomresultaten waren van groot belang om via calibratie waarden voor modelparameters van ANIMO te verkrijgen en om de procesbeschrijving van het model te toetsen.

Voor de FLOCR-berekeningen gold niet dat calibratie met de kolomresultaten bruikbare invoergegevens voor de berekening van de veldsituatie kon opleveren. De waterhuishouding van de kolommen week essentieel af van die van de onderzoekspcelen: de belangrijkste parameters om bij te stellen tijdens de calibratie van de veldsituatie betroffen de drainageweerstanden, terwijl laterale drainage ontbrak in de kolommen. Het grootste belang van de berekening van de waterhuishouding van de kolommen was het aanleveren van gegevens voor ANIMO. Daarnaast was deze exercitie belangrijk om het model te toetsen aan gegevens die van het veld niet voorhanden waren, zoals drukhoogten en de uitspoeling van een tracer.

In de volgende twee subparagrafen worden resultaten van de berekeningen van de waterhuishouding (5.2.1) en van de nutriëntenhuishouding (5.2.2) van de kolommen gegeven. De resultaten betreffen steeds de vergelijking tussen gemeten en berekende waarden voor verschillende kolommen en voor verschillende diepten. Op deze wijze hebben het calibratie- en het toetsingsproces ook plaatsgevonden. Omdat het te veel resultaten betreft om hier op te nemen, worden per onderdeel steeds enkele relevante figuren getoond. De keuze hiervan is dusdanig dat resultaten van alle zes kolommen zichtbaar worden en dat per onderdeel steeds resultaten van een veenmosveen- en een bosveenkolom, en van twee verschillende behandelingswijzen (tabel 11) worden getoond.

### 5.2.1 Waterhuishouding

Voor het berekenen van de waterhuishouding van de kolommen is de meetperiode in twee delen opgedeeld: de stationaire-periode en de percolatie-periode (zie 3.4). Uit het kolomonderzoek bleek, dat het veen na in de stationaire-periode van zes maanden uitgedroogd te zijn, tijdens de percolatie-periode slechts langzaam weer vocht opnam. De stationaire-periode was goed te berekenen met de gemeten pF-curven (vochtkarakteristieken, 3.1), omdat deze curven uitdrogingscurven zijn. Voor de percolatie-periode, waarin het uitgedroogde veen werd herbevochtigd, bleken de berekeningsresultaten onbevredigend. Het veen nam veel langzamer water op, dan

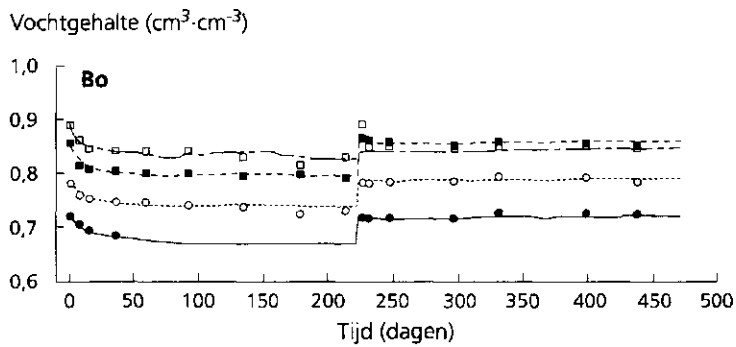
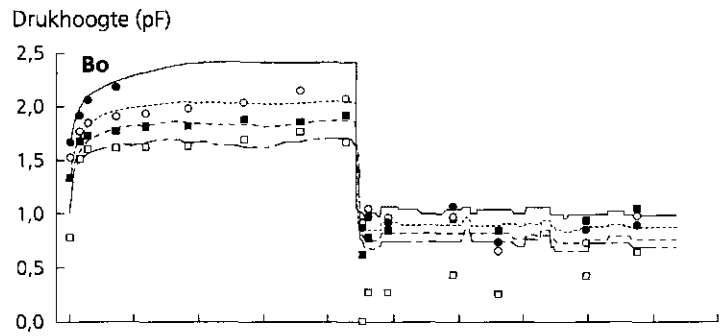
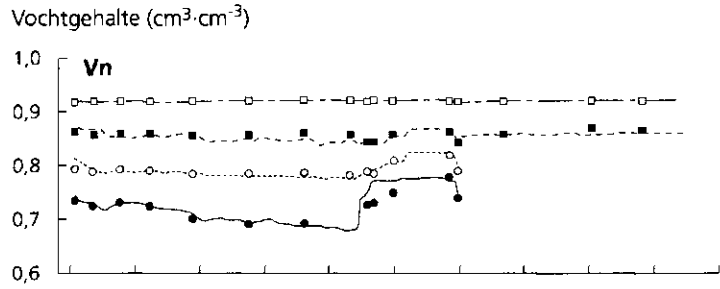
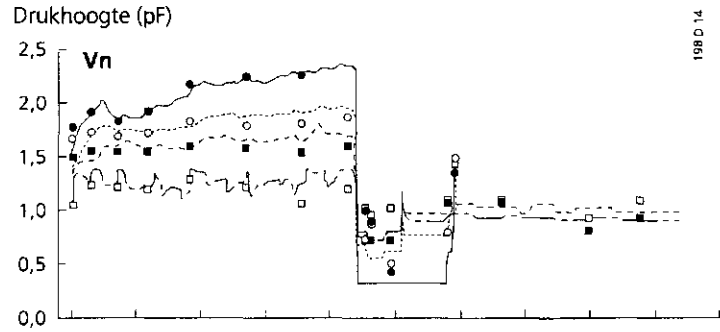
op basis van de gemeten pF-curven kon worden verwacht. Hysteresis, het verschijnsel dat de bevochtigingscurve anders verloopt dan de uitdrogingscurve, is zeer groot in veen (Kuntze, 1965; Ilnicki, 1981). Bevochtigingscurven waren niet bepaald voor het veen. Hysteresis is verder moeilijk te simuleren, omdat naarmate het veen vochtiger wordt de bevochtigingscurven veranderen en verschuiven in de richting van de uitdrogingscurven. Dit vereist dan een groot aantal gemeten bevochtigingscurven.

Omdat een goede berekening van de waterhuishouding van cruciaal belang is voor een correcte berekening van de nutriëntenhuishouding en -uitspoeling, zijn via calibratie bevochtigingscurven bepaald. Uitgangspunt hierbij vormden de meetresultaten betreffende drukhoogten in de kolomlagen, de grondwaterstand, het kolomgewicht en de in- en uitgaande fluxen. De pF-curven in het model, en afhankelijk daarvan de doorlatendheidscurven, zijn aangepast tot de gemeten waarden goed werden benaderd.

Voorbeelden van berekende drukhoogten en vochtgehalten zijn gegeven in figuur 14. In de figuren zijn duidelijk de stationaire-periode en de percolatie-periode te herkennen. Bij de overgang van stationaire- naar percolatie-periode op dag 218 werden als gevolg van het doorspoelen van de kolommen vooral de droge, bovenste lagen plotseling zeer vochtig: de vochtgehalten en de drukhoogten stegen (de pF-waarden schoten omlaag). Het verschil in drukhoogte tussen gemeten en berekende waarden in het lage traject is in absolute zin geringer dan lijkt uit de figuren (enkele cm's), omdat de pF-waarden logaritmische waarden zijn. Het belang van de berekende drukhoogten ligt vooral in de bijbehorende vochtgehalten, die bepalend zijn voor processen in ANIMO. De 'gemeten' vochtgehalten zijn niet direct gemeten, maar afgeleid via de gemeten drukhoogten uit de in FLOCR gebruikte pF-curven. De wezenlijke betekenis van het verschil tussen gemeten en berekende drukhoogten kan dus beter worden afgelezen uit de grafieken van het vochtgehalte. Daaruit blijkt dat het verschil gering was en de berekeningen goed de werkelijkheid benaderden. De resultaten van de andere kolommen benaderden eveneens goed de gemeten waarden. Vanaf dag 296 ontbraken de waarden voor de twee bovenste lagen van kolom Vn, omdat deze lagen de klei-horizont betroffen die na die dag was afgegraven bij de veenmosveenkolommen (3.4.2).

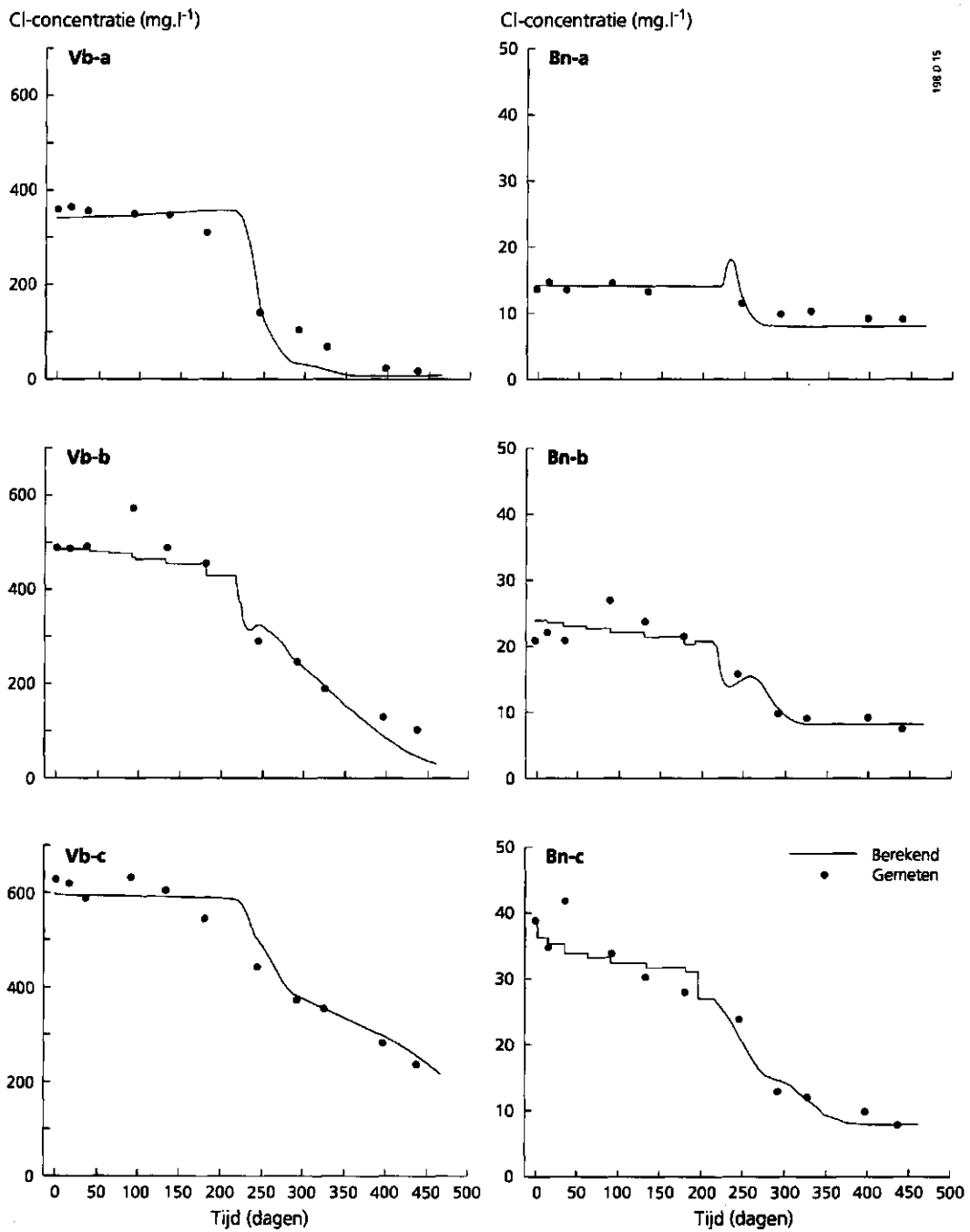
De berekening van de waterhuishouding is getoetst door het simuleren van de uitspoeling van een inerte stof. Hiervoor is chloride genomen. Dit is een belangrijke toets, omdat hiermee wordt gecontroleerd of het transport tussen de verschillende modellen correct wordt berekend. Voor de ANIMO-berekeningen is het van essentieel belang dat realistische transportfluxen tussen de verschillende lagen door het waterhuishoudingmodel worden aangeleverd. Deze simulatie is gedaan met ANIMO, waarbij alle processen behalve transport werden uitgeschakeld. De resultaten van deze berekening waren goed, vooral voor de verzadigde zone. Enkele voorbeelden zijn gegeven in figuur 15. Ook hier is duidelijk de overgang van stationaire-periode naar percolatie-periode op dag 218 te herkennen als abrupte sterke daling in de chlorideconcentratie. Omdat het influent weinig chloride bevatte ( $8 \text{ mg.l}^{-1}$ ) en de chlorideconcentratie in het bodemvocht van alle kolommen met de diepte toenam, betekende het doorspoelen van de kolommen dat water met een lagere chloride-





- |     |                     |         |                     |
|-----|---------------------|---------|---------------------|
| —•— | Berekend 10 cm - mv | - - -□- | Berekend 30 cm - mv |
| —□- | Gemeten 10 cm - mv  | - - -○- | Gemeten 30 cm - mv  |
| —○- | Berekend 20 cm - mv | - - -□- | Berekend 50 cm - mv |
| —□- | Gemeten 20 cm - mv  | - - -○- | Gemeten 50 cm - mv  |

**Fig. 14** Berekende en gemeten drukhoogten en vochtgehalten van de kolommen Vn en Bo. Voor codering van de kolommen zie tabel 11.  
 $pF = \log(h)$ , met:  $h$  = drukhoogte in cm.



198.0 15

**Fig. 15** Berekende en gemeten tracer(Cl)-concentraties in de kolommen Vb en Bn.  
 Diepte (cm - mv): a = 35; b = 70; c = 110.  
 Voor codering van de kolommen zie tabel 11.  
 Let op het verschil in schaal voor de verticale as!

concentratie zich naar beneden verplaatste. Het piekje in de berekende chlorideconcentratie aan het begin van de percolatie-periode op 35 cm - mv in kolom Bn was het gevolg van het uitspoelen van bodemvocht met relatief hoge chlorideconcentraties, ontstaan door indikking van het bodemvocht in de sterk uitgedroogde bovenste modellaag. Op 70 cm - mv was dit effect nog terug te vinden als een tijdelijke stijging van de chlorideconcentratie op dag 259. Bij kolom Vb speelde dit niet, omdat de chlorideconcentratie van de bovenste laag veel lager was dan die van de onderliggende laag. Indikking had hierdoor geen merkbaar effect. De lichte daling van de chlorideconcentratie tijdens de stationaire-periode werd veroorzaakt door het onttrekken van bodemvocht voor analyse, dat werd aangevuld met chloride-arm water.

### 5.2.2 Nutriëntenhuishouding

Van de kolommen is alleen de stikstofhuishouding doorgerekend met het model ANIMO. De fosforhuishouding was onder de extreme laboratoriumomstandigheden zo sterk door de calciumhuishouding verstoord dat deze niet goed met ANIMO was te berekenen (zie 3.4.3). In ANIMO, dat is ontwikkeld voor landbouwsituaties, worden de zuurgraad en de calciumconcentratie constant verondersteld. Een beperking van het model is daardoor dat het niet kan worden gebruikt voor omstandigheden waarin een van beide sterk verandert. Het gevolg hiervan was dat ANIMO voor fosfor niet kon worden gecalibreerd met de kolomresultaten.

Voor het verkrijgen van een fractieverdeling van de organische stof van het veen is voorafgaand aan de berekeningen met ANIMO de afbraak van de organische stof gesimuleerd voor een periode van twintig jaar. Hierbij is de organische stof van de bodemhorizonten verdeeld in twee fracties: een langzaam afbreekbare met een potentiële relatieve afbraaksnelheid ( $k$ ) van  $0,001 \text{ jaar}^{-1}$  en een sneller afbreekbare fractie met een  $k$  van  $0,04-0,08 \text{ jaar}^{-1}$ , afhankelijk van de totale afbraaksnelheid van het veen. Verder is een deel van de organische stof als biomassa/humus benoemd ( $k= 0,015 \text{ jaar}^{-1}$ ). Door curvefitting is voor elke horizont een zodanige fractieverdeling verkregen dat het verloop van de afbraak van de organische stof, zoals voorspeld door het één-parametermodel van Janssen (fig. 2) op grond van de gemeten potentiële relatieve afbraaksnelheid van de horizont (tabel 8), goed werd benaderd. Er van uitgaande dat het één-parametermodel een realistische voorspelling geeft van het verloop in de tijd van de afbraak over een periode van 20 jaar, zal met de gevonden fractieverdeling eveneens een realistische verloop van de afbraak in de tijd worden berekend.

Aan de verschillende organische-stoffracties per horizont is een stikstofgehalte toegekend. Het totaal van de stikstofgehalten van alle fracties kwam overeen met de gemeten C/N-verhouding per horizont (tabel 10). De juiste verdeling van de stikstofgehalten is verkregen via calibratie met ANIMO. Bij een correcte verdeling verloopt de berekende stikstofmineralisatie zoals de werkelijke. Omdat bij stikstofmineralisatie ammonium wordt gevormd, zou dit proces in principe aan de ammoniumconcentratie in het bodemvocht zijn af te lezen. De ammoniumconcentratie wordt echter ook weer sterk beïnvloed door nitrificatie en de binding van ammonium

aan het bodemcomplex. Daarnaast spelen nog denitrificatie en de vorming van oplosbare organisch-stikstofverbindingen. Bovendien worden alle processen sterk beïnvloed door de zuurstofhuishouding van de bodem. Door het gezamenlijk optreden van al deze processen en omdat de waarden van een aantal modelparameters die van belang zijn voor de beschrijving van de processen niet precies bekend waren, werd calibratie een complexe zaak.

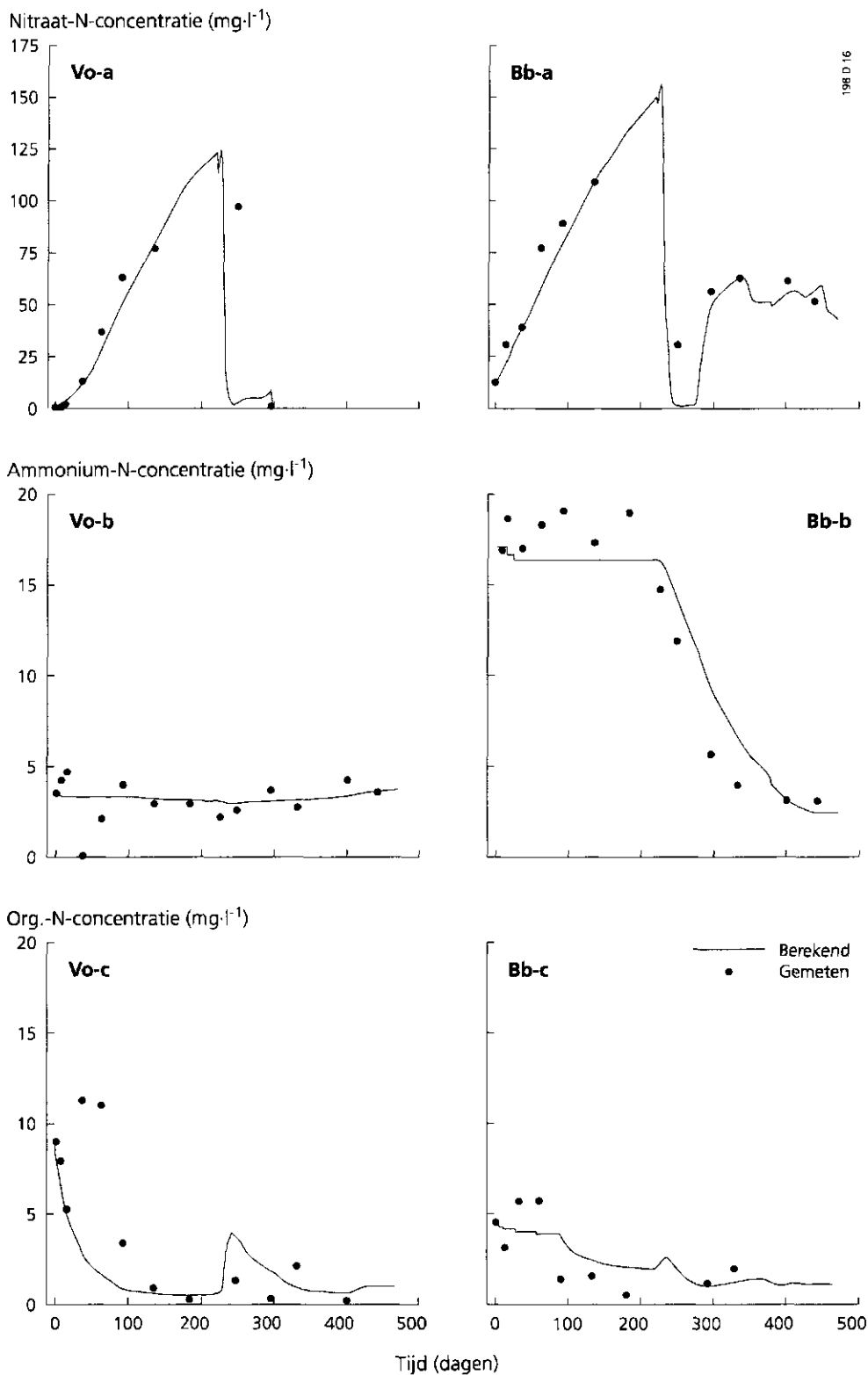
Doordat in de stationaire-periode en in de percolatie-periode, en bij de verschillende behandelingen van de kolommen diverse extreme situaties waren gecreëerd, konden de processen tot op zekere hoogte worden ontrafeld. Calibratie werd daardoor veel beter mogelijk. Hiermee hadden de verschillende behandelingen tevens hun belang bewezen. Door bij de calibratie per veensoort een bepaalde werkwijze te volgen, zijn uiteindelijk waarden voor modelparameters verkregen.

Eerst werd het bemestingsobject doorgerekend. Doordat ammonium en nitraat in extreme hoeveelheden werden toegediend tijdens de percolatie-periode, waren nitrificatie, ammoniumbinding en denitrificatie overheersende processen. Eerste waarden voor ammonium-adsorptie-parameters, nitrificatiesnelheden en denitrificatiesnelheden werden gevonden door calibratie van de percolatie-periode. Hierbij werd getracht de gemeten ammonium- en nitraatconcentraties in de verschillende lagen zo goed mogelijk met ANIMO te benaderen. De grafieken Bb-a en Bb-b van figuur 16, en dan vooral de percolatie-periode vanaf dag 218, zijn voorbeelden van de resultaten van deze berekeningen. De gevonden waarden voor de modelparameters werden gecontroleerd en eventueel bijgesteld door ze te gebruiken voor de berekeningen van de andere behandelingen (fig. 16, grafieken Vo-a en Vo-b).

De verdeling van de stikstofgehalten over de onderscheiden organische-stoffracties werd verkregen door de stationaire-periode door te rekenen, waarin de onverzadigde bodemlagen het droogst en de organische-stofafbraak en de mineralisatie het grootst waren. Hierbij was vooral de vergelijking tussen het ontwateringsobject en de overige objecten van belang, omdat de eerste behandeling een grotere en drogere onverzadigde zone kende. Was de berekende stikstofmineralisatie te laag op grond van gemeten ammonium- en nitraatconcentraties, dan werd meer stikstof toegekend aan de snelafbreekbare fracties en omgekeerd. De parameters die de zuurstofhuishouding beschrijven, werden eveneens tijdens deze exercitie geoptimaliseerd. Voorbeelden van de resultaten van deze berekeningen vormen de grafieken Vo-a en Bb-a (fig. 16).

Waarden voor de modelparameters die regelen welk deel van de afgebroken organische stof van de verschillende fracties in oplossing gaat en voor de afbraaksnelheid van de organische-stof in oplossing, werden gevonden door de concentraties van organisch-stikstof in oplossing zo goed mogelijk te benaderen (grafieken Vo-c en Bb-c, fig. 16).

De tijdens de calibratie van een bepaalde behandeling gevonden waarden moesten eveneens voldoen voor de calibratie van de andere behandelingen van dezelfde veensoort. Als dat niet zo was, werd het gehele calibratieproces herhaald totdat optimale waarden waren gevonden die de beste resultaten gaven voor alle kolommen van een veensoort. Hierdoor was het calibratieproces tevens een gevoeligheidsanalyse.



**Fig. 16** Berekende en gemeten stikstofconcentraties in het bodemvocht van de kolommen Vo en Bb.

Diepte (cm - mv): a = 15; b = 110; c = 50.

Voor codering van de kolommen zie tabel 11.

De resultaten van de calibratie voor de andere dan de in figuur 16 getoonde kolommen waren over het algemeen ook redelijk tot goed. Problemen deden zich vooral voor bij de berekening van de overgang stationaire-periode naar percolatie-periode. Dit zegt niet alles over de kwaliteit van ANIMO, omdat de waterhuishouding van deze extreme situatie ook niet perfect kon worden berekend (5.2.1). Deze extreme situatie doet zich onder veldomstandigheden echter nooit voor.

De belangrijkste bevindingen tijdens de calibratie van ANIMO aan de kolomresultaten waren:

- de waarden voor de parameters die de zuurstofhuishouding beschrijven die Bakker et al. (1987) geven voor scheurende gronden voldeden over het algemeen goed voor de berekening van de nutriëntenhuishouding van het bosveen. Bij het veenmosveen moesten ze worden bijgesteld tot waarden die minder gunstig waren voor de zuurstofvoorziening;
- de uit calibratie verkregen potentiële nitrificatiesnelheden verschilden zeer sterk voor de twee veensoorten: 1 jaar<sup>-1</sup> voor het veenmosveen en 200 jaar<sup>-1</sup> voor het bosveen. Deze waarden liggen binnen het bereik van potentiële nitrificatiesnelheden uit de literatuur van 1-876 jaar<sup>-1</sup> (van Huet, 1983);
- bij beide veensoorten moest de potentiële denitrificatiesnelheid worden teruggebracht tot 5% van de standaard-potentiële-denitrificatiesnelheid in ANIMO. Blijkbaar is deze standaardwaarde te hoog voor situaties met een overmaat aan organische stof;
- bij het stikstofarme veenmosveen werden de beste resultaten verkregen indien het grootste deel van de aanwezige stikstof aan de relatief snel-afbreekbare fracties werd toegekend. Dit gold niet voor de organische fracties van de relatief stikstofrijke kleilaag, waar de stikstofverhouding langzaam : snel ongeveer 5 : 6 bedroeg. Bij het stikstofrijke bosveen moest iets meer stikstof aan de langzaam-afbreekbare dan aan de snel-afbreekbare fracties worden toegekend: de stikstofverhouding langzaam : snel bedroeg ongeveer 6 : 5;
- de berekening van de concentraties van de stikstofcomponenten in het bodemvocht met ANIMO bleek gevoelig voor alle bovengenoemde modelparameters. Hoe groot die gevoeligheid precies was, hing mede af van de waarden van andere modelparameters. Het is daarom moeilijk hier een eenduidige uitspraak over te doen. De gevoeligheid voor de parameters die de zuurstofhuishouding beschrijven was in alle gevallen groot, omdat de zuurstofhuishouding ingrijpt op de meeste andere processen;
- de concentraties van de verschillende stikstofcomponenten in het bodemvocht waren redelijk goed te benaderen met ANIMO. Dit gold ook voor organisch-stikstof in oplossing. Wel was het verloop in de tijd van de gemeten concentraties van organisch-stikstof in oplossing over het algemeen grilliger dan het berekende verloop, en ook grilliger dan het verloop van de gemeten ammonium- en nitraatconcentraties;
- de fosforhuishouding van de kolommen werd ernstig verstoord door de sterke verandering van de zuurgraad en de calciumhuishouding onder de extreme laboratoriumomstandigheden. Hierdoor kon ANIMO niet voor fosfor worden gecalibreerd aan de kolomresultaten.

### 5.3 Onderzoekspcelen

Nadat ANIMO was gecalibreerd aan de kolomresultaten, zijn FLOCR en ANIMO gecalibreerd aan de meetgegevens van het veldonderzoek. Het doel hiervan was het verkrijgen van aan de veldsituatie geijkte modellen voor elk onderzoekspcel, waarmee de nutriëntenuitspoeling op pcelniveaun kon worden berekend.

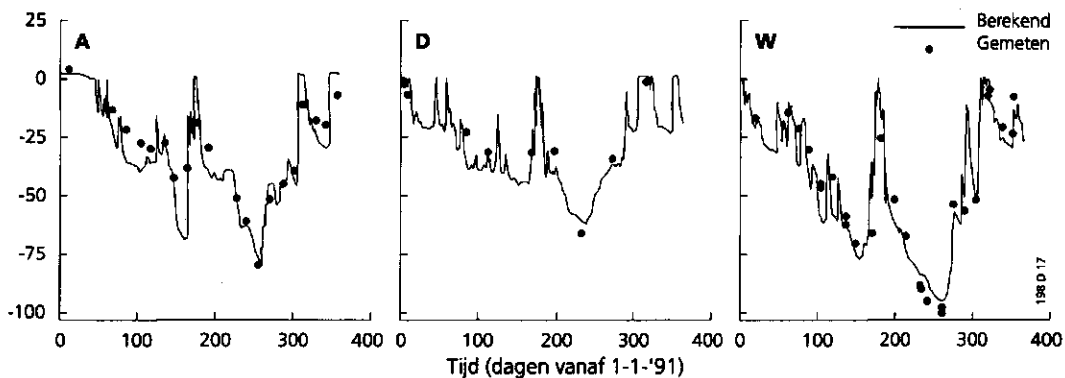
Er zijn steeds twee jaren doorgerekend: 1990 en 1991. Het doorrekenen van het eerste jaar diende om de modellen zich te laten stabiliseren. De berekening van het tweede jaar, het onderzoekjaar, vormde de eigenlijke calibratie van de modellen. Net als bij de kolommen heeft deze calibratie plaatsgevonden door gemeten en berekende waarden met elkaar te vergelijken. In de volgende twee subparagrafen worden resultaten van de calibratie van het waterhuishoudingmodel (5.3.1) en van het nutriëntenuishoudingmodel (5.3.2) gegeven.

#### 5.3.1 Waterhuishouding

Tijdens de calibratie van het waterhuishoudingmodel FLOCR aan de resultaten van het veldonderzoek zijn de drainageweerstand en de verticale weerstanden bijgesteld. De drainageweerstand van sloot- en greppelsystemen zijn van invloed op de grootte van de drainage naar en de infiltratie vanuit het oppervlaktewater. De verticale weerstand bepaalt mede de grootte van kwel en wegzijging. Voor het beschouwde bodemprofiel, waarvan per horizont de verticale doorlatendheid is ingevoerd, berekent het model zelf de verticale weerstand afhankelijk van de grondwaterspiegel. Voor de weerstandbiedende lagen onder de onderrand van het profiel moet een basis-verticale-weerstand in het model worden ingevoerd. Bij de Akmarijpsterpolder was deze basisweerstand zeer groot, waarschijnlijk als gevolg van het voorkomen van een zeer slecht doorlatende gliede-laag (zie 4.3).

De enige veldgegevens om de calibratieresultaten van FLOCR aan te toetsen, waren de grondwaterstanden. Deze werden redelijk tot goed benaderd (fig. 17). Hoewel hysteresis ook in het veld zal optreden, mag worden verwacht dat dit verschijnsel onder veldomstandigheden minder belangrijk is. In het veld droogde de bodem minder uit dan in de kolommen. Om deze reden zijn de gemeten vocht karakteristieken niet aangepast tijdens de calibratie. De berekende drukhoogten, vochtgehalten en af- en aanvoerfluxen konden niet worden geverifieerd, omdat deze grootheden niet waren gemeten. Gezien de goede resultaten van de berekening van de waterhuishouding van de kolommen met het model is de verwachting dat de waterhuishouding van de onderzoekspcelen, binnen de beperkte mogelijkheden, redelijk is berekend met FLOCR.

Grondwaterstand (cm + mv)



**Fig. 17** Berekende en gemeten grondwaterstanden van de drie onderzoekspercelen. A = Akmarijsterpolder; D = Donkse Laagten; W = Wormer, Jisp en Nek.

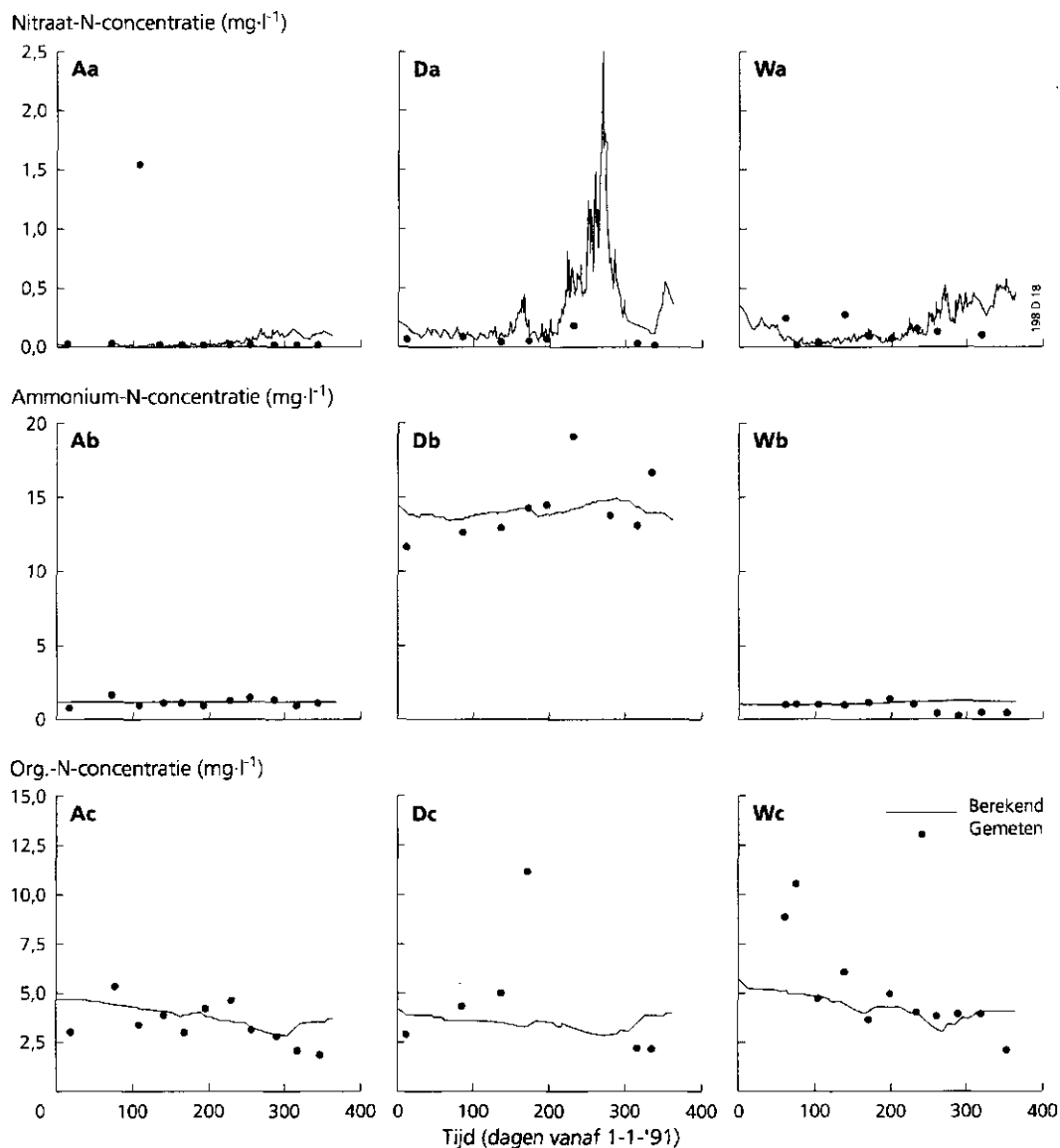
### 5.3.2 Nutriëntenhuishouding

Met het aan de kolommen gecalibreerde model ANIMO en op basis van de FLOCR-berekeningen voor de onderzoekspercelen is de stikstofhuishouding van de percelen van de Akmarijsterpolder en Donkse Laagten doorgerekend. Met deze berekeningen werd het gecalibreerde model getoetst en eventueel bijgesteld. De bijstellingen waren miniet en betroffen vooral de parameters voor de zuurstofhuishouding in de bovenste twee bodemhorizonten (tot 40 cm - mv). De resultaten van de berekeningen waren redelijk (fig. 18). De orde van grootte van de stikstofconcentraties in het bodemvocht werd goed benaderd, de dynamiek van het verloop in de tijd minder. Hierbij moet worden bedacht dat de veldsituatie veel complexer en dynamischer was dan de situatie in de kolommen. Belangrijke verschillen waren:

- in het veld groeide een gewas, op de kolommen niet;
- het temperatuurverloop in het veld was niet in detail bekend, bij de kolommen wel;
- de waterhuishouding van het veld was veel minder gedetailleerd berekend dan die van de kolommen.

Voor de stikstofhuishouding van het perceel van Wormer, Jisp en Nek is ANIMO gecalibreerd aan de veldgegevens, omdat op dit perceel geen kolommen waren gestoken. Bij de berekening van de stikstofhuishouding van het veenmosveenprofiel van Wormer, Jisp en Nek zijn in eerste instantie de gecalibreerde waarden van de veenmosveenkolommen gebruikt voor de onbekende modelparameters. In een calibratieproces zijn deze bijgesteld. De bijstelling betrof vooral de parameters voor de zuurstofhuishouding en de potentiële nitrificatiesnelheden. De gecalibreerde waarden voor de eerste parameters kwamen sterk overeen met de waarden voor scheurende gronden van Bakker et al. (1987). De gecalibreerde potentiële nitrificatiesnelheden bedroegen 200 jaar<sup>-1</sup> voor de bovenste horizont, 100 jaar<sup>-1</sup> voor de tweede horizont en 10 jaar<sup>-1</sup> voor de onderliggende horizonten. Enkele resultaten van deze berekeningen zijn gegeven in figuur 18.



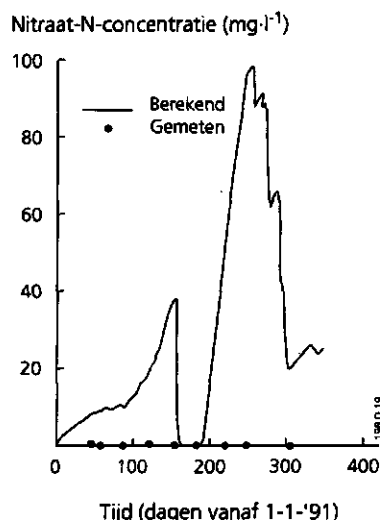


**Fig. 18** Berekende en gemeten stikstofconcentraties in het bodemvocht van de onderzoekspercelen.

*A = Akmarijsterpolder, D = Donkse Laagten, W = Wormer, Jisp en Nek.*

*Diepte (cm - mv): a = 20; b = 60; c = 40.*

De gevoeligheid van het model voor de zuurstofhuishouding bleek ook hier weer. Illustratief hiervoor is figuur 19, waarin de resultaten worden getoond van een ANIMO-berekening van de nitraatconcentraties op 20 cm beneden maaiveld in het perceel van Wormer, Jisp en Nek (vergelijk ook fig. 18). Deze ANIMO-berekeningen zijn gebaseerd op de hydrologie berekend met het model WATBAL (Berghuis-van Dijk, 1985). Dit model houdt geen rekening met het zwellen en krimpen van de bodemmatrix. Het berekent daardoor veel te lage vochtgehalten in de bodemmatrix van het veen. In ANIMO resulteert dit in een te zuurstofrijke matrix, waardoor processen als mineralisatie en nitrificatie worden overschat en denitrificatie wordt

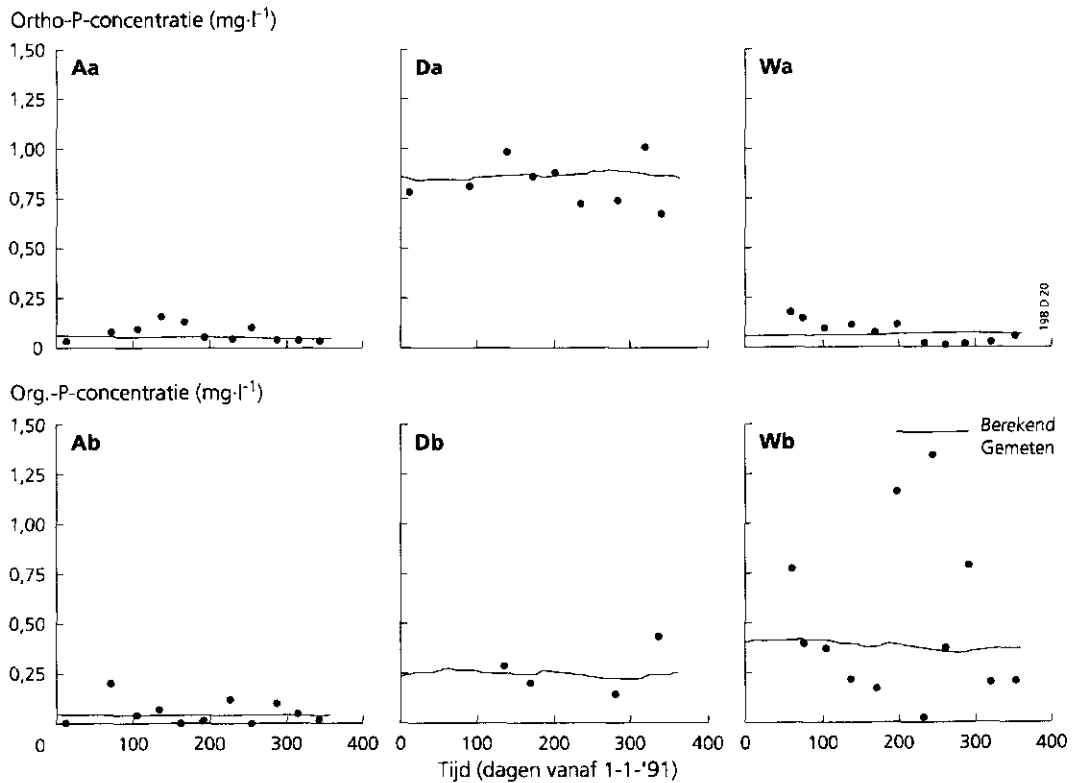


**Fig. 19** Nitraatstikstofconcentraties in het bodemvocht op 20 cm - mv in het perceel van Wormer, Jisp en Nek, berekend met ANIMO op basis van een hydrologie berekend met WATBAL

onderschat. Het gevolg hiervan is extreem hoge nitraatconcentraties in de onverzadigde lagen.

Voor de fosforhuishouding van alle drie de onderzoekspercelen is ANIMO gecalibreerd aan de veldgegevens. Het fosforgehalte van de organische stof van het veen was dermate laag dat in alle profiellagen van de onderzoekspercelen netto fosforimmobilisatie was te verwachten (tabel 10). Uitzonderingen hierop vormden de organische stof van de kleilagen van Donkse Laagten en Wormer, Jisp en Nek. Hier was netto fosformineralisatie te verwachten. Het fosforbindend vermogen van deze lagen was echter dermate hoog dat gemineraliseerde fosfor direct werd gebonden. Het was daarom moeilijk om via calibratie aan gemeten ortho-fosfaatconcentraties in het bodemvocht een juiste verdeling van de fosforgehalten over de verschillende organische-stoffracties te verkrijgen. Ook in andere lagen hadden fosforsorptieprocessen een nivellerend effect op de ortho-fosfaatconcentraties waardoor het toedelen van fosforgehalten aan organische-stoffracties werd bemoeilijkt. Uiteindelijk is het grootste deel van de organische-fosforhoeveelheden toegedeeld aan de sneller afbreekbare fracties. De overheersende invloed van de sorptieprocessen maakte het onmogelijk de beschrijving van de fosformineralisatie en -immobilisatie in ANIMO te verifiëren en aan te passen.

De fosforhuishouding van de percelen bleek vooral sterk te worden bepaald door sorptie-processen. De benodigde modelparameters die deze sorptie in ANIMO beschrijven, zijn berekend uit de gemeten gehalten oxalaat-extraheerbaar aluminium en ijzer (tabel 6). De gevolgde methode is beschreven door Kroes et al. (1990). De berekende waarden bleken goed te voldoen en zijn tijdens het calibratieproces niet bijgesteld. Onzeker is echter hoe voor het veenprofiel, waarin slechts weinig lutum aanwezig is (tabellen 14 t/m 16), de verdeling tussen een langzaam en een snel sorptieproces moet worden beschreven in het model, omdat deze verdeling nog niet



**Fig. 20** Berekende en gemeten fosforconcentraties in het bodemvocht van de onderzoekspercelen.

*A = Akmarijpsterpolder, D = Donkse Laagten, W = Wormer, Jisp en Nek.*

*Diepte (cm - mv): a = 60; b = 80 cm - mv.*

bekend is (zie 3.2.3). Het gevolg van deze onzekerheid voor de modeluitkomsten is moeilijk in te schatten. Resultaten van een gevoeligheidsanalyse geven aanwijzingen dat de effecten op de fosforuitspoeling gering zijn.

De resultaten van de fosforberekeningen voor de drie onderzoekspercelen zijn gegeven in figuur 20. Net als bij de stikstofberekeningen geldt dat de orde-grootte van de fosforconcentraties van het bodemvocht goed werd benaderd. De dynamiek van het verloop in de tijd was gering als gevolg van het nivellerende effect van fosforsorptieprocessen.

Doel van het onderzoek was het berekenen van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. De berekende belastingen konden niet direct worden getoetst aan gemeten waarden, omdat de nutriëntenbelastingen niet konden worden gemeten in het veld (zie 4.2). Indirect was dit wel mogelijk. De nutriëntenbelasting wordt immers bepaald door een juiste berekening van twee grootheden: de stikstof- en fosforconcentraties in het bodemvocht van gedraineerde bodemlagen en de hoeveelheid water die uit deze lagen wordt afgevoerd naar het oppervlaktewater.

De voor de drie onderzoekspercelen berekende stikstof- en fosforconcentraties in het bodemvocht bleken de gemeten waarden gemiddeld over de tijd zeer dicht te benaderen, met afwijkingen die in het algemeen minder waren dan 10% (tabel 19).

**Tabel 19 Berekende en gemeten totaalstikstof- en totaalfosforconcentraties in het bodemvocht van de drie onderzoekspercelen, gemiddeld voor het onderzoeksjaar 1991, en weergegeven voor vijf diepten**

Perceel		Totaal-N (mg.l <sup>-1</sup> )					Totaal-P (mg.l <sup>-1</sup> )				
		diepte (cm - mv)					diepte (cm - mv)				
		20	40	60	80	150	20	40	60	80	150
Akmarijsterpolder	ber.	5,2	4,4	4,0	4,0	6,5	0,12	0,11	0,12	0,14	0,84
	gem.	6,3	4,0	3,8	3,6	6,5	0,15	0,10	0,11	0,12	0,80
Donkse Laagten	ber.	4,7	5,6	16,2	22,5	29,7	0,37	0,50	1,12	1,61	1,50
	gem.	5,6	6,4	15,2	23,1	28,4	0,35	0,43	1,22	1,44	1,41
Wormer Jisp en Nek	ber.	4,2	5,5	5,6	6,0	12,3	0,36	0,63	0,62	0,64	2,27
	gem.	7,1	6,8	5,4	6,2	11,4	0,52	0,65	0,53	0,63	2,34

ber. = berekend  
gem. = gemeten

Hierbij moet worden bedacht dat de gemiddelden van de gemeten waarden de gemiddelden in de tijd waren van de mediaan van de metingen van drie lokaties per proefperceel. De gemiddelden in de tijd per meetlokatie leverden een onder- en bovengrens, die de ruimtelijk variabiliteit illustreren. In het algemeen lagen de gemiddelden van de berekeningen tussen de onder- en bovengrenzen. De conclusie is dat gemiddeld gezien de stikstof- en fosforconcentraties in het bodemvocht van de proefpercelen goed zijn benaderd in de ANIMO-berekeningen. Grote afwijkingen vertoonden de berekende stikstof- en fosforconcentraties op 20 cm beneden maaiveld van Wormer, Jisp en Nek. De gemiddelden van de gemeten waarden werden sterk verhoogd door de invloed van een incidentele illegale bemesting aan het begin van de meetperiode. Omdat geen gegevens beschikbaar waren over deze bemesting, is ze niet meegenomen in de modelberekeningen.

De berekende hoeveelheden naar het oppervlaktewater afgevoerd water konden niet worden getoetst aan gemeten waarden, omdat deze hoeveelheden niet waren gemeten. Aangezien de grondwaterstanden van de onderzoekspercelen goed werden benaderd door het waterhuishoudingmodel en dit model in meer detail was getoetst aan de kolomresultaten, mag worden aangenomen dat de afgevoerde hoeveelheden water eveneens goed zijn berekend door het model.

Omdat stikstof- en fosforconcentraties in het bodemvocht en afvoer van water naar het oppervlaktewater goed zijn berekend, is de verwachting dat met de in het onderzoek toegepaste modellen een schatting van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater is verkregen die vele malen betrouwbaarder is dan de schattingen met de traditionele methode (zie 4.4). Er van uitgaande dat ook in de berekeningen van de waterafvoer met het waterhuishoudingmodel een afwijking in de orde van

grootte van 10-20% kan optreden, kan met de gevolgde methodiek een totale afwijking in de berekende nutriëntenbelasting van maximaal 20 tot 30% worden verwacht.

## 5.4 Conclusies

Het kolomonderzoek is van groot belang gebleken voor het calibreren en verifiëren van het stikstofmodeldeel van ANIMO. Uitermate belangrijk waren de verschillende kolombehandelingen: stationaire-periode, percolatie-periode, nulobject, bemestings-object en ontwateringsobject. Deze maakten het mogelijk elkaar beïnvloedende processen tot op zekere hoogte los van elkaar te bestuderen.

Via calibratie aan de gemeten ammonium-, nitraat- en organisch-stikstofconcentraties in het bodemvocht van de kolommen zijn waarden voor belangrijke modelparameters verkregen:

- parameters die de zuurstofhuishouding beschrijven;
- potentiële nitrificatie- en denitrificatiesnelheden;
- stikstofgehalten per organische-stoffractie;
- distributieverhouding voor adsorptie van ammonium.

De berekening met ANIMO van de stikstofconcentraties in het bodemvocht bleek gevoelig te zijn voor alle bovengenoemde modelparameters. De gevoeligheid per parameter bleek af te hangen van de waarden van andere modelparameters. Het model bleek vooral gevoelig voor de parameters die de zuurstofhuishouding beschrijven, omdat deze van invloed zijn op de meeste processen. Ook bleek het model gevoelig voor de hydrologische parameters. Deze zijn in de eerste plaats van grote invloed op de zuurstofhuishouding. Daarnaast bepalen ze het transport van stoffen tussen de modellagen en over de profielranden.

Met het gecalibreerde model waren de stikstofconcentraties van het bodemvocht van de kolommen redelijk goed te benaderen. Ook de concentratie van organisch-stikstof in oplossing werd redelijk goed benaderd. De procesbeschrijving van ANIMO voldoet blijkbaar voor de simulatie van de stikstofhuishouding van veengronden.

Via calibratie van FLOCR aan de grondwaterstanden van de onderzoekspercelen zijn waarden voor drainageweerstand en verticale weerstanden verkregen. Met het gecalibreerde model waren de grondwaterstanden van de onderzoekspercelen redelijk goed te benaderen. Verdere calibratie was niet mogelijk doordat andere belangrijke grootheden als vochtgehalten, drukhoogten en afvoerfluxen niet waren gemeten in het veld. Omdat de waterhuishouding van de kolommen met het model goed kon worden berekend, is de verwachting dat de waterhuishouding van de onderzoekspercelen redelijk is berekend met het aan de grondwaterstanden gecalibreerde model.

Met het aan de kolomresultaten gecalibreerde model ANIMO konden de stikstofconcentraties in het bodemvocht van de onderzoekspercelen redelijk worden benaderd.

Alleen de parameters voor de zuurstofhuishouding van de bovenste profielhorizonten behoefden enige bijstelling. De orde van grootte van de concentraties werd goed benaderd, de dynamiek van het verloop in de tijd minder goed. Mede oorzaak hiervan was de complexe waterhuishouding van de veldsituatie die met de beperkte meetgegevens minder gedetailleerd kon worden berekend dan de hydrologie van de kolommen.

De fosforhuishouding van de kolommen kon niet worden berekend met ANIMO. Onder de extreme laboratoriumomstandigheden werd de fosforhuishouding van de kolommen sterk beïnvloed door veranderingen in de zuurgraad en de calciumhuishouding. Dit proces is niet in ANIMO inbegrepen.

De fosforconcentraties in het bodemvocht van de onderzoekspercelen konden redelijk worden benaderd met ANIMO. De fosforhuishouding van de percelen bleek vooral te worden bepaald door fosforsorptie-processen. De belangrijkste modelparameters voor de berekening van de fosforconcentraties waren dan ook de parameters voor fosforsorptie. Deze zijn verkregen uit laboratoriumbepalingen en hoefden niet te worden bijgesteld tijdens de calibratie. Onzeker hierbij is echter hoe voor het veenprofiel de verdeling tussen een langzaam en een snel sorptieproces moet worden beschreven in het model. Naar verwachting is het gevolg van deze onzekerheid voor de berekende fosforuitspoeling gering.

De overheersende invloed van de sorptieprocessen maakte het onmogelijk de beschrijving van de fosformineralisatie en -immobilisatie in ANIMO te verifiëren en aan te passen. Met het traditionele concept van de fosformineralisatie berekende het model netto-immobilisatie voor de fosforarme venen van de onderzoekspercelen. Het effect hiervan werd overschaduwd door de effecten van fosforsorptie-processen. Gespiegeld aan de veldwaarnemingen werd het gecombineerde effect van sorptie en mineralisatie/immobilisatie redelijk goed berekend. Naar verwachting heeft het hiaat in de kennis van de fosformineralisatie de resultaten van het onderzoek voor fosfor niet nadelig beïnvloed.

De nutriëntenbelasting wordt bepaald door een juiste berekening van twee grootheden: de stikstof- en fosforconcentraties in het bodemvocht van de gedraineerde lagen en de hoeveelheid water die uit deze lagen wordt afgevoerd. De afwijkingen tussen de gemiddelden in de tijd van de berekende en die van de gemeten stikstof- en fosforconcentraties in het bodemvocht van de onderzoekspercelen bedroegen over het algemeen minder dan 10%. De afwijking van de werkelijkheid in de berekeningen van de waterafvoer wordt geschat op 10-20%. De verwachting is daarom dat met de gecalibreerde modellen een schatting van de nutriëntenbelasting is verkregen die maximaal 20-30% afwijkt van de werkelijke belasting.

## **6 Belasting aan stikstof en fosfor van het oppervlaktewater**

Het concrete doel van het Veenweide-onderzoek was de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden te kwantificeren: de achtergrondbelasting en de belasting onder invloed van ontwatering en bemesting. In dit hoofdstuk worden de resultaten van deze kwantificering gegeven. Eerst wordt ingegaan op de achtergrondbelasting aan stikstof en fosfor (6.1). Vervolgens worden de invloed van ontwatering en de invloed van bemesting op de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor besproken (6.2).

In de hier gepresenteerde berekeningsresultaten komen alle deelonderzoeken samen. De berekeningen zijn uitgevoerd met de geijkte modellen: FLOCR voor de waterhuishouding en ANIMO voor de nutriëntenhuishouding (H5). Deze modellen zijn gevoed en geijkt met gegevens verkregen uit literatuuronderzoek (H2), kolom- en laboratoriumonderzoek (H3) en veldonderzoek (H4).

Uitdrukkelijk dient vermeld dat de berekende belastingen en concentraties betrekking hebben op de uitspoeling vanuit het bodemprofiel en de afspoeling vanaf het bodemoppervlak naar het oppervlaktewater. Processen die spelen in de waterbodem en het bovenstaande water zijn niet in de resultaten betrokken.

De berekende belastingen zijn uitgedrukt als vrachten stikstof en fosfor in kg per ha per jaar. De oppervlakte heeft hierbij betrekking op de netto oppervlakte land. De belasting per ha oppervlaktewater volgt uit de verhouding tussen de oppervlakte land en de oppervlakte water. Bedraagt de oppervlakte water bijvoorbeeld 10% van de totale oppervlakte dan is de belasting per ha water negen keer de belasting per ha land.

### **6.1 Achtergrondbelasting**

De achtergrondbelasting is gedefinieerd als de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater in onbemeste veenweidegebieden met het traditionele ontwateringspeil van 20-30 cm beneden maaiveld bij de actuele atmosferische depositie van mineralen. De achtergrondbelasting is berekend voor de drie onderzoekspercelen; in eerste instantie voor de situatie in het onderzoeksjaar 1991 (6.1.2). Vervolgens zijn berekeningen uitgevoerd om de invloed van factoren als profielopbouw en hydrologie op de achtergrondbelasting te onderzoeken (6.1.2).

### 6.1.1 Achtergrondbelasting van de onderzoekspcelen in 1991

Voor de onderzoekspcelen is de actuele achtergrondbelasting van 1991 berekend met de invoergegevens van de geijkte modellen. De berekeningen zijn uitgevoerd zoals beschreven in 5.3. De resultaten van de berekeningen zijn gegeven in figuur 21 en de tabellen 20 en 21.

De balanstermen van figuur 21 zijn berekend voor het veenprofiel van de onderzoekspcelen: de ondergrens waarover kwel of wegzijging plaatsvindt, is de ondergrens van het veenprofiel (zie 4.2). De bergingsverandering in de totaalstikstof- en totaalfosforbalansen staat voor het totaal van mineralisatie, immobilisatie, veranderingen

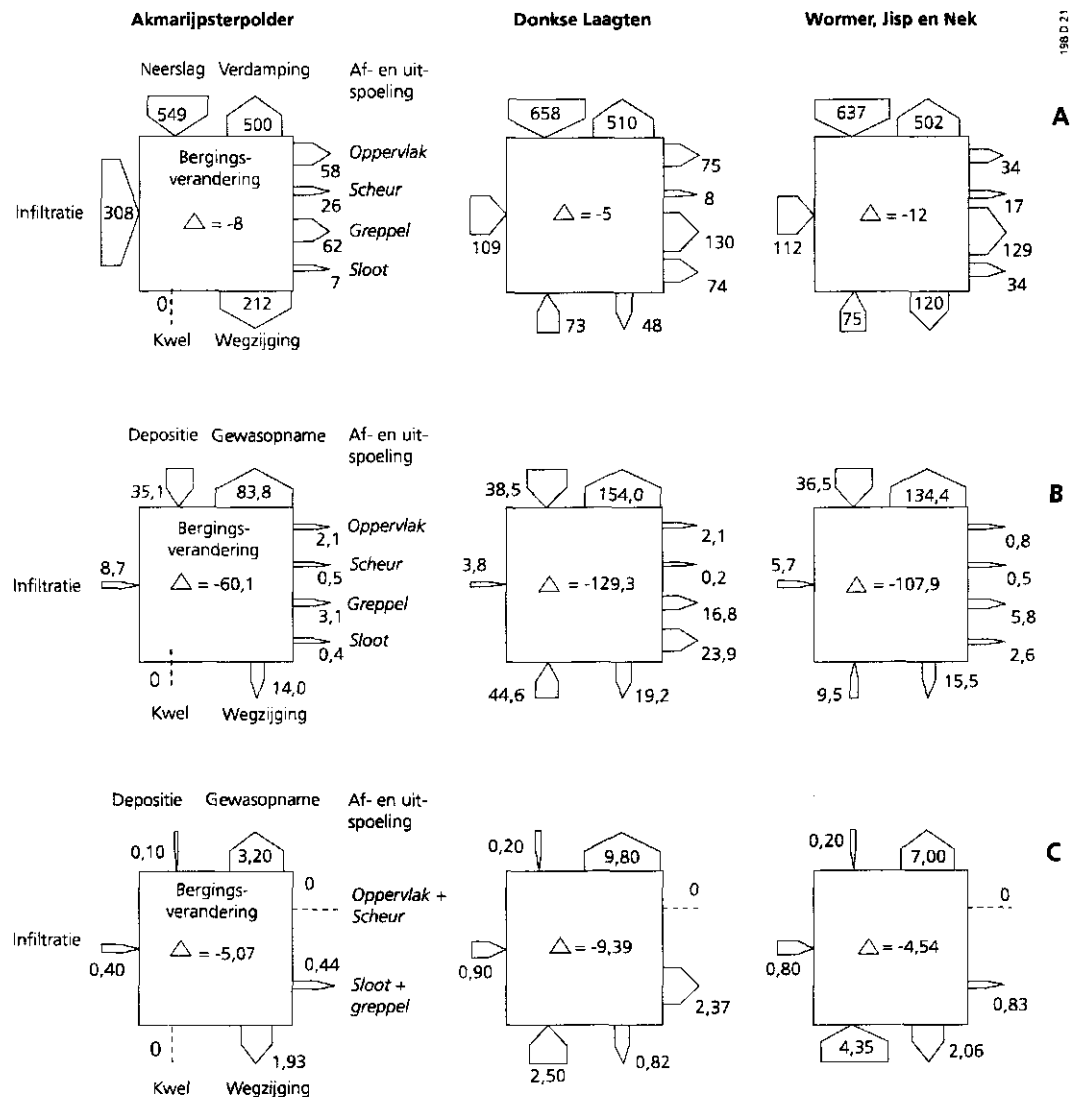


Fig. 21 Termen van de waterbalansen in  $\text{mm.j}^{-1}$  (A), en termen van de totaalstikstofbalansen (B) en de totaalfosforbalansen (C) in  $\text{kg.ha}^{-1}.\text{j}^{-1}$  N resp. P, voor het jaar 1991, berekend voor het veenprofiel van de onderzoekspcelen



**Tabel 20 Totaalstikstof- en totaalfosfor-aanvoer en -afvoer via het maaiveld, het oppervlaktewater en het diepe grondwater voor het jaar 1991, berekend voor de veenprofielen van de drie onderzoekspcelen (voor de dikte van de profielen zie tabellen 14 t/m 16). 'Netto' is het netto-resultaat van aanvoer en afvoer.**

Perceel	Totaalstikstof (kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> N)			Totaalfosfor (kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> P)		
	aanvoer	afvoer	netto	aanvoer	afvoer	netto
<b>Akmarijsterpolder:</b>						
maaiveld	35,1	83,8	-48,7	0,10	3,20	-3,10
oppervlaktewater	8,7	6,1	2,6	0,40	0,44	-0,04
diepe grondwater	0,0	14,0	-14,0	0,00	1,93	-1,93
totale systeem	43,8	103,9	-60,1	0,50	5,57	-5,07
<b>Donkse Laagten:</b>						
maaiveld	38,5	154,0	-115,5	0,20	9,80	-9,60
oppervlaktewater	3,8	43,0	-39,2	0,90	2,37	-1,47
diepe grondwater	44,6	19,2	25,4	2,50	0,82	1,68
totale systeem	86,9	216,2	-129,3	3,60	12,99	-9,39
<b>Wormer, Jisp en Nek:</b>						
maaiveld	36,5	134,4	-97,9	0,20	7,00	-6,80
oppervlaktewater	5,7	9,7	-4,0	0,80	0,83	-0,03
diepe grondwater	9,5	15,5	-6,0	4,35	2,06	2,29
totale systeem	51,7	159,6	-107,9	5,35	9,89	-4,54

de vetgedrukte getallen zijn de achtergrondbelastingen uit tabel 21

in de hoeveelheid gebonden aan het bodemcomplex en veranderingen in de stikstof- en fosforconcentraties van het bodemvocht, en bij stikstof ook denitrificatie. De berekende stikstofmineralisatie in kg N per ha per jaar bedraagt 99 voor de Akmarijsterpolder, 186 voor Donkse Laagten en 159 voor Wormer, Jisp en Nek. Voor fosfor berekende ANIMO in alle veenprofielen netto-immobilisatie (zie 5.3.2).

De verschillen in hydrologie tussen de onderzoekspcelen zijn groot (fig. 21). De Akmarijsterpolder is een gebied met uitsluitend wegzijging (zie 4.3). De infiltratie vanuit het oppervlaktewater is eveneens zeer hoog, omdat het oppervlaktewaterpeil hoog wordt gehouden. In Donkse Laagten en Wormer, Jisp en Nek wisselen kwel en wegzijging af (fig. 9). In Donkse Laagten overheerst kwel en in Wormer, Jisp en Nek wegzijging. De berekende absolute kwelhoeveelheid is voor beide pcelen even groot. Als gevolg van de continue wegzijging en de relatief lage neerslag is de totale hoeveelheid water die af- en uitspoelt naar het oppervlaktewater het geringst bij het perceel van de Akmarijsterpolder: 153 mm. Deze hoeveelheid is het grootst bij Donkse Laagten: 287 mm. De neerslag is hier het hoogst en de wegzijging het geringst. Wormer, Jisp en Nek neemt met 214 mm een tussenpositie in.

**Tabel 21 Actuele achtergrondbelasting aan totaalstikstof en totaalfosfor van het oppervlaktewater, en gemiddelde concentraties van stikstof- en fosforcomponenten in het naar het oppervlaktewater afgevoerde water voor het jaar 1991, berekend voor de drie onderzoekspercelen**

Perceel	Achtergrondbelasting (kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> )		Gemiddelde concentraties (mg.l <sup>-1</sup> )						
	totaal-N	totaal-P	tot-N	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	org-N	tot-P	ort-P	org-P
Akmarijsterpolder	6,1 14	0,44 19	4,0 27	0,6 (14)	2,2 (56)	1,2 (30)	0,29 35	0,26 (90)	0,03 (10)
Donkse Laagten	43,0 100	2,37 100	15,0 100	0,3 (2)	11,8 (79)	2,9 (19)	0,83 100	0,66 (80)	0,17 (20)
Wormer, Jisp en Nek	9,7 23	0,83 35	4,5 30	0,3 (6)	1,1 (24)	3,1 (70)	0,40 24	0,14 (35)	0,26 (65)

14 = belasting aan of gemiddelde concentratie van totaal-N of totaal-P als % van hoogste berekende waarde

(14) = aandeel van de verschillende N- en P-componenten als % van totaal-N of totaal-P

De berekende stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater van Donkse Laagten zijn veel hoger dan die van de twee andere onderzoekspercelen (tabellen 20 en 21). De stikstof- en fosforbelasting van Wormer, Jisp en Nek zijn hoger dan die van de Akmarijsterpolder.

In tabel 20 zijn de aan- en afvoertermen van figuur 21 gesommeerd voor elk van de drie externe systemen waarmee het beschouwde veenprofiel in contact staat:

- maaiveld:           aanvoer = atmosf. depositie;   afvoer = gewasopname;
- oppervlaktewater: aanvoer = infiltratie;           afvoer = af- en uitspoeling;
- diepe grondwater: aanvoer = kwel;               afvoer = wegzijging.

De belangrijkste afvoerterm van de stikstof- en de fosforbalans van de drie onderzoekspercelen is de gewasopname. Bij de Akmarijsterpolder en Wormer, Jisp en Nek is de wegzijging naar het diepe grondwater een grotere afvoerterm dan de afvoer naar het oppervlaktewater. Bij Donkse Laagten is de afvoer naar het oppervlaktewater de tweede afvoerterm en wegzijging de geringste. Atmosferische depositie is in alle gevallen een belangrijke stikstofaanvoerterm en een geringe fosforaanvoerterm. Aanvoer van nutriënten met kwelwater vormt bij Donkse Laagten de grootste stikstof- en de grootste fosforaanvoerterm en bij Wormer, Jisp en Nek een belangrijke stikstofaanvoerterm en de grootste fosforaanvoerterm. Bij de Akmarijsterpolder treedt geen kwel op, maar is aanvoer via infiltratie uit het oppervlaktewater een relatief grote term.

Indien de netto-invloed van een extern systeem op het bodemprofiel positief is, wordt het profiel verrijkt door aanvoer vanuit dat systeem. Het resultaat van de totale aanvoer en afvoer levert de bergingsverandering. Deze is in alle gevallen negatief: het bodemsysteem van de drie onderzoekspercelen verliest in sterke mate nutriënten.

De bergingsverandering is in alle gevallen groter dan de grootste aanvoerterm. Bronnen van nutriënten binnen het bodemsysteem zijn:

- mineralisatie van veen;
- uitloging van het bodemcomplex.

Voor de grootte van de mineralisatie is de trofiegraad van het veen van belang. Het stikstofgehalte van de organische stof van het eutrofe bosveen van Donkse Laagten is het hoogst (tabel 10). De berekende stikstofmineralisatie is dan ook het grootst voor dit perceel ( $186 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ N}$ ). De veensoort van de beide andere percelen is oligotroof veenmosveen. Toch is er een groot verschil in stikstofmineralisatie tussen deze percelen (Akmarijsterpolder 99 en Wormer, Jisp en Nek  $159 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ N}$ ). Het matig-oligotrofe veen van het perceel in Wormer, Jisp en Nek is stikstofrijker dan het sterk-oligotrofe veen van de Akmarijsterpolder (tabel 10). Voor het veen dieper dan 60 cm beneden maaiveld (gemiddeld laagste grondwaterstand) is dit het gevolg van een verschil in stikstofrijkdom van het milieu waarin het veen is ontstaan. Voor het verschil in stikstofgehalte en ook in fosforgehalte van de organische stof van de bovenste 60 cm is de historie van de percelen van groot belang (zie 4.3). Het perceel van de Akmarijsterpolder is tot 1974 extensief gebruikt en na deze datum niet meer bemest en beweid. Het perceel van Wormer, Jisp en Nek werd tot en met 1991 extensief gebruikt en incidenteel bemest. Het perceel in Donkse Laagten is tot 1984 intensief landbouwkundig gebruikt en daarna niet meer bemest en beweid. Het nutriëntengehalte van de organische stof in de bovenste 40 cm van de percelen is daarom nog relatief hoog. Absoluut gezien was dit gehalte het hoogst in Donkse Laagten, gevolgd door Wormer, Jisp en Nek. De stikstof- en fosformineralisatie in vooral de wortelzone werden in belangrijke mate beïnvloed door deze historie.

De in de wortelzone gemineraliseerde stikstof komt op deze onbemeste of extensief bemeste percelen voor het grootste deel ten goede aan het gewas. Hoe groter de mineralisatie, hoe hoger de opname van stikstof door het gewas (tabel 20). Bij alle percelen bedroeg de berekende gewasopname aan stikstof ca. 85% van de berekende totale stikstofmineralisatie. De beneden de wortelzone gemineraliseerde stikstof is sterker onderhevig aan uitspoeling. Voor de uitspoeling is het stikstofgehalte van het veen onder de wortelzone daarom van groter belang. Deze is het grootst in het eutrofe bosveen van Donkse Laagten. In dit perceel zal de bijdrage van de stikstofmineralisatie aan de uitspoeling het grootst zijn geweest. Omdat andere aanvoertermen, zoals stikstofaanvoer door kwel, uitloging van het bodemcomplex en depositie spelen, is niet precies aan te geven welk deel van de stikstofbelasting van het oppervlaktewater het gevolg is van mineralisatie.

Het fosforgehalte van de organische stof in alle profielen is dermate laag dat uitsluitend netto-fosforimmobilisatie kan worden verwacht op grond van het traditionele fosformineralisatieconcept (zie 2.5). Dit werd ook door het model berekend. Mineralisatie heeft in de modelberekeningen dan ook geen bijdrage geleverd aan de uitspoeling van fosfor naar het oppervlaktewater.

De andere belangrijke bron van nutriënten binnen het bodemsysteem is het bodemcomplex. Het diepere deel van alle drie de veenprofielen bevat ten opzichte van de rest van het profiel relatief hoge stikstof- en fosforconcentraties (tabel 17). Deze

hoge concentraties zijn waarschijnlijk veroorzaakt door het opladen van het onderste deel van het profiel met nutriënten aangevoerd vanuit de diepere ondergrond in een overheersende kwelsituatie in het (recente) verleden en bij Donkse Laagten ook het heden (zie 4.3).

De fosforbinding aan het bodemcomplex van het veen is grotendeels reversibel (zie 3.2.3); die van stikstof is volledig reversibel. Tijdens uitspoelingsperioden stroomt water met lage nutriëntenconcentraties langs het bodemcomplex waardoor aan het bodemcomplex gebonden stikstof en fosfor in oplossing gaan.

In Donkse Laagten is het bodemcomplex al vanaf een geringe diepte sterk opgeladen met nutriënten. Bovendien spoelt hier meer water langs diepere stroombanen uit naar sloten (fig. 21). Hierdoor spoelen bij dit perceel de grootste hoeveelheden van het bodemcomplex gedesorbeerde nutriënten uit naar het oppervlaktewater. In Donkse Laagten vindt netto-aanvoer van stikstof en fosfor plaats vanuit het diepere grondwater, omdat kwel hier overheerst (tabel 20). Kwel heeft hier, relatief gezien, een verrijking van het bodemprofiel met nutriënten tot gevolg.

Ook in de Akmarijsterpolder en Wormer, Jisp en Nek wordt het bodemcomplex dieper in het veenprofiel uitgeloozd door uitspoelend water met lage nutriëntenconcentraties. In beide percelen spoelt het grootste deel uit naar het diepere grondwater door wegzijging. Een relatief klein deel spoelt uit naar het oppervlaktewater. Omdat wegzijging overheerst in deze percelen worden netto nutriënten afgevoerd naar het diepere grondwater. Uitzondering hierop vormt fosfor bij Wormer, Jisp en Nek. Hier vindt netto-aanvoer plaats vanuit het diepere grondwater. De fosforconcentratie in het kwelwater is hier extreem hoog:  $5,0 \text{ mg.l}^{-1}$  ortho-P. Het fosforgehalte van de organische stof van het diepere veen van dit profiel (beneden 60 cm - mv) is extreem laag: de C/P-verhouding bedraagt 4000-5000. Kwel vond voornamelijk plaats toen de grondwaterstand lager dan 60 cm - mv was (fig. 9). Onder deze aërobe omstandigheden vindt afbraak van het fosforarme veen plaats, waarbij een deel van het met kwel aangevoerde ortho-fosfaat wordt vastgelegd in de organische stof door fosformobilisatie. Een ander deel wordt gebonden aan het bodemcomplex dat in een periode van uitspoeling (gedeeltelijk) is uitgeloozd. Hier heeft kwel de verrijking van het bodemcomplex en van de organische stof van het middeldiepe bodemprofiel met fosfor tot gevolg.

Afspoeling over het bodemoppervlak en uitspoeling via krimpscheuren speelt voor fosfor geen rol op deze onbemeste veenweidepercelen. Door het grote fosforbindend vermogen van de kleilaag wordt de relatief geringe hoeveelheid fosfor die met het neerslagwater wordt aangevoerd, vastgelegd aan het bodemcomplex.

De afspoeling van stikstof vanaf het bodemoppervlak is het grootst in de Akmarijsterpolder en Donkse Laagten. De kleilaag van het eerste perceel is zeer slecht doorlatend (tabel 4), waardoor de afstroming over het oppervlak groot is (fig. 21). In Donkse Laagten blijft het bodemprofiel vochtiger doordat er netto kwel optreedt. Hierdoor kan minder neerslag in de bodem worden geborgen. De bijdrage van krimpscheuren aan de totale achtergrondbelasting is voor alle onderzoekspercelen

gering. De uitspoeling via krimp-scheuren is het geringst in Donkse Laagten. Omdat het profiel hier vochtiger blijft, krimpt het veen minder dan in de andere percelen.

Zoals bekend is het nitraataandeel in de stikstofbelasting uit veengronden niet groot. Tabel 21 laat dit zien voor de drie onderzoekspercelen. De nitraatbelasting treedt alleen op bij afspoeling, en bij snelle uitspoeling uit ondiepe lagen en via krimp-scheuren. De ammoniumbelasting van Wormer, Jisp en Nek is geringer dan die van de Akmarijpsterpolder. Dit is gedeeltelijk het gevolg van de grotere afspoeling van het laatste perceel. Verder is het profiel in de Akmarijpsterpolder minder diep ontwaterd en daardoor natter, en is het nitrificerend-vermogen van het veen van dit profiel geringer (zie 5.3.2), waardoor de omzetting van ammonium in nitraat (nitrificatie) minder is in dit perceel. Het grote aandeel in de stikstofbelasting van organisch-stikstof bij Wormer, Jisp en Nek is waarschijnlijk het gevolg van bemesting in het recente verleden.

Resumerend kan worden gesteld dat bij stikstof de stikstofmineralisatie, de uitloging van het bodemcomplex en bij Donkse Laagten ook de aanvoer via kwelstromen de belangrijkste bijdragen leveren aan de uitspoeling naar het oppervlaktewater van de drie onderzoekspercelen. Bij fosfor worden de belangrijkste bijdragen aan de uitspoeling naar het oppervlaktewater geleverd door de uitloging van het bodemcomplex en bij Donkse Laagten ook door de aanvoer via kwelstromen. Afbraak van het veen heeft een verlagend effect op de fosforuitspoeling, doordat netto fosformobilisatie optreedt.

Tabel 21 geeft een indruk van de concentraties van stikstof- en fosforcomponenten van het naar het oppervlaktewater afgevoerde water. Deze concentraties zijn verkregen door de vrachten te delen door de totale hoeveelheden naar het oppervlaktewater afgevoerde water. Ze vormen slechts een indicatie, omdat ze niets zeggen over het verloop in de tijd. In de Akmarijpsterpolder bijvoorbeeld, wordt in de winterperiode het oppervlaktewater opgezet tot aan maaiveld. Uitspoeling vanuit het grondwater treedt dan nauwelijks op, alleen afspoeling vanaf het bodemoppervlak. De concentraties in het afstromende water komen ongeveer overeen met die van het neerslagwater: 3 mg.l<sup>-1</sup> totaal-N en 0,02 mg.l<sup>-1</sup> totaal-P. Deze concentraties hebben de gemiddelde concentratie van stikstof en fosfor verlaagd. In andere perioden zijn de concentraties derhalve hoger dan de gemiddelden.

De concentraties van de percelen onderling verschillen minder dan de belastingen. Het perceel met de hoogste belasting heeft tevens de grootste uitspoeling aan water en omgekeerd. Hierdoor worden de verschillen in concentraties enigszins genivelleerd. Alle concentraties van totaalstikstof en totaalfosfor zijn hoger dan de Algemene Milieu Kwaliteitsnormen (AMK) voor oppervlaktewaterkwaliteit van 2,2 mg.l<sup>-1</sup> totaal-N en 0,15 mg.l<sup>-1</sup> totaal-P.

## 6.1.2 Factoren van invloed op de achtergrondbelasting

De analyse van de berekende achtergrondbelastingen van 6.1.1 geeft aanwijzingen dat de profielopbouw van de percelen en het optreden van kwel of wegzijging belangrijke discriminerende factoren zijn voor de hoogte van de achtergrondbelasting. Bij de profielopbouw zijn vooral belangrijk: de veensoort, het fosforbindend vermogen van de profiellagen en de mate waarin het bodemcomplex is opgeladen met nutriënten. Van de veensoort is vooral het nutriëntengehalte van het veen van belang (trofiegraad). Door de berekende achtergrondbelasting van de drie onderzoekspercelen onderling te vergelijken, zou in principe een uitspraak kunnen worden gedaan over de invloed van de profielopbouw en van kwel/wegzijging op de achtergrondbelasting. Immers, deze beide factoren verschillen essentieel per onderzoeksperceel (zie 3.3 en 4.3). Deze vergelijking wordt echter in hoge mate bemoeilijkt doordat belangrijke randvoorwaarden sterk verschillen tussen de percelen:

- hydrologische randvoorwaarden als sloot- en greppeldichtheden, drainageweerstand en peilbeheer;
- meteorologische condities als neerslagverdeling en -intensiteit, (gewas)verdamping en temperatuur;
- bemestingshistorie;
- bij het bestuderen van de invloed van de profielopbouw: het optreden van kwel of wegzijging, en de mate waarin het bodemprofiel is opgeladen met nutriënten als gevolg van het optreden van nutriëntenrijke kwel.

Om bovengenoemde vergelijking toch mogelijk te maken, zijn diverse modelsimulaties uitgevoerd waarbij de verschillen in de relevante randvoorwaarden zijn uitgesloten. Door de resultaten van deze simulaties te vergelijken met de berekende achtergrondbelasting van de onderzoekspercelen in 1991, kan tevens tot op zekere hoogte een uitspraak worden gedaan over de invloed van de aangepaste randvoorwaarden.

De volgende simulaties zijn uitgevoerd (tabel 22):

- P: Profielopbouw (behalve opladingsgraad) verschilt per perceel; hydrologie en meteorologie identiek voor de drie percelen; géén kwel of wegzijging;
- PH: Profielopbouw en Hydrologie verschillen per perceel; meteorologie identiek voor de drie percelen; wel kwel of wegzijging;
- PHM: Profielopbouw, Hydrologie en Meteorologie verschillen per perceel; wel kwel of wegzijging. Dit zijn de berekeningen van de achtergrondbelasting voor het onderzoeksjaar 1991 van 6.1.1.

Het doel van de simulatie P was de invloed van de profielopbouw, en dan vooral van de veensoort, op de achtergrondbelasting te onderzoeken. Door alle randvoorwaarden behalve de profielopbouw gelijk te stellen voor de drie percelen, wordt bij onderlinge vergelijking van de modelresultaten voor de drie percelen de profielopbouw de verklarende factor.

De simulatie PH beoogde de invloed van de hydrologie, en dan vooral van kwel en wegzijging, op de achtergrondbelasting te onderzoeken. Door per perceel de

**Tabel 22 Doel en kenmerkende randvoorwaarden van de drie uitgevoerde simulaties ter bepaling van de invloed van profielopbouw en hydrologie op de achtergrondbelasting**

Doel en randvoorwaarden	Simulaties		
	P	PH	PHM
Doel	invloed profielopbouw (vooral veensoort)	invloed hydrologie	situatie onderzoeksjaar 1991
Profielbouw	specifieke eigenschappen van elk profiel	specifieke eigenschappen van elk profiel	specifieke eigenschappen van elk profiel
Initiële concentraties en bodemcomplexbezetting	lage waarden van een niet door kwel opgeladen profiel	situatie 1991	situatie 1991
Hydrologie	identiek voor de drie percelen: géén kwel of wegzijging	gebaseerd op gebiedseigen situatie van 1991 met kwel of wegzijging	situatie 1991 met kwel of wegzijging
Peilbeheer	constant 20 cm - mv	constant 20 cm - mv	situatie 1991
Meteorologie	gemiddeld weerjaar 1952	gemiddeld weerjaar 1952	situatie 1991
Simulatieperiode <sup>*)</sup>	20 jaar	20 jaar	2 jaar

<sup>\*)</sup> de modelresultaten zijn de uitkomsten van het laatste jaar van deze periode

resultaten van deze simulatie te vergelijken met die van simulatie P wordt het verschil verkregen tussen een situatie met en een situatie zonder kwel en wegzijging.

Simulatie PHM is in de eerste plaats uitgevoerd om de achtergrondbelasting van de drie onderzoekspercelen in het onderzoeksjaar 1991 te schatten. Vergelijking van de resultaten van deze simulatie met die van de beide andere simulaties geeft informatie over de invloed van hydrologische en meteorologische randvoorwaarden op de achtergrondbelasting.

Voor de profielopbouw zijn bij alle drie de simulaties de specifieke eigenschappen van het profiel van elk perceel aangehouden. Deze eigenschappen betreffen de horizont- en laagindeling, de bodemfysische en bodemchemische karakteristieken van de profiellagen, en de waarden van relevante modelparameters, zoals bepaald voor elk perceel in het laboratorium- en veldonderzoek, en met de modelcalibraties.

Om de invloed van de profielopbouw te kunnen onderzoeken (simulatie P), moet naast de invloed van kwel eveneens de invloed van een sterk met nutriënten opgeladen kwelprofiel worden uitgesloten. Vanuit zo'n kwelprofiel kan een substantiële nalevering van nutriënten plaatsvinden. Daarom zijn in simulatie P de initiële concentraties en bodemcomplexbezettingen aangepast. Hiervoor zijn de lage waarden van de Akmarijpsterpolder genomen, omdat dit een wegzijgingsprofiel betreft dat al tijd extensief is gebruikt voor landbouw.

Voor het zichtbaar maken van de invloed van de profielopbouw (simulatie P) is het noodzakelijk dat de hydrologische verschillen tussen de drie percelen zijn uitgesloten en dat de invloeden van kwel en wegzijging zijn geëlimineerd. Daarom zijn bij deze simulatie de hydrologische randvoorwaarden aangepast, zodat de hydrologie in de

vorm van grondwaterstanden, vochtgehalten, fluxen tussen modellagen en af- en uitspoeling naar het oppervlaktewater zoveel mogelijk identiek is voor de drie percelen. Deze randvoorwaarden betreffen sloot- en greppelafstanden, sloot- en greppeldiepten, en drainageweerstand. Voor alle drie percelen zijn dezelfde fictieve waarden genomen, namelijk de gemiddelden van de waarden van de drie percelen. Kwel- en wegzijgingsinvloeden zijn uitgesloten door de onderrand als ondoorlatend te beschouwen. De bodemfysische grootheden die met de aard van het veen samenhangen, zijn niet gewijzigd. Dit zijn doorlatendheids-, waterretentie- en krimpkenmerken. Omdat deze van invloed zijn op de hydrologie en per perceel verschillen, is de berekende hydrologie voor de drie percelen niet exact hetzelfde.

Om de invloed van de hydrologie, en dan vooral van kwel en wegzijging, te bestuderen, zijn in simulatie PH de hydrologische randvoorwaarden van de percelen zelf aangehouden, zoals bepaald in het onderzoeksjaar. In deze simulatie vindt dus wèl kwel en/of wegzijging plaats, conform de situatie van het betreffende perceel in het onderzoeksjaar. De bepalende hydrologische randvoorwaarden voor kwel en wegzijging zijn de potentialen van het diepere grondwater en de weerstand voor verticale grondwaterstroming.

Om de invloed van de profielopbouw (simulatie P) en de hydrologie (simulatie PH) te kunnen onderzoeken, moeten de overige randvoorwaarden identiek zijn voor de drie percelen en voor de simulaties P en PH. Deze beide simulaties worden vergeleken om inzicht te verkrijgen in hydrologische effecten. De overige randvoorwaarden betreffen het peilbeheer en de meteorologische condities. Voor het peilbeheer is uitgegaan van de definitie van de achtergrondbelasting, die stelt dat deze belasting geldt bij het traditionele peil van 20-30 cm beneden maaiveld. In de modellen is bij de simulaties P en PH het oppervlaktewaterpeil van de drie percelen constant op 20 cm beneden maaiveld gehouden.

Voor de meteorologische condities is uitgegaan van een gemiddeld weerjaar, zodat de effecten onder gemiddelde meteorologische omstandigheden konden worden bestudeerd. Hiervoor zijn de neerslag en potentiële gewasverdamping te De Bilt van het jaar 1952 genomen. Dit jaar is een 50,6 % droogjaar met een neerslaghoeveelheid van 807 mm en een potentiële verdamping van 538 mm. Deze meteorologie is bij de simulaties P en PH voor alle percelen gebruikt, zodat vergelijking tussen de resultaten van simulaties en onderzoekspercelen onderling niet is verstoord door verschillen in meteorologie.

Bij de simulaties P en PH is met de modellen steeds een reeks van twintig jaar doorgerekend. De simulatieresultaten zijn de modeluitkomsten van het laatste jaar. Het doel van het doorrekenen van een langere periode was het elimineren van storende effecten van de initiële toestand betreffende bemestingshistorie, nutriëntenconcentraties in het bodemvocht en bodemcomplexbezetting met nutriënten. De drie percelen waren gedurende langere tijd onbemest of extensief bemest, maar hadden een verschillende bemestingshistorie. In de simulaties zijn de percelen niet bemest. Na een simulatieperiode van twintig jaar zonder bemesting zijn naar verwachting de resterende bemestingsinvloeden voor het grootste deel verdwenen. De verwachting was dat na deze periode min of meer een evenwichtsituatie zou zijn bereikt. Alle



randvoorwaarden bij de simulatie PHM komen overeen met de gebiedseigen situatie van de percelen, zoals bepaald voor het onderzoeksjaar 1991. Simulatie PHM komt overeen met de berekening van de achtergrondbelasting van het jaar 1991 (6.1.1).

De resultaten van de drie simulaties zijn gegeven in tabel 23.

**Tabel 23** Achtergrondbelasting aan totaalstikstof en totaalfosfor van het oppervlaktewater, en gemiddelde totaalstikstof- en totaalfosforconcentraties in het naar het oppervlaktewater afgevoerde water, voor de drie onderzoekspercelen en voor de drie simulaties P, PH en PHM (zie tabel 22)

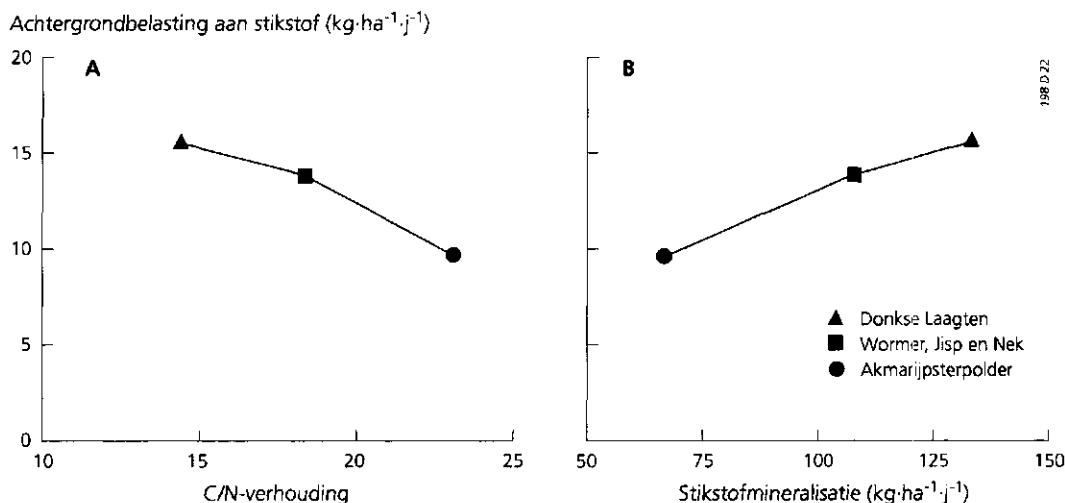
Perceel	Achtergrondbelasting (kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> )						Gemiddelde concentraties (mg.l <sup>-1</sup> )					
	totaalstikstof			totaalfosfor			totaalstikstof			totaalfosfor		
	P	PH	PHM	P	PH	PHM	P	PH	PHM	P	PH	PHM
Akmarijsterpolder	9,7	7,0	6,1	0,83	0,39	0,44	2,2	2,3	4,0	0,19	0,13	0,29
Donkse Laagten	15,6	34,7	43,0	1,05	2,90	2,37	3,8	9,9	15,0	0,25	0,83	0,83
Wormer, Jisp en Nek	13,9	7,1	9,7	0,91	0,44	0,83	3,1	2,8	4,5	0,20	0,18	0,40

- P: — profielopbouw (behalve opladingsgraad) verschilt per perceel;  
 — hydrologische condities identiek voor de drie percelen;  
 — géén kwel of wegzijging;  
 — gemiddeld meteorologisch jaar, identiek voor de drie percelen;  
 — lage opladingsgraad van nutriënten aan het bodemcomplex;
- PH: — profielopbouw en hydrologische condities verschillen per perceel;  
 — wel kwel of wegzijging;  
 — gemiddeld meteorologisch jaar, identiek voor de drie percelen;
- PHM: — profielopbouw, hydrologische en meteorologische condities verschillen per perceel (situatie 1991);  
 — wel kwel of wegzijging;  
 — relatief droog jaar.

#### **Invloed van veensoort en profielopbouw**

De invloed van de veensoort en de profielopbouw op de achtergrondbelasting wordt zichtbaar door de resultaten van simulatie P voor de drie percelen onderling te vergelijken (tabel 23). De achtergrondbelasting aan stikstof van het oppervlaktewater is het hoogst bij het eutrofe veen van Donkse Laagten en het laagst bij het oligotrofe veenmosveen van de Akmarijsterpolder. De verhouding tussen de waarde van Donkse Laagten en die van de Akmarijsterpolder bedraagt 1,6. Wormer, Jisp en Nek neemt een tussenpositie in. Omdat de hoeveelheid water die af- en uitspoelt naar het oppervlaktewater nagenoeg gelijk is voor de drie percelen (ca. 400 mm.j<sup>-1</sup>) geldt hetzelfde beeld voor de stikstofconcentraties.

Er is een duidelijk verband tussen de berekende stikstofbelasting en het gemeten stikstofgehalte van het bovenste deel van het profiel tot de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) van 60 cm beneden maaiveld (fig. 22A). In dit deel van het profiel vindt de mineralisatie voornamelijk plaats. Het stikstofgehalte is uitgedrukt als de gemiddelde C/N-verhouding van de bovenste 60 cm van het profiel (als totale-hoeveelheid-C/totale-hoeveelheid-N). Er bestaat ook een eenduidig verband tussen



**Fig. 22** Gesimuleerde achtergrondbelasting aan totaalstikstof van het oppervlaktewater uitgezet tegen de gemiddelde C/N-verhouding van de bovenste 60 cm van het bodemprofiel (A), en dezelfde achtergrondbelasting uitgezet tegen de gesimuleerde stikstofmineralisatie (B), voor de drie onderzoekspercelen. De simulaties zijn uitgevoerd voor vergelijkbare hydrologische en meteorologische omstandigheden, zonder kwel- of wegzijgingsinvloeden (simulatie P, tabel 22).

de berekende stikstofbelasting en de berekende stikstofmineralisatie (fig. 22B). Hieruit blijkt dat, indien de invloeden van hydrologie, kwel en een opgeladen kwelprofiel zijn uitgesloten, het stikstofgehalte van het veenprofiel de belangrijkste bepalende factor is voor de achtergrondbelasting aan stikstof van het oppervlaktewater. Omdat er een eenduidige relatie is tussen het stikstofgehalte van het veen en de trofiegraad van de veensoort (indeling naar nutriëntenrijkdom in eutroof, mesotroof en oligotroof veen; zie 3.3), bestaat eveneens een duidelijke relatie tussen de achtergrondbelasting aan stikstof en de veensoort: bij vergelijkbare hydrologische omstandigheden zonder bemesting en kwelinvloeden is de hoogste stikstofbelasting te verwachten bij eutrofe veensoorten en de laagste bij oligotrofe veensoorten.

Ook de berekende achtergrondbelasting aan fosfor van het oppervlaktewater is het hoogst bij het perceel van Donkse Laagten en het laagst bij de Akmarijpsterpolder. Wormer, Jisp en Nek neemt hierbij eveneens een tussenpositie in. Relatief gezien zijn de verschillen geringer dan bij stikstof. De verhouding tussen de hoogste en laagste waarde van de berekende fosforbelasting bedraagt 1,3. De verschillen tussen de percelen zijn het gevolg van het verschil in fosforbindend vermogen van het veenprofiel dieper dan 60 cm - mv. Dit is beduidend hoger bij Donkse Laagten dan bij beide andere percelen, en iets hoger bij Wormer, Jisp en Nek dan bij de Akmarijpsterpolder (tabel 6). Bij dezelfde initiële fosforconcentraties in het bodemvocht - uitgangspunt van simulatie P - is daardoor meer fosfor gebonden aan het bodemcomplex van Donkse Laagten. Tijdens uitspoelingsperioden wordt dit reversibel gebonden fosfor gedesorbeerd en spoelt uit naar het oppervlaktewater. Fosforuitspoeling is bij deze simulatie dan ook voornamelijk het gevolg van uitloging van het reversibel aan het veen gebonden anorganisch-fosfor. Deze uitspoeling vindt plaats uit de lagen beneden 60 cm - mv (de GLG). In de hogere lagen ontstaan door afbraak van het

veen opgeloste organisch-fosforverbindingen die uitspoelen naar het oppervlaktewater. De bijdrage hiervan aan de totaalfosforuitspoeling bedraagt echter maar ca. 10%.

In de bovenste 60 cm van het profiel vindt gemiddeld gezien netto fosforimmobilisatie plaats. Dat is één reden waarom vanuit dit deel van het profiel geen anorganisch-fosfor uitspoelt. Andere redenen zijn de sterke binding van fosfor aan het bodemcomplex van de kleilaag en de opname van fosfor door het gewas.

Voor de achtergrondbelasting aan fosfor zijn dus de bindingscapaciteit en de opladingsgraad van het veen onder de GLG van doorslaggevend belang. Het fosforgehalte van het veen speelt geen directe rol. Wel kan het fosforgehalte een indicatie zijn voor de fosforrijkdom van het milieu waarin het veen is ontstaan. In een fosforrijker milieu zal meer fosfor zijn gebonden aan het bodemcomplex. Voor de onderzoekspercelen is echter geen relatie gevonden tussen het fosforgehalte van het veen en de opladingsgraad met fosfor. De opladingsgraad met fosfor van het diepere veenprofiel wordt vooral bepaald door het optreden van fosforrijke kwel. Het fosforbindend vermogen van veen met enige lutumbijmenging is groter dan van puur veen (3.2.3). Meestal bevatten eutrofe veensoorten meer lutum dan oligotrofe veensoorten, waarbij mesotrofe veensoorten een tussenpositie innemen. In het algemeen mag worden verwacht dat het fosforbindend vermogen toeneemt met de trofiegraad (van oligotroof naar eutroof). Of dit ook geldt voor de opladingsgraad met fosfor van het bodemcomplex is onduidelijk. Vooral omdat een eenduidige relatie tussen fosforgehalte en veensoort niet is gevonden (3.3.3). Gegevens uit de literatuur over de ortho-fosfaatconcentraties in de bovenste meter van het grondwater in natuurgebieden op verschillende veensoorten lijken echter wel in die richting te wijzen (Hendriks, 1991; tabel 20). Uit de berekeningen blijkt dat ook bij eenzelfde lage opladingsgraad de fosforuitspoeling uit eutroof veen groter is dan die uit oligotroof veen. Op grond hiervan bestaat waarschijnlijk een relatie tussen de trofiegraad van de veensoort en de fosforbelasting van het oppervlaktewater: bij vergelijkbare hydrologische omstandigheden zonder bemesting en kwelinvloeden is de hoogste fosforbelasting te verwachten bij eutrofe veensoorten en de laagste bij oligotrofe veensoorten.

Tabel 23 geeft de berekende omvang van de achtergrondbelasting van het oppervlaktewater uit het onbemeste veenprofiel afhankelijk van de veensoort en de profielopbouw, en zonder kwel- of wegzijgingsinvloeden voor een gemiddeld weerjaar (simulatie P). Het bereik voor stikstof loopt van 9,7 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> totaal-N voor sterk-oligotroof veen tot 15,6 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> totaal-N voor eutroof veen. Hierbij bestaat een eenduidig verband tussen stikstofbelasting en veensoort. Voor fosfor bedraagt de berekende omvang van de achtergrondbelasting van het oppervlaktewater 0,83 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> totaal-P voor sterk-oligotroof veen tot 1,05 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> totaal-P voor eutroof veen. Het is waarschijnlijk dat een relatie tussen fosforbelasting en veensoort bestaat. Geschatte waarden voor de achtergrondbelasting van het oppervlaktewater onder gemiddelde Nederlandse omstandigheden uit de literatuur bedragen 12 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> totaal-N en 1 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> totaal-P (tabel 2). Deze waarden liggen binnen bovengegeven bereik.

De bijbehorende gemiddelde totaalstikstof- en totaalfosforconcentraties van het naar het oppervlaktewater afgevoerde water liggen boven de AMK-waarden voor oppervlaktewater van 2,2 mg.l<sup>-1</sup> totaal-N en 0,15 mg.l<sup>-1</sup> totaal-P. Uitzondering hierop vormt de stikstofconcentratie voor de Akmarijpsterpolder.

#### ***Invloed van hydrologie in de vorm van kwel en wegzijging***

De invloed van de hydrologie in de vorm van kwel en wegzijging op de achtergrondbelasting bij gelijke meteorologische condities wordt zichtbaar door de resultaten van de simulatie zonder kwel/wegzijging (simulatie P) te vergelijken met de resultaten van de simulatie met kwel/wegzijging (simulatie PH). Voor de wegzijgingsgebieden Akmarijpsterpolder en Wormer, Jisp en Nek is bij simulatie P de berekende belasting groter dan bij simulatie PH. Bij de laatste simulatie is wegzijging een belangrijke afvoerterm voor water en nutriënten (vergelijk fig. 21 en tabel 20). Omdat bij simulatie P geen wegzijging plaatsvindt, wordt meer water afgevoerd via drainage naar het oppervlaktewater. Daardoor spoelen meer nutriënten uit naar het oppervlaktewater. De grondwaterstanden blijven in deze situatie hoog door het ontbreken van wegzijging en door het continu hoge oppervlaktewaterpeil. De uitspoeling is daardoor voornamelijk ondiep via het bovenste deel van het profiel naar greppels. De bovengrond van Wormer, Jisp en Nek is rijker aan stikstof dan die van de Akmarijpsterpolder. Het verschil in stikstofbelasting tussen de simulaties P en PH is in het eerste gebied daarom groter.

In Donkse Laagten is de achtergrondbelasting lager bij de simulatie zonder kwel (simulatie P) dan bij de simulatie met kwel (simulatie PH). In de laatste simulaties is kwel een belangrijke aanvoerterm van nutriënten (vergelijk fig. 21 en tabel 20). Bij simulatie P ontbreekt deze term. Een andere belangrijke oorzaak is het verschil in initiële condities van stikstof- en fosforconcentraties in het bodemvocht en hoeveelheden ammonium en fosfor gebonden aan het bodemcomplex. Bij simulatie PH is gerekend met de condities van een kwelprofiel, zoals dat voorkomt in het onderzoeksjaar. Bij simulatie P is uitgegaan van de condities van een wegzijgingsprofiel in een sterk-oligotroof veen met lage stikstof- en fosforconcentraties in het bodemvocht en een geringe bodemcomplexbezetting.

Het grootste verschil in achtergrondbelasting tussen de simulatie met en de simulatie zonder kwel en wegzijging is berekend voor Donkse Laagten, waar in de actuele situatie nutriëntenrijke kwel optreedt. De verhouding tussen de hoogste (simulatie PH) en de laagste waarde (simulatie P) bedraagt bij dit perceel 2,2 voor stikstof en 2,8 voor fosfor.

#### ***Invloed van meteorologie en peilbeheer***

Vergelijking van de resultaten voor het onderzoeksjaar (simulatie PHM) met die van de simulatie met gelijke meteorologie en gelijk peilbeheer, maar verschillende hydrologische randvoorwaarden voor de drie percelen (simulatie PH) geeft informatie over de invloed van meteorologie en peilbeheer. De berekende achtergrondbelastingen van deze beide simulaties liggen in dezelfde orde van grootte. De verschillen zijn het gevolg van een andere meteorologie en een verschil in peilbeheer. Het onder-

zoeksjaar 1991 was een vrij droog jaar; de neerslag bedroeg slechts 500 mm. In dit jaar was het neerslagoverschot veel minder dan 269 mm, het neerslagoverschot van het jaar 1952 (zie fig. 21). Het oppervlaktewaterpeil fluctueerde in het onderzoeksjaar en was vooral in de zomer vaak lager dan 20 cm beneden maaiveld.

Het gevolg van de verschillen in meteorologie en peilbeheer is dat de grondwaterstanden in de zomerperiode bij simulatie PH hoger zijn en daardoor de profielen natter ten opzichte van het onderzoeksjaar (PHM). Voor Donkse Laagten en Wormer, Jisp en Nek betekent dat een geringere kwel bij simulatie PH dan in het onderzoeksjaar. De aanvoer van stikstof en fosfor vanuit de ondergrond is hierdoor minder. De uitspoeling naar de diepere ondergrond is voor alle percelen groter. Als gevolg van de geringere aanvoer via kwel en de hogere afvoer via wegzijging is de stikstofbelasting in Donkse Laagten en Wormer, Jisp en Nek bij simulatie PH minder dan in het onderzoeksjaar. In de Akmarijpsterpolder is bij simulatie PH de wegzijging iets groter dan in het onderzoeksjaar. De totale hoeveelheid water die uitspoelt naar het oppervlaktewater, vooral via greppels, is echter ruim twee keer zo groot bij scenario PH als in het onderzoeksjaar. De stikstofbelasting is daardoor groter bij simulatie PH dan in het onderzoeksjaar.

In Donkse Laagten is bij simulatie PH de drainage 1,5 keer zo groot als in het onderzoeksjaar (PHM). Een groot deel van dit water doorstroomt het deel van het profiel tussen 60 en 150 cm diepte dat sterk is opgeladen met reversibel gebonden fosfor. De initiële fosforconcentraties liggen hier tussen 0,8 en 1,5 mg.l<sup>-1</sup> (tabel 17). De fosfuitspoeling naar het oppervlaktewater is door de nalevering van dit bodemcomplex groter bij simulatie PH dan in het onderzoeksjaar, ondanks de grotere wegzijging naar de diepere ondergrond bij simulatie PH. Bij de Akmarijpsterpolder en Wormer, Jisp en Nek overheerst bij fosfor de grotere wegzijging in scenario PH ten opzichte van het onderzoeksjaar. De fosforbelasting is hierdoor geringer bij simulatie PH dan in het onderzoeksjaar.

De grootste invloed van meteorologie en peilbeheer is berekend voor het perceel van Wormer, Jisp en Nek. De verhouding tussen de hoogste en de laagste berekende waarden voor de achtergrondbelasting bedraagt 1,4 voor stikstof en 1,9 voor fosfor.

De gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties zijn lager bij simulatie PH dan in het onderzoeksjaar (PHM). Dit is in de eerste plaats het gevolg van de grotere hoeveelheid water die af- en uitspoelt bij simulatie PH. Dit water bevat een groter aandeel nutriëntenarme neerslag en een geringer aandeel nutriëntenrijke kwel dan in het onderzoeksjaar. Bij Donkse Laagten en Wormer, Jisp en Nek speelt tevens dat de belasting meestal geringer is bij simulatie PH.

#### ***Gecombineerde invloed van profielopbouw, hydrologie en meteorologie***

Door de laagste berekende waarde van alle combinaties van percelen en simulaties te vergelijken met de hoogste berekende waarde wordt een indruk verkregen van de maximale variatie in achtergrondbelasting onder invloed van de drie factoren profielopbouw, hydrologie en meteorologie. Voor de doorgerekende simulaties bedraagt de verhouding tussen hoogste en laagste waarde 7,0 voor stikstof en 7,4

voor fosfor. Deze variatie is groter dan op grond van de drie factoren apart zou worden verwacht (vermenigvuldiging van de per factor berekende verhouding tussen hoogste en laagste waarde). Onder extremere omstandigheden kunnen deze verhoudingsgetallen veel groter zijn.

### 6.1.3 Conclusies

De grootte van de achtergrondbelasting aan nutriënten van het oppervlaktewater blijkt in belangrijke mate afhankelijk te zijn van drie hoofdfactoren:

- profielopbouw: veensoort (trofiegraad), fosforbindend vermogen en hoeveelheden nutriënten gebonden aan het bodemcomplex (opladingsgraad);
- hydrologische omstandigheden: kwel- en wegzijgingsintensiteiten en nutriëntenconcentraties in het kwelwater, peilbeheer, dichtheden van sloten en greppels, en drainageweerstand;
- meteorologische condities: neerslagverdeling en -intensiteit, (gewas)verdamping en temperatuur.

Voor de achtergrondbelasting aan stikstof van het oppervlaktewater zijn de belangrijkste processen de stikstofmineralisatie, de uitloging van het bodemcomplex van het veenprofiel onder de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) en de stikstofaanvoer vanuit het diepere grondwater via kwelstromen.

De voornaamste processen die een bijdrage leveren aan de achtergrondbelasting aan fosfor van het oppervlaktewater zijn de uitloging van het bodemcomplex van het veenprofiel onder de GLG en de fosforaanvoer vanuit het diepere grondwater via kwelstromen. Fosformineralisatie levert nauwelijks een aandeel vanwege de zeer lage fosforgehalten van het veen.

De invloed van de profielopbouw op de achtergrondbelasting van het oppervlaktewater blijkt uit de verhouding tussen de hoogste en de laagste waarde voor de achtergrondbelasting van berekeningen waarin de profielopbouw de enige variabele factor is. Deze bedraagt voor de onderzoekspercelen maximaal 1,6 voor stikstof en maximaal 1,3 voor fosfor, bij een lage opladingsgraad van het bodemcomplex met nutriënten.

De invloed van de hydrologische omstandigheden in de vorm van kwel en wegzijging is groter dan die van de profielopbouw. De verhouding tussen de waarden voor de achtergrondbelasting berekend voor een situatie met kwel of wegzijging en een situatie zonder kwel of wegzijging bij gelijke profielopbouw en meteorologische condities bedraagt voor de onderzoekspercelen maximaal 2,2 voor stikstof en maximaal 2,8 voor fosfor. Dit zijn de waarden van het eutrofe perceel waar nutriëntenrijke kwel optreedt.

Voor het peilbeheer en de meteorologische omstandigheden is in de modelsimulaties een indruk verkregen van het verschil in invloed op de achtergrondbelasting tussen een situatie met een constant peil van 20 cm - mv en een langjarig gemiddeld weerjaar, en een situatie met een fluctuerend peil (vaak lager dan 20 cm - mv) en

een vrij droog jaar. De verhouding tussen de hoogste en de laagste berekende waarden bedraagt maximaal 1,4 voor stikstof en maximaal 1,9 voor fosfor.

De combinatie van deze drie factoren (profielopbouw, hydrologische omstandigheden, en peilbeheer en meteorologie) resulteert in een grotere variatie in achtergrondbelasting dan op grond van deze factoren apart zou worden verwacht: de verhouding tussen de hoogste en de laagste berekende waarde bedraagt voor stikstof 7,0 en voor fosfor 7,4. Onder extremere omstandigheden zullen deze factoren veel groter zijn.

De achtergrondbelasting van het oppervlaktewater uit het onbemeste veenprofiel zonder kwel- of wegzijgingsinvloeden neemt voor stikstof toe met het stikstofgehalte van het veen en daarmee met de trofiegraad van de veensoort (van oligotroof naar eutroof). Voor de onderzoekspcelen is, voor een gemiddeld meteorologisch jaar, een ondergrens van ca.  $10 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  totaal-N en een bovengrens van ca.  $16 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  totaal-N berekend. De bij deze grenzen berekende gemiddelde stikstofconcentraties van het naar het oppervlaktewater afgevoerde water bedragen  $2,2$  resp.  $3,8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  totaal-N.

De achtergrondbelasting van het oppervlaktewater uit het onbemeste veenprofiel zonder kwel- of wegzijgingsinvloeden neemt voor fosfor toe met het fosforbindend vermogen en de opladingsgraad met fosfor van de veenlagen onder de GLG. Het is waarschijnlijk dat het fosforbindend vermogen en de opladingsgraad toenemen met de trofiegraad van de veensoort (van oligotroof naar eutroof). Voor de onderzoekspcelen is, voor een gemiddeld meteorologisch jaar, een ondergrens van ca.  $0,8 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  totaal-P en een bovengrens van ca.  $1,0 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  totaal-P berekend. De gemiddelde fosforconcentraties van het naar het oppervlaktewater afgevoerde water bij deze grenzen bedragen  $0,19$  resp.  $0,25 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  totaal-P.

Alleen bij onbemest oligotroof veen zijn in een gemiddeld meteorologisch jaar, gemiddeld gezien over het jaar, stikstof- en fosforconcentraties van het naar het oppervlaktewater afgevoerde water te verwachten die lager zijn dan de AMK-waarden voor oppervlaktewater van  $2,2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  N en  $0,15 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  P.

## 6.2 Invloed van ontwatering en bemesting

De invloed van ontwatering en bemesting op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden is onderzocht door met de geijkte modellen scenario's door te rekenen met verschillende ontwateringsniveaus en zonder bemesting (6.2.1), scenario's met verschillende bemestingsniveaus bij een ontwateringsniveau van 20 cm - mv (6.2.2) en scenario's met combinaties van ontwaterings- en bemestingsniveaus (6.2.3). De basis voor deze berekeningen vormden de randvoorwaarden van simulatie PH (gebiedseigen hydrologie met kwel en wegzijging, gemiddelde meteorologie en constant peilbeheer; tabel 22). Er is steeds een periode van 20 jaar doorgerekend met de meteorologie van het gemiddelde weerjaar 1952 (zie 6.1.2). Het doel hiervan was een beeld te krijgen van de invloed over langere termijn. De gegeven resultaten zijn steeds de berekeningen voor het laatste simulatiejaar.

### 6.2.1 Ontwatering

Bij de invloed van (diepere) ontwatering op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden is een aantal processen van belang (zie tabel 3, H2):

- toename van de mineralisatie van het veen door betere en diepere aëratie van het profiel;
- afname van oppervlakkige afspoeling en ondiepe uitspoeling;
- toe/afname van denitrificatie (afhankelijk van de hydrologische omstandigheden);
- toename van snel-transport via krimpscheuren;
- toename van kwel en/of afname van wegzijging;
- toename van het bergend en bindend vermogen van het bodemprofiel;
- toename van de gewasopname.

Deze processen hebben een verschillend effect op de achtergrondbelasting. Het totale effect wordt bepaald door het (de) dominante proces(sen).

De invloed van ontwatering op de nutriëntenbelasting is onderzocht voor drie ontwateringsniveaus. Het hoogste niveau is gelijk aan het traditionele ontwateringspeil waarbij de achtergrondbelasting geldt, en het laagste niveau aan het maximaal te verwachten toegestane ontwateringspeil in de winterperiode. Het middelste niveau komt overeen met het huidige niveau van intensief voor landbouw gebruikte veenweidepercelen. Bij de lagere niveaus is er van uitgegaan dat 's zomers het peil wordt opgezet ter voorkoming van droogteschade aan het gewas (tabel 24).

*Tabel 24 Ontwateringspeilen (cm - mv) van de drie ontwateringsscenario's*

Scenario	Gemiddeld jaarpeil	Winterpeil	Zomerpeil
1	20	20	20
2	45	50	40
3	70	80	60

In deze paragraaf wordt de invloed van ontwatering op de nutriëntenbelasting ten opzichte van de achtergrondbelasting beschreven. Hiertoe zijn voor de onderzoekspercelen drie ontwateringsscenario's doorgerekend met de ontwateringspeilen van tabel 24 en zonder bemesting (bemestingsniveau van de achtergrondbelasting). De nutriëntenbelasting bij een ontwateringspeil van 20 cm - mv is de achtergrondbelasting. De resultaten van deze scenarioberekeningen zijn grafisch weergegeven in figuur 23. In tabel 25 zijn de resultaten als getallen gepresenteerd (bemestingsniveau 0).

Bij Donkse Laagten en Wormer, Jisp en Nek neemt de stikstofbelasting toe bij diepere ontwatering. Absoluut en relatief gezien treedt de grootste verandering op bij Donkse Laagten. De reden voor deze toename is een toename van de kwel en



**Tabel 25 Absolute en relatieve belasting aan totaalstikstof en totaalfosfor van het oppervlaktewater van de onderzoekspcelen voor verschillende combinaties van ontwatering en bemesting, gesimuleerd op basis van de hydrologie met kwel en wegzijging (simulatie PH, tabel 22)**

*Akmarijsterpolder*

Bemestings-niveau (g.v.e.)	Totaalstikstof						Totaalfosfor					
	absoluut (kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> )			relatief (%)			absoluut (kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> )			relatief (%)		
	peil (cm - mv)			peil (cm - mv)			peil (cm - mv)			peil (cm - mv)		
	20	45	70	20	45	70	20	45	70	20	45	70
0	7,0	5,0	5,7	100	71	81	0,39	0,43	0,66	100	110	169
1,5	14,0	6,2	6,4	200	89	91	1,92	1,36	1,13	492	349	290
2,5	19,4	7,2	7,8	277	103	111	3,71	2,83	3,06	951	726	785

*Donkse Laagten*

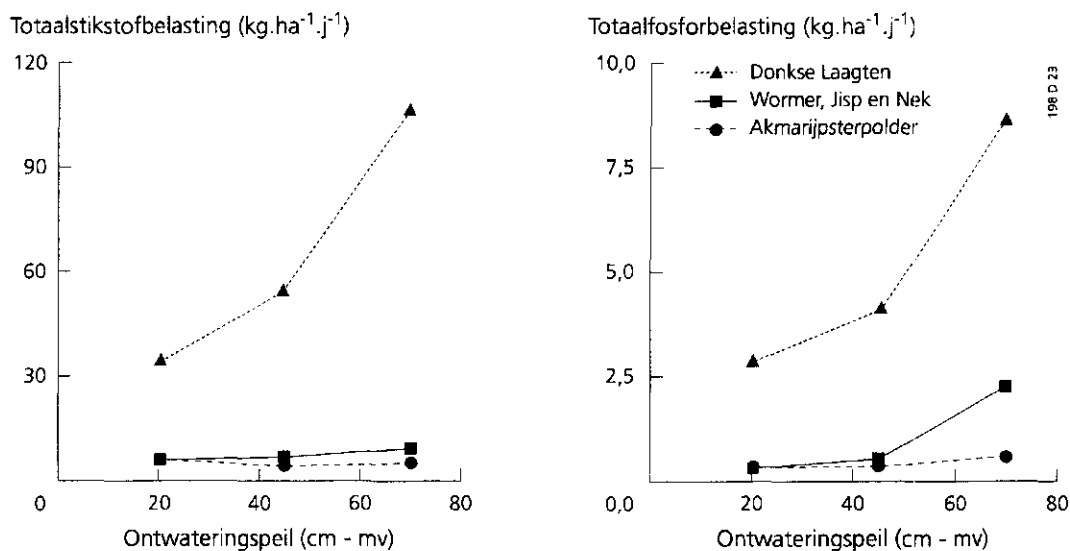
Bemestings-niveau (g.v.e.)	Totaalstikstof						Totaalfosfor					
	absoluut (kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> )			relatief (%)			absoluut (kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> )			relatief (%)		
	peil (cm - mv)			peil (cm - mv)			peil (cm - mv)			peil (cm - mv)		
	20	45	70	20	45	70	20	45	70	20	45	70
0	34,7	54,6	107	100	157	308	2,90	4,08	8,62	100	141	297
1,5	44,1	62,6	111	127	180	320	3,82	4,66	9,13	132	161	315
2,5	53,7	71,6	113	155	206	326	4,78	5,69	9,60	165	196	331

*Wormer, Jisp en Nek*

Bemestings-niveau (g.v.e.)	Totaalstikstof						Totaalfosfor					
	absoluut (kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> )			relatief (%)			absoluut (kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> )			relatief (%)		
	peil (cm - mv)			peil (cm - mv)			peil (cm - mv)			peil (cm - mv)		
	20	45	70	20	45	70	20	45	70	20	45	70
0	7,1	8,4	13,1	100	118	185	0,44	0,62	2,29	100	141	520
1,5	12,3	12,9	16,9	173	182	238	1,42	1,56	3,19	323	355	725
2,5	14,1	13,9	16,9	198	196	238	2,56	2,57	3,96	581	584	900

g.v.e. = grootvee-eenheid per ha

een afname van de wegzijging. Bij Donkse Laagten neemt de kwel bij een ontwateringspeil van 70 cm beneden maaiveld toe met 110 mm.j<sup>-1</sup> ten opzichte van een ontwateringspeil van 20 cm. Bij een kwelconcentratie van 60 mg.l<sup>-1</sup> totaal-N betekent dit een extra aanvoer van 66 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> totaal-N. Doordat ook de wegzijging afneemt, neemt netto de stikstofaanvoer over de onderrand toe met 85 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> totaal-N. Bij Wormer, Jisp en Nek is deze toename 14 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> totaal-N. Niet al de extra via kwel aangevoerde ammoniumstikstof spoelt uit naar het oppervlaktewater. Een gedeelte wordt gebonden aan het bodemcomplex van het doorstroomde veenprofiel, dat daardoor extra wordt opgeladen met stikstof. De toename van de stikstofbelasting is daardoor geringer dan de netto toename van de stikstofaanvoer over de onderrand.

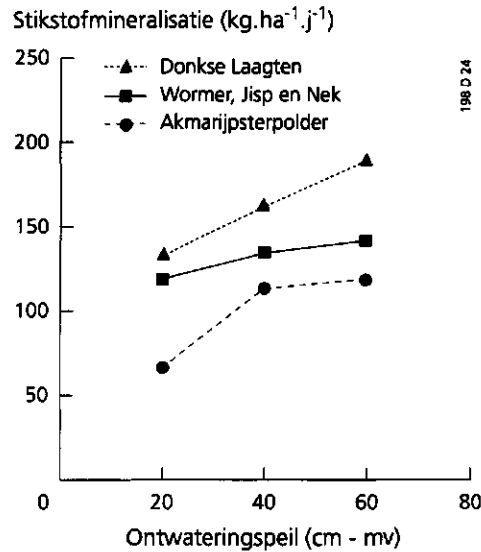


**Fig. 23 Totaalstikstof- en totaalfosforbelasting van het oppervlaktewater van de onderzoekspcelen bij verschillende ontwateringspeilen en zonder bemesting, gesimuleerd op basis van de hydrologie met kwel en wegzijging (simulatie PH, tabel 22)**

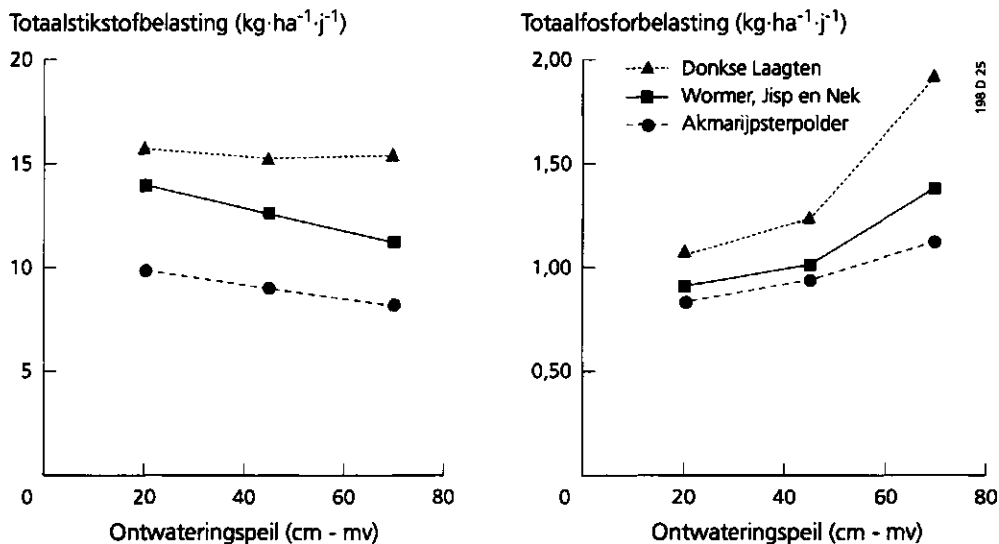
Bij de Akmarijpsterpolder betekent diepere ontwatering een afname van de stikstofbelasting. Deze afname is groter bij een ontwateringspeil van 45 cm beneden maaiveld dan bij een ontwateringspeil van 70 cm beneden mv. Bij diepere ontwatering nemen de afspoeling en de ondiepe uitspoeling naar greppels af, en neemt de diepere uitspoeling naar sloten toe. Het veenprofiel van dit perceel is op grotere diepte stikstofarmer. Bij een ontwateringsdiepte van 70 cm beneden maaiveld begint in het perceel kwel op te treden. Hierdoor neemt de uitspoeling naar het oppervlaktewater bij dit peil weer toe ten opzichte van de uitspoeling bij 45 cm beneden maaiveld.

Het lijkt aannemelijk dat de verhoogde uitspoeling van stikstof bij diepere ontwateringspeilen mede het gevolg is van een toegenomen stikstofmineralisatie. In figuur 24 is deze mineralisatie voor de drie onderzoekspcelen uitgezet tegen de ontwateringspeilen. Voor Donkse Laagten bedraagt de extra mineralisatie bij een zomerpeil van 60 cm beneden maaiveld ongeveer 60 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> N. Omdat tegelijkertijd de kwelbelasting met stikstof toeneemt bij verlaging van het ontwateringspeil is het effect van de toegenomen mineralisatie op de uitspoeling niet eenvoudig vast te stellen. Om hier toch inzicht in te krijgen is voor de drie pcelen een aparte serie simulatie-runs gedraaid met de randvoorwaarden van simulatie P, waarbij de kwel is uitgeschakeld (tabel 22). In dit geval (geen kwel) blijkt dat de stikstofbelasting van Donkse Laagten nauwelijks wordt beïnvloed door het ontwateringspeil (fig. 25).

De stikstofbelasting van de Akmarijpsterpolder en die van Wormer, Jisp en Nek nemen zelfs iets af als gevolg van diepere ontwatering, doordat de afspoeling vermindert en een groter deel van de uitspoeling plaatsvindt via diepere, stikstof-armere veenlagen. De toegenomen mineralisatie bij peilverlaging in onbemeste en



**Fig. 24** Stikstofmineralisatie voor de onderzoekspercelen bij verschillende ontwateringspeilen en zonder bemesting, gesimuleerd op basis van de hydrologie met kwel en wegzijging (simulatie PH, tabel 22)



**Fig. 25** Totaalstikstof- en totaalfosforbelasting van het oppervlaktewater van de onderzoekspercelen bij verschillende ontwateringspeilen en zonder bemesting, gesimuleerd op basis van de hydrologie zonder kwel en wegzijging (simulatie P, tabel 22)

extensief gebruikte veenweidepercelen in het traject tussen 20 en 70 cm beneden maaiveld blijkt niet tot een significante verhoging van de oppervlaktewaterbelasting met stikstof te leiden. De extra gemineraliseerde stikstof komt voor het grootste deel ten goede aan de toename van de gewasopname. Het overige deel verdwijnt door denitrificatie uit het profiel. Door mineralisatie gevormd ammonium wordt in het

dieper ontwaterde profiel snel genitrificeerd tot nitraat. In natte perioden spoelt het mobiele nitraat snel uit naar de diepere verzadigde lagen. Door de lange verblijftijd in deze organische-stofrijke lagen wordt het nitraat volledig gedenitrificeerd.

De fosforbelasting van het oppervlaktewater neemt bij alle drie percelen toe bij diepere ontwatering (fig. 23). Absoluut gezien is deze toename het grootst in Donkse Laagten, relatief gezien het grootst in Wormer, Jisp en Nek. Bij deze percelen spelen vooral de toename van de aanvoer via kwel en de afname van de afvoer via wegzijging. Bij de Akmarijpsterpolder is alleen het laatste van belang. Daarnaast speelt bij alle percelen dat bij diepere ontwatering het diepere deel van het profiel meer wordt doorstroomd. Daar is de fosforbinding minder sterk en bijna volledig reversibel. Bij ondiepere ontwatering spoelt een groter deel van het water uit via het bovenste deel van het profiel, waar de fosforbinding sterker en voor een veel groter deel reversibel is. De vastgelegde fosfor komt hier slechts langzaam weer vrij.

Deze laatste verklaring wordt ondersteund door figuur 25, waarin het effect van diepere ontwatering op de fosforbelasting gesimuleerd op basis van de hydrologie zonder kwel/wegzijging (simulatie P, tabel 22) wordt getoond. Aanvoer via kwel speelt in deze simulaties geen rol. De toename van de fosforbelasting bij diepere ontwatering moet hier in zijn geheel worden toegeschreven aan het doorstromen van diepere veenlagen waar de fosforbinding reversibel en minder sterk is.

Toename van de fosforbelasting als gevolg van toename van de fosformineralisatie door diepere ontwatering speelt geen rol bij de onderzoekspercelen. Het fosforgehalte van het veen dat bij diepere ontwatering aëroob wordt, is dermate laag dat de afbraak van dit veen fosforimmobilisatie tot gevolg heeft.

Resumerend kan worden gesteld dat de invloed van diepere ontwatering op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in een situatie zonder bemesting vooral wordt bepaald door de hydrologische randvoorwaarden voor kwel en wegzijging. De invloed van diepere ontwatering is het grootst bij de percelen waar nutriëntenrijke kwel optreedt. Door peilverlaging neemt de nutriëntenrijke kwel toe, waardoor de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater eveneens toeneemt. De grootste toename van de stikstofbelasting als gevolg van diepere ontwatering is berekend voor Donkse Laagten, het perceel met de hoogste stikstofconcentraties in het kwelwater: de verhouding tussen de belasting bij een peil van 70 cm - mv en de belasting bij een peil van 20 cm - mv bedraagt 3,1 (tabel 25; relatief). Bij de Akmarijpsterpolder, waar na diepere ontwatering de wegzijging wel afneemt maar blijft overheersen, bedraagt deze verhouding 0,8. Vermindering van de wegzijging heeft hier geen toename van de stikstofbelasting tot gevolg. Voor fosfor is de grootste relatieve toename van de belasting als gevolg van diepere ontwatering berekend voor Wormer, Jisp en Nek, het perceel met de hoogste fosforconcentraties in het kwelwater: de verhouding tussen de belasting bij een peil van 70 cm - mv en de belasting bij een peil van 20 cm - mv bedraagt 5,2 (tabel 25; relatief). Voor de Akmarijpsterpolder, het perceel waar wegzijging overheerst, is deze verhouding, en dus de relatieve toename van de fosforbelasting, het laagst: 1,7.

Diepere ontwatering heeft een verhoging van de gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties van het naar het oppervlaktewater afgevoerde water tot gevolg bij de percelen waar de kwel substantieel toeneemt en de concentraties in het kwelwater (vrij) hoog zijn (Donkse Laagten en Wormer, Jisp en Nek). Bij de Akmarijpsterpolder heeft diepere ontwatering vermindering van de wegzijging en het optreden van lichte kwel tot gevolg. Hierdoor spoelt meer water uit naar het oppervlaktewater via diepere profiellagen. Voor stikstof betekent dit een verlaging van de gemiddelde concentraties in het uitspoelende water, omdat de diepere lagen minder stikstof bevatten dan de ondiepe. Het effect hiervan voor fosfor is een verhoging van de gemiddelde concentraties, omdat de fosforbinding in de diepere lagen reversibel is en minder sterk dan in de bovenste lagen.

### 6.2.2 Bemesting

Voor het bepalen van de invloed van bemesting op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater zijn bij de scenarioberekeningen drie bemestingsniveaus onderscheiden:

- niveau 1: geen bemesting (achtergrondbelasting);
- niveau 2: bemesting gebaseerd op een veebezetting van 1,5 grootvee-eenheid per ha;
- niveau 3: bemesting gebaseerd op een veebezetting van 2,5 grootvee-eenheid per ha.

Normaal gesproken zal een veebezetting van 1,5 grootvee-eenheid (g.v.e.) per ha haalbaar zijn bij een ontwateringspeil van 45 cm beneden maaiveld en een veebezetting van 2,5 g.v.e. per ha bij een ontwateringspeil van 70 cm beneden maaiveld. In deze studie zijn deze veebezettingen gecombineerd met de drie bestudeerde ontwateringspeilen. Met het mesttoedelings-computerprogramma SLAPP (Van Walsum, 1988) is een relatie tussen veebezetting en kunstmesttoediening berekend (tabel 26). Hierbij is rekening gehouden met het vrijkomen van extra stikstof als gevolg van mineralisatie van het veen bij de verschillende ontwateringspeilen. Diepere ontwatering betekent meer mineralisatie. Dit wordt gecompenseerd door een verminderde kunstmestgift. Gezien de overeenkomst in nutriëntenrijkdom van de organische stof van de wortelzone is voor Donkse Laagten en Wormer, Jisp en Nek hetzelfde bemestingsregiem gehanteerd. Bij de Akmarijpsterpolder is de stikstofrijkdom van de bovenste lagen geringer en daarmee de te verwachten stikstofmineralisatie. Dit wordt gecompenseerd door een hogere stikstofkunstmestgift dan bij de andere percelen. Uitgangspunt voor de bemestingsscenario's was voorts dat alle geproduceerde dierlijke mest op het land terecht komt. Hiervan is ongeveer 50% stalment en 50% weidement (gedurende de zomermaanden). Bij het toedienen van de organische mest is rekening gehouden met het uitrijverbod. In de periode oktober tot half februari wordt geen organische mest uitgereden. Kunstmest wordt toegediend in de periode maart t/m augustus.

In deze paragraaf wordt de invloed van bemesting op de nutriëntenbelasting ten opzichte van de achtergrondbelasting behandeld. Voor de onderzoekspercelen zijn drie bemestingsscenario's doorgerekend met de drie genoemde bemestingsniveaus en bij

**Tabel 26 Mesttoediening voor de onderzoekspcelen bij de verschillende combinaties van bemestingsniveaus en ontwateringspeilen**

*Akmarijsterpolder*

Bemest.- niveau (g.v.e.)	Ontwateringspeil (cm - mv)	Stikstof (kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> N)			Fosfor (kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> P)		
		dierlijk	kunstmest	totaal	dierlijk	kunstmest	totaal
1,5	20	132	83	215	24	8	32
	45	132	63	195	24	6	30
	70	132	33	165	24	1	25
2,5	20	220	308	528	40	17	57
	45	220	288	508	40	17	57
	70	220	258	478	40	17	57

*Donkse Laagten en Wormer, Jisp en Nek*

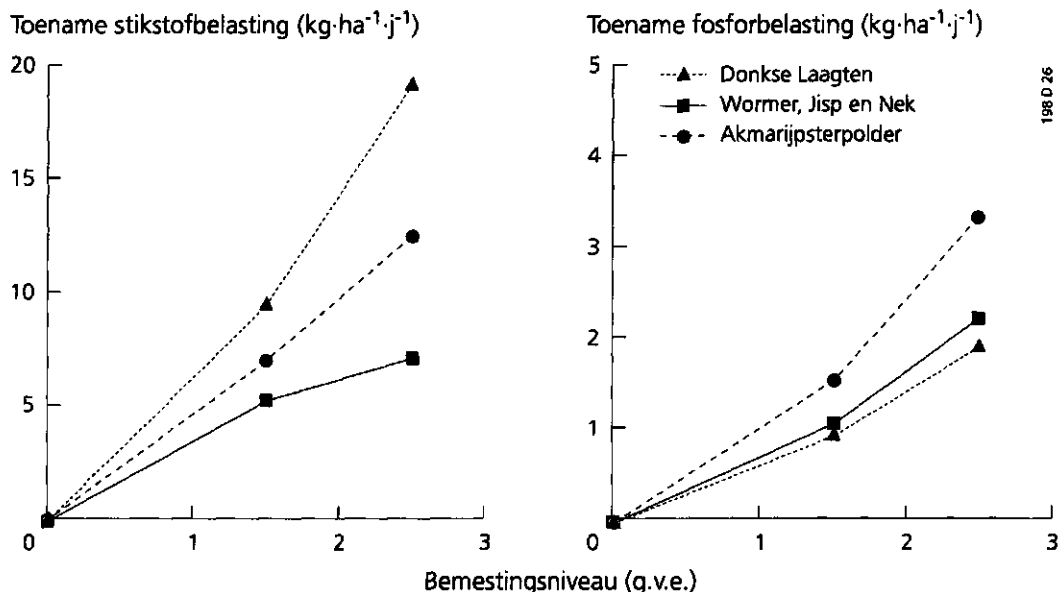
Bemest.- niveau (g.v.e.)	Ontwateringspeil (cm - mv)	Stikstof (kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> N)			Fosfor (kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> P)		
		dierlijk	kunstmest	totaal	dierlijk	kunstmest	totaal
1,5	20	132	66	198	24	7	31
	45	132	33	165	24	2	26
	70	132	0	132	24	0	24
2,5	20	220	292	512	40	15	55
	45	220	259	479	40	15	55
	70 *	220	192	412	40	15	55

g.v.e. = grootvee-eenheid per ha

een ontwateringspeil van 20 cm - mv (peil van de achtergrondbelasting). De resultaten van deze berekeningen zijn grafisch weergegeven in figuur 26 als de toename van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater onder invloed van bemesting. In tabel 25 zijn de berekende belastingen gegeven (ontwateringspeil 20 cm - mv).

Bij alle percelen betekent toename van de bemesting toename van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Aangezien de hoeveelheid naar het oppervlaktewater afgevoerde water niet wordt beïnvloed door bemesting, betekent toename van de bemesting daarom eveneens toename van de gemiddelde nutriëntenconcentraties in het afgevoerde water.

Voor stikstof is de toename in absolute termen het grootst bij Donkse Laagten en het geringst bij Wormer, Jisp en Nek: 19 resp. 7 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> totaal-N bij een verhoging van het bemestingsniveau van 0 naar 2,5 g.v.e. per ha. Relatief gezien is de bemestingsinvloed het grootst bij het perceel met de laagste achtergrondbelasting (Akmarijsterpolder) en het geringst bij het perceel met de hoogste achtergrondbelasting (Donkse Laagten): een verhouding van 2,8 resp. 1,6 tussen de stikstofbelasting bij een bemestingsniveau van 2,5 g.v.e. per ha en de achtergrondbelasting aan stikstof (bemestingsniveau 0) (tabel 25; relatief). Donkse Laagten heeft het natste profiel als gevolg van de hoogste kwelintensiteit. De zuurstofvoorziening is hierdoor het



**Fig. 26** Toename van de totaalstikstof- en totaalfosforbelasting van het oppervlaktewater van de onderzoekspercelen onder invloed van bemesting bij een ontwateringspeil van 20 cm - mv, gesimuleerd op basis van de hydrologie met kwel en wegzijging (simulatie PH, tabel 22). G.v.e = grootvee-eenheid per ha.

slechtst in dit perceel, terwijl de zuurstofvraag het grootst is door de hoogste organische-stofafbraak en nitrificatie. Extra toevoer van makkelijk afbreekbare organische stikstof in de vorm van organische mest, en van ammonium in de vorm van organische en minerale mest betekent extra concurrentie om zuurstof.

De mineralisatie van toegevoerde organisch-stikstof en de nitrificatie van ammonium blijft daardoor achter bij de andere percelen. Deze meststoffen, en vooral organisch-stikstof, spoelen daarom in grotere hoeveelheden uit. Nitraat spoelt nauwelijks uit; het wordt opgenomen door het gewas of gedenitrificeerd door de overmaat aan organische stof in het veen. Het verschil in toename van de stikstofbelasting tussen Akmarijpsterpolder en Wormer, Jisp en Nek is vooral een gevolg van de veel slechter doorlatende toplaag van het eerste perceel. Hierdoor kan minder neerslagwater in de bodem infiltreren en spoelen meer stikstofmeststoffen af over het bodemoppervlak. De grootte van deze afspoeling wordt eveneens in belangrijke mate bepaald door meteorologische condities. Naarmate de neerslag direct na een mestgift hoger is, is de afspoeling van meststoffen groter.

De toename van de fosforbelasting door toename van de bemesting is in absolute termen het grootst bij de Akmarijpsterpolder en het geringst bij Donkse Laagten: 3,3 resp. 1,9 kg·ha<sup>-1</sup>·j<sup>-1</sup> totaal-P bij een verhoging van het bemestingsniveau van 0 naar 2,5 g.v.e. per ha. Evenals bij stikstof is relatief gezien de bemestingsinvloed het grootst bij het perceel met de laagste achtergrondbelasting (Akmarijpsterpolder) en het geringst bij het perceel met de hoogste achtergrondbelasting (Donkse Laagten): een verhouding van 9,5 resp. 1,6 tussen de fosforbelasting bij een bemestingsniveau

van 2,5 g.v.e. per ha en de achtergrondbelasting aan fosfor (bemestingsniveau 0) (tabel 25; relatief).

De toename van de fosforbelasting van het oppervlaktewater als gevolg van hogere bemesting is voornamelijk een gevolg van de toename van de oppervlakkige afvoer en, in mindere mate, de uitspoeling via krimpscheuren van meststoffen. Bij Donkse Laagten bedraagt dit deel ca. 40% en bij de Akmarijsterpolder en Wormer, Jisp en Nek ca. 75% van de toename van de fosforbelasting. Het overige deel wordt gevormd door een toenemende ondiepe uitspoeling van meststoffen. Bij Donkse Laagten zijn dit bijna uitsluitend organische fosformeststoffen. Bij de twee andere percelen ook minerale fosformeststoffen, omdat het fosforbindend vermogen van de bovenste profiellagen van deze percelen veel lager is dan dat van Donkse Laagten.

Het verschil in toename van de fosforbelasting bij toenemende bemesting tussen de percelen wordt in belangrijke mate veroorzaakt door het verschil in hydrologische randvoorwaarden die de uitspoeling via krimpscheuren en de afspoeling over het bodemoppervlak bepalen. De oppervlakkige afvoer is het grootst bij de Akmarijsterpolder en het geringst bij Wormer, Jisp en Nek. De infiltratiecapaciteit van de toplaag (kleilaag) van het eerste perceel is het geringst, die van het tweede het grootst. De uitspoeling via krimpscheuren is het grootst bij Wormer, Jisp en Nek.

Een andere belangrijke oorzaak voor de verschillen tussen de percelen is het verschil in fosforbindend vermogen van de bovenste profiellagen. Bij bemesting wordt niet alle bemestingsfosfor opgenomen door het gewas: er is een overschot. Slechts een relatief klein deel van dit bemestingsoverschot spoelt uit. Het overschot aan anorganisch-fosfor wordt voor een groot deel vastgelegd in de bodem. Het wordt voornamelijk gebonden aan het bodemcomplex van de bovenste profiellagen (kleilaag) en ook geïmmobiliseerd in de organische stof bij de afbraak van fosforarm veen. Het fosforbindend vermogen is bij Donkse Laagten twee keer zo groot als bij de twee andere percelen (tabel 6). Bij Donkse Laagten is het fosforbindend vermogen groot genoeg om alle niet-geïmmobiliseerde anorganisch-fosfor van het overschot vast te leggen. Bij de beide andere percelen is dat niet het geval en spoelt anorganisch-fosfor van bemesting uit. Bij volledige verzadiging van het bodemcomplex met fosfor spoelt alle niet door het gewas opgenomen en niet-geïmmobiliseerde anorganische mestfosfor uit. Dit moment van volledige doorslag is in de modelberekeningen nog niet bereikt na een simulatieperiode van 20 jaar. Gezien de grote bindingscapaciteit voor fosfor van de kleilaag van de drie percelen is volledige doorslag ook niet te verwachten op korte termijn. Het moment van volledige verzadiging is afhankelijk van het fosforbemestingsniveau, het fosforbindend vermogen, de aanvangsgraad van verzadiging met fosfor en de ontwateringsdiepte. De ontwateringsdiepte beïnvloedt het fosforbindend vermogen: hoe groter de ontwateringsdiepte, hoe groter het totale fosforbindend vermogen van het profiel en hoe langer het duurt voordat volledige fosforverzadiging is bereikt.

Organisch-fosfor afkomstig van bemesting dat niet afspoelt wordt in de bodem snel en bijna volledig gemineraliseerd. Bij Donkse Laagten blijft de afbraak en dus ook de fosformineralisatie van organische meststoffen achter bij de andere percelen, omdat de concurrentie om zuurstof tussen veen en organische meststoffen in dit perceel



groter is. Hierdoor spoelen bij dit perceel meer organische fosformeststoffen uit dan bij beide andere percelen.

### **6.2.3 De combinatie van ontwatering en bemesting**

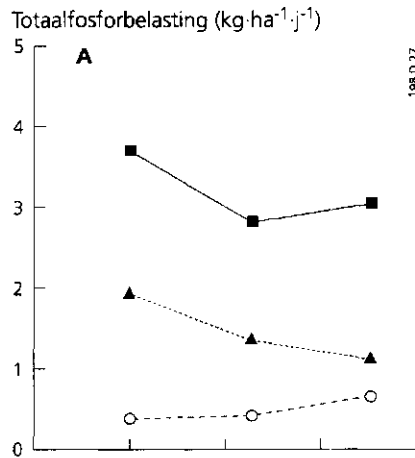
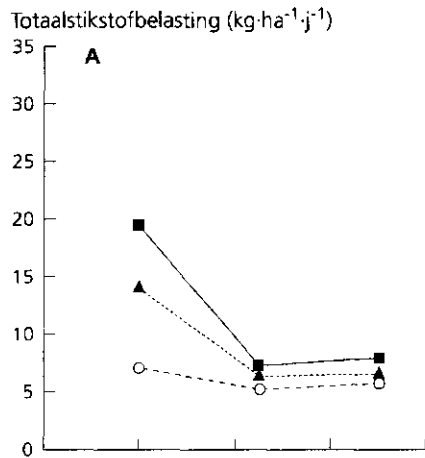
Voor de drie percelen zijn alle mogelijke combinaties van de drie ontwateringsniveaus (tabel 24) en de drie bemestingsniveaus (6.2.2) doorgerekend. Dit leverde per perceel negen scenario's op. De resultaten zijn weergegeven in figuur 27 en tabel 25. De belangrijkste tendens hieruit is dat bij toenemende ontwateringsdiepte de invloed van bemesting op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater afneemt.

Vooraf bij stikstof wordt de invloed van bemesting in belangrijke mate bepaald door de ontwateringsdiepte. Door verlaging van het ontwateringspeil van 20 naar 70 cm - mv neemt de extra stikstofbelasting die het gevolg is van bemesting met een niveau van 2,5 g.v.e. per ha, af met 45-80%. De oorzaak hiervan is vooral de geringere ondiepe uitspoeling van organische stikstofmeststoffen bij diepere ontwatering. Het dieper ontwaterde profiel is beter en dieper geaëreerd, waardoor een groter deel van de meststoffen wordt omgezet in nitraat door mineralisatie en nitrificatie. In de natte periode spoelt dit nitraat uit naar diepere verzadigde lagen waar het door de lange verblijftijd in deze organische-stofrijke lagen volledig wordt gedenitrificeerd. Bij diepere ontwatering verdwijnen daardoor meer stikstofmeststoffen in de vorm van gasvormige stikstofverbindingen uit het profiel door denitrificatie. Dit effect van diepere ontwatering is het grootst bij Donkse Laagten, het stikstofrijkste en natste veenprofiel, waar de concurrentie om zuurstof tussen veen en mest het grootst is en de zuurstofvoorziening het slechtst.

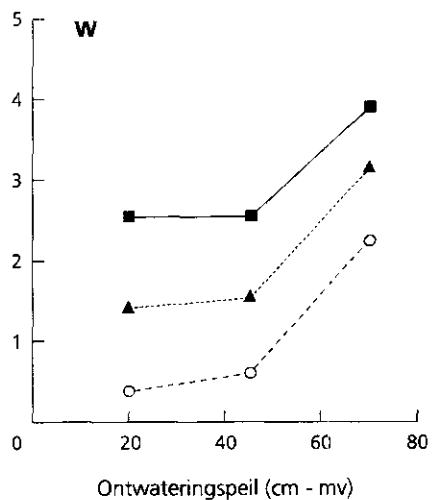
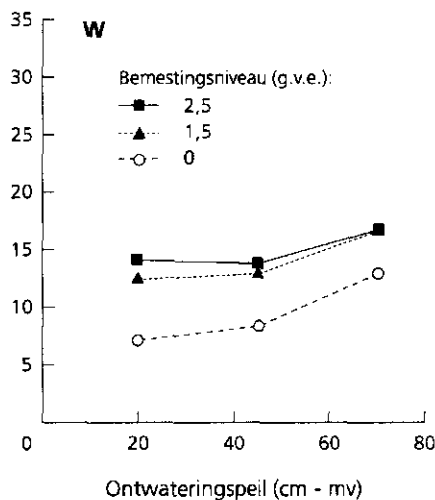
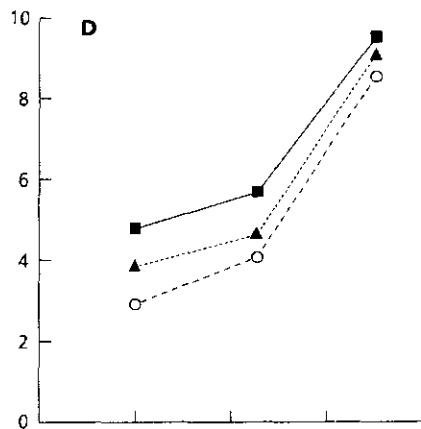
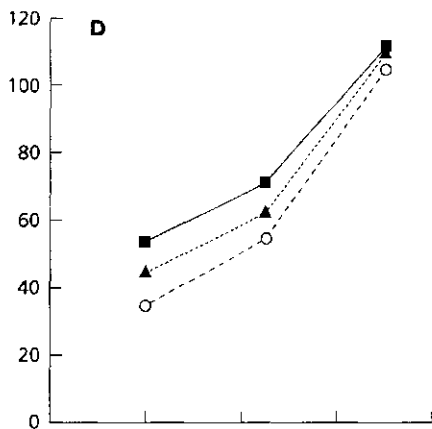
Een andere oorzaak voor de geringere invloed van bemesting op de stikstofbelasting bij diepere ontwatering is de afname van de afspoeling van meststoffen over het bodemoppervlak. Deze oorzaak is echter vele malen minder belangrijk dan de afname van de ondiepe uitspoeling.

Bij fosfor is het effect van ontwatering op de invloed van bemesting geringer dan bij stikstof. Door verlaging van het ontwateringspeil van 20 naar 70 cm - mv neemt de extra fosforbelasting die het gevolg is van bemesting met een niveau van 2,5 g.v.e. per ha, af met 25-50%. Deze afname wordt bij Donkse Laagten vooral veroorzaakt door de geringere ondiepe uitspoeling van organische meststoffen bij diepere ontwatering. Bij dit perceel spoelen bij ondiepe ontwatering meer organische fosformeststoffen uit dan bij beide andere percelen (zie 6.2.2). In het dieper ontwaterde, en daardoor beter en dieper geaëreerde profiel worden deze organische fosformeststoffen gemineraliseerd tot anorganisch-fosfor. Omdat het fosforbindend vermogen bij diepere ontwatering toeneemt, wordt al dit extra anorganisch-fosfor gebonden aan het bodemcomplex en spoelt niet uit.

Bij de Akmarijpsterpolder en Wormer, Jisp en Nek is de afname van de invloed van bemesting op de fosforbelasting bij diepere ontwatering vooral het gevolg van de geringere afspoeling van fosformeststoffen bij diepere ontwatering. Hier speelt de



198 D 27



**Fig. 27 Totaalstikstof- en totaalfosforbelasting van het oppervlaktewater van de onderzoekspercelen bij verschillende combinaties van ontwateringspeil en bemestingsniveau, gesimuleerd op basis van de hydrologie met kwel en wegzijging (simulatie PH, tabel 22). A = Akmarijpsterpolder; D = Donkse Laagten; W = Wormer, Jisp en Nek. G.v.e = grootvee-eenheid per ha. Let op de afwijkende schaal van de verticale as van Donkse Laagten!**

afname van de uitspoeling van organische meststoffen bij diepere ontwatering een minder grote rol, omdat de uitspoeling van organische fosformeststoffen hier geringer is, en omdat het fosforbindend vermogen van deze percelen kleiner is.

In tabel 27 is de toename van de nutriëntenbelasting door bemesting gegeven voor twee realistische combinaties van bemestingsniveau en ontwateringspeil (zie 6.2.2):

- 1,5 grootvee-eenheid per ha en een ontwateringspeil van 45 cm - mv;
- 2,5 grootvee-eenheid per ha en een ontwateringspeil van 70 cm - mv.

**Tabel 27 Verhoging van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater van de onderzoekspercelen door bemesting, voor twee realistische combinaties van bemestingsniveau en ontwateringspeil (gebaseerd op gegevens van tabel 25)**

Perceel	Totaalstikstof (kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> N)		Totaalfosfor (kg.ha <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> P)	
	1,5/45	2,5/70	1,5/45	2,5/70
Akmarijsterpolder	1,2	2,1	0,93	2,40
Donkse Laagten	8,0	6,0	0,58	0,98
Wormer, Jisp en Nek	4,5	3,8	0,94	1,67

1,5/45 = 1,5 grootvee-eenheid per ha; ontwateringspeil 45 cm - mv;

2,5/70 = 2,5 grootvee-eenheid per ha; ontwateringspeil 70 cm - mv.

De toename van de stikstofbelasting door bemesting ligt voor beide combinaties in dezelfde orde van grootte. Het verhogende effect van een hoger bemestingsniveau wordt hier gecompenseerd door het verlagende effect van diepere ontwatering. Bij beide combinaties is een relatie te zien tussen het stikstofgehalte van het veen en de toename van de stikstofbelasting door bemesting: hoe hoger het stikstofgehalte, hoe hoger de toename van de stikstofbelasting door bemesting.

De toename van de fosforbelasting door bemesting is groter bij de combinatie 2,5 g.v.e. per ha en 70 cm - mv. Het verhogende effect van een hoger bemestingsniveau is hier belangrijker dan het verlagende effect van diepere ontwatering. Bij beide combinaties bestaat een relatie tussen het fosforbindend vermogen van het profiel en de toename van de fosforbelasting door bemesting: hoe hoger het fosforbindend vermogen, hoe lager de toename van de fosforbelasting door bemesting.

Afwijkende resultaten zijn gevonden voor zowel stikstof als fosfor bij de combinatie van diepste ontwatering en hoogste bemestingsniveau bij de Akmarijsterpolder. Door de slecht doorlatende kleilaag in combinatie met grotere krimpscheuren als gevolg van een droger profiel, stroomt bij dit perceel meer water in krimpscheuren dan bij de beide andere percelen. Bij het diepste ontwateringsniveau verschilt deze instroming een factor 2,9 met Donkse Laagten en een factor 1,4 met Wormer, Jisp en Nek. Ongeveer de helft van het water dat in de scheuren terecht komt, spoelt snel uit naar de drainagemiddelen. De andere helft infiltreert in de bodem. Dit laatste gebeurt vooral in de zomerperiode als de grondwaterstand laag is en de scheuren diep zijn. Het oppervlaktewaterpeil is dan meestal hoger dan de grondwaterstand en de bodem van de scheuren. In deze periode wordt de meeste bemesting toegediend. Op deze wijze kunnen zoveel meststoffen via de scheuren relatief diep in het bodemprofiel infiltreren dat tijdens een opvolgende drainageperiode een verhoging

van de uitspoeling naar de drainagemiddelen plaatsvindt. Bij de Akmarijpsterpolder is dit vooral voor fosfor van belang, omdat het fosforbindend vermogen van dit veenprofiel onder de bovenste lagen zeer gering is.

Uit tabel 25 en figuur 27 blijkt dat bij diepere ontwatering van de percelen met kwel (Donkse Laagten en Wormer, Jisp en Nek) de afname van de extra nutriëntenbelasting door bemesting veel geringer is dan de toename van de belasting door verhoogde nutriëntenaanvoer via kwel. Hier heeft diepere ontwatering in een situatie met bemesting dus netto toename van de nutriëntenbelasting tot gevolg. Alleen bij de Akmarijpsterpolder, waar ook bij diepere ontwatering wegzijging overheerst, betekent diepere ontwatering in een situatie met bemesting netto afname van de nutriëntenbelasting.

#### 6.2.4 Conclusies

De invloed van ontwatering op de stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater blijkt het grootst bij veenweidepercelen waar nutriëntenrijke kwel optreedt. Omdat de nutriëntenaanvoer via kwel toeneemt door verlaging van het ontwateringspeil, neemt de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in deze percelen eveneens toe. De berekende verhouding tussen de belasting bij een peil van 70 cm - mv en de belasting bij een peil van 20 cm - mv varieert bij de onbemeste onderzoekspercelen voor stikstof van 0,8 (perceel met wegzijging) tot 3,1 (perceel met kwel en hoogste stikstofconcentraties in het kwelwater). Voor fosfor varieert deze verhouding van 1,7 (perceel met wegzijging) tot 5,2 (perceel met kwel en hoogste fosforconcentraties in het kwelwater).

Voor een situatie zonder bemesting waarin na peilverlaging wegzijging nog altijd overheerst, betekent peilverlaging voornamelijk een afname van de stikstofbelasting van het oppervlaktewater. Bij diepere ontwatering neemt de afspoeling af en neemt de uitspoeling via diepere stikstofarmere bodemlagen toe. Voor fosfor betekent peilverlaging in deze situatie toename van de belasting van het oppervlaktewater. Dit is vooral het gevolg van toename van de uitspoeling via diepere bodemlagen, waar de fosforbinding reversibel en minder sterk is.

De hoogste nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in een situatie zonder bemesting is berekend voor het perceel met de hoogste kwelintensiteit en hoge nutriëntenconcentraties in het kwelwater, bij een ontwateringspeil van 70 cm - mv: 107 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> totaal-N en 8,6 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> totaal-P.

De toename van de stikstofmineralisatie door peilverlaging blijkt bij onbemeste veenweidepercelen niet te leiden tot een verhoging van de uitspoeling van stikstof. De extra gemineraliseerde stikstof, van maximaal 60-80 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> N bij een verlaging van het zomerpeil van 20 naar 60 cm - mv, blijkt onder deze omstandigheden voor het grootste deel ten goede te komen aan de toename van de gewasproductie. Het overige deel verdwijnt door denitrificatie uit het profiel.

Toename van de bemesting heeft bij alle onderzochte veenprofielen en bij elk ontwateringspeil toename van de stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater tot gevolg.

De invloed van bemesting op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater blijkt van veel factoren af te hangen, waarbij de hydrologische randvoorwaarden de belangrijkste zijn:

- de ontwateringssituatie; deze factor is van zeer groot belang. Naarmate de ontwateringsdiepte geringer is, is de invloed van bemesting groter;
- de infiltratiecapaciteit van de top laag; deze factor is van belang in combinatie met de ontwateringsdiepte. Hoe geringer de infiltratiecapaciteit, hoe groter de afspoeling van meststoffen over het bodemoppervlak;
- de kwelcondities; deze factor beïnvloedt de ontwateringstoestand. Bij hogere kwelintensiteit is de grondwaterstand hoger, waardoor meer meststoffen afspoelen en ondiep uitspoelen;
- de veensoort; deze factor is vooral van belang bij een geringe ontwateringsdiepte. Naarmate het veen rijker is aan nutriënten en naarmate de afbraaksnelheid van het veen hoger is, is de concurrentie om zuurstof voor organische-stofafbraak en nitrificatie tussen veen en organische meststoffen groter, waardoor vooral meer organische meststoffen uitspoelen;
- meteorologische condities; naarmate de neerslag direct na een mestgift hoger is, spoelen meer meststoffen uit via krimp scheuren en spoelen meer meststoffen af over het bodemoppervlak;
- het fosforbindend vermogen van de bovenste profiellagen; deze factor is voor de fosforuitspoeling van groot belang. Hoe groter het fosforbindend vermogen van de bovenste profiellagen, hoe geringer de invloed van bemesting.

Het relatieve effect van bemesting op de nutriëntenbelasting bij een ontwateringspeil van 20 cm - mv blijkt het grootst bij de percelen met een lage achtergrondbelasting: de verhouding tussen de nutriëntenbelasting bij een bemestingsniveau van 2,5 g.v.e. per ha en de achtergrondbelasting (bemestingsniveau 0) bedraagt 2,8 voor stikstof en 9,5 voor fosfor. Voor het perceel met de grootste achtergrondbelasting is de relatieve toename van de nutriëntenbelasting door bemesting veel minder: de verhouding tussen de nutriëntenbelasting bij een bemestingsniveau van 2,5 g.v.e. per ha en de achtergrondbelasting (bemestingsniveau 0) bedraagt 1,6 voor zowel stikstof als fosfor.

Het berekende verschil in nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater tussen niet bemesten en een bemestingsniveau van 2,5 g.v.e. per ha is het grootst bij een ontwateringspeil van 20 cm - mv en bedraagt voor stikstof maximaal  $19 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  totaal-N (perceel met hoogste kwelintensiteit en eutroof veen) en voor fosfor maximaal  $3,3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  totaal-P (perceel met laagste infiltratiecapaciteit en geringste fosforbindend vermogen). Het berekende verschil tussen de bemestingsniveaus 0 en 2,5 g.v.e. per ha is het geringst bij een ontwateringspeil van 70 cm - mv: minimaal  $2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  totaal-N (perceel met armste veen) en minimaal  $1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  totaal-P (perceel met grootste fosforbindend vermogen).

Verlaging van het ontwateringspeil vermindert de invloed van bemesting op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. Bij een verlaging van het peil van 20 naar 70 cm - mv neemt bij de onderzoekspercelen de extra belasting die het gevolg is van bemesting met een niveau van 2,5 g.v.e. per ha, voor stikstof af met 60-80% en voor fosfor met 25-50%.

In een situatie met nutriëntenrijke kwel is bij diepere ontwatering de toename van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater door verhoogde nutriëntenaanvoer via kwel (veel) groter dan de afname van deze belasting door een geringere invloed van bemesting. De grootste nutriëntenbelasting -  $113 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  N en  $9,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  P - is dan ook berekend voor de combinatie van diepste peil en hoogste bemestingsniveau bij het perceel met de hoogste kwelintensiteit en nutriëntenconcentraties in het kwelwater.

## **7 Evaluatie en conclusies**

In dit hoofdstuk worden de onderzoeksresultaten gespiegeld aan de onderzoeksdoelstellingen (7.1). Centrale vraag hierbij is: wat is de praktische betekenis van de resultaten van het onderzoek voor het waterkwaliteitbeheer in veenweidegebieden? Voorts worden de belangrijkste conclusies van het onderzoek samengevat (7.2).

### **7.1 Evaluatie**

In algemene zin had het Veenweide-onderzoek tot doel het verzamelen van kennis van en inzicht in de processen die een rol spelen bij de uit- en afspoeling onder diverse condities van nutriënten naar het oppervlaktewater in veenweidegebieden in Nederland (7.1.1 en 7.1.2).

Het meer concrete doel was het kwantificeren van de achtergrondbelasting aan stikstof en fosfor van het oppervlaktewater in veenweidegebieden en het vaststellen van de invloed van ontwatering en bemesting op deze belasting. Dit is gedaan met modelberekeningen voor drie veenweidepercelen verspreid over Nederland. De betekenis van de resultaten van deze modelberekeningen voor het waterkwaliteitbeheer en de mogelijkheid om ze te extrapoleren naar andere Nederlandse veenweidegebieden worden besproken in 7.1.3 en 7.1.4.

#### **7.1.1 Verzamelde kennis en inzicht**

Voor het algemene onderzoeksdoel zijn literatuuronderzoek, laboratoriumonderzoek, veldonderzoek en modelonderzoek uitgevoerd. Het literatuuronderzoek wees uit dat de belangrijkste hiaten in de kennis van de nutriëntenhuishouding in veenweidegebieden de fosforbinding en de fosformineralisatie in veen betroffen. De basisprincipes van organische-stofafbraak, stikstofmineralisatie en -binding in veen waren voldoende bekend, zo bleek uit de literatuur. Op grond van de literatuur leek het nutriëntenhuishoudingmodel ANIMO in principe geschikt om de organische-stof- en stikstofhuishouding van veengronden te berekenen. Voor de fosforhuishouding was het onzeker of de fosformineralisatie en -binding correct worden beschreven in het model.

De fosforbinding in veen is onderzocht in laboratoriumexperimenten. Hieruit bleek dat in puur veen minder fosfor kan worden gebonden dan in klei of veen met kleibijmenging en dat de gebonden fosfor in puur veen sneller en vollediger kan desorberen. Uitspoeling via met fosfor opgeladen veen kan daardoor een hoge fosforbelasting van het oppervlaktewater betekenen.

Het onderzoek heeft aangetoond dat de hoeveelheid oxalaat-extraheerbaar aluminium en ijzer in de bodem een maat vormt voor het fosforbindend vermogen van klei- en veengronden. Hoe groter deze hoeveelheid, hoe groter het fosforbindend vermogen. Deze hoeveelheid was het grootst in de kleilagen en het kleinst in de gereduceerde veenlagen (>60 cm - mv) van de onderzoekspercelen.

Er is getracht de fosformineralisatie in kolomexperimenten te bestuderen. Door de laboratoriumomstandigheden werden extreme processen dominant die de fosforhuishouding sterk verstoorden. Er is daardoor geen nieuw inzicht in het proces van fosformineralisatie verkregen in deze experimenten. Voor de fosforhuishouding was de belangrijkste bevinding uit het kolomonderzoek dat de bovenste bodemhorizonten met een groot fosforbindend vermogen in staat zijn anorganisch-fosfor in grote hoeveelheden volledig vast te leggen. Dit is van wezenlijk belang voor het effect van bemesting op de fosforuitspoeling en -afspoeling naar het oppervlaktewater.

De kolomexperimenten zijn van essentieel belang gebleken voor het bestuderen van de stikstofhuishouding van en de stikstofuitspoeling uit veengronden. Zij hebben belangrijke informatie opgeleverd over organische-stofafbraak, stikstofmineralisatie, nitrificatie, denitrificatie en ammoniumvastlegging, en over de verschillen in deze processen tussen een arm (oligotroof) veen en een rijk (eutroof) veen. Zij leverden onmisbare gegevens om te verifiëren of in ANIMO de genoemde processen voldoende realistisch worden beschreven voor toepassing van het model op veenbodems en voor het verkrijgen van waarden van modelparameters. Het model bleek gemeten stikstofconcentraties in het bodemvocht van veenkolommen onder verschillende omstandigheden en voor verschillende veensoorten goed te kunnen benaderen.

De resultaten van de kolomexperimenten bevestigden de bestaande kennis over de stikstofmineralisatie: in het stikstofrijke (eutrofe) bosveen was de mineralisatie veel groter dan in het stikstofarme (oligotrofe) veenmosveen. Eutroof veen heeft derhalve een hogere potentie voor stikstofuitspoeling. Aan de bosveenkolommen is daadwerkelijk een hogere stikstofuitspoeling gemeten.

Nieuw inzicht is verkregen in het nitrificatie- en denitrificatieproces. De nitrificatiesnelheid in de twee veensoorten bleek enorm te verschillen. Voor het bosveen lag deze snelheid in de orde van grootte van minerale gronden. Uit model-ijking bleek dat deze snelheid een factor 200 lager was voor het veenmosveen. In dit veen wordt ammonium minder snel omgezet in nitraat, dat vervolgens door denitrificatie uit het profiel zou kunnen verdwijnen. Dit verhoogt de kans op ammoniumuitspoeling uit het profiel. De denitrificatiecapaciteit van beide veensoorten bleek veel lager te zijn dan op grond van de aanwezige grote hoeveelheden organische stof zou worden verwacht. Bij aanvoer van grote hoeveelheden nitraat spoelt deze stikstofcomponent in veengronden, in tegenstelling tot wat meestal wordt aangenomen, wel degelijk uit. Onder veldomstandigheden echter, bij realistische stikstofbelastingen en opname van stikstof door een gewas, speelt in veengronden de nitraatuitspoeling geen rol van betekenis.

De zuurstofhuishouding bleek de belangrijkste sturende factor voor de processen van de stikstofhuishouding: een goede zuurstofvoorziening betekent meer stikstof-



mineralisatie, meer nitrificatie en minder denitrificatie. In het bosveen was de zuurstofvoorziening gunstig en in het veenmosveen vrij ongunstig. Het krimpen van de veenbodem door uitdroging bleek van groot belang voor de zuurstofhuishouding. Krimpscheuren hebben een gunstige invloed op het transport van zuurstof naar diepere lagen. Belangrijker echter is dat een krimpemde bodem vochtiger blijft dan een rigide bodem onder vergelijkbare hydrologische omstandigheden. Dit beperkt de zuurstofvoorziening van de structurelementen in de bodem. Uit de modelberekeningen is gebleken dat een correcte berekening van de stikstofhuishouding van veengronden een berekening van de waterhuishouding vereist die rekening houdt met het krimpen en zwellen van het veen. Met het waterhuishoudingmodel FLOCR is in het onderzoek aan die voorwaarde voldaan.

Kennis over het krimpgedrag van veen en de gevolgen daarvan voor de vocht-huishouding was niet gevonden in de literatuur. Krimpkarakteristieken zijn bepaald voor het bodemmateriaal (klei en veen) van de drie onderzochte profielen. Het krimpgedrag van veen bleek sterk te verschillen van dat van klei: onder veldomstandigheden krimpt veen minder dan klei. De invloed van krimp op de vocht-karakteristiek (pF-curve) van het bodemmateriaal is groot.

In ademhalingsmetingen zijn afbraaksnelheden van de organische stof van het veen bepaald. De potentiële relatieve afbraaksnelheden van veen liggen in de grootte-orde van die van stabiele humus in de bouwvoor onder gemiddelde Nederlandse omstandigheden (0,015-0,020 jaar<sup>-1</sup>). De afbraaksnelheden vertonen een duidelijke samenhang met de trofiegraad van het veen (indeling naar nutriëntenrijkdom in eutroof of nutriëntenrijk, mesotroof of weinig nutriëntenrijk en oligotroof of nutriëntenarm): het eutrofe bosveen heeft de hoogste afbraaksnelheid, het oligotrofe veenmosveen de laagste. Tussen de trofiegraad en de stikstofrijkdom is eveneens een eenduidige relatie gevonden: het eutrofe bosveen heeft het hoogste stikstofgehalte (C/N-verhouding ca. 16), het oligotrofe veenmosveen het laagste (C/N-verhouding 40-50). In eutroof bosveen valt derhalve de grootste stikstofmineralisatie te verwachten.

Opvallend is dat voor de onderzochte venen geen eenduidige relatie bestaat tussen het fosforgehalte enerzijds en de trofiegraad en het stikstofgehalte anderzijds. Hetzelfde verschijnsel is gerapporteerd in de literatuur. Blijkbaar heeft de trofiegraad meer betrekking op het stikstof- dan op het fosforgehalte van het veen. Van het pure gereduceerde veen onder de gemiddeld laagste grondwaterstand had het oligotrofe veenmosveen het hoogste fosforgehalte. De fosforgehalten van het veen waren over het algemeen zeer laag (C/P-verhouding 1100-5200).

De invloed van de temperatuur op de afbraaksnelheid van het veen bleek groter dan meestal wordt aangenomen (gemeten  $Q_{10}$ 's bedroegen 2,4 tot 5,6; meestal wordt 2 aangenomen). Bij 0 °C bleek de afbraak nog 25% van de afbraak bij 10 °C te bedragen.

In het veldonderzoek is specifieke kennis van de situatie van elk onderzoeksperceel opgedaan. Een deel van deze kennis was essentieel voor het voeden van het waterhuishoudingmodel en het nutriëntenhuishoudingmodel; een ander deel was belangrijk voor het jken en toetsen van de modellen. Het was niet mogelijk direct

de uitspoeling van nutriënten te meten in het veld. Hiervoor bestaat (nog) geen techniek die de hydrologische omstandigheden niet verstoort.

De belangrijkste algemene bevinding uit het veldonderzoek was dat in alle drie de onderzoekspercelen dieper dan 80 cm beneden maaiveld de stikstof- en fosforconcentraties in het bodemvocht hoog waren. De meest waarschijnlijke verklaring voor deze hoge concentraties is dat het bodemprofiel in het (recente) verleden is opgeladen met nutriënten aangevoerd uit het diepere grondwater via kwelstromen. In twee van de drie onderzoekspercelen waren de stikstof- en fosforconcentraties in het diepere grondwater hoger dan de concentraties in het grondwater van het veenprofiel. In het andere onderzoeksperceel werd als gevolg van het recente waterbeheer het diepere grondwater gevoed met boezemwater. Het is heel goed mogelijk dat in het verleden de stikstof- en fosforconcentraties in het diepere grondwater hier eveneens hoog waren. Daarnaast kan ook de langdurige afbraak van het veen onder anëarobe omstandigheden in het permanent verzadigde deel van het veenprofiel hebben bijgedragen aan het ontstaan van deze hoge concentraties. In het bovenste deel van de drie onderzochte profielen waren de nutriëntenconcentraties laag tengevolge van uitloging door neerwaarts stromend neerslagwater. In het perceel met overwegend kwel (omhoog stromend water vanuit de diepere ondergrond) was deze 'neerslagzone' dunner dan in de percelen met overwegend wegzijging (neerwaarts stromend water naar de diepere ondergrond).

De grondwaterstand van de onderzoekspercelen in het onderzoeksjaar bleek goed te kunnen worden benaderd met het waterhuishoudingmodel. De orde van grootte van de stikstof- en fosforconcentraties in het bodemvocht op verschillende diepten in het profiel van de onderzoekspercelen bleek redelijk goed te kunnen worden berekend met het nutriëntenhuishoudingmodel, de dynamiek in het verloop van de concentraties in de tijd minder goed.

De modelberekeningen wezen uit dat de specifieke veldcondities betreffende kwel en wegzijging, de nutriëntenconcentraties in het kwelwater en de opladingsgraad van het profiel op verschillende diepten met nutriënten bepalender waren voor de achtergrondbelasting van het oppervlaktewater dan de trofiegraad van het veen. Omdat deze condities per gebied sterk kunnen wisselen, is voor een betrouwbare berekening van de achtergrondbelasting en de invloed van ontwatering en bemesting daarop veldonderzoek steeds noodzakelijk.

Uit de berekeningen voor de onderzoekspercelen met het nutriëntenhuishoudingmodel bleek dat fosforbinding het dominante proces is voor de fosforhuishouding in veen. Hierdoor en doordat het fosforgehalte van het veen zeer laag was, is in dit onderzoek geen nieuwe kennis opgedaan over de fosformineralisatie in veen. De traditionele beschrijving van de fosformineralisatie in het nutriëntenhuishoudingmodel is daarom niet gewijzigd. Het gevolg hiervan is dat het model voor de onderzochte fosforarme veenprofielen netto-immobilisatie berekende. Het effect hiervan werd overschaduwed door het effect van fosforbinding. Gespiegeld aan de veldwaarnemingen werd het gecombineerde effect van deze beide processen redelijk goed berekend. Naar verwachting heeft het hiaat in de kennis van de fosformineralisatie de resultaten van het onderzoek voor fosfor niet nadelig beïnvloed.

Resumerend kan worden gesteld dat het onderzoek heeft beantwoord aan het algemene doel met uitzondering van het doel om inzicht in de fosformineralisatie te verkrijgen.

### 7.1.2 Methodiekontwikkeling

De traditionele methode om de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater te schatten, is het vermenigvuldigen van het te verwachten neerslagoverschot met gemeten concentraties aan nutriënten in het bovenste grondwater, meestal de bovenste meter van het grondwater (Hendriks, 1991). Beperkingen van deze methode zijn:

- ze houdt geen rekening met de bodemprocessen waaraan de nutriënten onderhevig zijn;
- afspoeling van nutriënten over het bodemoppervlak is niet in de schatting betrokken;
- de hoeveelheid water die uitspoelt naar het oppervlaktewater wordt niet alleen door het neerslagoverschot bepaald, maar eveneens door kwel/wegzijging, infiltratie vanuit het oppervlaktewater en verandering van de grondwaterberging. Met deze waterbalanstermen wordt geen rekening gehouden;
- de aanvoer van nutriënten vanuit het diepere grondwater, waarvan uit dit onderzoek blijkt dat die substantieel kan zijn, wordt niet meegenomen;
- het is onzeker van welke diepte de nutriëntenconcentraties voor de schatting moeten worden genomen.

Resultaten van deze traditionele schattingsmethode voor de drie onderzoekspercelen op basis van de resultaten van het veldonderzoek blijken zeer grote variaties te vertonen, afhankelijk van de aannames voor de hoeveelheid naar het oppervlaktewater afgevoerd water en de relevante nutriëntenconcentraties van dit water. Deze variaties bleken voor de onderzoekspercelen op te kunnen lopen tot 700% voor stikstof en 1000% voor fosfor. Voor een realistische schatting zijn een juiste berekening van de hydrologie en het in de berekening betrekken van bepalende bodemprocessen noodzakelijke voorwaarden.

In het kader van dit onderzoek is een methodiek ontwikkeld en getoetst die kan worden gebruikt voor het maken van een meer betrouwbare schatting van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater van veenweidegebieden en de invloed van ontwatering en bemesting hierop. Een groot voordeel van deze methodiek is dat er voorspellingen mee kunnen worden gedaan. Met deze methodiek is een schatting van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater verkregen die vele malen betrouwbaarder is dan de schattingen met de traditionele methode. De verwachting is dat in dit onderzoek de afwijkingen in de berekende achtergrondbelasting maximaal 20 tot 30% bedroegen. In het algemeen is deze afwijking in sterke mate afhankelijk van de betrouwbaarheid van de invoergegevens.

Het procesonderzoek dat binnen het onderzoek is uitgevoerd, heeft geresulteerd in voldoende inzicht in modelparameters om het modelinstrumentarium toe te kunnen passen op andere veenweidegebieden dan de onderzochte percelen. De berekeningen voor het onderzoeksperceel van Noord-Holland hebben dit aangetoond. In dit perceel

zijn geen kolommen gestoken, waardoor er geen procesonderzoek is verricht aan dit veen. Dankzij de verzamelde noodzakelijke veldgegevens zijn voor dit perceel toch goede resultaten behaald met de modelberekeningen. Voor toekomstige onderzoeken naar de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfor in veenweidegebieden is dan ook geen gedetailleerd procesonderzoek, zoals beschreven in dit rapport, meer nodig. Alleen voor het onderdeel fosformineralisatie bestaat nog een aantal onduidelijkheden.

Wat wel noodzakelijk is voor het betrouwbaar toepassen van het ontwikkelde model-instrumentarium op andere veenweidegebieden is het verzamelen van essentiële gebiedsgegevens. Er dient informatie te worden verzameld over:

- de veensoort in relatie tot de trofiegraad (eutroof, mesotroof of oligotroof), en het stikstof- en fosforgehalte van het veen;
- de dikte van het kleidek;
- de bodemfysische parameters;
- het fosforbindend vermogen van de profiellagen;
- de opladingsgraad van het profiel met stikstof en fosfor;
- sloot- en greppeldichtheden, en drainageweerstand;
- de hydrologische randvoorwaarden voor kwel en wegzijging, en de nutriëntenconcentraties in het kwelwater.

Een deel van deze informatie kan worden verkregen uit bestaande gegevensbestanden. De veensoort en daarmee de trofiegraad van het veen kunnen redelijk nauwkeurig worden afgeleid uit de bodemkaart. Door interpolatie tussen de extremen (eutroof en oligotroof), beschreven in dit rapport, kan het stikstofgehalte van het veen worden verkregen. Voor fosfor is dit moeilijk, omdat er geen eenduidige relatie is gevonden tussen trofiegraad en fosforgehalte van het veen. De dikte van het kleidek kan eveneens van de bodemkaart worden verkregen. Bodemfysische parameters kunnen worden afgeleid uit de Staringreeks (Wösten et al., 1987), waarbij dient te worden opgemerkt, dat deze voor de veengronden vooralsnog tamelijk summier is en geen gegevens bevat over krimpkaracteristieken van veen.

Een ander deel van de noodzakelijke gebiedsgegevens kan alleen worden verkregen uit veldonderzoek. Voor betrouwbare uitspraken over de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater is veldonderzoek onontbeerlijk. De belangrijkste gegevens voor het vaststellen van de achtergrondbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden, en de invloed van bemesting en ontwatering hierop zijn de hydrologische omstandigheden met betrekking tot kwel en wegzijging en de rijkdom van de kwel aan stikstof en fosfor. Daarnaast is de opladingsgraad met stikstof en fosfor gedifferentieerd naar de diepte van essentieel belang. Belangrijke gegevens die moeten worden verzameld in het veld zijn:

- grondwaterstanden;
- drukhoogten van het diepere grondwater onder het veenpakket;
- slootpeilen;
- oxalaat-extraheerbaar aluminium en ijzer van verschillende profiellagen (kleidek, veen onder en boven de gemiddeld laagste grondwaterstand);
- concentraties aan nutriënten in het diepere grondwater en in het veenprofiel op verschillende diepten (boven en onder de gemiddeld laagste grondwaterstand).

### 7.1.3 Achtergrondbelasting

#### 7.1.3.1 Omvang en invloedfactoren

Uit het onderzoek is gebleken dat de achtergrondbelasting aan nutriënten van het oppervlaktewater in veenweidegebieden in belangrijke mate wordt bepaald door drie hoofdfactoren:

- profielopbouw: veensoort (trofiegraad), fosforbindend vermogen en hoeveelheden nutriënten gebonden aan het bodemcomplex (opladingsgraad);
- hydrologische omstandigheden: kwel- en wegzijgingsintensiteiten en nutriëntenconcentraties in het kwelwater, dichtheden van sloten en greppels, drainageweerstand en peilbeheer;
- meteorologische condities: neerslagverdeling en -intensiteit, (gewas)verdamping en temperatuur.

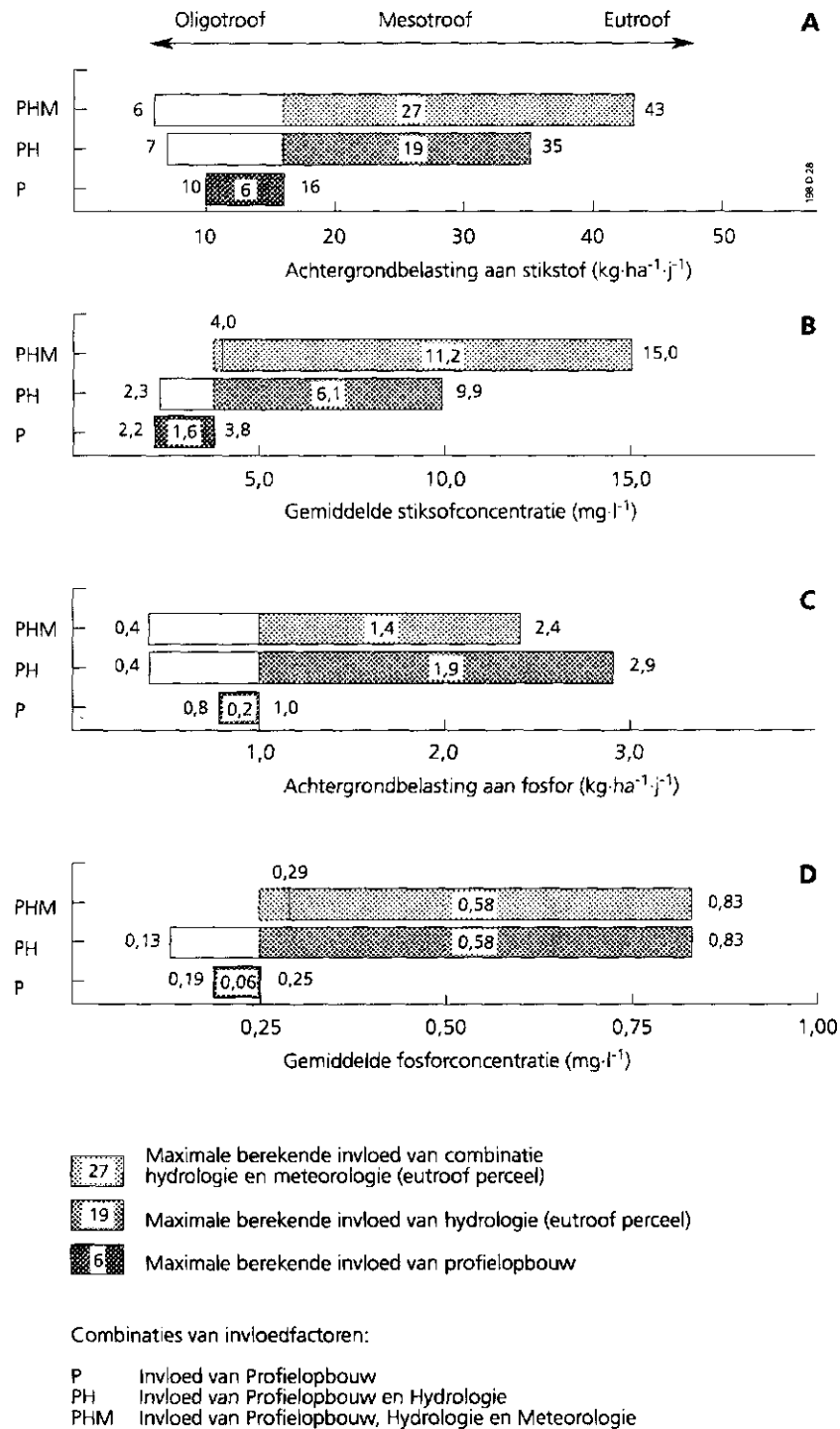
De hydrologie blijkt de meest bepalende factor voor de hoogte van de achtergrondbelasting. De invloed van de profielopbouw in de vorm van veensoort en fosforbindend vermogen blijkt ruimschoots te worden overschaduwed door de invloed van de hydrologie. In de modelberekeningen is de invloed van de hydrologie in absolute termen voor stikstof maximaal 3 en voor fosfor maximaal 9 keer zo groot als de invloed van de profielopbouw bij een lage opladingsgraad van het bodemcomplex met nutriënten (fig. 28). Onder extremere hydrologische en meteorologische omstandigheden kunnen deze factoren veel hoger zijn.

In figuur 28 zijn de bandbreedten van de berekende achtergrondbelasting uitgezet. Ze zijn verkregen uit de berekeningsresultaten voor de drie onderzochte percelen op resp. eutroof bosveen, matig-oligotroof veenmosveen en sterk-oligotroof veenmosveen. De bandbreedten zijn weergegeven voor drie simulaties met verschillende combinaties van de drie invloedfactoren profielopbouw, hydrologie en meteorologie:

- P: Profielopbouw (behalve opladingsgraad) verschilt per perceel; hydrologie en meteorologie identiek voor de drie percelen; géén kwel of wegzijging;
- PH: Profielopbouw en Hydrologie verschillen per perceel; meteorologie identiek voor de drie percelen; wèl kwel of wegzijging;
- PHM: Profielopbouw, Hydrologie en Meteorologie verschillen per perceel; wèl kwel of wegzijging.

Door de resultaten van deze drie simulaties te vergelijken, wordt de invloed van de drie invloedfactoren zichtbaar. De hoogste waarden zijn steeds berekend voor het eutrofe bosveen, de laagste voor het sterk-oligotrofe veenmosveen. In de simulaties met kwel of wegzijging (PH en PHM) treedt in het bosveenperceel nutriëntenrijke kwel op, in het matig-oligotrofe veenmosveenperceel overheersend wegzijging en in het sterk-oligotrofe veenmosveenperceel uitsluitend wegzijging.

Voor stikstof is bij de invloed van de profielopbouw vooral de stikstofrijkdom van het veen van belang. Er is een duidelijke relatie gevonden tussen stikstofgehalte van het veen en de hoogte van de achtergrondbelasting aan stikstof: hoe stikstofrijker



**Fig. 28** Bandbreedten van de berekende achtergrondbelasting aan stikstof (A) en fosfor (C) van het oppervlaktewater, en bijbehorende bandbreedten van de berekende gemiddelde concentraties van stikstof (B) en fosfor (D) in het afgevoerde water, voor drie combinaties van invloedfactoren. De bandbreedten zijn gebaseerd op de berekeningsresultaten voor de drie onderzoekspercelen. De maximale berekende invloed van hydrologie en van hydrologie gecombineerd met meteorologie zijn gebaseerd op de berekeningen van het eutrofe perceel.

(vervolg Fig. 28)

*Verklaring van de combinaties van invloedfactoren:*

- P:** — *profielopbouw (behalve opladingsgraad) verschilt per perceel;*  
— *hydrologische condities identiek voor de drie percelen;*  
— *géén kwel of wegzijging;*  
— *gemiddeld meteorologisch jaar, identiek voor de drie percelen;*  
— *lage opladingsgraad van nutriënten aan het bodemcomplex;*
- PH:** — *profielopbouw en hydrologische condities verschillen per perceel;*  
— *wel kwel of wegzijging;*  
— *gemiddeld meteorologisch jaar, identiek voor de drie percelen;*
- PHM:** — *profielopbouw, hydrologische en meteorologische condities verschillen per perceel;*  
— *wel kwel of wegzijging;*  
— *relatief droog jaar.*

het veen, hoe hoger de achtergrondbelasting aan stikstof. Tussen het stikstofgehalte van het veen en de trofiegraad van de veensoort (indeling naar nutriëntenrijkdom in eutroof, mesotroof of oligotroof veen) bestaat eveneens een eenduidig verband. Daarmee bestaat ook een duidelijke relatie tussen de achtergrondbelasting aan stikstof en de veensoort: bij vergelijkbare hydrologische omstandigheden is de hoogste achtergrondbelasting aan stikstof te verwachten bij eutrofe venen en de laagste bij oligotrofe venen.

Een ander aspect van de profielopbouw is de opladingsgraad van het bodemcomplex met stikstof. Hoe sterker het bodemcomplex is opgeladen, hoe groter de bijdrage is aan de achtergrondbelasting door uitloging van het bodemcomplex. De opladingsgraad hangt voor stikstof af van de trofiegraad van het veen. Belangrijker echter is de historie met betrekking tot het optreden van kwel of wegzijging. In een historische situatie met nutriëntenrijke kwel kan het bodemcomplex sterk zijn opgeladen met nutriënten, terwijl in een historische situatie met nutriëntenarme kwel of wegzijging het bodemcomplex kan zijn uitgeloozd.

Voor de achtergrondbelasting aan fosfor zijn van de profielopbouw vooral het fosforbindend vermogen en de opladingsgraad met fosfor van het veen onder de gemiddeld laagste grondwaterstand bepalend (GLG): hoe groter dit vermogen en hoe hoger deze opladingsgraad, hoe hoger de fosforbelasting. Het is waarschijnlijk dat het fosforbindend vermogen en de opladingsgraad toenemen met de trofiegraad (van oligotroof naar eutroof). Daarom bestaat waarschijnlijk ook een relatie tussen de achtergrondbelasting aan fosfor en de veensoort: bij vergelijkbare hydrologische omstandigheden is de hoogste achtergrondbelasting aan fosfor te verwachten bij eutrofe venen en de laagste bij oligotrofe venen.

De opladingsgraad met fosfor van het veen onder de GLG wordt vooral bepaald door de historie met betrekking tot het optreden van fosforrijke kwel. Tussen het fosforgehalte van het veen en de opladingsgraad met fosfor is geen relatie gevonden. Ook tussen het fosforgehalte en de berekende achtergrondbelasting aan fosfor en tussen het fosforgehalte en de trofiegraad van de veensoort is geen eenduidig relatie gevonden. Het fosforgehalte van de drie onderzochte veensoorten is zeer laag. Bij afbraak van dit veen is uitsluitend fosforimmobilisatie te verwachten. Fosforminerali-

satie van het veen levert daarom nauwelijks een bijdrage aan de achtergrondbelasting aan fosfor van het oppervlaktewater.

De invloed van de hydrologie wordt vooral bepaald door het voorkomen van nutriëntenrijke kwel. In dit onderzoek bleek de invloed van de hydrologie het grootst te zijn bij het eutrofe bosveenperceel, waar in de actuele situatie nutriëntenrijke kwel optreedt (fig. 28). Bij gelijke meteorologische condities is de achtergrondbelasting in een situatie met kwel (PH) 2 à 3 keer zo hoog als in een situatie zonder kwel of wegzijging (P). De grootte van de kwelinvloed hangt af van de hoeveelheid opkwellend water en de stikstof- en fosforconcentraties daarin. Wegzijging heeft een verlaging van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater tot gevolg, zoals uit figuur 28 blijkt voor het sterk-oligotrofe veenmosveen (PH en PHM vergeleken met P). Hoe sterker de wegzijging naar de diepere ondergrond, hoe geringer de af- en uitspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater.

De invloed van hydrologie en meteorologie uit zich o.a. in de hoeveelheid water die uitspoelt naar het oppervlaktewater. In een natter jaar en onder kwelomstandigheden spoelt meer water uit of af dan in een droger jaar en onder wegzijgingsomstandigheden. Vaak zal de achtergrondbelasting van het oppervlaktewater, uitgedrukt als totale vrachten aan stikstof en fosfor, hoger zijn naarmate meer water uit- en afspoelt naar het oppervlaktewater. Hierbij zijn van groot belang:

- de verhouding tussen het neerslagaandeel en het kwelaandeel van de waterafvoer;
- de nutriëntenconcentraties in het kwelwater;
- welke bodemlagen worden doorstroomd en de opladingsgraad met nutriënten van het bodemcomplex van die lagen.

In de simulatie zonder invloed van de meteorologie (PH) wordt in vergelijking met de simulatie met invloed van de meteorologie (PHM) 1,5 keer zo veel water afgevoerd bij het eutrofe perceel. Door de nattere omstandigheden is in simulatie PH de grondwaterstand hoger. Hierdoor is de hoeveelheid nutriëntenrijke kwel minder. Voor stikstof resulteert dit in een lagere belasting bij PH ten opzichte van PHM (fig. 28 A). Voor fosfor is het gevolg van de grotere waterafvoer een hogere belasting bij PH, ondanks de geringere fosforaanvoer via kwel (fig. 28 C). Oorzaak hiervan is dat in simulatie PH meer water uitspoelt naar het oppervlaktewater via sterk met fosfor opgeladen veenlagen. De hoogte van de achtergrondbelasting wordt aldus bepaald door het complexe samenspel van profielopbouw en opladingsgraad van het bodemprofiel, en meteorologische en hydrologische randvoorwaarden: neerslagverdeling en -intensiteit, gewasverdamping, kwel-/wegzijgingsintensiteit, nutriëntenconcentraties in het kwelwater, sloot- en greppeldichtheden, drainageweestanden en peilbeheer.

Een grotere hoeveelheid uit- en afspoelend water zal vaak een verdunnend effect betekenen en daardoor gemiddeld gezien lagere nutriëntenconcentraties in het naar het oppervlaktewater afgevoerde water. In figuur 28 zijn de gemiddelde concentraties van het naar het oppervlaktewater afgevoerde water van simulatie PHM in vergelijking met simulatie PH veel hoger dan op grond van de verhouding tussen de belastingen van deze simulaties onderling mag worden verwacht. De oorzaak hiervan is dat bij PHM als gevolg van de drogere omstandigheden minder water uit- en afspoelt



naar het oppervlaktewater. Langdurige nutriëntenarme kwel zal eveneens een verlagend effect op de nutriëntenconcentraties in het naar het oppervlaktewater uitspoelend grondwater hebben.

De berekende gemiddelde stikstof- en fosforconcentraties van het naar het oppervlaktewater afgevoerde water (fig. 28) zijn nagenoeg allemaal hoger dan de Algemene Milieu Kwaliteitsnormen (AMK) voor oppervlaktewater (voor stikstof  $2,2 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$  en voor fosfor  $0,15 \text{ mg.l}^{-1} \text{ P}$ ). Alleen bij oligotroof veenmosveen zijn onder gemiddelde meteorologische condities concentraties te verwachten die rond de AMK liggen of lager zijn. Waarschijnlijk geldt dit ook voor nattere jaren. De gemiddelden geven slechts een globaal beeld van de concentraties van het water dat uit- en afspoelt naar het oppervlaktewater. Over het voorkomen van pieken en het verschil tussen de seizoenen geven zij geen informatie. Ook geven zij geen uitsluitsel over de uiteindelijke kwaliteit van het oppervlaktewater. De nutriënten die uit- en afspoelen zijn immers onderhevig aan processen in de waterbodem en in het oppervlaktewater. Fosfor, en in mindere mate stikstof, kunnen worden vastgelegd in de waterbodem. Onder bepaalde omstandigheden kunnen de vastgelegde nutriënten weer vrijkomen en het oppervlaktewater verrijken. Organisch-stikstof en -fosfor kunnen worden gemineraliseerd in het oppervlaktewater. Anorganisch-stikstof kan, eventueel na nitrificatie, door denitrificatie in grote hoeveelheden verdwijnen uit het oppervlaktewater als stikstof in gasvorm. Deze denitrificatie kan  $500 \text{ mg}$  nitraat-N per  $\text{m}^2$  onderwaterbodem per dag bedragen (Van Kessel, 1976).

### 7.1.3.2 Betekenis voor het Nederlandse veenweidegebied

Het stikstofgehalte van het onderzochte sterk-oligotrofe veen bevindt zich aan de ondergrens en dat van het onderzochte eutrofe veen aan de bovengrens van de stikstofgehalten van onbemeste Nederlandse venen. De berekende bandbreedte van de achtergrondbelasting aan stikstof afhankelijk van de profielopbouw (simulatie P) vertegenwoordigt dus ruwweg het te verwachten bereik van de achtergrondbelasting aan stikstof van het oppervlaktewater voor Nederlandse onbemeste veenweidegronden, afhankelijk van de veensoort en onder gemiddelde omstandigheden zonder kwel- of wegzijgingsinvloeden (fig. 28).

Voor fosfor is niet duidelijk in hoeverre de waarden van de onderzoekspercelen voor het fosforbindend vermogen en de opladingsgraad met fosfor van het veen onder de gemiddeld laagste grondwaterstand representatief zijn voor de Nederlandse venen. Het bereik van de achtergrondbelasting aan fosfor voor Nederlandse onbemeste veenweidegronden, onder gemiddelde omstandigheden zonder kwel- of wegzijgingsinvloeden, kan daarom groter zijn dan het berekende bereik (fig. 28). De verwachting is dat vooral de bovengrens hoger kan zijn dan de berekende waarde van  $1 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{j}^{-1} \text{ P}$ .

De veensoort kan worden afgelezen van de bodemkaart, het bij de veensoort behorende stikstofgehalte uit tabel 1 van dit rapport. Ca. 36% van de Nederlandse

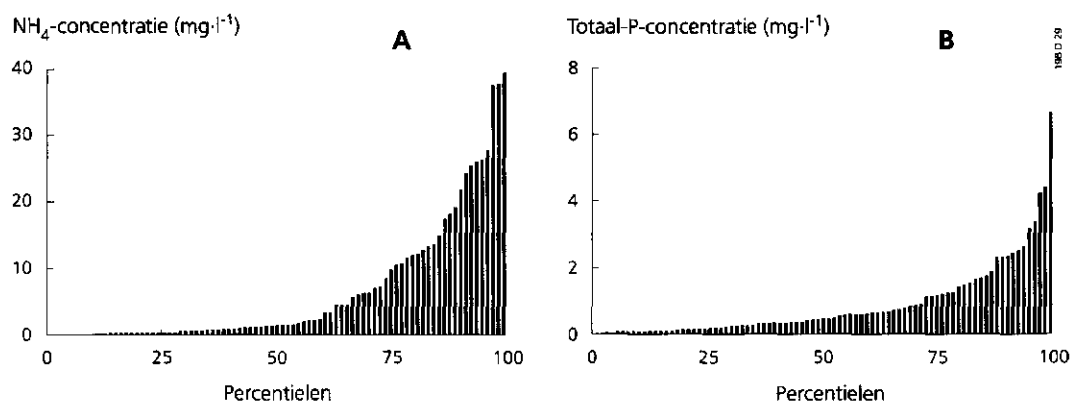
veengronden bestaat uit eutroof veen, ca. 38% uit mesotroof veen en ca. 26% uit oligotroof veen.

In de meeste Nederlandse veenweidegebieden zal echter uitwisseling tussen het bovenste (freatische) grondwater en het diepere grondwater plaatsvinden in de vorm van kwel of wegzijging. Hierdoor wordt de eenduidige relatie tussen achtergrondbelasting en veensoort verstoord. Veel veenweidegebieden zijn gelegen in polders waar het maaiveld zich beneden NAP-hoogte bevindt. In de meeste van deze gebieden is dan ook een zekere mate van kwel te verwachten.

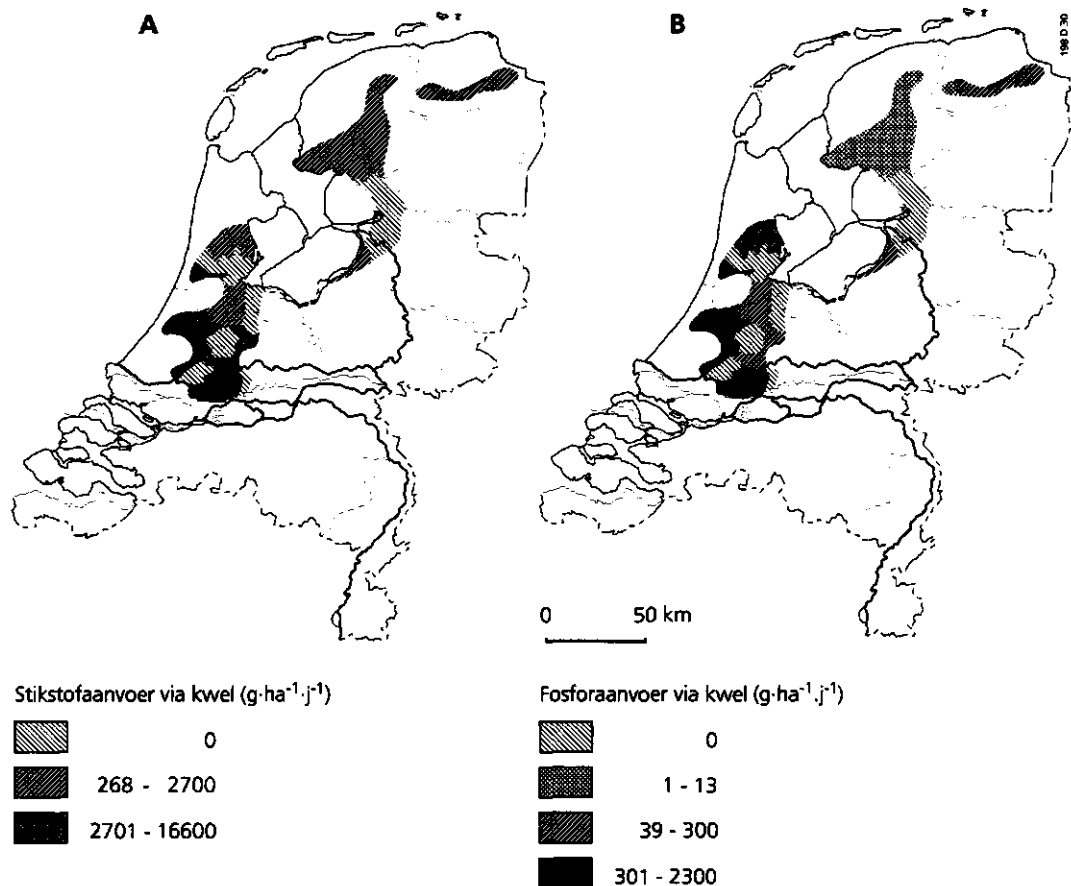
De kwelintensiteit en de nutriëntenconcentraties in het kwelwater kunnen lokaal zeer sterk wisselen. Dat de concentraties hoog zijn voor een groot deel van de Nederlandse klei/veengebieden toont figuur 29. Voor stikstof geldt hierbij dat organisch-stikstof eveneens in belangrijke mate kan voorkomen in het kwelwater. De hoge concentraties hebben een natuurlijke oorzaak. Ze hangen voor een groot deel samen met de aanwezigheid van een overmaat aan organische stof in de (diepere) ondergrond, die onder anëroabe omstandigheden langzaam wordt afgebroken. Een schatting van de stikstof- en fosforvrachten aangevoerd met het kwelwater in de Nederlandse laagveengebieden voor een gemiddeld meteorologisch jaar is weergegeven in figuur 30. Plaatselijk kunnen deze vrachten vele malen hoger of lager zijn. Voor de polder Wilnis-Veldzijde in de provincie Utrecht, bijvoorbeeld, zijn voor de periode juni 1986 tot juni 1987 de nutriëntenvrachten aangevoerd via kwel geschat op 197 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> totaal-N en 9,3 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> totaal-P (De Boer, 1987).

Als gevolg van de ruimtelijke variabiliteit in hydrologische randvoorwaarden is het niet mogelijk eenvoudige eenduidige uitspraken te doen over de hoogte van de achtergrondbelasting aan nutriënten van het oppervlaktewater voor het gehele Nederlandse veenweidegebied.

De waterkwaliteitbeheerder moet een goed inzicht hebben in de hydrologische situatie in zijn gebied en vooral in de kwel/wegzijging en de nutriëntenconcentraties in het



**Fig. 29 Ammonium (A) en totaal-fosfor (B) in het zoete grondwater ( $Cl < 200 \text{ mg.l}^{-1}$ ) op 5-15 m - mv in klei/veengebieden van Nederland. Gemiddelde concentraties: ammonium  $6,4 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NH}_4$  en fosfor  $0,88 \text{ mg.l}^{-1} \text{ P}$  (RIVM, 1992).**



**Fig. 30** Schatting van de stikstofvrachten (A) en fosforvrachten (B) aangevoerd met het kwelwater in de Nederlandse laagveengebieden voor het gemiddelde meteorologische jaar 1985 (naar: Kroes et al., 1990)

kwelwater. Pas dan kan hij een reële schatting maken van de hoogte van de achtergrondbelasting aan nutriënten van het oppervlaktewater. Blijkt de achtergrondbelasting voor een groot deel te worden bepaald door nutriëntenrijke kwel, dan is de enige manier waarop hij deze belasting kan reduceren het zo hoog mogelijk houden van het oppervlaktewaterpeil ter vermindering van de kwelbelasting. Wat betreft de kwaliteit van het oppervlaktewater zal hij dan een afweging moeten maken tussen het effect van deze vermindering en het effect van inlaat van (extra) gebiedsvreemd water om het peil in het droge seizoen te handhaven.

### 7.1.4 Invloed van ontwatering en bemesting

#### 7.1.4.1 Ontwatering

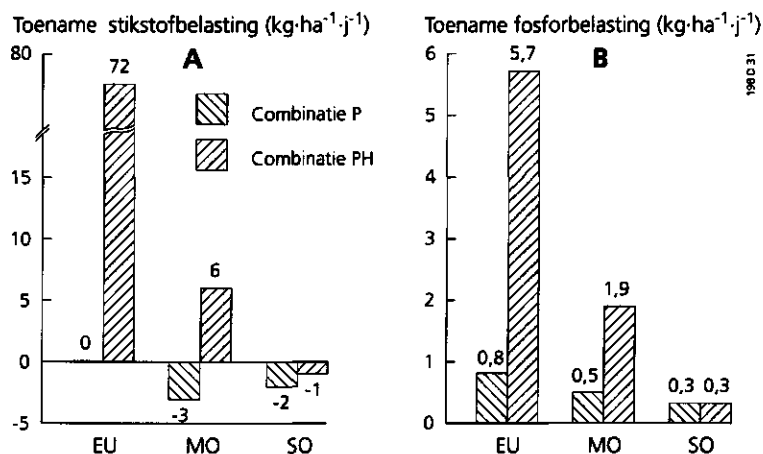
Bij de invloed van (diepere) ontwatering op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden is een aantal processen van belang (zie tabel 3, H2):

- toename van de mineralisatie van het veen door betere en diepere aëratie van het profiel;
- afname van oppervlakkige afspoeling en ondiepe uitspoeling;
- toe/afname van denitrificatie (afhankelijk van de hydrologische omstandigheden);
- toename van snel-transport via krimpscheuren;
- toename van kwel en/of afname van wegzijging;
- toename van het bergend en bindend vermogen van het bodemprofiel;
- toename van de gewasopname.

Deze processen hebben een verschillend effect op de achtergrondbelasting. Het totale effect wordt bepaald door het (de) dominante proces(sen).

De invloed van diepere ontwatering op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater van de drie onderzoekspercelen in een situatie zonder bemesting is onderzocht voor twee combinaties van invloedfactoren: een simulatie zonder kwel/wegzijging (P) en een simulatie met kwel/wegzijging (PH) (fig. 31). Diepere ontwatering betekent hierbij verlaging van het oppervlaktewaterpeil van 20 naar gemiddeld 70 cm beneden maaiveld (winterpeil 80 cm - mv; zomerpeil 60 cm - mv). Ook hier blijkt de hydrologie in de vorm van kwel een allesbepalende rol te spelen. Als gevolg van de peilverlaging daalt de grondwaterstand, waardoor in simulatie PH de kwel sterk toeneemt in het eutrofe perceel, de kwel toeneemt en dominant wordt in het matig-oligotrofe perceel en de wegzijging sterk afneemt in het sterk-oligotrofe perceel. De (sterke) toename van de nutriëntenaanvoer via kwel betekent een (sterke) verhoging van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater. De invloed van kwel/wegzijging bij peilverlaging wordt zichtbaar door de toename van de nutriëntenbelasting van simulatie P af te trekken van de toename van de belasting van simulatie PH. Bij het matig-oligotrofe perceel bijvoorbeeld is de kwelinvloed voor stikstof  $9 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ N}$  en voor fosfor  $1,4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ P}$ . Het grootste effect van kwel bij peilverlaging is berekend voor het eutrofe perceel met het hoogste produkt van kwelintensiteit en nutriëntenconcentraties in het kwelwater. De hoogste nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in een onbemeste situatie -  $107 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ N}$  en  $8,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ P}$  - is dan ook berekend bij een ontwateringspeil van 70 cm beneden maaiveld voor dit perceel. De afname van de wegzijging in het sterk-oligotrofe perceel heeft een veel geringer effect.

In de situatie zonder kwel/wegzijging (P) zijn de effecten van diepere ontwatering op de stikstofbelasting gering: een verlaging van 0-20%. In het eutrofe bosveenperceel zijn de processen die tot toename van de belasting leiden en de processen die tot afname leiden in evenwicht. In het matig- en sterk-oligotrofe veenmosveenperceel overheersen de processen die tot afname leiden. Een belangrijke oorzaak van de afname is de geringere afspoeling en ondiepe uitspoeling naar greppels. In de veenmosveenprofielen is beneden 60 cm - mv het veen veel stikstofarmer dan boven in het profiel. Voor het eutrofe bosveenprofiel geldt dit in veel mindere mate. Uitspoeling via diepere, stikstofarmere lagen betekent een lagere stikstofbelasting van het oppervlaktewater. Een andere belangrijke oorzaak is de toename van stikstofmineralisatie en nitrificatie in het bovenste deel van het profiel, gevolgd door een toename van denitrificatie in de verzadigde profiellagen. Het door mineralisatie en nitrificatie gevormde nitraat spoelt in de natte periode snel uit naar diepere verzadigde lagen.



**Fig. 31** Toename van de stikstofbelasting (A) en fosforbelasting (B) van het oppervlaktewater van de drie onderzoekspercelen in een situatie zonder bemesting door verlaging van het ontwateringspeil van 20 naar gemiddeld 70 cm - mv (winterpeil 80 cm - mv; zomerpeil 60 cm - mv) berekend voor twee combinaties van invloedfactoren.

**Codering van de percelen:** EU = eutroof, MO = matig-oligotroof, SO = sterk-oligotroof.

**Verklaring van de combinaties van invloedfactoren:**

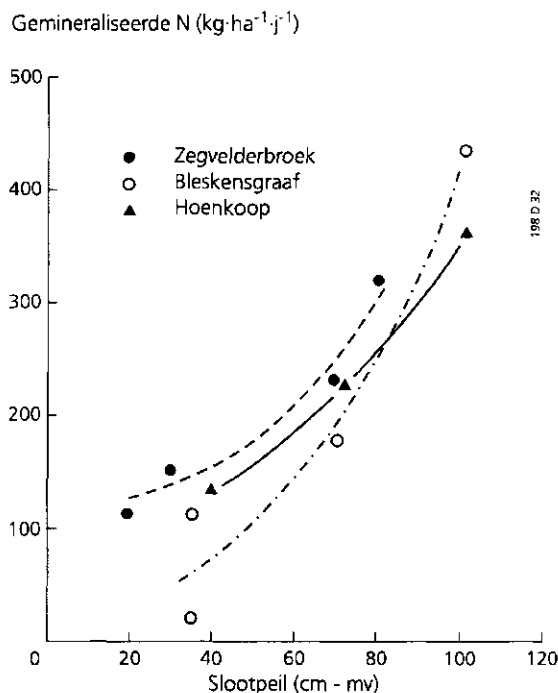
- P:** — profielopbouw (behalve opladingsgraad) verschilt per perceel;  
 — hydrologische condities identiek voor de drie percelen;  
 — géén kwel of wegzijging;  
 — gemiddeld meteorologisch jaar, identiek voor de drie percelen;  
 — lage opladingsgraad van nutriënten aan het bodemcomplex;
- PH:** — profielopbouw en hydrologische condities verschillen per perceel;  
 — wel kwel of wegzijging;  
 — gemiddeld meteorologisch jaar, identiek voor de drie percelen.

Door de lange verblijftijd in deze organische-stofrijke lagen wordt het nitraat volledig gedenitrificeerd.

Diepere ontwatering leidt tot een toename van de stikstofmineralisatie. Bij een zomerpeilverlaging van 20 naar 60 cm beneden maaiveld is de maximale toename van de stikstofmineralisatie berekend voor het eutrofe bosveenperceel. Deze bedraagt ca.  $80 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  N voor simulatie P en ca.  $60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  N voor simulatie PH waar als gevolg van de hoge kwelintensiteit de grondwaterstanden in de zomer hoger zijn. Deze waarden komen goed overeen met de relaties tussen polderpeil en stikstofmineralisatie voor drie eutrofe veenweidepercelen afgeleid door Hendriks (1991) uit gegevens van Schothorst (1977) (fig. 32).

De toename van de stikstofmineralisatie door peilverlaging blijkt niet te leiden tot een verhoging van de stikstofuitspoeling. De extra gemineraliseerde stikstof bevindt zich voor een groot deel in de wortelzone en komt daardoor voor het grootste deel ten goede aan de gewasproductie. Het overige deel verdwijnt uit het profiel door denitrificatie.

De effecten van diepere ontwatering op de fosforbelasting van het oppervlaktewater in een situatie zonder kwel/wegzijging zijn groter dan de effecten op de stikstofbelas-



**Fig. 32** Verband tussen het polderpeil en de omvang van de jaarlijkse mineralisatie van stikstof in veengrasland (naar: Hendriks, 1991)

ting: een toename van 30-100%. De belangrijkste oorzaak hiervan is dat bij diepere ontwatering de uitspoeling plaatsvindt via diepere profiellagen. In deze veenlagen is de fosforbinding minder sterk en bijna volledig reversibel. Bepalend voor de grootte van de toename van de fosforuitspoeling door diepere ontwatering is de opladingsgraad met fosfor van het bodemcomplex van deze lagen. De fosforbinding in de bovenliggende kleilagen is veel sterker. Het in deze lagen gebonden fosfor kan slechts zeer langzaam weer vrijkomen.

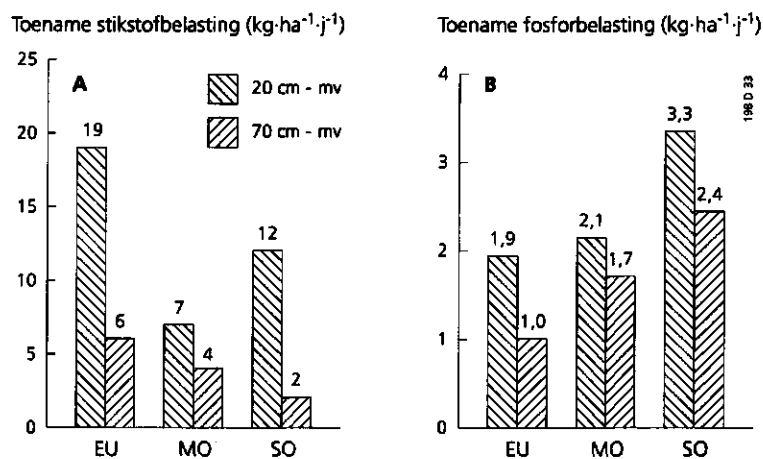
#### 7.1.4.2 Bemesting

Verhoging van de bemesting heeft in de modelberekeningen bij alle onderzochte veenpercelen en bij elk ontwateringspeil toename van de stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater tot gevolg. Dit is vooral het gevolg van afspoeling over het bodemoppervlak, uitspoeling via krimpscheuren en ondiepe uitspoeling van meststoffen. Deze afvoertermen worden in sterke mate bepaald door de hydrologische randvoorwaarden.

De invloed van bemesting op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater blijkt van veel factoren af te hangen, waarbij de hydrologische randvoorwaarden de belangrijkste zijn:

- de ontwateringssituatie; deze factor is van zeer groot belang. Naarmate de ontwateringsdiepte geringer is, is de invloed van bemesting groter;
- de infiltratiecapaciteit van de toplaag; deze factor is van belang in combinatie met de ontwateringsdiepte. Hoe geringer de infiltratiecapaciteit, hoe groter de afspoeling van meststoffen over het bodemoppervlak;
- de kwelcondities; deze factor beïnvloedt de ontwateringstoestand. Bij hogere kwelintensiteit is de grondwaterstand hoger, waardoor meer meststoffen afspoelen en ondiep uitspoelen;
- de veensoort; deze factor is vooral van belang bij een geringe ontwateringsdiepte. Naarmate het veen rijker is aan nutriënten en naarmate de afbraaksnelheid van het veen hoger is, is de concurrentie om zuurstof voor organische-stofafbraak en nitrificatie tussen veen en organische meststoffen groter, waardoor vooral meer organische meststoffen uitspoelen;
- meteorologische condities; naarmate de neerslag direct na een mestgift hoger is, spoelen meer meststoffen uit via krimp-scheuren en spoelen meer meststoffen af over het bodemoppervlak;
- het fosforbindend vermogen van de bovenste profiellagen; deze factor is voor de fosforuitspoeling van groot belang. Hoe groter het fosforbindend vermogen van de bovenste profiellagen, hoe geringer de invloed van bemesting.

In figuur 33 is de toename van de nutriëntenbelasting als gevolg van verhoging van de bemesting van géén bemesting naar een bemestingsniveau dat overeenkomt met 2,5 grootvee-eenheden per ha uitgezet voor twee ontwateringsdiepten: 20 en 70 cm-mv. In alle gevallen is de toename van de belasting het grootst bij de ondiepe ontwatering.



**Fig. 33 Toename van de stikstofbelasting (A) en fosforbelasting (B) van het oppervlaktewater van de drie onderzoekspcelen door verhoging van de bemesting van géén bemesting naar een bemestingsniveau dat overeenkomt met 2,5 grootvee-eenheden per ha, berekend voor de twee ontwateringspellen 20 en gemiddeld 70 cm - mv (winterpeil 80 cm - mv; zomerpeil 60 cm - mv), op basis van de simulatie met kwel en wegzijging (PH). Codering van de pcelen: EU = eutroof, MO = matig-oligotroof, SO = sterk-oligotroof.**

Vooraf bij stikstof wordt de invloed van bemesting in belangrijke mate bepaald door de hydrologische randvoorwaarden. Deze bepalen de afspoeling en uitspoeling van stikstofmeststoffen.

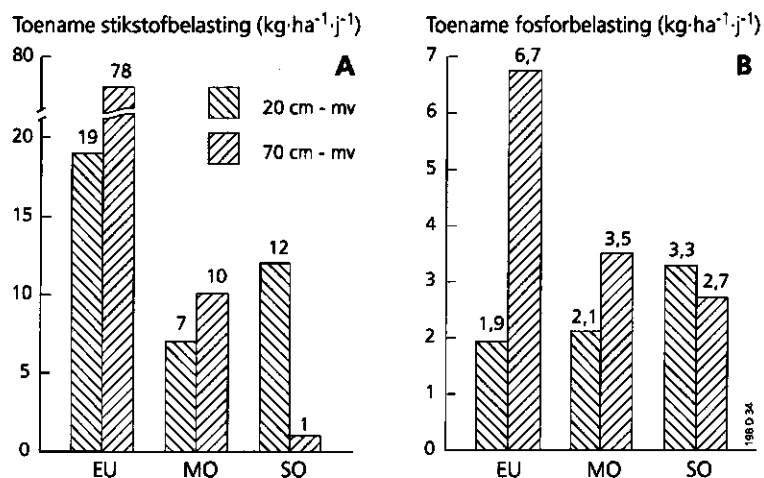
De afspoeling van meststoffen is vooral afhankelijk van de hydrologische condities infiltratiecapaciteit van de toplaag en hoogte van de grondwaterstand, en van de meteorologische condities. Alleen de hydrologische condities verschillen tussen de percelen. De infiltratiecapaciteit is het laagst bij het sterk-oligotrofe perceel. De afspoeling van meststoffen is hier dan ook het grootst. De toename van de stikstofbelasting door bemesting bij een ontwateringspeil van 20 cm - mv is bij dit perceel daardoor groter dan bij het matig-oligotrofe perceel. Het eutrofe perceel heeft door de hoogste kwelintensiteit het natste profiel en de hoogste grondwaterstand. Bij dit perceel is bij het ondiepe peil de afspoeling eveneens hoog.

Veel belangrijker dan de afspoeling is de uitspoeling van stikstofmeststoffen. Toevoer van makkelijk afbreekbare organisch-stikstof in de vorm van organische mest, en van ammonium in de vorm van organische en minerale mest betekent concurrentie om zuurstof tussen veen en mest. Deze concurrentie is groter naarmate de zuurstofvoorziening slechter is door een natter profiel en naarmate de zuurstofvraag groter is door een hogere afbraaksnelheid en een hoger stikstofgehalte van het veen. Indien de gezamenlijke zuurstofvraag van veen en mest het aanbod overstijgt, worden de afbraak, stikstofmineralisatie en nitrificatie van stikstofmest geremd. Organisch-stikstof en ammonium van bemesting spoelen dan in grotere hoeveelheden uit. Nitraat spoelt nauwelijks uit; het wordt opgenomen door het gewas of gedenitrificeerd door de overmaat aan organisch stof van het veen. Dit proces speelt vooral bij het eutrofe perceel dat het stikstofrijkste en natste profiel heeft. Bij beide ontwateringspeilen is hierdoor de toename van de stikstofbelasting door bemesting het grootst bij dit perceel. Bij diepere ontwatering, waar afspoeling het beeld niet verstoord, is een duidelijke relatie te zien tussen het stikstofgehalte van het veen en de toename van de stikstofbelasting door bemesting: hoe hoger het stikstofgehalte, hoe hoger de toename van de stikstofbelasting door bemesting.

Door diepere ontwatering neemt de invloed van bemesting op de stikstofbelasting af. De afspoeling van meststoffen wordt sterk gereduceerd. Belangrijker, echter, is dat bij diepere ontwatering het profiel beter en dieper is geaëreerd, waardoor een groter deel van de stikstofmeststoffen wordt omgezet in nitraat door mineralisatie en nitrificatie. In de natte periode spoelt dit nitraat uit naar diepere verzadigde lagen waar het door de lange verblijftijd in deze organische-stofrijke lagen volledig wordt gedenitrificeerd. Bij diepere ontwatering verdwijnen daardoor meer stikstofmeststoffen in de vorm van gasvormige stikstofverbindingen uit het profiel door denitrificatie. De uitspoeling van stikstofmeststoffen naar het oppervlaktewater is hierdoor geringer. Het effect van diepere ontwatering op de toename van de stikstofbelasting door bemesting is dan ook het grootst bij het eutrofe perceel.

Bij fosfor is naast de hydrologische randvoorwaarden ook het fosforbindend vermogen van de bovenste profiellagen van belang. Dit is het grootst bij het eutrofe perceel. Bij het matig en het sterk-oligotrofe perceel is dit veel geringer. Er bestaat een duidelijke relatie tussen het fosforbindend vermogen van het profiel en de toename





**Fig. 34** Gecombineerde toename van de stikstofbelasting (A) en fosforbelasting (B) van het oppervlaktewater van de drie onderzoekspercelen door verhoging van de bemesting van géén bemesting naar een bemestingsniveau van 2,5 g.v.e. per ha èn door verlaging van het ontwateringspeil ten opzichte van het referentiepeil van 20 cm - mv, berekend voor de twee ontwateringspeilen 20 en gemiddeld 70 cm - mv (winterpeil 80 cm - mv; zomerpeil 60 cm - mv), op basis van de simulatie met kwel en wegzijging (PH).  
 Codering van de percelen: EU = eutroof, MO = matig-oligotroof, SO = sterk-oligotroof.

van de fosforbelasting door bemesting: hoe hoger het fosforbindend vermogen, hoe lager de toename van de fosforbelasting door bemesting. Dit geldt vooral voor het diepere peil, waar afspoeling nauwelijks nog een rol speelt. De grootste toename van de fosforbelasting onder invloed van bemesting is berekend voor het sterk-oligotrofe perceel met de laagste infiltratiecapaciteit van de toplaag en het geringste fosforbindend vermogen van de bovenste profiellagen.

Bij fosfor is het effect van diepere ontwatering op de invloed van bemesting geringer dan bij stikstof. Bij diepere ontwatering neemt de afspoeling van fosformeststoffen af. Het permanent-onverzadigde deel van het profiel is groter bij diepere ontwatering waardoor meer fosfor aan het bodemcomplex kan worden gebonden. Het fosforbindend vermogen van de kleilaag van alle drie percelen is dermate groot dat pas op lange termijn bij intensieve bemesting fosforverzadiging van deze laag en volledige doorslag van fosformeststoffen is te verwachten. Het moment waarop dit zal gebeuren hangt af van de bemestingsintensiteit, het fosforbindend vermogen en de verzadigingsgraad met fosfor van het profiel, en de ontwateringsdiepte.

Vooraf bij het eutrofe perceel is nog van belang dat uit het dieper ontwaterde profiel minder organisch-fosfor van bemesting uitspoelt, omdat in het beter geaëreerde profiel meer organische meststoffen worden afgebroken en gemineraliseerd. Het door mineralisatie gevormde anorganisch-fosfor wordt gebonden aan het bodemcomplex.

Figuur 34 is een combinatie van de figuren 31 en 33. Deze figuur toont de gecombineerde toename van de nutriëntenbelasting door verhoging van de bemesting van géén bemesting naar een bemestingsniveau van 2,5 g.v.e. per ha èn door verlaging

van het ontwateringspeil ten opzichte van het referentiepeil van 20 cm - mv, in een situatie met kwel/wegzijging (simulatie PH). Hieruit blijkt dat bij diepere ontwatering (70 cm - mv) in een situatie met nutriëntenrijke kwel de toename van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater door verhoogde nutriëntenaanvoer via kwel (veel) groter is dan de afname van deze belasting door een geringere invloed van bemesting. De grootste nutriëntenbelasting - 113 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> N en 9,6 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> P - is dan ook berekend voor de combinatie van diepste peil en hoogste bemestingsniveau bij het eutrofe perceel met de hoogste kwelintensiteit en nutriëntenconcentraties in het kwelwater.

#### **7.1.4.3 Betekenis voor het Nederlandse veenweidegebied**

Evenals bij de achtergrondbelasting geldt dat de waterkwaliteitbeheerder een goed inzicht moet hebben in de hydrologische situatie in zijn gebied om het effect van ontwatering en bemesting op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater te kunnen vaststellen. Bij ontwatering zijn hierbij vooral het optreden van kwel of wegzijging en de nutriëntenconcentraties in het kwelwater van belang. Daarnaast is de opladingsgraad van het bodemcomplex met stikstof en fosfor belangrijk.

Van diepere ontwatering van veengronden mag een positief (verlagend) effect op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater worden verwacht indien de nutriëntenconcentraties in het kwelwater lager zijn dan de AMK-waarden. Voor de stikstofbelasting is eveneens een positief effect van diepere ontwatering te verwachten indien in de dieper-ontwaterde situatie géén kwel optreedt. Het positieve effect van diepere ontwatering is groter naarmate de bemesting hoger is.

Het negatieve (verhogend) effect van diepere ontwatering op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater neemt toe naarmate de kwelintensiteit toeneemt als gevolg van de diepere ontwatering en naarmate de nutriëntenconcentraties in het kwelwater hoger zijn. Verder mag niet uit het oog worden verloren dat diepere ontwatering van veengronden altijd leidt tot een versnelling van het afbraakproces van veen. Dit versnelt het verdwijnen van het veen en de zakking van het maaiveld. Het ontwateringspeil moet hierdoor eerder en vaker worden verlaagd, waardoor de kwelintensiteit weer verder toeneemt.

Verhoging van de bemesting heeft altijd een verhoging van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater van veengebieden tot gevolg. De grootte van dit negatieve effect wordt voor een groot deel bepaald door de hydrologische randvoorwaarden. Daarnaast zijn de trofiegraad van de veensoort en voor fosfor ook het fosforbindend vermogen van de bovenste profiellagen van belang.

Voor zowel stikstof als fosfor is het grootste effect van bemesting op de belasting van het oppervlaktewater te verwachten bij een ondiep ontwaterd, eutroof veenprofiel met een slecht doorlatende toplaag onder kwelomstandigheden. Voor fosfor is het effect groter naarmate het fosforbindend vermogen van de bovenste profiellagen lager is. Het fosforbindend vermogen hangt sterk samen met het kleigehalte: hoe hoger het kleigehalte, hoe groter het fosforbindend vermogen. De onderzochte veenpercelen

hebben alle een kleidek van ca. 20 cm dikte. Bij 40% van de veengronden van Nederland ontbreekt een kleidek van betekenis.

Voor veengronden zonder kleidek van betekenis kan bemesting een veel groter effect op de fosforbelasting van het oppervlaktewater betekenen dan in dit onderzoek is berekend voor de onderzoekspercelen. Voor dergelijke veengronden kan worden verwacht dat de infiltratiecapaciteit van de toplaag groter is. Afspoeling van meststoffen zal onder deze omstandigheden geringer zijn. Een groter deel van de meststoffen zal daardoor in de bodem dringen en in het onverzadigde profiel worden vastgelegd. Omdat het fosforbindend vermogen van de bovenste profiellagen gering is, kunnen deze op relatief korte termijn verzadigd raken met fosfor, waarna doorslag van fosformeststoffen zal optreden. Belangrijk hierbij is de verzadingsgraad met fosfor van de bovenste profiellagen. Naarmate deze groter is, zal doorslag eerder optreden. Volgens Schoumans et al. (1988) is een volledige doorslag, waarbij als gevolg van verzadiging het gehele fosforbemestingsoverschot in het grondwater terecht komt, in Nederlandse veenweidegebieden op korte termijn niet te verwachten. Wel is op de kwetsbare gronden (geen kleidek, geringe ontwateringsdiepte) bij de wettelijk toegestane giften een duidelijk gevaar voor uitspoeling aanwezig.

Door diepere ontwatering kan de invloed van bemesting op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater worden verminderd. Dit is echter een korte-termijn-strategie, omdat na bepaalde tijd de extra beschikbare profieldiepte verzadigd zal raken met fosfor en zal doorslaan. Daarnaast zal door de bemestingsnutriënten die niet uit- of afspoelen als gevolg van diepere ontwatering een nutriëntenrijkere organische stof ontstaan in het bovenste deel van het profiel. Hierdoor wordt het profiel nutriëntenrijker, wat op de langere termijn kan leiden tot een toename van de nutriëntenbelasting.

## **7.2 Conclusies**

In deze paragraaf worden de belangrijkste conclusies van het onderzoek samengevat. Conclusies over detailspecten van de verschillende deelonderzoeken worden in de betreffende hoofdstukken en paragrafen gegeven.

### **7.2.1 Doelstellingen van het onderzoek**

Het uitgevoerde onderzoek heeft beantwoord aan de algemene doelstelling van het Veenweide-onderzoek: het verzamelen van kennis van en inzicht in de processen die een rol spelen bij de uit- en afspoeling van nutriënten naar het oppervlaktewater in veenweidegebieden in Nederland. Voor één van deze processen, de fosformineralisatie, is dit niet gelukt.

Met het geijkte modelleninstrumentarium is het mogelijk gebleken een kwantitatieve schatting te maken van de achtergrondbelasting aan stikstof en fosfor van het op-

pervlaktewater in veenweidegebieden, en van de invloed van ontwatering en bemesting op deze belasting. Hiermee was aan het concrete doel van het onderzoek beantwoord.

### **7.2.2 Methodiekontwikkeling**

Het in dit onderzoek toegepaste modelleninstrumentarium (ANIMO en FLOCR) voor het berekenen van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater van veenweidepercelen blijkt een voor dit doel betrouwbare methode, die in dit onderzoek afwijkingen gaf in de orde van grootte van 20-30%. In het algemeen is de afwijking in sterke mate afhankelijk van de betrouwbaarheid van de invoergegevens. De traditionele methode om de nutriëntenbelasting te schatten, blijkt binnen dit onderzoek afwijkingen te kunnen geven tot 1000%. Een groot voordeel van het toegepaste modelleninstrumentarium is dat er voorspellingen mee kunnen worden gedaan.

Voor een correcte berekening van de water- en nutriëntenhuishouding van veengronden zijn modellen vereist die rekening houden met het krimpen en zwellen van het veen.

Voor de modelmatige beschrijving van de nutriëntenhuishouding in de bodem van veengronden heeft het onderzoek geresulteerd in procesparameterwaarden voor eutroof, matig-oligotroof en sterk-oligotroof veen.

Voor het toepassen van de in dit onderzoek ontwikkelde methodiek voor het bepalen van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater op andere dan de onderzochte veenweidegebieden is het noodzakelijk de hiervoor benodigde invoergegevens te verzamelen in het veld. Deze hebben voornamelijk betrekking op de hydrologische en bodemkundige randvoorwaarden.

### **7.2.3 Achtergrondbelasting**

De achtergrondbelasting aan nutriënten van het oppervlaktewater in veenweidegebieden wordt in belangrijke mate bepaald door een complex samenspel van drie factoren:

- profielopbouw: veensoort (trofiegraad), fosforbindend vermogen en hoeveelheden nutriënten gebonden aan het bodemcomplex (opladingsgraad);
- hydrologische omstandigheden: kwel- en wegzijgingsintensiteiten en nutriëntenconcentraties in het kwelwater, dichtheden van sloten en greppels, drainageweerstand en peilbeheer;
- meteorologische condities: neerslagverdeling en -intensiteit, (gewas)verdamping en temperatuur.

De hydrologie blijkt de meest bepalende factor te zijn. In dit onderzoek was de invloed van de hydrologie op de hoogte van de achtergrondbelasting maximaal negen keer zo groot als de invloed van de profielopbouw.

De invloed van de hydrologie op de achtergrondbelasting van het oppervlaktewater wordt vooral bepaald door het voorkomen van nutriëntenrijke kwel. In dit onderzoek is de maximale achtergrondbelasting in een gemiddeld meteorologisch jaar berekend voor het eutrofe veen onder invloed van nutriëntenrijke kwel:  $35 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ N}$  en  $2,9 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ P}$ .

De kwelintensiteit en de nutriëntenconcentraties in het kwelwater kunnen lokaal zeer sterk wisselen. De concentraties kunnen in een groot deel van de Nederlandse veenweidegebieden hoog zijn. Als gevolg van deze ruimtelijke variabiliteit in hydrologische randvoorwaarden is het niet mogelijk eenvoudige eenduidige uitspraken te doen over de hoogte van de achtergrondbelasting aan nutriënten van het oppervlaktewater voor het gehele Nederlandse veenweidegebied.

Tussen de hoogte van de achtergrondbelasting aan stikstof van het oppervlaktewater en het stikstofgehalte van het veen bestaat een duidelijke relatie: hoe stikstofrijker het veen, hoe hoger de achtergrondbelasting aan stikstof. Tussen het stikstofgehalte van het veen en de trofiegraad van de veensoort (indeling naar nutriëntenrijkdom in eutroof, mesotroof of oligotroof veen) bestaat eveneens een eenduidig verband. Daarmee bestaat ook een eenduidige relatie tussen de achtergrondbelasting aan stikstof en de veensoort: bij vergelijkbare hydrologische omstandigheden is de hoogste achtergrondbelasting aan stikstof te verwachten bij eutrofe venen en de laagste bij oligotrofe venen.

Het berekende bereik van de achtergrondbelasting aan stikstof afhankelijk van de veensoort, zonder kwelinvoed en in een gemiddeld meteorologisch jaar, bedraagt  $10\text{-}16 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ N}$ . Dit bereik vertegenwoordigt ruwweg het te verwachten bereik voor Nederlandse onbemeste veenweidegronden. De ondergrens betreft sterk-oligotroof veenmosveen en de bovengrens eutroof bosveen, de stikstofarmste resp. stikstofrijkste veensoort in Nederland. De bij deze grenzen berekende gemiddelde stikstofconcentraties van het naar het oppervlaktewater afgevoerde water bedragen  $2,2$  resp.  $3,8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{ N}$ .

Tussen de hoogte van de achtergrondbelasting aan fosfor, en het fosforbindend vermogen en de opladingsgraad met fosfor van het veen onder de gemiddeld laagste grondwaterstand bestaat een duidelijke relatie: hoe groter dit vermogen en hoe hoger deze opladingsgraad, hoe hoger de achtergrondbelasting aan fosfor. Het is waarschijnlijk dat het fosforbindend vermogen en de opladingsgraad toenemen met de trofiegraad van de veensoort (van oligotroof naar eutroof). Daarmee bestaat waarschijnlijk een relatie tussen de achtergrondbelasting aan fosfor en de veensoort: bij vergelijkbare hydrologische omstandigheden is de hoogste achtergrondbelasting aan fosfor te verwachten bij eutrofe venen en de laagste bij oligotrofe venen.

Het berekende bereik van de achtergrondbelasting aan fosfor afhankelijk van de veensoort, zonder kwelinvoed en in een gemiddeld meteorologisch jaar, bedraagt  $0,8\text{-}1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ P}$ . De ondergrens betreft sterk-oligotroof veenmosveen en de bovengrens eutroof bosveen. Het bereik van de achtergrondbelasting aan fosfor voor Nederlandse onbemeste veenweidegronden kan groter zijn dan het berekende bereik, afhankelijk van het fosforbindend vermogen en de opladingsgraad met fosfor van

het veen. De bij de grenzen berekende gemiddelde fosforconcentraties van het naar het oppervlaktewater afgevoerde water bedragen 0,19 resp. 0,25 mg.l<sup>-1</sup> P.

Alleen bij onbemest oligotroof veen zijn in een gemiddeld meteorologisch jaar, gemiddeld gezien over het jaar, stikstof- en fosforconcentraties van het naar het oppervlaktewater afgevoerde water te verwachten die lager zijn dan de AMK-waarden voor oppervlaktewaterkwaliteit van 2,2 mg.l<sup>-1</sup> N en 0,15 mg.l<sup>-1</sup> P. Deze gemiddelde concentraties geven geen uitsluitsel over de te verwachten kwaliteit van het oppervlaktewater. Door processen in de waterbodem en het bovenstaande water kunnen nutriënten (tijdelijk) uit het oppervlaktewatersysteem verdwijnen.

#### **7.2.4 Invloed van ontwatering en bemesting**

De invloed van ontwatering op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden wordt vooral bepaald door de hydrologische randvoorwaarden voor kwel/wegzijing. Diepere ontwatering zal vooral tot toename van de nutriëntenbelasting leiden als door diepere ontwatering de kwelintensiteit toeneemt of wegzijing in kwel verandert en de nutriëntenconcentraties in het kwelwater hoog zijn. Deze toename is groter naarmate de toename van de kwelintensiteit, en de nutriëntenconcentraties in het kwelwater hoger zijn. De maximale toename van de nutriëntenbelasting als gevolg van het verlagen van het ontwateringspeil van 20 naar 70 cm - mv is berekend voor het perceel met het hoogste produkt van kwelintensiteit en nutriëntenconcentraties in het kwelwater: 72 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> N en 5,7 kg.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> P.

Diepere ontwatering heeft een verlagend effect op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater van veenweidegebieden indien de nutriëntenconcentraties in het kwelwater zeer laag zijn (lager dan de AMK-waarden).

In een situatie zonder kwel/wegzijing zijn de gevolgen van diepere ontwatering op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater van veenweidegebieden relatief gering. De stikstofbelasting verandert nauwelijks bij eutroof veen en neemt iets af (20%) bij oligotroof veen. De fosforbelasting neemt in alle gevallen toe (30-100%).

De toename van de stikstofmineralisatie door peilverlaging leidt bij onbemeste veenweidepercelen niet tot een verhoging van de stikstofuitspoeling. De extra gemineraliseerde stikstof komt voor het grootste deel ten goede aan de gewasproductie. Het overige deel verdwijnt uit het profiel door denitrificatie.

Verhoging van de bemesting verhoogt de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater van veenweidegebieden. De grootte van dit effect wordt voor een belangrijk deel bepaald door de hydrologische randvoorwaarden. Daarnaast zijn de trofiegraad van de veensoort en voor fosfor ook het fosforbindend vermogen van de bovenste profielagen van belang: hoe nutriëntenrijker de veensoort en hoe lager het fosforbindend vermogen, hoe groter de toename van de nutriëntenbelasting door bemesting.

Diepere ontwatering vermindert in eerste instantie de invloed van bemesting op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater in veenweidegebieden. Bij diepere ontwatering nemen de afspoeling en uitspoeling van meststoffen af. Op de langere termijn wordt het profiel nutriëntenrijker, waardoor de nutriëntenbelasting weer kan toenemen.

In een situatie met nutriëntenrijke kwel is bij diepere ontwatering de toename van de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater door verhoogde nutriëntenaanvoer via kwel (veel) groter dan de afname van deze belasting door een geringere invloed van bemesting.

Voor zowel stikstof als fosfor is het grootste effect van bemesting op de belasting van het oppervlaktewater te verwachten bij een ondiep ontwaterd, eutroof veenprofiel met een slecht doorlatende toplaag onder kwelomstandigheden. Voor fosfor is het effect groter naarmate het fosforbindend vermogen van de bovenste profiellagen lager is. De maximale toename van de nutriëntenbelasting als gevolg van verhoging van de bemesting van geen bemesting naar een bemestingsniveau dat overeenkomt met 2,5 grootvee-eenheden per ha is berekend voor een ontwateringspeil van 20 cm - mv en bedraagt voor stikstof  $19 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ N}$  (perceel met hoogste kwelintensiteit, eutroof veen) en voor fosfor  $3,3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1} \text{ P}$  (perceel met de laagste infiltratiecapaciteit van de toplaag en het geringste fosforbindend vermogen).

Het fosforbindend vermogen van de bovenste profiellagen van de onderzochte veenpercelen is groot als gevolg van de aanwezigheid van een kleidek. Bij 40% van de veengronden van Nederland ontbreekt een kleidek van betekenis. Hier kan bemesting een veel groter effect op de fosforbelasting van het oppervlaktewater betekenen dan in dit onderzoek is berekend voor de onderzoekspercelen.

### **7.2.5 Waterkwaliteitbeheer**

Voor de waterkwaliteitbeheerder van veenweidegebieden is het belangrijk om een goed inzicht te hebben in de hydrologie van zijn gebied om een reële schatting te kunnen maken van de hoogte van de achtergrondbelasting aan nutriënten van het oppervlaktewater en van de invloed van ontwatering en bemesting daarop. Hierbij zijn vooral het voorkomen van kwel en wegzijging en de nutriëntenconcentraties in het kwelwater van belang. Indien de situatie van zijn gebied wordt bepaald door het optreden van nutriëntenrijke kwel, is het uit oogpunt van terugdringing van de eutrofiëring van het oppervlaktewater verstandig het oppervlaktewaterpeil hoog te houden, mits de kwaliteit van het inlaatwater dit toestaat. Deze maatregel zou dan gepaard moeten gaan met het verminderen van de bemesting.

## Literatuur

Bakker, J.W., F.R. Boone en P. Boekel, 1987. *Diffusie van gassen in de grond en zuurstofdiffusiecoëfficiënten in Nederlandse akkerbouwgronden*. Wageningen, ICW. Rapport 20.

Bodemkaart, 1976. *Bodemkaart van Nederland; schaal 1 : 50 000. Toelichting bij kaartblad 11 West, Heerenveen*. Wageningen, Stichting voor Bodemkartering.

Bots, W.C.P.M., P.C. Jansen en G.J. Noorderwier, 1978. *Samenstelling oppervlaktelen grondwater Noorden des Lands*. Wageningen, ICW. Regionale Studies 13.

Bronswijk, J.J.B. and J.J. Evers-Vermeer, 1990. 'Shrinkage of Dutch clay soil aggregates'. *Neth. J. of Agr. Sc.* 38:175-194.

Campbell, G.S., 1985. *Soil physics with BASIC. Transport models for soil-plant systems*. 14. Amsterdam, Elsevier, Developments in Soil Science.

CUWVO, 1988. *Samenvatting en conclusies van het vergelijkend onderzoek naar de eutrofiëring in Nederlandse meren en plassen; resultaten van de derde eutrofiëringsequete*. CUWVO-nota, werkgroep VI.

Gerritse, R.G., 1977. 'Phosphate compounds in pig slurry and their retention in the soil'. *Proc. EEC-Seminair: Utilization of manure by landspreading*, Modena.

Gerritse, R.G., P. de Willigen and P.A.C. Raats, 1982. 'Transport and fixation of phosphate in acid, homogeneous soils. III, experimental case study of acid, sandy soil columns heavily treated with pig slurry'. *In: Agric. and Environm.* 7: 175-185.

Harmsen, G.W. and D.A. van Schreven, 1955. 'Mineralization of organic nitrogen in soil'. *Adv. Agron.* 7.

Hendriks, R.F.A., 1991. *Afbraak en mineralisatie van veen. Literatuuronderzoek*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 199.

Hendriks, R.F.A., 1994. *Methodieken en resultaten van experimenteel onderzoek en veldonderzoek naar bodemchemische en bodemfysische parameters in laagveen*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 271.

Hénin, S. et M. Dupuis, 1945. 'Essai de bilan de la matière organique du sol'. *Ann. Argon.* 15: 17-29.

Ilnicki, P., H. Kuntze, W. Burghardt, 1981. 'Untersuchungen zur Hysteresis der Beziehung Wasserspannung - Wassergehalt in Moorböden und deren Veränderung



durch bodentechnologische Maßnahmen.' *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 32: 757-772

Jansen, E.J., 1988. *Invloed van de landbouw op de kwaliteit van oppervlaktewater*. Wageningen, ICW. Hoofdrapport. Rapport 30/1.

Janssen, B.H., 1984. 'A simple method for calculating decomposition and accumulation of 'young' soil organic matter'. *Plant and soil* 76: 297-304.

Janssen, B.H., 1986. 'Een één-parametermodel voor de berekening van de decompositie van organisch materiaal'. *Vakblad voor biologen* 66 (20).

Kessel, J.F. van, 1976. *Influence of denitrification in aquatic sediments on the nitrogen content of natural waters*. Wageningen, PUDOC. Proefschrift Landbouwhogeschool.

Koole, E., 1980. *De Blauwgraslanden van Akmarijp; een ecologisch onderzoek ten behoeve van het beheersplan*. Leeuwarden, Staatsbosbeheer, Dienstvak Natuurbehoud Friesland.

Kroes, J.G., C.W.J. Roest, P.E. Rijtema en L.J. Locht, 1990. *De invloed van enige bemestingsscenario's op de afvoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater in Nederland*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 55.

Kuntze, H., 1965. 'Physikalische Untersuchungsmethoden für Moor- und Anmoorboden'. *Landwirtsch. Forsch.*, 18: 178-191.

Markus, W.C., 1984. *Bodemkaart van Nederland; schaal 1 : 50 000. Toelichting bij kaartblad 38 West Gorinchem*. Wageningen, Stichting voor Bodemkartering.

Oostindie, K. and J.J.B. Bronswijk, 1992. *FLOCR - A simulation model for the calculation of water balance, cracking and surface subsidence of clay soils*. Wageningen, The DLO Winand Staring Centrum. Report 47.

Rijtema, P.E., C.W.J. Roest and J.G. Kroes, in prep. *Formulation of the nitrogen and phosphate behaviour in agricultural soils, the ANIMO model*. Wageningen, The DLO Winand Staring Centre. Report 30.

RIVM, 1987. *Depositie van de voor verzuring in Nederland belangrijkste componenten in de jaren 1980 t/m 1986*, oktober 1987, J.W. Erisman, F.A.A.M. de Leeuw, R.M. van Aalst. Bilthoven, RIVM. Rapport nr. 228473001.

RIVM, 1992. *Milieudiagnose 1991. III, Bodem- en grondwaterkwaliteit*. Bilthoven, RIVM, Laboratorium voor Bodem- en Grondwaterkwaliteit.

Schothorst, C.J., 1977. 'Subsidence of low moor peat in the western Netherlands'. *Geoderma* 17: 265-291.

Schoumans, O.F., R.W. de Waal en A. Breeuwsma, 1988. *Risicogebieden voor fosfaatuitspoeling in Zuid-Holland; bodemchemisch onderzoek naar de invloed van fosfaatbemesting en -binding in landbouwgebieden*. Wageningen, STIBOKA. Rapport 1978.

Schoumans O.F., A. Koppelaar and R.Ch. Sjardijn (i.v.) 'Phosphate sorption and desorption characteristics of peat soils'. *Soil Science*.

Staatsbosbeheer, 1984. *Beheersplan Donkse Laagten 1984-1993*. Utrecht, Staatsbosbeheer.

Uil, H. en E. de Heer, 1984. *Grondwaterkaart van Nederland. Sneek/Heerenveen. Kaartbladen 10B, 10D, 10 Oost en 11 West*. Delft, DGV-TNO. Rapport GWK 33.

Vermeulen, J. en R.F.A. Hendriks, 1994. *Bepaling van afbraaksnelheden van organische stof in laagveen. Ademhalingsmetingen aan ongestoorde veenmonsters in het laboratorium*. Wageningen, DLO-Staring Centrum, Rapport 288.

Wagenaar, K. en C. van Wallenburg, 1987. *Bodemkaart van Nederland; schaal 1 : 50 000. Toelichting bij de kaartbladen 19 Oost Alkmaar en 20 West Lelystad (Noordhollandse gedeelte)*. Wageningen, Stichting voor Bodemkartering.

Werkgroep Midden-West-Nederland, 1976. *Hydrologie en waterkwaliteit van Midden-West-Nederland*. Wageningen, ICW. Regionale Studies 9.

Werkgroep Noord-Holland, 1982. *Kwantiteit en kwaliteit van grond- en oppervlaktewater in Noord-Holland benoorden het IJ*. Wageningen, ICW. Regionale Studies 16.

Wösten, J.H.M., M.H. Bannink en J. Beuving, 1987. *Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks*. Wageningen, ICW. Rapport 18.

### **Niet-gepubliceerde bronnen**

Berghuis-van Dijk, J.T., 1985. *WATBAL, a simple water balance model for a unsaturated/saturated soil profile*. Wageningen, ICW. Note 1670

Berghuis-van Dijk, J.T., P.E. Rijtema and C.W.J. Roest, 1985. *ANIMO-Agricultural Nitrogen Model*. Wageningen, ICW. Note 1671.

Boer, C. de, 1987. *Chloride-, fosfaat- en stikstofbalans van polder Wilnis-Veldzijde*. Utrecht, RU, Fysische Geografie. Stageverslag.

Huet, H. van, 1983. *Kwantificering en modellering van de stikstofhuishouding in de bodem na bemesting*. Wageningen, ICW. Nota 1426.

Oosterom, H.P. en A. van den Toorn, 1982. *De betekenis van de veen(weide)gronden voor de waterkwaliteit in het westen van ons land*. Wageningen, ICW. Nota 1306.

Pankow, J., A. van den Toorn, C.G. Toussaint en J.H.A.M. Steenvoorden, 1985. *De gevolgen van verschillen in open waterpeil op de stoffenbelasting van het water op het Regionaal Onderzoek Centrum te Zegveld*. Wageningen, ICW. Nota 1652.

Steenvoorden, J.H.A.M en H.P. Oosterom, 1977. *De chemische samenstelling van het ondiepe grondwater bij rundveehouderijbedrijven*. Wageningen, ICW. Nota 964.

Walsum. P.E.V. van, 1988. *SLAPP - een rekenprogramma voor het genereren van bemestingsscenario's (betreffende dierlijke mest en stikstof kunstmest) ten behoeve van milieu-effectonderzoek*. Wageningen, ICW. Nota 1720.