

REFERAAT

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, Staring Centrum. Rapport 55. 170 blz.; 53 afb.; 54 tab.; 2 aanh.

Voor de beleidsanalyse van de Derde Nota Waterhuishouding (PAWN 3) zijn de effecten van zes bemestingsscenario's op de stikstof- en fosforafvoer naar het oppervlaktewater geanalyseerd. Onder gemiddelde meteorologische omstandigheden resulteerden modelsimulaties met het waterkwaliteitsmodel ANIMO in een afvoer van ca. 169 000 ton stikstof en 5 400 ton fosfor voor 1985. In natte jaren is de afvoer 2,5 maal groter dan in droge jaren. Ruim 20% van de stikstofafvoer en 60% van de fosforafvoer is "basisbelasting" en wordt niet beïnvloed door de landbouw. Bij het scenario dat het mestbeleid van 1988 het meest benadert, vermindert de stikstofafvoer in het jaar 2000 met 30% ten opzichte van die in 1985. De gesimuleerde fosforafvoer blijft tot ver in de 21e eeuw toenemen.

Trefwoorden: vermessing, waterkwaliteit, simulatiemodel, oppervlaktewater, afspoeling, uitspoeling.

ABSTRACT:

In the context of the preparation of the third Policy Analysis of the Water Management in the Netherlands (PAWN 3) six fertilizer scenarios on the nutrient load to surface waters have been analyzed. Under average meteorological conditions model simulations with the waterquality model ANIMO resulted in a load of about 169 000 ton nitrogen and 5 400 ton phosphorus for the year 1985. In wet years the loads are 2,5 times the loads of a dry year. More than 20% of the nitrogen load and 60% of the phosphorus load is a "base load", which cannot be influenced by agriculture. The environmental policy of 1988 results in a reduction of the nitrogen load of 30% compared to the load in 1985. The simulated phosphorus load continues to increase beyond the middle of the 21st century.

Keywords: nutrient, fertilizer, waterquality, simulationmodel, runoff, drainage.

ISSN 0924-3070

Copyright 1990

STARING CENTRUM Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied

Postbus 125, 6700 AC Wageningen

Tel.: 08370-19100; telefax: 08370-24812; telex: 75230 VISI-NL

Het 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).

Het 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 en op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van het Staring Centrum.

Project nr. 155.12

B2IS/5.90

INHOUD	Blz.
WOORD VOORAF	7
SAMENVATTING	9
1 INLEIDING	19
1.1 Probleem- en doelstelling	19
1.2 Werkwijze	20
1.3 Opbouw rapport	21
2 HET MODEL ANIMO	23
2.1 Stikstof- en fosforbalans	23
2.2 Stikstof-, fosfor- en koolstofcyclus	24
2.3 Fosforsorptie tussen bodemcomplex en bodemvocht	27
2.4 Graslandmodellering	28
2.4.1 Droge-stofproduktie	28
2.4.2 Wortelmassa	29
2.4.3 Beschikbare stikstof	29
2.5 Transportprocessen	30
2.5.1 Afspoeling	30
2.5.2 Uitspoeling	31
3 SCHEMATISERING EN INVOER	39
3.1 Gebiedsindeling	39
3.2 Modelprofiel	42
3.3 Algemene invoer	42
3.4 Bodemfysische parameters	46
3.5 Bodemchemische parameters	48
3.6 Hydrologische parameters	51
3.6.1 Afspoeling	52
3.6.2 Uitspoeling	53
3.7 Initialisatie	56
4 BODEMBELASTING IN 1985	59
4.1 Infiltratie en kwel	59
4.2 Atmosferische depositie	59
4.3 Bemesting in 1985	60
4.3.1 Kunstmest	63
4.3.2 Dierlijke mest	63
4.4 Totale bodembelasting	67
5 BEMESTINGSSCENARIO'S	69
5.1 Definitie scenario's	69
5.2 Schatting stikstof- en fosfortoediening via mest	72
5.2.1 Dierlijke mest	72
5.2.2 Kunstmest	77
5.3 Bemestingsdata per scenario	78
5.4 Atmosferische depositie	79
6 UIT- EN AFSPOELING VAN STIKSTOF EN FOSFOR	81
6.1 Initialisatie periode	81

Blz.

6.2	Huidige situatie (1985)	86
6.3	Toekomstscenario's (1985-2000)	100
6.4	Lange termijnontwikkeling	113
6.5	Invloed uitrijverbod	117
7	KOSTENANALYSE	119
7.1	Uitgangspunten	119
7.2	Werkwijze	120
7.3	Gehanteerde informatie	122
7.3.1	Mesthoeveelheden	122
7.3.2	Kosten per eenheid	126
7.4	Kostenverschillen per scenario	128
7.5	Discussie	130
7.6	Samenvatting	132
8	DISCUSSIE	135
8.1	Algemeen	135
8.2	Analyse fosfor- en stikstofhuishouding voor district 29	138
8.2.1	Ruimtelijke schematisering en hydrologie	140
8.2.2	Bemesting en ruimtelijke variabiliteit	141
8.2.3	Stikstofafvoer en waterbodem	147
8.3	Evaluatie	148
8.3.1	Het gebruikte instrument	148
8.3.2	De gekozen schematisering	150
8.3.3	De gebruikte invoergegevens	151
8.3.4	De gedefinieerde scenario's	152
8.3.5	De simulatieresultaten	153
9	CONCLUSIES	157
	LITERATUUR	159
	AANHANGSELS	163
1	Bodemfysische parameters	165
2	Verdeling mestgiften scenario's WBB, AUTONOOM, PRIJSVAR	166
		169

WOORD VOORAF

Medio 1987 werden het voormalig ICW en STIBOKA, nu voortgezet in het Staring Centrum met het project PAWN-vermesting oppervlaktewater (Policy Analyses of Water Management for the Netherlands) rechtstreeks betrokken bij de beleidsanalyse voor de Derde Nota Waterhuishouding.

De opdracht voor onderzoek naar de invloed van enige bemestingsscenario's op de afvoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater in Nederland werd door Rijkswaterstaat (DBW/RIZA) verstrekt en het project ging eind 1987 van start met een krap tijdschema en een groot aantal randvoorwaarden die betrekking hadden op de wens deze studie te doen aansluiten op de reeds gevorderde studies die bij andere instituten zijn verricht in het kader van de beleidsanalyse.

De belangrijkste randvoorwaarden waren:

- Aangesloten moest worden op de berekeningen van het Waterloopkundig Laboratorium (WL) voortkomend uit het project "Regulering stofstromen" voor mestproductie, bemestingsstrategie, mestbelasting en mestoverschotten.
- Voor de hydrologie moest worden aangesloten op het model DEMGEN van het WL.
- Voor de berekening van het fosfaatbindend vermogen moest worden uitgegaan van de bodemfysische schematisering in PAWN.
- De eerste resultaten moesten binnen 8 maanden na aanvang (eind 1987) van het project bekend zijn om verwerkt te kunnen worden in het project "Regulering stofstromen".
- Om de rekentijd te beperken moest het aantal deelgebieden (plots) beperkt blijven.

In de begeleidingscommissie zaten vertegenwoordigers van:

- DBW/RIZA: ir. E.J.B. Uunk en ir. W. Silva;
- Staring Centrum: dr. A. Breeuwsma, ing. J.G. Kroes; drs. L.J. Locht, dr. P.E. Rijtema, ir. C.W.J. Roest, ir. O.F. Schoumans;
- Waterloopkundig Laboratorium: ir. P.S. Grashoff, drs. C.F. Hopstaken en drs. M.A. Menke.

SAMENVATTING

Inleiding

Dit rapport bespreekt een studie die in opdracht van Rijkswaterstaat (DBW/RIZA) is verricht in het kader van de beleidsanalyse ter voorbereiding van de Derde Nota Waterhuishouding.

Het voornaamste doel van de studie was om op landelijke schaal een kwantitatief beeld te geven van de stikstof- en fosforvrachten die vanuit het landelijk gebied naar het oppervlaktewaterstelsel worden afgevoerd. De stikstof- en fosforvrachten dienden te worden bepaald voor verschillende bemestingsvarianten en bij verschillende meteorologische omstandigheden. Tevens moest inzicht gegeven worden in de kostenaspecten van de bemestingsvarianten. Voor de uitvoering van het project diende te worden aangesloten op bestaande schematiseringen en invoergegevens. De gegevens over waterhuishouding en bemesting zijn door het Waterloopkundig Laboratorium (WL) berekend (Grashoff et al. 1989) en vervolgens aan het Staring Centrum (SC) geleverd. Voor de fosforberekeningen heeft het SC een methodiek ontwikkeld voor een bodemchemische schematisering op basis van de bodemkaart (Schoumans en Breeuwsma, 1990). In dit rapport wordt verslag gedaan van de stikstof- en fosforberekeningen, en van een kostenanalyse van de additionele kosten van de bemestingsvarianten.

Gehanteerd instrumentarium

Voor de berekening van de N- en P-vrachten is het waterkwaliteitsmodel ANIMO (Agricultural Nitrogen Model) gebruikt. Dit is een bij het Staring Centrum ontwikkeld model voor de kwantitatieve analyse van de koolstof-, stikstof- en fosforhuishouding. De fosforhuishouding is in het kader van deze studie als optie aan het model toegevoegd. De belangrijkste processen die in het model ANIMO zijn opgenomen zijn:

- mineralisatie en immobilisatie van N en P als gevolg van processen in de koolstofcyclus;
- denitrificatie als gevolg van partiële anaërobie in aanwezigheid van biologisch afbreekbare organische stof;
- opname van N en P door het gewas;
- sorptie van P aan het bodemcomplex;
- precipitatie van fosforzouten in de bodem;
- transport van N- en P-verbindingen in en over het bodemsysteem onder invloed van neerslag, verdamping, afvoer naar verschillende ontwateringssystemen, oppervlakkige afvoer, kwel en wegzijging.

Voor de toepassing van het model ANIMO zijn hydrologische gegevens nodig die door een waterkwantiteitsmodel worden berekend. Voor deze studie is de waterhuishouding berekend met het model DEMGEN van het Waterloopkundig Laboratorium (WL).

Schematisering

Uitgangspunt voor de gebiedsindeling vormde de schematisering die voor eerdere beleidsanalyses (PAWN) was ontworpen. Nederland is daarbij ingedeeld in 77 districten, 143 subdistricten en ruim 1500 plots. De indeling in districten is voornamelijk geschied op basis van afwateringsgebieden; districten zijn geografisch bepaald en op een topografische kaart aan te geven. De districten zijn verdeeld in subdistricten op grond van overeenkomsten in grondsoort, ontwateringstoestand en hoogteligging; subdistricten zijn verder verdeeld in plots op basis van grondgebruik en berekening. Subdistricten en plots zijn niet geografisch bepaald. Om de rekentijd te beperken zijn de grondgebruiksvormen beperkt gebleven tot gras, maïs, overig bouwland en niet-cultuurgrond, en zijn relatief kleine plots weggeschematiseerd. Hierdoor is het aantal plots (rekeneenheden) teruggebracht tot ruim 500. Van het totale areaal bedraagt 40% grasland, 6% snijmaïs, 21% overig bouwland en 33% niet-cultuurgrond. Per subdistrict heeft een verticale profiel-schematisering plaatsgevonden, waarbij de onderrand van het modelprofiel is gevarieerd van 4,5 m in de lager gelegen delen van Nederland tot maximaal 6,5 m in het zuiden en oosten van Nederland.

Modelinvoer

Voor het model ANIMO zijn standaard-invoerparameters nodig die uit voorgaande studies zijn verkregen en zijn aangevuld met recenter materiaal. De overige invoer is te verdelen in hydrologische, bodemfysische, bodemchemische parameters en een bodembelasting in infiltratie, kwel, atmosferische depositie en bemesting. De hydrologische gegevens bestaan uit een grondwaterstand en een sluitende waterbalans per tijdstap. De af- en uitspoeling vormen termen van deze waterbalans. De hydrologische gegevens zijn door het WL aangemaakt met het model DEMGEN voor een reeks weerjaren (1971 t/m 1985) en voor een droog, gemiddeld en een nat jaar. Gekozen is voor 1949 als droog jaar, 1965 als nat jaar en 1985 als gemiddeld weerjaar. Voor de keuze van het gemiddelde weerjaar is afgeweken van de rest van de door RWS verrichte beleidsanalyse in verband met een beter gemiddeld grondwaterstandsverloop. Voor de berekening van de afspoeling is gebruik gemaakt van een langjarig gemiddelde afspoeling. Voor de berekening van de uitspoeling is door DEMGEN een drainageflux uitgerekend, die in het model ANIMO op basis van de ontwateringscurve (relatie) is omgezet in fluxen naar twee ontwateringsmiddelen, een met korte en een met lange verblijftijden. Het overgrote deel van de bodemfysische gegevens die in het model ANIMO zijn gebruikt is rechtstreeks gerelateerd aan de bodemfysische eenheden die in eerdere PAWN-studies en bij de DEMGEN-berekeningen zijn gehanteerd. Voor de bodemchemische gegevens heeft het Staring Centrum een landelijke schematisering van de bodem uitgevoerd naar de belangrijkste bodemchemische kenmerken voor fosfaatvastlegging (Schoumans en

Breeuwsma, 1990). Dit resulteerde in een 21-tal bodemprofielen, waarvan de kenmerken via een verdeelsleutel op subdistrictsniveau zijn toegekend.

Bodembelasting in 1985

De aanvoer van stikstof en fosfor naar het bodem-water-plant systeem vindt plaats via dierlijke mest, kunstmest, atmosferische depositie, infiltratie vanuit oppervlaktewater en kwel vanuit het diepe grondwater. Droge stikstofdepositie en de bemestingsgegevens zijn door het WL samengesteld, waarbij voor dierlijke mest gebruik is gemaakt van CBS-gegevens op CBS-gemeenteniveau (Landbouw Meitellingen) en voor kunstmest van LEI-gegevens op LEI-districtsniveau. Voor het bepalen van de belastingstermen infiltratie, kwel en natte depositie zijn door het WL concentraties en debieten aangeleverd. Van de totale stikstofbelasting van ca. 1 069 000 ton N is 44% afkomstig van dierlijke mest en 43% van kunstmest. De resterende stikstofaanvoer (ca. 13%) is afkomstig van de natte en droge depositie. De bijdrage van infiltratie en kwel is verwaarloosbaar klein. Van de totale fosforbelasting van ca. 140 508 ton P is 74% afkomstig uit de dierlijke mest en 25% uit de kunstmest. Voor het landelijk beeld is de fosforbijdrage van depositie, infiltratie, en kwel verwaarloosbaar. Op regionaal niveau kan de kwelbijdrage aan de fosforbelasting echter aanzienlijk zijn (Noord- en Zuid-Holland). De hoogste stikstof- en fosforbemestingsintensiteiten worden aangetroffen in Noord-Brabant, Noord-Limburg en Oost-Gelderland (meer dan 450 kg/ha stikstof en meer dan 60 kg/ha fosfor). Verder blijkt dat de stikstofbemesting van grasland ruwweg voor 50% met dierlijke mest plaatsvindt. Voor snijmaïspercelen vindt de stikstofbemesting bijna volledig plaats via de dierlijke bemesting. Van de stikstofbemesting op het overig bouwland is slechts 20% uit dierlijke mest afkomstig. De fosforbemesting van zowel grasland als snijmaïs is grotendeels afkomstig uit de dierlijke mest (resp. 80 en 90%). Voor het grondgebruik overig bouwland is dit 35%.

Berekende huidige (1985) afvoer

De afvoer in 1985 naar het oppervlaktewatersysteem is verkregen als eindresultaat van een initialisatieperiode van 45 jaar doorgerekend met het model ANIMO. Deze periode is nodig om een evenwichtige verdeling van de verschillende stoffen in het modelprofiel te verkrijgen. Dit betreft met name stikstof en fosfor in oplossing, de organische stof (snel en langzaam afbreekbare fracties) en de aan het complex gebonden fosfor. De initialisatieperiode is doorgerekend in drie periodes van elk 15 jaar met tijdstaplengtes van een maand. Per periode van 15 jaar zijn de bodembelastingstermen verkregen door de belasting in 1985 te reduceren met factoren die zijn afgeleid van de bemestingsontwikkeling over de periode 1950-1985. Voor elke periode is met 15 verschillende weerjaren gerekend, waardoor een variatie in de N- en P-afvoer ontstond die rechtstreeks samenhangt met

de variaties in de waterhuishouding. Het berekende gemiddelde niveau van de stikstofafvoer voor heel Nederland is licht gestegen met ca. 20% van rond 50 kg/ha voor de eerste initialisatieperiode van 15 jaar tot ca. 70 kg/ha voor de laatste periode van 15 jaar (1971/1985). Het berekende niveau van de fosforafvoer voor heel Nederland is relatief sterker gestegen dan dat voor stikstof: met ongeveer 35% van 1,2 kg/ha voor de eerste initialisatieperiode tot ruwweg 1,6 kg/ha voor de laatste periode van 15 jaar (1971/1985). Voor het jaar 1985 bedraagt de berekende totale stikstofafvoer naar het oppervlaktewater, voor een gemiddeld weerjaar (1985), voor Nederland 169 duizend ton N, ongeveer 18% van de totale bemesting met stikstof. Het merendeel van de stikstofafvoer (98%) is afkomstig van de uitspoeling via de bodem en slechts 2,3% (4 duizend ton) van de oppervlakkige afspoeling. Voor fosfor bedraagt de totale afvoer 5375 ton P, volgens de berekeningen, wat neerkomt op slechts 3,9% van de totale bemesting met fosfor. Van de totale fosforafvoer is de oppervlakkige afspoeling relatief een grotere balanspost: 357 ton (6,6%). In een hydrologische droog (D10) jaar neemt de stikstofafvoer met ca. 60% af, in een nat (D90)jaar neemt de stikstofafvoer met ca. 60% toe. De fosforafvoer neemt in een droog jaar met ca. 45% af en in een nat jaar met ca. 35% toe. De toename van de afvoer in natte jaren vindt voornamelijk plaats in de mestoverschotgebieden. De basisbelasting is gedefinieerd als de theoretische afvoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater, indien het gehele district uit niet-cultuurgrond zou bestaan. Bij deze definitie vormt de basisbelasting een aanzienlijk deel van de totale afvoer: voor stikstof 34 573 ton, of ongeveer 20% van de totale N-afvoer en voor fosfor 3349 ton, of ca. 60% van de totale P-afvoer.

Bemestingsscenario's

Voor de toekomstberekeningen zijn zes scenario's vastgesteld, waarvan er 4 de effecten van mestbeleid kunnen inschatten (AUTONOM, WBB, CENTRAAL, VERSNELD). Met scenario ONBEPERKT wordt de meest extreme situatie (geen mestbeleid) aangegeven. Met scenario PRIJSVAR worden de effecten van een gewijzigd EEG-beleid (vrije-markt-ontwikkeling) aangegeven; dit beleid resulteert in een afname in het jaar 2000 van het snijmaïsareaal met ca. 47% en een toename van het graslandareaal met ca. 8%. Tabel 1 geeft een beknopt overzicht van de vastgestelde scenario's.

Tabel 1 Beknopt overzicht van de scenario's

Scenario	Korte karakterisering
ONBEPERKT	Mestgift en veestapel gelijk aan die van 1985
AUTONOOM	Autonome landbouwontwikkelingen (verbetering veevoeder conversie en extensivering grasland); geen mestbeperkende maatregelen
WBB	Autonoom + uitvoering Wet Bodembescherming; in 2000 wordt de wettelijke eindnorm gehaald
CENTRAAL	Als WBB met additionele ammoniakemissie reducerende maatregelen
VERSNELD	Als CENTRAAL, maar met versnelde invoering Wet Bodembescherming; vanaf 1995 wordt de wettelijke eindnorm toegepast
PRIJSVAR	Identiek aan het scenario CENTRAAL, met het snijmaisareaal vanaf 1995 gehalveerd ten gevolge van verminderde ruwvoerbehoefte

Voor de toekomstberekeningen zijn schattingen gemaakt van de autonome ontwikkelingen in de dierlijke mestproductie en -samenstelling, en het gebruik van kunstmest. Door de produktiviteitsstijging zal de veebezetting afnemen en kan de ruwvoederproductie eveneens afnemen. Hierdoor zullen lagere N-mestgiften nodig zijn, wat gevolgen heeft voor de N-kunstmestgiften. Voor de N-kunstmestgiften is het uitgangspunt dat de beperkingen in de dierlijke mestgiften die gebaseerd zijn op de maximaal toelaatbare P-toediening, zullen worden gecompenseerd met kunstmest N, indien het vereiste produktieniveau door de beperking in de dierlijke mestgift wordt aangetast. Voor de bemestingsscenario's is er van uit gegaan dat de P-kunstmestgiften voor de verschillende grondgebruiksvormen gelijk zullen blijven. Per scenario wordt in tabel 2 een overzicht gegeven van de landelijke mestgiften in het jaar 2000.

Tabel 2 De totale landelijke mestgift in 1000 ton N of P per scenario in het jaar 2000.

Bemestings- scenario	N-bemesting (1000 ton)			P-bemesting (1000 ton)		
	Dierlijk	Kunstmest	Totaal	Dierlijk	Kunstmest	Totaal
ONBEPERKT	468	464	932	105	35	139
AUTONOOM	422	238	660	94	35	129
WBB/CENTRAAL/VERSNELD	337	288	625	69	35	103
PRIJSVAR	345	293	638	70	33	103

Resultaten bemestingsscenario's

Voor elk gedefinieerd scenario is een aparte modelberekening uitgevoerd voor de periode 1986-1999. Hiervoor zijn de DEMGEN-resultaten van de periode 1971-1984 gebruikt. Voor het jaar 2000 zijn alle scenario's doorgerekend met het gemiddelde hydrologische jaar 1985. Voor de scenario's AUTONOOM, WBB, CEN-

TRAAAL, VERSNELD is het jaar 2000 ook doorgerekend met een hydrologisch nat (D90) jaar, en voor het scenario CENTRAAL ook met een hydrologisch droog (D10) jaar. In tabel 3 wordt een overzicht gegeven van de berekende stikstof- en fosforafvoeren voor het jaar 2000.

Tabel 3 De totale landelijke afvoer in ton N of P naar het oppervlaktewater per scenario in het jaar 2000.

Scenario	N afvoer (ton)			P afvoer (ton)		
	D10	D50	D90	D10	D50	D90
1985	105911	169114	271192	2879	5375	7178
ONBEPERKT		178391			6567	
AUTONOOM		132436	206954		6351	8309
WBB		120280	188895		6525	8702
CENTRAAL	74505	117725	184764	3303	6479	8623
VERSNELD		104279	162986		6455	8557
PRIJSVAR		111248			6352	

Uit de resultaten voor een gemiddeld hydrologisch jaar blijkt dat voor stikstof het scenario VERSNELD het meest gunstig uitpakt. Indien het scenario ONBEPERKT als referentie wordt gekozen, resulteert dit scenario in een afname van de stikstofafvoer naar het oppervlaktewater van 42% in het jaar 2000. Ten opzichte van de situatie in 1985 betekent dit een afname van 38%. Voor fosfor zijn het scenario AUTONOOM en het scenario PRIJSVAR het gunstigst (minst ongunstig). Ten opzichte van het scenario ONBEPERKT resulteren beide in een afname van de fosforafvoer naar het oppervlaktewater van slechts 3%. Vergelijken met de situatie in 1985, betekent dit nog altijd een stijging van de fosforafvoer met 18%.

Lange termijnafvoer

Voor de scenario's CENTRAAL en AUTONOOM zijn lange termijnberekeningen verricht (tot het jaar 2045). Indien de initialisatieperiode en de berekeningen tot het jaar 2000 daarbij mee in beschouwing worden genomen is een beeld gekregen van de stikstof- en fosforafvoer over een periode van ruim 100 jaar. Gedurende de initialisatieperiode geldt voor stikstof en fosfor dat zowel de afvoer als de bemesting toeneemt. Vanaf 1985 blijkt dat de stikstofafvoer afneemt met het aanscherpen van het mestbeleid. Voor het scenario CENTRAAL geldt in het jaar 2000 een stikstofafvoer van 70% ten opzichte van de afvoer in 1985. Omstreeks 2015 blijkt de stikstofafvoer tot ongeveer 50% van de afvoer in 1985 te zijn gedaald. Na 2015 blijft de daling in de stikstofafvoer zich voortzetten. De fosforafvoer blijkt ook na 1985 te blijven stijgen, ongeacht de hoogte van de bemesting. Voor fosfor blijkt het mestbeleid geen direct effect op de afvoer naar het oppervlaktewater te hebben. De fosforvastlegging in de bodem verandert echter wel. Uit de modelberekeningen blijkt dat de landelijk gemiddelde snelheid

van fosforvastlegging vanaf ongeveer 1995 in de eerste 50 cm van het profiel afneemt. Fosfor spoelt daarmee uit naar grotere diepte, waardoor de bodem minder verzadigd raakt. De kans dat fosfor vanuit diepere bodemlagen naar het oppervlaktewater wordt afgevoerd zal echter toenemen, wat ertoe leidt dat tot ver in de 21e eeuw (volgens berekeningen tot na 2045) de fosforafvoer zal blijven toenemen.

Kostenaspecten

Met de kostenanalyse wordt de grootte van de additionele kosten gegeven die verbonden zijn aan zowel het huidige als het alternatief mestbeleid. Het blijkt dat introductie van de Wet Bodembescherming ten opzichte van autonome landbouwontwikkeling, per kg vermindering van de stikstofafvoer in het jaar 2000 in contante waarde ca. 43 gulden kost. Een verdere reductie van de stikstofafvoer door het versneld invoeren van de Wet Bodembescherming kost ongeveer 54 gulden per kg vermindering in de stikstofafvoer.

Toetsing

Toetsing van de modelresultaten heeft plaatsgevonden door de resultaten voor het jaar 1985 te vergelijken met waarnemingen van omstreeks dezelfde periode. Een probleem daarbij vormt het feit dat de ANIMO-berekeningen resultaten opleveren voor de uit de bodem uittredende stikstof en fosfor. De metingen in het oppervlaktewater zijn minder geschikt voor toetsing, omdat veel processen zich afspelen aan en in de slootwand/bodem en in het oppervlaktewater zelf met name voor stikstof. Verder zit er een groot schaalverschil tussen de modelberekeningen en de veldwaarnemingen. Waargenomen en berekende grondwaterconcentraties zijn voor stikstof op globale wijze vergeleken, waaruit is geconcludeerd dat onder grasland de gemeten en berekende concentraties redelijk overeenkomen. Voor snijmaïs lijken de berekende stikstofconcentraties aan de hoge kant. Voor fosfor is na een kritische beschouwing geconcludeerd dat de berekende vrachten en concentraties in het algemeen realistische waarden hebben. Voor de zandgronden lijken de resultaten aan de lage kant. Dit is aan een nadere analyse onderworpen door voor een district (NW-Veluwe) in meer detail berekende en gemeten waarden te vergelijken en een gevoeligheidsanalyse uit te voeren naar de belangrijke invoer voor P-afvoer (par. 8.2.2). Uit deze analyse is gebleken dat de verschillen tussen gesimuleerde en waargenomen P-concentraties kunnen worden verklaard door de gebruikte schematisering, waarin de ruimtelijke variabiliteit onvoldoende tot uiting kon komen, en door onvoldoende spreiding in de verblijftijd in de bodem (snelle afvoer). De te hoge stikstofafvoer van een district (NW-Veluwe) is volledig te verklaren door processen in de waterbodem die bij een verblijftijd van 1,3 dag en een denitrificatiecapaciteit van 0,360 g $\text{NO}_3\text{-N}$ per m^2 waterbodem per dag het stikstofoverschot doen verdwijnen.

Evaluatie

De belangrijkste kritische kanttekeningen zijn de volgende: Interacties tussen deelgebieden (plots) worden niet in beschouwing genomen; kwel en wegzijging worden als vaste randvoorwaarde opgelegd. Voor regionaal stoftransport vanuit de bodem naar het oppervlaktewater is te weinig aandacht geschonken aan de verschillen in verblijftijd tussen soorten ontwateringsmiddelen (greppels, sloten, kanalen, e.d.). Bij de verdeling van de dierlijke mest over de grondgebruiksvormen is onvoldoende rekening gehouden met de agrarische bedrijfsvoering. Doordat plots en subdistricten niet geografisch zijn gebonden, zijn de bemestingsgegevens op grotere schaal ingevoerd dan de schaal waarop ze beschikbaar zijn. Hierdoor is eveneens een goede toetsing moeilijk geworden. De bodemchemische schematisering moest via een vertaalslag worden gekoppeld aan de bodemfysische schematisering. Hierdoor is een belangrijke mate van detail voor met name het fosforbindend vermogen, de hoeveelheid Al en Fe in de bodem, maar ook voor het organische-stofgehalte verloren gegaan.

Gedurende de initialisatieperiode (1940-1985) is het grondgebruik gelijk gebleven aan de situatie in 1985; tevens is de bemesting gerelateerd aan de situatie in 1985. Hierdoor zijn de maïsgebieden overbemest en is het overig bouwland onderbemest. In de huidige studie is onvoldoende rekening gehouden met de ruimtelijke variabiliteit van de invoergegevens. De fosforvastlegging in de bodem is dermate onrealistisch, dat geen goed onderbouwde uitspraken over de fosfordoorslag naar het grondwater kan worden gedaan. De berekende stikstofafvoer vanuit de zandgebieden kan op basis van de analyse van een district (NW-Veluwe) worden verlaagd met 10%, wat een landelijke verlaging van de N-afvoer inhoudt van 5%. Analooq kan de berekende fosforafvoer vanuit de zandgebieden worden verhoogd met een factor 3,6, wat landelijk een verhoging van de P-afvoer inhoudt van 29%.

Conclusies

Voor 1985 is een stikstofafvoer berekend van 169114 ton N en een fosforafvoer van 5375 ton P. De invloed van de meteorologische omstandigheden op de totale stikstof- en fosforafvoer is aanzienlijk; in natte jaren kan de afvoer 2 tot 3 maal hoger zijn dan in droge jaren. De landelijke omvang van de afspoeling is gering in vergelijking met de uitspoeling, zowel voor stikstof als voor fosfor en zowel in natte als in droge jaren. Grote verschillen tussen subregio's kunnen met name voor fosfor voorkomen. Door de gehanteerde bodemfysische schematisering worden de af- en uitspoeling van fosfor op natte laaggelegen percelen onderschat. De fosforafvoer zal zelfs bij het meest strenge mestbeleid tot ver in de 21e eeuw blijven toenemen. De stikstofafvoer zal in het jaar 2000 bij het nu geformuleerde mestbeleid afnemen met ca. 30% ten opzichte van de afvoer in 1985. Door reductie van de ammoniak-emissie en versneld invoeren van de laatste fase van de WBB kan de N-afvoer in het jaar

2000 worden gereduceerd tot ca. 38%; een reductie van 50% ten opzichte van de N-afvoer in 1985 wordt pas in 2015 bereikt. Uit aparte simulaties om de invloed van het uitrijverbod na te gaan blijkt dat een verdere aanscherping van het uitrijverbod geen effect heeft op de gesimuleerde afvoer van N en P naar het oppervlaktewater.

1 INLEIDING

1.1 Probleem- en doelstelling

De beleidsanalyse PAWN (Policy Analysis of Water Management for the Netherlands) ter voorbereiding van de derde Nota Waterhuishouding diende onder meer een kwantitatief beeld op te leveren van de stoffenhuishouding in de Nederlandse oppervlaktewateren, alsmede van de gevolgen van ingrepen in de stoffenhuishouding. In het project "Regulering stofstromen" (één van de projecten uitgevoerd in het kader van de beleidsanalyse) is getracht de immissies vanuit diverse bronnen in/naar het oppervlaktewatersysteem te kwantificeren. Eén van de belangrijkste bronnen, waarvoor immissiegegevens beschikbaar dienden te komen, is de landbouw. Dit rapport beschrijft het eindresultaat van het project "Verresting Oppervlaktewater", beter bekend als "PAWN-Verresting", waarin op landelijke schaal de stikstof- en fosforstromen vanuit het landelijk gebied naar het oppervlaktewatersysteem zijn gekwantificeerd.

Het project diende antwoord te geven op de volgende vragen:

- a. Wat is in de huidige situatie, landelijk en regionaal gedifferentieerd, de bijdrage van de landbouw aan de stikstof(N)-en fosfor(P)- immissie via afspoeling, ondiepe uitspoeling (interflow) en diepe uitspoeling, in een droog, gemiddeld en nat jaar?
- b. Zelfde vraagstelling voor het jaar 2000, bij een aantal scenario's.
- c. Wat is bij de verschillende scenario's de termijn waarop fosfordoorslag van landbouwpercelen per regio kwantitatief van betekenis wordt? Tot welke fosforimmissies naar oppervlaktewateren zal dit in de loop der jaren leiden?
- d. Leidt het mestbeleid tot andere vormen van grondgebruik en heeft dit waterhuishoudkundige implicaties?
- e. Wat zijn de kosten van de onder vraag b vermelde scenario's?
- f. Heeft introductie van de milieuhygiënische norm gevolgen voor de landbouwopbrengsten?
- g. Wat is de natuurlijke uitspoeling van nutriënten in het landelijk gebied?

Bij de uitvoering van het project moest rekening worden gehouden met een aantal randvoorwaarden:

- Aangesloten moest worden op de berekeningen van het Waterloopkundig Laboratorium (WL) voortkomend uit het project "Regulering stofstromen" voor mestproductie, bemestingsstrategie, mestbelasting en mestoverschotten.
- Voor de hydrologie moest worden aangesloten op het model DEMGEN van het WL.
- Voor de berekening van het fosfaatbindend vermogen moest worden uitgegaan van de bodemfysische schematisering in PAWN.
- De eerste resultaten moesten binnen 8 maanden na aanvang (eind 1987) van het project bekend zijn om verwerkt te kunnen worden in het project "Regulering stofstromen".

- Om de rekentijd te beperken is het aantal deelgebieden (plots) teruggebracht van 1692 naar ruim 500 plots.

1.2 Werkwijze

De randvoorwaarden in 1.1 hebben in sterke mate de omvang en detaillering van het resultaat bepaald. Gekozen is voor een modelmatige benadering van de vragen a, b, c en g. Bij het beantwoorden van de overige vragen is tevens gebruik gemaakt van deskundigen-interviews.

Voor de stikstof- en fosforberekeningen is het model ANIMO gehanteerd. In fig. 1 worden de belangrijkste in- en uitvoerrelaties aangegeven die een rol hebben gespeeld bij de berekeningen met het model ANIMO.

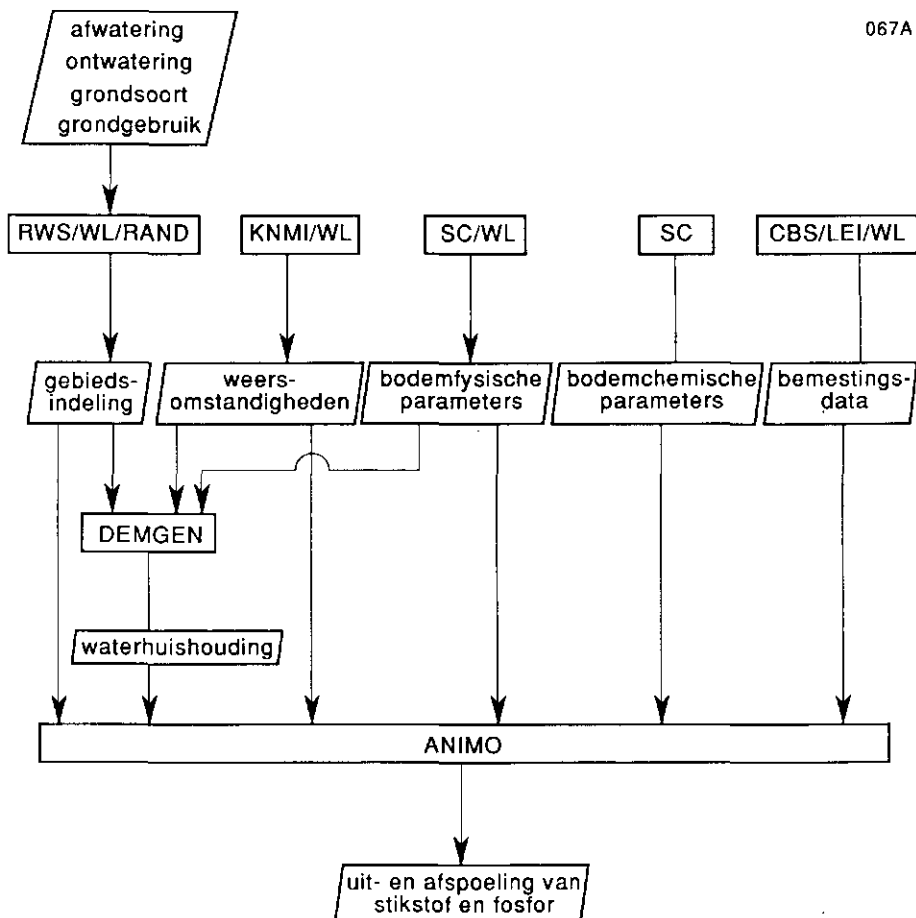


Fig. 1 De belangrijkste in- en uitvoerrelaties voor de berekeningen met het model ANIMO.

De gebiedsindeling is in het begin van de jaren tachtig tot stand gekomen door een samenwerkingsverband tussen RWS (Rijks-

waterstaat), Waterloopkundig Laboratorium (WL), en de RAND-corporation. Daarbij is Nederland ingedeeld in plots naar overeenkomsten in afwatering, ontwatering, grondsoort en grondgebruik (Abrahamse et al., 1982). De waterhuishouding (hydrologie) is door het WL berekend met het model DEMGEN (Grashoff et al., 1989) en vervolgens aan het SC geleverd. Voor de fosforberekeningen heeft het SC een methodiek ontwikkeld voor een bodemchemische schematisering van PAWN-districten op basis van de bodemkaart (Schoumans en Breeuwsma, 1990). De bemestingsdata zijn door het WL samengesteld op basis van CBS-gegevens voor dierlijke mest- en LEI-gegevens voor kunstmest (Grashoff et al., 1989).

1.3 Opbouw rapport

In het tweede hoofdstuk wordt een beschrijving gegeven van het model ANIMO voor de stikstof- en fosforberekeningen. De horizontale en verticale schematisering (resp. gebiedsindeling en modelprofiel) worden in het derde hoofdstuk behandeld evenals de overige invoer met uitzondering van de bemesting. De totale bodembelasting in het referentiejaar 1985 wordt in hoofdstuk 4 per belastingsterm toegelicht. Hoofdstuk 5 behandelt de definitie van de bemestingsscenario's en de toekomstige bemestingsontwikkeling. In hoofdstuk 6 worden de modelresultaten voor stikstof- en fosforemissies vanuit het landelijk gebied naar het oppervlaktewatersysteem uiteengezet. In hoofdstuk 7 volgt een kostenanalyse van het aangegeven mestbeleid in de bemestingsscenario's. Hoofdstuk 8 tenslotte geeft een algemene discussie en evaluatie van met name de modelresultaten; de resultaten van één gebied (district 29) worden nader beschouwd.

2 HET MODEL ANIMO

Voor het kwantificeren van de fosfor- en stikstofhuishouding is het model ANIMO (Agricultural Nitrogen Model) gebruikt. Dit is een waterkwaliteitsmodel dat op het Staring Centrum is ontwikkeld voor de kwantitatieve analyse van de stikstof en koolstofhuishouding van plant-bodem-water systemen. In het model ANIMO is de fosforhuishouding met zijn eigen kringloop en gekoppeld aan de koolstofcyclus als optie opgenomen (Rijtema et al., 1990). Voor de toepassing van het model ANIMO zijn hydrologische gegevens nodig die door een waterkwaliteitsmodel worden berekend. Deze gegevens worden per tijdstap in de vorm van een sluitende waterbalans ingelezen. Voor het project "PAWN-vermesting" is de koppeling met het model DEMGEN als een optie aan het model ANIMO toegevoegd.

In het model ANIMO worden de belangrijkste processen die een rol spelen in de stikstof- de fosfor- en in de koolstofcyclus kwantitatief beschreven. De volgende processen zijn de belangrijkste:

- mineralisatie en immobilisatie van stikstof en fosfor als gevolg van processen in de koolstofcyclus;
- denitrificatie als gevolg van (partiële) anaërobie in aanwezigheid van biologisch afbreekbare organische stof;
- opname van stikstof en fosfor door het gewas;
- adsorptie van fosfor aan het bodemcomplex (vnl. Al- en Fe-oxiden);
- 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-water-systemen, oppervlakkige afvoer, kwel en wegzijging.

2.1 Stikstof- en fosforbalans

Indien de wortelzone wordt beschouwd als de bovenste laag van het bodemsysteem waar effecten van landbouwkundige activiteiten zich concentreren, kan de stikstof- en fosforbalans voor deze laag worden opgesteld, zoals schematisch is weergegeven in fig. 2.

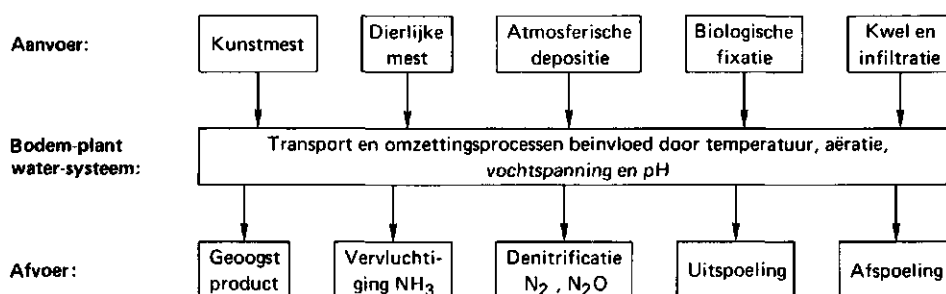


Fig. 2 Schematische weergave van de stikstof- en fosforbalans van het bodem-plant-water systeem in de wortelzone.

Aanvoer van stikstofverbindingen kan afkomstig zijn van kunstmest, dierlijke mest, atmosferische depositie en biologische N-fixatie. In het bodem-water-plant systeem kunnen de verschillende stikstofvormen in elkaar worden omgezet en kan transport naar diepere lagen plaatsvinden. De omzettingsprocessen in de bodem worden beïnvloed door milieufactoren als temperatuur, aëratie, vochtspanning en pH. Met name de eerste drie factoren worden dominant bepaald door de fysische eigenschappen van de grond en de aanwezige hydrologische situatie. Stikstof kan de wortelzone verlaten door afvoer via het geoogst produkt, vervluchtiging van ammoniak, oppervlakkige afvoer, uitspoeling naar diepere lagen (NO_3 , NH_4 , opgelost organisch N) en denitrificatie (N_2 , N_2O). De adsorptie van ammonium aan het bodemcomplex wordt als lineair beschouwd.

De aanvoer van fosforverbindingen vindt voornamelijk plaats via de kunstmest en de dierlijke mest. Atmosferische depositie van fosfor vindt alleen plaats via neerslag (natte depositie). Het belangrijkste proces in de bodem is de vastlegging van fosfor aan de in de bodem aanwezige Al- en Fe-oxiden (adsorptie). Deze adsorptie vertoont een sterk niet-lineair gedrag, waardoor de fosforconcentratie met de diepte scherp kan afnemen. Afhankelijk van de pH en de concentraties aan vrije kationen kan neerslag van fosforzouten optreden. De vastlegging van fosfor in de organische stof (immobilisatie) en het vrijkomen door afbraak van organische stof (mineralisatie) hangen sterk af van de temperatuur, de aëratie, vochtspanning en pH. Fosfor kan de wortelzone verlaten door afvoer via het geoogst produkt, oppervlakkige afvoer en uitspoeling naar diepere lagen.

De processen die van belang zijn worden hier kwalitatief beschreven, maar zijn in het model ANIMO kwantitatief geformuleerd in een stelsel van wiskundige vergelijkingen.

2.2 Stikstof-, fosfor- en koolstofcyclus

Stikstof en fosfor kunnen in verschillende verschijningsvormen in de bodem voorkomen, waarbij de ene verschijningsvorm in de andere kan worden omgezet als gevolg van fysische en/of microbiologische processen. Schematisch is de stikstofcyclus weergegeven in fig. 3, de fosforcyclus in fig. 4, en de koolstofcyclus in fig. 5.

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. 5).

De verschillende organische materialen in de bodem bevatten zowel stikstof als fosfor en koolstof, zodat omzettingsprocessen in de koolstofcyclus corresponderen met omzettingen in de stikstof- en fosforcyclus. Het humeuze materiaal dat bij afbraak

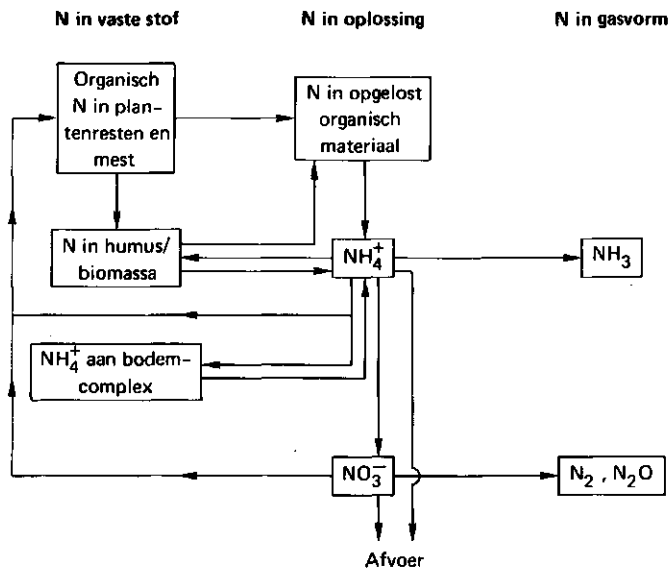


Fig. 3 Schematische weergave van de stikstofcyclus in de bodem.

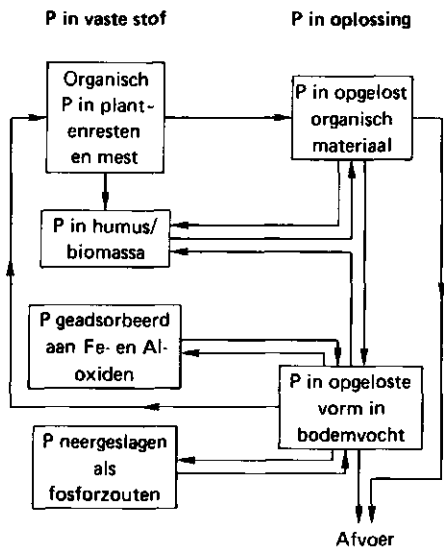


Fig. 4 Schematische weergave van de fosforcyclus in de bodem.

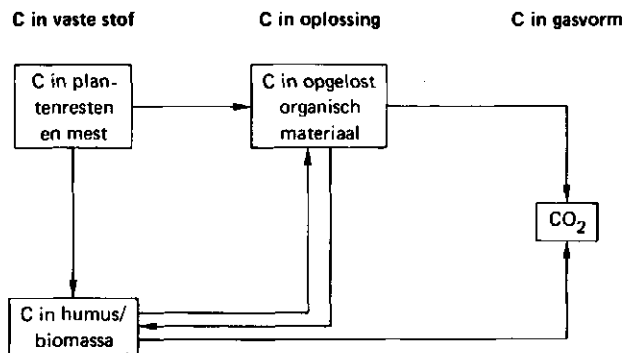


Fig. 5 Schematische weergave van de koolstofcyclus in de bodem.

van vers organisch materiaal wordt gevormd, heeft doorgaans een belangrijk hoger N- en P-gehalte dan het verse organische materiaal waaruit het wordt gevormd. Immobilisatie van anorganische 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 treedt op als het omgekeerde het geval is.

Het nitrificatie-proces verloopt onder aërobe omstandigheden doorgaans veel sneller dan het vrijkomen van ammonium door afbraak van organisch materiaal, zodat onder aërobe 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, waarbij nitraat wordt gereduceerd tot N_2 en N_2O . Hierbij komt 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 waterhuishoudkundige omstandigheden in het bodemsysteem.

Opname van stikstof en fosfor door de plantenwortels geschiedt door convectief transport en door diffusie. Hoewel de plant een voorkeur heeft om stikstof op te nemen in de vorm van NH_4^+ heeft de lage ammoniumconcentratie in het bodemvocht tot gevolg dat de opname grotendeels plaats vindt in de vorm van NO_3^- . In het model ANIMO is aangenomen dat de stikstofopname door het gewas evenredig is met de verdampingssnelheid en de concentratie in de wortelzone van het gewas, vermenigvuldigd met een opnamefactor. De opnamefactor wordt per tijdstap bepaald aan de hand van ingevoerde optimale gewasopname en verdampingsgegevens.

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

2.3 Fosforsorptie tussen bodemcomplex en bodemvocht

Gezien het sterk niet-lineaire karakter van de fosforsorptie aan het bodemcomplex is voor fosfor de relatie tussen opgeloste en gesorbeerde hoeveelheden beschreven met een niet-lineaire isotherm. De gehanteerde basisvergelijking voor de fosforsorptie (bij evenwicht) aan het bodemcomplex (voornamelijk aan Al- en Fe-oxiden) is de genormaliseerde Freundlich isotherm:

$$Q_e = Q_m \left(\frac{C}{C_m} \right)^{1/N}$$

waarbij:

$$\begin{aligned} Q_e &= \text{P-adsorptie voor } t = \text{oneindig bij P-concentratie } C \quad \left[\text{kg/m}^3 \right] \\ Q_m &= \text{maximale P-adsorptie aan de bodem} \quad \left[\text{kg/m}^3 \right] \\ C_m &= \text{P-concentratie in het bodemvocht} \quad \left[\text{mol/m}^3 \right] \\ C_m &= \text{P-concentratie corresponderend met volledig bezet} \\ &\quad \text{complex } (Q_m) \quad \left[\text{mol/m}^3 \right] \\ N &= \text{adsorptie exponent} \end{aligned}$$

In de huidige studie is voor de adsorptie exponent een waarde van 4 gebruikt.

De tijdsafhankelijkheid van de P-adsorptie is in het model ANIMO afgeleid uit een theoretische beschouwing van de reactiekinetiek:

$$\frac{dQ_a}{dt} = \frac{k_2 Q_m}{C_m} \left(\frac{Q_a}{Q_m} \right)^{1-N} \left[C - C_m \left(\frac{Q_a}{Q_m} \right)^N \right]$$

waarbij: k_2 = reactiesnelheidscoëfficiënt voor desorptie $[\text{d}^{-1}]$
 C = P-concentratie bodemvocht op tijdstip t $[\text{kg.m}^{-3}]$

Voor de reactiesnelheidscoëfficiënt (k_2) voor de terugwaartse reactie (van het complex naar de bodemoplossing), is op basis van laboratoriumproeven een waarde van 0,107 (d^{-1}) gevonden. Voor de voorwaartse reactiesnelheidscoëfficiënt (van de oplossing naar het complex) kan afgeleid worden dat deze afhankelijk is van de complexbezetting:

$$k_1 = f(k_2, N, Q_a)$$

waarbij: k_1 = reactiesnelheidscoëfficiënt voor adsorptie $[\text{d}^{-1}]$

Voor een meer gedetailleerde beschrijving van de formulering van de fosforsorptie-processen, de fosforhuishouding, en de daarbij gehanteerde parameterwaarden wordt verwezen naar Rijtema et al. (1990).

2.4 Graslandmodellering

In het model ANIMO regelt een aparte module de graslandproductie, in tegenstelling tot andere grondgebruiksvormen, waarvoor de produktie is vastgelegd met standaardinvoergegevens. Een model met voor grasland enige realiteitswaarde zal verband moeten leggen tussen graslandproduktie en graslandgebruik, omdat beide elkaar beïnvloeden. Bij de verhoging van de melkproduktie per koe bij gelijkblijvend melkquotum zal de ruwvoederproduktie van grasland kunnen afnemen, zodat de lagere N-behoefte in het model moet worden verantwoord. Het graslandgebruik maakt de modellering aanzienlijk gecompliceerder dan die van de bouwlandproduktie. Evenals voor bouwland geldt voor grasland dat de te simuleren dagelijkse groei afhankelijk is van het ontwikkelingsstadium van het gewas. Dit betekent dat de totale jaarlijkse produktie, als som van de opbrengsten van de gerealiseerde weideopbrengsten en maaisneden, eerst kan worden berekend, indien vooraf wordt aangegeven bij welke groei het gewas zal worden beweid dan wel gemaaid. Hierbij doet zich het probleem voor dat dit gebruik niet onafhankelijk is van het groeiverloop van het gras, dat bovendien binnen het bedrijf van perceel tot perceel verschilt. Toepassing van een perceelsgewijze werkwijze in het kader van regionale ANIMO-toepassingen stuit evenwel af op de omvang van het rekenwerk en de niet bekende variatie in veebezetting in de regio. Dit is aanleiding geweest om de mogelijkheden tot een benadering op een hoger abstractie-niveau te bezien. Uitgangspunt is daarbij de gedachte dat over een bedrijf als geheel, na de voorjaarsaanloop, gedurende het groei-seizoen, ter wille van een regelmatige weidegrasvoorziening voor het melkvee, feitelijk alle ontwikkelingsstadia van het gras gelijktijdig aanwezig zijn. Het verbruik van de opbrengst als weidegras vindt continue plaats. Wat meer groeit dan voor melkvee weiden nodig is, wordt in het model met gesimuleerde maaidata gewonnen als wintervoer. Essentieel in deze conceptie is het koppelen van het ontwikkelingsstadium en daarmee van de groei van het gewas aan de gemiddeld aanwezige grasvoorraad.

2.4.1 Droge-stofproduktie

De droge-stofproduktie van grasland wordt benaderd door uit te gaan van de bruto droge-stofproduktie van een standaardgewas. De actuele produktiesnelheid hangt mede af van het ontwikkelingsstadium, dat in het model wordt gekarakteriseerd door de reeds aanwezige grasvoorraad. Effecten van het ontwikkelingsstadium op de grasproduktie worden beschreven met een licht-absorptiefunctie die afhankelijk is van de grasvoorraad. Effecten van tekorten in de vochtvoorziening worden in de berekening gebracht via de relatieve verdamping. Deze bruto produktie wordt vermenigvuldigd met een efficiëntie-factor die afhankelijk is van de produktierespiratie en van een onderhoudsrespiratie. Volgens Deinum (1985) heeft deze efficiëntie-factor een waarde van 0,625.

2.4.2 Wortelmasa

De hoeveelheid wortels in grasland is zeer variabel, zowel in de tijd als in de ruimte. Op vergelijkbare natuurlijke graslanden is de wortelmasa over het algemeen groter dan op cultuurgrasland. Metingen van de wortelmasa geven in feite het netto resultaat van bijgroei van wortels en afgestorven hoeveelheid. De metingen geven niet de snelheden van beide processen. De fluctuatie van de wortelmasa gedurende de lente en de zomer wordt meestal verklaard door de aanname dat de groeisnelheid van de wortels in het voorjaar groter is dan de afstervingsnelheid, terwijl later het omgekeerde geldt. Dit wordt in het model benaderd door de wortelgroei evenredig te stellen aan de fotosynthese-snelheid en de afstervingsnelheid evenredig te stellen aan de aanwezige wortelmasa.

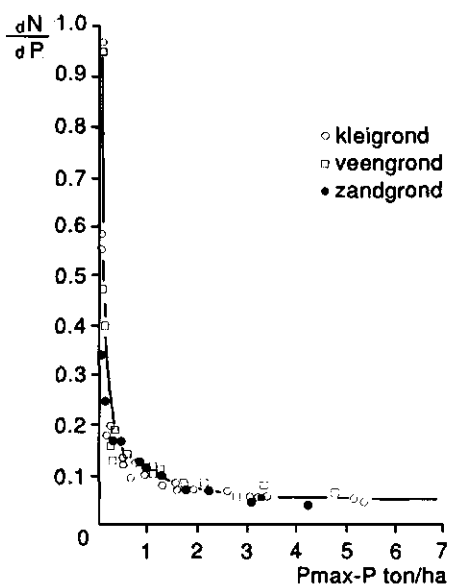


Fig. 6 Relatie tussen N-behoefte per kg droge stof (dN/dP) en het productie-deficiet ($P_{max}^s - P$) voor grasland

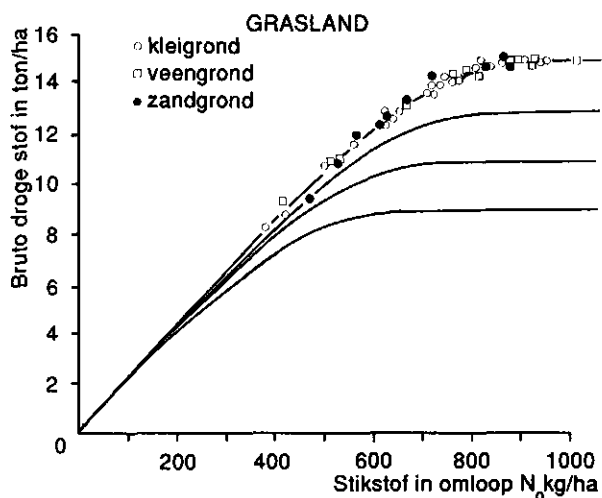


Fig. 7 Relatie tussen mineraal N (N_s) in de bodem en bruto drogestofproductie van gras voor verschillende niveaus van P_{max}

2.4.3 Beschikbare stikstof

De produktie van het gras wordt eveneens bepaald door de hoeveelheid minerale stikstof in de bodem. De hoeveelheid minerale stikstof die in de bodem vereist is voor de produktie van een kg droge stof is een functie van het opbrengst-deficiet. De

gegevens in fig. 6 tonen aan dat deze relatie onafhankelijk is van zowel bodemeenheid als van de waarde van de maximumproductie P_{max} . De stikstof-opbrengst relaties zijn in fig. 7 weergegeven voor verschillende waarden van P_{max} (Rijtema, 1980). Van Steenberg (1977) heeft aangetoond dat de stikstofopname door het gewas langer evenredig met het stikstofaanbod blijft doorgaan dan de droge-stofproductie. Dit betekent bij een hoog produktieniveau van het grasland een accumulatie van stikstof in het gewas. Uit beschikbare literatuurgegevens blijkt de gemiddelde stikstofopname 53% van de aanwezige stikstof te bedragen. Tevens blijkt uit deze gegevens, dat het minimum stikstofgehalte voor grasproductie 2,34% van de droge-stofproductie bedraagt.

Resultaten van de geschetste benadering zijn behalve maaipercen- tage en gesimuleerde maaidata, ook de totale bruto- en netto- produktie van weiden en maaien. Daarnaast berekent het model wortelproductie en wortelafsterving.

2.5 Transportprocessen

In het model ANIMO wordt het transport van de verschillende opgeloste stoffen via een een-dimensionaal systeem in beschouwing genomen. De bodem wordt hierbij in lagen verdeeld, waarbij via horizontale uitstroming verdamping en afvoer naar ontwateringsmiddelen wordt gesimuleerd, terwijl tevens verticaal transport van laag naar laag optreedt. Op deze manier kan ook kwel vanuit of wegzijging naar een watervoerend pakket eenvoudig in beschouwing worden genomen. Per laag wordt per tijdstap een volledige water- en stoffenbalans berekend evenals de omzettingsprocessen daarbij. Bij de berekeningen wordt aangenomen dat in elke laag volledige menging optreedt.

2.5.1 Afspoeling

Oppervlakkig toegediende meststoffen worden in het model ANIMO ook op het oppervlak toegediend. Indringing van deze meststoffen in de bodem geschiedt dan op basis van de neerslag die in de periode(n) na de mesttoediening optreedt. Voor de concentratie van het neerslagwater, dat de bodem indringt, wordt volledige menging aangenomen in een denkbeeldig oppervlaktereservoir. Bij hoge neerslagintensiteiten of hoge grondwaterstanden kan oppervlakkige afvoer optreden. Oppervlakkige afvoer treedt in het veld voornamelijk op in de stroken vlak naast de ontwateringsmiddelen. Om deze reden wordt voor de afspoelingsconcentratie geen volledige menging met het oppervlaktereservoir aangenomen (fig. 8). Om de effecten van diffusie van nutriënten uit de bodem naar het oppervlakkig afstromende water ook in rekening te brengen kan een deel van de afspoeling ook via de

eerste modellaag stromen. Dit concept resulteert in een afspoelingsflux die ontstaat uit 3 componenten: een flux (RUPR) met de neerslagconcentratie, een flux (RURV) met de concentratie van het oppervlaktereservoir en een flux (RUSO) met de bodemvochtconcentratie (fig. 8).

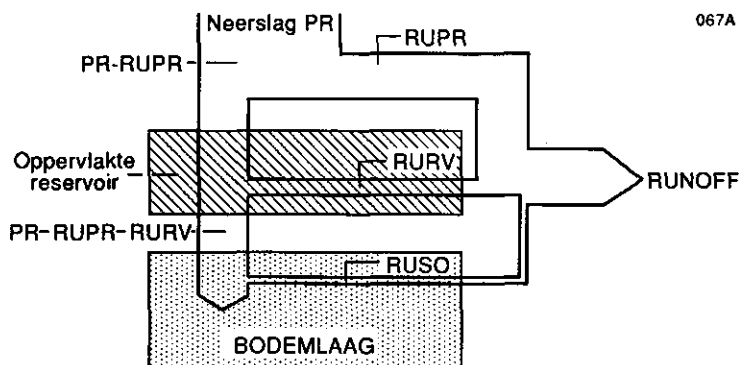


Fig. 8 Herkomst van de afspoelingsflux.

2.5.2 Uitspoeling

Voor een juiste beschrijving van de stikstof- en fosforuitspoeling in het afgevoerde water naar de ontwateringsmiddelen is het belangrijk een goede schatting te maken van de verblijftijds-spreiding in de bodem. Hiertoe bevat het model ANIMO een module waarmee op basis van gebiedsafvoer en drainafstand een verblijftijdsspreiding met de diepte en met de tijd kan worden verkregen. In deze paragraaf wordt een uiteenzetting gegeven van het concept dat de basis vormt voor deze module.

In het vochtige Nederlandse klimaat waar neerslag valt met geringe intensiteit gedurende relatief lange periodes, kunnen de meeste drainage problemen opgelost worden door formuleringen te hanteren die gelden voor stationaire stroming tussen parallelle drains van gelijke afstand, omvang en niveau. In een zeer algemene vorm geschreven geldt dan:

$$q = \frac{h - h_d}{Y}$$

waarbij: q = drainage-flux [m/d]
 h = grondwaterstand ten opzichte van een gekozen referentieniveau [m]
 h_d = oppervlaktewaterpeil ten opzichte van een gekozen referentieniveau [m]
 Y = drainageweerstand [d]

Door gemeten gebiedsafvoeren te relateren aan gemeten grondwaterstanden kan een grondwaterstands/afvoer (q/h) relatie worden

verkregen zoals weergegeven in fig. 9. In de gemeten q/h relatie is een duidelijk onderscheid te maken tussen afvoeren met hoge en lage intensiteit. Hoge afvoer-intensiteiten bij ondiepe grondwaterstanden worden voornamelijk veroorzaakt door ondiepe ontwateringsmiddelen (greppels, drains e.d.), waarbij relatief korte verblijftijden van het grondwater een rol spelen.

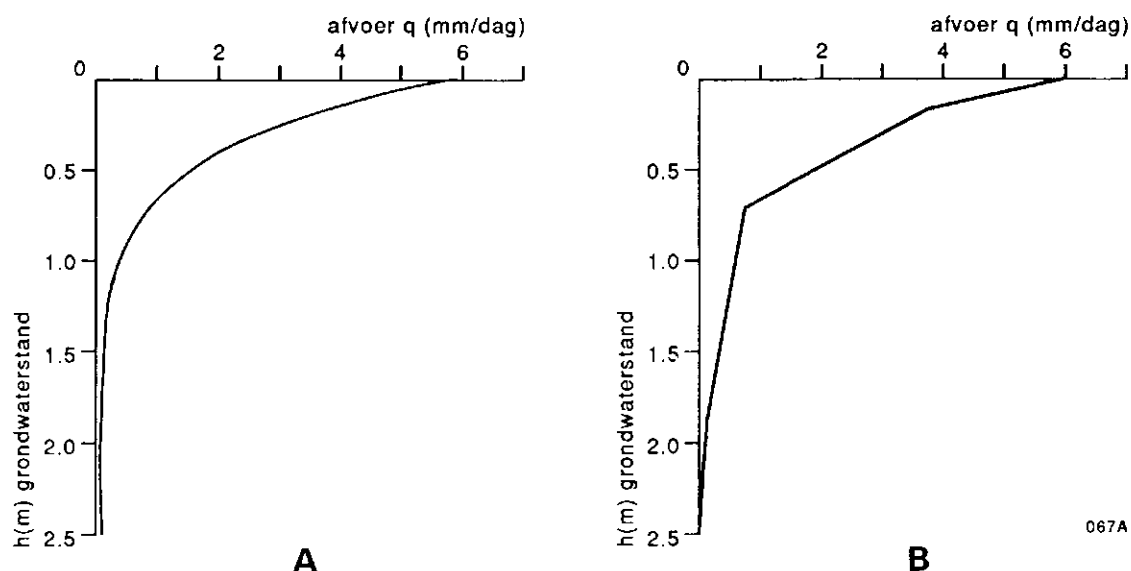


Fig. 9 Grondwaterstands/afvoer (q/h) relatie.

A. relatie tussen afvoer q en grondwaterstand h (naar: Ernst, 1978)

B. geschematiseerde q/h met 4 ontwateringsniveaus

De afvoer met lage intensiteit bij diepe grondwaterstanden zal worden afgevoerd door ontwateringsmiddelen, waarbij lange verblijftijden gelden (kanalen e.d.). Op een dergelijke wijze is deze q/h relatie te verdelen in lineaire relaties (fig. 9b) die elk representatief zijn voor een bepaald type ontwateringsmiddel. Uit de aldus verkregen q/h relaties worden drainagegeweerstanden bepaald, die de invoer vormen voor een hydrologische model en die in feite de grootte bepalen van de berekende afvoerfluxen per tijdstap en per ontwateringsmiddel afhankelijk van grondwaterstand en oppervlaktewaterpeil volgens:

$$q(i) = \sum_{i=1}^n \frac{h - h_d(i)}{Y(i)}$$

waarbij: i = ontwateringsmiddel

n = aantal ontwateringsmiddelen

De door het hydrologische model berekende afvoerfluxen vormen invoer voor het model ANIMO. In het model ANIMO wordt bepaald vanuit welke modellagen (tussen grondwaterstand en onderkant modelprofiel) horizontaal water wordt afgevoerd.

Ernst (1978) heeft aangetoond dat de formuleringen voor stationaire stroming tussen parallelle hydrologisch uniforme drains (gelijke diepte, afstand, aard en omvang) ook van toepassing

zijn op regionale drainagesystemen van verschillend type, waarbij elke type ontwateringsmiddel afzonderlijk als homogeen wordt beschouwd. Dit kan door de werkelijke situatie te vervangen door elementaire situaties die ieder afzonderlijk symmetrisch zijn. Door superpositie van de elementen wordt de oorspronkelijke situatie verkregen (fig. 10). Voor de totale gebiedsafvoer geldt dat deze de som is van de afvoeren van de afzonderlijke elementen. De elementen zijn greppels, sloten, kanalen en kanalen/rivieren op grote afstand. In de meeste schematiseringen zullen (afhankelijk van de schaal) maximaal drie elementen volstaan en fungeert één element (kanalen/rivieren op grote afstand) als wegzijging/kwel.

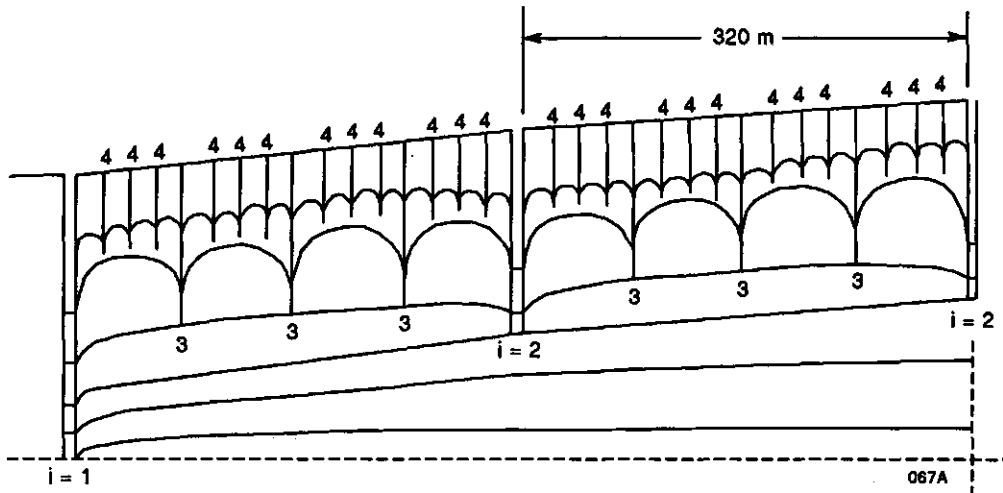


Fig. 10 Schematische dwarsdoorsnede door een gebied met vier drainagesystemen (naar: Ernst, 1978).

In het model ANIMO wordt per element (ontwateringsmiddel) vastgesteld vanuit welke lagen afvoer plaatsvindt, ofwel hoe groot de omvang is van de afvoerlaag. De afvoerlagen worden bepaald door hun boven- en ondergrens. Voor deze begrenzing geldt dat de afvoer naar kanalen plaatsvindt vanuit het onderste deel van het modelprofiel, de afvoer naar greppels gebeurt vanuit de lagen direkt onder de grondwaterspiegel. De diktes van de afvoerlagen worden per tijdstap bepaald aan de hand van de totale doorstroomde pakketdikte en de verhoudingen tussen de afvoerdebieten. Verder wordt aangenomen dat de flux vanuit de kanaal-, sloot- en greppelafvoerlaag gelijkmatig is verdeeld over de dikte van de bijbehorende afvoerlaag.

Met een rekenvoorbeeld zal duidelijk worden gemaakt hoe het vaststellen van de omvang en positie van de afvoerlagen geschiedt. De schematische dwarsdoorsnede van fig. 10 is daarbij als situatieschets gebruikt, waarbij de eerste drie ontwateringselementen in het rekenvoorbeeld zijn betrokken.

De volgende afstanden voor ontwateringsmiddelen worden gesteld:

- greppelafstand = 20 m
- slootafstand = 80 m
- kanaalafstand = 320 m

Op 6,5 m - mv. bevindt zich een slechtdoorlatende laag, waardoor de onderkant van het modelprofiel is vastgesteld op 6,5 m - mv. In fig. 11A is een modelprofiel weergegeven met drie afvoerlagen. In dezelfde fig. zijn tevens de modellagen aangegeven (gestippeld), waarin het modelprofiel wordt geschematiseerd. Voor deze modellagen worden de stikstof- en fosfor-afvoerberekeningen verricht. De verhouding tussen de greppel-, sloot- en kanaalafstanden is gegeven als 1 : 4 : 16. Elke 320 m komen in het veld 12 greppels, 3 sloten en 1 kanaal voor (zie fig. 10). Door er vanuit te gaan dat een kanaal tevens een ontwaterende functie heeft als sloot en als greppel, zijn er voor de modelberekeningen 16 greppel- en 4 slootafstanden en 1 kanaalafstand. Stel nu op tijdstip A is er een grondwaterstand van 0,2 m - mv. en de volgende afvoeren:

greppelflux	= 8,0 mm/dag
slootflux	= 2,0 mm/dag
kanaalflux	= 0,5 mm/dag

De afvoerdebieten worden als volgt bepaald:

Ontwaterings- middel	Flux $\frac{m}{d} \cdot 10^{-3}$	Afstand m	Debiet Q $\frac{m^3}{d/m} \cdot 10^{-3}$
greppels	8,0 *	20	= 160
sloten	2,0 *	80	= 160
kanalen	0.5 *	320	= 160

In een homogeen pakket geldt dat de verhouding tussen de afvoerdebieten overeenkomt met de verhouding tussen de doorstroomde volumina. Dit is een belangrijk uitgangspunt voor het vaststellen van de dikte van de afvoerlagen. De diktes worden nu met de vergelijking bepaald:

$$D1 : D2 : D3 = Q1 : Q2 : Q3$$

waarbij: $D1, D2, D3$ = dikte van doorstroomde pakket voor resp. kanalen, sloten, greppels
 $Q1, Q2, Q3$ = afvoerdebiet van resp. kanalen, sloten, greppels

Afvoer vindt plaats tussen grondwaterstand en onderkant van modelprofiel, waarmee elke afvoerlaag een dikte krijgt van 2,1 m (fig. 11A).

Op tijdstip B is de grondwaterstand met 0,3 m gedaald tot een diepte van 0,5 m - mv. (fig. 11B). Als gevolg hiervan verminderen de grootte van de afvoerfluxen en de bijbehorende debieten als volgt:

Ontwaterings- middel	Flux $\frac{m}{d} \cdot 10^{-3}$	Afstand m	Debiet Q $\frac{m^3}{d/m} \cdot 10^{-3}$
greppels	2,4 *	20	= 48
sloten	1,2 *	80	= 96
kanalen	0,45 *	320	= 144

De verhouding tussen doorstroomde volumina is nu:
 $D_1 : D_2 : D_3 = 48 : 96 : 144 = 1 : 2 : 3$

De diktes van de afvoerlagen voor greppels, sloten en kanalen worden daarmee resp. 1,0 , 2,0 en 3,0 m.

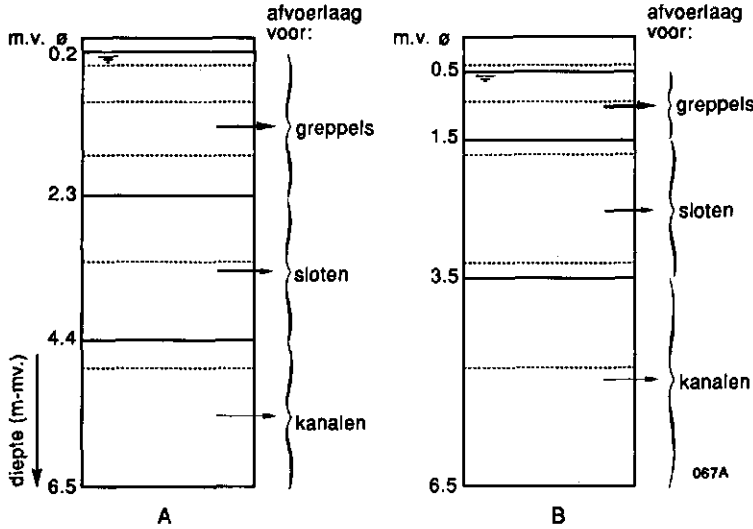


Fig. 11 Afvoerlagen voor kanalen, sloten en greppels; de modellagen zijn gestippeld weergegeven.
 A. tijdstip A; grondwaterstand 0,2 m - mv.
 B. tijdstip B; grondwaterstand 0,5 m - mv.; verlagings van afvoerfluxen

Voor een ontwateringsmiddel (bijv. sloten) is in fig. 12 A een geschematiseerd beeld gegeven van de afvoerflux per modellaag, zoals die volgens bovenvermelde beschrijving is verkregen. Doordat de afvoerflux evenredig is verdeeld over de dikte van de afvoerlaag ontstaat een lineaire afname van de verticale flux (flux f_v in fig. 12 B) met de diepte. Over de onderrand kan een wegzijgingsflux f_w optreden.

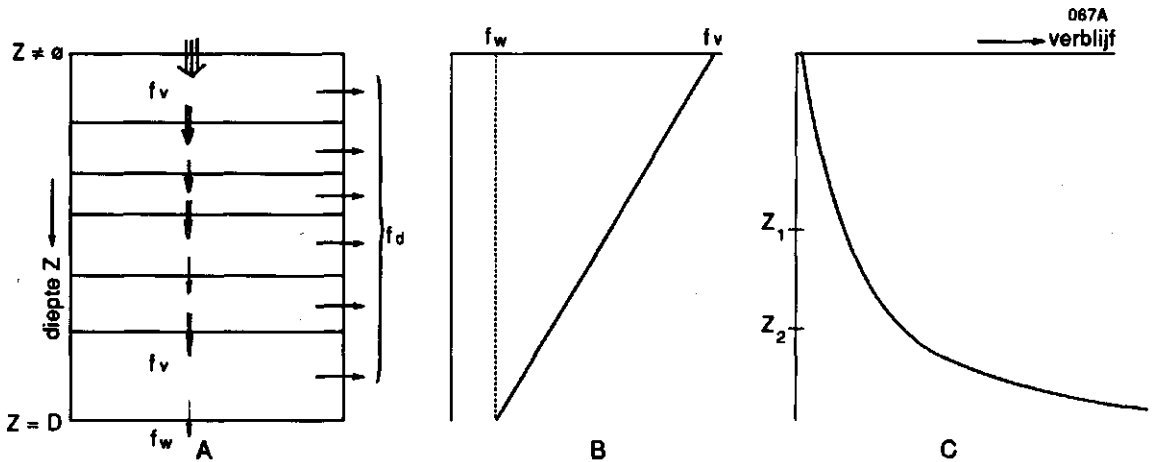


Fig. 12 A. Geschematiseerd modelprofiel met verticale flux f_v , wegzijgingsflux f_w en slootflux f_d .
 B. afname van de grootte van de slootflux met de diepte.
 C. Verbliftijdspreiding met de diepte.

De verticale flux f_v kan worden formuleerd als een lineaire relatie met de diepte Z volgens:

$$f_v = f_d \left(1 - \frac{Z}{D}\right) + f_w \quad (1)$$

waarbij: f_d	= drainage flux	[m/d]
f_v	= verticale flux	[m/d]
f_w	= flux over onderrand pakket D (wegzijging)	[m/d]
D	= dikte van het doorstroomde pakket	[m]
Z	= diepte t.o.v. bovenrand pakket D	[m]

De verblijftijd kan op de volgende wijze als functie van de diepte Z worden afgeleid:

$$t_2 - t_1 = \int_{Z_1}^{Z_2} \frac{n * dZ}{f_v} \quad (2)$$

Uit vergelijking (1) en (2) volgt:

$$t_2 - t_1 = \frac{n * D}{f_d} * \ln \frac{f_v(Z_1)}{f_v(Z_2)}$$

waarbij: t_1, t_2	= verblijftijd op verschillende dieptes	[d]
Z_1, Z_2	= dieptes Z_1 en Z_2	[m - mv.]
$f_v(Z_1)$	= verticale flux op diepte Z_1	[m/d]
n	= porositeit	[-]

De hier afgeleide formulering is analoog aan de vergelijking voor de verblijftijdspreiding zoals die is gegeven door Ernst (1973). Hierbij gelden de volgende randvoorwaarden:

- Dupuit-aanname: stijghoogte, grondwaterstand en doorstroomde dikte worden, in het horizontale vlak, verondersteld aan elkaar gelijk te zijn;
- symmetrische grondwaterstroming;
- pakketdikte moet kleiner zijn dan 1/4 maal de afstand tussen de ontwateringsmiddelen;
- de radiale stroming nabij drains wordt verwaarloosd.

Indien de pakketdikte groter is dan 1/4 maal de afstand tussen de ontwateringsmiddelen, dan wordt de ondergrens van de afvoerlaag aangepast totdat aan deze voorwaarde wordt voldaan.

In het model ANIMO kan men voor de verdeling van de fluxen over de afvoerlaag tevens rekening gehouden worden met verschillen in doorlatendheid van maximaal 3 zones (bijv. wortelzone, ondergrond, aquifer).

Het beschreven concept van verblijftijdsspreiding in deze paragraaf is voor de PAWN-vermestingsstudie vereenvoudigd toegepast, doordat er maar één afvoerterm beschikbaar was. Deze afvoer is opgesplitst in afvoeren naar twee ontwateringsmiddelen; in paragraaf 3.6 wordt de opsplitsing nader uiteengezet.

3 SCHEMATISERING EN INVOER

3.1 Gebiedsindeling

Uitgangspunt voor de ruimtelijke schematisering is de oorspronkelijke PAWN-indeling voor de Eerste Nota Waterhuishouding geweest. Volgens deze schematisering is Nederland verdeeld in districten op basis van overeenkomstige wateraan- en waterafvoer van/naar grote oppervlaktewateren. De districten zijn verdeeld in subdistricten op basis van grondsoort en een overeenkomstige combinatie van peilbeheersing, hoogteligging en grondwaterstand (Hilo-code). Aldus is Nederland verdeeld in 77 districten en 143 subdistricten. De subdistricten zijn verdeeld in plots op basis van grondgebruik en berekening. Voor een uitgebreidere toelichting op de PAWN-schematisering wordt verwezen naar PAWN-Volume XII (Abrahamse et al., 1982).

Alleen de districten zijn geografisch bepaald en daarmee op een topografische kaart aan te duiden. Voor subdistricten en plots geldt dat ze niet geografisch zijn bepaald. De districtsindeling wordt gegeven in fig. 13.



Fig. 13 De PAWN-districten. De met de districtsnummers corresponderende districtsamenen zijn aangegeven in tabel 26. Het gearceerde deel van Nederland (geen PAWN-district) is in deze studie buiten beschouwing gebleven.

Voor de verdeling van subdistricten in plots is het grondgebruik de belangrijkste variabele. Uitgangspunt voor de plotindeling is het grondgebruik in 1985 geweest wat heeft geresulteerd in een basis-plotfile met 1692 plots door DBW/RIZA eind maart 1988 aangemaakt. Om de rekentijd te beperken is het aantal plots gereduceerd tot 503. Het indikken van de plotfile is in drie stappen uitgevoerd:

- van 14 naar 4 grondgebruiksvormen (gewastypen);
- kleine beregende plots zijn toegedeeld aan onberegende plots;
- kleine plots zijn toegedeeld aan gras- of natuurplots. Alleen voor het scenario PRIJSVAR is het aantal plots gewijzigd zoals onder paragraaf 5.1 zal worden toegelicht.

Bij de huidige studie worden de 4 grondgebruiksvormen gras, snijmaïs, overig bouwland en niet-cultuur onderscheiden. "Overig bouwland" is ontstaan door de overgang van 14 naar 4 grondgebruiksvormen waarbij het agrarisch grondgebruik dat geen gras of snijmaïs was, is samengevoegd tot deze grondgebruiksvorm. De grondgebruiksvorm "niet-cultuur" staat voor het overige grondgebruik zoals natuurgebieden, bos, klein open water en volkstuinen. Verharde (stedelijke) gebieden en groot open water zijn bij deze studie niet in beschouwing genomen. Voor een uitgebreidere toelichting op de plotindeling wordt verwezen naar Grashoff et al. (1989).

In tabel 4 wordt een overzicht gegeven van de verdeling van het grondgebruik voor deze studie. Van het totale areaal van de 503 plots betreft 67% cultuurgrond, waarvan 60% grasland, 31% overig bouwland en 9% snijmaïs. Het areaal cultuurgrond bedraagt daarmee 1 928 071 ha, wat 95,5% vormt van het areaal dat het CBS vermeldde voor 1985 (Cultuurtechnisch Vademecum, 1988). Beide arealen stemmen niet overeen, omdat in de gehanteerde PAWN-schematisering een klein deel van Nederland (m.n. Zeeland en de Waddeneilanden) buiten beschouwing is gebleven (zie fig. 13).

Tabel 4 Overzicht van het grondgebruik.

Gondgebruik	Oppervlakte	
	ha	%
grasland	1161687	40
snijmaïs	170316	6
overig bouwland	596068	21
niet-cultuur	943695	33
totaal	2871766	100

In de fig. 14 en 15 worden overzichten gegeven van de procentuele verdeling van het grondgebruik per district.

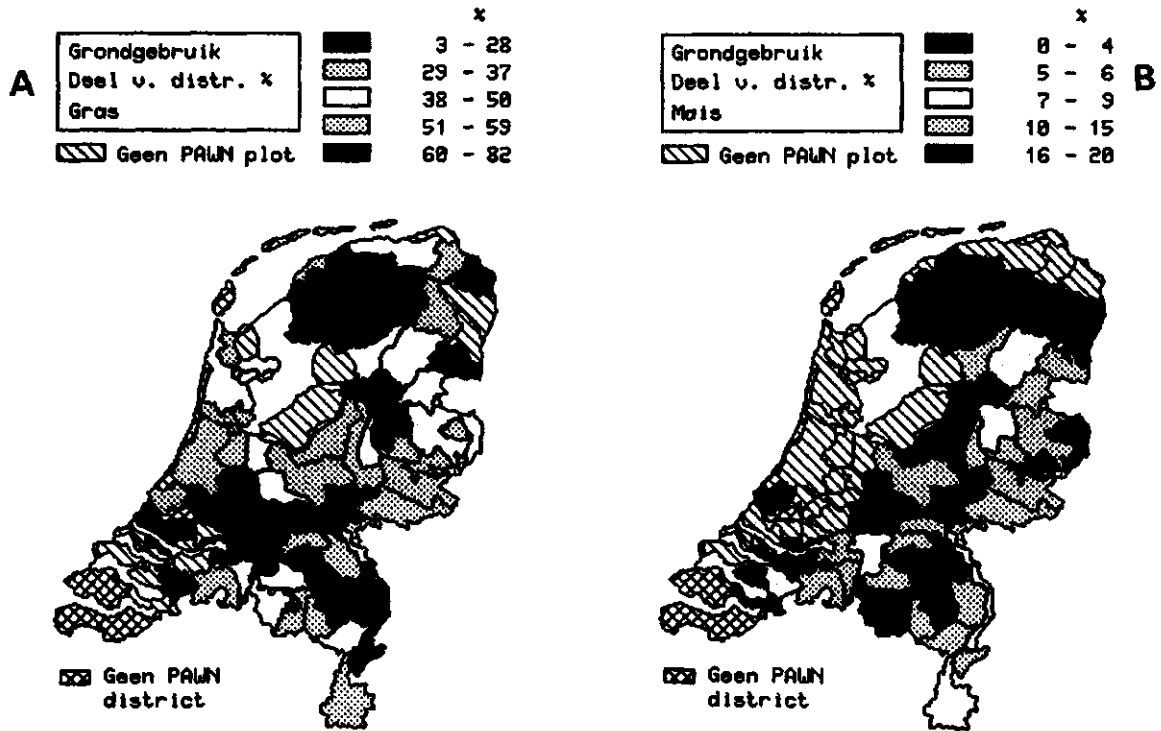


Fig. 14 De procentuele verdeling van de grondgebruiksvormen grasland (A) en snijmaïs (B) per district. In de schuin gearceerde districten komt de betreffende grondgebruiksvorm bij de gehanteerde schematisering niet voor (geen PAWN-plot).

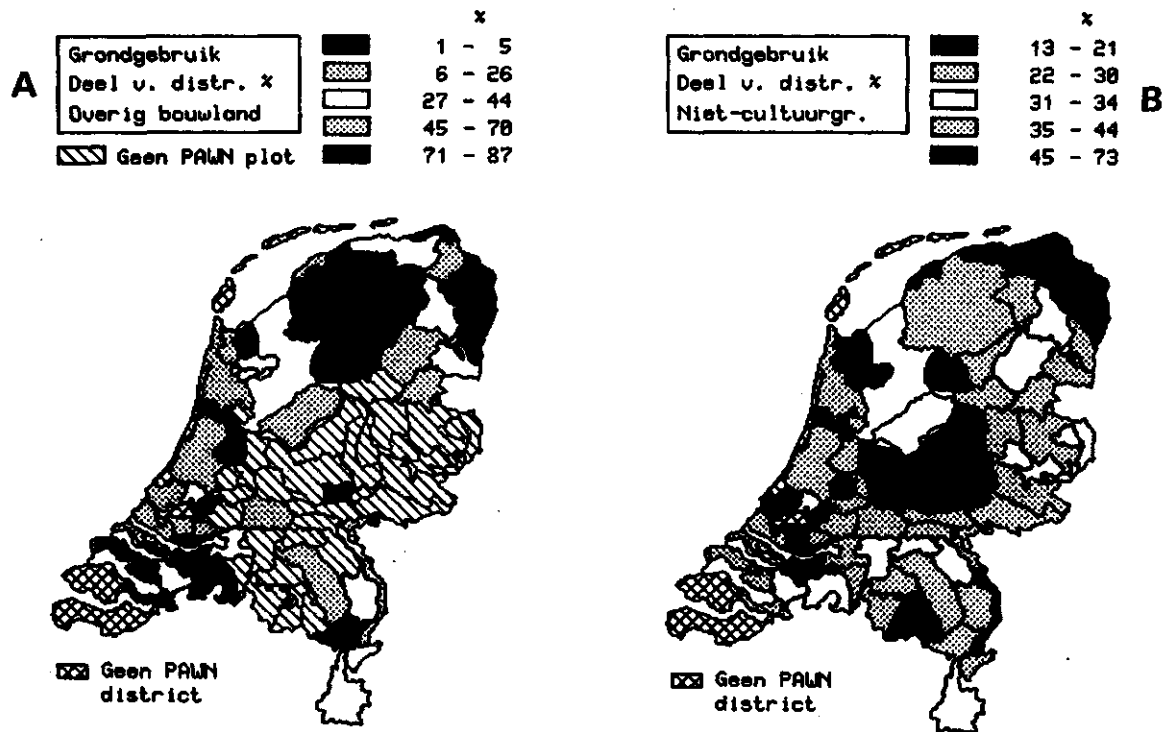


Fig. 15 De procentuele verdeling van de grondgebruiksvormen overig bouwland (A) en niet-cultuur (B) per district.

3.2 Modelprofiel

De dikte van het totale modelprofiel is gerelateerd aan de Hilo-code. Per Hilo-code is de laagste grondwaterstand bepaald met behulp van DEMGEN berekeningen voor het droge (D10) jaar 1949. Beneden deze laagste grondwaterstand wordt nog een doorstroomd profiel voor slootafvoer (mengreservoir) aangenomen. Het totale modelprofiel volgt dan uit de som van laagste grondwaterstand en mengreservoir. Gezien de extreem lage grondwaterstanden in Zuid-Limburg (district 67; Hilo-code 2) is hier een extra model-laag ingevoerd (tabel 5).

Tabel 5 Vier modelprofielen die zijn gerealiseerd door de totale profieldikte en het aantal modellen te relateren aan Hilo-code en grondwaterstand.

	Hilo-code			
	0	1	2	district 67
laagste grondwaterstand [m - mv.]	3,4	2,6	4,2	5,2
reservoir laag [m]	1,1	1,9	1,8	1,3
dikte modelprofiel [m]	4,5	4,5	6,0	6,5
aantal modellen	18	18	20	21

Na het vaststellen van de dikte van het totale modelprofiel heeft een onderverdeling plaatsgevonden in lagen, waarbij moest worden aangesloten bij de wortelzonediktes, zoals die bij de DEMGEN berekeningen (Grashoff et al., 1989) zijn gehanteerd. Dit heeft geresulteerd in laagdiktes variërend van 0,6 cm tot 100 cm, met een gemiddelde van 31 cm (tabel 6 en fig. 16).

3.3 Algemene invoer

Voor regionale toepassingen van het model ANIMO, waarbij een regio wordt verdeeld in sub-regio's zoals bij deze studie het geval is (Nederland verdeeld in districten, subdistricten en plots), bestaat de modelinvoer uit een deel algemene invoer en een deel met gegevens die variëren per sub-regio. Het algemene deel dat in principe geldig is voor de hele regio, zal in deze paragraaf worden besproken.

Een aantal ingevoerde parameters heeft standaardwaarden die, eenmaal vastgesteld, in principe voor geen enkele toepassing gewijzigd worden. Zo zijn er standaardwaarden voor gewasparameters en materialen gedefinieerd. In dit verband zijn materialen gedefinieerd als stoffen die aan de bodem (het model) worden toegevoegd. Voor de huidige toepassing zijn zes typen materialen gedefinieerd (tabel 7).

Wortelzone dikte DEMGEN (mm)	Modellagen ANIMO	
	ondergrens (mm - mv.)	dikte (mm)
-	100	100
-	200	100
300	300	100
386	386	86
400	400	14
500	500	100
553	553	53
600	600	47
606	606	6
-	700	96
800	800	100
-	1000	200
-	1200	200
-	1500	300
-	2000	500
-	2500	500
-	3500	1000
-	4500	1000
-	5500	1000
-	6000	500
-	6500	500

Tabel 6 Ondergrens en dikte van ANIMO- modelprofiel.

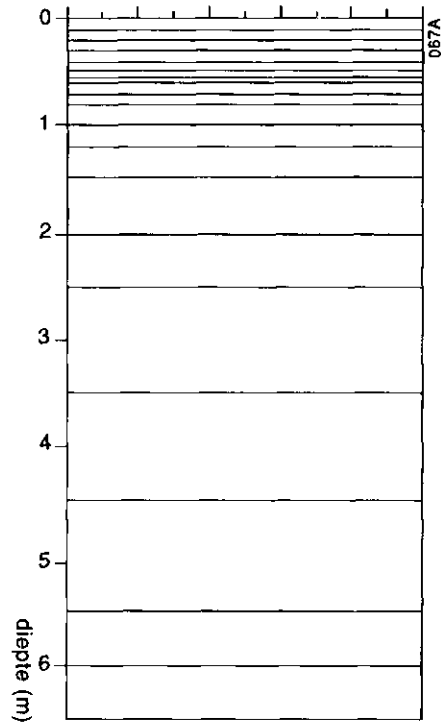


Fig. 16 ANIMO-modelprofiel bij het maximum van 21 lagen.

Tabel 7 Voor het model ANIMO gedefinieerde materialen.

Materiaal	Samenstelling (%)			
	Organische stof	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P
GGV-mest	5,10	variabel	-	variabel
NV-mest	5,40	variabel	-	variabel
PV-mest	43,00	variabel	-	variabel
wortelresten	100,00	-	-	-
N-kunstmest	-	50,00	50,00	-
P-kunstmest	-	-	-	100,00

Op basis van overeenkomstige mestsamenvoeging zijn de materialen (mestsoorten) GGV-mest, MV-mest en PV-mest door samenvoeging van diercategorieën als volgt ontstaan:

- GGV-mest (mest van grondgebonden vee) is ontstaan door samenvoegen van de mest van:
koeien, jongvee 0-1 en 1-2 jaar, meststieren, overig grootvee en overig kleinvee.
- MV-mest (mest van mestvee) is ontstaan door samenvoegen van de mest van:
mestkalveren, mestvarkens, opfokvarkens en fokzeugen/beren.
- PV-mest (mest van pluimvee) is ontstaan door samenvoegen van de mest van:
leghennen, opfokhennen, slachtkuikens en overig pluimvee.

De dierlijke mest heeft voor de huidige studie geen gefixeerde samenstelling, omdat per district de samenstelling van de drie onderscheiden mestsoorten door het WL zijn berekend op basis van de bovenvermelde 14 mestsoorten die door het CBS worden onderscheiden. Bovendien geldt voor de toekomstscenario's dat de N- en P-gehalten van de dierlijke mest ten gevolge van verbeterde voederconversie zullen veranderen.

In ANIMO worden in totaal vier organische stofsoorten onderscheiden (de hoeveelheden worden gesimuleerd):

- verse organische stof;
- organische stof in oplossing;
- humus (stabiele organische stof);
- wortel-exudaten (respiratie afbraakprodukten).

Verse organische stof is verdeeld in fracties die ieder een eigen afbraaksnelheid en stikstof- en fosforgehalte hebben. De organische stof van de bovenvermelde materialen wordt in het model beschouwd als vers organisch materiaal, waarbij alleen van de drie mestsoorten een deel zich in oplossing bevindt. Voor de fractionering van de verse organische stof zijn voor deze studie 6 organische-stofbestanddelen gedefinieerd (tabel 8).

Tabel 8 De fractionering van de verse organische stof.

Verse organische stof in:	Organische stof bestanddeel (%)					
	1	2	3	4	5	6
GGV-mest	10	70	20			
MV-mest	10	80	10			
PV-mest	10	40	50			
wortelresten				90	10	
ondergrond						100

De organische stof in de ondergrond is in het model gedefinieerd als slecht afbreekbare organische stof die bij de initialisatie wordt ingevoerd. Als ondergrond is voor natuurgebieden het modelprofiel beneden de wortelzone

aangehouden, voor de landbouwgronden wordt het profiel beneden de 1 m - mv. als ondergrond beschouwd. Het organische-stofbestanddeel 1 gaat voor 100% in oplossing, van het organische-stofbestanddeel 2 gaat 5% in oplossing. Voor de potentiële afbraaksnelheid en de stikstof- en fosforgehalten van elk van deze organische-stofbestanddelen zijn vaste parameterwaarden gebruikt (tabel 9).

Tabel 9 De potentiële afbraaksnelheid en de stikstof- en fosforgehalten van de organische-stofsoorten.

Organische stof soort	Potentiële afbraak coëfficiënt (jaar ⁻¹)	Nutriëntensamenstelling	
		N (%)	P (%)
org. stof deel 1	1,00	7,0	0,7
org. stof deel 2	1,68	5,0	0,5
org. stof deel 3	0,12	1,0	0,1
org. stof deel 4	2,00	1,0	0,1
org. stof deel 5	0,22	1,0	0,1
org. stof deel 6	0,001	1,5	0,2
oplossing	30,00	6,3	0,6
humus	0,02	4,8 (max)	0,6 (max)
wortellexudaten	365,00	2,5	0,2

De organische-stoffractionering, de bijbehorende potentiële afbraakcoëfficiënten en de nutriëntensamenstelling zijn ontleend aan een eerdere regionale toepassing (Drent et al., 1988), waarbij eveneens een dergelijke indeling is gehanteerd.

De afbraak van organische stof wordt onder andere beïnvloed door de temperatuur in de bodem. Voor de simulatie van de bodemtemperatuur is gebruik gemaakt van een eenvoudig sinusmodel. Als invoer zijn hiervoor nodig het temperatuurverloop aan het bodemoppervlak en de warmtegeleidingseigenschappen van de bodem. De gehanteerde parameterwaarden zijn in tabel 10 vermeld.

Tabel 10 Parameterwaarden voor temperatuursmodel.

Parameter	Waarde
gemiddelde jaartemperatuur	11 °C
amplitude	10 °C
faseverschuiving	45 d
warmtediffusiecoëfficiënt	0,01584 m ² .d ⁻¹

Voor de drie gedefinieerde gewassen worden parameters, zoals zaaidatum, oogstdatum, gewasontwikkeling, gewasopname e.d., ingevoerd (tabel 11).

Tabel 11 De belangrijkste gewasparameters.

Parameter	Grondgebruiksvorm		
	grasland	snijmais	overig bouwland
start groeiseizoen	1 jan.	25 apr.	1 jan.
einde groeiseizoen	31 dec.	5 nov.	25 okt.
max. wortelmassa (ton/ha)	prod. model	4,8	4,7
max. wortellengte (cm)	prod. model	90	90
opt N-opname (kg/ha)	n.v.t.	325	440
opt P-opname (kg/ha)	50	46	46
max. gewastranspiratie (mm)	550	405	446

De optimale stikstof, en fosforgeswasopname zijn gerelateerd aan de gegeven maximale gewastranspiratie en zijn afgeleid uit proefveldgegevens. Voor gras is een aparte graslandproduktiemodule (par. 2.4) in het model ANIMO opgenomen, waarbij de invoergegevens zijn gecalibreerd met proefveldgegevens van Ruurlo (Fonck, 1982, 1986). Voor grasland wordt de opnamefactor voor stikstof per definitie op 1 gesteld, zodat geen opname-reductie voor N plaatsvindt; invoer van optimale N-opname is daardoor niet van toepassing.

Een uitgebreidere toelichting op de gewas en materialen definitie is gegeven door Kroes (1988).

Van het minerale deel van de mest kan een deel vervluchtigen als ammoniak; dit deel varieert per grondgebruiksvorm. Voor grasland is dit deel ingevoerd als 32%, voor bouwland als 20%. Voor een aantal van de onderzochte scenario's worden maatregelen genomen om de vervluchtiging te verminderen. In die gevallen zijn de fracties in het model aangepast overeenkomstig de getroffen maatregel.

3.4 Bodemfysische parameters

Het merendeel van de bodemfysische parameters die in ANIMO zijn gebruikt, zijn gerelateerd aan de bodemfysische eenheden, gebruikt in DEMGEN (Grashoff et al., 1982), die gebaseerd zijn op gegevens van Rijtema (1969).

De vochtspanningscurves (pF-curves) zijn per bodemfysische eenheid berekend volgens de methode gegeven door Abrahamse et al. (1982).

$$\theta = \frac{\theta_s * \theta_w}{\theta_w + (\theta_s - \theta_w) * X}$$

waarbij:

$$X = A * Y^B + (1-A * Y^{2*B}) \text{ en } Y = \frac{\ln(+1)}{\ln(160001)}$$

θ	= vochtgehalte	[mm/mm]
	= zuigspanning	[mm]
θ	= verzadigingsvochtgehalte	[mm/mm]
θ^s	= vochtgehalte bij verwelkingspunt	[mm/mm]
A^w	= parameter A voor pF-curve	[-]
B	= parameter B voor pF-curve	(-)

In aanhangsel 1 worden de voor PAWN-vermesting gehanteerde bodemfysische eenheden gegeven met bodemfysische parameters zoals de gebruikte parameterwaarden voor het vaststellen van de pF-curves.

De verzadigde doorlatendheid en de hoogte waarover nog nalevering van vocht vanuit de verzadigde ondergrond naar de wortelzone kan plaatsvinden zijn per bodemfysische eenheid afgeleid uit gegevens van Rijtema (Rijtema, 1969). De gebruikte parameterwaarden staan in aanhangsel 1.

De zuurstofaanvoer vanuit de lucht in het bodemsysteem vindt voornamelijk plaats door middel van diffusie door de met lucht gevulde poriën. Voor de beschrijving van de verticale zuurstofdiffusie in het model ANIMO is de diffusieconstante belangrijk. In het model wordt deze berekend met de door Bakker (1965) gegeven formulering:

$$D = D_a * P_1 * O_g^{P_2}$$

waarbij: D	= diffusieconstante voor zuurstof in de met bodemgas gevulde poriën	[m ² /d]
D_a	= diffusiecoëfficiënt voor zuurstof in de atmosfeer	[m/d]
O_g	= volumefractie luchtgevulde poriën	[m ³ /m ³]
P_1, P_2	= empirische constantes afhankelijk van de bodemeenheid	[-]

De diffusieparameters P_1 en P_2 zijn per bodemfysische eenheid afgeleid uit gegevens van Bakker et al. (1987). In aanhangsel 1 staan de gehanteerde parameterwaarden.

3.5 Bodemchemische parameters

Waarden voor de zuurgraad (pH) van de wortelzone zijn afgeleid uit gegevens van Berends (1986) die per LEI-landbouwgebied per grondgebruiksvorm pH-waarden voor de toplaag geeft. Voor diepere lagen is verondersteld dat deze dezelfde pH-waarde hebben als de wortelzone.

De verhouding tussen de hoeveelheid $\text{NH}_4\text{-N}$ aan het bodemcomplex en in de bodemoplossing (de distributie-verhouding, DRADNH) is berekend met behulp van de volgende formulering, die door Hoeks (pers. med.) is afgeleid:

$$\text{DRADNH} = \frac{7,5 * \rho * \text{CEC}}{\text{N} * \text{C}_{\text{tot}}}$$

waarbij:

ρ	= soortelijke massa	[kg/m ³]
CEC	= kation omwisselcapaciteit	[meq/kg]
N	= porositeit	[m ³ /m ³]
C_{tot}	= totale zoutconcentratie (kationen)	[meq/m ³]

De grootste variatie in deze parameters zal hierbij optreden in de CEC, die is afgeleid uit de organische-stof- en lutumgehalten volgens Breeuwsma en Van Duijvenbooden (1987):

$$\text{CEC} = 1,5 * \text{OM} + 0,6 * \text{L}$$

waarbij:

OM	= organische-stofgehalte	[kg/kg]
L	= lutumgehalte	[kg/kg]

Via de bodemchemische indeling zoals die door Schoumans en Breeuwsma (1990) is verricht, is een schatting gemaakt van het organische-stofgehalte en van het lutumgehalte. In fig. 17 wordt een landelijk overzicht gegeven van de CEC-waarden berekend volgens bovenvermelde formulering en gegeven als districtsgemiddelde. De CEC-waarden zijn daarbij uitgedrukt in meq per 100 g droge grond.

Door Schoumans en Breeuwsma (1990) is de hoeveelheid Al en Fe in de bodemhorizonten van 21 verschillende bodemprofielen aan de hand van een groot aantal veldmetingen bepaald. Via een verdeelsleutel naar subdistricten zijn deze waarden toegekend aan de modelprofielen. In fig. 18 zijn de districtsgemiddelde Al- en Fe-gehalten gegeven. Op basis van deze Al- en Fe-gehalten zijn de volgende invoerparameters berekend:

- de P-concentratie bij volledig bezette complexen;
- de maximale hoeveelheid P die kan worden geadsorbeerd;
- de distributie-verhouding voor P.

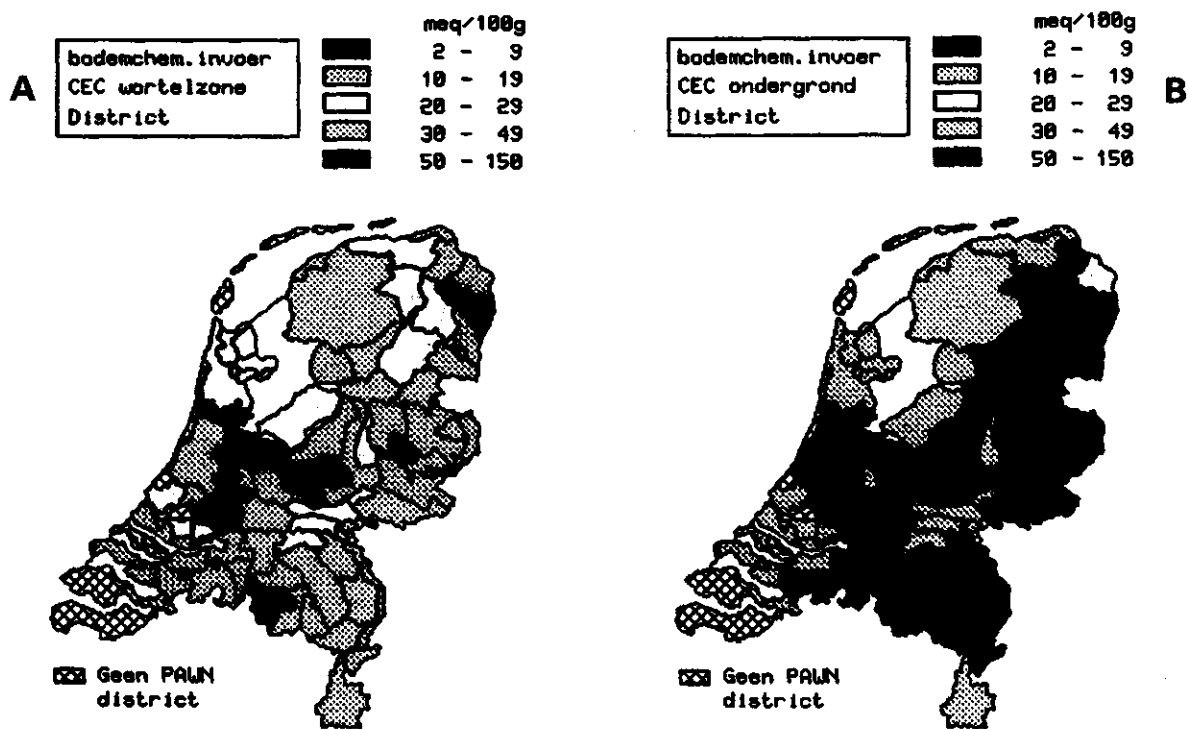


Fig. 17 CEC-waarden voor wortelzone (A) en ondergrond (B) uitgedrukt in meq/100 g grond en gegeven als een naar plot-oppervlakte gewogen districtsgemiddelde.

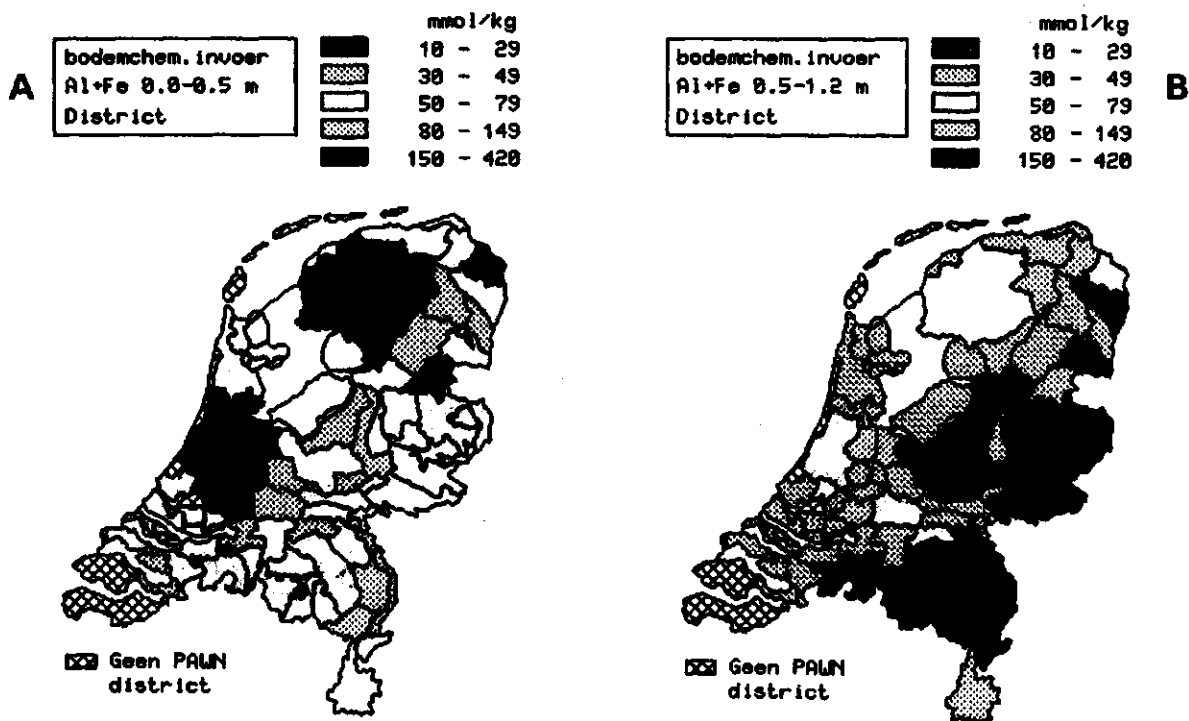


Fig. 18 Al- + Fe-waarden voor de bodemlaag 0-0,5 m - mv. (A) en voor de bodemlaag 0,5-1,2 m - mv. (B), uitgedrukt in mmol/kg grond en gegeven als een naar plot-oppervlakte gewogen districtsgemiddelde.

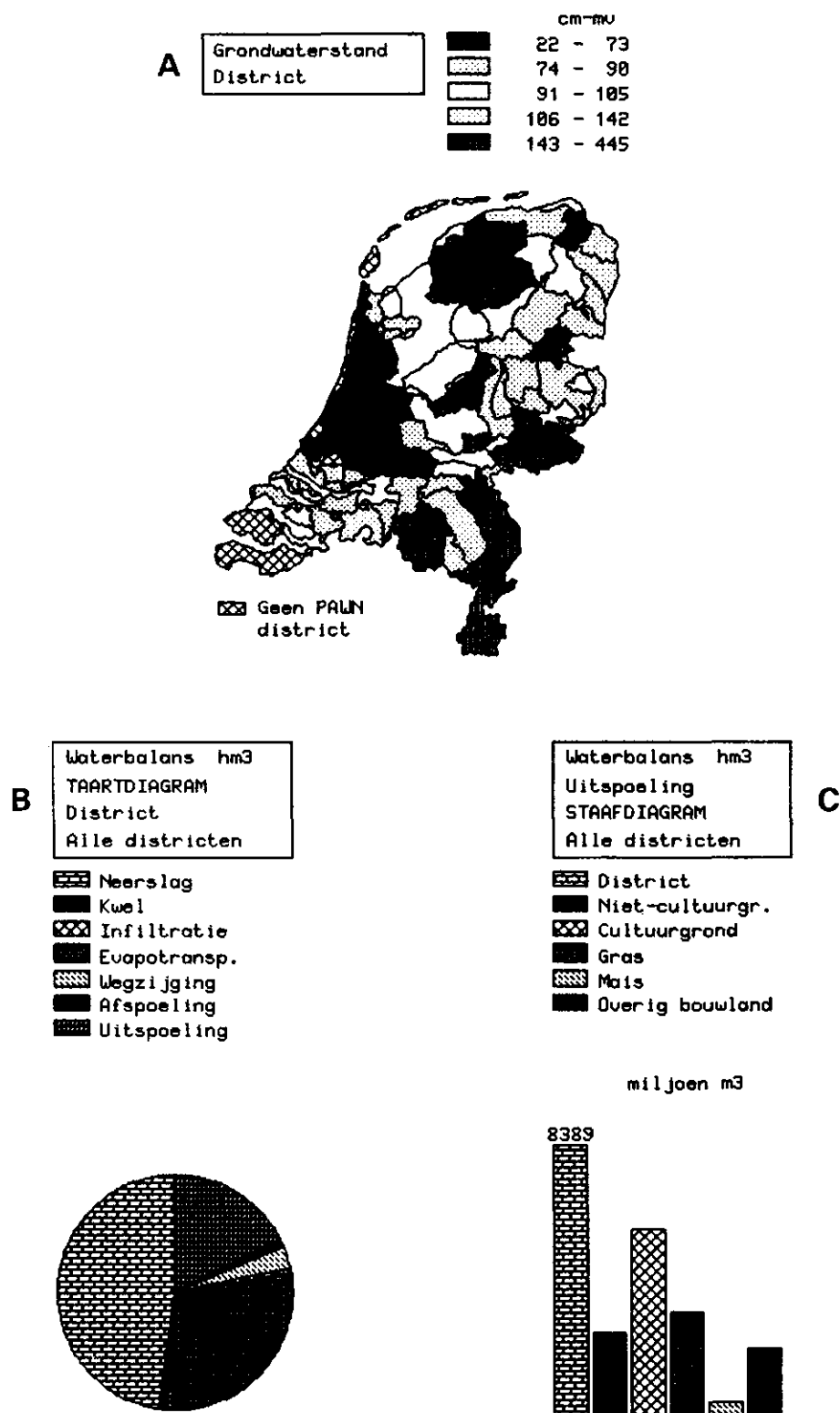


Fig. 19 A. Gemiddelde grondwaterstand tijdens het gemiddelde weerjaar 1985 gegeven als een naar plot-oppervlakte gewogen districtsgemiddelde.

B. Waterbalans van Nederland (neerslag is incl. beregening).

C. Verdeling van de uitspoeling over het grondgebruik.

Voor de maximale P-adsorptie aan de bodem is uitgegaan van de chemische bindingsmogelijkheden van fosfor aan Al en Fe:

$$Q_m = \rho \cdot [Al+Fe] \cdot 0,031$$

waarbij: ρ = soortelijke massa [kg/m³]
 $[Al + Fe]$ = de gemeten som van Al + Fe per bodemchemische profiellaag [mol/kg]

De maximale P-concentratie corresponderend met volledig bezette complexen is afgeleid (geëxtrapoleerd) door curve-fitting met gegevens van laboratoriumproeven naar de tijdsafhankelijkheid van het P-adsorptie proces:

$$C_m = A \cdot [Al+Fe] \cdot B$$

waarbij: A en B = coëfficiënten die met curve-fitting zijn bepaald

In de huidige studie is voor coëfficiënt A de waarde 0,034 gebruikt en voor coëfficiënt B de waarde 1,13. De maximale P-concentratie die met bovenstaande formule uitgerekend wordt, is over het algemeen hoger dan de maximumwaarde die in het veld kan optreden. Doordat afhankelijk van de zuurgraad in de praktijk neerslag van fosforzouten (voornamelijk Ca-zouten) gaat optreden wordt de P-concentratie gebufferd (Rijtema et al., 1990):

$$C_{buf} = 32,805 \cdot (10^{-0,477 \cdot pH})$$

waarbij: C_{buf} = buffer-concentratie [kg/m³]

De pH van de plots varieert van 8,0 tot 5,5, wat betekent dat de bufferconcentratie (C_{buf}) varieert tussen 5 en 78 g/m³. Aangezien deze bufferconcentratie de maximaal optredende concentratie geeft, kan hiermee de maximale P-adsorptie (P-bindend vermogen) worden afgeleid:

$$P_{max} = Q_m \cdot (C_{buf} / C_m) \cdot 1 / N$$

waarbij: P_{max} = maximale P-adsorptie [kg/m³]

3.6 Hydrologische parameters

De waterhuishouding vormt voor de berekeningen met ANIMO één van de invoergegevens. De waterhuishouding is met het model DEMGEN per plot berekend. De berekeningen met DEMGEN zijn uitgevoerd voor een reeks van 15 verschillende weerjaren (periode 1971 t/m 1985) en voor drie verschillende weerjaren: een gemiddeld (1985), een droog (1949) en voor een nat (1965) jaar. Voor

een toelichting op berekeningen met het model DEMGEN wordt verwezen naar Grashoff et al. (1989).

Per tijdstap (decade) wordt de grondwaterstand en de waterbalans van de wortelzone en die van de ondergrond ingelezen. Deze waterbalans omvat de volgende waterbalanstermen: neerslag, verdamping, afspoeling, vochtinhoud van de wortelzone, vochtinhoud van de ondergrond, wegzijging/kwel, en laterale flux (infiltratie/uitspoeling) naar ieder onderscheiden ontwateringsmiddel. In ANIMO worden vervolgens de waterbalansen per model-profiellaag opgesteld.

In fig. 19 A wordt een overzicht gegeven van de gemiddelde grondwaterstand tijdens het gemiddeld weerjaar 1985. Tevens is in fig. 19 B een schijfdiagram (taartdiagram) van de balansternen opgenomen met de instroming aan de ene kant en de uitstroming aan de andere kant van de balans, waarbij elke balanshelft een hoeveelheid vertegenwoordigt van ruim 24 miljard m³ water. Met een staafdiagram is in fig. 19 C een verdeling gegeven van de voor deze studie belangrijkste afvoerterm (uitspoeling) over de gehanteerde grondgebruiksvormen.

3.6.1 Afspoeling

Voor de afspoeling (runoff) is geen gebruik gemaakt van de werkelijk voor een bepaald weerjaar gesimuleerde waarde, maar van het langjarige gemiddelde (berekend door WL). Door dit uitgangspunt moet eerst, per tijdstap, de werkelijk gesimuleerde afspoeling worden afgetrokken van de neerslag en vervolgens het langjarig gemiddelde hier weer bij worden opgeteld. De concentratie van de afspoelingsflux wordt deels bepaald door de neerslagconcentratie, deels door de concentratie van het denkbeeldige reservoir dat zich boven de bodem bevindt, en deels door de concentratie in de bovenste bodemlaag (fig. 8). Vaststelling van de parameters hiervoor heeft plaatsgevonden met proefveldgegevens van Achterveld op onbemeste en bemeste percelen (Jeurissen, 1989). De beste resultaten werden verkregen indien van de totale afspoeling 20% via het reservoir stroomt en daarvan 25% via de eerste modellaag tot afvoer komt. Fig. 20 toont gemeten en berekende concentraties in de oppervlakteafvoer bij de gebruikte parameterwaarden. In tabel 12 staan de gehanteerde parameterwaarden voor het oppervlakte reservoir.

Tabel 12 Parameterwaarden voor oppervlakte-reservoir.

Oppervlakte-reservoir	Parameterwaarde	
inhoud oppervlakte-reservoir	20	(mm)
percentage afspoeling met neerslagconcentratie	80	(%)
percentage afspoeling met reservoirconcentratie	15	(%)
percentage afspoeling met bodemvochtconcentratie	5	(%)

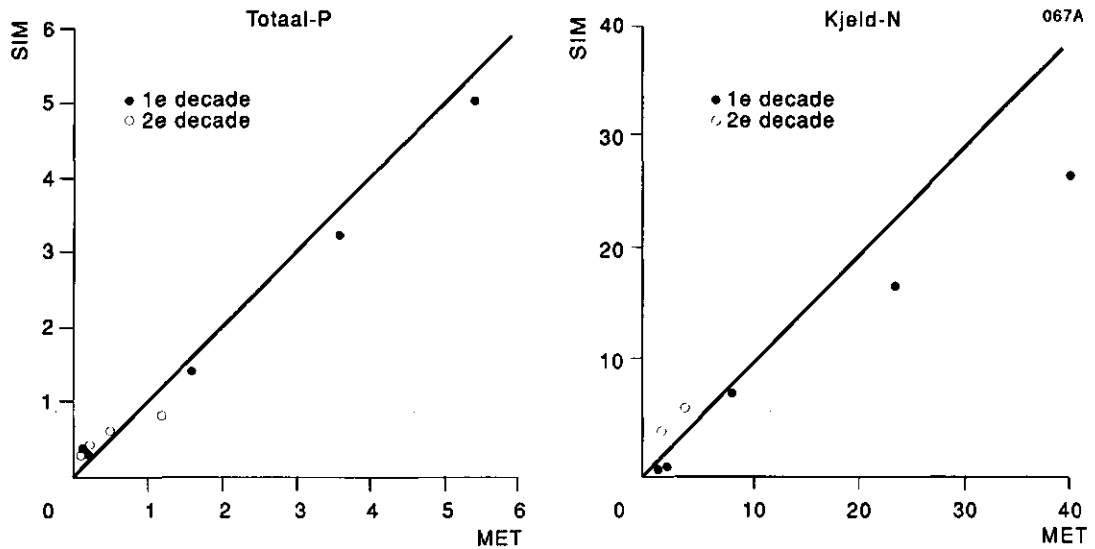


Fig. 20 Gesimuleerde (SIM) en gemeten (MET) concentraties totaal-P en Kjeldahl-N in de oppervlakte-afvoer ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) bij vier mestgiften voor twee opeenvolgende decades met oppervlakte-afvoer. Parameterwaarden zoals in tabel 12 (Jeurissen, 1989).

3.6.2 Uitspoeling

De berekeningen met DEMGEN resulteren in een laterale afvoerterm DRN. Om een beter beeld te krijgen van de verblijftijdspreiding in de bodem is de met DEMGEN berekende laterale afvoerterm (DRN) opgesplitst in een snelle (ondiepe) en een langzame (diepe) afvoer. Kanaalafvoer (FK) is in dit verband te beschouwen als afvoer naar grotere ontwateringsmiddelen met een lange verblijftijd in de bodem, en slootafvoer (FS) is de afvoer naar kleinere ontwateringsmiddelen met een veel kortere verblijftijd. Voor de totale afvoer uit DEMGEN geldt (Grashoff et al., 1989):

$$\text{DRN} = \text{DRACFN} * (\text{DILEV} - \text{GWL}) + \text{DCD} * \text{OP}$$

waarbij:

DRN	= totale afvoer	$[\text{m}\cdot\text{d}^{-1}]$
DRACFN	= langzame (natuurlijke) drainage coëfficiënt	$[\text{d}^{-1}]$
DILEV	= slootpeil	$[\text{m}]$
GWL	= gemiddelde grondwaterstand	$[\text{m}]$
DCD	= snelle drainage coëfficiënt	$[\text{d}^{-1}]$
OP	= opbolling boven de drains	$[\text{m}]$

Ten behoeve van de ANIMO berekeningen is aangenomen dat het tweede deel van deze vergelijking de snelle slootafvoer (FS) is:

$$\text{FS} = \text{DCD} * \text{OP} \quad [\text{m}\cdot\text{d}^{-1}]$$

De langzame kanaalafvoer (FK) volgt dan uit:

$$FK = DRN - FS \quad [m \cdot d^{-1}]$$

De ontwateringsdieptes zijn aangeleverd door het WL; voor plots waar dit niet het geval was, zijn deze met behulp van op het SC aanwezige kennis ingeschat.

Voor een goede verblijftijdschatting is niet alleen de verdeling van de drainageafvoer over de verschillende ontwateringsmiddelen nodig, maar ook informatie over de diepte van het effectieve doorstroomde bodemprofiel voor de ontwatering naar deze middelen. Bij een bodemprofiel zonder storende lagen kan deze diepte gerelateerd worden aan de afstand tussen de ontwateringsmiddelen. Aangezien de totale modelprofiel diepte reeds is vastgelegd, kan voor de huidige toepassing volstaan worden met de verhouding tussen de kanaal- en slootafstanden. Voor de DEMGEN-invoer en berekeningen spelen deze parameters geen rol (Grashoff et al., 1989). Wel zijn de drainageweerstanden geschat door middel van "fitten" van DEMGEN-resultaten op waarnemingen van TNO-buizen binnen de onderscheiden drainage regio's. De formule van Ernst voor de drainageweerstand is als volgt te schrijven:

$$\text{voor kanalen: } Ck = Wk * Lk + Lk^{**2} / (8 * K * Dk)$$

$$\text{voor sloten: } Cs = Ws * Ls + Ls^{**2} / (8 * K * Ds)$$

waarbij:

Ck en Cs	= drainage weerstand kanalen resp sloten	[d]
Wk en Ws	= radiale weerstand kanalen resp sloten	[d.m ⁻¹]
Lk en Ls	= drainafstand kanalen resp sloten	[m]
K	= horizontale doorlatendheid	[m.d ⁻¹]
Dk en Ds	= dikte afvoerlaaglaag kanalen resp sloten	[m]

Verwaarlozing van de radiale weerstanden en veronderstellend dat Ds en Dk in dezelfde orde van grootte zijn geeft op basis hiervan:

$$Lk / Ls \approx (Ck / Cs) ** 0,5$$

Op basis van de door het WL aangeleverde drainageweerstanden is met bovenstaande formulering de verhouding tussen de drainafstanden van kanalen en sloten per subdistrict vastgesteld.

In de fig. 21 en 22 worden van de waterbalanstermen afspoeling, uitspoeling, kwel en wegzijging landelijke overzichten gegeven voor het gemiddeld weerjaar 1985.

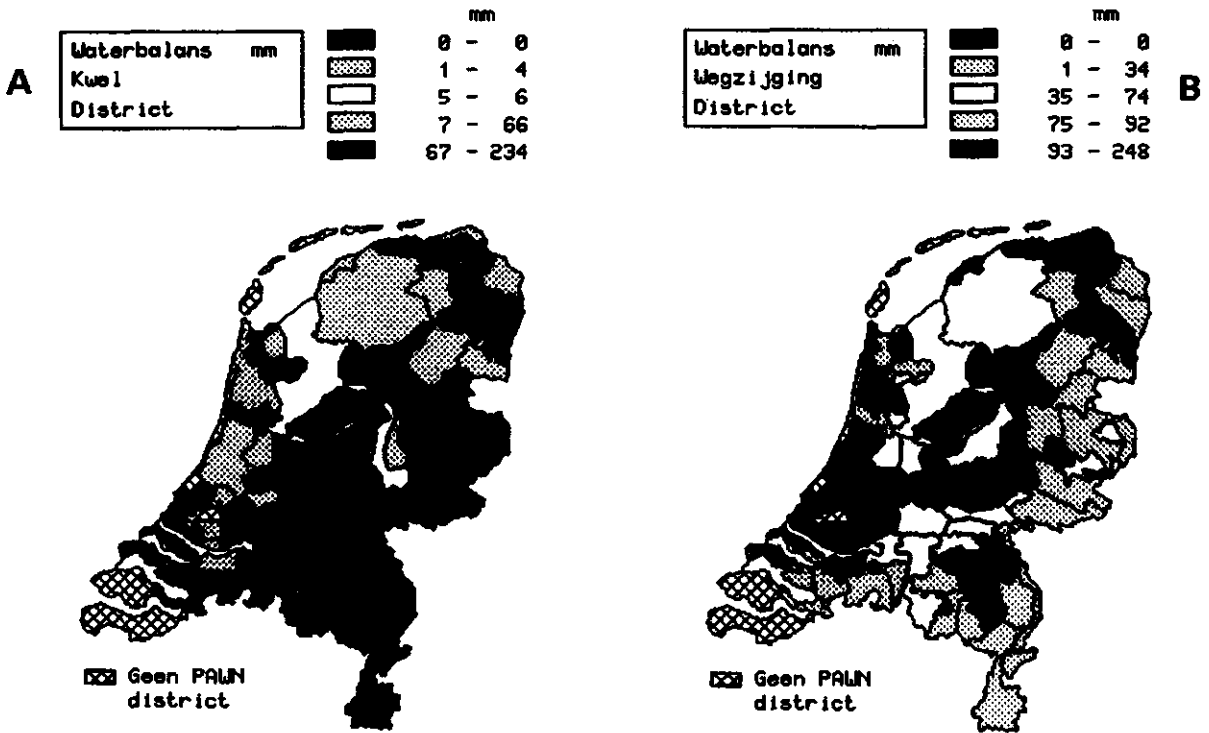


Fig. 21 Kwel (A) en wegzijing (B) in mm water per jaar, gegeven als een naar plot-oppervlakte gewogen districtsgemiddelde.

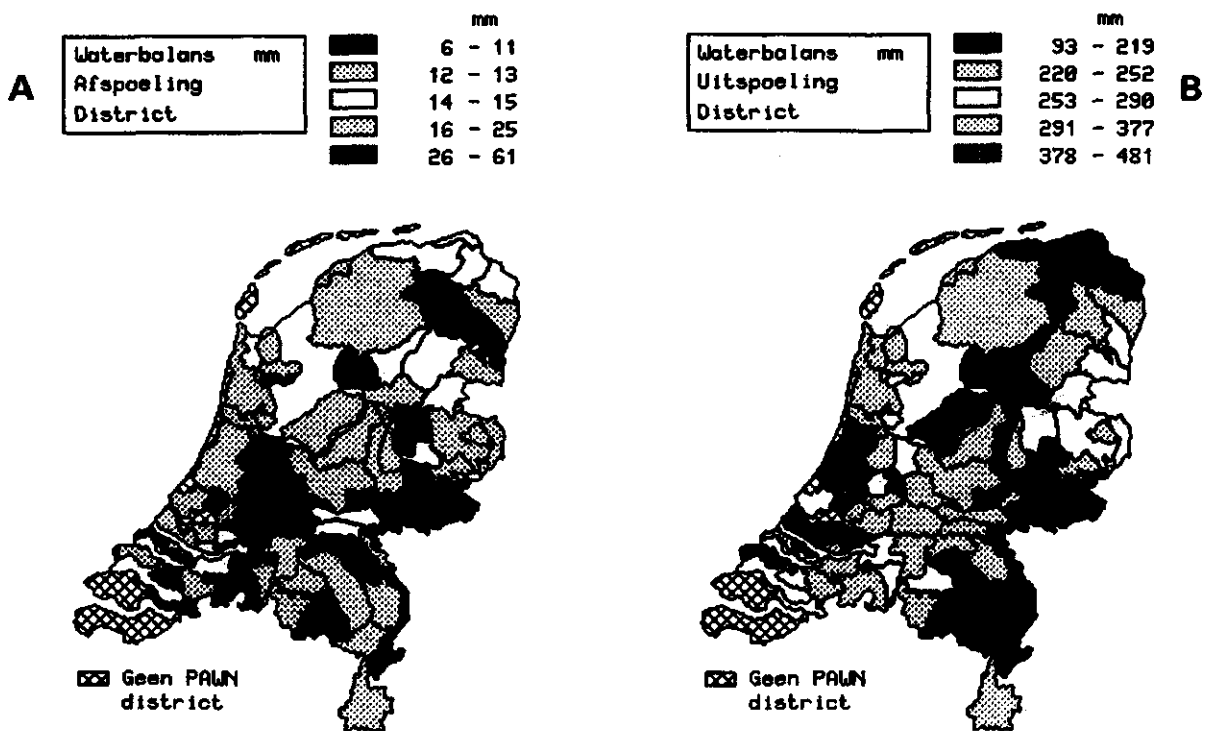


Fig. 22 Afspoeling (A) en uitspoeling (B) in mm water per jaar, gegeven als een naar plot-oppervlakte gewogen districtsgemiddelde.

3.7 Initialisatie

Voordat simulaties met het model ANIMO kunnen worden uitgevoerd, moet de initiële toestand op een realistische wijze worden ingeschat. Dit betreft onder andere de hoeveelheden N en P in oplossing, de organische stof (inclusief de fractionering hiervan) en de aan het complex gebonden fosfor per modelprofiellaag. Omdat een afwijkende inschatting van de initiële toestand de modelresultaten voor een aanzienlijk aantal jaren kan domineren is er voor gekozen dat het model zelf de initiële toestand (1985) berekent door de geschiedenis van 1940-1985 door te rekenen. De beschrijving van de initiële toestand die in deze paragraaf wordt gegeven, geldt dan ook voor de toestand in 1940.

De organische-stofhoeveelheid is per bodemchemisch profiel (Schoumans en Breeuwsma, 1990) ingevoerd. Deze profielen worden meestal gegeven tot een diepte van 1,20 m - mv.; het diepst bekende gegeven is geëxtrapoleerd tot de onderkant van het doorgerekende modelprofiel. In fig. 23 zijn de districtsgemiddelde organische-stofgehaltenes gegeven voor de laag van 0-0,5 m - mv. en voor de laag van 0,5-1,2 m - mv.

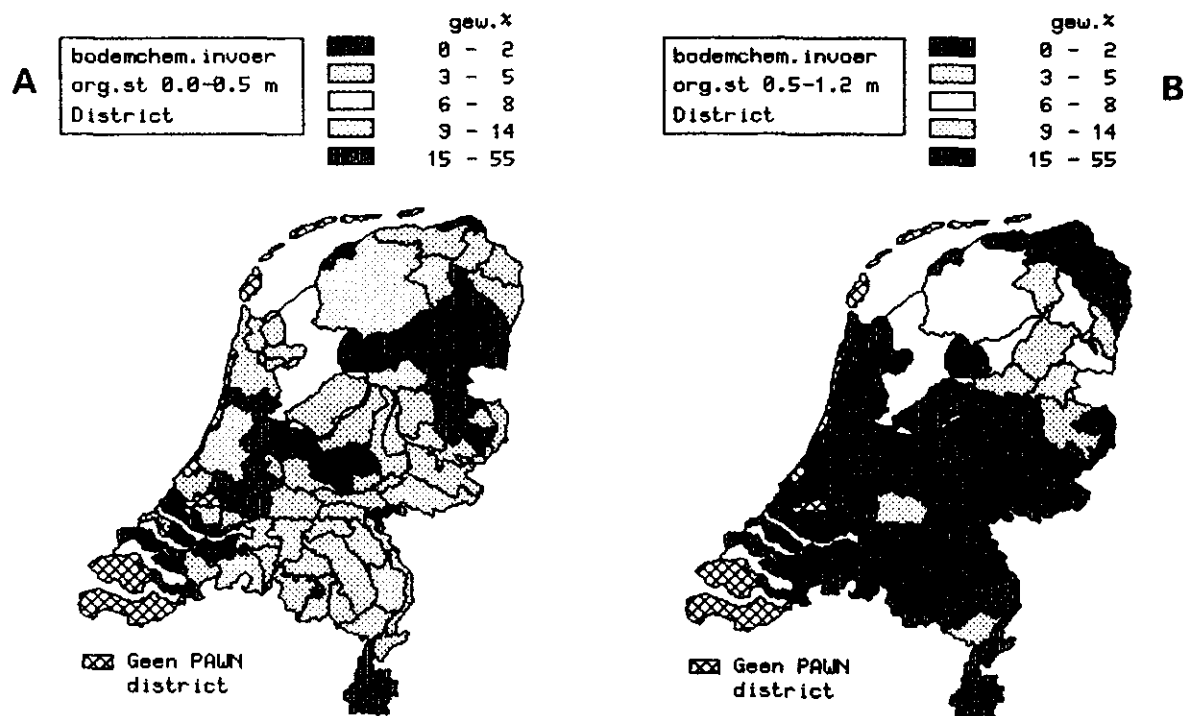


Fig. 23 Organische-stofgehaltenes voor de bodemlaag 0-0,5 m - mv. (A) en voor de bodemlaag 0,5-1,2 m - mv. (B), uitgedrukt in gewichtspercentages en gegeven als een naar plot-oppervlakte gewogen districtsgemiddelde.

De stikstofconcentratie in het bodemvocht is voor alle lagen gelijk gesteld aan de concentraties zoals die in het RIVM-meetnet in 1985 op 8-10 m - mv. zijn gemeten.

Voor fosfor is het anorganisch P-totaal per bodemchemisch profiel ingeschat voor de toestand in 1940 (Schoumans en Breeuwsma, 1990). Door evenwicht te veronderstellen tussen de hoeveelheden aan het complex en opgelost fosfor is de initiële verdeling van P tussen complex en oplossing ingeschat.

Voor de modelprofiellagen beneden de 1,20 m - mv. is de P in oplossing gelijk gesteld aan de concentraties zoals die in het RIVM-meetnet (RIVM, 1985) in 1985 op 8-10 m - mv. zijn gemeten. Voor niet-cultuurgronden is bovendien als randvoorwaarde opgelegd, dat het uit dit uitgangspunt resulterende fosforconcentratieprofiel naar de diepte niet mag afnemen. Ook hier is evenwicht verondersteld tussen oplossing en complex.

De mesthoeveelheden voor de simulatieperiode 1940-1985 zijn bepaald op basis van de door het WL aangeleverde mesthoeveelheden voor 1985. De periode 1940-1985 is in 3 simulatieruns van elk 15 jaar opgedeeld. Per simulatierun is de bemesting van 1985 gereduceerd met een factor, die is bepaald aan de hand van de mineralenproductie van de veestapel van Nederland (fig. 24) over de periode 1950-1986 (CBS, 1987a). Tabel 13 geeft de gehanteerde reductiefactoren.

Tabel 13 Reductiefactoren voor de bemesting over de periode 1940-1984.

Periode	Reductiefactor bemesting (t.o.v. 1985)
1940/1954	0,48
1955/1969	0,64
1960/1984	0,88

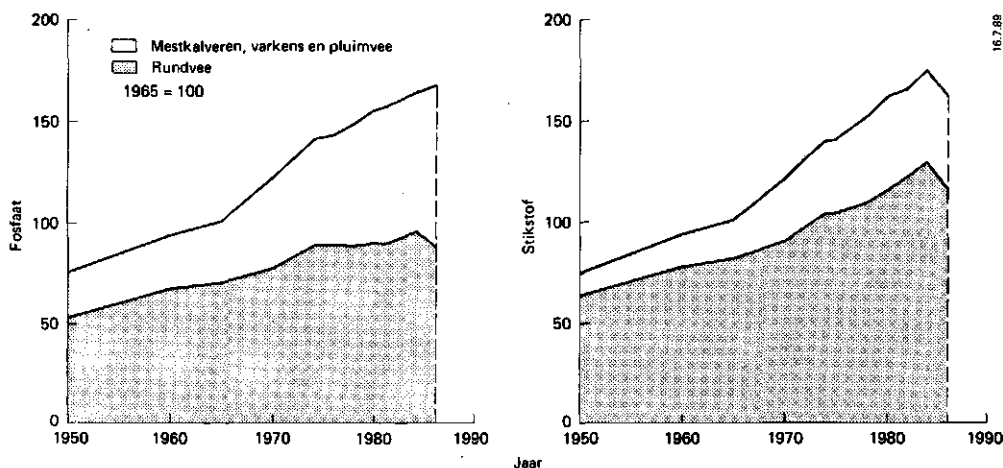


Fig. 24 Mineralenproductie van de gehele veestapel (CBS, 1987a).

Gedurende de initialisatieperiode is het grondgebruik constant gebleven. Bij het gefaseerd reduceren van de bemesting is geen rekening gehouden met het grondgebruik, waardoor over- en onderbemesting gedurende met name de eerste helft van de initialisatieperiode zal zijn opgetreden. Er is verondersteld dat dit effect van geringe invloed is op de verdere berekeningen.

4 BODEMBELASTING IN 1985

De aanvoer van stikstof en fosfor naar het bodem-water-plant systeem vindt plaats via infiltratie vanuit het oppervlaktewater en kwel vanuit het diepe grondwater, via natte en droge atmosferische depositie en via bemesting met dierlijke mest en kunstmest. In dit hoofdstuk zullen deze aanvoertermen nader worden toegelicht.

4.1 Infiltratie en kwel

De concentraties in infiltrerend oppervlaktewater zijn door het WL per district aangeleverd. Deze waarden zijn gebaseerd op gegevens over de kwaliteit van niet door lozingen beïnvloed regionaal oppervlaktewater. Deze concentraties vermenigvuldigd met de infiltratiedebieten leveren de massafluxen op die in de berekeningen met ANIMO zijn gehanteerd. In fig. 25 zijn de aldus verkregen N- en P-vrachten in het infiltratiewater gegeven per district voor het gemiddelde jaar 1985. Bij de toekomstberekeningen zijn de N- en P-concentraties van infiltratiewater gereduceerd met dezelfde factoren als die welke voor de reductie van de depositie zijn gebruikt.

Voor de concentraties in kwelwater (water dat aan de onderrand van het modelprofiel binnenstroomt) is gebruik gemaakt van gemeten concentraties van het eerste filter (8-10 m - mv.) van het landelijk grondwaterkwaliteitsmeetnet (RIVM, 1985). Per district zijn door het WL concentraties aangeleverd. In de berekeningen met ANIMO zijn deze concentraties vermenigvuldigd met de kweldebieten. Dit resulteerde in de in fig. 26 gegeven N- en P-vrachten voor de kwel.

4.2 Atmosferische depositie

Voor de modelberekeningen met ANIMO wordt onderscheid gemaakt tussen natte en droge depositie. Natte depositie is ingevoerd als een concentratie van de neerslaghoeveelheid; droge depositie als een vaste belasting per jaar welke gelijkmatig is verdeeld over de simulatie-tijdstappen (decades of maanden). De parameterwaarden voor natte en droge depositie zijn door het WL bepaald; voor een uitgebreidere beschrijving wordt verwezen naar Grashoff et al. (1989).

De neerslagconcentraties zijn afkomstig van de 21 waarnemingsstations van het Landelijk Meetnet Regenkwaliteit (KNMI/RIVM, 1987). De jaargemiddelde concentraties van 1985 zijn als modelinvoer gebruikt.

De droge depositie van fosfor is verwaarloosbaar klein en niet in de berekeningen betrokken. De gegevens over de droge depositie van ammonium en nitraat zijn afkomstig van het RIVM (RIVM, 1987). De droge depositie-cijfers voor 20 verzuringsgebieden zijn door het WL vertaald naar PAWN-districten. Per district is vervolgens voor ammonium de depositie per grondgebruiksvorm gevarieert en als volgt vastgesteld (Stuyfzand, 1984):

$$D_1 : D_2 : D_3 = 1 : 1,6 : 2,3$$

waarbij:

D_1 = droge depositie op snijmaïs en overig bouwland [kg.ha⁻¹]

D_2 = depositie op gras en niet-cultuurgrond (excl bos) [kg.ha⁻¹]

D_3 = depositie op bos [kg.ha⁻¹]

Voor de verdeling van de totale droge depositie over de grondgebruiksvormen heeft een weging naar oppervlakte plaatsgevonden:

$$D_{\text{tot}} = A_1 * D_1 + A_2 * D_2 + A_3 * D_3$$

waarbij:

D_{tot} = droge depositie per district [kg.ha⁻¹]

A_1 = fractie areaal met snijmaïs en overig bouwland

A_2 = fractie areaal gras en niet-cultuurgrond excl. bos

A_3 = fractie areaal bos

Uit deze twee vergelijkingen is de verdeling van de droge ammonium depositie per grondgebruiksvorm opgelost, waarmee met name in bossen een verhoogde depositie is verkregen.

In fig. 27 A en 27 B is per district de berekende totale atmosferische depositie gegeven van respectievelijk stikstof en fosfor voor de situatie in 1985.

De figuren 28 C en 28 D geven de verdeling van de totale landelijke natte en droge stikstofdepositie over de grondgebruiksvormen. De totale landelijke stikstofdepositie die daarmee in ANIMO is ingevoerd bedroeg voor de huidige situatie (1985) 134 duizend ton N, waarvan 85 duizend ton als droge en 49 duizend ton als natte depositie. Dit komt redelijk overeen met de door het RIVM (RIVM, 1989) berekende totale depositie van ca. 140 duizend ton N. De totale landelijke fosfordepositie zoals die in ANIMO is ingevoerd voor de huidige situatie (1985) bedroeg 297 ton P (fig. 28 C)

4.3 Bemesting in 1985

De bemestingsdata zijn door het WL bepaald en via bestanden aan het SC aangeleverd; voor een uitgebreide toelichting hierop wordt verwezen naar Grashoff et al. (1989). Voor alle duidelijkheid wordt in de hieronder gegeven samenvatting de gehanteerde werkwijze en uitgangspunten van het WL verkort weergegeven.

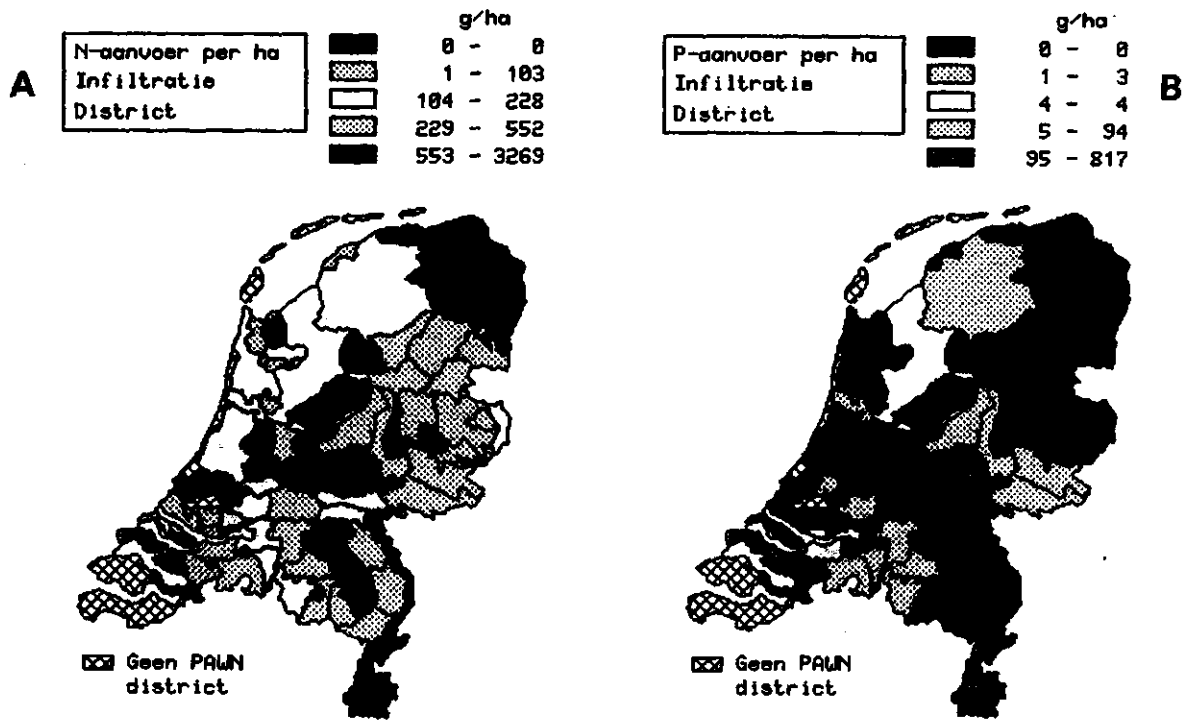


Fig. 25 N-vrachten (A) en P-vrachten (B) in infiltratiewater per district voor het gemiddelde weerjaar 1985.

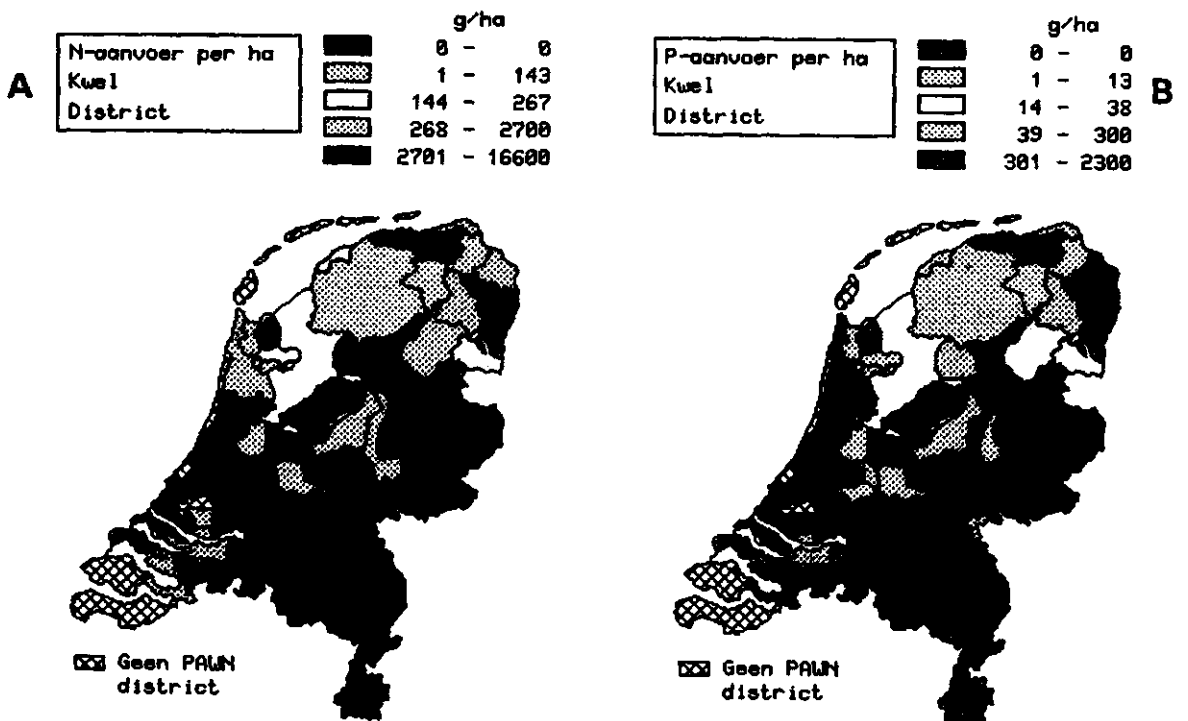


Fig. 26 N-vrachten (A) en P-vrachten (B) in kwelwater per district voor het gemiddelde weerjaar 1985.

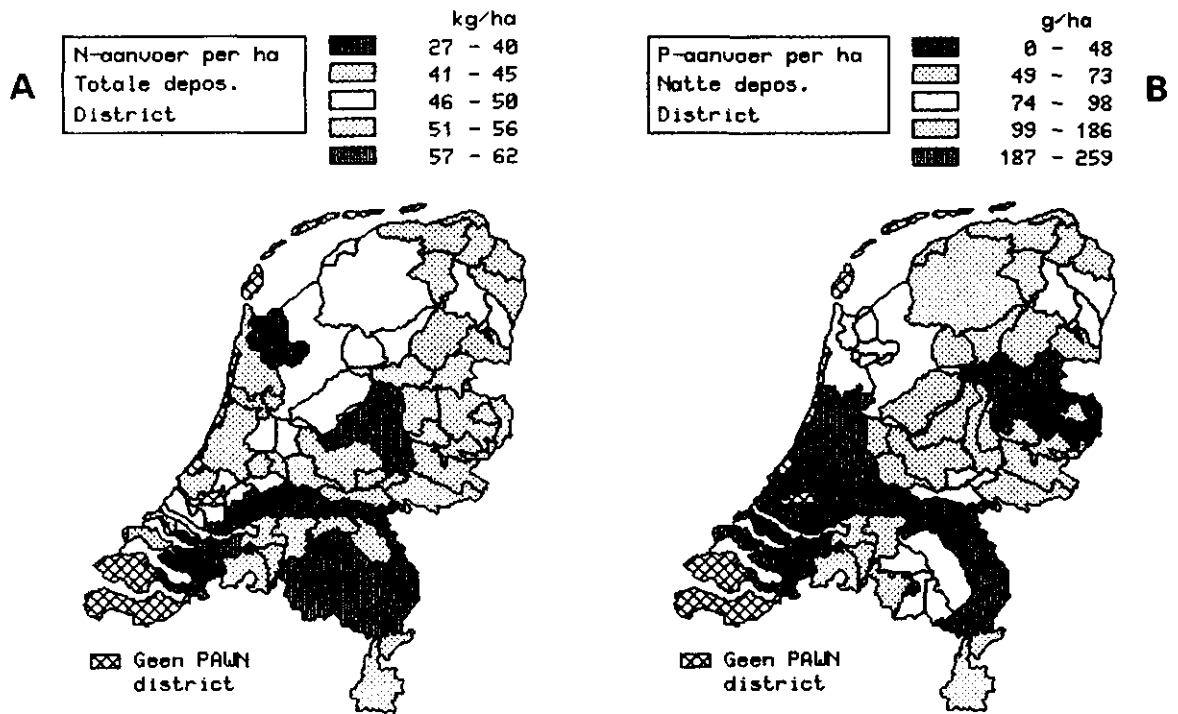


Fig. 27 Atmosferische depositie van stikstof en fosfor.
 A. Totale depositie van stikstof per district.
 B. Totale depositie van fosfor per district.

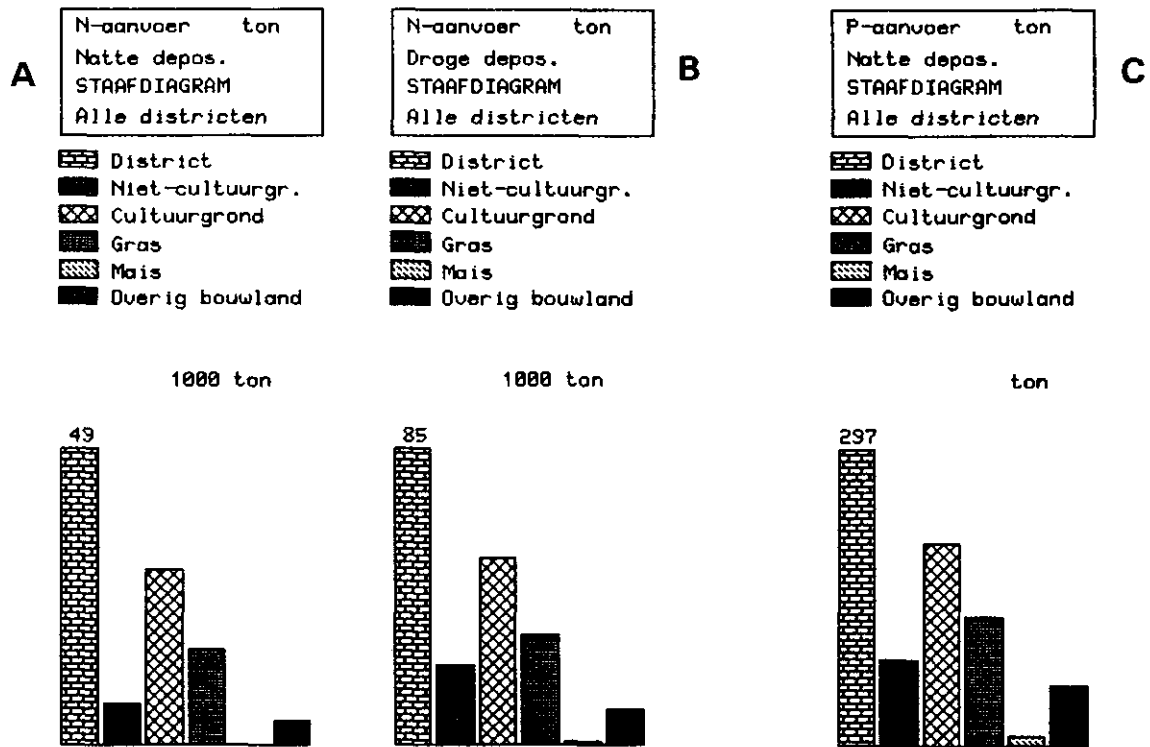


Fig. 28 A. De natte stikstofdepositie per grondgebruiksvorm.
 B. De droge stikstofdepositie per grondgebruiksvorm.
 C. De natte fosfordepositie per grondgebruiksvorm.

4.3.1 Kunstmest

De totale landelijke kunstmesthoeveelheid is ontleend aan het LEI (1987b). Deze totale kunstmesthoeveelheid is verdeeld over LEI-landbouwgebieden en grondgebruiksvormen op basis van een publikatie over het kunstmestgebruik in 1979/1980 (LEI, 1983) en publikaties over wijzigingen in kunstmestgebruik over de periode 1980-1983 (LEI, 1987a en CBS, 1986). Er zijn 2 kunstmestsoorten onderscheiden met de volgende gehalten:

	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P
N-kunstmest	0,5	0,5	
P-kunstmest			1,0

Vervolgens is de jaarlijkse toediening aan PAWN-subdistricten bepaald met behulp van een relatie tussen LEI-landbouwgebieden en PAWN-subdistricten (Abrahamse et al., 1982) en de gewasrealen per subdistrict. Dit heeft geresulteerd in een landelijke verdeling van de N- en P-kunstmesttoedieningen zoals in fig. 29 is gegeven. Om de mesttoediening in het model ANIMO zo realistisch mogelijk te laten plaatsvinden is de toediening binnen een simulatiejaar per tijdstap gevarieerd. Mede in overleg met het CAD (Consulentschap in Algemene Dienst voor Bodem-, Water- en Bemestingszaken) is de verdeling van de kunstmestgift over het jaar per decade als percentage van de jaarlijkse toediening vastgesteld (Grashoff et al., 1989).

4.3.2 Dierlijke mest

Voor het vaststellen van de geproduceerde dierlijke mesthoeveelheden is de omvang van de veestapel volgens de CBS-landbouwmetingen van 1985 uitgangspunt geweest. Per PAWN-district is de procentuele verdeling van CBS-gemeenten bekend (informatie DBW/RIZA) en gebruikt om de omvang van de veestapel per PAWN-district te berekenen. Vervolgens is op basis van mestproductie en mestsamenstelling (Consulentschap, 1986) de bruto-mestproductie berekend. Een correctie voor mesttransport dat districtsgrenzen overschrijdt heeft geresulteerd in een netto-mesthoeveelheid die aan de grondgebruiksvormen binnen een district is toegewezen.

De toewijzing van dierlijke mest aan de grondgebruiksvormen heeft per subdistrict plaatsgevonden rekening houdend met de per subdistrict berekende kunstmestgift. Voor deze mesttoewijzing zijn voor de grondgebruiksvormen binnen een subdistrict de volgende randvoorwaarden gehanteerd:

- op grasland een maximale dierlijke mesttoediening van 400 kg Kalium per ha per jaar;
- op overig bouwland een maximale totale mesttoediening van 200 kg N per ha per jaar.

- indien op snijmaïs grotere giften aan MV-mest ontstaan dan 700 kg P_2O_5 per ha wordt van deze extra hoeveelheid een additionele MV-mest van maximaal 10 m³ op grasland gegeven.

De verdeling van de 3 mestsoorten (GGV-mest, MV-mest en PV-mest) over de 3 grondgebruiksvormen (grasland, snijmaïs en overig bouwland) heeft in drie cycli (A, B, C) plaatsgevonden met de volgende voorkeursvolgorde (Grashoff et al., 1989):

- A. 1. GGV-mest op grasland
2. MV-mest op snijmaïs
3. PV-mest op overig bouwland
B. 1. GGV-mest op overig bouwland
2. MV-mest op grasland
3. PV-mest op snijmaïs
C. 1. GGV-mest op snijmaïs
2. MV-mest op overig bouwland
3. PV-mest op grasland

De tijdstippen van dierlijke mesttoediening zijn in overleg met het CAD vastgesteld en variëren evenals de kunstmestgiften per decade (Grashoff et al., 1989).

Op basis van bovenstaande uitgangspunten is de toewijzing van dierlijke mest en kunstmest vastgesteld. De ruimtelijke verdeling van de aldus bepaalde dierlijke bemesting is gegeven in fig. 30; in tabel 14 staat een samenvatting van de verdeling van de mestgiften.

Tabel 14 Verdeling mestgiften 1985.
a. Gegevens in kg N of P per ha grondgebruik

Grondgebruik	N-mestgiften								
	dierlijke mest			kunstmest			totaal		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
Grasland	271	354	186	309	472	210	580	780	397
Maïs	707	2322	167	79	296	41	786	2614	209
Overig bouwland	54	151	0	154	405	63	208	405	122
Gemiddeld cultuurgrond	243			241			483		

Grondgebruik	P-mestgiften								
	dierlijke mest			kunstmest			totaal		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
Grasland	49	71	33	11	20	6	60	76	41
Maïs	219	838	56	17	72	11	237	910	70
Overig bouwland	18	74	0	32	77	13	50	98	29
Gemiddeld cultuurgrond	54			18			72		

b. Totale mestgift in 1000 ton voor 96% van Nederland.

	N	P
Dierlijke mest	468	105
Kunstmest	464	35
Totaal	932	139

4.4 Totale bodembelasting

In deze paragraaf zal worden ingegaan op de totale stikstof en fosforbelasting van de bodem door bemesting, atmosferische depositie, infiltratie en kwel. In fig. 31 zijn hiertoe overzichten gegeven.

De hoogste stikstof en fosforbemestingsintensiteiten worden aangetroffen in Noord-Brabant, Noord-Limburg en Oost-Gelderland (meer dan 450 kg/ha stikstof en meer dan 60 kg/ha fosfor). Deze gebieden worden gekenmerkt door een mestoverschot. Opvallend is de lage aanvoer per hectare voor de Noord-Veluwe (fig. 31 A en 31 E). Dit wordt veroorzaakt door het hoge aandeel "niet-cultuurgrond" in deze districten (45-75% van het oppervlak).

Van de totale stikstofaanvoer van 1069 000 ton N is 44% afkomstig van dierlijke mest en 43% van kunstmest (fig. 31 B). De resterende stikstofaanvoer (13%) is voornamelijk afkomstig van de natte en droge depositie (resp. 4,6 en 8,0%). De bijdrage van infiltratie en kwel is verwaarloosbaar klein (resp. minder dan 0,1% en 0,1%). Van de stikstof in de dierlijke mest wordt 70% afgezet op grasland, 25% op snijmaïspercelen, en slechts 5% op overig bouwland (fig. 31 C). De stikstof in de kunstmest blijkt voor 80% op grasland en voor 20% op overig bouwland terecht te komen (fig. 31 D).

Van de totale fosforaanvoer van 140 508 ton P is 74% afkomstig uit de dierlijke mest en 25% uit de kunstmest (fig. 31 F). Voor het landelijk beeld is de bijdrage van depositie, infiltratie, en kwel verwaarloosbaar (resp. 0,2, 0,1 en 0,4%). Op regionaal niveau kan de kwelbijdrage aan de fosforbelasting echter aanzienlijk zijn (Noord- en Zuid-Holland). Van de fosfor in de dierlijke mest wordt 55% afgezet op grasland, 35% op snijmaïspercelen, en 10% op overig bouwland (fig. 31 G). De fosfor in de kunstmest blijkt voor 40% op grasland, voor 10% op snijmaïs en voor 50% op overig bouwland terecht te komen (fig. 31 H).

Uit deze cijfers blijkt dat de stikstofbemesting van grasland ruwweg voor 50% met dierlijke mest plaatsvindt. Voor snijmaïspercelen vindt de stikstofbemesting bijna volledig plaats via de dierlijke bemesting. Van de stikstofbemesting op het overig bouwland is slechts 20% uit dierlijke mest afkomstig. De fosforbemesting van zowel grasland als snijmaïs is grotendeels afkomstig uit de dierlijke mest (resp. 80 en 90%). Voor het grondgebruik overig bouwland is dit 35%.

5 BEMESTINGSSCENARIO'S

5.1 Definitie scenario's

Voor het project PAWN-vermesting zijn voor de toekomstberekeningen (vanaf 1985) een zestal scenario's vastgesteld, welke in deze paragraaf nader zullen worden toegelicht. Vier van deze scenario's hebben tot doel: de effecten van nationaal mestbeleid en mogelijke wijzigingen daarin te kunnen inschatten. Het grondgebruik wordt bij deze scenario's niet gewijzigd. Het scenario PRIJSVAR(IANT) beoogt bovendien de effecten van gewijzigd EEG-prijsbeleid in te schatten. Dit prijsbeleid houdt in dat de prijzen sneller zullen dalen dan op grond van de produktiviteitsstijging is te verwachten. De opbrengst per ha zal hierdoor dalen en het grondgebruik zal zich wijzigen (LEI, 1988). Hieronder worden de kernpunten van de verschillende scenario's kort weergegeven.

Scenario ONBEPERKT

Bij dit scenario is de bemestingtoestand van 1985 gehandhaafd. In feite betreft dit een fictief doortrekken van een historische situatie. ONBEPERKT kan in dit verband niet als een echt scenario worden beschouwd omdat het geen beleidskeuze behelst, maar veeleer bedoeld is om de meest extreme situatie aan te geven.

Scenario AUTONOOM

Hierbij wordt de autonome landbouwontwikkeling als uitgangspunt genomen voor het inschatten van de toestand in 2000. Kernpunten bij deze ontwikkeling zijn: verbetering van de veevoeder conversie en extensivering van grasland. Er wordt geen rekening gehouden met de Wet Bodembescherming. Voor de simulaties is de ontwikkeling naar 2000 in 3 gelijke periodes, vanaf 1988 ingevoerd.

Scenario WBB

Bij dit scenario wordt de autonome landbouwontwikkeling aangescherpt met de Wet Bodembescherming, welk uitgangspunt vormt voor het vaststellen van de bemestingsgegevens bij dit scenario. Dit betekent een gefaseerd invoeren van het wettelijk vastgelegde en voor een deel reeds uitgevoerde beleid, waarbij in 2000 de eindnorm wordt opgelegd. In tabel 15 wordt een overzicht gegeven van de toegestane fosfaatdosering volgens de in de Wet Bodembescherming opgenomen AMvB Gebruik Dierlijke Meststoffen.

Tabel 15 Toegestane fosfaatdosering in kg P_2O_5 /ha/jr.
 volgens de AMvB Gebruik Dierlijke Meststoffen.
 Fase 0 is de huidige situatie zonder beperkingen
 voor de fosfaatdosering. Fase 4 is de eindnorm.

Fase	Ingangsjaar	Dosering P_2O_5 (kg/ha/jr)		
		bouwland	snijmaïs	grasland
Fase 0	voor 1988	vrij	vrij	vrij
Fase 1	1988	125	350	250
Fase 2	1991	125	250	200
Fase 3	1995	125	175	175
Fase 4	2000 eindnorm		

De toegestane fosfaatdoseringen voor fase 4 (de eindnorm) zijn nog niet vastgesteld; voor de huidige studie is de eindnorm gelijk gesteld aan de gemiddelde gewasonttrekking: 70 kg P_2O_5 voor bouwland, 75 kg P_2O_5 voor snijmaïs en 110 kg P_2O_5 voor grasland. In de AMvB Gebruik Dierlijke Meststoffen zijn tevens de in tabel 16 weergegeven regels opgenomen om het uitrijden van dierlijke mest te beperken t/m 1990. Voor de periode na 1990 is nog geen beleid geformuleerd.

Tabel 16 Uitrijregels volgens de AMvB gebruik dierlijke mest.

Grondgebruik	Ingangsdatum	Periode uitrijverbod
grasland	1-10-1988	oktober en november
besneeuwd grasland	1-1-1989	1 januari t/m 15 februari
snijmaïs en bouwland op zandgrond 1)	zomer 1988	vanaf oogst t/m 31 oktober
snijmaïs en bouwland op zandgrond met nagewas 1)	1-10-1988	oktober

1) alleen de in de AMvB nader aangegeven zandgronden

Om aan de uitrijregels van de AMvB gebruik dierlijke meststoffen te voldoen zijn de volgende beperkingen opgelegd voor fase 1 van de WBB:

- een uitrijverbod op grasland in de maanden oktober en november.
- voor snijmaïs en overig bouwland gelegen op de in de AMvB genoemde zandgronden (vertaalslag naar subdistricten gemaakt door WL, zie Grashoff et al., 1989) geldt een uitrijverbod in oktober.

Voor de fasen 2 en 3 van de WBB (1991-1999) is het uitrijverbod op grasland in oktober en november uitgebreid tot alle zandgronden. Tevens wordt een uitrijverbod gehanteerd voor snijmaïs en overig bouwland op alle zandgronden van oktober tot half februari. Vanaf fase 4 is het uitrijverbod op snijmaïs en overig bouwland uitgebreid tot een uitrijverbod voor alle gronden van oktober tot half februari.

Scenario CENTRAAL

Dit scenario verschilt ten opzichte van het scenario WBB in de additionele ammoniak-emissie reducerende maatregelen vanaf fase 2 WBB (1991). Deze maatregelen houden in dat op 30% van het grasland areaal de dierlijke mest geïnjecteerd wordt en dat de stalemissie met 25% afneemt. Dit scenario kan als de meest realistische beschrijving van de verwachte ontwikkelingen rond het mestbeleid worden beschouwd.

Scenario VERSNELD

In dit scenario wordt de uitvoering van het mestbeleid geformuleerd in de Wet Bodembescherming en de emissiereducerende maatregelen versneld ingevoerd. Hiertoe zijn fase 3 en 4 van de WBB vervroegd geïntroduceerd: fase 3 vanaf 1993 en fase 4 vanaf 1995 in plaats van resp. 1995 en 2000. Overigens wordt bij dit scenario aangenomen dat ook de autonome landbouwontwikkeling versneld zal plaatsvinden.

Scenario PRIJSVAR

Dit scenario verschilt ten opzichte van het scenario CENTRAAL alleen in een wijziging van het grondgebruik, die een gevolg is van een verschillend EEG-prijsbeleid (vrije markt ontwikkeling). Uitgangspunt voor het veranderde grondgebruik is een strakker EEG-prijsbeleid hetgeen naar verwachting een toename van het areaal grasland zal opleveren ten koste van akkerbouw en snijmaïs. Geschat is, dat het areaal grasland met ca. 8% toe zal kunnen nemen en het areaal maïs met 47% zal afnemen ten opzichte van de situatie in 1985. Om dit te realiseren is in dit scenario met ingang van 1995 de grootte van het areaal maïs gehalveerd en omgezet in grasland. Hierdoor wijzigen zich de kunstmestgiften en daarmee de dierlijke mestgiften vanaf fase 3 (1995).

Met de eindtoestand van de simulatie voor het gemiddelde hydrologische jaar 1985 als uitgangspunt is voor elk scenario een berekening verricht van 1986 t/m 1999 met een reeks van verschillende weerjaren (1971-1984). Voor elke scenario is tevens de situatie in 2000 met het gemiddelde hydrologische jaar 1985 doorgerekend. Voor de scenario's AUTONOOM, WBB, VERSNELD is de toestand in 2000 tevens met het natte D90-jaar (1965) doorgerekend. Scenario CENTRAAL is ook doorgerekend voor het droge D10-jaar (1949) en het natte D90-jaar. Voor de scenario's CENTRAAL en AUTONOOM zijn lange termijn berekeningen verricht over de periode 2001 t/m/ 2045 met de reeks van 15 (1971-1985) verschillende weerjaren. In tabel 17 wordt een overzicht gegeven van de scenario's met een beknopte beschrijving waarbij tevens is aangegeven welke periodes zijn te onderscheiden in verband met wijzigingen in de bemestingstoestand.

Tabel 17 Overzicht van de scenario's.

Scenario	Omschrijving
ONBEPERKT	Mestgift 1986 t/m 2000 gelijk aan die van 1985; geen wettelijke beperkingen; 1 bemestingsperiode
AUTONOOM	Autonome ontwikkelingen in de landbouw en geen wettelijke beperkingen; bemesting in 4 bemestingsperiodes naar 2000: periode 1: 1986-1987 (2 jr): bemesting 1985 periode 2: 1988-1991 (4 jr): 1/3 van afname in 2000 periode 3: 1992-1995 (4 jr): 2/3 van afname in 2000 periode 4: 1996-2000 (5 jr): de afname in 2000
WBB	Uitvoering Wet Bodembescherming; in 5 bemestingsperiodes naar 2000: periode 1: 1986-1987 (2 jr): bemesting 1985 periode 2: 1988-1990 (3 jr): bemesting fase 1 WBB periode 3: 1991-1994 (4 jr): bemesting fase 2 WBB periode 4: 1995-1999 (5 jr): bemesting fase 3 WBB periode 5: 2000 (1 jr): bemesting fase 4 WBB
CENTRAAL	Uitvoering Wet Bodembescherming met emissiereducerende maatregelen vanaf fase 2 (1991); bemesting in gelijke periodes als scenario WBB naar 2000.
VERSNELD	Versnelde invoering Wet Bodembescherming; bemestingsperiodes: periode 1: 1986-1987 (2 jr): bemesting 1985 periode 2: 1988-1990 (3 jr): bemesting fase 1 WBB periode 3: 1991-1992 (2 jr): bemesting fase 2 WBB periode 4: 1993-1994 (2 jr): bemesting fase 3 WBB periode 5: 1995-2000 (6 jr): bemesting fase 4 WBB
PRIJSVAR	Als scenario CENTRAAL maar met gewijzigde plot-indeling volgens vrije markt ontwikkeling vanaf 1995; bemestingsperiodes: periode 1: 1986-1987 (2 jr): bemesting 1985 periode 2: 1988-1990 (3 jr): bemesting fase 1 WBB periode 3: 1991-1994 (4 jr): bemesting fase 2 WBB periode 4: 1995-1999 (5 jr): bemesting fase 3 prijsv. periode 5: 2000 (1 jr): bemesting fase 4 prijsv.

5.2 Schatting N en P toediening via mest

5.2.1 Dierlijke mest

Uitgaande van een ongeveer gelijkblijvende omvang van de vee-stapel, met uitzondering van de melkveehouderij, kan de problematiek van de mestoverschotten slechts worden verminderd door:

- vermindering van de hoeveelheid mineralen in de mest;
- vergroting van de mestbenutting in de landbouw;
- centrale mestverwerking.

In de loop van 1987 zijn de Wet Bodembescherming en de Meststofwet van kracht geworden, waarin o.a. regels worden gesteld voor het gebruik van dierlijke mest en de afvoer van mestoverschotten. Een reductie van de mestoverschotten zou kunnen worden bereikt door een drastische vermindering van het mineralengehalte van de mest. De belangrijkste oorzaken van de aanwezigheid van mineralen als N en P in de mest zijn:

- de lage verteerbaarheid van die mineralen;
- de wisselende mineralenbehoefte bij het dier;
- de onjuiste verhouding van de mineralen in de voedersamenstelling;
- de praktische eisen waaraan het voeder moet voldoen.

Onderzoek naar de effecten van veranderingen in de voedersamenstelling is vooral gericht op de niet grondgebonden diersoorten varkens en pluimvee. Daarbij gaat de aandacht vooral uit naar een nauwkeuriger bepalen van de mineralenbehoefte van deze diersoorten in afhankelijkheid van:

- levensstadium en produktieniveau;
- vaststellen gehalte en samenstelling voedingsstoffen;
- beschikbaarheid voor de dieren door verbetering van de verteerbaarheid en aanpassing van het voederregime.

In het "Actieprogramma mineralen en zware metalen diervoeders" (COLA, 1988) wordt een vermindering (tabel 18) van N en P in de respectievelijke categorieën mengvoeders op lange termijn (1992) theoretisch mogelijk geacht.

Tabel 18 Procentuele vermindering van N en P in mengvoeders.

Procentuele vermindering (%)			
	rundvee	varkens	pluimvee
N	25-30	9-22	11-23
P	5-12	11-36	15-42

De invoering van twee of meer voeders per diersoort zal nauwelijks invloed hebben op de mestproduktie. Wel daalt de uitstoot van P met 10-19 %. Deze daling heeft als voordeel dat de boeren meer fosfaatarme mest op het eigen bedrijf kunnen benutten. Vanuit het bedrijfsleven wordt kritisch aangekeken tegen de optimistische verwachtingen vanuit het onderzoek. Men geeft hiervoor de volgende argumenten:

- invoering van meer soorten veevoeders op bedrijfsniveau vergt extra investeringen voor opslag van dit voer;
- verlaging van het gehalte aan verteerbaar fosfaat en van het eiwitgehalte zal vermoedelijk een behoorlijke prijsstijging veroorzaken;
- de variabele mineralenbehoefte voor verschillende groeistadia vormt een belemmering;
- vrees voor toename gevoeligheid van de dieren voor ziekte.

Gezien de kritische benadering van het bedrijfsleven ten aanzien van de vermindering van het mineralengehalte in de voedersamenstelling is in de huidige studie uitgegaan van de minimumreductie aan mineralen in de voedersamenstelling zoals in tabel 19 gegeven.

Indien wordt aangenomen, dat de reductie in P en N in de mest evenredig is met de reductie in het voer voor varkens en pluimvee dan betekent dit een reductie van 11 en 15% voor het P-gehalte. Voor het N-gehalte in de mest is deze reductie dan 9 en 11% van respectievelijk varkens- en pluimveemest.

Voor wat betreft de melkveehouderij ligt de wijziging in de N en P-gehalten in de mest gecompliceerder. Er wordt verwacht dat in het jaar 2000 een gemiddelde produktie van 7000 kg melk/koe/jaar haalbaar is. Op verzoek van het Staringcentrum zijn door het Consultantschap Voederveorziening met het "Koemodel" (Hijink en Meyer, 1987) berekeningen uitgevoerd voor landbouwbedrijven met alleen grasland en voor bedrijven met zowel grasland als snijmaïs.

Zuiver grasland

Uitgangspunten bij de berekeningen waren:

- diverse niveaus van ruwvoederwinning per staldag;
- verschillende niveaus van N-bemesting;
- een melkproduktie van 7000 kg/jaar.

Voor de zuivere grasland bedrijven (geen snijmaïs voor eigen voederveorziening) leiden deze berekeningen bij toepassing van de Overzichten Voederveorziening (PR, Normen voor de voederveorziening, 1982) tot de in tabel 19 gegeven veebezettingen.

Tabel 19 Maximaal aantal melkkoeien/ha bij zelfvoorziening ruwvoeder.

Ruwvoederwinning t.b.v. stalperiode (kg droge stof/koe/staldag)	Stikstofniveau (kg/ha/jaar N)		
	400	300	200
9	2,25	2,10	1,85
10	2,20	2,00	1,80
11	2,10	1,95	1,70

Bij een gespreide afkalfmaand, een VEM-waarde (Voeder Eenheden Melk) van ruwvoer 800-850 VEM per kg droge stof en een melkproduktie van 7000 kg per jaar blijkt een maximale ruwvoeder benutting van 11 kg droge stof per koe per staldag haalbaar te zijn. Gedurende het weideseizoen kan een opname van 12 kg droge stof per koe per weidedag worden gerealiseerd. Onder deze condities wordt de toediening van krachtvoer voor het gegeven produktieniveau geminimaliseerd. Indien er van uitgegaan wordt dat het melkquotum gelijk blijft, dan volgt hieruit dat bij een stijgende melkproduktie per koe het aantal melkkoeien af zal

nemen. Voor de berekeningen van de N en P produktie in de rundveemest is uitgegaan van de schattingen vermeld in tabel 20.

Tabel 20 Schattingen van melkproducties.

Jaar	Aantal melkkoeien/ha	Aantal gve/ha	Produktie per melkkoe in kg/jaar
1985	1,81	2,35	5500
2000	1,34	1,74	7000

Op basis van de mineralen opname via kracht- en ruwvoer en de mineralen vastlegging in melk en vlees wordt in tabel 21 een samenvatting gegeven van de P en N uitscheiding in de mest.

Tabel 21 Schatting van P en N uitscheiding in de mest.

Jaar	Veebezetting (gve/ha)	Mineralen in mest	
		P ₂ O ₅ (kg P/gve)	N (kg N/gve)
1985	2,35	41,0	140,0
2000	1,75	51,5	171,9

Graslandbedrijven met snijmaïs

Hierbij is uitgegaan van:

- een huidige (1985) melkproduktie van 6000 kg melk/koe/jaar;
- een veebezetting van 2,5 melkkoe/ha (3,25 gve/ha);
- oppervlakte grond en melkquotum blijven gelijk;

Voor de rundveehouderijbedrijven met gebruik (aankoop) van snijmaïs zijn de berekeningen opgezet op basis van twee verschillende redeneringen:

1. Bij stijgende melkproduktie daalt het aantal melkkoeien per ha, waardoor er voor het totale bedrijf minder ruwvoer nodig is. Dit uit zich bij een gelijk areaal grasland in een geringer gebruik van snijmaïs (aankoop). Met andere woorden bij hogere melkproducties per koe en dus een afnemende veebezetting, zit er relatief minder snijmaïs in het rantsoen. Deze redenering wordt ook gevolgd in de "Normen voedervervoorziening" (PR, 1982). De resultaten van de berekeningen zijn samengevat weergegeven in tabel 22.

Tabel 22 N-uitscheiding, NH_3 -emissie en P-uitscheiding als een hogere melkproduktie per koe samengaat met een relatief kleiner aandeel snijmaïs in het rantsoen (tussen haakjes de relatieve waarden).

Melk produktie kg/koe/jr	Vee- bezetting melk/ha	N-uitscheiding		NH_3 -emissie		P-uitscheiding	
		kg N/koe	kg N/ha	kg NH_3 /koe	kg NH_3 /ha	kg P/koe	kg P/ha
6000	2,50	145,9 (100)	364,8 (100)	46,7 (100)	117 (100)	18,9 (100)	47,3 (100)
7500	2,00	164,8 (113)	329,6 (90)	52,4 (112)	105 (90)	21,2 (112)	42,4 (90)
9000	1,67	186,0 (127)	310,6 (85)	58,6 (126)	98 (84)	24,3 (129)	40,6 (86)

2. Vooral op de intensieve bedrijven is het bedrijfseconomisch aantrekkelijk om de melkproduktie per koe te laten stijgen. Als dit gebeurt kan worden verwacht, dat het rantsoen van de hoogproductieve dieren gemiddeld zeker niet minder snijmaïs zal bevatten dan lager productieve dieren. Op intensieve bedrijven wordt namelijk relatief veel snijmaïs aangekocht. Op basis van deze redenering zijn berekeningen gemaakt waarbij is uitgegaan van een gelijke verhouding voordroogkuil/snijmaïs bij de verschillende melkproducties per koe. De resultaten van de berekeningen zijn samengevat weergegeven in tabel 23.

Tabel 23 N-uitscheiding, NH_3 -emissie en P-uitscheiding als bij verschillende melkproducties per koe de verhouding voordroogkuil/snijmaïs gelijk is (tussen haakjes de relatieve waarden).

Melk produktie kg/koe/jr	Vee- bezetting melk/ha	N-uitscheiding		NH_3 -emissie		P-uitscheiding	
		kg N/koe	kg N/ha	kg NH_3 /koe	kg NH_3 /ha	kg P/koe	kg P/ha
6000	2,50	145,0 (100)	364,8 (100)	46,7 (100)	117 (100)	18,9 (100)	47,3 (100)
7500	2,00	164,3 (113)	328,6 (90)	51,9 (111)	104 (89)	20,6 (109)	41,2 (87)
9000	1,67	180,0 (123)	300,6 (82)	56,8 (122)	95 (81)	23,7 (125)	39,4 (83)

Uit de resultaten blijkt het volgende:

- Bij stijgende melkproduktie per koe neemt de N-uitscheiding, de NH_3 -emissie en de P-uitscheiding per koe toe maar per hectare af.
- In grote lijnen lopen de N-uitscheiding (en NH_3 -emissie) en de P-uitscheiding redelijk parallel bij een stijgende melkproduktie. Dit geldt zeker voor de uitscheiding per hectare en in mindere mate voor de uitscheiding per koe.
- De invloed van het rantsoen (tabel 22 ten opzichte van tabel 23) is bij 7500 kg melk per koe niet groot, maar bij 9000 kg melk per koe duidelijk merkbaar. Het is te verdedigen om uit te gaan van een gelijkblijvende verhouding voordroogkuil/snijmaïs bij een stijgende melkproduktie per koe.

Samengevat kan worden geconcludeerd dat bij een afname van de veebezetting de ruwvoederproduktie eveneens kan afnemen. Hierdoor zullen de totale N-mestgiften kunnen afnemen, hetgeen gevolgen heeft voor de N-kunstmestgiften. In de volgende paragraaf zal nader worden ingegaan op de kunstmestgiften. Overi-

gens is in bovenstaande beschouwing voorbijgegaan aan de ontwikkeling dat meer mestvee kan worden gehouden.

5.2.2 Kunstmest

Voor de bemestingsscenario's in de PAWN-vermestingsstudie is er van uit gegaan dat de P-kunstmestgiften voor de verschillende grondgebruiksvormen gelijk zullen blijven.

Voor de N-kunstmestgiften is het uitgangspunt dat de beperkingen in de dierlijke mestgiften die gebaseerd zijn op de maximaal toelaatbare P-toediening zullen worden gecompenseerd met kunstmest N indien het vereiste produktieniveau door de beperking in de dierlijke mestgift wordt aangetast. De totale N-behoefte en de minimale kunstmest N-gift voor de verschillende grondgebruiksvormen is ontleend aan Drent et al. (1988) en gegeven in tabel 24.

Tabel 24 Totale N-behoefte en minimale kunstmestgift in kg/ha

Grondgebruiksvorm	Totale N-behoefte	Minimale kunstmestgift
gras (4 gve/ha)	600	360
gras (3,25 gve/ha)	530	250
gras (2,5 gve/ha)	465	145
gras (1,75 gve/ha)	400	40
snijmaïs	250	50
bouwland	115	60

Op basis van de N toediening via dierlijke mest en de grondgebruiksvorm kan de hoeveelheid kunstmest N worden ingeschat.

Voor zuivere graslandbedrijven geldt dat door afname van de veestapel de behoefte aan ruwvoer productie afneemt. De voor de ruwvoer benodigde bruto grasproduktie (oogst- en beweidingsverliezen 25%) is voor de veebezetting in 1985 13152 kg d.s./ha, terwijl dit voor de veebezetting in 2000 slechts 9794 kg d.s./ha bedraagt. Volgens Rijtema (1980) is de minerale N-behoefte voor deze grasprodukties respectievelijk 655 en 454 kg N/ha. De totale hoeveelheid N beschikbaar per hectare uit rundveemest blijft voor 1985 en 2000 vrijwel gelijk, zodat door de vermindering van de ruwvoerbehoefte de kunstmestgift met 200 kg per hectare kan dalen.

De toewijzing van kunstmest is in deze PAWN-vermestingsstudie geschiedt op basis van kunstmesthoeveelheden per LEI-landbouwgebied. Voor grasland is de N-kunstmestgift per LEI-landbouwgebied per fase van de wettelijke maatregel (WBB) als volgt

berekend:

$$N_k = \max (N_{k85} - N_{red}, N_{beh} - N_{dm}, N_{kmin})$$

waarbij: N_k = N-kunstmestgift [kg/ha]

N_{k85} = N-kunstmestgift 1985 [kg/ha]

N_{red} = reductie N-kunstmestgift [kg/ha]
(67 fase 1, 133 fase 2, 200 fase 3 en 4)

N_{beh} = totale N-behoefte [kg/ha]

N_{dm} = N toegediend als dierlijke mest [kg/ha]

N_{kmin} = minimale N-kunstmestgift [kg/ha]

Voor de N-kunstmestgift op bouwland en snijmaïs is geen rekening gehouden met een minimale kunstmestgift.

5.3 Bemestingsdata per scenario

In deze paragraaf zal een overzicht worden gegeven van de bemestingsdata die per scenario het model ANIMO zijn ingevoerd. In tabel 25 wordt een overzicht gegeven van de verschillende bemestingstoestanden. Per scenario is aangegeven wat de totale landelijke mestgift is in 1000 ton N of P.

Tabel 25 Totale mestgiften per bemestingstoestand in 1000 ton N of P.

Bemestings- scenario	N-bemesting			P-bemesting		
	dierlijk	kunstmest	totaal	dierlijk	kunstmest	totaal
ONBEPERKT	468	464	932	105	35	139
WBB/CENTRAAL/ VERSNELD						
fase 1	450	389	839	100	35	135
fase 2	430	323	752	94	35	129
fase 3	402	279	681	87	35	122
fase 4	337	288	625	69	35	103
AUTONOOM						
periode 1988-1991	456	387	843	102	35	136
periode 1992-1995	442	310	752	98	35	133
periode 1996-2000	422	238	660	94	35	129
PRIJSVAR						
periode 1995-1999	402	265	667	87	33	121
periode 2000	345	293	638	70	33	103

In aanhangsel 2 is per scenario een overzicht gegeven van de gemiddelde bemesting op de verschillende grondgebruiksvormen; om enig inzicht in de spreiding van de bemestingsdata per plot te geven zijn in de bijlage naast de gemiddelde waarden tevens de minimum- en maximumwaarden vermeld.

Om een landelijk overzicht te geven van de districten waar wettelijke maatregelen de meeste teruggang in bemesting opleveren is in fig. 32 het bemestingsverschil tussen de huidige bemesting (1985) en de bemesting volgens fase 4 van de Wet Bodembescherming (scenario's WBB/CENTRAAL/VERSNEELD) weergegeven. Met fig. 32 wordt in feite het effect zichtbaar gemaakt van de autonome landbouwontwikkeling, de vermindering in dierlijke en kunstmest en de mestinjectie op de totale mestgiften. De mestoverschotgebieden Gelderse Vallei, Oost-Gelderland, Noord-Brabant en Noord-Limburg komen hierin duidelijk naar voren.

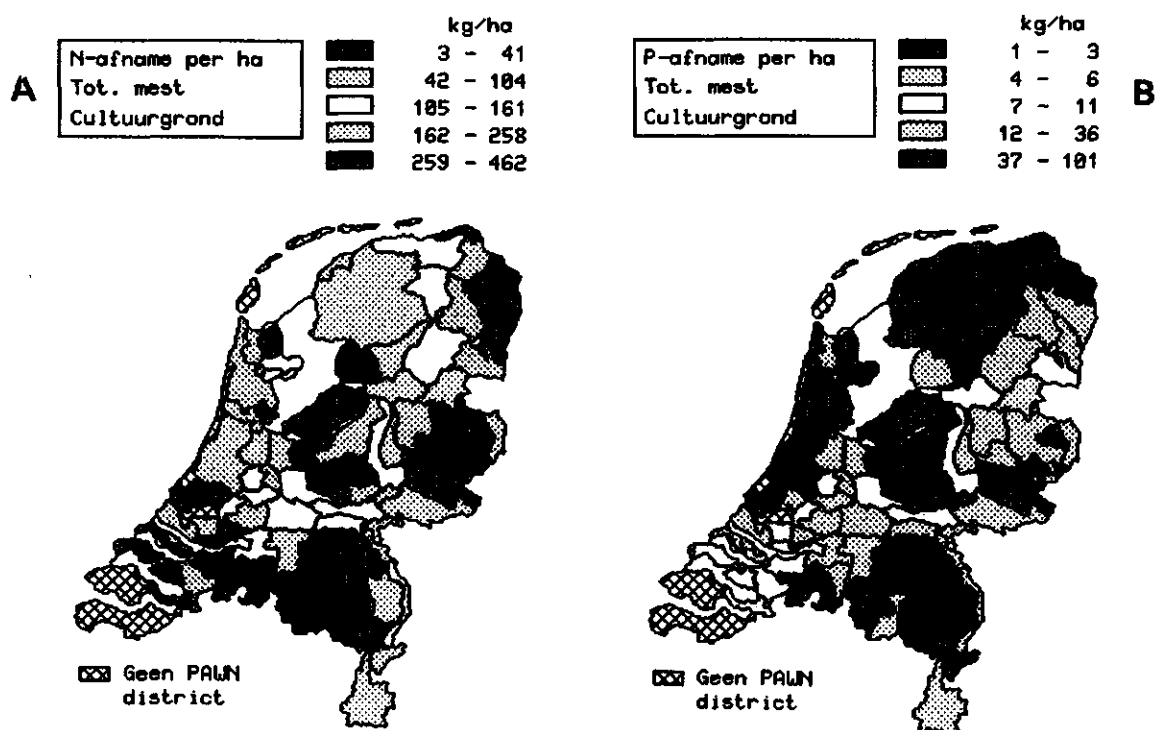


Fig. 32 Verschil in totale bemesting van huidige toestand (1985) en fase 4 Wet Bodembescherming.

- A. Afname in totale N-bemesting per district (kg N per ha cultuurgrond).
 B. Afname in totale P-bemesting per district (kg P per ha cultuurgrond).

5.4 Atmosferische depositie

De in het model ANIMO ingevoerde depositie-cijfers zijn voor de huidige toestand (1985) gebaseerd op metingen (zie par. 4.2). Voor de toekomstberekeningen is de depositie van 1985

gereduceerd met een reductiefactor, die door het WL is afgeleid van de reductie in de mestgift. Indien er bovendien emissiereducerende maatregelen worden genomen, dan wordt deze reductiefactor tevens gecorrigeerd voor depositiereductie als gevolg van de genomen maatregelen (bijvoorbeeld mestinjectie). Voor de scenario's CENTRAAL, VERSNELD en PRIJSVAR zijn vanaf fase 2 (1991) de volgende emissiereducerende maatregelen gesimuleerd:

- injecteren van mest op 30% van het areaal grasland
- vermindering van de stalemissie met 25%.

Voor het scenario VERSNELD geldt bovendien dat vanaf fase 4 de stalemissie met 50% wordt verminderd. Berekeningswijze en reductiefactoren zijn per bemestingssituatie gegeven in Grashoff et al. (1989).

6 UIT- EN AFSPOELING VAN STIKSTOF EN FOSFOR

De resultaten van de modelberekeningen van het model ANIMO betreffende de uit- en afspoeling van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater kunnen in vier stukken worden onderverdeeld: resultaten van de initialisatieperiode (1940-1984); resultaten voor het peiljaar (1985); resultaten voor de verschillende bemestingsscenario's tot het jaar 2000 (1985/2000); en - voor een beperkt aantal scenario's - de lange termijn resultaten (periode 2000-2045).

Bij de presentatie van de resultaten worden voor afvoer naar het oppervlaktewater alleen gegevens voor stikstof en fosfor gepresenteerd als N-totaal en P-totaal (N-totaal is de som van $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ en opgelost organisch N, P-totaal is de som van opgelost anorganisch en organisch P); bovendien betreft de gepresenteerde afvoer de som van afspoeling en uitspoeling.

6.1 Initialisatie periode

Teneinde voor de scenarioberekeningen een evenwichtige startsituatie met betrekking tot de chemische samenstelling van de bodem in 1985 te verkrijgen, is de voorgeschiedenis van 1940 tot 1985 doorgerekend. Hierbij wordt verondersteld dat deze periode (45 jaar) voldoende is om de verschillende stoffen in de bodem met elkaar in evenwicht te laten komen. Gelet op het doel van het doorrekenen van de voorgeschiedenis en aangezien een wijziging van het grondgebruik een omvangrijke en tijdrovende ingreep vormt, is het grondgebruik gedurende de initialisatieperiode gelijk verondersteld aan de situatie in 1985. Dit betekent voor de initialisatieperiode een overschatting van met name het areaal maïs.

Voor de bemesting is, inclusief de verdeling over de grondgebruiksvormen, en de verdeling van de toediening binnen een jaar (uitrijden van dierlijke mest in de winter!), de situatie van 1985 als uitgangspunt genomen en gereduceerd met factoren op basis van de totale mestproductie in Nederland gedurende de periode 1950-1985. Gezien de overbemesting van snijmaïspercelen in 1985 (gemiddeld ca. $240 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ P}$ en $785 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$), heeft dit tot gevolg dat in de simulaties de snijmaïspercelen reeds vanaf 1940 overbemest zijn verondersteld (voor de periode 1940-1954 gemiddeld ca. $115 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ P}$ en $375 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$). Voor het grondgebruik "overig bouwland" daarentegen, dat in 1985 niet sterk overbemest wordt (gemiddeld ca. $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ P}$ en $210 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$), is in de simulaties voor de initialisatieperiode duidelijk onderbemesting verondersteld (voor de periode 1940-1954 gemiddeld ca. $25 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ P}$ en $100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$). Een slechte (niet-optimale) verdeling van de bemesting over de grondgebruiksvormen heeft een hogere uit- en afspoeling tot gevolg. Ook het uitrijden van dierlijke mest in de winterperiode, zoals is aangenomen voor de initialisatieperiode, heeft een verhoogde

uitspoeling tot gevolg. Gedurende de eerste helft van de initialisatieperiode werd in werkelijkheid in de winter geen mest uitgereden, maar vermengd met stro in het voorjaar als stalmest op het land gebracht.

Voor het doorrekenen van de voorgeschiedenis is gekozen voor het gebruiken van de hydrologische berekeningen van DEMGEN van werkelijke weerjaren. Teneinde het aantal gegevens dat door het WL aangeleverd moest worden niet excessief hoog te laten worden zijn hiervoor dezelfde weerjaren gekozen, als gebruikt voor de scenarioberekeningen. Hiervoor is de voorgeschiedenis opgedeeld in 3 periodes van 15 jaar. Per simulatie van 15 jaar is de door DEMGEN berekende waterhuishouding voor de periode 1971-1985 gebruikt.

Uit de resultaten voor de stikstof en fosfor af- en uitspoeling naar het oppervlaktewater (fig. 33, 34 en 35) blijken verschillen tussen de weerjaren op te treden, die soms dominant zijn over de algehele trend die optreedt gedurende de initialisatieperiode.

De toename in de stikstofafvoer gedurende de initialisatieperiode voor de cultuurgronden (fig. 33 B) blijkt voornamelijk veroorzaakt te worden door de maispercelen (fig. 33 D) en het grasland (fig. 33 E). Voor de grondgebruiksvorm "overig bouwland" verandert de stikstofafvoer nauwelijks (fig. 33 F), en voor de niet-cultuurgronden neemt de stikstofafvoer zelfs af (fig. 33 C). Het gemiddelde niveau van de stikstofafvoer (gemiddeld voor Nederland) is licht gestegen met zo'n 20% van rond de $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ voor de eerste 15 jaar van de initialisatieperiode tot ruwweg $70 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ voor de laatste periode van 15 jaar (1971/1985). De extreem hoge stikstofafvoer van de snijmaispercelen van ongeveer $300 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (fig. 33 D) wordt enerzijds verklaard door de hoge bemestingen die in ANIMO zijn ingevoerd voor deze periode op deze percelen, maar deels ook door de in het algemeen diepe grondwaterstanden voor dit gewas.

Het gemiddelde niveau van de fosforafvoer (gemiddeld voor Nederland) is relatief sterker gestegen dan dat voor stikstof (fig. 34 A): met ongeveer 35% van rond de $1,2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ voor de eerste 15 jaar van de initialisatieperiode tot ruwweg $1,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ voor de laatste periode van 15 jaar (1971/1985).

Evenals de toename in de stikstofafvoer blijkt ook de toename in de fosforafvoer voor de cultuurgronden (fig. 34 B) voornamelijk veroorzaakt te worden door de snijmaispercelen (fig. 34 D) en het grasland (fig. 34 E). Opvallend is dat de fosforafvoer van de snijmaispercelen, vooral in de beginperiode beduidend lager is dan die van de niet-cultuur gronden (fig. 34 C en 34 D). Dit wordt veroorzaakt door het feit dat snijmaïs voornamelijk voorkomt op de hoger gelegen zandgronden, met een geringe basisbelasting en diepe grondwaterstanden. De fosforafvoer van de niet-cultuur gronden (fig. 34 C) geeft het gemiddelde beeld voor Nederland. Verder

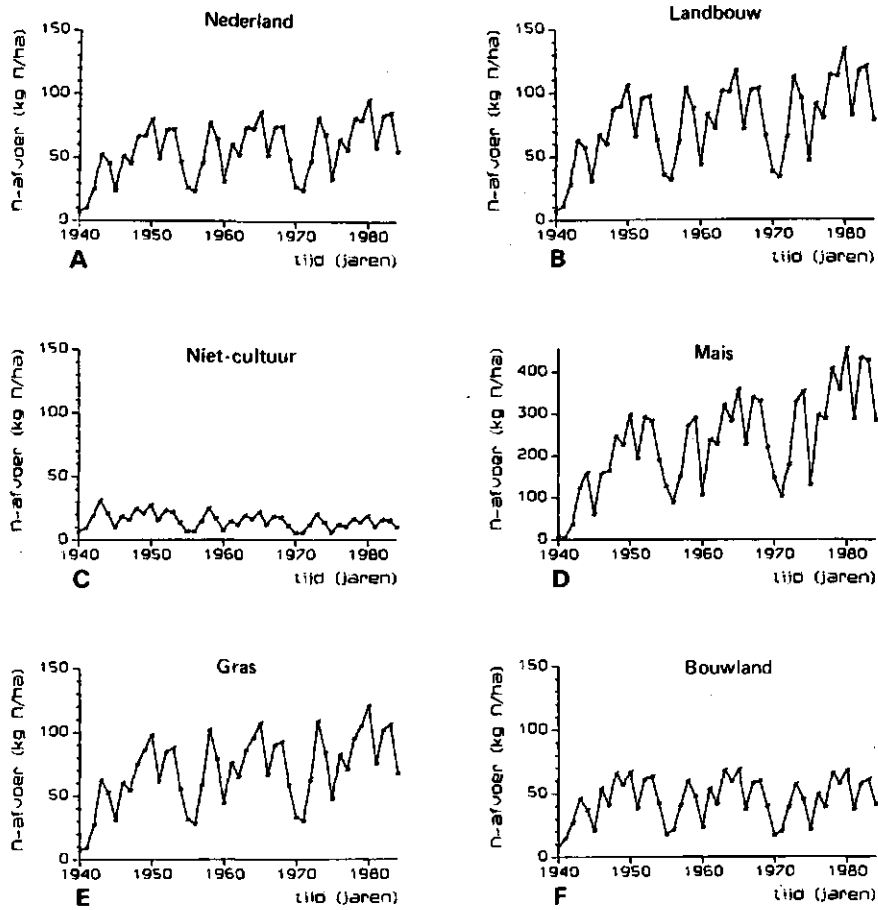


Fig. 33 Berekende N-afvoer naar het oppervlaktewater 1940/1985 [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$].

- A. gemiddeld voor Nederland
- B. gemiddeld voor landbouwgronden
- C. gemiddeld voor niet-cultuurgronden
- D. gemiddeld voor snijmaïspcelen
- E. gemiddeld voor graslandpcelen
- F. gemiddeld voor "overig bouwland"pcelen

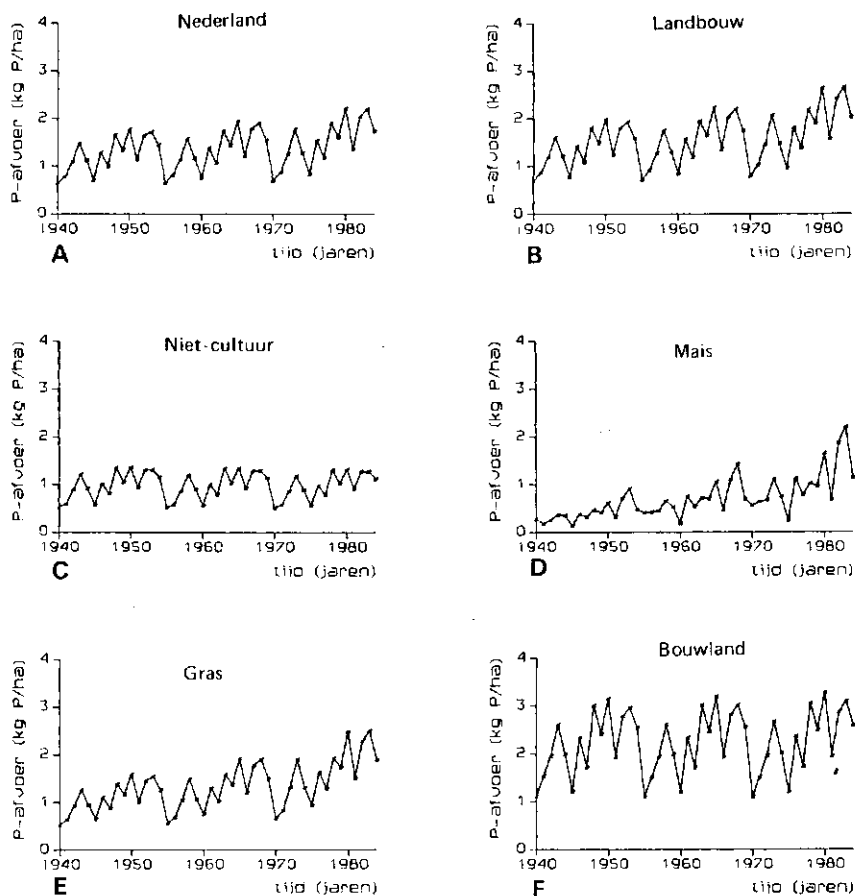


Fig. 34 Berekende P-afvoer naar het oppervlaktewater 1940-1985 [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$]

- A. gemiddeld voor Nederland
- B gemiddeld voor landbouwgronden
- C. gemiddeld voor niet-cultuurgronden
- D. gemiddeld voor snijmaïspcelen
- E. gemiddeld voor graslandpcelen
- F. gemiddeld voor "overig bouwland"pcelen

blijkt dat de hoogste fosforafvoer optreedt bij de grondgebruiks-
vorm "overig bouwland" (fig. 34 F). Waarschijnlijk wordt dit
veroorzaakt door het feit dat bouwland dominant is op de zwaar-
dere gronden in de kustgebieden (zeeklei), waar van nature een
hoge fosforconcentratie in de ondergrond wordt gevonden. Behal-

ve voor de grondgebruiksvormen "overig bouwland" en "niet-cultuurgrond" valt de sterke afhankelijkheid van de totale fosforafvoer van de hydrologie af te leiden uit de afvoerverlopen. De trend in de fosforafvoer voor bijvoorbeeld snijmaïs (fig. 34 D) voor het droge jaar 1976 (kalenderjaren 1945, 1960, en 1975) geeft een gemiddelde toename in de afvoer van $0,01 \text{ kg.ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ te zien. Voor het natte jaar 1984 (kalenderjaren 1953, 1968, en 1983) is deze toename vier maal zo groot ($0,04 \text{ kg.ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$).

De totale afvoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater blijkt sterk afhankelijk te zijn van het bodemeenheid (fig. 35). Opvallend is de tegenkoppeling die lijkt te bestaan tussen de hoogte van de beide afvoeren. Voor de kleigronden is de stikstofafvoer lager dan gemiddeld (fig. 35 A) doordat op deze bodems veel bouwland voorkomt, dat in het algemeen niet wordt overbemest. Bovendien kan op deze bodems een aanzienlijke denitrificatie optreden onder vochtige omstandigheden, die in het voorjaar voor kunnen komen. De fosforafvoer uit de kleibodems is hoger dan gemiddeld (fig. 35 B), doordat in de ondergrond van nature veel fosfor voorkomt onder kleigronden, met name in de kustgebieden. Voor de zandgronden is de stikstofafvoer extreem hoog (fig. 35 C). Dit kan deels worden verklaard door het relatief hoge aandeel maïs in het gewassenpatroon in de zandgebieden en de mestoverschotten die in deze gebieden optreden. Een volgende belangrijke factor in de verklaring van deze hoge stikstofafvoeren zijn de in het algemeen diepe grondwaterstanden in deze gebieden, waardoor denitrificatie geen grote invloed uitoefent. De fosforafvoer van de zandgebieden is daarentegen juist erg laag (fig. 35 D). De oorzaak hiervoor moet gezocht worden in de lage natuurlijke fosforgehalten in de ondergrond en diepe grondwaterstanden. In tegenstelling tot stikstof, wordt fosfor in sterke mate vastgelegd in de bodem, waardoor een steil met de diepte afnemend fosforprofiel kan ontstaan. Alleen indien de grondwaterstand tot in de met fosfor verzadigde bodem reikt, kan significante uitspoeling van fosfor naar het oppervlaktewater optreden. Voor de veengronden blijkt de berekende stikstofafvoer erg laag te zijn (fig. 35 E). Aangezien veengronden in het algemeen een ondiepe grondwaterstand hebben, is denitrificatie hier waarschijnlijk de hoofdoorzaak van. Deze ondiepe grondwaterstanden en de van nature hoge fosforconcentraties in de ondergrond van veengronden veroorzaken het hoge niveau van de hoge fosforafvoer van de veengronden (fig. 35 F).

Op zowel de zand als de kleigronden lijkt de stikstofafvoer geleidelijk toe te nemen in de tijd. De stikstofafvoer van de veengronden neemt niet toe gedurende de initialisatieperiode (denitrificatie). Voor alle bodems lijkt de fosforafvoer met de tijd versneld toe te nemen. Dit is het duidelijkst bij de veengronden, minder duidelijk bij de zandgronden, en nauwelijks zichtbaar bij de kleigronden (fig. 35).

Uit de opbouw van de bezetting van het bodemcomplex met fosfor (fig. 36) is de mate van overbemesting met fosfor in het verleden af te lezen. De toename van de bezetting van grasland en "overig bouwland" (fig. 36 G, 36 F, 36 G en 36 H) is min of meer gelijk. Alleen voor snijmaïsparcelen (fig. 36 C en 36 D) is de toename groter. Dit is een direct gevolg van de gevolgde werkwijze: een gelijke reductie van de bemesting van de verschillende grondgebruiksvormen per district. Het gevolg van deze aanname is dat op snijmaïsparcelen vanaf ongeveer 1970 de toename van de fosfor complexbezetting in de eerste 50 cm bodem begint af te nemen (fig. 36 C), en tegelijkertijd de bezetting van de volgende 50 cm in de bodem versneld toeneemt (fig. 36 D).

6.2 Huidige situatie (1985)

De simulatieresultaten van ANIMO voor de huidige situatie (1985) geven de initiële toestand voor de scenarioberekeningen weer, en gelden als zodanig als referentiewaarde (nulsituatie). Anderzijds kan uit de vergelijking van de simulatieresultaten voor 1985 met veldwaarnemingen een indruk worden verkregen over de geldigheid van de uitgangspunten van de modelbenadering (DEMGEN en ANIMO), van de schematisering van het studiegebied (Nederland), van de algemene invoergegevens die worden gebruikt voor de modelberekeningen, en van de invoergegevens die specifiek voor de initialisatieperiode zijn gebruikt.

Voor dit doel is in tabel 26 de gedetailleerde gebiedsafvoer per district in termen van water, stikstof, en fosfor gegeven. Per district is eveneens de totale bemesting met stikstof en fosfor gegeven. De totale stikstofafvoer naar het oppervlaktewater voor Nederland bedraagt in 1985 volgens deze berekeningen 169 duizend ton N, ongeveer 18% van de totale bemesting met stikstof. Het merendeel van de stikstofafvoer (98%) is afkomstig van de uitspoeling via de bodem en slechts 2,3% (4 duizend ton) van de oppervlakkige afvoer. Voor fosfor bedraagt, volgens deze berekeningen de totale afvoer 5375 ton P, wat neerkomt op slechts 3,9% van de totale bemesting met fosfor (tabel 26). Van de totale fosforafvoer is de oppervlakkige afvoer relatief een grotere balanspost, 357 ton (6,6%).

In tabel 26 is ook de basisbelasting per district gegeven. In dit verband is de basisbelasting gedefinieerd als de theoretische afvoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater, indien het gehele district uit niet-cultuur grond zou bestaan. Als gevolg van deze definitie kan het voorkomen dat in sommige districten de basisbelasting van met name fosfor hoger uitvalt dan de totale districtsafvoer. Dit komt voornamelijk voor in de kustgebieden met hoge fosforconcentraties in de ondergrond, bijv. district 2 (Het Bildt), 31 (Wieringermeer), 32 (Amstelveen), 48 (Voorne), 50 (IJsselmonde) en 77

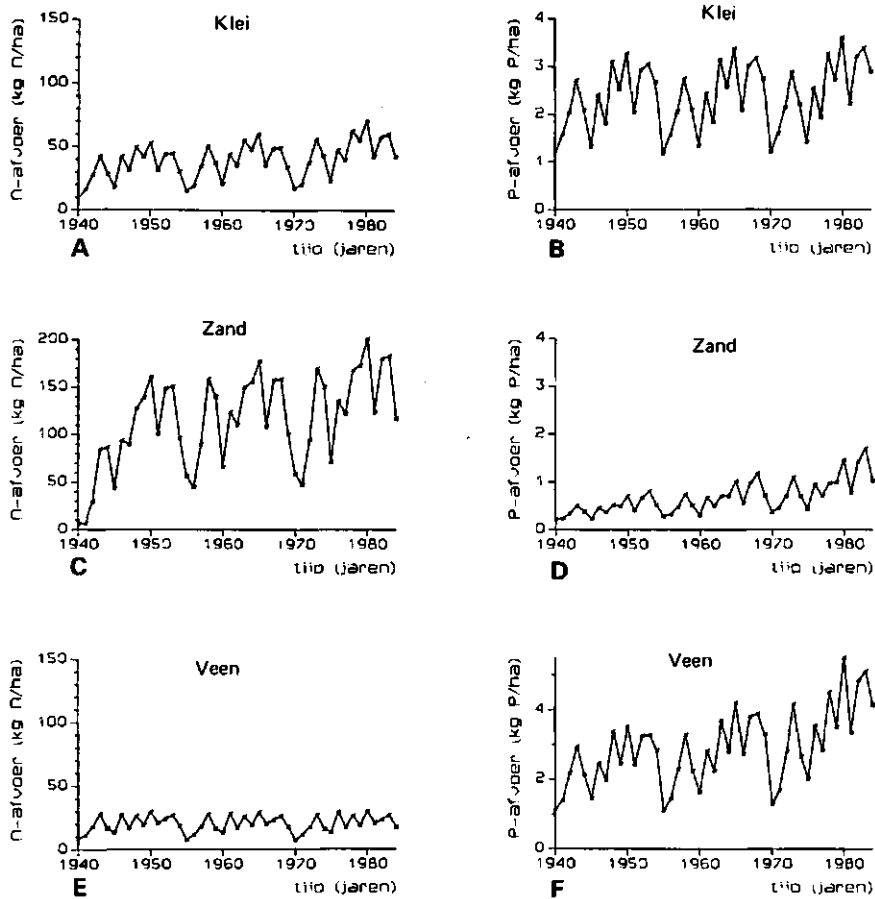


Fig. 35 Berekende gemiddelde N- en P-afvoer van de landbouwgronden in Nederland naar het oppervlaktewater 1940-1985 [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$].

- A. N-afvoer van kleigronden
- B. P-afvoer van kleigronden
- C. N-afvoer van zandgronden
- D. P-afvoer van zandgronden
- E. N-afvoer van veengronden
- F. P-afvoer van veengronden

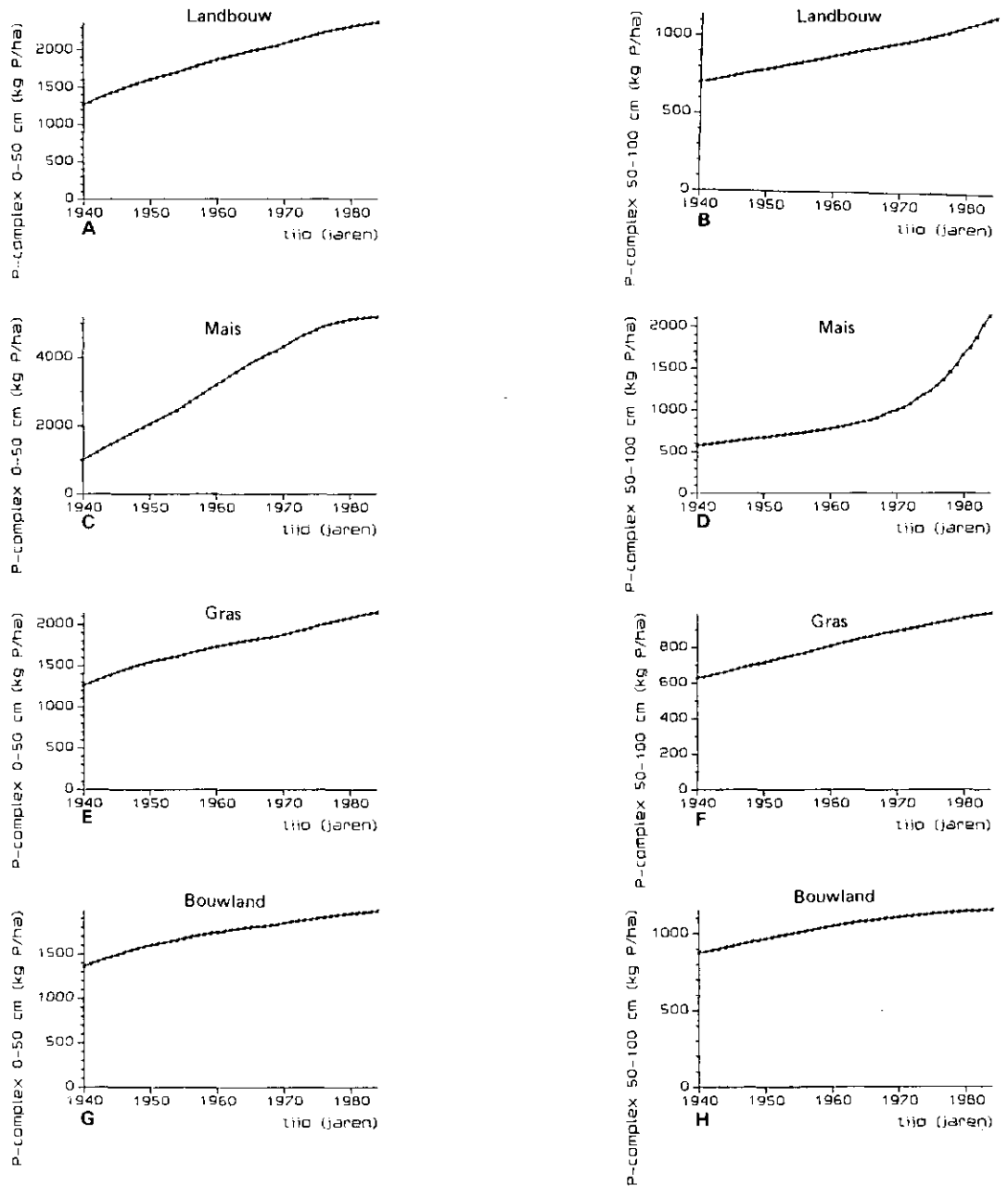


Fig 36 Berekende gemiddelde P-complexbezetting van de landbouwgronden in Nederland 1940-1985 [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$].

- A. landbouwgronden 0- 50 cm
- B. landbouwgronden 50-100 cm
- C. maispercelen 0- 50 cm
- D. maispercelen 50-100 cm
- E. graslandpercelen 0- 50 cm
- F. graslandpercelen 50-100 cm
- G. overig bouwland 0- 50 cm
- H. overig bouwland 50-100 cm

(Schouwen). De verklaring hiervoor is, dat in Laag Nederland natuurgebieden over het algemeen op slechtontwaterde percelen voorkomen, met meer (fosforrijke) kwel, dan voor landbouwgronden het geval is. De basisbelasting van het oppervlaktewater in Nederland gedurende 1985 met fosfor bedraagt volgens deze berekeningen 3349 ton P, wat neerkomt op 62% van de totale Nederlandse fosforafvoer (tabel 26). De basisbelasting van stikstof vormt met 35 duizend ton een relatief geringere bijdrage van 20% aan de totale stikstofafvoer.

In tabel 26 zijn ook per district de gemiddelde jaarlijkse stikstof en fosforconcentraties van de gebiedsafvoer gegeven, zowel van het hele district, alsook voor de basisbelasting. Uit de tabel kan afgeleid worden dat in 1985 in 42% van Nederland de gemiddelde stikstofconcentratie in de afvoer naar het oppervlaktewater kleiner of gelijk aan de drinkwaternorm (voor nitraat-N) van ca. 11 g.m^{-3} is berekend. De basisbelasting van stikstof blijkt voor heel Nederland beneden deze grens te liggen.

Voor de fosforafvoer naar het oppervlaktewater kan worden afgeleid dat de concentratie hiervan in 27% van Nederland kleiner of gelijk is aan de basiskwaliteitsnorm voor oppervlaktewater van $0,15 \text{ g.m}^{-3}$. Voor de basisbelasting met fosfor geldt dat deze slechts in 68% van Nederland beneden deze waarde ligt.

Zoals ook al bij de ontwikkelingen in de initialisatieperiode is geconstateerd, lijkt er in het algemeen een opvallende tegenkoppeling te bestaan tussen de concentratie van stikstof en die van fosfor (tabel 26). Dat wil zeggen, dat waar de stikstofconcentratie hoog is, de fosforconcentratie laag is, en omgekeerd. Het gevolg hiervan is dat in slechts 5% van Nederland

Tabel 26 Bemesting met N en P; afvoer naar het oppervlaktewater van water, N, en P; en gemiddelde jaarlijkse concentratie van N en P. Gegevens per district gesimuleerd met ANIMO voor de initiële toestand in 1985. Hydrologie-gegevens voor gemiddeld weerjaar (1985). De getallen tussen haakjes hebben betrekking op de basisbelasting. De N-concentraties zijn gegeven in g.m^{-3} ; de P concentraties in $0,01 \text{ g.m}^{-3}$.

District nr. naam	Oppervlakte [ha]	Bemesting		Afvoer van				Concentraties		
		N [ton]	P [ton]	water [1000 m ³]	N [ton]	P [ton]	N	P		
1 FRIELAND	272539	117546	12981	939226	10735	(2674)	390	(71)	11 (3)	42 (8)
2 HETBILDT	13748	4041	453	52906	803	(205)	82	(88)	15 (4)	155 (166)
3 LAUNMEER	64994	21577	2142	318965	4600	(1443)	493	(494)	14 (5)	155 (155)
4 UITHUIZEN	13848	2270	397	59528	583	(209)	97	(94)	10 (4)	163 (158)
5 EEMSKANN	33035	9331	1178	158518	944	(445)	17	(14)	6 (3)	11 (9)
6 OLDAMBT	35526	6709	989	154206	742	(315)	14	(10)	5 (2)	9 (6)
7 WESTHOLD	49106	10036	2032	189296	1259	(162)	14	(10)	7 (1)	7 (4)
8 NMDRENTE	53450	14136	1943	187988	881	(479)	35	(17)	5 (3)	19 (9)
9 WESKHART	45712	17530	1941	189714	3151	(862)	25	(17)	17 (5)	13 (9)

Vervolg Tabel 26

District nr. naam	Oppervlakte [ha]	Bemesting		Afvoer van:			Concentraties					
		N [ton]	P [ton]	water [1000 m ³]	N [ton]	P [ton]	N mg/l		P			
10 NEDRENTE	27261	5206	1074	80731	556	(68)	230	(16)	7	(1)	285	(20)
11 SEDRENTE	40344	12012	2005	107213	2182	(395)	303	(11)	20	(4)	283	(10)
12 SWDRENTE	84915	28536	3976	224764	4828	(785)	186	(20)	21	(3)	83	(9)
13 VOLENHOF	42647	13549	1674	81094	1084	(147)	51	(8)	13	(2)	63	(10)
14 NEPOLDER	45109	8564	2318	206958	1336	(546)	54	(54)	6	(3)	26	(26)
15 MASTBROK	44408	20731	2628	89949	1714	(197)	66	(21)	19	(2)	73	(23)
16 OVIJVECT	41793	16797	2600	123287	6296	(934)	165	(15)	51	(8)	134	(12)
17 DINKEL	20872	7855	1012	59730	2176	(269)	9	(6)	36	(5)	15	(10)
18 TWENTHE	69639	27945	3946	195107	7777	(1028)	174	(23)	40	(5)	89	(12)
19 SALLAND	46049	20005	2857	123795	4161	(491)	19	(11)	34	(4)	15	(9)
20 TWENTKAN	41816	17858	2631	103628	3060	(315)	15	(8)	30	(3)	14	(8)
21 SHIPBEEK	25123	10884	1553	27227	928	(126)	6	(3)	34	(5)	22	(11)
22 IJSELGEB	22405	6700	918	81153	887	(211)	10	(7)	11	(3)	12	(9)
23 NEVELUWE	45939	9235	1170	98600	1554	(409)	14	(10)	16	(4)	14	(10)
24 BERKEL	67131	32623	4849	139615	7233	(653)	38	(13)	52	(5)	27	(9)
25 OUDEIJSL	63857	28658	4195	122888	5521	(422)	28	(11)	45	(3)	23	(9)
26 ARNHEM	7816	1068	125	18857	137	(51)	2	(2)	7	(3)	11	(11)
27 SEVELUWE	13441	1916	343	19224	339	(75)	2	(1)	18	(4)	10	(5)
28 SWVELUWE	85086	24026	3965	206869	4630	(1341)	30	(17)	22	(6)	15	(8)
29 NWVELUWE	58829	13652	2123	215004	3504	(789)	27	(20)	16	(4)	13	(9)
30 FLEVLAND	87211	11698	3179	403305	2930	(1779)	111	(105)	7	(4)	28	(26)
31 WIERGMER	18457	2645	741	72043	779	(434)	131	(150)	11	(6)	182	(208)
32 AMSTLMER	21833	7356	1049	70273	641	(345)	124	(127)	9	(5)	176	(181)
33 MEDMBLIK	18138	5990	753	61005	552	(297)	109	(107)	9	(5)	179	(175)
34 HOORN	6850	2230	286	20499	198	(104)	38	(38)	10	(4)	185	(185)
35 SCHERMER	70243	17992	2335	256953	1078	(830)	402	(355)	4	(3)	156	(138)
36 WATRLAND	7640	1909	204	23891	91	(78)	35	(24)	4	(3)	146	(100)
37 NZKANGEB	13115	2587	232	33437	366	(278)	67	(38)	11	(8)	200	(114)
38 RIJNLAND	75308	18068	2657	312136	2573	(1481)	350	(276)	8	(5)	112	(88)
39 AMSTLAND	23577	6566	840	94513	389	(327)	52	(29)	4	(3)	55	(31)
40 GOOI	18758	4484	561	57802	172	(137)	15	(4)	3	(2)	26	(7)
41 KROMRIJN	30690	8679	1099	77115	552	(179)	13	(6)	7	(2)	17	(8)
42 LEIDRIJN	7834	2461	308	42449	55	(34)	4	(1)	1	(1)	9	(2)
43 WOERDEN	15848	6416	799	47235	199	(149)	43	(14)	4	(3)	91	(30)
44 LOPIKWAR	14551	5300	726	60537	320	(206)	84	(15)	5	(3)	139	(25)
45 KRIMPWAR	11428	5024	640	31455	289	(148)	30	(10)	9	(5)	95	(32)
46 SCIELAND	10532	2187	426	46750	490	(235)	57	(45)	10	(5)	122	(96)
47 DELFLAND	33861	7762	1100	101247	604	(416)	134	(119)	6	(4)	132	(118)
48 VOORNE	27658	5502	908	129152	1279	(924)	173	(196)	10	(7)	134	(152)
49 GOEREE	10570	1277	286	36598	237	(124)	28	(29)	6	(3)	77	(79)
50 IJSLMOND	12109	2633	475	48958	709	(343)	65	(70)	14	(7)	133	(143)
51 HOLNDIEP	34911	7571	1676	116865	1428	(279)	45	(42)	12	(2)	39	(36)
52 DORDRECT	9597	1270	278	46128	549	(346)	19	(18)	12	(8)	41	(39)
53 ABLASWAR	24327	9116	1111	99487	535	(447)	56	(27)	5	(4)	56	(27)
54 BIESBOSH	30857	9766	1939	84051	1971	(223)	43	(33)	23	(3)	51	(39)
55 TIELWARD	44294	16126	2043	116077	1403	(228)	37	(29)	12	(2)	32	(25)
56 DENBOSCH	37565	14454	1820	90130	2643	(227)	14	(8)	29	(3)	16	(9)

Vervolg Tabel 26

District	Oppervlakte	Bemesting		Afvoer van:			Concentraties				
		nr. naam	[ha]	N [ton]	P [ton]	water [1000 m ³]	N [ton]	P [ton]	N	P	
57	BETUWE	30304	11015	1411	71809	1180	(200)	8	(6)	16 (3)	11. (8)
58	MAASNAAL	18990	7323	1069	45117	849	(104)	6	(4)	19 (2)	13. (9)
59	RECHAASN	8980	2537	350	38988	687	(79)	4	(4)	18 (2)	10. (10)
60	RECHAASN	9521	2977	351	18264	657	(90)	3	(2)	36 (5)	16 (11)
61	MASKANTE	37339	17529	2798	96227	5027	(748)	21	(10)	52 (8)	22 (10)
62	MASKANTW	21711	8904	1441	51243	2098	(257)	14	(5)	41 (5)	27 (10)
63	AA	81115	39010	8027	184177	12597	(1726)	30	(16)	68 (9)	16 (9)
64	DEPEEL	45982	14529	3337	106298	4817	(476)	51	(9)	45 (4)	48 (8)
65	RECHAASS	21878	4512	645	42751	1009	(202)	6	(4)	24 (5)	14. (9)
66	ROERMOND	15640	3644	1060	33977	1170	(153)	7	(3)	34 (5)	21 (9)
67	SLIMBURG	53794	16348	2959	168183	4901	(522)	24	(16)	29 (3)	14. (10)
68	MLIMBURG	33580	12391	1910	71587	3241	(373)	29	(6)	45 (5)	41 (8)
69	EDOMMEL	24771	7416	1228	55752	2033	(289)	8	(5)	36 (5)	14. (9)
70	NDOMMEL	24173	7733	1113	54261	1930	(255)	7	(5)	36 (5)	13. (9)
71	WDOMMEL	37391	15838	2580	91686	4753	(385)	13	(7)	52 (4)	14. (8)
72	NDOMMEL	30007	12249	2000	79477	3988	(380)	13	(9)	50 (5)	16 (11)
73	DONGE	23725	8918	1239	67246	2454	(329)	9	(7)	36 (5)	13. (10)
74	MARK	45199	20114	3010	120681	5004	(444)	25	(9)	41 (4)	21 (7)
75	ROSENDAL	25807	6844	1150	67404	1461	(143)	10	(5)	22 (2)	15. (7)
76	ZOOM	63947	10584	2417	174192	2002	(428)	132	(131)	11 (2)	76 (75)
77	SCHOUWEN	23712	3780	885	104257	625	(296)	77	(81)	6 (3)	74 (78)
Totaal:		2871766	932258	139473	8899710	169114	(34573)	5375	(3349)	19 (4)	60 (38)

in 1985₃ zowel de stikstofconcentratie kleiner of gelijk is aan 11 g.m³, als₃ ook de fosforconcentratie kleiner of gelijk is aan 0,15 g.m³.

Uit de berekende ruimtelijke verdeling van de stikstofafvoer naar het oppervlaktewater (fig. 37 A) komen de mestoverschotgebieden met relatief veel intensieve veehouderij in Oost-Gelderland, Noord Brabant, en Limburg duidelijk naar voren. Opvallend is, dat de Veluwe en de Gelderse Vallei, die ook met een mestoverschot zijn behept, een lagere stikstofafvoer vertonen. De verklaring hiervoor is het relatief grote aandeel niet-cultuurgronden in deze gebieden. Van de totale stikstofuitspoeling in 1985 voor heel Nederland (exclusief de oppervlakkige afvoer) van 165 duizend ton is ruwweg 5% afkomstig van de niet-cultuurgronden, 45% van grasland, 30% van snijmaïspcelen, en 20% van "overig bouwland" (fig. 37 B). Het relatief aandeel van de oppervlakkige afspoeling van stikstof naar het oppervlaktewater is verwaarloosbaar klein (2%), afvoer naar het diepe grondwater (wegzijging) bedraagt ongeveer 17%, en de uitspoeling omvat derhalve ongeveer 79% van de totale afvoer van stikstof uit het bodemprofiel (fig. 37 C). Opvallend is dat de stikstofconcentratie van de uitspoeling en de wegzijging beiden onge-

veer 20 g.m^{-3} blijken te zijn (tabel 27). Ten gevolge van processen in de bodem, zoals denitrificatie, wordt in het algemeen een met de diepte afnemend stikstofconcentratieprofiel aangetroffen. Dit is ook in de simulaties met ANIMO het geval. De verklaring voor de relatief hoge stikstofconcentratie in de wegzijging (voeding van het watervoerend pakket) moet gezocht worden in het feit dat wegzijging dominant is op percelen met diepe grondwaterstanden, waar denitrificatie een geringere rol speelt en waar veel snijmaïspercelen voorkomen.

Tabel 27 Verdeling van de jaarlijkse stikstof en fosforafvoer in Nederland over de verschillende afvoertermen. Gegevens gesimuleerd met ANIMO voor de toestand in 1985. Hydrologie gegevens voor gemiddeld weerjaar (1985). De getallen tussen haakjes hebben betrekking op de basisbelasting. De N-concentraties zijn gegeven in g.m^{-3} ; de P-concentraties in $0,01 \text{ g.m}^{-3}$.

Afvoerterm	Afvoer van:		Concentraties					
	water [$10 \times 6 \text{ m}^3$]	N [ton]	P [ton]		N		P	
afspoeling	511	3897 (509)	357	(0)	8 (1)	70 (0)		
uitspoeling	8389	165217 (5018)	5018	(3279)	20 (4)	60 (39)		
wegzijging	1680	34114 (44)	331	(70)	20 (0)	20 (4)		
totaal	10580	203228 (5571)	5706	(3349)	19 (1)	54 (32)		

Uit de berekende ruimtelijke verdeling van de fosforafvoer (fig. 37 D) blijkt dat de grootste fosforafvoeren voorkomen in de kustgebieden en in de veenkolonien in Noord-Drenthe en Zuid-Groningen. In de kustgebieden is de verklaring hiervoor gelegen in de van nature aanwezige hoge fosforconcentraties in de ondergrond. In de veenkolonien speelt daarnaast mogelijk het geringe fosforbindend vermogen van de bodem een rol. In de mestoverschotgebieden, waar de hoogste stikstofafvoeren optreden, is de fosforafvoer het laagst. De reden hiervoor moet gezocht worden in de geringe achtergrondconcentratie van de (overwegende) zandbodems in deze gebieden, en de diepe grondwaterstanden berekend door DEMGEN. Van de totale fosforuitspoeling in 1985 voor heel Nederland (exclusief de oppervlakkige afvoer) van 5018 ton is ongeveer 20% afkomstig van de niet-cultuurgronden, 45% van grasland, slechts 5% van snijmaïspercelen, en 30% van "overig bouwland" (fig. 37 E). In tegenstelling tot de afvoer van stikstof is voor fosfor het relatief aandeel van de oppervlakkige afspoeling niet verwaarloosbaar klein, maar bedraagt ca. 6% van de totale afvoer van fosfor uit het bodemprofiel (fig. 37 F). Het relatieve aandeel van de afvoer naar het diepe grondwater (wegzijging) is drie maal zo klein als voor stikstof (6%), en ongeveer 88% van de totale afvoer van fosfor uit het bodemprofiel bestaat dus uit uitspoeling via de bodem.

Uit de ruimtelijke verdeling van de stikstofafvoer in kg.ha^{-1} voor de verschillende grondgebruiksvormen blijkt dat de bijdrage in de stikstofafvoer van de niet-cultuurgronden relatief

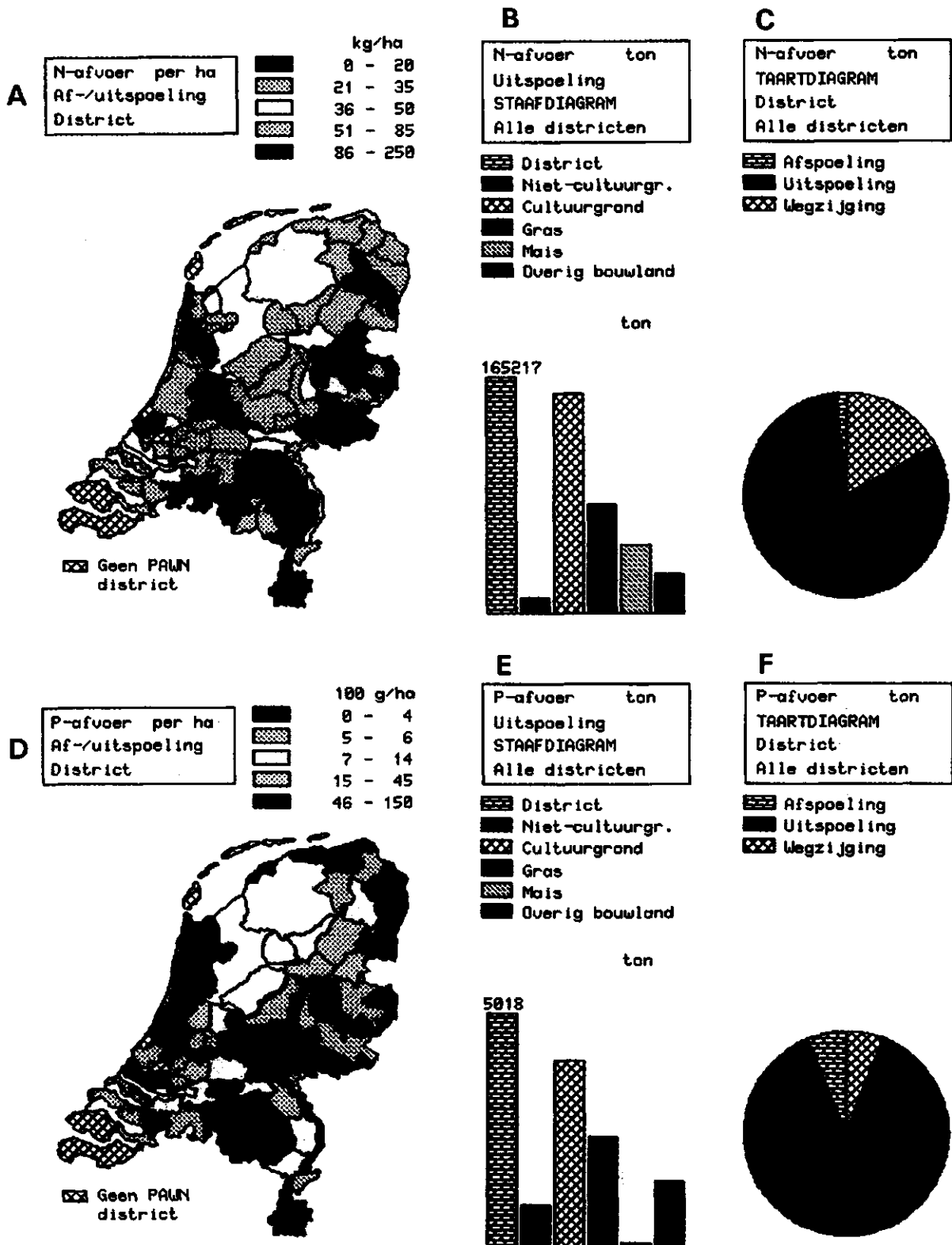


Fig. 37 Berekende jaarlijkse N- en P-afvoer in Nederland in 1985 voor een gemiddeld hydrologisch jaar (1985).

- A. N-afvoer naar het oppervlaktewater per district [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$]
 B. N-uitspoeling via de bodem per grondgebruiksvorm [ton]
 C. verdeling totale N-afvoer over afvoertermen
 D. P-afvoer naar het oppervlaktewater per district [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$]
 E. P-uitspoeling via de bodem per grondgebruiksvorm [ton]
 F. verdeling totale P-afvoer over afvoertermen

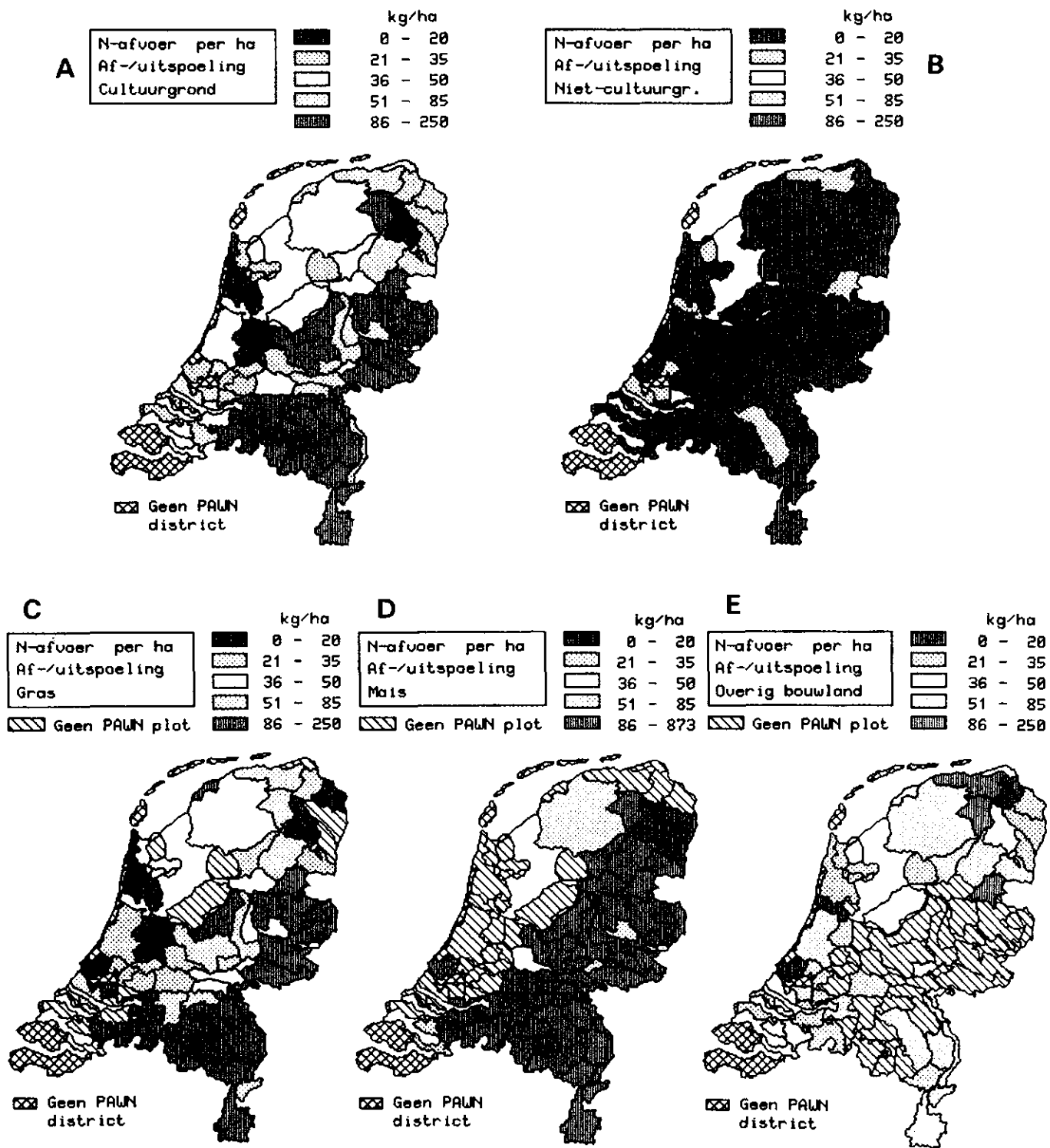


Fig. 38 Berekende N-afvoer [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$] naar het oppervlaktewater in Nederland in 1985 per grondgebruiksvorm voor een gemiddeld hydrologisch jaar (1985).

- A. cultuurgrond
- B. niet-cultuurgrond
- C. grasland
- D. snijmaïs
- E. overig bouwland

zeer gering en zeer uniform is, dit in tegenstelling tot de afvoer van de landbouwgronden (fig. 38 A en 38 B). Doordat in fig. 38 A de cijfers betrekking hebben op de cultuurgronden sec, komen hier ook voor de Veluwe en de Gelderse Vallei hoge stikstofafvoeren voor.

De hoogste stikstofafvoeren per hectare zijn in het algemeen afkomstig van de maïspancelen (fig. 38 D), die in mestoverschotgebieden voor mestdumping worden gebruikt, gevolgd door grasland (fig. 38 C), en de laagste afvoeren van "verig bouwland" waar in het algemeen geen of weinig overbesteding op plaats vindt (fig. 38 E).

Uit de ruimtelijke verdeling van de fosforafvoer in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ voor de verschillende grondgebruiksvormen blijkt, in tegenstelling tot voor stikstof, dat de bijdrage van de niet-cultuurgronden in met name Zeeland, Noord- en Zuid-Holland, de IJsselmeerpolders, en de kuststroken van Friesland en Groningen van wezenlijke invloed is op de totale fosforafvoer (fig. 39 A en 39 B). Behalve in Zuid Drenthe en het noorden van Oost-Gelderland komen hoge fosforafvoeren van grasland alleen voor in de kustgebieden (fig. 39 C) en is de fosforafvoer van grasland in het algemeen in 1985 relatief laag. Hoewel snijmaïs over het algemeen op gronden met een diepere waterspiegel wordt geteeld blijkt uit de berekeningen (fig. 39 D), dat de fosforafvoer in de zandgebieden in het algemeen groter is, dan die van grasland. De reden hiervoor is dat blijkbaar zoveel mest op snijmaïs wordt uitgereden, dat fosfordoorslag begint op te treden. De fosforafvoer van "overig bouwland" wordt gedomineerd door de natuurlijke fosforafvoer in de kustgebieden (fig. 39 E).

Uit het verloop van de stikstof en fosforafvoeren gedurende de initialisatieperiode is reeds gebleken, dat deze sterk afhankelijk zijn van het hydrologische weerjaar. Om deze reden zijn de berekeningen met ANIMO voor de situatie in 1985 herhaald met de hydrologische uitvoer van een D10 (droog) en een D90 (nat) jaar. In dit verband is een D10 (droog) jaar zodanig gedefinieerd dat slechts 10% van de voorkomende jaren droger zijn dan het D10 jaar. Voor het D90 (nat) jaar geldt dat 90% van de voorkomende jaren droger zijn dan het D90 jaar. Zoals in hoofdstuk 4 reeds nader is toegelicht, is voor het droge D10 jaar 1949 gebruikt, voor het natte D90 jaar 1965, en voor het gemiddelde jaar 1985.

De totale stikstofafvoer in een droog jaar is voor de huidige situatie (1985) berekend op 106 duizend ton, wat neerkomt op ongeveer 60% van de hoeveelheid in een gemiddeld jaar. In een nat jaar wordt een totale afvoer van 272 duizend ton berekend, wat ruwweg 60% meer is dan de afvoer in een gemiddeld jaar. De relatieve verdeling van de stikstofuitspoeling over de verschillende grondgebruiksvormen blijkt ongeveer hetzelfde te blijven (fig. 40 A en 40 D). De geografisch ruimtelijke verdeling van de stikstofafvoer in een nat jaar blijkt veel meer variatie te vertonen dan in een hydrologisch droog jaar (fig. 40 B en

40 C). In de mestoverschotgebieden is de relatieve toename in de stikstofafvoer veel groter dan in Laag Nederland, waar de stikstofafvoer minder groot is.

De totale fosforafvoer in een droog jaar (2878 ton) blijkt voor de huidige situatie (1985) slechts 45% van de hoeveelheid in een gemiddeld jaar te zijn. In een nat jaar is dit (7176 ton) ruwweg 35% meer dan met het werkelijke weerjaar 1985. Ook voor de fosforafvoer blijkt de verdeling over de verschillende grondgebruiksvormen ongeveer dezelfde (fig. 40 E en 40 H). Alleen de relatieve bijdrage van niet-cultuur blijkt in een nat jaar relatief minder belangrijk (20%) te zijn dan in een droog jaar (25%). De reden hiervoor is, dat in een nat jaar afvoer uit ondiepere bodemlagen plaats vindt, die in landbouwgronden in het algemeen een hogere fosforconcentratie in het bodemvocht hebben, dit in tegenstelling tot de niet-cultuurgronden. Uit de ruimtelijke verdeling van de fosforafvoer in droge en natte jaren (fig. 40 F en 40 G) blijkt evenals voor stikstof, dat de grootste verschillen tussen een droog en een nat jaar optreden in de provincies Utrecht, Gelderland, Noord-Brabant, en Limburg, die gekenmerkt worden door mestoverschotten.

Hoewel de verschillen in de stikstof en fosforafvoeren tussen een nat en een droog jaar, uitgedrukt in $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ of in $\text{ton} \cdot \text{j}^{-1}$ aanzienlijk kunnen zijn, blijken de gemiddelde jaarlijkse concentraties van de stikstof en fosforafvoer naar het oppervlaktewater weinig te verschillen (fig. 41). In het merendeel van de districten blijkt de concentratie van stikstof zelfs af te nemen in een hydrologisch nat jaar (fig. 41 A en 41 B). Aangezien in een nat jaar de afvoer ook plaats vindt uit ondiepere bodemlagen, waar hogere stikstofconcentraties voorkomen, moet de verklaring hiervoor worden gezocht in de toegenomen denitrificatie ten gevolge van vochtiger omstandigheden in de bodem. De fosforconcentratie van het naar het oppervlaktewater afgevoerde neerslagoverschot blijkt, in tegenstelling tot de stikstofconcentratie, in het algemeen toe te nemen (fig. 41 C en 41 D) in een hydrologisch nat jaar. De reden hiervoor is, dat voor fosfor geen processen plaats vinden, waardoor meer fosfor uit het bodemsysteem verdwijnt, zoals voor stikstof (via denitrificatie) wel het geval is. In de gebieden met een hoge fosforuitspoeling uit de ondergrond kan de fosforconcentratie in natte jaren lager zijn, door de aanwezigheid van met de diepte toenemende fosforconcentratieprofielen.

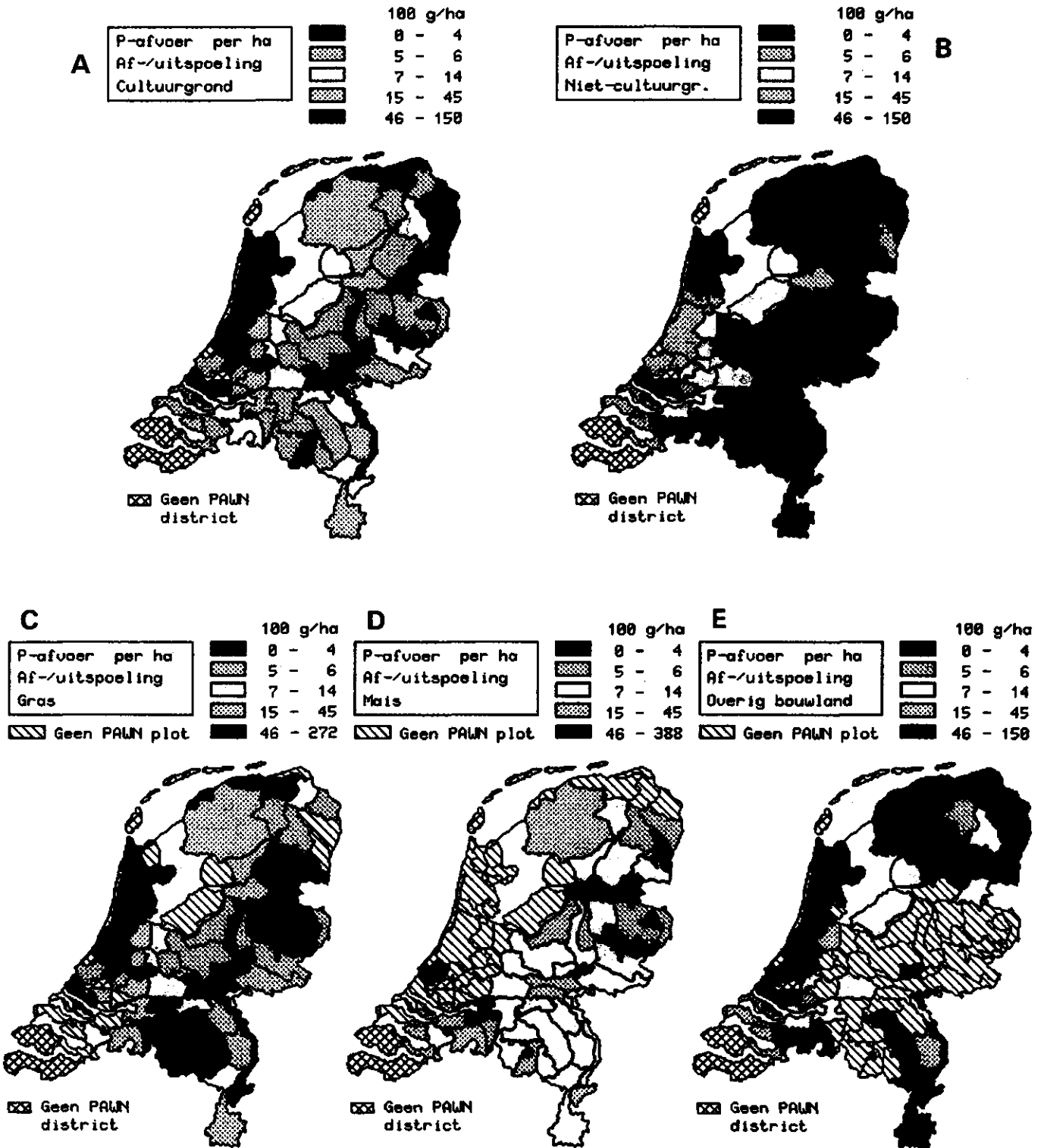


Fig. 39 Berekende P-afvoer [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$] naar het oppervlaktewater in Nederland in 1985 per grondgebruiksvorm voor een gemiddeld hydrologisch jaar (1985).

- A. cultuurgrond
- B. niet-cultuurgrond
- C. grasland
- D. snijmaïs
- E. overig bouwland

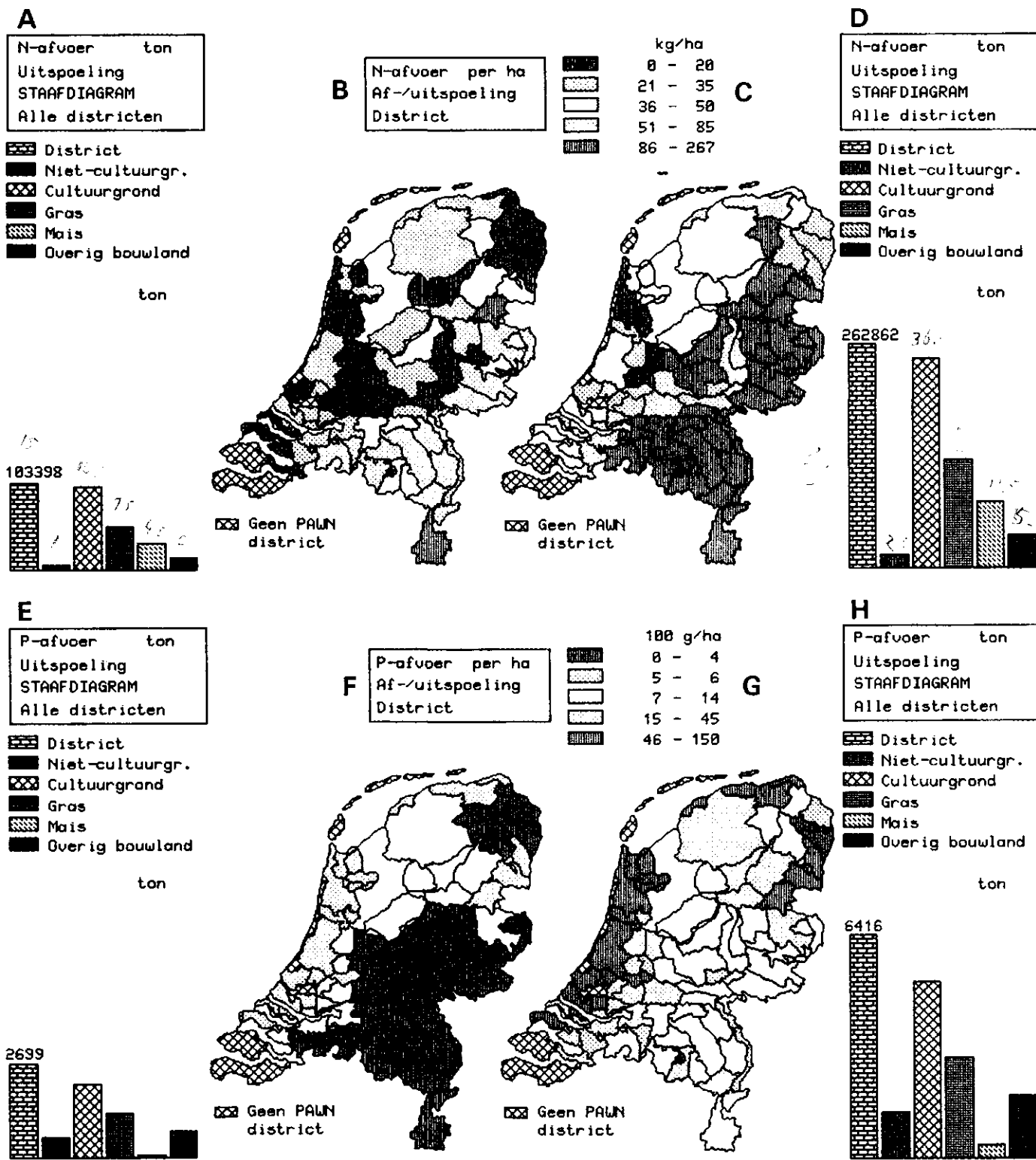


Fig. 40 N- en P-afvoer naar het oppervlaktewater in Nederland voor de huidige situatie (1985) in een droog (D10) en een nat (D90) jaar.

- A. N-uitspoeling per grondgebruik in droog (D10) jaar [ton]
- B. N-afvoer oppervlaktewater in droog (D10) jaar [kg.ha⁻¹]
- C. N-afvoer oppervlaktewater in nat (D90) jaar [kg.ha⁻¹]
- D. N-uitspoeling per grondgebruik in nat (D90) jaar [ton]
- E. P-uitspoeling per grondgebruik in droog (D10) jaar [ton]
- F. P-afvoer oppervlaktewater in droog (D10) jaar [kg.ha⁻¹]
- G. P-afvoer oppervlaktewater in nat (D90) jaar [kg.ha⁻¹]
- H. P-uitspoeling per grondgebruik in nat (D90) jaar [ton]

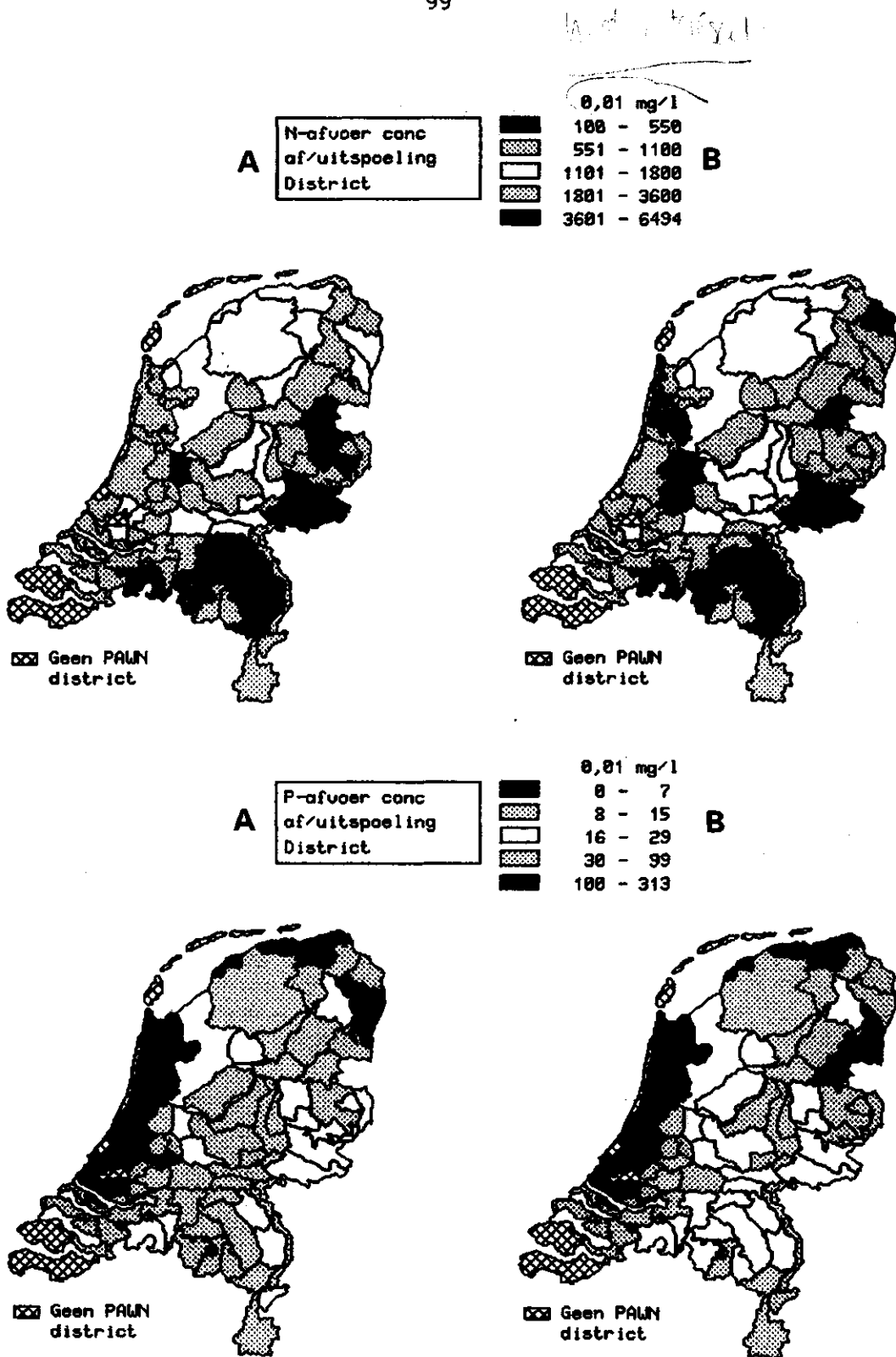


Fig. 41 Gemiddelde jaarlijkse N- en P-concentratie van de afvoer naar het oppervlaktewater in Nederland voor de huidige situatie (1985) in een droog (D10) en een nat (D90) jaar (0,01 g.m⁻³ l).

- A. N-concentratie in een droog (D10) jaar
- B. N-concentratie in een nat (D90) jaar
- C. P-concentratie in een droog (D10) jaar
- D. P-concentratie in een nat (D90) jaar

6.3 Toekomstscenario's (1985-2000)

Voor de toekomstvoorspellingen voor het jaar 2000 van de stikstof en fosforafvoer naar het oppervlaktewater zijn een zestal alternatieve scenario's gedefinieerd (H 5). Voor alle duidelijkheid worden ze hier nog even kort samengevat:

Naam	Korte karakterisering
ONBEPERKT	Mestgift en veestapel gelijk aan 1985
AUTONOOM	Autonome landbouwontwikkelingen (verbetering veevoeder conversie en extensivering grasland); geen mestbeperkende maatregelen
WBB	Autonoom + uitvoering Wet Bodembescherming; in 2000 wordt de wettelijke eindnorm gehaald
CENTRAAL	Als WBB met additionele ammoniak-emissie reducerende maatregelen
VERSNELD	Als centraal, maar met versnelde invoering Wet Bodembescherming; vanaf 1995 wordt de wettelijke eindnorm toegepast
PRIJSVAR	Identiek aan het scenario CENTRAAL, met het snijmaaisareaal vanaf 1995 gehalveerd ten gevolge van verminderde ruwvoerbehoefte

Van deze scenario's neemt het scenario 4 (CENTRAAL) een centrale plaats in, omdat dit scenario de zo goed mogelijke inschatting vormt van het huidig (medio 1988) geformuleerde beleid voor de periode 1985-2000. Om deze reden is voor dit scenario in tabel 28 de gedetailleerde gebiedsafvoer in het jaar 2000 per district in termen van water, stikstof en fosfor gegeven. Per district is eveneens de totale bemesting met stikstof en fosfor gegeven. De totale stikstofafvoer voor het centrale scenario in het jaar 2000 bedraagt volgens deze berekeningen 118 duizend ton, ongeveer 19% van de totale bemesting met stikstof. Dit komt neer op een afname van de N-afvoer met 31% ten opzichte van 1985, toen de totale stikstofafvoer op 169 duizend ton was geraamd. Het merendeel van de afvoer (98%) is afkomstig van de uitspoeling via de bodem en slechts 1,9% (2 duizend ton) van de oppervlakkige afvoer. Dit betekent dat de oppervlakkige afvoer van stikstof voor het scenario CENTRAAL meer is teruggedrongen dan de uitspoeling (afname van 50%). Dit is het rechtstreekse gevolg van de beperkingen in het 's winters uitrijden van dierlijke mest, het onderploegen van mest op bouwland, en het injecteren van dierlijke mest op (een gedeelte van) het grasland.

Om een goede vergelijking van het scenario CENTRAAL in 2000 met de huidige situatie in 1985 mogelijk te maken zijn in fig. 42 de af- en toename in stikstofafvoer per district gegeven. Hoewel in het algemeen voor het scenario CENTRAAL in 2000 de stikstofafvoer afneemt ten opzichte van de huidige situatie in 1985 (fig. 42 A) neemt in een gering aantal districten de totale stikstofafvoer toe in het jaar 2000 fig. 42 B). Dit is met name het geval voor de districten 6 (Oldambt), 7 (Westerwolde), 10 (Noord-Oost Drenthe), 14 (Noord-Oost Polder).

Voor deze districten is de totale stikstofbemesting wel afgenomen, maar wordt door de wettelijke beperkingen relatief meer dierlijke mest op de grondgebruiksvorm "overig bouwland" toegepast als gevolg van het uitgangspunt dat de kunstmestgebruik gelijk wordt gehouden (Grashoff et al., 1989). Dit grondgebruik komt in deze districten relatief veel voor.

Tabel 28 Bemesting met N en P; afvoer naar het oppervlaktewater van water, N, en P; en gemiddelde jaarlijkse concentratie van N en P. Gegevens per district gesimuleerd met ANIMO voor het scenario CENTRAAL in 2000. Hydrologie-gegevens voor gemiddeld weerjaar (1985). De getallen tussen haakjes hebben betrekking op de basisbelasting. De N-concentraties zijn gegeven in $g \cdot m^{-3}$; de P-concentraties in $0,01 g \cdot m^{-3}$.

District nr. naam	Oppervlakte [ha]	Bemesting		Afvoer van:				Concentraties	
		N [ton]	P [ton]	water [1000 m^3]	N [ton]	P [ton]	N	P	
1 FRIELAND	272539	81340	12346	939226	7909 (1672)	588 (71)	8 (2)	63 (8)	
2 HETBILDT	13748	3016	433	52906	555 (153)	80 (87)	10 (3)	151 (164)	
3 LAUWMEER	64994	15379	2054	318965	3309 (1053)	485 (487)	10 (3)	152 (153)	
4 UITHUIZIN	13848	2237	386	59528	490 (155)	96 (93)	8 (3)	161 (156)	
5 EEMSKANN	33035	7051	1096	158518	681 (322)	19 (14)	4 (2)	12 (9)	
6 OLDAMBT	35526	5857	956	154206	1020 (264)	14 (10)	7 (2)	9 (6)	
7 WESTMOLD	49106	9586	1842	189296	2116 (172)	15 (10)	11 (1)	8 (5)	
8 NNDRENTE	53450	11243	1789	187988	697 (253)	51 (17)	4 (1)	27 (9)	
9 WESKWART	45712	12335	1843	189714	2294 (464)	42 (17)	12 (2)	22 (9)	
10 NEDRENTE	27261	4948	984	80731	1798 (74)	318 (16)	22 (1)	394 (20)	
11 SEDRENTE	40344	9231	1809	107213	2073 (202)	414 (11)	19 (2)	386 (10)	
12 SMDRENTE	84915	20037	3660	224764	3538 (413)	377 (20)	16 (2)	168 (9)	
13 VOLENHOF	42647	9458	1580	81094	768 (88)	84 (8)	9 (1)	104 (10)	
14 NEPOLDER	45109	8093	2161	206958	1455 (410)	54 (54)	7 (2)	26 (26)	
15 MASTBROK	44408	13668	2361	89949	1165 (97)	99 (21)	13 (1)	110 (23)	
16 OVIJVECT	41793	10444	1882	123287	3902 (465)	310 (16)	32 (4)	251 (13)	
17 DINKEL	20872	4746	779	59730	1433 (153)	8 (6)	24 (3)	13 (10)	
18 TWENTHE	69639	15697	2549	195107	5201 (494)	228 (23)	12 (3)	117 (12)	
19 SALLAND	46049	11969	1843	123795	2357 (257)	22 (11)	19 (2)	18 (9)	
20 TWENTKAN	41816	9597	1572	103628	2271 (186)	43 (8)	22 (2)	41 (8)	
21 SHIPBEEK	25123	5899	957	27227	750 (80)	9 (3)	28 (3)	33 (11)	
22 IJSELGEB	22405	4567	684	81153	539 (123)	11 (7)	7 (2)	14 (9)	
23 NEVELUWE	45939	6799	987	98600	1017 (222)	14 (10)	10 (2)	14 (10)	
24 BERKEL	67131	17337	2802	139615	4641 (391)	30 (13)	33 (3)	21 (9)	
25 OUDEIJSL	63857	16820	2676	122888	3860 (271)	24 (11)	31 (2)	20 (9)	
26 ARNHEM	7816	877	118	18857	100 (28)	2 (2)	5 (1)	11 (11)	
27 SEVELUWE	13441	1159	188	19224	189 (40)	2 (1)	10 (2)	10 (5)	
28 SWVELUWE	85086	13483	1945	206869	1952 (653)	62 (17)	9 (3)	30 (8)	
29 NWVELUWE	58829	8551	1215	215004	1851 (380)	26 (20)	9 (2)	12 (9)	
30 FLEVLAND	87211	11158	3000	403305	2564 (1299)	111 (105)	6 (3)	28 (26)	
31 WIERGMER	18457	2524	695	72043	662 (334)	129 (148)	9 (5)	179 (205)	
32 AMSTELMER	21833	5736	985	70273	544 (253)	125 (124)	8 (4)	178 (176)	
33 NEDBLIK	18138	4360	721	61005	422 (218)	108 (105)	7 (4)	177 (172)	
34 HOORN	6850	1593	274	20499	136 (75)	38 (37)	7 (4)	185 (180)	

Vervolg Tabel 28

District nr. naam	Oppervlakte [ha]	Bemesting		Afvoer van:			Concentraties					
		N [ton]	P [ton]	water [1000 m ³]	N [ton]	P [ton]	N	P				
35 SCHERMER	70243	16121	2194	256953	1087	(761)	393	(351)	4	(3)	153	(137)
36 WATRLAND	7640	1814	195	23891	79	(166)	39	(23)	3	(3)	163	(96)
37 NZKANGEB	13115	2056	222	33437	272	(179)	71	(37)	8	(5)	212	(111)
38 RIJNLAND	75308	14725	2504	312136	2277	(1122)	357	(268)	7	(4)	114	(86)
39 AMSTLAND	23577	5424	788	94513	343	(289)	71	(29)	4	(3)	75	(31)
40 GOOI	18758	3737	523	57802	150	(126)	20	(4)	3	(2)	35	(7)
41 KROMRIJN	30690	6351	921	77115	341	(95)	13	(6)	4	(1)	17	(8)
42 LEIDRIJN	7834	2021	283	42449	62	(38)	3	(1)	1	(1)	7	(2)
43 WOERDEN	15848	4993	699	47235	166	(124)	58	(14)	4	(3)	123	(30)
44 LOPIKWAR	14551	4092	573	60537	248	(171)	149	(14)	4	(3)	246	(23)
45 KRIMPWAR	11428	3836	545	31455	215	(119)	45	(10)	7	(4)	143	(32)
46 SCIELAND	10532	1897	398	46750	351	(197)	58	(44)	8	(4)	124	(94)
47 DELFLAND	33861	7141	1048	101247	426	(290)	130	(116)	4	(3)	128	(115)
48 VOORNE	27658	4383	800	129152	1128	(766)	171	(194)	9	(6)	132	(150)
49 GOEREE	10570	1187	251	36598	225	(96)	28	(29)	6	(3)	77	(79)
50 IJSLMOND	12109	2149	409	48958	608	(260)	63	(69)	12	(5)	129	(141)
51 HOLNDIEP	34911	7005	1476	116865	1217	(192)	45	(42)	10	(2)	39	(36)
52 DORDRECT	9597	1204	251	46128	503	(289)	19	(18)	11	(6)	41	(39)
53 ABLASWAR	24327	7534	1036	99487	488	(397)	73	(25)	5	(4)	73	(25)
54 BIESBOSH	30857	6355	1219	84051	1469	(117)	51	(33)	17	(1)	61	(39)
55 TIELWARD	44294	12515	1841	116077	1008	(148)	38	(27)	9	(1)	33	(23)
56 DENBOSCH	37565	9604	1429	90130	1817	(176)	13	(8)	20	(2)	14	(9)
57 BETUWE	30304	8611	1265	71809	825	(118)	8	(6)	11	(2)	11	(8)
58 MAASWAAL	18990	5260	782	45117	551	(63)	5	(4)	12	(1)	11	(9)
59 RECHMAASN	8980	1682	269	38988	464	(44)	4	(4)	12	(1)	10	(10)
60 RECHMAASM	9521	1905	280	18264	466	(61)	3	(2)	26	(3)	16	(11)
61 MASKANTE	37339	9121	1345	96227	2964	(473)	17	(10)	31	(5)	18	(10)
62 MASKANTW	21711	5107	771	51243	1164	(147)	15	(5)	23	(3)	29	(10)
63 AA	81115	14890	2783	184177	5878	(1097)	52	(16)	32	(6)	28	(3)
64 DEPEEL	45982	7263	1576	106298	2800	(271)	62	(9)	26	(3)	58	(8)
65 RECHMAASS	21878	3191	589	42751	743	(132)	6	(4)	17	(3)	14	(9)
66 ROERMOND	15640	1628	505	33977	694	(110)	6	(3)	20	(3)	18	(9)
67 SLIMBURG	53794	10478	2007	168183	4205	(274)	22	(16)	25	(2)	13	(10)
68 MLIMBURG	33580	6924	1083	71587	2130	(194)	32	(6)	30	(3)	45	(8)
69 EDOMMEL	24771	3711	565	55752	1235	(177)	8	(5)	22	(3)	14	(9)
70 MDOMMEL	24173	4384	671	54261	1372	(161)	7	(5)	25	(3)	13	(9)
71 WDOMMEL	37391	7685	1138	91686	2830	(243)	16	(7)	31	(3)	17	(8)
72 NDOMMEL	30007	5842	872	79477	2385	(224)	11	(9)	30	(3)	14	(11)
73 DONGE	23725	5066	742	67246	1609	(179)	9	(7)	24	(3)	13	(10)
74 MARK	45199	10936	1594	120681	3127	(262)	38	(9)	26	(2)	31	(7)
75 ROSENDAL	25807	5185	995	67404	1069	(85)	9	(5)	16	(1)	13	(7)
76 ZOOM	63947	10125	2105	174192	1788	(347)	128	(131)	10	(2)	73	(75)
77 SCHOUWEN	23712	3507	794	104257	687	(244)	79	(81)	7	(2)	76	(78)
TOTAAL:	2871766	625440	103460	8899710	117729	(22638)	6479	(3307)	13	(3)	73	(37)

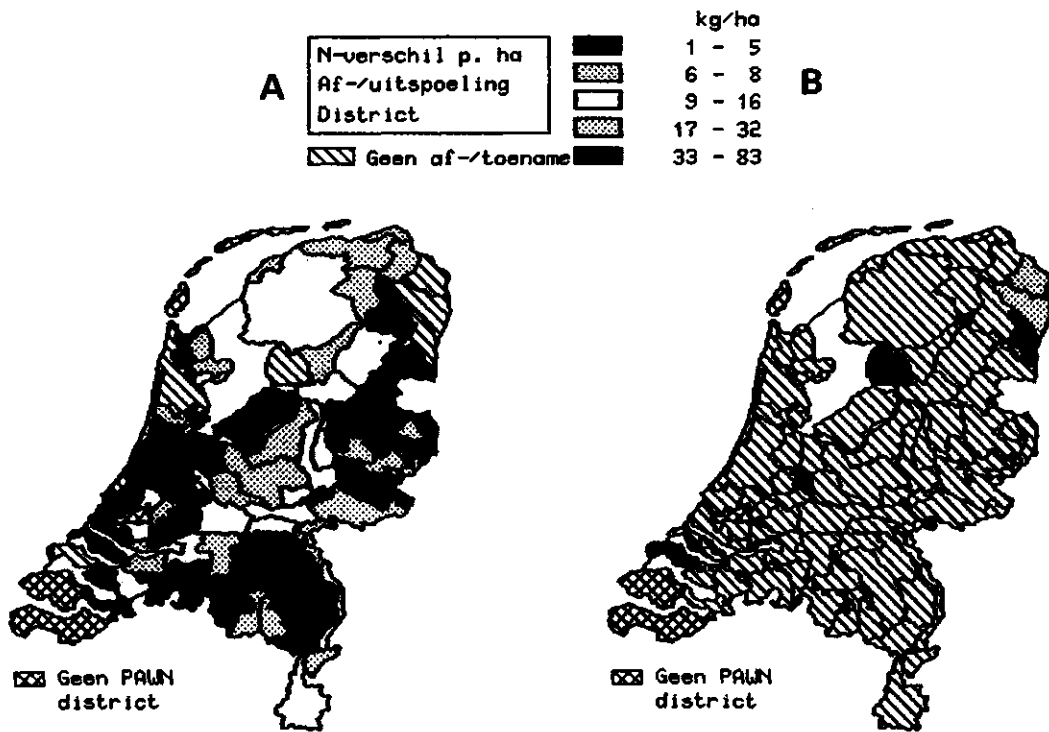


Fig. 42 Verschil in berekende N-afvoer naar het oppervlaktewater tussen scenario CENTRAAL in het jaar 2000 en de huidige situatie (1985).
 A. de afname per district (= HUIDIG-CENTRAAL)
 B. de toename per district (= CENTRAAL-HUIDIG)

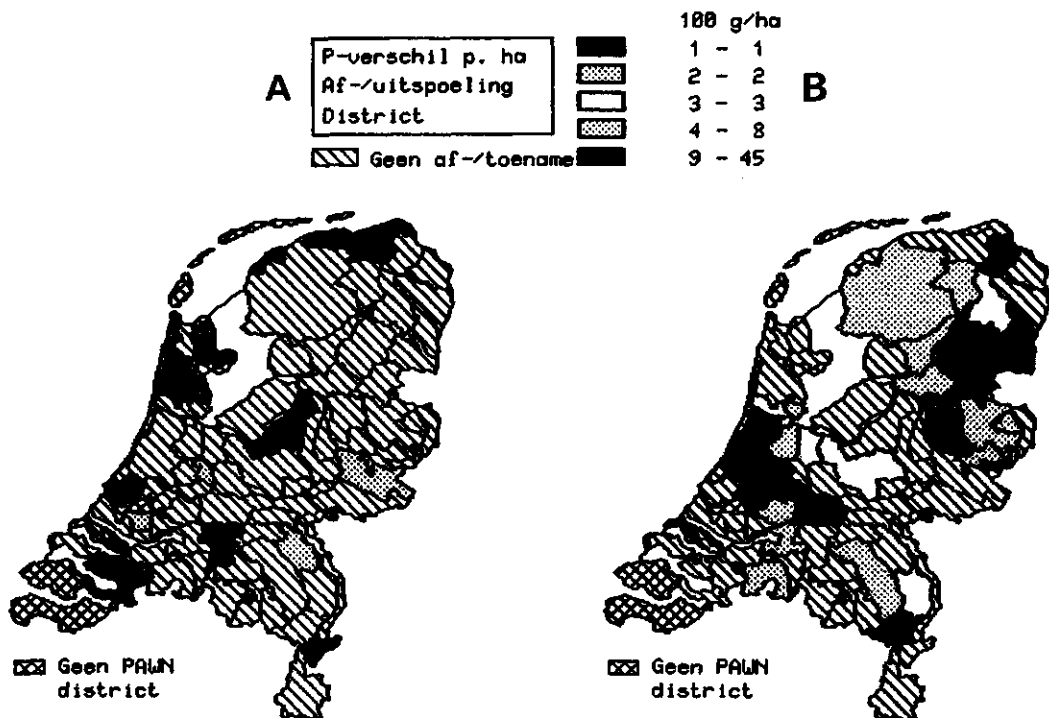


Fig. 43 Verschil in berekende P-afvoer naar het oppervlaktewater tussen scenario CENTRAAL in 2000 en de huidige situatie (1985).
 A. de afname per district (= HUIDIG-CENTRAAL)
 B. de toename per district (= CENTRAAL-HUIDIG)

Voor fosfor bedraagt volgens deze berekeningen voor het scenario CENTRAAL in 2000 de totale afvoer naar het oppervlaktewater 6479 ton P, wat neerkomt op 6% van de totale bemesting met fosfor (tabel 28). Dit betekent dat voor dit scenario de totale fosforafvoer nog met 21% toe zal nemen tot het jaar 2000, ten opzichte van 1985 toen de totale fosforafvoer was geraamd op 5375 ton (tabel 26). Van de totale fosforafvoer is oppervlakkige afvoer een relatief kleine balanspost, 279 ton of 4% van de totale afvoer. Ten opzichte van 1985, toen de oppervlakkige afvoer was geraamd op 357 ton, neemt deze dus af met 22%. Evenals bij stikstof is dit het rechtstreekse gevolg van de regelgeving ten aanzien van het uitrijden van dierlijke mest en de emissie beperkende maatregelen (onderploegen en mest-injectie). In fig. 43 zijn de verschillen in P-afvoer gegeven tussen het scenario CENTRAAL in het jaar 2000 en de huidige situatie. Uit deze verschillen blijkt dat voor 27% van Nederland de fosforafvoer afneemt (fig. 43 A). Dit betekent, dat in de districten, waar dit het geval is, de afname in de afspoeling groot genoeg is om een eventueel verhoogde uitspoeling vanuit de bodem te compenseren. In het overige deel van Nederland (73%) is de toename van de uitspoeling groter dan de afname van de oppervlakkige afvoer van fosfor (fig. 43 B).

In tabel 28 is ook de basisbelasting van fosfor en stikstof per district opgenomen. De berekende basisbelasting van het oppervlaktewater in Nederland voor het scenario CENTRAAL in het jaar 2000 is 3307 ton, wat neerkomt op 52% van de totale fosforafvoer voor dit scenario in het jaar 2000. Ten opzichte van de huidige situatie (1985) is dit een afname van 1%, wat waarschijnlijk het gevolg is van natuurlijke uitloging van natuurgebieden. De basisbelasting van stikstof in het jaar 2000 voor het scenario CENTRAAL is berekend als 23 duizend ton, of 19% van de totale stikstofafvoer. Ten opzichte van de basisbelasting in 1985 (35 duizend ton) betekent dit een afname van 34%, in de zelfde orde van grootte als de afname van de totale stikstofafvoer. Dit is het gevolg van de afname van de totale depositie van stikstof met 53% van 134 duizend ton in 1985 tot 63 duizend ton in het jaar 2000.

Uit de gemiddelde stikstofconcentraties van de afvoer naar het oppervlaktewater (tabel 28) voor het scenario CENTRAAL in het jaar 2000 kan worden afgeleid dat in 58% van Nederland deze concentratie kleiner of gelijk aan 11 g.m^{-3} is berekend. Voor de huidige situatie (1985) was dit slechts in 42% van Nederland het geval. Voor de fosforafvoer naar het oppervlaktewater kan uit tabel 28 worden afgeleid dat in 21% van Nederland de concentratie hiervan kleiner of gelijk is aan $0,15 \text{ g.m}^{-3}$. In 1985 was dit nog in 27% van Nederland het geval. Het percentage van Nederland waar zowel de P-concentratie kleiner of gelijk is aan $0,15 \text{ g.m}^{-3}$, als de N-concentratie kleiner of gelijk is aan 11 g.m^{-3} , blijkt ruwweg te verdubbelen van 5% voor de huidige situatie (1985) tot 11% in het jaar 2000 bij de uitvoering van het scenario CENTRAAL.

Voor elk gedefinieerd scenario is een aparte modelberekening gedaan voor de periode 1986-1999. Hiervoor zijn de DEMGEN resultaten van de periode 1971-1984 gebruikt. Voor het jaar 2000 zijn alle scenario's doorgerekend met het gemiddelde hydrologische jaar 1985. Voor een aantal scenario's (AUTONOOM, WBB, CENTRAAL, VERSNELD) is het jaar 2000 ook doorgerekend met een hydrologisch nat (D90) jaar, en voor het scenario CENTRAAL ook met een hydrologisch droog (D10) jaar.

Uit de simulatieresultaten van deze scenario's (tabel 29) blijkt voor een gemiddeld hydrologisch jaar voor stikstof het scenario VERSNELD het meest gunstig uit te pakken. Indien het scenario ONBEPERKT als referentie wordt gekozen, resulteert dit scenario in een afname van de stikstofafvoer naar het oppervlaktewater in het jaar 2000 van 42%. Ten opzichte van de situatie in 1985 betekent dit een afname van 38%.

Tabel 29 Berekende stikstof en fosforbemesting en afvoer naar het oppervlaktewater in het jaar 2000 voor de verschillende scenario's.

Scenario	N Bemesting [ton]	N-afvoer [ton]			P-bemesting [ton]	P-afvoer [ton]		
		D10	D50	D90		D10	D50	D90
1985	932258	105911	169114	271192	139473	2879	5375	7178
ONBEPERKT	932258		178391		139473		6567	
AUTONOOM	659942		132436	206954	128913		6351	8309
WBB	625440		120280	188895	103460		6525	8702
CENTRAAL	625440	74505	117725	184764	103460	3303	6479	8623
VERSNELD	625440		104279	162986	103460		6455	8557
PRIJSVAR	634958		111248		102348		6352	

Voor fosfor zijn het scenario AUTONOOM en het scenario PRIJSVAR het gunstigst (minst ongunstig). Ten opzichte van het scenario ONBEPERKT resulteren beiden in een afname van de fosforafvoer naar het oppervlaktewater van slechts 3%. Vergeleken met de situatie in 1985, betekent dit nog altijd een stijging van de fosforafvoer met 18%. Het teleurstellende feit dat geen van de geformuleerde scenario's een verlaging van de fosforafvoer in het jaar 2000 te zien geeft ten opzichte van 1985, moet verklaard worden uit de opbouw van de fosforvoorraad in de bodem in het verleden. Onder invloed van het neerslagoverschot verplaatst deze voorraad zich langzaam naar de diepte, waardoor de kans op uitspoeling bij hoge grondwaterstanden toeneemt. Verder vormt het feit dat voor geen van de scenario's is aangenomen dat de fosforkunstmestgiften in de toekomst zullen veranderen een verklaring. Bij een opvulling van de bemestingsnormen met dierlijke mest tot het maximum (gelijk aan de gewasopname voor de eindnorm), betekent dit, dat door deze kunstmestgift de fosforvoorraad in de bodem nog verder kan toenemen.

Opvallend aan de resultaten van de stikstofberekeningen (tabel 29) is, dat het scenario AUTONOOM zo'n groot effect heeft op zowel de totale bemesting met stikstof in 2000 (afname van 29%)

als op de totale afvoer naar het oppervlaktewater van stikstof (afname van 26%). Voor de scenario's WBB, CENTRAAL, en VERSNELD bedraagt de afname in de stikstofbemesting 33% en de afname in de stikstofafvoer 33%, 34% en 42%, respectievelijk. Voor het scenario PRIJSVAR neemt de bemesting in het jaar 2000 iets minder af (32% ten opzichte van 1985), doordat het areaal grasland bij dit scenario toeneemt, en op deze grondgebruiksvorm in 2000 meer stikstof wordt gegeven dan op de snijmaispercelen. De afname in de stikstofafvoer naar het oppervlaktewater ligt voor dit scenario in tussen die van het scenario CENTRAAL en het scenario VERSNELD, en komt uit op 38%.

Voor de totale fosforbemesting bij het scenario AUTONOOM is sprake van een veel minder grote afname (8%) ten opzichte van 1985 dan bij stikstof (tabel 29). Des te opmerkelijker is, dat de fosforafvoer naar het oppervlaktewater toch nog met 3% afneemt ten opzichte van het scenario ONBEPERKT. Voor de scenario's WBB, CENTRAAL, en VERSNELD is de afname in de fosforbemesting veel groter (26%), en de afname in de fosforafvoer geringer (1%, 1%, en 2%, respectievelijk). De reden voor deze ogenschijnlijk tegenstrijdige resultaten is, dat door de invoering van wettelijke maatregelen ten aanzien van de maximale fosfortoediening met dierlijke mest, er in de berekeningen een verschuiving in het gebruik van dierlijke mest van snijmaispercelen naar grasland is opgetreden. Dit verschijnsel (het opvullen van de bemesting tot de wettelijke norm is bereikt) komt voor gedurende de eerste drie fasen van de Wet op de Bodembescherming (H.3). Bij het scenario AUTONOOM treedt dit verschijnsel niet op en wordt de overbemesting op snijmaispercelen gecontinueerd. Doordat snijmaïs over het algemeen op bodems met diepe grondwaterstanden voorkomt resulteert deze (lokale) overbemesting blijkbaar in een lagere fosforafvoer in het jaar 2000 voor het scenario AUTONOOM.

Voor alle scenario's blijkt de afhankelijkheid van de totale stikstof en fosforafvoer naar het oppervlaktewater van het weerjaar (nat, gemiddeld, droog), evenals voor 1985, zeer groot te zijn (tabel 29).

Ook uit het verloop van de gemiddelde stikstofafvoer per hectare in Nederland tussen 1985 en 2000 (fig. 44 A) is de afhankelijkheid van de weerjaren duidelijk zichtbaar. Voorts kan uit het geleidelijk met de jaren toenemende uiteenlopen van de stikstofafvoeren voor de verschillende scenario's de fasering van de maatregelen worden herkend. Uit de vergelijking van de stikstofafvoer naar het oppervlaktewater van de verschillende grondgebruiksvormen voor de diverse scenario's (fig. 44) blijkt dat scenario AUTONOOM voor de snijmaispercelen het ongunstigst uitpakt, terwijl voor grasland dit het geval is voor het scenario CENTRAAL. Voor grasland is het scenario AUTONOOM het gunstigste alternatief voor wat betreft de terugdringing van de stikstofafvoer naar het oppervlaktewater. Een gedeeltelijke verklaring hiervoor zou kunnen zijn dat in het scenario CENTRAAL door de mestinjectie op (een gedeelte van) het grasland de uitspoeling

door een verminderde ammoniak-emissie naar de atmosfeer toeneemt. Uit het feit dat de stikstofafvoer nauwelijks verschilt tussen de scenario's WBB en CENTRAAL, waarbij de mestinjectie voor grasland het enige verschil tussen beide scenario's vormt, blijkt dat het effect van mestinjectie op de stikstofuitspoeling zeer gering is. De reden voor het feit dat in het scenario AUTONOOM de stikstofuitspoeling zoveel lager is dan voor het scenario CENTRAAL moet veeleer gezocht worden in het feit dat bij het scenario AUTONOOM de overbemesting van maïs gecontinueerd wordt, terwijl bij het scenario CENTRAAL meer mest op grasland wordt uitgereden dan in het scenario AUTONOOM, juist doordat de overbemesting op snijmaïs aan banden wordt gelegd.

Waarschijnlijk zal de verschuiving van de dierlijke bemesting van snijmaïs naar grasland in de praktijk minder zijn dan in de scenario's is aangenomen, omdat de maatregelen weliswaar zijn geformuleerd op basis van het grondgebruik, maar de controle op de naleving hiervan zal waarschijnlijk op bedrijfsniveau plaatsvinden. Dit betekent dat de extra hoeveelheid mest die in het scenario CENTRAAL op grasland verondersteld is te worden afgezet, in de praktijk waarschijnlijk op maïspercelen zal worden uitgereden. Uit het verloop van de stikstofafvoeren (fig. 44 C) valt af te lezen dat de effecten van de verminderde depositie van stikstof op de niet-cultuurgronden, die door het mestbeleid wordt veroorzaakt, weliswaar merkbaar zijn, maar niet erg groot.

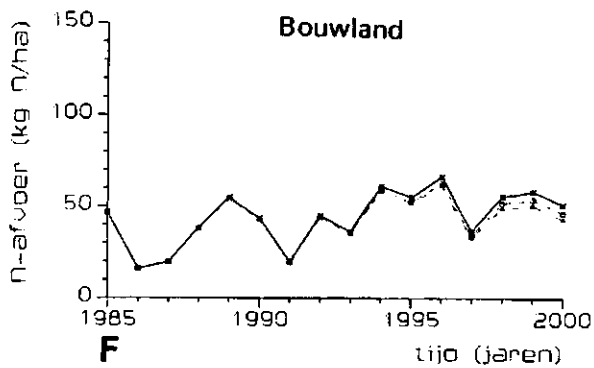
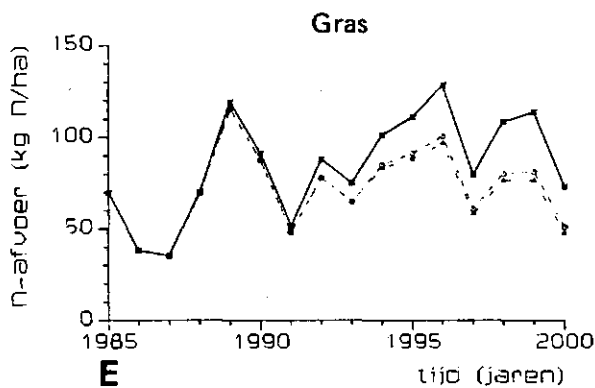
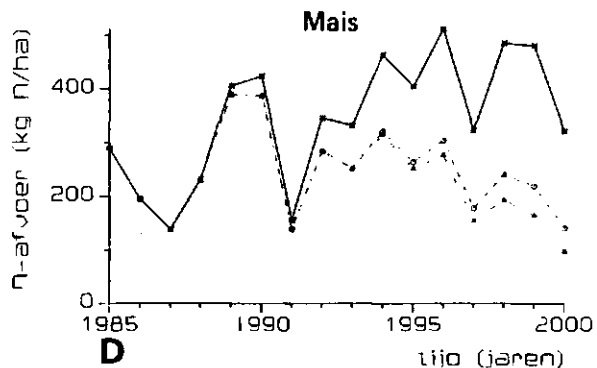
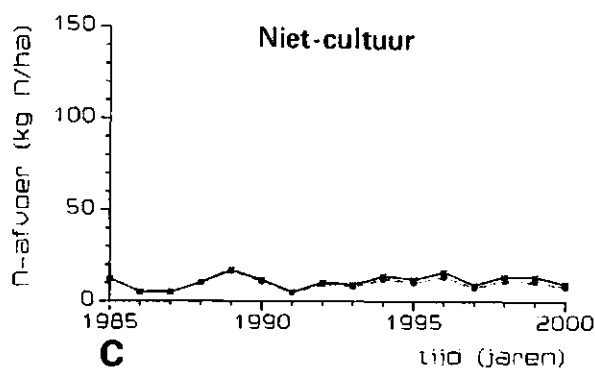
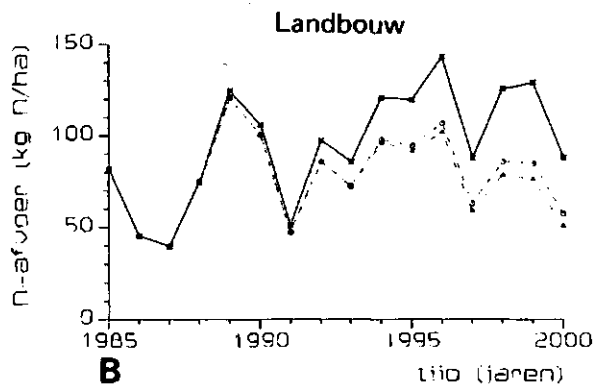
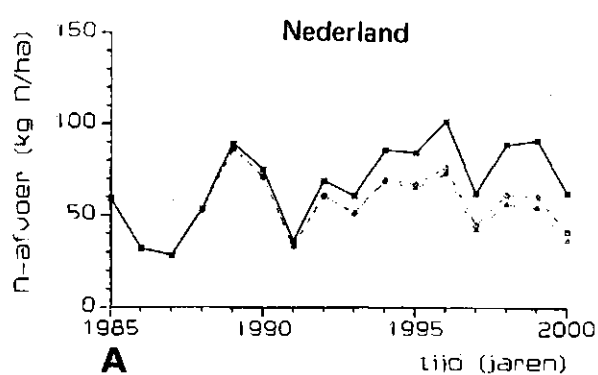
Ook uit het verloop van de gemiddelde fosforafvoer per hectare in Nederland tussen 1985 en 2000 (fig. 45 A) is de afhankelijkheid van de weerjaren duidelijk zichtbaar. Voorts kan uit deze fig. de geleidelijke toename van de fosforafvoer worden waargenomen, die praktisch onafhankelijk is van het geformuleerde beleid. Alleen voor snijmaïs (fig. 45 D) en voor gras (fig. 45 E) is enig effect waarneembaar. Opvallend is de toename van de fosforafvoer van het scenario CENTRAAL ten opzichte van AUTONOOM voor grasland. De verklaring hiervan is de extra hoeveelheid dierlijke mest, die gedurende de eerste drie fasen van de WBB maatregelen op gras wordt afgezet, doordat op snijmaïs de bemesting tegen de normstelling aanloopt. Ook hiervoor geldt, dat deze toename in de praktijk waarschijnlijk minder zal zijn, doordat de verschuiving van mest van snijmaïs naar gras minder zal zijn dan in de berekeningen is aangenomen. Uit fig. 45 blijkt verder, dat het voornamelijk de snijmaïspercelen en, in mindere mate, de graspercelen zijn die verantwoordelijk zijn voor de voortdurende toename van de fosforafvoer. Voor snijmaïs (fig. 45 D) stijgt de fosforafvoer van ruwweg $1,4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ in 1985 tot rond de $3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ in 2000 (voor beide simulatiejaren is het gemiddelde weerjaar 1985 gebruikt). Op de graspercelen stijgt de fosforafvoer van rond de $2,2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ in 1985 tot ongeveer $3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ in 2000 (fig. 45 E). Voor de bouwlandpercelen is de fosforafvoer voor beide jaren (1985 en 2000) gelijk gebleven op ongeveer $2,7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (fig. 45 F).

Uit het verloop van de stikstofafvoer vanuit de drie onderscheiden bodemtypen voor de verschillende toekomstscenario's (fig. 46 A, 46 C en 46 E), blijkt dat de grootste effecten van het beleid zichtbaar zijn in de zandgebieden. De verklaring hiervoor is, dat hier de meeste snijmaïs voorkomt. Doordat zandgronden over het algemeen een diepere ontwatering hebben dan klei en veengronden is het niveau van de stikstofafvoer in 2000 op zandgronden nog steeds hoger dan dat van de klei en veengronden. Voor veengronden (fig. 46 E) is zelfs nauwelijks effect waar te nemen van de beleidsmaatregelen. Dit moet worden verklaard door de hoge denitrificatie op deze in het algemeen zeer vochtige bodems.

Uit de verdeling van de fosforafvoer per bodemeenheid blijkt dat voor kleigronden, waar de grondgebruiksvorm "overig bouwland" dominant is, nauwelijks een toename van de fosforafvoer is waar te nemen (fig. 46 B). Het fosforbindend vermogen van kleigronden is dan ook zeer groot. De toename in de fosforafvoer blijkt voornamelijk toe te schrijven te zijn aan de zand en veengronden. Voor zandgronden stijgt de fosforafvoer gemiddeld van $1,7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ in 1985 tot gemiddeld zo'n $2,2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ in het jaar 2000 (fig. 46 D). Voor de veengronden, met een van nature reeds hoge fosforafvoer, stijgt deze van $4,7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ in 1985 tot rond de $6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ in het jaar 2000.

Ook uit de ruimtelijke verdeling van de stikstofafvoer naar het oppervlaktewater (fig. 47 B, en 47 C) voor de scenario's CENTRAAL en AUTONOOM blijkt dat het grootste effect optreedt in de zandgebieden (provincies Gelderland, Noord-Brabant, en Limburg). Het scenario CENTRAAL geeft duidelijk een beter resultaat voor de stikstofafvoer te zien, vergeleken met het scenario AUTONOOM.

Hoewel de totale fosforafvoer naar het oppervlaktewater voor Nederland in het scenario AUTONOOM gunstiger uitpakt dan het scenario CENTRAAL (tabel 29), blijkt uit de ruimtelijke verdeling van de fosforafvoer voor deze alternatieven (fig. 47 E en 47 F), dat met name in Oost-Gelderland, Noord-Brabant, en Limburg het scenario CENTRAAL resulteert in lagere afvoeren. Dit betekent, dat in laag Nederland, waar veel grasland voorkomt, de fosforafvoeren voor het scenario CENTRAAL meer dan evenredig zijn gestegen. Door de gekozen klassegrenzen in fig. 47, wordt dit niet zichtbaar.



—■— ONBEPERKT
 ...○... CENTRAAL
 -▲- VERSNELD

Fig. 44 Berekende N afvoer naar het oppervlaktewater 1985/2000 [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$].

- A. gemiddeld voor Nederland
- B. gemiddeld voor landbouwgronden
- C. gemiddeld voor niet-cultuurgronden
- D. gemiddeld voor snijmaïspcelen
- E. gemiddeld voor graslandpcelen
- F. gemiddeld voor "overig bouwland"pcelen

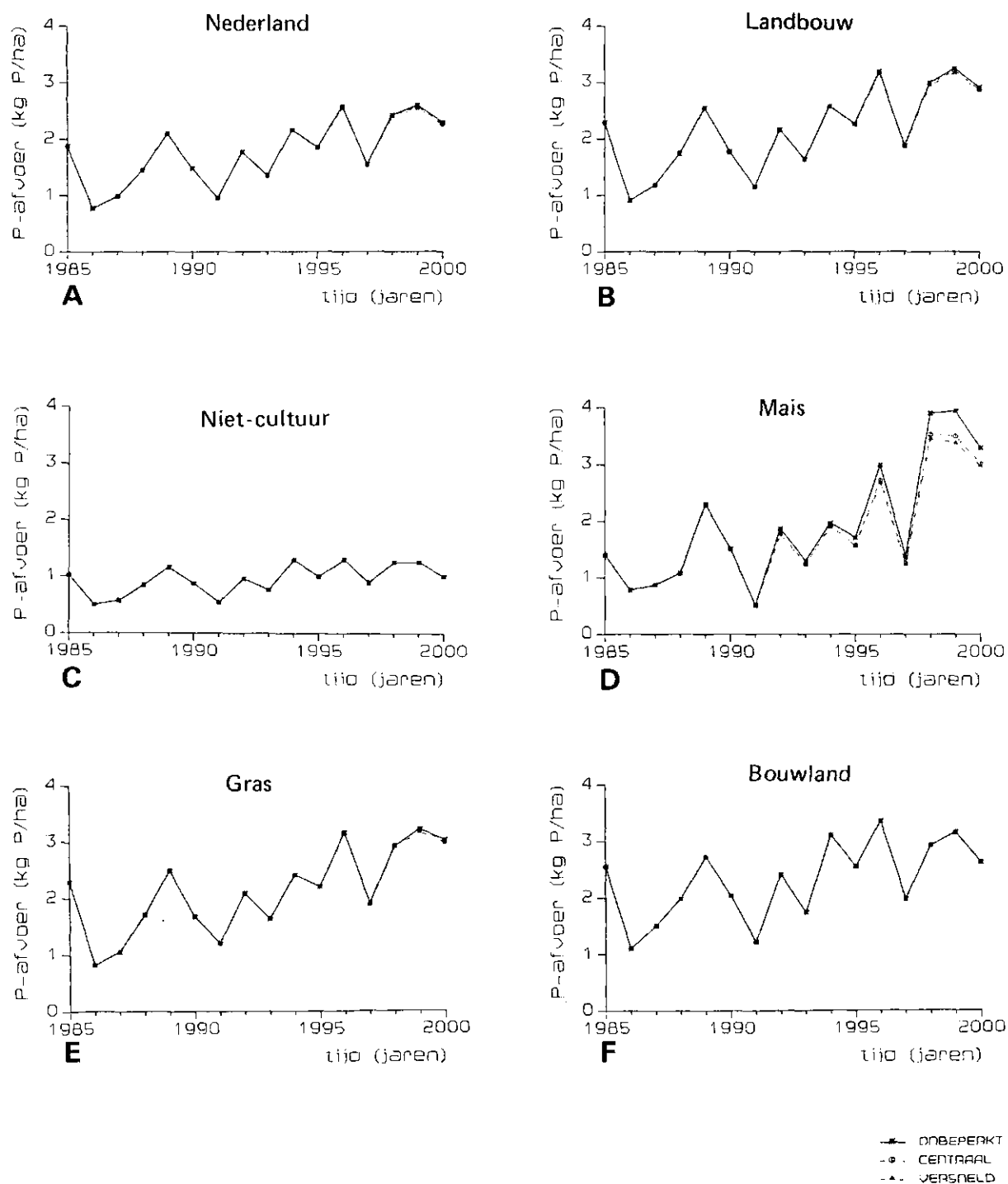
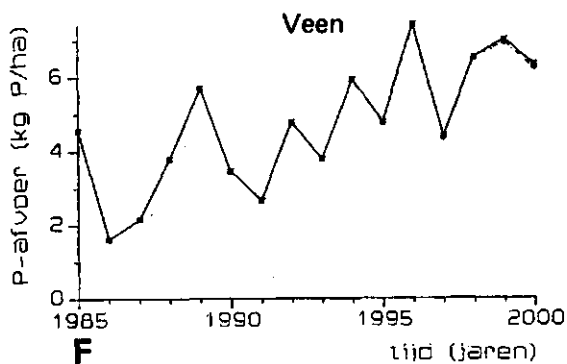
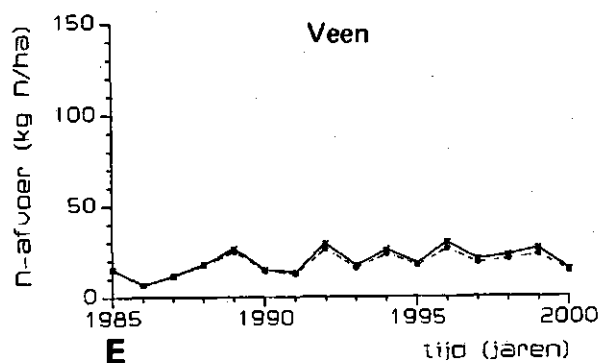
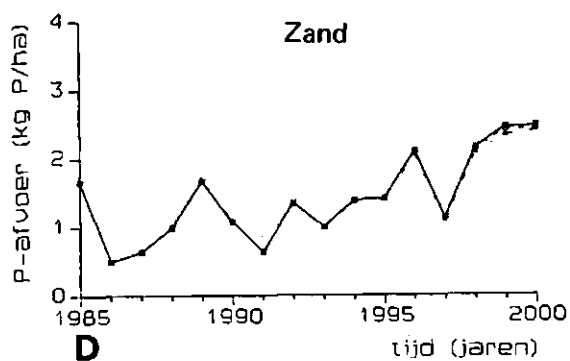
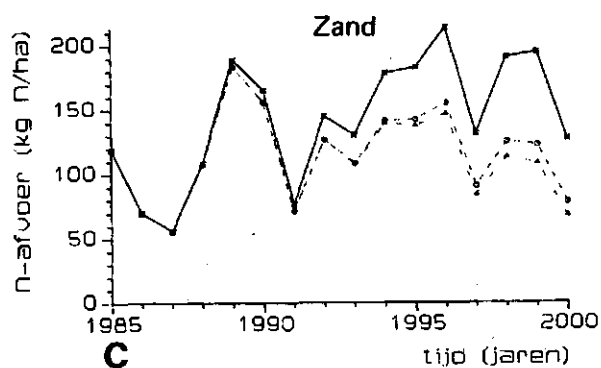
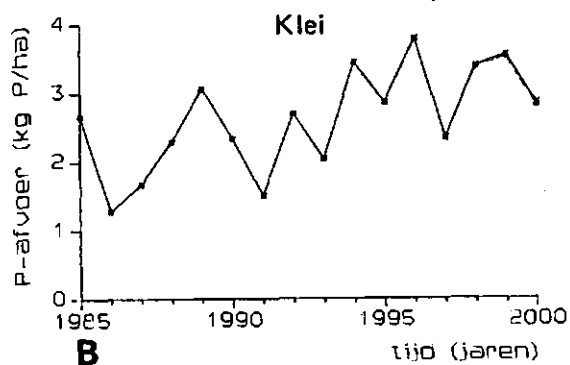
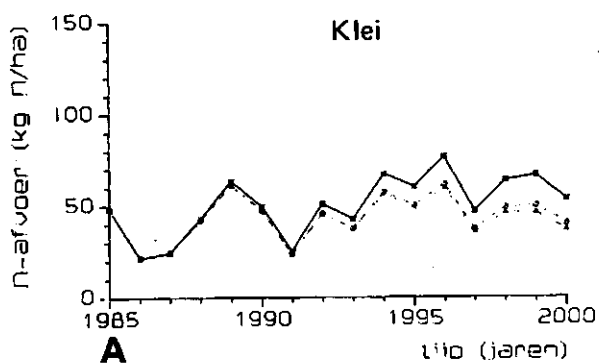


Fig. 45 Berekende P-afvoer naar het oppervlaktewater 1985/2000 [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$].

- A. gemiddeld voor Nederland
- B. gemiddeld voor landbouwgronden
- C. gemiddeld voor niet-cultuurgronden
- D. gemiddeld voor snijmaïspcelen
- E. gemiddeld voor graslandpercelen
- F. gemiddeld voor "overig bouwland"-percelen



—•— ONBEPERKT
 -•- CENTRAAL
 -•- VERSNELD

Fig 46. Berekenende gemiddelde N- en P-afvoer van de landbouwgronden in Nederland naar het oppervlaktewater voor de verschillende toekomstscenario's 1985/2000 [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$].

- A. N-afvoer van kleigronden
- B. P-afvoer van kleigronden
- C. N-afvoer van zandgronden
- D. P-afvoer van zandgronden
- E. N-afvoer van veengronden
- F. P-afvoer van veengronden

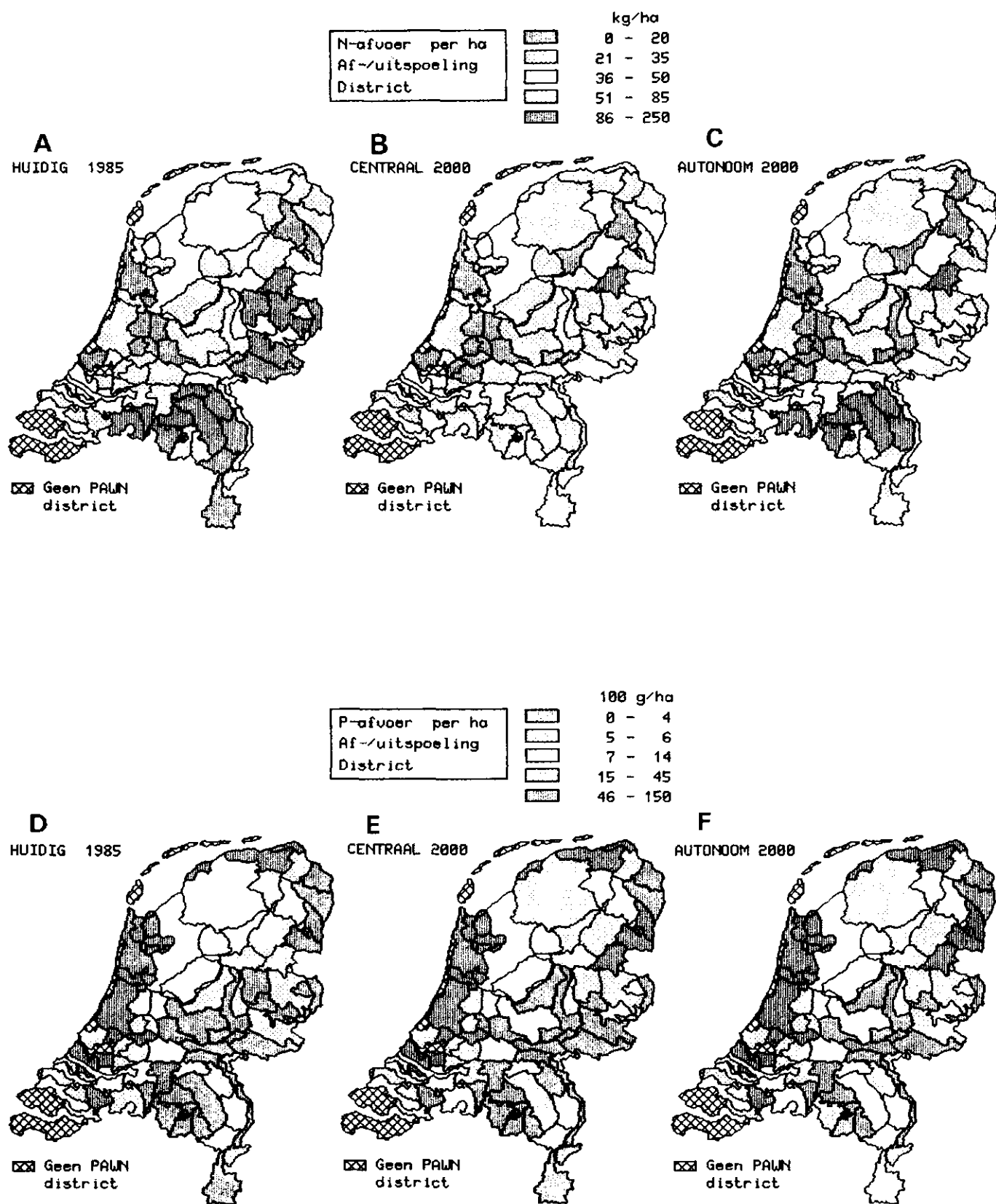


Fig. 47 Berekende jaarlijkse N- en P-afvoer naar het oppervlaktewater in Nederland voor een gemiddeld hydrologisch jaar (1985) [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$].

- A. N-afvoer per district in 1985
- B. N-afvoer scenario CENTRAAL in 2000
- C. N-afvoer scenario AUTONOOM in 2000
- D. P-afvoer per district in 1985
- E. P-afvoer scenario CENTRAAL in 2000
- F. P-afvoer scenario AUTONOOM in 2000

6.4 Lange termijnontwikkeling

In de voorgaande paragraaf is het jaar 2000 gekozen om de verschillende beleidsalternatieven (scenario's) onderling te vergelijken. Omdat de mestbeperkingen gefaseerd worden ingevoerd, en in de meeste scenario's de laatste in het jaar 2000 in werking treedt, zal in het algemeen in de voor 2000 berekende stikstofafvoer de effecten van deze laatste fase nog niet volledig doorwerken. Voor de fosforafvoer naar het oppervlaktewater is vastgesteld dat deze voor alle beschouwde beleidsalternatieven nog tot het jaar 2000 zal toenemen. De vraag doet zich dan voor op welke termijn de fosforafvoer naar het oppervlaktewater zal gaan afnemen. Om deze redenen is voor een tweetal scenario's (AUTONOOM en CENTRAAL) doorgerekend wat de effecten op de lange termijn (tot het jaar 2045) zullen zijn.

De resultaten van deze lange termijn berekeningen voor het gemiddelde weerjaar zijn in fig. 48 in verband gebracht met de totale bemesting. In deze fig. zijn ook de resultaten van de initialisatieperiode, de huidige situatie (1985), en die van de verschillende scenario's voor het jaar 2000 meegenomen.

Uit de gegevens voor stikstof blijkt (fig. 48 A) duidelijk, dat het geformuleerde beleid effect heeft. Gedurende de initialisatieperiode tot 1985 nemen zowel de bemesting als de stikstofafvoer toe, en na 1985 nemen beiden weer af, met uitzondering van het scenario ONBEPERKT, waarbij de bemesting gelijk blijft, en de afvoer nog met ca. 11% toeneemt. Opvallend is, dat de stikstofafvoeren gedurende de initialisatieperiode hoger zijn dan die van de scenario's AUTONOOM, CENTRAAL, en PRIJSVAR, terwijl de bemesting in deze jaren toch lager was, dan in deze scenario's. Een van de redenen is gelegen in het waarschijnlijk te hoog inschatten van de initiële condities (in 1940) voor wat betreft de organische stofvoorraad in de bodem. Dit is ook gebleken uit het verloop van de stikstofafvoer van de niet-cultuurgronden gedurende de initialisatieperiode (fig. 33 C). Een andere belangrijke reden ligt besloten in de aannames die voor de bemesting gedurende de initialisatieperiode zijn gedaan (par. 6.1).

De verklaring voor het feit dat de scenario's CENTRAAL en PRIJSVAR in het jaar 2000 een relatief lagere stikstofafvoer per eenheid N bemesting opleveren dan het scenario AUTONOOM (fig. 48 A), kan worden verklaard uit een betere benutting van de stikstofbemesting, doordat bij deze scenario's het 's winters uitrijden van dierlijke mest aan banden is gelegd.

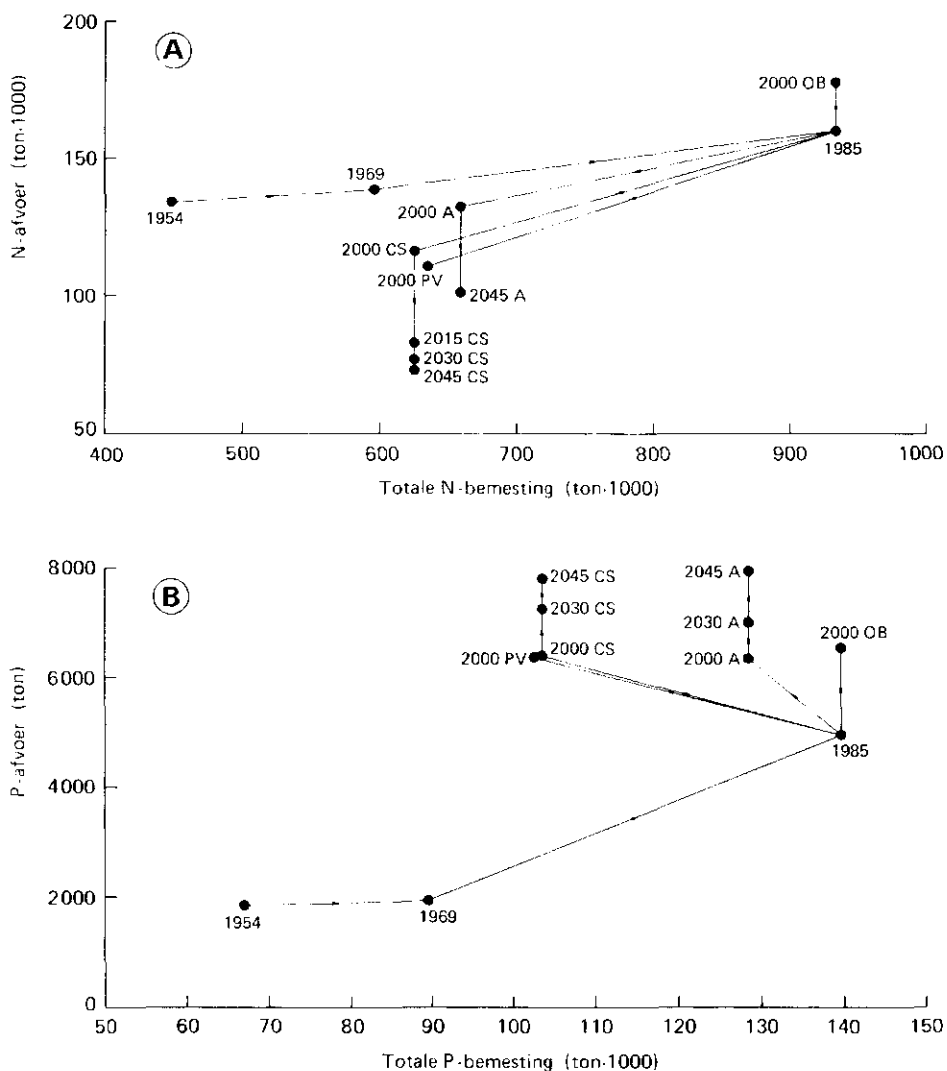


Fig. 48 Relatie tussen bemesting en afvoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater voor de initialisatieperiode (1954 en 1969), de huidige situatie (1985), de toekomstscenario's (2000), en de lange termijn-ontwikkeling (2030 en 2045) voor een gemiddeld hydrologisch jaar.

A. Stikstof

B. Fosfor

Uit de ontwikkeling van de lange termijn afvoer van stikstof tot 2045 voor het autonome en scenario CENTRAAL (fig. 48 A) blijkt nog eens de dynamiek van de stikstofhuishouding in de bodem. Ten opzichte van het scenario ONBEPERKT in het jaar 2000 wordt bij het scenario AUTONOOM een reductie van de stikstofafvoer van 26% bereikt, die nog verder toeneemt tot 42% in het jaar 2045. Ten opzichte van de huidige toestand (1985) bedragen deze percentages 22% voor het jaar 2000 en 39% voor 2045. Voor het scenario CENTRAAL zijn de reducties ten opzichte van het scenario ONBEPERKT 34% in 2000 en 59% in 2045; ten opzichte van de huidige situatie (1985) bedragen de reducties 30% in het jaar 2000 en 57% in 2045. Uit de fig. blijkt ook dat de

afname van de stikstofafvoer met het verstrijken van de jaren na 2000 steeds geringer wordt. In dit verband kan dus opgemerkt worden, dat de resultaten die in tabel 29 worden gegeven voor de verschillende scenario's voor wat betreft stikstof een te pessimistisch beeld geven van het uiteindelijke effect van de voorgestelde maatregelen.

Voor fosfor blijkt gedurende de initialisatieperiode ook een positief verband te bestaan tussen de bemesting en de afvoer van fosfor naar het oppervlaktewater (fig. 48 B). Voor de gedefinieerde bemestingsscenario's blijkt dit verband afwezig te zijn en stijgt de fosforafvoer na 1985 met ruwweg dezelfde hoeveelheid. Ook voor de lange termijnontwikkeling tot 2045 blijken zowel het autonome als het scenario CENTRAAL een voortdurende toename van de fosforafvoer te vertonen. Voor het scenario AUTONOOM is in het jaar 2000 de fosforafvoer gestegen met 18% ten opzichte van de beginsituatie in 1985; in het jaar 2045 wordt deze toename 48%. Voor het scenario CENTRAAL is dit 21% in 2000 en 45% in het jaar 2045 respectievelijk. Kennelijk gaat dus de neerwaartse verplaatsing van fosfor in het bodemprofiel en de daarmee gepaard gaande uitspoeling van fosfor ook na het jaar 2000 nog door in beide scenario's.

Uit deze voortdurende toename van de totale fosforafvoer naar het oppervlaktewater zou de indruk kunnen ontstaan, dat de geformuleerde maatregelen geen effect hebben op de fosforhuishouding in de bodem. Om hier nader inzicht in te verkrijgen is in fig. 49 per grondgebruiksvorm de berekende fosforvastlegging in de bodem (gemiddeld voor heel Nederland) voor de initialisatieperiode (1940-1985) en voor het scenario CENTRAAL (1986-2045) weergegeven.

Gemiddeld voor alle landbouwgronden blijkt de fosforvastlegging tot ongeveer 1995, zowel voor de 0-50 cm, als voor de 50-100 cm bodemlaag, met een min of meer constante snelheid toe te nemen. Na 1995 blijkt de gemiddelde jaarlijkse fosforvastleggingssnelheid af te nemen met ongeveer een factor 5,5 voor de bovenste (0-50 cm) en een factor van 3,5 voor de tweede (50-100 cm) bodemlaag (fig. 49 A). Hoewel de totale fosforafvoer naar het oppervlaktewater niet afneemt, blijkt uit dit gemiddelde verloop voor de landbouwgronden in Nederland dat het geformuleerde beleid zoals vervat in het scenario CENTRAAL wel degelijk effect heeft op de verandering in de fosforophoping in de bodem.

Uit het gemiddelde verloop van de fosforvastlegging voor de snijmaïspancelen blijkt dat volgens de berekeningen omstreeks 1970 de eerste percelen voor de bovenste 50 cm verzadigd beginnen te raken. Op dit moment begint de toename van de vastlegging in de bovenste laag af te nemen, en die in de tweede bodemlaag (50-100 cm) toe te nemen (fig. 49 B). De snelheid van toename van de fosforvastlegging van de snijmaïspancelen gedurende de initialisatieperiode (1940-1985) is te hoog geschat ten gevolge van de overbemesting die op deze percelen al vanaf

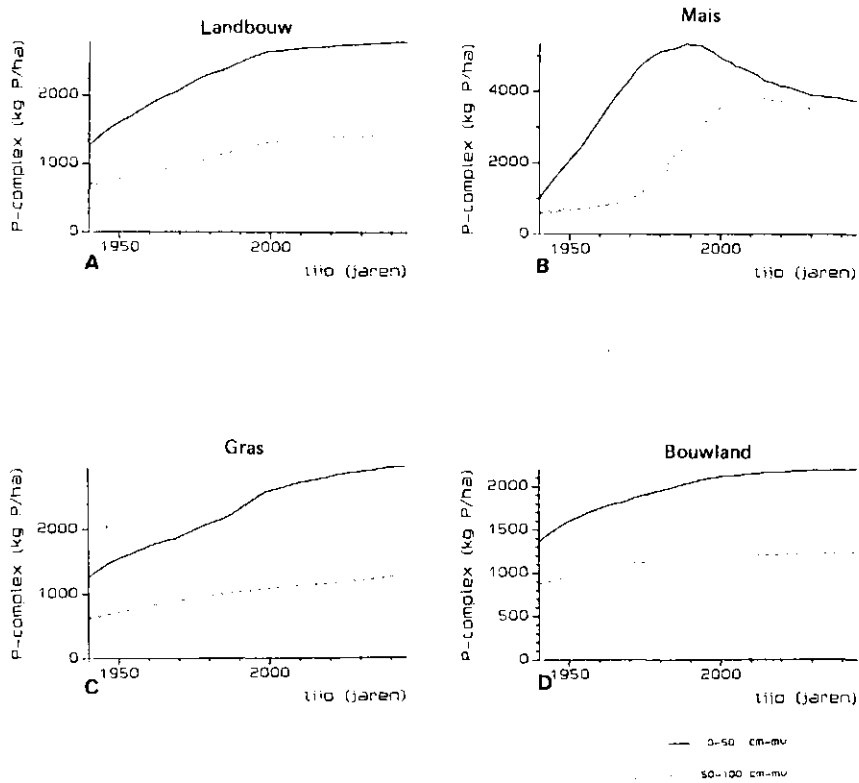


Fig. 49 Berekende gemiddelde P complexbezetting [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$] van de landbouwgronden in Nederland gedurende de initialisatieperiode 1940-1985 en voor het scenario CENTRAAL.

- A. landbouwgronden
- B. snijmaïspcelen
- C. graslandpcelen
- D. overig bouwland

1940 in de modelsimulaties is aangenomen. Vanaf ongeveer 1990 begint de totale fosforvastlegging in bovenste 50 cm af te nemen (de afvoer van fosfor uit deze bodemlaag overschrijdt de aanvoer), en vanaf het jaar 2015 treedt ditzelfde verschijnsel op voor de tweede bodemlaag. Dit uitspoelen van fosfor naar grotere diepte verbetert weliswaar de verzadigingstoestand van de bovenste bodemlagen, maar vergroot tegelijkertijd de kansen op verhoogde fosforafvoer naar het oppervlaktewater.

Uit het verloop van de fosforvastlegging voor grasland (fig. 49 C) blijkt dat de toename hiervan gedurende de periode 1985-2000 voor het scenario CENTRAAL volgens de modelberekeningen ruwweg 50% meer bedraagt dan gedurende de voorgaande (initialisatie) periode. Dit is het gevolg van de extra hoeveelheid dierlijke mest die in de berekeningen is aangenomen te worden afgezet op grasland. Dit komt doordat de wettelijke maatregelen gedurende deze periode (1986-1999) voor snijmaïs al beperkend zijn, en voor grasland nog te ruim zijn ten opzichte van de bemesting voor gras, zoals die voor 1985 in de modelberekeningen is ingevoerd. Vanaf het jaar 2000 neemt de toename van de fosforvastlegging in de bodem af met ongeveer 25% ten opzichte van de initialisatieperiode (fig. 49 C). Voor de wettelijke eindnorm van grasland heeft het beleid kennelijk wel degelijk effect op de fosforvastlegging in de bodem.

6.5 Invloed uitrijverbod

Om de invloed van het uitrijverbod na te gaan zijn aparte berekeningen verricht voor de periode 1985-2000 waarbij alleen het tijdstip van mestuitrijden is gewijzigd. Om de invloed van een gewijzigde bemesting te minimaliseren is hierbij gekozen voor een vaste bemestingstoestand vanaf de introductie van wettelijke maatregelen (1988). Hiervoor is de bemestingstoestand genomen zoals die geldt voor fase 2 van de Wet bodembescherming

Er is een referentie berekening verricht en er zijn twee alternatieven doorgerekend. Het uitrijverbod is daarbij als volgt gehanteerd:

- referentie:	grasland op alle gronden:	oktober en november
	alle bouwland op zandgrond:	oogst - 1 nov.
	overige gronden:	geen verbod
- alternatief 1:	grasland op alle gronden:	1 sep. - 1 jan.
	alle bouwland op zandgrond:	oogst - 1 jan.
	overige gronden:	oogst - 1 okt.
- alternatief 2:	grasland op alle gronden:	1 sep. - 15 feb.
	alle bouwland op zandgrond:	oogst - 15 feb.
	overige gronden:	oogst - 1 okt.

Resultaten

De invloed van een uitbreiding van het uitrijverbod is gering, zowel bij uitbreiding tot 1 januari als tot 15 februari. In sommige gebieden treedt een beperkte reductie op van de N- en P-afvoer naar het oppervlaktewater, in andere gebieden stijgt de belasting licht. De veranderingen zijn in de orde grootte van maximaal 1%. Twee factoren werken tegen elkaar in bij het aanscherpen van het uitrijverbod. Enerzijds doen zich minder situaties voor waarin mest kan afspoelen, anderzijds wordt dezelfde hoeveelheid mest uitgereden op latere tijdstippen. Het resultaat blijkt te zijn dat de landelijke N- en P-afvoer naar het oppervlaktewater weinig verandert. De totale belasting voor de drie uitrijvarianten is vermeld in tabel 30.

Tabel 30 De stikstof- en fosforafvoer naar het Nederlandse oppervlaktewater voor drie verschillende uitrij-varianten.

Uitrijvariant	Stikstof	Fosfor	Relatieve afvoer (%)	
	ton N	ton P	N	P
referentie	131065	6547	100,0	100,0
alternatief 1	131276	6551	100,2	100,1
alternatief 2	131235	6554	100,1	100,1

De berekeningen zijn alleen verricht voor een gemiddeld weerjaar; in jaren met meer afspoeling zal de invloed van het uitrijverbod groter zijn. Verder is geen rekening gehouden met de afspoeling over bevroren grond, welke in bepaalde jaren met name de afspoeling zal beïnvloeden.

7 KOSTENANALYSE

7.1 Uitgangspunten

Het doel van de kostenanalyse is om aan te geven welke additionele kosten verbonden zijn aan zowel het huidige als het alternatieve mestbeleid. Voor economische studies in het kader van de Derde Nota Waterhuishouding heeft RWS richtlijnen gepubliceerd (RWS, 1988). Voor de gevolgen van ingrepen wordt daarin over negatieve baten gesproken. In dit hoofdstuk worden de negatieve baten van mestbeleid als kosten behandeld. De richtlijnen geven tevens aan dat deze kosten gezien moeten worden in het kader van een Kosten-Baten Analyse (KBA). Dat houdt ondermeer in dat kosten naar maatschappelijke maatstaven moeten worden opgevat en met een breed en lange termijn gezichtspunt. De hier gevolgde opzet is beperkter, zoals hierna wordt aangegeven.

De te evalueren kosten zijn die van mestbeleid ten opzichte van de kosten in de landbouw in een referentie, veelal als "O-Plan" of als autonome ontwikkeling aangeduid. In de huidige studie is dit ingevuld door de kosten te begroten ten opzichte van het naastliggend goedkopere alternatief (additionele kosten). De alternatieven die hierbij moeten worden vergeleken zijn vanuit de technische opties gekozen en zijn dan ook reeds gedefinieerd bij de bespreking van de simulatiemodellen (par. 5.1). Ze zijn scenario's genoemd en betreffen:

- enerzijds mestbeleid: in AUTONOOM, WBB, CENTRAAL en VERSNELD. De vergelijking van WBB met AUTONOOM is daarbij een evaluatie van bestaand beleid, het verschil van CENTRAAL met WBB en van VERSNELD met CENTRAAL betreft te overwegen nieuw beleid.
- anderzijds de landbouwkundige situatie, als achtergrond van het mestbeleid: in ONBEPERKT en PRIJSVARIANT. Met het scenario ONBEPERKT is een fictieve (historische) situatie toegevoegd en met PRIJSVARIANT een ontwikkeling onder een ander prijsbeleid. Deze variant is alleen voor de centrale veronderstelling over het mestbeleid verwerkt, er kunnen dus geen alternatieven voor het mestbeleid mee worden geëvalueerd. Het kan alleen dienen voor het aftasten van de gevoeligheid van de berekende kosten.

In fig. 50 is aangegeven welke vergelijkingen zijn gemaakt.

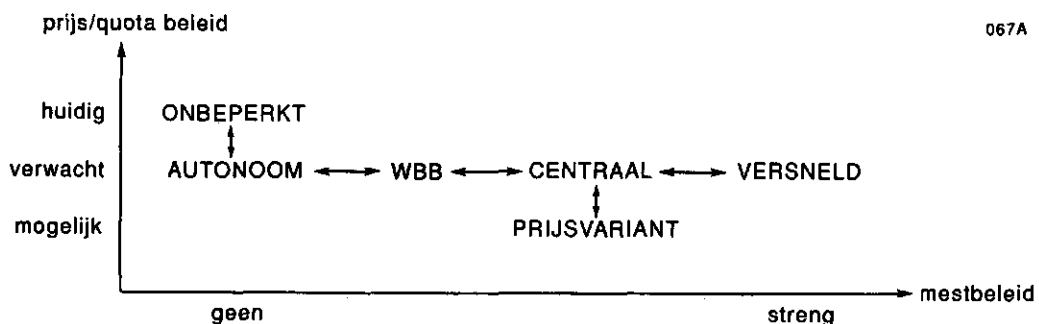


Fig. 50 Relatie tussen scenario en beleid.

De volgende uitgangspunten en randvoorwaarden hebben invloed gehad op de in dit rapport gevolgde werkwijze en de verkregen resultaten:

- de mestbestanden, die zijn aangemaakt voor de technische berekeningen vormen het basismateriaal voor de kostenanalyse;
- de hoeveelheden mest die in de toekomstscenario's getransporteerd worden, zijn als percentage van de totale mestproduktie gelijk verondersteld;
- de veronderstelde stijging van de produktiviteit in de landbouw is met grote onzekerheden behept;
- het kunstmestgebruik is in de scenario's onveranderd verondersteld, behalve voor grasland tengevolge van produktiviteitsstijging;
- de kosten van beleid na het jaar 2000 worden niet in de beschouwing betrokken;
- voor de kostenanalyse wordt uitgegaan van het huidige prijsniveau;
- voor landbouwprodukten worden (impliciet) dalende prijzen verondersteld (scenario PRIJSVAR).

Parallel met dit onderzoek is de studie "Twee modellen voor economische evaluatie van de mestproblematiek" (LEI, 1989) uitgevoerd. Bij het afronden van dit onderzoek is gebruik gemaakt van de in de LEI-studie verkregen kennis.

7.2 Werkwijze

Voor de begroting van de kosten voor de scenario's zijn de volgende kostenposten in beschouwing genomen: mestdistributie, mestopslag, gebruik van kunstmest, mestoverschot, mestinjectie, en reductie van stalemissie. Voor de berekening van de kosten per eenheid (hoeveelheid maal kostprijs) wordt rekening gehouden met een aantal factoren. Deze factoren kunnen van invloed zijn op zowel de hoeveelheden als de kosten per eenheid. Deze factoren zijn:

- mestsoort (naar 3 groepen van typen vee);
- district (naar 81 gebieden);
- vorm van de mest (naar vaste mest en drijfmest);
- grondsoort (naar de omschreven bodemtypen);
- handelsvorm (naar mestbank en mesthandel);
- gewasgroep (naar grasland, maïsland en overig bouwland).

Bij het schatten van de kosten voor de scenario's kunnen de volgende twee activiteiten worden onderscheiden: het berekenen van de jaarlijkse kosten per kostenpost als het produkt van hoeveelheid en kostprijs en het sommeren over de kostenposten; en het berekenen van de huidige waarde (contante waarde) over de tijdreeksen van de gesommeerde kosten.

Berekening per kostenpost en sommering

Bij de begrotingen van de kosten per post worden de gevolgen per stadium in de landbouwontwikkeling of fase van het mestbeleid behandeld. De berekening is dus niet gekoppeld aan het tempo van invoering. Het scenario VERSNELD is daardoor alleen aan de orde voorzover het meer is dan versnelling (dat wil zeggen de extra reductie van stalemissie).

Bij de bespreking van de kostenposten komen dan de in tabel 31 gegeven verschillen tussen de scenario's voor:

Tabel 31 Verschillen in kostenposten tussen scenario's.

Kosten posten	Scenario verschillen				
	AUTONOOM -ONBEPERKT	WBB -AUTONOOM	CENTRAAL -WBB	VERSNELD -CENTRAAL	PRIJSVAR -CENTRAAL
Distributie	x				
Opslag	x	x			x
Kunstmest	x	x			x
Overschot		x			x
Injectie			x		x
Stalemissie			x	x	x

Berekening huidige waarde

Bij de bepaling van de contante waarde zijn de stadia van ontwikkeling en de fasen van mestbeleid, evenals bij de ANIMO berekeningen, aan elkaar gekoppeld. Dit betekent ondermeer dat voor het scenario VERSNELD niet allen het mestbeleid versneld wordt uitgevoerd, maar ook de autonome landbouwontwikkeling versneld wordt verondersteld. In dit verband wordt gesproken van stadia van landbouwontwikkeling en van de fasen van de Wet Bodembescherming.

In tabel 32 wordt per scenario en per simulatieperiode een overzicht gegeven van de nummering van de stadia en fasen (Grashoff et al., 1989, voor de exacte invulling van stadia en fasen).

Tabel 32 Stadia en fasen per scenario.

Scenario	Onderscheiden perioden						
	1988/1990	1990	1992	1993/1994	1995	1996/1999	2000
ONBEPERKT	1	1	1	1	1	1	1
AUTONOOM	1	1	2	2	2	3	3
WBB	1	2	2	2	3	3	4
CENTRAAL	1	2	2	2	3	3	4
VERSNELD	1	2	2	3	4	4	4
PRIJSVAR	1	2	2	2	3	3	4

7.3 Gehanteerde informatie

De gehanteerde informatie die in deze paragraaf wordt besproken is in twee onderdelen samengevat: mesthoeveelheden; en kosten per eenheid (kostenpost). De vermelde mesthoeveelheden zijn in hoofdzaak bepaald op grond van de door het WL aangemaakte bemestingsbestanden (Grashoff et al, 1989). De kosten per eenheid zijn gekozen op basis van een kostenanalyse van het LEI (1989).

7.3.1 Mesthoeveelheden

Regionale distributie van dierlijke mest

Het mesttransport zoals dat bij deze studie is gehanteerd voor de scenario's AUTONOOM en ONBEPERKT leidt tot de volgende conclusies:

- de verschillen betreffen vrijwel uitsluitend de pluimveemest;
- de locaties zijn zodanig dat de verschillen in de opslag in het aanbodgebied voornamelijk op zandgrond kunnen plaatsvinden.

De berekening van de verschillen in de kosten van distributie blijft hier dan ook beperkt tot pluimveemest. Hoeveelheden pluimveemest zijn in de gegevensbestanden opgenomen in equivalenten vaste mest. De werkelijke vorm van de mest (drijfmest, vaste mest) speelt echter wel een rol in de kostenberekening.

In de bestanden wordt geen koppeling gegeven van de aanbod- en afzetdistricten. Om dit op te vangen is een verdeling gemaakt in afstandsklassen, zowel voor de mesthandel als voor de mestbank. Voor beide vormen van handel is er van uit gegaan dat de verhouding vaste mest/drijfmest niet verandert.

Na omrekening van de equivalenten vaste mest naar de werkelijke mesthoeveelheden volgt de in tabel 33 gegeven getransporteerde hoeveelheden pluimveemest (miljoen ton).

Tabel 33 Getransporteerde hoeveelheden pluimveemest (milj. ton).

Scenario	Stadium 1		Stadium 2		Stadium 3	
	Vaste m.	Drijfm.	Vaste m.	Drijfm.	Vaste m.	Drijfm.
ONBEPERKT	0,36	1,01	0,36	1,01	0,36	1,01
AUTONOOM	0,32	0,93	0,29	0,86	0,26	0,77
Vershil	-0,04	-0,08	-0,07	-0,15	-0,10	-0,24

Opslag van dierlijke mest

Met opslag wordt hier alleen de opslag voor het eigen mestgebruik in de produktie-districten bedoeld. De opslag voor gebruik in andere gebieden en voor mestinjectie is hier niet meegenomen en wordt bij de kosten van mestdistributie, respectievelijk mestinjectie in rekening gebracht.

De opslagcapaciteit voor eigen gebruik is afhankelijk van: de hoeveelheid die jaarlijks wordt gebruikt; de verdeling binnen het jaar van zowel de mestproduktie als de mestgift; en de kostprijs bepalende factoren, zoals de vorm van de mest.

Jaarlijks gebruik van dierlijke mest.

De jaarlijkse hoeveelheid in het district geproduceerde dierlijke mest die in het district zelf wordt gebruikt volgt uit het totale gebruik minus de netto aanvoer. Op deze wijze zijn de in tabel 34 gegeven verminderingen in de hoeveelheid gebruikte mest te berekenen (pluimveemest als vaste mest; overige mestsoorten als drijfmest).

Tabel 34 De vermindering in de gebruikte hoeveelheid mest in miljoen ton.

Scenario	Stadium/fase			
	1	2	3	4
AUTONOOM - ONBEPERKT	-7,2	-13,2	-20,0	n.v.t.
WBB - AUTONOOM	-1,1	- 2,2	- 3,6	-15,4
CENTRAAL - WBB	0	0	0	0
PRIJSVAR - CENTRAAL	n.v.t.	n.v.t.	0,0	+ 1,4

Verdeling van de dierlijke mestgift over het jaar

Voor de uitwerking van de mestverdeling in de verschillende scenario's is de verdeling van de mestgift over decaden in relatie tot gewas en grondsoort, die in de ANIMO berekeningen gebruikt is, beschikbaar. Uit de daarbij afgeleide cumulatieve reeks, naast die voor de mestproduktie, blijkt:

- voor grasland:

Zowel voor AUTONOOM als voor WBB is de behoefte aan opslagcapaciteit ongeveer 25% van de geproduceerde hoeveelheid. Daarbij is dan tevens rekening gehouden met een extra speling van een maand (Wijnands, 1988). Voor de in het scenario WBB gegeven mestverdeling is weliswaar extra opslag in het najaar nodig, maar dit betreft een niveau dat toch al vereist is voor de voorjaars mestopslag. Volgens Wijnands (1988) is wel een aanzienlijke extra mestopslagcapaciteit nodig voor WBB. Voor zijn berekeningen is hij echter uitgegaan van een veel strenger uitrijregime.

- voor maisland:

Bij de uitvoering van de maatregelen vervat in het scenario WBB volgt uit de verdeling van de mestgift over het jaar, dat de opslagcapaciteit voor dierlijke mest minimaal stijgt van 42% naar 50% van de mestproduktie in fase 1 voor een groot deel van het zandgebied. In fase 2 neemt de benodigde opslagcapaciteit verder toe tot 66% voor het gehele zandgebied.

- voor overig bouwland:

Voor overig bouwland stijgt de opslagbehoefte bij de uitvoering van de Wet op de Bodembescherming van 50% tot 58% van de mestproduktie in fase 1 voor een deel van het zandgebied. In fase 2 stijgt dit tot 60% voor het gehele zandgebied.

Bovengenoemde cijfers stemmen redelijk overeen met de gemiddeld vereiste opslagcapaciteit van 50% genoemd door het LEI bij uitvoering van de Wet op de Bodembescherming (LEI, 1989).

Kostprijs bepalende factoren

De vorm van de mest is een belangrijke factor bij de bepaling van de kostprijs. In de bestanden die gebruikt zijn voor de berekening van de N- en P-afvoer naar het oppervlaktewater wordt geen onderscheid gemaakt tussen drijfmest en vaste mest. Op basis van CBS gegevens is hier aangenomen dat 14% van de mest van grondgebonden vee, 8% van de varkens en kalvermest en 24% van de pluimveemest als vaste mest beschikbaar komt (CBS, 1987b). Het rekenen met landelijk gemiddelden houdt in dat regionale verschillen zijn verwaarloosd. De consequenties hiervan voor de kostenverschillen zullen waarschijnlijk gering zijn.

Kunstmest

Uit de beschikbare bestanden die gebruikt zijn voor de berekening van de belasting van de bodem met meststoffen kunnen de in tabel 35 gegeven verschillen in N kunstmestgiften worden afgeleid.

Tabel 35 Verschillen in N-kunstmestgiften in miljoen kg N.

Scenario	Stadium/fase			
	1	2	3	4
AUTONOOM - ONBEPERKT	-78,5	-156,3	-230,6	n.v.t.
WBB - AUTONOOM	+ 2,9	+ 12,4	+ 4,3	+52,5
CENTRAAL - WBB	0	0	0	0
PRIJSVAR - CENTRAAL	n.v.t.	n.v.t.	- 15,4	+ 4,1

De belangrijkste verandering die plaatsvindt in de scenario's ten aanzien van de kunstmestgiften is de autonome vermindering van de N-gift per hectare grasland. Bij het scenario PRIJSVAR zijn er ook voor maisland verschillen in N-gift per hectare en verschillen door andere gewasarealen. De extra kunstmest in de 4e fase van WBB die in tabel 35 voorkomt, is ontstaan doordat een verschuiving van dierlijke mest naar kunstmest is opgetreden.

Voor de P kunstmest zijn er alleen verschillen ontstaan door andere gewasarealen, en wel bij het scenario PRIJSVAR. De vermindering bedraagt 2,4 miljoen kg P in fase 3 en 4.

Overschotten van dierlijke mest

Onder overschot wordt hier verstaan het verschil op nationale schaal tussen de in de landbouw geproduceerde, en de in de landbouw toegediende hoeveelheden dierlijke mest. Overschot heeft hierdoor een andere betekenis dan de in de LEI studies gebruikelijke. Daar wordt overschot gedefinieerd als de som van de som van de overschotten op bedrijfsniveau. Tabel 36 toont de verschillen in mestoverschotten tussen de scenario's.

Tabel 36 Verschillen in mestoverschotten tussen de scenario's (in miljoen ton).

Scenario	Stadium/fase			
	1	2	3	4
AUTONOOM - ONBEPERKT	0	0	0	0
WBB - AUTONOOM				
Mest van grondgebonden vee	0,127	0,090	0,093	2,713
Varkens- en kalvermest	0,985	2,096	3,461	11,530
Mest van pluimvee	0	0,035	0,082	0,290
Kalvergier	0,537	0,537	0,522	0,522
CENTRAAL - WBB	0	0	0	0
PRIJSVAR - CENTRAAL	n.v.t.	n.v.t.		
Mest van grondgebonden vee			-0,030	
Varkens- en kalvermest			0,067	
Mest van pluimvee			-0,007	
Kalvergier			0	-

Voor fase 4 van het mestbeleid zijn de verschillen tussen de scenario's PRIJSVAR en CENTRAAL niet doorgerekend, omdat de methoeveelheden voor PRIJSVAR, fase 4, niet in het bestand zijn opgenomen (Grashoff et al., 1989). Aangezien voor beide scenario's hetzelfde mestbeleid geldt zullen de verschillen tussen fase 3 en 4 zeer gering zijn.

Bij het berekenen van de eenheidsprijzen voor de verwerking van het overschot wordt uitgegaan van verwerking van drijfmest. De vermelde overschotten aan pluimveemest (vaste mest) zijn hiervoor omgerekend naar drijfmest.

Injectie

Gerekend wordt met injectie op 30% van het grasland. Voor het scenario CENTRAAL komt dit neer op injectie op ruim 0,35 miljoen hectare en in het scenario PRIJSVAR op 0,38 miljoen ha. Naast het areaal dat bewerkt moet worden, is ook de gift per ha van belang. De door het WL berekende giften variëren slechts beperkt rond de door de Werkgroep Mestinjectie (1988) gekozen norm van 50 ton/ha, namelijk tussen de 45 en 60 ton/ha voor de verschillende fasen in CENTRAAL en PRIJSVAR.

Reductie stalemissie

In de berekeningen van de uit- en afspoeling van N en P zijn de gevolgen van reductie van de stalemissie verwerkt voor de gehele mestproductie. Uiteraard zijn de kosten dan ook hieraan gerelateerd. Een kwantificering van de technische voorzieningen is nog niet beschikbaar en valt buiten het kader van deze studie.

7.3.2 Kosten per eenheid

Het LEI (1989) geeft kosten naar het prijsniveau rond 1986, wat goed aansluit op de richtlijnen van RWS (1988). Gerekend wordt exclusief BTW en subsidies, en in het algemeen met 8% interest. De hier berekende eenheidskosten vallen hierdoor iets hoger uit dan wanneer met de 5% rente, genoemd door RWS (1988), gerekend zou zijn. In dit verband kan het verschil tussen beiden worden beschouwd als een risicovergoeding.

Eenheidskosten regionale distributie

De berekening voor het mesttransport heeft voornamelijk betrekking op pluimveemest, onderscheiden naar afstandsklasse en vorm van de mest. Het onderscheid tussen mesthandel en mestbank is in dit verband niet belangrijk, aangezien subsidies buiten beschouwing worden gelaten. Gekozen is voor de in tabel 37 gegeven eenheidskosten in relatie tot afstandsklasse.

Tabel 37 Eenheidskosten gerelateerd aan afstandsklassen.

	Afstandsklassen			
	middellang		lang (> 75 km)	
	drijf m.	vaste m.	Drijf m.	Vaste m.
Kosten (gulden/ton)	15	n.v.t.	n.v.t.	32

Eenheidskosten opslag van dierlijke mest

Het LEI (1989) vermeldt eenheidskosten van 2,25 gulden per ton voor opslag van vaste mest. Voor drijfmest worden bedragen van 10 tot 30 gulden per ton genoemd. Deze grote variatie wordt vooral veroorzaakt door de variatie in de grootte van de silo's, maar ook door verschillen in technisch niveau en verschillen in bodem in verband met de benodigde bouwvoorzieningen. In de huidige studie is gekozen voor 15 gulden per ton drijfmest als maatgevende kosten, omdat ervan kan worden uitgegaan dat in het jaar 2000 dure kleinschalige vormen van mestopslag weinig zullen worden toegepast.

Eenheidskosten van kunstmest

De prijzen voor stikstof kunstmest schommelden recent rond 1,20 gulden per kg N. Op lange termijn is een prijsstijging te verwachten ten gevolge van stijgende prijzen voor energie. Door de hier gekozen werkwijze (RWS, 1988) is deze prijsstijging buiten beschouwing gebleven, en is gerekend met 1,20 gulden per kg. Voor fosforkunstmest is met een prijs van 0,80 gulden per kg P gerekend.

Eenheidskosten van mestverwerking

De mestoverschotten betreffen voornamelijk varkensmest. Door de Commissie Realisatie Mestverwerking (1989) is hiervoor verwerking tot korrelmest bepleit. In de huidige studie wordt er van uitgegaan dat verwerking tot korrelmest beleidsintentie wordt. Op basis van kosten, genoemd door het LEI, rekening houdend met kosten van aan- en afvoer, en met een verwachte opbrengst van het product, is een prijs van netto 25 gulden per ton afgeleid.

Voor kalvergierzuivering noemt het LEI 11 en 19 gulden per ton in afhankelijkheid van het al of niet toepassen van osmosetechnieken. Inclusief aan- en afvoer leidt dit laatste eveneens tot een kostenniveau van ongeveer 25 gulden per ton.

Eenheidskosten van mestinjectie

De Werkgroep Mestinjectie (1988) komt tot een schatting van de extra kosten van 3 gulden per ton voor het injecteren van mest boven gewoon uitrijden van mest. Dit cijfer moet worden gecorrigeerd met ongeveer 1 gulden voor de besparing op kunstmest. Daarnaast wordt door de Werkgroep 5 gulden per ton genoemd voor de extra opslag van mest. De totale kosten komen hierdoor uit op 7 gulden per ton. Dit kostenniveau is afgeleid bij het injecteren van 50 ton/ha, waardoor de kosten per hectare uitkomen op 350 gulden.

Op basis van het bovenstaande is in de huidige studie gekozen voor het rekenen met basiskosten van 350 gulden per hectare voor injectie. Deze basiskosten zijn vervolgens gecorrigeerd voor de werkelijke hoeveelheid geïnjecteerde mest. Hiervoor is het verschil met de genoemde 50 ton/ha in rekening gebracht voor 5 gulden per ton.

Eenheidskosten van reductie stalemissie

De keuze van technische voorzieningen voor reductie van de stalemissie is nog niet bekend. Ten gevolge hiervan is deze kostenpost dus niet goed te kwantificeren. Er is voor gekozen om de kosten hiervoor wel mee te nemen, zij het slechts als rekenvoorbeeld. Gekozen is voor een kostenniveau van 1 gulden per ton geproduceerde mest bij een reductie van de stalemissie met 25% en 2 gulden per ton bij een reductie van 50%.

7.4 Kostenverschillen per scenario

In deze paragraaf zullen de resultaten van de kosten berekeningen worden weergegeven. De presentatie heeft betrekking op de verschillen tussen scenario's onderling.

De berekende kosten van het mestbeleid zijn per scenario voor de stadia in de landbouwontwikkeling en fasen in het mestbeleid gekoppeld aan de perioden waarvoor ze zijn voorzien. Voor de daaruitvolgende reeks van kosten is de contante waarde berekend. In de contante waarde berekeningen is 5% disconto toegepast (RWS, 1988). Er is teruggerekend naar het jaar 1985 dat voor de ANIMO berekeningen als "huidig" is aangemerkt. Ten gevolge hiervan is met twee jaar gerekend, waarin de "huidige" situatie in de landbouw geldt en waarin nog geen kosten van mestbeleid optreden. Een nadere toelichting op de berekeningen is gegeven in Locht (1990).

In de tabellen 38 t/m 42 worden voor iedere set naastliggende scenario's de extra kosten gegeven als product van de besproken hoeveelheden en prijzen.

Tabel 38 Extra kosten; verschil scenario AUTONOOM en ONBEPERKT.

Kosten (miljoen gulden)	Relevante perioden		
	1988/1991	1992/1995	1996/2000
Distributie	- 2,3	- 4,3	- 6,7
Opslag	- 43,7	- 29,5	- 38,5
Kunstmest	- 94,2	-187,5	-276,7
Totaal	-140,2	-221,3	-321,9
Contante waarde	-450,9	-585,6	-855,6

Voor de verwachte algemene ontwikkelingen in de landbouw zonder mestbeleid (AUTONOOM), blijken hier voordelen boven voortzetting van de situatie in 1985 (ONBEPERKT). De som van die voordelen is ongeveer 2 miljard gulden. Dit is niet een netto voordeel in de landbouw omdat de bij AUTONOOM geldende lagere opbrengst van de produktie en de voor de productiviteitsstijging noodzakelijke kosten, zoals voor verbetering van de kwaliteit van het vee, buiten beschouwing zijn gebleven.

Tabel 39 Extra kosten; verschil scenario WBB en AUTONOOM.

Kosten (miljoen gulden)	Relevante perioden					
	1988/1990	1991	1992/1994	1995	1996/1999	2000
Opslag	- 9,6	-18,6	-38,9	-78,9	-69,9	-147,8
Kunstmest	3,5	-78,5	14,8	-37,6	62,6	63,0
Overschot	41,2	70,9	70,9	108,9	108,9	392,9
Totaal	35,1	-26,2	46,8	- 7,6	101,6	308,1
Contante waarde	86,7	-19,6	95,1	- 4,7	221,2	148,2

Bij de voorziene landbouwontwikkeling veroorzaakt het bestaande mestbeleid (WBB) netto kosten ten opzichte van die ontwikkeling zonder mestbeleid (AUTONOOM). De som van de contante waarden van die kosten is ongeveer 1/2 miljard gulden. De samenstelling van die kosten is mede gevolg van de veronderstelde beperkte verandering in de omvang van het transport en de daaruit volgende omvang van de fabrieksmatige verwerking. De kosten per eenheid bij distributie en verwerking lopen echter niet zodanig uiteen dat de orde van grootte van het kostentotaal in het geding is.

Tabel 40 Extra kosten; verschil scenario CENTRAAL en WBB.

Kosten (miljoen gulden)	Relevante perioden			
	1988/1990	1991/1994	1995/1999	2000
Injectie	146,7	134,3	126,3	115,3
Stalemissie	89,4	83,5	76,8	76,4
Totaal	236,1	217,8	203,1	191,7
Contante waarde	583,2	605,0	566,0	92,2

Het scenario met extra emissiereducerende maatregelen (CENTRAAL) is hiermede ongeveer 2 miljard gulden duurder dan het reeds geldende beleid (WBB). De hierbij toegepaste eenheidskosten voor reductie van de stalemissie, waarvoor een goede grondslag ontbreekt, zijn een belangrijke factor van onzekerheid.

Tabel 41 Extra kosten; verschil scenario VERSNELD en CENTRAAL.

Kosten (miljoen gulden)	Relevante perioden		
	1993/1994	1995/1999	2000
Opslag	-46,0	-78,0	0
Kunstmest	-52,4	11,4	0
Overschot	38,0	284,0	0
Injectie	- 8,0	-11,0	0
Stalemissie	- 6,7	75,9	76,4
Totaal	-75,1	280,1	76,4
Contante waarde	-98,1	780,6	37,3

Het versneld invoeren van de Wet op de Bodembescherming, het scenario VERSNELD, leidt tot extra kosten van ongeveer 3/4 miljard gulden in contante waarde. Het extra mestoverschot in 1995/1999 is hierbij een belangrijke post. Evenals voor het scenario WBB geldt hiervoor dat bij een meer realistische verdeling tussen transport en mestverwerking, de orde van grootte van de totale kosten dezelfde blijft.

Tabel 42 Extra kosten; verschil scenario PRIJSVAR en CENTRAAL.

Kosten (miljoen gulden)	Perioden waarin verschillen voorkomen	
	1995/1999	2000
Opslag	-20,0	-5,1
Kunstmest	-20,4	3,0
Overschot	0,3	0,3
Injectie	8,5	7,2
Stalemissie	nihil	nihil
Totaal	-31,6	5,4
Contante waarde	-88,1	2,6

Wat betreft de hier begrote kosten, blijkt de veronderstelling van een andere landbouwontwikkeling (PRIJSVAR) tot ongeveer 85 miljoen gulden minder kosten voor hetzelfde mestbeleid, te leiden. Bij de berekende kosten in deze alternatieve landbouwontwikkeling moeten twee kanttekeningen worden gemaakt:

- het betreft hier niet een verschil in mestbeleid, maar een verschil door een andere landbouwontwikkeling;
- de andere landbouwontwikkeling brengt verschillen in productiekosten en verschillen in opbrengsten met zich mee, die niet in bovenstaand overzicht zijn meegenomen.

7.5 Discussie

In deze paragraaf zal een aantal onzekerheden en tekortkomingen in de kostenanalyse worden toegelicht.

Landbouwproduktieniveau

Mede ten behoeve van deze studie heeft het LEI (1987c, 1988) ramingen van de landbouwproductie in het jaar 2000 gemaakt. Het LEI wijst daarbij op grote onzekerheden. Deze onzekerheden werken in de huidige studie door. De landbouwproductie is van belang als de achtergrond van mestbeleid. Met name de veronderstelde produktiviteitsstijging is daarbij belangrijk. Het omvat een forse toeneming van de melkgift per koe. Bij de gelimiteerde afzetmogelijkheden leidt dit tot inkrimping van de veestapel, ruwvoerbehoefte, mestproductie, kunstmestaankopen en de vereiste mestopslagcapaciteit.

In het scenario PRIJSVAR wordt de beperking in de afzetmogelijkheden niet mede via een quotastelsel opgelegd. Dit blijkt te leiden tot een groter areaal grasland en tot een ander niveau van de daarmee samenhangende kostenposten.

De landbouwproductie is verder ook belangrijk omdat verschillen kunnen ontstaan in het niveau van productie als gevolg van het mestbeleid zelf. Door het LEI wordt gesteld dat dit effect waarschijnlijk gering is. Om deze reden is voor de kostenanalyse een onveranderde productie verondersteld. Voor de scenario's ONBEPERKT, AUTONOOM, en PRIJSVAR treden echter wel produktiever- schillen ten opzichte van de overige scenario's op (WBB, CENTRAAL, en VERSNELD). De produktiederving van deze scenario's zijn echter niet in de beschouwing betrokken.

Mestdistributie en mestoverschotten

De gegenereerde hoeveelheden mesttransport voor de verschillende scenario's zijn niet modelmatig berekend, zoals bijv. besproken door het LEI (1989), maar gebaseerd op een eenvoudige veronderstelling (Grashoff et al., 1989). Door deze vereenvoudiging is beperking van de mestgift per ha door lagere prijzen van de mest (eventueel negatieve prijzen) ondermeer buiten beschouwing gebleven. Deze lagere prijzen zouden tot een grotere mestafzet kunnen leiden en dientengevolge tot hogere kosten voor mesttransport en lagere voor mestverwerking. De hier gegeven invulling van de toekomstscenario's houdt daarom waarschijnlijk enerzijds een onderschatting van de distributie in en anderzijds een overschatting van het te verwerken mestoverschot.

Kunstmest

Bij de invulling van het kunstmestgebruik in de scenario's is nog geen rekening gehouden met het recente beleidsvoornemen (Ministerie van Landbouw en Visserij, 1989) om vanaf 1995 ook de kunstmestgiften te beperken. Verder is geen rekening gehouden met de mogelijke besparing op stikstofkunstmest ten gevolge van mestinjectie.

7.6 Samenvatting

Voor de onderscheiden scenario's naar landbouwontwikkeling en mestbeleid zijn voor de kostenposten in de landbouwproductie die direct met de technische verschillen samenhangende eerst de hoeveelheden bepaald. Die hoeveelheden zijn vermenigvuldigd met kosten per eenheid. De aldus verkregen kosten, per stadium in de ontwikkeling en fase van mestbeleid zijn vervolgens gekoppeld aan de jaren (perioden) waarop ze betrekking hebben. Voor de hiermee verkregen kosten in de verschillende jaren, zijn de contante waarden bepaald naar het referentiejaar (1985) in deze studie. Hoewel de kosten in het jaar 2000 economisch geen speciale betekenis hebben, zijn naast de voornoemde contante waarden ook de bedragen voor het jaar 2000 vermeld.

Voor het mestbeleid, bij de verwachte ontwikkeling in de landbouw, zijn de verschillen tussen de betreffende scenario's in tabel 43 samengevat in miljoen gulden.

Tabel 43 Kostenverschillen voor mestbeleid tussen scenario's.

	Verschillen tussen scenario's		
	WBB -AUTONOOM	CENTRAAL -WBB	VERSNELD -CENTRAAL
Contante waarde in 1985	527	1846	720
Kosten in 2000	308	192	76

Het verschil in de kosten tussen decenario WBB en AUTONOOM geeft de kosten van bestaand beleid. Volgens de ANIMO-berekening leidt dit voor het jaar 2000 tot 12 000 ton minder N-afvoer (en tot 174 ton meer P-afvoer). De kosten per kg vermindering van N-belasting van het oppervlaktewater in het jaar 2000 dan in contante waarde ongeveer 43 gulden.

De verschillen tussen CENTRAAL en WBB, en tussen VERSNELD en CENTRAAL, betreffen mogelijkheden tot uitbreiding van het beleid. Daarbij heeft CENTRAAL in het jaar 2000 een additioneel effect van 2600 ton in de N-afvoer en 46 ton in de P-afvoer. De reductie is echter niet het effect waarop de maatregel is gericht. De extra maatregelen zijn gericht op beperking van de ammoniak-emissie. Het is daarom niet zinvol om de kosten per kg N uit te drukken. Bovendien is de hoogte van de kosten mede gebaseerd op de slechts als rekenvoorbeeld ingevoerde kosten voor de reductie van de stal-emissie.

Het scenario VERSNELD geeft een verdere reductie van de stikstofafvoer naar het oppervlaktewater van 13 000 ton N en 34 ton minder P in het jaar 2000. De kosten in contante waarde per kg N vermindering van belasting van het oppervlaktewater komen dan uit op ongeveer 54 gulden. Er zijn weinig extra kosten in het jaar 2000 zelf, de versnelling betreft immers de jaren ervoor. Het scenario VERSNELD is een voortbouwen op het scenario CENTRAAL. Voor versnelling van WBB, exclusief de in-

jectie en reductie van stalemissie die niet primair op de vermindering van de stikstofafvoer gericht zijn, zijn de kosten in contante waarde voor VERSNELD per additionele kg N ongeveer 47 gulden. Bij het niveau van de kosten voor het scenario VERSNELD moet in aanmerking worden genomen dat in dit scenario impliciet een (onrealistische) versnelling van de landbouwontwikkeling is aangenomen. In werkelijkheid zullen de kosten hierdoor iets hoger uitkomen.

De contante waarde van de additionele kosten zijn in fig. 51 cumulatief uitgezet voor de verschillende scenario's tegen de berekende verminderingen van de stikstoflast naar het oppervlaktewater in het jaar 2000. Opvallend is in deze fig. dat aanscherping van het beleid, zoals vervat in de Wet op de Bodembescherming (scenario WBB) naar het scenario CENTRAAL, opvallend veel extra kosten met zich meebrengt, waar slechts zeer geringe baten (vermindering N-afvoer) tegenover staan. Op zich is dit niet verwonderlijk, aangezien de extra maatregelen in CENTRAAL ten opzichte van WBB de vermindering van de ammoniak-emissie tot doelstelling hebben. Dit zijn baten, die in fig. 51 niet tot uitdrukking worden gebracht. Bovendien moet voor een deel van de berekende kosten voor het scenario CENTRAAL (de emissiereductie uit de stal) benadrukt worden, dat deze niet onderbouwd zijn, maar gebaseerd op een schatting "uit de losse pols". De baten (vermindering N-afvoer) bezitten nog een aanzienlijk na-ijleffect, en in de toekomst zullen ze toenemen.

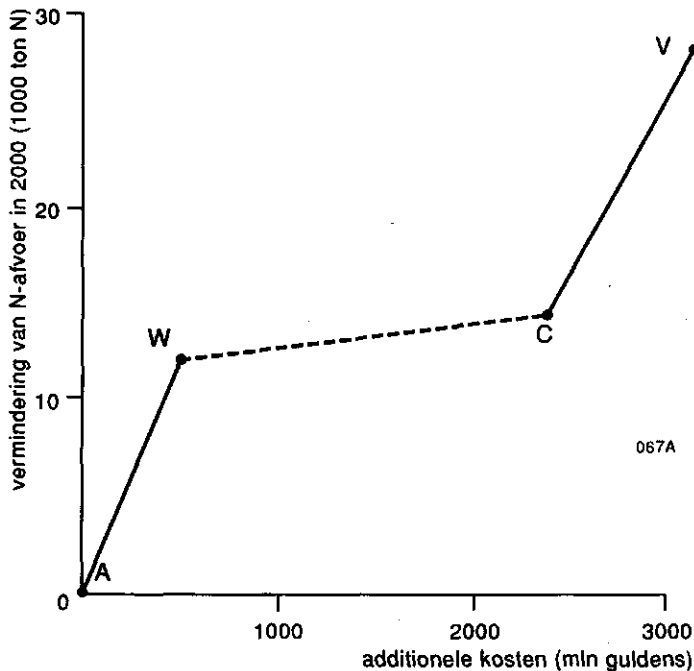


Fig. 51 Relatie tussen de kosten van aanscherping van het mestbeleid en de afneming van de stikstofafvoer in het jaar 2000. Het scenario AUTONOM (geen mestbeleid) is als referentie genomen.
A = AUTONOM, W = WBB, C = CENTRAAL, V = VERSNELD

8 DISCUSSIE

In de gehanteerde benadering van de voorspelling van de stikstof en fosforhuishouding in de bodem en de afvoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater in Nederland is gebruik gemaakt van de meest up to date beschikbare (operationele) kennis en methoden. Zo is voor deze studie gebruik gemaakt van de gegevens, kennis en inzicht van onder andere:

- het CBS, voor de bemestingsgegevens per gemeente, het grondgebruik, en de mesttransporten;
- het Consultantschap voor Bodem en Bemestingaangelegenheden, voor de invulling van de autonome landbouwkundige ontwikkeling;
- het DGV-TNO, voor de grondwaterstandsverlopen van de waarnemingsbuizen in Nederland;
- het KNMI, voor de meteorologische gegevens en de chemische samenstelling van het neerslagwater;
- het LEI, voor het kunstmestgebruik in de verschillende LEI districten;
- het RIVM, voor de gegevens van de diepe grondwaterkwaliteit (RIVM meetnet) en de depositie van ammoniak en NO_x -verbindingen;
- het SC, voor de inventarisatie van de fysische en chemische bodemeigenschappen

Ofschoon de resultaten in dit rapport de weerslag vormen van de huidig beschikbare (operationele) kennis en inzichten, is (mede door de uitvoering van dit onderzoeksproject) in de loop van de tijd het inzicht gegroeid, dat de gevolgde methodiek op punten tekort schiet en verbetering behoeft. In dit hoofdstuk zal op een aantal van deze aspecten en onzekerheden worden ingegaan, en voor een beperkt aantal aspecten voor district 29, Noord-west Veluwe, zal het effect hiervan op de berekende stikstof- en fosforafvoer naar het oppervlaktewater worden nagegaan.

8.1 Algemeen

Bij modelsimulaties waarbij verschillende beleidsalternatieven onderling worden vergeleken, is het gewenst, maar niet absoluut noodzakelijk, dat de simulatieresultaten exact overeenkomen met de in het veld gemeten waarden. Het gaat hierbij immers in de eerste plaats om de verschillen tussen de diverse scenario's, zowel onderling als in vergelijking tot de huidige situatie. Toch is het belangrijk, zie par. 6.1 en 6.2), om een vergelijking van deze uitkomsten met beschikbare veldwaarnemingen te maken.

{ Hierbij doen zich problemen voor. De simulatieresultaten van ANIMO betreffende de stikstof- en fosforafvoer naar het oppervlaktewater, hebben betrekking op het uit de bodem uittredende

grondwater. De veldwaarnemingen, waaraan deze simulaties getoetst dienen te worden, hebben betrekking op metingen in het oppervlaktewater. Dit betekent dat alle processen aan en in de slootwand/bodem gedurende de uittreding van het grondwater, en de processen in het oppervlaktewater niet in de simulatieresultaten, maar wel in de waarnemingen zijn meegenomen.

Voor stikstof bestaat de verwachting dat de processen bij de uittreding van grondwater een belangrijke verlaging van de concentraties kunnen veroorzaken. Voor fosfor is bekend dat, met name in langzaam stromend oppervlaktewater, een aanzienlijke vastlegging van fosfor in de slootwand/bodem kan plaats vinden. Bij hoge afvoerintensiteiten kan deze (tijdelijk) vastgelegde fosfor door uitschuring van deze waterbodem dan weer tot afvoer komen. Een goede vergelijking tussen simulaties en waarnemingen kan pas plaatsvinden, nadat de processen in het oppervlaktewater zijn gesimuleerd.

Een ander, meer praktisch probleem is, dat de schaal waarop veldwaarnemingen beschikbaar zijn, vaak verschilt van de geschematiseerde PAWN districten. Dit betekent, dat een vergelijking tussen beiden pas goed mogelijk is na een uitvoerige analyse en bewerking van de waarnemingen. Bovendien hebben de simulaties betrekking op het landelijk gebied sec, en zitten in de waarnemingen ook de effecten van puntlozingen van zuiveringsinstallaties en dergelijke. In deze verzameling, analyse en bewerking van de gegevens voor geheel Nederland was in de huidige onderzoeksopzet niet voorzien.

Uit een kritische beschouwing van de simulatieresultaten voor de initiële toestand in 1985 (tabel 26) blijkt, dat de berekende stikstofafvoer in het algemeen aan de hoge kant is. Dit geldt in versterkte mate voor de zandgebieden (Gelderse Vallei, Veluwe, Oost-Gelderland, Noord-Brabant en Limburg). De natte gronden (beekdalen en dergelijke) in dit gebied zijn min of meer weggeschematiseerd door de gevolgde werkwijze bij het vaststellen van de drainagefuncties. De verklaring voor het hogere niveau van de simulatieresultaten voor stikstof in vergelijking met de waarnemingen, kan voorts worden gevonden in de processen in de slootwand/bodem en in het oppervlaktewater. Deze processen hebben in het algemeen een verlaging van de stikstofconcentratie ten gevolge. Daarom is aan het te hoge niveau van de simulatieresultaten betreffende de stikstofafvoer verder geen aandacht besteed. Zolang bij de scenario's de verlaging in de gesimuleerde stikstofvrachten en concentraties evenredig zullen veranderen met de werkelijke waarden, kunnen de resultaten gebruikt worden voor de evaluatie van de beleidsopties.

Omdat het moeilijk is gemeten stikstofconcentraties in het open water te vergelijken met de simulatieresultaten, wordt hier volstaan met een globale vergelijking van gemeten concentraties in het grondwater met de gesimuleerde concentraties van de uitspoeling (fig. 52). Deze concentraties komen ruwweg overeen

met de gemiddelde concentratie van het verzadigde doorstroomde modelprofiel van grondwaterstand tot ongeveer 4 meter in het westen van Nederland (Hilo 0) en tot ongeveer 6 meter onder maaiveld in de rest van Nederland.

In Oost-Gelderland worden in de literatuur voor grasland op zandgrond de volgende concentraties (g.m^{-3}) in het grondwater genoemd: Hengelo 5-20 (Van der Bolt, 1990), 26 (RIVM, 1989), Ruurlo 10-101 (Fonck, 1982a, 1982b, 1986a, 1986b, 1986c) en Heino 15-187 (Fonck, 1986d, 1986e). De gesimuleerde concentraties onder grasland liggen in dit gebied in dezelfde orde van grootte van 25 tot 100 g.m^{-3} (fig. 52). Voor snijmaïs op zandgrond zijn in Oost-Gelderland minder veldgegevens voorhanden: Hengelo 20-100 (Van der Bolt, 1990) en 112 (RIVM, 1989). De simulatieresultaten geven hogere waarden variërend tussen 50 en 200 g.m^{-3} (fig. 52).

In Noord Brabant worden voor grasland op zandgrond onder andere de volgende waarden genoemd: Zuidelijke Peel 3-66 (Pomper, 1983, 1988) en Deurne 55-90 (Steenvoorden, 1987). De gesimuleerde concentraties liggen in dezelfde orde van grootte tussen de 25 en 100 g.m^{-3} (fig. 52). Voor snijmaïspercelen op zandgrond zijn in Noord-Brabant de volgende waarden gevonden: Zuidelijke Peel 10-343 (Pomper, 1983, 1988) en Maarheze 80-192 (Oosterom en Steenvoorden, 1984). De gesimuleerde concentraties liggen bijna allen tussen de 100 en 200 g.m^{-3} (fig. 52).

Op zandgronden in Utrecht met grondgebruik grasland zijn waarden gerapporteerd van 24 (RIVM, 1989) en Rhenen 17-87 (Fonck, 1988). De gesimuleerde waarden liggen tussen de 25 en 50 g.m^{-3} (fig. 52). Voor snijmaïs op zandgrond wordt voor deze provincie een gemiddelde waarneming van 63 genoemd (RIVM, 1989); de simulatieresultaten liggen veel hoger: tussen de 100 en 200 g.m^{-3} (fig. 52).

Voor grasland op veengronden zijn weinig gegevens beschikbaar: Zegveld (provincie Utrecht) 10-25 (Pankow et al., 1985) en Alblasserwaard 9-37 (Oosterom en Van de Toorn, 1982). Dit ligt beduidend hoger dan de simulatieresultaten die voor deze gebieden beneden de 11 g.m^{-3} liggen (fig. 52). Waarschijnlijk heeft dit te maken met de bemonsteringsdiepte die voor de waarnemingen in alle gevallen minder dan een meter is geweest.

Het algemene beeld dat uit deze (beperkte) vergelijking ontstaat is dat de grondwaterconcentraties voor de huidige toestand (1985) onder grasland redelijk correct wordt gesimuleerd. Voor de snijmaïspercelen, echter, is de gesimuleerde stikstofconcentratie in het grondwater duidelijk aan de hoge kant. Dit zou er op kunnen duiden, dat de bemesting die voor de snijmaïspercelen in het model ANIMO is ingevoerd te hoog is geweest.

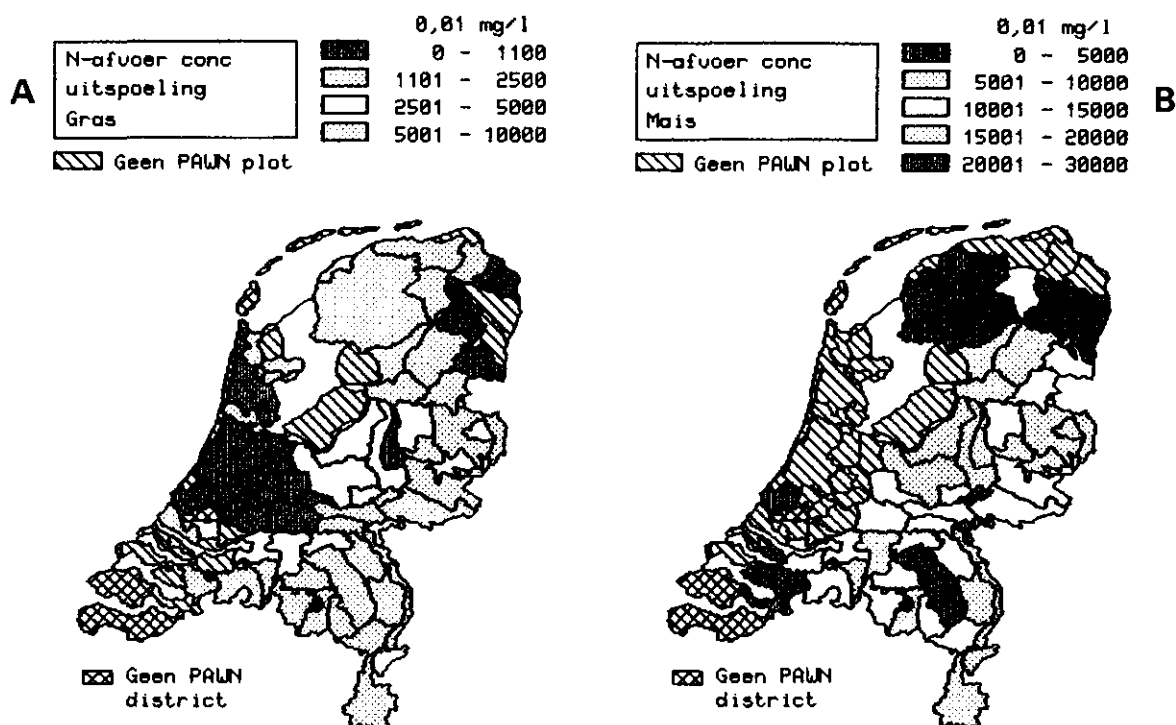


Fig. 52 Gemiddelde stikstofconcentraties voor de bodemlaag van waterspiegel tot de onderkant van het modelprofiel onder grasland (A) en snijmaïspcelen (B).

Voor de gesimuleerde fosforvrachten en concentraties naar het oppervlaktewater voor de huidige situatie (tabel 26) kan, na een kritische beschouwing, worden vastgesteld dat de vrachten en concentraties in het algemeen realistische waarden hebben, behalve in de zandgebieden. In tegenstelling tot de resultaten voor stikstof, die hier hoog zijn, zijn de simulatieresultaten voor fosfor hier laag. Een gedeeltelijke verklaring hiervoor is (zoals bij stikstof) te vinden in de weggeschematiseerde natte zandgronden. Ook voor fosfor geldt, zij het minder dan voor stikstof, dat de processen in het open water de fosforvrachten en concentraties zullen verlagen. In tegenstelling tot de situatie bij stikstof, werkt dit voor de fosforafvoer van de zandgebieden averechts (verlaging van concentraties die reeds te laag zijn), en moeten vraagtekens worden gezet bij de juistheid van de simulatieresultaten voor deze gebieden.

8.2 Analyse fosfor- en stikstofhuishouding voor district 29

Bovenstaande is aanleiding geweest om voor een district uit het zandgebied (Zuid-West Veluwe, district 29) in meer detail te kijken naar de vergelijking van simulatieresultaten en waarnemingen, en vervolgens te proberen de verschillen tussen beide

te verklaren. Voor de waarnemingen zijn de resultaten in tabel 44 van de Projectgroep Eutrofiëringsonderzoek Randmeren van het Wolderwijd/Nuldernaau (het westelijk deel van district 29) en het Veluwemeer/Drontemeer (het oostelijk deel van district 29) (Per, 1982, 1986) gebruikt.

Tabel 44 Waarnemingen in district 29 (Per, 1982, 1986).

Afvoer	Wolderwijd/ Nuldernaau		Veluwemeer/ Drontemeer		
	1977	1978	1980	1981	1982
water afvoer [10^6 m^3]	19	17	79	96	65
P-afvoer [ton]	15	17	19	24	13
N-afvoer [ton]	151	141	311	392	229

Deze waarnemingen hebben betrekking op verschillende weerjaren voor de beide deelgebieden. Bovendien verschillen de waarnemingsjaren van het gekozen referentiejaar (1985) van de PAWN studie. Om deze reden zijn in onderstaande tabel de resultaten van de PAWN-studie voor district 29 voor de waarnemingsjaren gegeven. Door de afvoer van water, fosfor en stikstof van 1985 te delen door de waarde van de betreffende waarnemingsjaren kunnen correctiefactoren worden afgeleid om de waarnemingen te extrapoleren naar de situatie van 1985. In tabel 45 worden deze omrekeningsfactoren gegeven.

Tabel 45 Omrekening van waarnemingen in de periode 1977-1982 naar waarden voor 1985.

Afvoer	1977	1978	1980	1981	1982	1985
waterafvoer [10^6 m^3]	222	187	243	289	177	215
P-afvoer [ton]	22	19	24	29	16	27
N-afvoer [ton]	3873	3720	4538	5296	2927	3504
correctiefactoren:						
waterafvoer	0,97	1,15	0,88	0,74	1,21	
P-afvoer	1,23	1,42	1,13	0,93	1,69	
N-afvoer	0,90	0,94	0,77	0,66	1,20	

Uit de vergelijking van de gecorrigeerde gebiedsafvoeren voor het weerjaar met de PAWN-resultaten blijkt dat de gebiedsafvoer van water in de PAWN-studie met een factor van ongeveer 2,3 wordt overschat, de stikstofafvoer met een factor van ongeveer 8,9, en de fosforafvoer wordt onderschat met een factor 1,6 (tabel 46). De gemiddelde jaarlijkse stikstofconcentratie blijkt een factor 3,8 te hoog te zijn; de fosforconcentratie een factor 3,6 te laag.

Tabel 46 Vergelijking waargenomen vrachten en concentraties (na correctie voor het weerjaar) voor district 29 en de PAWN resultaten voor 1985

Afvoer	Wolderwijd/ Muldernauw	Veluwemeer/ Drontemeer	Totaal district 29	PAWN- resultaten
water afvoer [$10 \times 6 \text{ m}^3$]	19	73	92	215
P-afvoer [ton]	21	22	43	27
N-afvoer [ton]	135	258	393	3504
P-concentratie [g/m^3]	1,11	0,30	0,47	0,13
N-concentratie [g/m^3]	7,11	3,53	4,27	16,30

8.2.1 Ruimtelijke schematisering en hydrologie

Uit een recente studie (Breeuwsma et al., 1989) is gebleken dat met name de laaggelegen natte percelen voor P-afvoer zouden moeten zorgen. Dit nu gebeurde bij de huidige schematisering onvoldoende en vormde de aanleiding tot het opzetten van een gedetailleerdere plotschematisering. Er is een kleine (283 ha) graslandplot op zandgrond ingevoerd om een beeld te kunnen krijgen van sterke kwel. Bovendien is een extra maïsplot ingevoerd met een Gt VI naast de bestaande maïsplot met een Gt VII. De hernieuwde hydrologische berekeningen met DEMGEN resulteerden in een totale gebiedsafvoer van 113 miljoen m^3 /jaar voor het jaar 1985. Voor een gedetailleerdere beschrijving van de gewijzigde plotschematisering en hydrologie wordt verwezen naar Grashoff et al. (1989).

Het effect van de hierboven beschreven verandering van de plotschematisering en de introductie van de nattere gronden geeft een duidelijke verbetering van de resultaten te zien. De gebiedsafvoer van water is nu min of meer in overeenstemming (afwijking 23%) met de waarnemingen (tabel 47).

Tabel 47 Vergelijking effect van aangepaste schematisering voor district 29 met waarneming en oorspronkelijke plotschematisering.

Afvoer	Waar- genomen	PAWN- resultaten	Nieuwe schematisering
water afvoer [$10 \times 6 \text{ m}^3$]	92	215	113
P-afvoer [ton]	43	27	21
N-afvoer [ton]	393	3504	1708
P-concentratie [$\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$]	0,47	0,13	0,19
N-concentratie [$\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$]	4,27	16,30	15,12

Opmerkelijk is dat door deze ingreep in de hydrologie het effect op de gemiddelde fosfor en stikstofconcentratie tegengesteld is. De gemiddelde jaarlijkse fosforconcentratie is gestegen (verbeterd) met ongeveer 46% en de stikstofconcentratie gedaald (verbeterd) met ca. 7%. De stijging van de fosforcon-

concentratie moet worden toegeschreven aan de hogere grondwater-spiegels, waardoor fosfor eerder tot afvoer komt, en de daling in de stikstofconcentratie door de vochtiger omstandigheden (toegenomen denitrificatie). Ten opzichte van de waargenomen grootheden zijn de verschillen echter nog steeds aanzienlijk. De gesimuleerde fosforconcentratie onderschat de waarneming nog met 60% (was 72%), en de gesimuleerde stikstofconcentratie overschat de waarneming nog met 254% (was 282%).

8.2.2 Bemesting en ruimtelijke variabiliteit

Teneinde een nadere verklaring te vinden voor de verschillen tussen de waarnemingen en de simulaties met de verbeterde plot-file en hydrologie is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. Hierbij is uitgegaan van twee niveaus voor het fosforbindend vermogen (Al- en Fe-gehalte in de bodem), en vijf niveaus van bemesting (65, 125, 160, 240, en 480 kg.ha⁻¹ P). De stikstofbemesting is veranderd in evenredigheid met fosfor. Deze alternatieve bemestingniveaus zijn ingevoerd voor de periode vanaf 1970, voor de laatste 15 jaar van de initialisatieperiode. In tabel 48 zijn de resultaten voor de afvoer van N en P van deze analyse in kg.ha⁻¹ gegeven:

Tabel 48 Afvoer van N en P van de plots (nieuwe schematisering) in kg.ha⁻¹.jaar⁻¹ voor verschillende bemestingsniveaus en gehalten van Al en Fe in de bodem.

Plot	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
gewas	gras	gras	nat	gras	gras	maïs	nat	gras	maïs	
areaal [ha]	8541	283	10025	5513	1130	200	26351	5165	1621	
mest	N-afvoer (kg.ha ⁻¹)									
1	83,0	13,4	8,9	43,1	43,9	43,9	2,9	42,0	36,6	
2	121,6	12,8	8,9	58,3	54,1	80,2	2,9	55,8	55,1	
3	150,8	14,7	8,9	65,8	57,8	103,4	2,9	64,2	67,0	
4	233,6	20,3	8,9	124,0	73,0	227,8	2,9	103,6	127,1	
5	349,1	53,3	8,9	233,4	108,2	349,4	2,9	159,6	188,4	
mest	Al+Fe	P-afvoer (kg.ha ⁻¹)								
1	1	0,7	0,3	0,3	0,5	0,5	1,8	0,1	0,6	0,5
2	1	1,3	0,5	0,3	0,9	0,7	1,8	0,1	1,2	0,7
3	1	1,7	0,7	0,3	1,1	0,9	1,8	0,1	1,6	0,8
4	1	2,9	4,1	0,3	2,4	2,2	1,8	0,1	3,2	1,4
5	1	3,4	6,8	0,3	3,1	3,1	1,8	0,1	4,6	1,4
1	2	1,4	1,2	0,3	0,7	0,7	18,7	0,1	0,7	0,7
2	2	2,3	2,3	0,3	1,2	1,1	18,7	0,1	1,3	0,7
3	2	3,0	4,0	0,3	1,5	1,4	18,7	0,1	1,6	0,8
4	2	4,5	19,0	0,3	4,3	4,6	18,7	0,1	3,2	1,5
5	2	5,1	21,5	0,3	5,6	6,2	18,7	0,1	4,6	1,5
mest 1 =	65 kg.ha ⁻¹	P		Al+Fe 1 = oorspronkelijk Al- en Fe-gehalte						
mest 2 =	125 kg.ha ⁻¹	P		Al+Fe 2 = gehalveerd Al- en Fe-gehalte						
mest 3 =	160 kg.ha ⁻¹	P								
mest 4 =	320 kg.ha ⁻¹	P								
mest 5 =	480 kg.ha ⁻¹	P								

Voor een schatting van de verdeling van de plotarealen over de verschillende bemestingsniveaus is gebruik gemaakt van de resultaten van een recente studie in het Schuitenbeekgebied, dat deel uitmaakt van district 29 (Breeuwsma et al., 1989). De gemiddelde hoeveelheid vastgelegde fosfor in de bodem, verminderd met de hoeveelheid in niet-cultuurgronden, blijkt voor grasland ongeveer $2400 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ en voor snijmaïspercelen ongeveer $4800 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ te zijn. Indien wordt aangenomen dat de overbemesting van landbouwpercelen gedurende de laatste 20 jaar heeft plaatsgevonden, kan hieruit worden afgeleid dat de gemiddelde overbemesting met fosfor op grasland ongeveer $120 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jaar}^{-1}$ moet zijn geweest en op snijmaïs gemiddeld $240 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jaar}^{-1}$. Bij deze geschatte overbemesting moet de gewasopname opgeteld worden om de werkelijke bemesting met fosfor te verkrijgen (tabel 49). De overbemesting in het Schuitenbeekgebied moet veel hoger zijn geweest dan in de rest van district 29. Dit wordt bevestigd door de waargenomen fosfor en stikstofconcentraties, die in het Wolderwijd/Nuldernauw stroomgebied, waar de Schuitenbeek een onderdeel van is, een factor 2 tot 3 hoger zijn dan in het stroomgebied van het Veluwemeer/Drontemeer (tabel 46). Bovendien blijkt dat extrapolatie van de bemestingsgegevens van het Schuitenbeekgebied naar geheel district 29 leidt tot een overschrijding van de P-bemesting volgens CBS van 84%. Om deze reden is voor de huidige district 29 analyse gekozen voor de getallen gegeven in de laatste kolom van tabel 49. Met deze, uit de veldgegevens geschatte gemiddelde bemesting wordt de totale hoeveelheid P-bemesting van district 29 al overschreden met ca. 9%. In tabel 49 zijn ook de resultaten van de verdeling van de P-bemesting, berekend met het SLAPP model (Van Walsum, 1988), opgenomen. Dit model berust op optimalisatietechnieken, waardoor, gegeven de opgelegde (landbouwkundige) randvoorwaarden, een optimum verdeling wordt berekend. De resultaten hiervan blijken tussen de bemestingshoeveelheden, gebruikt voor de landelijke studie en die geschat op basis van de veldgegevens uit het Schuitenbeekgebied in te liggen.

Tabel 49 Vergelijking van de bemestingsniveaus voor grasland en snijmaïs voor district 29 gebruikt voor de landelijke studie, berekend met het SLAPP-model en geschat uit de Schuitenbeek-veldstudie.

Omschrijving	PAWN- studie	SLAPP- model	STIBOKA- studie	district 29- studie	
grasland P-bemesting	66	76	165	95	$[\text{kg P} \cdot \text{ha}^{-1}]$
snijmaïs P-bemesting	418	302	270	190	$[\text{kg P} \cdot \text{ha}^{-1}]$
totaal district 29	2123	2118	3896	2306	$[\text{ton P}]$

Opvallend is dat de P-bemesting van snijmaïs zo laag uitvalt. Dit komt doordat het areaal snijmaïs slechts 3% van het districtsareaal bedraagt; het opvoeren van de bemesting op grasland leidt dan tot een relatief grote reductie van de bemesting op snijmaïs.

Voor grasland is in het Schuitembeekgebied ook de variabiliteit van de opgeslagen fosfor in de bodem geanalyseerd (Breeuwsma et al., 1989). Op basis van de verdeling hiervan, kan de variabiliteit in de bemesting uitgerekend worden. Door aan te nemen dat voor de snijmaïspcelen de frequentieverdeling van de hoeveelheid fosfor aan het bodemcomplex gelijk is op die van grasland, maar dan met een gemiddelde bemesting van 190 kg.ha⁻¹ P, kan op basis van deze gegevens de verdeling van de bemesting over de verschillende bemestingsniveaus worden berekend (tabel 50).

Tabel 50 Verdeling van de bemesting over de verschillende bemestingsniveaus.

P-bemesting klasse (kg.ha)	Percentage van de plot	
	gras	maïs
65 (< 95)	60	14
125 (95-142)	23	23
160 (142-240)	15	42
320 (240-400)	2	17
480 (> 400)	0	4

Voor een inschatting van de ruimtelijke variabiliteit van het Al- en Fe-gehalte in de bodem, dat bepalend is voor het fosforbindend vermogen, is gebruik gemaakt van de analysecijfers voor podzol en eerdgronden gegeven door Schoumans et al. (1986). Hierbij is er van uitgegaan dat het rekenkundig gemiddelde Al- en Fe-gehalte van de A-, B-, en C- horizonten een goed beeld geeft van het gemiddelde Al- en Fe-gehalte van een bodemprofiel. In tabel 51 is op basis van de frequentieverdeling van bovengenoemde gegevens voor twee aannames uitgerekend voor welk percentage van de plot de helft van het gemiddelde Al- en Fe-gehalte representatief is, en voor welk percentage van de plot een kwart van het gemiddelde gehalte. Bij de veronderstelling van volledige afhankelijkheid, dat wil zeggen dat een laag gehalte in de A-horizont correspondeert met een laag gehalte in de B- en C-horizonten, wordt een groter gedeelte van de plots in de categorie met een laag Al- en Fe-gehalte gevonden.

Tabel 51 Percentage van de plot dat representatief is voor een deel van het gemiddelde Al- en Fe-gehalte.

Variant	Percentage van de plot met Al- en Fe-gehalte		
	< 0,375 g	0,375 g-0,75 g	> 0,75 g
A-horizonten	28	24	48
B-horizonten	12	14	74
C-horizonten	21	11	68
volledig afhankelijk	16	20	64
onafhankelijk	2	25	73

g = gemiddeld Al- + Fe-gehalte

Door onafhankelijkheid te veronderstellen tussen de variabiliteit van het Al- en Fe-gehalte in de bodem en de variabiliteit van de bemesting, kan de invloed van beide factoren afzonderlijk of in combinatie worden onderzocht door vermenigvuldiging van de representatieve fracties van de plot met de vrachten die in tabel 48 zijn gegeven.

Voor de stikstofafvoer heeft alleen de variabiliteit van de bemesting invloed. Door deze variabiliteit in rekening te brengen stijgt de N-afvoer van 1708 ton naar 1811 ton met 6%. Indien dit getal wordt gereduceerd voor de verhoging van de totale bemesting van 9% voor district 29 wordt dit 1661 ton, een netto-verlaging van 3%. Het totale effect van de verbeterde plotschematisering (-7%) en de introductie van de variabiliteit in de bemesting (-3%) betekent een verlaging van de stikstofconcentratie met 10% van 16,30 g/m³ naar 14,70 g/m³. De stikstofafvoer uit district 29 blijkt dus niet erg gevoelig te zijn voor de variabiliteit in de mestgiften.

Door de introductie van de variabiliteit in het Fe- en Al-gehalte in de bodem (2 niveaus; 36% met gehalveerd en 64% met oorspronkelijk Al- en Fe-gehalte) blijkt de fosforafvoer van district 29 toe te nemen met 3,9 ton P, en door de variabele bemesting met 4,9 ton (tabel 52). Indien beide (Al- + Fe-gehalte en bemesting) variabel worden genomen blijkt het totaal effect (9,8 ton) meer te zijn dan de som van de individuele effecten (8,8 ton). Door op deze manier rekening te houden met de variabiliteit van het fosforbindend vermogen en die van de bemesting blijkt ongeveer 17% van de totale afwijking in de fosforconcentratie van 60% te kunnen worden verklaard (tabel 52).

Tabel 52 Effect van de variabiliteit van de bemesting en van het Al- en Fe-gehalten in de bodem op de P-afvoer uit district 29.

Variant	P-afvoer [ton]	Toe- name [ton]	P-con- centratie [g.m ⁻³]	Afwijking P-concentratie t.o.v. waarneming(%)
standaardberekening	21,0	-	0,19	-60
variabiliteit Al + Fe	24,9	3,9	0,22	-53
variabiliteit bemesting	25,9	4,9	0,23	-51
variabiliteit bemesting en Al + Fe	30,8	9,8	0,27	-43

Gezien het grote effect van de variabiliteit in het Al- en Fe-gehalte in de bodem op met name de graslandpercelen is de gevoeligheidsanalyse voor de grasplots met Al- en Fe-gehalten van 50% en 25% van de gemiddelde waarde herhaald. Teneinde het effect van de verblijftijd in de bodem in te schatten is ook een berekening gedaan, waarbij de afvoer uit de bovenste verzadigde lagen bij hoge grondwaterstanden versneld plaats vindt. Uitgangspunt daarbij waren DEMGEN-resultaten met een ontwateringsflux die op basis van de drainagefunctie moest worden opgesplitst in twee fluxen, een flux met een lange en een flux met een korte verblijftijd. Om echter toch afvoer met kortere

verblijftijden te verkrijgen is de drainagefunctie aangepast. In fig. 53 zijn voor een plot (plot 4) de oorspronkelijke en de aangepaste drainagefunctie gegeven. Alle afvoer, met DEMGEN berekend, die niet via het langzame drainagesysteem afgevoerd kan worden, wordt bij toepassing van de aangepaste drainagefunctie afgevoerd uit ondiepe bodemlagen naar een systeem van greppels en ondiepe sloten. Tevens kan worden opgemerkt dat het verband tussen de grondwaterstand en de afvoer dermate afwijkt van een eenduidige grondwaterstands/afvoer relatie (fig. 53 A) dat het in ANIMO gehanteerde verblijftijdconcept (par. 2.5.2) slechts gebrekkig tot zijn recht komt.

Voor de graslandplots zijn de resultaten van wijzigingen in verblijftijd, bemesting, en Al- en Fe-gehaltenes gegeven in tabel 53. Tevens is hierin aangegeven voor welk percentage van de grasplot een combinatie van bemesting en Al- en Fe-gehalte in de bodem geldig is.

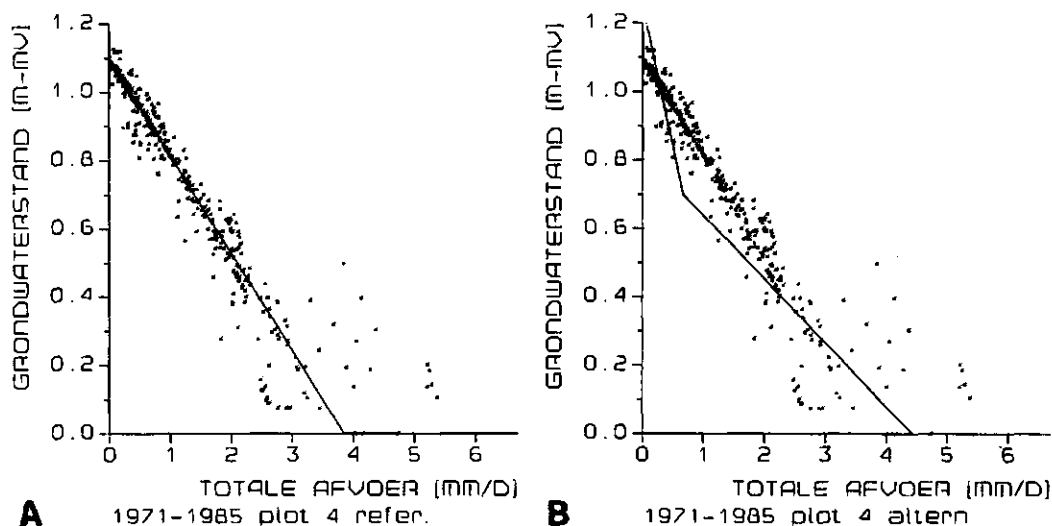


Fig 53. Definitie van snelle drainage voor plot 4, zoals gebruikt voor de district 29-analyse.

A. DEMGEN-drainagefunctie voor plot 4

B. ANIMO-drainagefunctie voor plot 4

Tabel 53 Afvoer van N en P van de grasplots (nieuwe schematisering) in district 29 in $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jaar}^{-1}$ voor verschillende bemestingsniveaus, gehalten van Al en Fe, en voor een alternatief met snelle afvoer bij hoge grondwaterstanden.

Plot- areaal [ha]	mest Al+Fe	P-afvoer [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$]								Percentage van plot waarvoor combinatie mest en Al+Fe geldt
		hydrologie standaard				met snelle afvoer				
		1	2	4	5	1	2	4	5	
8541						8541	283	5513	1130	
1	1	0,7	0,3	0,5	0,5	1,2	0,4	0,5	0,5	38,5
2	1	1,3	0,5	0,9	0,7	1,6	0,7	0,9	0,7	14,5
3	1	1,7	0,7	1,1	0,9	2,4	1,0	1,1	0,9	9,5
4	1	2,9	4,1	2,4	2,2	5,7	5,5	2,4	2,2	1,5
1	2	1,4	1,2	0,7	0,7	3,1	2,1	0,8	0,8	12,0
2	2	2,3	2,3	1,2	1,1	3,5	3,8	1,2	1,1	4,5
3	2	3,0	4,0	1,5	1,4	5,0	6,3	1,5	1,4	3,0
4	2	4,5	19,0	4,3	4,6	7,4	27,7	4,9	5,6	0,5
1	3	5,0	3,2	2,1	1,8	7,8	4,2	4,3	3,3	9,5
2	3	8,2	7,1	4,0	2,8	8,2	9,7	8,7	5,0	3,5
3	3	10,7	13,5	6,4	4,6	11,6	18,6	15,7	9,9	2,5
4	3	16,0	67,1	19,9	20,4	21,0	91,9	47,9	47,6	0,5
mest 1 = 65 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ P		Al+Fe 1 = oorspronkelijk Al- en Fe-gehalte								
mest 2 = 125 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ P		Al+Fe 2 = gehalveerd Al- en Fe-gehalte								
mest 3 = 160 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ P		Al+Fe 3 = kwart Al- en Fe-gehalte								
mest 4 = 320 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ P										

Met behulp van deze gevoeligheidsanalyse voor de graslandplots 1, 2, 4 en 5 en de resultaten voor de overige plots gebaseerd op twee niveaus voor het Al- en Fe-gehalte en zonder snelle drainage, kunnen de fosforvruchten en concentraties gegeven in tabel 54 worden berekend.

Tabel 54 Effect van de variable bemesting, Al- en Fe-gehalten in de bodem en snelle afvoer bij hoge grondwaterstanden op de P-afvoer uit district 29.

	P-afvoer [ton]				P-con- centra- tie [$\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$]	Afwijking P-conc. t.o.v. waarneming(%)
	gras plots	overige plots	dis- trict	toe- name		
standaardberekening	9,4	11,6	21,0	-	0,19	-60
variabiliteit Al + Fe	18,6	12,8*	31,4	10,4	0,28	-40
variabiliteit bemesting	13,6	12,3	25,9	4,9	0,23	-49
snelle afvoer	13,7	11,6**	25,3	4,3	0,22	-53
combinatie variabele mest en variabele Al+Fe	27,2	13,7	40,9	19,9	0,36	-23%
combinatie snelle afvoer, variabele mest en Al+Fe	40,7	13,7	54,4	33,5	0,48	+2%

* voor de overige plots alleen 2 niveaus voor Al+Fe

** voor de overige plots geen snelle afvoer

Het versterkende effect van de verschillende beschouwde factoren komt in deze berekeningen nog duidelijker naar voren. De som van de individuele effecten, variabele bemesting, variabel Al- en Fe-gehalte en snelle afvoer (toename van 19,6 ton P) wordt bijna verdubbeld door deze factoren in combinatie te beschouwen (toename van 33,5 ton P). Uit deze analyse blijkt dat de berekende afvoer van fosfor uit de zandgebieden sterk afhangt van de variabiliteit van bemesting en Al+Fe-gehalte en van de verblijftijdspreiding in de bodem. Door al deze factoren in rekening te brengen kan de geconstateerde afwijking in de resultaten voor district 29 voor de fosforconcentratie (factor 3,6) volledig worden verklaard.

8.2.3 Stikstofafvoer en waterbodem

Indien er vanuit gegaan kan worden dat de berekende en gemeten waarden zoals vermeld in tabel 47 correct zijn, dan kan het verschil in berekende en gemeten stikstofafvoeren verklaard worden door processen die zich op het grensvlak water-waterbodem, in de waterbodem en in het oppervlaktewater voordoen. De berekende afvoeren in PAWN-vermesting hebben daarbij betrekking op stikstofvrachten die zich bevinden in het uit de bodem tredende bodemvocht. De metingen zijn in het oppervlaktewater verricht. De voor district 29 berekende N-concentraties in het afgevoerde water zijn 12,03 g N per m³ hoger dan de in het oppervlaktewater gemeten concentraties (tabel 47). Indien wordt aangenomen dat de natte oppervlakte waterbodem in het district ca. 2% bedraagt en de gemeten gebiedsafvoer van 92 miljoen m³ water in 200 dagen plaatsvindt, dan ontstaat een waterafvoer van 0,039 m³ per m² natte waterbodem per dag. Dit betekent dat er gemiddeld per dag 0,469 g N per m² waterbodem (0,039*12,03) moet verdwijnen. Indien de te hoge N-afvoer geheel wordt verklaard door denitrificatie in en op de waterbodem dan is het noodzakelijk dat voldoende organisch materiaal aanwezig is en dat de verblijftijd voldoende lang is. Bij een denitrificatie van 0,469 g NO₃-N per m² per dag is het noodzakelijk dat er een hoeveelheid biologische afbreekbaar organisch materiaal wordt omgezet van ca. 0,6 g C per m² per dag. Voor evenwichtscondities is het noodzakelijk dat er dus een organische-stofaanvoer in de waterbodem en op het grensvlak water-waterbodem wordt gerealiseerd van 120 g C per m² waterbodem per jaar (200 * 0,6 g C per m² per dag), of ca. 400 g droge stof per m² per jaar. Voor perceelssloten met een geringe waterdiepte die bovendien mogelijk in de zomer droog staan zijn organische-stofproducties (inclusief wortels) van 700-1400 g droge stof per m² per jaar niet uitzonderlijk. Indien we aannemen dat de wortels 10 tot 20 cm in de waterbodem dringen met een spruit/wortelverhouding van 2 tot 3, dan betekent dit dat de organische stof in de waterbodem ruim voldoende is om de volledige denitrificatie van het te veel berekende te bewerkstelligen. De verblijftijden in en op de waterbodem voor de gebiedsafvoer van 92 miljoen m³ water zijn eenvoudig als volgt te berekenen:

$$T = \frac{D * n}{V}$$

waarbij: T = verblijftijd
 D = dikte van waterbodem
 n = porositeit
 V = Darcy-snelheid

[d]
 [m]
 [l]
 [m.d]

Bij een poriëngehalte van 0,5 een Darcy-snelheid van 0,039 m/d en een laagdikte van de waterbodem van 10 cm wordt dan een verblijftijd van 1,3 dag uitgerekend. Deze verblijftijd houdt in dat er voor dit district een denitrificatie-capaciteit van 0,360 g NO₃-N per m² natte waterbodem per dag aanwezig moet zijn. Bij een toetsing van deze berekende denitrificatiecapaciteit met gemeten waarden stuit men onder meer op de volgende problemen. De metingen van denitrificatie in het oppervlaktewatersysteem vinden altijd plaats bezien vanuit het oppervlaktewater, dat wil zeggen er wordt gemeten van het oppervlaktewater naar het bodemsysteem toe, terwijl voor een goede verificatie van de ANIMO-resultaten juist metingen in omgekeerde richting nodig zijn. Verder vinden metingen van de denitrificatie-capaciteit meestal onder laboratoriumomstandigheden plaats en zijn er maar zeer weinig metingen bekend van proeven op praktijkschaal onder Nederlandse omstandigheden. Van Kessel (1976) heeft in het Apeldoorns Kanaal een denitrificatie-capaciteit kunnen vaststellen van 0,537 g N per m² nat sediment per dag. Een literatuurstudie (Visser, 1989) geeft een spreiding aan van 0,0 - 1,500 g N per m² nat sediment per dag voor in het buitenland gevonden denitrificatie-capaciteiten.

8.3 Evaluatie

In deze paragraaf zullen kritische kanttekeningen worden gezet bij de gevolgde werkwijze in dit onderzoek. In dit verband kan een onderscheid worden gemaakt tussen kanttekeningen ten aanzien van het gebruikte instrument, de gekozen schematisering, de gebruikte invoergegevens, de gedefinieerde scenario's, en de verkregen resultaten.

8.3.1 Het gebruikte instrument

Voor de berekening van de huidige situatie en voor de verschillende toekomstscenario's betreffende de stikstof- en fosforvrachten uit het landelijk gebied naar het oppervlaktewater via af- en uitspoeling is er voor gekozen het simulatiemodel DEMGEN te gebruiken voor de waterhuishouding en het model ANIMO voor de stikstof en fosforhuishouding.

Interacties tussen de verschillende deelgebieden (plots) via het watervoerend pakket worden door deze combinatie van model-

len (DEMGEN en ANIMO) niet in de beschouwing betrokken en zowel kwel als wegzijging worden als vaste randvoorwaarde opgelegd. Om dit bezwaar te ondervangen moet DEMGEN uitgebreid worden met een regionaal verzadigd grondwaterstromingsmodel, of moet een ander verzadigd/onverzadigd regionaal hydrologisch model worden gebruikt. In het model ANIMO is het regionaal stoffen-transport via het watervoerend pakket reeds als optie opgenomen. Het in beschouwing nemen van het watervoerend pakket heeft als additioneel voordeel dat ook uitspraken kunnen worden gedaan over de grondwaterkwaliteit, die voor drinkwaterwinning van belang is.

Ook interacties tussen de verschillende deelgebieden via het oppervlaktewater worden door het huidige instrumentarium niet meegenomen. Voor een correcte beschrijving van de interactie met het oppervlaktewater moet het modelleninstrument uitgebreid worden met een oppervlaktewatermodule. In dat geval is het belangrijk de subgebieden zo te definiëren, dat de berekeningsvolgorde overeenkomt met de stromingsrichting in het oppervlaktewater.

De berekeningen met DEMGEN resulteerden in een onwateringsflux, die in ANIMO is opgesplitst in fluxen met lange en korte verblijftijden. Het verband tussen de grondwaterstand en afvoer door DEMGEN berekend wijkt af van een eenduidige grondwaterstands/afvoer relatie (fig. 53 A). Enerzijds wordt deze niet-lineariteit veroorzaakt doordat de rekentijdstep in DEMGEN 1 dag bedraagt, waarna de afvoer is gesommeerd tot decade-totaal. Anderzijds lijkt de afwijking mede te worden veroorzaakt door de formulering van de snelle drainage in DEMGEN. Voor regionaal stoftransport vanuit de bodem naar het oppervlaktewater verdient het aanbeveling om eenduidige grondwaterstands/afvoer relaties te hanteren.

In de huidige studie is voor de verdeling van de dierlijke mest over de verschillende grondgebruiksvormen uitgegaan van het grondgebruik en de mestproduktie per district. Voor de verdeling van de mest over de verschillende grondgebruiksvormen zijn eenvoudige regels gebruikt voor de bemesting van grasland en bouwland, en is het overschot afgezet op snijmaïs.

In de praktijk gebeurt dit op bedrijfsniveau, en zal de verdeling van de dierlijke mest vanuit de bedrijfsvoering gezien zo optimaal mogelijk plaats vinden. In het gebruikte instrument is niet voorzien in een module waarmee de verdeling van de dierlijke mest over de verschillende grondgebruiksvormen op realistische wijze (rekening houdend met de agrarische bedrijfsvoering) wordt gesimuleerd.

Voor een betere onderbouwing van de simulatieresultaten voor de fosforhuishouding, maar ook voor de stikstofhuishouding is nog nadere verificatie van het ANIMO model (de processen), en van de invoergegevens voor verschillende bodemkundige en hydrologische omstandigheden en grondgebruiksvormen nodig.

8.3.2 De gekozen schematisering

De ruimtelijke schematisering van Nederland, die voor de huidige studie is gebruikt, is gebaseerd op de indeling in afwateringseenheden. Binnen deze eenheden (districten) worden nog wel subdistricten onderscheiden, maar deze zijn niet meer geografisch bepaald in de gebiedschematisering. In dit verband onderscheiden subdistricten zich van elkaar door een verschillende bodemeenheid en verschillende hydrologische randvoorwaarden. Per subdistrict worden plots onderscheiden, die zich van elkaar onderscheiden door verschillend grondgebruik en hydrologie. Door deze gekozen schematisering is het grondgebruik impliciet gekoppeld aan de hydrologische omstandigheden, en kunnen veranderingen in het grondgebruik (zoals nodig voor de initialisatie) niet eenvoudig worden ingevoerd zonder het aantal plots te veranderen. Doordat plots en subdistricten niet geografisch zijn vastgelegd, wordt het ook moeilijker om de simulatieresultaten te vergelijken met veldwaarnemingen, die over het algemeen betrekking hebben op een veel kleinere schaal dan de gedefinieerde districten. Bovendien is het om deze reden niet mogelijk geweest om de bemesting, waarvoor de basisinvoergegevens op veel kleinere schaal (op gemeenteniveau) beschikbaar zijn, minder (ruimtelijk) uniform toe te delen aan de verschillende grondgebruiksvormen.

Voor de bodemkundige schematisering is gebruik gemaakt van 21 standaardprofielen voor de fysische eigenschappen van de bodems in Nederland. De bodemchemische schematisering, die een veel grotere mate van detail vereist en op basis van geheel andere criteria heeft plaatsgevonden, moest via een vertaalslag opgehangen worden aan de bodemfysische schematisering. Hierdoor is een belangrijke mate van detail voor met name het "fosforbindend vermogen", de hoeveelheid Al en Fe in de bodem, maar ook voor het organische-stofgehalte verloren gegaan.

Voor een correcte beschrijving van de stikstof- en fosforconcentraties in het afgevoerde water naar de ontwateringsmiddelen is het belangrijk een goede schatting te maken van de verblijftijdspreiding in de bodem. In de huidige studie is voor de calibratie van het hydrologische model (DEMGEN), gebruik gemaakt van de grondwaterstandsgegevens van DGV-TNO om het model voor de drainagefunctie te calibreren. Hierbij is onvoldoende rekening gehouden met de laaggelegen natte gronden (beekdalen en dergelijke). Hierdoor heeft een soort "middeling" van natte en droge gronden plaats gevonden. Aangezien zowel de stikstof- als de fosforafvoer naar het oppervlaktewater sterk gerelateerd zijn aan de vochtigheid van de bodem (denitrificatie) en de hoogte van de grondwaterspiegel (fosforafvoer), betekent dit voor deze gebieden dat de gesimuleerde stikstofafvoeren in het algemeen te hoog zijn en de fosforafvoeren te laag. De berekeningen voor district 29 met een aangepaste schematisering bevestigen dit. Voor een goede weergave van de verblijftijdspreiding dient een inventarisatie van ontwateringsmiddelen in termen van dichtheid in km².ha⁻¹ per diepteklasse te worden uitge-

voerd, voordat per grondwatertrap drainagefuncties worden vastgesteld. In samenhang met gegevens van de profielopbouw van de ondergrond (beneden de 1,2 m) kunnen dan beter gedifferentieerde drainagefuncties worden vastgesteld, waarbij ook de snelle afvoer met een geringe verblijftijd beter kan worden ingeschat, dan bij de huidige benadering het geval is geweest. Het effect hiervan zal een verhoging van de berekende stikstof- en fosforafvoer zijn. Voor de zandgebieden (Centraal Nederland, Oost Gelderland, Noord-Brabant, en Noord-Limburg) is door de gevolgde werkwijze in de schematisering en de bepaling van de drainagefuncties voor het hydrologische model DEMGEN een deel van de natte gronden weggeschematiseerd.

8.3.3 De gebruikte invoergegevens

Het grondgebruik is voor de huidige studie constant verondersteld voor de 105 jaar, waarvoor is gerekend (1940/2045). De reden hiervoor ligt besloten in de gekozen schematisering van Nederland. Dit heeft mede tot gevolg dat de stikstofafvoeren gedurende de initialisatieperiode en de huidige situatie (1985) te hoog zijn, en de fosforafvoeren te laag. Een andere reden voor de te hoge stikstof- en de te lage fosforafvoeren gedurende de initialisatieperiode is dat de bemesting, inclusief de verdeling over de grondgebruiksvormen, en de verdeling van de toediening (uitrijden van dierlijke mest in de winter!), van 1985 als uitgangspunt is genomen en gereduceerd met factoren op basis van de totale mestproduktie in Nederland gedurende de periode 1950/1985. Gezien de overbemesting van snijmaïspercelen in 1985 (gemiddeld ca. 240 kg.ha⁻¹ P en 785 kg.ha⁻¹ N), heeft dit tot gevolg dat in de simulaties de snijmaïspercelen reeds vanaf 1940 overbemest zijn verondersteld (voor de periode 1940-1954 gemiddeld ca. 115 kg.ha⁻¹ P en 375 kg.ha⁻¹ N). Voor het grondgebruik "overig bouwland" daarentegen, dat in 1985 niet sterk overbemest wordt (gemiddeld ca. 50 kg.ha⁻¹ P en 210 kg.ha⁻¹ N), is in de simulaties voor de initialisatieperiode duidelijk onderbemesting verondersteld (voor de periode 1940-1954 gemiddeld ca. 25 kg.ha⁻¹ P en 100 kg.ha⁻¹ N). Een slechte (niet-optimale) verdeling van de bemesting over de grondgebruiksvormen heeft een hogere uit- en afspoeling tot gevolg. Ook het uitrijden van dierlijke mest in de winterperiode, zoals ten onrechte is aangenomen voor de initialisatieperiode, heeft een verhoogde uitspoeling tot gevolg. Gedurende de eerste helft van de initialisatieperiode werd in werkelijkheid in de winter geen mest uitgereden, maar vermengd met stro in het voorjaar als stalmest op het land gebracht.

In de huidige studie is er vanuit gegaan dat zowel de kwel als de concentratie van het via kwel aangevoerde water naar het bodemprofiel een constante waarde hebben, en dat geen interacties op zullen treden met de gevolgen van de bemesting in die gebieden, waar deze kwel uit afkomstig is.

De oppervlaktewaterkwaliteit van de infiltrerende flux naar het bodemprofiel is als gegeven ingevoerd en constant verondersteld. Voor de toekomstscenario's is eenzelfde reductie van de concentraties aangehouden als die voor de atmosferische depositie.

In de huidige studie is geen rekening gehouden met de invloed van ruimtelijke variabiliteit van de invoergegevens. Door uit te gaan van een meer gedetailleerde schematisering (minder variatie binnen de rekeneenheid) zal het belang van ruimtelijke variabiliteit waarschijnlijk minder worden. Naar verwachting zal ook dan echter de variabiliteit van een aantal invoergegevens nog een grote rol kunnen spelen. De berekeningen met district 29 hebben dit duidelijk aangetoond. Verder onderzoek naar de effecten hiervan op de afwijking van modelresultaten met de werkelijkheid is nog nodig.

8.3.4 De gedefinieerde scenario's

Behalve de huidige situatie (1985) zijn voor de huidige studie zes scenario's gedefinieerd. Twee van deze scenario's zijn niet goed vergelijkbaar met de andere vier. Op de eerste plaats betreft dit het scenario ONBEPERKT. In dit scenario wordt er van uitgegaan dat de huidige (1985) bemestingspraktijken onveranderd zullen worden voortgezet tot het jaar 2000. Dit uitgangspunt gaat voorbij aan de maatschappelijke ontwikkelingen waaronder de resultaten van het landbouwkundig onderzoek (onder andere verbetering van de veevoederconversie en verhoging van de melkproduktie per koe). Omdat het scenario ONBEPERKT niet een beleidskeuze inhoudt, moet dit scenario als onrealistisch worden bestempeld.

Het scenario PRIJSVAR wijkt af van de overige scenario's omdat met dit scenario geen alternatief mestbeleid is geformuleerd, maar een alternatieve randvoorwaarde is gekozen voor het scenario CENTRAAL. Ten gevolge van deze andere randvoorwaarde (het grondgebruik in Nederland is niet constant en gelijk aan 1985 verondersteld) veranderen zowel de kosten van het mestbeleid, dat is gedefinieerd in het scenario CENTRAAL, als de landbouwproduktie en de geldelijke opbrengsten hiervan. Bij de andere vier gedefinieerde scenario's is de landbouwproduktie gelijk. Derhalve kunnen de kosten van het scenario PRIJSVAR niet zonder meer worden vergeleken met die van de andere scenario's.

Bij het scenario VERSNELD kan overigens ook een kanttekening worden geplaatst. Door de gevolgde werkwijze bij het versneld invoeren van de verschillende fasen van het scenario CENTRAAL is ook de autonome landbouwkundige ontwikkeling hier versneld ingevoerd. Dit heeft tot gevolg dat de berekende effecten van het scenario VERSNELD te gunstige resultaten geeft.

Voor de scenario's is voor de verdeling van de mest over de verschillende grondgebruiksvormen uitgegaan van eenvoudige regels voor de bemesting van grasland, bouwland en snijmaïs. Hierbij is, per grondgebruiksvorm, rekening gehouden met het maximum aan dierlijke mest die volgens het geformuleerde beleid op de betreffende grondgebruiksvorm mag worden afgezet. Het gevolg van deze vereenvoudigde aannamen is dat voor de toekomstscenario's met de Wet op de Bodembescherming als uitgangspunt de bemesting van grasland is toegenomen ten opzichte van de huidige (1985) situatie, en de bemesting van snijmaïspcelen meer is afgenomen, dan op grond van de bedrijfsvoering in de landbouw verwacht mag worden. De reden voor deze ogenschijnlijke tegenstrijdigheid is, dat door de invoering van wettelijke maatregelen ten aanzien van de maximale fosfortoediening met dierlijke mest, er in de berekeningen een verschuiving in het gebruik van dierlijke mest van snijmaïspcelen naar grasland is opgetreden. Dit verschijnsel (het opvullen van de bemesting tot de wettelijke norm is bereikt) komt voor gedurende de eerste drie fasen van de Wet op de Bodembescherming. Waarschijnlijk zal deze verschuiving van de bemesting van maïsland naar grasland minder zijn dan in de scenario's is aangenomen. De maatregelen zijn weliswaar geformuleerd op basis van het grondgebruik, maar de controle op de naleving hiervan zal waarschijnlijk op bedrijfsniveau plaatsvinden. Teneinde zo goed mogelijk bij de werkelijkheid aan te sluiten, is het daarom beter om deze verdeling uit te rekenen op basis van de landbouwbedrijfsvoering (Van Walsum, 1988).

Bij de formulering van geen enkele van de scenario's zijn de fosforkunstmestgiften in de beschouwing betrokken. Dit betekent, dat ook in het jaar 2000, en gedurende de periode daarna, als de fosforbemesting met dierlijke mest gelijk is aan de gewasopname, de kunstmestgift gelijk is aan de overdosering.

In geen van de scenario's is rekening gehouden met de extra regels betreffende de bodembeschermingsgebieden. Dit betreft enerzijds de intrekgebieden van kwetsbare waterwinningen, en anderzijds de op handen zijnde regeling fosfaatverzadigde gronden.

8.3.5 De simulatieresultaten

De verkregen simulatieresultaten zijn behept met de gevolgen van een aantal tekortkomingen in de gevolgde werkwijze. De belangrijkste zijn:

- de gebruikte gebiedschematisering;
- de verdeling van de mest over de verschillende grondgebruiksvormen;
- de verblijftijdspreiding in de bodem;
- de variabiliteit van de invoergegens.

Uit de analyse voor district 29 is gebleken dat door een betere plotschematisering de stikstofconcentraties van de afvoer naar het oppervlaktewater in de orde van grootte van 7% kan afnemen. Ten gevolge van de variabiliteit in de bemesting blijkt de stikstofconcentratie met nog eens 3% af te kunnen nemen. Indien er van uit kan worden gegaan dat de afwijking in de waterafvoer van district 29 als uitzondering kan worden beschouwd, en de waterafvoer voor de rest van de zandgebieden correct is, kunnen correcties die afgeleid zijn voor de concentraties van district 29 worden toegepast op de berekende vrachten van de zandgebieden. In dit verband zijn de zandgebieden gedefinieerd als de districten 17 t/m 29, 60 t/m 61, 63 t/m 66 en 68 t/m 74. De oppervlakte bedraagt 998 324 ha (35% van het totale studiegebied), en de berekende stikstofafvoer naar het oppervlaktewater voor de huidige situatie (1985) bedraagt 90587 ton N (54% van de landelijke afvoer). Verlaging van de stikstofvracht van de zandgebieden met 10% levert een totale verlaging van 9059 ton N op, wat neerkomt op een verlaging van de berekende stikstofvracht voor geheel Nederland (169 114 ton N) met 5%.

Voor fosfor is in de analyse van district 29 duidelijk aangetoond dat het verschil tussen de simulaties en de waarnemingen voor district 29 verklaard kunnen worden door de gebruikte schematisering, effecten van de ruimtelijke variabiliteit en door onvoldoende spreiding in de verblijftijd in de bodem (snelle afvoer). Teneinde de waargenomen fosforconcentratie te verkrijgen, moet de gesimuleerde waarde vermenigvuldigd te worden met een factor 3,62. De totale berekende fosforafvoer van de boven gedefinieerde zandgebieden bedraagt 596 ton P (11% van de landelijke afvoer). Verhoging van deze vracht met 252% (verhoging van 1562 ton P) komt neer op een toename van de landelijke fosforvracht voor geheel Nederland (5375 ton P) met 29%.

De verdeling van de bemesting over de verschillende grondgebruiksvormen, zoals gehanteerd in de huidige studie, met name gedurende de initialisatieperiode, maar ook voor de verschillende toekomstscenario's, is zo overheersend op de simulatiere-sultaten voor de fosforvastlegging in de bodem, dat op basis van deze resultaten geen goed onderbouwde uitspraken kunnen worden gedaan over de fosfordoorslag naar het grondwater en over de ruimtelijke verdeling hiervan (fig. 36 en 37).

De basisbelasting is gedefinieerd als de theoretische afvoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater, indien het gehele district uit niet-cultuurgrond zou bestaan. Als gevolg van deze definitie kan het voorkomen dat in sommige districten de basisbelasting van met name fosfor hoger uitvalt dan de totale districtsafvoer. Dit komt voornamelijk voor in de kustgebieden met hoge fosforconcentraties in de ondergrond. De verklaring hiervoor is, dat in Laag Nederland natuurgebieden over het algemeen op slecht ontwaterde percelen voorkomen, met meer (fosforrijke) kwel, dan voor landbouwgronden het geval is.

De totale landelijke stikstofdepositie die in ANIMO is ingevoerd voor de huidige situatie (1985) en de totale vervluchtiging van stikstof vanuit de landbouwpercelen komen redelijk overeen met de gegevens uit de literatuur. De totale depositie die in ANIMO is ingevoerd bedroeg 134 duizend ton N, en onderschat de berekende depositie gerapporteerd door het RIVM (RIVM, 1989) met 4% (ca. 140 duizend ton N). De vervluchtiging van $\text{NH}_4\text{-N}$ vanaf landbouwpercelen bedraagt volgens de ANIMO berekeningen 113 duizend ton N. Volgens Buijsman et al. (1984) is de emissie van landbouwpercelen 54% van de totale ammoniak-emissie. Op basis van een totale $\text{NH}_4\text{-N}$ -emissie van 258 duizend ton (RIVM, 1989) betekent dit dat de ANIMO-berekening uit had moeten komen op 139 duizend ton. De ammoniak-emissie is in de berekeningen dus met zo'n 19% onderschat ten opzichte van de RIVM-resulaten.

Op basis van de kosteneffectiviteit van de verschillende scenario's, waarbij de reductie in de stikstofvracht in het jaar 2000 als baten worden beschouwd, zou ten onrechte de conclusie kunnen worden getrokken dat scenario CENTRAAL niet kosteneffectief is. De ammoniak-emissiereducerende maatregelen die in het scenario CENTRAAL aan het scenario WBB zijn toegevoegd, hebben echter niet de terugdringing van de stikstofvrachten naar het oppervlaktewater als hoofddoelstelling, maar de vermindering van de verzuring door stikstofdepositie. Deze baten (vermindering verzuring) zijn echter niet in de analyse meegenomen.

9 CONCLUSIES

Door de gehanteerde ruimtelijke schematisering is onvoldoende rekening gehouden met ruimtelijke variaties in hydrologie, bemesting, bodemfysische en bodemchemische eigenschappen. Hierdoor is vooral de af- en uitspoeling van fosfor op natte laaggelegen percelen onderschat.

In zandgebieden wordt de hoge fosforafvoer maar door een beperkt areaal veroorzaakt.

De berekende stikstofafvoer naar het oppervlaktewater bedraagt voor de huidige (1985) situatie ca. 169 000 ton N per jaar.

De berekende fosforafvoer naar het oppervlaktewater bedraagt voor de huidige (1985) situatie ca. 5400 ton P per jaar.

De basisbelasting ("natuurlijke" achtergrondbelasting) bedraagt voor stikstof ca. 20% en voor fosfor ca. 60% van de totale afvoer.

De invloed van de meteorologische omstandigheden op de totale stikstof- en fosforafvoer is aanzienlijk; in natte jaren kan de afvoer 2 tot 3 maal hoger zijn dan in droge jaren.

De landelijke omvang van de afspoeling is gering in vergelijking met de uitspoeling, zowel voor stikstof als voor fosfor en zowel in natte als in droge jaren. Grote verschillen tussen subregio's kunnen met name voor fosfor voorkomen.

Een verdere aanscherping van het uitrijverbod heeft geen effect op de gesimuleerde afvoer van N en P naar het oppervlaktewater.

De fosforafvoer zal zelfs bij het meest strenge mestbeleid tot ver in de 21e eeuw blijven toenemen.

In het jaar 2000 neemt de stikstofafvoer bij het nu geformuleerde mestbeleid met ca. 29% af ten opzichte van de afvoer in 1985. Door reductie van de ammoniak-emissie en versneld invoeren van de laatste fase van de WBB kan de N-afvoer in het jaar 2000 worden gereduceerd tot ca. 38% van de afvoer in 1985.

Bij het scenario CENTRAAL wordt 50% reductie in de stikstofafvoer in 2015 bereikt, mits de autonome landbouwontwikkeling wordt gerealiseerd.

Voor regionaal stoftransport vanuit de bodem naar het oppervlaktewater verdient het aanbeveling om in het vervolg meer aandacht te besteden aan een goede verblijftijdspreiding in de bodem.

Introductie van de Wet Bodembescherming ten opzichte van de autonome landbouwontwikkeling kost ca. 43 gulden per kg vermindering van de stikstofafvoer in het jaar 2000 in contante waarde. Een reductie van de stikstofafvoer door het versneld invoeren van de Wet Bodembescherming kost ongeveer 54 gulden per kg vermindering in de stikstofafvoer.

LITERATUUR

- Abrahamse, A.H., G. Baarse, E. van Beek, 1982. Policy Analysis of Water Management for the Netherlands, Vol. XII, Model for Regional Hydrology, Agricultural Water Demands and Damages from Drought and Salinity. RAND, Delft Hydraulics Laboratory.
- Bakker, J.W., 1965. Luchthuishouding van bodem en plantewortels; een literatuurstudie. Wageningen, ICW. Nota 302.
- Bakker, J.W., F.R. Boone, P. Boekel, 1987. Diffusie van gassen in grond en zuurstofdiffusie-coëfficiënten in Nederlandse akkerbouwgronden. Wageningen, ICW. Rapport nr. 20.
- Berends, J., 1986. Overzicht bodemvruchtbaarheidstoestand 1971/1986 voor pH, humus en slib. Nederlands Meststoffen Instituut, Verslag C 86.20. Haren.
- Bolt, F. van der. 1990. Nitraatuitspoeling waterwingebied het Klooster. Wageningen, Staring Centrum. i.v.
- Breeuwsma, A., W. van Duijvenbouden, 1987. Kwetsbaarheid van het grondwater. RIVM Rapport 840387003.
- Breeuwsma, A., J.G.A. Reijerink, D.J. Brus, H. van het Loo, en O.F. Scoumans, 1989. Fosfaatbelasting van bodem, grond-, en oppervlaktewater in het stroomgebied van de Schuitenbeek. Wageningen, Staring Centrum. Rapport 10.
- Buijsman, E., H. Maas, en W. Asman, 1984. Een gedetailleerde amoniakemissie-kaart van Nederland. Rijksuniversiteit Utrecht, Instituut voor Meteorologie en Oceanografie, Rapport V-84-20.
- CBS, 1986. Voorlopige uitkomsten van de enquête "Opslag, transport en gebruik van dierlijke mest", CBS.
- CBS, 1987a. Productie van dierlijke mest 1986, CBS Milieustatistiek. CBS, 1987b. Productie en opslag van dierlijke mest, 1986. M.M. van Eerdt. Maandstat. 87/11-12.
- COLA, NRLO Taakgroep, 1988. Werkgroep Mestonderzoek. Raamplan voor het onderzoek inzake de mest- en ammoniakproblemen 1988, Wageningen, DLO.
- Commissie Realisatie Mestverwerking, 1989. Mestverwerken, milieuversterken. Den Haag. Ministerie van Landbouw en Visserij.
- Consulentschap, 1986. Vlugschrift voor de landbouw nr. 406, februari 1986. Wageningen, Consulentschap in Algemene Dienst voor Bodem-, Water- en Bemestingszaken in de Veehouderij.
- Cultuurtechnisch vademecum, 1988. Werkgroep Herziening Cultuurtechnisch Vademecum, Cultuurtechnische vereniging, Utrecht.
- Deinum, B., 1985. Root mass of grass swords in different grazing systems, Neth. J. Agric. Sci. 33 (1985): 377-384.
- Drent, J., J.G. Kroes, P.E. Rijtema, 1988. Nitraatbelasting van het grondwater in het zuidoosten van Noord-Brabant. Wageningen, ICW Rapport 26.
- Ernst, L.F., 1973. De bepaling van de transporttijd van het grondwater bij stroming in de verzadigde zonde. ICW, Wageningen, ICW. Nota 755.
- Ernst, L.F., 1978. Drainage of undulating sandy soils with high groundwater tables; I. A drainage formula based on a Constant Hydraulic Head Ratio. Journal of Hydrology, 39 (1978) 1-30. Ook verschenen als: Wageningen, ICW. Technical Bulletin nr. 106.

- Fonck H., 1982a. Stikstofconcentraties in bodemvocht en grondwater onder grasland op zandgrond in afhankelijkheid van runderdrijfmest- en kunstmeststikstofdosering. Wageningen, ICW. Nota 1337.
- Fonck H., 1982b. Stikstofconcentraties in bodemvocht en grondwater onder grasland op zandgrond in afhankelijkheid van runderdrijfmest- en kunstmestdosering (2e onderzoeksjaar 1981/-1982). Wageningen, ICW. Nota 1407.
- Fonck H. 1986a. Stikstofconcentraties in bodemvocht en grondwater onder grasland op zandgrond in afhankelijkheid van runderdrijfmest- en kunstmestdosering (3e onderzoeksjaar 1982/-1983). Wageningen, ICW. Nota 1707.
- Fonck H., 1986b. Stikstofconcentraties in bodemvocht en grondwater onder grasland op zandgrond in afhankelijkheid van runderdrijfmest- en kunstmestdosering (4e onderzoeksjaar 1983/-1984). Wageningen, ICW. Nota 1685.
- Fonck H., 1986c. Stikstofconcentraties in bodemvocht en grondwater onder grasland op zandgrond in afhankelijkheid van runderdrijfmest- en kunstmestdosering (5e onderzoeksjaar 1984/-1985). Wageningen, ICW. Nota 1690.
- Fonck H., 1986d. Stikstofuitspoeling op grasland in afhankelijkheid van kunstmestgift en beregening. II: Heino 82/83. Wageningen, ICW. Nota 1683.
- Fonck H. 1986e. Stikstofuitspoeling op grasland in afhankelijkheid van kunstmestgift en beregening. III: Heino 83/84. Wageningen, ICW. Nota 1705.
- Fonck H., 1988. Gevolgen van beweiding op zandgrasland voor de nitraatverliezen door uitspoeling (Achterberg 1985-1987). Wageningen, ICW. Nota 1870.
- Grashoff, P.S., M.A. Menke, C.H. van Belois, E.F.W. Ruygh, 1989. PAWN-vermesting. Verzamelen en berekenen van invoergegevens ten behoeve van waterkwaliteitsberekeningen. Delft, Waterloopkundig Laboratorium. Rapport 1420.
- Hopstaken, C.F., E.F.W. Ruygh, P.S. Grashoff & M.A. Menke, 1988. Toepassing op het stroomgebied van de Horstsche beek, Delft, Waterloopkundig Laboratorium Water-Landbouw-Milieu, Concept verslag onderzoek.
- Hijink, J.W.K. en A.B. Meyer, 1987. Het Koemodel. Lelystad, Proefstation voor de Rundveehouderij, Schapenhouderij en Paardenhouderij (PR), Publikatie 50.
- Jansen, E.J., 1988. Invloed van de landbouw op de kwaliteit van oppervlaktewater. Macronutriënten. ICW-rapport 30 II in druk, Wageningen.
- Jeurissen, L.W., 1989. Toetsing van het waterkwaliteitsmodel ANIMO; fosfaat af- en uitspoeling op zand-grasland. Wageningen, ICW. Nota 1970.
- Kessel, J.F. van, 1976. Influence of denitrification in aquatic sediments on the nitrogen content of natural waters. Agric. Res. Rep. (Versl. Landbouwk. Onderz.) 858, doctoral thesis, Wageningen.
- KNMI/RIVM, 1987. Chemische samenstelling van neerslag over Nederland. Bilthoven, gezamenlijk KNMI/RIVM-project Jaarrapport 1985.

- Kroes, J.G., 1988. Animo Version 2, User's Guide. Wageningen, ICW. Nota 1848.
- LEI, 1983. Het kunstmestgebruik in de land- en tuinbouw in 1979/1980. Den Haag, Landbouw Economische Instituut.
- LEI, 1987a. Het kunstmestverbruik op de LEI-bedrijven (excl. tuinbouw). Boekjaar 1985/86 en voorgaande jaren. Den Haag, Landbouw Economische Instituut, Interne nota 350, oktober 1987.
- LEI, 1987b. Jaarstatistiek van de kunstmeststoffen 1985/86. Periodieke Rapportage 66-85-86, december 1987. Den Haag, Landbouw Economische Instituut.
- LEI, 1987c. De Nederlandse Landbouw na 2000; een verkenning. L. Douw e.a. Den Haag, Mededeling 379.
- LEI, 1988. Prijsscenario en grondgebruik ten behoeve van het ICW project Midden en Oost-Brabant. B. Kortekaas, G. Tamminga, G. Trip. Den Haag, Interne Notitie.
- LEI, 1989. Twee modellen voor economische evaluatie van de mestproblematiek. H.H. Leusink en M.Q. v.d. Veen. Den Haag, Onderzoeksverslag 47.
- Ministerie van Landbouw en Visserij, 1989. Structuurnota Landbouw. Den Haag.
- Oosterom, H.P. en J.H.A.M. Steenvoorden, 1984. Drijfmestgiften op snijmaïspcelen (zandgrond) en de uitspoelingsverliezen naar het grondwater. Wageningen, ICW. Nota 1499.
- Oosterom H.P. en A. van de 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 de 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 onderzoekcentrum te Zegveld. Wageningen, ICW. Nota 1652
- Per, 1982. Eutrofiëringsonderzoek Wolderwijd-Nulder nauw in de periode mei 1976 tot en met september 1979. Lelystad, Projectgroep Eutrofiëringsonderzoek Randmeren, RWS.
- Per, 1986. Bestrijding van de Eutrofiëring van het Veluwemeer-Drontemeer. Lelystad, Projectgroep Eutrofiëringsonderzoek Randmeren, RWS.
- Pomper, A.B. 1983. Hydrochemisch onderzoek in het Zuidelijk Peelgebied I: Een beschrijving van de eerste resultaten van het meetprogramma in het voorjaar van 1982. Wageningen, ICW. Nota 1368.
- Pomper, A.B., 1988. Hydrochemisch onderzoek in het Zuidelijk Peelgebied deel II: Projectgroep Zuidelijk Peelgebied 49. Wageningen, ICW, Nota 1867.
- PR, 1982. Normen voor de voedervoorziening. Tabellen. Lelystad, Proefstation voor de Rundveehouderij.
- RIVM, 1985. Landelijk meetnet grondwaterkwaliteit 2, concentratiekaarten van de eerste bemonstering. Bilthoven, RIVM.
- 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, 1989. De kwaliteit van het grondwater in Nederland. Bilt-hoven, RIVM. Rapport nr. 728820001.
- RWS, 1988. Economische aspecten in de 3e Nota Waterhuishouding. Notitie GBWX-88.140.
- Rijtema, P.E., 1969. Soil moisture forecasting. Wageningen, ICW. Nota 513.
- Rijtema, P.E., 1980. Nitrogen emission from grassland farms - a model approach. Proc. int. Symp. Eur. Grassland Fed. on the role of nitrogen in intensive grassland production. Wageningen. PUDOC 137-147.
- Rijtema, P.E., C.W.J. Roest, and J.G. Kroes, 1990. Formulation of the nitrogen and phosphate behaviour in agricultural soils, the ANIMO model. Wageningen, The Winand Staring Centre. Report 30, in preparation.
- Schoumans, O.F., en A. Breeuwsma, 1990. Methodiek voor de chemische bodemschematisatie van PAWN-districten op basis van de Bodemkaart, schaal 1 : 250 000. Wageningen, Staring Centrum. Rapport 45.
- Schoumans, O.F., W. de Vries en A. Breeuwsma, 1986. Een fosfaat-transportmodel voor toepassing op regionale schaal. Wageningen, STIBOKA. Rapport nr. 1951.
- Snijders P.J.M., J.J. Woldring, J.H. Geuring & H.G. van der Meer, 1987. Stikstofwerking van geïnjecteerde runderdrijfmest op grasland. Verslag van onderzoek naar effecten van stikstof uit geïnjecteerde en bovengronds aangewende runderdrijfmest op opbrengst en kwaliteit van gras. Lelystad, PR. Rapport nr. 103.
- Steenbergen, T. van, 1977. Invloed van grondsoort en jaar op het effect van stikstofbemesting op de graslandopbrengst. Stikstof 8: 9-16.
- Steenvoorden, J.H.A.M., 1987. Nitraatgehalten in grond- en oppervlaktewater van een intensief rundveehouderijbedrijf in relatie tot de hydrologische situatie. Wageningen, ICW. Nota 1799.
- Stuyfzand, P.J., 1984. Effecten van vegetatie en luchtverontreiniging op de grondwaterkwaliteit in kalkrijke duinen bij Castricum: Lysimeter waarnemingen. *H₂O Tijdschrift voor watervoorziening en afvalwaterbehandeling* 17,8: 152-159.
- Visser, C.M., 1989. Is eutrofiëring te bestrijden door middel van een stikstof-aanpak. Landbouwniversiteit Wageningen, Vakgroep Waterzuivering.
- 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.
- Werkgroep Mestinjectie, 1988. Mestinjectie; mogelijkheden, voordelen en problemen. Red. W.P. Wadman. DLO, Wageningen.
- Wijnands, J.H.M., 1988. Voorzichtig optimisme over mestoverschotten. In *Meststoffen* 1/ '88.

AANHANGSEL 1

BODEMFYSISCHE PARAMETERS

Variabele Omschrijving	Eenheid	
BI	index bodemfysische eenheid	-
NAME	naam bodemfysische eenheid	-
SATCAP	verzadigingsvochtgehalte	mm/mm
WILTPT	vochtgehalte bij verwelkingspunt	mm/mm
PFA	parameter A voor pF-curve	-
PFB	parameter B voor pF-curve	-
P1	diffusie-coëfficiënt	-
P2	diffusie-exponent	-
HECZ	maximale cap. opstijging met $V=0,02$ cm/d en $pF=2,0-4,2$	m
KO	verzadigde doorlatendheid	m/d

BI	NAME	SATCAP	WILTPT	PFA	PFB	P1	P2	HECZ	KO
1	COARSE SAND	0.395	0.012	2.19565	4.54725			0.11	11.2
2	MED COARSE SAND	0.365	0.017	-0.06205	2.17926			0.30	3.00
3	MEDIUM FINE SAND	0.350	0.023	2.28721	6.38099			0.52	1.10
4	FINE SAND	0.364	0.042	-0.07536	2.04025			1.67	0.50
5	HMS LMY MD CRS S	0.470	0.105	1.55011	6.16259			1.97	0.01
6	LTE LMY MD CRS S	0.394	0.100	-0.11591	1.73887			0.70	0.023
7	LMY MED CRS SAND	0.301	0.021	0.27624	4.46486			1.00	0.0036
8	LOAMY FINE SAND	0.439	0.060	2.19912	4.55758			1.30	0.265
9	SANDY LOAM	0.465	0.061	-0.11384	1.75005			0.15	0.165
10	LOESS LOAM	0.455	0.110	-0.12173	1.70523			1.50	0.145
11	FINE SANDY LOAM	0.504	0.087	-0.08904	1.92039			1.50	0.12
12	SILT LOAM	0.509	0.092	2.25261	7.06627			1.80	0.065
13	LOAM	0.503	0.098	-0.08648	1.94209	2.5	2.5	2.20	0.05
14	SANDY CLAY LOAM	0.432	0.180	1.04189	3.07906	2.5	2.5	1.80	0.235
15	SILTY CLAY LOAM	0.475	0.185	1.01839	3.13372			1.70	0.015
16	CLAY LOAM	0.445	0.255	0.33334	2.44573			0.79	0.0098
17	LIGHT CLAY	0.453	0.215	1.35920	3.35517			1.50	0.035
18	SILTY CLAY	0.507	0.257	0.38433	2.98062			1.30	0.013
19	BASIN CLAY	0.540	0.321	-0.06924	2.10168			0.70	0.0022
20	PEAT	0.863	0.265	1.91696	6.59880	2.01	2.5	0.70	0.053
21	LMY MED CRS SND*	0.470	0.105	1.55011	6.16259	2.5	2.5	0.58	0.0036
22	HMS LMY MD CS S*	0.503	0.098	-0.08648	1.94209	3.0	3.0	1.97	0.01
23	LTE LMY MD CS S*	0.470	0.105	1.55011	6.16259	2.5	2.5	0.70	0.023
24	LIGHT CLAY*	0.455	0.110	-0.12173	1.70523	2.01	2.5	1.50	0.035
25	SILTY CLAY*	0.455	0.110	-0.12173	1.70523	0.3	1.5	1.30	0.013
26	BASIN CLAY*	0.455	0.110	-0.12173	1.70523	0.3	1.5	0.70	0.0022

Opm: De bodemfysische eenheden 21 t/m 26 zijn tijdens PAWN-I aan de oorspronkelijke Rijtema-eenheden toegevoegd om onvolkomenheden bij de vochtinhouds-berekeningen op te heffen. Ze komen overeen met resp. de bodemfysische eenheden 7, 5, 6, 17, 18, 19, alleen voor de pF-curve aangepast.

De diffusieparameters zijn gegeven voor de bodemfysische eenheden van de wortelzones.

AANHANGSEL 2

VERDELING MESTGIFTEN SCENARIO'S: WBB, AUTONOOM, PRIJSVAR

Verdeling mestgiften fase 1 WBB. Gegevens in kg N of P per ha.

Grondgebruik	N-mestgiften								
	dierlijke mest			kunstmest			totaal		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
Grasland	294	616	183	244	405	144	538	906	400
Maïs	429	535	93	85	296	50	513	773	214
Overig bouwland	59	155	4	154	405	63	213	420	125
Gemiddeld cultuurgrond	233			202			435		

Grondgebruik	P-mestgiften								
	dierlijke mest			kunstmest			totaal		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
Grasland	55	109	33	11	20	6	67	115	41
Maïs	136	153	31	17	72	11	153	225	55
Overig bouwland	21	55	2	32	77	13	52	93	29
Gemiddeld cultuurgrond	52			18			70		

Verdeling mestgiften fase 2 WBB. Gegevens in kg N of P per ha.

Grondgebruik	N mestgiften								
	dierlijke mest			kunstmest			totaal		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
Grasland	293	490	178	186	339	77	479	713	400
Maïs	325	382	90	85	296	50	410	636	211
Overig bouwland	57	203	4	154	405	63	211	419	126
Gemiddeld cultuurgrond	223			167			390		

Grondgebruik	P-mestgiften								
	dierlijke mest			kunstmest			totaal		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
Grasland	56	87	32	11	20	6	68	94	40
Maïs	103	109	30	17	72	11	120	181	54
Overig bouwland	19	55	2	32	77	13	51	89	29
Gemiddeld cultuurgrond	49			18			67		

Verdeling mestgiften fase 3 WBB. Gegevens in kg N of P per ha.

Grondgebruik	N-mestgiften								
	dierlijke mest			kunstmest			totaal		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
Grasland	284	426	171	149	272	40	432	595	400
Maïs	237	270	87	85	296	50	321	536	208
Overig bouwland	54	224	4	154	405	63	208	418	128
Gemiddeld cultuurgrond	209			145			353		

Grondgebruik	P-mestgiften								
	dierlijke mest			kunstmest			totaal		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
Grasland	55	76	31	11	20	6	67	88	39
Maïs	74	76	28	17	72	11	91	149	52
Overig bouwland	17	55	2	32	77	13	49	84	28
Gemiddeld cultuurgrond	45			18			63		

Verdeling mestgiften fase 4 WBB. Gegevens in kg N of P per ha.

Grondgebruik	N-mestgiften								
	dierlijke mest			kunstmest			totaal		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
Grasland	249	269	171	157	272	131	405	541	400
Maïs	104	116	87	85	296	50	189	399	148
Overig bouwland	52	110	4	154	405	63	205	440	129
Gemiddeld cultuurgrond	175			149			324		

Grondgebruik	P-mestgiften								
	dierlijke mest			kunstmest			totaal		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
Grasland	46	48	31	11	20	6	57	68	39
Maïs	33	33	28	17	72	11	50	105	43
Overig bouwland	16	31	2	32	77	13	48	90	28
Gemiddeld cultuurgrond	36			18			54		

Verdeling mestgiften scenario AUTONOOM 1988/1991. Gegevens in kg N of P per ha.

Grondgebruik	N-mestgiften								
	dierlijke mest			kunstmest			totaal		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
Grasland	273	372	183	242	405	144	516	734	327
Maïs	638	2215	162	82	296	50	720	2508	212
Overig bouwland	51	150	0	154	405	63	204	405	125
Gemiddeld cultuurgrond	236			201			437		

Grondgebruik	P-mestgiften								
	dierlijke mest			kunstmest			totaal		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
Grasland	49	73	33	11	20	6	60	79	41
Maïs	202	788	54	17	72	11	219	860	68
Overig bouwland	17	69	0	32	77	13	48	98	29
Gemiddeld cultuurgrond	53			18			71		

Verdeling mestgiften scenario AUTONOOM 1992/1995. Gegevens in kg N of P per ha.

Grondgebruik	N-mestgiften								
	dierlijke mest			kunstmest			totaal		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
Grasland	267	366	178	176	339	77	443	674	256
Maïs	608	2122	157	82	296	50	690	2415	207
Overig bouwland	48	150	0	154	405	63	202	405	126
Gemiddeld cultuurgrond	229			161			390		

Grondgebruik	P-mestgiften								
	dierlijke mest			kunstmest			totaal		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
Grasland	48	70	32	11	20	6	59	78	40
Maïs	194	746	52	17	72	11	211	819	66
Overig bouwland	15	68	0	32	77	13	47	97	29
Gemiddeld cultuurgrond	51			18			69		

Verdeling mestgiften scenario AUTONOOM 1996/2000. Gegevens in kg N of P per ha.

Grondgebruik	N-mestgiften								
	dierlijke mest			kunstmest			totaal		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
Grasland	255	364	171	113	272	40	369	595	211
Maïs	581	2019	152	82	296	50	663	2311	202
Overig bouwland	45	150	0	154	405	63	199	405	128
Gemiddeld cultuurgrond	219			123			342		

Grondgebruik	P-mestgiften								
	dierlijke mest			kunstmest			totaal		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
Grasland	47	70	31	11	20	6	58	78	39
Maïs	185	698	50	17	72	11	202	771	64
Overig bouwland	14	67	0	32	77	13	46	96	28
Gemiddeld cultuurgrond	49			18			67		

Verdeling mestgiften fase 3 scenario PRIJSVAR 1995/1999. Gegevens in kg N of P per ha.

Grondgebruik	N-mestgiften								
	dierlijke mest			kunstmest			totaal		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
Grasland	281	427	0	133	272	0	414	595	0
Maïs	243	270	174	83	296	50	326	536	279
Overig bouwland	53	163	4	154	405	63	206	418	128
Gemiddeld cultuurgrond	209			137			346		

Grondgebruik	P-mestgiften								
	dierlijke mest			kunstmest			totaal		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
Grasland	57	77	0	10	20	0	67	89	0
Maïs	76	77	57	18	72	11	94	149	81
Overig bouwland	18	55	2	32	77	13	49	83	28
Gemiddeld cultuurgrond	45			17			63		

Verdeling mestgiften scenario PRIJSVAR 2000. Gegevens in kg N of P per ha.

Grondgebruik	N-mestgiften								
	dierlijke mest			kunstmest			totaal		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
Grasland	245	269	0	156	272	0	401	541	0
Maïs	104	116	98	83	296	50	187	399	148
Overig bouwland	51	103	4	154	405	63	205	440	129
Gemiddeld cultuurgrond	179			152			331		

Grondgebruik	P-mestgiften								
	dierlijke mest			kunstmest			totaal		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
Grasland	46	48	0	10	20	0	56	68	0
Maïs	33	33	33	18	72	11	51	105	43
Overig bouwland	16	31	2	32	77	13	48	90	28
Gemiddeld cultuurgrond	36			17			53		