

**BUFFERZONES TEGEN NITRAATINSPOELING IN BEEKDALEN:
EEN METHODE OM DE LIGGING EN BREEDTE VAST TE STELLEN**

P.I. Adriaanse en R.H. Kemmers

RAPPORT 27

**INSTITUUT VOOR CULTUURTECHNIEK EN WATERHUISHOUDING (ICW)
POSTBUS 35, 6700 AA WAGENINGEN 1988**

291817

Dit onderzoek is mede gefinancierd door de Provincie Noord-Brabant

Copyright© 1988
Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding
Postbus 35, 6700 AA Wageningen
Tel. 08370-19100

ISSN 0921-089X

VOORWOORD

Per brief van 6 augustus 1986 werd door de provincie Noord-Brabant aan het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding de opdracht verstrekt voor het ontwikkelen van een methodiek voor aanwijzing en begrenzing van bufferzones rond beekdalen met natuurwetenschappelijke waarden. Door de Provincie werden hiertoe financiële middelen verstrekt.

Voor het begeleiden van het onderzoek werd een commissie ingesteld waarin de volgende personen zitting namen:

- ir. J.F. Geijsels (voorzitter)
Hoofd bureau bodembescherming provincie Noord-Brabant
 - drs. A.B.M. Boezeman (secretaris)
Bureau bodembescherming Noord-Brabant
 - ir. M. in 't Veld (plv. secretaris)
Bureau bodembescherming Noord-Brabant
 - ir. G.R. Kant
Bureau grondwater Noord-Brabant
 - drs. D.W.H. Joanknecht
Dienst RNV Noord-Brabant
 - ing. W. van der Meer
Landinrichtingsdienst Noord-Brabant
 - drs. H. Joosten
Consulentschap Natuur, Milieu en Faunabeheer
 - ir. P.J. de Bruijn
Secretaris Technische Commissie Bodembescherming
 - ing. J.W.M. Elshof
Gewestelijke Raad Landbouwschap
 - J. van Lankvelt
Agrariër uit het studiegebied
 - dr. J. Hoeks
Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding
 - drs. R.H. Kemmers
Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding
-

Voor de uitvoering van het onderzoek werd mevrouw P.I. Adriaanse in tijdelijke dienst aangesteld op het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. De projectleiding berustte bij R.H. Kemmers.

De bijdragen van de begeleidingscommissie in de discussies en de kritische wijze waarop het onderzoek werd gevolgd zijn in hoge mate door de uitvoerders van het onderzoek gewaardeerd.

De heren P. Groenendijk, P.C. Jansen, J.G. Kroes en P.E.V. van Walsum van het ICW hebben op verschillende onderdelen bijgedragen aan de studie, waarvoor veel dank verschuldigd is. De heren P.J.T. van Bakel en J.H.A.M. Steenvoorden worden bedankt voor hun deskundige adviezen.

INHOUD

IN KORT BESTEK	1
1. INLEIDING	2
2. ALGEMENE OPZET METHODIEK	4
3. GEBIEDSBESCHRIJVING	7
3.1 Geohydrologie	7
3.2 Bodemkundige toestand	9
3.3 Topografie	10
3.4 Waterhuishoudkundige toestand	10
3.5 Weersgegevens	11
3.6 Bodemgebruik	11
3.7 Mestproduktie	12
3.8 Locatie waardevolle gebieden	13
4. LIGGING TRANSSECTEN	15
5. MODELLERING LOKALE WATERHUISHOUDING	18
5.1 Modelconcept	18
5.2 Invoergegevens	20
5.3 Calibratie	26
5.4 Resultaten	27
5.5 Gevoeligheidsanalyse	30
6. MODELLERING REGIONALE WATERHUISHOUDING	31
6.1 Modelconcept	31
6.2 Invoergegevens	32
6.3 Calibratie	34
6.4 Resultaten	34
6.5 Gevoeligheidsanalyse	37
7. MODELLERING LOKALE STIKSTOFHUISHOUDING	41
7.1 Modelconcept	41
7.2 Invoergegevens	45
7.3 Calibratie	51
7.4 Resultaten	53
7.5 Gevoeligheidsanalyse	62
8. DENITRIFICATIE IN DE VERZADIGDE ZONE	63
8.1 Inleiding	63
8.2 Denitrificatie van de Nuenengroep	64
8.3 Waterkwaliteitsmetingen	67

9. ADDITIONELE BRONNEN VAN EUTROFIËRING	72
9.1 Inundatie beken	72
9.2 Atmosferische depositie	75
9.3 Overzicht van eutrofiëringsbronnen	75
10. NORMEN EN TOLERANTIES VAN VEGETATIES	77
10.1 Normen en toleranties voor stikstof	77
11. OMVANG BUFFERZONES TEGEN NITRAATINSPOELING	79
11.1 Inleiding	79
11.2 Bepaling bufferzones langs de transsecten	79
11.3 Bepaling bufferzones buiten de transsecten	82
11.4 Omvang bufferzones in het studiegebied	86
12. AANBEVELINGEN VOOR VERVOLGONDERZOEK	90
LITERATUUR	94
BIJLAGEN	

IN KORT BESTEK

Op het ICW is een methodiek ontwikkeld om bufferzones rondom beekdalen met natuurwetenschappelijke waarden aan te wijzen en te begrenzen. Bufferzones dienen waardevolle beekdalen te beschermen tegen inspoeling van nitraat via het grondwater afkomstig van hoger gelegen landbouwgronden. Andere stoffen dan stikstof zijn niet in beschouwing genomen. De methodiek is erop gebaseerd dat zoveel mogelijk gebruik kan worden gemaakt van bestaande gegevens. De methodiek is ontwikkeld in een studiegebied ten noorden van Nuenen, dat vlak bij Eindhoven is gelegen.

Een beschrijving van de lokale en regionale grondwaterstroming en het stoffentransport vormt de basis van de ontwikkelde methodiek. Deze wordt bepaald 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 zijn met behulp van modellen bepaald.

Bodemtypen, eventueel onderverdeeld naar bodemgebruiksvorm of grondwatertrap vormen de basiseenheden voor de simulatieberekeningen. De lokale waterhuishouding is berekend met het model WATBAL en de regionale grondwaterstroming met het model STRELIN. Het model ANIMO is toegepast om de lokale stikstofhuishouding te bepalen, waarna op analytische wijze de denitrificatie in de ondergrond is berekend. Met behulp van de berekeningsresultaten is vervolgens de omvang van de bufferzones vastgesteld.

De ontwikkelde methodiek toont aan dat de breedte van de bufferzones sterk afhankelijk is van het organische-stof gehalte in de ondergrond en de geohydrologische gesteldheid. Uitgaande van het maximale niveau van nitraatuitspoeling bij bemesting volgens de vier fasen van de fosfaatnormering tot het jaar 2010 is afhankelijk van het bodemgebruik en bij een organische-stof gehalte van 0.4 % in de ondergrond van het studiegebied een periode van 1, 2 of 3 jaar nodig voor volledige denitrificatie van het uitgespoelde nitraat. Bij de toegepaste geohydrologische schematisatie varieert de afstand die het grondwater in deze periode aflegt van 10 tot 130 meter. In het studiegebied kunnen aldus bufferzones van circa 10 tot 130 meter breedte verhinderen dat er nitraat via het grondwater inspoelt in de waardevolle beekdalen.

1 . INLEIDING

In het kader van de Regeling Bodembeschermingsgebieden van de Wet Bodembescherming is de provinciale overheid verplicht een intentieprogramma op te stellen waarin wordt vastgelegd welke gebieden in aanmerking komen voor aanwijzing als bodembeschermingsgebied. In totaal worden door de provincie Noord-Brabant zes categorieën bodembeschermingsgebieden onderscheiden. Een categorie betreft gebieden die grenzen aan beekdaltrajecten met een natuurwetenschappelijk waardevol ecosysteem. Deze gebieden, bufferzones genoemd, kunnen een belangrijke bescherming bieden tegen allerlei vormen van aantasting van het betrokken natuurgebied. In Noord-Brabant wordt een groot aantal waardevolle gebieden door invloeden van buitenaf bedreigd. Voorbeelden hiervan zijn ongewenste hydrologische effecten ten gevolge van ontwatering of grondwateronttrekking en de toevoer van nutriënten via grond- en oppervlaktewater vanuit hoger gelegen bemeste landbouwgronden. Bestaande regelingen schieten te kort om effectieve beschermende maatregelen te treffen (LAYENDECKER, 1982). Daar er in Noord-Brabant sprake is van een intensieve bemesting van landbouwgrond, is te voorzien dat bufferzones een van de belangrijkste categorieën bodembeschermingsgebieden in Noord-Brabant zullen zijn. Inzicht is nodig in de aard en de omvang van deze bufferzones. Momenteel ontbreekt een geschikte methodiek voor de aanwijzing en begrenzing van bufferzones.

Op verzoek van de provincie Noord-Brabant is een onderzoek uitgevoerd met als doelstelling een methodiek te ontwikkelen voor de aanwijzing en begrenzing van bufferzones. Het onderzoek diende zich te richten op de bescherming van waardevolle beekdalen tegen inspoeling van stikstof via het grondwater afkomstig van hoger gelegen landbouwgronden en tegen effecten van landbouwkundige ontwatering. Dit laatste aspect is slechts ten dele aan bod gekomen en zal in een vervolgonderzoek worden behandeld. Met de methodiek moeten de effecten van maatregelen in het potentiële beschermingsgebied op de waterhuishouding en de waterkwaliteit van het natuurgebied kunnen worden gekwantificeerd. Er diende gestreefd te worden naar de ontwikkeling van een eenvoudige methodiek, waarbij zoveel mogelijk gebruik kan worden gemaakt van bestaande gegevens. De methodiek is ontwikkeld in een proefgebied waarin de voorlopig begrensde relatienotagebieden Nuenens

Broek, Hooidonk en Breugelse Beemden zijn gelegen. In alle drie gebieden komen waardevolle beekdaltrajecten voor. De definitieve begrenzing van deze relatienotagebieden zal mede gebaseerd kunnen worden op de resultaten van het bufferzone-onderzoek in deze gebieden.

Daar in opdracht van de Provincie elders een methodiek wordt ontwikkeld in het kader van de Regeling Fosfaatverzadigde gronden is in dit onderzoek de aandacht vooral op stikstofcomponenten gericht.

Naast aantasting van natuurwaarden door de eerder genoemde bedreigingen kunnen in beekdalen ook effecten van overstroming van de madelanden door geeutrofieerd oppervlaktewater een bedreiging vormen. Maatregelen om deze effecten te voorkomen, kunnen slechts ten dele via het bodembeschermingsbeleid worden verwezenlijkt. De Provincie kan dit aspect van het bodembeschermingsbeleid slechts uitwerken door dit af te stemmen op het waterkwaliteitsbeleid. In het onderzoek is dit aspect slechts summier beschouwd, de orde van grootte van deze eutrofiëringsbron is aangegeven en vervolgens vergeleken met de eutrofiëring via aanvoer van meststoffen met het grondwater. Als derde bron van eutrofiëring is de aanvoer van stikstofcomponenten via atmosferische depositie als randvoorwaarde meegenomen. Aan deze problematiek wordt door de Provincie in een apart onderzoek aandacht besteed.

2. ALGEMENE OPZET METHODIEK

De ontwikkelde methodiek voor de bepaling van bufferzones is gebaseerd op een analyse van het lokale en regionale grondwater- en stoffentransport in een verticale dwarsdoorsnede door het landschap. De ligging van de transsecten is gebaseerd op de stroomrichting van het grondwater vanaf de waterscheiding naar het waardevolle gebied in het beekdal. Het transsect doorsnijdt daarbij verschillende bodemtypen die karakteristiek zijn voor de sequentie van hoge naar lage gronden.

De methodiek kent een viertal fasen.

1. Gebiedsbeschrijving met behulp van basisgegevens.
2. Balansberekeningen van de waterhuishouding en de stikstofhuishouding met behulp van modellen.
3. Berekening van de breedte van de bufferzones.
4. Vereenvoudigingen.

1. Gebiedsbeschrijving

De eerste fase bestaat uit het verzamelen van benodigde basisgegevens en de interpretatie hiervan. Deze gegevens dienen gemakkelijk te kunnen worden verkregen en er dient zo weinig mogelijk aanvullend veldwerk te worden verricht. Deze basisgegevens zijn van belang voor de beschrijving van de bodemkundige, hydrologische en geohydrologische eigenschappen van het gebied. Op grond van deze gegevens worden de transsecten in het gebied gekozen. Tevens leveren ze een gedeelte van de invoergegevens voor modelberekeningen in fase twee. Om enkele rekenresultaten van de ontwikkelde methodiek te toetsen, zijn een aantal veldgegevens verzameld.

2. Balansberekeningen

De tweede fase betreft balansberekeningen op basis waarvan de waterhuishouding, de grondwaterstroming en de stikstofhuishouding gesimuleerd kunnen worden. Omdat bij de bodemgenese de waterhuishouding in onze klimaatsomstandigheden een dominerende rol speelt (JENNY, 1946; KEMMERS, 1986), vormen bodemtypen een goede begrenzing voor waterhuishoudkundig homogene eenheden. Bodemtypen die op een schaal 1:50 000 worden onderscheiden, zijn als basiseenheid voor de simulatieberekeningen gebruikt. Met behulp van de simulatiemodellen kunnen uitgangssituaties en effecten van beschermingsmaatregelen worden doorgerekend.

Per bodemtype worden waterbalansberekeningen uitgevoerd voor de onverzadigde zone met het model WATBAL. Dergelijke berekeningen geven aan hoeveel water naar de verschillende drainagestelsels wordt afgevoerd en naar de ondergrond wegzijgt of naar de bovengrond opkwelt.

Met behulp van geohydrologische basisgegevens over watervoerende en waterscheidende lagen wordt voor een stationaire situatie berekend langs welke stroombanen het geïnfiltreerde water via de verzadigde zone naar het beekdal stroomt en welke reistijden daarbij optreden. Deze berekeningen worden uitgevoerd met het model STRELIN. Langs het transsect worden jaarzones begrensd die aangeven binnen hoeveel jaren het grondwater na infiltratie het beekdal binnenstroomt. Aldus ontstaan vanaf het beekdal langs het transsect zones met oplopende verblijftijd.

Uit een analyse van de veedichtheden in de regio wordt de mestproductie berekend in termen van stikstof. Rekening houdend met het bodemgebruik en de bijbehorende bemestingsniveaus wordt per bodemtype langs het transsect een stikstofbalans opgesteld met het model ANIMO. Hierbij worden omzettingprocessen in de bodem zoals mineralisatie en denitrificatie in afhankelijkheid van bodemtype en waterhuishoudkundige omstandigheden in beschouwing genomen. Ook de atmosferische depositie wordt beschouwd. Met deze berekeningen kan de nitraatuitspoeling naar het freatisch grondwater worden gekwantificeerd.

In de verzadigde zone vindt tijdens het grondwatertransport denitrificatie plaats van het nitraat in het grondwater. De denitrificatiesnelheid is afhankelijk van het organische-stofgehalte van het doorstroomde pakket. De denitrificatiesnelheid wordt vervolgens berekend. In een aantal gevallen zijn de basisgegevens tevens gebruikt om modelberekeningen te toetsen.

3. Berekening bufferbreedte

In de derde fase wordt met behulp van de resultaten van de modelberekeningen uit de tweede fase de omvang van de bufferzone vastgesteld. Hiertoe moet de tolerantie van de vegetatie in het beekdal tegen stikstofverrijking bekend zijn. Deze normen worden geformuleerd.

Voor het bepalen van de breedte van de bufferzone wordt uitgegaan van de nitraatvracht, die volgens de modelberekeningen uitspoelt in een van de vier fasen van de gefaseerde fosfaatnormering uit het Besluit Gebruik dierlijke meststoffen. Het gaat dan om die fase uit de toekomst waarin de uitspoeling het hoogst is. Vervolgens wordt berekend welke verblijftijd het nitraathoudende grondwater nodig heeft voordat via denitrificatie het

gewenste nitraatniveau voor de vegetatie is bereikt. De bufferzone beslaat dan de jaarzone die overeenkomt met het benodigde aantal jaren voor denitrificatie tot het gewenste nitraatniveau. Buiten deze zone zijn geen beperkende maatregelen ten aanzien van het bemestingsniveau nodig.

Binnen de bufferzone kan door terug te rekenen vanuit de vegetatienorm voor stikstof, aangegeven worden welke nitraatuitspoeling in de zones met geringere verblijftijden nog juist acceptabel is. Op deze manier kunnen binnen de bufferzone enkele gradaties in mestbeperkende maatregelen worden aangegeven. Deze beperkingen zullen in de richting van het beekdal stringenter worden.

4. Vereenvoudiging

In de vierde fase wordt aangegeven wanneer en op welke wijze aan de hand van de modelberekeningen vereenvoudigde relaties tussen invoergegevens en rekenresultaten afgeleid kunnen worden. Deze relaties kunnen als vuistregels worden gebruikt ter vereenvoudiging van de methode voor toepassing op praktijkschaal. De vuistregels konden binnen de termijn van de onderzoeksopdracht nog niet op hun geldigheid buiten het studiegebied worden getoetst. Het aspect van de vereenvoudiging van de methodiek behoeft dan ook nog nadere aandacht.

3. GEBIEDSBESCHRIJVING

In dit hoofdstuk zal worden aangegeven welke gegevens nodig zijn om het gebied te karakteriseren in termen van onder andere geohydrologie, bodem- en waterhuishoudkundige toestand, bodemgebruik en bemestingsniveau. Een aantal van deze gegevens zijn nodig om de ligging van de transsecten te kunnen bepalen. Verschillende andere gedeelten van deze informatie zijn in een latere fase nodig als invoergegevens voor modelberekeningen. Bij de behandeling van deze modellen wordt ingegaan op de meer specifieke invulling van bepaalde parameterwaarden en variabelen met behulp van de basisgegevens.

3.1. GEOHYDROLOGIE

Er zijn twee grondwaterkaarten waarop het studiegebied voorkomt (LEKAHENA, 1972; 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.

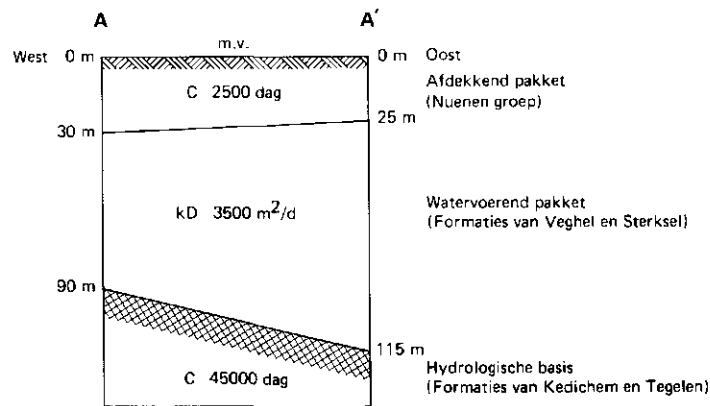


Fig. 1. Geohydrologisch profiel van een west-oost doorsnede (A-A') van het studiegebied ten noorden van Nuenen. De ligging van de doorsnede is in fig. 2 aangegeven

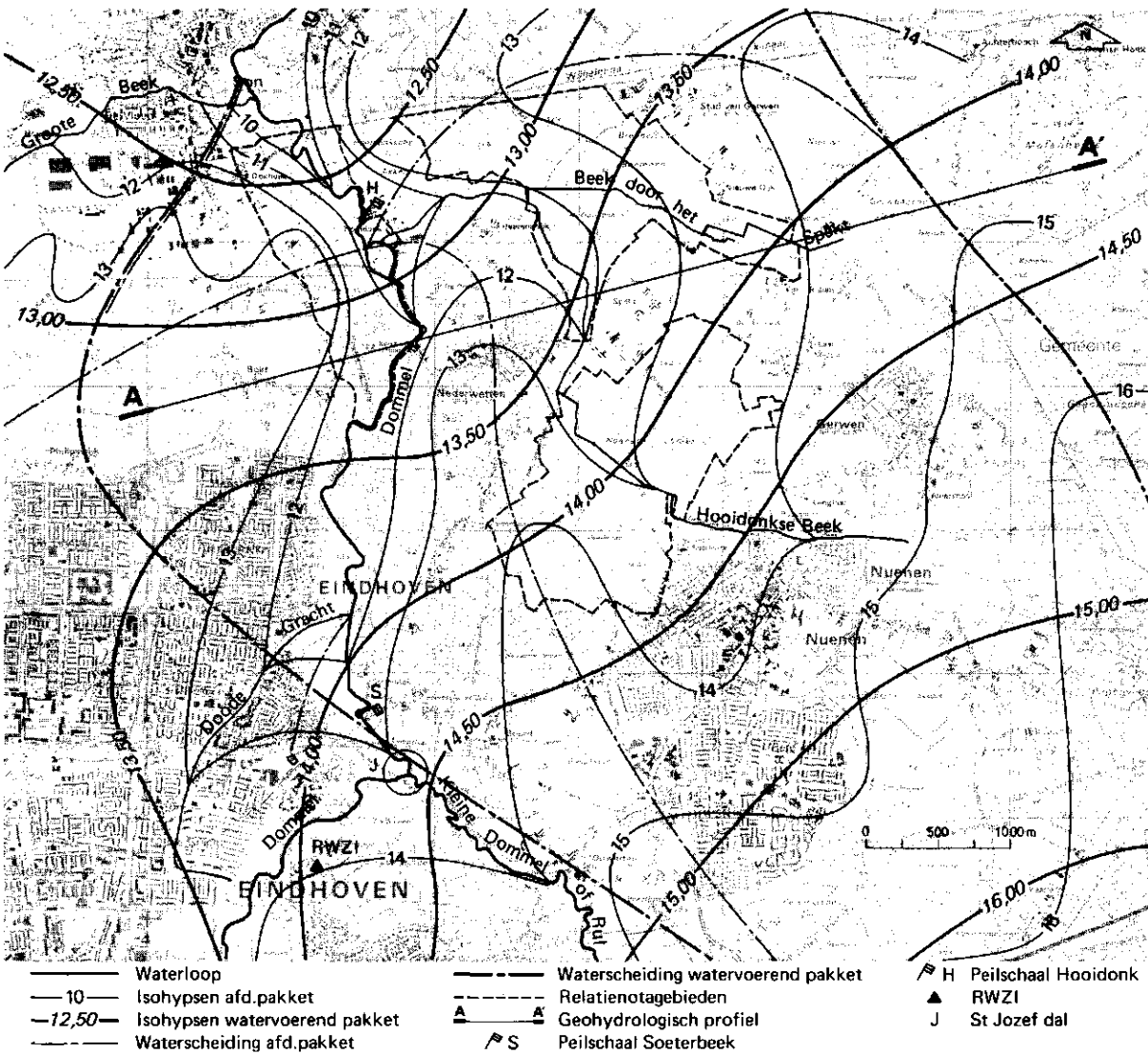


Fig. 2. Isohypsensverloop van het afdekkend pakket en het watervoerend pakket voor het studiegebied in augustus 1971. Waterscheidingen voor het afdekkend pakket en het watervoerend pakket zijn aangegeven. De overheersende stroomrichtingen in het watervoerende en afdekkende pakket staan over het algemeen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

3.2. BODEMKUNDIGE TOESTAND

Voor de bodemkundige informatie is uitgegaan van de bodemkaart schaal 1:50 000 van kaartblad 51 Oost (STIBOKA, 1981).

Hieraan is informatie ontleend over:

- verspreiding bodemtypen in het studiegebied;
- geometrie van de verschillende bodemtypen voor de schematisatie van het bodemprofiel voor de modelberekeningen;
- bodemfysische en -chemische eigenschappen zoals textuur, organische-stofgehalte en bodemzuurgraad.

Informatie over bodemvocht- en doorlatendheidskarakteristieken van de verschillende bodemtypen is gebaseerd op de Staringreeks (WÖSTEN et al., 1987). Bij de opstelling van de Staringreeks wordt aangesloten bij de textuurterminologie van het systeem van bodemclassificatie voor Nederland (DE BAKKER en SCHELLING, 1984). Hierdoor is de Staringreeks gekoppeld aan de bodemkaart, schaal 1:50 000. In de Staringreeks worden boven- en ondergronden onderscheiden. 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	Velpodzolgrond	leemarm en zwak lemig fijn zand
4	Hn23	Veldpodzolgrond	lemig fijn zand
5	cHn23	Laarpodzol	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

3.3. TOPOGRAFIE

De rekeneenheid voor het model WATBAL is een zgn. simulatie-eenheid. Dit is een bodemtype dat eventueel onderverdeeld is naar verschillende grondwatertrappen en bodemgebruiksvormen. Voor het model WATBAL is de maaiveldshoogte nodig in verband met de ligging ten opzichte van de verschillende ontwateringsmiddelen. Met behulp van de hoogtepuntenkaart (TOPOGRAFISCHE DIENST, 1962, schaal 1:10 000) en gegevens omtrent afgravingen van het Waterschap 'De Dommel' is voor iedere simulatie-eenheid een gemiddelde maaiveldshoogte bepaald.

3.4. WATERHUISHOUDKUNDIGE TOESTAND

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). Deze gegevens zijn nodig voor de waterbalansberekeningen. 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 de volgende benodigde informatie worden afgeleid:

- waterlopen cq. drainagestelsels van de tweede, derde en vierde orde;
- dichtheid waterlopen van de verschillende orden.

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.

Als eerste orde drainagestelsel wordt beschouwd de kwel of wegzijging tussen het freatische grondwater en het diepe grondwater. Als tweede orde drainagestelsel worden beken beschouwd die in de zomerperiode nog een drainerende werking hebben volgens het isohypsenpatroon (schaal 1:50 000). Perceelssloten waarvan het drainerende effect niet uit het zomerisohypsenpatroon is af te lezen worden als derde of vierde orde drainagestelsel beschouwd.

3.5. WEERSGEGEVENS

Voor de waterbalansberekeningen met het model WATBAL zijn gegevens nodig over open-waterverdamping en neerslag. De in het studiegebied opgetreden weersomstandigheden worden voor wat betreft de open-waterverdamping het dichtst benaderd door gegevens van het weerstation Gemert, dat circa 20 km ten noordoosten van het gebied is gelegen. Voor de neerslag zijn gegevens van het naastgelegen station Eindhoven gebruikt. De weersgegevens zijn in de vorm van decadesommen ontleend aan de maandoverzichten van het KNMI, daar de modelberekeningen op basis van tijdstappen van tien dagen zijn gebeurd.

3.6. BODEMGEBRUIK

Het studiegebied valt vrijwel geheel binnen de gemeente Nuenen zodat cijfers omtrent het bodemgebruik in deze gemeente als representatief voor het studiegebied kunnen worden beschouwd. Aan de regio-set van het Landbouw-Economisch Instituut (LEI) voor 1984 is het areaal van de verschillende vormen van bodemgebruik ontleend (Tabel 2). Op grond van deze cijfers is het bodemgebruik voor de modelberekeningen geschematiseerd tot grasland en bouwland met mais. Een derde bodemgebruiksvorm die niet in de regio-set tot uitdrukking komt is bos/heide.

Informatie over de ruimtelijke verspreiding van de verschillende bodemgebruiksvormen kan worden verkregen uit een combinatie van topografische kaarten, bodemkaarten en veldbezoeken. Deze verspreiding is van belang voor de modelberekeningen. Oude bouwlanden met dikke plaggendecken volgens de bodemkaart zijn ook op de topografische kaarten te herkennen. Deze bouwlanden zijn over het algemeen bebouwd met mais. Natte gronden liggen meestal in gras wat ook op de topografische kaarten is waar te nemen. Gronden die

Tabel 2. Gebruik van de cultuurgrond in ha volgens de regio-set Nuenen voor het jaar 1984

Bouwland				Tuinbouw	Grasland	Totaal
granen	aardappelen	bieten	mais			
5	4	9	349	41	1004	1413

volgens de topografische kaart in gras liggen kunnen recentelijk met mais bebouwd zijn. Oriënterend veldbezoek is nodig om hierover uitsluitel te verkrijgen. Ook kan belangrijke informatie worden verkregen uit remote sensingbeelden.

In het geval dat meer bodemgebruiksvormen binnen een bodemeenheid voorkomen wordt die bodemgebruiksvorm toegekend die in ruimtebeslag overheerst.

Indien het ruimtebeslag gelijk is wordt de bodemeenheid ten behoeve van de modelberekeningen in tweeën gesplitst.

In bijlage 2 is het geschematiseerde bodemgebruik van de simulatie-eenheden weergegeven, zoals dit voor de modelberekeningen is toegepast. Ook de ligging van de simulatie-eenheden in het studiegebied is in deze bijlage aangegeven.

3.7. MESTPRODUKTIE

Om een schatting te kunnen maken van de bemestingsniveaus die worden toegepast bij de verschillende vormen van bodemgebruik is gebruik gemaakt van een door het (LEI) opgestelde regiozet. Deze regiozet voor de landinrichtingsaanvraag voor het gebied Nuenen is gebaseerd op metellingen van het CBS. De regiozet levert informatie over:

- arealen grondgebruiksvormen;
- aantal rundvee-eenheden;
- aantal mestkalveren;
- aantal mest- en fokvarkens;
- hoeveelheden pluimvee.

Voor de mestproduktie per diersoort op jaarbasis wordt aangesloten bij de cijfers die voor de Peelstudie zijn toegepast (WERKGROEP OPTIMALISERING REGIONAAL WATERBEHEER, 1988). Over de gehalten aan stikstof in de verschillende soorten mest bestaat geen eenduidigheid. Ook hier is uitgegaan van de gebruikte cijfers in de Peelstudie (WIJNANDS en LUESINK, 1985; WERKGROEP OPTIMALISERING REGIONAAL WATERBEHEER, 1988). In Tabel 3 wordt een overzicht gegeven.

Voor de berekening van de huidige uitspoeling van stikstof met het model ANIMO zijn gegevens nodig die een globaal beeld verschaffen van het historisch verloop in het mestgebruik en in de arealen grondgebruiksvormen in de regio. Hiertoe is gebruik gemaakt van CBS-gegevens over bodemgebruik en

Tabel 3. Aantal dieren, mestproduktie per dier, stikstofgehalte per mest-type en stikstofproduktie per diersoort per jaar in het gebied ten noorden van Nuenen, waarvoor een aanvraag tot landinrichting is ingediend (periode 1983-1985)

Diersoort	Aantal	Mestproduktie kg.dier ⁻¹ .jr ⁻¹	N-gehalte kg.(ton mest)-1	N-produktie kg.jr ⁻¹
Runderen	3 879	20 000	4.4	341 400
Mestkalveren	351	3 000	3.0	3 159
Fokvarkens	4 767	5 000	3.9	92 960
Mestvarkens	18 065	1 600	5.5	159 000
Pluimvee	-	-	-	-

aantal stuks vee in de gemeente Nuenen vanaf 1960.

Gegevens over afvoer van mestoverschotten zijn verstrekt door de Stichting Brabantse Mestbank. Voor mesttransporten naar of vanuit omringende gemeenten is verondersteld dat deze met elkaar in evenwicht zijn.

3.8. LOCATIE WAARDEVOLLE GEBIEDEN

Voordat de ligging van de transecten kan worden vastgesteld, moet bekend zijn waar vegetaties voorkomen die beschermd moeten worden tegen invloeden van ontwatering of stikstofverrijking. Deze vegetaties kunnen zijn gelegen in toekomstige relatienota-gebieden of in gebieden met een reeds beschermde status. Voor zover het om in de toekomst te beschermen gebieden gaat moet de aanwijzing daarvan door de beleidsinstanties geschieden. In Fig. 3 is het voorkomen van de te beschermen gebieden aangegeven.

Naast de locatie moet ook de aard van de vegetatie bekend zijn. Hiertoe kan gebruik worden gemaakt van soortsinventarisaties, waaruit indicaties over de vochtigheidsgraad en de trofiegraad kunnen worden verkregen. Indien soortsinindicaties onduidelijk zijn of ontbreken kan worden afgegaan op bodemkundige informatie uit de bodemkaart 1:50 000.

Minerale gronden zoals beekoord-, gooreerd- en veldpodzolgronden mogen verondersteld worden een schrale begroeiing te bezitten. Vegetaties op moerige en venige gronden in beekdalsituaties hebben een rijker karakter (KEMMERS, 1986). Grondwatertrappen geven een indicatie over de vochtigheidsgraad.

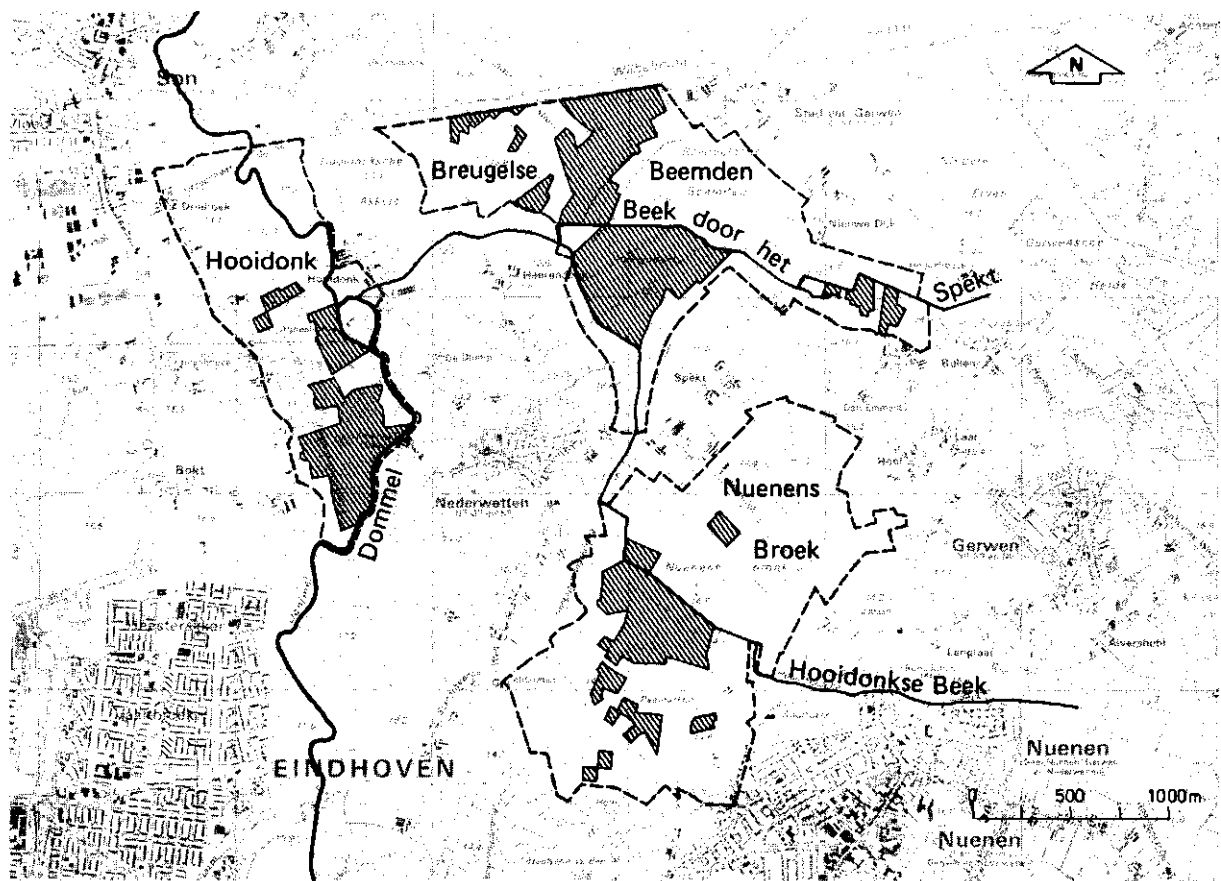


Fig. 3. Ligging van de waardevolle gebieden binnen de voorlopig begrensde relatienotagebieden Hooidonk, Breugelse Beemden en Nuenens Broek

4. LIGGING TRANSSECTEN

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

- 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);
- locatie van de waardevolle gebieden.

De richtlijn om de ligging van de transsecten in het gebied vast te stellen is, dat het transsect de stroomrichting van het freatisch grondwater naar het beekdal zo goed mogelijk moet volgen en daarbij het waardevolle gebied moet 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 doorgaands een tijdelijk en lokaal karakter. In combinatie met een Waterstaatskaart kunnen uit het isohypsepatroon 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 transsect verloopt 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 transsect kan worden verkregen uit de bodemkaart. In een stroomgebied is veelal een natuurlijke sequentie van hoge minerale gronden met inzigging naar lage minerale of venige gronden met kwel te verwachten (KEMMERS, 1986). Dit is de opeenvolging van laarpodzolen, veldpodzolen, beekeerden, gooreerden en madeveengronden, al dan niet met verbijzonderingen als kleidekken, zanddekken of plaggendecken. In het transsect zal een dergelijke sequentie veelal terug te vinden moeten zijn.

De uitwerking van de richtlijn voor het vaststellen van de transsecten in het studiegebied is weergegeven in Fig. 4.

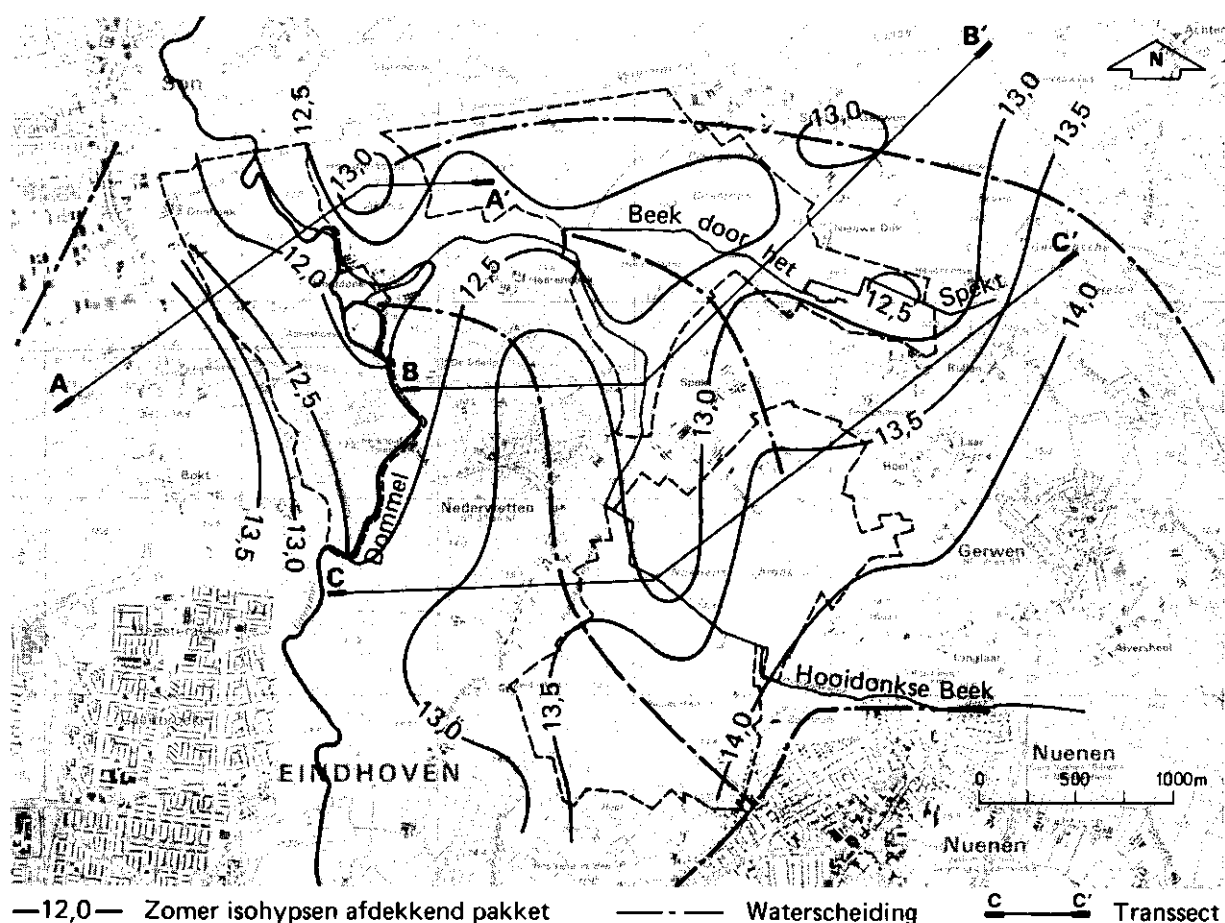


Fig. 4. De ligging van de drie transsecten in relatie tot het patroon van de zomerisohypsen, de waterscheidingen en de beken met een drainerende werking in de zomerperiode (hoofdwaterlopen);
1: Dommel; 2: Hooi donkse beek; 3: Beekje door 't Spekt

In het gebied vormen de Dommel, de Hooi donkse Beek, de beek door het Spekt en 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 transsecten gekozen, welke elk een of meerdere beekdalen met waardevolle gebieden doorsnijden.

De bodemtypen welke door de transsecten worden doorsneden zijn aangegeven in Fig. 5. Deze bodemtypen vormen de simulatie-eenheden. De omvang van de simulatie-eenheden is uit het transsect af te lezen.

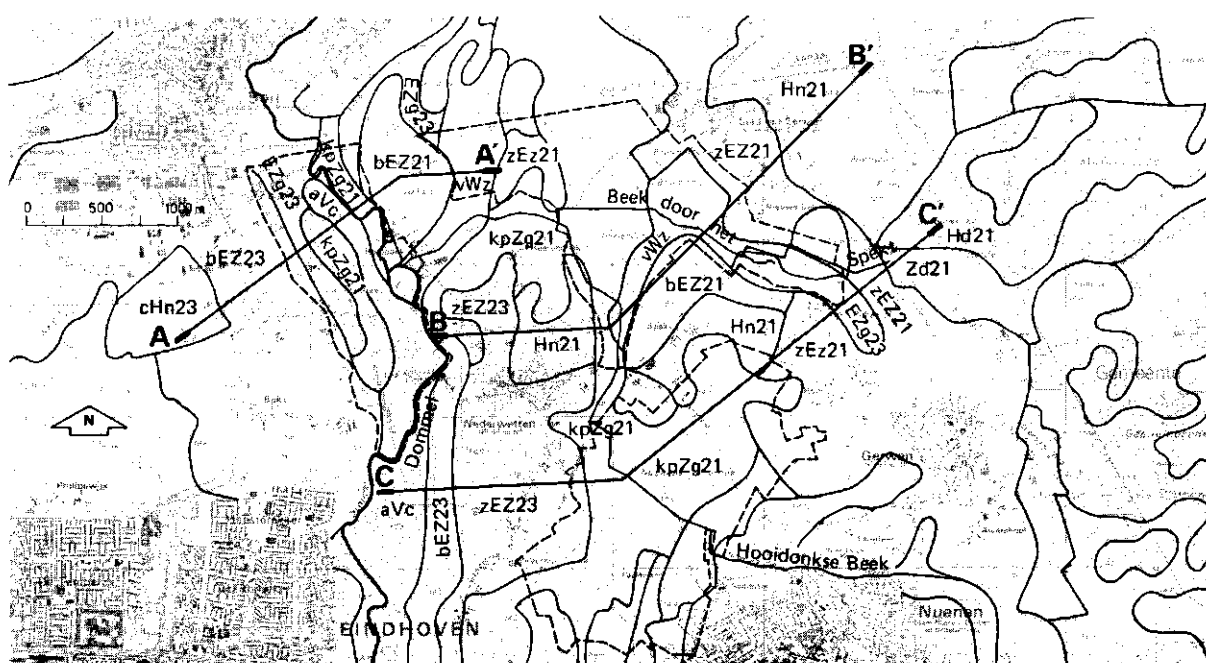


Fig. 5. De ligging van de drie transecten in relatie tot de verspreiding van de bodemtypen. Voor de codering van de bodemtypen wordt verwezen naar tabel 1

5. MODELLERING LOKALE WATERHUISHOUDING

5.1. 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 beschreven door:

$$\frac{dV}{dt} = P - E - f_t - f_d - f_r + f_c \quad (1)$$

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

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

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.

Tabel 5. Overzicht van de in de modelberekeningen toegepaste bodembedek-
kingsgraad per periode voor de verschillende bodemgebruiksvormen

Bodemgebruik	Bodembedekkingsgraad						
	1/1- 1/5	1/5- 15/5	15/5- 1/6	1/6- 1/10	1/10- 15/10	15/10- 1/11	1/11- 31/12
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

	1/1- 15/3	15/3- 1/5	1/5- 1/6	1/6- 1/7	1/7- 1/10	1/10- 10/10	10/10- 31/12
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 à 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 3 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 à 2.0 mm.d⁻¹).

Drainage-eigenschappen

Uitgangspunt bij de berekening van de drainage-eigenschappen 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. 6).

De formule is geldig voor isotrope situaties.

$$h = \frac{qL^2}{8(k_1D_1 + k_2D_2)_{\text{hor}}} + \frac{q \cdot L}{\pi \cdot k_r} \ln\left(\frac{a \cdot D_r}{u}\right) \quad (3)$$

- waarbij h = stijghoogteverschil tussen de grondwaterspiegel midden tussen de drains en het drainageniveau (m);
- q = drainageafvoerdichtheid per oppervlakte-eenheid ($\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$);
- L = drainafstand (m);
- k_r = hydraulische doorlatendheid in laag met radiale stroming ($\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$);
- D_r = dikte van laag met radiale stroming (m);
- k_1D_1 = transmissiviteit (KD-waarde) van lagen met horizontale stroming ($\text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$);
- u = natte omtrek van het drainagekanaal (m);
- a = geometriefactor voor de radiale stroming afhankelijk van de stromingscondities.

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

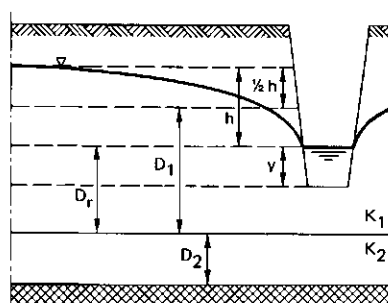


Fig. 6. Geometrie van een tweelagenprofiel met het drainagekanaal in de bovenste laag voor de vergelijking (3) volgens Ernst. Voor de betekenis van de symbolen wordt naar vergelijking (3) verwezen

$$h = h_h + h_r = q \cdot L \cdot \omega_h + q \cdot L \cdot \omega_r \quad (4)$$

met h_h = stijghoogteverschil voor horizontale stroming (m);

h_r = stijghoogteverschil voor radiale stroming (m);

qL = drainageafvoer per lengteeenheid drainagekanaal ($m^2 \cdot d^{-1}$);

ω_h = weerstand tegen horizontale stroming ($d \cdot m^{-1}$);

ω_r = weerstand tegen radiale stroming ($d \cdot m^{-1}$).

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 $45 m \cdot d^{-1}$ (transmissiviteit, $KD = 3500 m^2 \cdot d^{-1}$).

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 $0.07 m \cdot d^{-1}$ en $10 m \cdot d^{-1}$ 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 6)

Tabel 6. Rekenregels voor transformatie van stroming in anisotrope grond tot een isotrope stromingssituatie

Debieten (in $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$ of $\text{m}^2.\text{d}^{-1}$) en potentialen blijven gelijk	
De x-coördinaat wordt	: $x' = x \quad k_y/k_x$
De y-coördinaat blijft gelijk	: $y' = y$
De doorlaatfaktor wordt	: $k' = \sqrt{k_x k_y}$
Afvoerdichtheden (in $\text{m}.\text{d}^{-1}$) worden:	$q' = q/\sqrt{k_x k_y}$
In het coördinatenstelsel $x' y'$ is de stroming dan isotroop met doorlatendheid k' .	
De x respectievelijk x' -richting is de horizontale as en de y respectievelijk y' -richting de verticale as	

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

Drainagestelsels

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. 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.

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 Hooidonkse 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.

Voor de tweede en derde/vierde orden van drainagestelsels moet een radiale weerstand, een drainafstand L en een drainageniveau HD worden berekend. Voor de tweede orde betreft het gebiedsgemiddelde cijfers. De gemiddelde drainafstand is bepaald op 1850 meter. De getransformeerde gebiedsgemiddelde weerstand tegen radiale stroming bedraagt 1.45 d.m^{-1} . De weerstand tegen horizontale stroming is afhankelijk van de plaats van de simulatie-eenheid in het transsect en varieert derhalve. Voor de derde/vierde orde is per simulatie-eenheid een slootafstand en een stromingsweerstand bepaald. De slootafstanden variëren tussen 50 en 159 meter. De getransformeerde radiale stromingsweerstand varieert tussen 1.62 en 2.08 d.m^{-1} .

Fig. 7 toont op welke wijze de bodem en de drainagestelsels worden geschematiseerd voor WATBAL. Voor de precieze berekening van de drainage-eigenschappen voor de verschillende orden van drainagestelsels wordt verwezen naar ADRIAANSE (1988).

Tabel 7 toont enkele berekeningsresultaten voor de verschillende orden.

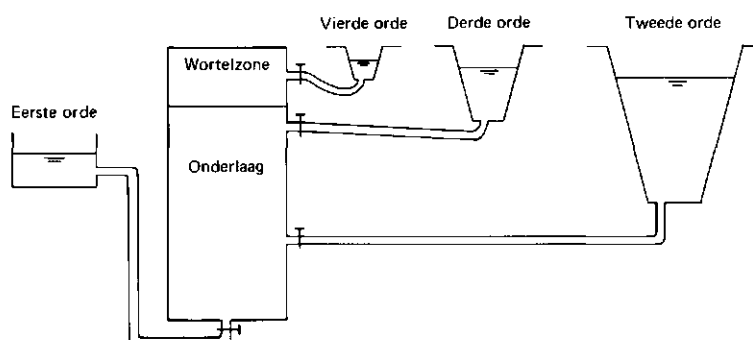


Fig. 7. Schematische voorstelling van de geometrie en drainagestelsels in het model WATBAL. Elk drainagestelsel vertegenwoordigt een drainageweerstand waardoor het niveau van de grondwaterstand wordt beïnvloed

Tabel 7. Overzicht van parameters voor de eigenschappen van de drainagestelsels van verschillende orde 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 drainageselsels zijn berekend volgens ERNST (1962)

transsect	Drainage-eigenschappen						
	eerste orde			tweede orde		derde/vierde orde	
	h_{aq} (d)	ampl (m)	RES (d)	dr.wst (d)	HD (d)	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
Hooibonk	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 in een tweelaagenprofiel, is in het model gebracht. Tevens is het model zo aangepast dat de in Tabel 4 vermelde gewasfactoren konden worden gebruikt.

5.3. 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 (zie Tabel 7), evenals het geschatte gemiddelde niveau in de perceelssloten. Deze laatste beïnvloedt weer de berekende radiale weerstand van de derde/ vierde orde.

5.4. RESULTATEN

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. De fig. 8 en 9 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.

In de simulatie-eenheid van Fig. 8 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. 9 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.

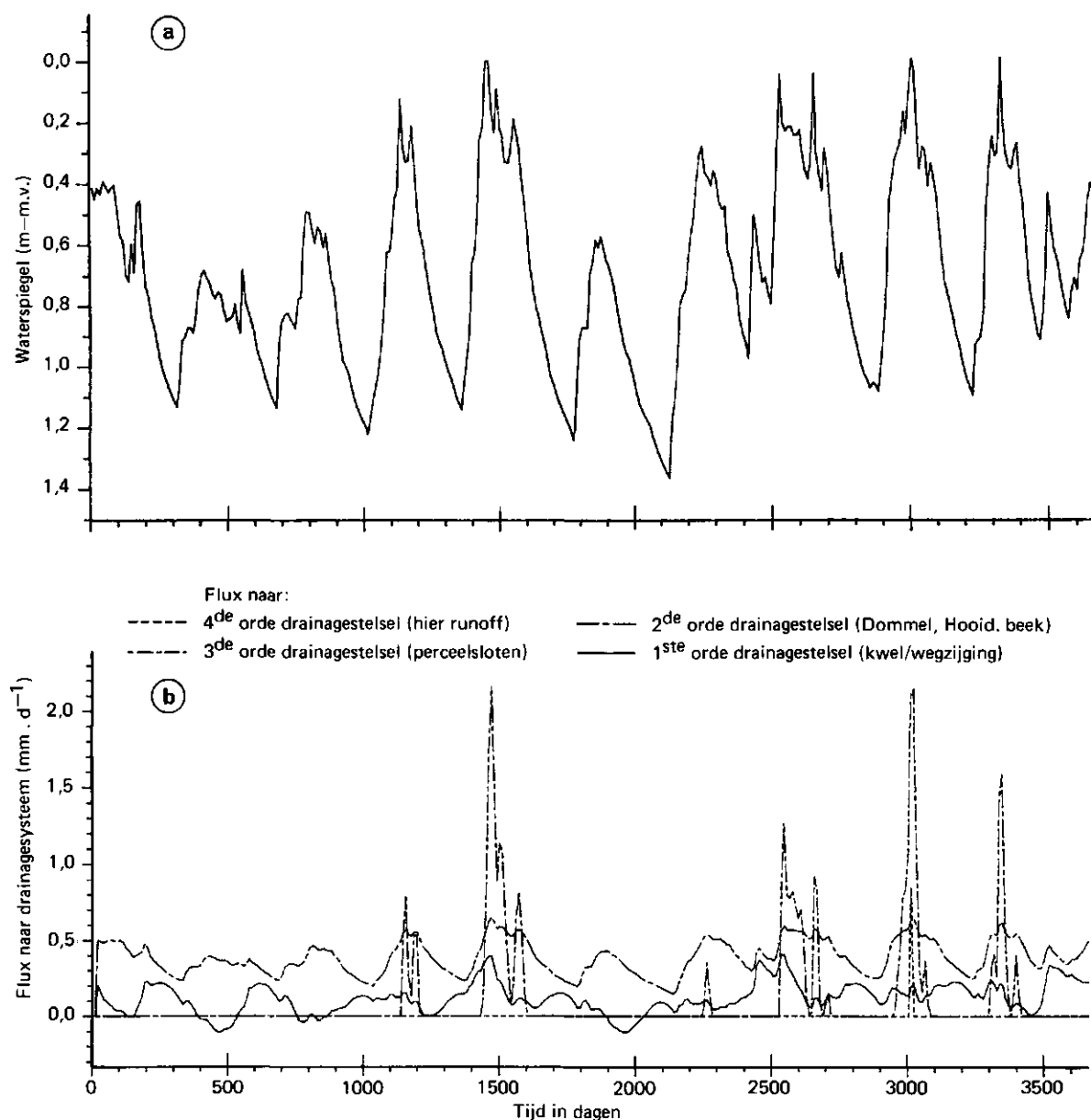


Fig. 8. Verloop van de grondwaterstand (a) en de drainagefluxen (b) voor de periode 1-1-1971 tot 1-1-1980 in een beekerdgrond met zavel- of kleidek (15 à 40 cm) en GT III begroeid met gras. De simulatie-eenheid is afkomstig uit het transsect door de Breugelse Beemden

Bijlage 4 geeft een overzicht van alle drainagefluxen door het model WATBAL berekend. Het betreft gemiddelde fluxen over de periode 1971-1980. Tevens is in deze bijlage een overzicht gegeven van de spreiding van de kwelintensiteit over de verschillende simulatie-eenheden in de transsecten.

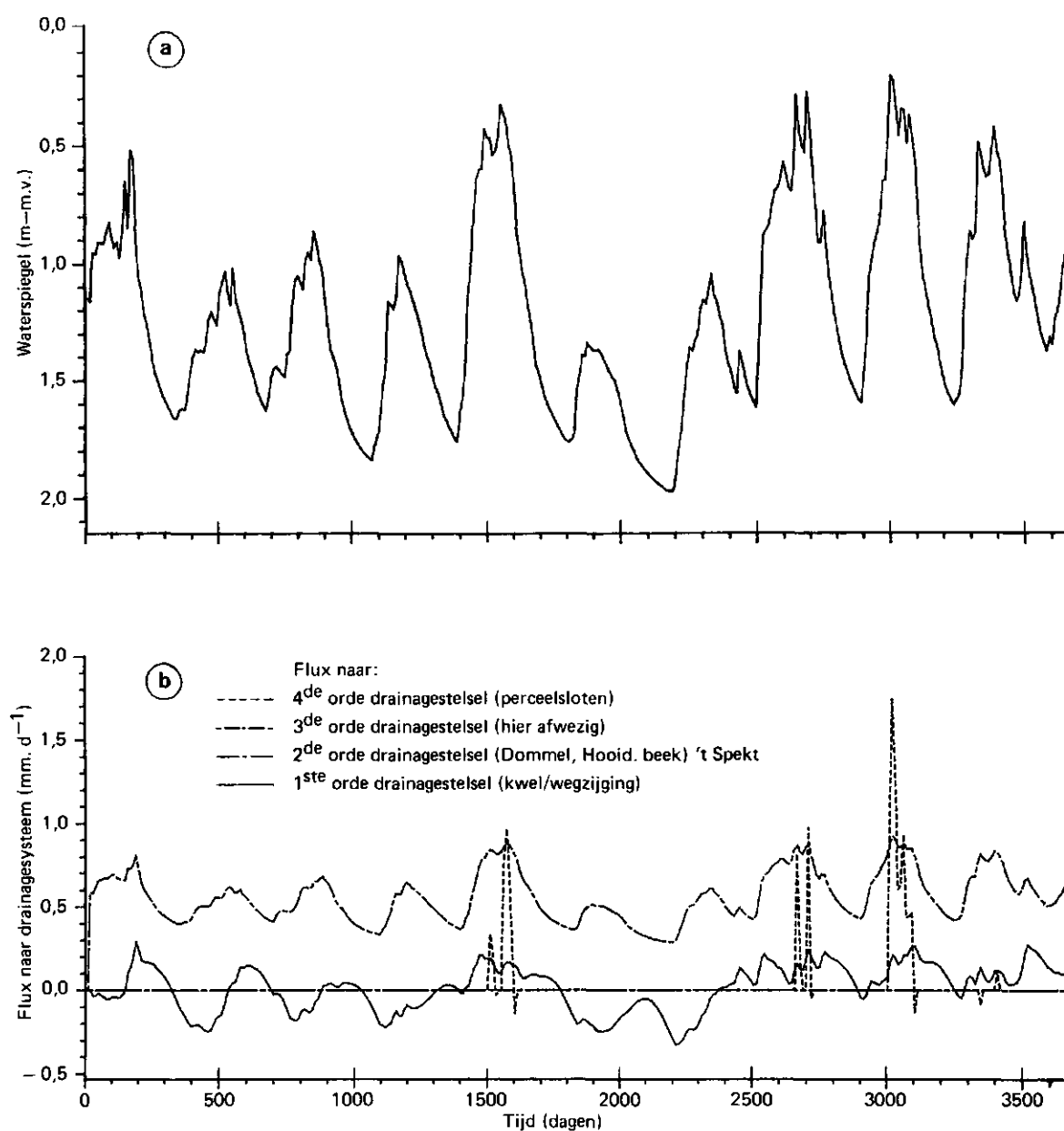


Fig. 9. Verloop van de grondwaterstand (a) en de drainagefluxen (b) voor de periode 1-1-1971 tot 1-1-1980 in een hoge zwarte enkeerdgrond met GT V begroeid met mais. De simulatie-eenheid is afkomstig uit het transect door de Breugelse Beemden

5.5. GEVOELIGHEIDSANALYSE

Bij een gevoeligheidsanalyse is het mogelijk om met de voor 1978 gecali-breerde parameters voorspellingen te doen voor andere jaren. De berekende grondwaterstand en drainagefluxen in dze jaren kunnen worden vergeleken met waarnemingen en op grond van deze vergelijking kan er eventueel een bij-stelling van een aantal parameterwaarden plaatsvinden. In het onderhavige onderzoek is dit niet gedaan. Enerzijds zijn er weinig beschikbare veld-waarnemingen, anderzijds bleek in de loop van het onderzoek dat andere fac-toren van veel groter belang zijn voor de resultaten (bijvoorbeeld de hydrogeologische schematisatie voor STRELIN (zie Par. 6.5) of het organi-sche-stofgehalte voor de berekening van de denitrificatie in de ondergrond (8.2)).

6. MODELLERING REGIONALE WATERHUIS- HOUDING

6.1. MODELCONCEPT

Om de regionale stroming te bepalen wordt gebruik gemaakt van het model STRELIN (GROENENDIJK, 1987). Dit is een model dat de grondwaterstroming in een tweedimensionale doorsnede stationair, dat wil zeggen niet veranderend met de tijd, berekent. De berekeningen zijn gebaseerd op de fluxdichtheidsvergelijking en de continuïteitsvergelijking. Het verticaal doorsneden vlak staat loodrecht op het isohypsenpatroon, dat bij benadering parallel lineair is. In de knooppunten van een netwerk dat over het vlak van de verticale doorsnede is gelegd, worden of stroomfunctie- of potentiaalfunctiewaarden op iteratieve wijze berekend (Gauss-Seidel iteratie). Aan de hand van de stroomfunctiewaarden worden stroomlijnen bepaald, waarlangs ook verblijftijden van het grondwater kunnen worden berekend. Met behulp van de potentiaalfunctiewaarden worden equipotentiaallijnen bepaald.

Invoergegevens zijn opgelegde fluxen of potentialen aan de randen, horizontale en verticale doorlatendheden en porositeiten van de cellen in het netwerk; deze bepalen de stroom- of potentiaalfunctiewaarden. Onttrekkingen of toevoegingen vinden slechts aan de randen van het systeem plaats in het model.

Het model STRELIN berekent stroomlijnen of equipotentialen in een tweedimensionaal vlak. In dit geval is dit het stroomvlak in het afdekkend pakket (Nuenengroep). Indien de stroming in het watervoerend pakket niet in hetzelfde vlak is gelegen, wat in deze studie het geval is, moet deze stroming ontbonden worden in twee componenten: een component in het beschouwde vlak en een component loodrecht op dit vlak. De verticale component in het watervoerend pakket komt overeen met de kwel of wegzijging die WATBAL voor de verschillende bodemeenheden heeft berekend. Deze wordt verondersteld in het midden van het watervoerend pakket te ontstaan of te worden opgenomen. Om een juist beeld van de grondwaterstroming te verkrijgen, zal er rekening moeten worden gehouden met de ontbrekende loodrecht op het tweedimensionale vlak staande stromingscomponent, deze bepaalt immers mede de werkelijke verplaatsingen.

In de volgende paragrafen zal het model STRELIN uitsluitend worden gebruikt om stroombanen voor het transport van stoffen te berekenen. Er is in dit onderzoek nog niet gekeken naar het effect van drainage op de grondwaterstand in naastgelegen gebieden, dit zal in een vervolgonderzoek worden uitgewerkt. Dit betekent dat de methodiek niet geschikt is om de omvang van bufferzones tegen landbouwkundige ontwikkelingen te berekenen. Wel is in Par. 6.5 nagegaan wat het effect van drainage is op het stroombanenpatroon.

6.2. INVOERGEGEVENS

De calibratie van WATBAL voor alle simulatie-eenheden heeft tot een schematisatie van de ondergrond in de volgende lagen geleid. Het afdekkend pakket, de Nuenengroep, bezit een horizontale doorlatendheid $k = 10.0 \text{ m.d}^{-1}$ en een verticale doorlatendheid $k = 0.07 \text{ m.d}^{-1}$. De totale weerstand tegen verticale stroming bleek echter 2500 dagen te zijn. Met een gemiddelde dikte van 27 m resulteert dit in een onderverdeling van de Nuenengroep in een eerste laag van circa 25 m dik met de bovengenoemde doorlatendheden boven een tweede laagje van circa 2 m dik met een (homogene) doorlatendheid $k = 0.001 \text{ m.d}^{-1}$. Op de aanwezigheid van een scheidende laag op deze diepte wijzen ook enkele gemeten waterkwaliteitsparameters (zie Par.8.3). Dit tweede laagje scheidt het watervoerende deel van de Nuenengroep van het tweede watervoerende pakket, de Formaties van Sterksel en Veghel, met een kD -waarde van $3500 \text{ m}^2.\text{d}^{-1}$ en een dikte van 60 tot 90 m. Voor de invoer van het model STRELIN heeft vervolgens de volgende schematisatie plaatsgevonden.

- per transsect wordt er een dwarsdoorsnede (lengte transsect x diepte) genomen, waarover een netwerk met cellen van 20 m (lengte) x 2 m (diepte) wordt gelegd (Fig. 10);
- als randvoorwaarden worden fluxen gekozen.

De invoergegevens voor de fluxen in het model STRELIN worden ontleend aan de met WATBAL berekende fluxen voor de simulatie-eenheden. Voor de bovenrand is als ingaande flux het gemiddeld neerslagoverschot (neerslag-opgetreden gewasverdamping) over de periode 1971-1980 toegepast. Deze ingaande flux wordt gedeeltelijk weer afgevoerd aan de bovenrand in de vorm van uitgaande fluxen naar het tweede orde drainagestelsel (Dommel, Hooidonkse

TRANSSECT BREUGELSE BEEMDEN

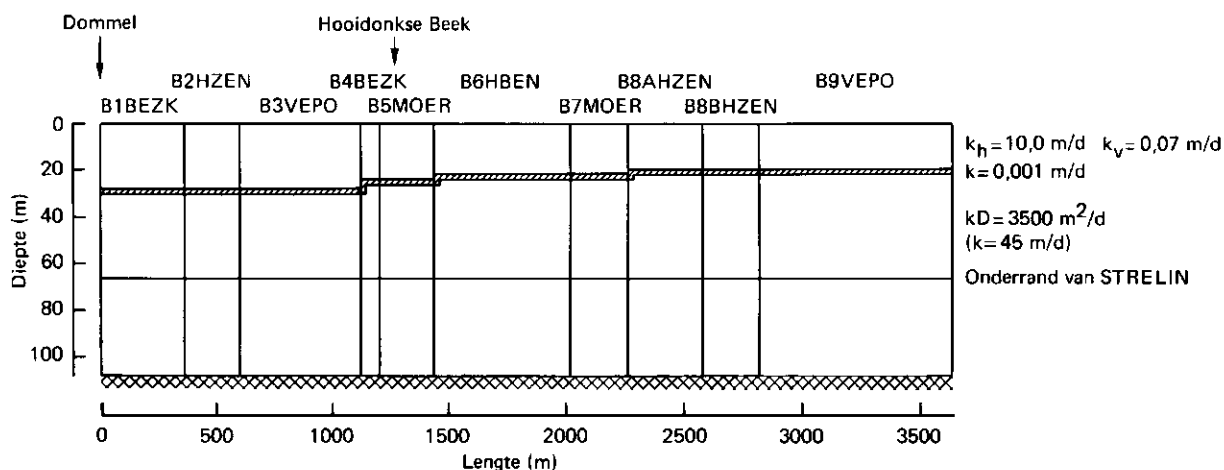


Fig. 10. Dwarsdoorsnede van het transsect B-B' door de Breugelse Beemden met de geohydrologische schematisatie voor het model STRELIN. De verspreid over het transsect voorkomende simulatie-eenheden zijn met een code aangegeven (zie bijlage 2)

Beek, beekje door 't Spekt) en het derde/vierde orde drainagestelsel (perceels-sloten). Door gemiddelde fluxen toe te passen en niet de fluxen van 1978 wordt rekening gehouden met niet-lineaire processen, zoals bijvoorbeeld een vierde orde drainagestelsel dat in het jaar 1978 geen afvoer vertoont, maar in natte jaren wel.

De linker- en rechterrاند bestaan uit twee delen. Ter hoogte van het afdek-kend pakket geldt dat de transsecten beginnen en eindigen op een lokale waterscheiding of op de Dommel; dit houdt in dat de randfluxen in het afdekkend pakket nul zijn. Ter hoogte van het watervoerend pakket van de Formaties van Sterksel en Veghel geldt dat er geen horizontale stromings-component in het tweedimensionale vlak is (de stroomrichting in het water-voerend pakket staat immers ongeveer loodrecht op die in het afdekkend pakket); er is dus geen stroming over deze randen en de randfluxen zijn nul.

De onderrandvoorwaarde voor STRELIN ligt midden in het watervoerend pakket van de Formaties van Sterksel en Veghel; de eerste orde fluxen (kwel of wegzijging) uit WATBAL worden hier ingevoerd.

Aan de bovenrand wordt elke simulatie-eenheid opgedeeld in een aantal cellen van 20 m lengte. Deze cellen zijn onderverdeeld in cellen welke de percelen voorstellen en cellen welke de drainagekanalen van de derde/vierde orde of de Dommel, Hooidonkse Beek of het beekje door 't Spekt voorstellen. De cellen welke de percelen voorstellen voeren het gemiddeld neerslagoverschot door. De overige cellen (drainagekanalen inclusief Dommel, Hooidonkse Beek en beekje door 't Spekt) voeren de uitgaande tweede orde flux en uitgaande derde/vierde orde flux uit. De tweede orde afvoer van de drie beken wordt niet uitsluitend rechtstreeks naar de beek afgevoerd, maar arbitrair is verondersteld dat slechts 50% van deze afvoer direkt door de beek wordt afgevangen. De overige 50% wordt als kwel door naastgelegen perceelsslotten afgevangen en vervolgens via het oppervlaktewater naar de beek afgevoerd.

6.3. CALIBRATIE

De uitgaande tweede orde flux wordt afgevoerd door de Dommel, de Hooidonkse Beek en/of het beekje door 't Spekt. Om de verdeling van deze flux over de drie beken te bepalen is gekeken naar het isohypsenpatroon van het afdek-kend pakket. De waterscheidingen zijn hieruit af te lezen; ook uit het stroombanenpatroon van STRELIN zijn deze waterscheidingen af te lezen. Proberenderwijs worden de tweede orde fluxen nu over de Dommel, de Hooidonkse Beek en het beekje door 't Spekt verdeeld zo, dat de waterschei-dingen uit STRELIN samenvallen met die uit het isohypsenpatroon van het afdekkend pakket.

6.4. RESULTATEN

De fig. 11, 12 en 13 geven de resultaten van de berekeningen met STRELIN weer. Uit het stroombanenpatroon is af te lezen welk deel van de stroming lokaal is en in het afdekkend pakket blijft en welk deel onder invloed van de regionale stroming staat. Ook de afvoer naar het derde/vierde orde drainagestelsel is zichtbaar (het 'gekartelde' stroombanenverloop aan de bovenrand van de dwarsdoorsneden); de stroming blijft hierdoor oppervlak-kig.

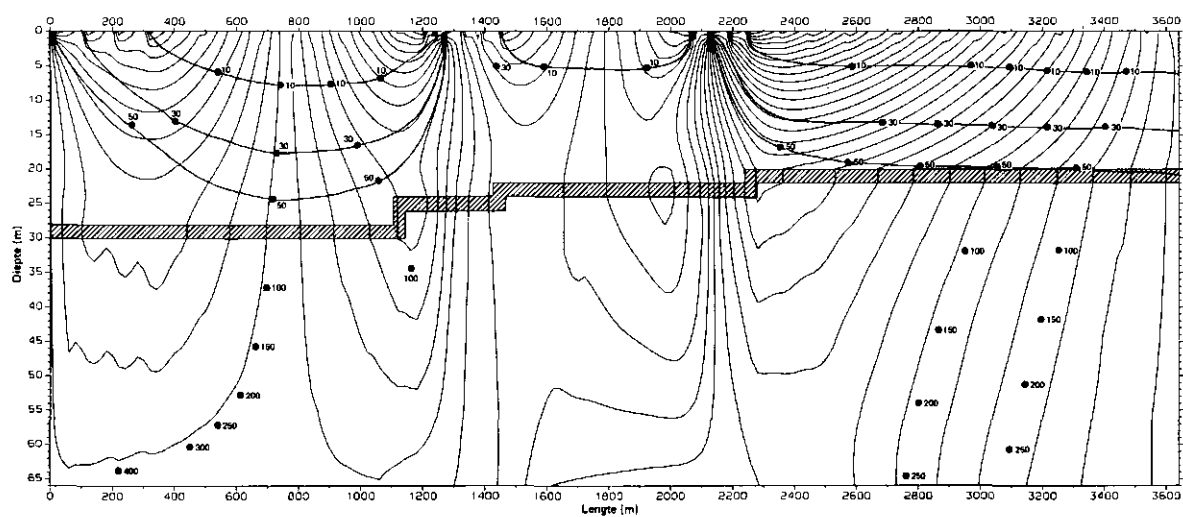


Fig. 11. Transsect door de Breugelse Beemden: stroomlijnenpatroon van de dwarsdoorsnede en isochronen (lijnen met gelijke reistijden van het water zoals berekend door STRELIN. Enkele punten met reistijden zijn gemarkeerd. De fluxdichtheid per stroombaan bedraagt $26,9 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$

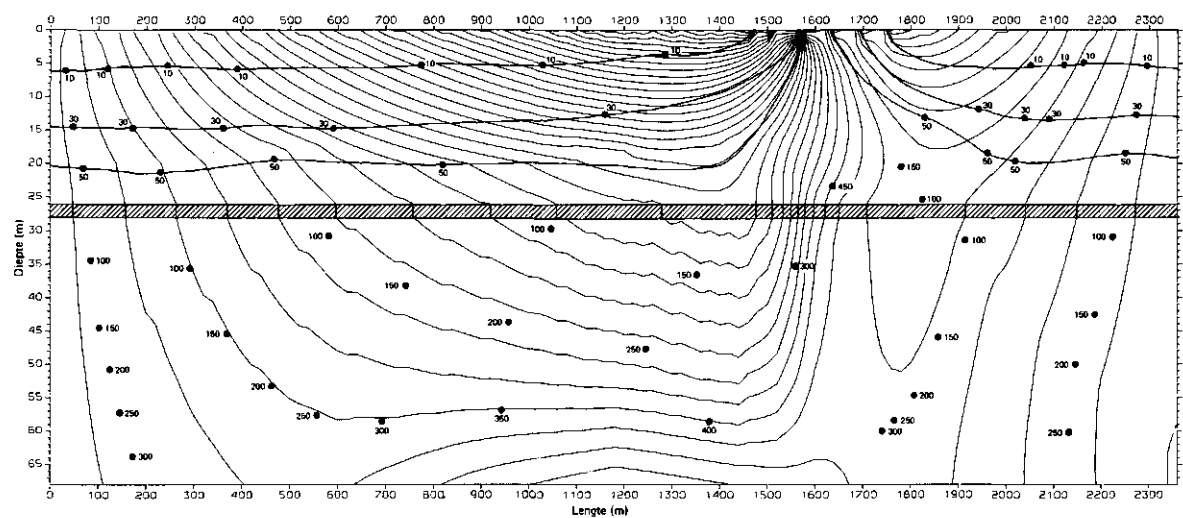


Fig. 12. Transsect door de Hooidonk: stroomlijnenpatroon van de dwarsdoorsnede en isochronen zoals berekend door STRELIN. Enkele punten met reistijden zijn gemarkeerd. De fluxdichtheid per stroombaan bedraagt $25,8 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$

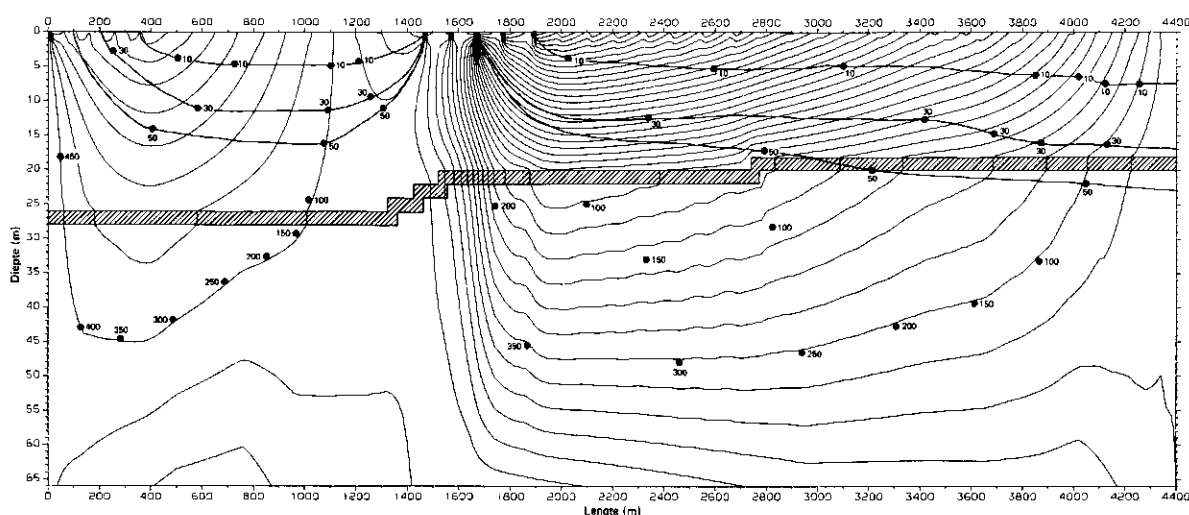


Fig. 13. Transsect door het Nuenens Broek: stroomlijnenpatroon van de dwarsdoorsnede en isochronen zoals berekend door STRELIN. Enkele punten met reistijden zijn gemarkeerd. De fluxdichtheid per stroombaan bedraagt $41,6 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$

Bij de interpretatie van deze stroombanen dient men het grote verschil in schaal langs de x- en y-as in het oog te houden. Doordat de stroombaan in horizontale richting zeer lang is, kan de stroming afkomstig uit het afdek-kend pakket diep in het watervoerend pakket van de Formaties van Sterksel en Veghel zakken. De figuren tonen alleen de stroming in het tweedimen-sionale vlak, dit houdt in dat men als het ware in een zeer lange door-zichtige aquariumbak kijkt, waarvan de dwarsdoorsnede de korte zijde aan de voorkant is. De stroombanen in het watervoerend pakket zijn in werkelijkheid samengesteld uit de hier getoonde componenten en de component lood-recht hierop; de totale waterbeweging in dit pakket is in noordwestelijke richting (zie Fig. 2).

Met behulp van het stroombanenpatroon met de reistijden kunnen jaarzones worden gedefinieerd. Dit zijn zones van verschillende reistijden van het grondwater. Infiltrerende waterdeeltjes binnen een bepaalde jaarzone rondom een te beschermen gebied overschrijden de grens van dit gebied binnen het vermelde aantal jaren. In Fig. 14 zijn een aantal jaarzones aangegeven voor het gebied 't Spekt uit het transsect door de Breugelse Beemden. Hieruit is bijvoorbeeld af te lezen dat waterdeeltjes die tussen 2680 en 2820 m infil-treren er tussen de 10 en 20 jaar over doen om in het grondwater beneden het gebied 't Spekt te komen. Waterdeeltjes die bij 3180 m of verder infil-treren komen in de aquifer terecht en zullen vervolgens in noordwestelijke richting worden meegevoerd en kunnen daar, na lange reistijden, weer boven-komen.

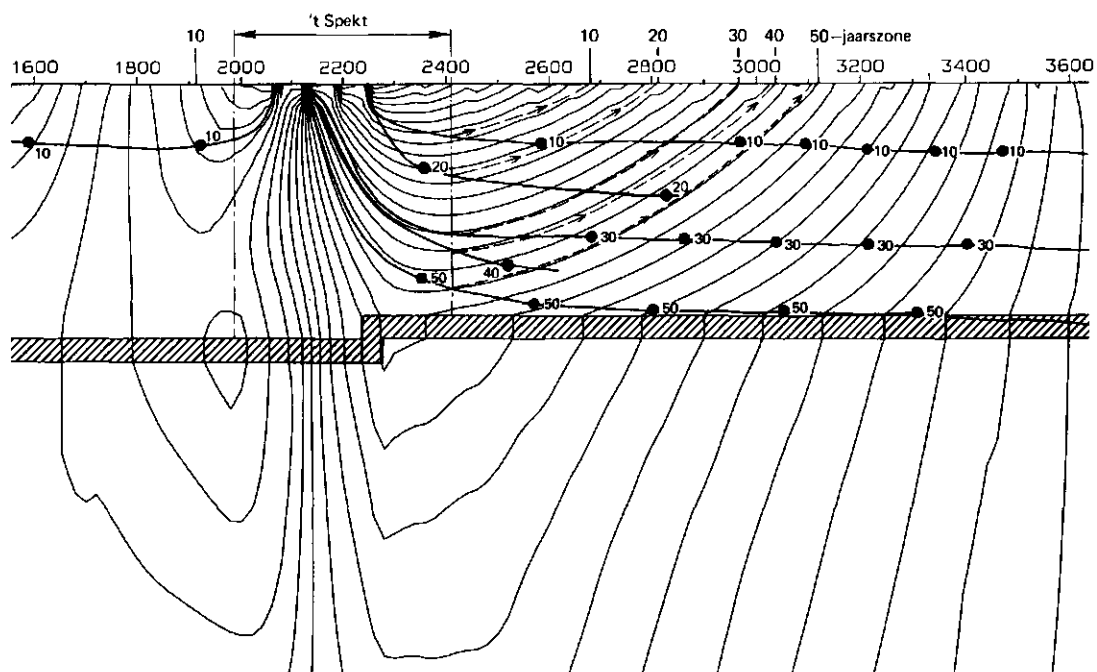


Fig. 14. Zones met verschillende reistijden van het grondwater rondom 't Spekt op het transsect door de Breugelse Beemden. De x-jaars-zone wordt bepaald door het kruispunt van de x-jaars isochrone met de laterale grens van het te beschermen gebied via de stroombaan te vervolgen tot het punt van infiltratie aan het maaiveld

6.5. GEVOELIGHEIDSANALYSE

Om een indruk te verkrijgen van de gevoeligheid van het stroombanenpatroon is nagegaan hoe dit verandert onder veranderde omstandigheden. Hiervoor is gekeken naar drie verschillende situaties die achtereenvolgens besproken zullen worden.

Zomer- en wintersituatie

Nagegaan is of er wezenlijke verschillen tussen een droge en een natte periode aanwezig zijn. Hiertoe zijn stroombanenpatroon geanalyseerd onder invloed van uitsluitend winterfluxen of uitsluitend zomerfluxen. Winterfluxen zijn berekend door alle fluxen tussen 1 oktober en 1 april voor de periode 1971-1980 te middelen; voor de zomerfluxen is hetzelfde gedaan voor alle fluxen tussen 1 april en 1 oktober. Het verloop van de stroombanen in de beide situaties vertoont zeer weinig verschil met dat van de situatie met jaargemiddelde fluxen. Bij een reistijd van tien jaar legt een water-

deeltje circa 10 à 30 m meer (winterfluxen) of minder (zomerfluxen) af in horizontale richting ten opzichte van de afgelegde afstand volgens jaargemiddelde fluxen. Het stroombanenpatroon verandert nauwelijks doordat het patroon van kwel en wegzijging slechts relatief weinig met de seizoenen verandert. Dit is een gevolg van het vrij constante verschil tussen de stijghoogte van het freatisch vlak en dat van de aquifer, welke beide een sinusvormig verloop volgen. De stroombanen in de wintersituatie zijn in lichte mate meer naar het oppervlak gebogen, terwijl de stroombanen in de zomersituatie iets dieper verlopen. Bovendien zijn de absolute hoeveelheden die worden afgevoerd tussen twee stroomlijnen verschillend. In de winter is de fluxdichtheid enkele procenten hoger dan in de zomer. Deze beide factoren zullen tot gevolg hebben dat de afgevoerde hoeveelheden naar het tweede en derde/vierde orde stelsel in de winter groter zijn dan in de zomer, wat met de werkelijkheid overeenstemt.

Drainage-activiteiten

Tengevolge van landinrichting of van particulier initiatief kan een verandering in de waterhuishouding optreden. Nagegaan is of het stroombanenpatroon na waterhuishoudkundige verbeteringen wezenlijk verandert. Hierdoor zullen de met WATBAL bepaalde fluxen veranderen, evenals het stroombanenpatroon berekend met STRELIN. Er is verondersteld dat de volgende veranderingen in het studiegebied optreden. Als ontwateringscriterium is uitgegaan van een drooglegging van 100 cm-mv bij een stationaire aanvoer op het freatisch vlak van 7 mm.d^{-1} waarbij de grondwaterstand midden tussen de drainagekanalen niet hoger mag stijgen dan 40 cm-mv. (WESSELING, 1987). Voor madeveengronden is uitgegaan van een drooglegging van 70 cm en een grondwaterstand midden tussen de drains niet hoger dan 30 cm-mv. Een landbouwkundige verbetering van de ontwatering vindt plaats bij gronden waar de GHG boven de 40 cm-mv uitkomt en die niet binnen een relatienotagebied zijn gelegen. Dit geldt voor vier simulatie-eenheden, een op het transsect door de Breugelse Beemden (SE 1, 0-360 m) en drie op het transsect door het Nuenens Broek (SE 22, 0-380 m; een gedeelte van SE 24, 540-740 m en SE 29, 3440-3640 m).

De drainage-eigenschappen in WATBAL worden nu zo aangepast, dat de grondwaterstand van de vier genoemde simulatie-eenheden aan bovenstaande criteria voldoet. Ten opzichte van de oorspronkelijke situatie vertonen de gronden met een verbeterde drainage nu alle vier een iets verhoogde totale

drainageafvoer. De vier gedraineerde simulatie-eenheden vertonen alle een hogere derde/vierde orde drainageafvoer, een lagere tweede orde afvoer en een toegenomen kwel. Door de verbeterde afvoer van het neerslagoverschot en de lagere grondwaterstand (d.w.z. groter verschil tussen de stijghoogte van de aquifer en die van het freatisch vlak) neemt de invloed van de kwel dus toe op het bodemwater in de genoemde simulatie-eenheden.

Voor de situatie met een verbeterde drainage in de vier genoemde simulatie-eenheden wordt het stroombanenpatroon voor het transsect door de Breugelse Beemden en het transsect door het Nuenens Broek opnieuw bepaald. Het stroombanenpatroon blijkt slechts weinig te veranderen. In het transsect door de Breugelse Beemden is de drainageflux naar het derde/vierde orde stelsel groter dan in de oorspronkelijke situatie en de waterscheiding verschuift naar het oosten (van 760 tot 820 m). De veranderde grondwaterstromingen beïnvloeden zelfs de ligging van de volgende waterscheiding, zij het in lichtere mate (van 1730 tot 1770 m). In het transsect door het Nuenens Broek worden er meer simulatie-eenheden gedraineerd en de waterscheiding van de Dommel en de Hooibonkse Beek komt hier circa 70 m oostelijker te liggen.

Geohydrologische schematisatie

Nagegaan is in welke mate het stroombanenpatroon wordt gewijzigd door een andere ligging van de leemlagen in het afdekkend pakket. Vier diepere boringen in het studiegebied wezen op de aanwezigheid van een tweede leemlaag tussen 10 en 12 m-mv boven de leemlaag op circa 25 m diepte. Voor deze veranderde geohydrologische schematisatie wordt het stroombanenpatroon opnieuw getekend. Fig. 15 toont het stroombanenpatroon in deze situatie voor het transsect door de Breugelse Beemden. (Daar de totale dikte van de leemlaag nu 4 m is in plaats van 2 m is de k -waarde van de leemlagen nu 0.002 m.d^{-1} in plaats van 0.001 m.d^{-1} . De met WATBAL gecalibreerde verticale weerstand dient namelijk gelijk te blijven).

Het stroombanenpatroon blijkt door de extra leemlaag meer naar de oppervlakte te worden gedrukt, waardoor de stroombanen iets horizontaler gaan verlopen. In een zelfde tijdsduur worden daarom grotere afstanden in horizontale richting afgelegd, wat ook uit de gemarkeerde punten van Fig. 15 blijkt. Bij oplopende afstanden tot de waterscheiding blijkt de in horizontale richting afgelegde afstand steeds sterker te gaan verschillen; een

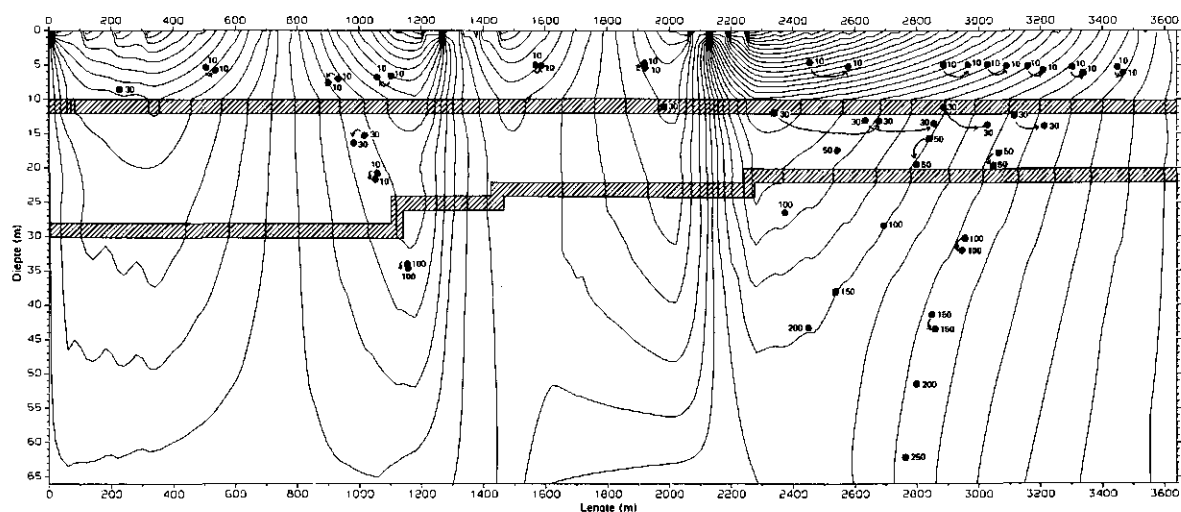


Fig. 15. Het stroomlijnenpatroon in het transsect door de Breugelse Beemden in geval er een tweede leemlaag van 10 tot 12 m diepte in het afdekkend pakket zit. Tevens zijn enkele punten met bijbehorende reistijden gemarkeerd, evenals de overeenkomstige punten uit de oorspronkelijke situatie met slechts de onderste leemlaag

verschil van honderdvijftig meter treedt op in Fig. 15 bij 2400-2600 m op het transsect door de Breugelse Beemden.

Conclusie

Er blijkt dat het stroombanenpatroon in de twee eerstbeschreven situaties niet wezenlijk verandert ten opzichte van het oorspronkelijke patroon. Het verloop van de stroombanen verschilt in de winter nauwelijks van dat in de zomer. Afhankelijk van lokale omstandigheden kan als gevolg van drainage-activiteiten de waterscheiding 50 tot 100 meter verschuiven.

In de derde beschreven situatie treedt echter wel een aanzienlijke verandering op in het stroombanenpatroon. Wanneer de dikte van het eerste watervoerend pakket met de helft vermindert, worden de stroomsnelheden ruwweg verdubbeld evenals de horizontaal afgelegde afstand. Goede geohydrologische basisinformatie over de opbouw van het profiel is dus van groot belang. Voor de bepaling van de omvang van de bufferzones in het studiegebied is uitgegaan van de situatie met een scheidende laag van twee meter op de grens van het afdekkend pakket en het watervoerend pakket. Bij het bepalen van de bufferzones moet wel rekening worden gehouden met een mogelijke variatie van de horizontaal afgelegde afstand met factor van maximaal twee in vergelijking met de in Fig. 11, 12 en 13 getekende stroombanenpatronen.

7. MODELLERING LOKALE STIKSTOF- HUISHOUDING

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.

7.1. 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. 16 wordt schematisch de stikstofbalans van de bovenste laag van het bodemsysteem weergegeven.

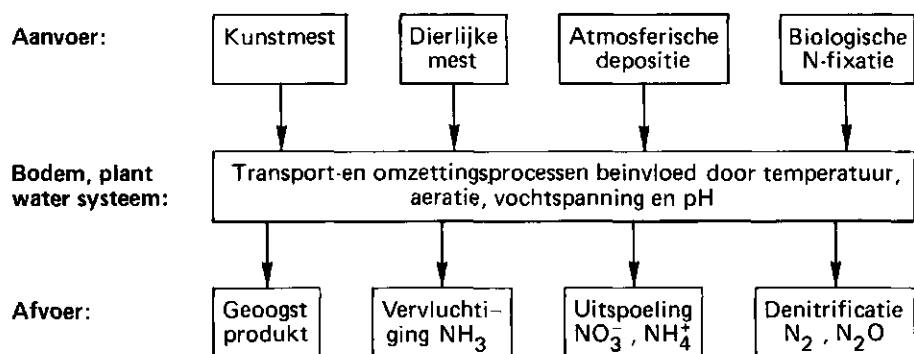


Fig. 16. Schematische weergave van de stikstofbalans van het bodem-water-plant-systeem volgens het model ANIMO

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, aëratie, vochtspanning en zuurgraad. Afvoer van stikstof uit het systeem kan plaatsvinden via het geoogst produkt, verfluchtiging 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. 17 toont de koolstofcyclus in de bodem zoals deze in het model ANIMO is gemodelleerd. Het model onderscheidt vier soorten organische stof, waarvan er drie met hun mogelijke omzettingen in Fig. 17 zijn vermeld. De vierde soort is apart gemodelleerd, dit zijn wortellexudaten (dode wortelcellen en organische producten die door de levende wortels worden afgescheiden).

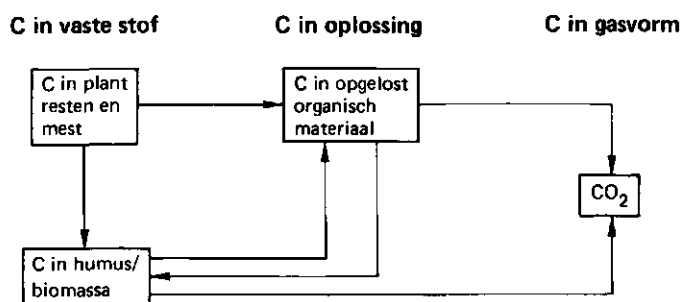


Fig. 17. Schematische weergave van de koolstofcyclus in de bodem volgens het model ANIMO

Fig. 18 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.

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 geoxydeerd 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 bodem-materiaal of in de biomassa;
- 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;
- denitrificatie: nitraat wordt tot stikstofgas of stikstofoxydegas gereduceerd bij de biologische afbraak van organisch materiaal onder anaërobe omstandigheden. De denitrificatie hangt sterk af van de aëratie en dus van de natheid en de hoogte van de grondwaterspiegel in het profiel. In

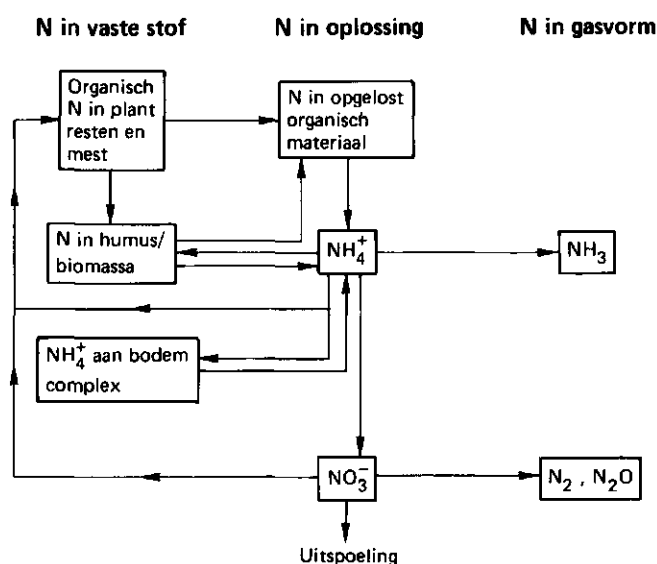


Fig. 18. Schematische weergave van de stikstofcyclus in de bodem volgens het model ANIMO

- een zeer nat profiel treedt een hoge denitrificatie op en als gevolg hiervan een lage nitraatuitspoeling;
- 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, vochtspanning, 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. 19).

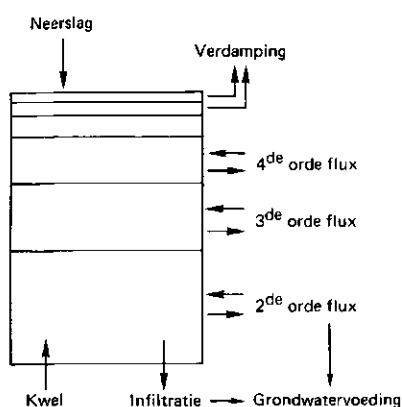


Fig. 19. Schematische weergave van de laagsgewijze opbouw van het bodemprofiel en de fluxen in het model ANIMO. Bij de fluxen van de verschillende orden behoren de volgende drainagestelsels: 4e orde: greppels; 3e orde: perceelssloten; 2e orde: Dommel, Hooidonkse beek, beek door 't Spekt; 1e orde: infiltratie, kwel

Per laag wordt per tijdstap een volledige water- en stoffenbalans en de daarbij optredende omzettingsprocessen berekend. Organische stof in oplossing 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). 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.

7.2. INVOERGEGEVENS

Voor de invoer van het model ANIMO is zoveel mogelijk aansluiting gezocht bij de invoergegevens welke in de Peelstudie zijn toegepast (WERKGROEP OPTIMALISERING REGIONAAL WATERBEHEER, 1988). Een aantal invoergegevens die verschillen behoeven nadere toelichting.

Beschouwde perioden

Met het model ANIMO zijn een drietal perioden doorgerekend. In eerste instantie zijn berekeningen 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 wat orde van grootte betreft vergeleken met de gemeten nitraatconcentraties uit het veld van voorjaar en zomer 1987. Tenslotte zijn voor de periode 1987-2010 twee toekomstscenario's 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 (zie tabel 8);
- b. bemestingsniveau volgens de gefaseerde fosfaatnormering uit het Besluit Gebruik dierlijke meststoffen.

Waterhuishouding

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.

Meteorologische gegevens

De toegepaste weersgegevens (neerslag en potentiële verdamping) zijn in 3.5 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.

Atmosferische depositie

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

Tabel 8. Hoeveelheden dierlijke mest uitgedrukt in kg P die in de 4 fasen volgens het Besluit Gebruik dierlijke meststoffen mogen worden toegediend in afhankelijkheid van het bodemgebruik

Fase	Periode	kg P.ha ⁻¹ .jr ⁻¹			
		bouwland	snijmais	grasland	
1	1987-1990	125	350	250	
2	1991-1994	125	250	200	
3	1995-1998	125	175	175	
4	na 1998	70	75	110	(milieuhyg.norm)

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 stikstofoxyden. (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.

Bemestingsscenario's

Om de hoeveelheid geproduceerde mest en de verdeling over de verschillende 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 is voor dit onderzoek enigszins aangepast. Ze 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 fosfaatnormering. De belangrijkste aanname bij deze methode 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, dat wil zeggen er wordt steeds zo veel bemest als maximaal volgens de geldende fosfaatnorm is toegestaan. Voor een uitgebreider overzicht van de basisaannamen van deze methode wordt verwezen naar ADRIAANSE (1988).

Voor het vaststellen van de bemesting op een simulatie-eenheid gedurende de beschouwde perioden zijn dus 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 deel-scenario's voor de bemesting in het studiegebied.

Bodemgebruik voor bepaling bemestingsscenario's

Voor het bepalen van de deelscenario's van bemesting is gebruik gemaakt van cijfers gebaseerd op metingen van het CBS voor de gemeente Nuenen. Het bodemgebruik is geschematiseerd tot drie vormen, namelijk bouwland, maisland en grasland (zie par. 3.6). Tabel 9 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). (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 3 vermelde bodemgebruik van de simulatie-eenheden. De bemesting op deze simulatie-eenheden varieert dus wel in de tijd, maar de bodemgebruiksvorm is constant verondersteld). bodemgebruik toegepast op de afzonderlijke simulatie-eenheden. De volgende uitgangspunten zijn gehanteerd bij het vaststellen van de deel-scenario's voor de bemesting in het studiegebied.

Tabel 9. 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

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 meetellingscijfers 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. Tabel 10. geeft de gehanteerde cijfers. Tabel 11. vat de gehanteerde cijfers samen met betrekking tot de mestproductie per dier en de stikstof- en fosforgehalten van de verschillende mestsoorten (WIJNANDS en LUESINK, 1985).

Tabel 10. Veebezetting op grasland en het aantal mestvarkens, fokvarkens en mestkalveren in de intensieve veehouderij sinds 1960. 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 (grootvee-eenh. ha ⁻¹)	Mestvarkens	Fokvarkens	Mestkalveren
1961-1970	2.10	3 000	1260	250
1971-1973	2.40	4 620	1820	640
1974-1976	2.80	6 180	2260	1010
1977-1979	3.10	9 050	3430	1000
1980-1982	3.50	12 810	4420	810
1983-1985	3.90	18 070	4770	350
1987-1990 of				
1987-2010	3.90	18 070	4770	350
1991-1994	3.90	11 650	3080	230
1995-1998	3.90	7 620	2010	150
199-2010	3.79	0	0	0

Tabel 11. Mestproduktie per dier en stikstof- en fosforgehalten van de mest afkomstig van de verschillende diersoorten

Diersoort	Mestproduktie	N-gehalte	P-gehalte
	per dier (kg.jr ⁻¹)	(kg per ton mest)	(kg per ton mest)
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 voor het gewas opneembare hoeveelheid stikstof is berekend door de mest-toedieningen te vermenigvuldigen met zogenaamd stikstof-effectiviteitscoëfficiënten (LAMMERS, 1983). Tabel 12 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.

Uitgaande van de in Tabel 10 tot en met Tabel 12 genoemde gegevens zijn vervolgens de deelscenario's voor de bemesting berekend (bijlage 6).

De volgende uitgangspunten zijn daarbij gehanteerd:

- bouwland wordt optimaal bemest;
- stikstofbemesting op grasland is gekoppeld aan veebezetting;
- maisakkers kunnen worden overbemest;

Tabel 12. Effectiviteitscoëfficiënt voor stikstof in verschillende soorten dierlijke mest in afhankelijkheid van bodemgebruiksvorm en tijdstip van toediening

Mestsoort	Effectiviteitscoëfficiënt			
	bouwland en maisland		grasland	
	voorjaar	najaar	voorjaar	najaar
Runderdrijfmest	0.33	0.17	0.36	0.0
(Mest)Varkensdrijfmest	0.42	0.21	0.45	0.30
(Fok)Varkensdrijfmest	0.30	0.14	0.32	0.21
Kalverdrijfmest	0.23	0.12	0.25	0.16

-
- bij elke bodemgebruiksvorm wordt een minimale kunstmesthoeveelheid als startgift gegeven;
 - op grasland wordt maximaal 400 kg stikstof als kunstmest gegeven;
 - er wordt niet meer kunstmest toegediend dan strikt noodzakelijk is;
 - runderdrijfmest wordt bij voorkeur op grasland uitgereden;
 - aan dierlijke mest is een maximum gesteld gebaseerd op kalium;
 - bij overschrijding van de fosfaatnorm wordt eerst toediening van mest uit de intensieve veehouderij gereduceerd;
 - er is geen rekening gehouden met een uitrijverbod van mest.

7.3. 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 (o.a. mineralisatie, gewasopname, denitrificatie en uitspoeling) beschouwd en zo veel mogelijk vergeleken met empirische gegevens en beschikbare kennis op dit gebied. Voor een beschrijving van deze calibratie wordt verwezen naar ADRIAANSE (1988). Bovendien is de orde van grootte van de door ANIMO berekende nitraatconcentraties in het profiel vergeleken met de in het veld gemeten nitraatconcentraties in 1987 op overeenkomstige diepte.

In het jaar 1987 heeft het ICW in het studiegebied een aantal metingen in het veld verricht. In april en augustus is onder andere de hoeveelheid nitraatstikstof in het bovenste freatische water van verschillende simulatie-eenheden bepaald. De afzonderlijke monsterpunten betreffen locale situaties die afhankelijk zijn van de specifieke ligging en bemesting van

Tabel 13. Overzicht van de door ANIMO berekende gemiddelde concentraties nitraatstikstof over de periode 1984-1985 en de gemiddelde meetwaarden over 2 metingen in 1987 voor vier categorieën van bodemgebruik gecombineerd met mate van natheid (mais; gras GT I, II en III; gras GT V, VI en VII; bos). De berekende concentraties gelden voor een diepte die overeenkomt met de diepte waarop de metingen werden uitgevoerd.

Se	Bodemgebruik	Gt	Meetdiepte (cm-mv)	Concentratie nitraatstikstof (mg.l ⁻¹ N)	
				berekend op meet- diepte	Gemidd. meetwaarde voor de betreff. bodengebruiksvorm
11	mais	VII	235	10- 40	10.1
12	mais	VI	165	30-100	10.1
14	gras	III	100	0- 60	10.1
15	gras	III	100	0- 50	4.3
17	gras	II	100	0	4.3
20/21	mais/gras	VI	135	20- 40/20-120	10.1/ 4.3
1	gras	III	155	0- 20	4.3
2	mais	VI	165	10- 50	10.1
3	mais	VI	165	30- 40	10.1
4	gras	IIaIII	120	0- 20	4.3
6	mais	VII	175	30- 40	10.1
7	gras	II	95	0- 5	4.3
9	mais	V	225	5- 15	10.1
22	gras	II	105	0	4.3
23	gras	VI	225	0- 20	15.5
24/25	gras	V/VI	125	0- 10	15.5
24	gras	V	95	0- 10	15.5
26	bos	IIaIII	110	0- 2	3.3
26	bos	IIaIII	115	0- 2	3.3
27/28	mais/gras	VI	175	20- 40/60-130	10.1/15.5
29	gras	III	155	5- 10	4.3
31	bos	VII*	250	0- 4	3.3

het bemeten perceel terwijl ANIMO berekeningen gebaseerd zijn op een standaard situatie voor een simulatie-eenheid. Daarom zijn de meetwaarden gemiddeld naar tijd en naar vorm van bodemgebruik en vervolgens vergeleken met gemiddelde ANIMO berekeningen uit een overeenkomstige periode. ANIMO gemiddelden zijn gebaseerd op data die een veelvoud zijn van de meetgegevens. Het sterk verschillende karakter van de vergeleken gemiddelden maakt dat de vergelijking slechts indicatief kan zijn.

In Tabel 13 worden deze gemiddelden vergeleken. Er lijkt geen grote discrepantie tussen beide gemiddelden te bestaan voor de categorie grasland met GT I,II,III en de categorie bos. Voor de overige twee categorieën lopen de gemiddelden uiteen. Daar de calibratie voor de periode 1970-1985 wel bevredigende uitkomsten heeft opgeleverd lijkt het uitgevoerde meetprogramma te summier om er echte conclusies aan te kunnen verbinden.

7.4. RESULTATEN

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 fosfaatnormering uit het Besluit Gebruik dierlijke meststoffen, dat wil zeggen aanpassing van het bemestingsniveau in 1991, 1995 en 1999; gemiddelde weersgegevens van het jaar 1978.

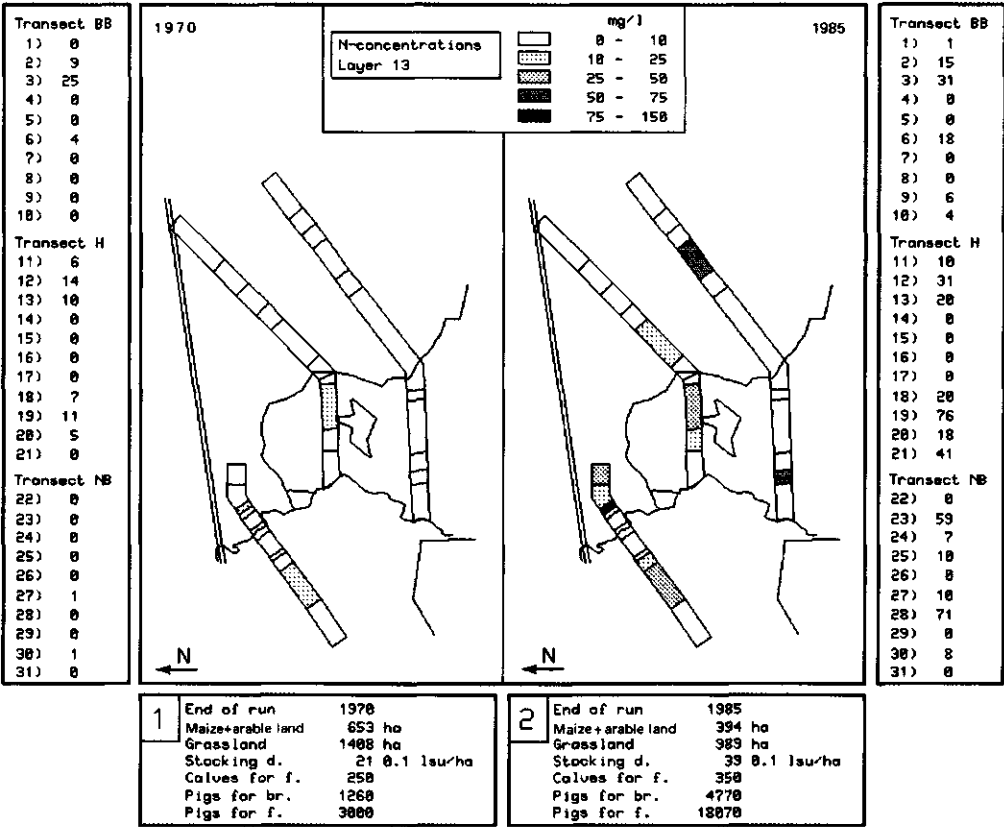


Fig. 20. Door ANIMO berekende NO3-N-concentraties in de onderste laag van de 31 simulatie-eenheden, dat wil zeggen circa 50 tot 100 cm beneden de GLG in relatie tot bodemgebruik en vee-dichtheden in 1970 en 1985

Fig. 20 geeft een aantal karakteristieke gegevens voor de startperiode 1961-1970 en de periode 1971-1985 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. Dit geldt vooral voor de drogere gronden (mais en gras met een diepe GT), waar nauwelijks denitrificatie van het uitgespoelde nitraat optreedt. Onder de nattere gronden met gras wordt praktisch alle uitgespoelde nitraat gedenitrificeerd. Ter illustratie van de berekende stikstofconcentraties door het model ANIMO dienen Fig. 21 en 22. Fig. 21 toont het verloop van de nitraat-stikstofconcentratie met de tijd en diepte voor simulatie-eenheid 12, een hoge bruine enkeerdgrond met mais en GT VII en Fig. 22 toont hetzelfde voor simulatie-eenheid 14, een lage enkeerdgrond met gras en GT III. De beide figuren tonen aan dat

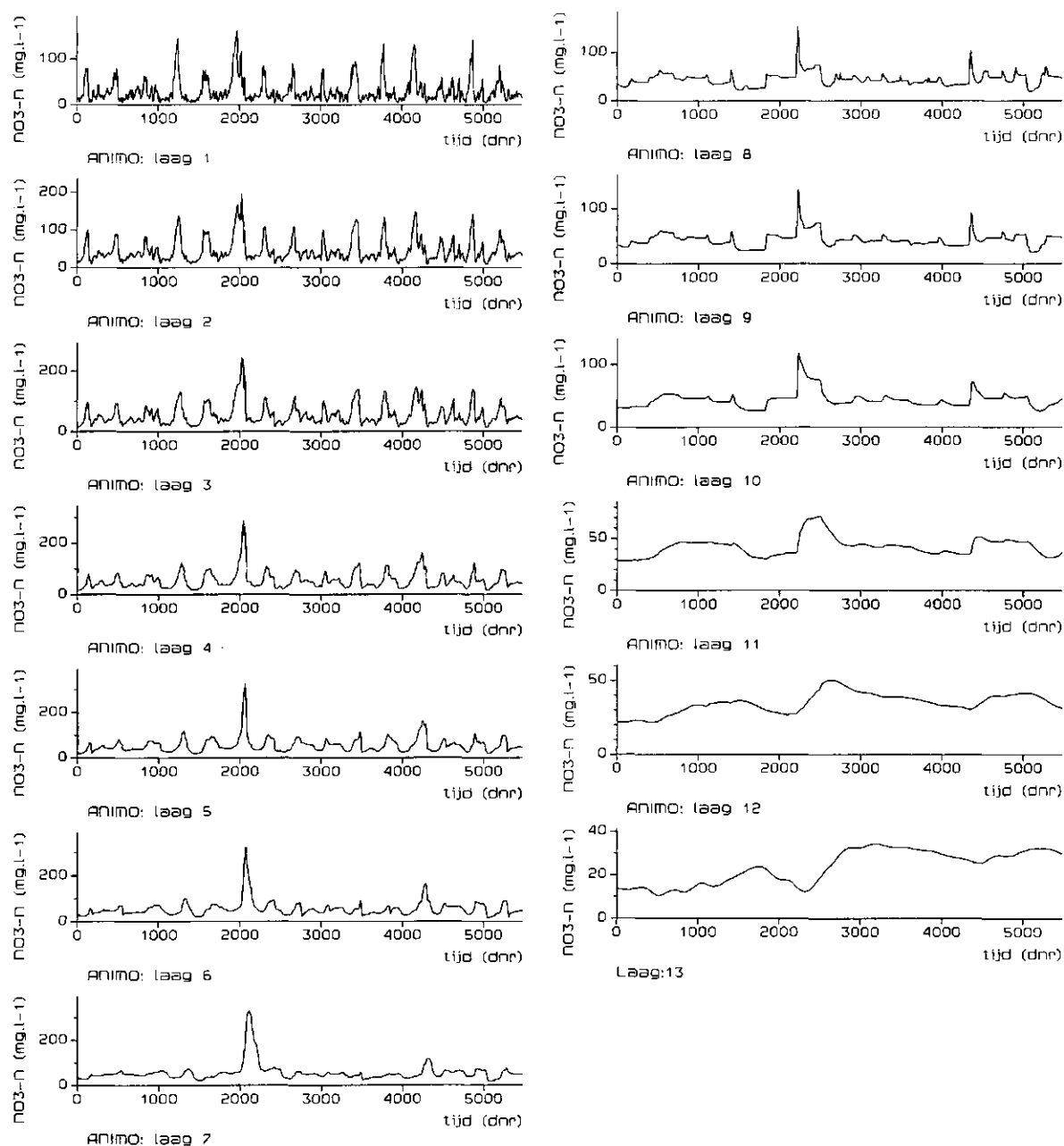


Fig. 21. Verloop van de berekende nitraatstikstofconcentratie voor de periode 1971-1985 voor de verschillende lagen in het profiel. Simulatie-eenheid 12 is een hoge bruine enkeerdgrond met mais en Gt VII

nitraat in het profiel wordt afgebroken terwijl het dieper in het profiel zakt. Bij simulatie-eenheid 14 met de hoge grondwaterstand 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.

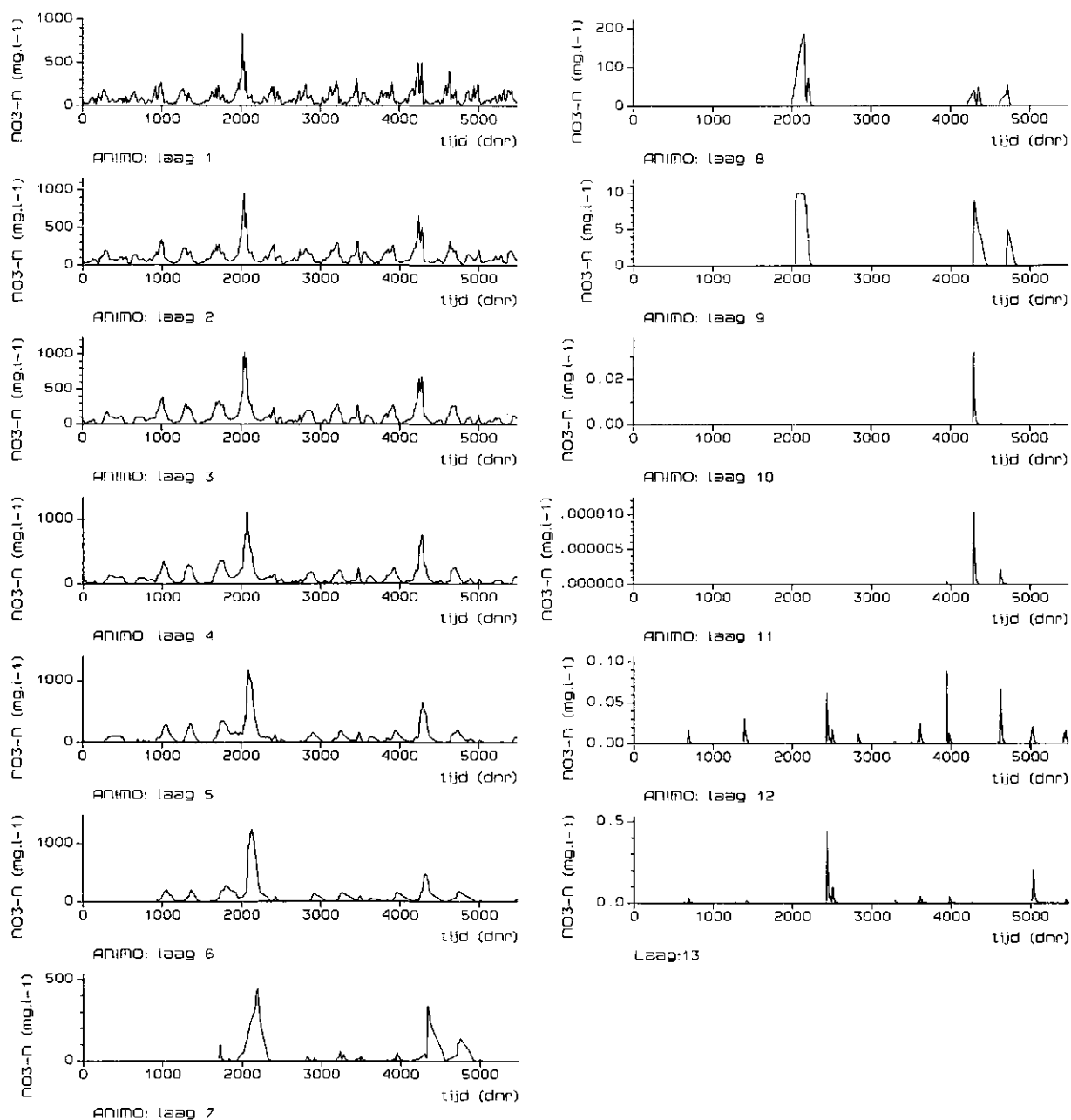


Fig. 22. Verloop van de berekende nitraatstikstofconcentratie voor de periode 1971-1985 voor de verschillende lagen in het profiel. Simulatie-eenheid 14 is een lage enkeerdgrond met gras en Gt III

De Fig. 23 en 24 tonen enkele berekeningsresultaten van ANIMO voor de toekomstscenario's. Fig. 23 vergelijkt de gemiddelde concentraties in de onderste laag uit het profiel uit het jaar 1990 met die uit het jaar 2010 bij het bemestingsscenario volgens de eerste fase van de fosfaatnormering. Fig. 24 doet hetzelfde bij het bemestingsscenario volgens de vier fasen van de fosfaatnormering. In bijlage 5 staan de gemiddelde nitraatconcentraties op een aantal tijdstippen en voor alle simulatie-eenheden apart vermeld.

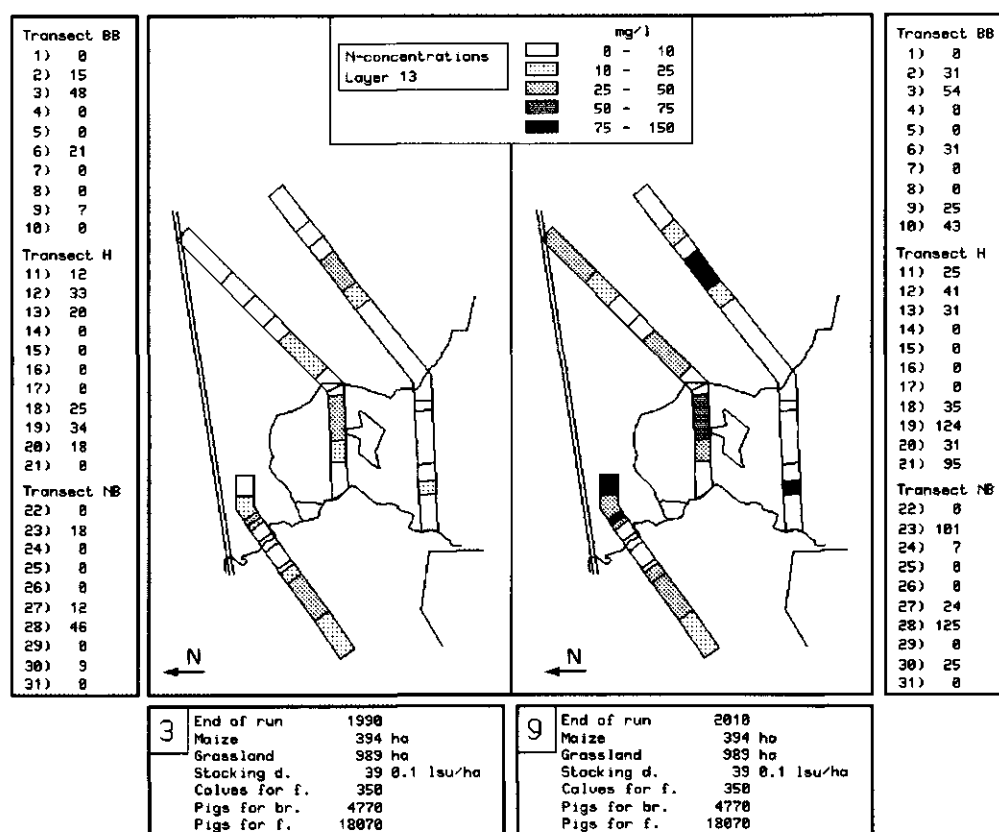


Fig. 23. Berekende gemiddelde nitraatstikstofconcentraties in de onderste laag van het bodemprofiel van de 31 simulatie-eenheden, dat wil zeggen circa 50 tot 100 cm beneden de GLG. Periode 1987-2010, bemesting volgens de eerste fase van de fosfaatnormering voortgezet tot 2010

Bij voortzetting van de eerste fase van de fosfaatnormering 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 nitraat-stikstofconcentratie toenemen (Bijlage 5). 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 fosfaatnormering blijkt de nitraatstikstofconcentratie in de onderste laag van het bodemprofiel tot circa 1994 te stijgen en vervolgens af te nemen (Bijlage 5). De stijging weerspiegelt het naijlingseffect van de toename van de bemestingsdruk in 1971-1985, waarna vervolgens de afname van de bemestingsdruk ten gevolge

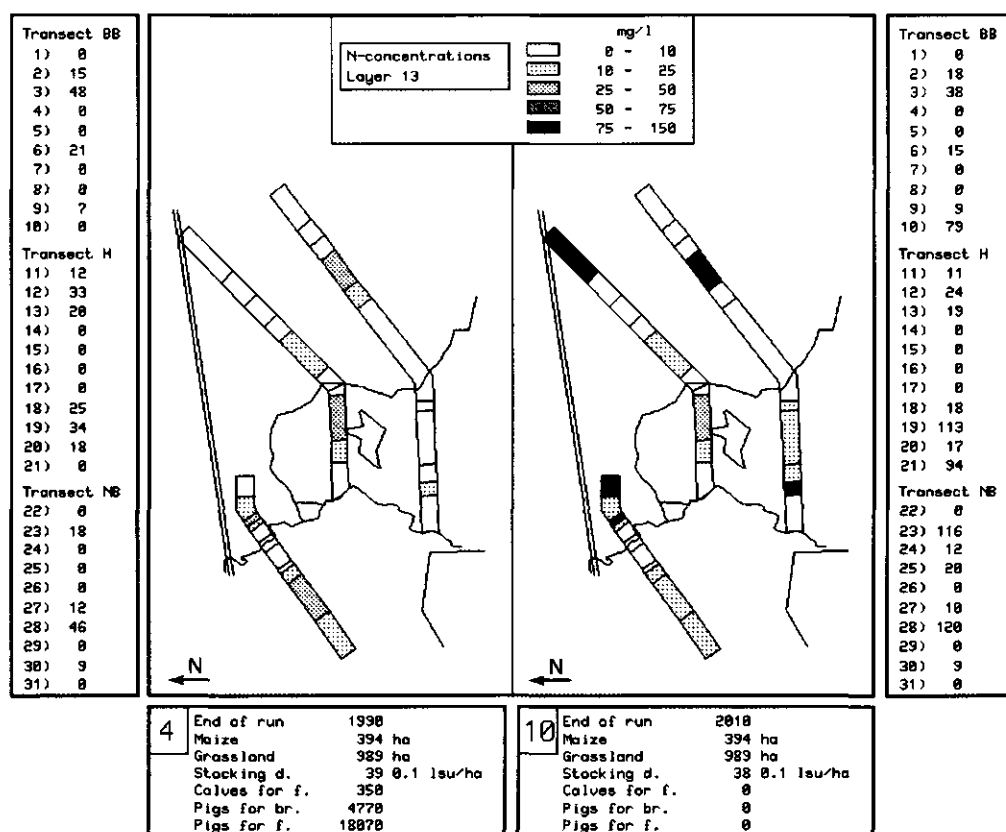


Fig. 24. Berekende gemiddelde nitraatstikstofconcentraties in de onderste laag van het bodemprofiel van de 31 simulatie-eenheden, dat wil zeggen circa 50 tot 100 cm beneden de GLG. Periode 1987-2010, bemesting volgens de vier fasen van de fosfaatnormering

van de invoering van de fosfaatnormering 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 fosfaatnormering 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 6) 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 6).

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.ha⁻¹.jr⁻¹ N (s7)

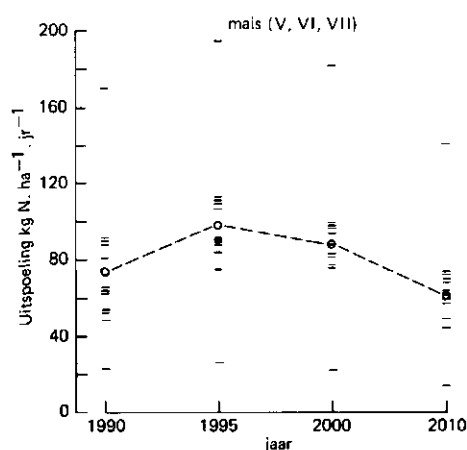


Fig. 25. Gemiddelde uitspoeling van nitraat voor de simulatie-eenheden met maïs (GT V, VI en VII) over de perioden voorafgaand aan de verschillende tijdstippen bij bemesting volgens de vier fasen van de fosfaatsnormering. Tevens het gemiddelde over de simulatie-eenheden

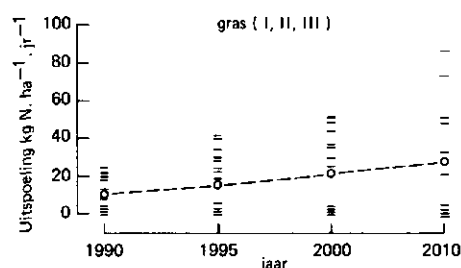


Fig. 26. Gemiddelde uitspoeling van nitraat voor de simulatie-eenheden met gras en een ondiepe GT (GT I, II en III) over de perioden voorafgaand aan de verschillende tijdstippen bij bemesting volgens de vier fasen van de fosfaatsnormering. Tevens het gemiddelde over de simulatie-eenheden

tot $669 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1} \text{ N}$ (s10).

Opmerkelijk in Bijlage 5 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. 21 en 22). 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.

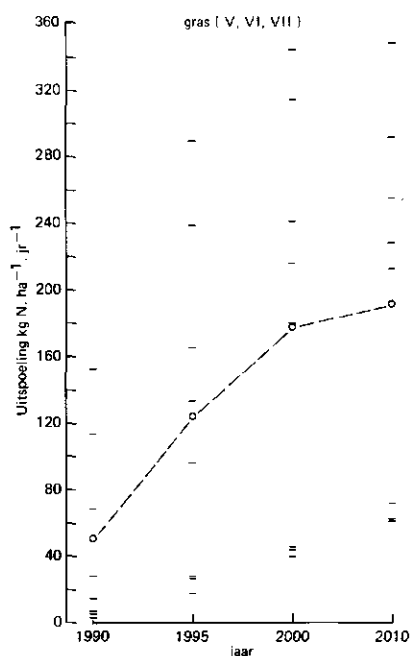


Fig. 27. Gemiddelde uitspoeling van nitraat voor de simulatie-eenheden met gras en een diepe GT (GT V, VI en VII) over de perioden voorafgaand aan de verschillende tijdstippen bij bemesting volgens de vier fasen van de fosfaatnormering. Tevens het gemiddelde over de simulatie-eenheden

Fig. 25, 26 en 27 geven de gemiddelde uitspoeling van nitraatstikstof bij het bemestingsscenario volgens de vier fasen van de fosfaatnormering voor de periode 1987-2010. Het betreft de uitspoeling naar het eerste (kwel/wegzijging) en tweede orde (Dommel, Hooiconkse Beek, beek door het Spekt) drainagestelsel. De simulatie-eenheden zijn voor deze figuren op basis van bodemgebruik en Gt in drie groepen gesplitst, mais (GT V, VI en VII), gras met een ondiepe GT (GT I, II en III) en gras met een diepe GT (GT V, VI en VII).

De drie figuren illustreren de tendensen welke bij Bijlage 5 naar voren zijn gebracht. In tegenstelling tot de in Bijlage 5 getoonde cijfers zijn er in Fig. 26 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.

Hoewel de onderscheiden groepen een grote spreiding in de uitspoeling vertonen, is er binnen elke groep wel eenzelfde tendens in de uitspoeling waarneembaar (m.u.v. de genoemde gevallen uit Fig. 26). Een middeling van de uitspoeling is daarom uitgevoerd voor een verdere verwerking van de resultaten met het oog op de aan te wijzen bufferzones. Hierbij treedt een duidelijke vergroving van de resultaten van ANIMO op.

Tot slot volgen hier enkele berekeningsresultaten voor simulatie-eenheden met gras en een diepe GT bij een gewijzigd bemestingsscenario 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 het bemestingsscenario volgens de vier fasen van de fosfaatnormering voor de periode 1987-2010 is daarom beschouwd. (Voor de exacte bemestingsscenario's, zie Bijlage 6, deelscenario's s7-s10 voor gras met gehalveerde kunstmestgiftten.) Figuur 28 geeft de gemiddelde uitspoeling van nitraatstikstof voor de groep simulatie-eenheden met gras en een diepe Gt in deze situatie.

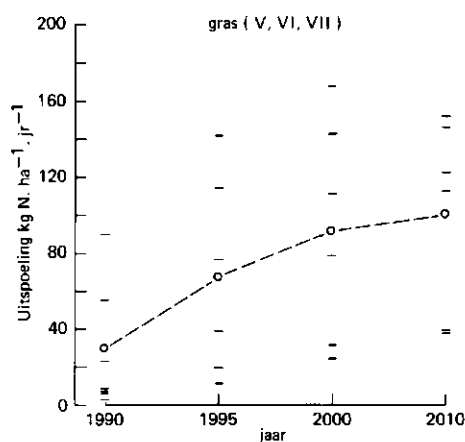


Fig. 28. Gemiddelde uitspoeling van nitraat voor de simulatie-eenheden met gras en een diepe GT (GT V, VI en VII) over de perioden voorafgaand aan de verschillende tijdstippen bij bemesting volgens de vier fasen van de fosfaatnormering met gehalveerde kunstmestgiftten. Tevens het gemiddelde over de simulatie-eenheden

Ook hier is de bij Bijlage 5 beschreven tendens van een toename van de nitraatuitspoeling waarneembaar, hoewel in Fig. 28 deze zich lijkt te gaan stabiliseren. Vergeleken met de uitkomsten met de gehele kunstmestgiftten (Fig. 27) 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.

7.5. 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 parameters de coëfficiënten die de zuurstofdiffusie in de bodem bepalen.

8. DENITRIFICATIE IN DE VERZADIGDE ZONE

8.1. INLEIDING

Tijdens het transport door de verzadigde zone kan het opgeloste nitraat worden afgebroken als gevolg van denitrificatie. Naarmate het verblijf in de ondergrond langer duurt kan meer denitrificatie plaatsvinden, waardoor minder nitraat overblijft. Het gaat erom die verblijftijd te vinden die nodig is om het uitgespoelde nitraat zover te laten afbreken dat een niveau is bereikt, dat voor de vegetatie in het beekdal acceptabel is.

Denitrificatie is een anaëroob proces waarbij nitraat wordt gereduceerd tot de stikstofgassen N_2 en N_2O . Tijdens dit proces wordt organische stof of eventueel sulfide geoxydeerd. Om met absolute zekerheid te kunnen vaststellen of denitrificatie optreedt dient de vorming van de stikstofgassen te worden aangetoond. Meestal wordt echter volstaan met het vaststellen van de verdwijnsnelheid van nitraat. Dit wordt als een indirecte maat voor de denitrificatiesnelheid gehanteerd omdat onder anaërobe omstandigheden het verdwijnen van nitraat voornamelijk aan denitrificatie is toe te schrijven. STEENVOORDEN (1983) verrichtte onderzoek naar de denitrificatie in langjarige experimenten met diepe lysimeters. De in lysimeters gemeten denitrificatiesnelheid bleek een factor 100 tot 1000 lager te liggen dan snelheden die onder vergelijkbare omstandigheden in laboratorium experimenten werden gemeten.

Voor situaties waarbij het nitraatgehalte groter is dan $10 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$ en de temperatuur in het grondwater op circa 10°C kan worden gesteld, kan de denitrificatiesnelheid als volgt worden benaderd (STEENVOORDEN, 1983; MCGILL et al., 1979):

$$D = K_{\max} \times C_{\text{om}} \times F_{\text{pH}} \quad (5)$$

waarbij D = denitrificatiesnelheid ($\text{kg.ha}^{-1}.\text{m}^{-1}.\text{jr}^{-1}$);

$K_{\max}$ = maximale denitrificatiesnelheid per gewichtsprocent organische stof bij 10°C en een pH van 7;

C_{om} = gewichtsprocent organische stof;

F_{pH} = reductiefactor voor de zuurgraad (0-1).

De denitrificatiesnelheid is hierbij omgerekend naar eenheden waarmee gerekend wordt bij uitspoeling en naar de dikte van geologische formaties. De denitrificatiesnelheid geeft dus aan hoeveel kg stikstof die per hectare zijn uitgespoeld in een jaar tijd kunnen worden gedenitrificeerd. In deze periode is het grondwater circa 1 meter verplaatst als wordt uitgegaan van een poriënvolume van 33% en een gemiddeld neerslagoverschot van 300 mm.jr^{-1} . Uit zijn lysimeterexperimenten leidde STEENVOORDEN (1983) af dat bij 1% organische stof in de ondergrond, een pH van 7 en een temperatuur van 10°C geldt:

$$K_{\max} = 260 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}.\text{m}^{-1} \text{ N} \quad (6)$$

De waarde voor $K_{\max}$ is gebaseerd op een afbraaksnelheidscoëfficiënt van $0.0028.\text{jr}^{-1}$, wat een gemiddelde waarde is. DRENT et al. (1988) kozen voor een afbraaksnelheidscoëfficiënt van $0.0014.\text{jr}^{-1}$, welke waarde zij ontleenden aan de afbraaksnelheid van zeer stabiele humus (JENKINSON en RAYNER, 1977). In deze studie werden de resultaten van STEENVOORDEN (1983) als leidraad gebruikt, omdat deze direct gebaseerd zijn op de verdwijnsnelheid van nitraat.

Een aspect dat bij het denitrificatieproces niet uit het oog mag worden verloren is dat de hoeveelheid organische stof in de ondergrond beperkt is. Denitrificatie heeft tot gevolg dat de organische stof langzaam wordt verteerd. Daarnaast is het nog onduidelijk of de denitrificatie op de lange termijn een constant proces is. Er bestaan aanwijzingen dat de denitrificatiesnelheid op de lange duur afneemt.

8.2. DENITRIFICATIECAPACITEIT VAN DE NUENENGROEP

Uit Hoofdstuk 6 blijkt dat de stroming van grondwater naar de beekdalen in het studiegebied hoofdzakelijk in het afdekkend pakket, de Nuenengroep, plaatsvindt. Om de denitrificatiecapaciteit van de Nuenengroep vast te stellen zijn gegevens nodig over de zuurgraad en de organische-stofgehalten. Organische-stofgehalten van de Nuenengroep (Tabel 14) zijn ontleend aan archiefgegevens van het ICW (RUIKEN en STEENVOORDEN, 1986).

Tabel 14. Gemiddelde percentages en standaarddeviatie van de organische stof in de Nuenenformatie op de Horst en in de Slenk van het Peelgebied uit 1967 en 1981. Tussen haakjes is het aantal onderzochte monsters vermeld

Formatie	Organische stofgehalte					
	Horst		Slenk		gemiddeld	stand.dev.
	1967	1981	1967	1981		
Nuenen	0.3(139)	0.8(20)	0.4(101)	0.7(23)	0.4	0.35

Om een indruk te verkrijgen van de spreiding van het organische-stofgehalte over de monsterpunten is in Tabel 15 een frequentieverdeling gegeven. De Nuenengroep heeft een zeer heterogene samenstelling. De gevonden verschillen tussen 1967 en 1981 kunnen niet aan een systematische toename van het organische-stofgehalte in de tijd worden toegeschreven, maar lijken eerder samen te hangen met verschillen in herkomstgebied. Om rekening te houden met het heterogene karakter van de Nuenengroep zal niet alleen voor het gemiddelde maar ook voor 0.1 % en 0.8 % organische stof de denitrificatiecapaciteit worden berekend.

Tabel 15. Frequentieverdeling van de monsterpunten over klassen van organische-stofgehalte

Org.stof klasse (%)	Monsterpunten (%)	Org.stof klasse (%)	Monsterpunten (%)
0 - 0.09	6	0.5 - 0.59	5
0.1 - 0.19	9	0.6 - 0.69	8
0.2 - 0.29	20	0.7 - 0.79	4
0.3 - 0.39	23	0.8 - 0.89	2
0.4 - 0.49	19	> 0.90	2

De zuurgraad is gebaseerd op analysegegevens (zie Bijlage 7) van de grondwaterkwaliteit die in het kader van dit onderzoek zijn uitgevoerd. Als gemiddelde zuurgraad van het grondwater in de Nuenengroep is een pH van 6 aangehouden. De volgende mathematische relatie tussen zuurgraad (pH) en reductiefactor (F_{pH}) is aanwezig (STEENVOORDEN, 1983):

$$F_{pH} = \frac{1}{1 + e^{-1.916(pH - 5.457)}} \quad (7)$$

Uitgaande van een gemiddeld organische-stofgehalte van 0.4 % met een spreiding van 0.1 tot 0.8 % en een pH van 6 is met behulp van vergelijking 6 de denitrificatiecapaciteit van de Nuenengroep afgeleid en in Tabel 16 weergegeven.

Tabel 16. De denitrificatiecapaciteit in de Nuenengroep bij verschillende gehalten organische stof, rekeninghoudend met een reductiefactor van 0,68 bij een pH=6 uitgaande van een maximale denitrificatiecapaciteit van 260 kg stikstof per hectare per jaar per meter

Organische stofgehalte (%)	reductiefactor pH	denitrificatiecapaciteit $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1} \cdot \text{m}^{-1} \text{ N}$
0,4 (gem)	0,68	71
0,1 (min)	0,68	18
0,8 (max)	0,68	141

Bij een spreiding in het organische-stofgehalte van 0.1 tot 0.8% varieert de denitrificatiecapaciteit van 18 tot 141 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1} \cdot \text{m}^{-1} \text{ N}$. Een hoeveelheid organische stof van 0.4 % komt overeen, bij een volumegewicht van 1.6 $\text{kg} \cdot \text{dm}^{-3}$, met 6.4 kg organische stof of circa 3.7 kg organisch gebonden koolstof per m^3 (C-gehalte van de humus is 58 %). Dit wil zeggen dat per hectare in een laag van 1 meter dikte 37 000 kg organisch gebonden koolstof beschikbaar is voor denitrificatie. Voor denitrificatie van 71 kg stikstof is jaarlijks 71 kg koolstof vereist, zodat theoretisch gedurende 521 jaar het denitrificatieproces in een laag van een meter dikte kan verlopen op dit niveau.

Conclusie

Denitrificatie is een nog weinig onderzocht proces. Over de snelheid waarmee dit proces verloopt zijn nog geen eenduidige gegevens voorhanden; voor deze studie zijn keuzen gemaakt. Er kan worden geconcludeerd dat het organische-stofgehalte van de ondergrond een zeer belangrijke en gevoelige parameter is voor het denitrificerend vermogen van de ondergrond.

Gedetailleerde informatie hierover is slechts tegen zeer hoge kosten te verzamelen. Daar het bekend is dat de Nuenengroep zeer heterogeen van aard is, is uitgegaan van een gemiddeld organische-stofgehalte van 0.4 % met een bijbehorende denitrificatiecapaciteit van $71 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1} \text{ N}$. De gevoeligheid van de denitrificatiecapaciteit voor het organische-stofgehalte zal worden aangegeven door tevens de consequenties van de minimale en maximale gehalten organische stof in beschouwing te nemen.

8.3. WATERKWALITEITSMETINGEN

Een mogelijkheid tot toetsing van de denitrificatiecapaciteit is het meten van het verloop in de diepte van de nitraatconcentratie en dit verloop te relateren aan stoffen die eveneens op een bemestingsinvloed wijzen maar in de ondergrond niet worden afgebroken of worden vastgelegd. Hiertoe zijn op verschillende plaatsen op een aantal diepten in de verzadigde zone concentraties van nitraat en een aantal andere stoffen gemeten. De concentraties werden zowel in het vroege voorjaar als in de zomer gemeten. De plaatsen waar in het freatisch water de concentratie werd gemeten, zijn zodanig gekozen dat zij representatief zijn voor de verschillende in het gebied voorkomende bodemtypen en bodem-gebruiksvormen. Fig. 29 geeft een overzicht van de plaatsen waar het grondwater werd bemonsterd. De met het model ANIMO berekende concentraties in het freatisch water konden daardoor vergeleken worden met de in het grondwater gemeten concentraties. Op een viertal plaatsen werden ook van grotere diepten watermonsters geanalyseerd. Op een diepte van 7-9 m-mv zijn filters geplaatst boven de eerste belangrijke leemlaag in de Nuenengroep welke is gelokaliseerd op 10-12 m-mv. Boven de daaropvolgende leemlaag die in het gehele gebied werd aangetroffen (20-22 m-mv) werden de filters van de diepteklasse 14-18 m-mv geplaatst. De filters op een diepte groter dan 25 m-mv zijn geplaatst in het water-voerende pakket.

Chemische analyses van het grondwater op grotere diepte werden gebruikt om na te gaan tot op welke diepte eventuele verontreiniging van grondwater als gevolg van bemesting wordt aangetroffen. Naast het stikstofgehalte werd daarbij gekeken naar de chloride- en sulfaat-concentraties alsmede naar het elektrisch geleidingsvermogen. Chloride is een stof die onder invloed van bemesting in het grondwater terecht komt. Omdat deze stof niet wordt afgebroken of vastgelegd in de bodem fungeert zij als gidsstof. Nitraat komt eveneens via bemesting in het grondwater maar kan door denitrificatie of door reductie met pyriet weer verdwijnen. Als de verhouding tussen chloride en nitraat hoog is dan is dit een indicatie voor het optreden van denitrificatie. Sulfaat kan niet alleen in het grondwater verschijnen als gevolg van bemesting gehele gebied werd aangetroffen (20-22 m-mv) werden de filters van de diepteklasse 14-18 m-mv geplaatst. De filters op een diepte groter dan 25 m-mv zijn geplaatst in het watervoerende pakket.

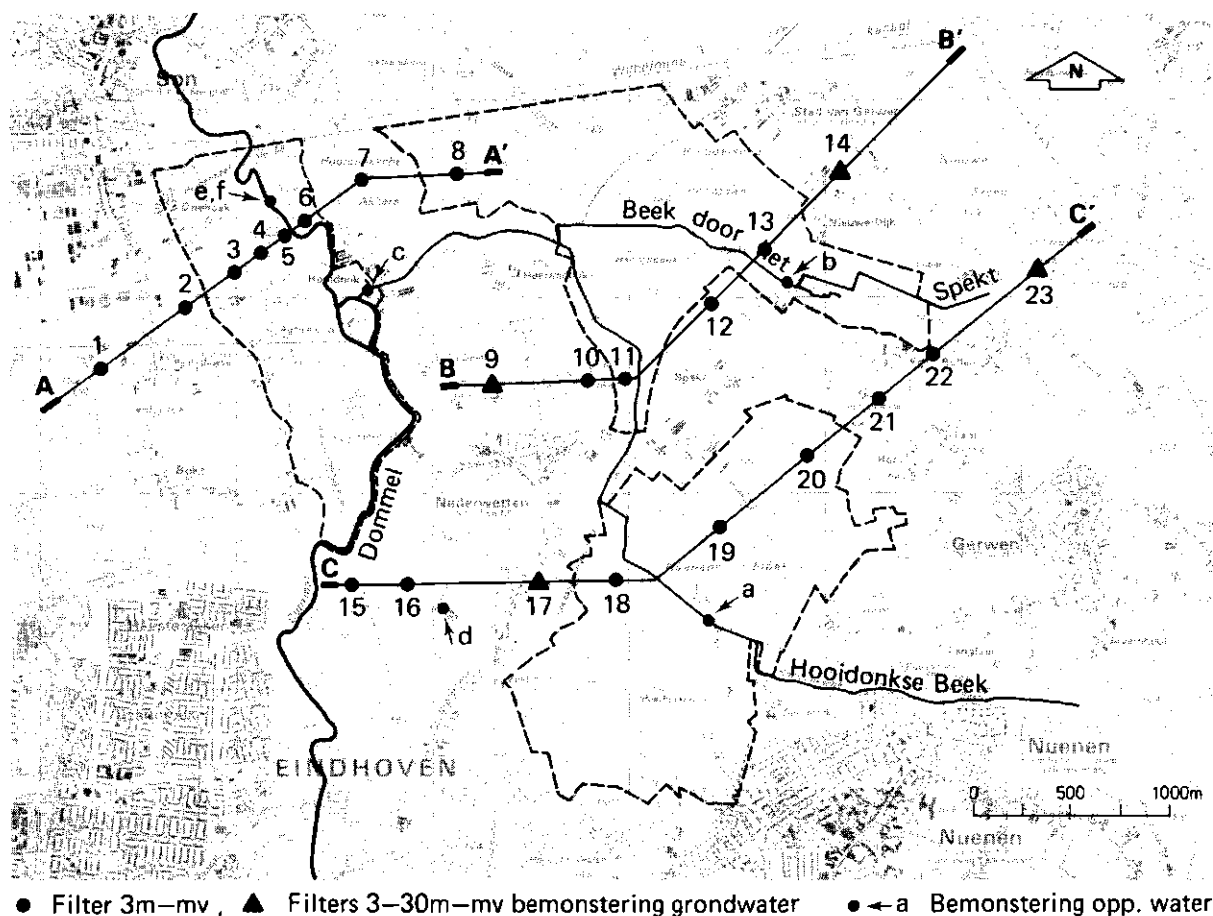


Fig. 29. Overzicht van plaatsen langs de transecten waar het grondwater is bemonsterd ten behoeve van waterkwaliteitsonderzoek

Chemische analyses van het grondwater op grotere diepte werden gebruikt om na te gaan tot op welke diepte eventuele verontreiniging van grondwater als gevolg van bemesting wordt aangetroffen. Naast het stikstofgehalte werd daarbij gekeken naar de chloride- en sulfaat-concentraties alsmede naar het electrisch geleidingsvermogen. Chloride is een stof die onder invloed van bemesting in het grondwater terecht komt. Omdat deze stof niet wordt afgebroken of vastgelegd in de bodem fungeert zij als gidsstof. Nitraat komt eveneens via bemesting in het grondwater maar kan door denitrificatie of door reductie met pyriet weer verdwijnen. Als de verhouding tussen chloride en nitraat hoog is dan is dit een indicatie voor het optreden van denitrificatie. Sulfaat kan niet alleen in het grondwater verschijnen als gevolg van bemesting maar ook via pyrietoxydatie waarbij nitraat wordt gereduceerd en sulfide wordt geoxydeerd en sulfaat ontstaat. De verhouding tussen chloride en sulfaat is laag als pyrietoxydatie optreedt. De resultaten van de chemische analyses van het grondwater zijn vermeld in Bijlage 7. In Tabel 17 zijn van enkele relevante parameters gemiddelde waarden over voorjaar en zomer per diepteklasse weergegeven.

In Tabel 18 is de kwaliteit van het freatisch water per bodemgebruiks-vorm weergegeven. Tevens zijn ter referentie de kwaliteit van niet-verontreinigd grondwater kort na infiltratie en op grote diepte in een aquifer getoond. Als referentie is de samenstelling van het infiltra-tiewater te Witteveen in Drente (ATWTV) en van het diepe grondwater onder de Veluwe nabij de Hoge Duvel (LiHDu) gekozen (VAN WIRDUM, 1980).

Tabel 17. Gemiddelde waarden van chloride (Cl⁻), nitraat (NO₃⁻), sulfaat (SO₄⁼) en het electrisch geleidingsvermogen (EC) in het grondwater per diepteklasse. Achter elke diepteklasse is het aantal monsters tussen haakjes aangegeven

Diepte m-mv	EC mS.m ⁻¹	Cl ⁻	NO ₃ -N mg.l ⁻¹	SO ₄ ⁼	Cl ⁻ /SO ₄ ⁼ meq.meq ⁻¹	Cl ⁻ /NO ₃ ⁻
0- 2(46)	50.1	46.1	11.5	61.6	1.01	1.59
7- 9(8)	105.4	69.5	2.7	94.2	1.00	10.05
14-18(10)	58.9	73.5	1.5	43.7	2.27	19.75
25-27(6)	14.7	7.6	1.1	4.9	2.10	2.81
>30(7)	12.7	8.4	0.9	7.6	1.49	3.80

Tabel 18. De kwaliteit van het freatisch grondwater onder verschillende bodemgebruiksvormen in afhankelijkheid van de grondwatertrap. Ter referentie is de kwaliteit van schoon grondwater kort na infiltratie (ATWTV) en op grote diepte (LIHDu) opgenomen

bodemgebruik en GT	EC $\text{mS} \cdot \text{m}^{-1}$	Cl^-	$\text{NO}_3\text{-N}$ $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$	$\text{SO}_4=$	$\text{Cl}^-/\text{SO}_4=$	$\text{Cl}^-/\text{NO}_3^-$ $\text{meq} \cdot \text{meq}^{-1}$
mais (VI,VII)	56.5	63.3	10.1	82.7	1.2	7.8
gras (II,III)	45.4	37.2	4.3	46.0	2.8	16.8
gras (VI)	49.2	27.4	15.5	67.4	0.6	1.0
bos (II-VII)	34.1	19.7	3.3	42.8	0.4	4.4
ATWTV (ref)	5.6	6.6	-	5.2	1.7	-
LIHDU (ref)	22.5	12.0	-	10.9	1.5	-

De resultaten in Tabel 17 geven aan dat op 9 meter diepte het nitraatgehalte aanzienlijk lager is dan op het freatisch niveau, terwijl het chloridegehalte tot op 18 meter diepte hoog blijft. Uit de hoge $\text{Cl}^-/\text{NO}_3^-$ -ratio valt af te leiden dat naar alle waarschijnlijkheid denitrificatie van nitraat in de bovenste meters van de Nuenengroep een belangrijke rol speelt. Deze resultaten sluiten goed aan bij onderzoek van STEENVOORDEN (1987) en POMPER (1986), waarin lage concentraties nitraat in het Peelgebied worden toegeschreven aan een sterke denitrificatie in de Nuenengroep.

denitrificatie in de ondergrond

Uit de vergelijking van de analysegegevens met de referenties kan de conclusie worden getrokken dat de gehele Nuenengroep vrij ernstig is verontreinigd, maar dat door denitrificatie de nitraatgehalten snel afnemen. De denitrificatie is mogelijk door de hoge gehalten organische stof die in de Nuenengroep voorkomen. De kwaliteit van het water in het watervoerend pakket is voor alle parameters beduidend beter. Het watervoerend pakket vertoont geen tekenen van verontreiniging.

Conclusie

Waterkwaliteitsmetingen in het studiegebied geven aan dat het ondiepe grondwater onder alle bodemgebruiksvormen met nitraat verrijkt is. In de Nuenengroep zijn over de gehele dikte opgeloste stoffen afkomstig uit de landbouw aanwijsbaar. Nitraat is echter op een diepte van 7 tot 9 meter beneden maaiveld als gevolg van denitrificatie vrijwel geheel verdwenen.

9. ADDITIONELE BRONNEN VAN EUTRO- FIËRING

Eutrofiëring van beekdalen via toestromend grondwater heeft tot nu toe het centrale thema gevormd in dit onderzoek.

Andere externe bronnen van eutrofiering van schrale begroeiingen in de beekdalen zijn inundatiewater met geëutrofieerd oppervlaktewater en droge en natte atmosferische depositie van eutrofiërende stoffen. Het is van belang de orde van grootte van deze beide andere bronnen te kennen om de effectiviteit van bemestingsbuffers te kunnen evalueren.

9.1. INUNDATIE BEKEN

In bepaalde beekdalen treedt regelmatig inundatie op tijdens hoge afvoeren. Er wordt vanuit gegaan dat het water na overstroming via oppervlakkige afstroming of via greppels e.d. weer terugstroomt naar de beek en dat nauwelijks of geen infiltratie optreedt naar de ondergrond. Enerzijds is dit toe te schrijven aan de verzadigde toestand van de madelanden voor perioden met inundatie, anderzijds treden veelal kwelpotentialen op in de beekdalen, waardoor een neerwaartse waterstroom onmogelijk is.

De concentratie van voedingsstoffen in het overstromingswater is daarom van ondergeschikt belang bij de eutrofiëring van de madelanden als gevolg van inundatie. Tijdens de inundatie kan echter wel slib bezinken en achterblijven op de madelanden. Dit bodemslib kan een bemestende invloed hebben als gevolg van stikstof of fosfaatcomponenten in het slib.

Om het effect van slibafzetting te kunnen kwantificeren zijn gegevens nodig over:

- waterpeilen waarboven inundatie optreedt;
- lengte perioden van inundatie;
- waterpeilen tijdens inundatie;
- overstroomde arealen met maaiveldshoogte;
- hoeveelheden slib in het water;
- koolstof-, stikstof- en fosforgehalten van het slib.

Inundaties van beperkte omvang treden op wanneer bij peilschaal 11 (bij Soeterbeek) een Dommelpel van 13.50 m+NAP optreedt (Fig. 2).

Tabel 19. Gemiddeld aantal dagen per periode waarbij het aangegeven peil (peilschaal 11, bij Soeterbeek) wordt overschreden gebaseerd op eendaagse waarnemingen over de periode 1947-1984

Peil (m+NAP)	Aantal dagen met overschrijding		
	zomer (16/4-15/10)	winter (16/10- 15/4)	gemiddeld
14.00	0.03	0.39	0.42
13.90	0.16	1.24	2.89
13.80	0.42	2.89	3.32
13.70	0.71	5.42	6.13
13.60	1.11	8.16	9.26
13.50	1.50	11.82	13.32

loop van de tijd kan deze leverantie toenemen tot circa $0.4 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{jr}^{-1}$. Voor fosfor moet worden verondersteld dat dit hoofdzakelijk in anorganische vorm aan het slib is vastgehecht. De beschikbaarheid van dit fosfaat voor de planten is onbekend.

Ernstiger inundaties treden op bij een peil boven 14.00 m+NAP, hoewel de periode waarover inundatie optreedt geringer is (Tabel 19). De gemiddelde duur van een hoogwatergolf werd berekend uit het totaal aantal dagen met een peil hoger dan 13.50 m+NAP en het aantal hoog-watergolven over de periode 1947-1984. Deze gemiddelde duur betrof 3.3 dagen. Het gemiddelde gehalte zwevende stof (slib) in het effluent van de rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI) te Eindhoven bedraagt 10 mg per liter water met een maximum van 116 mg.l^{-1} (GRONTMIJ, 1985). Het verloop van de stikstof-, fosfor- en koolstofgehalten van het bodemslib in de Dommel vanaf het lozingspunt van de RWZI tot aan de uitmonding van de Hooidonk is weergegeven in Tabel 20. De gehalten zijn gebaseerd op de gemiddelde waarden van monsters welke volgens een dwarsraai over de beek zijn genomen (VAN RIEMSDIJK en COLLE, 1985). Uit de gegevens blijkt dat de belasting van het slib met stikstof en fosfor afneemt met oplopende afstand van het lozingspunt van de RWZI. Tevens blijken de fosforgehalten in het slib hoger te zijn dan de stikstofgehalten.

Tabel 20. Stikstof-, fosfor- en koolstofgehalten in het bodemslib van de Dommel in het traject Eindhoven-Son vanaf de rioolwaterzuiveringsinstallatie Eindhoven

Monsterplaats	N-gehalte	P-gehalte g.kg ⁻¹	C-gehalte
St.Jozefdal	1.68	2.18	-
Soeterbeek	0.49	1.01	-
Hooidonk	0.32	0.75	-
Hooidonk, eigen waarnemingen	-	-	36.42

Afhankelijk van de hoogteligging kan op de madelanden in de beschouwde transsecten bij een Dommelstand boven 13 m+NAP een waterlaag van 10 tot 40 cm dikte ontstaan. Als er van uit wordt gegaan dat het Dommelwater bij inundatie 50 mg.l⁻¹ slib bevat en dat het slib in een periode van drie dagen volledig tot bezinking komt, wordt er tijdens een inundatie 50-200 kg.ha⁻¹ slib afgezet op de madelanden. In een seizoen treden gemiddeld vier van deze inundatiegolven op, zodat de jaarlijkse slibafzetting kan oplopen tot 200-800 kg.ha⁻¹. Uitgaande van de slibsamenstelling volgens Tabel 20 kan de hoeveelheid stikstof en fosfor die per jaar op de madelanden wordt afgezet worden berekend. Deze hoeveelheden zijn in Tabel 21 weergegeven. Wat betreft de stikstof gaat het om organisch gebonden stikstof, dat pas na mineralisatie beschikbaar komt voor de vegetatie. Een hoog ingeschatte mineralisatiesnelheid van 1% per jaar levert dan een hoeveelheid minerale stikstof van circa 4 g.ha⁻¹.jr⁻¹. Door ophoping van organische stof in de

Conclusie

De stikstofverrijking van madelanden via inundatie loopt uiteen van 0.1 tot maximaal 0.4 kg organisch gebonden stikstof per hectare per jaar. Een fractie hiervan komt voor de vegetatie beschikbaar. De fosforverrijking kan van 0.2 tot 0.8 kg.ha⁻¹ oplopen in de vorm van anorganisch aan het slib gebonden fosfaat. Inundatie leidt eerder tot een fosfaat- dan tot een nitraatverrijking. Inundatie vormt geen belangrijke bron van nitraatverrijking in madelanden.

9.2. ATMOSFERISCHE DEPOSITIE

Om de effecten van atmosferische stikstofdepositie op de stikstofhuishouding in de bodem af te wegen tegen andere bronnen van eutrofiëring is uitgegaan van metingen en berekeningen bij het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM) en het Instituut voor Meteorologie en Oceanografie te Utrecht (IMOU) (ONDERDELINDEN, 1986; ASMAN en MAAS, 1987).

Voor de gemeente Nuenen is aldus de natte en droge stikstofdepositie in 1987 bepaald op 12.6 respectievelijk 31.6 kg.ha⁻¹ N. De natte depositie bestaat voor 3.9 kg.ha⁻¹ N uit stikstofoxyden en 8.7 kg.ha⁻¹ N uit ammonium en ammoniak. Voor de droge depositie zijn deze cijfers 17.7 kg.ha⁻¹ N respectievelijk 13.9 kg.ha⁻¹ N. In totaal bedraagt de stikstofdepositie in de gemeente Nuenen 44.2 kg.ha⁻¹ N. Deze stikstofdepositie via de atmosfeer wordt als een van de invoergegevens gebruikt bij het model ANIMO waarmee de stikstofhuishouding in de bodem wordt gesimuleerd.

9.3. OVERZICHT VAN EUTROFIËRINGSBRONNEN

In Fig. 30 is een overzicht gegeven van de verschillende bronnen die het natuurgebied met stikstof kunnen verrijken. In deze figuur zijn de vier mogelijke bronnen aangegeven; drie hiervan zijn in dit onderzoek gekwantificeerd. De cijfers laten zien dat de stikstofverrijking van het natuurgebied door overstromingen vanuit de beken (Dommel, Hooidonkse Beek) verwaarloosbaar is. De atmosferische depositie is aanzienlijk, temeer daar deze direct op het natuurgebied neerslaat. Ook de nitraatbelasting van het grondwater door de landbouwkundige bemesting is groot, vooral bij grasland met een diepe Gt en bij mais. Vooral wanneer land met gras en een diepe GT of mais grenst aan het natuurgebied, is het dus zinvol om aan een bufferzone te denken die het natuurgebied kan beschermen. Het water dat buiten de bufferzone is geïnfiltreerd, is dan langer onderweg naar het natuurgebied en door de langere reistijd kan er meer nitraat worden afgebroken.

Aangenomen is dat in het jaar 2010 de hoeveelheid stikstof die uit het overstromingswater komt, ongewijzigd en dus verwaarloosbaar klein is. De toekomstige atmosferische depositie zal door te treffen beleidsmaatregelen ongeveer gehalveerd zijn en de nitraatbelasting van het grondwater is met ANIMO berekend. Deze laatste is in twee van de drie gevallen toegenomen,

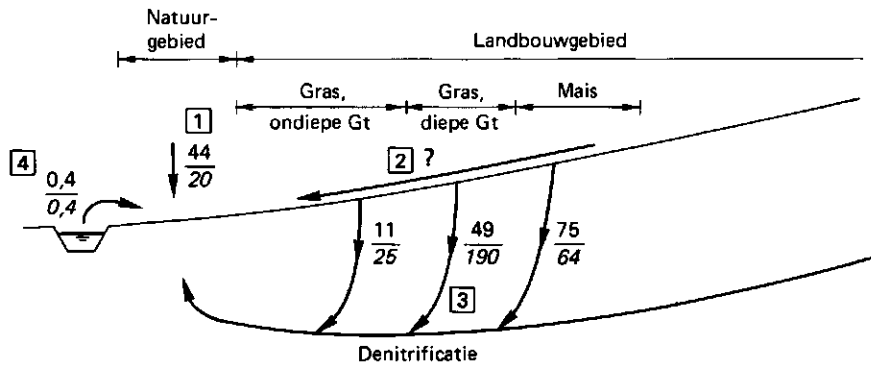


Fig. 30. Overzicht van de herkomst van stikstof, die in een natuurgebied kan belanden. De vier stikstofbronnen zijn aangegeven. De huidige omvang van de bronnen in kilogrammen N per hectare per jaar is boven de streep aangegeven. Onder de streep is de te verwachten omvang in het jaar 2010 vermeld.

1. atmosferische depositie;
2. bovengrondse toestroming via perceelssloten (niet gekwantificeerd);
3. nitraatbelasting van het freatisch grondwater door landbouwkundige bemesting;
4. inundatie vanuit beken.

ondanks de invoering van de gefaseerde fosfaatnormering uit het Besluit Gebruik dierlijke meststoffen. Deze bron wordt dus relatief belangrijker; dit geeft aan dat het belang van bufferzones in de bescherming van het natuurgebied de komende jaren naar verwachting toeneemt.

10. NORMEN EN TOLERANTIES VAN VEGETATIES

10.1. NORMEN EN TOLERANTIES VOOR STIKSTOF

Voordat aangegeven kan worden welke concentraties stikstof in het grondwater nog acceptabel zijn voor een vegetatie moet bekend zijn welke stikstofnormen voor de vegetatie moeten worden aangehouden en welke toleranties aanwezig zijn voor overschrijding van de norm. Daar in de toestroming van grondwater naar beekdalen de horizontale stroomcomponent doorgaands domineert dient de norm gehanteerd te worden aan de laterale grens van het waardevolle gebied waar het verrijkte grondwater toestroomt vanuit de landbouwgronden. (Vergelijk Fig. 14).

Normen

De te beschermen vegetaties kunnen grofweg verdeeld worden in schrale en productieve begroeiingen welke gebonden zijn aan bodems met minerale grond en weinig organische stof respectievelijk aan venige gronden met veel organische stof. Schrale vegetaties zijn gevoeliger voor inspoeling van stikstof dan de rijke vegetaties. Gesteld zou kunnen worden dat in de schrale vegetaties geen verdere stikstofaanrijking mag plaatsvinden daar de stikstofbehoefte volledig gedekt wordt door interne mineralisatie. Bovendien zal de atmosferische depositie al vaak ruimschoots in deze behoefte hebben voorzien. De concentratie van het grondwater dat de grens met deze schrale systemen overschrijdt moet $0 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$ bevatten volgens deze zienswijze.

De rijkere systemen zijn minder gevoelig voor inspoeling van stikstof en worden bovendien gebufferd tegen nitraatinspoeling door denitrificatie in het veenlichaam. Door deze denitrificatie bereikt het nitraat weliswaar niet de wortelzone, maar ze veroorzaakt wel een afname in de hoeveelheid organische stof waardoor op den duur de buffer wordt aangetast. Bovendien zijn planten met een diep wortelstelsel zoals riet en sommige grote zeggesoorten in staat met hun wortels op de grens van het veen en de minerale ondergrond het nitraatrijke water af te tappen (M. OKHUYSEN persoonlijke mededeling), waardoor een soort kortsluiting ontstaat in de stikstofkringloop. Het is daarom af te raden het argument van de veenbuffer te

gebruiken om nitraatinspoeling van hogere gronden te accepteren. In principe zou ook hier gesteld moeten worden dat de concentratie van het grondwater dat de grens met een rijk systeem overschrijdt niet hoger mag zijn dan $0 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$.

Toleranties

Onvermijdelijk rijst de vraag wat de gevoeligheid van de twee beschouwde systemen is voor het geval dat de concentratie van stikstof in het grondwater boven de norm uitstijgt. Soortenrijkdom kan als maat voor de natuurwaarde worden beschouwd. Volgens een optimumverloop neemt de soortenrijkdom en dus de natuurwaarde aanvankelijk toe en later weer af bij een toenemende biomassa.

Uit veldonderzoek van BOLLER-ELMER (1977) en VERMEER (1985) blijkt dat er een lineaire relatie bestaat tussen de biomassa- en de stikstof-productie van natuurlijke vegetaties. De hoeveelheid biomassa is daarbij afhankelijk van de stikstofproductie. Voor schrale (minder dan 500 g.m^{-2} biomassaproductie) en rijke begroeiingstypen (meer dan 500 g.m^{-2} biomassaproductie) is de standaarddeviatie van de stikstofproductie 1.3 respectievelijk $2.9 \text{ g.m}^{-2} \text{ N}$ voor het 95% betrouwbaarheidsinterval.

De stikstofproductie van een vegetatie kan worden berekend met behulp van het produkt van de verdampingsflux en de stikstofconcentratie in het bodemwater (DE WILLIGEN en VAN NOORDWIJK, 1987). Er kan nu worden afgeleid dat bij een gemiddelde jaarlijkse verdamping onder Nederlandse omstandigheden van 575 mm er statistisch geen afwijking optreedt in het stikstofproductieniveau en dus in de hoeveelheid biomassa van arme en rijke vegetaties, als de stikstofconcentratie in het bodemwater zou toenemen tot ongeveer 2 respectievelijk 5 mg.l^{-1} . In vergelijking met de hoeveelheden stikstof die via denitrificatie op jaarbasis kunnen worden afgebroken is deze tolerantie voor stikstofverrijking zo gering dat om praktische redenen ervan wordt uitgegaan dat de tolerantie voor stikstofverrijking wordt gelijkgesteld aan nul.

Conclusie

Voor vegetaties in beekdalen geldt dat het grondwater dat het beekdal binnenstroomt niet meer dan $0 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$ mag bevatten.

11. OMVANG VAN BUFFERZONES TEGEN NITRAATINSPOELING

11.1. INLEIDING

Met oplopende afstand vanaf het beekdal neemt de reistijd van grondwater vanaf het infiltratiepunt tot aan het beekdal toe. Vanaf het beekdal kunnen zodoende zones worden aangegeven met oplopende verblijftijden van het grondwater onderweg naar het beekdal. Langs het transsect kunnen zo bijvoorbeeld 10-jaars- en 20-jaarszones vanaf het beekdal worden aangegeven (Fig. 14).

Naarmate de verblijftijd van het grondwater toeneemt, zal meer nitraat door denitrificatie verdwijnen. Als de denitrificatiecapaciteit van het doorstroomde pakket bekend is, kan worden berekend hoeveel tijd nodig is voordat het nitraathoudende grondwater, dat op een bepaalde plek is uitgespoeld, door denitrificatie gezuiverd is tot een nitraatniveau dat door de vegetatie kan worden verdragen. Hiertoe moeten de gevoeligheid van de vegetatie voor stikstof bekend zijn. De benodigde tijd voor denitrificatie wordt vertaald naar die jaarszone in het transsect die overeenkomt met het aantal voor denitrificatie benodigde jaren. De gevonden verblijfszone komt overeen met de bufferzone. Om de bufferzones te bepalen moeten dus de volgende elementen worden gebruikt.

- belasting van het grondwater met nitraat onder de simulatie-eenheden.
Deze belasting is berekend met het model ANIMO (Par. 7.3);
- reistijden van het grondwater tijdens stroming vanaf het infiltratiepunt tot het beekdal. Deze reistijden zijn bepaald met het model STRELIN (Par. 6.3);
- Denitrificatiecapaciteit van het doorstroomde pakket (Par. 8.2);
- Locatie van de waardevolle gebieden (Par. 3.7);
- Gevoeligheid van de vegetatie voor nitraatverrijking (Par. 10.1).

11.2. BEPALING BUFFERZONES LANGS DE TRANSSECTEN

Het is nu mogelijk om de bufferzones langs de transsecten te bepalen. In Fig. 31 wordt dit aan de hand van een voorbeeld toegelicht. Fig. 31 toont weer het stroombanenpatroon en de isochronen in de omgeving van het Spekt

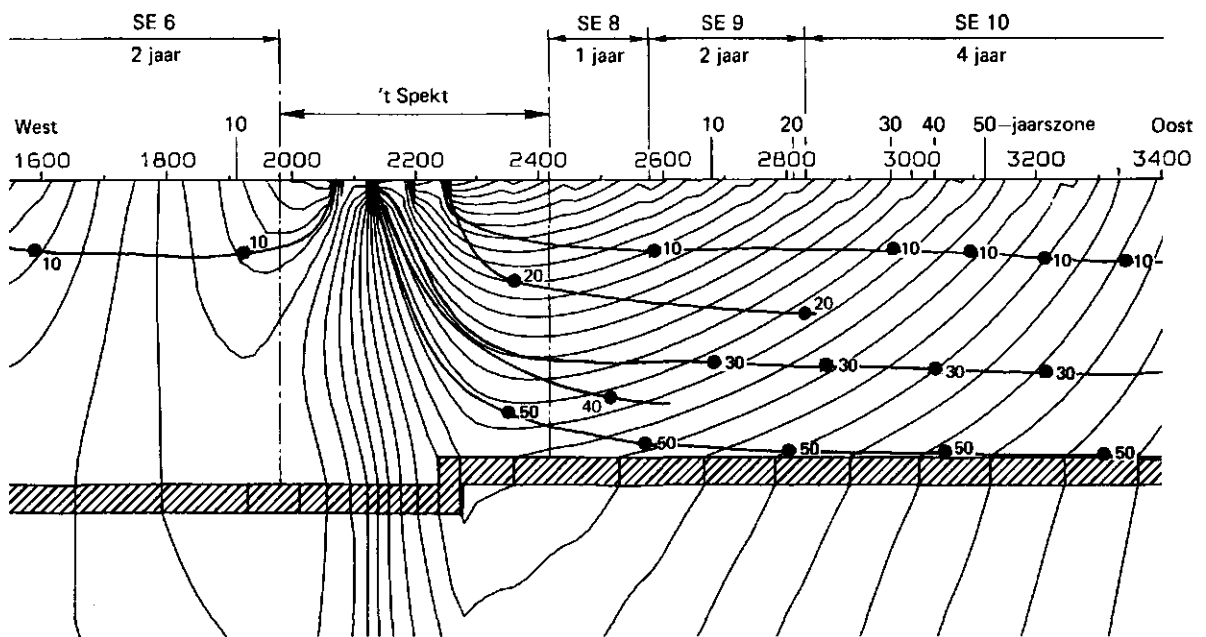


Fig. 31. Stroombanenpatroon, isochronen en jaarszones rondom het Spekt. Tevens is de ligging van de aangrenzende simulatie-eenheden aangegeven en de benodigde afbraaktijd voor ingespoeld nitraat, wanneer uitgegaan wordt van de maximale nitraatuitspoeling bij het bemestingsscenario volgens de gefaseerde fosfaatnormering

op het transsect door de Breugelse Beemden met de jaarszones. (Vergelijk Fig. 14). Stel dat het gebied tussen 1980 en 2440 m een te beschermen natuurgebied is met laterale grenzen en waarin geen landbouwkundige activiteiten plaatsvinden. Ten westen en ten oosten hiervan liggen de simulatie-eenheden SE 6, SE 8 en SE 9 met mais en SE 10 met gras. Tabel 22 geeft de gemiddelde nitraatuitspoeling op deze simulatie-eenheden, wanneer de bemesting de gefaseerde fosfaatnormering volgt. Voor de maximale uitspoeling gedurende deze perioden wordt de benodigde afbraaktijd voor nitraat bepaald. De afbraak door denitrificatie in de ondergrond is afhankelijk van het aanwezige organische-stofgehalte in de Nuenengroep (zie tabel 15). In Fig. 31 is de benodigde afbraaktijd bij de simulatie-eenheden vermeld, wanneer er uitgegaan wordt van het gemiddelde organische-stofgehalte van 0.4 %. Ten westen van het natuurgebied het Spekt ligt simulatie-eenheid 6 met mais, de benodigde afbraaktijd voor het uitgespoelde nitraat is hier twee jaar. Dit houdt in dat hier een tweejaarszone nodig is als bufferzone. Wanneer we aannemen dat in twee jaar een vijfmaal zo klein horizontale

Tabel 22. Gemiddelde nitraatuitspoeling over perioden van vijf jaar bij een aantal simulatie-eenheden op het transsect door de Breugelse Beemden. Bemesting volgens de vier fasen van de gefaseerde fosfaatnormering

SE Bodemgebruik Gt			Nitraatuitspoeling (kg.ha ⁻¹ .jr ⁻¹ N)				
			tot.	1990	1995	2000	2005
			1990	-1995	-2000	-2005	-2010
6	mais	VII	94	113	99	81	73
8	mais	V*	26	26	22	16	14
9	mais	V	65	91	82	65	57
10	gras	V*	15	96	180	222	229

afstand wordt afgelegd dan in tien jaar (d.w.z. de kromming van de stroombanen is verwaarloosbaar), is hier 1/5 deel van de tienjaarszone nodig als buffer, dat wil zeggen circa $1/5 * 70 = 15$ m. Voor simulatie-eenheid 8 met mais ten oosten van 't Spekt is een eenjaarszone nodig als buffer, dat wil zeggen circa $1/10 * 240 = 25$ m. Geïnfiltreerd water op simulatie-eenheid 9 en 10 is langer dan twee respectievelijk vier jaar onderweg naar het natuurgebied en het is dus niet nodig om extra beschermende maatregelen te treffen in verband met de nitraatuitspoeling onder deze simulatie-eenheden. Het betreft hier gemiddelde waarden voor de bufferzones. Wanneer uitgegaan wordt van een ander organische-stofgehalte in de ondergrond, is er sprake van andere afbraaktijden, dus andere jaarszones en bufferbreedtes. Voor simulatie-eenheid 6 bijvoorbeeld zou bij een organische-stofgehalte van 0.1% een zevenjaarszone, dat wil zeggen circa $7/10 * 70 = 50$ m nodig zijn. Bij een organische-stofgehalte van 0.8 % zou een eenjaarszone, dus een strook van slechts circa $1/10 * 70 = 10$ m nodig zijn.

In principe kan nu voor elk transsect worden nagegaan welke verblijfszones rondom de waardevolle gebieden moeten worden aangehouden en hoe breed deze zones moeten zijn. Een probleem is echter dat de resultaten uitsluitend langs de transsecten gelden, terwijl de natuurgebieden over het gehele studiegebied zijn verdeeld. De resultaten moeten daarom worden geëxtrapoleerd naar het ruimtelijk beeld.

11.3. BEPALING BUFFERZONES BUITEN DE TRANSSECTEN

Om de resultaten in de transecten ruimtelijk te kunnen extrapoleren is een vergroving van de oorspronkelijke resultaten toegepast. De simulatie-eenheden zijn op basis van de resultaten met de ANIMO-berekeningen samengevoegd tot drie groepen.

- 1. mais met diepe grondwaterstand (GT V, VI, VII);
- 2. Gras met een diepe grondwaterstand (GT V, VI, VII);
- 3. Gras met een ondiepe grondwaterstand (GT I, II, III).

Voor elke groep is een gemiddelde nitraatuitspoeling berekend bij een bemestingsscenario volgens de vier fasen van de fosfaatnormering. Deze gemiddelde uitspoeling is op haar beurt gemiddeld over een periode van jaren. Vervolgens is voor deze gemiddelde uitspoelingen per groep de benodigde afbraaktijd berekend, uitgaande van een organische-stofgehalte in de Nuenengroep van 0.4, 0.1 en 0.8%. De resultaten zijn weergegeven in Tabel 23.

Met behulp van isohypsenbeelden kan worden nagegaan vanuit welke 'bovenstrooms' gelegen landbouwgronden de waardevolle gebieden worden bedreigd. Deze landbouwgronden moeten in een van de drie categorieën worden ingedeeld. Tabel 23 geeft dan de nitraatuitspoeling op de verschillende tijdstippen en de benodigde afbraaktijden.

Tabel 23. Gemiddelde stikstofuitspoeling en aantal benodigde jaren voor volledige denitrificatie van het uitgespoelde nitraat voor drie categorieën bodemgebruik gemiddeld over een periode van vijf voorafgaande jaren bij een bemesting volgens de vier fasen van de fosfaatnormering. Aangegeven is hoeveel jaren nodig zijn voor afbraak van het uitgespoelde nitraat door denitrificatie bij een organische-stofgehalte van 0.4, 0.1 en 0.8% in de Nuenengroep. De afbraaktijd is steeds naar boven afgerond op gehele jaren

Tijd- stip	Mais (V, VI, VII)				Nat grasland (I, II, III)				Droog grasland (V, VI, VII)			
	N-uitspoeling (kg.ha ⁻¹ .jr ⁻¹)	0,4	0,1	0,8	N-uitspoeling (kg.ha ⁻¹ .jr ⁻¹)	0,4	0,1	0,8	N-uitspoeling (kg.ha ⁻¹ .jr ⁻¹)	0,4	0,1	0,8
		(jaren)				(jaren)				(jaren)		
1990	75	2	5	1	11	1	1	1	49	1	3	1
1995	98	2	6	1	17	1	1	1	124	2	7	1
2000	90	2	5	1	22	1	2	1	178	3	10	2
2010	64	1	4	1	29	1	2	1	192	3	11	2

Bufferbreedte

In de periode die nodig is voor de afbraak van het nitraat overbruggt het grondwater een zekere horizontale afstand als gevolg van het transport via de stroombanen. De horizontaal afgelegde afstand in een bepaalde periode is kleiner naarmate de waterscheiding dichterbij is gelegen. (Vergelijk Fig. 11, 12 en 13). Uit een analyse van de drie transecten in het studiegebied kon een relatie worden afgeleid tussen de afstand L tot de waterscheiding en de in horizontale richting afgelegde weg Y van het grondwater in een periode van tien jaar. Deze relatie is de weergegeven lijn (1) in Fig. 32. Er wordt nu verondersteld dat de afgelegde afstanden in een periode van een tot twaalf jaar rechtevenredig toenemen (d.w.z. de kromming van de stroombanen is verwaarloosbaar in deze eerste jaren). Dit betekent dat de afstand die in bijvoorbeeld twee jaar wordt afgelegd een vijfde gedeelte bedraagt

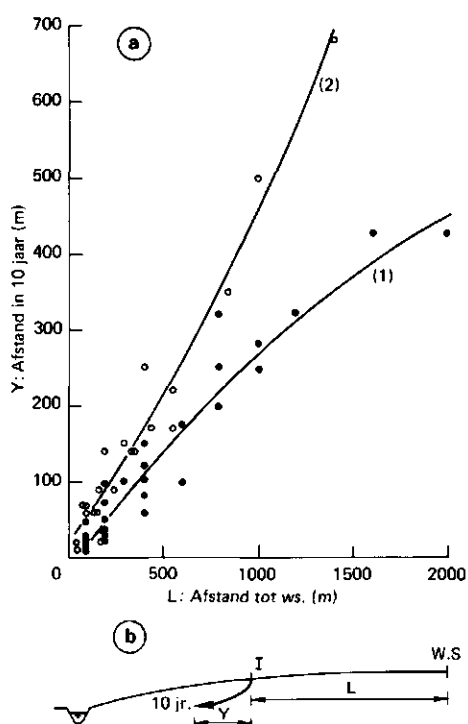


Fig. 32. a. Relatie tussen de afstand tot de waterscheiding L en de in horizontale richting afgelegde afstand Y in een periode van 10 jaar. Lijn 1 vertegenwoordigt de relatie voor een schematisatie met één scheidende laag in de Nuenengroep. Deze relatie is gebruikt om de bufferbreedten te bepalen. Lijn 2 geeft de relatie weer voor een geohydrologische schematisatie met twee scheidende lagen in de Nuenengroep.

b. Schematische voorstelling van de relatie tussen Y en L in een transect. I is het infiltratiepunt; WS geeft de plaats van de waterscheiding aan

van de afstand die in tien jaar wordt afgelegd.
Als nu de uitspoeling bovenstrooms van het waardevolle gebied en de daarbij behorende maximaal benodigde afbraaktijd in jaren bekend is (Tabel 23), moet nog slechts de afstand tussen de beschouwde landbouwpercelen en de eerstvolgende waterscheiding worden bepaald om de gewenste bufferbreedte te kunnen vaststellen. Uit Tabel 24 kan de gewenste bufferbreedte worden afgeleid.

Tabel 24. Bufferbreedten in afhankelijkheid van het organische-stofgehalte in de Nuenengroep, de verschillende vormen van bodemgebruik en de afstand L vanaf het landbouwperceel 'bovenstrooms' van het waardevolle gebied tot aan de waterscheiding. Tussen haakjes is onder de bodemgebruiksvorm het benodigde aantal jaren voor volledige denitrificatie aangegeven (vergelijk Tabel 23)

Afstand L (m)	Bufferbreedten (m)								
	0.4 % org. stof			0.1 % org. stof			0.8 % org. stof		
	mais	gras	gras	mais	gras	gras	mais	gras	gras
	V-VII (2jr)	I-III (1jr)	V-VII (3jr)	V-VII (6jr)	I-III (2jr)	V-VII (11jr)	V-VII (1jr)	I-III (1jr)	V-VII (2jr)
100	4	2	5	11	4	20	2	2	4
200	10	5	15	31	10	56	5	5	10
300	16	8	25	49	16	90	8	8	16
400	22	11	34	67	22	123	11	11	22
500	28	14	42	85	28	155	14	14	28
600	34	17	51	102	34	186	17	17	34
700	39	20	59	118	39	216	20	20	39
800	44	22	67	134	44	244	22	22	44
900	49	25	74	149	49	272	25	25	49
1000	54	27	81	163	54	298	27	27	54
1200	63	32	95	189	63	347	32	32	63
1400	71	36	107	213	71	391	36	36	71
1600	78	39	117	235	78	430	39	39	78
1800	84	42	127	254	84	465	42	42	84
2000	90	45	135	271	90	496	45	45	90

De tabel moet van links naar rechts worden gelezen. Eerst wordt de afstand L gezocht. Dan wordt de kolom gezocht met de bodemgebruiksvorm. Bij de gezochte bodemgebruiksvorm is het maximaal benodigde aantal jaren voor volledige denitrificatie aangegeven indien bemesting volgens de gefaseerde fosfaatnormering verloopt (Tabel 23). De horizontaal afgelegde afstand in deze jaren moet als bufferbreedte worden aangehouden. Afhankelijk van de afstand L wordt in de kolom van de bodemgebruiksvorm de benodigde bufferbreedte opgezocht.

De bufferbreedte van een te beschermen gebied waarvan 'bovenstrooms' droge graslanden zijn gelegen die zich op een afstand van 500 meter vanaf de waterscheiding bevinden, bedraagt 42 meter voor het geval dat het organische-stofgehalte in de Nuenengroep 0.4% bedraagt. Als het organische-stofgehalte 0.1 respectievelijk 0.8% bedraagt is een bufferbreedte van 155 respectievelijk 28 meter wenselijk.

Als eenzelfde situatie zich voordoet waarbij de droge graslanden op 1400 meter vanaf de waterscheiding zijn gelegen, dan bedraagt de breedte van de bufferzone 107, 391 dan wel 71 meter. Gezien de nauwkeurigheden kunnen de bufferzones op tientallen meters worden afgerond.

Spreiding bufferbreedten

Uit het bovenstaande blijkt al dat de breedte van de bufferzone geen constante en onveranderlijke grootte is. Enerzijds zijn er onzekerheden bij de vaststelling van de huidige situatie, anderzijds zijn er onzekerheden bij de bepaling van de toekomstige situatie. Deze onzekerheden spelen door in de bepaling van de bufferbreedten. Voorbeelden van onzekerheden over de toekomstige situatie zijn de ontwikkelingen van de bemesting in het studiegebied en de mogelijkheid en de aard van drainage-activiteiten in de toekomst. (Vergelijk Par. 6.5.) Deze onzekerheden zullen altijd bestaan. De belangrijkste onzekerheden over de huidige situatie betreffen het organische-stofgehalte in de Nuenengroep en de geohydrologische schematisatie. Wat betreft de onzekerheid in het organische-stofgehalte is steeds aangegeven welke consequenties dit heeft voor de bufferbreedte.

De spreiding in de bufferbreedte door de geohydrologische schematisatie is ook nagegaan. Voor het stroombanenpatroon in de situatie van twee leemlagen in het afdekkend pakket, de Nuenengroep (Fig. 15), is bekeken hoe het verband tussen de afstand tot de waterscheiding en de in horizontale richting afgelegde afstand Y is. De gestippelde lijn (2) in Fig. 32 geeft dit verband weer. Geconcludeerd moet worden dat de horizontaal afgelegde afstand Y

afhankelijk is van de geohydrologische schematisatie. De afgelegde afstand kan voor hoge waarden van Y tot enkele honderden meters verschil oplopen. Het verschil in geohydrologische schematisatie leidt tot een onnauwkeurigheid van maximaal een factor twee bij grote afstanden tot de waterscheiding (vergelijk Par. 6.5). Deze onnauwkeurigheid is aanzienlijk geringer bij kleine afstanden tot de waterscheiding.

11.4. OMVANG BUFFERZONES IN HET STUDIEGEBIED

Op de in de voorafgaande paragrafen afgeleide manier is het ruimtebeslag van de bufferzones voor het studiegebied uitgewerkt in Fig. 33, 34 en 35.

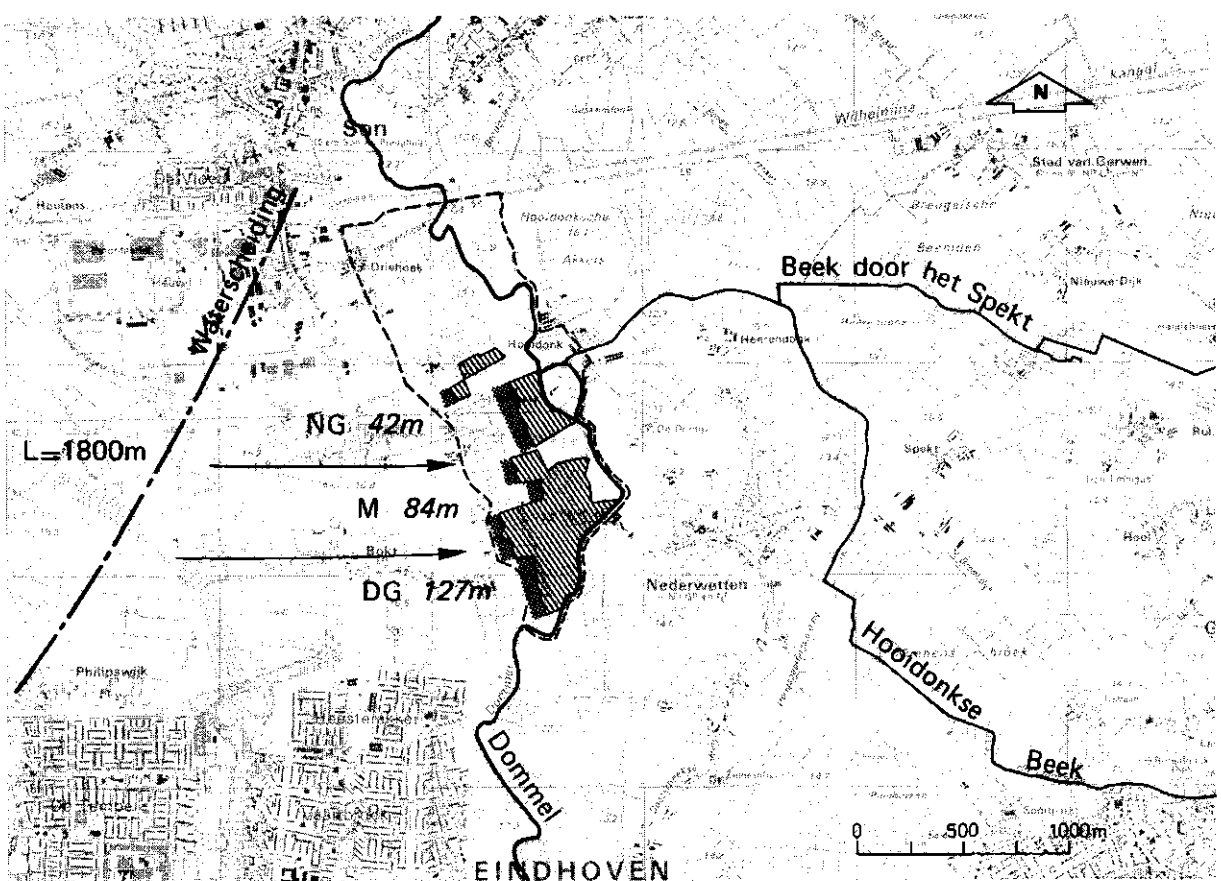


Fig. 33. Ligging en ruimtebeslag (cursief fedrukte cijfers) van bufferzones tegen nitraatinspoeling in het gebied van de Hooiendonken bij het gemiddelde organische-stofgehalte van 0.4% in de Nuenengroep. De waterscheidingen, beken en stroomrichtingen van het grondwater in de richting van de waardevolle gebieden zijn aangegeven, alsmede de afstand L tot aan de waterscheiding. Het bodemgebruik bovenstrooms van het te beschermen gebied is aangegeven; m: mais; dg: grasland met GT V,VI,VII; ng: grasland met GT I,II,III

Enkele kanttekeningen zijn hierbij op hun plaats:

- de grondgebruiksvorm 'bovenstrooms' van de te beschermen gebieden is globaal afgeleid uit topografische kaarten. Dit kan een onjuist beeld opleveren. Verificatie in het veld heeft niet plaatsgevonden;
- de ligging van de waterscheiding is zo nauwkeurigheid mogelijk bepaald;
- de grens van de te beschermen gebieden verloopt doorgaands grillig. Uit praktische overwegingen zijn deze grenslijnen vereffend;
- in een aantal gevallen zijn de te beschermen gebieden sterk versnipperd in een toekomstig relatienotagegebied aanwezig. Met dergelijke versnippering is moeilijk om te gaan. Beleidsinstanties dienen zich uit te spreken hoe hiermee om te gaan;

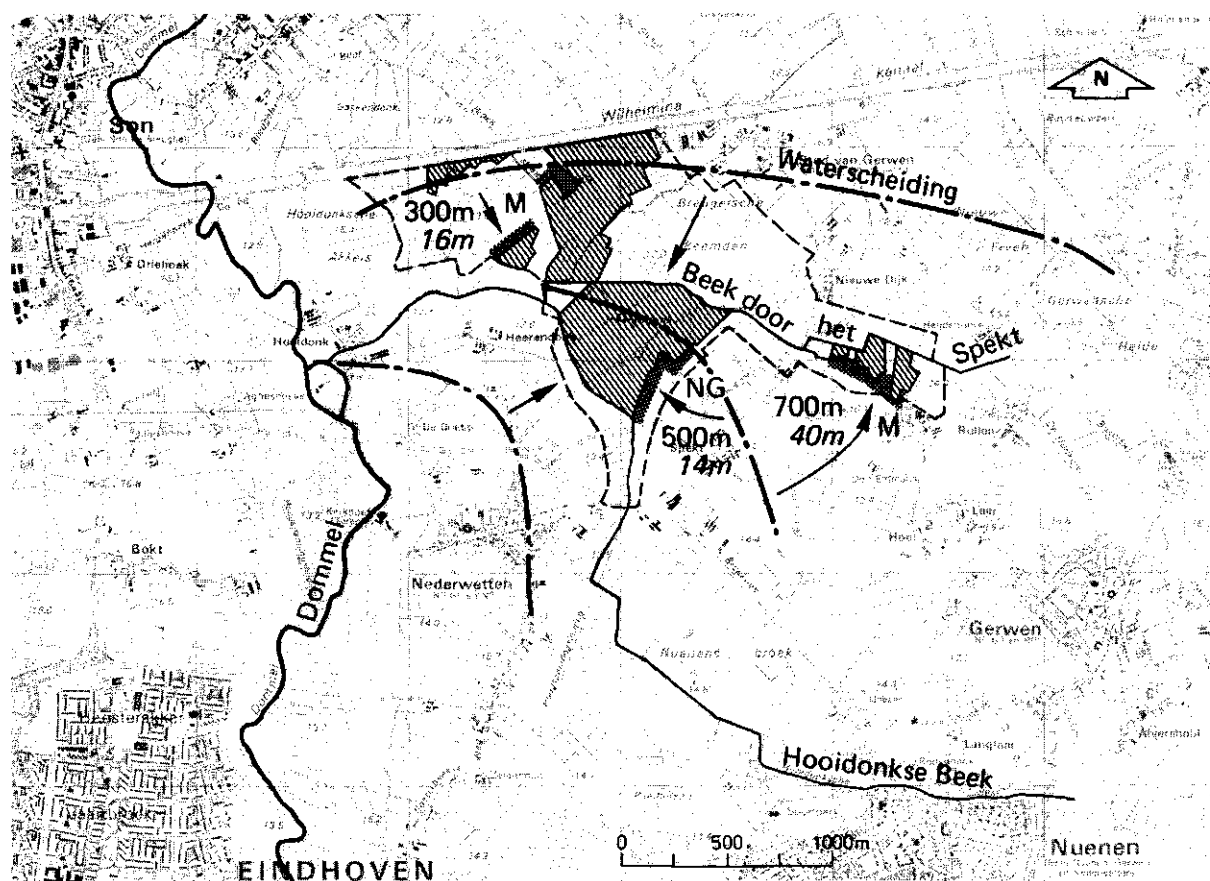


Fig. 34. Ligging en ruimtebeslag (cursief gedrukte cijfers) van bufferzones tegen nitraatinspoeling in het gebied van de Breugelse Beemden bij het gemiddelde organische-stofgehalte van 0.4% in de Nuenengroep. De waterscheidingen, beken en stroomrichtingen van het grondwater in de richting van de waardevolle gebieden zijn aangegeven, alsmede de afstand L tot aan de waterscheiding Het bodemgebruik bovenstrooms van het te beschermen gebied is aangegeven; m: mais; dg: grasland met GT V,VI,VII; ng: grasland met GT I,II,III

- de breedte van de bufferzones getekend op een kaartschaal 1:25 000 bedraagt in de meeste gevallen een tot enkele millimeters. In een enkele situatie heeft de breedte een ruimtebeslag van 1 a 2 cm. Om deze reden is het niet zinnig op een kaart de begrenzing van bufferzones met lijnen aan te geven.

In de figuren 33, 34 en 35 zijn de waterscheidingen, de tweede orde waterlopen (d.w.z. die een drainerende werking in de zomer bezitten), de te beschermen gebieden en de grondwaterstroming in de richting van de te beschermen gebieden aangegeven. Pijlen geven de grondwaterstroomrichting aan. Bij de pijlen is de afstand tot aan de waterscheiding met cijfers aangegeven. Met een lettercombinatie is aangegeven welke bodemgebruiksvorm dominerend is 'bovenstrooms' van het te beschermen gebied. De noodzakelijke

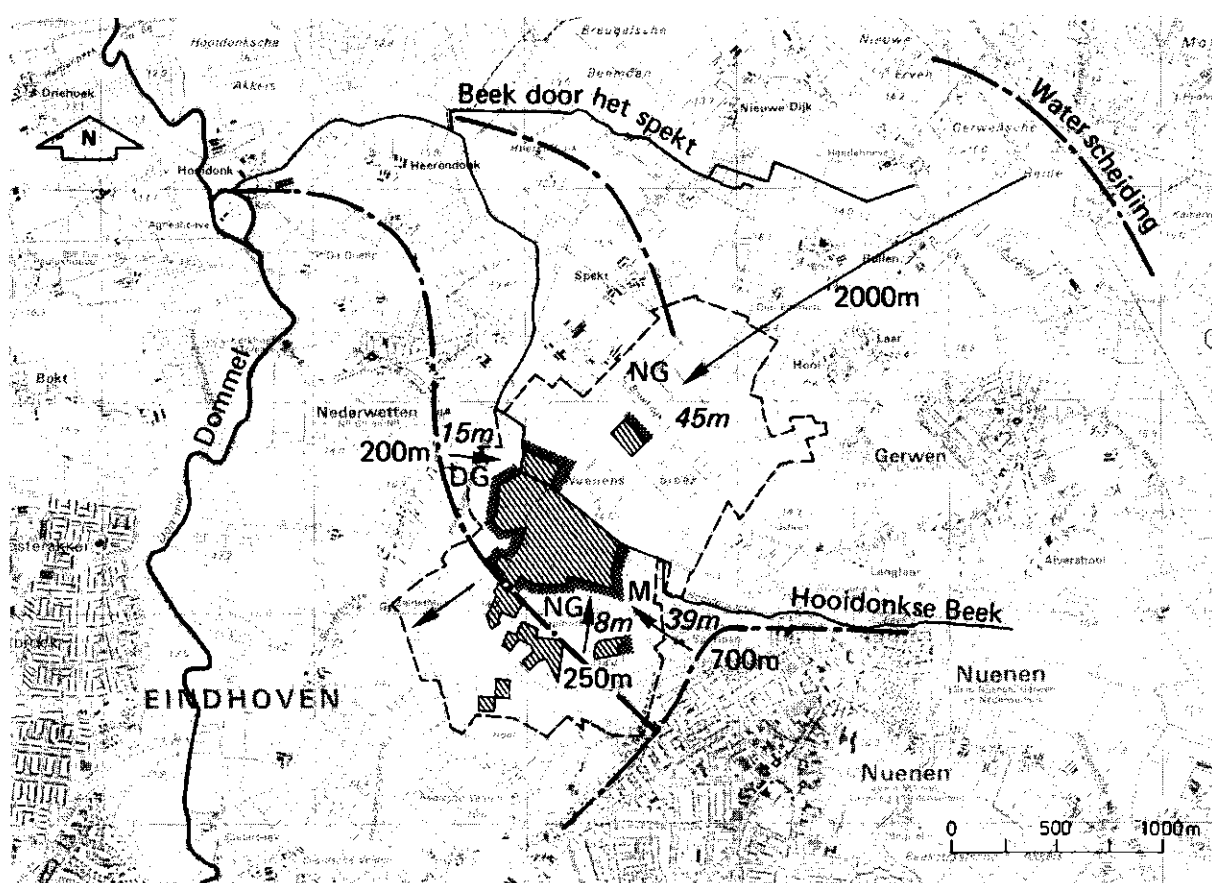


Fig. 35. Ligging en ruimtebeslag (cursief gedrukte cijfers) van bufferzones tegen nitraatinspoeling in het gebied van het Nuenens Broek bij het gemiddelde organische-stofgehalte van 0.4% in de Nuenengroep. De waterscheidingen, beken en stroomrichtingen van het grondwater in de richting van de waardevolle gebieden zijn aangegeven, alsmede de afstand L tot aan de waterscheiding. Het bodemgebruik bovenstrooms van het te beschermen gebied is aangegeven; m: mais; dg: grasland met GT V,VI,VII; ng: grasland met GT I,II,III

bufferbreedte is afgeleid uit Tabel 24 voor het gemiddelde gehalte organische stof in de ondergrond van 0,4%. De gevonden breedten zijn aangegeven.

In verschillende situaties zijn geen bufferzones noodzakelijk:

- wanneer het te beschermen gebied op een waterscheiding is gelegen is een bufferzone niet nodig. Dit is bijvoorbeeld het geval in het zuid-westelijke deel van het Nuenens Broek en de noordelijke rand van de Breugelse Beemden;
- indien het waardevolle gebied wordt afgeschermd voor toestromend grondwater door een tweede orde drainagesloot is het eveneens niet nodig aan een bufferzone te denken. Een dergelijke situatie doet zich voor langs de noordoost- en zuidwestzijde van de Breugelse Beemden en aan de noordoostelijke zijde van het Nuenens Broek;
- Indien de grondwaterstroming van het te beschermen gebied af is gericht, is aan die zijde vanzelfsprekend geen bufferzone nodig tegen de inspoeling van nitraat via het grondwater.

12. AANBEVELINGEN VOOR VERVOLG- ONDERZOEK

Een belangrijk aspect van de methodiek voor het bepalen van de omvang van bufferzones is dat ze eenvoudig toepasbaar moet zijn. Tot nu toe is de wijze waarop deze omvang kan worden afgeleid daarentegen complex. Deze complexiteit is in eerste instantie toe te schrijven aan de vele facetten die verbonden zijn aan het probleem van de nitraatuitspoeling.

Op onderdelen lijken er perspectieven aanwezig om aan de hand van de modelberekeningen vereenvoudigde relaties tussen invoergegevens en rekenresultaten af te leiden. Deze relaties zouden als vuistregels kunnen worden gebruikt ter vereenvoudiging van de methodiek voor toepassing op praktijk-schaal. Van belang is op te merken dat door vereenvoudiging de resultaten op een hoger aggregatieniveau komen te liggen wat tot een vergroving van de methodiek leidt.

Lokale waterhuishouding

Een van de belangrijkste elementen in de methode is het stroombanenpatroon van het grondwater. Stroombanen worden berekend met het model STRELIN dat daartoe als invoergegeven aan de bovenrand drainagefluxen vraagt die met het model WATBAL zijn berekend.

WATBAL berekent de verdeling van het neerslagoverschot naar elk van de vier te onderscheiden drainagestelsels. De procentuele verdeling van het neerslagoverschot over de drainagestelsels in afhankelijkheid van de grondwatertrap van de simulatie-eenheid is weergegeven in Tabel 25. De derde/vierde orde fluxen worden lokaal afgevoerd en zijn in de STRELIN--figuren dus nauwelijks zichtbaar (Hoofdstuk 6).

Tabel 25. Verdeling van de drainagefluxen in procenten van het neerslagoverschot over de drainagestelsels in het studiegebied uitgesplitst naar GT 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

In Tabel 26 is per gewas en grondwatertrap het neerslagoverschot weergegeven.

De verdeling van de fluxen geeft een vrij consistent beeld te zien. Naar verwachting zal de verdeling van de fluxen in gebieden met vergelijkbare geohydrologische omstandigheden eenzelfde beeld opleveren. In aansluiting op de schaal van het grondwaterplan van de provincie Noord-Brabant kunnen de in dit plan onderscheiden geohydrologische regio's als homogeen worden beschouwd. Dit betekent dat voor de regio van de Centrale Slenk slechts informatie nodig zou zijn over de grondwatertrap en bodemgebruik om vast te kunnen stellen hoe groot de fluxen zijn die in het model STRELIN moeten worden ingevoerd. WATBAL-berekeningen zijn in dat geval overbodig geworden. De vuistregel die het verband aangeeft tussen de verdeling van drainagefluxen en grondwatertrappen moet echter op zijn waarde worden getoetst voordat toepassing acceptabel is. De toetsing vindt plaats door in een tweede studiegebied in de Slenk met een vergelijkbare geohydrologische gesteldheid STRELIN-berekeningen uit te voeren met zowel fluxen berekend volgens WATBAL als afgeleid uit de vuistregel. De resultaten van deze twee STRELIN-berekeningen mogen niet sterk uiteenlopen. Met name kan getoetst worden aan de afstand die in horizontale richting door het grondwater wordt afgelegd in een vastgestelde periode (vergelijk Fig. 32). Bovendien zal ook de toepasbaarheid van de vuistregel worden nagegaan in de afwijkende geohydrologische regio West-Brabant.

Tabel 26. Neerslagoverschot per gewas voor een
een gemiddeld jaar (1978) uitgesplitst
naar GT

Gewas	neerslagoverschot (mm.jr ⁻¹)		
	II	III	V, VI, VII
Gras	248	237	186
Mais	-	-	237
Bos	328	328	303

Regionale waterhuishouding

Het berekenen van de stroombanen vormt een van de meest essentiële onderdelen van de methodiek. De stroombanen worden in sterke mate bepaald door de geohydrologische gesteldheid van het gebied en de verdeling van de fluxen aan de bovenrand van het systeem.

In Par. 11.3 bleek dat er een relatie bestaat tussen de afstand tot de waterscheiding van een infiltrerend waterdeeltje en de door dat deeltje in horizontale richting afgelegde afstand in een bepaalde periode. De breedte van de bufferzone is in hoge mate gebaseerd op deze horizontale stromingscomponent. De relatie blijkt vooral afhankelijk te zijn van de diepte en de weerstand van de eerste scheidende laag in de ondergrond. Ook de horizontale en verticale doorlatendheden spelen een rol.

Vuistregels voor de horizontale stromingscomponent in relatie tot de geohydrologische gesteldheid en de afstand tot de waterscheiding zouden STRELIN-berekeningen overbodig kunnen maken. Perspectief hiertoe lijkt aanwezig. Ook deze vuistregel zou nader getoetst moeten worden op een brede toepasbaarheid.

Stikstofhuishouding

Voor het berekenen van de nitraatuitspoeling is het simulatiemodel ANIMO toegepast. Dit model is uiterst complex van aard en vraagt veel invoergegevens. Toetsing van de modeluitkomsten aan meetgegevens kan slechts globaal worden gedaan tenzij er een uitgebreid meetprogramma wordt uitgevoerd. Een meetpunt per simulatie-eenheid geeft de situatie op dat punt weer en dit hoeft niet met de representatieve situatie voor deze simulatie-eenheid overeen te komen. Het model ANIMO is daarom in dit onderzoek gecalibreerd aan de hand van empirische gegevens en beschikbare kennis op het gebied van de stikstofhuishouding. Vervolgens is de nitraatuitspoeling bij toekomstige bemestingsregimes berekend met ANIMO.

Alhoewel de spreiding binnen de groepen groot is, bleek het mogelijk om op grond van de uitspoeling en het bodemgebruik drie groepen te onderscheiden. Door de uitspoeling binnen de groepen per periode te middelen zijn de resultaten van de modelberekeningen op een hoger aggregatieniveau komen te liggen. Hierdoor ontstond enerzijds een vergroving maar anderzijds is de praktische bruikbaarheid van de resultaten vergroot.

Uitgaande van de gemiddelde uitspoeling per groep simulatie-eenheden kan gezocht worden naar een relatie tussen de hoogte van de mestgift en de bijbehorend nitraatuitspoeling. Indien dergelijke relaties gevonden worden, kunnen zij als vuistregel worden gehanteerd waardoor ANIMO-berekeningen overbodig worden. Dit leidt wel tot een vergroving van het resultaat. Om de invloed van de vergroving op de bufferomvang te kunnen beoordelen moet de grootte van de uitspoeling in verband worden gebracht met de denitrificatiecapaciteit van het doorstroomde pakket. Bij een organische stofgehalte van 0.4% en een denitrificatiecapaciteit van $71 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{m}^{-1} \text{ N}$ op jaarbasis kan de uitspoeling veel grover worden bepaald dan in het geval van een denitrificatiecapaciteit van $18 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{m}^{-1} \text{ N}$.

Toetsing vuistregels

De hiervoor geschetste mogelijkheden van vereenvoudiging door het toepassen van vuistregels zijn volledig afhankelijk van de betrouwbaarheid en de brede toepasbaarheid van de vuistregels. In een vervolgstudie zullen deze aspecten nader worden getoetst in een aantal proefgebieden. Dit zijn het Helvoirts Broek en het gebied rond de Chaamse en Strijbeekse beken.

L I T E R A T U U R

- ADRIAANSE, P.I., 1988. (in voorb.). Lokale waterhuishouding en stikstofhuishouding in een beekdal langs de Dommel; toepassing van de modellen WATBAL en ANIMO. Nota 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. 115 pp.
- BERGHUYS-VAN DIJK, J.T., 1985. WATBAL, a simple water balance model for a unsaturated/saturated soil profile. Nota 1670, ICW Wageningen. 22 pp.
- , P.E. RIJTEMA & C.W.J. ROEST, 1985. ANIMO, An agricultural nitrogen model. Nota 1671, ICW, Wageningen, 86 pp.
- BOLLER-ELMER, K.C., 1977. Stickstoff-Düngungseinflüsse von Intensiv-Grünland auf Streu- und Moorbiesen. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel Zürich, 63 Heft. 103 pp.
- BUISHAND, T.A. en C.A. VELDS, 1980. Klimaat van Nederland. KNMI 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. Vlagschrift voor de Landbouw nr 363. Wageningen. 12 pp.
- DRENT, J., J.G. KROES en P.E. RIJTEMA (1988). Nitraatbelasting van het grondwater in het zuidoosten van Noord-Brabant. Rapport 26, ICW, Wageningen. 68 pp.
- EERENBEEMT, H. VAN DE en H. KARTOREDJO, 1983. Drainageweerstand en 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.
- GREMMEN, N.J.M., 1987. Natuurtechnisch model voor de beschrijving en voorspelling van effecten van veranderingen in waterregime op de waarde van een gebied vanuit natuurbehoudsoogpunt. Rapport 1e, SWNBL, Utrecht. 68 pp.

-
- GROENENDIJK, P., 1987. Onderzoek naar de effecten van wateraanvoer en peilveranderingen in agrarische gebieden op de waterkwaliteit in natuurgebieden. Deel 8: STRELIN, een computerprogramma voor de berekening van stroomlijnen, potentialen en verblijftijden. Nota in voorbereiding. ICW. Wageningen.
- GRONTMIJ, 1985. De Dommel van Eindhoven tot Boxtel; probleemverkenning inzake de verbetering van de waterkwaliteit. GRONTMIJ, 104 pp.
- HOEKS, J., 1983. Verzuring van bodem en grondwater als gevolg van atmosferische depositie. Nota 1480. ICW. Wageningen, 27 pp.
- JANSEN, P.C., 1986. De potentiële verdamping van (half)natuurlijke vegetaties. Nota 1703. ICW. Wageningen, 35 pp.
- JENKINSON, D.S. en J.H. RAYNER, 1977. The turnover of soil organic matter in some Rothamsted classical experiments. Soil Sci. 123: 298-305.
- JENNY, H., 1946. Arrangements of soil series and types according to functions of soil-forming factors. Soil.Sci. 61: 375-392.
- 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, Version 1; User's guide. Nota 1848 ICW. Wageningen, 67 pp.
- LAYENDECKER, G., 1982. Hydrologische bufferzones-beleidsinstrumentarium. WLO - Mededelingen 9 (3/4): 109-114.
- LEKAHENA, E.G., 1972. Grondwaterkaart van Nederland, schaal 1:50.000. Kaartbladen 51 Oost en 52 West. Dienst Grondwaterverkenning TNO. Delft, 40 pp.
- , 1983. Grondwaterkartering van Nederland, schaal 1:100.000 Centrale Slenk. Dienst Grondwaterverkenning TNO. Delft/Oosterwolde, 44 pp.
- MCGILL, W.B., H.W. HUNT, R.G. WOODMANSEE and J.O. REUSS, 1979. Phoenix - A model of the dynamics of carbon and nitrogen in grassland soils. In: F.E. Clark and T. Rosswall (Eds): Terrestrial Nitrogen Cycles. Ecol. Bull. 33, 49-117.
- MOLEN, W. VAN DER, 1975. Agrohydrologie. Collegedictaat vakgroep Cultuurtechniek. Landbouwhogeschool. Wageningen.

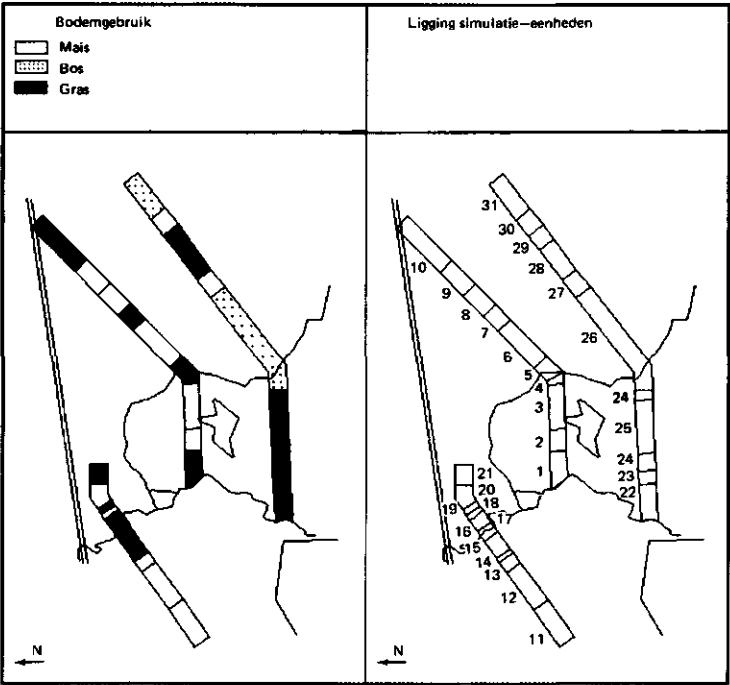
-
- ONDERDELINDEN, D., 1986. Berekeningen van het RIVM ten behoeve van het jaarverslag Luchtkwaliteit 1984, 1985.
- POMPER, A.B., 1986. Human influences on groundwater quality in the Southern Peel, a sandy region in the Netherlands. Reports 16, ICW, Wageningen, 13 pp.
- PROJECTGROEP GREVELINGEN ZOUT/ZOET, 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, 17 pp.
- REIJNEN, M.J.S.M., A. VREUGDENHIL en H.M. BEIJE, 1981. Vegetatie en grondwaterwinning in het gebied ten zuiden van Breda. Rapport 81/24, RIN, Leersum, 140 pp.
- RIEMSDIJK, W.H. VAN en C. COLLE, 1985. Nutriëntenbelasting in het Dommeldal. Verslag van onderzoek, LUW, Wageningen, 87 pp.
- RIJTEMA, P.E. ANIMO, Agricultural Nitrogen Model. Rapport (in voorb.), ICW, Wageningen.
- , T.J. HOEIJMAKERS en J.G. KROES, 1987. The nitrate conflict between municipal watersupply and agriculture. The NIMWAG-model. Nota 1423. ICW. Wageningen. 37 pp.
- RUIKEN, M.J. en J.H.A.M. STEENVOORDEN, 1986. Organische stofgehalten in de ondergrond van het Zuidelijk Peelgebied. Nota 1709, ICW, Wageningen, 10 pp.
- 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, 32 pp.
- , 1987. Nitraatgehalten in grond- en oppervlaktewater van een intensief rundveehouderijbedrijf in relatie tot de hydrologische situatie. Nota 1799, ICW, Wageningen, 33 pp.
- STICHTING VOOR BODEMKARTERING, STIBOKA, 1981. Bodemkaart van Nederland, schaal 1:50 000. Blad 51 Oost Eindhoven. Wageningen, 102 pp.
- VERMEER, J.G., 1985. Effects of nutrient availability and groundwater level on shoot biomass and species composition of mesotrophic plant communities. Dissertatie, Rijksuniversiteit Utrecht, 142 pp.

-
- WERKGROEP OPTIMALISERING REGIONAAL WATERBEHEER, (in voorb.) Optimalisering regionaal waterbeheer in gebieden met tegengestelde belangen. ICW, Wageningen.
- WESSELING, J., 1973. Subsurface flow into drains, in: Drainage principles and applications, vol. II, thrd ed. 1983, Publication 16. ILRI. Wageningen.
- , 1987. Water in de landbouw: altijd te veel of te weinig. Cultuurtechnisch Tijdschrift, jaargang 26, nummer 5 (febr/maart 1987). Utrecht.
- WIJNANDS, J.H.M. en H.H. LUESINK, 1985. Transport en verwerking van mestoverschotten in Nederland. Publikatie no. 3.130. LEI. Den Haag. 60 pp.
- WILLIGEN, P. DE en M. VAN NOORDWIJK, 1987. Roots, plant production and nutrient use efficiency. Dissertatie, Landbouwuniversiteit Wageningen, 282 pp.
- WIRDUM, G. VAN, 1980. Een eenvoudige beschrijving van de verandering van de waterkwaliteit tijdens de hydrologische kringloop ten behoeve van het natuurbeheer. CHO-TNO, Rapporten en Nota's 5: 118-143.
- WIT, K., 1986. Hydrologisch onderzoek in het zuidelijk Peelgebied. Nota 1691. ICW. Wageningen, 44 pp.
- 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, 75 pp.

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

Bodem type	GT	Grondwaterstand (cm-mv)				
		GHG (cm-mv)		GLG (cm-mv)		GVG (cm-mv) (gemidd. voorj. stand)
		spreiding	gemidd.	spreiding	gemidd.	
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. Geschematiseerde weergave van de drie transsecten in het studiegied. Weergegeven zijn het Wilhelminakanaal in het noorden, de Dommel, de Hooidonkse beek en tussen de twee laatstgenoemde beken de contouren van het dorp Nederwetten; in het zuid-westen ligt de stad Eindhoven. Van noord naar zuid gaande treft men de transsecten door de Hooidonk, de Breugelse Beemden en het Nuenens Broek aan.



Bijlage 3. Overzicht van de simulatie-eenheden (SE) met een aantal belangrijke kenmerken hiervan

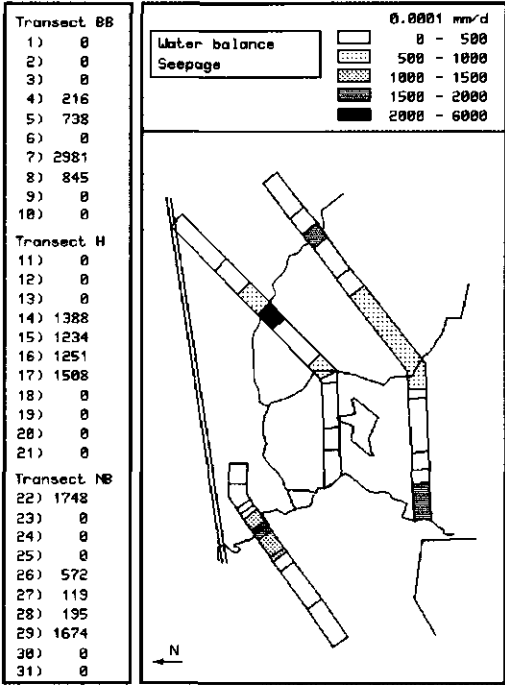
SE	Code	Bodem- soort	Gt	Grond- gebruik	Wortelzone		Onderlaag	
					dikte (cm)	bs.St.*	tot (cm-mv)	bs.St.
1	B1BEZK	kpZg21	II	gras	20	B8	200	02
2	B2HZEN	zEZ23	I	mais	75	B3	250	03
3	B3VEPO	Hn21	VI	mais	35	B1	250	01
4	B4BEZK	kpZg21	IIaIII	gras	20	B8	200	02
5	B5MOER	vWz	II	gras	25	BKr**	200	01
6	B6HBEN	bEZ21	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	IIaIII	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	N8DUVA	Zd21	VII*	bos	20	B1	400	01

* bs.St = bouwsteen Staringreeks

**Kr = KRABBENBORG et al., 1983

Bijlage 4. Overzicht van de fluxen naar de verschillende orden draina-
gestelsels voor alle simulatie-eenheden in de verschillende
transsecten

SE	Bodem- soort	GT	Grondgebruik	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	IIaIII	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 Hooidonk							
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	IIaIII	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 5. Berekende nitraatstikstofconcentraties in de onderste laag van het bodemprofiel, dat wil zeggen circa 50 tot 100 cm beneden de GLG voor het historisch bemestingsscenario, bemesting volgens de voortzetting van de eerste fase uit de fosfaatsnormering tot het jaar 2000 (P1) en bemesting volgens de vier fasen uit de fosfaatsnormering (P4). De code s7 tot en met s8 verwijst naar de deelscenario's voor de bemesting gedurende de verschillende fasen. De concentraties betreffen gemiddelde waarden voor het vermelde jaar

[illegible]

Bijlage 6. 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

Hoeveelheden dierlijke mest en arealen bodemgebruik

		dierlijke mest (kg.ha-1)							
bodem- gebruik	opper- vlakte	voorjaar				najaar			
		rdm	kdm	vdm	vdm	rdm	kdm	vdm	vdm
				(mest)	(fok)			(mest)	(fok)
bouwland	636	0	590	0	2713	0	590	0	2713
mais	17	0	0	0	45455	0	0	0	45455
gras	1408	21000	0	1705	463	21000	0	1705	463

Hoeveelheden toegediende stikstof en fosfor en opgenomen stikstof in relatie tot het bodemgebruik

bodem- gebruik	toediening				gewasopname (kg N.ha-1)
	kg P2O5.ha-1		kg N.ha-1		
	dierl. mest	kunstmest	dierl. mest	totaal	
bouwland	22	52	25	77	66
mais	336	50	355	405	250
gras	95	162	207	369	253

Veedichtheid en aantallen dieren

GVE.ha-1	gras1	mestkalveren	mestvarkens	fokvarkens
2.10		250	3000	1260

S2 1971-1973, bemestingshistorie

Hoeveelheden dierlijke mest en arealen bodemgebruik

bodem- gebruik	opper- vlakte	dierlijke mest (kg.ha-1)							
		voorjaar				najaar			
		rdm	kdm	vdm	vdm	rdm	kdm	vdm	vdm
				(mest)	(fok)			(mest)	(fok)
bouwland	190	0	0	0	3182	0	0	0	3182
mais	92	0	10435	0	37154	0	10435	0	37154
gras	1526	24000	0	2422	346	24000	0	2422	346

Hoeveelheden toegediende fosfor en stikstof en opgenomen stikstof in relatie tot het bodemgebruik

bodem- gebruik	toediening				gewasopname (kg N.ha-1)
	kg P2O5.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

Veedichtheid en aantallen dieren

GVE.ha-1	gras	mestkalveren	mestvarkens	fokvarkens
2.40		640	4620	1820

S3 1974-1976, bemestingshistorie

Hoeveelheden dierlijke mest en arealen bodemgebruik

bodem- gebruik	opper- vlakte	dierlijke mest (kg.ha-1)							
		voorjaar				najaar			
		rdm	kdm	vdm	vdm	rdm	kdm	vdm	vdm
				(mest)	(fok)			(mest)	(fok)
bouwland	93	0	4000	0	0	0	4000	0	0
mais	174	0	6569	0	32471	0	6569	0	32471
gras	1340	28000	0	3690	0	28000	0	3690	0

Hoeveelheden toegediende stikstof en fosfor en opgenomen stikstof in relatie tot het bodemgebruik

bodem- gebruik	toediening				gewasopname (kg N.ha-1)
	kg P2O5.ha-1		kg N.ha-1		
	dierl. mest	kunstmest	dierl. mest	totaal	
bouwland	10	52	24	76	66
mais	257	84	293	377	250
gras	135	249	287	536	377

Veedichtheid en aantallen dieren

GVE.ha-1	gras1	mestkalveren	mestvarkens	fokvarkens
2.80		1010	6180	2260

S4 1977-1979, bemestingshistorie

Hoeveelheden dierlijke mest en arealen bodemgebruik

bodem- gebruik	opper- vlakte	dierlijke mest (kg.ha-1)							
		voorjaar				najaar			
		rdm	kdm	vdm	vdm	rdm	kdm	vdm	vdm
				(mest)	(fok)			(mest)	(fok)
bouwland	70	0	0	0	3182	0	0	0	3182
mais	228	0	6579	0	36633	0	6579	0	36633
gras	1173	31000	0	6172	0	31000	0	6172	0

Hoeveelheden toegediende stikstof en fosfor en opgenomen stikstof in relatie tot het bodemgebruik

bodem- gebruik	toediening				gewasopname (kg N.ha-1)
	kg P2O5.ha-1		kg N.ha-1		
	dierl. mest	kunstmest	dierl. mest	totaal	
bouwland	24	52	25	77	66
mais	288	66	325	391	250
gras	170	275	341	616	243

Veedichtheid en aantallen dieren

GVE.ha-1	gras1	mestkalveren	mestvarkens	fokvarkens
3.10		1000	9050	3430

S5 1980-1982, bemestingshistorie

Hoeveelheden dierlijke mest en arealen bodemgebruik

bodem- gebruik	opper- vlakte	dierlijke mest (kg.ha-1)							
		voorjaar				najaar			
		rdm	kdm	vdm (mest)	vdm (fok)	rdm	kdm	vdm (mest)	vdm (fok)
bouwland	60	0	0	0	3182	0	0	0	3182
mais	280	0	4339	0	38782	0	4339	0	38782
gras	1045	35000	0	9807	0	35000	0	9807	0

Hoeveelheden toegediende stikstof en fosfor en opgenomen stikstof in relatie tot het bodemgebruik

bodem- gebruik	toediening				gewasopname (kg N.ha-1)
	kg P2O5.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

Veedichtheid en aantallen dieren

GVE.ha-1	gras	mestkalveren	mestvarkens	fokvarkens
3.50		810	12810	4420

S6 1983-1985, bemestingshistorie

Hoeveelheden dierlijke mest en arealen bodemgebruik

bodem- gebruik	opper- vlakte	dierlijke mest (kg.ha-1)							
		voorjaar				najaar			
		rdm	kdm	vdm	vdm	rdm	kdm	vdm	vdm
				(mest)	(fok)			(mest)	(fok)
bouwland	53	0	0	2222	0	0	0	2222	0
mais	341	0	154	5079	34971	0	1540	5079	34971
gras	989	39000	0	12747	0	39000	0	12747	0

Hoeveelheden toegediende stikstof en fosfor en opgenomen stikstof in relatie tot het bodemgebruik

bodem- gebruik	toediening				gewasopname (kg N.ha-1)
	kg P2O5.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

Veedichtheid en aantallen dieren

GVE.ha-1	gras1	mestkalveren	mestvarkens	fokvarkens
3.90		350	18070	4770

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

Hoeveelheden dierlijke mest en arealen bodemgebruik

bodem- gebruik	opper- vlakte	dierlijke mest (kg.ha-1)							
		voorjaar				najaar			
		rdm	kdm	vdm (mest)	vdm (fok)	rdm	kdm	vdm (mest)	vdm (fok)
bouwland	53	0	0	2222	0	0	0	2222	0
mais	341	0	1540	8231	34971	0	1540	8231	34971
gras	989	39000	0	11660	0	39000	0	11660	0

Hoeveelheden toegediende stikstof en fosfor en opgenomen stikstof in relatie tot het bodemgebruik

bodem- gebruik	toediening				gewasopname (kg N.ha-1)
	kg P205.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

Veedichtheid en aantallen dieren

GVE.ha-1	gras1	mestkalveren	mestvarkens	fokvarkens
3.90		350	18070	4770

S8 1991-1994 (tweede fase P4)

Hoeveelheden dierlijke mest en arealen bodemgebruik

bodem- gebruik	opper- vlakte	dierlijke mest (kg.ha-1)							
		voorjaar				najaar			
		rdm	kdm	vdm (mest)	vdm (fok)	rdm	kdm	vdm (mest)	vdm (fok)
bouwland	53	0	0	0	3182	0	0	0	3182
mais	341	0	993	8954	22061	0	993	8954	22061
gras	989	39000	0	6340	0	39000	0	6340	0

Hoeveelheden toegediende stikstof en fosfor en opgenomen stikstof in relatie tot het bodemgebruik

bodem- gebruik	toediening				gewasopname (kg N.ha-1)
	kg P2O5.ha-1		kg N.ha-1		
	dierl. mest	kunstmest	dierl. mest	totaal	
bouwland	24	52	25	77	66
mais	250	93	277	370	250
gras	200	398	413	811	586

Veedichtheid en aantallen dieren

GVE.ha-1 grasl	mestkalveren	mestvarkens	fokvarkens
3.90	230	11650	3080

S9 1995-1998 (derde fase P4)

Hoeveelheden dierlijke mest en arealen bodemgebruik

bodem- gebruik	opper- vlakte	dierlijke mest (kg.ha-1)							
		voorjaar				najaar			
		rdm	kdm	vdm (mest)	vdm (fok)	rdm	kdm	vdm (mest)	vdm (fok)
bouwland	53	0	0	0	3182	0	0	0	3182
maïs	341	0	650	7211	14260	0	650	7211	14260
gras	989	39000	0	3681	0	39000	0	3681	0

Hoeveelheden toegediende stikstof en fosfor en opgenomen stikstof in relatie tot het bodemgebruik

bodem- gebruik	toediening				gewasopname (kg N.ha-1)
	kg P2O5.ha-1		kg N.ha-1		
	dierl. mest	kunstmest	dierl. mest	totaal	
bouwland	24	52	25	77	66
mais	175	140	194	334	250
gras	175	400	384	784	586

Veedichtheid en aantallen dieren

GVE.ha-1	gras	mestkalveren	mestvarkens	fokvarkens
3.90		150	7620	2010

S10 na 1998 (vierde fase P4)

Hoeveelheden dierlijke mest en arealen bodemgebruik

bodem- gebruik	opper- vlakte	dierlijke mest (kg.ha-1)							
		voorjaar				najaar			
		rdm	kdm	vdm	vdm	rdm	kdm	vdm	vdm
				(mest)	(fok)			(mest)	(fok)
bouwland	53	4242	0	0	0	4242	0	0	0
mais	341	41667	0	0	0	41667	0	0	0
gras	989	23259	0	0	0	23259	0	0	0

Hoeveelheden toegediende stikstof en fosfor en opgenomen stikstof in relatie tot het bodemgebruik

bodem- gebruik	toediening				gewasopname (kg N.ha-1)
	kg P2O5.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

Veedichtheid en aantallen dieren

GVE,ha-1	gras1	mestkalveren	mestvarkens	fokvarkens
3.79		0	0	0

Bijlage 7: Overzicht van kwaliteitsgegevens van grond- en oppervlakte water in de regio Nuenen uit voorjaar en zomer. In de tweede kolom verwijst het cijfer of de letter naar de plaats van bemonstering (zie figuur 29). Bij de bemonstering van het diepe grondwater is de diepte van het filter aangegeven. De filterlengte bedraagt in alle gevallen 1 meter.

DATUM	PUNT	EC20	pH	Na+	Ca++	Mg++	Cl-	SO4--	HCO3-	N02+3
	NR, DP	ms/m	-	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mgN/l
oppervlaktewater										
870409	A	40.3	7.2	23.5	45.8	7.6	31.1	68.4	102.1	0.8
870409	B	51.3	7.3	21.7	72.3	10.7	51.7	93.9	154.0	4.5
870409	C	40.0	7.8	20.5	61.9	7.5	48.9	59.5	158.0	1.6
870409	D	38.5	7.7	15.8	72.8	7.8	44.9	47.8	212.0	1.8
870409	E	49.9	8.3	31.8	48.8	6.1	42.5	59.8	84.7	1.0
freatisch grondwater										
870409	1	26.1	6.1	19.7	17.4	3.2	25.0	101.4	18.9	0.2
870409	2	49.6	6.2	10.6	68.6	8.5	74.5	24.7	16.2	26.8
870409	3	31.1	7.3	12.4	55.2	6.0	39.3	31.5	153.5	0.0
870409	4	30.6	7.4	12.5	61.5	5.3	33.2	3.6	206.1	0.0
870409	5	26.1	7.2	7.0	52.9	4.9	26.1	4.0	178.9	0.6
870409	6	140.9	6.0	43.5	138.7	46.8	149.2	180.6	41.7	142.9
870409	7	45.3	6.1	13.6	42.7	14.8	43.9	92.7	60.8	15.9
870409	8	55.0	7.4	13.6	118.3	10.1	44.6	56.0	349.0	0.5
870409	9-W	70.9	6.7	31.5	123.6	17.7	79.1	198.7	253.2	22.1
870409	9-0	147.4	5.7	242.7	71.2	15.8	383.9	131.6	24.0	20.7
870409	10	76.6	7.1	29.9	134.4	11.5	99.2	101.3	315.9	0.0
870409	11	52.5	7.4	16.7	97.0	8.7	67.4	47.6	243.4	1.4
870409	12	27.3	6.1	10.9	34.7	4.5	15.0	50.8	9.9	21.8
870409	13	39.4	7.3	17.6	70.5	7.7	49.4	83.6	127.6	0.0
870409	14	68.5	5.6	20.5	44.2	11.8	49.8	47.5	3.9	62.4
870409	15	25.2	6.8	6.8	47.3	3.6	24.3	20.3	142.4	0.0
870409	16	29.6	5.9	7.2	40.2	3.7	19.6	36.1	11.5	22.9
870409	17	33.4	7.2	11.4	65.6	6.0	32.6	27.0	242.8	0.6
870409	18	102.1	7.2	24.6	193.4	21.2	70.5	138.7	412.8	34.9
870409	19	11.5	7.5	9.1	80.0	5.7	35.4	62.1	224.8	1.0
870409	20	37.0	7.0	5.2	72.4	8.1	37.2	55.9	212.9	6.0
870409	21	45.2	6.6	18.8	69.1	13.2	35.9	98.7	182.9	0.5
870409	22	31.9	7.0	9.9	47.8	6.1	60.4	37.6	111.6	0.7
870409	23	13.6	5.1	5.5	6.9	4.9	8.2	34.2	0.6	6.0
diep grondwater										
870617	9 31m	20.2	7.2	5.6	35.4	3.1	9.5	1.3	133.2	1.0
870617	9 25m	25.7	7.4	5.6	46.8	3.9	9.9	5.8	181.0	1.3
870617	9 18m	40.0	7.1	9.3	69.2	5.6	32.0	40.4	159.9	1.4
870617	9 9m	45.3	7.2	15.0	72.4	8.0	38.1	58.9	170.0	1.5
870617	14 27m	5.5	6.3	4.9	5.0	0.4	5.4	6.4	22.2	1.7
870617	14 18m	39.4	7.3	23.8	31.9	6.2	70.9	16.8	179.5	1.4
870617	14 14m	140.9	6.4	86.2	73.7	24.2	265.8	67.8	297.0	1.5
870617	14 7m	380.0	7.3	182.9	48.6	16.0	254.1	244.3	3144.0	8.6
870617	17 31m	15.7	7.2	5.5	29.7	3.2	6.1	0.0	108.3	0.7
870617	17 25m	17.0	7.3	5.0	29.4	2.9	11.6	9.0	202.3	1.9
870617	17 14m	63.5	7.1	14.3	115.1	9.5	62.0	57.1	282.0	0.1
870617	17 8m	48.3	7.2	9.0	78.8	6.8	56.0	30.2	182.4	1.8
870617	23 30m	6.7	5.9	6.9	4.3	0.8	8.2	15.7	6.5	1.4
870617	23 18m	15.7	6.0	12.6	9.6	2.9	15.0	50.3	21.5	1.3
870617	23 9m	14.8	5.6	10.3	8.2	4.9	20.4	28.8	16.3	1.0
freatisch grondwater										
870825	1	23.5	6.7	17.5	15.1	2.8	20.2	12.8	83.9	1.8
870825	2	26.8	6.4	4.3	37.0	3.5	11.9	31.4	54.1	7.7
870825	3	42.5	6.8	12.5	50.7	6.1	33.7	28.8	170.1	2.6
870825	4	35.4	7.0	13.0	57.8	4.9	20.1	4.3	212.9	1.3
870825	5	33.7	7.9	7.9	42.9	5.1	11.4	2.5	248.3	1.0
870825	6	50.2	6.4	20.9	127.1	7.8	-	-	104.6	-
870825	7	81.2	6.0	17.8	61.5	23.6	33.6	98.5	25.6	20.7
870825	8	60.9	6.4	24.0	108.7	12.9	35.9	97.7	57.4	16.9
870825	9-W	23.2	6.0	3.8	32.2	4.9	7.4	29.2	38.0	2.7
870825	9-0	122.4	6.3	94.7	111.6	27.3	92.2	232.4	130.5	0.0
870825	10	47.7	6.9	25.2	125.5	11.1	43.9	24.5	153.4	3.3
870825	11	62.1	6.8	18.7	121.6	12.3	34.8	76.8	178.3	0.2
870825	12	38.5	5.6	9.3	29.8	4.1	28.6	40.4	2.8	17.2
870825	13	47.8	7.0	39.2	102.3	10.6	41.2	77.7	75.9	3.1
870825	14	57.9	4.9	28.6	26.6	9.1	34.2	69.3	0.6	33.3
870825	15	24.9	6.6	9.8	31.8	2.8	21.4	17.0	49.4	0.0
870825	16	40.8	7.4	16.5	82.1	6.4	12.5	42.1	102.8	2.4
870825	17	110.1	7.2	27.1	168.3	24.0	42.6	130.7	354.8	21.9
870825	18	31.9	7.2	9.1	62.3	6.2	12.4	5.9	155.3	0.0
870825	19	89.6	6.8	24.8	184.8	14.0	-	-	327.9	-
870825	20	43.2	6.6	4.9	50.3	6.8	10.4	42.1	167.5	0.0
870825	21	52.7	6.6	19.8	72.3	13.6	17.9	54.3	144.3	0.0
870825	22	32.2	6.8	12.1	47.5	6.6	43.0	29.3	57.8	0.0
870825	23	9.8	5.7	5.7	4.9	3.5	7.5	19.6	1.2	3.7
diep grondwater										
870831	9 31m	17.6	7.0	5.0	35.1	3.1	6.3	3.7	106.6	0.8
870831	9 25m	20.5	6.8	4.9	42.5	3.5	6.6	4.2	117.0	0.4
870831	9 16m	36.1	6.8	16.9	64.7	7.5	37.5	57.3	105.7	2.2
870831	9 6m	33.7	7.0	8.1	67.0	5.4	33.0	30.4	125.3	1.9
870831	14 27m	4.3	6.5	13.0	4.1	0.4	5.5	0.5	19.8	0.3
870831	14 18m	30.4	6.5	23.5	27.2	5.4	-	-	96.1	-
870831	14 14m	150.9	6.0	106.9	90.9	28.5	93.7	70.3	70.3	-
870831	14 7m	345.0	7.0	182.7	37.3	12.0	-	306.7	1292.0	-
870831	17 31m	14.3	7.3	5.3	26.4	2.7	6.0	2.2	92.2	0.7
870831	17 25m	15.3	7.0	4.9	27.1	2.7	7.0	3.4	87.2	0.8
870831	17 14m	53.6	6.9	12.3	100.7	8.1	72.7	42.2	174.7	3.0
870831	17 9m	43.3	6.9	9.1	83.3	7.0	67.7	23.1	133.5	3.1
870831	23 30m	5.7	6.4	6.7	3.0	0.6	7.0	12.6	10.0	0.5
870831	23 18m	11.8	6.2	11.5	7.7	2.6	12.1	34.4	15.2	0.8
870831	23 9m	11.8	5.8	9.0	7.4	4.7	17.0	31.4	26.5	1.2

OVERZICHT VERSCHENEN RAPPORTEN

Nr	Auteur(s) + Titel	Prijs (Hfl)
1.	Sprik, J.B. en G.H. Horst. 1982. Onderzoek naar capaciteitsnormen voor diepploegen bulldozers en hydraulische graafmachines.	15,-
2.	Nieuwenhuis, G.J.A. en C.L. Palland. 1982. Verdamping van een aardappelgewas en de meting daarvan via remote sensing	10,-
3.	Hoeks, J. en G.J. Agelink. 1982. Onderzoek naar mogelijkheden om de infiltratie van regenwater in een afvalstort te verminderen.	5,-
4.	Alderwegen, H.A. van. 1982. Planning van openlucht recreatievoorzieningen bij voorbereiding van landinrichtingsprojecten	*
5.	Rijtema, P.E. et al. 1982. Bemesting, waterhuishouding, perceelscheidingen en landbouw. Commentaar op een RIN-rapport.	5,-
6.	Harmsen, J. en H. van Drumpt. 1982. Conservering van watermonsters.	5,-
7.	Ernst, L.F. 1983. Wegzijging en kwel; de grondwaterstroming van hogere naar lagere gebieden.	7,50
8.	Steenvoorden, J.H.A.M. en M.J. de Heus. 1984. Fosfaatbalansstudies en de bijdrage van diffuse bronnen.	7,50
9.	Wijk, A.L.M. van. 1984. Landbouwkundige aspecten van ontwatering in veenweidegebieden. Commentaar op een literatuuranalyse.	5,-
10.	Beuving, J. 1984. Vocht- en doorlatendheidskarakteristieken, dichtheid en samenstelling van bodemprofielen in zand-, zavel, klei- en veengronden.	7,50
11.	Weerd, B. van der en L.F. Ernst. 1984. Een prognose van het effect van een peilverhoging in het Philippinekanaal (Zeeland) op de grondwaterstand in de aangrenzende polders.	7,50
12.	Werkgroep nitraatuitspoeling in waterwingebieden. 1985. Nitraatproblematiek bij grondwaterwinning in Nederland. Onderzoek naar alternatieve maatregelen.	12,50
13.	Wilde, J.G.S. de. 1984. Dammen van riet, heide of boomschors als perceelverbinding in veenweidegebieden.	10,-
14.	Kemmers, R.H. en P.C. Jansen. 1985. Stikstofmineralisatie in onbemeste half-natuurlijke graslanden.	7,50
15.	Bakel, P.J.T. van. 1985. Effecten van peilbeheer in het gebied 'De Monden' (Drenthe).	15,-
16.	Wilde, J.G.S. de. 1985. Rekenmodel en produktienormen voor grondtransport met getrokken en zelfrijdende dumpers.	10,-
17.	Projectteam Remote Sensing Studieproject Oost-Gelderland. 1985. Onderzoek naar de mogelijkheden van operationele toepassing van remote sensing technieken in de landbouw en het natuurbeheer. Eindrapport.	12,50
18.	Wösten, J.H.M., M.H. Bannink en J. Beuving. 1987. Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks.	10,-

Nr	Auteur(s) + Titel	Prijs (Hfl)
19.	Rijtema, P.E., C.W.J. Roest en J. Pankow. 1986. Onderzoek naar de waterbalans van vuilstortplaatsen.	20,-
20.	Bakker, J.W., F.R. Boone en P. Boekel. 1987. Diffusie van gassen in grond en zuurstofdiffusiecoëfficiënten in Nederlandse akkerbouwgronden	15,-
21.	Hoeks, J., A.H. Ryhiner en J. van Dommelen. 1987. Onderzoek naar de praktische uitvoerbaarheid van bovenafdicthting op afvalstortterreinen.	25,-
22.	Bronswijk, J.J.B. en J.J. Evers-Vermeer. 1987. Krimpkarakteristieken van kleigronden in Nederland.	12,50
23.	Adriaanse, P.I. 1987. Hydrologische veranderingen in natuurgebieden: Overzicht van benodigde gegevens, analysemethoden en modellen.	12,50
24.	Bruin, A.H. de, A. van Hoorn en C.F. Jaarsma. 1988. Ontwikkeling van een methode ter bepaling van het gebruik van openluchtrecreatie-projecten.	30,-
25.	Bogaard, E.A.J.M. van den en J. Hoeks. 1988. Milieu-effecten en milieutechnische maatregelen betreffende de stortplaats Linne/Montfort	25,-
26.	Drent, J., J.G. Kroes en P.E. Rijtema. 1988. Nitraatbelasting van het grondwater in het zuidoosten van Noord-Brabant.	20,-
27.	Adriaanse, P.I. en R.H. Kemmers. 1988. Bufferzones tegen Nitraatinspoeling in beekdalen; Een methode om ligging en breedte vast te stellen	25,-

***Uitverkocht**

De RAPPORTEN zijn te bestellen door storting van het verschuldigde bedrag op giro 817672 t.n.v. ICW, Wageningen, onder vermelding van de gewenste publicatie en het aantal exemplaren. Toezending geschiedt na ontvangst van het bedrag.