

ICW nota 1874
juni 1988

ALTERRA

Wageningen Universiteit & Research centre
Omgevingswetenschappen
Centrum Water & Klimaat
Team Integraal Waterbeheer



nota

instituut voor cultuurtechniek en waterhuishouding, wageningen

LOKALE WATERHUISHOUDING EN STIKSTOPHUISHOUDING
IN EEN BEEKDAL VAN DE DOMMEL; TOEPASSING VAN DE
MODELLEN WATBAL EN ANIMO

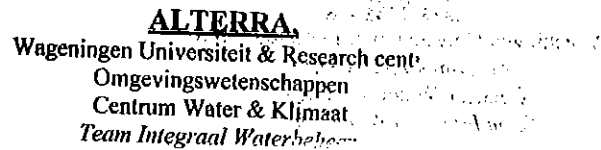
ir. P.I. Adriaanse

Nota's van het Instituut zijn in principe interne communicatie-middelen, dus geen officiële publikaties.
Hun inhoud varieert sterk en kan zowel betrekking hebben op een eenvoudige weergave van cijferreeksen, als op een concluderende discussie van onderzoeksresultaten. In de meeste gevallen zullen de conclusies echter van voorlopige aard zijn omdat het onderzoek nog niet is afgesloten.
Bepaalde nota's komen niet voor verspreiding buiten het Instituut in aanmerking

NOTA/1874

INHOUD

	blz.
VOORWOORD	1
1. INLEIDING	2
2. GEBIEDSBESCHRIJVING EN LIGGING TRANSSECTEN	3
2.1. Geohydrologie	3
2.2. Bodemkundige situatie	5
2.3. Waterhuishoudkundige situatie	5
2.4. Ligging waardevolle natuurgebieden	6
2.5. Ligging transsecten	6
3. BESCHRIJVING LOKALE WATERHUISHOUDING MET HET MODEL WATBAL	10
3.1. Modelconcept	10
3.2. Invoergegevens	12
3.3. Calibratie	27
3.4. Resultaten en discussie	28
3.5. Gevoeligheidsanalyse	31
4. BESCHRIJVING LOKALE STIKSTOFHUISHOUDING MET HET MODEL ANIMO	34
4.1. Modelconcept	34
4.2. Invoergegevens	39
4.3. Calibratie	47
4.4. Resultaten en discussie	58
4.5. Gevoeligheidsanalyse	68
CONCLUSIES	69
LITERATUUR	73
BIJLAGEN	77



VOORWOORD

In augustus 1986 verleende de provincie Noord-Brabant aan het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding de opdracht een methodiek te ontwikkelen om bufferzones rondom beekdalen met natuurwetenschappelijke waarden aan te wijzen en te begrenzen. Deze nota is geschreven als aanvulling op het verschenen rapport naar aanleiding van het uitgevoerde onderzoek over de bufferzones (ADRIAANSE en KEMMERS, 1988). Ze vertoont een aantal dubblures met het genoemde rapport, zodat ze als een zelfstandig geheel is te lezen. In deze nota wordt dieper ingegaan op het gebruik van de modellen WATBAL en ANIMO, die de lokale waterhuishouding en stikstofhuishouding berekenen. Gehanteerde uitgangspunten, berekeningswijzen van een aantal invoergegevens en de calibratie van de beide modellen zijn hierin expliciet beschreven.

De samenwerking met de projectleider R.H. Kemmers en overige instuutsleden tijdens het onderzoek verliep altijd prettig. Met name de heren P.J.T. van Bakel, P.C. Jansen, J.G. Kroes, J.H.A.M. Steenvoorden en P.E.V. van Walsum worden bedankt voor hun bijdragen en deskundige adviezen.



1. INLEIDING

In het kader van de Regeling Bodembeschermingsgebieden van de Wet Bodembescherming verstrekke de provincie Noord-Brabant in 1986 een opdracht aan het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. Gevraagd werd een methodiek te ontwikkelen waarmee bufferzones rondom beekdalen met natuurwetenschappelijke waarden kunnen worden aangewezen en begrensd. De bufferzones dienen waardevolle gebieden te beschermen tegen inspoeling van stikstof via het grondwater afkomstig van hoger gelegen, bemeste landbouwgebieden.

De methodiek is gebaseerd op een analyse van het lokale en regionale grondwater- en stoffentransport (van met name stikstof) in een verticale dwarsdoorsnede door het landschap. In dit vlak vindt de grondwaterstroming vanaf de waterscheiding naar het waardevolle beekdal plaats. De lokale en regionale grondwaterstroming en het stoffentransport worden met behulp van modellen bepaald. Bodemtypen, eventueel onderverdeeld naar bodemgebruiksvorm of grondwatertrap vormen de basiseenheden voor de simulatieberekeningen. Op deze manier moeten de effecten van maatregelen in het potentiële beschermingsgebied op de waterhuishouding en de waterkwaliteit kunnen worden gekwantificeerd. Vervolgens dient dan de lokatie en de omvang van de bufferzones te worden vastgesteld.

In deze nota wordt vrij uitgebreid ingegaan op de beschrijving van de lokale waterhuishouding en de lokale stikstofhuishouding met behulp van de modellen WATBAL en ANIMO. De resultaten van deze simulatieberekeningen vormen een belangrijk onderdeel van de genoemde methodiek. Voor de wijze waarop deze resultaten hebben bijgedragen aan de aanwijzing en begrenzing van de bufferzones wordt verwezen naar ADRIAANSE en KEMMERS (1988).

De berekeningen hebben plaatsgevonden in een proefgebied ten noorden van Nuenen, dat vlak bij Eindhoven is gelegen. In dit gebied liggen de voorlopig begrensde relatienotagebieden Nuenens Broek, Hoodonk en Breugelse Beemden. In alle drie gebieden komen waardevolle beekdaltrajecten voor, waarvan de bescherming door bufferzones van belang kan zijn.

2. GEBIEDSBESCHRIJVING EN LIGGING TRANSSECTEN

Het studiegebied wordt hier kort gekarakteriseerd in geohydrologisch, bodemkundig en waterhuishoudkundig opzicht. Ook wordt de ligging van de waardevolle, te beschermen natuurgebieden aangegeven. Op grond van deze informatie zijn vervolgens de drie transsecten in het studiegebied getrokken.

2.1. Geohydrologie

Er zijn twee grondwaterkaarten waarop het studiegebied voorkomt (LEKAHENA, 1972; LEKAHENA, 1983). Hieruit is informatie verkregen over:

- voorkomen en eigenschappen van het afdekkend pakket;
- voorkomen en eigenschappen van de watervoerende pakketten;
- voorkomen en eigenschappen van de scheidende lagen;
- waterscheidingen in het afdekkend pakket;
- stijghoogten in het watervoerend pakket;
- stroomrichting grondwater in het afdekkend pakket;
- stroomrichting grondwater in het watervoerend pakket;
- stijghoogteverschillen tussen het afdekkend en het watervoerend pakket.

Het studiegebied is in de Centrale Slenk gelegen. Het wordt gekarakteriseerd door het voorkomen van een afdekkend pakket van 25 tot 30 meter dikte met afzettingen die tot de Nuenengroep behoren. Hieronder komt een 60 tot 90 meter dik eerste watervoerend pakket voor met afzettingen uit de Formaties van Sterksel en Veghel. Aan de onderzijde wordt dit watervoerende pakket begrensd door een scheidende laag met kleien uit de Formaties van Kedichem en Tegelen. De weerstand van deze laag is dermate groot dat deze laag als hydrologische basis is beschouwd (Fig. 1).

De stroomrichting van het grondwater in het watervoerend pakket staat over het algemeen haaks op de stroomrichting van het freatisch grondwater naar de beekdalen (Fig. 2). In de benedenloop van de hoofdbeken is meestal sprake van een positief stijghoogteverschil wat aangeeft dat er kwel vanuit het watervoerend pakket kan optreden.

NOTA/1874

4

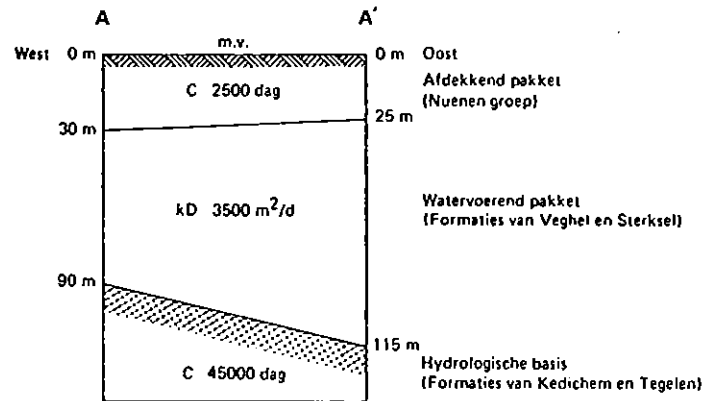


Fig. 1. Geohydrologisch profiel (A-A') van het studiegebied ten noorden van Nuenen

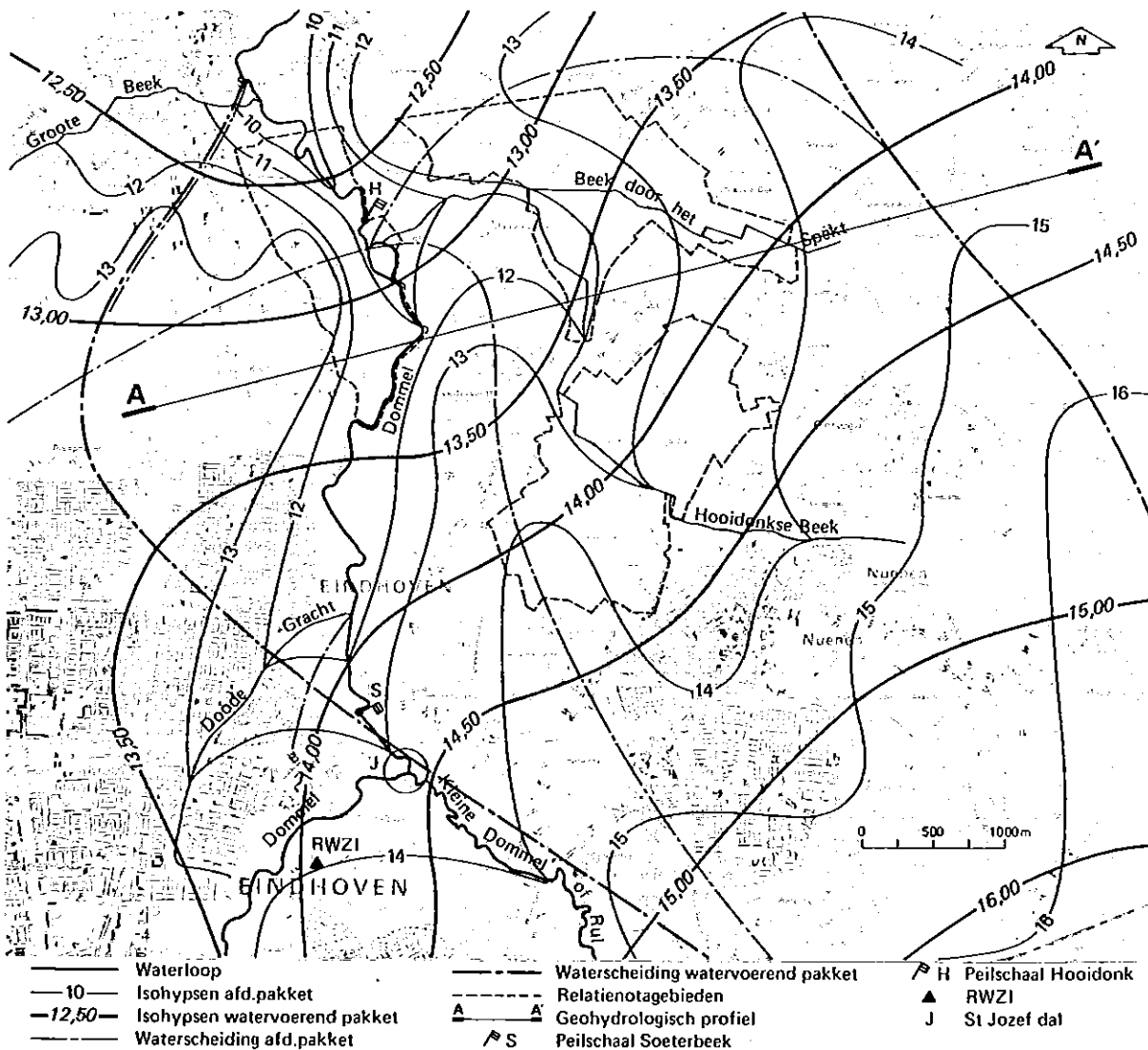


Fig. 2. Isohypsenverloop van het afdekkend pakket en het watervoerend pakket voor het studiegebied in augustus 1971. Waterscheidingen voor het afdekkend pakket en het watervoerend pakket zijn aangegeven. De overheersende stroomrichtingen in het watervoerende en afdekkende pakket staan over het algemeen haaks op elkaar

2.2. Bodemkundige situatie

Voor de bodemkundige informatie is uitgegaan van de bodemkaart schaal 1:50 000 van kaartblad 51 Oost (STIBOKA, 1981). Hieraan is informatie ontleend over de verspreiding van de bodemtypen in het studiegebied en de geometrie van de verschillende bodemtypen. In Tabel 1 zijn de in het studiegebied voorkomende bodemtypen met hun textuur aangegeven.

Tabel 1. Overzicht van de bodemeenheden met hun textuur die in het studiegebied voorkomen

no	code	bodemtype	textuur
1	aVc	Madeveengrond	zeggeveen, rietzeggeveen of broekveen
2	vWz	Moerige eerdgrond	moerige bovengrond op zand
3	Hn21	Veldpodzolgrond	leemarm en zwak lemig fijn zand
4	Hn23	Veldpodzolgrond	lemig fijn zand
5	cHn23	Laarpodzolgrond	lemig fijn zand
6	EZg23	Lage enkeerdgrond	lemig fijn zand
7	bEZ21	Hoge bruine enkeerdgrond	leemarm en zwak lemig fijn zand
8	bEZ23	Hoge bruine enkeerdgrond	lemig fijn zand
9	zEZ21	Hoge zwarte enkeerdgrond	leemarm en zwak lemig fijn zand
10	zEZ23	Hoge zwarte enkeerdgrond	lemig fijn zand
11	pZg21	Beekeerdgrond	leemarm en zwak lemig fijn zand
12	kpZg21	Beekeerdgrond	idem met zavel of kleidek (15 à 40 cm)
13	Zd21	Duinvaaggrond	leemarm en zwak lemig fijn zand

2.3. Waterhuishoudkundige situatie

Om de waterhuishoudkundige toestand te karakteriseren is gebruik gemaakt van de actuele grondwatertrappenkaart (STIBOKA, kaartblad 51 Oost, 1981) van het gebied en van de waterstaatskaart (51 Oost). Beide kaarten hebben een schaal van 1:50 000.

De grondwatertrappenkaart verstrekt gegevens over gemiddeld hoogste (GHG) en gemiddeld laagste grondwaterstanden (GLG). In Bijlage 1 zijn de GHG- en GLG-waarden van de in het gebied voorkomende bodemtypen aangegeven.

Uit de waterstaatskaart kan in combinatie met de topografische kaart en de isohypsenkaart voor de zomerperiode worden afgeleid welke waterlopen cq. drainagestelsels van de verschillende grootte-orde er in het studiegebied voorkomen en welke dichtheid deze waterlopen van de verschillende orde hebben. Nadere informatie over diepte, breedte en peilen van de verschillende drainagestelsels moet uit de legger van het waterschap in combinatie met waarnemingen in het veld worden verkregen.

2.4. Ligging waardevolle natuurgebieden

In het gebied komen verschillende waardevolle vegetaties voor die beschermd moeten worden tegen stikstofverrijking. Deze vegetaties kunnen zijn gelegen in toekomstige relatienota-gebieden of in gebieden met een reeds beschermde status. In Fig. 3 is het voorkomen van de te beschermen gebieden aangegeven.

2.5. Ligging transsecten

Voor het vaststellen van de ligging van de transsecten zijn gegevens nodig van een aantal ruimtelijke patronen die uit het bovengenoemde kaartmateriaal zijn af te lezen. Dit zijn:

- isohypsenkaart van het freatische grondwater in de zomerperiode, schaal 1:50 000 (kaartblad 51 Oost, DGV-TNO, 1973);
- waterstaatskaart, schaal 1:50 000 (kaartblad 51 Oost);
- bodem- en grondwatertrappenkaart, schaal 1:50 000 (kaartblad 51 Oost, Stiboka, 1981);
- lokatie van de waardevolle gebieden.

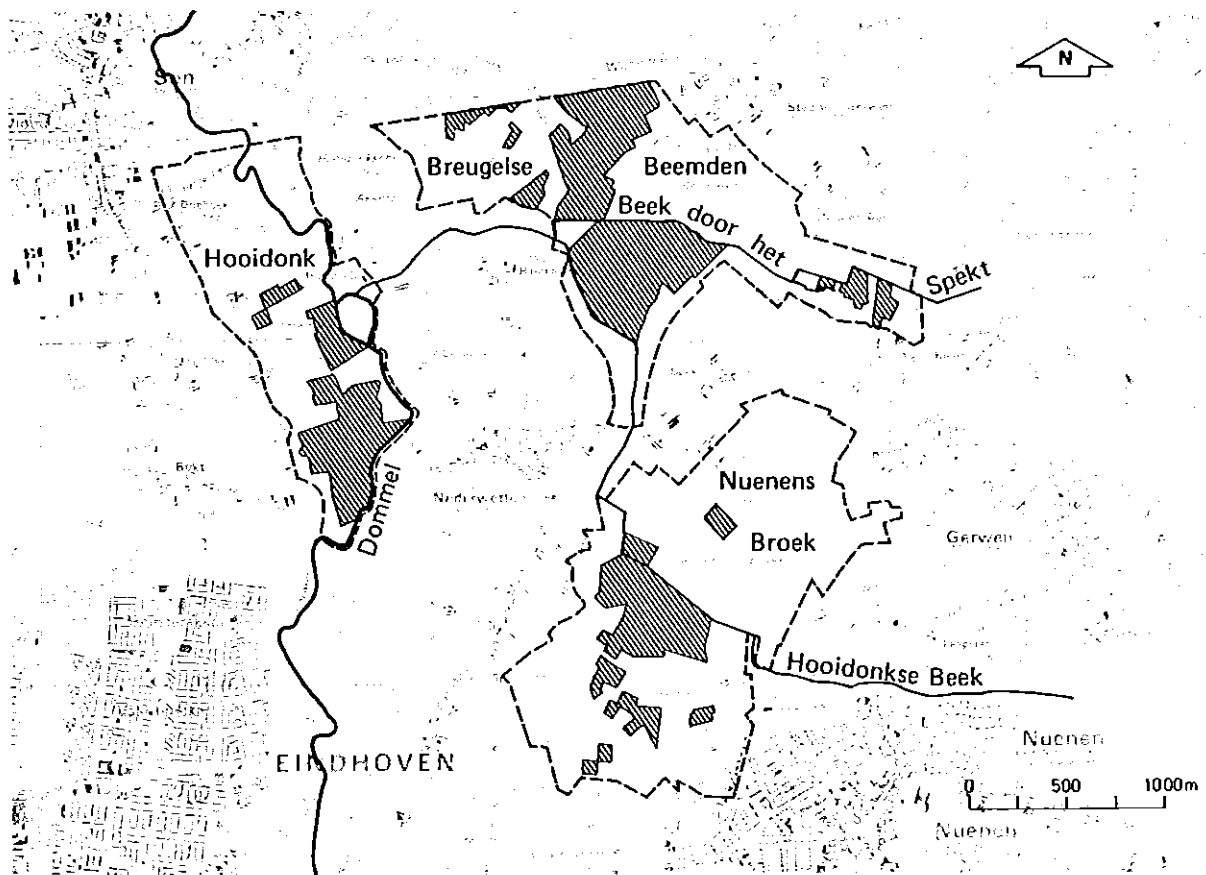


Fig. 3. Ligging van de waardevolle gebieden binnen de voorlopig begrensde relatienotagegebieden Hooidonk, Breugelse Beemden en Nuenensbroek

Een transsect dient de stroomrichting van het freatisch grondwater naar het beekdal zo goed mogelijk te volgen en het waardevolle gebied te doorkruisen. Daar de analyse van de grondwaterstroming wordt uitgevoerd voor een stationaire situatie moet worden gezocht naar stroomcomponenten met een duurzaam karakter. Een beeld van deze duurzame stroming wordt verkregen uit isohypsenpatronen voor de zomerperiode. Stroompatronen in de winterperiode hebben in het algemeen een tijdelijk en lokaal karakter. In combinatie met een waterstaatskaart kunnen uit het isohypsenpatroon voor de zomerperiode de waterscheidingen en de afwateringseenheden van de hoofdwaterlopen worden vastgesteld. Het transsect dient te beginnen op de waterscheiding van het stroomgebied dat verbonden is met dat stuk van het beekdal waarin het

waardevolle gebied is gelegen. Het loopt vervolgens in principe loodrecht over de isohypsen naar het beekdal. Geringe afwijkingen hiervan zijn onvermijdelijk en gegeven de schaal acceptabel. Aanvullende informatie over een bevredigende ligging van het transect kan worden verkregen uit de bodemkaart. In een stroomgebied is veelal een natuurlijke sequentie van hoge minerale gronden met inzijing naar lage minerale of venige gronden met kwel te verwachten (KEMMERS, 1986). Dit is de opeenvolging van laarpodzolen, veldpodzolen, bekeerden, gooreerden en madeveengronden, al dan niet met verbijzonderingen als kleidekken, zanddekken of plaggendecken. In het transect zal een dergelijke sequentie veelal terug te vinden moeten zijn. Drie transecten zijn vervolgens in het studiegebied getrokken (Fig. 4 en 5).

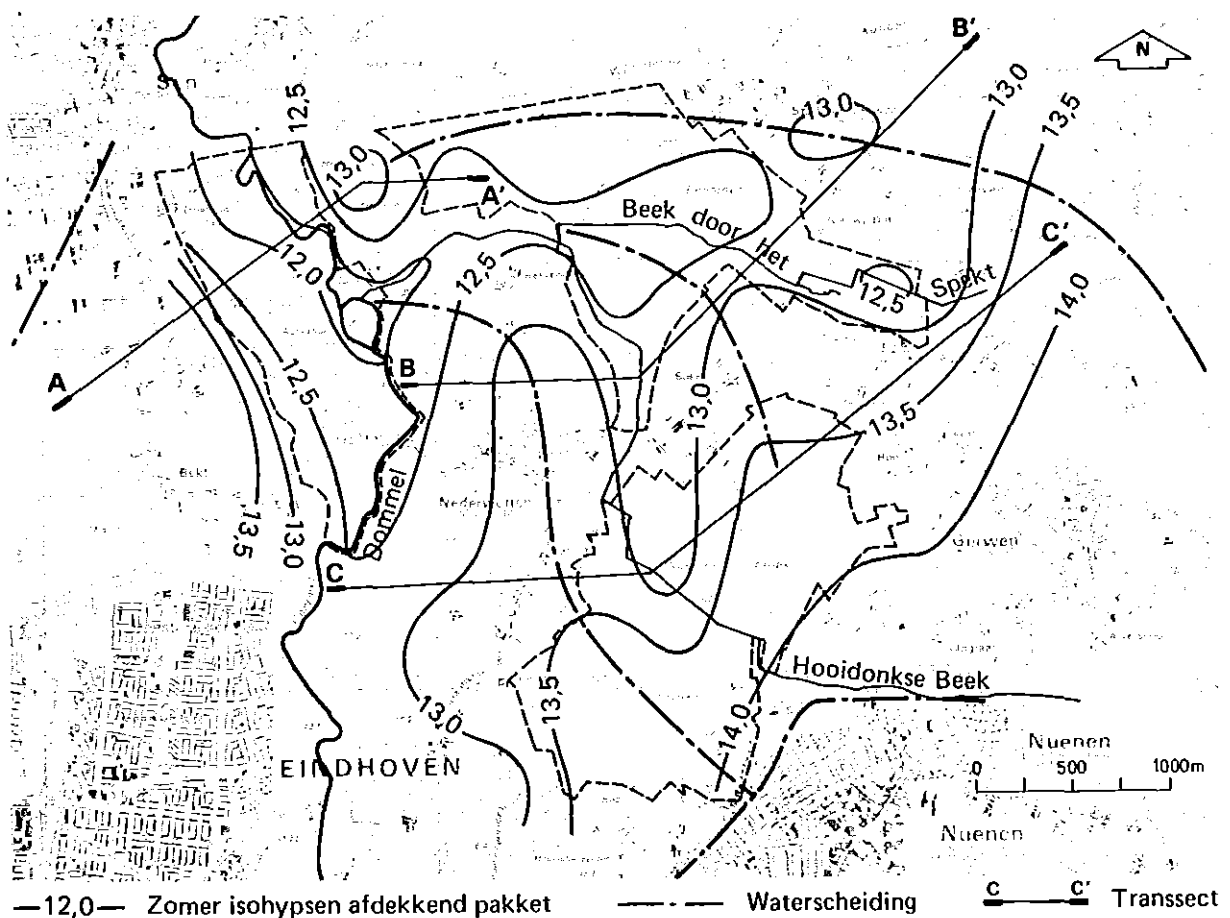


Fig. 4. De ligging van de drie transecten in relatie tot het patroon van de zomerisohypsen, de waterscheidingen en de beken met een drainerende werking in de zomerperiode (hoofdwaterlopen)

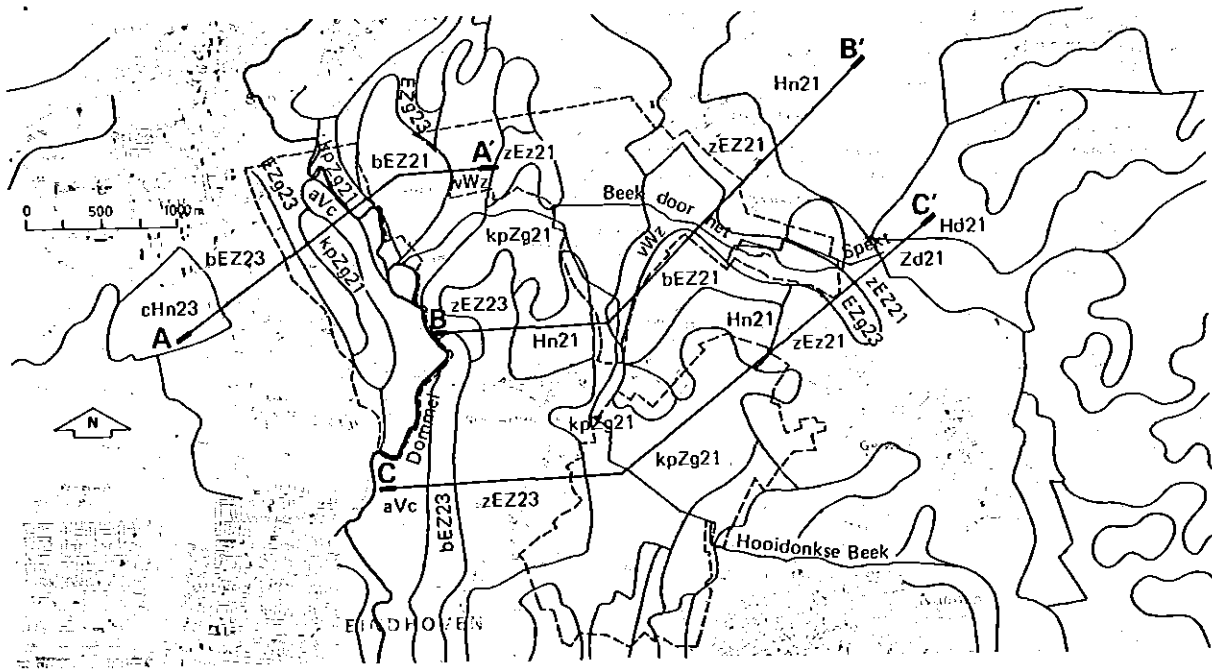


Fig. 5. De ligging van de drie transecten in relatie tot de verspreiding van de bodemtypen. Voor de codering van de bodemtypen wordt verwezen naar STIBOKA (1981)

In het gebied vormen de Dommel, de Hooi donkse Beek, de beek door het Spekt en een deel van de bermsloot langs het Wilhelminakanaal de hoofdwaterlopen die volgens het isohypsenpatroon ook in de zomerperiode een ontwaterende werking hebben. De waterscheidingen die bij deze waterlopen behoren zijn aangegeven. In totaal zijn drie transecten gekozen, welke elk een of meerdere beekdalen met waardevolle gebieden doorsnijden.

De bodemtypen welke door de transecten worden doorsneden zijn aangegeven in Fig. 5. Deze bodemtypen vormen de basis voor de rekeneenheden voor de modellen. Een dergelijke rekeneenheid is simulatie-eenheid genoemd. Dit is een bodemtype dat eventueel onderverdeeld is naar verschillende grondwatertrappen en bodemgebruiksvormen.

3. BESCHRIJVING LOKALE WATERHUISHOUDING MET HET MODEL WATBAL

3.1. Modelconcept

De lokale waterhuishouding wordt gesimuleerd met het model WATBAL (BERGHUYS-VAN DIJK, 1985). Met het simulatiemodel WATBAL wordt een berekening gemaakt van de waterbalans van een onverzadigd bodemprofiel. Het model WATBAL simuleert de waterbalans van een begroeide bodem op een eenvoudige manier. Het bodemprofiel wordt geschematiseerd tot twee lagen:

- de wortelzone;
- de laag onder de wortelzone tot aan tenminste de laagste zomergrondwaterstand.

Het model berekent per tijdstap op analytische wijze:

- de veranderingen in het vochtgehalte van de beide lagen;
- de verandering in grondwaterstand.

Hierbij wordt rekening gehouden met:

- neerslag;
- evapotranspiratie;
- capillaire opstijging of afvoer tussen beide lagen;
- drainage naar maximaal drie te definiëren drainagestelsels plus kwel of wegzijging naar de aquifer.

Het model berekent deze termen, met uitzondering van de neerslag, aan de hand van de ingevoerde gegevens. Invoergegevens zijn:

- neerslag en open-waterverdamping per tijdstap;
- gegevens voor de verdampingsberekening (bedekkingsgraden van het gewas, reductiefactoren voor gewassoort en droogte);
- bodemeigenschappen van de twee lagen (pF-curven, doorlatendheden, laagdikten);
- drainage-eigenschappen.

De waterbalans voor de bovenste laag van het bodemprofiel wordt

$$\frac{dV}{dt} = P - E - f_t - f_d - f_r + f_c$$

waarbij V = beschikbaar vocht voor evapotranspiratie (m);

P = neerslag (m);

E = evapotranspiratie (m.d⁻¹);

f_t = transport naar de onderliggende laag (m.d⁻¹);

f_d = drainage (m.d⁻¹);

f_r = oppervlakkige afspoeling (m.d⁻¹);

f_c = capillaire opstijging (m.d⁻¹).

Met vergelijking (1) wordt de vochtvoorraadverandering berekend. De vochtvoorraad in de wortelzone wordt verondersteld uniform te zijn verdeeld over de hele laag. De opgetreden evapotranspiratie wordt berekend door uit te gaan van de gegeven open-waterverdamping en de beschikbaarheid van vocht boven verwelkingspunt en vervolgens rekening te houden met reductiefactoren voor gewassoort, bedekkingsgraad van de bodem, droge omstandigheden en seizoen. Het transport van water naar de onderliggende laag vindt alleen plaats indien het vochtgehalte in de wortelzone boven veldcapaciteit ligt en wordt ondermeer door de verzadigde doorlatendheid van deze laag bepaald. Capillaire opstijging treedt alleen op wanneer het vochtgehalte in de wortelzone onder veldcapaciteit ligt en is ondermeer afhankelijk van het verschil tussen de maximale evapotranspiratie en de neerslag. De drainageflux wordt bepaald door het verschil in stijghoogte in het bodemprofiel en het drainagesysteem en de drainageweerstand hier-tussen.

De waterbalans voor de tweede laag beneden de wortelzone in het bodemprofiel wordt beschreven door:

$$\frac{dV}{dt} = f_t - f_d - f_c \quad (2)$$

In deze laag neemt het vochtgehalte lineair toe met de diepte tot verzadiging ter hoogte van de grondwaterspiegel. De hoogte van de grondwaterspiegel wordt volgens een lineaire relatie berekend uit de hoeveelheid vocht die aanwezig is boven de hoeveelheid vocht die aanwezig is bij een stand van de grondwaterspiegel gelijk aan de onderkant van het profiel.

3.2. Invoergegevens

De simulatieberekeningen worden uitgevoerd voor 31 simulatie-eenheden welke langs de drie transecten zijn gelegen. Een simulatie-eenheid wordt gekenmerkt door een bepaald bodemtype met een bepaald grondwaterstandsverloop (grondwatertrap Gt) en een bepaalde bodemgebruiksvorm. Invoergevens voor deze simulatie-eenheden worden in het navolgende beschreven.

Meteorologische gegevens

Meteorologische gegevens zijn ontleend aan het KNMI in de vorm van decadesommen. De weersomstandigheden in het studiegebied worden wat betreft de open-waterverdamping het dichtst benaderd door gegevens van het weerstation Gemert, dat circa 20 km ten noorden van het gebied is gelegen. Voor de neerslag zijn gegevens van het naastgelegen station Eindhoven gebruikt. De berekeningen zijn uitgevoerd voor een reeks van jaren 1971-1980; voor de calibratie van het model WATBAL zijn de weersgegevens van het jaar 1978 toegepast. In dit jaar volgt het verloop van het potentiële neerslagoverschot gedurende het groeiseizoen het meest nauwkeurig het gemiddelde verloop uit de periode 1941-1970 in Gemert (BUISHAND en VELDS, 1980). Het jaar 1976 heeft het droogste groeiseizoen en het jaar 1977 het natste, gevolgd door 1972 (Fig. 6).

Evapotranspiratie

Voor de berekening van de evapotranspiratie zijn de in het studiegebied voorkomende bodemgebruiksvormen tot een drietal geschematiseerd, namelijk grasland, bouwland met mais en bos. Om de maximale evapotranspiratie te berekenen wordt de open-waterverdamping met een

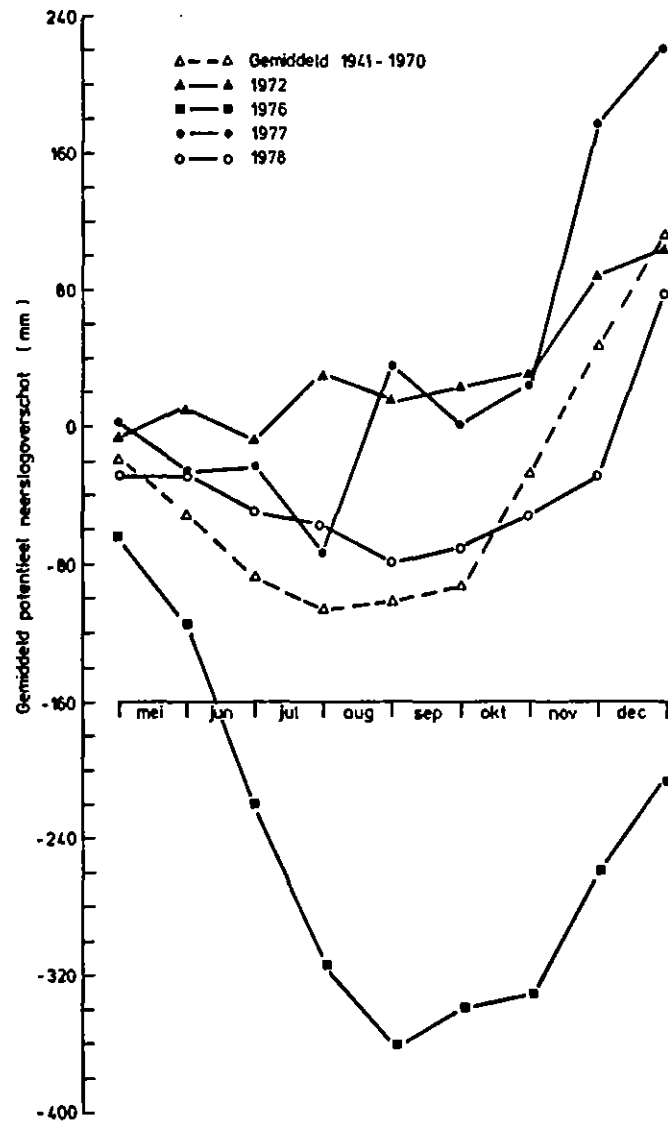


Fig. 6. Verloop van het potentiële neerslagoverschot gedurende het groeiseizoen voor een aantal geselecteerde jaren en het gemiddelde voor de periode 1941 - 1970 in Gemert

gewasfactor (Tabel 2) en een bodembedekkingsgraad (Tabel 3) gereduceerd. (JANSEN, 1986; PROJECTGROEP GREVELINGEN ZOUT/ZOET, 1982).

NOTA/1874

14

Tabel 2. Overzicht van de in de modelberekeningen toegepaste gewasfactor per periode voor de verschillende bodemgebruiksvormen

bodem- gebruik	gewasfactor									
	1jan	1apr	1mei	11mei	21mei	1 jn	11jn	21jn	1jl	1okt
	-1apr	-1mei	-11mei	-21mei	-1 jn	-11jn	-21jn	-1 jl	-1okt	-31dec
gras	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8
mais	0.4	0.4	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0	0.4
bos(broekbos +struweel)	0.35	0.35	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.35
bos(dichtgegr. heide)	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8

Tabel 3. Overzicht van de in de modelberekeningen toegepaste bodembedekkingsgraad per periode voor de verschillende bodemgebruiksvormen

bodem- gebruik	bodembedekkingsgraad						
	1jan	1mei	15mei	1juni	1okt	15okt	1nov
	-1mei	-15mei	-1jn	-1okt	-15okt	-1nov	-31dec
gras	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
bos(broekbos +struweel)	0.5	0.5	0.75	1.0	1.0	0.75	0.5
bos(dichtgegr. heide)	0.9	0.9	1.0	1.0	1.0	1.0	0.9
	1jan	15mrt	1mei	1juni	1juli	1okt	10okt
	-15mrt	-1mei	-1jn	-1juli	-1okt	-10okt	-31dec
mais	0.0	0.0	0.4	0.8	1.0	1.0	0.0

Onder droge omstandigheden en een onvolledige bodembedekking wordt de maximale evapotranspiratie met een reductiefactor vermenigvuldigd omdat de bovenlaag van de grond uitdroogt. De werkelijke verdamping tenslotte is afhankelijk van de beschikbaarheid van vocht in de wortelzone en de mogelijkheid tot capillaire nalevering van vocht uit de onderlaag van het profiel; ze is kleiner of gelijk aan de berekende maximale verdamping.

Bodemeigenschappen

De bodemeigenschappen van de simulatie-eenheden verschillen per bodemtype. Elke simulatie-eenheid wordt in een boven- (wortelzone) en onderlaag verdeeld aan de hand van de profielbeschrijvingen van de bodemkaart. De onderlaag loopt door tot de benedengrens van het bodemprofiel (circa 2.0 a 3.5 m-mv), hoewel Stiboka slechts tot 1.20 m-mv de bodem beschrijft. Deze boven- en onderlaag worden met een bepaalde boven- en ondergrond uit de Staringreeks vergeleken op grond van hun textuur. (WÖSTEN et al., 1987; een uitzondering vormt de bovenlaag van de moerige eerdgrond, deze werd beschreven met behulp van KRABBENBORG et al., 1983.) Bijlage 2 geeft een aantal algemene gegevens van de simulatie-eenheden weer ; de bijbehorende bouwstenen uit de Staringreeks worden voor de beide lagen van de simulatie-eenheden vermeld. Aan de Staringreeks worden de volgende bodemfysische eigenschappen ontleend: vochtfractie bij verwelkingspunt, veldcapaciteit en verzadiging, verzadigde doorlatendheid van de bovenlaag en de maximale diepte van de grondwaterspiegel beneden de wortelzone voor capillaire opstijging (bij een fluxdichtheid van 1.5 a 2.0 mm.d⁻¹).

Drainage-eigenschappen

Het model WATBAL vereist een schematisatie van de voorkomende drainagekanalen tot maximaal vier orden van drainagestelsels. De eerste orde bepaalt de kwel en wegzijging aan de onderkant van het profiel, terwijl de tweede, derde en vierde orde drainagekanalen van afnemende grootte omvatten. Fig. 7 toont deze geschematiseerde situatie. In het studiegebied heeft de schematisatie tot verschillende orden van drainagestelsels plaatsgevonden aan de hand van gegevens van het waterschap 'De Dommel' (dwars- en lengteprofielen van de door het waterschap beheerde watergangen, waterstanden van de Dommel), de

waterstaatskaart (schaal 1:50 000) en veldwerk.

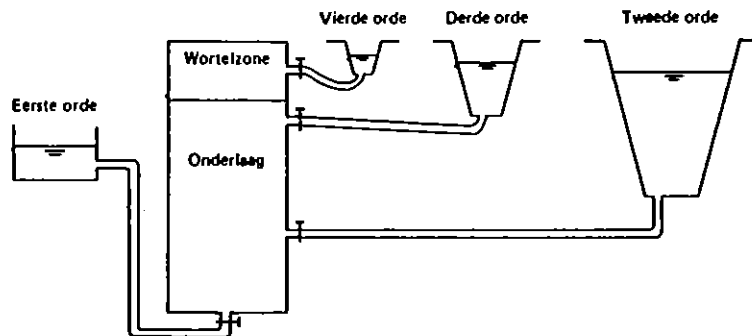


Fig. 7. Schematische voorstelling van de geometrie en drainagestelsels in het model WATBAL. Elk drainagestelsel heeft een bepaalde drainageweerstand waardoor het niveau van de grondwaterstand wordt beïnvloed

Als eerste orde drainagestelsel wordt beschouwd de kwel of wegzijging naar het watervoerend pakket als gevolg van stijghoogteverschillen tussen het freatische en het diepe grondwater. Het tweede orde drainagestelsel wordt gevormd door beken die in de zomerperiode nog een drainerende werking hebben volgens het isohypsenpatroon (schaal 1: 50 000). Het betreft hier de rivier de Dommel, de Hooi donkse Beek, de beek door 't Spekt en een deel van de bermsloot langs het Wilhelminakanaal. (Het Wilhelminakanaal zelf heeft overigens geen invloed op de regionale grondwaterstroming.) Onder het derde/vierde orde drainagestelsel vallen alle overige watergangen. Deze hebben een gemiddelde diepte van 0.75 tot 1.00 meter per simulatie-eenheid. Afhankelijk van de dikte van de bovenlaag van de simulatie-eenheid betreft het de derde of de vierde orde; WATBAL veronderstelt namelijk dat drainagekanalen van de vierde orde in de bovenlaag steken en de overige in de onderlaag. Voor de overblijvende orde worden dummy-waarden ingevoerd.

Uitgangspunt bij de berekening van de drainage-eigenschappen voor de onderscheiden drainagestelsels in WATBAL vormt de theorie van Ernst voor stationaire grondwaterstromingen (ERNST, 1962; WESSELING, 1973).

Hierbij wordt de grondwaterstroming naar symmetrische drainagekanalen gesplitst in drie componenten: een verticale stromingscomponent in de laag tussen het hoogste punt van de grondwaterspiegel en de bodem van het drainagekanaal, een horizontale stromingscomponent die over de gehele dikte van de aquifer optreedt en een radiale stromingscomponent, die alleen in de laag onder het drainageniveau in beschouwing wordt genomen. De eerstgenoemde component kan worden verwaarloosd, terwijl voor beide andere componenten alleen dat deel van de laagdikte kleiner dan 1/4 van de onderlinge afstand van de drainagekanalen van belang is, aangezien daar 95 % van de stroomlijnen in liggen bij afwezigheid van versturende lagen.

In het studiegebied is de slecht doorlatende laag boven de goed doorlatende laag gelegen en het drainagekanaal steekt in de bovenste laag. Voor een tweelagenprofiel boven een ondoorlatende basis is door Ernst de volgende formule afgeleid (Fig. 8).

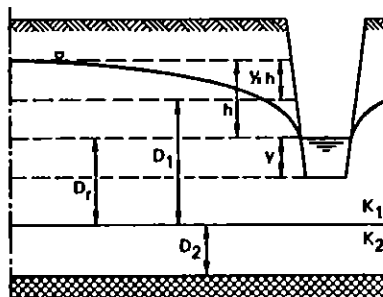
De formule is geldig voor isotrope situaties.

$$h = \frac{qL^2}{8(k_1D_1 + k_2D_2)h} + \frac{qL}{\pi k_r} \ln \left(\frac{aD_r}{u} \right) \quad (3)$$

waarbij

- h = stijghoogteverschil tussen de grondwaterspiegel midden tussen de drains en het drainageniveau (m);
- q = drainageafvoerdichtheid per oppervlakte-eenheid (m.d⁻¹);
- L = drainafstand (m);
- k_r = hydraulische doorlatendheid in laag met radiale stroming (m.d⁻¹);
- D_r = dikte van laag met radiale stroming (m);
- L_1D_1 = transmissiviteit (kD-waarde) van lagen met horizontale stroming (m².d⁻¹);
- u = natte omtrek van het drainagekanaal (m);
- a = geometriefactor voor de radiale stroming afhankelijk van de stromingscondities.

Fig. 8. Geometrie van een tweelagenprofiel met het drainagekanaal in de bovenste laag voor de vergelijking (3) volgens Ernst. Voor de betekenis van de symbolen wordt naar vergelijking (3) verwezen plus: y = waterdiepte drainagekanaal (m); D_1 resp. D_2 = doorstroomde dikte van de eerste resp. tweede laag (m); k_1 resp. k_2 = hydraulische doorlatendheid in de eerste resp. tweede laag (m.d^{-1})



In analogie met de wet van Ohm voor elektriciteit kan de voorgaande formule op vereenvoudigde wijze worden geschreven als:

$$h = h_h + h_r = qL\omega_h + qL\omega_r \quad (4)$$

met

- h_h = stijghoogteverschil voor horizontale stroming (m);
- h_r = stijghoogteverschil voor radiale stroming (m);
- qL = drainageafvoer per lengte-eenheid drainagekanaal ($\text{m}^2.\text{d}^{-1}$);
- ω_h = weerstand tegen horizontale stroming (d.m^{-1});
- ω_r = weerstand tegen radiale stroming (d.m^{-1}).

In geohydrologisch opzicht kan het studiegebied worden geschematiseerd tot een tweelagenprofiel gelegen op een ondoorlatende hydrologische basis. Het afdekkend pakket, de Nuenengroep, is circa 25 m dik in het oosten van het gebied en circa 30 m in het westen; het watervoerend pakket, de Formaties van Sterksel en Veghel, neemt van 60 m in het zuidwesten tot 90 m in het oosten toe. De verzadigde doorlatendheid van het watervoerend pakket is circa 45 m.d^{-1} (transmissiviteit, $kD=3500 \text{ m}^2.\text{d}^{-1}$).

Ingesloten leemlagen en lokale klei-, gyttja- en veenlagen tussen de fijne zanden van de Nuenengroep, zorgen voor een groot verschil in

verticale en horizontale doorlatendheid. Uit onderzoek in het zuidelijk Peelgebied uitgevoerd, worden gemiddelde waarden van 0.07 m.d^{-1} en 10 m.d^{-1} voor de verticale respectievelijk horizontale doorlatendheid afgeleid (VAN REES VELLINGA en BROERTJES, 1984; WIT, 1986; VAN DE EERENBEEMT en KARTOREDJA, 1983). Uit deze cijfers blijkt dat het afdekkend pakket sterk anisotrope eigenschappen bezit. Stroming in anisotrope grond kan door middel van een transformatie worden omgezet in een isotrope stromingssituatie. VAN DER MOLEN (1975) geeft voor tweedimensionale stroming in anisotrope grond de volgende rekenregels voor de transformatie (Tabel 4).

Tabel 4. Rekenregels voor transformatie van stroming in anisotrope grond tot een isotrope stromingssituatie

Debieten (in $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ of $\text{m}^3.\text{d}^{-1}$) en potentialen blijven gelijk.

De x-coördinaat wordt : $x' = x \sqrt{k_y/k_x}$

De y-coördinaat blijft gelijk : $y' = y$

De doorlaatfaktor wordt : $k' = \sqrt{k_x k_y}$

Afvoerdichtheden (in m.d^{-1}) worden: $q' = q \sqrt{k_x/k_y}$

In het coördinatenstelsel $x' y'$ is de stroming dan isotroop met doorlatendheid k' .

De x resp. x' -richting is de horizontale as en de y resp. y' -richting de verticale as.

Uitvoering van de transformaties toont aan dat in vergelijking (3) slechts bij de drainageweerstand ω_r met de transformatie rekening moet worden gehouden . Ongetransformeerde grootheden q , L en h kunnen worden toegepast.

Drainage-eigenschappen eerste orde-stelsel:

Hier wordt slechts een waarde voor de totale weerstand $RES(1) = \omega_h + \omega_r$ in WATBAL ingevoerd. Deze wordt bepaald met behulp van de formules

$$q = \frac{h - HD(1)}{RES(1)} \text{ en } RES(1) = \frac{D_1}{k_{1,v}}$$

waarbij

- h = stijghoogte freatisch water (m)
- $HD(1)$ = stijghoogte van water in de aquifer (m)
- $RES(1)$ = weerstand afdekkend pakket (d)
- q = flux, hier de kwel of wegzijging vanuit of naar de aquifer ($m \cdot d^{-1}$)
- D_1 = dikte afdekkend pakket (m)
- $k_{1,v}$ = verticale doorlatendheid afdekkend pakket ($m \cdot d^{-1}$).

Gebruik van de gemiddelde waarden $D_1 = 27$ m en $k_{1,v} = 0.07$ $m \cdot d^{-1}$ geeft een weerstand $RES(1) = 400$ dagen. Deze waarde bleek tijdens de simulatieberekeningen niet realistisch te zijn en werd daarom tijdens de calibratiefase van WATBAL bepaald op 2500 dagen. LEKAHENA (1983) stelt dat de weerstand van het afdekkend pakket sterk varieert en afhankelijk is van het voorkomen van klei- en veenlagen in de ondergrond. Als maximale waarden noemt hij 3000 à 4000 dagen. Voor het drainageniveau $HD(1)$ is een jaar-sinusoïde ingevoerd. Aan de hand van gegevens van het stijghoogteverloop in het watervoerend pakket van een bij Nederwetten geplaatste buis is de amplitudo op 1.0 m vastgesteld (Fig. 9). Het gemiddelde niveau verandert voor de verschillende transsecten als gevolg van de regionale grondwaterstroming van het zuidoosten naar het noordwesten. Voor het transsect door het Nuenens Broek is dit circa 14.00+NAP, voor het transsect door de Breugelse Beemden circa 13.50+NAP en voor het transsect door de Hooidonk circa 13.00+NAP.

Fig. 9. Stijghoogteverloop in een landbouwbuis nabij Nederwetten



Drainage-eigenschappen tweede orde-stelsel:

Het gemiddelde dwarsprofiel voor de Hooidonkse Beek en het betreffende deel van de bermsloot is in Fig. 10 aangegeven. De getransformeerde natte omtrek $u' = 1.17$ m; de dikte van de doorstroomde laag voor de radiale stroming D_r is gelijk aan de gemiddelde dikte van het afdekkend pakket min het niet-doorstroomde deel hiervan, $D_r = 27.5 - 1.25 = 26$ m en de getransformeerde doorlatendheid voor de radiale stroming is $k_r' = \sqrt{k_h k_v} = \sqrt{10 \cdot 0.07} = 0.84 \text{ m.d}^{-1}$. De waarde voor de radiale weerstand ω_r' wordt nu:

$$\begin{aligned}\omega_r' &= \frac{1}{\pi k_r'} \ln \left(\frac{a D_r'}{u'} \right) \\ &= \frac{1}{\pi \cdot 0.84} \ln \left(\frac{4 \cdot 26}{1.17} \right) = 1.71 \text{ d.m}^{-1}.\end{aligned}$$

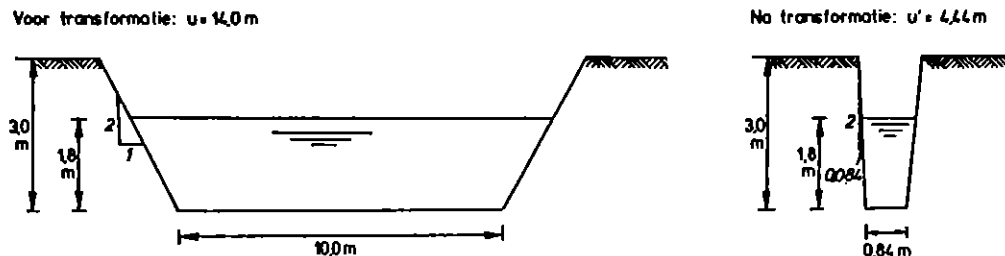
Fig. 10. Gemiddeld dwarsprofiel voor de Hooidonkse Beek en een deel van de bermsloot langs het Wilhelminakanaal



Op dezelfde wijze wordt voor het gemiddeld dwarsprofiel voor de Dommel (Fig. 11) een $u' = 4.44$ m verkregen en een $\omega_r' = 1.20 \text{ d.m}^{-1}$. Daar beide waarden een ongeveer gelijke lengte drainagekanaal vertegenwoordigen wordt voorlopig als gemiddelde waarde voor de radiale weerstand van de tweede orde drainagekanalen $\omega_r' = 1.45 \text{ d.m}^{-1}$ aangehouden.

$$\frac{1.71 + 1.20}{2} = 1.45$$

Fig. 11. Gemiddeld dwarsprofiel van de Dommel tussen Eindhoven en het Wilhelminakanaal



De gemiddelde drainafstand L wordt bepaald als de reciproke waarde van de draindichtheid welke laatste het quotiënt van de totale lengte tweede orde drainagekanalen en het betreffende oppervlak is (ERNST, 1978). Dit geeft de waarde $L = \frac{1019 \cdot 10^4}{5550} = 1850 \text{ m}$.

Voor de berekening van de weerstand die de horizontale stroming ondervindt kan vergelijking (3) van Ernst niet worden toegepast. Deze gaat namelijk uit van de situatie dat er overal tussen de drainagekanalen een constante 'voeding' in de vorm van het neerslagoverschot is, welke een paraboolvormige grondwaterstand veroorzaakt. WATBAL beschouwt echter een simulatie-eenheid, die maar een gedeelte van het oppervlak tussen twee drainagekanalen beslaat en de vorm van de grondwaterstand van de simulatie-eenheid tot het drainagekanaal zal een rechte zijn. De schematisatie van de stromingsweerstand in een weerstand tegen horizontale stroming en een weerstand tegen radiale stroming blijft gehandhaafd. De weerstand tegen radiale stroming is niet afhankelijk van de plaats van de simulatie-eenheid ten opzichte van de drainagekanalen; deze factor heeft dus de genoemde constante waarde van circa 1.45 d.m^{-1} voor het studiegebied. De bijbehorende gemiddelde drainafstand L is 1850 m.

De weerstand tegen horizontale stroming is afhankelijk van de afgelegde afstand tot het drainagekanaal en deze verschilt dus per simulatie-eenheid. In analogie met de stroming van elektriciteit wordt de weerstand tegen horizontale stroming geschematiseerd tot twee parallel geschakelde weerstanden R_1 en R_2 welke de stroming via het watervoerend resp. afdekkend pakket naar het drainagekanaal voorstellen

(Fig. 12A en 12B). Uit de berekeningen bij deze figuur blijkt dat de stroming naar de drainagekanalen, de Dommel en de Hooi donkse Beek in dit geval, voornamelijk via het afdekkend pakket verloopt.

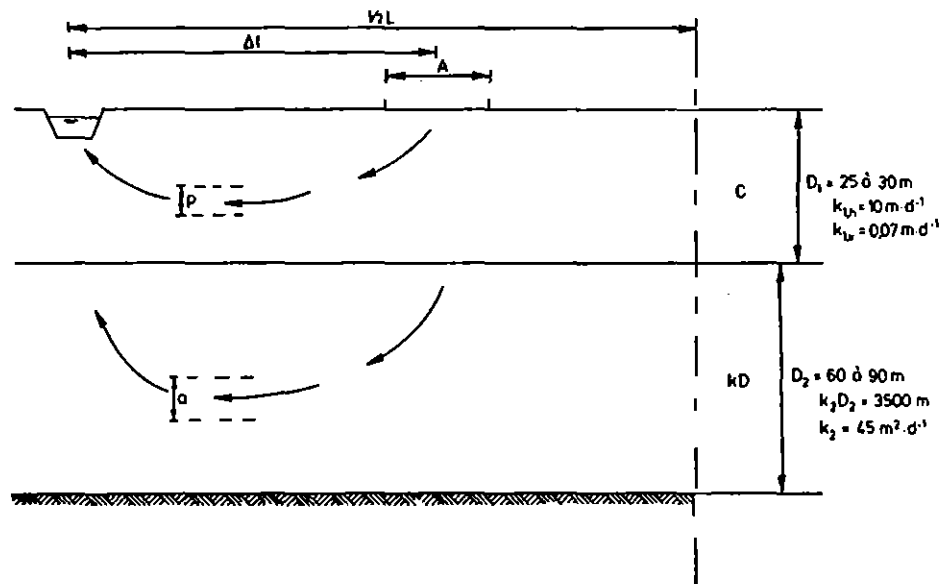


Fig. 12A. Schematisatie van de hydrologische opbouw van het profiel voor de berekening van de horizontale component van de drainageweerstand van de tweede orde

Er geldt:

R_1 : weerstand tegen stroming door dikte p van afdekkend pakket:

$$R_1 = \frac{p \cdot \Delta l}{k_{1,h} \cdot D_1} \quad \text{met } p = \frac{2AD_1}{L} \quad (\text{m})$$

R_2 : weerstand tegen stroming door dikte a van watervoerend pakket en tegen verticale stroming in afdekkend pakket

$$R_2 = \frac{D_1}{k_{1,v}} + \frac{a \cdot \Delta l}{k_2 D_2} + \frac{D_1}{k_{1,v}} \quad \text{met } a = \frac{2AD_2}{L} \quad (\text{m})$$

$$R_{\text{tot}}: \frac{R_1 R_2}{R_1 + R_2}$$

Voor de simulatie-eenheden (SE) uit de transsecten zijn op deze manier de volgende waarden voor de weerstand tegen horizontale stroming berekend:

SE	R_1	R_2	R_{tot}	SE	R_1	R_2	R_{tot}	SE	R_1	R_2	R_{tot}
								21	30	845	29
1	4	832	4	11	96	840	86	22	5	831	5
2	37	835	35	12	43	836	41	23	24	833	23
3	22	839	22	13	17	831	16	24	58	837	54
4	0,5	743	0	14	11	830	11	25	42	840	40
5	0,1	743	0	15	3	830	3	26	8	663	8
6	12	690	12	16	3	831	3	27	48	609	44
7	33	690	31	17	1	829	1	28	48	609	44
8	44	632	41	18	30	845	29	29	75	605	67
9	66	633	59	19	30	845	29	30	96	830	86
10	108	638	92	20	30	845	29	31	177	555	134

Fig. 12B. Berekening van de horizontale component van de drainageweerstand van de tweede orde

Het constante drainageniveau HD(2) uit WATBAL is afhankelijk van het gemiddelde niveau in voornamelijk de Dommel en de Hooidonkse Beek. De gemiddelde stand van de Dommel is circa 13.00+NAP bij peilschaal 11 bij Soeterbeek (periode 1946-1983), wat overeenkomt met 11.50 à 12.00+NAP bij peilschaal 76, even stroomafwaarts van de uitmonding van de Hooidonkse Beek in de Dommel. Voor de calibratie zijn de volgende waarden als gemiddeld niveau voor de tweede orde drainagekanalen aangehouden:

- transsect Hooidonk : 11.50 à 12.00+NAP;
- transsect Breugelse Beemden : 11.75 à 12.25+NAP;
- transsect Nuenens Broek : 12.00 à 12.50+NAP.

Drainage-eigenschappen derde/vierde orde-stelsel:

Voor elke simulatie-eenheid of groep van simulatie-eenheden wordt een gemiddeld profiel gedefinieerd (Fig. 13) waaruit de getransformeerde natte omtrek u' wordt bepaald. De gemiddelde drainafstand L wordt berekend als het quotiënt van de lengte van een raai en het aantal doorsneden drainagekanalen van de betreffende orde min één (ERNST, 1978). Dit wordt voor verschillende raaien over de simulatie-eenheid of groep van simulatie-eenheden gedaan, waarna de gevonden waarden voor L worden gemiddeld. Deze gemiddelde waarde varieert tussen 50 en 159 m voor de verschillende simulatie-eenheden.

Voor de berekening van de weerstand tegen radiale stroming kan niet vergelijking (3) van Ernst worden toegepast. Deze is namelijk afgeleid voor de situatie dat de dikte van de laag met radiale stroming D_r kleiner is dan de onderlinge afstand van de drainagekanalen gedeeld door vier ($D_r < (1/4)L$). De getransformeerde afstanden tussen de drainagekanalen van de derde/vierde orde zijn echter 4 à 12 m; met een $D_r = 25$ à 30 m is er dus sprake van een andere situatie dan die waar Ernst vergelijking (3) voor heeft afgeleid. Toegepast is daarom de gegeneraliseerde drainageformule van Ernst naar VAN BEERS (1976). De bij graph 1a beschreven situatie komt overeen met de situatie in het studiegebied en de volgende formule wordt gebruikt (Fig. 14) :

$$L^2 + \frac{8}{\pi} cL - 8 kD \frac{h}{q} = 0 \quad \text{met } c = \frac{k_2 D_2 + k_3 D_3}{k_2} \ln \left(\frac{a D_2}{u} \right) \quad (5)$$

waarbij

L, h, q, u zie vergelijking (3)

c = radiale weerstandsfactor (m)

kD = som van produkt van doorlatendheid (k) en dikte (D) van de verschillende lagen met horizontale stroming; hier geldt

$$kD = k_1 D_1 + k_2 D_2 + k_3 D_3 \quad (\text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1})$$

k_i = hydraulische doorlatendheid in laag i ($\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$)

D_i = dikte van doorlatende laag i (m)

a = geometriefactor voor de radiale stroming afhankelijk van de hydraulische situatie (-)

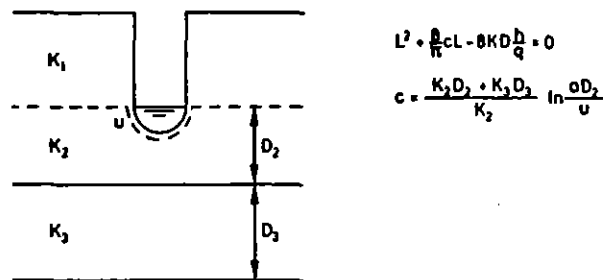


Fig. 14. Geometrie van het profiel en de gegeneraliseerde drainageformule van Ernst. Voor de betekenis van de symbolen wordt naar vergelijking (3) en (5) verwezen

Rekening houdend met de transformaties uit Tabel 4 volgt hieruit:

$$h = \frac{q' L' (L' + \frac{8}{\pi} C')}{8 k' D} \quad (6)$$

$$h = \frac{q L (L + \frac{8}{\pi} C')}{8 k' D} \quad \text{want } q' = \sqrt{k_x/k_y} q \quad \text{en } L' = \sqrt{k_y/k_x} L.$$

Daar de horizontale weerstand verwaarloosbaar is ($kD = 3500 \text{ m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$) komt de factor binnen de haakjes overeen met de getransformeerde radiale weerstand ω_r' . Deze factor ω_r' is voor alle simulatie-eenheden bepaald en varieert tussen 1.62 en $2.08 \text{ d} \cdot \text{m}^{-1}$.

Tabel 5 vat de berekende parameters van de drainage-eigenschappen samen voor de verschillende orden stelsels.

Tabel 5. Overzicht van parameters voor de eigenschappen van de drainagestelsels van verschillende orden in de drie transsecten: potentiaal in de aquifer ($h(aq)$), de amplitudo van de potentiaal ($ampl$), drainageweerstand ($dr.wst$), drainageniveau (HD) en c-waarde (RES). De drainageweerstanden voor de tweede, en derde/vierde orde drainagestelsels zijn berekend volgens ERNST (1962)

transsect	drainage-eigenschappen						
	eerste orde			tweede orde		derde/vierde orde	
	$h(aq)$ (m+NAP)	$ampl$ (m)	RES (d)	$dr.wst$ (d)	HD (m+NAP)	$dr.wst$ (d)	HD (m-mv)
Nuenen	14.00	1.00	2500	2687-2768	12.00-12.50	87-274	0.30-0.60
Breugel	13.50	1.00	2500	2682-2774	11.75-12.25	109-262	0.30-0.60
Hooidonk	13.00	1.00	2500	2683-2768	11.50-12.00	90-261	0.30-0.60

Het computermodel WATBAL is voor de berekeningen in het studiegebied enigszins veranderd ten opzichte van de oorspronkelijke versie. De veranderde berekeningswijze van de tweede en derde/vierde orde drainagefluxen, met de schematisatie in horizontale en radiale stroming met bijbehorende drainageweerstanden in een tweelagenprofiel, is in het model gebracht. Tevens is het model zo aangepast dat de in Tabel 2 vermelde gewasfactoren konden worden gebruikt.

3.3. Calibratie

De meteorologische omstandigheden van het jaar 1978 zijn toegepast voor de calibratie van het model WATBAL; deze benaderen het meest nauwkeurig het gemiddelde verloop van het potentieel neerslagoverschot tijdens het groeiseizoen uit de periode 1941-1970 in Gemert. Voor de calibratie wordt het door het model berekende grondwaterstandsverloop voor 1978 vergeleken met de grondwatertrap uit de bodemkaart 1:50 000

van het studiegebied. De berekende hoogste en laagste grondwaterstand dienen de gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) en laagste grondwaterstand (GLG) uit Bijlage 1 zo mogelijk binnen vijf cm te benaderen of anders op zijn minst binnen de door VAN DER SLUYS (1982) aangegeven grenzen voor de betreffende grondwatertrap te liggen.

De totale weerstand van het afdekkend pakket tegen verticale stroming werd oorspronkelijk op 400 dag bepaald. Deze waarde bleek tijdens de simulatieberekeningen niet realistisch te zijn en werd daarom tijdens een eerste calibratiefase op 2500 dag vastgesteld. LEKAHENA (1983) stelt dat de weerstand van het afdekkend pakket sterk varieert en afhankelijk is van het voorkomen van klei- en veenlagen in de ondergrond. Als maximale waarde noemt hij 3000 à 4000 dag.

De belangrijkste calibratieparameters zijn vervolgens de verschillende drainageniveaus HD voor elke simulatie-eenheid geweest. Een bijstelling van de representatieve maaiveldshoogte van een simulatie-eenheid komt overeen met een gelijktijdige verandering van de drainageniveaus van de eerste en tweede orde. Bovendien kan het ingeschatte gemiddelde niveau van de tweede orde drainagekanalen iets variëren, evenals het geschatte gemiddelde niveau in de perceelsslotsen. Deze laatste beïnvloedt weer de berekende radiale weerstand van de derde/vierde orde.

3.4. Resultaten en discussie

Nadat de calibratie voor het model WATBAL uitgevoerd is, zijn het grondwaterstandsverloop en de drainagefluxen naar de verschillende orden van drainagestelsels voor alle simulatie-eenheden berekend voor de periode 1971-1980. Fig. 15 en 16 tonen voorbeelden van het berekende grondwaterstandsverloop en de hierbij behorende drainagefluxen. In beide simulatie-eenheden treedt afwisselend kwel en wegzijging op aan de onderzijde van het profiel; in deze afwisseling is het ingevoerde sinusoïde verloop van de stijghoogte in het watervoerend pakket duidelijk herkenbaar.

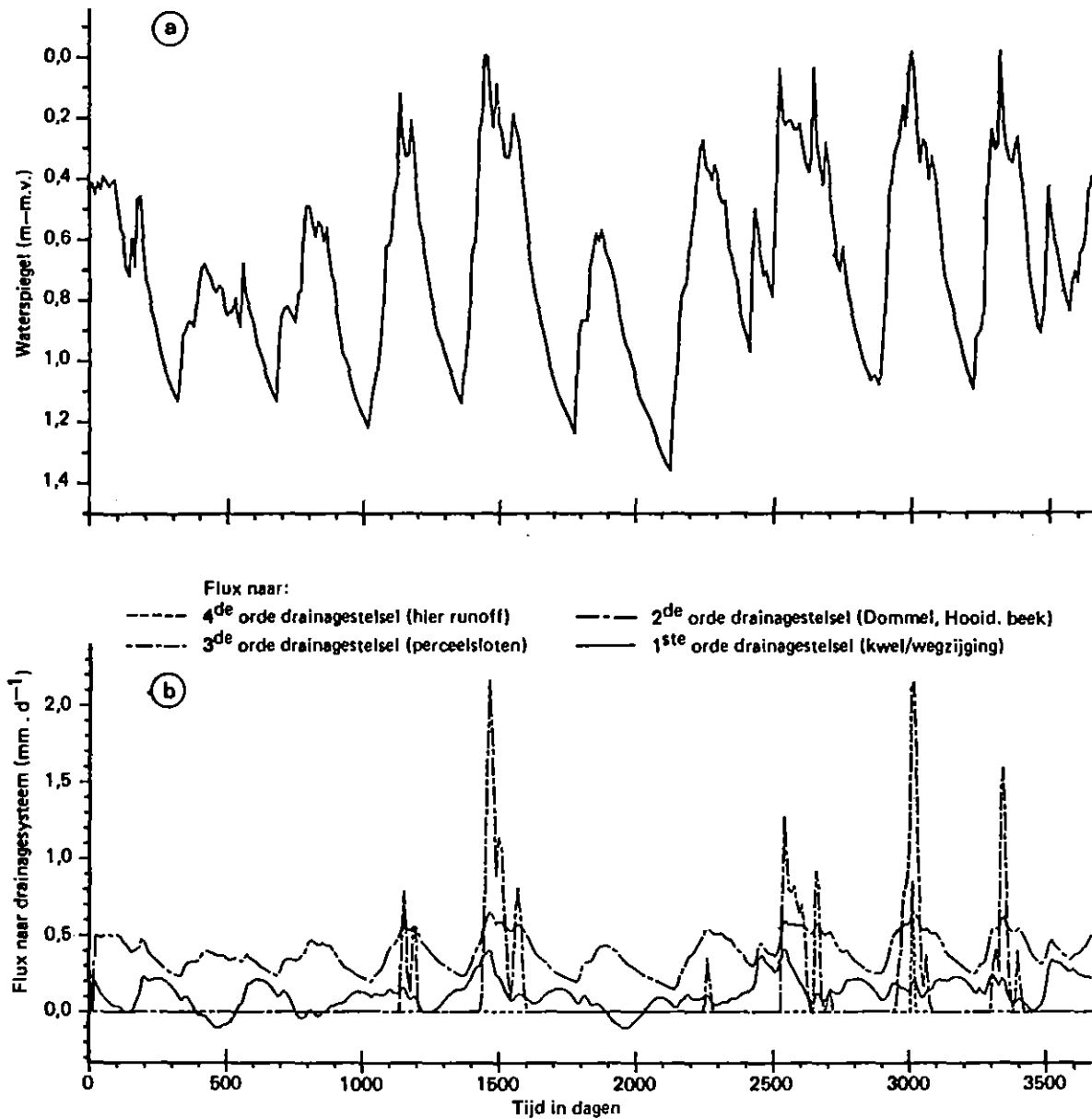


Fig. 15. Verloop van de grondwaterstand (a) en de drainagefluxen (b) voor de periode 1971-1980 in een beekkeerdgrond met zavel- of kleidek (15 à 40 cm) en Gt III begroeid met gras. De simulatie-eenheid is afkomstig uit het transsect door de Breugelse Beemden

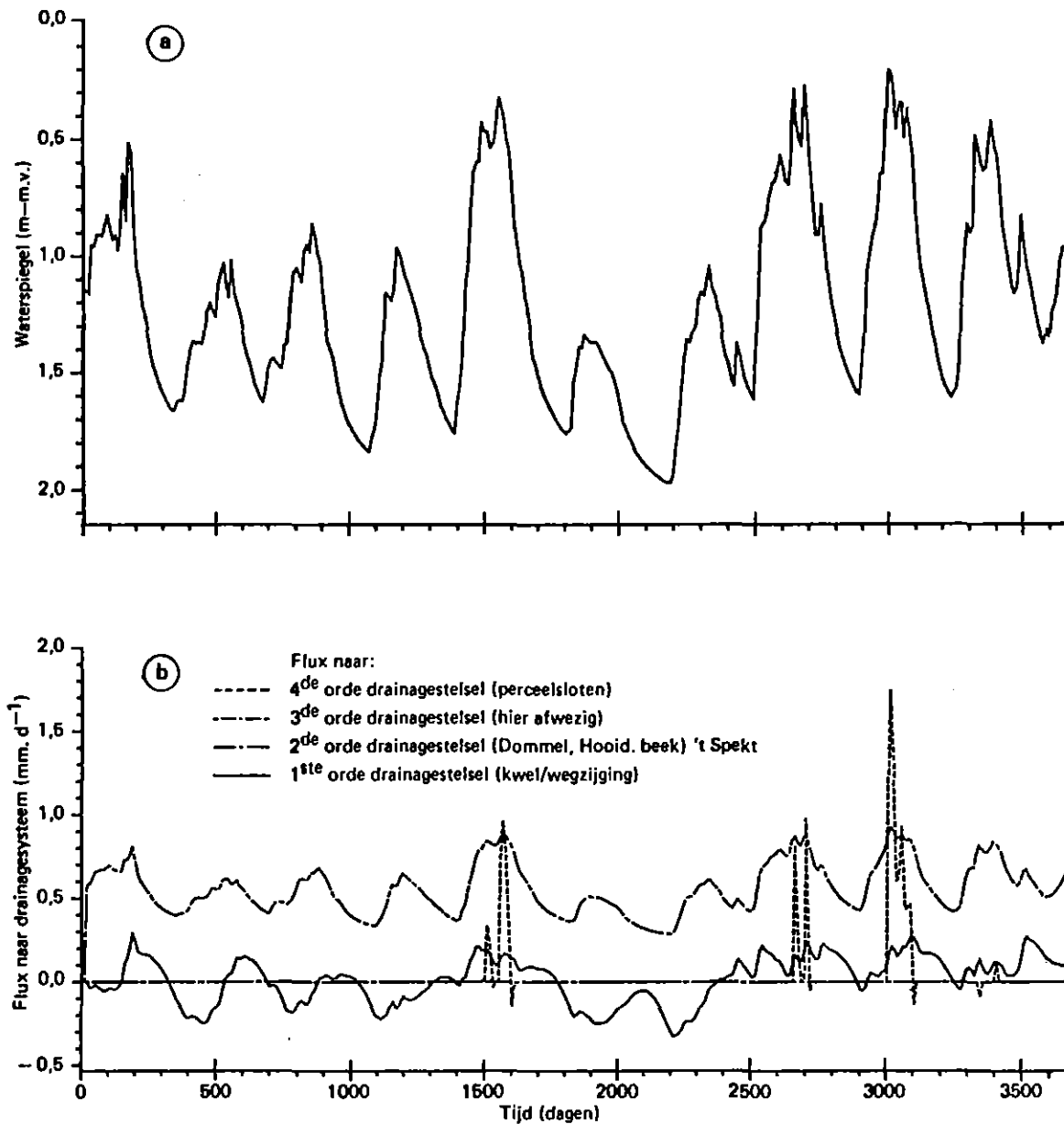


Fig. 16. Verloop van de grondwaterstand (a) en de drainagefluxen (b) voor de periode 1971-1980 in een hoge zwarte enkeerdgrond met Gt V begroeid met mais. De simulatie-eenheid is afkomstig uit het transsect door de Breugelse Beemden

In de simulatie-eenheid van Fig. 15 is geen vierde orde drainagestelsel aanwezig, de afvoer rond dagnummer 3000 in dit stelsel heeft betrekking op oppervlakkige afstroming (runoff). De negatieve 'afvoer' in het vierde orde drainagestelsel van de simulatie-eenheid van Fig. 16 is de infiltratie vanuit het vierde orde stelsel (perceelssloten) in het maaiveld. Deze infiltratie treedt op als het (in het model constant veronderstelde) slootpeil hoger is dan de grondwaterstand; zodra de grondwaterstand echter beneden de slootbodem zakt, gaat WATBAL er van uit dat het vierde orde drainagestelsel geen functie meer vervult voor drainage en stopt in dit geval ook de infiltratie. In Fig. 17 is het studiegebied op een geschematiseerde wijze getoond. De ligging van de 31 simulatie-eenheden en het bodemgebruik zijn weergegeven. De door WATBAL berekende gemiddelde kwel is in Fig. 18 weergegeven. Duidelijk is te zien dat de kwel in de laaggelegen gronden langs de beken (Dommel, Hooibonkse Beek, beek door 't Spekt) het grootst is.

Bijlage 3 geeft een overzicht van alle drainagefluxen door het model WATBAL berekend. Het betreft gemiddelde fluxen over de periode 1971-1980.

3.5. Gevoeligheidsanalyse

Bij een gevoeligheidsanalyse is het mogelijk om met de voor 1978 gecalibreerde parameters voorspellingen te doen voor andere jaren. De berekende grondwaterstand en drainagefluxen in deze jaren kunnen worden vergeleken met waarnemingen en op grond van deze vergelijking kan er eventueel een bijstelling van een aantal parameterwaarden plaatsvinden. In het onderhavige onderzoek is dit niet gedaan. Enerzijds zijn er weinig beschikbare veldwaarnemingen, anderzijds bleek in de loop van het bufferzone-onderzoek dat andere factoren van veel groter belang zijn voor de resultaten (ADRIAANSE en KEMMERS, 1988).

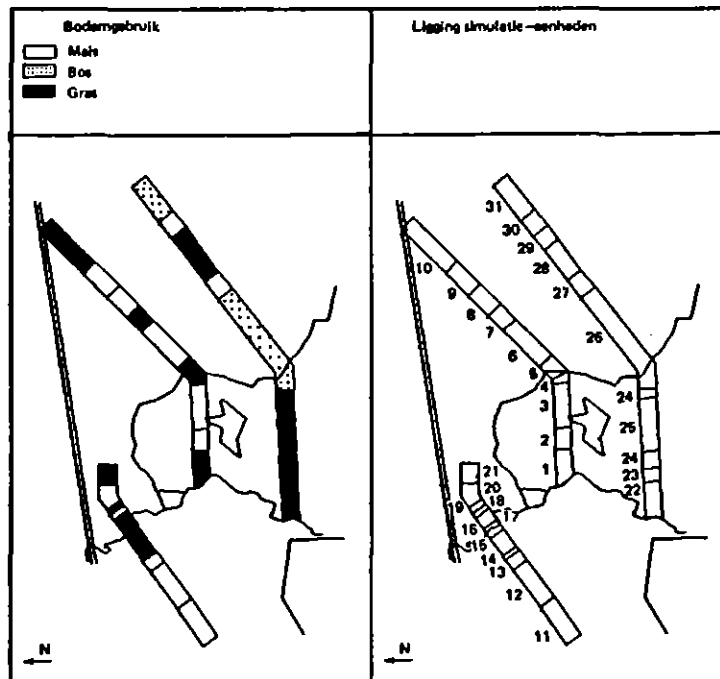


Fig. 17. Geschematiseerde weergaven van de drie transecten in het studiegebied. Weergegeven zijn het Wilhelminakanaal in het noorden, de Dommel, de Hooidonkse Beek en tussen de twee laatstgenoemde beken het dorp Nederwetten; in het zuidwesten ligt de stad Eindhoven. Van noord naar zuid gaande treft men de transecten door de Hooidonk, de Breugelse Beemden en het Nuenens Broek aan. De 31 simulatie-eenheden zijn vermeld, evenals het bodemverbruik

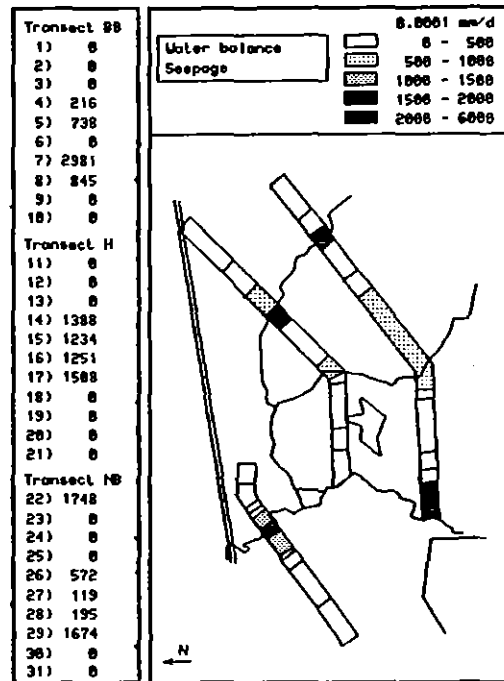


Fig. 18. Kwel door WATBAL berekend, gemiddeld over de periode 1970-1985

4. BESCHRIJVING LOKALE STIKSTOFHUISHOUDING MET HET MODEL ANIMO

Het doel van de modellering van de stikstofhuishouding is de stikstofuitspoeling te simuleren in relatie tot het huidige bodem- en mestgebruik. Daarnaast zijn enkele toekomstscenario's doorgerekend waarbij de nitraatuitspoeling gerelateerd wordt aan bemestingsniveaus volgens de verschillende fasen van de fosfaatnormering uit het Besluit Gebruik dierlijke meststoffen.

4.1. Modelconcept

Het model ANIMO (BERGHUYS-VAN DIJK et al., 1985) beschrijft het gedrag van stikstof in de bodem onder invloed van:

- bodemtype;
- waterhuishouding;
- bodemgebruik;
- historische ontwikkeling bodemgebruik;
- mestdosering;
- weersgesteldheid.

In Fig. 19 wordt schematisch de stikstofbalans van de bovenste laag van het bodemsysteem weergegeven.

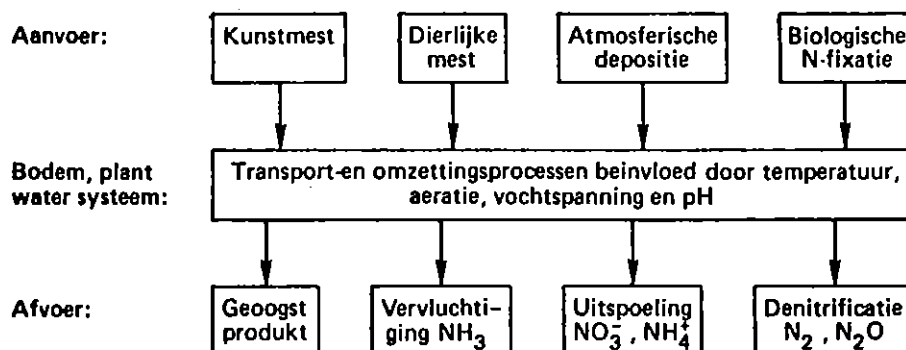


Fig. 19. Schematische weergave van de stikstofbalans van het bodem-water-plant

Stikstofverbindingen kunnen worden aangevoerd in de vorm van kunstmest, dierlijke mest, atmosferische depositie en biologische stikstoffixatie. De verschillende stikstofverbindingen kunnen in elkaar worden omgezet in het bodem-water-plant-systeem; ook kunnen ze naar diepere lagen worden getransporteerd. De omzettingsprocessen in de bodem worden beïnvloed door milieufactoren als temperatuur, aeratie, vochtspanning en zuurgraad. Afvoer van stikstof uit het systeem kan plaatsvinden via het geoogst produkt, vervluchtiging in de vorm van ammoniak, uitspoeling naar diepere lagen en denitrificatie. Aangezien in het algemeen het grootste deel van de stikstof in de bodem is vastgelegd in organisch materiaal wordt ook de organische stofhuishouding in de bodem in ANIMO beschreven. Zowel de stikstof- als de koolstofcyclus zijn daarom in ANIMO gemodelleerd. Daar de verschillende organische materialen in de bodem zowel stikstof als koolstof bevatten, corresponderen omzettingen in de koolstofcyclus met omzettingen in de stikstofcyclus. De beide cycli zijn dus onderling gekoppeld. Fig. 20 toont de koolstofcyclus in de bodem zoals deze in het model ANIMO is gemodelleerd. Het model onderscheidt vier soorten organische stof.

- Vers organisch materiaal: dit zijn oogstresten, afgestorven wortelmassa en dierlijke mest, welke aan de toplaag van de bodem worden toegevoegd.
- Organische stof in oplossing: dit is organische stof ontstaan door oplossing van het verse organische materiaal of van humus.
- Humus: dit is organische stof ontstaan uit een gedeelte van het beschikbare verse organische materiaal, de wortellexudaten en de organische stof in oplossing. Het bestaat uit dood organisch materiaal en uit de levende biomassa.
- Exudaten: dit zijn dode wortelcellen en organische produkten die door de levende wortels worden afgescheiden.

De drie eerstgenoemde soorten organische stof staan in de koolstofcyclus vermeld. Exudaten staan hier niet in, deze zijn apart gemodelleerd.

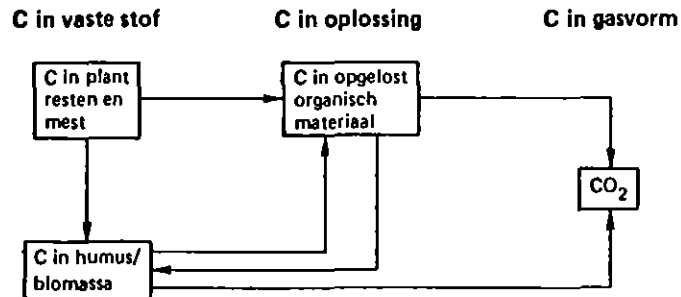


Fig. 20. Schematische weergave van de koolstofcyclus in de bodem

Fig. 21 toont de stikstofcyclus in de bodem uit het model ANIMO. De verschillende verschijningsvormen van stikstof in de bodem zijn in deze figuur weergegeven. Als gevolg van fysische of microbiologische processen kan de ene verschijningsvorm in de andere worden omgezet.

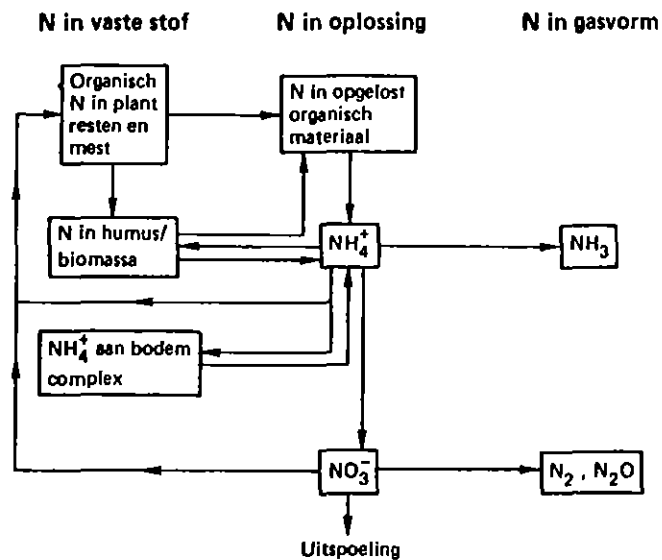


Fig. 21. Schematische weergave van de stikstofcyclus in de bodem

De belangrijkste omzettingsprocessen uit beide bovengenoemde cycli zijn de volgende processen.

- Afbraak: bij afbraak van vers organisch materiaal en het organische materiaal in oplossing wordt een gedeelte van het organische materiaal tot koolzuur en water geoxideerd en een ander gedeelte wordt in humus omgezet.
- Mineralisatie: bij de afbraak van organisch materiaal kan minerale stikstof in de vorm van ammonium (NH_4^+) in oplossing komen.
- Immobilisatie: ammonium kan worden vastgelegd in het organische bodemmateriaal of in de biomassa.
- Denitrificatie: nitraat wordt tot stikstofgas of stikstofoxidegas gereduceerd bij de biologische afbraak van organisch materiaal onder anaërobe omstandigheden. De denitrificatie hangt sterk af van de aëratie van het profiel en dus van de natheid en de hoogte van de grondwaterspiegel in het profiel. In een zeer nat profiel treedt een hoge denitrificatie op en als gevolg hiervan een lage nitraatuitspoeling.
- Nitrificatie: ammonium kan in nitraat worden omgezet. Onder aërobe omstandigheden is dit een snel verlopend proces en is de ammoniumconcentratie in de bodem doorgaans laag.
- Ad/desorptie: het ammoniumion kan met zijn positieve lading aan het bodemcomplex worden geadsorbeerd en, in afhankelijkheid van de hoeveelheid ammonium in oplossing weer worden gedesorbeerd.
- Vervluchtiging: een deel van de toegevoegde minerale stikstof vervluchtigt als ammoniakgas.
- Gewasopname: opname van nitraat en ammonium door de plantenwortels vindt plaats door convectief transport (via de verdampingsflux) en door diffusie. Hoewel de plant een voorkeur heeft om stikstof op te nemen in de vorm van ammonium, heeft de lage ammoniumconcentratie in het bodemwater tot gevolg dat de grootste opname in de vorm van nitraat geschiedt.

Bovengenoemde omzettingsprocessen worden in ANIMO op een kwantitatieve wijze beschreven in afhankelijkheid van de milieufactoren temperatuur, luchtspanning, bodemaëratie en zuurgraad.

Naast de omzettingsprocessen worden transportprocessen in ANIMO onderscheiden. Met gegevens afkomstig van het waterkwantiteitsmodel WATBAL berekent het model ANIMO vochtfracties en drainagefluxen per

laag. Het bodemprofiel is voor de ANIMO-berekeningen in horizontale lagen opgedeeld, waaruit de verdamping en de afvoer naar de drainagemiddelen wordt gesimuleerd. De bovenste lagen voeren overtollig water naar de perceelssloten af en lager gelegen lagen naar de tweede orde afvoerkanalen. Uit de onderste laag treedt een verticale kwel of wegzijging naar de aquifer op. Tevens vindt er verticaal transport van laag naar laag plaats (Fig. 22).

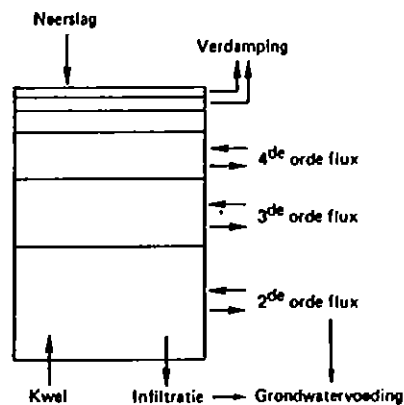


Fig. 22. Schematische weergave van de laagsgewijze opbouw van het bodemprofiel en de fluxen in het model ANIMO

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

Toetsing van het model ANIMO heeft plaatsgevonden op perceelsniveau met behulp van meetgegevens afkomstig van bemestingsproefvelden met grasland in Ruurlo en voor mais in Cranendonck (KROES, 1987; RIJTEMA, pers. mededeling, ICW, Wageningen). Bij deze toetsing is gekeken naar de volgende aspecten van de stikstofkringloop.

- Opname van stikstof door het gewas.
- Hoeveelheid minerale stikstof aanwezig in de bodemoplossing.
- Totale hoeveelheid stikstof in de bodem aanwezig als minerale stikstof, stikstof gebonden in organische vorm en stikstof gebonden aan bodemdeeltjes.
- Uitspoeling van stikstof naar het grondwater.

4.2. Invoergegevens

Het model ANIMO berekent de lokale stikstofhuishouding voor iedere simulatie-eenheid. Wat betreft de waterhuishouding van de simulatie-eenheid is ANIMO gekoppeld aan het model WATBAL. Voor de invoer van het model ANIMO is zo veel mogelijk aansluiting gezocht bij de invoergegevens welke in de Peelstudie zijn toegepast (WERK GROEP OPTIMALISERING REGIONAAL WATERBEHEER, 1988). Een aantal invoergegevens die verschillen behoeven nadere toelichting.

Een aantal perioden zijn met het model ANIMO doorgerekend. De berekeningen zijn eerst uitgevoerd voor de startperiode 1961-1970 om een beginverdeling van de organische stof over het profiel te bepalen, welke aansluit bij het toenmalige bemestingsniveau. Vervolgens is de historische ontwikkeling over de periode 1971-1985 doorgerekend. De bemesting gedurende deze periode is gebaseerd op meetgegevens van het LEI en het bemestingsniveau wordt elke drie jaar aangepast. De berekeningsresultaten van deze periode zijn vergeleken met de gemeten nitraatconcentraties uit het veld van voorjaar en zomer 1987.

Vervolgens zijn twee toekomstscenario's voor de periode 1987-2010 met ANIMO doorgerekend. De bemesting bij deze beide scenario's is:

- a. Voortzetting huidig bemestingsniveau, uitgaande van de eerste fase volgens het Besluit Gebruik dierlijke meststoffen.
- b. Bemestingsniveau volgens de gefaseerde fosfaatsnormering uit het Besluit Gebruik dierlijke meststoffen.

fase	bouwland	snijmais	grasland
1987-1990	125	350	250
1991-1994	125	250	200
1995-1998	125	175	175
na 1998	70	75	110 (milieuhyg.norm)

(kg P_2O_5 .ha⁻¹.jr⁻¹)

Om de hoeveelheid geproduceerde mest en de verdeling over de verschil-

lende bodemgebruiksvormen (maisland, grasland, bos) te bepalen is een methode benut die voor de Peelstudie is ontwikkeld (WERKGROEP OPTIMALISERING REGIONAAL WATERBEHEER, 1988; VAN WALSUM, 1988). Deze methode maakt gebruik van lineaire-optimaliseringstechnieken en wordt elders in deze paragraaf toegelicht.

De toegepaste weersgegevens (neerslag en potentiële verdamping) zijn in Par. 3.2 vermeld. Voor de startberekeningen over de periode 1961-1970 en de beide toekomstscenario's over de periode 1987-2010 zijn de weersgegevens van het jaar 1978 gebruikt. Het verloop van het potentieel neerslagoverschot gedurende het groeiseizoen vertoont in dit jaar de beste overeenkomst met het gemiddelde verloop uit de periode 1941-1970 in Gemert (BUISHAND en VELDS, 1980). Voor de historische ontwikkeling gedurende de periode 1971-1985 zijn de in deze jaren gemeten weersgegevens toegepast.

Stikstofverbindingen kunnen ook via de lucht worden aangevoerd. Atmosferische depositie bestaat uit stikstofoxiden en ammoniumverbindingen (HOEKS, 1983). In de modelberekeningen met ANIMO wordt de atmosferische depositie gesplitst in een droge depositie van 32 kg stikstof per hectare en een natte depositie. Laatstgenoemde is afhankelijk van de hoeveelheid neerslag waarin een constante concentratie is verondersteld van $0.00052 \text{ kg.m}^{-3}$ aan stikstof in de vorm van ammoniumverbindingen en $0.00116 \text{ kg.m}^{-3}$ aan stikstof in de vorm van stikstofoxiden. (Deze natte depositie komt bij 750 mm neerslag per jaar overeen met 13 kg stikstof per hectare.) (ASMAN en MAAS, 1987; ONDERDELINDEN, 1986.) Genoemde cijfers zijn voor alle beschouwde perioden ingevoerd.

Voor de ANIMO-berekeningen wordt een beginverdeling van de organische-stoffracties over het bodemprofiel gevraagd. Dit is een belangrijke factor voor de stikstofhuishouding in het profiel en de in de Staringreeks vermelde organische-stofgehalten voor de boven- en ondergronden zijn voor dit doel niet nauwkeurig genoeg. Er is daarom aansluiting gezocht bij de gegevens die Stiboka voor kaartblad 51 Oost, Eindhoven heeft verzameld (STIBOKA, 1981). Aan de hand van de profielschetsen voor de bodemtypen is per laag een organische-stofgehalte bepaald. De simulatie-eenheden voor ANIMO zijn

elk in dertien lagen opgedeeld en ze zijn 2.00 m tot 4.00 m diep. Daar de profielbeschrijvingen van Stiboka meestal slechts tot 1.20 m-mv gaan, zijn de benodigde gegevens voor diepere lagen geëxtrapoleerd. De zuurgraad van de grond kan de snelheid van de verschillende omzettingsprocessen beïnvloeden. Vooral bij zure gronden is deze factor van belang. Voor het studiegebied is een gemiddelde pH-water van 5.6 voor de wortelzone aangehouden en een pH-water van 6.0 voor diepere lagen. Een uitzondering vormt de simulatie-eenheid met een bos/heide-begroeiing (SE 31) waar deze cijfers 5.0 resp. 5.6 zijn. Voor het vaststellen van de bemesting op een simulatie-eenheid gedurende de beschouwde perioden zijn twee aspecten van belang. Dit zijn het bodemgebruik en de geproduceerde hoeveelheid mest in het studiegebied. Er is gewerkt met voor het gehele studiegebied geldende cijfers; vervolgens zijn deze gemiddelde cijfers, afhankelijk van het bodemgebruik toegepast op de afzonderlijke simulatie-eenheden. De volgende uitgangspunten zijn gehanteerd bij het vaststellen van de deelscenario's voor de bemesting in het studiegebied.

Bodemgebruik

Voor het bepalen van de deelscenario's van bemesting is gebruik gemaakt van cijfers gebaseerd op metellingen van het CBS voor de gemeente Nuenen. Het bodemgebruik is geschematiseerd tot drie vormen, namelijk bouwland, maisland en grasland. Tabel 6 vermeldt de toegepaste cijfers. Aangenomen is dat de verdeling van de grond over de verschillende gebruiksvormen in de toekomst niet verandert ten opzichte van de huidige situatie (1983-1985).

Tabel 6. Bodemgebruik in het studiegebied, gehanteerd voor de verschillende berekeningsperioden

periode	bodemgebruik (ha)			
	bouwland	maisland	grasland	totaal
1961-1970	636	17	1408	2061
1971-1973	190	92	1526	1808
1974-1976	93	174	1340	1607
1977-1979	70	228	1173	1471
1980-1982	60	280	1045	1385
1983-1985	53	341	989	1383
1987-2010	53	341	989	1383

(Voor alle duidelijkheid zij hier nogmaals expliciet vermeld dat de beschreven verdeling van de grond over de drie gebruiksvormen alleen is toegepast om de deelscenario's van bemesting te berekenen. De simulaties met ANIMO zijn uitgevoerd met het in Bijlage 2 vermelde bodemgebruik van de simulatie-eenheden. De bemesting op deze simulatie-eenheden varieert dus wel in de tijd, maar de bodemgebruiksvorm is constant verondersteld.)

Mestproductie

In het studiegebied worden verschillende soorten mest geproduceerd. In de intensieve veehouderij produceren mestkalveren kalverdrijfmest en fok- en mestvarkens varkensdrijfmest (van een verschillende samenstelling). Het rundvee produceert runderdrijfmest. De historische ontwikkeling van het aantal stuks vee is weer afgeleid van de meitellingscijfers voor de gemeente Nuenen. De ontwikkeling in de toekomst bij invoering van de vier fasen van de fosfaatnormering is berekend met behulp van de al genoemde methode uit de Peelstudie voor het berekenen van bemestingsscenario's. Een aanname bij deze methode, welke voor deze studie enigszins is aangepast, is dat bij overschrijding van een fosfaatnorm de hoeveelheid geproduceerde mest in het gebied wordt teruggebracht door eerst de hoeveelheid mest afkomstig van de intensieve veehouderij in te krimpen (en wel alle soorten met een gelijke reductiefactor). Wanneer deze helemaal verdwenen is, gaat de hoeveelheid mest afkomstig van het vee op grasland achteruit. Er wordt steeds zo min mogelijk ingekrompen, d.w.z. er wordt steeds zo veel bemest als maximaal volgens de geldende fosfaatnorm is toegestaan. Tabel 7 geeft de gehanteerde cijfers.

Tabel 7. Historische ontwikkeling van de veebezetting op grasland en het aantal stuks vee in de intensieve veehouderij. Bij de twee toekomstscenario's staat de veebezetting op grasland en het aantal stuks vee in de intensieve veehouderij vermeld, waarvan de mest in het studiegebied mag worden uitgereden

periode	veebezetting grasland (grootvee-eenh..ha ⁻¹)	aantal stuks vee intens. veehouderij		
		mestvarkens	fokvarkens	mestkalveren
1961-1970	2.10	3000	1260	250
1971-1973	2.40	4620	1820	640
1974-1976	2.80	6180	2260	1010
1977-1979	3.10	9050	3430	1000
1980-1982	3.50	12810	4420	810
1983-1985	3.90	18070	4770	350
1987-1990				
of 1987-2010	3.90	18070	4770	350
1991-1994	3.90	11650	3080	230
1995-1998	3.90	7620	2010	150
199-2010	3.79	0	0	0

Tabel 8 vat de gehanteerde cijfers samen met betrekking tot de mestproduktie per dier en de stikstof- en fosforgehalten van de verschillende mestsoorten (WIJNANDS en LUESINK, 1985).

Tabel 8. Mestproduktie per dier en stikstof- en fosforgehalten van de verschillende mestsoorten

diersoort	mestproduktie kg.dier ⁻¹ .jr ⁻¹	N-gehalte kg.(ton mest) ⁻¹	P-gehalte kg.(ton mest) ⁻¹
rundvee	20000	4.4	1.8
mestvarkens	1600	5.5	4.7
fokvarkens	5000	3.9	3.7
mestkalveren	3000	3.0	1.3

De stikstof in de dierlijke mest is in diverse vormen aanwezig. Een gedeelte is reeds gemineraliseerd op het moment van toediening. Een ander gedeelte is gebonden in gemakkelijk afbreekbare verbindingen en komt beschikbaar in de loop van het eerste jaar na toediening. Tenslotte is er een derde fractie die in stabiele verbindingen is ingebouwd en pas in de loop der jaren wordt afgebroken. Bij de aanmaak van de bemestingsscenario's wordt aangenomen dat de hoeveelheid stabiele stikstof in de bodem in evenwicht is met de hoeveelheid stikstof die aan de bodem wordt toegediend. Bij deze aanname wordt met alle drie de fracties stikstof in de mest rekening gehouden, wanneer de voor het gewas opneembare hoeveelheid stikstof wordt berekend door eenvoudigweg de mesttoedieningen te vermenigvuldigen met zgn. stikstof-effectiviteitscoëfficiënten (LAMMERS, 1983 en 1984). Tabel 9 toont de toegepaste stikstof-effectiviteitscoëfficiënten, welke afhankelijk zijn van het seizoen van toediening en de bodemgebruiksvorm. Stikstof-effectiviteitscoëfficiënten worden ook wel lange termijn werkingscoëfficiënten genoemd.

Tabel 9. Effectiviteit van de stikstof in dierlijke mest voor het gewas per bodemgebruiksvorm

bouwland en maisland	effectiviteitscoëfficiënt voor stikstof in dierlijke mest	
	voorjaar	najaar
runderdrijfmest	0.33	0.17
(mest)varkensdrijfmest	0.42	0.21
(fok)varkensdrijfmest	0.30	0.14
kalverdrijfmest	0.23	0.12
grasland		
runderdrijfmest	0.36	0.0 (vee in de weide)
(mest)varkensdrijfmest	0.45	0.30
(fok)varkensdrijfmest	0.32	0.21
kalverdrijfmest	0.25	0.16

Uitgaande van de in Tabel 6 tot en met Tabel 9 genoemde gegevens zijn vervolgens de deelscenario's voor de bemesting berekend. Dit is gebeurd met behulp van een aangepaste versie van de voor de Peelstudie ontwikkelde methode, welke gebruik maakt van lineaire optimaliserings-technieken (WERKGROEP OPTIMALISERING REGIONAAL WATERBEHEER, 1988; VAN WALSUM, 1988). Deze methode zorgt voor een verdeling van de in het gebied geproduceerde mest over de verschillende bodemgebruiksvormen, waarbij rekening wordt gehouden met de landbouwkundige praktijk, zoals deze door de verschillende instanties wordt aanbevolen. Voor de toekomstscenario's wordt bovendien uitgerekend hoe de situatie zich, onder bepaalde aannamen zal ontwikkelen bij invoering van de fosfaat-normering. De belangrijkste aannamen bij deze methode zijn de volgende.

- Er wordt verondersteld dat bouwland optimaal bemest wordt (en dus niet overbemest, dit in verband met bijvoorbeeld legeren van graan). De optimale bemesting is $66 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ (totale minerale stikstofbehoefte, het betreft dus effectieve stikstof uit zowel kunstmest als dierlijke mest), waarbij uitgegaan wordt van een gemiddelde voor een aantal granen.
- Het stikstofvoorzieningsniveau van grasland is gekoppeld aan de veebezetting. Bij een veebezetting van 4 gve.ha^{-1} is uitgegaan van een totale bemesting van $600 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$, welke hoeveelheid lineair afneemt tot $240 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ totaal bij 2 gve.ha^{-1} .
- Mais kan wel worden overbemest. Uitgegaan wordt van een optimale bemesting van $250 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$. Er kan worden overbemest tot $850 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$.
- Gehanteerde minimale giften stikstof uit kunstmest zijn voor bouwland $52 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ en voor mais $50 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$. Voor gras is dit $145 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ bij een veebezetting van 2 gve.ha^{-1} tot, lineair toenemend, $360 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ bij 4 gve.ha^{-1} . Daar bij kunstmest wordt verondersteld dat de stikstofgiften voor 100% effectief zijn, zijn de genoemde cijfers dus tevens de minimale door de plant opgenomen hoeveelheden stikstof afkomstig van kunstmest. Deze minimale kunstmestgiften worden verondersteld startgiften voor een snelle ontwikkeling van het gewas in het voorjaar te zijn.

- Op grasland wordt een maximum van $400 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ uit kunstmest gesteld op basis van adviezen van het Consulentenschap voor Bodem-, Water- en Bemestingszaken in de Veehouderij (1985) en onderzoek op een aantal intensieve weidebedrijven (CABO, 1987).
- Op grasland wordt eerst zo veel mogelijk runderdrijfmest toegediend en pas hierna eventueel varkensdrijfmest.
- Er wordt niet meer kunstmest gestrooid dan strikt noodzakelijk is, dit houdt in dat er zo veel mogelijk in de behoefte van het gewas aan opneembare stikstof wordt voldaan door toediening van dierlijke mest. (Aan de toediening van dierlijke mest is echter ook een bovengrens gesteld in verband met het voorkomen van ongewenste hoeveelheden van bijvoorbeeld kalium, dat bij een overdosering hypomagnesaemie, kopziekte bij het melkvee veroorzaakt.)
- Bij overschrijding van een fosfaatsnorm wordt de hoeveelheid uitgereden mest in het gebied teruggebracht door eerst de mesthoeveelheden afkomstig van de verschillende vormen van intensieve veehouderij met eenzelfde factor te doen inkrimpen. Wanneer deze tot nul zijn gereduceerd en de fosfaatsnorm nog overschreden wordt, gaan vervolgens de mesthoeveelheden afkomstig van het vee op het grasland omlaag.
- Er is geen rekening gehouden met de invoering van een uitrijverbod (het effect op de uitspoeling hiervan is vrij klein, zie ook DRENT et al., 1988).

Deze methode resulteert in een aantal deelscenario's voor de bemesting (Bijlage 4). Voor de invoer van het model ANIMO worden vervolgens nog enkele nabewerkingen uitgevoerd. Daar er geen simulatie-eenheden met de bodemgebruiksvorm bouwland zijn, worden er voor de bemestingscijfers (naar oppervlakte gewogen) gemiddelde bepaald, wel toegepast worden als bemesting op de simulatie-eenheden met de bodemgebruiksvorm mais. De twee soorten varkensdrijfmest worden samengevoegd tot een soort varkensdrijfmest met een equivalent totaal gehalte aan stikstof. Tenslotte worden de voorjaars- en najaarsgiftten over een aantal toedieningen verdeeld; voor mais 11 in het voorjaar en 15 in het najaar en voor gras 26 in het voorjaar (begrazing simulerend) en 10 in het najaar. Simulatie-eenheden met bos worden niet bemest. Hier vindt atmosferische depositie van stikstof plaats en afstervende bladeren

en wortels zorgen in de herfst voor stikstoftoevoegingen. Ook bij de simulatie-eenheden met mais of gras houdt het model ANIMO rekening met stikstoftoevoegingen in de vorm van oogstresten en afstervende wortels.

4.3. Calibratie

De ANIMO-berekeningen zijn uitgevoerd voor de simulatie-eenheden langs de transecten waarop gras, mais of bos voorkomt. Een verdeling van de organische stof over het profiel in overeenstemming met het historische bemestingsniveau is verkregen met behulp van een startperiode 1961-1970 met bijbehorende (constant veronderstelde) bemesting. Vervolgens is de historische ontwikkeling over de periode 1971-1985 met ANIMO doorgerekend, waarbij het bemestingsniveau elke drie jaar is aangepast. Calibratie van het model heeft plaatsgevonden aan de hand van de berekeningsresultaten van de periode 1971-1985. Voor de calibratie is gebruik gemaakt van de massabalans op jaarbasis van stikstof in de vorm van nitraat over de bovenste meter. In een dergelijke balans wordt de verdeling van nitraatstikstof over de diverse termen beschouwd en zo veel mogelijk vergeleken met empirische gegevens en beschikbare kennis op dit gebied. Bovendien zijn de door ANIMO berekende nitraatconcentraties in het profiel vergeleken met de in het veld gemeten nitraatconcentraties in 1987 op overeenkomstige diepte.

Ter illustratie van de uitgevoerde calibratie zullen hier twee voorbeelden worden uitgewerkt, een simulatie-eenheid van een hoge bruine enkeerdgrond met Gt VII en een maisgewas (SE 12) en een simulatie-eenheid van een lage enkeerdgrond met Gt III met grasland (SE 14). De verschillende termen uit de massabalans van de twee simulatie-eenheden worden hier toegelicht (Tabel 10). De termen worden beschouwd per hydrologisch jaar van 1 april tot 1 april.

Nitrificatie

De omzetting van ammonium tot nitraat vindt plaats bij een gedeelte van de atmosferische depositie, van de kunstmestgift en van de gift dierlijke mest en bij de ammonium die via mineralisatie van de

NOTA/1874

48

Tabel 10. Twee voorbeelden van de massabalans van stikstof in de vorm van nitraat voor de bovenste meter van het bodemprofiel. Vermeld staan de inkomende termen, de uitgaande termen, de verandering van de voorraad, de balansafwijking (alle in kg NO₃ N.ha⁻¹) en de waterfluxen door het vlak van 1 m-mv (in mm.jr⁻¹)

Simulatie-eenheid 12: hoge bruine enkeerdgrond met Gt VII en mais

balans periode		nitri- ficatie	toevoe- gingen	depositie nat droog	gewas- opname	denitri- ficatie	wegzij- ging	drai- nage	voorraad pos.=toename	balans- afwijking	fluxen omhoog omlaag		
0-1971 /	91-1971	52.	25.	1.	3.	0.	1.	32.	0.	49.	0.	0.	106.
91-1971 /	91-1972	241.	25.	3.	13.	163.	20.	49.	0.	51.	0.	70.	179.
91-1972 /	91-1973	243.	25.	4.	13.	166.	27.	110.	0.	-19.	0.	28.	250.
91-1973 /	91-1974	265.	37.	4.	13.	249.	3.	76.	0.	-11.	0.	49.	232.
91-1974 /	91-1975	321.	37.	4.	13.	249.	4.	109.	0.	12.	0.	26.	362.
91-1975 /	91-1976	291.	37.	3.	13.	264.	1.	32.	0.	46.	0.	60.	103.
91-1976 /	91-1977	315.	32.	3.	13.	276.	1.	100.	0.	-15.	0.	26.	113.
91-1977 /	91-1978	347.	32.	5.	13.	236.	7.	170.	0.	-18	0.	31.	424.
91-1978 /	91-1979	338.	32.	4.	13.	199.	52.	150.	0.	-15.	0.	54.	365.
91-1979 /	91-1980	342.	31.	4.	13.	199.	28.	142.	1.	19.	0.	50.	360.
91-1980 /	91-1981	348.	31.	4.	13.	192.	85.	129.	0.	-9.	0.	49.	396.
91-1981 /	91-1982	343.	31.	4.	13.	230.	42.	116.	0.	3.	0.	52.	358.
91-1982 /	91-1983	370.	29.	4.	13.	269.	5.	146.	0.	-5.	0.	51.	298.
91-1983 /	91-1984	357.	29.	4.	13.	244.	14.	138.	1.	6.	0.	74.	342.
91-1984 /	91-1985	364.	29.	4.	13.	226.	44.	115.	0.	25.	0.	64.	417.
91-1985 /	365-1985	267.	0.	3.	9.	193.	64.	93.	0.	-70.	0.	46.	224.

Simulatie-eenheid 14: lage enkeerdgrond met Gt III en gras

0-1971 / 91-1971	64.	25.	1.	3.	10.	85.	0.	9.	-12.	0.	2.	14.
91-1971 / 91-1972	545.	101.	3.	13.	216.	346.	0.	1.	98.	0.	0.	51.
91-1972 / 91-1973	511.	103.	4.	13.	198.	472.	0.	30.	-69.	0.	0.	80.
91-1973 / 91-1974	639.	139.	4.	13.	353.	448.	0.	16.	-23.	0.	6.	41.
91-1974 / 91-1975	654.	165.	4.	13.	361.	445.	0.	25.	7.	0.	1.	60.
91-1975 / 91-1976	670.	161.	3.	13.	356.	310.	0.	5.	176.	0.	4.	24.
91-1976 / 91-1977	807.	210.	3.	13.	457.	528.	4.	10.	34.	0.	37.	16.
91-1977 / 91-1978	647.	168.	5.	13.	343.	660.	0.	41.	-212.	-1.	0.	85.
91-1978 / 91-1979	652.	157.	4.	13.	294.	498.	0.	49.	-16.	0.	0.	71.
91-1979 / 91-1980	709.	161.	4.	13.	292.	456.	0.	45.	93.	0.	0.	74.
91-1980 / 91-1981	683.	177.	4.	13.	338.	565.	0.	54.	-80.	0.	0.	74.
91-1981 / 91-1982	727.	183.	4.	13.	357.	474.	0.	39.	57.	0.	1.	64.
91-1982 / 91-1983	800.	224.	4.	13.	430.	454.	5.	53.	98.	0.	6.	41.
91-1983 / 91-1984	788.	199.	4.	13.	299.	625.	5.	64.	9.	3.	1.	61.
91-1984 / 91-1985	762.	193.	4.	13.	299.	721.	0.	42.	-92.	3.	0.	93.
91-1985 / 365-1985	630.	138.	3.	9.	222.	495.	0.	43.	21.	1.	0.	68.

- Atmosferische depositie. Depositie van stikstof uit de atmosfeer vindt plaats in de vorm van stikstofoxiden en ammoniumverbindingen (HOEKS, 1983). De ammoniumverbindingen worden in de bodem geoxideerd en deze hoeveelheid verschijnt in de massabalans bij de term nitrificatie. Ze wordt gesplitst in een nat en een droog deel. Van de 32 kg stikstof per hectare droge depositie veronderstelt ANIMO dat 19 kg aanwezig is in de vorm van ammoniumverbindingen welke oxideren tot nitraat. De natte depositie varieert met de neerslag; de concentratie aan ammoniumverbindingen in de neerslag is $0.00116 \text{ kg.m}^{-3}$ en de hoeveelheid stikstof die hieruit wordt geoxideerd ligt in de orde van grootte van $10 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ (bij circa 750 mm per jaar) (ASMAN en MAAS, 1987; ONDERDELINDEN, 1986). Totaal wordt er dus circa 25 kg N.ha^{-1} uit de atmosfeer genitrificeerd.
- Kunstmest. De kunstmestgift in de vorm van kalkammonsalpeter bestaat voor circa 50% uit ammoniumstikstof; deze wordt omgezet in nitraatstikstof en deze hoeveelheid is dus een onderdeel van de nitrificatieterm.
Bij simulatie-eenheid 12 met mais is de kunstmestgift $58 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ gedurende de (kalender)jaren 1983-1985 (Bijlage 4, gewogen gemiddelde van de kunstmestgiftten op bouwland en mais) en hiervan wordt dus circa 29 kg N.ha^{-1} genitrificeerd. Bij simulatie-eenheid 14 met gras is de kunstmestgift $350 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ gedurende de jaren 1983-1985 (Bijlage 4) en de hoeveelheid genitrificeerde ammoniumstikstof is dus circa $175 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$.
- Dierlijke mest. Dierlijke mest bestaat ruwweg uit 50% organisch gebonden stikstof en 50% minerale stikstof in de vorm van ammonium. Van deze laatste vervluchtigt 20 tot 30% bij toediening. Van de overgebleven hoeveelheid stikstof in de dierlijke mest komt circa 75% in de loop van het jaar beschikbaar als nitraatstikstof (pers. mededeling STEENVOORDEN, ICW, Wageningen).
Bij simulatie-eenheid 12 met mais wordt er in de jaren 1983-1985 $296 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ in de dierlijke mest toegediend (Bijlage 4, gewogen gemiddelde van de toedieningen voor bouwland en mais); van de $148 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ ammoniumstikstof vervluchtigt 20%, d.w.z. circa $30 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$. Van de overgebleven hoeveelheid stikstof in de dierlijke mest, circa $265 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ komt ongeveer 200

kg.ha⁻¹ in de loop van het jaar als nitraatstikstof beschikbaar. Bij simulatie-eenheid 14 met gras is de toediening in de jaren 1983-1985 483 kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ in dierlijke mest (Bijlage 4); 30%, d.w.z. 72 kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ vervluchtigt van de 242 kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ ammoniumstikstof en van de overgebleven 410 kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ komt circa 310 kg N.ha⁻¹ in de loop van het jaar als nitraatstikstof beschikbaar.

- Organische stof. De organische stof in minerale gronden bevat 4.8% stikstof (BERGHUYS-VAN DIJK, 1985). Van deze organisch gebonden stikstof mineraliseert 1 tot 4% per jaar tot ammoniumstikstof (LEBBINK, 1987). De totale organische-stofvoorraad van de bovenste meter van de grond kan worden berekend volgens: bulkdichtheid grond * organische-stoffractie laag * laagdikte, gesommeerd over de betreffende lagen. Deze hoeveelheid organische stof vermenigvuldigd met de gemiddelde stikstoffractie van 4.8% geeft de hoeveelheid aanwezige organisch gebonden stikstof. Deze laatste vermenigvuldigd met de mineralisatiesnelheid van 1 tot 4% per jaar levert tenslotte de beschikbare ammoniumstikstof op, welke onder aërobe omstandigheden snel nitrificeert tot nitraatstikstof. Deze nitraatstikstof is een onderdeel van de nitrificatieterm. Dieper gelegen humus zal echter stabielere zijn dan humus vlak onder het maaiveld omdat de humus op grotere diepte voor een groot deel zal bestaan uit moeilijk afbreekbare verbindingen met een hoog C/N-coëfficiënt. De bijdrage van de dieper gelegen humus aan de totale mineralisatie zal dus geringer zijn. Aangenomen is dat vanaf 30 tot 40 cm-mv de stikstoffractie van de humus vijfmaal kleiner is dan die in de bovenste 30 tot 40 cm. en dat tevens de mineralisatiesnelheid met een factor 0.15 wordt gereduceerd (STEENVOORDEN, 1983; BERGHUYS-VAN DIJK, 1985). Voor een gemiddelde mineralisatiesnelheid van 2% komt er bij de hoge bruine enkeerdgrond van simulatie-eenheid 12 105 kg.ha⁻¹ ammoniumstikstof per jaar vrij en bij de humusrijkere lage enkeerdgrond van simulatie-eenheid 14 321 kg.ha⁻¹.jr⁻¹ in de bovenste meter bodem.

De totale nitrificatie wordt onder de genoemde veronderstellingen voor simulatie-eenheid 12 berekend op 25+29+200+105=359 kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ en voor simulatie-eenheid 14 op 25+175+310+321=831 kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ voor de jaren 1983-1985. (Vergelijk Tabel 10.)

Toevoegingen

Hieronder valt de hoeveelheid nitraatstikstof aanwezig in de kunstmest. Voor gras bevat deze term tevens de toevoegingen aan nitraatstikstof afkomstig uit de zich continu vernieuwende (en dus gedeeltelijk afstervende) wortelmassa en uit oogst- en beweidingsverliezen van gras. Deze hoeveelheid is afhankelijk van de totale stikstofgift en de beweidingsdruk.

Bij simulatie-eenheid 12 met mais is de kunstmestgift 58 kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ gedurende de jaren 1983-1985 (Bijlage 4, gewogen gemiddelde kunstmestgift op bouwland en mais), circa 29 kg hiervan is aanwezig in de vorm van nitraat.

Bij simulatie-eenheid 14 met gras is de kunstmestgift 350 kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ gedurende de jaren 1983-1985 (Bijlage 4), waarvan circa 175 kg in de vorm van nitraat aanwezig is. Bovendien zijn er bij deze simulatie-eenheid met gras nog nitraatstikstof toevoegingen uit afstervende wortels en oogst- en beweidingsverliezen. Deze worden, mede aan de hand van de simulatieberekeningen op het graslandproefveld in Ruurlo op circa 10 tot 40 kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ geschat. (Vergelijk Tabel 10.)

Atmosferische depositie

Onder deze term vallen de stikstofoxiden die uit de atmosfeer op de bodem en het gewas worden gedeponereerd. De natte depositie wordt berekend uit de hoeveelheid neerslag vermenigvuldigd met de opgegeven concentratie aan nitraatstikstof van 0.00052 kg.m³⁻¹ en de droge depositie als een fractie van 17/45 van de ingevoerde droge depositie van 32 kg N.ha⁻¹ (RIJTEMA et al., 1987). (Vergelijk Tabel 10.)

Gewasopname

Onder deze term uit de massabalans voor nitraat wordt de totale opname aan nitraatstikstof door de plant verstaan, zowel in de bovengrondse als de ondergrondse delen. In de praktijk wordt vaak alleen de bovengrondse stikstofopname van het gewas bepaald; als vuistregel kan worden gesteld dat de totale stikstofopname van het gewas dan 10 tot 20% hoger ligt (pers. mededeling STEENVOORDEN, ICW, Wageningen). De hoeveelheid stikstof die gras bij een optimale stikstofvoorziening opneemt is afhankelijk van de produktieomstandigheden zoals de lengte

van het groeiseizoen, de vochtvoorziening, de beschikbaarheid van andere nutriënten, de zodekwaliteit en de beweidingsdruk. In veel situaties zal de totale stikstofopname voor gras bij een optimale stikstofvoorziening circa 440 tot 480 kg.ha⁻¹.jr⁻¹ zijn (CABO, 1987). Ook voor mais geldt dat de stikstofopname bij een optimale stikstofvoorziening afhankelijk is van de productieomstandigheden. Proeven met grote giften runderdrijfmest op mais gedurende acht jaar op proefvelden bij Cranendonck gaven o.a. de volgende resultaten. Bij een toegediende hoeveelheid stikstof in de vorm van runderdrijfmest van gemiddeld 505 kg.ha⁻¹.jr⁻¹ was de stikstofopname door de bovengrondse delen van mais gemiddeld 165 kg.ha⁻¹.jr⁻¹ (SCHRÖDER, 1985). De totale stikstofopname door mais was dus circa 190 kg.ha⁻¹.jr⁻¹ bij deze proeven. De omstandigheden in het studiegebied verschillen van de situatie in Cranendonck, in de jaren 1977-1985 is de totale stikstoftoediening op mais een kleine 400 kg.ha⁻¹.jr⁻¹ waarvan circa 60 kg als kunstmest, maar voor de gemiddelde gewasopname in deze periode kunnen de genoemde cijfers van Cranendonck toch enig houvast geven. (Vergelijk Tabel 10.)

Denitrificatie

Denitrificatie, de omzetting van nitraat tot N₂ of N₂O, is een proces dat moeilijk meetbaar is en van jaar tot jaar sterk kan verschillen. Vaak wordt het als sluitpost bij modellering gebruikt. Belangrijke voorwaarden voor denitrificatie zijn de aanwezigheid van organische stof en anaërobie. De hoeveelheid biologisch afbreekbare organische stof is vaak de beperkende factor naarmate men dieper in de bodem komt. De snelheid wordt mede bepaald door de samenstelling van de organische stof in gemakkelijk afbreekbare fracties en minder gemakkelijk afbreekbare fracties. De zuurstofhuishouding hangt nauw samen met de waterhuishouding. Denitrificatie vindt vooral plaats in de laag onder de grondwaterspiegel, in holtes die anaëroob zijn (partiële anaërobie) en na zware regenval waarbij het regenwater niet snel kan worden afgevoerd en er tijdelijk anaërobie kan optreden. Denitrificatie kan variëren van enkele tientallen kg nitraatstikstof per hectare tot enkele honderden kg nitraatstikstof per hectare bij landbouwkundig optimaal bemeste natte, humusrijke profielen (pers. mededeling STEENVOORDEN, ICW, Wageningen).

Bij simulatie-eenheid 12 met een diepe Gt zal de denitrificatie dus in de orde van enkele tientallen $\text{kg NO}_3\text{-N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ zijn, variërend met de weersomstandigheden. Voor simulatie-eenheid 14, een humusrijke lage enkeerd en een vrij natte Gt, zal de denitrificatie veel hoger zijn en afhankelijk van de weersomstandigheden enkele honderden $\text{kg NO}_3\text{-N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ bedragen. (Vergelijk Tabel 10.)

Uitspoeling

Onder de term uitspoeling staat de hoeveelheid stikstof die door het vlak van 1 m-mv naar beneden wordt afgevoerd. Ook voor de uitspoeling geldt dat deze beïnvloed wordt door de weersomstandigheden. Voor mais zijn empirische gegevens over stikstofuitspoeling bekend van de bemestingsproeven in Cranendonck (SCHRÖDER, 1985). Een enkeerdgrond met een grondwaterstand variërend tussen ongeveer 90 en 170 cm-mv werd gedurende acht jaar bemest met $505 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ in de vorm van 100 ton runderdrijfmest. De uitspoeling aan stikstof op 1 m-mv was over de acht jaar gemiddeld $150 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$. (Dit komt bij een neerslag overschot van 300 mm overeen met een gemiddelde uitspoelingsconcentratie van $(150/300)*100=50 \text{ g N.m}^3^{-1}$.)

Bij simulatie-eenheid 12 met mais en Gt VII is gedurende de periode 1983-1985 een uitspoeling in eenzelfde orde van grootte of iets lager te verwachten. Het bemestingsniveau is gedurende die jaren circa $400 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ (Bijlage 4) en circa 50 kg wordt hiervan in de vorm van kunstmest gegeven.

Ook voor grasland zijn een aantal empirische gegevens over de stikstofuitspoeling bekend (STEENVOORDEN, 1983 en 1987). Onder beweid gras op zandgrond met een grondwaterstand beneden de 1 m-mv, een veebezetting variërend van 2.6 tot 3.4 per hectare (waarvan de mest uit de stalperiode op het gras werd uitgereden) en een kunstmestgift van $275 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ werd de uitspoeling gemeten. Gemiddeld was deze circa 20 g N.m^3^{-1} , dit komt overeen met een uitspoeling van circa $60 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ indien het neerslagoverschot 300 mm is. Onder dezelfde omstandigheden maar met een kunstmestgift van $350 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$ was de gemiddelde uitspoeling van stikstof circa $30 \text{ g.m}^3^{-1}.\text{jr}^{-1}$ of $90 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$. Metingen in de Peel op een intensief rundveehouderijbedrijf leverden de volgende gegevens op. Het betrof beweid grasland op een podzolgrond met een grondwaterstand van rond 1 m-mv tijdens de

m-mv tijdens de bemonsteringen (Gt V). De veebezetting was 5.5 gve.ha⁻¹, er werd 400 kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ als kunstmest toegediend en bovendien werd er ongeveer 30 m³.ha⁻¹.jr⁻¹ varkensdrijfmest uitgere-den. Gemeten stikstofconcentraties in het recent geïnfiltreerde bovenste freatische water gedurende de winter waren 60 g.m³⁻¹. (Dit komt overeen met 60*3=180 kg.ha⁻¹.jr⁻¹ stikstof bij een neerslagover-schot van 300 mm.) Als maximaal gemeten concentratie werd 90 g.m³⁻¹ gevonden.

Concluderend kan worden gesteld dat de uitspoeling aan nitraatstikstof onder intensief beweide grasland met een diepe grondwaterstand gemid-deld 40 tot 80 g.m³⁻¹ of 120 tot 240 kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ bedraagt. De uitspoeling varieert in afhankelijkheid van de grootte van de mestgift, de toegediende hoeveelheid kunstmest. Bij beweiding zal de mest pleks-gewijs worden gedeponereerd, waardoor de uitspoeling hoger is dan bij maaien gecombineerd met stalvoeding. (Met dit aspect van een hogere uitspoeling door de pleksgewijze depositie van mest houdt het model ANIMO overigens geen rekening bij lokale toepassing.)

Om de uitspoeling te bepalen bij minder diep ontwaterde simulatie-eenheden is Tabel 11 toegepast (WERK GROEP NITRAATINSPOELING IN WATERWINGEBIEDEN, 1985).

Tabel 11. Factoren waarmee de nitraatuitspoeling bij diep ontwaterde percelen vermenigvuldigd moet worden om de optredende ni-traatuitspoeling te bepalen als functie van de grondwater-trap en de GHG

grondwa- tertrap	I	II	III	IV	V	VI	VII
GHG in m	0.00	0.00	0.20	0.40	0.30	0.60	0.90
factor	0.04	0.04	0.10	0.22	0.15	0.41	0.73

Uit deze tabel blijkt dat de uitspoeling bij simulatie-eenheid 14 met gras en Gt III 4 tot 8 g.m³⁻¹ nitraatstikstof zal zijn. (Dit komt over-een met 2 tot 4 kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ bij een neergaande flux van 50 mm.) Slechts in droge jaren zal de uitspoeling hoger zijn. (Vergelijk Tabel 10.)

Drainage

Deze term geeft aan hoeveel nitraatstikstof over de zijranden van het bodemprofiel boven 1 m-mv met het drainagewater wordt afgevoerd. De drainagefluxen over de zijrand van de bovenste meter van het bodemprofiel komen overeen met afvoer naar de ondiepere ontwateringsmiddelen. De grootte van deze term wordt dus voornamelijk door de waterhuishouding van het profiel bepaald. Ze is nul wanneer er geen water door de ondiepe ontwateringsmiddelen wordt afgevoerd; dit is het geval bij simulatie-eenheid 12 met Gt VII. Bij simulatie-eenheid 14 met wel een afvoer naar de perceelssloten is ze groter. (Vergelijk Tabel 10.)

Voorraadverandering

In deze term wordt het verschil aan opgeslagen nitraatstikstof in het bodemprofiel aan het begin en einde van de balansperiode vermeld. De nitraatstikstof in het profiel is aanwezig in het bodemwater. Tevens is hierbij inbegrepen de hoeveelheid nitraatstikstof uit een denkbeeldig reservoir van waaruit de kunstmestgiften in afhankelijkheid van de van de neerslag, aan het profiel worden toegediend.

Balansafwijking

Dit is de opgetreden rekenfout in de berekening van de grootte van de verschillende termen. Bij een balansafwijking nul geldt:
$$\text{nitrificatie} + \text{toevoegingen} + \text{atmosferische depositie} + \text{voorraadverandering} = \text{gewasopname} + \text{denitrificatie} + \text{uitspoeling} + \text{drainage}.$$

Fluxen

Tot slot staan de op- en neergaande fluxen door het vlak van 1 m-mv vermeld. Deze worden door het model ANIMO berekend uit de door het model WATBAL aangeleverde fluxen. De uitspoeling in $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ aan nitraatstikstof gedeeld door de neergaande flux in $\text{mm} \cdot \text{jr}^{-1} \cdot 100$ geeft de gemiddelde concentratie aan nitraatstikstof in $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$.

De calibratie van het model ANIMO voor de afzonderlijke simulatie-eenheden heeft vervolgens op de volgende manier plaatsgevonden.

Voor vier verschillende situaties zijn met behulp van de in het voorgaande verworven inzichten en cijfers richtgetallen voor de massabalansen termen opgesteld. Hiervoor zijn de simulatie-eenheden 9, 12, 14 en 28 gebruikt, resp. mais op een Gt V, mais op een Gt VII, gras op

een Gt III en gras op een Gt VI. Na het doorrekenen met ANIMO van de startperiode 1961-1970 en de periode 1971-1985 is van de laatstgenoemde periode de massabalans voor nitraatstikstof beschouwd. De grootte van de door ANIMO berekende balanst termen diende vervolgens zo veel mogelijk de grootte van de genoemde richtgetallen te benaderen. Als calibratieparameter is hierbij een coëfficiënt voor het bepalen van de zuurstofdiffusie in de grond gebruikt. ANIMO berekent het zuurstofprofiel in afhankelijkheid van de zuurstofdiffusiecoëfficiënt. Deze coëfficiënt voor diffusie van zuurstof in de bodem wordt berekend volgens BAKKER (1965).

$$D = D_0 \cdot p_1 \cdot \theta_g \cdot p_2$$

waarin:

D_0 = diffusiecoëfficiënt voor zuurstof in de atmosfeer ($m^2 \cdot d^{-1}$)

D = diffusiecoëfficiënt voor zuurstof in het luchtgevuul poriënsysteem van de bodem ($m^2 \cdot d^{-1}$)

θ_g = volumefractie luchtgevuulde poriën ($m^3 \cdot m^{-3}$)

p_1, p_2 empirische constanten afhankelijk van het bodemtype

De empirische constanten die de zuurstofdiffusie in de bodem bepalen, zijn slechts voor een beperkt aantal bodemtypen bepaald (BAKKER et al., 1987).

Voor het gehele bodemprofiel is uitgegaan van $p_1 = 0.75$ en $p_2 = 3.0$ voor gras (compactere gronden in het algemeen) en $p_1 = 7.5$ en $p_2 = 4.0$ voor mais (iets losser opgebouwde gronden). Vervolgens is p_2 zodanig aangepast dat met name de termen denitrificatie en uitspoeling realistische waarden vertoonden. Bij simulatie-eenheid 9 (mais) was dit het geval bij $p_2 = 4.3$, bij simulatie-eenheid 12 (mais) bij $p_2 = 4.0$; bij simulatie-eenheid 14 (gras) werd een waarde $p_2 = 2.7$ ingesteld en bij simulatie-eenheid 28 (gras) een waarde $p_2 = 3.3$. Uitgaande van deze waarden voor de vier onderscheiden gevallen (gras droog en nat en mais droog en iets minder droog) is tenslotte voor alle simulatie-eenheden die waarde van p_2 ingesteld die bevredigende resultaten opleverde. De calibratie van de gehanteerde 31 simulatie-eenheden toonde overigens aan dat de waarde van deze parameter p_2 een zeer grote invloed op de grootte van de berekende balanst termen heeft. Dit pleit ervoor om aan dit aspect van het model ANIMO meer aandacht te schenken. Op een aantal plaatsen langs de transsecten in het veld heeft het ICW

eenmaal in april en eenmaal in augustus 1987 de nitraatstikstofconcentratie gemeten. Het betrof monsters uit buizen met het filter ongeveer geplaatst op de GLG-diepte van de betrokken grond; het filter was 50 cm lang. Daar de afzonderlijke waarden afhankelijk zijn van de specifieke ligging en bemesting van het bemeten perceel geven gemiddelde waarden een representatiever beeld. Er zijn gemiddelde gemeten waarden bepaald voor vier onderscheiden groepen: mais, gras met Gt I, II en III, gras met Gt V, VI en VII en bos. Bovendien is er gemiddeld over de metingen in april en augustus.

Deze vier gemiddelde waarden zijn vervolgens vergeleken met door ANIMO berekende gemiddelde nitraatstikstofconcentraties. ANIMO heeft echter jaargemiddelde concentraties berekend (en geen puntgemiddelde van één meting in april en één in augustus). Bovendien betreft het verschillende jaren, de meetgegevens hebben betrekking op het jaar 1987 en de ANIMO-berekeningen zijn uitgevoerd tot en met het jaar 1985. (De meest recente bemestingscijfers waren nl. uit 1984 en deze zijn voor het deelscenario van bemesting voor 1983-1985 toegepast. In de lagen beneden 1 m-mv in het profiel veroorzaken de weers- en bemestingsomstandigheden in de beschouwde periode een variatie van ongeveer een factor 2 in de stikstofconcentratie, enkele pieken (1976 bijvoorbeeld) uitgezonderd. (Zie ook Fig. 24 en 25.))

Al deze factoren samen maken dat een vergelijking tussen de berekende en gemeten gemiddelde waarden gewaagd is en niet meer dan een indicatie kan zijn. Tabel 12 toont deze vergelijking. Er lijkt geen grote discrepantie tussen beide gemiddelden te bestaan voor de groep van graslanden met Gt I, II en III en de groep met bos. Voor de twee overige groepen lopen de gemiddelden echter uiteen. De verklaring hiervan ligt waarschijnlijk in het sterk verschillende karakter van de twee vergeleken gemiddelden, daar de calibratie voor de periode 1970-1985 wel bevredigende uitkomsten heeft opgeleverd. Het uitgevoerde meetprogramma is te summier om er echt conclusies aan te kunnen verbinden.

Tabel 12. Vergelijking van gemeten en berekende gemiddelde nitraatstikstofconcentraties voor vier groepen onderscheiden naar bodemgebruik en natheid: mais, gras met Gt I, II en III, gras met Gt V, VI en VII en bos. De gemeten gemiddelden zijn gemiddeld over één meting uit april en één uit augustus van het jaar 1987 en over de groep. De berekende gemiddelden zijn gemiddeld over de jaren 1984 en 1985 (decadecijfers) en over de groep, over de groep, ze zijn berekend met het model ANIMO

bodemgebruik	meetdiepte variërend tussen (cm -mv)	gemidd. conc. 1984-1985 met ANIMO berekend op de diepte overeenkomend met de meetdiepte (mg N.l ⁻¹)	gemidd. meet- waarde april augustus 1987 (mg N.l ⁻¹)
mais	135-235	31 (n=504)	10 (n=14)
gras (Gt I, II en III)	95-155	4 (n=576)	4 (n=16)
gras (Gt V, VI en VII)	95-225	63 (n=288)	16 (n=8)
bos	110-250	0 (n=144)	3 (n=6)

4.4. Resultaten en discussie

De scenario's die met het model ANIMO zijn doorgerekend, zijn in het navolgende kort samengevat.

- Startperiode 1961-1970: gemiddeld (constant verondersteld)
bemestingsniveau van 1961-1970 en gemiddelde
weersgegevens van het jaar 1978.
- Periode 1971-1985: bemestingsniveau volgt in stappen van drie jaar
het historisch verloop; gemeten weersgegevens van
de periode 1971-1985.

- Periode 1987-2010: a. voortzetting huidig bemestingsniveau tot het jaar 2010, uitgaande van de eerste fase van het Besluit Gebruik dierlijke meststoffen; gemiddelde weersgegevens van het jaar 1978;
- b. bemestingsniveau volgens de gefaseerde fosfaatsnormering uit het Besluit Gebruik dierlijke meststoffen, d.w.z. aanpassing van het bemestingsniveau in 1991, 1995 en 1999; gemiddelde weersgegevens van het jaar 1978.

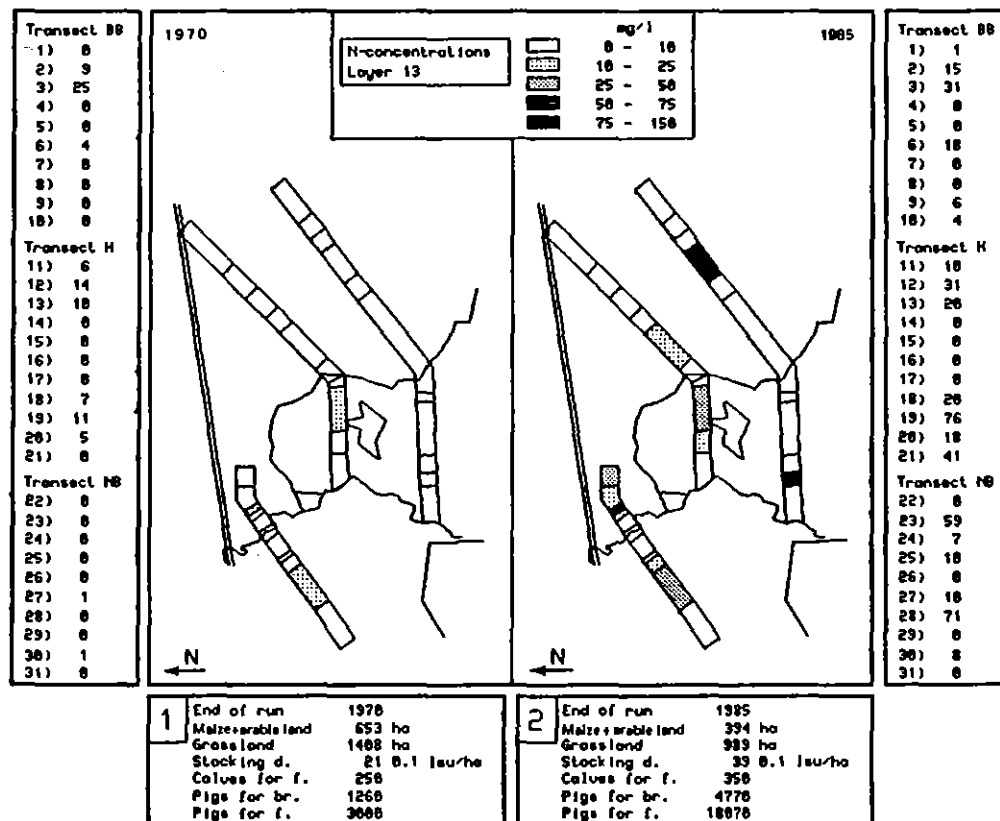


Fig. 23. Door ANIMO berekende $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentraties in de onderste laag van de 31 simulatie-eenheden, d.w.z. circa 50 tot 100 cm beneden de GLG in relatie tot bodemgebruik en bemesting in 1970 en 1985

NOTA/1874

60

Tabel 13. Gemiddelde uitspoeling over de voorgaande jaren van nitraatstikstof in $\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ naar het eerste (kwel/wegzijging) en tweede orde (Dommel, Hooiconkse Beek en beek door 't Spekt) drainagestelsel. Periode 1971-1985, historische bemesting

SE	bodemgebruiksvorm	Gt	SE	1975	1980	1985
1	gras	III	1	2.	27.	13.
2	mais	VI	2	49.	77.	48.
3	mais	VI	3	123.	154.	144.
4	gras	IIaIII	4	3.	19.	22.
5	gras	II	5	1.	10.	6.
6	mais	VII	6	42.	74.	90.
7	gras	II	7	18.	25.	24.
8	mais	V*	8	13.	25.	15.
9	mais	V	9	32.	56.	53.
10	gras	V*	10	23.	86.	42.
11	mais	VII	11	45.	69.	52.
12	mais	VII	12	46.	88.	103.
13	mais	VI	13	43.	70.	67.
14	gras	III	14	1.	8.	14.
15	gras	III	15	9.	28.	32.
16	gras	III	16	7.	22.	25.
17	gras	II	17	2.	2.	2.
18	mais	VII	18	42.	72.	88.
19	gras	VII	19	70.	191.	224.
20	mais	VI	20	38.	68.	64.
21	gras	VI	21	49.	169.	122.
22	gras	II	22	14.	20.	21.
23	gras	VI	23	61.	196.	164.
24	gras	V	24	3.	47.	47.
25	gras	VI	25	5.	49.	45.
26	bos	IIaIII	26	6.	6.	4.
27	mais	VI	27	43.	69.	70.
28	gras	VI	28	77.	212.	234.
29	gras	III	29	3.	14.	22.
30	mais	VI	30	35.	62.	48.
31	bos	VII*	31	1.	1.	1.

Fig. 23 vat een aantal invoergegevens voor de berekening van de startperiode 1961-1970 en de periode 1971-1985 samen en toont de berekende nitraatstikstofconcentraties circa 50 tot 100 cm beneden de gemiddelde laagste grondwaterstand. Duidelijk is dat de concentratie is gestegen ten gevolge van de toegenomen bemestingsdruk. Ook Tabel 13 illustreert dit. Deze tabel geeft de gemiddelde uitspoeling van nitraatstikstof naar het eerste (kwel/wegzijging) en tweede orde (Dommel, Hooibonkse Beek, beek door het Spekt) drainagestelsel. (Zie ook Fig. 22.) Opvallend is dat de gemiddelde uitspoeling van de jaren 1976-1980 in een aantal gevallen relatief hoog is, soms zelfs hoger dan die van de jaren 1981-1985. In het extreem droge jaar 1976 zal door de lage grondwaterstand de denitrificatie klein zijn geweest en veel stikstof zal in de vorm van nitraat zijn achtergebleven in het profiel. In de daarop volgende jaren spoelt deze nitraat uit en de gemiddelde nitraatuitspoeling is dus hoog in deze periode. Dit verschijnsel treedt vooral op bij hoge grondwaterstanden (bv. SE 1 en 5), terwijl bij grondwaterstanden beneden 1 m-mv dit effect niet zichtbaar is (bv. SE 6, 18 en 19). Tabel 13 laat tevens zien dat de uitspoeling onder natte gronden (Gt I, II en III, alle met gras hier) duidelijk lager is dan die onder drogere gronden, waar denitrificatie nauwelijks een rol speelt.

Ter illustratie van de berekende stikstofconcentraties door het model ANIMO dienen Fig. 24 en 25. Fig. 24 toont het verloop van de nitraatstikstofconcentratie met de tijd en diepte voor simulatie-eenheid 12, de hoge bruine enkeerdgrond met mais en Gt VII en Fig. 25 toont hetzelfde voor simulatie-eenheid 14, de lage enkeerdgrond met gras en Gt III. De beide figuren tonen aan nitraat in het profiel wordt afgebroken terwijl het dieper in het profiel zakt. Bij simulatie-eenheid 14 met gras is de denitrificatie zo hoog dat er praktisch geen nitraat uitspoelt. Bij de veel drogere simulatie-eenheid 12 met mais treedt wel uitspoeling van nitraat op. De verhoogde uitspoeling ten gevolge van het extreem droge jaar 1976 is in beide figuren duidelijk herkenbaar.

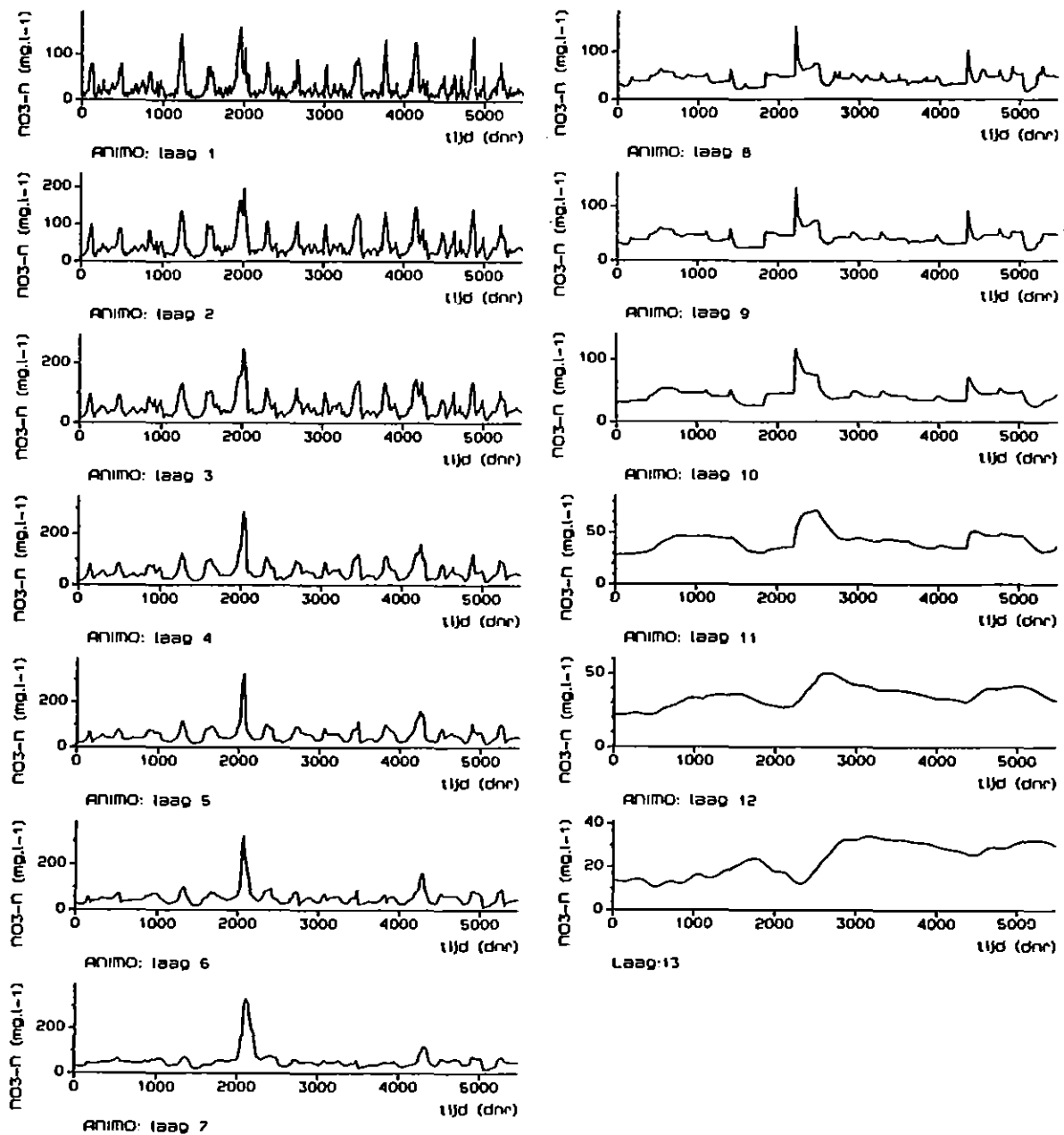


Fig. 24. Verloop van de nitraatstikstofconcentratie voor de periode 1971-1985 voor de verschillende lagen in het profiel. Simulatie-eenheid 12, hoge bruine enkeerdgrond met mais en St VII

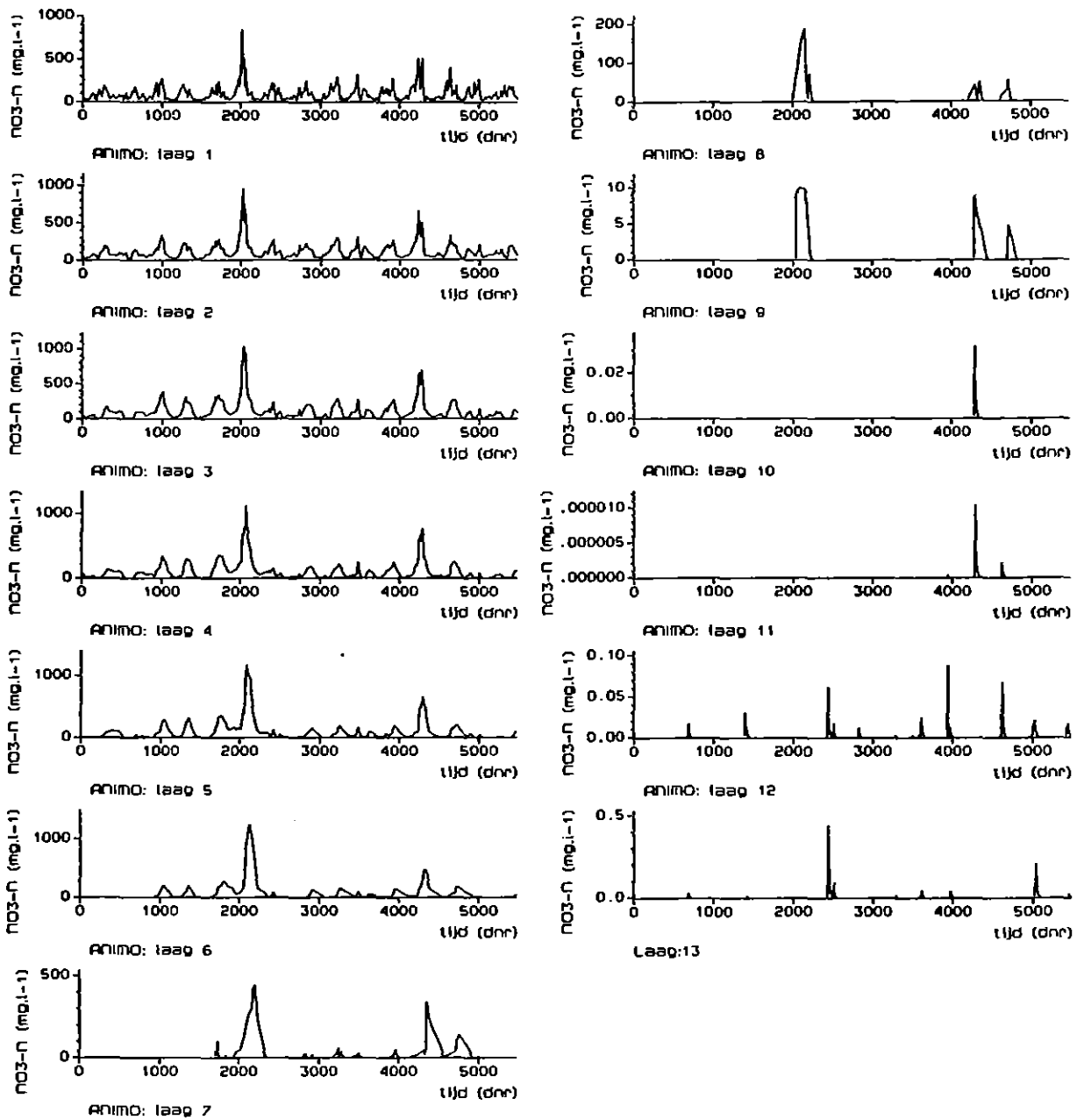


Fig. 25. Verloop van de nitraatstikstofconcentratie voor de periode 1971-1985 voor de verschillende lagen in het profiel. Simulatie-eenheid 14, lage enkeerdgrond met gras en Gt III

[illegible]

Tabel 14 geeft de nitraatstikstofconcentraties, welke het model ANIMO voor de verschillende bemestingsscenario's heeft berekend. Het betreft concentraties in de onderste laag van elke simulatie-eenheid, d.w.z. circa 50 tot 100 cm beneden de gemiddelde laagste grondwaterstand. Bij voortzetting van de eerste fase van de fosfaatsnormering vanaf 1987 tot 2010 blijkt de nitraatstikstofconcentratie zich vanaf circa 1994 te stabiliseren. Een uitzondering vormen de simulatie-eenheden met gras en een diepe Gt (SE 10, 19, 21, 23, 24, 28), hier blijft de nitraatstikstofconcentratie toenemen. Dit wordt veroorzaakt door een afname van de hoeveelheid gemakkelijk afbreekbare organische stof en een onvoldoende aanvulling hiervan door de dierlijke mest; hierdoor neemt in het profiel de denitrificatie af en de uitspoeling van nitraat dus toe.

Bij invoering van de vier fasen van de fosfaatsnormering blijkt de nitraatstikstofconcentratie in de onderste laag van het bodemprofiel tot circa 1994 te stijgen en vervolgens af te nemen (Tabel 14). De stijging weerspiegelt het naijlingseffect van de toename van de bemestingsdruk in 1971-1985, waarna vervolgens de afname van de bemestingsdruk ten gevolge van de invoering van de fosfaatsnormering zichtbaar wordt. Ook hier vormen de simulatie eenheden met gras en een diepe Gt een uitzondering (SE 10, 19, 21, 23, 24, 25, 28). Ondanks de invoering van de fosfaatsnormering neemt de nitraatstikstofconcentratie toe. Dit is te wijten aan de afname van de toegepaste hoeveelheid dierlijke mest (van deelscenario s7 472 kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ uit dierlijke mest tot 269 kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ bij s10, zie Bijlage 4) en de gelijktijdige toename van de hoeveelheid kunstmest (van 358 kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ bij s7 tot 400 kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ bij s10, zie Bijlage 4). Door de vermindering van de toegediende hoeveelheid gemakkelijk afbreekbare organische stof in de dierlijke mest, neemt de denitrificatie af en de uitspoeling van nitraat toe. Dit effect domineert de (relatief) geringe afname in de totale bemestingsdruk op grasland van 830 kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ (s7) tot 669 kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ (s10).

Opmerkelijk in Tabel 14 is de soms optredende afname in nitraatstikstofconcentratie van 1990 ten opzichte van die in 1985. Deze weerspiegelt de afname in uitspoeling gedurende de vrij natte jaren 1984 en 1985 na het relatief droge jaar 1982 met een hoge nitraatuitspoeling; deze afname zet zich geleidelijk voort in de diepte van het profiel en

is pas een aantal jaren later in de onderste laag van het profiel gearriveerd. (Vergelijk ook Fig. 24 en 25.) Dit is de reden dat de concentratie in de onderste laag van het profiel dus een afname kan vertonen in 1990 ten opzichte van 1985.

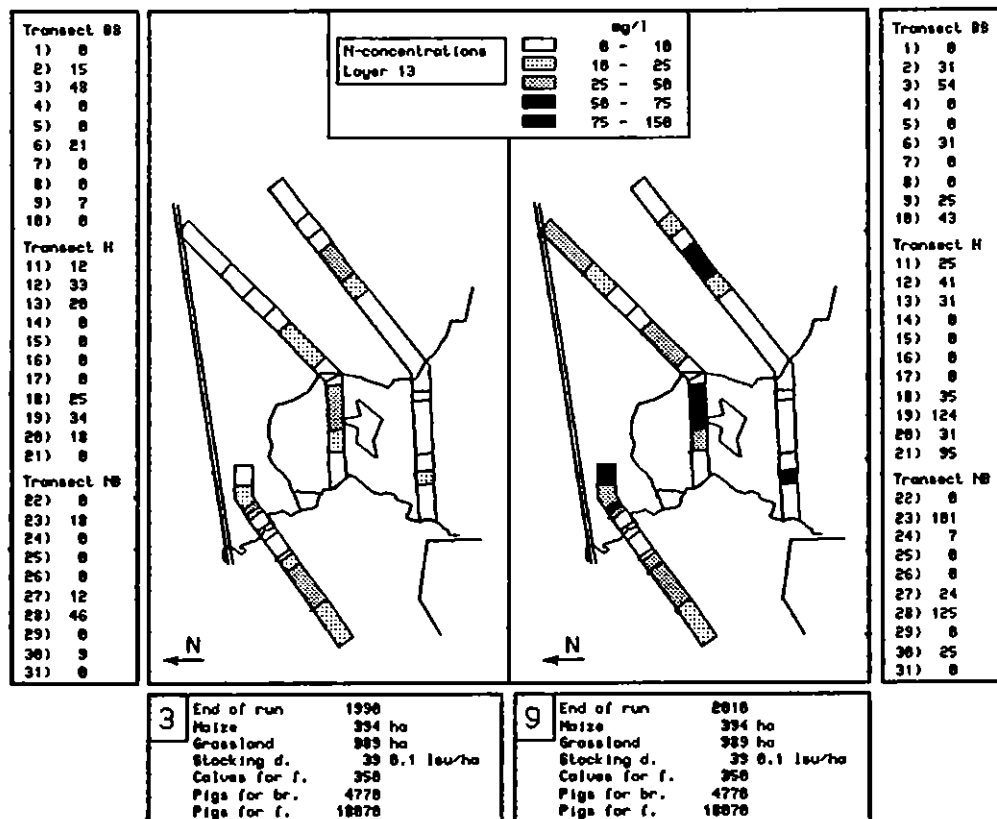


Fig. 26. Berekende gemiddelde nitraatstikstofconcentraties in de onderste laag van het bodemprofiel voor de 31 simulatie-eenheden, d.w.z. circa 50 tot 100 cm beneden de GLG. Periode 1987-2010, bemesting volgens de vier fasen van de fosfaatnormering

Fig. 26 illustreert hoe de cijfers uit Tabel 14 voor de bemesting volgens de vier fasen van de fosfaatnormering ruimtelijk over het studiegebied zijn verspreid. Fig. 26 vergelijkt de concentraties in de onderste laag uit het profiel uit het jaar 1990 met die uit het jaar 2010.

Bijlagen 5 en 6 geven de gemiddelde uitspoeling van nitraatstikstof bij de twee verschillende bemestingsscenario's voor de periode

1987-2010. Het betreft weer de uitspoeling naar het eerste (kwel-/wegzijging) en tweede orde (Dommel, Hooibonkse Beek, beek door het Spekt) drainagestelsel. De beide bijlagen illustreren de tendenzen welke bij Tabel 14 naar voren zijn gebracht. In tegenstelling tot de in Tabel 14 getoonde cijfers zijn er in Bijlagen 5 en 6 ook een aantal simulatie-eenheden met gras en Gt III waar de uitspoeling van nitraat naar het eerste en tweede orde drainagestelsel zich niet stabiliseert. Een verklaring moet worden gezocht in de voor een dergelijke simulatie-eenheid specifieke combinatie van grondwaterstandsverloop in het gemiddelde jaar 1978, het organische-stofgehalte in het bodemprofiel en de gecalibreerde coëfficiënten voor de zuurstofdiffusie in de grond.

Tot slot volgen hier enkele berekeningsresultaten voor simulatie-eenheden met gras en een diepe Gt bij gewijzigde bemestingsscenario's voor de periode 1987-2010. Deze groep simulatie-eenheden vormt namelijk de grootste bedreiging voor de natuurwaarden in de beekdalen, daar deze groep de grootste gemiddelde stikstofuitspoeling heeft. De hoge stikstofuitspoeling wordt veroorzaakt door de relatief hoge kunstmestgiftten in combinatie met verminderde dierlijke mestgiftten en dus kleinere hoeveelheden gemakkelijk afbreekbare organische stof. Het effect van een gehalveerde kunstmestgift op grasland bij de beide bemestingsscenario's voor de periode 1987-2010 is daarom beschouwd. (Voor de exacte bemestingsscenario's, zie Bijlage 4, deelscenario's s7-s10 voor gras met gehalveerde kunstmestgiftten.) Bijlagen 7 en 8 geven de gemiddelde uitspoeling van nitraatstikstof voor de groep simulatie-eenheden met gras en een diepe Gt in deze situatie. Ook hier is de bij Tabel 14 beschreven tendens van een toename van de nitraatuitspoeling waarneembaar, hoewel in Bijlage 8 deze zich lijkt te gaan stabiliseren. Vergeleken met de uitkomsten met de gehele kunstmestgiftten (Bijlagen 5 en 6) is voor de meeste simulatie-eenheden de uitspoeling bij de gehalveerde kunstmestgiftten ruwweg met de helft verminderd, met uitzondering van de uitspoeling in de eerste jaren.

4.5. Gevoeligheidsanalyse

Voor een gevoeligheidsanalyse van het model ANIMO wordt verwezen naar KROES (1987), waar voor een bemstingsproefveld met mais in Cranendonck de invloed van enkele belangrijke parameters op de berekeningsresultaten wordt beschouwd. Zoals ook uit deze studie is gebleken zijn belangrijke maar nog onvoldoende bekende en in ANIMO gedefinieerde parameters de coëfficiënten die de zuurstofdiffusie in de bodem bepalen.

CONCLUSIES

Lokale waterhuishouding

Met behulp van het model WATBAL is het mogelijk de afvoer van het neerslagoverschot te verdelen over een aantal drainagestelsels van verschillende orden van grootte. Hier zijn dat geweest de wegzijging naar de aquifer (eerste orde), de afvoer naar waterlopen die volgens het zomerishypsenpatroon een drainerende werking hebben (Dommel, Hooidonkse Beek, beek door het Spekt en een deel van de bermsloot van het Wilhelminakanaal, tweede orde) en de perceelssloten (derde/vierde orde).

Tabel 15 toont de verdeling van het neerslagoverschot over de verschillende drainagestelsels in afhankelijkheid van de grondwatertrap van een simulatie-eenheid.

Tabel 25. Verdeling van het neerslagoverschot over de verschillende drainagefluxen in het studiegebied uitgesplitst naar Gt en voor een gemiddeld jaar

drainagestelsel	neerslagoverschot (%)				
	II	III	V	VI	VII
derde/vierde orde	57	43	10	1	0
tweede orde	43	54	89	88	90
wegzijging naar eerste orde	0	3	1	11	10

Naarmate het een ondiepere grondwatertrap betreft is de derde/vierde orde afvoer groter, d.w.z. er wordt een groter gedeelte van het neerslagoverschot oppervlakkig afgevoerd naar de perceelssloten. De diepe wegzijging naar de aquifer neemt toe bij de diepere grondwatertrappen, evenals de afvoer naar de grotere beken (tweede orde).

De kwel (eerste orde) vanuit de aquifer vindt vooral plaats in de omgeving van de grotere beken (Fig. 18), het betreft hier in de meeste gevallen gronden met een ondiepe grondwatertrap.

Lokale stikstofhuishouding

Met behulp van het model ANIMO is de stikstofuitspoeling naar het freatische grondwater berekend voor elke simulatie-eenheid. De uitspoeling is sterk afhankelijk van het veronderstelde bodemgebruik, bemestingsniveau en de grondwatertrap. Op basis van deze drie factoren zijn de simulatie-eenheden in groepen ingedeeld; de Fig. 27, 28 en 29 tonen de uitspoeling voor de afzonderlijke simulatie-eenheden en hun gemiddelde per groep voor het toekomstscenario waarbij de bemesting volgens de vier fasen van de fosfaatnormering verloopt.

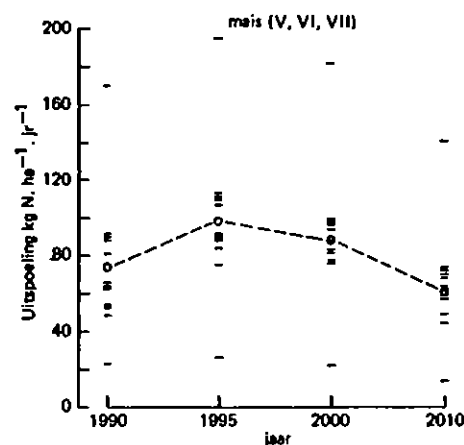


Fig. 27. Gemiddelde uitspoeling van nitraat voor de simulatie-eenheden met mais (Gt V, VI en VII) op verschillende tijdstippen bij bemesting volgens de vier fasen van de fosfaatnormering. Tevens het gemiddelde over de simulatie-eenheden

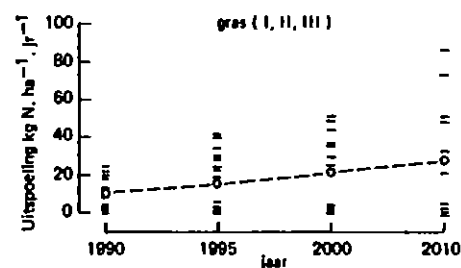


Fig. 28. Gemiddelde uitspoeling van nitraat voor de simulatie-eenheden met gras en een ondiepe Gt (Gt I, II en III) op verschillende tijdstippen bij bemesting volgens de vier fasen van de fosfaatnormering. Tevens het gemiddelde over de simulatie-eenheden

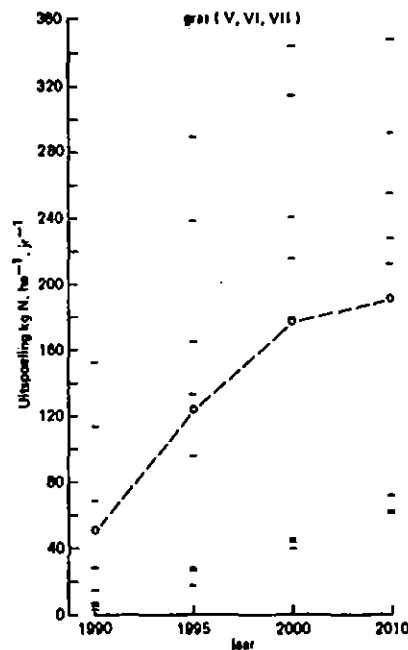


Fig. 29. Gemiddelde uitspoeling van nitraat voor de simulatie-eenheden met gras en een diepe Gt (Gt V, VI en VII) op verschillende tijdstippen bij bemesting volgens de vier fasen van van fosfaatsnormering. Tevens het gemiddelde over de simulatie-eenheden

Bij mais neemt de uitspoeling, na een aanvankelijke stijging als gevolg van naijling, af bij de invoering van de fosfaatsnormering. De uitspoeling onder graslanden blijft echter toenemen, met name bij de droge graslanden is dit erg duidelijk. Dit wordt veroorzaakt door de toenemende kunstmestgiftten (tot $400 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$, zie Bijlage 4) bij afnemende organische-mestgiftten, waardoor er minder gemakkelijk afbreekbare organische stof voor de denitrificatie beschikbaar is. Droge graslanden vertonen dus de hoogste stikstofuitspoeling van de onderscheiden groepen. Bij het veronderstelde bemestingsscenario (Bijlage 4) loopt de uitspoeling tot circa $190 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ op; dit lijkt overigens wel erg hoog (pers. mededeling HOEKS en STEENVOORDEN, ICW, Wageningen) en hangt misschien samen met de in het navolgende vermelde onvolkomenheden in de calibratie van ANIMO.

De calibratie van het model ANIMO verdient nadere aandacht. In dit onderzoek waren onvoldoende gemeten veldgegevens beschikbaar om het

model te calibreren. De calibratie heeft daarom plaatsgevonden met behulp van de massabalans op jaarbasis voor nitraatstikstof in de bovenste meter van het profiel. De verdeling van de nitraatstikstof over de verschillende termen uit deze balans kan met behulp van algemene empirische gegevens en beschikbare kennis worden bepaald, dit is echter een vrij globale methode.

Bovendien bleek één soort parameter, namelijk de coëfficiënten voor het bepalen van de zuurstofdiffusie in de bodem, een zeer grote invloed op het resultaat te hebben. Een verandering van enkele tienden in deze parameter gaf vaak een verschuiving over de verschillende termen van tientallen kg stikstof in de massabalans te zien. Deze parameters zijn empirische constanten en zijn slechts voor een beperkt aantal bodemtypen bepaald (BAKKER et al.; 1987). Nu dit zulke belangrijke parameters blijken te zijn, verdient zowel de grootte als de definiëring in ANIMO (een constante waarde voor het gehele bodemprofiel in plaats van bijvoorbeeld verschillende waarden voor de bouwvoor en voor de ondergrond) nadere precisering.

LITERATUUR

- ADRIAANSE, P.I. en R.H. KEMMERS, 1988. Bufferzones tegen nitraatin-spoeling in beekdalen; ontwikkeling van een methode voor het vaststellen van de ligging en de breedte. Rapport in voorbereiding. ICW. Wageningen.
- ASMAN, W.A.H. en H.F.M. MAAS, 1987. Schatting van de depositie van ammonium en ammoniak in Nederland ten behoeve van het beleid in het kader van de Hinderwet. Rapport R-86-8. Instituut voor Meteorologie en Oceanografie. Utrecht.
- BAKKER, J.W., 1965. Luchthuishouding van bodem en plantenwortels; een literatuurstudie. Nota 302. ICW. Wageningen.
- BAKKER, J.W., F.R. BOONE en P. BOEKEL, 1987. Diffusie van gassen in grond en zuurstofdiffusiecoëfficiënten in Nederlandse akkerbouwgronden. Rapport 20. ICW. Wageningen. 44 pp.
- BEERS, W.F.J. VAN, 1976. Computing drainspacings. ILRI-bulletin 15. ILRI. Wageningen.
- BERGHUYS-VAN DIJK, J.T., 1985. WATBAL, a simple water balance model for a unsaturated/saturated soil profile. Nota 1670. ICW. Wageningen.
- BERGHUYS-VAN DIJK, J.T., P.E. RIJTEMA en C.W.J. ROEST, 1985. ANIMO, agricultural nitrogen model. Nota 1671. ICW. Wageningen. 86 pp.
- BUISHAND, T.A. en C.A. VELDS, 1980. Klimaat van Nederland. K.N.M.I. De Bilt.
- CENTRUM VOOR AGROBIOLOGISCH ONDERZOEK, CABO, 1987. Mogelijkheden tot verbetering van de benutting van stikstof op grasland. Jaarverslag 1986. Wageningen. pp 34-41.
- CONSULENTSCHAP VOOR BODEM- WATER- EN BEMESTINGSZAKEN IN DE VEEHOUDERIJ, 1985. Bemesting van grasland. Vlugschrift voor de Landbouw nr 363. Wageningen.
- DRENT, J., J.G. KROES en P.E. RIJTEMA, 1988. Nitraatbelasting van het grondwater in het zuidoosten van Noord-Brabant. Rapport 26. ICW, Wageningen.
- EERENBEEMT, H. VAN DE en H. KARTOREDJO, 1983. Drainageweerstanden Zuid-Peel. Stageverslag HBCS. Wageningen.

- ERNST, L.F., 1962. Grondwaterstromingen in de verzadigde zone en hun berekening bij aanwezigheid van horizontale, evenwijdige open leidingen. Pudoc, Wageningen.
- ERNST, L.F., 1978. Drainage of undulating sandy soils with high groundwater tables. Techn. bull. 106. ICW. Wageningen.
- HOEKS, J., 1983. Verzuring van bodem en grondwater als gevolg van atmosferische depositie. Nota 1480. ICW. Wageningen.
- JANSEN, P.C., 1986. De potentiële verdamping van (half)natuurlijke vegetaties. Nota 1703. ICW. Wageningen.
- KEMMERS, R.H., 1986. Perspectives in modeling of processes in the root zone of spontaneous vegetation at wet and damp sites in relation to regional water management. Versl. en Med. CHO-TNO 34: 91-116.
- KRABBENBORG, A.J., J.N.B. POELMAN en E.J. VAN ZUILEN, 1983. Standaardvochtkarakteristieken van zandgronden en veenkoloniale gronden. Rapport 1680. Stiboka. Wageningen.
- KROES, J.G., 1988. ANIMO, Agricultural Nitrogen Model. User's guide. Version 1. Nota 1848. ICW. Wageningen.
- LAMMERS, H.W., 1983. Gevolgen van het gebruik van organische stof op bouwland. Consulentschap voor bodemaangelegenheden in de landbouw. Wageningen.
- LAMMERS, H.W., 1984. De relatie tussen de rundveebezetting per ha grasland, de mestproduktie en de gevolgen van het gebruik van deze mest. Consulentschap voor bodemaangelegenheden in de landbouw. Wageningen.
- LEBBINK, G., 1987. PAO-cursus feb/mrt 1987.
- LEKAHENA, E.G., 1972. Grondwaterkartering van Nederland, schaal 1:50.000. Kaartbladen 51 Oost en 52 West. Dienst Grondwaterverkenning TNO. Delft.
- LEKAHENA, E.G., 1983. Grondwaterkartering van Nederland, schaal 1:100.000 Centrale Slenk. Dienst Grondwaterverkenning TNO. Delft/Oosterwolde.
- MOLEN, W. VAN DER, 1975. Agrohydrologie. Collegedictaat vakgroep Cultuurtechniek. Landbouwhogeschool. Wageningen.
- ONDERDELINDEN, D., 1986. Berekeningen van het RIVM ten behoeve van het jaarverslag Luchtkwaliteit 1984, 1985.
- PROJECTGROEP GREVELINGEN ZOUT/ZOET, 1982. De landbouwwatervoorziening in Zuidwest-Nederland. Verslag van de Werkgroep Landbouw.

- REES VELLINGA, E. VAN en J.P. BROERTJES, 1984. Enige resultaten van een geohydrologisch onderzoek in het zuidelijk Peelgebied. Nota 1590. ICW. Wageningen.
- RIJTEMA, P.E., T.J. HOEIJMAKERS en J.G. KROES, 1987. The nitrate conflict between municipal watersupply and agriculture. The NIMWAG-model. Nota 1423. ICW. Wageningen.
- SCHRODER, J., 1985. De invloed van grote giften runderdrijfmest op de groei, opbrengst en kwaliteit van snijmais en op de bodemvruchtbaarheid en waterverontreiniging; Maarheeze (zandgrond) 1974-1982. Proefstation voor de akkerbouw en de groenteteelt in de vollegrond. Lelystad.
- SLUYS, P. VAN DER, 1982. De grondwatertrap als karakteristiek van het grondwaterstandsverloop. Stiboka. Wageningen. In: H2O Tijdschrift voor watervoorziening en afvalwaterbehandeling, 15(1982), 3:42-46.
- STEENVOORDEN, J.H.A.M., 1983. Nitraatbelasting van het grondwater in zandgebieden; denitrificatie in de ondergrond. Nota 1435. ICW. Wageningen.
- STEENVOORDEN, J.H.A.M., 1987. Nitraatgehalten in grond- en oppervlaktewater van een intensief rundveehouderijbedrijf in relatie tot de hydrologische situatie. Nota 1799. ICW. Wageningen.
- STICHTING VOOR BODEMKARTERING, STIBOKA, 1981. Bodemkaart van Nederland, schaal 1:50 000. Blad 51 Oost Eindhoven. Wageningen.
- WALSUM, P.E.V. VAN, 1988. Optimization of regional watermanagement simplified models. Report in preparation . ICW. Wageningen.
- WERKGROEP NITRAATUITSPOELING IN WATERWINGEBIEDEN, 1985. Nitraatproblematiek bij grondwaterwinning. Onderzoek naar alternatieve maatregelen. Rapport 12. ICW. Wageningen.
- WERKGROEP OPTIMALISERING REGIONAAL WATERBEHEER, 1988. Optimalisering regionaal waterbeheer in gebieden met tegengestelde belangen. Rapport in voorbereiding. ICW. Wageningen.
- WESSELING, J., 1973. Subsurface flow into drains, in: Drainage principles and applications, vol. II, thrd ed. 1983, Publication 16. ILRI. Wageningen.

- WIJNANDS, J.H.M. en H.H. LUESINK, 1985. Transport en verwerking van mestoverschotten in Nederland. Publikatie no. 3.130. LEI. Den Haag.
- WIT, K., 1986. Hydrologisch onderzoek in het zuidelijk Peelgebied. Nota 1691. ICW. Wageningen.
- WÖSTEN, J.H.M., M.H. BANNINK en J. BEUVING, 1987. Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: De Staringreeks. Rapport 18. ICW. Wageningen.

NOTA/1874

77

BIJLAGEN

Bijlage 1. Overzicht van grondwatertrappen en grondwaterstanden per
grondwatertrap in het studiegebied

bodem type	Gt	grondwaterstand (cm-mv)				
		GHG spreiding	gemidd.	GLG spreiding	gemidd.	GVG (gemidd.voorjaarsstand)
1	II	0-10	5	70	70	23
2	II	0-10	5	70	70	23
3	V	10-40	25	130-180	155	56
	V*	25-40	30	130-180	155	60
	VI	40-80	60	150-210	180	89
4	III	5-25	15	90-110	100	37
5	VII	40-80	60	200-250	225	98
6	III	5-25	15	90-110	100	37
7	VI	40-80	60	160-200	180	89
	VII	100-120	110	200-240	220	139
8	VI	40-80	60	160-200	180	89
	VII	100-120	110	200-250	225	139
9	V	10-40	25	150-180	165	58
	V*	20-40	30	160-190	175	64
	VI	40-80	60	170-200	185	90
	VII	100-120	110	200-230	215	138
	VII*	140-160	150	200-250	225	173
10	V	0-40	20	150-180	165	53
	VI	40-80	60	170-200	185	90
	VII	90-120	105	200-250	225	135
11	III	5-25	15	90-110	100	37
12	II	0-10	5	70	70	23
	III	5-25	15	90-110	100	37
13	VII*	150-170	160	260-400	330	201

Bijlage 2. Overzicht van de simulatie-eenheden met een aantal belangrijke kenmerken hiervan

SE	code	bodemsoort	Gt	bodemgebruik	wortelzone dikte(cm)	bs.St.*	onderlaag tot cm-mv	bs.St.
1	B1BEZK	kpZg21	III	gras	20	B8	200	02
2	B2HZEN	zEZ23	VI	mais	75	B3	250	03
3	B3VEPO	Hn21	VI	mais	35	B1	250	01
4	B4BEZK	kpZg21	II à III	gras	20	B8	200	02
5	B5MOER	vWz	II	gras	25	BKr**	200	01
6	B6HBEN	bEZ21	VII	mais	90	B2	300	01
7	B7MOER	vWz	II	gras	25	BKr	200	01
8	B8AHZEN	zEZ21	V*	mais	85	B2	250	02
9	B8BHZEN	zEZ21	V	mais	85	B2	250	02
10	B9VEPO	Hn21	V*	gras	35	B1	250	01
11	H1LAPO	cHn23	VII	mais	50	B3	300	03
12	H2AHBEN	bEZ23	VII	mais	90	B4	300	04
13	H2BHBEN	bEZ23	VI	mais	90	B4	250	04
14	H3LAEN	EZg23	III	gras	60	B3	200	02
15	H4ABEZK	kpZg21	III	gras	20	B8	200	02
16	H4BBEZK	kpZg21	III	gras	20	B8	200	02
17	H5MAVE	aVc	II	gras	25	B16	200	017
18	H6AMHBEN	bEZ21	VII	mais	90	B2	300	01
19	H6AGHBEN	bEZ21	VII	gras	90	B2	300	01
20	H6BMHBEN	bEZ21	VI	mais	90	B2	250	01
21	H6BGHBEN	bEZ21	VI	gras	90	B2	250	01
22	N1MAVE	aVc	II	gras	25	B16	200	017
23	N2HBEN	bEZ23	VI	gras	90	B4	250	04
24	N3AHZEN	zEZ23	V	gras	75	B3	250	03
25	N3BHZEN	zEZ23	VI	gras	75	B3	250	03
26	N4BEZK	kpZg21	II à III	bos	20	B8	200	02
27	N5MHZEN	zEZ21	VI	mais	85	B2	250	02
28	N5GHZEN	zEZ21	VI	gras	85	B2	250	02
29	N6LAEN	EZg23	III	gras	60	B3	200	02
30	N7HZEN	zEZ21	VI	mais	85	B2	250	02
31	N8DCVA	Zd21	VII*	bos	20	B1	400	01

* bs.St. = bouwsteen Staringreeks

** BKr = bovengrond volgens KRABBENBORG et al., 1983

NOTA/1874

79

Bijlage 3. Overzicht van de fluxen naar de verschillende orden
drainagestelsels voor alle simulatie-eenheden in de
verschillende transsecten

SE	bodems	soort	Gt	bodemgebruik	drainagefluxen (mm.d ⁻¹)			
					vierde	derde	tweede	eerste
Transsect Breugelse Beemden								
1	kpZg21	III		gras	0.236E-02	0.113	0.389	0.118
2	zEZ23	VI		mais	0.675E-02	0.000	0.445	0.163
3	Hn21	VI		mais	0.000	0.109E-01	0.649	0.202
4	kpZg21	II à III		gras	0.000	0.289	0.326	-0.298E-01
5	vWz	II		gras	0.000	0.332	0.279	-0.808E-01
6	bEZ21	VII		mais	0.000	0.000	0.647	-0.341E-01
7	vWz	II		gras	0.000	0.516	0.310	-0.303
8	zEZ21	V*		mais	0.142	0.000	0.545	-0.106
9	zEZ21	V		mais	0.350E-01	0.000	0.558	0.122E-01
10	Hn21	V*		gras	0.000	0.497E-01	0.563	0.245E-01
Transsect Hooiconk								
11	cHn23	VII		mais	0.000	0.171E-02	0.516	0.172
12	bEZ23	VII		mais	0.000	0.000	0.503	0.104
13	bEZ23	VI		mais	0.178E-01	0.000	0.478	0.960E-01
14	EZg23	III		gras	0.213	0.000	0.399	-0.151
15	kpZg21	III		gras	0.000	0.405	0.289	-0.130
16	kpZg21	III		gras	0.389E-03	0.416	0.287	-0.132
17	aVc	II		gras	0.000	0.441	0.190	-0.156
18	bEZ21	VII		mais	0.300E-03	0.000	0.585	0.347E-01
19	bEZ21	VII		gras	0.000	0.000	0.520	-0.356E-01
20	bEZ21	VI		mais	0.116E-01	0.000	0.483	0.124
21	bEZ21	VI		gras	0.892E-02	0.000	0.416	0.516E-01
Transsect Nuenens Broek								
22	aVc	II		gras	0.000	0.269	0.389	-0.182
23	bEZ23	VI		gras	0.437E-02	0.000	0.406	0.392E-01
24	zEZ23	V		gras	0.146E-01	0.000	0.444	0.578E-02
25	zEZ23	VI		gras	0.434E-02	0.000	0.469	-0.978E-02
26	kpZg21	II à III		bos	0.134E-02	0.448	0.450	-0.662E-01
27	zEZ21	VI		mais	0.100E-01	0.000	0.649	-0.520E-01
28	zEZ21	VI		gras	0.395E-02	0.000	0.532	-0.595E-01
29	EZg23	III		gras	0.231	0.000	0.420	-0.178
30	zEZ21	VI		mais	0.152E-02	0.000	0.575	0.371E-01
31	Zd21	VII*		bos	0.000	0.000	0.720	0.111

Bijlage 4. Deelscenario's van bemesting S1 - S10 voor de verschillende perioden of toekomstige ontwikkelingen. Weergegeven is het veronderstelde bemestingsniveau en de opname door de plant, uitgedrukt in zowel kg stikstof als kg fosfaat. Tevens zijn vermeld het bodemgebruik, de mestproduktie welke in het studiegebied kan worden afgezet, het veronderstelde kunstmestgebruik en het aantal stuks vee waarvan de mest in het studiegebied kan worden uitgereden

(km = kunstmest;
rdm = runderdrijfmest;
kdm = kalverdrijfmest;
vdm = varkensdrijfmest.)

S1 1961-1970, opstartperiode

Bodem- gebruik	Oppervlakte (kg N.ha ⁻¹)	km	Dierlijke mest (kg.ha ⁻¹)							
			voorjaar				najaar			
			rdm	kdm	vdm	vdm	rdm	kdm	vdm	vdm
					(mest)	(fok)			(mest)	(fok)
Bouwland	636	52	0	590	0	2713	0	590	0	2713
Mais	17	50	0	0	0	45455	0	0	0	45455
Gras	1408	162	21000	0	1705	463	21000	0	1705	463

Bodem- gebruik	Toediening				Gewasopname (kg N.ha ⁻¹)
	(kg P ₂ O ₅ .ha ⁻¹)	kg N.ha ⁻¹			
		dierl. mest	kunstmest	dierl. mest	
Bouwland	22	52	25	77	66
Mais	336	50	355	405	250
Gras	95	162	207	369	253

Aantal beesten	GVE.ha ⁻¹	grasl	Mestkalveren	Mestvarkens	Fokvarkens
	2.10		250	3000	1260

NOTA/1874

81

S2 1971-1973, bemestingshistorie

Bodem- gebruik	Oppervlakte (km ²)	km ² (kg N.ha ⁻¹)	Dierlijke mest (kg.ha ⁻¹)							
			voorjaar				najaar			
			rdm	kdm	vdm	vdm	rdm	kdm	vdm	vdm
					(mest)	(fok)			(mest)	(fok)
Bouwland	190	52	0	0	0	3182	0	0	0	3182
Mais	92	50	0	10435	0	37154	0	10435	0	37154
Gras	1526	197	24000	0	2422	346	24000	0	2422	346

Bodem- gebruik	Toediening				Gewasopname (kg N.ha ⁻¹)
	(kg P ₂ O ₅ .ha ⁻¹)		kg N.ha ⁻¹		
	dierl. mest	kunstmest	dierl. mest	totaal	
Bouwland	24	52	25	77	66
Mais	302	50	352	402	250
Gras	112	197	240	437	303

Aantal beesten	GVE.ha ⁻¹	grasl	Mestkalveren	Mestvarkens	Fokvarkens
	2.40		640	4620	1820

NOTA/1874

82

S3 1974-1976, bemestingshistorie

Bodem- gebruik	Oppervlakte (km ²)	km ² (kg N.ha ⁻¹)	Dierlijke mest (kg.ha ⁻¹)							
			voorjaar				najaar			
			rdm	kdm	vdm	vdm	rdm	kdm	vdm	vdm
					(mest)	(fok)			(mest)	(fok)
Bouwland	93	52	0	4000	0	0	0	4000	0	0
Mais	174	84	0	6569	0	32471	0	6569	0	32471
Gras	1340	249	28000	0	3690	0	28000	0	3690	0

Bodem- gebruik	Toediening				Gewasopname (kg N.ha ⁻¹)
	(kg P ₂ O ₅ .ha ⁻¹)	kg N.ha ⁻¹			
		dierl. mest	kunstmest	dierl. mest	
Bouwland	10	52	24	76	66
Mais	257	84	293	377	250
Gras	135	249	287	536	377

Aantal beesten	GVE.ha ⁻¹	grasl	Mestkalveren	Mestvarkens	Fokvarkens
	2.80		1010	6180	2260

NOTA/1874

83

S4 1977-1979, bemestingshistorie

Bodem- gebruik	Oppervlakte (km ²)	km ² (kg N.ha ⁻¹)	Dierlijke mest (kg.ha ⁻¹)							
			voorjaar				najaar			
			rdm	kdm	vdm	vdm	rdm	kdm	vdm	vdm
					(mest)	(fok)			(mest)	(fok)
Bouwland	70	52	0	0	0	3182	0	0	0	3182
Mais	228	66	0	6579	0	36633	0	6579	0	36633
Gras	1173	275	31000	0	6172	0	31000	0	6172	0

Bodem- gebruik	Toediening				Gewasopname (kg N.ha ⁻¹)
	(kg P ₂ O ₅ .ha ⁻¹)	kg N.ha ⁻¹			
		dierl. mest	kunstmest	dierl. mest	
Bouwland	24	52	25	77	66
Mais	288	66	325	391	250
Gras	170	275	341	616	243

Aantal beesten	GVE.ha ⁻¹	grasl	Mestkalveren	Mestvarkens	Fokvarkens
	3.10		1000	9050	3430

NOTA/1874

84

S5 1980-1982, bemestingshistorie

Bodem- gebruik	Oppervlakte (km ²)	km ² (kg N.ha ⁻¹)	Dierlijke mest (kg.ha ⁻¹)							
			voorjaar				najaar			
			rdm	kdm	vdm	vdm	rdm	kdm	vdm	vdm
			(mest)		(fok)		(mest)		(fok)	
Bouwland	60	52	0	0	0	3182	0	0	0	3182
Mais	280	64	0	4339	0	38782	0	4339	0	38782
Gras	1045	301	35000	0	9807	0	35000	0	9807	0

Bodem- gebruik	Toediening				Gewasopname (kg N.ha ⁻¹)	
	(kg P ₂ O ₅ .ha ⁻¹)	kg N.ha ⁻¹				
		dierl. mest	kunstmest	dierl. mest		totaal
Bouwland	24	52	25	77	66	
Mais	298	64	329	393	250	
Gras	218	301	416	717	501	

Aantal beesten	GVE.ha ⁻¹	gras	Mestkalveren	Mestvarkens	Fokvarkens
	3.50		810	12810	4420

NOTA/1874

85

S6 1983-1985, bemestingshistorie

Bodem- gebruik	Oppervlakte (km ²)	km ² (kg N.ha ⁻¹)	Dierlijke mest (kg.ha ⁻¹)							
			voorjaar				najaar			
			rdm	kdm	vdm	vdm	rdm	kdm	vdm	vdm
					(mest)	(fok)			(mest)	(fok)
Bouwland	53	52	0	0	2222	0	0	0	2222	0
Mais	341	59	0	154	5079	34971	0	1540	5079	34971
Gras	989	350	39000	0	12747	0	39000	0	12747	0

Bodem- gebruik	Toediening				Gewasopname (kg N.ha ⁻¹)
	(kg P ₂ O ₅ .ha ⁻¹)	kg N.ha ⁻¹			
	dierl. mest	kunstmest	dierl. mest	totaal	
Bouwland	21	52	24	76	66
Mais	311	59	338	397	250
Gras	260	350	483	833	586

Aantal beesten	GVE.ha-1 grasl	Mestkalveren	Mestvarkens	Fokvarkens
	3.90	350	18070	4770

NOTA/1874

86

S7 1987-1990 (eerste fase P4) of 1987-2010 (eerste fase P4 voortgezet)

Bodem- gebruik	Oppervlakte (km ²)	km ²	Dierlijke mest (kg.ha ⁻¹)							
			voorjaar				najaar			
			rdm	kdm	vdm	vdm	rdm	kdm	vdm	vdm
					(mest)	(fok)			(mest)	(fok)
Bouwland	53	52	0	0	2222	0	0	0	2222	0
Mais	341	50	0	1540	8231	34971	0	1540	8231	34971
Gras	989	358	39000	0	11660	0	39000	0	11660	0

Bodem- gebruik	Toediening				Gewasopname (kg N.ha ⁻¹)
	(kg P ₂ O ₅ .ha ⁻¹)		kg N.ha ⁻¹		
	dierl. mest	kunstmest	dierl. mest	totaal	
Bouwland	21	52	24	76	66
Mais	340	50	373	423	261
Gras	250	358	472	830	586

Aantal beesten	GVE.ha ⁻¹	grasl	Mestkalveren	Mestvarkens	Fokvarkens
	3.90		350	18070	4770

NOTA/1874

87

S8 1991-1994 (tweede fase P4)

Bodem- gebruik	Oppervlakte (km ²)	km ² (kg N.ha ⁻¹)	Dierlijke mest (kg.ha ⁻¹)							
			voorjaar				najaar			
			rdm	kdm	vdm	vdm	rdm	kdm	vdm	vdm
					(mest)	(fok)			(mest)	(fok)
Bouwland	53	52	0	0	0	3182	0	0	0	3182
Mais	341	93	0	993	8954	22061	0	993	8954	22061
Gras	989	398	39000	0	6340	0	39000	0	6340	0

Bodem- Gebruik	Toediening				Gewasopname (kg N.ha ⁻¹)
	(kg P ₂ O ₅ .ha ⁻¹)	kg N.ha ⁻¹			
		dierl. mest	kunstmest	dierl. mest	
Bouwland	24	52	25	77	66
Mais	250	93	277	370	250
Gras	200	398	413	811	586

Aantal beesten	GVE.ha ⁻¹	grasi	Mestkalveren	Mestvarkens	Fokvarkens
	3.90		230	11650	3080

NOTA/1874

88

S9 1995-1998 (derde fase P4)

bodem- gebruik	opper- vlakte	km (kg N.ha ⁻¹)	Dierlijke mest (kg.ha ⁻¹)							
			voorjaar				najaar			
			rdm	kdm	vdm (mest)	vdm (fok)	rdm	kdm	vdm (mest)	vdm (fok)
Bouwland	53	52	0	0	0	3182	0	0	0	3182
Mais	341	140	0	650	7211	14260	0	650	7211	14260
Gras	989	400	39000	0	3681	0	39000	0	3681	0

Bodem- gebruik	Toediening				Gewasopname (kg N.ha ⁻¹)
	(kg P ₂ O ₅ .ha ⁻¹)	kg N.ha ⁻¹			
		dierl. mest	kunstmest	dierl. mest	
Bouwland	24	52	25	77	66
Mais	175	140	194	334	250
Gras	175	400	384	784	586

Aantal beesten	GVE.ha ⁻¹	grasl	Mestkalveren	Mestvarkens	Fokvarkens
	3.90		150	7620	2010

NOTA/1874

89

=====

S10 na 1998 (vierde fase P4)

Bodem- gebruik	Oppervlakte	km (kg N.ha ⁻¹)	Dierlijke mest (kg.ha ⁻¹)							
			voorjaar				najaar			
			rdm	kdm	vdm (mest)	vdm (fok)	rdm	kdm	vdm (mest)	vdm (fok)
Bouwland	53	52	4242	0	0	0	4242	0	0	0
Mais	341	113	41667	0	0	0	41667	0	0	0
Gras	989	400	23259	0	0	0	23259	0	0	0

=====

Bodem- gebruik	Toediening				Gewasopname (kg N.ha ⁻¹)	
	(kg P ₂ O ₅ .ha ⁻¹)	kg N.ha ⁻¹				
		dierl. mest	kunstmest	dierl. mest		totaal
Bouwland	8	52	19	71	66	
Mais	75	113	183	296	250	
Gras	110	400	269	669	564	

Aantal beesten	GVE.ha ⁻¹	gras1	Mestkalveren	Mestvarkens	Fokvarkens
	3.79		0	0	0

=====

Bijlage 5. Gemiddelde uitspoeling over de voorgaande jaren van nitraat-stikstof in kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ naar het eerste (kwel/wegzijging) en tweede orde (Dommel, Hooidonkse Beek en beek door het Spekt) drainagestelsel. Periode 1987-2010; bemesting volgens eerste fase fosfaatnormering voortgezet tot het jaar 2010

SE	bodemgebruik	Gt	SE	1990	1995	2000	2005	2010
1	gras	III	1	0.	0.	0.	0.	0.
2	mais	VI	2	54.	88.	90.	93.	95.
3	mais	VI	3	167.	199.	197.	194.	190.
4	gras	II à III	4	1.	0.	0.	0.	0.
5	gras	II	5	0.	0.	0.	0.	0.
6	mais	VII	6	94.	118.	121.	121.	121.
7	gras	II	7	22.	25.	25.	25.	24.
8	mais	V*	8	26.	28.	28.	28.	28.
9	mais	V	9	65.	96.	101.	101.	100.
10	gras	V*	10	15.	74.	106.	135.	146.
11	mais	VII	11	49.	75.	80.	80.	79.
12	mais	VII	12	92.	114.	116.	116.	116.
13	mais	VI	13	67.	92.	95.	95.	94.
14	gras	III	14	17.	28.	33.	37.	40.
15	gras	III	15	10.	22.	41.	49.	52.
16	gras	III	16	7.	19.	34.	41.	43.
17	gras	II	17	4.	4.	4.	5.	4.
18	mais	VII	18	91.	115.	119.	119.	118.
19	gras	VII	19	102.	230.	293.	310.	317.
20	mais	VI	20	65.	93.	96.	96.	96.
21	gras	VI	21	24.	128.	197.	209.	216.
22	gras	II	22	24.	30.	30.	29.	29.
23	gras	VI	23	62.	156.	211.	220.	226.
24	gras	V	24	5.	25.	38.	45.	53.
25	gras	VI	25	2.	14.	24.	27.	27.
26	bos	II à III	26	6.	7.	6.	5.	5.
27	mais	VI	27	85.	112.	115.	115.	115.
28	gras	VI	28	147.	287.	345.	356.	362.
29	gras	III	29	21.	38.	46.	55.	66.
30	mais	VI	30	56.	87.	91.	90.	90.
31	bos	VII*	31	0.	0.	1.	1.	1.

Bijlage 6. Gemiddelde uitspoeling over de voorgaande jaren van nitraat-
stikstof in kg N.ha⁻¹.jr⁻¹ naar het eerste (kwel/wegzijging)
en tweede orde (Dommel, Hooiconkse Beek en beek door het
Spekt) drainagestelsel. Periode 1987-2010; bemesting volgens
de vier fasen van de fosfaatnormering

SE	bodemgebruik	Gt	SE	1990	1995	2000	2005	2010
1	gras	III	1	0.	0.	0.	0.	0.
2	mais	VI	2	54.	88.	82.	67.	61.
3	mais	VI	3	167.	194.	180.	151.	140.
4	gras	II à III	4	1.	0.	0.	0.	0.
5	gras	II	5	0.	0.	0.	0.	0.
6	mais	VII	6	94.	113.	99.	81.	73.
7	gras	II	7	22.	25.	25.	23.	22.
8	mais	V*	8	26.	26.	22.	16.	14.
9	mais	V	9	65.	91.	82.	65.	57.
10	gras	V*	10	15.	96.	180.	222.	229.
11	mais	VII	11	49.	76.	77.	57.	45.
12	mais	VII	12	92.	110.	98.	80.	72.
13	mais	VI	13	67.	91.	85.	68.	62.
14	gras	III	14	17.	29.	35.	32.	33.
15	gras	III	15	10.	23.	43.	69.	86.
16	gras	III	16	7.	19.	35.	56.	73.
17	gras	II	17	4.	5.	4.	4.	4.
18	mais	VII	18	91.	110.	98.	79.	70.
19	gras	VII	19	102.	237.	314.	303.	292.
20	mais	VI	20	65.	90.	82.	65.	58.
21	gras	VI	21	24.	133.	216.	217.	213.
22	gras	II	22	24.	31.	29.	26.	24.
23	gras	VI	23	62.	164.	241.	255.	256.
24	gras	V	24	5.	27.	43.	54.	62.
25	gras	VI	25	2.	18.	40.	60.	72.
26	bos	II à III	26	6.	7.	6.	5.	5.
27	mais	VI	27	85.	107.	94.	75.	68.
28	gras	VI	28	147.	289.	346.	345.	349.
29	gras	III	29	21.	40.	48.	45.	48.
30	mais	VI	30	56.	84.	76.	57.	49.
31	bos	VII*	31	0.	0.	1.	1.	1.

Bijlage 7. Gemiddelde uitspoeling over de voorgaande jaren van nitraatstikstof in $\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ naar het eerste (kwel/wegzijging) en tweede orde (Dommel, Hooibonkse Beek en beek door het Spekt) drainagestelsel.

Simulatie-eenheden met gras en een diepe Gt; periode 1987-2010; bemesting volgens eerste fase fosfaatnormering met gehalveerde kunstmestgiftten

SE	bodemgebruik	Gt	SE	1990	1995	2000	2005	2010
10	gras	V*	10	6	30	50	72	79
19	gras	VII	19	89	146	173	190	200
21	gras	VI	21	22	79	118	124	127
23	gras	VI	23	55	120	158	166	175
24	gras	V	24	3	19	26	31	36
25	gras	VI	25	1	12	19	24	27
28	gras	VI	28	126	188	217	223	230