

32/446(581) 2^e ex

**Nitraatuitspoeling op veel voorkomende Nederlandse
zandgronden met het grondgebruik van proefbedrijf De
Marke**

**Een verkenning naar de haalbaarheid van nitraatuitspoelingsnormen voor
vijf kaarteenheden van de 1 : 50 000 Bodemkaart van Nederland**

**A.G.T. Schut
M.J.D. Hack-ten Broeke**

**BIBLIOTHEEK "DE HAAFF"
Droevendaalsesteeg 3a
6708 PB Wageningen**

Rapport 581

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1997

957045

REFERAAT

A.G.T. Schut en M.J.D. Hack-ten Broeke, 1997. *Nitraatuitspoeling op veel voorkomende Nederlandse zandgronden met het grondgebruik van proefbedrijf De Marke; een verkenning naar de haalbaarheid van nitraatuitspoelingsnormen voor vijf kaarteenheden van de 1 : 50 000 Bodemkaart van Nederland*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 581. 66 blz.; 12 fig.; 13 tab.; 45 ref.

Dit onderzoek is een verkenning van het effect van het grondgebruik van De Marke op de nitraatconcentratie voor vijf kaarteenheden van de Nederlandse zandgebieden. De gemiddelde nitraatconcentraties van De Marke, proefbedrijf voor melkveehouderij en milieu, zijn plaats- en tijdafhankelijk. Voor de periode 1956-1986 zijn berekeningen uitgevoerd met de modellen SWACROP en ANIMO. Voor de extrapolatie van het grondgebruik van De Marke is een universele set rekenregels opgesteld. Voor vier van de vijf kaarteenheden zijn de daarmee gesimuleerde nitraatconcentraties significant verschillend. Met de vijf kaarteenheden zijn vier veel voorkomende combinaties op melkveebedrijven samengesteld. Drie van deze vier combinaties geven significant betere resultaten dan De Marke.

Trefwoorden: bodemgebruik, bodemtype, melkveehouderij, modelsimulaties, nitraatconcentratie

ISSN 0927-4499

©1997 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO)
Postbus 125, 6700 AC Wageningen.
Tel.: (0317) 474200; fax: (0317) 424812; e-mail: postkamer@sc.dlo.nl

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

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

Inhoud

	blz.
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Stikstofverliezen in de landbouw	11
1.2 Verliezen van stikstof uit het bodemcompartiment	12
1.3 Aanleiding van dit onderzoek	13
1.4 Probleemstelling	13
1.5 Indeling van het rapport	13
2 Proefbedrijf De Marke	15
2.1 Doelstelling en bedrijfsopzet van De Marke	15
2.2 Monitoring van stikstofstromen op De Marke	16
2.3 Nitraatuitspoeling op bedrijfsniveau	17
3 De modellen SWACROP en ANIMO	19
3.1 Het bodemvochtmodel SWACROP	19
3.2 Het stikstofmodel ANIMO	20
4 Standaardisatie van het bodemgebruik van De Marke en selectie van kaarteenheden van de Nederlandse zandgebieden	23
4.1 Bemesting en graslandgebruik op De Marke	23
4.1.1 Bemesting	23
4.1.2 Graslandgebruik	24
4.1.3 Berekening	25
4.2 Perceelsgegevens en grondwaterstandsverloop voor De Marke	25
4.3 Beslisregels	26
4.4 Berekende bemesting	28
4.5 De meest voorkomende kaarteenheden in de Nederlandse zandgebieden	29
4.5.1 Invoergegevens	30
4.5.2 Verschillende combinaties van kaarteenheden	30
5 Resultaten en discussie	33
5.1 De Marke	33
5.2 De vijf geselecteerde kaarteenheden	37
5.3 Vier veel voorkomende combinaties van kaarteenheden	42
6 Conclusies en nabeschuiving	43
6.1 Conclusies	43
6.2 Nabeschuiving	44
Literatuur	47

Aanhangsels

1 Profielschetsen van de bodemeenheden op De Marke	51
2 Kunst- en drijfmestgiften voor het gestandaardiseerde bodemgebruik van De Marke	53
3 Percelen op De Marke in de gestandaardiseerde situatie	55
4 Gemeten en gesimuleerde resultaten van het verloop van de grondwaterspiegel	57
5 Gesimuleerde NO ₃ -N-concentratie met gemeten en gesimuleerd verloop van de grondwaterspiegel	61
6 Profielbeschrijvingen van de geselecteerde kaartenheden	65

Woord vooraf

Het onderzoek is uitgevoerd in de periode van januari tot en met juni 1997 bij DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO), als een afstudeerproject van A.G.T. Schut voor de vakgroep Bodemkunde en Geologie van de Landbouwniversiteit te Wageningen (LUW). Het project is uitgevoerd onder begeleiding van ir. M.J.D. Hack-ten Broeke (SC-DLO) en prof. dr. ir. J. Bouma (Landbouwniversiteit Wageningen). De gegevens van de Bodemkaart van Nederland zijn door ing. F. de Vries (SC-DLO) uit het Bodemkundig Informatiesysteem geselecteerd. De universele set rekenregels voor de beschrijving van het grondgebruik van De Marke is mede tot stand gekomen door bijdragen van ir. H.F.M. Aarts (DLO-Instituut voor Agrobiologisch en Bodemvruchtbaarheidsonderzoek) en ing. G.J. Hilhorst (proefbedrijf De Marke).

A.G.T. Schut

Samenvatting

Op gespecialiseerde melkveebedrijven bedroeg het stikstofoverschot voor de periode van 1983-1986 voor respectievelijk zand-, klei-, en veengronden gemiddeld 486, 466 en 462 kg.ha⁻¹ N (Aarts et al., 1988). Het stikstofoverschot accumuleert in de bodem, of verdwijnt uit het bedrijfssysteem via uitspoeling van nitraat (NO₃⁻), denitrificatie tot stikstofgas of lachgas (N₂ en N₂O) of vervluchtiging van ammoniak (NH₃). Om de milieubelasting te beperken moet voor nitraat voldaan worden aan de Europese drinkwaternorm van 50 mg.l⁻¹ (dit komt overeen met 11,3 mg.l⁻¹ NO₃-N) in het bovenste grondwater (EEG, 1991).

Proefbedrijf De Marke in Hengelo (Gld.) heeft als doelstelling om een bedrijfsopzet te ontwikkelen waarmee aan de milieudoelstellingen voldaan wordt, met een zo rendabel mogelijke bedrijfsvoering (Biewinga et al., 1992). Op zes percelen zijn monitoringplekken ingericht, waar gedurende vier jaren de stikstofstromen in beeld zijn gebracht (Hack-ten Broeke, 1996). De Marke is voornamelijk gelegen op droogtegevoelige zandgronden (Dekkers, 1992). Uit eerder onderzoek is bekend dat drogere omstandigheden leiden tot een groter overschrijdingsrisico van de uitspoelingsnorm. Met het bodemvochttransportmodel SWACROP en het stikstoftransportmodel ANIMO is voor 30 weerjaren de nitraatuitspoeling berekend met het grondgebruik van De Marke voor de vijf meest voorkomende kaartenheden binnen de zandgebieden van de 1 : 50 000 Bodemkaart van Nederland. Daarnaast is de gemiddelde nitraatconcentratie berekend voor vier combinaties van kaartenheden zoals die veel op praktijkbedrijven voorkomen.

Voor deze extrapolatie zijn 30 hydrologische jaren, van zomer 1956 tot en met voorjaar 1986, met meteorologische waarnemingen van De Bilt gebruikt. Het grondgebruik van De Marke is gestandaardiseerd. Dat wil zeggen dat een universele set rekenregels is opgesteld, waarmee het grondgebruik voor verschillende weerjaren en kaartenheden is gekarakteriseerd. De vijf meest voorkomende kaartenheden zijn een veldpodzolgrond met Gt VI, een veldpodzolgrond met keileem en Gt V, een enkeerdgrond met Gt VII, een beekerdgrond met Gt III en een gooreerdgrond met Gt III.

Hetzelfde bodemgebruik leidt bij verschillende kaartenheden tot verschillen in gemiddelde nitraatconcentratie. De gemiddelde NO₃-N-concentratie op 1 m - mv. op de veldpodzolgrond, enkeerdgrond, beekerdgrond, gooreerdgrond en veldpodzolgrond met keileem was, met het grondgebruik van De Marke respectievelijk 17,1, 11,4, 11,3, 6,3 en 3,4 mg.l⁻¹. De verschillen tussen kaartenheden zijn significant, behalve het verschil tussen de beekerdgrond en enkeerdgrond. De combinatie kaartenheid en gewas leidt bij drie van de vijf kaartenheden tot significante verschillen tussen de gewassen gras en maïs. Bij kaartenheid en kaveltype zijn alleen bij de gooreerdgrond en enkeerdgrond de verschillen tussen de kaveltypen niet significant, bij de overige kaartenheden wel.

De berekende bedrijfsgemiddelde nitraatconcentratie van De Marke over 30 jaar, op 1 m - mv. was 15,1 mg.l⁻¹. Dit komt overeen met de meetresultaten van de zes monitoringplekken op De Marke. De gemiddelde gemeten NO₃-N-concentratie is 16,8 mg.l⁻¹ (Hack-ten Broeke en De Groot, 1995). De norm wordt in 52% van de dagen gehaald. Als de concentratie per jaar gemiddeld wordt is de onderschrijdingskans slechts 33%. Dit komt overeen met resultaten van Hack-ten Broeke en De Groot (1997). Zij rapporteerden op basis van bodemvariabiliteit voor vier weerjaren een onderschrijdingskans van 37%.

Op basis van gegevens van 47 praktijkbedrijven in Noord-Brabant zijn vier veel voorkomende combinaties van deze kaarteenheden geselecteerd. In combinatie PE komen podzolgronden en enkeerdgronden voor, in combinatie PEB podzol-, enkeerd- en bekeerdgronden, in combinatie PG podzol- en gooreerdgronden en in combinatie PGE podzol-, gooreerd- en enkeerdgronden. De gemiddelde NO₃-N-concentratie met het grondgebruik van De Marke is voor drie van de vier combinaties van kaarteenheden op praktijkbedrijven lager dan op De Marke.

Een goede afstemming van bodemgebruik (gewas/kaveltype/bemesting) op bodemeenheid en diepte van de grondwaterspiegel biedt veel perspectief voor een verlaging van de gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater. Het is mogelijk dat verminderen van de nitraatuitspoeling zal leiden tot een verhoging van andere verliezen naar het milieu, via een toename van denitrificatie kan bijvoorbeeld de lachgasemissie (N₂O) toenemen.

De berekeningen voor de vijf verschillende kaarteenheden zijn wat betreft de input van stikstof goed te vergelijken. De hoeveelheid stikstof die via het gewas opgenomen en afgevoerd wordt kan wel iets verschillen. Tussen de kaarteenheden kwamen redelijk grote verschillen in berekende NO₃-N-concentratie en daarmee in milieubelasting voor. Deze verschillen lijken niet alleen door verschillen in de mineralenbalans verklaard te kunnen worden. Voor de beoordeling van de milieubelasting van een bedrijf op het milieu lijkt de mineralenbalans alleen zodoende een onvoldoende instrument. Een bodemkundige inventarisatie met een risicoanalyse voor het betreffende bodemgebruik kan de mineralenbalans aanvullen. Hiermee kunnen per bedrijfstype landelijke richtlijnen vertaald worden naar bodemspecifieke normen. Daarvoor is het nodig om voor verschillende intensiteiten van het bodemgebruik (bedrijfstypen) en verschillende kaarteenheden de risico's met betrekking tot nitraatconcentratie te inventariseren.

1 Inleiding

1.1 Stikstofverliezen in de landbouw

In de jaren tachtig werd steeds duidelijker dat de Nederlandse landbouw medeverantwoordelijk is voor de milieuproblemen in Nederland. In 1990 was de landbouw met 61% de grootste bron voor zure depositie in Nederland en met 60 tot 70% de grootste bron voor de stikstofbelasting van het oppervlaktewater (RIVM, 1993). Een belangrijke oorzaak van dergelijke milieuproblemen in de landbouw is de inefficiënte benutting van de nutriënten. Tussen aan- en afvoer van nutriënten op Nederlandse melkveehouderijbedrijven zit een groot verschil. Op gespecialiseerde melkveebedrijven bedroegen de stikstof- en fosfaatoverschotten voor de periode van 1983 tot 1986 voor respectievelijk zand-, klei-, en veengronden gemiddeld 486, 466 en 462 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ N en 32, 32, en 30 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ P (Aarts et al., 1988). In figuur 1 worden de voornaamste stikstofstromen weergegeven.

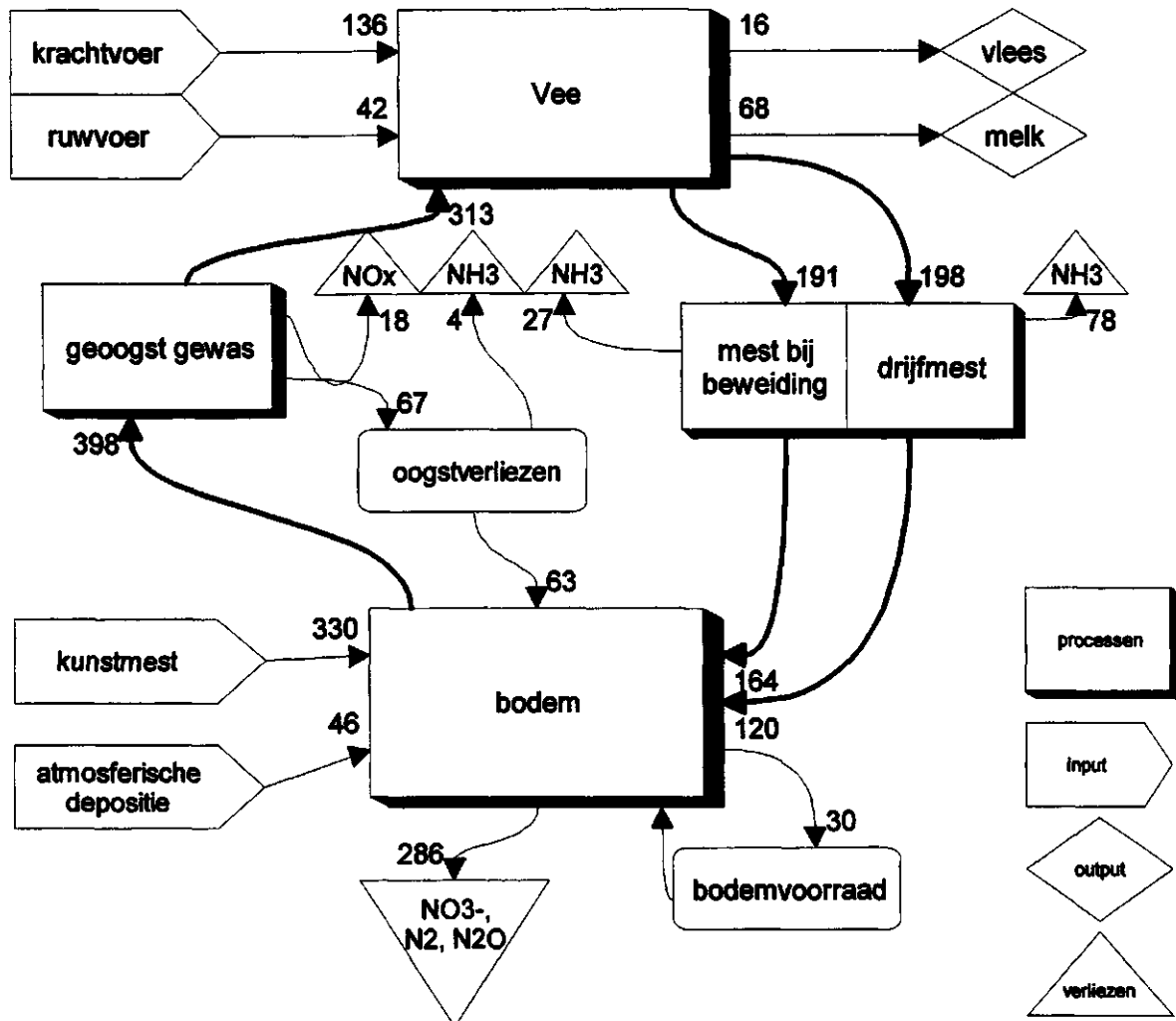


Fig. 1 Voornaamste N-stromen in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ op een gemiddeld melkveebedrijf op zandgrond in Nederland, in de periode 1983-1986 (naar Aarts et al., 1992)

Ook in België en Frankrijk hebben melkveebedrijven te maken met een stikstofoverschot. In een studie op 48 bedrijven in Vlaanderen bedroeg het overschot gemiddeld $309 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$ per jaar (Verbruggen et al., 1994). Op 120 bedrijven in noordwest Frankrijk met een conventionele bedrijfsvoering bedroeg het overschot gemiddeld $180 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$ per jaar (Simon et al., 1994). Uit figuur 1 blijkt dat in de bodem belangrijke verliezen optreden. Het stikstofoverschot verdwijnt grotendeels uit het bedrijfssysteem via uitspoeling van nitraat (NO_3^-), denitrificatie tot stikstofgas en stikstofoxiden (N_2 en N_2O) of ammoniakvervluchtiging (NH_3). Ook nitrificatie kan zorgen voor verliezen via N_2O (Bremner en Blackmer, 1978; De Klein, 1994). Hoge nitraatconcentraties in het drinkwater brengen gezondheidsrisico's met zich mee en is voor het oppervlaktewater een belangrijke oorzaak van eutrofiëring. Ammoniak heeft een verzurende werking (Van Breemen et al., 1982) en lachgas is een broeikasgas dat ook de ozonlaag aantast (Bach, 1989). Om deze negatieve effecten te beperken heeft de Nederlandse overheid doelstellingen voor het jaar 2000 en 2010 geformuleerd voor de beperking van emissies van ammoniak en nitraat. De ammoniakvervluchtiging moet ten opzichte van de emissie in 1980 met 70% worden gereduceerd. Voor de nitraatconcentratie in het grondwater is de Europese drinkwaternorm van $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{ NO}_3^-$ overgenomen (EEG, 1991). Dit komt overeen met $11,3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$.

1.2 Verliezen van stikstof uit het bodemcompartiment

De verliezen door uitspoeling kunnen zowel in het grond- als in het oppervlaktewater terecht komen. Op zandgrond vindt vooral uitspoeling richting grondwater plaats, op gedraineerde (klei)gronden komt het grootste deel via de drains in het oppervlaktewater terecht. Hack-ten Broeke et al. (1996b) geven een literatuuroverzicht van de stikstofverliezen naar het milieu. Zij concluderen dat de nitraatuitspoeling verschilt per bodemtype, grondwaterniveau en weerjaar, variërend van 1 tot $190 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$ per jaar voor zandgrond en 0 tot $90 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$ per jaar voor kleigrond. De denitrificatieverliezen variëren van 2 tot $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$ per jaar voor zandgronden. Op gedraineerde kleigronden speelt denitrificatie nauwelijks een rol (Bronswijk et al., 1995). Beweiding en vooral urineplekken hebben een duidelijke invloed op denitrificatie. De Klein (1994) concludeerde dat 22 tot 27% binnen 14 dagen na urinetoeiening uit de bodem verdwenen was in de vorm van N_2 of N_2O . De N_2O -emissie werd voornamelijk veroorzaakt door nitrificatie bij volumetrische vochtgehalten in de bodem van lager dan 15%. Velthof en Oenema (1997) schatten de totale N_2O -verliezen op basis van Monte-Carlosimulaties op $19,2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}$ voor een gemiddeld bedrijf in de tachtiger jaren. De emissie van NH_3 tijdens de toediening van mest en urine is ook van belang voor de stikstofcyclus. Bij beweiding op kleigrond zijn emissies van 3,1-8,5% van de urine-N gemeten (Bussink, 1992). De emissies nemen toe met bemestingsgift en piekwaarden worden 2 tot 3 dagen na beweiding gevonden (Bussink, 1994).

1.3 Aanleiding van dit onderzoek

In 1991 is De Marke, proefbedrijf voor melkveehouderij en milieu, gestart. De belangrijkste doelstelling is het ontwikkelen en demonstreren van een bedrijfsopzet voor grondgebonden melkproductie die voldoet aan stringente milieudoelstellingen met een zo rendabel mogelijke bedrijfsvoering (Biewinga et al., 1992). Om de bedrijfsdoelstellingen ten aanzien van stikstof te beoordelen zijn op zes plekken metingen aan de stikstofcyclus verricht. Op basis van deze metingen zijn de modellen SWACROP en ANIMO gecalibreerd en gevalideerd (Hack-ten Broeke et al., 1996a). De Marke is gelegen op zandgronden met een relatief laag vochthoudend vermogen en diepe grondwaterstanden. Uit voorgaand onderzoek is bekend dat droge omstandigheden op De Marke leiden tot een groter overschrijdingsrisico van de uitspoelingsnorm (Hack-ten Broeke en De Groot, 1997). Dit betekent dat op gronden met een groter vochthoudend vermogen en/of ondiepere grondwaterstand een lagere gemiddelde nitraatconcentratie in het bovenste grondwater te verwachten is ten opzichte van De Marke. Voor een vertaling van de resultaten van De Marke naar de omstandigheden op praktijkbedrijven is het belangrijk om deze veronderstelling te toetsen en te kwantificeren. Hiervoor kunnen de gevalideerde simulatiemodellen SWACROP en ANIMO gebruikt worden.

1.4 Probleemstelling

De kernvraag van dit onderzoek is of het haalbaar is of, met het grondgebruik van De Marke, op andere gronden van de Nederlandse zandgebieden dezelfde effecten op de uitspoeling van nitraatstikstof als op De Marke te bereiken zijn. Hierbij wordt gekeken naar vijf afzonderlijke kaartenheden en naar vier veel voorkomende combinaties van die kaartenheden op melkveebedrijven.

1.5 Indeling van het rapport

Het tweede hoofdstuk beschrijft het stikstofonderzoek op De Marke in het kort. In het derde hoofdstuk wordt de achtergrond van de modellen SWACROP en ANIMO kort weergegeven. Het opstellen van een universele set rekenregels voor het grondgebruik van De Marke, de belangrijkste invoergegevens voor de modellen en de selectie van de kaartenheden komen in het vierde hoofdstuk aan bod. Het vijfde hoofdstuk behandelt de resultaten van De Marke, de berekeningen voor de vijf geselecteerde kaartenheden en vier veel voorkomende combinaties van kaartenheden op praktijkbedrijven. De belangrijkste conclusies worden samengevat in het zesde hoofdstuk.

2 Proefbedrijf De Marke

In dit hoofdstuk worden de doelstellingen en de bedrijfsopzet van De Marke besproken. Vervolgens worden de inrichting en de meetresultaten van de zes monitoringplekken besproken.

2.1 Doelstelling en bedrijfsopzet van De Marke

Het proefbedrijf De Marke ligt ten zuidoosten van Hengelo (Gld.) en ten noorden van Zelhem. Het gebied bestaat uit pleistocene afzettingen die behoren tot de formatie van Twente, bestaande uit een laag dekzand van 1-2 m dik op een ondergrond van sterk tot zeer sterk lemig zand (Dekkers, 1992).

De centrale doelstelling van De Marke is als volgt geformuleerd: het ontwikkelen en demonstreren van een bedrijfsopzet voor grondgebonden melkproductie die voldoet aan de te verwachten toekomstige stringente milieunormen, ten aanzien van mineralen en systeemvreemde stoffen, met een zo rendabel mogelijke bedrijfsvoering, met behoud van bodemvruchtbaarheid en rekening houdend met andere maatschappelijke doelen. De afgeleide doelstellingen voor stikstof voor de eerste fase zijn voor ammoniakemissie een reductie van $44 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ NH}_3\text{-N}$ per jaar voor het hele bedrijf, voor distikstofoxide een reductie van de gemiddelde emissie tot $3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ N}_2\text{O-N}$ per jaar en voor nitraatuitspoeling een reductie van het nitraatgehalte in het grondwater tot $11,3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ per perceel (Biewinga et al., 1992).

Proefbedrijf De Marke omvat 56 ha. Er komen vijf verschillende bodemeenheden voor: leemarme en zwak lemige veldpodzolgronden, leemarme en zwak lemige gooreerdgronden en leemarme kanteerdgronden (Dekkers, 1992). De veldpodzolgronden komen het meeste voor en de oppervlakte van de leemarme gooreerdgronden is bijna te verwaarlozen. De profielbeschrijvingen zijn gegeven in aanhangsel 1. Het melkquotum van De Marke van 650 000 kg wordt met 80 melkkoeien volgemolken, ook zijn er ongeveer 55 stuks jongvee aanwezig. Op het bedrijf zijn drie typen kavels met een verschillende rotatie te onderscheiden. Er is 10 ha permanent grasland, een huiskavel van 30 ha en een veldkavel van 15 ha. Voor 1995 had de huiskavel een rotatie van drie jaar gras, één jaar voederbieten en twee jaar maïs. De veldkavel had voor 1995 een rotatie van drie jaar gras, één jaar voederbieten en vier jaar maïs (Biewinga et al., 1992). Na 1995 zijn de voederbieten in beide rotaties vervangen door een extra jaar maïs. Het grasland op de huiskavel en de kavel met blijvend grasland worden door het melk- en jongvee beweid. Het grasland op de veldkavel wordt alleen voor de laatste snede door het jongvee beweid en verder alleen gemaaid.

2.2 Monitoring van stikstofstromen op De Marke

Er zijn van 1991 tot 1995 zes plekken ingericht voor intensieve monitoring om de doelstellingen voor stikstof te controleren en de stikstofstromen te kwantificeren (Hack-ten Broeke, 1996). Op elk kavelttype zijn twee meetplekken ingericht, één op een droge en één op een nattere locatie. Deze plekken zijn zo homogeen mogelijk, wat betreft bodem. Een meetplek is steeds 20 bij 20 m groot met in het midden een netto veld voor de bepaling van eindopbrengst (Hack-ten Broeke, 1996). Van deze monitoringplekken liggen er twee op een zwak lemige kanteerdgrond, twee op een zwak lemige en één op een sterk lemige veldpodzolgrond en één op een sterk lemige veldpodzolgrond (Dekkers, 1992). Op elke monitoringplek zijn op meerdere diepten drukhoogten, vochtgehalten, de nitraatconcentratie op 1 m - mv. en het grondwaterniveau gemeten. In figuur 2 is het grondwaterstandsverloop weergegeven van de zes meetplekken voor de meetperiode 1991 tot 1995.

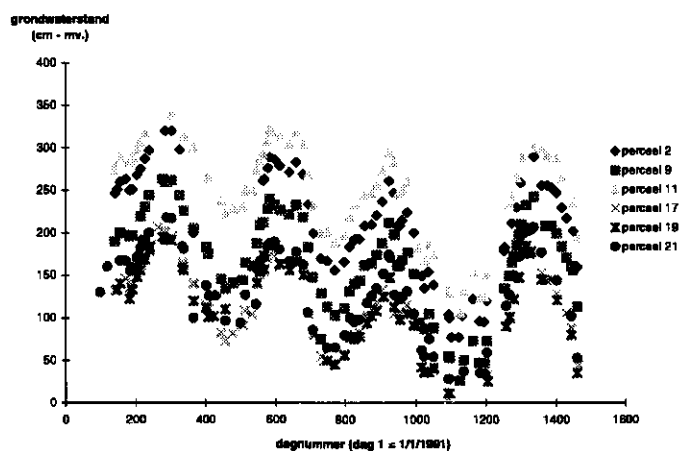


Fig. 2 Grondwaterstandsverloop van de meetplekken op de Marke

Voor het meten van de nitraatconcentraties zijn per monitoringplek 20 poreuze cups geplaatst. Als de omstandigheden te droog waren voor het bemonsteren van de cups is de nitraatconcentratie in het bovenste grondwater gemeten. In tabel 1 zijn de meetresultaten per hydrologisch jaar (april tot april) weergegeven.

Tabel 1 Gemiddelde gemeten NO_3-N -concentraties ($mg.l^{-1}$) per hydrologisch jaar (bron: Hack-ten Broeke en De Groot, 1995)

Meetplek	Methode	1991/1992	1992/1993	1993/1994	1994/1995
2	grondwater	-	35,0	16,4	14,6
9	cups	27,7	-	29,5	17,3
	grondwater	-	33,3	26,1	14,4
11	cups	10,2	-	13,5	-
	grondwater	-	13,5	10,5	16,8
17	cups	3,4	8,0	8,6	7,0
19	cups	8,8	10,5	8,3	5,9
21	cups	64,2	22,0	6,8	3,7

Op de droge plekken 2, 9 en 11 is de drinkwaternorm niet gehaald; op de overige drie plekken werd vanaf 1993/1994 wel aan deze norm voldaan (Hack-ten Broeke en De Groot, 1995).

2.3 Nitraatuitspoeling op bedrijfsniveau

Om te controleren of aan de bedrijfsdoelstelling wordt voldaan, is het noodzakelijk om op bedrijfsniveau de nitraatuitspoeling te bepalen. Voor de extrapolatie van metingen op zes plekken naar alle percelen van het bedrijf zijn modellen noodzakelijk. Hiervoor zijn de modellen SWACROP (Feddes et al., 1978; Belmans et al., 1983; Feddes et al., 1988) en ANIMO (Rijtema en Kroes, 1991; Jansen, 1991) gebruikt. Hack-ten Broeke et al. (1996a) concludeerden dat het model SWACROP goed in staat was de drukhoogte en het vochtgehalte te simuleren en dat het model ANIMO in staat was de gemiddelde NO₃-N-concentratie goed te voorspellen. Voor 211 profielbeschrijvingen van de bodemkartering zijn vervolgens simulaties verricht voor vier hydrologische jaren van zomer 1991 tot en met het voorjaar van 1995 (Hack-ten Broeke en De Groot, 1995). De resultaten zijn in de vorm van overschrijdingskansen van grenswaarden weergegeven in tabel 2.

Tabel 2 Overschrijdingskansen (%) van de grenswaarden 11,3 en 22,6 mg.l⁻¹ voor nitraatstikstofconcentratie in het drinkwater op De Marke (bron: Hack-ten Broeke en De Groot, 1997)

	11,3 mg.l ⁻¹	22,6 mg.l ⁻¹
totale bedrijf	63	23
per jaar:		
1991	67	17
1992	84	45
1993	65	29
1994	36	2
per gewas:		
grasland	71	29
maïs	49	15
voederbieten	64	19
per Gt-groep:		
droog	71	25
'nat'	41	17

De variatie werd in sterke mate veroorzaakt door verschillen tussen weerjaren, maar ook door verschillen in gewas en verschillen tussen natte en droge locaties. Bepaling van uitspoelingsrisico's moeten daarom op meerdere jaren zijn gebaseerd (Hack-ten Broeke en De Groot, 1997).

3 De modellen SWACROP en ANIMO

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de achtergrond van de gebruikte modellen. Het bodemvochtmodel SWACROP wordt als eerste beschreven, daarna het stikstofmodel ANIMO (versie 3.2).

3.1 Het bodemvochtmodel SWACROP

SWACROP is een bodemvochtmodel dat de bodem en eventueel de watergelimiteerde gewasgroei simuleert. Hierin zijn het bodemvochtmodel SWATRE en het gewasgroeimodel CROPR aan elkaar gekoppeld (Feddes et al., 1978; Belmans et al., 1983).

Het model SWACROP beschrijft de ééndimensionale (verticale), onverzadigde waterhuishouding in de bodem en is gebaseerd op een combinatie van de wet van Darcy en de continuïteitsvergelijking. Om deze vergelijking op te lossen is er een sink term aan toegevoegd. Dit wordt ook wel de Richardsvergelijking genoemd. Dit is onder andere beschreven door Feddes et al. (1978). Het model lost de Richardsvergelijking numeriek op volgens de eindige differentie methode. Hiervoor wordt de bodem verdeeld in compartimenten en de tijd in tijdstappen. Per tijdseenheid wordt de vergelijking voor elk bodemcompartiment opgelost.

De sink term $S(h)$ wordt volgens Feddes et al. (1978) gedefinieerd als:

$$S(h) = \alpha(h)S_{\max}$$

waarin:

$\alpha(h)$ = dimensieloze functie van de drukhoogte

S_{\max} = maximale vochtonttrekking door de wortels (d^{-1})

In figuur 3 wordt het verloop van α als functie van de drukhoogte weergegeven.

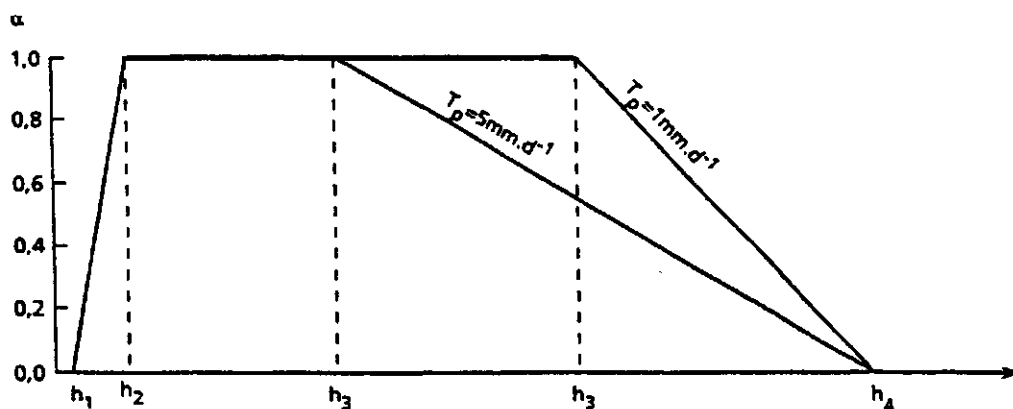


Fig. 3 Verloop van de sink-term-variabele α (Feddes et al., 1988)

De waarde van h_3 varieert afhankelijk van de verdampingsvraag. Het verloop van de curve van h_3 naar h_4 kan zowel lineair als hyperbolisch gekozen worden.

Als onderrandvoorwaarde kunnen verschillende mogelijkheden gekozen worden. De verschillende invoermogelijkheden zijn: grondwaterstand, flux uit de waterverzadigde zone, vrije drainage of drukhoogte in het onderste compartiment. Ook kan de flux uit een opgegeven diepte van de waterverzadigde zone (sinusoïde, elliptisch of parabolisch verloop) of uit een vastgesteld diep grondwaterniveau ($Q(h) = a * e^{(-b * h)}$, met Q = flux, h = drukhoogte, a en b zijn invoergegevens) worden berekend. Voor een beschrijving van het verloop van de grondwaterstand met een sinusoïdefunctie zijn de volgende invoergegevens nodig: gemiddelde diepte en amplitude van de grondwaterstand, dagnummer van de hoogste grondwaterstand, aantal dagen tot de volgende piek en verticale weerstand van het onderste bodemcompartiment. Een $Q(h)$ -relatie als onderrandvoorwaarde geeft een verloop van de grondwaterstand onder invloed van de berekende drukhoogten en te kiezen parameters a en b . Voor het gebruik van deze functie zijn ook gegevens nodig over de ontwateringsmiddelen (sloten en drainage).

Als bovenrandvoorwaarde kan gekozen worden voor meetwaarden als invoer of voor berekende waarden. Er zijn verschillende functies beschikbaar voor het berekenen van de potentiële verdamping: de Priestley- and Taylorvergelijking, de Penman-vergelijking de Monteith-Rijtemavergelijking of de vergelijking van Makkink.

De gegevens van de zes meetplekken op De Marke van 1991 tot en met april 1993 zijn gebruikt voor calibratie, de overige data tot en met voorjaar 1995 zijn gebruikt voor validatie (Hack-ten Broeke en De Groot, 1997). De waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken zijn bepaald en uitvoerig getest voor gebruik in de modellen (Hack-ten Broeke en Hegmans, 1996). Voor elke monitoringplek zijn op acht dieptes de drukhoogten (tensiometers) en de vochtgehalten (TDR) bepaald. Vervolgens is met SWACROP getracht het verloop te simuleren. Het model SWACROP bleek goed in staat de drukhoogte en het vochtgehalte te beschrijven (Hack-ten Broeke et al., 1996a).

3.2 Het stikstofmodel ANIMO

Het model ANIMO beschrijft de stikstof- en koolstofcyclus (Berghuis-van Dijk et al., 1985). Hiervoor worden de cycli onderverdeeld in een aantal deelprocessen. In een bodemsysteem moeten de transportprocessen voldoen aan de wet van behoud van materie. Voor elk compartiment (bepaald in het bodemvochtmodel) en elke tijdseenheid (dag) wordt de koolstof- en stikstofbalans opgesteld met behulp van deze behoudswet. De transportprocessen zijn afhankelijk van de waterbeweging. Hiervoor wordt de uitvoer van het model SWACROP gebruikt. Ook enkele omgevingsfactoren, zoals aëratie en bodemtemperatuur, veranderen in de tijd. Voor het simuleren van het verloop van de bodemtemperatuur wordt een gedempte sinusoïdefunctie gebruikt.

Het model ANIMO (versie 3.2) is erg gevoelig voor de keuze van de zuurstofdiffusieparameters omdat deze een sterke invloed hebben op de denitrificatie. De relatie in het model voor zuurstofdiffusie ziet er als volgt uit:

$$D_s = aN_g^b$$

waarin:

D_s = zuurstofdiffusiecoëfficiënt ($m^2.s^{-1}$)

a = constante ($m^2.s^{-1}$)

N_g = volumefractie gas ($m^3.m^{-3}$)

b = constante (-)

Met de constanten a en b is gecalibreerd (Hack-ten Broeke et al., 1996a). Voor De Marke lagen de uiteindelijke waarden voor a tussen 0,65 en 0,75 en voor b tussen 3,1 en 4,0. Het model ANIMO is in staat gebleken om de gemiddelde NO_3 -N-concentratie goed te beschrijven (Hack-ten Broeke en De Groot, 1997).

4 Standaardisatie van het bodemgebruik van De Marke en selectie van kaartenheden van de Nederlandse zandgebieden

Voor de extrapolatie van het bodemgebruik van De Marke naar een andere weersituatie en andere gronden is een standaardisatie nodig. Onder bodemgebruik wordt onder andere gewasrotatie, het bemestings- en omweidingsschema en veebezetting verstaan. Bij standaardisatie bedoelen we dat er een universele set rekenregels is opgesteld waarmee voor elk perceel een bodemgebruik te genereren is. Het gestandaardiseerde bodemgebruik is in principe voor elke door te rekenen kaartenheid gelijk. Verschillende bodems hebben bij eenzelfde bodemgebruik een verschillende vocht- en stikstofhuishouding. Hierdoor zijn er ook verschillen in gewasproductie. Het bemestings- en omweidingsschema kan iets verschuiven in de tijd, afhankelijk van de vochttoestand in het voorjaar.

Om de invoer van de modellen te verkrijgen zijn beschrijvingen nodig van graslandgebruik, zaai- en oogstmomenten, drijfmest- en kunstmesttoediening en beregening. Dit houdt in dat voor elk perceel de hoeveelheden van de verschillende mestsoorten en de momenten waarop toedieningen plaatsvinden in elk weerjaar beschreven moeten zijn. In dit hoofdstuk wordt beschreven hoe we zijn gekomen tot standaardisatie van de beslisregels op De Marke. Als laatste wordt de selectie van de meest voorkomende kaartenheden van de Nederlandse zandgebieden en van vier combinaties van kaartenheden beschreven.

4.1 Bemesting en graslandgebruik op De Marke

Het bodemgebruik is afhankelijk van een aantal bedrijfsgegevens zoals oppervlakte, veebezetting en de hoeveelheid drijfmest die aanwezig is. Deze bedrijfsgegevens zijn afgeleid uit de bedrijfsverslagen van het proefbedrijf De Marke (Hilhorst, 1993; Hilhorst en De Vries, 1994; Hilhorst, 1995; Hilhorst, 1996; Pulskens, 1997). Het grondgebruik hoort bij een melkveebedrijf van 56 ha, met 80 melkkoeien en 55 stuks jongvee.

4.1.1 Bemesting

De hoeveelheden drijfmest die per jaar per perceel toegediend worden zijn afhankelijk van de veebezetting en de verdeling over de verschillende gewassen. De geproduceerde mest wordt voor elk weerjaar volgens de strategie van De Marke over de percelen verdeeld. Alle mest van het bedrijf moet worden aangewend. De gemiddelde hoeveelheid van op De Marke geproduceerde mest die voor 1993 en 1994 moest worden toegediend, is afgerond 2700 m³ (Hilhorst, 1994; Hilhorst en de Vries, 1995). De drijfmestbehoefte wordt eerst voor de percelen maïs berekend. Dit wordt berekend op basis van de stikstofbehoefte, welke afhankelijk is van vochtleverend vermogen en mineralisatie na scheuren van grasland. Het vochtleverend vermogen wordt in drie klassen ingedeeld: 25, 75 en 125 mm. Voor de bepaling van het vochtleverend

vermogen is ook gekeken naar beregening. Als er berekend kan worden en het vochtleverend vermogen is 25 mm, dan komt het vochtleverend vermogen op 75 mm. Het vochtleverend vermogen van drie percelen is voor diepwortelende gewassen kleiner dan 75 mm (Dekkers, 1992). Eén perceel is echter op basis van ervaringen op De Marke op 75 mm gesteld. De overige percelen hebben een vochtleverend vermogen van 75 of 125 mm of komen door beregening op 75 mm. Voor mineralisatie wordt alleen onderscheid gemaakt tussen huiskavel en veldkavel en het aantal jaren na scheuren van grasland. Vervolgens wordt de mestbehoefte voor blijvend grasland berekend op basis van de fosfaatbehoefte. Ook dit is afhankelijk van het vochtleverend vermogen. De overgebleven drijfmest wordt over het tijdelijk grasland verdeeld. De drijfmest wordt voor blijvend grasland in twee giften en voor tijdelijk grasland in drie giften toegediend. De aanvullende stikstofbehoefte worden berekend met behulp van het verfijnde stikstofbestedingsadvies voor grasland (Agterberg et al., 1993). Hierbij wordt gerekend met een 'stikstofjaargift' van 275 kg.ha⁻¹. Er worden geen kunstmestgiften na 15 augustus toegediend, zodat de werkelijke stikstofjaargift ongeveer 250 kg.ha⁻¹ is. Voor weidesneden wordt opbrengstcategorie twee (1500 tot 2500 kg droge stof) aangehouden, voor maaisneden opbrengstcategorie drie (>2500 kg droge stof). De kunstmestgift is de adviesgift minus de werkzame hoeveelheid stikstof uit drijfmest (aanhangsel 2).

4.1.2 Graslandgebruik

Als uitgangspunt zijn de graslandgebruiksschema's van 1993, 1994, 1995 en 1996 genomen. Deze zijn vergelijkbaar met betrekking tot de veebezetting. Op De Marke wordt het principe van maaien in dienst van beweiden gehanteerd. Dit wil zeggen dat gemaaid wordt om voortdurend een optimale weidesnede voor de melkkoeien beschikbaar te hebben. Het gemiddelde van het aantal beweidingen is per kaveltipe weergegeven in tabel 3. In tabel 4 staan de gemiddelde opbrengsten weergegeven.

Tabel 3 Gemiddeld aantal sneden per jaar per kaveltipe en eerste inschaardatum op De Marke

	1993	1994	1995	1996
Blijvend grasland				
maaien	2,5	1,6	2,0	2,1
melkvee	4,1	3,8	3,6	3,9
pinken	2,8	3,3	3,2	2,1
pinken na 1 okt.	1,0	1,0	0,6	1,3
Huiskavel				
maaien	2,1	2,0	2,5	2,5
melkvee	3,7	4,1	4,1	3,7
pinken	3,1	3,9	3,2	2,2
Veldkavel				
maaien	3,7	4,0	4,3	4,4
kalveren	1,8	0,3	0,7	0,3
inschaardatum	19 april	26 april	12 april	3 mei

Tabel 4 Gemiddelde opbrengst in kg.ha⁻¹ droge stof op De Marke in 1993-1996

	1993	1994	1995	1996
per maaisnede	2044	2012	1902	1740
totaalopbrengst:				
maaien	5789	5611	5858	4742
weiden	4089	3574	3391	3303
weiden + maaien	9878	9185	9249	8045

De verschillen tussen de weerjaren zijn niet in het aantal beweidingen terug te vinden; de eerste keer inscharen verschilt wel (tabel 3). De verschillen tussen weerjaren komen met name naar voren bij de grootte van de maaisneden. Het weer in 1993 kende een vrij warme eerste helft met normale neerslaghoeveelheden en een koude en natte tweede helft. Het weer in 1994 was gedurende het groeiseizoen droog en warm. In de maanden maart en april viel meer neerslag dan normaal. In eerste helft van 1995 viel veel neerslag bij een normale temperatuur, de tweede helft was droog en warm. Het weer in 1996 was droog en koud. In droge jaren is de opbrengst lager dan in natte jaren.

Aanvankelijk was de gedachte dat de tijdsduur tussen sneden afhankelijk zou zijn van het tijdstip in het jaar en het weer. Het aantal sneden in een jaar kan dan door weersverschillen tussen jaren variëren. Voor De Marke was er echter geen verband te vinden tussen het aantal hergroeidagen tussen sneden en het tijdstip in het jaar. Op de Marke worden voor een weidesnede ongeveer 20 hergroeidagen gehanteerd, voor maaisneden gemiddeld 35 hergroeidagen (met een grote spreiding). Gemiddeld is er voor een beweiding dan 1140 kg droge stof bijgegroeid in de maanden mei, juni en juli en 980 kg droge stof in augustus. Doordat de beweiding gewoon doorgaat heeft een droogteperiode op De Marke geen directe invloed op de omweiding. Droogteperiodes worden opgevangen door meer bijvoeding, beregening of door kleinere maaisneden.

4.1.3 Beregening

Alle percelen, behalve de veldkavel, worden beregend bij $pF = 2,7$ in het midden van de wortelzone. Er wordt niet beregend van twee dagen voor een beweiding tot en met de laatste dag van beweiding. Voor een maaisnede wordt niet beregend van twee dagen voor een maaisnede tot en met de laatste dag van de veldperiode (periode dat gras op het land ligt te drogen).

4.2 Perceelsgegevens en grondwaterstandsverloop voor De Marke

Voor alle percelen op De Marke is de dominante kaartenheid en de gemiddelde hoogteligging bepaald (aanhangel 3), gebruikmakend van het bodemkundig onderzoek van Dekkers (1992). De bodemprofielen staan beschreven in aanhangsel 1. De profielen zijn voor de modellen vertaald naar een beschrijving met maximaal vijf horizonten. Voor de diepere horizonten met een onbekende fractie organische stof

is 0,4% aangehouden. De waarden voor de pH zijn afgeleid van metingen op De Marke voor monitoringplekken met een overeenkomstige bodemeenheid. De benodigde parameters voor de bodemfysische karakteristieken (voor SWACROP), de verzadigde doorlatendheid en de bulkdichtheid van elk profiel (voor ANIMO) zijn bepaald met behulp van continue functies (Wösten et al., 1995). De voor het model ANIMO belangrijke zuurstofdiffusieparameters (paragraaf 3.2) zijn voor de percelen van De Marke afgeleid van overeenkomstige, gecalibreerde bodemeenheden van één van de zes meetplekken op De Marke (Hack-ten Broeke en De Groot, 1997).

De grondwaterstand heeft een grote invloed op de nitraatstikstofconcentratie. Voor de zes meetplekken op De Marke is het verloop van de grondwaterspiegel gesimuleerd. Simulatie met een sinusoïdefunctie voor de beschrijving van het verloop van de grondwaterstand blijkt goed te voldoen. Hierbij is een aanpassing van het gemiddelde grondwaterniveau voor elk weerjaar wel noodzakelijk. Een aanpassing van het gemiddelde grondwaterniveau met 5 cm voor elke 50 mm neerslag per jaar meer of minder ten opzichte van de gemiddelde neerslag geeft het beste resultaat (aanhangsel 4). De gemiddelde nitraatstikstofconcentraties op 1 m - mv., berekend met de modellen gebruik makend van een sinusoïdefunctie en berekend met de gemeten waarden, zijn vergeleken voor zes verschillende meetplekken en vier jaren (1991-1995) voor De Marke (aanhangsel 5). Het blijkt dat de sinusoïdefunctie een acceptabel resultaat geeft voor het simuleren van het verloop van de diepte van het grondwater en voor het simuleren van de nitraatstikstofconcentratie op 1 m - mv. Het eerste jaar geeft een minder goede simulatie ten gevolge van initialisatie-effecten te zien voor een aantal percelen, in de overige jaren verloopt de simulatie wel goed.

Voor het simuleren van het verloop van het grondwater met een sinusoïdefunctie is een gemiddelde grondwaterstand nodig. De gemiddelde grondwaterstand vertoont een redelijk verband met de maaiveldshoogte. Voor de percelen is het gemiddelde verloop van één van de zes meetplekken gebruikt, gecorrigeerd voor het hoogteverschil (aanhangsel 2).

4.3 Beslisregels

Voor berekening zijn dezelfde criteria gehanteerd als op De Marke. Percelen op de veldkavel worden niet berekend, alle overige percelen wel. Als een pF-waarde van 2,7 wordt bereikt in het midden van de wortelzone wordt er berekend. Het beregeningsmoment wordt uitgesteld van twee dagen voor een beweiding tot en met de laatste dag van beweiding. Voor een maaisnede wordt het beregeningsmoment uitgesteld van twee dagen voor een maaisnede tot en met de laatste dag van de veldperiode (periode dat gras op het land ligt te drogen).

Er is nagegaan of de berekende weers- en bodemafhankelijke gewasverdamping kan worden gebruikt als voorspeller voor het graslandgebruik. De actuele verdamping is met SWACROP berekend voor twee percelen maïs en twee percelen gras op De Marke gedurende drie weerjaren. De resultaten van deze berekeningen en de geogoste hoeveelheid droge stof per meetplek zijn in figuur 4 weergegeven.

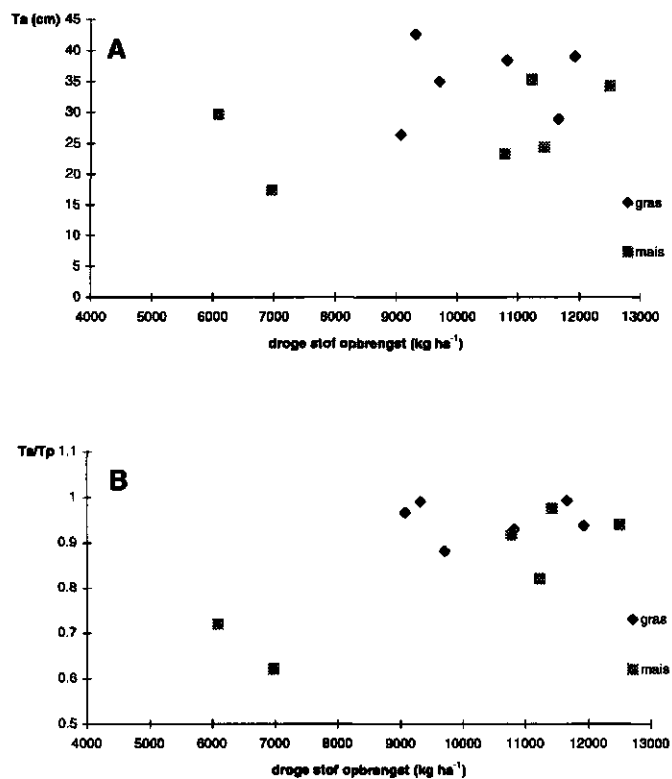


Fig. 4 Verband tussen geoogste hoeveelheid droge stof en transpiratie (A) en geoogste hoeveelheid droge stof en de verhouding tussen potentiële en actuele transpiratie (B)

Omdat de berekende drukhoogten in de bodem overeenkomen met de metingen (Hack ten Broeke et al., 1996a), zou de berekende verdamping eveneens correct moeten zijn. Een duidelijk verband tussen de actuele gewasverdamping en gewasopbrengst (fig. 4a) is vrijwel afwezig. Als rekening wordt gehouden met verschillen in potentiële transpiratie tussen de jaren door middel van de verhouding actuele en potentiële transpiratie wordt voor maïs een redelijk goed verband gevonden ($R^2 = 0,77$). Voor grasland blijft een verband afwezig ($R^2 = 0,0$); dit kan mogelijk veroorzaakt zijn doordat de invloed van de nutriëntenvoorziening, ziekten en plagen, botanische samenstelling en percentage klaver niet te verwaarlozen zijn. Het lijkt gerechtvaardigd om het omweidingsschema als onafhankelijk van bodemtype en weerjaar te hanteren.

In overleg met H.F.M.Aarts en G.J.Hilhorst (pers. meded., 1997) zijn de volgende beslisregels opgesteld voor het bepalen van de beweidings- en maaitijdstippen. De beschikbare oppervlakte wordt opgedeeld in percelen van één hectare. Een beweiding bestaat uit twee dagen melkvee en twee dagen jongvee (fig. 5). Het schema is voor blijvend grasland en de huiskavel gebaseerd op afwisselend twee keer weiden en één keer maaien. In de herfst worden pinken geweid voor het afgrazen van de reststoppel. De eerste dag van beweiding valt 30 dagen na de eerste kunstmestgift, de laatste dag van beweiding is 1 oktober. Vijftig dagen na de eerste dag van beweiding wordt de huis- en veldkavel voor het eerst gemaaid, de laatste dag van maaien is 3 november.

De pinken worden twintig dagen na de melkkoeien voor het eerst geweid. De pinken worden eind november opgesteld. Voor maïs wordt een zaaidatum van 25 april aangehouden met een oogst op 25 september. Onder de maïs wordt grasgewas ingezaaid.

De drie kaveltypen verschillen sterk in gebruik. Blijvend grasland wordt intensiever beweid dan huiskavel, de veldkavel wordt niet beweid. De melkkoeien beginnen te weiden op het eerste perceel blijvend grasland. Elke twee dagen gaan de dieren naar een volgend perceel. Als ook het jongvee naar buiten is gegaan weiden ze achter de melkdieren aan en blijven dus ook twee dagen op een perceel. Eerst worden alle percelen blijvend grasland twee keer beweid, daarna gaan ze naar percelen grasland op de huiskavel (fig. 5). Dit is 40 dagen na de eerste beweiding op blijvend grasland; de percelen grasland op de huiskavel zijn dan al een keer gemaaid. Nadat elk perceel twee keer beweid is wordt weer op het eerste perceel blijvend grasland begonnen. Op deze wijze wordt elke keer opnieuw een beweidingscyclus afgewerkt tot de laatste dag van beweiding. Op de veldkavel wordt elke 35 dagen een maaisnede gewonnen. Op de overige percelen wordt 35 dagen na de tweede beweiding van een cyclus een maaisnede gewonnen. De verschillen in graslandgebruik tussen de kaveltypen zijn in figuur 5 weergegeven.

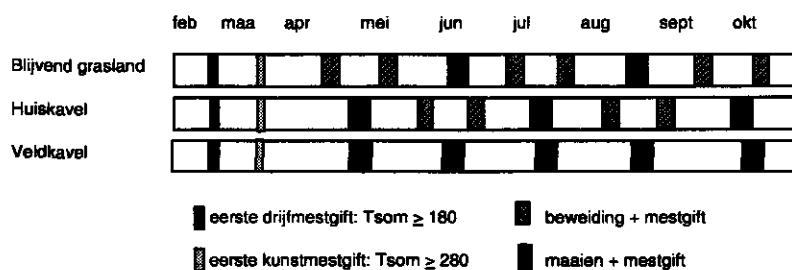


Fig. 5 Gestandaardiseerd graslandgebruik van de drie kaveltypen

4.4 Berekende bemesting

De regels voor berekening van de bemesting op De Marke zijn ook gehanteerd voor de standaardisatie (aanhangsel 2). De op deze wijze berekende hoeveelheden drijfmest en kunstmest komen goed overeen met de giften in 1993 en 1994 op De Marke. Voor blijvend grasland wordt in de standaardisatie gemiddeld 141 kg.ha^{-1} stikstof uit kunstmest gegeven. In 1993 en 1994 was dit respectievelijk gemiddeld 115 en 156 kg.ha^{-1} . Tijdelijk grasland krijgt gemiddeld 164 kg.ha^{-1} uit kunstmest, in 1993 was dit gemiddeld 90 kg.ha^{-1} (in 1993 werd extra vaste mest gegeven) en in 1994 gemiddeld 156 kg.ha^{-1} .

De eerste drijfmestgift vindt plaats bij een temperatuursom van 180 °C, echter altijd na 15 februari en voor 1 maart. De eerste kunstmestgift (stikstof) wordt gegeven bij een temperatuursom van 280 °C, echter na 15 en voor 31 maart. Dit vindt in de modellen alleen plaats als de drukhoogte van de bodem op 5 cm diepte onder de kritieke drukhoogte voor bewerkbaarheid ligt (Van Wijk en Feddes, 1986; Bouma en Van Lanen, 1987), maar wel uiterlijk op respectievelijk 1 en 30 maart. De tijdstippen van de overige drijfmestgiftten op grasland zijn afhankelijk van de beweiding. Voor blijvend grasland wordt de tweede gift na de tweede keer beweiding gegeven. Voor tijdelijk grasland wordt de tweede gift na de eerste maaisnede gegeven en de derde na de tweede weidesnede. Maïs wordt bemest voor het zaaien (einde van april). De kunstmestgiftten vinden plaats na elke maai- of weidesnede (fig. 5). Na 15 augustus worden geen bemestingen meer uitgevoerd.

4.5 De meest voorkomende kaartenheden in de Nederlandse zandgebieden

Voor de keuze van de meest voorkomende kaartenheden in de zandgebieden van Nederland is gebruik gemaakt van de bodemkaart van Nederland (schaal 1 : 50 000). De gegevens zijn geselecteerd uit het BIS (Bodemkundig Informatiesysteem) van SC-DLO op dezelfde wijze als door De Vries (1994). De vijf bodemtypen met de grootste oppervlakte, die in de zandgebieden op landbouwbedrijven voorkomen, zijn gekozen. In tabel 5 staan deze bodemtypen met de meest voorkomende grondwatertrap weergegeven.

Tabel 5 Geselecteerde kaartenheden met oppervlakte in ha

Bodemeenheid	Oppervlakte bodemeenheid	Gt	Oppervlakte kaartenheid	Typering
Hn21	244.177	VI	119.172	leemarme veldpodzolgrond
zEZ21	72.420	VII	33.331	leemarme enkeerdgrond
pZg23	68.814	III	36.104	sterk lemige beekerdgrond
Hn23x	41.223	V	25.462	sterk lemige veldpodzolgrond met keileem
pZn21	23.533	III	6.580	leemarme gooreerdgrond

Voor deze kaartenheden zijn karakteristieke bodemprofielen samengesteld. Op basis van alle profielbeschrijvingen per kaartenheid zijn, voor een juiste schatting van de dikte van de horizonten, voor elke 5 cm gegevens geselecteerd. De onderverdeling in verschillende horizonten vindt plaats op basis van de meest voorkomende horizontcode per 5 cm bij een grondgebruik van bouwland en grasland. Voor de bepaling van de fysisch-chemische kenmerken zijn gemiddelde gegevens verzameld, voor elke 5 cm diepte en voor elke unieke combinatie van kaartenheid, grondgebruik en horizontcode. De gegevens zijn in frequentieklassen ingedeeld. Per horizont is de gemiddelde waarde, behorende bij een unieke combinatie met de meeste waarnemingen zonder uitschieters, als representatief aangehouden. In aanhangsel 6 staan de profielen beschreven.

4.5.1 Invoergegevens

Op basis van deze profielen zijn voor deze berekeningen de bodemfysische karakteristieken, de verzadigde doorlaatbaarheid en de bulkdichtheid voor elk profiel bepaald met behulp van continue functies (Wösten et al., 1995). Voor het simuleren van het grondwaterstandsverloop zijn het gemiddelde grondwaterniveau en de amplitude voor de sinusoïdefunctie afgeleid uit gegevens van Van der Sluijs (1990). Voor grondwatertrap III, V, VI en VII is een gemiddeld niveau van respectievelijk 60, 76, 108 en 145 cm aangehouden met amplitudes van 43, 58, 47 en 45 cm.

Voor de beschrijving van de gewasontwikkeling zijn de gegevens van De Marke gebruikt. Voor maïs zijn aanvullende gegevens voor wortelontwikkeling uit Sibma (1987) afgeleid. De verschillende bodemeenheden hebben wel verschillende bewortelbare diepten. Voor zEz21, Hn21, Hn23x, pZg23 en pZn21 zijn de maximale bewortelbare diepten voor maïs respectievelijk 75, 40, 40, 35 en 25 cm. Voor gras is de maximale bewortelingsdiepte 30 cm, alleen voor pZn21 is de bewortelbare diepte de beperkende factor.

Voor ANIMO zijn de waarden voor de zuurstofdiffusieparameters bepaald op basis van de meest beperkende horizont. Voor de beekerdgrond en de veldpodzolgrond met keileem zijn waarden van 2,0 voor a en 2,5 voor b gebruikt (paragraaf 2.1). Voor de overige kaarteenheden liggen deze waarden op 1,5 voor a en 3,0 voor b (Bakker et al., 1987).

De beslisregels van het bodemgebruik zijn gelijk aan dat voor de extrapolatie van De Marke. Alleen door een verschillend vochtleverend vermogen zijn de drijf- en kunstmestgiften anders. De vijf kaarteenheden hebben allen een vochtleverend vermogen dat groter is dan 125 mm in een 10% droog jaar voor diep wortelende gewassen. Hierdoor zijn de drijf- en kunstmestgiften voor de vijf kaarteenheden hetzelfde. Door het grotere vochtleverend vermogen is de stikstofbehoefte ten opzichte van De Marke op maïsland groter. De drijfmestgiften zijn daardoor op maïsland op alle kaarteenheden tussen de 5 en 10 m³ groter dan voor De Marke. Dit leidt tot een kleinere drijfmestgift op tijdelijk grasland; dit wordt gecompenseerd door een iets grotere kunstmestgift.

4.5.2 Verschillende combinaties van kaarteenheden

Voor de vijf geselecteerde kaarteenheden zijn simulaties uitgevoerd alsof er in één bedrijf slechts één bodemtype voorkomt. In werkelijkheid zal dit meestal niet zo zijn. Om na te gaan wat de meest voorkomende combinatie van eenheden is op melkveebedrijven in de zandgebieden is gebruik gemaakt van een bodeminventarisatie van 47 bedrijven (Van Beek, 1994). Deze 47 bedrijven liggen verspreid over Noord-Brabant. De voorkomende combinaties van bodemeenheden zijn bepaald. Gemiddeld is 52% van de oppervlakte veldpodzolgrond, 21% enkeergrond, 10% beekerdgrond, 9% gooreerdgrond en 8% overig (voornamelijk kleigronden en vaaggronden). De vier meest voorkomende combinaties zijn geselecteerd; hiervan is de gemiddelde verhouding van voorkomen bepaald. De vier combinaties zijn:

PE	podzol- (55%), enkeerdgrond (35%), overig (10%)
PEB	podzol- (39%), beekerd- (23%), enkeerdgrond (24%), overig (14%)
PG	podzol- (61%), gooreerdgrond (23%), overig (16%)
PGE	podzol- (36%), gooreerd- (34%), enkeerdgrond (14%), overig (16%)

De combinaties PE, PEB, PG en PGE komen op respectievelijk elf, negen, zes, en vijf (samen 31) van de 47 bedrijven voor. De 'overige' bodemeenheden worden buiten beschouwing gelaten, de overblijvende kaarteenheden worden genormaliseerd naar 100%. De verschillende gewasrotaties van De Marke zijn als volgt over de eenheden verdeeld: blijvend grasland zo veel mogelijk op beekerdgronden en gooreerdgronden, veldkavel zo veel mogelijk op enkeerdgronden en overblijvende eenheden komen op de huiskavel.

5 Resultaten en discussie

De resultaten van de verschillende simulaties worden in dit hoofdstuk weergegeven. Achtereenvolgens wordt de resultaten van De Marke, de vijf kaarteenheden en vier combinaties behandeld. De resultaten van de vijf kaarteenheden en de vier combinaties van kaarteenheden zijn geanalyseerd met behulp van variantieanalyse.

5.1 De Marke

De drinkwaternorm geldt voor het grondwater. De diepte van het grondwater varieert echter en omdat het gaat om een directe relatie tussen de nitraatconcentratie en het grondgebruik, wordt de voorkeur gegeven aan een diepte zo dicht mogelijk onder de wortelzone. Daarvoor is per perceel de daggemiddelde $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie op 1 m - mv. berekend. Per jaar zijn deze daggemiddelde concentraties gemiddeld. De berekende bedrijfsgemiddelde concentratie is het gewogen gemiddelde van alle jaargemiddelde concentraties over 30 jaar. Voor De Marke is dit $15,1 \text{ mg.l}^{-1}$. Dit ligt boven de norm: de bedrijfsdoelstelling wordt op 1 m - mv. niet gehaald. Als de concentraties per perceel per dag voor het bedrijf worden gemiddeld is de overschrijdingskans van de norm 48% (tabel 6). In de tabel is verder onderscheid gemaakt naar kaveltypen, bodemeenheden en (voor Hn43 en Hn51) grondwaterstandsklassen.

Tabel 6 $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie en normoverschrijdingskansen voor het bedrijfsgemiddelde

	Gemiddelde concentratie (mg.l^{-1})	Kans op overschrijding (%)	
		per dag	per jaar
Bedrijf	15,1	48	67
Per kaveltypen:			
Blijvend grasland	21,5	70	83
Huiskavel	9,6	33	54
Veldkavel	21,3	59	78
Per bodemeenheid:			
Hn43 gemiddeld:	17,6	52	67
per gemiddeld grondwaterniveau:			
<1,25	1,6	3	10
1,25-1,75	20,5	65	79
1,75-2,00	26,1	75	96
Hn51 gemiddeld:	9,1	30	54
per gemiddeld grondwaterniveau:			
1,25-1,75	3,1	7	20
1,75-2,00	8,4	27	60
> 2,00	14,5	50	78
tZn43	27,8	86	100
tZd51	25,8	74	96

De kaveltypen verschillen duidelijk in gemiddelde concentratie. Op basis van gebruiksintensiteit zou blijvend grasland de hoogste en de veldkavel de laagste overschrijdingskans moeten hebben. De onverwachte volgorde wordt veroorzaakt door verschillen tussen bodemeenheden. De verschillen in bedrijfsgemiddelde concentratie per bodemeenheid zijn aanzienlijk. Dit wordt voor een belangrijk deel veroorzaakt door de grondwaterstand. De grondwaterstand heeft een duidelijke invloed op de nitraatconcentratie; per klasse zijn er duidelijke verschillen. Wel moet opgemerkt worden dat de bodemtypen op De Marke niet evenredig over de kaveltypen verdeeld zijn (aanhangsel 3). De verschillen in oppervlakte per kaveltipe kan een vertroebeld geven van de verschillen tussen bodemtypen.

Tussen de overschrijdingskansen van de norm voor nitraatconcentratie op het bedrijf op dagbasis of gemiddeld over een jaar zitten aanzienlijke verschillen. Dit komt doordat hoge piekwaarden meer invloed hebben op de jaargemiddelde concentratie dan op het gemiddelde over alle concentraties per dag. Ook Droogers (1997) geeft verschillende manieren om tot een gemiddelde concentratie (en overschrijdingskans) te komen die allemaal leiden tot verschillende resultaten. Wat de goede berekeningswijze is, is niet te zeggen. Voor een onderlinge vergelijking is het wel belangrijk om steeds dezelfde berekeningswijze aan te houden. Om de resultaten van de verschillende simulaties te kunnen vergelijken kiezen we voor het jaargemiddelde. In figuur 6 worden de jaargemiddelde resultaten als een cumulatieve frequentieverdeling weergegeven. Bij elk punt in de grafiek hoort een weerjaar, de betreffende jaren zijn bij de punten vermeld.

De gemiddelde concentratie in nattere jaren (bijvoorbeeld 1965 en 1966) is lager dan in drogere jaren (bijvoorbeeld 1972, 1973, 1975 en 1976). Dit wordt veroorzaakt door een combinatie van factoren zoals hogere gewasopbrengst en stikstofopname, een grotere denitrificatie en verdunning in nattere jaren. De kans op overschrijding van de norm voor de jaargemiddelde concentratie voor het gehele bedrijf is 67%. Er zijn duidelijke verschillen tussen de kaveltypen en tussen de gewassen maïs en gras (fig. 7). Ook tussen de verschillende kaarteenheden zitten duidelijke verschillen, echter dit is mede beïnvloed door kaveltipe en/of gewas.

De hoge bedrijfsgemiddelde $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie wordt voornamelijk veroorzaakt door percelen met blijvend grasland en door de veldkavel (fig. 7a). Op blijvend grasland komen op De Marke alleen zwak lemige veldpodzolgronden (Hn43) voor. Uit figuur 7c valt af te leiden dat de bodemeenheid Hn43 niet tot de hoogste concentraties leidt. Omdat blijvend grasland kennelijk niet op een erg gevoelige bodemeenheid ligt, lijkt niet bodemeenheid maar kaveltipe de belangrijkste factor die de hoge concentratie veroorzaakt.

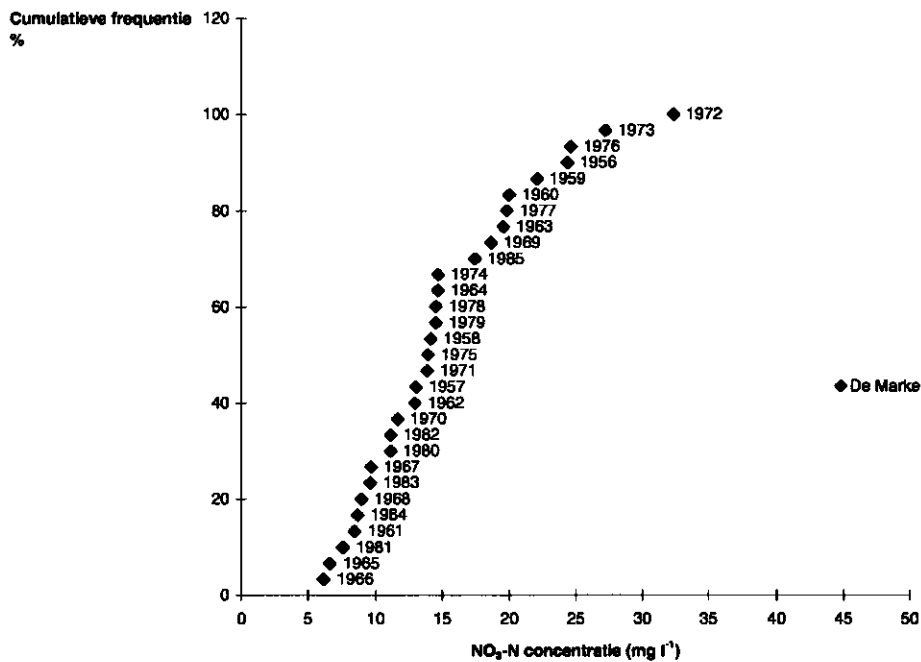


Fig. 6 Cumulatieve frequentieverdeling van bedrijfs- en jaargemiddelde NO₃-N-concentratie op De Marke voor 30 jaren

Op de veldkavel komen alle bodemeenheden voor. Tussen de bodemeenheden komen grote verschillen voor (fig. 7c). Op de veldkavel lijkt de hoge concentratie vooral te worden veroorzaakt door percelen op gooreerd- (tZn43) en kanteerdgronden (tZd51), wat tevens bodemeenheden zijn met een lage grondwaterspiegel. Op deze percelen neemt het gewas minder stikstof op en speelt denitrificatie geen rol van betekenis, waardoor er veel stikstof richting grondwater gaat. Uit figuur 7b blijkt dat op De Marke per kaveltipe de gewassen gras en maïs weinig verschillen in gemiddelde concentratie per jaar. De effecten van bodemeenheid en kaveltipe zijn veel sterker.

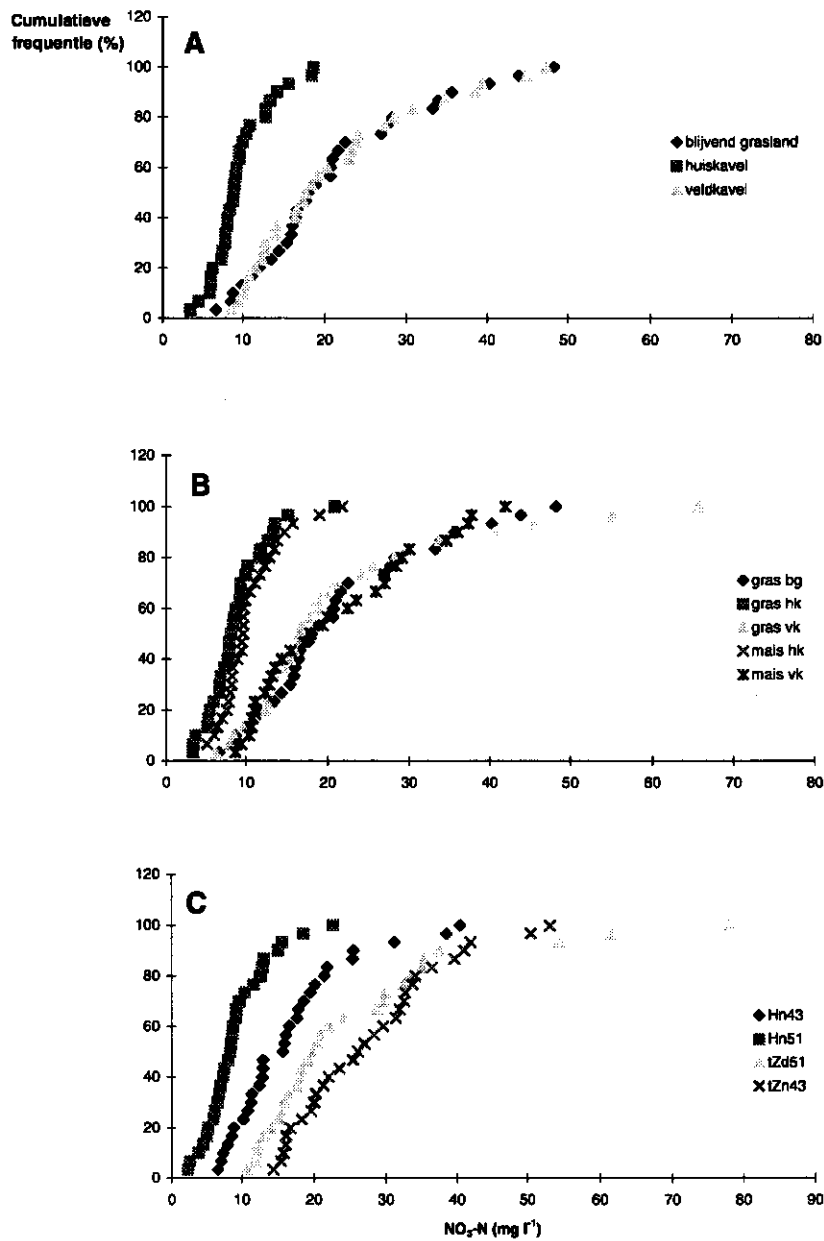


Fig. 7 Cumulatieve frequentieverdeling per kaveltipe (A), gewas per kaveltipe (B) en bodemeenheid (C)
bg = blijvend grasland, hk = huiskavel, vk = veldkavel

5.2 De vijf geselecteerde kaartenheden

Een vergelijkbaar grondgebruik leidt bij verschillende kaartenheden tot verschillen in nitraatconcentratie (tabel 7). Met behulp van variantie-analyse waarbij de doorgerekende jaren als de herhalingen zijn opgevat is de significantie van de resultaten nagegaan (voor normaliteit is een logaritmische transformatie van de jaargemiddelde concentratie uitgevoerd). De verschillen tussen kaartenheden zijn allen significant, behalve het verschil tussen pZg23-III en zEZ21-VII. De kleinste significante verschillen zijn voor de

Tabel 7 Gemiddelde $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie (mg.l^{-1}) op 1 m - mv. voor de vijf kaartenheden

Kaartenheid	Bedrijf	Per gewas		Per kavelttype*		
		gras	maïs	BG	HK	VK
Hn23x-V	3,4 ^a	3,6 ^a	3,5 ^a	2,8 ^a	4,1 ^b	3,2 ^c
pZn21-III	6,3 ^b	7,0 ^b	5,8 ^b	7,9 ^{dc}	6,4 ^{dc}	5,8 ^c
pZg23-III	11,3 ^c	13,3 ^c	9,3 ^d	18,8 ^d	10,7 ^f	8,6 ^e
zEZ21-VII	11,4 ^c	12,8 ^c	10,2 ^d	16,8 ^{fi}	12,1 ^f	7,5 ^e
Hn21-VI	17,1 ^d	19,4 ^e	15,1 ^f	26,4 ^b	17,0 ^d	13,0 ^f
De Marke	15,1	15,6	14,8	21,5	9,6	21,3

* BG = blijvend grasland, HK = huiskavel, VK = veldkavel

Bij een verschillende letter in superscript is de $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie per bedrijf, per gewas of per kavelttype significant verschillend ($\alpha = 0.05$)

Op de kaartenheden pZg23-III, zEZ21-VII en Hn21-VI zijn de verschillen tussen de gewassen gras en maïs significant. Bij de kaartenheden Hn23x-V en pZn21-III is dit niet zo. Bij hogere concentraties is de invloed van denitrificatie relatief sterker dan bij lage concentraties. Hierdoor kan denitrificatie de variatie tussen weerjaren voor een grasgewas sterker verminderen dan voor een maïsgewas, wat kan leiden tot niet-significante verschillen tussen de gewassen bij de kaartenheden Hn23x-V en pZn21-III.

Bij de combinatie van kaartenheid en kavelttype zijn zowel de verschillen tussen gewassen als verschillen in bemesting van belang. Hier zijn alleen bij de bodemeenheden pZn21 en zEZ21 de verschillen tussen de kavelttypen niet significant, bij de overige bodemeenheden wel. De veldpodzolgrond Hn21 met Gt VI geeft een hogere gemiddelde nitraatconcentratie dan De Marke. Alle overige kaartenheden geven een lagere gemiddelde nitraatconcentratie dan De Marke. Uit de resultaten van De Marke blijkt dat de diepte van het grondwater een belangrijke factor is. Dit komt hier ook naar voren. Echter de volgorde in gemiddelde $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie wordt niet alleen door grondwatertrap bepaald. Ook de verschillen in waterretentie en fluctuaties in grondwaterstand tussen de seizoenen zijn belangrijk, want zowel Hn23x als zEZ21 komen beter uit dan op basis van grondwatertrap verwacht. Door de betere vochtvoorziening voor het gewas op kaartenheid zEZ21-VII wordt meer stikstof opgenomen, waardoor er minder stikstof in het bodemvocht overblijft voor uitspoeling naar het grondwater. Voor Hn23x-V lijken naast een grotere gewasopname het frequenter voorkomen van gunstige omstandigheden voor denitrificatie (anaërobie) de belangrijkste oorzaken.

leemsoed
garr adru
leemsoed
leemsoed
garr adru
veldsoed

De rangorde in overschrijdingskans is niet helemaal hetzelfde als bij de bedrijfs-gemiddelde concentratie. De kaarteenheden pZg23-III en zEZ21-VII zijn van positie gewisseld (tabel 8). Bij alle kaarteenheden komen jaren voor met een gemiddelde concentratie boven de drinkwaternorm.

Tabel 8 Overschrijdingskansen (%) voor de vijf kaarteenheden voor de normen 5,6 en 11,3 mg.l⁻¹ NO₃-N

Kaarteenheden	5,6 mg.l ⁻¹	11,3 mg.l ⁻¹
Hn23x-V	20	3
pZn21-III	47	17
zEZ21-VII	83	40
pZg23-III	83	43
Hn21-VI	100	73

Er is een grote variatie tussen de gemiddelde concentraties in verschillende weerjaren en tussen de laagste en hoogste jaargemiddelde concentratie (fig. 8). De verschillen tussen de kaarteenheden komen in de figuur duidelijk naar voren. De kaarteenheden reageren verschillend op weerjaren. Voor Hn23x-V is het verschil tussen het jaar met de hoogste en de laagste concentratie bijna 16 mg.l⁻¹, dit verschil is met 24 mg.l⁻¹ het grootst voor Hn21-VI. Bij een hogere NO₃-N-concentratie lijken de verschillen tussen de weerjaren groter te worden.

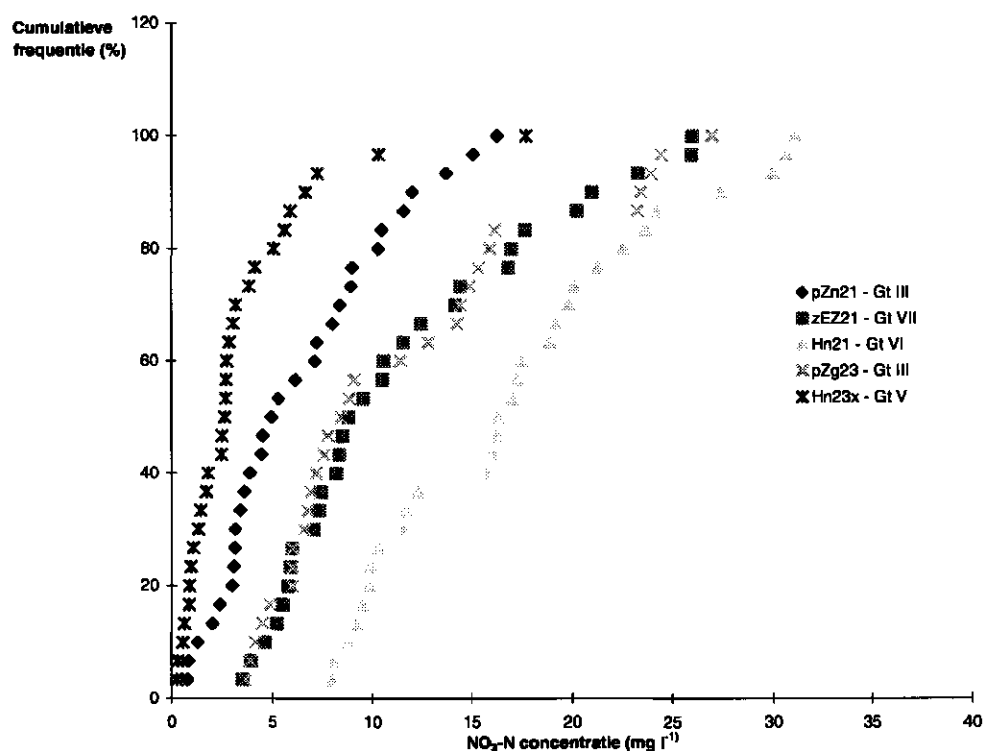


Fig. 8 Cumulatieve frequentieverdeling van gemiddelde NO₃-N-concentratie per kaarteenheden

De spreiding in berekende concentraties is voor gras groter dan voor maïs (fig. 9a). Dit hangt samen met bemestingsstrategie en graslandgebruik. Bij maïs vindt de bemesting alleen in het voorjaar plaats, bij gras verdeeld over het gehele seizoen. De combinatie van bijvoorbeeld een late bemesting met een droog najaar kan leiden tot een hoge $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie op grasland. De gewasopname is in een droog najaar beperkt en denitrificatie is onder droge omstandigheden van weinig invloed. De verschillen tussen de gewassen zijn veel minder belangrijk dan de verschillen tussen kaartenheden (fig. 9b en 9c). Onder een grasgewas komen de verschillen tussen kaartenheden wel beter naar voren dan onder een maïsgewas; de spreiding in de frequentieverdeling is groter. De verschillen tussen de kaartenheden per gewas zijn aanzienlijk. Dit betekent dat een goede afstemming van kaartenheid en gewas ruimte biedt voor verlaging van de gemiddelde $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie. Op kaartenheden met een grotere kans op een hoge $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie kan beter maïs met Italiaans raaigras dan gras worden geteeld. Op kaartenheden met een lagere kans op een hoge concentratie kan dan beter gras geteeld worden.

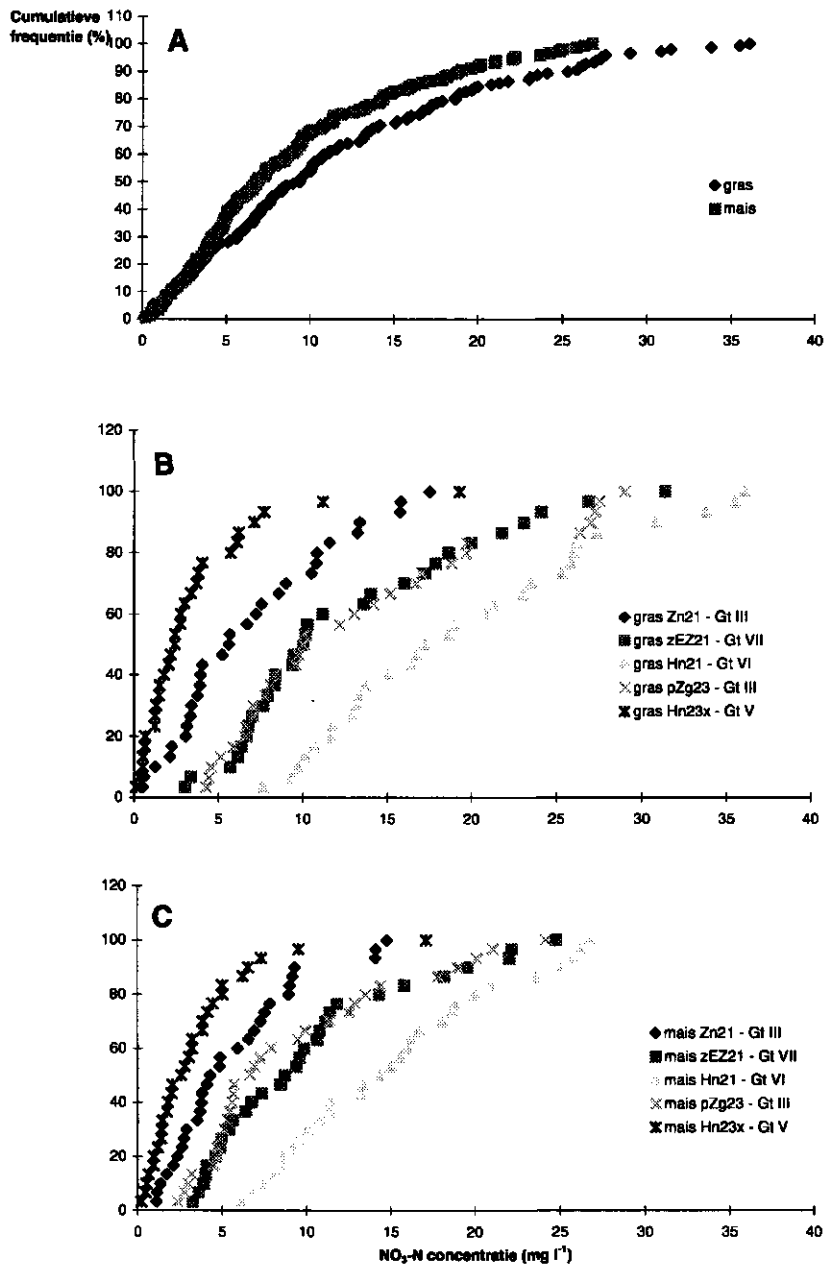


Fig. 9 Cumulatieve frequentieverdeling van gemiddelde NO₃-N-concentratie per gewas (A); gras per bodemtype (B) en maïs per bodemtype (C)

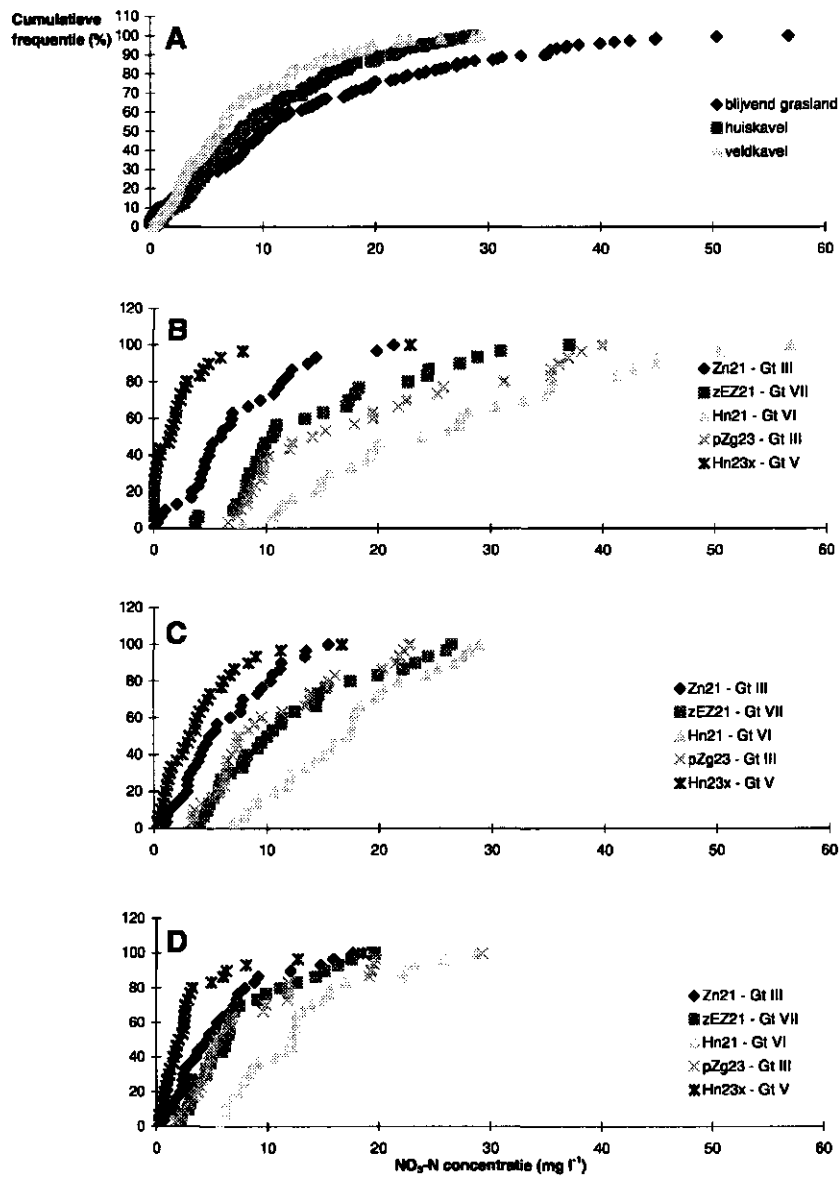


Fig. 10 Cumulatieve frequentieverdeling van gemiddelde $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie per kaveltipe (A) en de combinatie van kaveltipe en kaarteenheid: blijvend grasland (B), huiskavel (C) en veldkavel (D)

De verschillen in kaveltypen komen voor de vijf kaarteenheden ten opzichte van De Marke minder sterk naar voren (fig. 10a). In tabel 6 valt op dat voor De Marke de veldkavel bijna de hoogste gemiddelde concentratie had. Voor de vijf kaarteenheden is de gemiddelde nitraatconcentratie op de veldkavel juist de laagste. Op De Marke werd de gemiddelde nitraatconcentratie zeer sterk door bodemeenheid beïnvloed, wat het beeld sterk vertroebelt.

De verschillen tussen de kaveltypen lijken voor de vijf kaarteenheden minstens zo belangrijk als de verschillen tussen de gewassen. Dit kan doordat de kaveltypen verschillende combinaties zijn van gewassen met een verschillende bemesting. Een grasgewas komt op de veldkavel relatief minder en maïs komt relatief meer voor. Tevens is de bemesting minder intensief en wordt er niet geweid. Verschillen tussen kaarteenheden veroorzaken grotere verschillen in gemiddelde concentratie dan kaveltypen (fig. 10b, 10c, en 10d). Vooral op blijvend grasland komen de verschillen tussen de kaarteenheden sterk naar voren. Naarmate de gemiddelde concentratie lager wordt, worden de verschillen tussen kaarteenheden kleiner. De rangorde in gemiddelde nitraatconcentratie blijft voor de kaarteenheden echter in stand.

5.3 Vier veel voorkomende combinaties van kaarteenheden

De verschillende combinaties (zoals beschreven in paragraaf 4.5.2) verschillen in gemiddelde concentratie (tabel 9). Drie van de vier combinaties leiden tot een lagere gemiddelde NO₃-N-concentratie dan De Marke, alleen de combinatie met podzolgronden en enkeerdgronden (combinatie PE) geeft geen verbetering. In combinatie PEB komen podzol-, enkeerd- en bekeerdgronden voor, in combinatie PG podzol- en gooreerdgronden en in combinatie PGE podzol-, gooreerd- en enkeerdgronden (paragraaf 4.5.2).

Tabel 9 Gemiddelde concentratie en normoverschrijdingskansen van vier combinaties van kaarteenheden

	Gemiddelde concentratie (mg.l ⁻¹)	Overschrijdingskans (%)	
		11,3 mg.l ⁻¹	5,6 mg.l ⁻¹
De Marke	15,1 ^a	67	100
combinatie PE	15,1 ^{ab}	63	100
combinatie PEB	14,0 ^b	60	97
combinatie PG	13,3 ^{bc}	67	100
combinatie PGE	12,6 ^c	63	93

Bij een verschillende letter in superscript is de NO₃-N-concentratie per bedrijf, per gewas of per kaveltypen significant verschillend ($\alpha = 0,05$)

Naarmate het aandeel van veldpodzolgronden groter wordt, is de gemiddelde NO₃-N-concentratie hoger. Opvallend is dat een lagere gemiddelde concentratie niet altijd een lagere overschrijdingskans van de norm inhoudt. Dit is het gevolg van spreiding in de frequentieverdeling.

6 Conclusies en nabeschuiving

6.1 Conclusies

Het bodemgebruik van proefbedrijf De Marke leidt bij verschillende kaarteenheden van de Bodemkaart van Nederland (schaal 1 : 50 000) tot verschillen in gemiddelde nitraatconcentratie. De gemiddelde $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie voor de kaarteenheden Hn21-VI (veldpodzolgrond), zEZ21-VII (enkeerdgrond), pZg23-III (beekeerdgrond), pZn21-III (gooreerdgrond) en Hn23x-V (veldpodzolgrond met keileem) met het grondgebruik van De Marke zijn op 1 m - mv. respectievelijk 17,1, 11,4, 11,3, 6,3 en 3,4 mg.l^{-1} . De berekende bedrijfsgemiddelde concentratie van De Marke over 30 jaar, op 1 m - mv. is 15,1 mg.l^{-1} . De kernvraag van dit onderzoek, of het haalbaar is om op andere Nederlandse zandgronden met het grondgebruik van De Marke dezelfde effecten op de uitspoeling van nitraatstikstof te bereiken, kan voor vier van de vijf van de meest voorkomende kaarteenheden binnen de zandgebieden van de 1 : 50 000 Bodemkaart van Nederland positief worden beantwoord. De verschillen tussen kaarteenheden zijn significant, alleen het verschil tussen de beekeerdgrond met Gt III en de enkeerdgrond met Gt VII is niet significant.

Het bodemgebruik is ook van invloed op de resultaten. Op drie van de vijf kaarteenheden zijn er significante verschillen tussen de gewassen gras en maïs. Voor de kaveltypen (blijvend grasland, huiskavel en veldkavel) zijn zowel de verschillen tussen gewassen als verschillen in bemesting van belang. Bij de kaarteenheden pZn21-III (gooreerdgrond) en zEZ21-VII (enkeerdgrond) zijn de verschillen tussen de kaveltypen niet significant. Voor de overige kaarteenheden zijn de verschillen tussen de kaveltypen wel significant. De overschrijdingskansen van de norm van de vijf kaarteenheden zijn, met uitzondering van de veldpodzol met Gt VI, lager dan voor De Marke. De kaarteenheden Hn21-VI (veldpodzolgrond), pZg23-III (beekeerdgrond), zEZ21-VII (enkeerdgrond), pZn21-III (gooreerdgrond) en Hn23x-V (veldpodzolgrond met keileem) overschrijden de norm van 11,3 mg.l^{-1} in respectievelijk 73, 43, 40, 17 en 3% van de jaren.

De berekende bedrijfsgemiddelde concentratie op 1 m - mv. ligt met 15,1 mg.l^{-1} nog boven de norm van 11,3 mg.l^{-1} . De Marke voldoet daarmee waarschijnlijk nog niet aan de bedrijfsdoelstelling voor nitraatuitspoeling. De bedrijfsgemiddelde concentratie komt goed overeen met de meetresultaten van de zes monitoringplekken op De Marke. Deze lieten een gemiddelde $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie (1 m - mv.) zien van 16,8 mg.l^{-1} (Hack-ten Broeke en De Groot, 1995). Percelen op blijvend grasland en op de veldkavel tillen het bedrijfsgemiddelde boven de norm. Op blijvend grasland is het grondgebruik (bemesting en beweiding) de voornaamste oorzaak van een hoge concentratie, op de veldkavel is het bodemtype de belangrijkste factor. Op de veldkavel hebben percelen op gooreerd- (tZn43) en kanteerdgronden (tZd51) een hoge gemiddelde concentratie. Op deze percelen neemt het gewas door relatief ongunstige groeiomstandigheden minder stikstof op en denitrificatie speelt, door de lage grondwaterstand geen rol van betekenis. De norm wordt voor het hele bedrijf in 52% van de dagen gehaald. Als de concentratie per jaar wordt gemiddeld is de

onderschrijdingskans van de norm slechts 33%. Dit komt overeen met resultaten van Hack-ten Broeke en De Groot (1997). Zij rapporteerden op basis van bodemvariabiliteit voor vier weerjaren een onderschrijdingskans van de norm van 37%. Het grondwaterniveau heeft een sterke invloed op de concentratie. Indeling in klassen voor grondwaterniveau per bodemeenheid geeft duidelijke verschillen in nitraatconcentratie te zien.

De gemiddelde $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie met het grondgebruik van De Marke is voor drie van de vier veel voorkomende combinaties van kaarteenheden op praktijkbedrijven lager dan op De Marke. Alleen de combinatie met podzolgronden en enkeerdgronden (combinatie PE) geeft geen verbetering. De combinaties van podzol-, enkeerd- en beekerdgronden (combinatie PEB), podzol- en gooreerdgronden (combinatie PG) en podzol-, gooreerd- en enkeerdgronden (combinatie PGE) leiden tot significant lagere bedrijfsgemiddelde concentraties. De resultaten van De Marke lijken, wat betreft de $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie, voor de meeste combinaties van kaarteenheden zeker haalbaar, bij toepassing van het grondgebruik van De Marke.

De uitspoeling van stikstof zou op De Marke verminderd kunnen worden als nattere percelen, bijvoorbeeld perceel 19 en 20 in plaats van perceel 15 en 9, gebruikt worden als blijvend grasland. Ook een vermindering van de bemesting op de percelen op de veldkavel op gooreerd- en kanteerdgronden kan een bijdrage leveren aan vermindering van stikstofuitspoeling.

6.2 Nabeschuwing

In dit onderzoek is gebleken dat de verschillen tussen combinaties van kaarteenheden en gewas/kaveltype significant zijn. Een goede afstemming van gebruiksintensiteit (gewas/kaveltype/bemesting) op bodemeenheid en diepte van de grondwaterspiegel biedt veel perspectief voor een verlaging van de gemiddelde $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie in het bovenste grondwater. Het is mogelijk dat verminderen van de nitraatuitspoeling zal leiden tot een verhoging van andere verliezen naar het milieu. Via een toename van denitrificatie kan de lachgasemissie (N_2O) toenemen.

De berekeningen voor de vijf verschillende kaarteenheden zijn wat betreft de input van stikstof goed te vergelijken. De hoeveelheid stikstof die via het gewas opgenomen en afgevoerd wordt kan wel iets verschillen. Tussen de kaarteenheden kwamen redelijk grote verschillen in berekende $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentratie en daarmee in milieubelasting voor. Deze verschillen lijken niet alleen door verschillen in de mineralenbalans verklaard te kunnen worden. Voor de beoordeling van de nitraatbelasting van een bedrijf lijkt de mineralenbalans alleen zodoende een onvoldoende instrument. Een bodemkundige inventarisatie met een risicoanalyse voor het betreffende bodemgebruik kan aanvulling geven. Hiermee kunnen landelijke richtlijnen vertaald worden naar bodemspecifieke normen. Daarvoor is het nodig om voor verschillende intensiteiten van het bodemgebruik (bedrijfstypen) en verschillende kaarteenheden de risico's met betrekking tot nitraatconcentratie te inventariseren. De selectie van combinaties van kaarteenheden heeft plaatsgevonden op basis van bodemgegevens van bedrijven in Noord-Brabant die meewerkten aan een beregenings-

project en een relatief groot aandeel droogtegevoelige gronden bezitten. Hierdoor is het mogelijk dat de 'droge' kaartenheden een relatief grote invloed hebben. De resultaten kunnen daardoor in werkelijkheid gunstiger uitpakken, aangezien 'droge' kaartenheden een grotere kans op een hoge gemiddelde nitraatconcentratie hebben.

Literatuur

Aarts, H.F.M., E.E. Biewinga, G. Bruin, B. Edel en H. Korevaar, 1988. Dairy Farming and Environment. Wageningen, AB-DLO rapport 79.

Aarts, H.F.M., E.E. Biewinga en H. van Keulen, 1992. Dairy farming systems based on efficient nutrient management. Netherlands Journal of Agricultural Science 40: 285-299.

Agterberg, G.C., L. Beijer, J.C. Nijsten, E.D. Teenstra en H.J. Westhoek, 1993. Het verfijnde stikstofbestedingsadvies voor grasland. Lelystad, Informatie en Kennis Centrum Veehouderij, rapport 148.

Asijee, K. (red.), 1993. Handboek voor de rundveehouderij. Lelystad, Informatie en Kennis Centrum Veehouderij.

Bach, W., 1989. Growing consensus and challenges regarding a greenhouse climate. In: IRRI, Climate and food security. Los Baños Phillipines p. 289-305.

Bakker, J.W., F.R. Boone en P. Boekel, 1987. Diffusie van gassen in grond en zuurstofdiffusiecoëfficiënten in Nederlandse akkerbouwgronden. Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, rapport 20.

Belmans, C., J.G. Wesseling en R.A. Feddes, 1983. Simulation model of the water balance of a cropped soil: SWATRE. Journal of Hydrology 63: 271-286.

Biewinga, E.E., H.F.M. Aarts en R.A. Donker, 1992. Melkveehouderij bij stringente milieunormen. Hengelo (Gld.), De Marke. rapport 1.

Breemen, N. van, R.A. Burrough, E.J. Velthorst, H.F. van Dobben, T. de Wit, T.B. Ridder en H.F.R. Reijners, 1982. Soil acidification from atmospheric ammonium sulfate in forest canopy throughfall. Nature 299: 548-550.

Bremner, J.M. en A.M. Blackmer, 1978. Nitrous oxide: emission from soils during nitrification of fertilizer nitrogen. Science 199: 295-297.

Bouma, J. en H.A.J. van Lanen, 1987. Transfer functions and threshold values: from soil characteristics to land qualities. In: Beek K.J., P.A. Burrough en D.E. McCormack (editors), Proc. Int. Workshop on Quantified Land Evaluation Procedures, Washington DC, 27 April-2 may 1986. ITC publ. No. 6. Enschede, Netherlands, pp. 106-110.

Bronswijk, J.J.B., W. Hamminga en K. Oostindie, 1995. Nitraatuitspoeling uit kleigronden en consequenties voor oppervlaktewaterkwaliteit. H₂O tijdschrift voor watervoorziening en afvalwaterbehandeling (28), nr. 4.

Bussink, D.W., 1992. Ammonia volatilization from grassland receiving nitrogen fertilizer and rotationally grazed by dairy cattle. *Fertilizer Research* 33: 257-265.

Bussink, D.W., 1994. Relationships between ammonia volatilization and nitrogen fertilizer application rate, intake and excretion of herbage nitrogen of cattle on grazed swards. *Fertilizer Research* 38: 111-121.

Dekkers, J.M.J., 1992. De bodemgesteldheid van het proefbedrijf 'Melkveehouderij en Milieu' te Hengelo (Gld.); resultaten van een bodemgeografisch onderzoek. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 66.

Dijkstra, J.P., M.J.D. Hack-ten Broeke W.J.M. De Groot en W.J.M. van der Voort, 1993. Verklaring van de variabiliteit van nitraatconcentraties op 1 m - mv. onder beweid grasland door simulatie. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 243.

Droogers, P., 1997. Time aggregation of nitrogen leaching in relation to critical threshold values. *Journal of Contaminant Hydrology* (in druk).

EEG, 1991. Richtlijn van de Raad van 12 december 1991 inzake de bescherming van water tegen verontreiniging door nitraten uit agrarische bronnen (91/676/EEG). Publicatie van de Europese gemeenschappen, 34 nr L 375, 1-8. EUR 10869. Commission of the European Communities, Brussel.

Feddes, R.A., P.J. Kowalik en H. Zaradny, 1978. Simulation of field water use and crop yield. Simulation monographs, PUDOC Wageningen.

Feddes, R.A., P. Kabat, P.J.T. van Bakel, J.J.B. Bronswijk en J. Halbertsma, 1988. Modelling soil water dynamics in the unsaturated zone - state of the art. *Journal of Hydrology* 100: 69-111.

Feyen, J., 1987. Field validation of soil water and crop models. In J. Feyen (red.) *Agriculture: Simulation models for cropping systems in relation to water management*. Rep. EUR 10869 Commission of the European Communities, Brussel p. 105-131.

Genuchten, M.Th. van, 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal* 44: 892-898.

Hack-ten Broeke, M.J.D., 1996. Opzet en monitoring van stikstofstromen op zes plekken op De Marke. In: Hack-ten Broeke, M.J.D. en H.F.M. Aarts (red.). *Integrale monitoring van stikstofstromen in bodem en gewas*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 454.

Hack-ten Broeke, M.J.D. en W.J.M. de Groot, 1995. Stikstofuitspoeling op De Marke, 1991-1994. In: Hack-ten Broeke, M.J.D. en H.F.M. Aarts (red.). *Integrale monitoring van stikstofstromen in bodem en gewas*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 454.

Hack-ten Broeke, M.J.D. en W.J.M. de Groot, 1997. Evaluation of nitrate leaching risk at site and farm level. In: P.A. Finke, J. Bouma en M.R. Hoosbeek (red.). Proceedings of the ISSS-meeting on soil and water Quality at different scales, 7-9 August 1996.

Hack-ten Broeke, M.J.D. en J.H.B.M. Hegmans, 1996. Use of soil characteristics from laboratory measurements or standard series for modelling unsaturated water flow. *Agricultural Water Management* 29: 201-213.

Hack-ten Broeke, M.J.D., W.J.M. de Groot en J.P. Dijkstra, 1996a. Impact of excreted nitrogen by grazing cattle on nitrate leaching. *Soil use and management* 12: 190-198.

Hack-ten Broeke, M.J.D., A.H.J. van der Putten, W.J. Corré en J. Hassink, 1996b. Stikstofverliezen naar het milieu. In: J.W.G.M. Loonen en W.E.M. Bach-de Wit (red.). *Stikstof in beeld*. Wageningen. Dienst Landbouwkundig Onderzoek. Onderzoek inzake de mest- en ammoniakproblematiek in de veehouderij 20, p. 78-98.

Jansen, E.J., 1991. Brief description of the nitrogen model ANIMO. In: CEC. Nitrate in Soils, Soil and Groundwater Research Report II, EUR 13501, p. 249-252.

Klein, C.A.M. de, 1994. Denitrification and N₂O emissions from urine-affected grassland soil in the Netherlands. In: L. 't Mannetje en J. Frame (red.). *Grassland and Society*. Proceedings of the 15th General Meeting of the European Grassland Federation, June 6-9, 1994. Wageningen Pers, Wageningen.

Rijtema, P.E. en J.G. Kroes, 1991. Some results of nitrogen simulations with the model ANIMO. *Fertilizer Research* 27: 189-198.

RIVM, 1993. Nationale Milieuverkenning 1993-2015. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Bilthoven.

Sibma, L., 1987. Ontwikkeling en groei van maïs onder Nederlandse omstandigheden. Wageningen, Pudoc Gewassenreeks 1.

Simon, J.C., L. Le Corré en F. Vertes, 1994. Nitrogen Balances on a farm scale: results from dairy farms in north west France. In: L. 't Mannetje en L. Frame, (red.). *Grassland and Society*. Proceedings of the 15th General Meeting of the European Grassland Federation, June 6-9. Wageningen Pers, Wageningen.

Sluijs, P. van der, 1990. Grondwatertrappen. In: H. de Bakker H. en W.P. Locher. *Bodemkunde van Nederland*. Den Bosch.

Velthof, G.L. en O. Oenema, 1997. Nitrous oxide emission from dairy farming systems in the Netherlands. In: G.L. Velthof. Nitrous oxide emission from intensively managed grasslands. Doctoral thesis, Wageningen Agricultural University.

Verbruggen, I., L. Carlier en E. van Bocksteale, 1994. Surplus of nutrients on dairy farms in Belgium. In: L 't Mannetje en J. Frame (red.). Grassland and Society. Proceedings of the 15th General Meeting of the European Grassland Federation June 6-9, 1994. Wageningen Pers, Wageningen.

Vries, F. de, 1994. Een fysisch-chemische karakterisering van de bodemeenheden van de Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 50 000, met onderscheid naar grondgebruik. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 286.

Wijk, A.L.M. van en R.A. Feddes 1986. Simulating effects of soil type and drainage on arable yield. In: Wijk A.L.M. van en J.G. Wesseling (red) Agricultural water management, Proc. Symp. on Agricultural water management, Arnhem, 18-21 June 1985. Balkema, Rotterdam, p. 97-112.

Wösten, J.H.M., P.A. Finke en M.J.W. Jansen, 1995. Comparison of class and continuous pedotransfer functions to generate soil hydraulic characteristics. Geoderma 66: 227 - 237.

Ongepubliceerde literatuur

Beek, N. van, 1994. Grondwateronttrekking voor beregening. Stageverslag Agrarische Hogeschool te 's Hertogenbosch.

Berghuis-van Dijk, J.T., P.E. Rijtema en C.W.J. Roest, 1985. ANIMO, agricultural nitrogen model. Wageningen, ICW nota 1671.

Hilhorst, G.J. ,1993. Bedrijfsverslag 1992. De Marke, Hengelo (Gld.).

Hilhorst, G.J., 1995. Bedrijfsverslag 1994. De Marke, Hengelo (Gld.).

Hilhorst, G.J., 1996. Opbrengst graslandpercelen 1995. De Marke, Hengelo (Gld.).

Hilhorst, G.J. en C.K. de Vries, 1994. Bedrijfsverslag 1993. De Marke, Hengelo (Gld.).

Pulskens, F., 1997. Opbrengst graslandpercelen 1996 (concept). De Marke, Hengelo (Gld.).

Vries, C.K. de en G.J. Hilhorst, 1996. Berekening verdeling drijfmest 1996. De Marke, Hengelo (Gld.).

Aanhangsel 1 Profielschetsen van de bodemeenheden op De Marke

Eenheid	Typering	Horizont (cm)	Diepte - mv. (%)	Org. stof (%)	Leem (μm)	M50	pH
Hn43	veldpodzolgrond in zwak lemig zand	1Ap	0- 30	4,0	15	145	5,85
		1Bh	30- 50	1,5	14	145	5,8
		1Cg	50-100		9	160	5,8
		2Ce1	100-150		25	160	
		2Ce2	150-200		35	155	
Hn51	veldpodzolgrond in leemarm zand	1Ap	0- 25	3,5	9	160	5,7
		1Bh	25- 40	1,5	9	160	5,7
		1Ce	40- 80		9	160	6,6
		1Ceg	80-170		13	160	
		2Ce	170-250		25	155	
tZd51	kanteerdgrond	1Ap	0- 25	3,0	9	160	6,0
		1Cy	25- 50	1,0	9	160	5,5
		1Ce	50- 65		9	160	5,5
		1Cg1	65-160		9	160	
		1Cg2	160-210		13	160	
		2Cg	210-290		20	160	
tZn43	goorceerdgrond	1Ap	0- 25	3,5	14	155	6,0
		1Cg	25- 65		9	155	6,6
		2Cg	65-140		35	160	6,7
		2Ce	140-160		30	160	

(bron: Dekkers, 1992)

Aanhangsel 2 Kunst- en drijfmestgiften voor het gestandaardiseerde bodemgebruik van De Marke

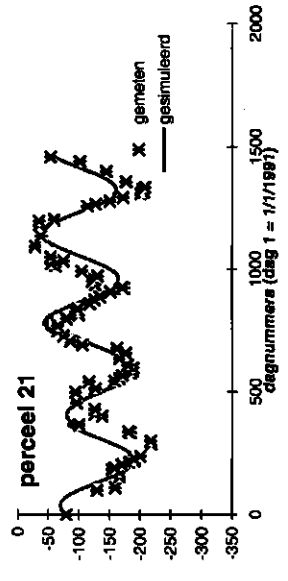
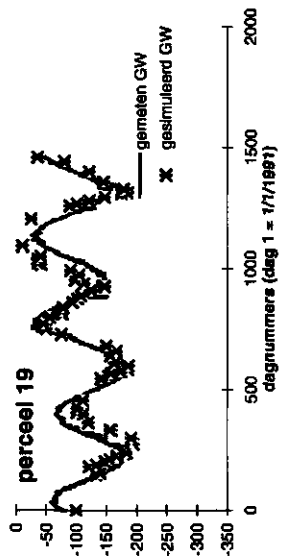
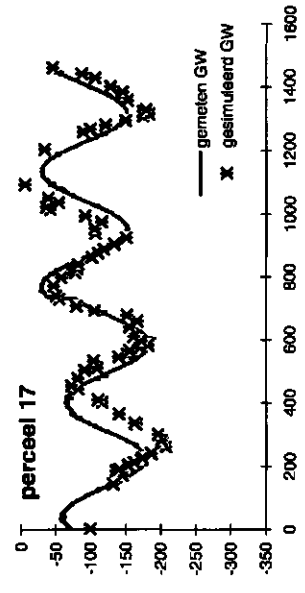
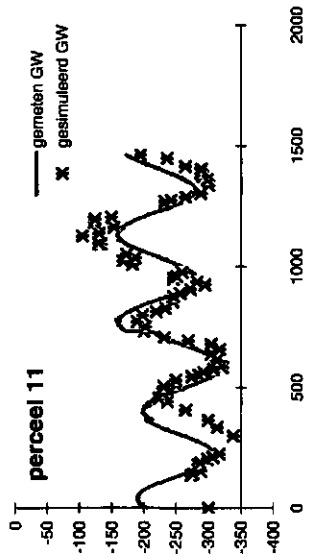
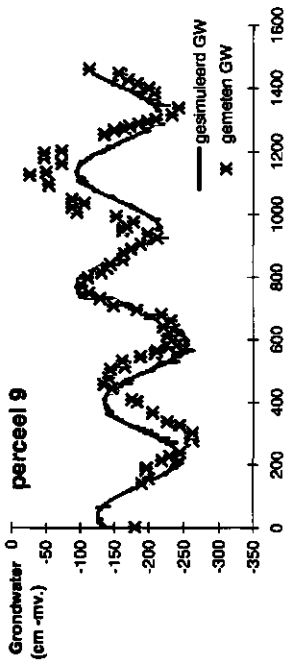
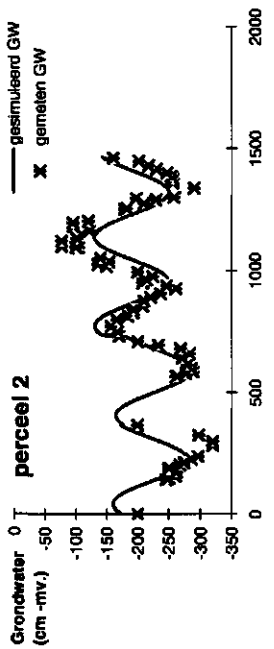
Gewas	Kaveltype	Drijfmestgift (m ³ .ha ⁻¹)			Kunstmestgift voor volgende sneden (kg.ha ⁻¹ N)				
		1	2	3	1	2	3	4	5
Gras	blijvend grasland	25	25	28	35	33	15	30	
	huiskavel:								
	1 ^o jaar na maïs	25	25	25	105	7	75	27	15
	overige jaren	25	25	25	52	7	25	27	15
	veldkavel:								
	1 ^o jaar na maïs	25	25	25	83	43	95	18	-
Maïs	overige jaren	25	25	25	33	43	45	18	-
	huiskavel:								
	1 ^o jaar na gras	0							
	2 ^o jaar na gras	20							
	3 ^o jaar na gras	30							
	veldkavel:								
	1 ^o jaar na gras	15 (10*)							
	2 ^o jaar na gras	30 (20*)							
	3 ^o jaar na gras	30 (25*)							
	4 ^o jaar na gras	35 (30*)							
5 ^o jaar na gras	35 (30*)								

* gift bij een vochtleverend vermogen van 25 mm

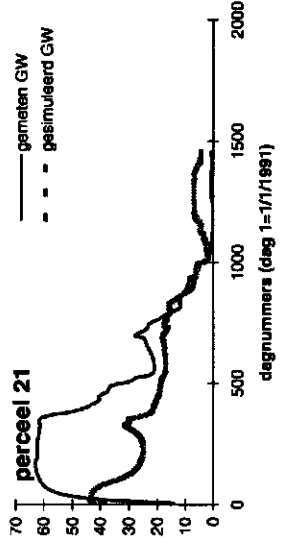
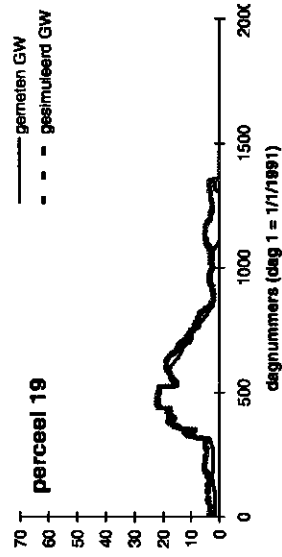
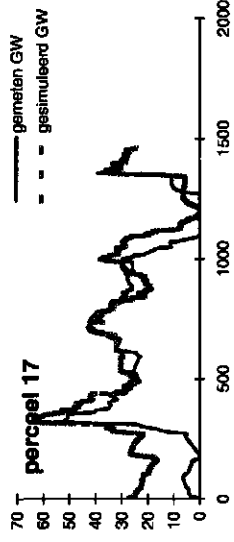
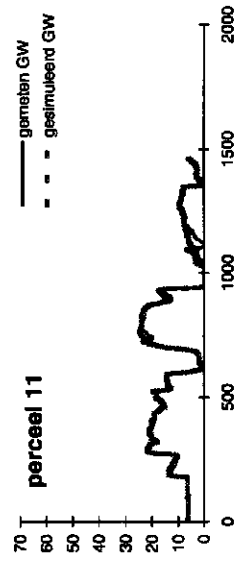
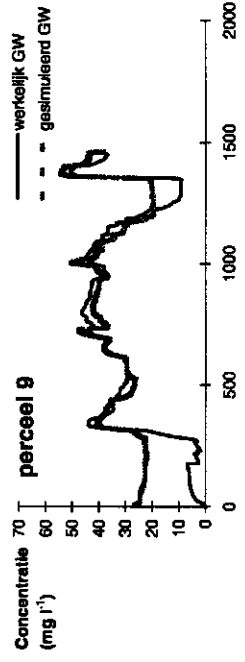
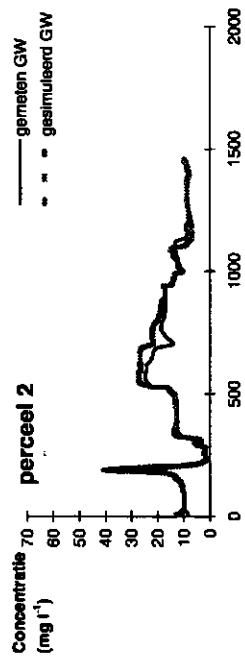
Aanhangsel 3 Percelen op De Marke in de gestandaardiseerde situatie

Kaveltype	Perceel	Oppervlakte (ha)	Bodemeenheid	Hoogteligging (m + NAP)	Grondwaterspiegel (m - mv.)
Blijvend grasland	15	2,76	Hn43	15,28	2,02
	9	2,12	Hn43	15,47	1,57
	14	1,36	Hn43	15,47	1,57
	17	3,4	Hn43	14,93	1,71
Huiskavel	3	2,09	Hn51	15,97	1,98
	4	1,95	Hn51	15,76	1,77
	5	2,07	Hn51	15,50	1,51
	7	1,44	Hn51	15,75	1,51
	6	1,98	Hn51	15,65	1,66
	8	1,44	Hn51	15,74	1,85
	11	1,82	Hn51	16,10	2,24
	12	2,13	Hn51	15,93	2,20
	16	2,22	Hn51	15,70	2,48
	19	2,28	Hn43	14,56	0,90
	10	2,11	Hn43	15,74	1,85
	13	2,29	tZd51	16,15	2,42
	K1	1,96	tZn43	15,47	1,57
	K2	1,96	Hn51	15,47	1,57
	K3	1,61	Hn51	15,47	1,57
Veldkavel	1	2,14	Hn51	16,20	2,21
	V1	2,61	Hn51	15,70	2,48
	20	2,84	Hn43	14,76	1,10
	22	1,87	Hn43	14,73	1,93
	2	2,21	tZd51	16,00	2,01
	21	1,97	tZn43	14,35	1,49
	V2	3,00	tZn43	14,35	1,49

Aanhangsel 4 Gemeten en gesimuleerde resultaten van het verloop van de grondwaterspiegel



Aanhangsel 5 Gesimuleerde NO₃-N-concentratie met gemeten en gesimuleerd verloop van de grondwaterspiegel



Aanhangsel 6 Profielbeschrijvingen van de geselecteerde kaarteenheden

Kaarteenheden	Diepte	Horizontcode (cm - mv.)	Organische stof	pH (%)	Lutum (%)	Leem (%)	M50 (μ m)
Hn21-VI	0- 20	1Ap	5,3	4,7	3	11	160
	20- 40	1Bhe	1,5	4,4	2	7	160
	40- 60	1BC	1,8	4,4	3	7	160
	60- 120	1Cg	0,4	4,6	2	9	160
zEZ21-VII	0- 25	1Aap	4,8	4,1	4	14	160
	25- 75	1Aa	4,8	4,2	4	12	160
	75- 115	1Bhe	1,4	4,5	3	10	160
	115- 120	1Cu	0,7	4,7	3	5	160
pZg23-III	0- 25	1Aapg	5,2	5,1	6	25	150
	25- 35	1aeg	2,4	5,0	6	23	150
	35- 85	1Cg1	0,3	5,4	4	10	150
	85- 120	1Cg2	0,3	5,7	4	12	150
Hn23x-V	0- 20	1Ap	5,4	5,1	5	24	160
	20- 40	1Bhe	2,0	4,4	4	24	160
	40- 70	1Cg	0,4	4,3	4	24	160
	70- 120	2Cg	0,3	4,1	20	35	160
pZn21-III	0- 25	1Ap	5,5	4,9	4	12	155
	25- 60	1Cu	0,4	5,2	3	6	155
	60- 115	1C2	0,3	5,3	3	6	155

(Bron: De Vries, 1997)