

32/wub(bu.s)2^eex

**BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW**

**Effecten van waterbeheer op standplaatsfactoren van korte
vegetaties**

Waterkwaliteit en zuurhuishouding

P. Groenendijk
F.J.E. van der Bolt

Rapport 64.5

STARING CENTRUM, Wageningen, 1990



30 SEP. 1991

1759150
~~Wn 521970x~~

REFERAAT

Groenendijk, P., F.J.E. van der Bolt, 1990. Effecten van waterbeheer op standplaatsfactoren van korte vegetaties; waterkwaliteit en zuurhuishouding. Wageningen, Staring Centrum. Rapport 64.5. 97 blz.; 8 afb.; 18 tab.; 7 aanh.

Voor zeven geselecteerde natuurlijke standplaatsen zijn met de modellen ANIMO en TRAWOS/EPIDIM de effecten van waterhuishoudkundige maatregelen gesimuleerd op de standplaatsfactoren pH, Elektrisch Geleidingsvermogen en Ionenratio. De berekeningen zijn uitgevoerd voor de ontwikkeling van de "stalenmethode". Bij verlaging van de grondwaterstand vinden in de meeste standplaatsen een verzuring plaats en een daling van het Elektrisch Geleidingsvermogen en de Ionenratio. De trends in de gesimuleerde standplaatsfactoren zijn veelal logisch. De absolute waarden van de berekende grootheden zijn echter onzeker door gebrek aan informatie over bodemchemische parameters en waterkwaliteits parameters.

Trefwoorden: bodemchemie, effect-voorspelling, simulatiemodel, standplaatsen, standplaatsfactoren, waterbeheer, waterkwaliteit

ISSN 0924-3070

Tevens verschenen als rapport 1n van de Studiecommissie Waterbeheer Natuur Bos en Landschap

©1990

STARING CENTRUM Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied,
Postbus 125, 6700 AC Wageningen
Tel.: 08370-74200; telefax: 08370-24812; telex: 75230 VISI-NL

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

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

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

Project 155.8

[313HM/3.91]

INHOUD

Blz.

WOORD VOORAF	9
SAMENVATTING	11
1 INLEIDING	15
2 TRAWOS	17
2.1 Procesformuleringen voor het transport van opgeloste stoffen en warmte in de bodem	17
2.1.1 Transport van opgeloste stoffen	17
2.1.2 Laterale fluxen	20
2.1.3 Temperatuurverloop in de bodem	21
2.2 Invoervariabelen	21
2.3 Uitvoervariabelen	22
3 ANIMO	23
3.1 Procesformuleringen voor de koolstof- en stikstofkringloop in de bodem	23
3.1.1 Transportprocessen	24
3.1.2 Omzettingsprocessen	25
3.1.3 Opname van stikstof door de vegetatie	26
3.2 Invoervariabelen	27
3.3 Uitvoervariabelen	28
4 EPIDIM	29
4.1 Procesformuleringen voor chemische evenwichten	29
4.2 Invoervariabelen	30
4.3 Uitvoervariabelen	32
4.4 Afgeleide hydrochemische parameters	32
4.4.1 Ionenratio	32
4.4.2 Relatief Calcium-aandeel	33
4.4.3 pH	33
4.4.4 Elektrisch Geleidingsvermogen	34
5 GEVOELIGHEIDSANALYSE MET EPIDIM	35
6 HYDROCHEMISCHE KARAKTERISERING VAN DE STALEN	37
7 RESULTATEN	41
7.1 IJking van de modellen	41
7.1.1 IJking van ANIMO	41
7.1.2 IJking van TRAWOS/EPIDIM	43
7.1.3 Simulatie van de uitgangssituatie	45
7.2 Effecten van hydrologische ingrepen	49
7.2.1 Effecten op de CO ₂ en H ⁺ produktie	49
7.2.2 Effecten op de hydrochemische parameters	50
8 CONCLUSIES	57
8.1 Modelformuleringen	57
8.2 Invoergegevens	57
8.3 Resultaten	58

9	DISCUSSIE	61
9.1	Modelformuleringen	61
9.2	Hydrologische invoer	62
9.3	Hydrochemische parameters en karakterisering	63
9.4	IJkingsprocedure en ijkingsgegevens	63
	LITERATUUR	65
	AANHANGSELS	
1	Procesformuleringen in het model EPIDIM	69
2	Formulering voor preferente H ⁺ -adsorptie	73
3	Bepaling van parameters voor preferente H ⁺ -adsorptie uit veldgegevens	75
4	Gevoeligheidsanalyse met EPIDIM	79
5	Parameters voor de simulatie van de koolstof- en stikstofhuishouding met ANIMO	89
6	Verloop van de pH in de tijd in de uitgangssituatie	91
7	Met ANIMO berekende CO ₂ -producties en H ⁺ -producties/consumpties bij verschillende ingrepen	93
	TABELLEN	
1	Bodemeenheden, vegetatietypen en grondwatertrappen van standplaatsen bij de "stalenmethode"	16
2	Ionsoortentabel voor de chemische definitie van de waterkwaliteitsprocessen in de "stalenmethode"	31
3	Hydrochemische karakterisering per standplaats	38
4	Hydrochemische karakterisering van neerslag-, kwel- en boezemwater	39
5	Stikstofbalanstermen voor standplaatsen in de uitgangssituatie	43
6	Vergelijking tussen de door Kemmers (1990) gegeven plantproductie en de door ANIMO berekende jaarlijkse productie	43
7	CO ₂ productie en H ⁺ productie/consumptie van standplaatsen in de uitgangssituatie	43
8	Ijkingsparameters en de bodemdpte waarvoor de te ijken parameters zijn gegeven	44
9	Ijkingsparameters voor de modellen TRAWOS/EPIDIM	45
10	Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen van de ionenratio het relatief calciumaandeel en het Elektrisch Geleidingsvermogen per standplaats, gesimuleerd met EPIDIM/TRAWOS voor de uitgangssituatie	46
11	Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning en een landbouwkundige ontwatering in een vlierveenprofiel	51
12	Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning en een landbouwkundige ontwatering in een vlietveenprofiel	51
13	Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning, een landbouwkundige ontwatering, ontwatering gecompenseerd met wateraanvoer en beregening in een veldpodzolprofiel	51

14	Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning, een landbouwkundige ontwatering, ontwatering gecompenseerd met wateraanvoer en berekening in een gooreerdprofiel	52
15	Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning in een madeveenprofiel	53
16	Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning, een landbouwkundige ontwatering en ontwatering gecompenseerd met wateraanvoer in een koopveenprofiel	53
17	Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning, een landbouwkundige ontwatering, ontwatering gecompenseerd met wateraanvoer en berekening in een beekeerdprofiel	53
18	Merkstofconcentraties per randwatertype	58

FIGUREN

1	De snelheidsconstante $k(\theta)$ voor de uitwisseling van CO_2 , gedeeld door de maximum waarde (k_{max}), uitgezet tegen het luchtgehalte in de bodem ($\varepsilon - \theta$). Tussen de luchtgehalten die corresponderen met vochtgehalten θ_{min} en θ_{max} is het verband lineair. Bij een luchtgehalte kleiner dan $\varepsilon - \theta_{\text{min}}$ is $k(\theta)/k_{\text{max}}$ gelijk aan 0 en bij een luchtgehalte groter dan $\varepsilon - \theta_{\text{max}}$ is $k(\theta)/k_{\text{max}}$ gelijk aan 1	19
2	Parabolisch verband tussen de diepte en de CO_2 -concentratie in de bodemlucht van een homogeen profiel bij een grondwaterstand op 1 m - mv. De maximum concentratie $[\text{CO}_2]_{\text{max}}$ hangt af van de diffusiecoëfficiënt en de produktiesnelheid	20
3	Stikstofbalans van het bodem-water-plant-systeem	23
4	De koolstofcyclus in ANIMO	24
5	De stikstofcyclus in ANIMO	24
6	Verloop van de bruto droge-stofproduktie van een theoretisch standaardgewas in het jaar	27
7	Berekende Ionenratio in de uitgangssituatie uitgezet tegen de diepte in het: a) vlierveenprofiel; b) vlietveenprofiel; c) veldpodzolprofiel; d) gooreerdprofiel; e) madeveenprofiel; f) koopveenprofiel; g) beekeerdprofiel	47
8	Effect van grondwaterstands daling op de pH in: a) vlierveenprofiel; b) vlietveenprofiel; c) veldpodzolprofiel; d) gooreerdprofiel; e) madeveenprofiel; f) koopveenprofiel; g) beekeerdprofiel	55

WOORD VOORAF

Dit rapport maakt deel uit van de verslaglegging van de studietoelichting Waterbeheer Natuur, Bos en Landschap (SWNBL). De SWNBL is op 7 oktober 1982 ingesteld door de Minister van Cultuur, Recreatie en Maatschappelijk Werk in overeenstemming met zijn ambtsgenoten van Verkeer en Waterstaat en Landbouw en Visserij. De SWNBL heeft de opdracht een studie te verrichten naar de betekenis van het water, de waterhuishouding en het waterbeheer voor natuur, bos en landschap. Daarnaast zullen aanbevelingen worden opgesteld voor inrichtings- en beheersmaatregelen op het gebied van natuur, bos en landschap in relatie tot de waterhuishouding. De duur van de gehele studie is bepaald op vijf jaar, ingaande 1 januari 1983.

Op 27 november 1988 heeft de studietoelichting besloten de studie nog twee jaar voort te zetten om de resultaten van de vorige fasen voor toepassing in de praktijk geschikt te maken.

Het studieveld van de SWNBL is breed en geschakeerd. De studie is daarom verdeeld in onderwerpen die als afzonderlijke projecten worden uitgevoerd in opdracht van of in samenwerking met de commissie. De studie wordt uitgevoerd in fasen, waarin steeds een samenhangend pakket van projecten wordt behandeld. Deelrapporten leggen verslag van de afzonderlijke projecten. De verantwoordelijkheid voor de inhoud van deze rapporten berust bij de uitvoerende instanties. Iedere fase van de studie wordt afgesloten met een interimrapport van de commissie, waarin de resultaten worden samengevat, de lijnen voor het gevolg worden uitgezet en waarin voor zover nodig de volgende fase van de studie wordt geprogrammeerd. De commissie is verantwoordelijk voor de tussentijdse rapportages, de interimrapporten en voor het eindrapport van de totale studie. Deelrapporten en interimrapporten worden als twee doorlopende series genummerd.

Voor het thema Natuur heeft de voortzetting van de studie gestalte gekregen in de ontwikkeling van de "stalenmethode".

De "stalenmethode" heeft als doel de gevolgen van waterhuishoudkundige ingrepen in het landelijk gebied op (half)natuurlijke vegetaties te voorspellen en evalueren.

In dit onderdeel van de "stalenmethode" zijn effecten van waterbeheer op de standplaatsfactoren pH, Elektrisch Geleidingsvermogen en Ionenratio van geselecteerde standplaatstypen berekend. Hierbij worden de resultaten van de deelstudie "Grondwaterstand en vochtleverantie" gebruikt.

Dit onderdeel van de "stalenmethode" is uitgevoerd door ir. P. Groenendijk en ir. F.J.E. van der Bolt. Drs. R.H. Kemmers heeft een bijdrage geleverd in de vorm van de hydrochemische karakterisering van de standplaatsen, de typering van neerslagwater, kwelwater en oppervlaktewater en het schatten van modelparameters voor de beschrijving van de koolstof- en stikstofkringloop in de vegetatie. De projectleiding berustte bij drs. R.H. Kemmers.

SAMENVATTING

Voor de laatste fase van de Studiecommissie Waterbeheer Natuur Bos en Landschap (SWNBL) is de zogenaamde "stalenmethode" ontwikkeld (Kemmers 1990). Hiertoe zijn de tot nu ontwikkelde complexe modellen toegepast op zeven representatieve standplaatsen en zijn waterbeheersscenario's gesimuleerd. Het verband tussen de opgelegde grondwaterstandsverlaging en de berekende standplaatsfactoren vormen de essentie van de "stalenmethode". De effecten van waterhuishoudkundige ingrepen op de pH, het Elektrisch Geleidingsvermogen en de Ionenratio zijn gesimuleerd met de modellen die voor het "wateraanvoerproject" (Groenendijk 1991) zijn ontwikkeld en toegepast: TRAWOS, ANIMO en EPIDIM.

TRAWOS berekent transport van opgeloste stoffen in de water- en gasfase (Groenendijk en Ritsema 1988). Voor deze studie is een nieuwe versie van het model TRAWOS ontwikkeld. De nieuwe versie houdt rekening met de laterale drainage- en infiltratiefluxen, in tegenstelling tot de oude versie. Deze laterale fluxen zijn in de meeste standplaatsen met een opwaartse kwelstroom en een ondiepe afvoer van het netto-neerslagoverschot van groot belang. Het transportgedeelte in de waterfase van de nieuwe versie is gebaseerd op het model TRANSOL (Rijtema en Kroes 1991). Voor het diffusieve transport van CO₂ in de gasfase is een meer globale benadering genomen dan in de oude versie van TRAWOS. Een gedeelte van de zuurhuishouding (opname van NH₄⁺ en NO₃⁻, verzurende werking van NH₄⁺-neerslag) is gemodelleerd door in TRAWOS een opname van H⁺ te veronderstellen. Deze opname wordt berekend als een convectieve term, vermenigvuldigd met een reductiefractie die door modelcalibratie wordt vastgesteld.

Het model ANIMO berekent de koolstof- en stikstofhuishouding in het bodemprofiel onder invloed van de hydrologie, de stikstofkringloop in de vegetatie, de aanvoer van stikstof uit de atmosfeer, uit het grondwater en uit de bemesting. Ook de invloed van omgevingsfactoren zoals de temperatuur en de zuurgraad worden in beschouwing genomen. Uit de mineralisatiesnelheid van organische stof wordt de vormingssnelheid van anorganische koolstof afgeleid. Nitrificatie gaat gepaard met de produktie van H⁺, denitrificatie kost H⁺. Deze balanst termen worden met ANIMO uitgerekend en als invoer gebruikt voor TRAWOS/EPIDIM.

Het model EPIDIM berekent de verdeling van chemische componenten over de vaste fase en de opgeloste fase. Het mechanisme van kationenuitwisseling tussen Ca⁺⁺ en H⁺ aan het adsorptiecomplex ten gevolge van gewijzigde concentraties in het bodemvocht is voor de berekening van de hydrochemische parameters van groot belang. In de bodem geproduceerde zuur en kooldioxide, en de diffusie-mogelijkheid voor CO₂ beïnvloeden het kalkevenwicht. Onder bepaalde omstandigheden kan calcië als vaste stof neerslaan. Het programma berekent de pH, het Elektrisch Geleidingsvermogen (EC) en de Ionenratio (IR) als functie van de componentconcentraties. Voor deze studie is met een analyse van veldgegevens een formulering voor preferente H⁺-adsorptie afgeleid.

Voor de ijking en de simulatie is de volgende methode gehanteerd:

- uit de bodemkundige en hydrochemische beschrijvingen zijn waarden voor modelparameters en invoergegevens afgeleid;
- voor de parameters die de uitwisseling tussen H^+ en Ca^{++} karakteriseren, is een analyse uitgevoerd met een reeks waterkwaliteitsgegevens en bodemchemische gegevens uit natuurgebieden;
- aan de hand van de grondwatertrap is een referentie-diepte vastgesteld, waarvoor de effecten worden berekend, omdat de hydrochemische karakteristiek is bepaald voor het ondiepe grondwater;
- proberenderwijs is gepoogd de uitgangssituatie zo goed mogelijk te reproduceren. Bij de ijking is het aantal vrijheidsgraden beperkt tot enkele parameters;
- voor enkele modelonderdelen is op beperkte schaal een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd;
- vervolgens zijn de hydrologische ingrepen gesimuleerd en de effecten op de pH, de EC en de IR voor de gedefinieerde referentie-diepte berekend.

Door een verlaging van de grondwaterstand stijgt de met ANIMO berekende CO_2 -produktie in de bodem in bijna alle standplaatsen. Alleen het berekeningsscenario vormt hierop een uitzondering. Met name in het vlietveenprofiel en het madeveenprofiel stijgt de CO_2 -produktie (ca. $15 \text{ mol.m}^{-2}.\text{jr}^{-1} CO_2$). Evenzo stijgt de netto zuurproduktie ten gevolge van de verhoogde nitrificatie. De stijging is het grootste in de veenprofielen ($0,15-0,3 \text{ mol.m}^{-2}.\text{jr}^{-1} H^+$). Het verschil tussen de verschillende ingrepen is gering. Alleen het berekeningsscenario onderscheidt zich van de andere ingrepen door iets grotere effecten.

De uitkomsten van de modelberekeningen voor de pH geven in het algemeen een dalende pH bij verlaagde grondwaterstanden te zien. Het vlietveen- en het beekerdprofiel vormen hierbij een uitzondering. De gevolgen voor het Elektrisch Geleidingsvermogen zijn gering. In het vlietveen-, het vlierveen- en het beekerdprofiel daalt het Elektrisch Geleidingsvermogen, in tegenstelling tot de andere profielen. De standaardafwijking van de berekende parameters ten gevolge van de seizoensvariatie is met name voor de pH en de EC groot. Een duidelijke definitie voor de diepte en het tijdstip in het jaar, waarop deze parameters bepaald zouden moeten worden, ontbreekt.

Met EPIDIM is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd aan de hand van een kolom-experiment met Rijnwaterinfiltratie. De exponent en de vermenigvuldigingsconstante in de formule waarmee het preferente adsorptiegedrag van H^+ wordt beschreven, hebben grote invloed op de vorm en het tijdstip van het doorbraakfront van zowel de pH als Ca^{++} . De invloed van deze parameters voor het bufferende vermogen van de bodem voor zuur is groot. Een nadere gevoeligheidsanalyse met de achter elkaar geschakelde modellen ANIMO-TRAWOS-EPIDIM zou zich met name op deze parameters, en op de beschrijving van de CO_2 -diffusie in de bodem moeten richten.

Door de vele niet getoetste veronderstellingen en onzekerheden dragen de resultaten slechts een globaal karakter en kunnen ze alleen met grote voorzichtigheid gebruikt worden. Onzekerheid bestaat er over:

- de hydrologische modellering van de standplaatsen in het onderdeel "Grondwaterstand en vochtleverantie";
 - de parameters voor de beschrijving van de koolstof en stikstofhuishouding in het model ANIMO;
 - de formulering voor de CO₂-diffusie in het model TRAWOS;
 - de juistheid van de geformuleerde relaties voor de opname van NH₄⁺, NO₃⁻ en zure componenten;
 - de concentraties van het infiltrerende regenwater;
 - de adsorptieselectiviteitsconstanten in het model EPIDIM.
- De resultaten geven ondanks de onzekerheden, tendensen aan die logisch zijn. In een aantal gevallen zijn de uitkomsten moeilijk verklaarbaar.

1 INLEIDING

Peilverlagingen in de landbouw en onttrekking van grondwater uit diepere bodemlagen kunnen de vegetatie in natuurgebieden ernstig schaden. Door deze ingrepen daalt de grondwaterstand in natuurgebieden met als mogelijk gevolg een verminderde vochtvoorziening, een verhoogde mineralisatie en een verzuring. De mate van deze veranderingen is afhankelijk van de grootte van de grondwaterstands daling, het seizoen waarin de daling optreedt, de hydrologische, bodemfysische en bodemchemische eigenschappen van de standplaats en de vegetatie.

De Studiecommissie Waterbeheer Natuur, Bos en Landschap (SWNBL) heeft zich tot taak gesteld een eenvoudige methode op te stellen, waarmee beleidsmakers en beheerders globaal de effecten van waterhuishoudkundige ingrepen op half-natuurlijke vegetaties kunnen inschatten. Hiertoe is de "stalenmethode" ontwikkeld (Kemmers 1990). In een vorige fase van de SWNBL zijn modellen ontwikkeld en toegepast, waarin de vocht-huishouding, de nutriëntenhuishouding en de zuurhuishouding op wiskundige wijze zijn beschreven. De modellen zijn in de ontwikkelings-fase slechts op enkele bodemprofielen toegepast (Groenendijk en Ritsema 1988; Groenendijk 1990; Mankor en Kemmers 1988). Deze modellen zijn complex van aard en daardoor niet eenvoudig toepasbaar in praktijksituaties. In de laatste fase van de SWNBL worden de modellen op representatieve bodemprofielen toegepast. De relatie tussen invoer- en uitvoergegevens van de modellen vormen daarbij de essentie van de "stalenmethode". Kemmers (1990) geeft een uitgebreide beschrijving van de werkwijze, waarmee met simulatiemodellen de effecten van hydrologische ingrepen op standplaatsfactoren worden bepaald. De gevolgde werkwijze bij de ontwikkeling van de "stalenmethode" is als volgt samen te vatten:

- 1 Voor veel voorkomende half-natuurlijke vegetaties worden de plantesoorten, de bodemeenheden en de hydrologie beschreven (Höchstenbach en Gremmen 1989, Van Herwaarden 1990).
- 2 Met het waterbalansmodel WATBAL (Berghuijs-van Dijk 1985) wordt de bodemvochthuishouding in de uitgangstoestand gesimuleerd. Vervolgens worden ingrepen met dit model doorgerekend (Groenendijk 1990).
- 3a De resultaten van de bodemvochtsimulatie in de uitgangstoestand worden gebruikt om de N- en P-huishouding in de standplaatsen te simuleren. Vervolgens worden de effecten van de hydrologische ingrepen op de N- en P-huishouding bepaald (Zuidema 1990).
- 3b De resultaten van de simulatie van de bodemvochthuishouding worden gebruikt om in combinatie met waterkwaliteitsparameters bodemchemische processen te simuleren. Na de ijkingsfase worden eveneens hydrologische ingrepen doorgerekend.

De specifieke doelstelling van het onderzoek in dit rapport is de simulatie van bodemchemische processen in relatie tot waterbeheer. De effecten komen tot uitdrukking in hydrochemische parameters zoals de zuurgraad (pH), Elektrisch Geleidingsvermogen (EC) en Ionenratio (IR).

Voor dit onderdeel van het stalenproject zijn de hydrologische, bodemkundige en hydrochemische kenmerken van de standplaatsen van belang. De botanische kenmerken zijn minder belangrijk. De beschrijving van de bodemeenheden is gegeven door Van Herwaarden (1990). De hydrochemische karakterisering is afkomstig van Kemmers (1990). De hydrologische kenmerken zijn ontleend aan het onderdeel "Grondwaterstand en Vochtleverantie" van het stalenproject (Groenendijk 1990). Uit deze beschrijvingen zijn invoergegevens en parameterwaarden voor de simulatiemodellen ANIMO en TRAWOS/EPIDIM afgeleid.

Voor de "stalenmethode" zijn voor zeven standplaatsen simulatieberekeningen uitgevoerd. In tabel 1 worden de standplaatsen met bijbehorende vegetatietypen en de codering in dit rapport gegeven.

Tabel 1 Bodemeenheden, vegetatietypen en grondwatertrappen van standplaatsen bij de "stalenmethode"

Code	Bodemeenheid	Vegetatietype	Grondwatertrap
VLR	Vlierveengronden	Zomp- en sterzegge associatie	I
VLT	Vlietveengronden	Veenmosriet associatie	I
VE	Veldpodzolgronden	Dopheide associatie	III
GO	Gooreerdgronden	Borstelgras-klokjesgentiaan associatie	III
MA	Madeveengronden	Veldrus associatie	II
KO	Koopveengronden associatie	Spaanse ruiter-pijpestrootje	I/II
BE	Beekeerdgronden	Spaanse ruiter-pijpestrootje associatie	II/III

De model-ingrepen waarmee de scenario's zijn gesimuleerd, zijn door Groenendijk (1990) beschreven. De resultaten van de scenario's: "Landbouwkundige ontwatering gecompenseerd door waterconservering" en "Waterconservering door remming van de interne ontwatering" zijn te weinig betrouwbaar en worden niet in dit verslag gegeven. Door de vele niet getoetste veronderstellingen en onzekerhedendragen de resultaten slechts een globaal karakter en kunnen alleen met grote voorzichtigheid worden gebruikt.

De hoofdstukken twee, drie en vier bevatten korte beschrijvingen van de modellen TRAWOS, ANIMO en EPIDIM. Hoofdstuk vijf geeft in het kort de resultaten van de gevoeligheidsanalyse met EPIDIM. Hierin wordt de gevoeligheid van de formulering voor preferente H^+ -adsorptie op het pH en Ca^{++} -concentratieverloop bij Rijnwaterinfiltratie bestudeerd. Hoofdstuk zes geeft een hydrochemische karakterisering van de standplaatsen. De methodiek hiervoor is afgeleid door Kemmers (1990). Tevens worden de definities voor de gehanteerde parameters gegeven, omdat hierover onduidelijkheid blijkt te bestaan.

De ijking en de simulatie van de scenario's worden beschreven in hoofdstuk zeven. In hoofdstuk acht worden enkele conclusies getrokken over de effecten van de ingrepen op de hydrochemische parameters. In hoofdstuk negen worden de gevolgen van de modelformuleringen, de hydrochemische parameters, de hydrologische invoer en de ijking voor de resultaten bediscussieerd. In aanhangsel één wordt een relatie afgeleid, waarmee het gedrag van preferente H^+ -adsorptie wordt beschreven. De berekende CO_2 - en H^+ -producties worden per ingreep en per standplaats weergegeven in aanhangsel twee.

2 TRAWOS

Het model TRAWOS (Groenendijk en Ritsema 1988) berekent het transport van opgeloste stoffen en gassen in een bodemprofiel. Dit programma is ontwikkeld voor de simulatie van het CO₂-transport in de bodem. De koolstofdioxideconcentraties en -fluxen beïnvloeden de zuur- en Ca⁺⁺-huishouding in de bodem. CO₂ lost relatief goed op in water. Het transport verloopt in zowel de water- als de luchtfase. Voor een adequate beschrijving van het transport dienen beide fasen in beschouwing te worden genomen. Met het genoemde model zijn berekeningen uitgevoerd voor een beekeerprofiel in het natuurgebied Groot Zandbrink nabij Amersfoort.

De meeste standplaatsen in deze studie hebben betrekking op natte profielen die gedurende een groot gedeelte van het jaar onder invloed staan van een kwelstroom. In deze kwelprofielen wordt het neerslagwater vrij ondiep afgevoerd naar een ontwateringssysteem binnen het natuurgebied. Deze laterale stroming heeft een belangrijke invloed op het transport van opgeloste stoffen in het bodemprofiel. Het door Groenendijk en Ritsema (1988) gepresenteerde model TRAWOS kent geen voorziening voor het laterale stoftransport. Gezien het belang van deze balanstern voor de stoffenhuishouding is een nieuwe versie van TRAWOS ontwikkeld, waarin dit proces wél wordt beschreven.

2.1 Procesformuleringen voor het transport van opgeloste stoffen en warmte in de bodem

2.1.1 Transport van opgeloste stoffen

De formulering van het laterale transport in de nieuwe TRAWOS versie is ontleend aan het model TRANSOL (Rijtema en Kroes 1991), dat nauw verwant is aan de stoftransportroutine van het model ANIMO (Berghuijs-van Dijk et al., 1985). TRANSOL berekent het transport van een stof in de bodem onder invloed van de dynamiek van de bodemvochthuishouding. De stof kan eventueel adsorberen aan de vaste fase en worden afgebroken ten gevolge van biologische processen.

De bodem wordt in zowel TRAWOS als TRANSOL gediscrètiseerd in lagen met een op te leggen dikte. De dikte kan per laag verschillen. TRANSOL houdt geen rekening met een immobiele waterfase. Dit is geen bezwaar, aangezien in deze studie alleen gronden met een enkel-korrelstructuur worden beschouwd.

Bij het berekenen van het transport wordt volledige menging verondersteld. Het stoftransport wordt in TRAWOS beschreven met de volgende conserveringsvergelijking:

$$\Delta z \frac{d \theta(t) C(t)}{dt} = q_i C_i - q_u C(t) - R q_e C(t) \quad (1)$$

Hierin is:

$C(t)$: concentratie in een bodemlaag	(mol.l ⁻¹)
C_1	: concentratie in het instromende bodemvocht	(mol.l ⁻¹)
q_i	: flux van het instromende bodemvocht	(m.d ⁻¹)
q_u	: flux van het uitstromende bodemvocht	(m.d ⁻¹)
q_e	: evapotranspiratieflux	(m.d ⁻¹)
$\theta(t)$: volume vochtgehalte in de bodemlaag	(m ³ .m ⁻³)
R	: selectiviteits- of reductiefactor voor wortelopname	(-)
Δz	: dikte van de bodemlaag	(m)

De waterfluxen worden berekend in een hydrologisch model. Voor de concentratie in het instromende bodemvocht wordt de gemiddelde concentratie gedurende het tijdsinterval, aangehouden. De opname van een stof door de vegetatie wordt lineair evenredig met de wateropname verondersteld (passieve gewasopname) en wordt berekend als het produkt van de concentratie, de evapotranspiratieflux en een selectiviteitsfactor.

De opname van stoffen is verwaarloosbaar klein, met uitzondering van zure componenten. De opname van de somconcentraties van zure componenten (H⁺-OH⁻

totaalconcentratie) wordt in het model beschouwd omdat:

- het pH-traject van de standplaatsen in de uitgangssituatie ca. 4,5-7,5 bedraagt. Deze pH correspondeert met kleine H⁺-concentraties. De H⁺-concentraties zijn veel kleiner dan van de andere beschouwde componenten. Kleine veranderingen in het systeem kunnen grote gevolgen hebben voor de H⁺-concentratie.
- in de modellenreeks ANIMO-TRAWOS-EPIDIM slechts een gedeelte van de zuurkringloop wordt beschouwd. De modellering van een meer volledige beschrijving, zoals gegeven door De Vries en Breeuwsma (1987), valt buiten het bestek van deze studie.
- met de H⁺-opname in TRAWOS de invloed van alle niet beschouwde processen kan worden gemodelleerd. De opname is een restpost die alle buiten beschouwing gebleven processen vertegenwoordigt.

De opname is evenredig met de concentratie. De reductiefactor R_H wordt empirisch door middel van modelcalibratie vastgesteld.

De conserveringsvergelijking wordt analytisch opgelost. Het concentratieverloop wordt beschreven als functie van de tijd. De gemiddelde concentratie gedurende een bepaald tijdsinterval wordt berekend door het concentratieverloop naar de tijd te integreren en vervolgens te delen door de lengte van de beschouwde tijdstap. Numerieke dispersie treedt op als gevolg van de discretisatie van het bodemprofiel in verschillende lagen. Door een goede keuze van de laagdiktes kan de numerieke dispersie overeenstemmen met de natuurlijke dispersie. De uitwisseling van CO₂ in de gasfase en CO₂ in de luchtfase wordt in het model TRAWOS beschreven met een eerste orde reactie:

$$\frac{d[CO_2]_w}{dt} = k(\hat{\theta}) \{ [CO_2]_1 - [CO_2]_w \} \quad (2)$$

De snelheidsconstante $k(\hat{\theta})$ wordt geformuleerd als een functie van het luchtgehalte in de bodem. In een bodemlaag met een laag luchtgehalte nemen weinig poriën deel aan het diffusieproces. In een drogere bodemlaag kan relatief veel CO_2 vanuit het bodemvocht naar de bodemlucht diffunderen. Diffusie van CO_2 naar de atmosfeer, bepaald door de partiële CO_2 -drukken, vormt de randvoorwaarde aan het bodemoppervlak. Bij een luchtgehalte dat kleiner is dan een minimumwaarde (θ_{\min}) diffundeert er geen CO_2 naar de atmosfeer. Dientengevolge zullen de concentraties van het CO_2 in de bodemlucht en het bodemvocht snel met elkaar in evenwicht komen. De waarde van $k(\hat{\theta})$ wordt voor een luchtgehalte dat kleiner of gelijk is aan deze minimum waarde, op 0 verondersteld. De diffusiemogelijkheid neemt toe bij een hoger luchtgehalte. Boven een bepaalde uitdrogingsgraad van de grond neemt de diffusiemogelijkheid van de waterfase naar de grond niet meer toe. De CO_2 -stroming wordt voor het belangrijkste gedeelte gestuurd door de uitwisseling van de bodemlucht met de atmosfeer. In figuur 1 is aangegeven hoe dit concept in het model TRAWOS is ingebracht.

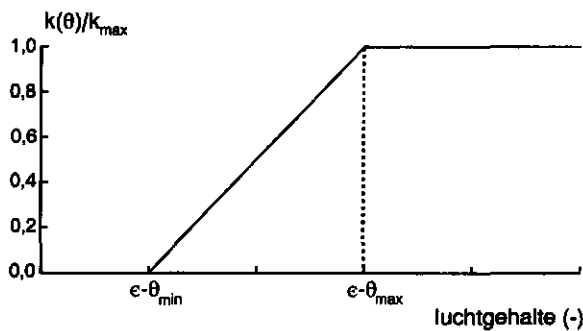


Fig. 1 De snelheidsconstante $k(\theta)$ voor de uitwisseling van CO_2 , gedeeld door de maximum waarde (k_{\max}), uitgezet tegen het luchtgehalte in de bodem ($\varepsilon - \theta$). Tussen de luchtgehalten die corresponderen met vochtgehalten θ_{\min} en θ_{\max} is het verband lineair. Bij een luchtgehalte kleiner dan $\varepsilon - \theta_{\min}$ is $k(\theta)/k_{\max}$ gelijk aan 0 en bij een luchtgehalte groter dan $\varepsilon - \theta_{\max}$ is $k(\theta)/k_{\max}$ gelijk aan 1.

In de figuur is de parameter $k(\hat{\theta})$ uitgezet tegen het luchtgehalte $\varepsilon - \theta$, met ε als porositeit. De parameters θ_{\min} en θ_{\max} dienen door calibratie te worden vastgesteld. De waarde voor θ_{\min} ligt voor de meeste gronden op het luchtgehalte dat behoort bij de zgn. "lucht-intrede-waarde". De waarde voor θ_{\max} ligt voor de meeste gronden bij een luchtgehalte dat behoort bij een pF-waarde 2,0-2,5 (veldcapaciteit). De CO_2 concentratie in de bodemlucht per tijdstap wordt constant verondersteld. De uitwisseling van CO_2 in de bodemluchtfase met de atmosfeer verloopt zo snel, dat zich na enkele dagen een stationair CO_2 profiel instelt. In een volledig homogene bodem met een eveneens homogene verdeling van de CO_2 -produktie in het profiel stelt zich een profiel in dat wordt beschreven door een kwadratische vergelijking (Koorevaar et al. 1983).

In TRAWOS wordt de evenwichtsconcentratie van CO_2 in bodemlucht berekend afhankelijk van het bodemluchtgehalte. Het luchtgehalte wordt berekend als het verschil tussen het vochtgehalte bij verzadiging en het actuele vochtgehalte.

Aangenomen wordt dat de concentratie aan het maaiveld gelijk is aan CO_2 -concentratie in de atmosfeer. In de onverzadigde zone kan de CO_2 -spanning een bepaalde mate van oververzadiging t.o.v. van de atmosferische CO_2 -spanning bereiken. De mate van oververzadiging is een functie van het bodemluchtgehalte en de toestand in de vorige tijdstap. Het luchtgehalte verloopt in de bodem vaak lineair met de diepte.

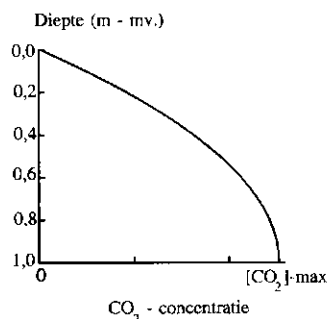


Fig. 2 Parabolisch verband tussen de diepte en de CO_2 -concentratie in de bodemlucht van een homogeen profiel bij een grondwaterstand op 1 m - mv. De maximum concentratie $[\text{CO}_2]\text{-max}$ hangt af van de diffusiecoëfficiënt en de produktiesnelheid.

De CO_2 -produktie verloopt grofweg eveneens lineair met de diepte. Onder deze voorwaarden stelt zich na langere tijd een kwadratisch evenwichtsprofiel in. De evenwichtsconcentratie in de bodemlucht wordt berekend volgens:

$$[\text{CO}_2]_1 = 0,5 \{ [\text{CO}_2]_0 + [\text{CO}_2]_{\text{atm}} * (10^{(1-\theta)})^2 \} \quad (3)$$

Hierin is $[\text{CO}_2]_0$ de CO_2 -concentratie in het bodemvocht gedurende de vorige tijdstap en $[\text{CO}_2]_{\text{atm}}$ de CO_2 -concentratie in de atmosfeer en θ het relatieve luchtgehalte, te berekenen als de verhouding tussen het luchtgehalte en het verschil van θ_{max} en θ_{min} .

2.1.2 Laterale fluxen

Het model TRAWOS rekent de met WATBAL berekende fluxen om naar fluxen per rekenlaag. In WATBAL wordt het profiel gedefinieerd t.o.v. van een bepaalde ondergrens. Deze ondergrens wordt meestal op het niveau van de laagste grondwaterstand gekozen. In de stalenbenadering is de ondergrens van het model vastgesteld op 1 of 2 meter beneden maaiveld. Beneden deze ondergrens worden geen berekeningen uitgevoerd voor de koolstof- en stikstofkringloop en de macro-kationenhuishouding.

Het concept van de laterale fluxen in de modellen ANIMO en TRANSOL is gebaseerd op een regionale beschouwing van de hydrologie. De diepte van de modelkolom wordt gekozen aan de hand van de geohydrologische schematisering van het beschouwde gebied. De onderrand van de modelkolom wordt op de hydrologische basis verondersteld. De laterale fluxen stromen over de gehele diepte uit de modelkolom.

Dit concept voldoet niet voor de toepassing op de standplaatsen. In de stalenbenadering is geen geohydrologische informatie beschikbaar op grond waarvan een basis kan worden gedefinieerd. De keuze van de diepte van de ondergrens in de berekeningen met WATBAL is arbitrair en kan niet direct als een ondergrens worden beschouwd van het "lokale" hydrologische systeem van de standplaats.

Om dit bezwaar te ondervangen is in het modelconcept van TRAWOS een ondergrens gedefinieerd waaronder geen zijdelingse uitstroming meer plaats vindt. Deze grens wordt vastgesteld aan de hand van de gesimuleerde gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG). De GLG wordt berekend met door WATBAL gesimuleerde 30 jarige reeks grondwaterstanden. De waarde van de ondergrens wordt gesteld op 20 cm onder het niveau van de gesimuleerde GLG. Per standplaats en per scenario wordt de ondergrens opnieuw vastgesteld. Bij een ondiepe grondwaterstand vindt de laterale uitstroming over een relatief kleine diepte plaats. Ondiepe grondwaterstanden zijn in deze studie sterk gerelateerd aan kwelprofielen. De laterale uitstromingsdiepte in een kwelprofiel is relatief klein.

2.1.3 Temperatuurverloop in de bodem

Voor de berekening van het temperatuurverloop in de bodem gebruikt TRAWOS het temperatuurconcept van ANIMO en TRANSOL. In deze modellen wordt de temperatuur op een bepaalde diepte als een langjarig gemiddelde sinus berekend. De amplitude en de fasevertraging ten opzichte van de temperatuur aan het maaiveld worden berekend afhankelijk van de diepte en enkele bodemfysische constanten. In vgl. 4 wordt de uitdrukking voor de temperatuur gegeven:

$$T(z, t) = T_g + A_0 \exp\{-z/D_m\} * \cos(wt + f - z/D_m) \quad (4)$$

Hierin is:

$T(z, t)$: bodemtemperatuur als functie van de diepte en de tijd (°C)
 z : diepte beneden maaiveld (m)
 t : tijdstip in het jaar (dag)
 T_g : jaargemiddelde temperatuur aan het bodemoppervlak (°C)
 A_0 : amplitude van de temperatuur aan het bodemoppervlak (°C)
 D_m : dempingsdiepte (m)
 w : frequentie (rad.dag⁻¹)
 f : fasevertraging (rad)

De dempingsdiepte D_m wordt berekend met bodemfysische constanten zoals de thermische geleidbaarheid en de warmtecapaciteit van de bodem. Het temperatuurverloop is in deze benadering niet afhankelijk van het vochtgehalte. De variatie in bodemtemperatuur tussen de verschillende jaren onder invloed van de vochttoestand is relatief gering. De invloed van temperatuurverschillen tussen verschillende jaren op de chemische evenwichtsconstanten is ten opzichte van de andere onzekerheden in deze studie te verwaarlozen.

2.2 Invoervariabelen

De tijdsonafhankelijke invoergegevens voor het model TRAWOS bestaan uit de geometrie van de bodem: de laagindeling, een aantal parameters waarmee het temperatuurverloop kan worden berekend en de grenswaarden $\theta_{1_{max}}$, $\theta_{1_{min}}$, $\theta_{2_{max}}$ en $\theta_{2_{min}}$ voor de wortelzone en de ondergrond. De toevoegingen 1 en 2 duiden op de wortelzone en de ondergrond. Met deze parameters kan de parameter θ worden berekend voor het CO_2 -diffusiegedeelte in het model.

De tijdsafhankelijke invoergegevens bestaan uit hydrologische grootheden en de concentraties van de stoffen die de randvoorwaarden voor de chemische evenwichten vormen: de neerslag aan de bovenrand, de kwelstroom aan de ondergrens van het modelprofiel en de toestroming van oppervlaktewater bij eventuele zijdelingse infiltratie.

De hydrologische grootheden per tijdstap bestaan uit:

- de grondwaterstand;
- de vochtinhoud van de wortelzone;
- de vochtinhoud van de ondergrond;
- de neerslag en evapotranspiratie fluxen;
- de kwel/wegzijgingsflux en de interne drainageflux.

De concentraties aan de rand kunnen per tijdstap worden opgegeven. In de berekeningen is aan deze invoergegevens een constante waarde toegekend, omdat gegevens van eventuele fluctuaties in deze concentraties ontbreken.

2.3 Uitvoervariabelen

De uitvoervariabelen van TRAWOS bestaan uit een reeks hydrologische en chemische grootheden per gedefinieerde bodemlaag. De hydrologische grootheden zijn: het vochtgehalte, de verticale fluxen over de boven- en ondergrens van de laag en de laterale fluxen naar het ontwateringsstelsel.

De chemische grootheden bestaan uit de concentraties van de verschillende stoffen aan het eind van de tijdstappen. Het transport wordt berekend met de waterbalans per laag. Absolute voorwaarde voor de berekeningen is een sluitende waterbalans per tijdstap en per bodemlaag.

De nieuwe concentraties zijn niet in evenwicht met de kationenbezetting van het adsorptiecomplex. De nieuwe chemische evenwichten worden berekend met de module EPIDIM.

3 ANIMO

Het model ANIMO (Agricultural Nitrogen Model) is ontwikkeld om voor landbouwkundig bodemgebruik de uitspoeling van nitraat naar grond- en oppervlaktewater te berekenen. Daartoe zijn de belangrijkste processen van de koolstof- en stikstofhuishouding in hun onderlinge samenhang in het model verwerkt (Berghuijs-van Dijk et al., 1985). Als optie kan ook de fosforcyclus aan de koolstofhuishouding worden gekoppeld (Rijtema et al. 1990). Kroes (1988) heeft het gebruik van het computermodel beschreven.

In essentie rekent het model ANIMO één-dimensionaal. Het profiel wordt verdeeld in horizontale lagen die in dikte kunnen variëren. De door een waterkwantiteitsmodel aangeleverde fluxen en vochtgehalten worden omgerekend tot data voor de gedefinieerde lagen in ANIMO. Verdamping, de afvoer van water naar drainagemiddelen en kwel dan wel wegzijging van of naar de aquifer worden gesimuleerd via horizontale uitstroming. Verticaal transport vindt plaats van laag tot laag. De tijdstap moet overeenkomen met de tijdstap van de ingevoerde meteorologische randvoorwaarden. Per tijdstap wordt per laag een volledige water- en stoffenbalans opgesteld. Transport van oplosbaar organische stof en van mineraal N ($\text{NO}_3\text{-N}$ en $\text{NH}_4\text{-N}$) vindt plaats door de stroming van het bodemvocht. Uitgangspunt bij de berekeningen is volledige menging in iedere laag.

3.1 Procesformuleringen voor de koolstof- en stikstofkringloop in de bodem

Stikstofverbindingen kunnen aangevoerd worden in de vorm van kunstmest, organische mest (inclusief afgestorven planten), atmosferische depositie en biologische N-fixatie. In het bodem-water-plant-systeem treden omzettings- en transportmechanismen op. Stikstof wordt afgevoerd via het geoogst gewas, begrazing, denitrificatie, vervluchtiging van ammoniak en uitspoeling naar diepere lagen. Figuur 3 geeft schematisch de stikstofbalans van het systeem.

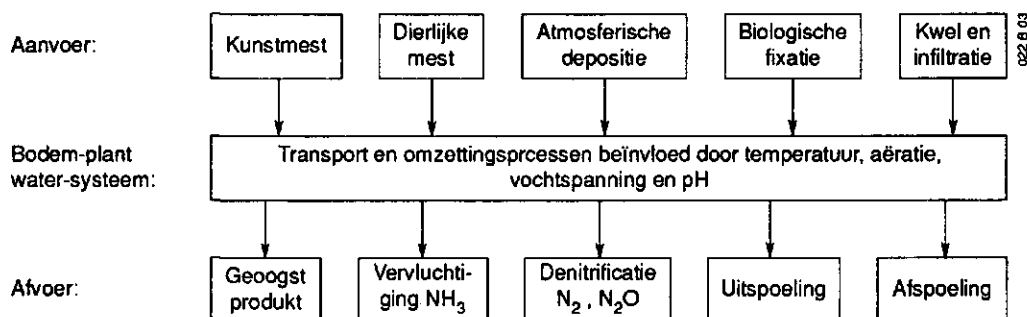


Fig. 3 Stikstofbalans van het bodem-water-plant-systeem

De grootste hoeveelheid stikstof in de bodem is vastgelegd in organisch materiaal. Aangezien de organische materialen zowel stikstof als koolstof bevatten, zijn de koolstof- en de stikstofhuishouding gekoppeld. Figuur 4 laat de koolstofcyclus zien in ANIMO en figuur 5 toont de stikstofcyclus in ANIMO.

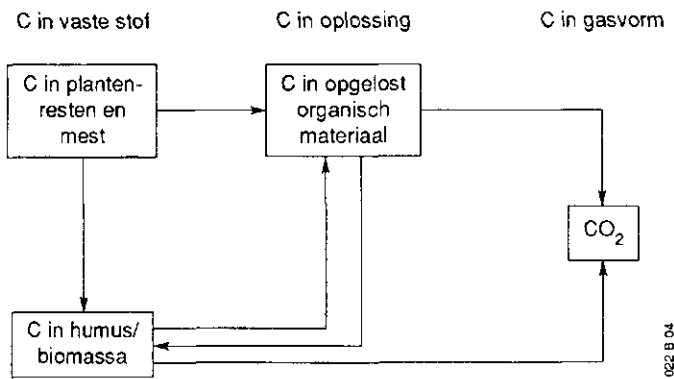


Fig. 4 De koolstofcyclus in ANIMO

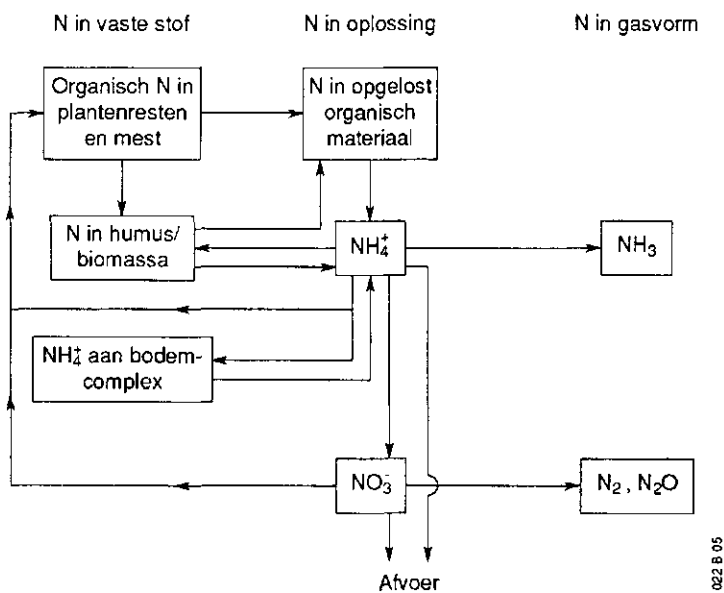


Fig. 5 De stikstofcyclus in ANIMO

3.1.1 Transportprocessen

Met de uitvoergegevens van het waterkwantiteitsmodel berekent ANIMO de vochtgehalten aan het eind van een tijdstap en de fluxen per laag. De waterbalans voor iedere laag luidt:

$$(q_i - q_u) * \Delta t = (\theta(t) - (\theta(0)) * \Delta z \quad (5)$$

Waarin:

q_i	: de binnenkomende flux	(m.d ⁻¹)
q_u	: de uitgaande flux	(m.d ⁻¹)
Δt	: de tijdstap lengte	(d)
$\theta(0)$: het vochtgehalte aan het begin van de tijdstap	(-)
$\Delta(t)$: het vochtgehalte aan het eind van de tijdstap	(-)
Δz	: de laagdikte	(m)

De binnenkomende fluxen zijn neerslag, infiltratie en kwel, de uitgaande fluxen zijn evapotranspiratie, drainage op vier niveaus en wegzijging.

Het transport van opgelost organisch materiaal en mineraal N wordt samen met de omzettingen berekend met een gecombineerde transport- en balansvergelijking:

$$\Delta z * \frac{d(\theta(t) * C(t))}{dt} + \Delta z * \rho_d * k_d \frac{dC(t)}{dt} =$$

$$= q_i * C_1 - q_u * C(t) + k_0 * \Delta z - k_1 * \theta(t) * \Delta z * C(t) \quad (6)$$

met:

$C(t)$: concentratie in een laag op tijdstip t	(kg.m ⁻³)
C_1	: concentratie van de binnenkomende flux	(kg.m ⁻³)
k_0	: nulde orde afbraak constante	(kg.m ⁻³ .d ⁻¹)
k_1	: eerste orde afbraak constante	(d ⁻¹)
ρ_d	: droge bulkdichtheid	(kg.m ⁻³)
k_d	: adsorptiecoëfficiënt	(kg ⁻¹ .m ³)

Deze vergelijking wordt voor iedere laag voor iedere tijdstap analytisch opgelost voor de ammonium-, nitraat- en in water opgeloste organische stoffracties.

3.1.2 Omzettingsprocessen

Stikstof kan worden omgezet door fysische en/of (micro)-biologische processen. De belangrijkste omzettingsprocessen zijn:

- Afbraak, de omzetting van vers organisch materiaal tot humus en oplosbaar organisch materiaal;
- Mineralisatie, het biologisch omzettingsproces dat organisch gebonden stikstof transformeert naar mineraal stikstof;
- Immobilisatie, het vastleggen van mineraal stikstof in biomassa of organisch bodemmateriaal;
- Nitrificatie, de microbiologische omzetting van ammonium in nitraat door bacteriën; de beperkende factor bij gewone omstandigheden is de aanwezigheid van zuurstof. De reactie verloopt alleen onder aërobe omstandigheden;
- Denitrificatie, microbiologische reductie van nitraat tot N₂- of NO₂-gas bij de afbraak van organische stof onder anaërobe omstandigheden. Denitrificatie is gebonden aan de afbraak van organisch materiaal: in plaats van zuurstof wordt nitraat als protonen-acceptor gebruikt. De beperkende factoren zijn veelal de zuurstofhuishouding en de hoeveel-

- heid organische stof in de bodem. Denitrificatie kan tot op grote diepte voorkomen, mits organische stof aanwezig is. Ook in goed beluchte grond kan denitrificatie optreden ten gevolge van partiële anaërobie (veroorzaakt door een grote zuurstofconsumptie of door (tijdelijke) waterverzadiging);
- Vervluchtiging, het ontsnappen van ammoniak naar de atmosfeer. Vervluchtiging is afhankelijk van de tijdsduur dat mest op het land ligt, de weersomstandigheden en de zuurgraad van de bodem;
 - Adsorptie/desorptie, de binding van ammonium aan het bodem-complex is afhankelijk van de concentratie in het bodemvocht, van de adsorptiecapaciteit van het bodemmateriaal (groot voor kleideeltjes), en van de samenstelling van het adsorptiecomplex.

Deze processen worden in ANIMO kwantitatief beschreven en zijn afhankelijk van de milieufactoren zuurstofspanning, temperatuur, zuurgraad en bodemaëratie. Voor een gedetailleerde beschrijving van de omzettingsprocessen wordt verwezen naar Van Huet (1982), de wiskundige vergelijkingen die deze processen in ANIMO weergegeven worden beschreven door Berghuijs-van Dijk et al. (1985).

3.1.3 Opname van stikstof door de vegetatie

De opname van stikstof door de vegetatie is in ANIMO gemodeleerd met een gewas-groei module. Voor de beschrijving van de plantengroei wordt uitgegaan van de relatie tussen de fotosynthese-snelheid en de nettostraling van een theoretisch standaardgewas, zoals die door De Wit (1965) is gegeven (fig. 6) voor Nederlandse omstandigheden.

Deze relatie geldt voor Nederlandse omstandigheden. Uit de bruto droge-stofproduktie per tijdstap wordt een netto produktiesnelheid afgeleid aan de hand van:

- de hoeveelheid licht die door de vegetatie kan worden geabsorbeerd. De snelheid per kg droge stof wordt kleiner naarmate er meer droge stof op het veld aanwezig is;
- eventueel vochttekort. De reductiefactor wordt berekend uit de verhouding tussen de actuele en de potentiële verdamping;
- de assimilatiefactor van de plant. De geproduceerde CH_2O -verbindingen bij de fotosynthese worden gedeeltelijk gebruikt voor het onderhoud en de groei van de plant.

Door integratie van de produktiesnelheid in de tijd wordt per tijdstap een hoeveelheid geproduceerde droge stof berekend. Voor op te geven tijdstippen kan de vegetatie worden gemaaid. Het maaisel wordt van het veld afgevoerd. De hoeveelheid aanwezig plantmateriaal wordt dan gereduceerd tot een minimale aanwezige hoeveelheid, afhankelijk van het vegetatietype. Om afsterving van de planten aan het einde van het groeiseizoen na te bootsen wordt de vegetatie in november gemaaid en wordt het maaisel aan de bodem toegevoegd. De groei van de wortels en de hoeveelheid droge stof in het wortelsysteem worden berekend met de voor de vegetatie kenmerkende Root/Shoot verhouding. Wortels sterven af evenredig met de hoeveelheid wortels. Uit afgestorven organisch materiaal komt N vrij door mineralisatie.

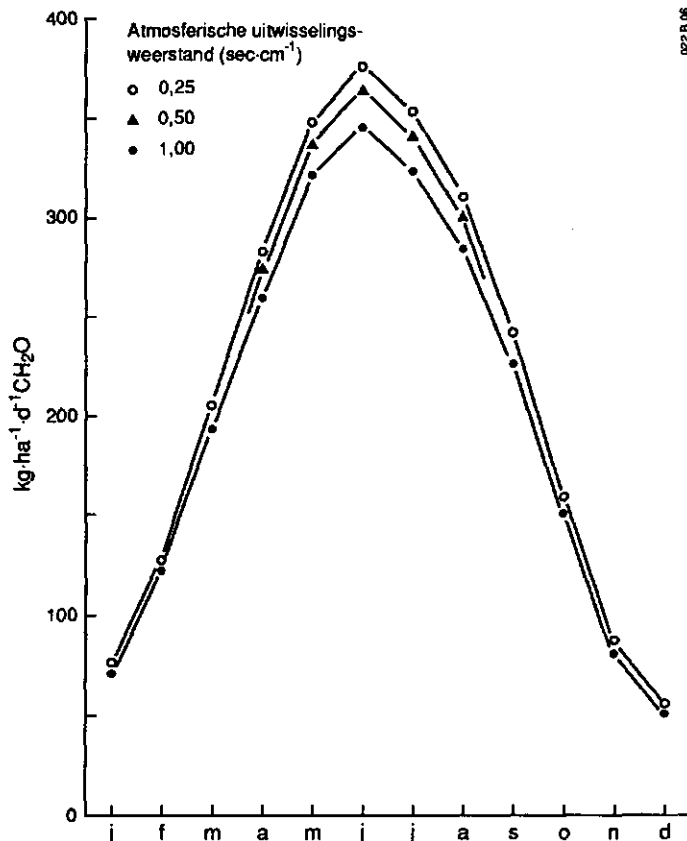


Fig. 6 Verloop van de bruto droge-stofproductie van een theoretisch standaardgewas in het jaar (naar De Wit 1965)

De N-opname door de wortels wordt beïnvloed door verschillende mechanismes:

- de N-opname wordt berekend als het product van de minerale N-concentratie in het bodemvocht en de evapotranspiratieflux. Deze N-flux wordt vermenigvuldigd met een selectiviteitsfactor. Voor natuurlijke vegetaties wordt ammonium preferent opgenomen t.o.v. nitraat. Voor de selectiviteitsfactoren voor nitraat resp. ammonium zijn in deze modeltoepassing de waarden 1 en 10 gekozen;
- als de N-opname groter is dan de N-behoefte van de vegetatie vindt er luxe consumptie plaats. Veel natuurlijke vegetaties hebben strategieën om perioden met een gering nutriënten-aanbod te overleven;
- als de wortelopname kleiner is dan de N-behoefte van de vegetatie wordt de voorraad van luxe geconsumeerde N in de plant zelf aangesproken;
- als deze voorraad in de plant is uitgeput vindt reductie van de droge-stofproductie plaats.

3.2 Invoervariabelen

De invoergegevens voor het model ANIMO kunnen worden onderscheiden in:

- opties over de gewenste uitvoer van ANIMO;
- hydrologische gegevens: vochtgehalten en fluxen;
- bodemfysische gegevens: pF-data voor wortelzone en ondergrond, hydraulische geleidbaarheid, de "lucht-intrede-waarde", de diffusiecoëfficiënten, de capillaire stijghoogte en de bodemtemperatuur;
- bodemchemische gegevens: pH van het bodemvocht en de distributieverhouding van NH_4 voor de wortelzone en de ondergrond;
- depositie en kwel: de concentraties van ammonium en nitraat van het regenwater en het drainagewater, en de hoeveelheid droge depositie voor dezelfde stoffen;
- procesparameters; de assimilatiefactor, de potentiële afbraaksnelheden en de potentiële nitrificatiesnelheid;
- bemestingsgegevens: het aantal mestgiftten, de hoeveelheid en soort mest, en de manier van toedienen;
- gewasgegevens; de minimale en maximale hoeveelheid bovengrondse delen, de Root/Shoot-verhouding, het stikstofgehalte van de wortels en van de spruiten, het tijdstip van oogsten en gegevens die de productiesnelheid en hoeveelheid bepalen.
- de data die de initiële situatie beschrijven; per laag de initiële hoeveelheden exudaten, verse organische stof en humus, als ook per laag de concentraties ammonium, nitraat en oplosbaar organisch stof.

In deze studie is aangenomen dat de standplaatsen niet worden bemest met dierlijke mest of kunstmest. Een volledige beschrijving van de invoergegevens en de structuur van de invoerbestanden alsook enkele voorbeelden zijn te vinden in de gebruikershandleiding (Kroes 1988).

3.3 Uitvoervariabelen

ANIMO kent vier soorten uitvoer: files met toestandsvariabelen per tijdstap en per laag, files met stofbalansen per tijdstap, bestanden met stofbalansen per jaar en een file die de uitvoer van alle modelonderdelen bevat. De keuze voor de gewenste uitvoergegevens wordt gemaakt in het invoerbestand GENERAL.DAT. Voor de SWNBL-studie zijn de uitvoermogelijkheden vergroot met een bestand dat de hoeveelheden geproduceerd CO_2 en geproduceerd/geconsumeerd H^+ per laag per tijdstap bevat, en met een bestand dat jaarlijks de hoeveelheid stikstof en koolstof als ook de stikstof/koolstofverhouding per laag van het profiel beschrijft.

4 EPIDIM

Het model EPIDIM berekent de verdeling van maior-ionen over drie fasen:

- in water opgeloste ionen en complexen;
- aan het bodemcomplex geadsorbeerde kationen;
- in vaste mineralen neergeslagen kationen en anionen.

EPIDIM is te koppelen aan één-, twee- of drie-dimensionale stromingsmodellen waarin de verplaatsing van opgeloste stoffen wordt gesimuleerd. Het transport in de bodem wordt berekend met waterfluxen tussen compartimenten, waarbinnen de stofverdeling homogeen wordt verondersteld. Bij de simulatie van het stoftransport worden de verschillende componenten als niet-reactief beschouwd. Door het stoftransport is aan het einde van een rekentijdstep het evenwicht tussen de 3 fasen in een compartiment verstoord. Door het aanroepen van de module EPIDIM is de nieuwe verdeling te berekenen. De stofbalansen blijven hierbij gehandhaafd. De nieuwe verdeling vormt de beginvoorwaarde voor de nieuwe tijdstep van het transportmodel TRAWOS.

4.1 Procesformuleringen voor chemische evenwichten

De verdeling van maior-ionen over de drie fasen wordt berekend met de theorie van chemische evenwichten. Een chemisch proces is te schrijven als:

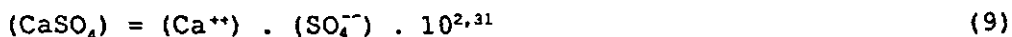


Hierin zijn A, B, C en D stoffen die worden geassocieerd en gedissocieerd en zijn a, b, c en d de stochiometrie-coëfficiënten. Als de associatiesnelheid gelijk is aan de dissociatiesnelheid, is er sprake van chemisch evenwicht. Deze evenwichtsconstante karakteriseert deze toestand:

$$K = \frac{(C)^c (D)^d}{(A)^a (B)^b} \quad (8)$$

Hierin zijn (A), (B), (C) en (D) de activiteiten van de stoffen A, B, C en D in mol.l⁻¹.

Een chemisch systeem is op te bouwen uit stoffen die als bouwstenen beschouwd kunnen worden: de componenten in de waterfase. In de waterfase kunnen behalve vrije ionen ook complexen voorkomen. De activiteiten van de complexen, de adsorbeerde kationen en de geprecipiteerde mineralen zijn te berekenen uit de activiteiten van de componenten met evenwichtsvergelijkingen. Het complex CaSO₄ wordt hier als voorbeeld gegeven.



Van veel complexen zijn de evenwichtsconstanten te vinden in de literatuur. De evenwichtsconstanten van de geadsorbeerde kationen variëren sterk per grondsoort.

Voor de berekening van de totale hoeveelheid stof is het nodig de activiteiten om te rekenen naar concentraties. De verhoudingsgetallen tussen activiteiten en concentraties worden berekend met de formule van Debye-Hückel.

In EPIDIM zijn voor de berekening van de geadsorbeerde fase drie soorten uitwisselings-vergelijkingen geïmplementeerd die afwijken van de normale evenwichtsvergelijkingen:

- Gaines-Thomas-vergelijkingen;
- Vanselow-Vergelijkingen;
- Gapon- en Kerr-vergelijkingen.

De gebruiker kiest bij het definiëren van het chemische systeem uit een van de drie typen vergelijkingen.

Om het in oplossing gaan van mineralen in de vaste fase te berekenen is een formulering geïmplementeerd, waarmee met de reactiekinetiek rekening wordt gehouden. De snelheid waarmee een mineraal oplost of neerslaat is evenredig met het verschil tussen het ionenprodukt en het oplosbaarheidsprodukt. Voor het mineraal calciet is dit in formulevorm gegeven:

$$\frac{\Delta \text{CaCO}_3}{\Delta t} = k \{ (\text{Ca}^{2+}) (\text{CO}_3^{2-}) - K_{s_0} \} \quad (10)$$

Hierin is ΔCaCO_3 de hoeveelheid calciet die in een tijdstap Δt neerslaat of oplost, k een snelheidsconstante en K_{s_0} het oplosbaarheidsprodukt. Als het ionenprodukt groter is dan het oplosbaarheidsprodukt krijgt het rechterlid in vgl. (10) een positief teken en wordt neerslag berekend. Bij een negatief teken van het rechterlid lost calciet op. Deze optie in EPIDIM is eveneens te gebruiken voor het modelleren van de uitwisseling van bijv. CO_2 tussen de gas- en de waterfase. Voor het oplosbaarheidsprodukt wordt dan de evenwichtsconcentratie in de gasfase ingevoerd.

Een meer gedetailleerde beschrijving van de procesformuleringen in EPIDIM is te vinden in aanhangsel 1.

4.2 Invoervariabelen

Het model EPIDIM vraagt om een definitie van het chemische systeem, waarmee wordt gerekend. Deze definitie wordt aan het programma kenbaar gemaakt door een zogenaamde ionsoortentabel. In deze tabel zijn alle beschouwde complexen of ionsoorten vermeld die in het chemische systeem zijn gedefinieerd. Tevens wordt aangegeven uit welke componenten de ionsoorten zijn opgebouwd en worden de bijbehorende stabiliteitsconstanten gegeven. Als voorbeeld wordt het complex CaSO_4 genoemd:



In de tabel wordt de ionsoort CaSO_4 aangeduidt door de bijbehorende stochiometriefactoren voor Ca^{++} en SO_4^{--} . In tabel 2 is de chemisch systeemdefinitie, zoals gebruikt in de berekeningen voor de "stalenmethode", gegeven.

Tabel 2 Ionsoortentabel voor de chemische definitie van de waterkwaliteitsprocessen in de "stalenmethode"

Complexen	Componenten									Log(K)
	H ⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻⁻	Cl ⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	CEC	
H ⁺	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
OH ⁻	-1	0	0	0	0	0	0	0	0	-14,0
Na ⁺	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0,0
NaOH	-1	0	0	0	1	0	0	0	0	-14,20
NaCO ₃ ⁻	-1	1	0	0	1	0	0	0	0	-9,07
NaHCO ₃	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0,24
Na ₂ CO ₃	-1	1	0	0	2	0	0	0	0	-10,32
NaSO ₄ ⁻	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0,70
NaCl	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0,0
K ⁺	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0,0
KH	-1	0	0	0	0	1	0	0	0	-14,50
K ₂ CO ₃	-1	1	0	0	0	2	0	0	0	-10,35
KSO ₄ ⁻	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0,85
KCl	0	0	0	1	0	1	0	0	0	-0,70
Ca ⁺⁺	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0,0
CaOH ⁺	-1	0	0	0	0	0	1	0	0	-12,70
CaCO ₃	-1	1	0	0	0	0	1	0	0	-7,13
CaHCO ₃ ⁺	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1,26
CaSO ₄	0	0	1	0	0	0	1	0	0	2,31
CaCl ⁺	0	0	0	1	0	0	1	0	0	-1,00
CaCl ₂	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0,0
Mg ⁺⁺	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0,0
MgOH ⁺	-1	0	0	0	0	0	0	1	0	-11,45
MgCO ₃	-1	1	0	0	0	0	0	1	0	-6,93
MgHCO ₃ ⁺	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1,16
MgSO ₄	0	0	1	0	0	0	0	1	0	2,23
MgCl ₂	0	0	0	2	0	0	0	1	0	-0,03
HCO ₃ ⁻	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0,0
CO ₃ ⁻⁻	-1	1	0	0	0	0	0	0	0	-10,33
H ₂ CO ₃ [*]	1	1	0	0	0	0	0	0	0	6,36
SO ₄ ⁻⁻	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0,0
Cl ⁻	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0,0
adsorption										
CEC-H	0,56	0	0	0	0	0	0	0	1	300,0
CEC-Na	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1,0
CEC-K	0	0	0	0	0	1	0	0	1	10,0
CEC-Ca	0	0	0	0	0	0	1	0	2	1,0
CEC-Mg	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0,9
sinks										
Calcite	-1	1	0	0	0	0	1	0	0	1,98
CO ₂ (g)	1	1	0	0	0	0	0	0	0	-11,34

De stabiliteitsconstanten voor de waterfase zijn afgeleid uit de literatuur en de adsorptieselectiviteitsconstanten zijn verkregen uit de gevoeligheidsanalyse (hoofdstuk 5 en aanhangsel 4). In deze studie wordt neerslag en verwerking van calciet als niet-evenwichtsreactie beschouwd, waarbij de reactie verloopt volgens het in aanhangsel 1 beschreven mechanisme. De uitwisseling van H_2CO_3^* met CO_2 in de atmosfeer is eveneens een tijdsafhankelijk proces. De oplosbaarheidsproducten zijn verkregen uit de literatuur (Stumm and Morgan 1981). De reactiesnelheid voor calcietverwerking is geschat aan de hand van een studie van Ritsema (1986). De reactiesnelheid voor de CO_2 -uitwisseling is afhankelijk gesteld van het luchtgehalte in de bodem volgens het in hoofdstuk 2.1

beschreven principe. De reactietijd is gelijk aan de tijdstap van het stoftransportmodel TRAWOS.

De variabele invoer per bodemlaag en per rekentijdstap bestaat uit de somconcentraties van de opgeloste componenten, de bezetting van het adsorptiecomplex en de voorraden van de ionsoorten die aan tijdsafhankelijke processen onderhevig zijn. In de initialisatiefase wordt de bezetting van het adsorptiecomplex berekend als een functie van de opgeloste stofconcentraties.

4.3 Uitvoervariabelen

De uitvoer van het model EPIDIM bestaat uit de nieuwe somconcentraties van de opgeloste componenten in water, de nieuwe bezetting van het adsorptiecomplex, en de nieuwe voorraden van de ionsoorten die aan tijdsafhankelijke processen onderhevig zijn. Tevens worden de pH en de redoxpotentiaal gegeven, als deze parameters in het chemische systeem zijn gedefinieerd. De activiteiten, de concentraties en de activiteitscoëfficiënten van de afzonderlijke ionsoorten kunnen eveneens worden uitgevoerd. Deze gegevens zijn voor de verdere simulatieberekeningen niet van belang.

4.4 Afgeleide hydrochemische parameters

In EPIDIM worden parameters afgeleid uit de berekende concentraties, omdat voor de karakterisering van standplaatsen afgeleide chemische parameters gebruikt worden. Van de complexe relaties tussen de vegetatietypen en de absolute concentratieniveaus is weinig bekend. Tussen de vegetaties en de afgeleide chemische parameters zijn wel enkele empirische relaties bekend. Om de effecten van een gewijzigde waterhuishouding op half-natuurlijke vegetaties te bepalen, worden de parameters Ionenratio, Relatief Calcium-aandeel, pH en het Elektrische Geleidingsvermogen (EC) van belang geacht (SWNBL 1988). De gehanteerde definities in deze studie worden hieronder gegeven, omdat in de praktijk blijkt dat ecologen de parameters op verschillende manieren hanteren.

4.4.1 Ionenratio

De Ionenratio (IR) is maat voor het calciumaandeel in de hoeveelheid macro-kationen. Daar men in de praktijk vaker kan beschikken over het Ca^{++} en het Cl^- -gehalte in geanalyseerde watermonsters dan de totale hoeveelheid macro-kationen, heeft Van Wirdum (1980) de Ionenratio gedefinieerd aan de hand van de genoemde 2 componenten. EPIDIM berekent de Ionenratio volgens:

$$IR = \frac{2 [\text{Ca}^{++}]}{2 [\text{Ca}^{++}] + [\text{Cl}^-]} \quad (12)$$

In deze vergelijking zijn $[Ca^{++}]$ resp. $[Cl^-]$ de concentraties van Ca^{++} resp. Cl^- in $mol.m^{-3}$. Door Van Wirdum (1980) is de parameter oorspronkelijk op andere wijze gedefinieerd:

$$IR = \frac{\{0,5Ca^{++}\}}{\{0,5Ca^{++}\} + \{Cl^-\}} \quad (13)$$

Hierin zijn $\{0,5Ca^{++}\}$ en $\{Cl^-\}$ de concentraties van Ca^{++} resp. Cl^- in $eq.l^{-1}$. Deze schrijfwijze leidt gemakkelijk tot verwarring en fouten. Het gebruik van de eenheid $eq.l^{-1}$ is niet conform de SI standaard en wordt daarom ontraden. De concentratie van Ca^{++} en Cl^- hebben betrekking op de totale hoeveelheden in de waterfase. Het aandeel van de $CaHCO_3^-$, $CaCO_3$ en $CaSO_4$ complexen dient bij de berekening $[Ca^{++}]$ bij de hoeveelheid vrije Ca^{++} -ionen te worden opgeteld.

4.4.2 Relatief Calciumaandeel

Kemmers en Jansen (1980) gebruiken in navolging van Both en Van Wirdum (1981) het aandeel van de Ca^{++} -ionen in de som van de maior-ionen Na^+ , K^+ , Ca^{++} en Mg^{++} om het verschil tussen infiltratiewater en kwelwater te karakteriseren. Voor het Relatief Calciumaandeel (Rel.Ca) wordt in EPIDIM de volgende definitie gehanteerd:

$$Rel.Ca = \frac{2[Ca^{++}]}{[Na^+] + [K^+] + 2[Ca^{++}] + 2[Mg^{++}]} \quad (14)$$

De concentraties van de genoemde kationen zijn in vgl.(14) gegeven in $mol.m^{-3}$.

4.4.3 pH

De berekende pH heeft betrekking op de H^+ -activiteit in de waterfase van het bodem-water-lucht-systeem en wordt berekend als een functie van de activiteit van het vrije H^+ -ion in de waterfase. De H^+ -activiteit is een functie van alle componenten en complexen in de waterfase en de bezetting van het adsorptiecomplex. De pH wordt in EPIDIM gedefinieerd als de 10-de macht logaritme van de activiteit ($mol.l^{-1}$) van het vrije H^+ -ion in de waterfase.

$$pH = -^{10}\log (H^+) \quad (15)$$

Voor de omrekening van de pH naar de zuurgraad van een bodemsuspensie (pH_s) en de zuurgraad van een bodemsuspensie na toevoeging van KCl ($pH-KCl$) zijn empirische relaties beschikbaar (Kemmers ongepubliceerd). De parameters pH_s en $pH-KCl$ worden niet berekend met EPIDIM.

4.4.4 Elektrisch Geleidingsvermogen

Het Elektrisch geleidingsvermogen in het bodemwater wordt voor deze studie door EPIDIM berekend uit het Cl-gehalte:

$$EC = 37500 [Cl^-] \quad (16)$$

Deze definitie wijkt af van het verband tussen het Elektrisch Geleidingsvermogen en de concentraties van de componenten in de studie van Groenendijk (1991), omdat de berekende kationconcentraties onzeker zijn als gevolg van de grote onzekerheid in de adsorptieselectiviteitconstanten. De Cl-concentraties in de bodem zijn daarentegen alleen afhankelijk van het stoftransport als gevolg van waterstroming en de concentraties aan de randen van het modelprofiel. De berekende Cl-concentratie is daarom alleen een functie van de mengverhouding van de verschillende watertypes. In het Cultuurtechnisch Vademecum (1988) is eveneens een verband tussen de EC en de chlorideconcentratie gegeven. Dit betreft een gemiddelde relatie die is afgeleid voor alle watertypes in Nederland. Het verband is gegeven voor EC waarden hoger dan 150 ($mS \cdot m^{-1}$) en is niet toepasbaar voor deze studie, omdat de EC-waarden in de standplaatsen veel lager zijn.

5 GEVOELIGHEIDSANALYSE MET EPIDIM

Met EPIDIM is een modelanalyse uitgevoerd om een indruk te verkrijgen van onzekerheden in de modelparameters voor de berekende concentraties. Het betreft een serie modelruns voor een hydrologisch stationaire situatie in een homogeen bodemprofiel. De gevolgen van de onzekerheden van de hydrologische simulatie worden niet in beschouwing genomen. Verondersteld wordt dat de adsorptiemechanismen in de bodem sturend zijn voor de calcium- en de zuurhuishouding. Idealiter zouden ook de onzekerheden in de hydrologische simulaties in de analyse moeten worden betrokken. Van deze veldsituaties ontbreken echter de toetsingsgegevens. Een gevoeligheidsanalyse van de gezamenlijke set van modelonderdelen wordt in het stadium waarin de afzonderlijke onderdelen nog niet zijn geanalyseerd, niet zinvol geacht.

De gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd aan de hand van een kolomexperiment (Hendriks en Groenendijk 1987) met een grondmonster uit een veldpodzolbodem met heidevegetatie. Aan de hand van het concentratieverloop van kationen en het verloop van de pH in het doorgespoelde bodemvocht zijn optimale waarden voor kationenuitwisselingsparameters vastgesteld. In de gevoeligheidsanalyse zijn deze parameters gevarieerd zijn is het effect van een afwijking van de optimale voor het berekende concentratieverloop bepaald. In aanhangsel 4 wordt een uitgebreide beschrijving van het rekenexperiment gegeven.

Belangrijke conclusies uit dit onderzoek zijn:

- De kolom moet ca. 170 doorgespoeld worden, voordat een nieuw evenwicht bereikt is tussen het Rijnwater en de bodem. Bij lagere waarden van de CEC is deze evenwichtstijd korter.
- Het berekende concentratieverloop is het meest gevoelig voor de parameters die de uitwisseling van H^+ tegen Ca^{2+} beschrijven. Binnen de gevarieerde range van de exponent in de Gapon-vergelijking (zie aanhangsel 2 en 3) worden totaal verschillende verlopen van de Ca^{2+} -concentratie en de pH berekend.
- De bezetting van adsorptiecomplex voor het begin van het experiment wordt berekend als functie van de uitwisselingsconstanten en de concentraties in het bodemvocht. Onzekerheden in de complexbezetting kunnen leiden tot aanzienlijke afwijkingen en hebben voornamelijk effect op het pH-verloop.

De consequenties van de onzekerheden in de parameters voor de resultaten van de stalenmethode kunnen op basis van deze gevoeligheidsanalyse slechts met grote voorzichtigheid aangegeven worden. In de stalenmethode wordt ervan uitgegaan dat na 30 jaar een nieuw evenwicht is bereikt. De initiële concentraties en de initiële bezetting van het adsorptiecomplex spelen na 30 jaar in principe geen rol. Bij de berekening van de effecten ten gevolge van hydrologische ingrepen zijn de gemiddelde waarden genomen voor een periode waarin de initiële condities nog wel een rol kunnen spelen. Naar verwachting worden de resultaten van de "stalenmethode" in sterke mate bepaald door de jaarlijkse inputs van stoffen en het bufferend vermogen van de bodem voor deze stoffen. Het bufferend vermogen wordt bepaald door de adsorptiecapaciteit en de diffusiemogelijkheid voor CO_2 . De verwerking van

mineralen speelt op deze tijdschaal en in dit pH-traject slechts een ondergeschikte rol.

De variatie in CEC en in de parameters a_1+a_2 en b_1+b_2 (zie aanhangsel 4) hebben de grootste gevolgen voor het bufferend vermogen van de bodem. De CEC is voor de standplaatsen en voor de horizonten vastgesteld door Van Herwaarden (1990). Bij gebrek aan informatie zijn de standplaatsen slechts met één waarde voor a_1+a_2 en b_1+b_2 doorgerekend. In een nadere onzekerheidsanalyse zouden met name de gevolgen van de onzekerheden in a_1+a_2 en b_1+b_2 voor de uitkomsten van de stalenmethode moeten worden geanalyseerd.

6 HYDROCHEMISCHE KARAKTERISERING VAN DE STALEN

De chemische samenstelling van het bodemvocht in de standplaatsen is gekarakteriseerd aan de hand van de mengverhoudingen van referentiemonsters.

Voor de specificatie zijn de volgende uitgangspunten gekozen:

- Als referentie voor het neerslagwater dat via de bovenrand de modelkolom binnenkomt, is uitgegaan van de samenstelling van regenwater te Witteveen in Drenthe (Van Wirdum 1980). Dit watertype heeft in dit rapport de code AtWTV.
- Voor het kwelwater dat via de onderrand de modelkolom kan binnenkomen, wordt uitgegaan van de samenstelling van het diepe grondwater onder de Veluwe (LiHDu). Dit water is verzadigd met calciet. Twee uitzonderingen zijn van toepassing:
 - 1 Voor koopveengronden die sterk zijn beïnvloed door overstromingen vanuit de grote rivieren is de samenstelling van het Maaswater te Remilly als onderrand gekozen (LiMaRe).
 - 2 Voor vlietveengronden met Veenmosrietland is als onderrand voor een brak watertype gekozen: het water in het Botshol. Gegevens voor dit type zijn ontleend aan Dijkema et al. (1985).
- Voor de kwaliteit van aangevoerd gebiedsvreemd water heeft de samenstelling van boezemwater in het Weerribbengebied van Overijssel als uitgangspunt gediend (Van Wirdum 1980).

Als richtlijn voor de afgeleide parameterwaarden IR en EC is zoveel mogelijk aansluiting gezocht bij de door H6chstenbach en Gremmen (1989) gebruikte waarden. De werkwijze is als volgt geweest:

- 1 De empirisch bepaalde waarde voor de kalkpotentialaal (Kemmers en Jansen 1985) wordt als uitgangspunt genomen.
- 2 Met het door Kemmers (1986) gegeven verband tussen de pH en de Ca^{++} en de HCO_3^- concentraties wordt een waarde voor de bicarbonaatconcentratie vastgesteld:

$$\log[\text{Ca}^{++}] + \text{pH} = 12,33 e^{(0,471 \log[\text{HCO}_3^-])} \quad (17)$$

Hierin zijn $[\text{Ca}^{++}]$ resp. $[\text{HCO}_3^-]$ de concentraties van calcium en bicarbonaat in oplossing. Deze grootheden worden gegeven in mol.l^{-1} .

- 3 Bij een gegeven waarde voor de pH wordt de Ca^{++} concentratie vastgelegd. Als bovengrens is een waarde van 100 mg.l^{-1} aangehouden. Deze grenswaarde is arbitrair.
- 4 De Na^+ , K^+ , Mg^{++} en Cl^- concentraties zijn conform de referentiemonsters. De SO_4^{--} concentratie wordt als restpost uit de ionenbalans berekend. Met uitzondering van de vlietveengronden en de beekerdgronden worden waarden voor de sulfaatconcentratie groter dan 25 mg.l^{-1} als niet realistisch beschouwd. Bij te hoge waarden van $[\text{SO}_4^{--}]$ wordt $[\text{HCO}_3^-]$ verhoogd door $\log[\text{Ca}]/[\text{H}]$ iets te verhogen. De balans kan aan de kationenzijde worden beïnvloed door bij een gekozen waarde voor $\log[\text{Ca}]/[\text{H}]$ te variëren met de pH.
- 5 Het Elektrisch Geleidingsvermogen (EC') is berekend met de empirische relatie volgens Groenendijk (1991). De berekeningswijze wijkt af van het verband tussen de EC en de Cl^-

$$EC' = 30,2[H] + 0,73[Na] + 8,0[Ca] + 2,0[Mg] + \\ + 14,0[Cl] + 0,78[HCO_3] + 8,6[SO_4] \quad (18)$$

waarbij de concentraties in mmol.l⁻¹ zijn gegeven. Bij te lage waarden van de EC' werd de procedure herhaald met een iets hogere startwaarde voor log[Ca]/[H].

Bij deze werkwijze is geen eenduidige uitkomst te verwachten.
- door "trial and error" wordt naar een uitkomst toegewerkt;
- de gestelde criteria laten nog veel ruimte voor een subjectieve benadering.

De hydrochemische karakterisering per standplaats in de uitgangssituatie volgens deze benadering is weergegeven in tabel 3 (zie ook Kemmers 1990). Hierbij wordt er vanuit gegaan dat het profiel homogeen is en de karakterisering het beeld geeft van langjarig gemiddelde concentraties. In tabel 4 zijn de berekende concentraties voor het water aan de verschillende modelranden gegeven.

Tabel 3 Hydrochemische karakterisering per standplaats (codering volgens tabel 1)

Hydrochemische parameter	Standplaats bij referentie ()						
	VE (AtWTV)	GO (AtWTV)	BE (LiHDU)	MA (LiHDU)	KO (LiMaRe)	VLR (LiHDU AtWTV)	VLT (Botshol)
pH	4,50	5,50	6,65	6,60	6,80	6,10	8,00
Na (mmol.l ⁻¹)	0,113	0,113	0,5	0,5	0,365	0,217	5,217
K (mmol.l ⁻¹)	0,01	0,01	0,026	0,026	0,077	0,023	0,256
Ca (mmol.l ⁻¹)	0,1	0,3	1,7	1,4	1,9	1,0	2,1
Mg (mmol.l ⁻¹)	0,021	0,041	0,169	0,169	0,576	0,123	0,576
HCO ₃ (mmol.l ⁻¹)	0,001	0,164	3,443	2,951	4,426	1,148	3,148
Cl (mmol.l ⁻¹)	0,282	0,352	0,352	0,352	0,493	0,352	5,211
SO ₄ (mmol.l ⁻¹)	0,042	0,156	0,219	0,177	0,25	0,365	2,0
EC' vgl. 18 (mS.m ⁻¹)	6	10	23	20	30	17	107
C vgl. 16 (mS.m ⁻¹)	11	13	13	13	18	13	195
IR (-)	0,42	0,64	0,91	0,89	0,89	0,85	0,45

Uit de tabellen 3 en 4 blijkt dat de EC-waarden berekend op basis van de concentraties van de kationen en anionen volgens vgl. 18 afwijken van de EC-waarden berekend op basis van de Cl⁻-concentratie volgens vgl. 16. De relaties waarmee de EC-waarden zijn berekend gelden specifiek voor het gebied van de Empese en Tondense heide. In dit gebied komen voornamelijk minerale gronden voor. In de stalenbenadering zijn 3 van de 7 standplaatsen veenprofielen. De relaties hebben een beperkt geldigheidstraject, waarbuiten niet geëxtrapoleerd mag worden. Het oneigenlijk gebruik van deze relaties kan tot onjuiste simulatieresultaten leiden. Uit een analyse van de EC-waarden in deze tabellen blijkt een grof verband geschat te kunnen worden tussen EC' en EC:

Tabel 4 Hydrochemische karakterisering van neerslag-, kwel- en boezemwater

Hydrochemisch parameter	Watertype			
	Neerslagwater	Kwelwater (voor ijking)	Kwelwater (na ijking)	Boezem- water
pH	4,10	8,30	7,30	7,80
Na (mmol.l ⁻¹)	0,113	0,5	0,522	2,087
K (mmol.l ⁻¹)	0,01	0,026	0,051	0,153
Ca (mmol.l ⁻¹)	0,03	0,825	2,875	1,175
Mg (mmol.l ⁻¹)	0,021	0,169	0,329	0,535
HCO ₃ (mmol.l ⁻¹)	0,001	2,0	6,60	2,295
Cl (mmol.l ⁻¹)	0,186	0,352	0,310	2,479
SO ₄ (mmol.l ⁻¹)	0,052	0,115	0,135	0,833
EC' vgl. 18 (mS.m ⁻¹)	6	22	36	72
EC vgl. 16 (mS.m ⁻¹)	7	13	12	93
IR (-)	0,24	0,82	0,95	0,49

Dit verband bestaat uit 2 trajecten:

$$EC' = 1,11 EC - 10 \quad \text{als: } EC/37,5 < 0,5 \quad (19a)$$

$$EC' = 0,52 EC + 10 \quad \text{als: } EC/37,5 > 0,5 \quad (19b)$$

Met dit verband kan de EC' worden geschat met de berekende EC-waarden in de simulaties. In tabel 4 is de derde kolom als extra kolom gegeven met de kwelwaterconcentraties waarmee in deze studie is gerekend. Met de concentraties van Kemmers (1990) werden onrealistische uitkomsten verkregen. De nieuwe concentraties zijn geschat aan de hand van watermonsters uit het eerste watervoerende pakket van de Empese en Tondense heide (Groenendijk 1991).

7 RESULTATEN

7.1 IJking van de modellen

7.1.1 IJking van ANIMO

De berekeningen met ANIMO zijn uitgevoerd om de kooldioxideproductie en de protonenproductie en protonenconsumptie per tijdstap en per bodemlaag te bepalen. Deze gegevens worden als invoer voor EPIDIM gebruikt. Om de parameters enige realiteitswaarde te geven moeten de invoergegevens zodanig worden vastgesteld dat de uitgangssituatie (het nul-scenario) zo goed mogelijk door het model wordt beschreven. Een belangrijk uitgangspunt is de veronderstelling dat het model voldoende is gevalideerd en dat het de processen in natuurgebieden op een adequate manier beschrijft.

De volgende veronderstellingen zijn gemaakt bij deze modelstudie:

- Er is sprake van een evenwichtssituatie, dat betekent dat de hoeveelheid koolstof en de hoeveelheid stikstof in de bodem niet veranderen over een langjarige periode (de netto-accumulatie is nul).
- De toevoer van stikstof aan de bovenrand is voor alle jaren dezelfde en is gelijk aan de gemiddelde depositiegegevens van Nederland voor 1986 (RIVM 1987).
- De droge depositie van ammonium is niet constant in de tijd, maar is afhankelijk van de gewasgroei. Verondersteld is dat de droge depositie van ammonium is gerelateerd aan de maximale fotosyntheseproductie zoals beschreven door De Wit (1965). In de aangepaste versie van ANIMO wordt de actuele droge depositie berekend volgens:

$$D_a = D_g * (1 + 0,8 * \text{SIN}(2. \pi (nd - \Delta t / 2 + 284.) / 365)) \quad (20)$$

D_a = actuele droge depositie in een tijdstap (kg.ha⁻¹)
 D_g = gemiddelde droge depositie voor de tijdstappen (kg.ha⁻¹)
 nd = dag van het jaar (d)
 Δt = lengte van de tijdstap (d)

- De toevoer van stikstof en koolstof aan de onderrand (via kwel) is te verwaarlozen en is op nul gesteld.
- De wegzijging van stikstof en koolstof naar het grondwater is nul. Dit lijkt logisch, omdat in schrale systemen de planten alle nutriënten zullen proberen te benutten om uitputting van het systeem te voorkomen.
- Per gewas worden twee materialen onderscheiden, namelijk wortels en bovengrondse delen. Dit aantal is niet groter gemaakt om het aantal vrijheidsgraden bij de calibratie van de invoergegevens te beperken en omdat over een lange tijdsperiode de langzaam afbreekbare materialen in de evenwichtssituatie domineren.
- Het plantaardig materiaal in de bodem bestaat uit 100% organische stof en bevat dus geen mineraal stikstof.

Problemen treden op omdat bij het toepassen van de verschillende modellen verschillende schematiseringen zijn gebruikt. De schematiseringen voor de hydrologische berekeningen worden bepaald door de keuze voor WATBAL. WATBAL is gekozen na vergelijking van de modellen MUST en SWATRE, gezien de eisen voor toepassing binnen de SWNBL-studie (Den Besten 1986). Het bodemprofiel wordt verdeeld in twee lagen (Groenendijk 1990). Hierdoor ligt de dikte van de

wortelzone vast en wordt gerekend met twee ("gewogen gemiddelde") pF-curven voor de wortelzone en de ondergrond. De keuze voor WATBAL is ingegeven door het kleine aantal invoergegevens en het globale karakter van deze data (Kemmers 1990). Voor de bodemchemische eigenschappen worden in EPIDIM lagen aangehouden van 0,1 of 0,05 meter omdat:

- een tweelagen systeem niet reëel is voor bodembioologische en bodemchemische berekeningen;
- de gradiënt tussen de lagen te groot wordt;
- de invoergegevens voor deze lagen beschikbaar zijn (Van Herwaarden 1990).

Ten gevolge van deze schematiseringen is een stationaire situatie waarbij de verdeling van de stoffen over het profiel gehandhaafd blijft, niet te realiseren. De hydrologie (twee lagensysteem) stuurt de processen (meer-lagen-systeem) en heeft een herverdeling van de koolstof en stikstof in het profiel tot gevolg. Alleen de netto-accumulatie kan stationair blijven, dat de totale in het profiel aanwezige voorraad koolstof en stikstof blijft constant (de jaarlijkse aanvoer is dan gelijk aan de jaarlijkse afvoer). De uiteindelijk gebruikte invoergegevens zijn weergegeven in tabel A5-1 en A5-2 van aanhangsel 5.

De bodemfysische gegevens komen overeen met de in WATBAL gebruikte data en zijn voor zover mogelijk uitgebreid met gegevens van Van Herwaarden (1990). De diffusiecoëfficiënten zijn vastgesteld volgens Bakker (pers. med.), de warmtetransportgegevens zijn gegeven door Van Huet (1982). De bodemchemische gegevens zijn ontleend aan Van Herwaarden (1990) en de bodemvochtsamenstelling van de standplaats is gedefinieerd door Kemmers (1990). De afbraaksnelheden zijn overeenkomstig Berghuijs-van Dijk (1985), de gegevens over de produktie van verschillende vegetatietypen zijn verzameld door Kemmers (1989, 1990) op basis van literatuurgegevens. Deze gegevens zijn gebruikt om de orde van grootte aan te geven voor de calibratie van de modellen.

De afbraaksnelheden en de N-gehalten van de organische stof zijn gecalibreerd door te controleren of de netto-accumulatie ongeveer nul is en of de gewasproduktie globaal overeenkomt met de door Kemmers (1989, 1990) verzamelde gegevens.

De calibratie is slechts oppervlakkig uitgevoerd omdat:

- veel invoergegevens onzeker zijn;
- het aantal te calibreren parameters veel groter is dan de grootte heden waarop de modeluitkomsten getoetst kunnen worden;
- voor de hydrologische berekeningen een tweelagen schematisering is gebruikt en voor de simulaties met ANIMO een meerlagen-schematisering wordt gebruikt. Het reproduceren van de initiële toestand overeenkomstig de profielbeschrijvingen van Van Herwaarden (1990) is hierdoor onmogelijk;
- geen betrouwbare toetsingscriteria beschikbaar waren.

Tabel 5 geeft een overzicht van de stikstofbalans voor de nul-scenario's zoals wordt berekend met de invoergegevens van de tabellen A5-1 en A5-2.

De evenwichtssituatie wordt na lange tijd bereikt. Daarom zijn de eerste tien jaren van de modelrun niet meegenomen bij de berekening van de gemiddelde balanst termen. De berekende consumptie door de vegetatietypen is veelal kleiner dan de door Kemmers (1990) geschatte produktie (tabel 8). Bovendien vertoont de berekende consumptie minder variatie dan de geschatte produktie. Met name het koopveenprofiel wijkt aanzienlijk af. De door Kemmers (1990) verzamelde literatuurgegevens hebben betrekking op vergelijkbare vergetatietypen in andere klimaatsgebieden. Gegevens

uit Nederland zijn niet beschikbaar.

Tabel 5 Stikstofbalanstermen ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}\text{ N}$) voor standplaatsen in de uitgangssituatie. Het gemiddelde en de standaardafwijking (.) zijn berekend over een periode van 20 jaar; codering van de standplaatsen volgens tabel 1

Balansterm	Standplaats							
	VLR	VLT	VE	GO	MA	KO	BE	
Mineralisatie	125 (9)	91 (14)	47 (2)	87 (3)	170 (13)	195 (17)	114 (3)	
Depositie N	52	52	52	52	52	52		
Nitrificatie	50 (4)	39 (7)	14 (2)	26 (4)	87 (7)	80 (11)	40 (5)	
Denitrificatie	45 (7)	40 (4)	26 (6)	32 (8)	80 (21)	72 (22)	38 (10)	
Opname $\text{NH}_4\text{-N}$	96 (7)	73 (7)	57 (3)	83 (3)	104 (9)	137 (8)	96 (4)	
Opname $\text{NO}_3\text{-N}$	30 (6)	24 (6)	14 (2)	18 (2)	32 (6)	33 (4)	27 (3)	
Consumptie N	126	97	71	101	136	170	124	
Uitspoeling	5	5	2	6	6	5	5	

Tabel 6 Vergelijking tussen de door Kemmers (1990) gegeven plantproductie en de door ANIMO berekende jaarlijkse produktie ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jr}^{-1}\text{ N}$); codering van de standplaatsen volgens tabel 1

Bron	Standplaats							
	VLR	VLT	VE	GO	MA	KO	BE	
Kemmers (1990)	210	80	190	110	110	420	140	
ANIMO	126	97	71	101	136	170	124	

In tabel 7 wordt per standplaats de geproduceerde hoeveelheid CO_2 gegeven. Deze hoeveelheid is berekend voor de gehele profiel-diepte, gemiddeld over de laatste 20 jaar van de 30 jarige reeks. De eerste 10 jaren zijn buiten beschouwing gelaten om het effect van onzekerheden in de beginschatting te verkleinen. In tabel 7 is eveneens de hoeveelheid geproduceerd H^+ die bij de nitrificatiereactie vrijkomt gegeven, als ook de hoeveelheid bij denitrificatie geconsumeerd H^+ . De netto hoeveelheid geproduceerd H^+ wordt berekend als het verschil tussen de produktie en de consumptie.

Tabel 7 CO_2 produktie en H^+ produktie/consumptie ($\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{jr}^{-1}$) van standplaatsen in de uitgangssituatie; codering van de standplaatsen volgens tabel 1)

Produkties en consumpties	Standplaats							
	VLR	VLT	VE	GO	MA	KO	BE	
CO_2 prod.	41,6	33,4	24,2	28,6	59,9	64,8	52,2	
H^+ prod.	0,72	0,56	0,20	0,35	1,24	1,14	0,58	
H^+ cons.	0,32	0,28	0,19	0,22	0,57	0,51	0,27	
netto H^+ prod.	0,39	0,27	0,02	0,13	0,67	0,63	0,30	

7.1.2 IJking van TRAWOS/EPIDIM

De ijkingsberekeningen met TRAWOS/EPIDIM zijn uitgevoerd met de resultaten voor de uitgangssituatie van de modellen WATBAL en ANIMO als invoer. Van een echte ijking is geen sprake, aangezien slechts globale hydrochemische gegevens voor de uitgangssituatie ter beschikking staan. Het aantal vrijheidsgraden is veel groter dan het aantal toetsingscriteria. Een ander probleem is dat de toetsingscriteria niet duidelijk in kwantitatieve termen zijn beschreven. De te ijken parameters zijn:

- kationuitwisselingsconstanten;

- initiële samenstelling van bodemvocht en adsorptiecomplex;
- gasdiffusieparameters;
- wortelopnameparameters.

De toetsingscriteria bestaan uit enkele termen die kunnen worden afgeleid uit de hydrochemische karakterisering van de standplaatsen. In deze karakterisering wordt echter niet vermeld op welke bodemdpte en welk tijdstip in het jaar de parameters betrekking hebben. Voor de pH is niet aangegeven op welke wijze deze parameter in het veld wordt bepaald. Het model is geijkt aan de hand van de belangrijkste hydrochemische parameters: pH, IR en EC. Hierbij is verondersteld dat de waarden zoals die in de hydrochemische karakterisering zijn gegeven betrekking hebben op jaargemiddelden. De pH-waarden in deze karakterisering zijn gegeven voor de wortelzone en de IR-waarden voor het grondwater op het niveau van de laagste grondwaterstand (Kemmers pers. med.).

Tabel 8 Ijkingsparameters en de bodemdpte waarvoor de te iken parameters zijn gegeven; codering van de standplaatsen volgens tabel 1)

Ijkingsparameter	Standplaats						
	VLR	VLT	VE	GO	MA	KO	BE
IR	0,85	0,45	0,42	0,64	0,89	0,89	0,91
diepte IR (cm - mv)	10-30	0-20	80-100	80-100	40-60	40-60	60-80
pH	6,1	7,0	4,5	5,5	6,6	6,8	6,7
diepte pH (cm - mv)	0-20	0-20	0-30	0-30	0-30	0-20	0-40

De ijkingsprocedure is als volgt uitgevoerd:

- voor de kationuitwisselingsconstanten zijn waarden gebruikt die in de gevoeligheidsanalyse van het model EPIDIM zijn gevonden (aanhangel 4). De waarden zijn bepaald in een experiment met een grondmonster uit een veldpodzolbodem waardoor Rijnwater werd geleid. Voor de 7 standplaatsen zijn dezelfde waarden gebruikt.
- als regel zijn de initiële concentraties vastgesteld aan de hand van de hydrochemische karakterisering. In enkele kwelprofielen wordt verondersteld dat alleen de wortelzone de samenstelling heeft volgens de karakterisering. De onderste laag heeft de concentraties overeenkomstig het kwelwater. De initiële concentraties worden dan geschat door tussen de wortelzone en de onderste laag te interpoleren. De bezetting van het adsorptiecomplex wordt door EPIDIM berekend als een functie van de concentraties (Groenendijk 1991).
- Voor de gasdiffusie dienen per bodemlaag 2 parameters te worden ingevoerd: θ_{min} en θ_{max} (zie par 2.1). Voor de waarde van θ_{min} is het volumevochtgehalte aangehouden dat correspondeert met een zuigspanning van 2-5 cm H₂O. De waarde van θ_{max} correspondeert met een zuigspanning van 100-120 cm H₂O. In het model kan bij een vochtgehalte groter dan veldcapaciteit de gasuitwisseling maximaal plaats vinden. De gebruikte waarden voor de wortelzone en de ondergrond zijn gegeven in tabel 9.
- de selectiviteitsconstante R_H is een uitdrukking voor de verhouding zure componenten die door middel van convectieve stroming door de plant opgenomen zou kunnen worden en de werkelijke opname. Deze parameter is gecalibreerd. Hiertoe zijn met TRAWOS/EPIDIM enkele simulaties gemaakt voor 10 weerjaren met verschillende waarden van R_H . De gemiddelde waarden voor de pH in de wortelzone en de IR op het niveau van GLG worden vergeleken met de ijkingsgegevens. De R_H -waarde wordt bepaald aan de hand van de combinatie van pH en IR die het beste past bij de ijkingsgegevens. De R_H waarden zijn gegeven in tabel 9.

Tabel 9 IJkingsparameters voor de modellen TRAWOS/EPIDIM; codering van de standplaatsen volgens tabel 1

IJkings- parameter	Standplaats						
	VLR	VLT	VE	GO	MA	KO	BE
R_H	0,17	0,5	0,04	0,10	0,27	0,10	0,15
wortelzone							
θ_{min}	0,79	0,87	0,45	0,44	0,82	0,71	0,42
θ_{max}	0,65	0,75	0,29	0,28	0,67	0,60	0,29
ondergrond							
θ_{min}	0,86	0,87	0,35	0,36	0,86	0,88	0,35
θ_{max}	0,71	0,75	0,16	0,20	0,70	0,74	0,19

De gevolgde procedure leidt ertoe dat de laagste waarden van R_H worden gevonden voor de profielen met de laagste pH's (veldpodzolgronden, gooreerdgronden). In deze profielen is de concentratie aan zure componenten het grootste. De onttrekking van deze componenten is evenredig met de concentratie. Bij lagere waarden van R_H kunnen in de veldpodzolgronden en de gooreerdgronden toch meer zure componenten worden opgenomen dan in de andere profielen.

De simulatieruns zijn gemaakt voor een periode van 10 weerjaren omdat:

- de berekeningen met TRAWOS/EPIDIM veel rekentijd vergen;
- in de ijkingsberekeningen het model de ingevoerde beginschattingen moet reproduceren. Als de initiële schatting van de bodemvochtsamenstelling consistent is met de gesimuleerde hydrologie en de randconcentraties, is deze periode lang genoeg.

7.1.3 Simulatie van de uitgangssituatie

In tabel 10a en 10b zijn per standplaats de gemiddelde jaar-, zomer- en winterwaarden gegeven van de Ionenratio en het Relatief Calciumaandeel voor de opgegeven referentiediepten. De jaargemiddelden zijn berekend door de berekende waarden voor de betreffende bodemlaag aan het einde van iedere maand in de 30-jarige reeks te middelen. De zomergemiddelden hebben betrekking op de maanden april t/m september en de wintergemiddelden hebben betrekking op oktober t/m maart.

De waarden van de Ionenratio's zijn in het algemeen lager dan de waarden volgens de hydrochemische karakteristiek. Hiervoor kunnen verschillende verklaringen worden gegeven:

- de gesimuleerde hydrologie is niet consistent met de hydrologie die behoort bij de gedefinieerde standplaatsen;
- de diepte tot waar de interne drainageafvoer het profiel lateraal kan uitstromen is arbitrair gekozen;
- de hydrologische schematisering is niet overeenkomstig de werkelijkheid;
- de gemodelleerde chemische en biologische processen beschrijven de werkelijkheid niet voldoende nauwkeurig;
- de gebruikte parameterwaarden zijn niet goed geschat. Dit kan het gevolg zijn van het gebrek aan toetsingsgegevens en een korte calibratieperiode;
- de watertypen van regenwater en grondwater zijn niet goed gedefinieerd;
- de hydrochemische karakterisering houdt geen rekening met de ruimtelijke en temporele variatie in de standplaats.

De berekende Ionenratio benadert de waarde volgens de karakterisering beter in de standplaatsen met een grotere referentiediepte.

Tabel 10a Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) van de Ionenratio per standplaats, gesimuleerd met EPIDIM/TRAWOS voor de de uitgangssituatie; codering van de standplaatsen volgens tabel 1

Standplaats	Diepte (cm - mv.)	IR (eq.eq ⁻¹)		
		gehele jaar	zomer	winter
VLR	10- 30	0,46 (0,23)	0,40 (0,22)	0,52 (0,19)
VLT	0- 20	0,27 (0,28)	0,32 (0,25)	0,54 (0,26)
VE	80-100	0,29 (0,18)	0,27 (0,18)	0,31 (0,18)
GO	80-100	0,50 (0,12)	0,54 (0,10)	0,47 (0,13)
MA	40- 60	0,38 (0,24)	0,34 (0,26)	0,41 (0,21)
KO	40- 60	0,85 (0,06)	0,86 (0,06)	0,85 (0,07)
BE	60- 80	0,76 (0,13)	0,83 (0,06)	0,69 (0,14)

Tabel 10b Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) van het Relatief Calciumaandeel per standplaats, gesimuleerd met EPIDIM/TRAWOS voor de uitgangssituatie. Codering van de standplaatsen volgens tabel 1.

Standplaats	Diepte (cm - mv.)	Relatief Calciumaandeel (eq.eq ⁻¹)		
		gehele jaar	zomer	winter
VLR	10- 30	0,39 (0,13)	0,37 (0,14)	0,41 (0,11)
VLT	0- 20	0,34 (0,11)	0,31 (0,12)	0,38 (0,09)
VE	80-100	0,22 (0,10)	0,22 (0,10)	0,22 (0,09)
GO	80-100	0,45 (0,05)	0,47 (0,04)	0,44 (0,05)
MA	40- 60	0,48 (0,15)	0,45 (0,16)	0,51 (0,13)
KO	40- 60	0,68 (0,03)	0,68 (0,03)	0,68 (0,03)
BE	60- 80	0,70 (0,06)	0,72 (0,04)	0,68 (0,06)

Tabel 10c Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) van het Elektrisch Geleidingsvermogen per standplaats, gesimuleerd met EPIDIM/TRAWOS voor de uitgangssituatie; codering van de standplaatsen volgens tabel 1

Standplaats	Diepte (cm - mv.)	EC (mS.m ⁻¹)		
		gehele jaar	zomer	winter
VLR	10- 30	17 (7)	18 (6)	15 (7)
VLT	0- 20	36 (40)	46 (46)	26 (31)
VE	80-100	12 (2)	12 (2)	12 (2)
GO	80-100	14 (2)	13 (1)	14 (2)
MA	40- 60	16 (2)	15 (1)	16 (2)
KO	40- 60	16 (2)	15 (1)	16 (2)
BE	60- 80	15 (3)	14 (2)	16 (3)

Het Relatieve Calciumaandeel is in alle standplaatsen kleiner dan de Ionenratio, met uitzondering van het madeveenprofiel. De verschillen tussen de zomer- en winterwaarden en de berekende standaardafwijkingen zijn bij het Relatieve Calciumaandeel kleiner dan bij de Ionenratio. De Ionenratio wordt berekend uit de Ca- en de Cl-concentratie, terwijl het Relatieve Calciumaandeel wordt berekend uit de concentraties van macro-kationen. Door de produktie van H⁺ worden alle macro-kationen in enige mate van het adsorptiecomplex verdrongen. In figuur 7 zijn de berekende Ionenratio's in de uitgangssituatie uitgezet tegen de diepte.

In alle profielen is de zomerwaarde hoger dan de winterwaarde. Onder de wortelzone is de winterwaarde iets hoger dan de zomerwaarde. In de meeste profielen neemt de Ionenratio op 1 m diepte de waarde van de IR in het grondwater aan, met uitzondering van de veldpodzol- en madeveengronden. De veldpodzolgronden worden gekenmerkt door permanente wegzijging. In de figuren is duidelijk te zien dat de gekozen referentiediepte van grote invloed is op de uitkomsten.

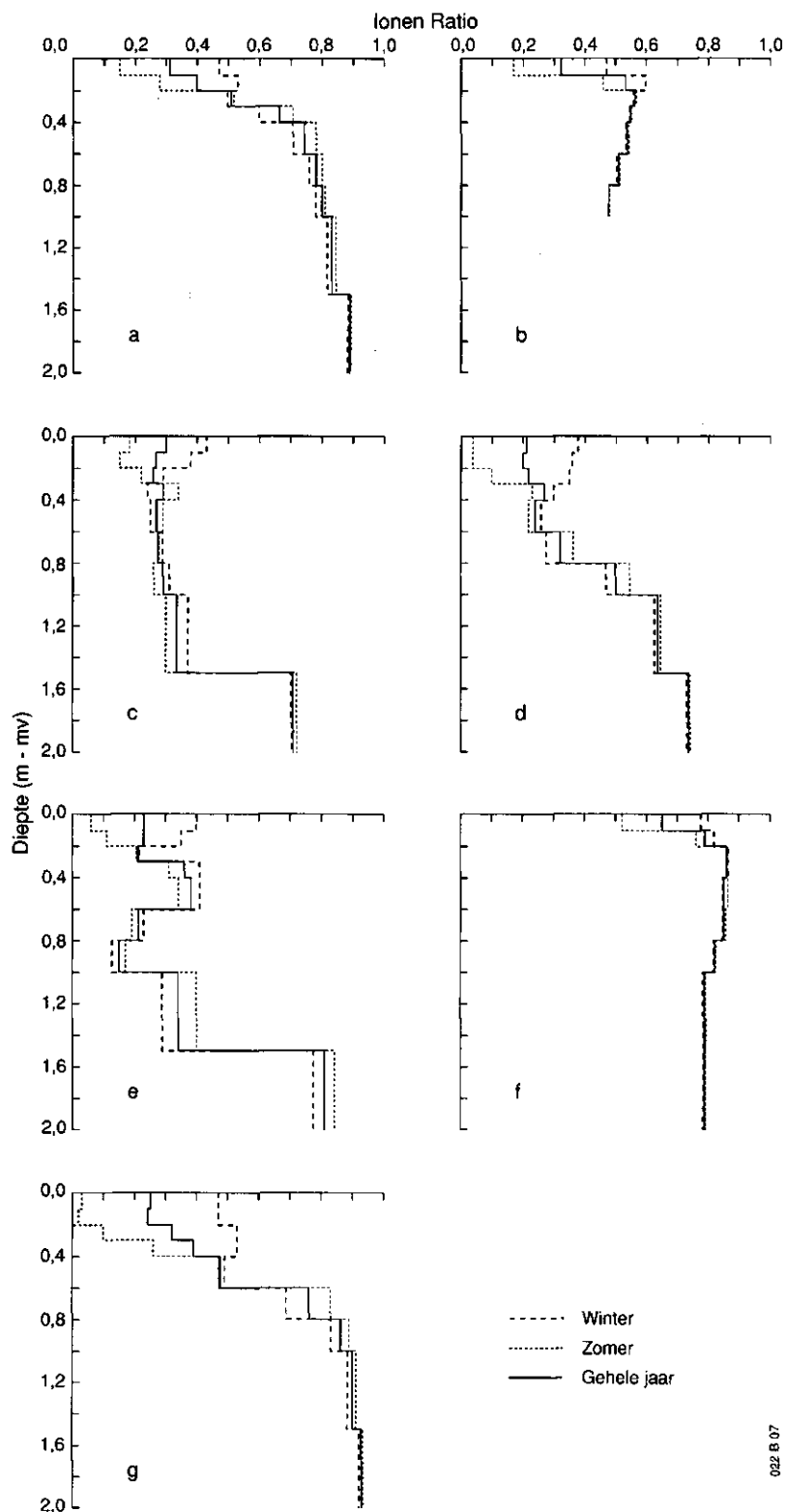


Fig. 7 Berekende Ionenratio in de uitgangssituatie uitgezet tegen de diepte in het: a) vlierveenprofiel; b) vlietveenprofiel; c) veldpodzolprofiel d) gooreerdprofiel; e) madeveenprofiel; f) koopveenprofiel g) beekerdprofiel

In aanhangsel 6 is grafisch het pH-verloop in de tijd weergegeven van het bodemvocht in de wortelzone van de verschillende standplaatsen. De figuren geven het pH-verloop weer voor een simulatieperiode van 30 jaar.

Het pH-verloop in het vlierveenprofiel vertoont een licht stijgende tendens. De droge jaren 1959 en 1976 geven duidelijke pieken te zien. De diffusiemogelijkheid is in deze jaren optimaal geweest. Het ontwijken van CO₂ uit het profiel veroorzaakt een pH-stijging. Met name in het begin van de simulatie is een duidelijk verschil tussen de laag 0-10 cm en 10-20 cm - mv waar te nemen. De variatie van de zuurgraad door het jaar heen bedraagt ca. 1 pH-eenheid.

Het pH-verloop in het vlietveenprofiel vertoont een variatie door het jaar heen van ca. 1 pH-eenheid. Aan het einde van de periode van 30 jaar wordt de jaarlijkse variatie groter. De laag 0-10 cm - mv heeft een hogere pH dan de laag 10-20 cm - mv.

De variatie van de pH in het veldpodzolprofiel wordt in de loop der jaren kleiner. Het gemiddelde niveau stijgt van 4,5 naar 6,5. De bovenste laag heeft een hogere pH dan de lagen daaronder. Uit de figuur in aanhangsel 6 kan geconcludeerd worden dat de periode van 10 jaar waarmee de ijking is uitgevoerd, tekort is. De waarde van R_n is waarschijnlijk te hoog ingeschat. Een andere oorzaak voor dit verloop in het veldpodzolprofiel moet worden gezocht in de simulatie van de koolstof en de stikstofhuishouding met ANIMO. De berekende CO₂ en H⁺ producties wijken duidelijk af van de producties in de andere standplaatsen.

Het pH-verloop in het gooreerdprofiel vertoont een redelijk stabiel beeld. De variatie door het jaar heen bedraagt meer dan 2 pH-eenheden. Aan het einde van de 30-jarige reeks is de winter-waarde van de pH in de bovenste bodemlaag lager dan in de lagen daaronder.

Het gemiddelde pH-niveau in het madeveenprofiel ligt te hoog. De variatie door het jaar heen bedraagt ca. 1,5 pH-eenheid. De laag 20-30 cm - mv. heeft een lagere pH dan de laag van 0-20 cm - mv. In het koopveenprofiel wordt het gemiddelde pH-niveau redelijk goed gesimuleerd. De laag van 0-10 cm - mv. heeft een hogere pH dan de bodemlaag daaronder. Aan het einde van de 30-jarige simulatie wordt de pH-variatie groter. Het gemiddelde niveau vertoont in geringe mate een dalende tendens.

De diepere lagen in het beekerdprofiel hebben een hogere pH dan de bovenste laag, waarschijnlijk onder invloed van het kwelwater. De variatie in de pH in de periode tussen 1957 en 1972 is groter dan in de periode daarvoor en daarna.

In tabel 10c zijn per standplaats de gemiddelde jaar-, zomer- en winterwaarden gegeven van het Elektrisch Geleidingsvermogen voor de opgegeven referentiediepten.

Het Elektrische Geleidingsvermogen in het vlietveenprofiel ligt aanmerkelijk hoger dan in de andere standplaatsen. De kwelintensiteit in deze standplaats is hoog en een groot gedeelte van het netto-neerslagoverschot wordt over het maaiveld oppervlakkig afgevoerd (Groenendijk 1990). Het kwelwater in deze standplaats heeft de concentratie van boezemwater, aangezien deze standplaats is gesitueerd in een trilveensysteem. Bovendien staat de standplaats onder invloed van brakke kwel. Het Elektrisch Geleidingsvermogen in de winter is lager dan in de zomer. In de winter

treedt menging met regenwater op. De standaardafwijking is groter dan de gemiddelde waarde. Boven in het profiel is de variatie in hydrologische omstandigheden en chemische processen groot.

Het Elektrisch Geleidingsvermogen van de overige standplaatsen is ongeveer gelijk. De verschillen tussen zomer- en winterwaarden zijn gering. De standaardafwijkingen in de standplaatsen met een referentiediepte die groter is dan de wortelzone, zijn eveneens gering.

7.2 Effecten van hydrologische ingrepen

De hydrologie en de waterhuishoudkundige ingrepen zijn in de stalenmethode gesimuleerd met het model WATBAL (Groenendijk 1990). De hydrologische ingrepen zijn gesimuleerd door de onderrand van WATBAL te manipuleren. De resultaten van deze modelruns dienen als invoer voor het model ANIMO en het model TRAWOS/EPIDIM.

In deze studie zijn voor de bepaling van de effecten op de waterkwaliteit en zuurhuishouding in ANIMO en TRAWOS/EPIDIM voor ieder type ingreep drie modelruns uitgevoerd. Hiervoor zijn twee redenen:

- de gesimuleerde veranderingen in de hydrochemische parameters zijn klein ten opzichte van de uitgangssituatie;
- de rekentijd van een gecombineerde modelruns van ANIMO en EPIDIM voor een 30 jarige reeks bedraagt ca. 40 CPU min op een VAX-3600.

7.2.1 Effecten op de CO₂- en H⁺-productie

Door een ingreep in de omgeving wordt een standplaats in het algemeen iets droger. De verbeterde aëratie van de bodem veroorzaakt in ANIMO een verhoogde omzetting van organische stof en een verhoogde mineralisatie van stikstof. Dit leidt tot een verhoogde plantaardige produktie en een hogere produktie van CO₂. Doordat er meer zuurstof in het profiel doordringt, gaat de nitrificatiesnelheid omhoog. De denitrificatie is afhankelijk van een aantal factoren:

- de hoeveelheid zuurstof die in de bodem kan binnendringen;
- de hoeveelheid nitraat in het profiel;
- de hoeveelheid gemakkelijk afbreekbare organische stof;

De toename van de hoeveelheid zuurstof en de toename van de hoeveelheid nitraat werken remmend op de denitrificatiesnelheid. In aanhangsel 7 zijn de resultaten gegeven van de berekeningen met ANIMO in tabelvorm, voor zover deze relevant zijn voor de zuurhuishouding en daarmee samenhangende waterkwaliteitsprocessen: CO₂ produktie, H⁺- produktie ten gevolge van nitrificatie en H⁺- consumptie ten gevolge van denitrificatie. De resultaten worden gegeven als een functie van de daling van de GVG. De daling van de GVG is berekend uit de resultaten van het onderdeel "Grondwaterstand en Vochttekort".

De effecten van de hydrologische ingrepen op de CO₂- en H⁺- produktie zijn voor de meeste standplaatsen gering met een produktiestijging van enkele procenten. In het gooreerdprofiel loopt de CO₂-produktie terug bij een grotere daling van de grondwaterstand. In het vlietveen-, vlierveen- en madeveenprofiel wordt een produktiestijging berekend van ca. 20-50%. Het scenario

"interne waterconservering" is in de tabellen in aanhangsel 7 niet weergegeven, omdat zowel de verschillen in voorjaars- en zomergrondwaterstanden als de verschillen in CO_2 - en H^+ -producties erg klein zijn. In hydrologisch opzicht heeft deze ingreep gevolgen voor de verdeling tussen de kwel/wegzijgingsflux en de drainageflux. De gewijzigde afvoerdeling heeft geen effect op de koolstof- en stikstofhuishouding. De verschillen tussen de scenario's zijn gering. Berekening onderscheidt zich van andere ingrepen, doordat bij berekening de daling van de zomergrondwaterstand groter is dan bij de andere ingrepen. In de zomer is de produktiesnelheid van CO_2 het grootst. Door het vochttekort ten gevolge van de verlaging van de grondwaterstand in de zomer wordt de omzettingssnelheid gereduceerd. De CO_2 -productie in het gooreerd- en bekeerprofiel loopt zelfs terug bij dit scenario.

In de tabellen in aanhangsel 7 worden de waarden gegeven voor het gehele profiel. De verschillen tussen de verschillende bodemlagen komen hierin niet tot uitdrukking. De omzettingssnelheden per laag kunnen wel veranderd zijn, zonder dat dit gevolgen heeft voor de totaalcijfers. In het bovenste gedeelte van het profiel dat in de uitgangssituatie droog valt, kan de produktie afnemen door vocht-reductie. In diepere bodemlagen kan door de grondwaterstandsverlaging lucht binnentreden, wat leidt tot een snellere oxidatie.

De cijfers in de tabellen van aanhangsel 7 hebben betrekking op een gemiddelde dat is berekend over de laatste 25 jaar van de 30 jarige reeks. Waarschijnlijk is deze periode te kort om de effecten van de grondwaterstandsverlaging op koolstof- en stikstofhuishouding goed te simuleren.

7.2.2 Effecten op de hydrochemische parameters

De simulaties van de waterkwaliteitsprocessen en de zuurhuishouding zijn uitgevoerd met de resultaten van de WATBAL- en ANIMO-modelruns als invoer. De meeste standplaatsen staan onder invloed van een kwelstroom. Naarmate de grondwaterstand sterker daalt ten gevolge van een ingreep, wordt de kwel flux kleiner. Bij een drastische ingreep slaat de kwel om in wegzijging (Groenendijk 1990). De volgende effecten kunnen hiervan het gevolg zijn:

- de aanvulling van de Ca^{++} -voorraad vanuit het grondwater vindt niet meer plaats;
- de hogere produktie van CO_2 en H^+ kan tot verzuring leiden;
- het aandeel regenwater in het profiel wordt groter;
- het netto-neerslagoverschot wordt niet meer over het maaiveld afgevoerd;
- het regenwater reikt tot op grotere diepte.

In de tabellen 11 t/m 17 worden de berekende IR, pH, EC-waarden gegeven bij een bepaalde daling van de voorjaarsgrondwaterstand. Voor het berekeningsscenario worden de waarden gegeven bij een bepaalde daling van de GLG. De waarden zijn berekend als een gemiddelde voor de 2 of 3 hydrologische varianten over de laatste 25 jaar van de 30 jarige reeks. De waarden hebben betrekking op jaargemiddelden en zijn berekend voor de in tabel 10 gegeven referentiediepte. De EC'-waarden zijn uit de EC-waarden berekend met de relaties in hoofdstuk 6. Voor deze parameter is de standaardafwijking niet bepaald.

Tabel 11a Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning in een vlierveenprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	6,46 (0,44)	17,3 (7,5)	28,4	0,43 (0,25)
8	5,93 (1,14)	16,4 (8,5)	26,4	0,36 (0,27)
18	5,27 (1,77)	15,2 (7,6)	23,7	0,36 (0,28)
26	5,00 (1,84)	15,5 (8,4)	24,4	0,36 (0,28)

Tabel 11b Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een landbouwkundige ontwatering in een vlierveenprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	6,46 (0,44)	17,3 (7,5)	28,4	0,43 (0,25)
7	5,94 (1,14)	16,2 (7,3)	26,0	0,38 (0,27)
15	5,31 (1,75)	15,8 (8,2)	25,1	0,38 (0,29)
26	5,10 (1,80)	15,4 (8,2)	24,2	0,37 (0,29)

Tabel 12a Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning in een vlietveenprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	7,05 (0,52)	29,7 (14,3)	55,9	0,43 (0,29)
4	7,46 (0,54)	14,4 (8,9)	22,0	0,41 (0,29)
12	7,78 (0,44)	14,7 (10,4)	22,6	0,39 (0,25)
24	8,10 (0,33)	14,9 (10,0)	23,1	0,36 (0,18)

Tabel 12b Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een landbouwkundige ontwatering in een vlietveenprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	7,05 (0,52)	29,7 (14,3)	55,9	0,43 (0,29)
4	7,46 (0,54)	14,6 (9,4)	22,4	0,37 (0,28)
11	7,86 (0,44)	14,8 (10,6)	22,9	0,37 (0,24)
24	8,07 (0,34)	14,9 (10,1)	23,1	0,36 (0,20)

Tabel 13a Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning in een veldpodzolprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	5,60 (1,44)	11,0 (2,2)	14,4	0,26 (0,17)
14	4,90 (1,60)	10,7 (2,4)	13,8	0,28 (0,18)
16	4,53 (1,62)	10,3 (2,6)	12,9	0,29 (0,17)
40	4,22 (1,58)	10,0 (2,7)	12,2	0,31 (0,18)

Tabel 13b Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een landbouwkundige ontwatering in een veldpodzolprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	5,60 (1,44)	11,0 (2,2)	14,4	0,26 (0,17)
16	5,18 (1,56)	10,5 (2,4)	13,3	0,27 (0,18)
32	4,75 (1,56)	10,0 (2,5)	12,2	0,29 (0,18)
48	4,27 (1,50)	9,7 (2,6)	11,5	0,32 (0,17)

Tabel 13c Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van ontwatering gecompenseerd met wateraanvoer in een veldpodzolprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	5,60 (1,44)	11,0 (2,2)	14,4	0,26 (0,17)
9	3,52 (0,78)	10,7 (2,4)	13,8	0,28 (0,08)
27	3,51 (0,79)	10,1 (2,4)	12,4	0,28 (0,07)
42	3,35 (0,79)	9,6 (2,5)	11,3	0,28 (0,07)

Tabel 13d Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GLG ten gevolge van beregening in een veldpodzolprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	5,60 (1,44)	11,0 (2,2)	14,4	0,26 (0,17)
25	4,19 (1,01)	10,9 (2,4)	14,2	0,34 (0,09)
50	3,84 (0,58)	10,7 (2,5)	13,8	0,34 (0,12)
75	3,81 (0,58)	10,6 (2,5)	13,5	0,38 (0,13)

Tabel 14a Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning in een gooreerdprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	6,15 (0,59)	12,3 (2,2)	17,3	0,28 (0,18)
11	5,86 (1,21)	11,5 (2,5)	15,5	0,26 (0,21)
22	5,57 (1,53)	11,1 (2,7)	14,6	0,25 (0,23)
33	5,35 (1,75)	10,7 (2,9)	13,8	0,26 (0,24)

Tabel 14b Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een landbouwkundige ontwatering in een gooreerdprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	6,15 (0,59)	12,3 (2,2)	17,3	0,28 (0,18)
16	6,02 (0,88)	11,4 (2,5)	15,3	0,26 (0,21)
27	5,62 (1,40)	10,7 (2,7)	13,8	0,27 (0,23)
44	5,20 (1,68)	10,3 (2,8)	12,9	0,29 (0,25)

Tabel 14c Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van ontwatering gecompenseerd met wateraanvoer in een gooreerdprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	6,15 (0,59)	12,3 (2,2)	17,3	0,28 (0,18)
12	6,11 (0,72)	11,5 (2,5)	15,5	0,26 (0,21)
26	5,78 (1,20)	10,6 (2,7)	13,5	0,29 (0,23)
43	5,27 (1,55)	10,1 (2,7)	12,4	0,32 (0,25)

Tabel 14d Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van beregening in een gooreerdprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	6,15 (0,59)	12,3 (2,2)	17,3	0,28 (0,18)
17	6,17 (0,64)	12,6 (2,1)	18,0	0,33 (0,18)
36	6,08 (0,89)	12,4 (2,3)	17,5	0,32 (0,20)
51	6,06 (1,09)	12,3 (2,3)	17,3	0,30 (0,23)

Tabel 15a Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning in een madeveenprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	7,54 (0,48)	16,4 (2,1)	26,4	0,36 (0,24)
10	7,08 (0,45)	16,5 (3,9)	26,6	0,57 (0,26)
22	6,81 (0,61)	15,2 (4,1)	23,7	0,58 (0,31)
36	6,64 (0,82)	14,7 (4,0)	22,6	0,58 (0,35)

Tabel 15b Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een landbouwkundige ontwatering in een madeveenprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	7,54 (0,48)	16,4 (2,1)	26,4	0,36 (0,24)
10	7,10 (0,44)	16,1 (3,9)	25,7	0,56 (0,25)
24	7,10 (0,50)	14,9 (3,9)	23,1	0,57 (0,28)
42	6,64 (0,95)	14,4 (3,9)	22,0	0,57 (0,36)

Tabel 16a Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning in een koopveenprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	6,44 (0,14)	17,8 (2,0)	29,5	0,83 (0,08)
3	6,41 (0,06)	15,0 (2,1)	23,3	0,90 (0,04)
9	6,48 (0,07)	13,2 (2,3)	19,3	0,91 (0,03)
20	6,49 (0,14)	12,3 (2,3)	17,3	0,92 (0,03)

Tabel 16b Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een landbouwkundige ontwatering in een koopveenprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	6,44 (1,38)	17,8 (2,0)	29,5	0,83 (0,08)
3	6,41 (0,09)	15,0 (2,2)	23,3	0,90 (0,03)
12	6,48 (0,07)	13,2 (2,3)	19,3	0,91 (0,03)
28	6,50 (0,15)	12,3 (2,3)	17,3	0,92 (0,03)

Tabel 16c Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling met de GVG ten gevolge van ontwatering gecompenseerd met wateraanvoer in een koopveenprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	6,44 (1,38)	17,8 (2,0)	29,5	0,83 (0,08)
3	6,36 (0,10)	16,1 (2,4)	25,7	0,88 (0,05)
9	6,38 (0,10)	13,1 (2,3)	19,1	0,91 (0,04)
26	6,46 (0,16)	12,0 (2,2)	16,6	0,92 (0,03)

Tabel 17a Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning in een beekprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	6,73 (0,25)	15,2 (3,0)	23,7	0,73 (0,15)
12	7,10 (0,56)	14,6 (4,8)	22,4	0,51 (0,30)
22	7,30 (0,71)	13,3 (5,1)	19,5	0,48 (0,34)
32	7,40 (0,77)	12,5 (5,3)	17,8	0,49 (0,37)

Tabel 17b Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van een landbouwkundige ontwatering in een beekedprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	6,73 (0,25)	15,2 (3,0)	23,7	0,73 (0,15)
14	6,92 (0,44)	14,0 (4,8)	21,1	0,56 (0,28)
27	7,04 (0,60)	12,4 (4,7)	17,5	0,55 (0,32)
42	7,21 (0,70)	11,8 (4,9)	16,2	0,55 (0,34)

Tabel 17c Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van ontwatering gecompenseerd met wateraanvoer in een beekedprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	6,73 (0,25)	15,2 (3,0)	23,7	0,73 (0,15)
8	6,66 (0,32)	18,1 (7,4)	30,2	0,60 (0,24)
20	6,76 (0,45)	12,8 (4,5)	18,4	0,61 (0,28)
33	6,67 (0,49)	11,9 (4,6)	16,4	0,62 (0,30)

Tabel 17d Gemiddelde waarden en standaardafwijkingen (.) voor de pH, EC, EC' en IR bij daling van de GVG ten gevolge van beregening in een beekedprofiel

Daling GVG (cm)	pH	EC (mS.m ⁻¹)	EC' (mS.m ⁻¹)	IR (eq.eq ⁻¹)
0	6,73 (0,25)	15,2 (3,0)	23,7	0,73 (0,15)
20	7,04 (0,48)	15,4 (3,7)	24,2	0,58 (0,26)
50	7,36 (0,63)	15,2 (4,4)	23,7	0,49 (0,31)
75	7,52 (0,63)	15,0 (4,6)	23,3	0,46 (0,31)

In fig. 8 is het effect van de grondwaterstands daling op de pH grafisch weergegeven voor 2 of 3 scenario's voor de zeven standplaatsen. De grafische presentatie van de resultaten voor de EC en de IR zijn achterwege gelaten, omdat de effecten gering zijn.

In het vlierveenprofiel wordt de pH in de uitgangssituatie te hoog berekend. De mate waarin dit geschiedt is echter wel toelaatbaar gezien de spreiding rondom de gemiddelde waarde. De spreiding van de EC waarden is groot. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat het referentieniveau waarvoor de parameters zijn bepaald zich op geringe diepte bevindt. De Ionenratio wordt te laag berekend. De Cl⁻-concentraties zijn relatief hoog en de Ca⁺⁺-concentraties zijn te laag. De standaardafwijking ten gevolge van de temporele variatie is zo groot dat de te lage IR-waarden grotendeels door de seizoensvariatie verklaard kunnen worden. Door de hydrologische ingrepen daalt de pH 0,6 eenheden, daalt de EC 2 mS.m⁻¹ en daalt de IR van 0,43 naar 0,36.

Het vlietveenprofiel zou volgens de hydrochemische karakterisering een pH moeten hebben van ca. 8. Deze parameter wordt voor de uitgangssituatie te laag berekend. Hierbij moet worden opgemerkt dat een waarde van 8,0 erg hoog is, aangezien de neerslag een zuurgraad heeft van 4,5. De Ionenratio wordt voor de uitgangssituatie wel goed berekend. De EC is echter te laag. De EC wordt berekend uit de Cl⁻-concentratie met regressievergelijkingen. De watermonsters waarvoor deze vergelijkingen zijn opgesteld, zijn waarschijnlijk niet representatief voor het referentieniveau in dit profiel. Door de ingrepen stijgt de pH met 1 eenheid. Door de lagere waterstand kan er meer CO₂ diffunderen, waardoor zuur aan het profiel wordt onttrokken. De EC en de pH dalen ten gevolge van de grondwaterstands daling door een toenemende regenwaterinvloed. De spreiding van de IR-waarden is groot, doordat de Ca⁺⁺-concentraties in het profiel sterk variëren.

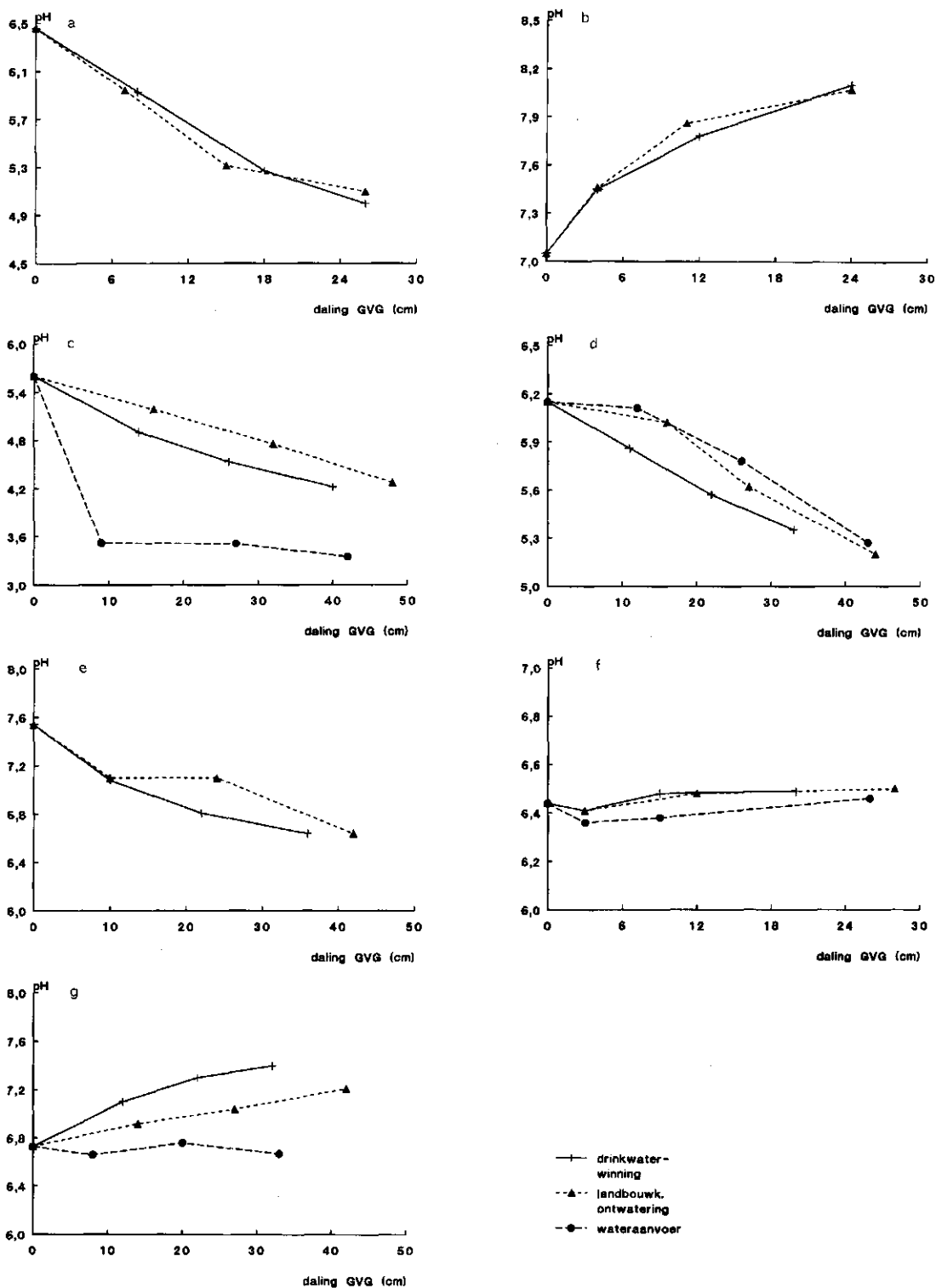


Fig. 8 Effect van grondwaterstands daling op de pH in:

- a) het vlierveenprofiel
- b) het vlietveenprofiel
- c) het veldpodzolprofiel
- d) het gooreerdprofiel
- e) het madeveenprofiel
- f) het koopveenprofiel
- g) het beekerdprofiel

In het veldpodzolprofiel wordt de pH in de uitgangssituatie te hoog berekend. Bij een daling van de grondwaterstand daalt de pH ca. 1,5 eenheid voor het ontwateringsscenario en het drinkwaterwinningscenario. In het wateraanvoerscenario en het beregeningscenario daalt de pH zelfs 2 eenheden naar een niveau van 3,5. De EC daalt eveneens door een toenemende regenwaterinvloed. De daling is echter gering. De Ionenratio wordt in de uitgangssituatie te laag berekend. Door de hydrologische ingrepen stijgt de Ionenratio. Waarschijnlijk wordt deze stijging veroorzaakt door de verzuring van het profiel. De H^+ -ionen verdringen de macrokationen van het adsorptiecomplex waardoor meer Ca^{++} -ionen in de bodemvochttoplossing komen.

De pH wordt in het gooreerdprofiel voor de uitgangssituatie eveneens te hoog berekend. Door de daling van de grondwaterstand daalt de zuurgraad in de beschouwde scenario's met ca. 1 eenheid. De daling van de EC is gering. De standaardafwijking ten gevolge van de temporele variatie wordt bij daling van de grondwaterstand groter. De Ionenratio blijft bij de verschillende ingrepen ongeveer gelijk, of stijgt in lichte mate. De standaardafwijking van de IR is ongeveer even groot als de gemiddelde waarde. De seizoensvariatie van deze parameter is erg groot.

In het madeveenprofiel wordt de zuurgraad voor de uitgangssituatie ongeveer 1 eenheid te hoog berekend. De spreiding is vrij groot. De Ionenratio wordt te laag berekend. De zuurhuishouding of de CO_2 -diffusie wordt in dit profiel niet correct berekend. Indien er meer H^+ -ionen in het systeem aanwezig zouden zijn, zou de pH lager zijn en zouden Ca^{++} -ionen van het adsorptiecomplex worden verdrongen, met een hogere IR als gevolg. De daling door de hydrologische ingrepen bedraagt ongeveer 1 eenheid. De IR stijgt bij een verlaging van de grondwaterstand. De EC wordt voor de uitgangssituatie redelijk goed benaderd. De daling van deze parameter is evenals in de andere profielen gering.

In het koopveenprofiel worden de pH, de EC en de Ionenratio voor de uitgangssituatie goed benaderd. De standaardafwijking van de pH bedraagt ca. 1,4 eenheid. Dit betekent dat het verschil tussen zomer- en winterwaarde ongeveer 2 tot 2,5 eenheden kan bedragen. De standaardafwijking van de Ionenratio is klein in vergelijking tot de andere standplaatsen. De hoeveelheid Ca^{++} -ionen in de oplossing en aan het adsorptiecomplex is groot ten opzichte van de andere kationen. De gevolgen van de hydrologische ingrepen voor de pH zijn gering. De EC daalt van 18 mS.m^{-1} naar 12 mS.m^{-1} . De Ionenratio stijgt zelfs enigszins. Het geproduceerde zuur verdringt de Ca^{++} -ionen van het adsorptiecomplex naar de oplossing. De hoeveelheid Ca^{++} -ionen in het systeem is zo groot dat de verzurende processen worden gebufferd.

De zuurgraad in het beekerdprofiel vertoont een geringe stijgende tendens. De standaardafwijking wordt groter naarmate de pH sterker stijgt. De verschillen tussen de zomerwaarden en de winterwaarden worden groter, naarmate de grondwaterstand sterker daalt. De pH in de uitgangssituatie wordt redelijk goed gesimuleerd. De EC-waarden stemmen eveneens redelijk goed overeen met de hydrochemische karakterisering. De Ionenratio wordt iets te laag berekend, omdat de Ca^{++} -concentraties te laag worden berekend.

8 CONCLUSIES

8.1 Modelformuleringen

Uit de analyse van veldgegevens uit natuurgebieden kon een relatie worden afgeleid die het proces van preferente H^+ -adsorptie goed beschrijft. De berekende zuurgraad is gevoelig voor de parameters van deze relatie. Een verdere toetsing van de relatie met veld- en laboratoriumgegevens van meer bodemprofielen is wenselijk.

De modellen bevatten onderdelen die niet of niet voldoende genoeg getoetst zijn. Dit betreft met name:

- de oppervlakkige afvoer van het netto-neerslagoverschot over het maaiveld in de winter;
- de beschrijving van de vegetatieontwikkeling in het model ANIMO en de selectieve wortelopname van NH_4^+ en NO_3^- ten opzichte van de evapotranspiratieflux in het model ANIMO;
- de beschrijving van de CO_2 -diffusie en de opname van zure componenten in het model TRAWOS;
- de preferente H^+ -adsorptie in het model EPIDIM.

Hierdoor kunnen afwijkingen van de modeluitvoer ten opzichte van de verwachtingen of de ijkwaarden niet goed beoordeeld worden.

De modellen berekenen per rekentijdstap van 10 dagen en per rekenlaag van 10 of 20 cm stofconcentraties, waaruit de waarden voor hydrochemische parameters worden berekend. De IR, de pH en de EC, zijn berekend als het langjarige gemiddelde van de decade-waarden in een bepaalde rekenlaag. De zomerwaarden zijn bepaald voor de periode 1 april tot 1 oktober en de winterwaarden voor de periode 1 oktober tot 1 april. De seizoensvariatie is vaak veel groter dan het effect van de veranderde waterhuishouding. Door de middelingsprocedure gaan veel informatie en inzicht verloren. Het "natuurtechnisch model" van Gremmen (1987) vraagt per parameter echter maar 1 waarde. De differentiatie met de diepte en in de tijd komt in het "natuurtechnisch model" niet tot uitdrukking. Een betere afstemming van de tijd- en ruimteschalen van de Staring Centrum-modellen en het RIN-model is wenselijk.

Het is moeilijk conclusies te trekken over de juistheid van de modelformuleringen vanwege de vele onzekerheden. Om harde conclusies te trekken zou eerst nader onderzoek gedaan moeten worden.

Mede door de modelsimulaties zijn lacunes in kennis aan het licht gekomen. Onderzoek is nodig om deze leemten te vullen. Met de resultaten van deze studie kunnen nieuwe onderzoeksvragen worden geformuleerd.

8.2 Invoergegevens

De modellen vragen veel vaak onbekende gegevens. De weinige gegevens uit de literatuur zijn vaak niet compleet of slecht gedocumenteerd. Voor bodemkundige, hydrochemische en vegetatiekundige parameters is het van belang te weten:

- wat de geschiedenis van het grondgebruik is;
- wat het hydrologische regime is;
- op welke diepte en tijd van het jaar de bodemparameters zijn gemeten.

De karakterisering van de watertypen aan de randen van het modelprofiel is van invloed op de resultaten. De gebruikte karakterisering is vrij grof. De indruk bestaat dat de typering niet consistent is voor:

- de diepte waarvoor de zuurgraad en de verschillende concentraties gelden;
- het met WATBAL gesimuleerde hydrologische regime in combinatie met de randconcentraties en de door Kemmers (1990) gegeven concentraties voor de uitgangssituatie.

Het verdient aanbeveling om in nieuwe studies de stofverplaatsing in de standplaats eerst te simuleren met verschillende fictieve inerte merkstoffen. Aan de infiltrerende watertypen wordt een eigen merkstof toegekend. Het simulatieresultaat levert per bodemlaag informatie over de herkomst, de mengverhouding en de indikkingsfactor ten gevolge van evapotranspiratie. Omdat alleen gekeken wordt naar de onderlinge verhoudingen tussen de concentraties, kunnen de stoffen worden opgegeven in willekeurige eenheden. De toekenning van merkstoffen aan de randwatertypen wordt duidelijk gemaakt in tabel 18.

Tabel 18 Merkstofconcentraties per randwatertype

Watertype	Concentratie		
	C_r	C_o	C_k
Regenwater	1	0	0
Oppervlaktewater	0	1	0
Kwelwater	0	0	1

C_r = concentratie van merkstof in regenwater;

C_o = concentratie van merkstof in oppervlaktewater;

C_k = concentratie van merkstof in kwelwater.

Om een consistente dataset te krijgen kan aan de hand van deze informatie de hydrologische simulatie, of het watertype voor de uitgangssituatie worden aangepast.

8.3 Resultaten

Een ijkingsperiode van 10 of 20 jaar is voor de meeste standplaatsen te kort. De werkelijke effecten openbaren zich vaak pas na 30 jaar. De resultaten worden sterk beïnvloed door de periode waarvoor ze berekend zijn.

De verdroging van het profiel leidt in alle gevallen tot een verhoogde mineralisatie. In het vlietveen-, vlierveen- en madeveenprofiel wordt een duidelijke stijging van de CO_2 - en H^+ -productie berekend. De verzuring van het profiel bij daling van de grondwaterstand is een gevolg van:

- de afname van de oppervlakkige afvoer van het netto-neerslagoverschot;
- de toename van de infiltratie van neerslagwater in het profiel;
- de stijging van de CO_2 - en H^+ -productie.

In het vlietveen-, koopveen en beekerdprofiel stijgt de pH door de grondwaterstands daling als gevolg van de vergrote diffusiemogelijkheid van CO_2 .

De EC daalt in alle gevallen in lichte mate door de toenemende regenwaterinvloed.

De IR daalt in het vlierveen- en beekerdprofiel, stijgt in het vlietveen-, veldpodzol-, madeveen- en koopveenprofiel en blijft ongeveer gelijk in het gooreerdprofiel.

Het onderscheid tussen de verschillende ingrepen is klein. Dit is mede een gevolg van de noodzaak de parameters op een bepaalde referentiediepte te bepalen en te middelen over een bepaalde tijdsperiode. Het berekeningsscenario onderscheidt zich enigszins van de andere scenario's, doordat de grondwaterstands daling bij deze ingreep voornamelijk in de zomer plaats vindt. De effecten van veranderde randconcentraties bij wateraanvoer zijn ten opzichte van de effecten van grondwaterstands daling gering.

De gesimuleerde effecten zijn in de meeste gevallen logisch voor de tendens en de richting van de verandering. In enkele gevallen kan het effect niet direct verklaard worden. De orde van grootte van de gesimuleerde effecten is niet betrouwbaar door het ontbreken van gedetailleerde informatie over de standplaats. De resultaten mogen slechts met grote voorzichtigheid gebruikt worden.

9 DISCUSSIE

De modelresultaten wijken af van de verwachting van enkele ervaren ecohydrologen (Kemmers pers. med.). In de opzet en de uitvoering van de studie zijn factoren aan te wijzen die geleid hebben tot deze discrepantie:

- modelformuleringen;
- definitie van hydrochemische parameters en de hydrochemische karakterisering;
- hydrologische invoer;
- ijkingsgegevens en ijkingsprocedure.

9.1 Modelformuleringen

De simulatie van de IR, de pH en de EC is het resultaat van een reeks achter elkaar geschakelde modelberekeningen. Voor geen enkele schakel uit de reeks heeft een uitgebreide toetsing op de modelformuleringen kunnen plaatsvinden. Voor deze studie zijn enkele nieuwe formuleringen (CO_2 -diffusie, preferente H^+ -adsorptie) geïntroduceerd die evenmin voldoende getoetst konden worden. Het is bijzonder wenselijk de volgende modelonderdelen en formuleringen nader te analyseren:

- de module voor de groei van natuurlijke vegetaties in het model ANIMO;
- de formulering voor plantopname van NH_4^+ en NO_3^- in ANIMO in voedselarme situaties;
- de formulering voor de plantopname van zure componenten in het model TRAWOS/EPIDIM;
- de formulering voor de CO_2 -uitwisseling met de atmosfeer in het model TRAWOS;
- de formulering voor de berekening van de diepte beneden maaiveld tot waar de interne ontwatering lateraal het profiel uitstroomt;
- de formulering voor preferente H^+ -adsorptie in het model EPIDIM.

Deze formuleringen kunnen alleen goed getoetst worden met de beschikking over voldoende veldgegevens. De datasets dienen consistent en volledig te zijn. Voor de vegetatiemodule zijn op verschillende tijdstippen in het jaar gegevens nodig over de hoeveelheden bovengrondse en ondergrondse biomassa. Tevens zijn gegevens nodig over de stikstofgehalten in de biomassa en de NH_4^+ - en NO_3^- -concentraties in het bodemvocht.

De verzurende werking van de plantopname van een aantal voedingscomponenten is in het model TRAWOS/EPIDIM opgenomen door de plantopname van zure componenten als een restpost te definiëren. Deze opname is geformuleerd als het produkt van de evapotranspiratiestroom, de concentratie van de netto zuurbalans van het bodemvocht en een bodemafhankelijke selectiviteitsfactor R_H (zie 2.1.1). Deze factor wordt door calibratie vastgesteld en wordt constant verondersteld voor de verschillende ingrepen. De standplaats met de grootste selectiviteitsfactor R_H (vlietveengronden) heeft een stijgende pH bij een dalende grondwaterstand en de veldpodzolgronden met de laagste R_H waarde vertonen de grootste daling van de pH. Deze factor bepaalt in belangrijke mate de uitkomsten van de modelberekeningen. Om de verzurende werking van de opname van voedingsstoffen door de vegetatie en de afscheiding van stikstofhoudende exudaten in TRAWOS/EPIDIM goed te benaderen zou de zuur-

balans aan de hand van de afzonderlijke opname- en excretietermen moeten worden opgesteld.

De uitwisseling van CO_2 met de atmosfeer wordt in TRAWOS berekend volgens een concept met stationaire CO_2 -spanningsprofielen in de bodemlucht. De CO_2 -spanning wordt impliciet berekend aan de hand van het bodemluchtgehalte via een relatie met de grondwaterstand. De koppeling tussen CO_2 -transport in de waterfase en het CO_2 -gehalte in de luchtfase zoals Groenendijk en Ritsema (1987) hebben voorgesteld, is in dit concept niet overgenomen. Voor een dergelijk concept zijn nauwkeurige berekeningen van het bodemluchtgehalte nodig. Tevens is informatie nodig over diffusie- en dispersieconstanten en over snelheidsconstanten voor de uitwisseling tussen de lucht- en de waterfase.

De bepaling van de diepte beneden maaiveld tot waar laterale afvoer naar drainagemiddelen plaats vindt is een gebiedsspecifieke eigenschap en hangt samen met de regionale hydrologie. Voor deze studie is in TRAWOS een diepte van 10 cm beneden het niveau van GLG aangehouden. Dit is een arbitraire waarde die per ingreep varieert met de mate van de grondwaterstandsverandering.

De formulering voor preferente H^+ -adsorptie in EPIDIM kan getoetst worden aan de hand van laboratoriumexperimenten met bodemonsters van zowel de wortelzone als de ondergrond uit natuurgebieden. In een dergelijke geconditioneerde omstandigheid kan de H^+ -adsorptie en de invloed van organische stof op de capaciteit voor kationen-adsorptie worden geanalyseerd.

9.2 Hydrologische invoer

De hydrologische invoer voor de simulatieberekeningen is berekend met WATBAL. Het vochtgehalte in de wortelzone wordt in WATBAL uniform met de diepte verdeeld. Het vochtgehalte in de ondergrond vormt een lineaire relatie met de diepte. De berekening van het vochtgehalte is vrij grof, terwijl het luchtgehalte toch een gevoelige parameter is voor de simulatie van de N-huishouding en de CO_2 -diffusie.

De veenprofielen zijn zo nat dat in de uitgangssituatie in de winter het maaiveld gedurende bepaalde perioden geïnundeerd is. Voor de berekening van de maximale inundatiediepte wordt in WATBAL een geschatte waarde ingevoerd. Deze maximale inundatiediepte bepaalt welk gedeelte van de winterneerslag oppervlakkig wordt afgevoerd en welk gedeelte in het bodemprofiel kan infiltreren. Een variatie in de maximale inundatiediepte heeft nauwelijks effect voor de berekende GHG en GLG, terwijl de gevolgen voor de afvoerflux verdeling groot kunnen zijn. Een lagere drempel leidt ertoe dat meer neerslag oppervlakkig wordt afgevoerd. Het bodemvocht wordt minder beïnvloed door regenwater en heeft meer de grondwatersamenstelling.

Bij gebrek aan veldgegevens is in WATBAL voor deze parameter een geschatte waarde ingevoerd. De gevolgen van deze schatting voor de kwaliteitsberekeningen met ANIMO en TRAWOS/EPIDIM kunnen aanzienlijk zijn. Het onverklaarbare gedrag van enkele "stalen" bij een dalende grondwaterstand kan waarschijnlijk grotendeels op deze onzekerheid worden teruggevoerd.

9.3 Hydrochemische parameters en karakterisering

Kemmers (1990) heeft hydrochemische karakterisering (hoofdstuk 6) bepaald aan de hand van enkele empirische relaties en ecohydrologische veldkennis. De karakterisering is gegeven als een globaal gemiddelde voor de gehele profieldiepte. De meeste bemonsteringen voor waterkwaliteitsanalyses vinden plaats in de verzadigde zone. De wortelzone is moeilijk te bemonsteren en gegevens van de bodemvochtsamenstelling in deze laag zijn spaarzaam. De indruk bestaat dat de gegeven IR en EC betrekking hebben op het niveau van de gemiddelde laagste grondwaterstand.

De pH wordt veelal als parameter bepaald in grondanalyses van de bovenste bodemlaag. De waarden zoals Van Herwaarden (1990) die geeft, zijn afgeleid uit bodemkundige bestanden. Deze "bodem-pH" is niet gelijk aan de zuurgraad zoals die is gedefinieerd in het model EPIDIM. In EPIDIM wordt de pH in het bodemvocht berekend, zoals die gemeten kan worden in een grondwatermonster. Deze discrepantie in de diepte en de wijze waarop de parameters in het veld worden bepaald, leidt ertoe dat een toetsing van de model-simulaties aan de hand van de karakterisering niet goed mogelijk is.

Het verloop van de parameters met de diepte kan sterk variëren. Om de modelresultaten goed te kunnen beoordelen moet een bepaalde diepte wordt vastgesteld om de parameters te bepalen. Gezien de grote standaardafwijking van de pH en de IR door de temporele variatie is het eveneens noodzakelijk een seizoen of periode in het jaar aan te geven, waarvoor de parameters vastgesteld dienen te worden en de wijze waarop de gemiddelde waarde wordt berekend.

9.4 IJkingsprocedure en ijkingsgegevens

Dit onderzoek kan worden gekenmerkt als een bureaustudie, waarbij weinig veldgegevens beschikbaar zijn. De schaarse gegevens die wel beschikbaar waren, zijn afkomstig van ruwe schattingen die niet of nauwelijks geverifieerd zijn. Van een modelijking kan dan ook niet worden gesproken. Voor het model ANIMO zijn enkele parameters geijkt aan de verwachte biomassa-productie en de stikstofopname. Bij de ijking is verondersteld dat het organische-stof- en stikstofprofiel in evenwicht zou moeten zijn. Als eis is gesteld dat na 30 jaar de organische stof- en stikstofgehalten slechts weinig mogen afwijken van de ingevoerde beginsituatie. Deze ijkingsgegevens laten nog te veel vrijheidsgraden over. Het is goed denkbaar dat met verschillende combinaties van parameterwaarden dezelfde uitgangssituatie kan worden berekend, terwijl deze combinaties wel tot verschillende reacties bij grondwaterstandsdalingen kunnen leiden.

Een alternatief voor ANIMO is het model ECONUM (Mankor en Kemmers 1988). ECONUM simuleert namelijk ook de organische stof- en stikstofkringloop. De invoergegevens voor het model ECONUM zijn uitgebreider gecalibreerd (Zuidema 1990). Door ECONUM aan te passen en uit te breiden zouden de CO₂-productie en de H⁺-productie en -consumptie ook door dit model berekend kunnen worden. Aangezien ECONUM slecht toegankelijk is en het uitbreiden veel tijd kost, is hiervan afgezien.

Met ANIMO zouden betere resultaten behaald kunnen worden door meer tijd te besteden aan het verzamelen van invoergegevens en

uitgebreider te calibreren. Voorwaarde daarbij is dat voor de hydrologische en bodemchemische berekeningen een identieke schematisatie wordt gehanteerd.

De selectiviteitsfactor voor de opname van zure componenten in het model TRAWOS/EPIDIM is gekijkt aan de gemiddelde IR-, pH- en EC-waarde in de wortelzone gedurende de eerste 10 jaar van de simulatiereeks. Met name de pH is hierbij als maatgevend beschouwd.

De bepaling van de selectiviteitsfactor voor H⁺-opname (R_H-waarde) met deze procedure worden sterk beïnvloed door de methodiek.

Hierbij spelen de volgende factoren een rol:

- De periode van 10 jaar is tekort. Met name in de bodemprofielen waarin de beginschatting volgens de hydrochemische karakterisering sterk afwijkt van de uiteindelijke toestand, duurt het lang voordat een nieuw evenwicht wordt bereikt. De periode is eveneens afhankelijk van de totale adsorptiecapaciteit van de modelkolom.
- De gemiddelde waarden over de ijkingsperiode van 10 jaar zijn als uitgangspunt genomen i.p.v. de nieuwe evenwichtswaarden.

De CO₂-diffusieparameters θ_{\min} en θ_{\max} zijn niet gekijkt. Het is de vraag of een ijking van deze parameters zinvol is, vanwege de geringe betrouwbaarheid van de luchtprofielen. De luchtprofielen zijn afgeleid uit de vochtprofielen die met het hydrologische model WATBAL berekend zijn.

Aan de hand van enkele modelsimulaties is een indruk verkregen van het modelgedrag bij een verandering van deze parameters. De berekening van de CO₂-concentraties blijkt redelijk gevoelig te zijn voor deze parameters. Echter, de ijking van deze parameters is alleen zinvol als ook de procesformulering voor diffusie wordt getoetst.

LITERATUUR

Berghuijs-van Dijk, J.T., 1985. WATEBAL; a simple water balance model for an unsaturated/saturated soil profile, Wageningen, ICW. Nota 1670.

Besten, J.J. den, 1986. Berekeningsmethoden vochtleverantie en aëratie: evaluatie en bruikbaarheid simulatiemodellen. Utrecht, SWNBL. Rapport 8a.

Both J.C., en G. van Wirdum, 1981. Waterhuishouding, bodem en vegetatie van enkele Gelderse natuurgebieden, Basisrapport ten behoeve van de Commissie Bestudering Waterhuishouding Gelderland. Arnhem. RIN-rapport 81/18.

Cultuurtechnisch Vademecum, 1988. Werkgroep Herziening Cultuurtechnisch Vademecum, Cultuurtechnische vereniging, Utrecht.

Dijkema, M.P., R.D.W. Hijdra, L. van der Meulen, J.Ph. Witte en G. van Wirdum, 1985. Ecohydrologische beschrijvingen en vergelijking van een tiental natuurgebieden. Utrecht, SWNBL rapport 1b.

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 natuurbehoudsstandpunt, I: Uitgangspunten en modelconcept. Utrecht, SWNBL, Rapport 1e.

Groenendijk, P., 1985. A mixing-cell solute transport model with exchange of cations in soils, modeling and parameter estimation of transport and exchange of Na, Ca and Mg ions in soils applied to microcolumn experiments and to the reuse of drainage water in Egypt. Wageningen, ICW. Nota 1578.

Groenendijk, P., 1990. Effecten van waterbeheer op standplaatsfactoren van korte vegetaties, Grondwaterstand en vochtleverantie. Wageningen, Staring Centrum. Rapport 64.3.

Groenendijk, P., 1991. Onderzoek naar de effecten van de aanvoer van gebiedsvreemd water en peilveranderingen in agrarische gebieden op de waterkwaliteit in natuurgebieden. Wageningen. Staring Centrum. Rapport in voorbereiding.

Groenendijk, P. en C.J. Ritsema, 1988. Onderzoek naar de effecten van wateraanvoer en peilveranderingen in agrarische gebieden op de waterkwaliteit in natuurgebieden, deel 7: Het gedrag van CO₂ in de bodem onder invloed van de water/luchthuishouding en chemische evenwichten. Wageningen, ICW. Nota 1811.

Hendriks, R.F.A. en P. Groenendijk, 1987. Onderzoek naar de effecten van wateraanvoer en peilveranderingen in agrarische gebieden op de waterkwaliteit in natuurgebieden, deel 5: Microkolomexperimenten ter bepaling van adsorptie-isothermen en ter verificatie van het model EPIDIM met bodemmonsters uit de Tondense heide. Wageningen, ICW. Nota 1809.

Herwaarden G. van, 1990. Effecten van waterbeheer op standplaatsfactoren van korte vegetaties; Fysisch-chemische beschrijving van negen geselecteerde standplaatstypen. Wageningen, Staring Centrum. Rapport 64.2.

Höchstenbach, S.M.H. en N.J.M. Gremmen, 1989. Effecten van ingrepen in de waterhuishouding op vegetatie en standplaats; Resultaten van een deskundigenraadpleging. Utrecht, SWNBL. Rapport 19.

Huet, H. van, 1982. Simulaties van temperatuurvariaties in de bodem (Proefveld Ruurlo, 1980). Wageningen, ICW. Nota 1389.

Jansen, P.C. en R.H. Kemmers, 1982. Aanvullingen betreffende de hydrologie van het CRM-reservaat "Groot Zandbrink" (vervolg op nota 1180). Wageningen, ICW. Nota 1326.

Kemmers, R.H., 1983. De kalkpotentiaal als relevante parameter voor het natuurbeheer. Wageningen, ICW. Nota 1481.

Kemmers, R.H., 1986. Calcium as hydrochemical characteristic for ecological states. *Ekologia (CSSR)* Vol. 5. No. 3. 271-282.

Kemmers, R.H., 1990. Effecten van waterbeheer op standplaatsfactoren van korte vegetaties; De stalenmethode. Wageningen, Staring Centrum. Rapport 64.1.

Kemmers, R.H. en P.C. Jansen, 1980. Relaties tussen hydrologische parameters en enkele vegetatietypen van het C.R.M. reservaat "Groot Zandbrink". Wageningen, ICW. Nota 1180.

Kemmers, R.H. en P.C. Jansen, 1985. Hydrologie in relatie tot de beschikbaarheid van vocht en voedingsstoffen voor natuurlijke begroeiingen. *Cultuurtechnisch Tijdschrift* jrg. 24. No. 4. 195-211.

KNMI/RIVM, 1987. Chemische samenstelling van neerslag over Nederland. Bilthoven, gezamenlijk KNMI/RIVM-project, Jaarrapport 1985.

Koorevaar, P., G. Menelik and C. Dirksen, 1983. *Elements of Soil Physics, Developments of Soil Science*. Amsterdam, Elsevier.

Kroes, J.G., 1988. ANIMO Version 2, User's Guide. Wageningen, ICW. Nota 1848.

Mankor, J., en R.H. Kemmers, 1988. ECONUM: een model voor de simulatie van de stikstof- en fosfaathuishouding op standplaatsen met half-natuurlijke vegetaties onder invloed van het grondwater. Wageningen, ICW. Rapport 32.

Rijtema, P.E., C.W.J. Roest and J.G. Kroes, 1990. Formulation of the nitrogen and phosphate behaviour in agricultural soils, the ANIMO model. Wageningen, The Winand Staring Centre. Report 30.

Rijtema, P.E. and J.G. Kroes, 1991. TRANSOL, a dynamic simulation model for transport and transformation of solutes in soils. Wageningen, The Winand Staring Centre. Report in preparation.

Ritsema, C.J., 1986. Formulation of a model describing the weathering process of CaCO_3 in soils. Wageningen, ICW. Nota 1713.

Stumm W. and J.J. Morgan, 1981. *Aquatic Chemistry, An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters*, 2nd Ed. New York, Wiley.

SWNBL, 1988. Water boven Water, Studieresultaten 1983-1987 van de Studiecommissie Waterbeheer-, Natuur, Bos en Landschap. Utrecht. Eindrapport.

Vries, W. de, en A. Breeuwsma, 1987. The relation between soil acidification and element cycling. Water, Air, and Soil Pollution 35. 293-310.

Wirdum, G. van, 1980. Eenvoudige beschrijving van de waterkwaliteitsverandering gedurende de hydrologische kringloop ten behoeve van de natuurbescherming, CHO-TNO, rapporten en nota's no. 5. 118-143.

Wit, C.T. de, 1965. Photosynthesis of leaf canopies. Wageningen, Centre for Agricultural Publications and Documentation.

Zuidema, G. 1990. Effecten van waterbeheer op standplaatsfactoren van korte vegetaties, Stikstof- en fosfaatleverantie, Wageningen, Staring Centrum. Rapport 64.4.

AANHANGSEL 1

Procesformuleringen in het model EPIDIM

Chemische evenwichten

Een voorwaarde voor het optreden van een chemisch evenwicht is de omkeerbaarheid van de reactie. De reactanten A en B worden omgezet in de produkten C en D. De stoffen C en D kunnen echter ook weer worden omgezet in A en B. Een kinetische uitdrukking voor een chemisch evenwicht is:



De voorwaartse en achterwaartse reactiesnelheid zijn afhankelijk van de concentratie van A, B en C, D. De snelheidsconstanten k_f en k_b zijn afhankelijk van de temperatuur en de ionensterkte. De reactiesnelheden worden berekend als:

$$V_f = k_f [A]^a [B]^b \quad (A1-2)$$

$$V_b = k_b [C]^c [D]^d \quad (A1-3)$$

De nettoverandering van de concentratie van stof A als gevolg van de hierboven geschetste reacties is gelijk aan:

$$\frac{d[A]}{dt} = a \{ -k_f [A]^a [B]^b + k_b [C]^c [D]^d \} \quad (A1-4)$$

Veel reacties verlopen zo snel dat ze kunnen worden beschreven met een evenwichtsvergelijking. Het verschil tussen de voorwaartse en achterwaartse reactiesnelheid is zo klein dat de nettoverandering gelijk is aan 0. Er is dan sprake van chemisch evenwicht. Het evenwicht kan worden gekarakteriseerd door de volgende evenwichtsvergelijking:

$$K^* = \frac{k_f}{k_b} = \frac{[C]^c [D]^d}{[A]^a [B]^b} \quad (A1-5)$$

Hierin is K^* een constante die afhankelijk is van de temperatuur en de druk. De wijze waarop deze constante kan worden berekend als functie van de temperatuur en de druk kan worden afgeleid uit de regels van de thermodynamica. In het hier beschouwde bodem-watersysteem wordt de druk constant op 10^5 N.m^{-2} verondersteld. Het thermodynamisch evenwicht wordt geformuleerd in termen van activiteiten van de beschouwde stoffen.

$$K = \frac{(C)^c (D)^d}{(A)^a (B)^b} \quad (A1-6)$$

Hierin is K de thermodynamische evenwichtsconstante. De activiteit van een stof (A) wordt berekend als het produkt van de concentratie [A] en een activiteitscoëfficiënt f_A :

$$(A) = f_A [A] \quad (A1-7)$$

Met behulp van activiteitscoëfficiënten kan de in vgl. (A1-5) genoemde constante K^* worden berekend uit de thermodynamische evenwichtsconstante K . De constante kan afhankelijkheid van de temperatuur in het systeem worden berekend met (Stumm and Morgan 1981):

$$\frac{d \ln K}{dT} = \frac{\Delta H^\circ}{RT^2} \quad (A1-8)$$

Hierin is ΔH° de standaard vrije enthalpie ($J.mol^{-1}$), R de gasconstante ($J.mol^{-1}.K^{-1}$) en T de absolute temperatuur (K). Bij veel reacties is de vrije enthalpie weinig gevoelig voor kleine veranderingen in de temperatuur. Voor het in deze studie beschouwde temperatuurtraject (270-300 K), is verondersteld dat de vrije enthalpie onafhankelijk is van de temperatuur. Uit vgl. (A1-8) kan een uitdrukking voor de evenwichtsconstante als functie van de temperatuur worden afgeleid:

$$K_T^* = K_{298.15} \exp \left\{ \frac{\Delta H^\circ}{8.314} \left(\frac{1}{298.15} - \frac{1}{T} \right) \right\} \quad (A1-9)$$

De relatie van K_T^* met de temperatuur is vastgelegd door de parameters $K_{298.15}$ en ΔH° . $K_{298.15}$ is de waarde van de evenwichtsconstante bij 25 (C), zoals die veelal in de literatuur wordt vermeld.

Kationen uitwisseling

De adsorptie van een kation X aan de bodemmatrix kan als een chemisch evenwicht worden geschreven:



Hierin is QX de geadsorbeerde hoeveelheid stof X aan het adsorptiecomplex en z de valentie van kation X. Q is een hulpvariabele die de concentratie van het adsorptiecomplex representeert. De concentratie van QX kan worden gegeven door:

$$[QX] = K_1 [Q]^{z^+} [X^{z^+}] \quad (A1-11)$$

In een bodem-watersysteem kan voor alle geadsorbeerde kationen een dergelijke relatie worden opgesteld. Selectiviteitsvergelijkingen kunnen worden verkregen door uit 2 vergelijkingen Q te elimineren. De som van de concentraties van de in deze kolom aangegeven species is gelijk aan de adsorptiecapaciteit in equivalenten per liter. Voor de afleiding van Gapon-vergelijking wordt uitgegaan van chemische evenwichten. Zij worden nu op een alternatieve manier geformuleerd:



Hierin zijn QX' en QY' de concentratie van de stoffen X en Y aan het adsorptiecomplex, uitgedrukt in equivalenten per liter bodemvocht. Deze evenwichtsvergelijkingen kunnen worden gecombineerd tot 1 selectiviteitsvergelijking waaruit Q is geëlimineerd. Indien er sprake is van een heterovalent systeem, wordt de resulterende formulering de zogenaamde Gapon-vergelijking genoemd.

$$K_G = \frac{QX'}{QY'} \frac{(Y^{zy*})^{1/zy}}{(X^{zx*})^{1/zx}} \quad (A1-13)$$

Hierin is K_G de zogenaamde Gapon-omwisselingsconstante. Vergelijking (A1-12a) en (A1-12b) kunnen direct in een componententabel worden toegepast, zonder dat een verdere omwerking nodig is. Doordat voor de stochiometrische coëfficiënt de reciproke waarde van de valentie wordt ingevuld voor het betreffende kation, vindt er automatisch een omrekening plaats van eq.l^{-1} naar mol.l^{-1} bij de berekening van de totaalbalansen van de componenten.

Kinetische reacties

Complexvorming en kationenuitwisseling verlopen zo snel, dat ze beschouwd mogen worden als evenwichtsprocessen. De verwerking van mineralen, de neerslag van bijv. kalk en de uitwisseling van opgeloste CO_2 met de gasfase in een slecht belucht bodemprofiel verlopen veel langzamer. Bij deze processen speelt de factor tijd wel een rol. Bij de afleiding van een algemene formulering voor de beschrijving van kinetische reacties wordt uitgegaan van vgl. (A1-4). De differentiaalquotiënt in vgl. (A1-4) wordt herschreven met het quotiënt van eindige differenties van de concentratie en de tijd. Linker en rechter deel van de vergelijking worden vermenigvuldigd met de tijdstap Δt . De nettoverandering van de concentratie $\Delta[A]$ van een stof als gevolg van een kinetische reactie is dan:

$$\Delta[A] = a \Delta t \{ -k_f [A]^a [B]^b + k_b [C]^c [D]^d \} \quad (A1-14)$$

Hierin is a een stochiometriefactor en zijn k_f en k_b de voorwaartse en achterwaartse snelheidsconstante. Een reactie waarbij een stof in een andere fase overgaat, zoals de neerslag van een mineraal, wordt vaak weergegeven door een oplosbaarheidsvergelijking met een bijbehorende constante. Het oplosbaarheidsproduct wordt uitgedrukt als:

$$K_s^* = [A]_e^a [B]_e^b \quad (A1-15)$$

Hierin zijn $[A]_e$ en $[B]_e$ de evenwichtswaarden voor de concentratie van stof A en B en K_s^* de oplosbaarheidsconstante, gecorrigeerd voor activiteiten. De evenwichtswaarden worden na verloop van enige tijd bereikt als er verder niets in het systeem verandert. In EPIDIM wordt verondersteld dat de activiteitsverandering van stof A evenredig is met het verschil tussen het ionenproduct en het oplosbaarheidsproduct:

$$\Delta[A] = a \Delta t \{ -k_f [A]^a [B]^b + K_s^* \} \quad (\text{A1-16})$$

Deze lineaire relatie tussen de concentratieverandering en het ionenprodukt kan algemener worden geschreven:

$$\Delta[A] = p [A]^a [B]^b + q \quad (\text{A1-17})$$

Hierin zijn p en q parameters die worden berekend uit de reactiesnelheid, de stochiometriefactor, de tijdstaplenkte en het oplosbaarheidsprodukt. De concentratieverandering $\Delta[A]$ en $\Delta[B]$ worden in het model als afzonderlijke ionsoorten beschouwd.

AANHANGSEL 2

Formulering voor preferente H⁺-adsorptie

De sorptie van zuur aan het adsorptiecomplex van de bodem wordt als één van de belangrijkste sturende processen beschouwd. Kemmers (1983) heeft aan de hand van veldgegevens uit verschillende natuurgebieden een empirische relatie afgeleid om de Gapon-selectiviteitsconstante als functie van de zuurgraad te bepalen. Het door Kemmers beschreven verband duidt er op dat bij watertypen met een verschillende zuurgraad niet met een waarde voor de Gapon-constante kan worden volstaan.

Het selectieve adsorptiegedrag wordt in het model EPIDIM beschreven door voor de H⁺/Ca⁺⁺ Gapon-constante een empirische relatie tussen K_G en de pH in te voeren. De uitwisseling van H⁺ aan het adsorptiecomplex met H⁺ in het grondwater wordt beschreven met een Gapon-relatie met Ca⁺⁺ als referentie-ion.

$$\frac{[H]}{[Ca]} = K_G \frac{(H^+)}{(Ca^{++})^{0,5}} \quad (A2-1)$$

waarin

[H	: hoeveelheid geads. H ⁺ aan het bodemcomplex	(meq.(100gr) ⁻¹)
[Ca	: hoeveelheid geads. Ca ⁺⁺ aan het bodemcomplex	(meq.(100gr) ⁻¹)
(H ⁺)	: activiteit van vrije H ⁺ ion in oplossing	(mol.l)
(Ca ⁺⁺)	: activiteit van vrije Ca ⁺⁺ ion in oplossing	(mol.l)
K _G	: Gapon selectiviteitsconstante	

De bovenstaande vergelijking kan met logaritmen worden herschreven:

$$\log K_G = \log [H] - \log [Ca] + pH - 0,5 pCa \quad (A2-2)$$

De term pH-0,5 pCa is de uitdrukking van de zogenaamde kalk-potentiaal. De kalkpotentiaal is een parameter die in de ecohydrologie wordt gebruikt om de samenstelling van het grondwater te typeren (Kemmers 1983). Door de term $\log [H] - \log [Ca]$ en de kalkpotentiaal afzonderlijk als functie van de pH te bepalen kan de selectiviteitsconstante als de som van beide functies worden bepaald:

$$\log [H] - \log [Ca] = a_1 pH + b_1 \quad (A2-3a)$$

$$pH - 0,5 pCa = a_2 pH + b_2 \quad (A2-3b)$$

$$K_G = (a_1 + a_2) pH + (b_1 + b_2) \quad (A2-3c)$$

waarin a₁, a₂, b₁ en b₂ regressiecoëfficiënten zijn. Een voorwaarde voor het toepassen van deze procedure is echter wel, dat het bodemwater waarin de pH en de pCa zijn bepaald, in evenwicht is met het bodemmateriaal waaraan [H] en [Ca] zijn bepaald. Met de regressiecoëfficiënten uit vgl. (A2-3c) kan een alternatieve uitwisselingsvergelijking worden opgesteld:

$$\frac{[H]}{[Ca]} = 10^{b1+b1} \frac{(H^+)^{(1-a1-a2)}}{(Ca^{++})^{0,5}} \quad (A2-4)$$

Deze vergelijking is in het chemische evenwichten model EPIDIM ingebouwd.

AANHANGSEL 3

Bepaling van parameters voor preferente H⁺-adsorptie uit veldgegevens

Voor een aantal bodemonsters uit enkele natuurgebieden is het verband tussen de \sqrt{H}/\sqrt{Ca} ratio en de pH bepaald met een regressieanalyse. De bodemonsters zijn afkomstig uit de volgende natuurgebieden:

- Koolmansdijk; Nijkampsheide; Empese en Tondense heide (Both en Van Wirdum 1981);
- Groot Zandbrink (Kemmers en Jansen 1980);
- Oude Gooren (Kemmers 1983);
- de Oetert (Kemmers 1983).

In de figuren A3-1 en A3-2 is het resultaat van de regressieanalyse weergegeven. De bodemonsters uit de natuurgebieden

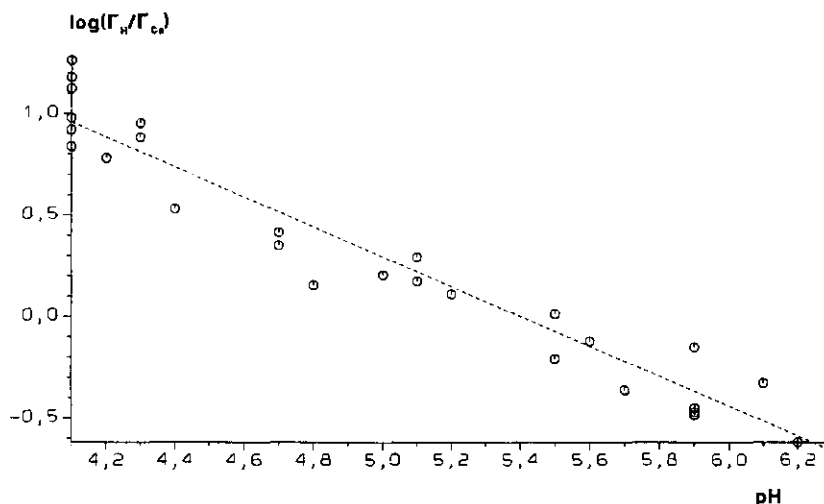


Fig. A3-1 Relatie tussen $\log(\sqrt{H}/\sqrt{Ca})$ en de pH in bodemonsters uit de natuurgebieden Koolmansdijk, Nijkampsheide en de Empese en Tondense heide en Groot Zandbrink

Koolmansdijk, Nijkampsheide, Empese en Tondense heide en Groot Zandbrink hebben betrekking op de A-horizont van veldpodzolgronden, gooreerdgronden en beekerdgronden met een relatief laag concentratieniveau van het bodemvocht. De monsters uit de Oetert en de Oude Gooren zijn afkomstig uit de A-horizont van natte veenbodems met een relatief hoog concentratieniveau. Deze twee natuurgebieden zijn gelegen in beekdalen met een hoge kwelintensiteit in Noord-Brabant.

Tabel A3-1 Berekende regressiecoëfficiënten voor vgl. (A2-3a) met geanalyseerde bodemonsters uit een aantal natuurgebieden

Natuurgebieden	pH-range	Regressiecoëfficiënten		
		a_1	b_1	R^2
Nijkampsheide, Koolmansdijk, Empese & Tondense heide en Groot Zandbrink	4,1-6,3	-0,74	3,98	0,94
De Oetert en Oude Gooren	5,0-6,3	-0,97	5,50	0,93

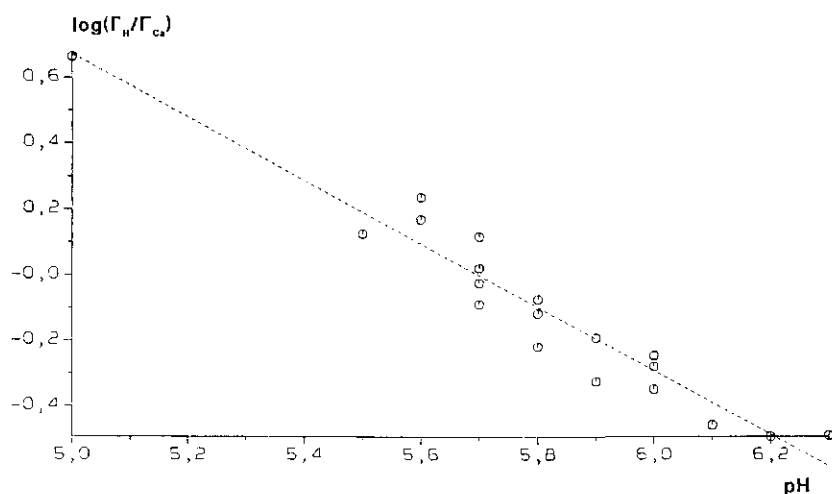


Fig. A3-2 Relatie tussen $\log(\Gamma_H/\Gamma_{Ca})$ en de pH in bodemonsters uit de natuurgebieden de Oetert en Oude Gooren

Het resultaat van deze regressieberekeningen is in tabel A3-1 samengevat. De correlatiecoëfficiënten zijn hoog ten gevolge van de logaritmische presentatie van de grootheden.

Uit deze tabel kan worden geconcludeerd dat de waarden van a_1 en b_1 per bodemeenheid verschillen. De pH-range verschilt voor de 2 meetseries. Uit fig. A3-1 blijkt dat het verband tussen pH en $\log(\Gamma_H/\Gamma_{Ca})$ in de range pH 4,1-5,0 niet afwijkt van het verband in de range pH 5,0-6,3. Voor de natuurgebieden Groot Zandbrink, Meeuwenkampje, Oude Gooren en de Empese en Tondense heide zijn de regressiecoëfficiënten a_2 en b_2 van vgl. (A2-3b) bepaald uit meetgegevens. De pCa is berekend als de negatieve logaritme van de totale Ca^{++} -concentratie in oplossing. De resultaten zijn weergegeven in de figuren A3-3 t/m A3-6.

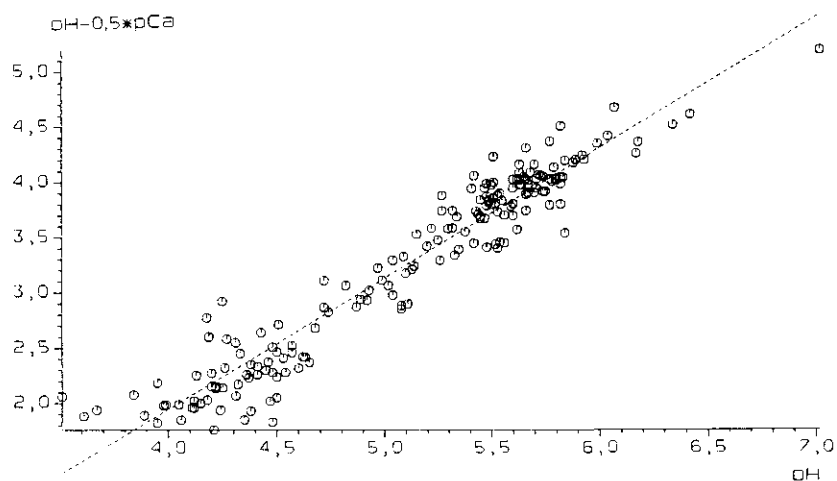


Fig. A3-3 Verband tussen de kalkpotentialiaal en de pH in het grondwater van de Empese en Tondense heide

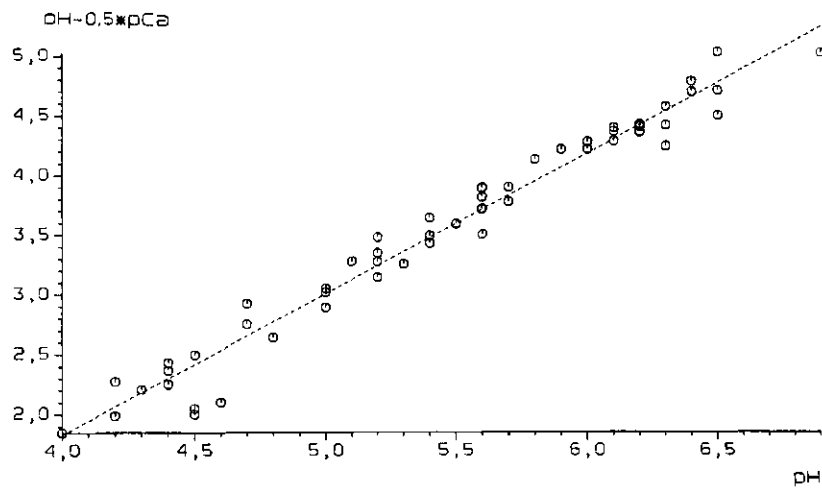


Fig. A3-4 Verband tussen de kalkpotentiaal en de pH in het grondwater van Groot Zandbrink (natte heide)

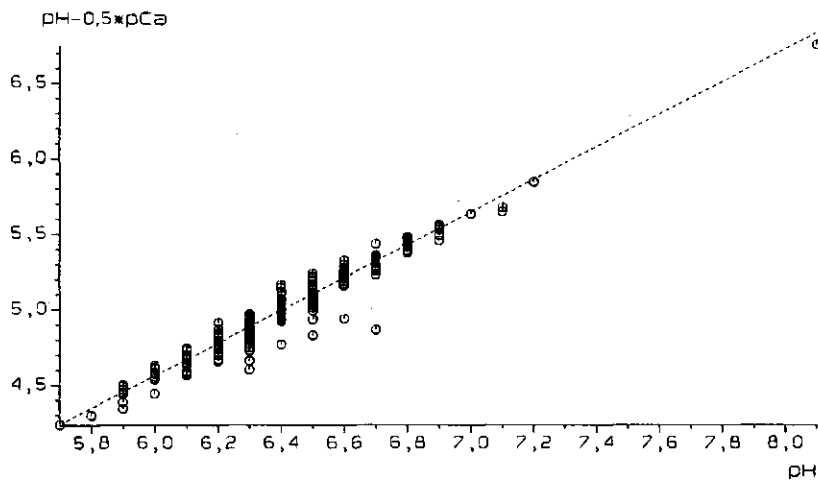


Fig. A3-5 Verband tussen de kalkpotentiaal en de pH in het grondwater van Groot Zandbrink (beekeerdgronden; onverzadigde zone)

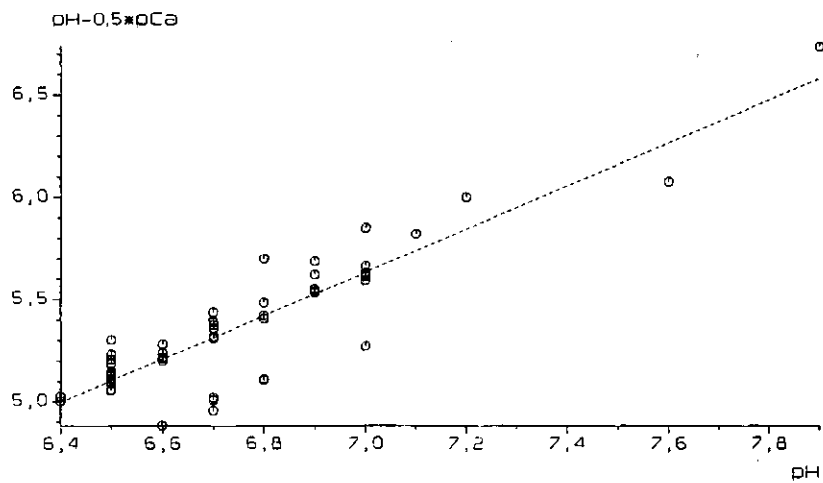


Fig. A3-6 Verband tussen de kalkpotentiaal en de pH in het grondwater van Oude Gooren

In figuur A3-3 zijn 2 verzamelingen van meetpunten waar te nemen. Een verzameling heeft betrekking op de watermonsters uit een veldpodzolbodem met pH = 4,0-4,6. De andere verzameling heeft betrekking op watermonsters uit een relatief arme beekerdgrond met pH = 5,2-6,0. In tabel A3-2 zijn de resultaten van de uitgevoerde regressieanalyses weergegeven.

Tabel A3-2 Regressiecoëfficiënten uit vgl. (A2-3b) voor een aantal natuurgebieden

Natuurgebied	pH-range	Regressiecoëfficiënten		
		a ₂	b ₂	R ²
Empese & Tondense heide	3,5-6,5	1,18	-2,79	0,92
Groot Zandbrink (natte heide)	4,0-6,5	1,18	-2,87	0,97
Groot Zandbrink (beekerd)	5,7-7,2	1,08	-1,93	0,95
Oude Gooren	6,4-7,6	1,06	-1,78	0,81

De waarden voor a₂ en b₂ per kunnen per bodemeenheid verschillen. Voor de veldpodzol-, gooreerd- en "arme" beekerdgronden worden de waarde a₂ = 1,18 resp. b₂ = -2,83 gevonden. Voor de meer organische stofrijke, eutrofe gronden worden de waarden a₂ = 1,07 resp. b₂ = -1,84 gevonden. De resultaten van de regressieanalyses voor de watermonsters uit het Meeuwenkampje liggen tussen in tabel A3-2 gegeven waarden in. Invullen van de regressiecoëfficiënten in vgl. (A2-3c) en substitutie van vgl. (A2-3c) in vgl. (A2-2) levert voor de onderscheiden bodemeenheden de volgende uitwisselingsvergelijkingen op:

$$\frac{[H]}{[Ca]} = 14,1 \frac{(H^+) 0,56}{(Ca^{++})} \quad (A3-1)$$

$$\frac{[H]}{[Ca]} = 4572 \frac{(H^+) 0,91}{(Ca^{++})} \quad (A3-2)$$

In aanhangsel 4 worden deze vergelijkingen getoetst aan een kolom-experiment en worden de gevoeligheidsanalyses gegeven.

AANHANGSEL 4

Gevoeligheidsanalyse met EPIDIM

Met EPIDIM is een modelanalyse uitgevoerd om een indruk te verkrijgen van onzekerheden in de modelparameters voor de berekende concentraties. Het betreft een serie modelruns voor een hydrologisch stationaire situatie in een homogeen bodemprofiel.

De gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd aan de hand van een kolomexperiment (Hendriks en Groenendijk 1987) met een grondmonster uit een veldpodzolbodem met heidevegetatie. In de heidevegetatie verkeerde de kolom in evenwicht met een regenwaterachtige oplossing die representatief wordt geacht voor een arm uitspoelingsprofiel. Tijdens het experiment werd Rijnwater door de grondkolom geleid. Zowel de initiële oplossing als de Rijnwateroplossing zijn voor deze studie extreme situaties. Verondersteld wordt dat de standplaatsen in zowel de uitgangssituatie als na een waterhuishoudkundige ingreep zich in chemisch opzicht tussen deze 2 extreme situaties in bevinden. Met het kolomexperiment wordt het gehele scala aan chemische toestanden van de standplaatsen gedekt.

De gebruikte technieken en de meetopstelling zijn door Hendriks en Groenendijk (1987) beschreven. Tabel A4-1 geeft een aantal systeemgrootheden en parameters die voor de kolom van toepassing zijn.

Tabel A4-1 Parameters van de bodemkolom in het experiment met Rijnwaterinfiltratie

Parameter	Gemeten waarde
CEC (BASCOMB) (meq. (100gr) ⁻¹)	5,18
Organische stofgehalte (%)	1,7
Kolomlengte (mm)	315
Waterflux (mm.min ⁻¹)	0,566
Porositeit (-)	0,293
Droge bulkdichtheid (kg.dm ⁻³)	1,593
Doorbraaktijd (min)	162,78
Aantal lagen (-)	74
Laagdikte (mm)	4,257
Dispersielengte (mm)	2,123
Dispersiecoëfficiënt (mm ² .min ⁻¹)	4,108

Het kolomexperiment is nagebootst met het model EPIDIM. Hierbij is gebruikt gemaakt van de optie, waarmee de uitwisselingsprocessen met behulp van Gapon/Kerr-relaties worden beschreven. Voor de H⁺-adsorptie is de in aanhangsel 2 en 3 afgeleide relatie gebruikt. Voor de uitwisselingsconstanten van dit systeem zijn de volgende optimale waarden gevonden:

$$K_1 = \frac{\Gamma H}{\Gamma Ca} \frac{(Ca^{++})^{0,5}}{(H^+)} = 450 (H^+)^{-0,44} \quad (A4-1a)$$

$$K_2 = \frac{\Gamma NA}{\Gamma Ca} \frac{(Ca^{++})^{0,5}}{(NA^+)} = 2,5 \quad (A4-1b)$$

$$K_3 = \frac{[Mg^{++}]}{[Ca^{++}]} = 0,85 \quad (A4-1c)$$

De selectiviteitsconstante $K_2 = 2,5$ ligt in het traject van 0,5-25,0 dat eerder was gevonden door Hendriks en Groenendijk (1987). De waarde $K_3 = 0,85$ ligt boven het traject dat zij hebben gevonden. De waarde K_3 stemt overeen met de door Groenendijk (1985) gebruikte waarde. In tabel A4-2 zijn de concentraties vermeld van het bodemvocht voor de start van het experiment en het Rijnwater, waarmee de kolom is doorgespoeld. Hierbij is verondersteld dat het grondmonster in evenwicht is met de regenwaterachtige oplossing.

Tabel A4-2 Concentraties in het bodemvocht voor de start van het experiment en in het Rijnwater

Parameter	Concentratie	
	Bodemvocht	Rijnwater
pH (-)	5,86	7,60
Na ⁺ (mmol.l ⁻¹)	0,115	3,02
Ca ⁺⁺ (mmol.l ⁻¹)	0,058	1,65
Mg ⁺⁺ (mmol.l ⁻¹)	0,010	0,44
Cl ⁻ (mmol.l ⁻¹)	0,122	3,46
HCO ₃ ⁻ (mmol.l ⁻¹)	0,110	2,74
SO ₄ ⁼⁼ (mmol.l ⁻¹)	0,010	0,69

In fig. A4-1 is verloop weergegeven van de gemeten en de berekende effluent-concentraties gedurende 170 kolomverversingen.

De berekende curve volgt de gemeten effluent-concentraties vrij goed. De pH wordt gedurende de eerste 30 kolomverversingen iets te laag berekend, de Mg⁺⁺-concentratie wordt iets te hoog berekend.

Voor de volgende parameters is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd:

- CEC
- (a₁+a₂)
- (b₁+b₂)
- K₂
- K₃
- de initiële bezetting van het adsorptiecomplex. De initiële bezetting is gevarieerd door de concentraties van het bodemvocht te variëren, waarmee het adsorptiecomplex in evenwicht wordt verondersteld.

In de tabellen A4-3a en A4-3b wordt een overzicht gegeven van de waarden van de parameters, zoals deze zijn gevarieerd in de gevoeligheidsanalyses.

In fig. A4-2 t/m A4-4 is het resultaat gegeven van de modelruns met de in tabel A4-3a en A4-3b vermelde waarden. Fig. A4-2 toont het concentratieverloop van Na⁺, Ca⁺⁺ en Mg⁺⁺ en het pH verloop bij kleinere waarden van de CEC.

Bij kleinere waarden van de CEC wordt het nieuwe evenwichtsniveau van de Rijnwaterconcentraties eerder bereikt. Volgens fig. A4-2 is in de referentieberekening het nieuwe evenwichtsniveau na 170 maal doorspoelen nog niet helemaal bereikt. De doorbraak van Ca⁺⁺ en Mg⁺⁺ vindt bij een kleinere waarde van de

CEC eerder plaats, aangezien er minder H^+ van het complex wordt verdrongen. De mate waarin de CEC is gevarieerd is groot in verhouding tot de nauwkeurigheid, waarmee deze parameter in het laboratorium kan worden bepaald.

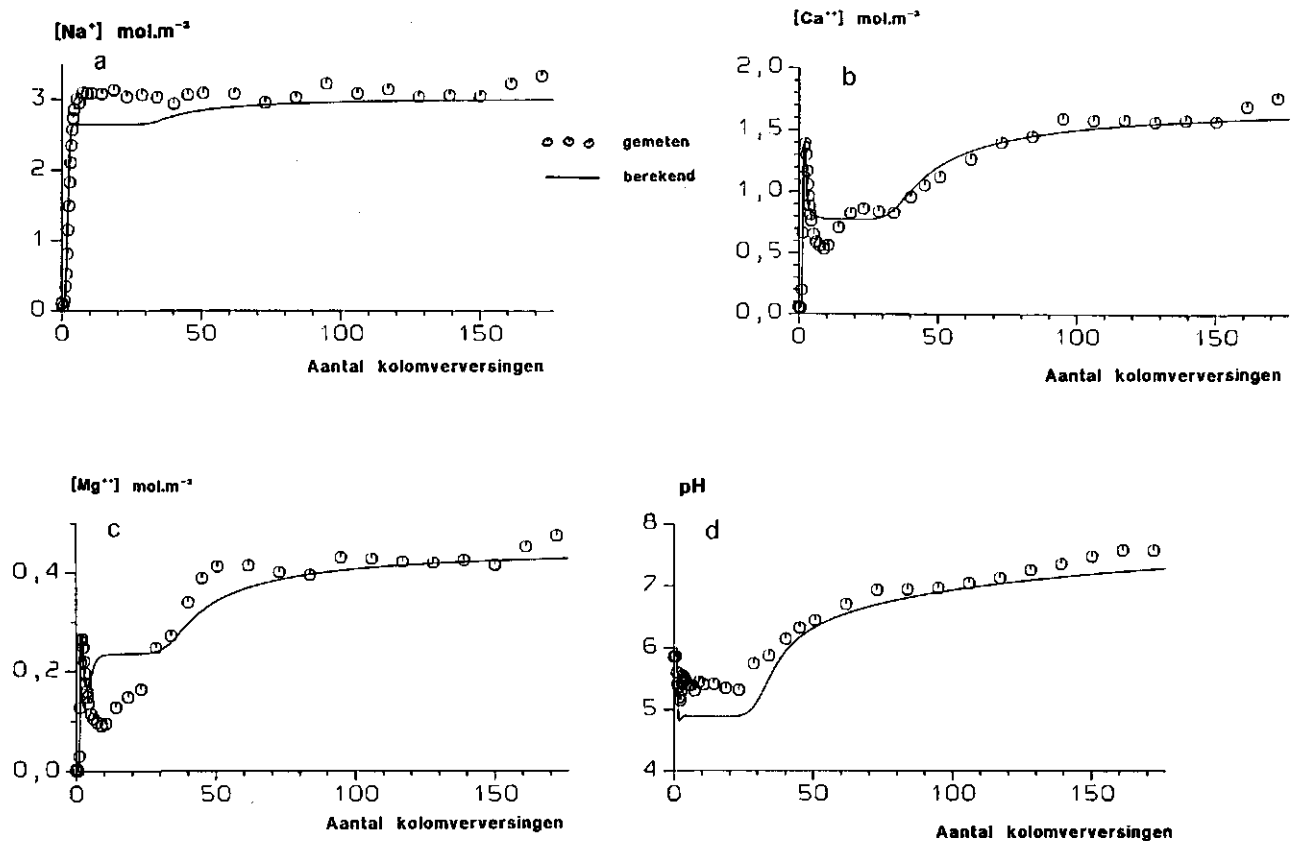


Fig. A4-1 Gemeten en berekend verloop van de concentratie in het effluent tegen het aantal kolomversingen voor

- a) Na^+
- b) Ca^{++}
- c) Mg^{++}
- d) pH

Tabel A4-3a Waarden van een aantal parameters zoals deze zijn gebruikt in de gevoeligheidsanalyses

Modelrun no.	Parameter				
	CEC	(b^1+b^2)	(a^1+a^2)	K^2	K^3
0	5,18	2,65	0,44	2,5	0,85
1a	3,0	2,65	0,44	2,5	0,85
1b	1,0	2,65	0,44	2,5	0,85
2a	5,18	2,00	0,44	2,5	0,85
2b	5,18	3,30	0,44	2,5	0,85
3a	5,18	2,65	0,1	2,5	0,85
3b	5,18	2,65	0,3	2,5	0,85
3c	5,18	2,65	0,6	2,5	0,85
3d	5,18	2,65	0,8	2,5	0,85
4a	5,18	2,65	0,44	1,0	0,85
4b	5,18	2,65	0,44	5,0	0,85
5a	5,18	2,65	0,44	2,5	0,4
5b	5,18	2,65	0,44	2,5	1,2

Tabel A4-3b Waarden van de concentraties in het bodemvocht voor de Rijnwater-infiltratie in de gevoeligheidsanalyses van het model EPIDIM. (CEC = 5,18; $(b_1+b_2) = 2,65$; $(a_1+a_2) = 0,44$; $K_2 = 2,5$; $K_3 = 0,85$)

Modelrun no.	Initiële concentraties (mmol.l ⁻¹)						
	pH	Na ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻⁻
0	5,86	0,115	0,058	0,010	0,122	0,110	0,010
6a	5,20	0,050	0,050	0,010	0,060	0,050	0,010
6b	5,86	0,200	0,200	0,020	0,350	0,110	0,010
6c	6,20	0,200	0,200	0,070	0,720	0,400	0,010

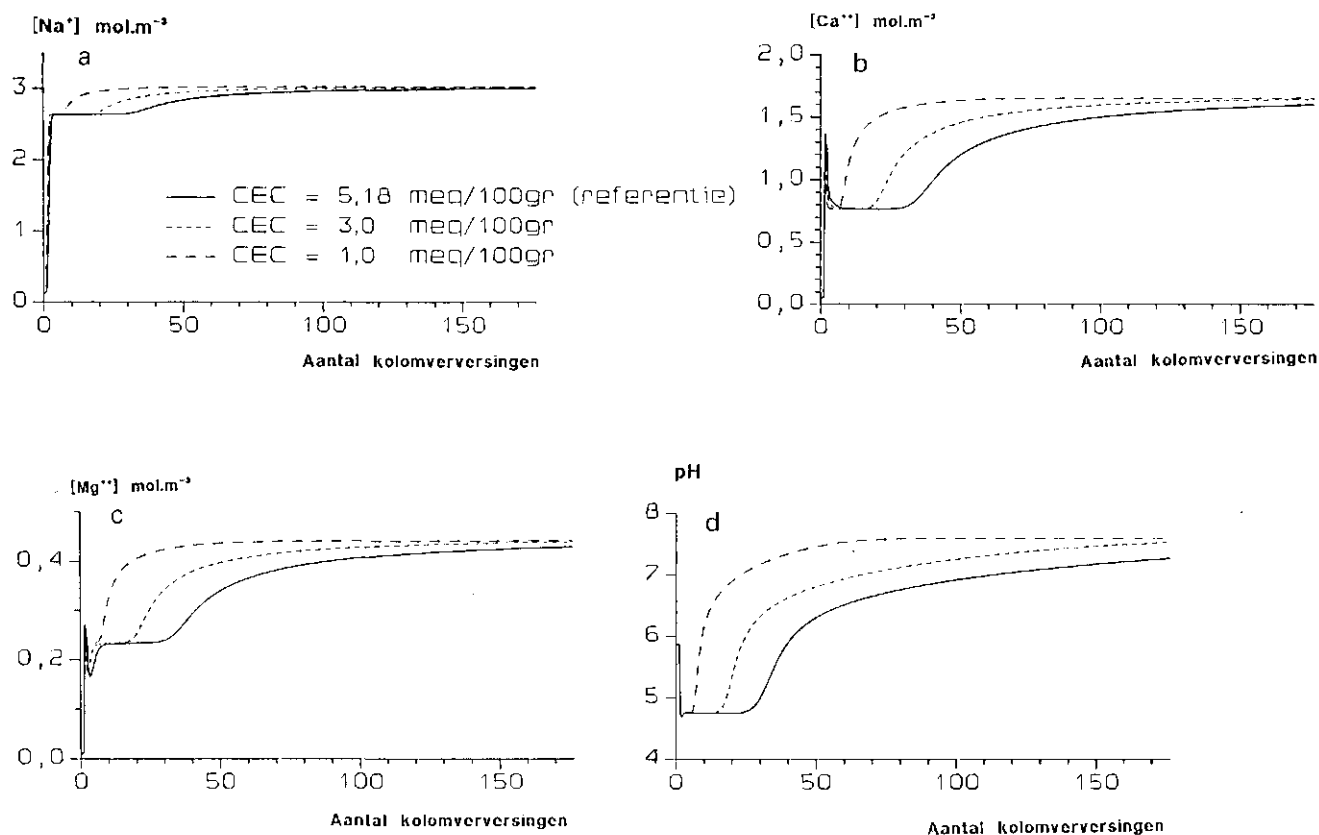


Fig. A4-2 Berekend concentratie-verloop in het effluent bij verschillende waarden van de CEC voor:
a) Na⁺
b) Ca⁺⁺
c) Mg⁺⁺
d) pH

Fig. A4-3 toont het concentratieverloop van de componenten bij een variatie van de parameter uit de aangepaste Gapon-vergelijking (b_1+b_2). De range waarin deze parameter is gevarieerd is kleiner dan de range die wordt gevonden in de bewerking van veldgegevens (aanhangsel 3).

Bij lagere waarden van b_1+b_2 komt de doorbraak later. Dit is opmerkelijk aangezien bij lagere waarden van b_1+b_2 het aandeel H⁺ aan het adsorptiecomplex in de uitgangssituatie kleiner is. In de uitgangstoestand komt de doorbraak van de pH na ca. 40 maal doorspoelen. Bij een waarde van b_1+b_2 komt de doorbraak

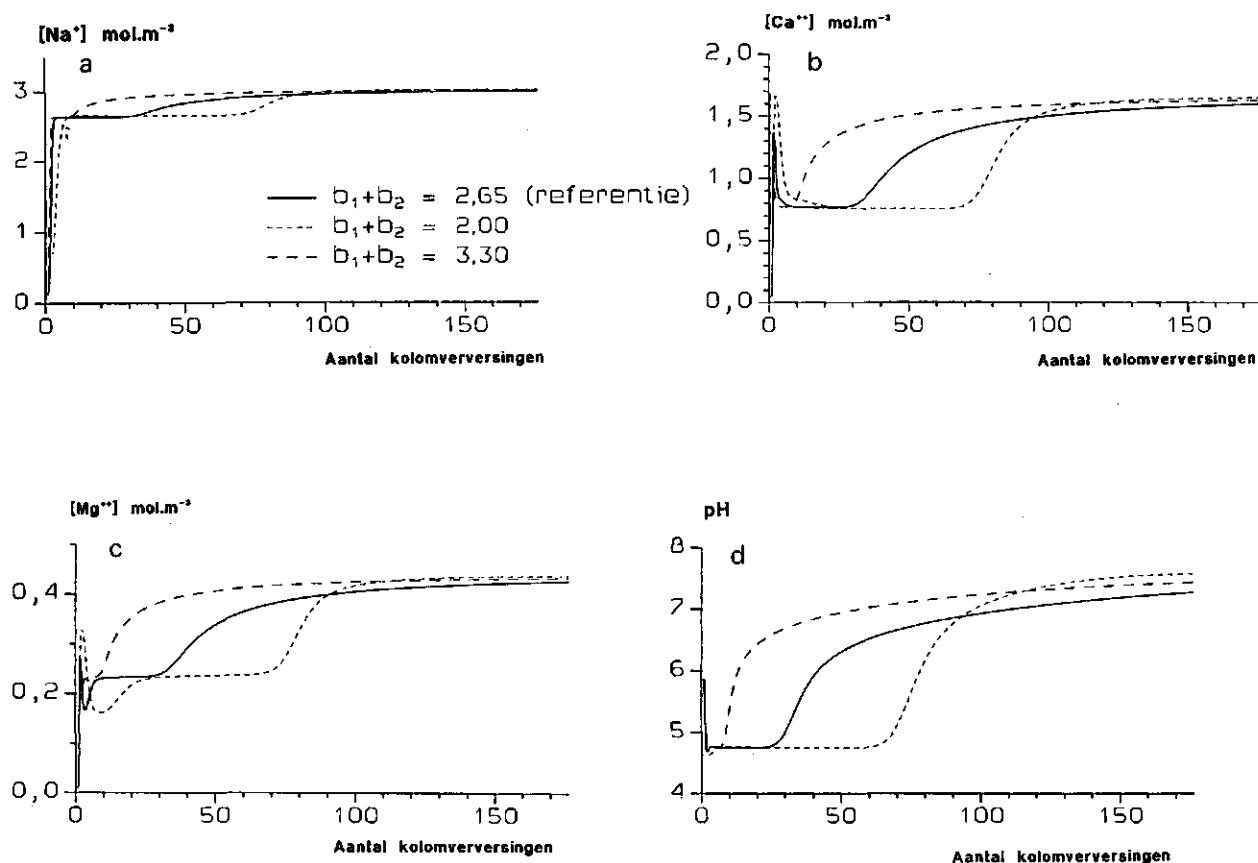


Fig. A4-3 Berekend concentratie-verloop in het effluent bij verschillende waarden van (b_1+b_2) voor:
 a) Na^+
 b) Ca^{++}
 c) Mg^{++}
 d) pH

van de pH na 80 kolomverversingen en bij een waarde van b_1+b_2 komt de pH-doorbraak na ca. 10 kolomverversingen.

De exponent in de aangepaste Gapon-vergelijking a_1+a_2 is gevarieerd in de range 0,1-0,8. De waarde 0,1 is gevonden in de analyse van veldgegevens voor eutrofe veengronden (aanhangsel 3). De waarde 0,8 kan worden berekend uit een door Kemmers (1983) gegeven verband. Fig. A4-4 geeft het berekende verloop van de concentraties voor verschillende waarden van a_1+a_2 .

Deze parameter heeft een belangrijke invloed op het verloop van de berekende effluentconcentraties. De waarde 0,3 leidt tot een grotere doorbraaktijd van de pH. De andere waarden van a_1+a_2 leiden tot een snellere pH-doorbraak.

In fig. A4-5 en A4-6 wordt het concentratieverloop gegeven voor verschillende waarden van K_2 en K_3 .

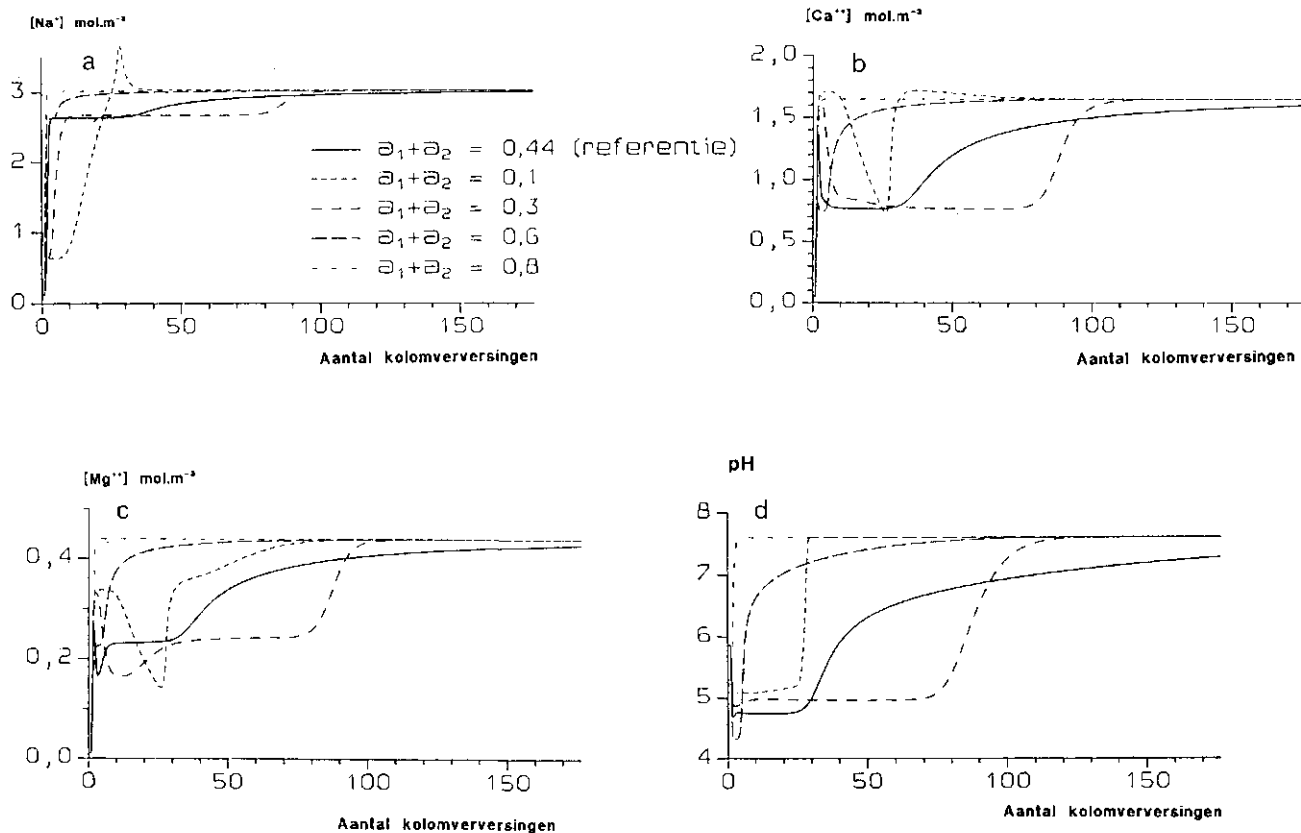


Fig. A4-4 Berekend concentratie-verloop in het effluent bij verschillende waarden van (a_1+a_2) voor:

- a) Na^+
- b) Ca^{++}
- c) Mg^{++}
- d) pH

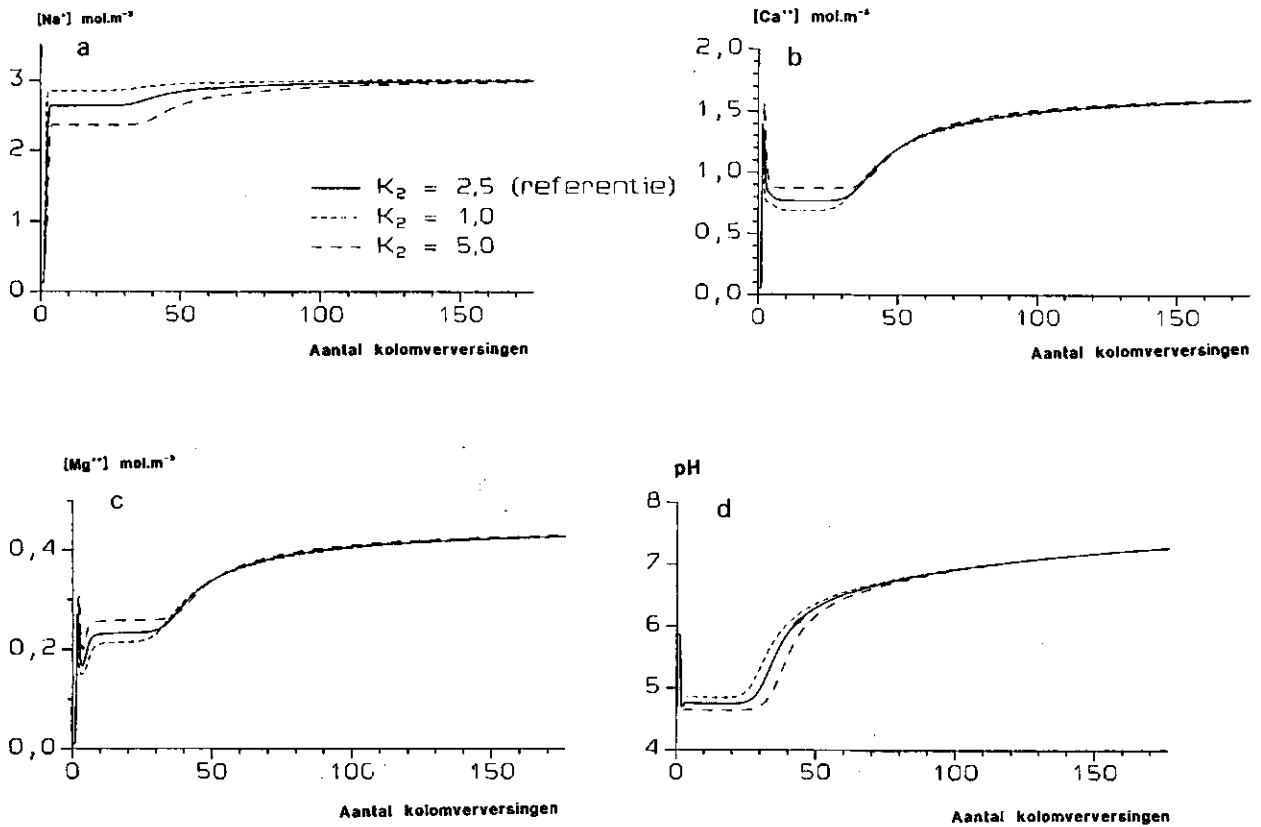


Fig. A4-5 Berekend concentratie-verloop in het effluent bij verschillende waarden van K_2 , voor:
 a) Na^+
 b) Ca^{++}
 c) Mg^{++}
 d) pH

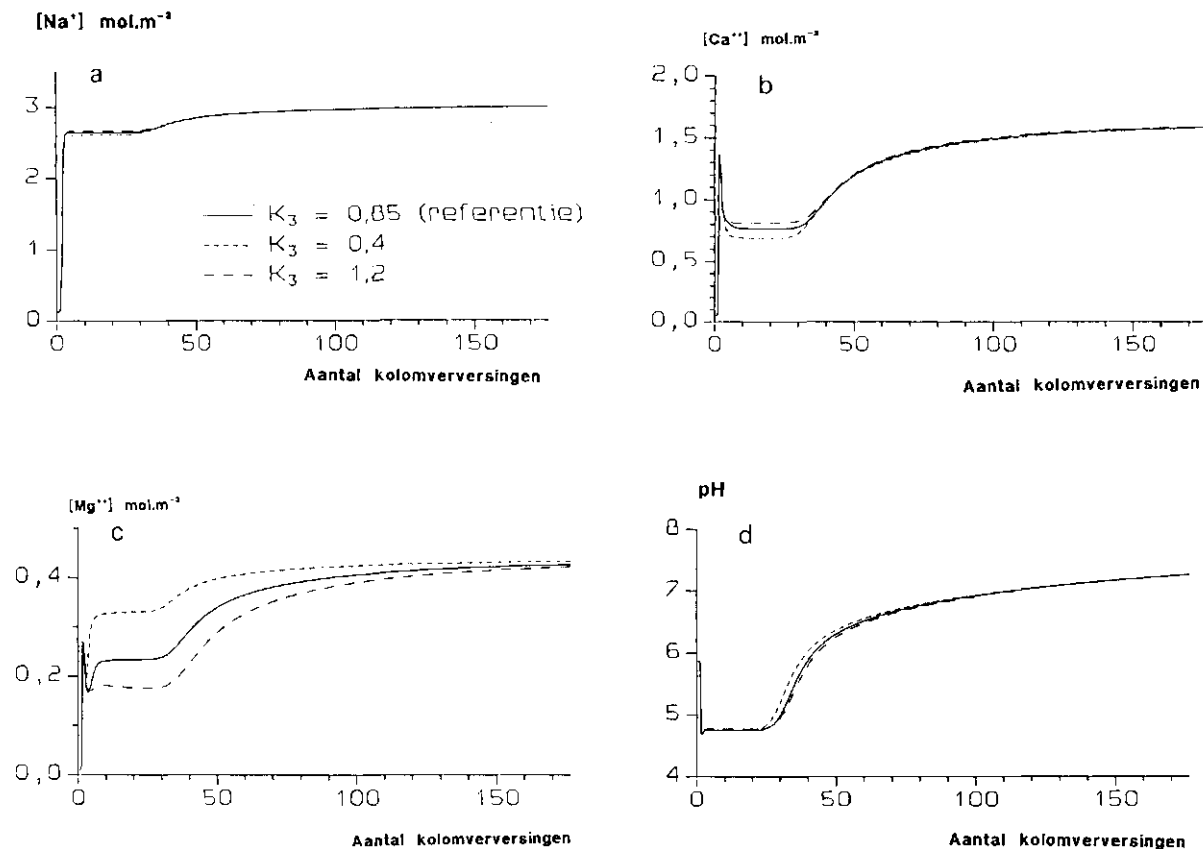


Fig. A4-6 Berekend concentratie-verloop in het effluent bij verschillende waarden van K_3 voor:

- a) Na^+
- b) Ca^{++}
- c) Mg^{++}
- d) pH

Het concentratieverloop blijkt weinig gevoelig te zijn voor K_2 en K_3 . Alleen het verloop van de Mg^{++} concentratie wordt sterk beïnvloed door de waarde van K_3 .

In fig. A4-7 wordt het concentratieverloop gegeven voor verschillende initiële concentraties in de kolom.

De initiële concentraties in het bodemvocht (tabel A4-3b) en daarmee samenhangend de initiële complexbezetting hebben voornamelijk effect op het verloop van de pH en in enige mate op de Ca^{++} -concentratie. De geconstateerde afwijkingen tussen de gemeten en berekende waarden in fig. A4-1 zouden het gevolg kunnen zijn van een onnauwkeurige inschatting van de initiële bezetting aan het adsorptiecomplex.

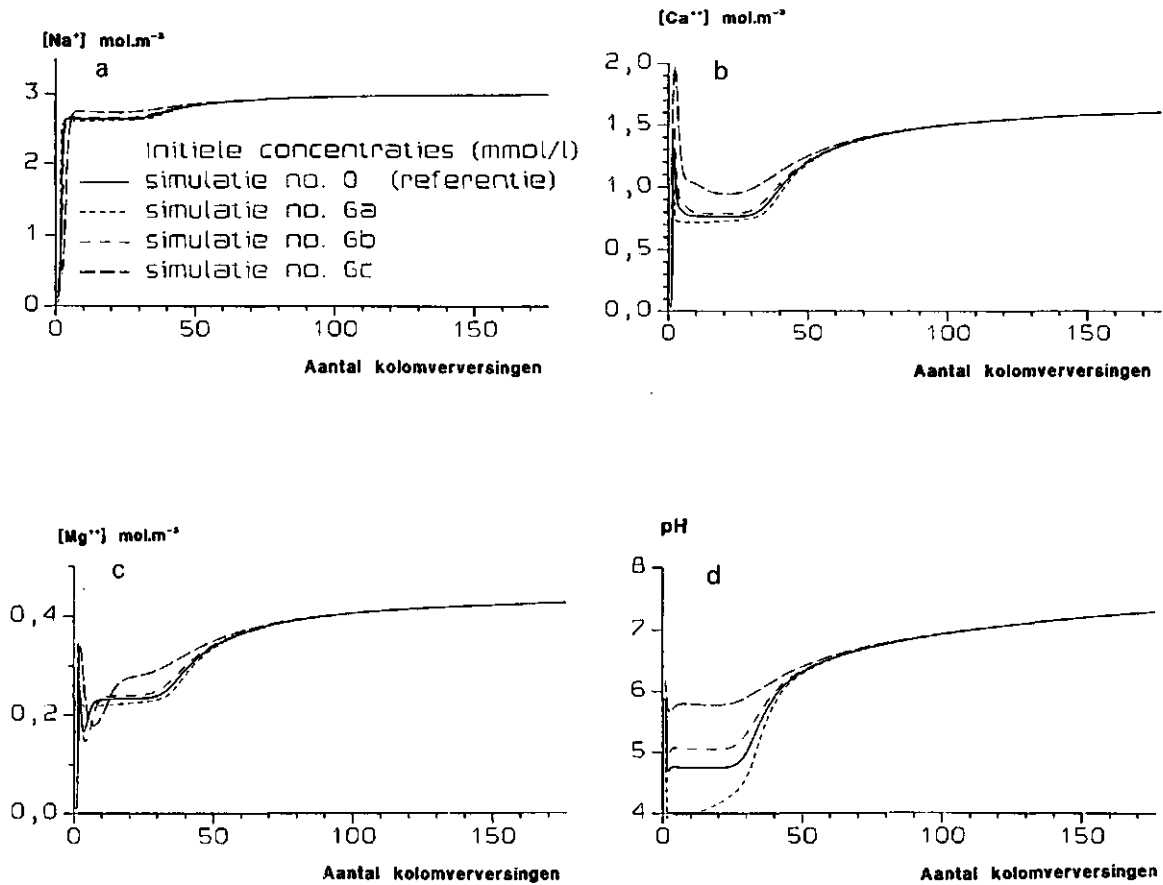


Fig. A4-7 Berekend concentratie-verloop in het effluent bij verschillende concentraties in het bodemvocht voor de Rijnwater-infiltratie voor:
 a) Na^+
 b) Ca^{++}
 c) Mg^{++}
 d) pH

AANHANGSEL 5

Parameters voor de simulatie van de koolstof- en stikstof-
huishouding met ANIMOTabel A5-1 Parameters en constanten die hetzelfde zijn voor de
verschillende standplaatsen

Modelparameter	Numerieke waarde	
Jaar waarin de simulatie begint (-)	1952	
Jaar waarin de simulatie eindigt (-)	1981	
Dag van het jaar dat de simulatie start (-)	0,0	
Lengte van de tijdstap (d)	10,15	
Aantal onderscheiden lagen per bodemprofiel (-)	20	
Aantal beschouwde materialen (-)	2	
Materiaal nummer gedefinieerd als wortelmateriaal (-)	2	
Fractie organische stof in de materialen (-)	1,0	1,0
Fractie mineraal NH ₄ ⁺ in de materialen (-)	0,0	0,0
Fractie mineraal NO ₃ ⁻ in de materialen (-)	0,0	0,0
Aantal fracties in verse organische stof (-)	2	
Fractie in organische stof in materialen (-)	1,0	0,0
	0,0	1,0
Opgelost deel van de organische stof in materialen (-)	0,0	0,0
	0,0	0,0
Humus fractie van vers organische stof (-)	0,75	
Assimilatie factor (-)	0,25	
Afbraaksnelheid van opgelost organische stof (jr ⁻¹)	30,0	
Afbraaksnelheid van organische stof (jr ⁻¹)	0,02	
Afbraaksnelheid van exudaten (jr ⁻¹)	365,0	
Nitrificatie snelheid (jr ⁻¹)	18,0	
Fractie stikstof in de exudaten (-)	0,025	
Maximale jaarlijkse som van evapotranspiratie (m)	0,55	
Fractie verlies bovengrondse delen bij begrazing (-)	0,0	
Fractie verlies bovengrondse delen bij oogst (-)	0,0	
Relatieve zonneshijnduur (-)	0,321	
Productie-snelheid voor wortels	2,30	
"Turnover"-snelheid (d ⁻¹)	0,01	
Assimilatie-rendement (-)	0,625	
Reductie-factor voor de afbraak van humus (-)	0,15	
Draindichtheid van kanalen (m ⁻¹)	1,0	
Draindichtheid van sloten (m ⁻¹)	1,0	
Draindichtheid van greppels (m ⁻¹)	1,0	
Bodemhoogte van de kanalen (t.o.v. maaiveld) (m)	3,0	
Bodemhoogte van de sloten (t.o.v. maaiveld) (m)	1,0	
Bodemhoogte van de greppels (t.o.v. maaiveld) (m)	1,0	
Manier waarop de temperatuur wordt berekend (-)	sinus	
Gemiddelde temperatuur aan het bodemoppervlak (C)	10,0	
Amplitude van de jaarlijkse tempertuur golf (C)	9,0	
Frequentie van de jaarlijkse temp. golf (rad.d ⁻¹)	0,01726	
Diffusiviteit van de bodemtemperatuur (m ² .d ⁻¹)	0,05184	
"Lucht intree-waarde" (cm)	2,0	
NH ₄ ⁺ -concentratie in de neerslag (kg.m ⁻³)	0,0018	
NO ₃ ⁻ -concentratie in de neerslag (kg.m ⁻³)	0,0008	
Droge depositie NH ₄ ⁺ (kg.ha ⁻¹)	10,9	
Droge depositie NO ₃ ⁻ (kg.ha ⁻¹)	19,5	
Reductie van de evapotranspiratie-flux met de diepte (-)	lineair	

Tabel A5-2 Parameters en constanten die verschillen voor de standplaatsen; codering van de standplaatsen volgens tabel 1

Parameter	Standplaats						
	VLR	VLT	VE	GO	MA	KO	BE
Dikte van de rekenlagen (m)	0,05	0,05	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Aantal lagen in wortelzone	2	2	3	3	3	2	4
Laag van waaraf humusafbraak wordt gereduceerd	3	3	4	4	4	3,0	5,0
Constante in diffusievgl.	2,0	1,0	1,0	2,5	2,5	1,0	2,5
Exponent in diffusievgl.	2,5	2,0	2,5	3,0	3,0	2,5	3,0
Vochtgehalte in wortelzone bij pF = 4,2	0,27	0,19	0,07	0,07	0,25	0,28	0,07
	3,4	0,37	0,30	0,10	0,10	0,34	0,39
	3,0	0,47	0,38	0,14	0,14	0,45	0,44
	2,7	0,54	0,45	0,18	0,18	0,56	0,49
	2,3	0,60	0,61	0,24	0,24	0,63	0,56
	2,0	0,66	0,71	0,30	0,30	0,68	0,61
	1,7	0,71	0,76	0,36	0,36	0,75	0,65
	1,5	0,74	0,79	0,41	0,41	0,78	0,67
	1,0	0,78	0,82	0,44	0,44	0,81	0,70
	0,0	0,80	0,88	0,46	0,46	0,83	0,72
Vochtgehalte in ondergrond bij pF = 4,2	0,21	0,19	0,04	0,04	0,21	0,21	0,03
	3,4	0,32	0,30	0,05	0,06	0,32	0,39
	3,0	0,43	0,38	0,07	0,07	0,43	0,47
	2,7	0,59	0,45	0,09	0,10	0,59	0,62
	2,3	0,66	0,61	0,12	0,13	0,66	0,68
	2,0	0,72	0,71	0,18	0,20	0,72	0,75
	1,7	0,79	0,76	0,29	0,29	0,79	0,80
	1,5	0,81	0,79	0,33	0,32	0,81	0,82
	1,0	0,85	0,82	0,35	0,34	0,85	0,87
	0,0	0,88	0,88	0,36	0,37	0,88	0,89
Verz. doorlatendheid (m.d ⁻¹)	0,15	0,3	0,3	0,2	0,15	0,35	0,2
Capillaire stijghoogte (m)	0,75	0,7	0,7	0,7	0,70	0,4	0,8
pH in wortelzone	5,5	5,9	4,7	5,1	5,5	5,5	5,8
pH in ondergrond	5,4	5,9	5,3	6,2	5,7	5,8	6,3
Distributieverh. NH ₄ -adsorptie in wortelzone	0,82	0,3	4,40	1,0	0,79	4,0	1,13
in ondergrond	0,75	0,3	2,67	0,75	0,90	5,0	0,74
Afbraaksnelheid organische stof in fractie 1 (d ⁻¹)	0,9	0,8	0,2	0,9	0,7	0,7	0,6
in fractie 2 (d ⁻¹)	0,9	0,8	0,2	0,9	0,7	0,7	0,6
N-fractie in organische stof in fractie 1	0,010	0,009	0,006	0,007	0,0075	0,008	
in fractie 2	0,010	0,009	0,006	0,010	0,007	0,0075	0,008
Max. N-fractie in humus	0,03	0,03	0,02	0,03	0,03	0,045	0,04
Dagnummer waarop geoogst	245	245	370	245	245	245	
Hoeveelheid bovengrondse delen Minimaal (kg.m ⁻²)	0,72	0,86	1,30	0,24	0,47	0,40	0,32
Maximaal (kg.m ⁻²)	4,20	3,85	4,30	3,75	2,67	2,60	2,52
Min. N-fractie wortels	0,010	0,009	0,006	0,010	0,007	0,0075	0,008
Min. N-fractie bovengr. delen	0,010	0,009	0,006	0,010	0,007	0,0075	0,008
"Root/shoot"-verhouding	1,5	2,0	2,0	1,5	1,0	1,0	1,0

AANHANGSEL 6

Verloop van de pH in de tijd in de uitgangssituatie

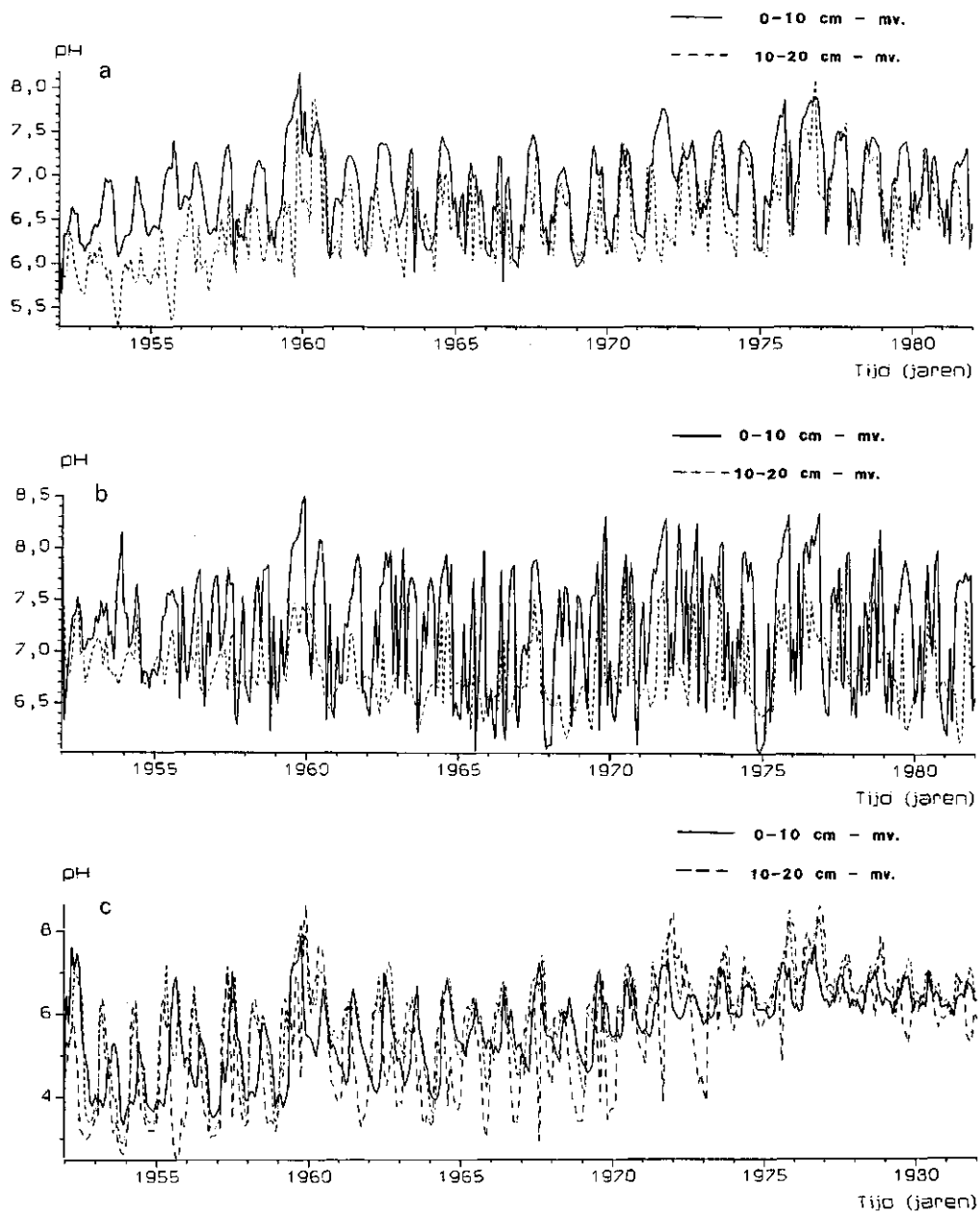


Fig A6 Verloop van de pH in de tijd in de uitgangssituatie voor:
 a) vlierveenprofiel
 b) vlietveenprofiel
 c) veldpodzolprofiel

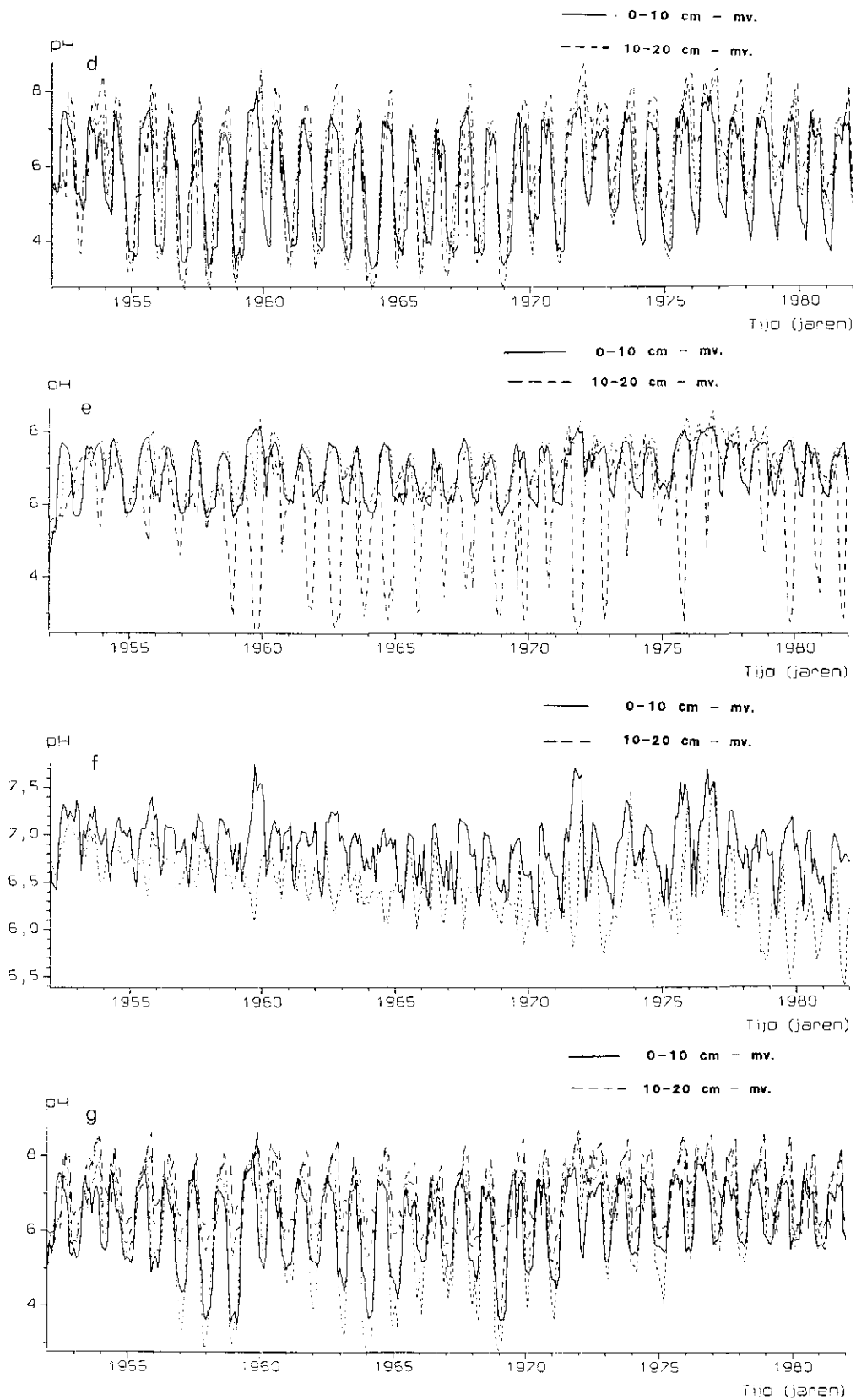


Fig A6 Verloop van de pH in de tijd in de uitgangssituatie voor:
 d) gooreerdprofiel
 e) madeveenprofiel
 f) koopveenprofiel
 g) beekeerdprofiel

AANHANGSEL 7

Met ANIMO berekende CO₂-producties en H⁺-producties/consumpties bij verschillende ingrepen

De uitkomsten van de modelruns van de verschillende hydrologische varianten zijn per ingreep gemiddeld. De verschillen tussen de varianten in de uitgangssituatie en bij de verschillende ingrepen zijn minimaal. De resultaten zijn berekend voor het gehele bodemprofiel over de laatste 25 jaar van de 30 jarige reeks.

Tabel A7-1a CO₂-productie, H⁺-productie en H⁺-consumptie bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning in een vlierveenprofiel

Daling GVG (cm)	Productie of consumptie (mol.m ⁻² .jr ⁻¹)			
	CO ₂ -prod.	H ⁺ -prod.	H ⁺ -cons.	H ⁺ -prod. - cons.
0	41,2	0,71	0,33	0,38
8	46,1	0,83	0,34	0,49
18	48,8	0,89	0,35	0,54
26	50,0	0,90	0,36	0,54

Tabel A7-1b CO₂-productie, H⁺-productie en H⁺-consumptie bij daling van de GVG ten gevolge van een landbouwkundige ontwatering in een vlierveenprofiel

Daling GVG (cm)	Productie of consumptie (mol.m ⁻² .jr ⁻¹)			
	CO ₂ -prod.	H ⁺ -prod.	H ⁺ -cons.	H ⁺ -prod. - cons.
0	41,2	0,71	0,33	0,38
7	46,3	0,82	0,33	0,49
15	48,8	0,87	0,34	0,53
26	49,8	0,89	0,35	0,54

Tabel A7-2a CO₂-productie, H⁺-productie en H⁺-consumptie bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning in een vlietveenprofiel

Daling GVG (cm)	Productie of consumptie (mol.m ⁻² .jr ⁻¹)			
	CO ₂ -prod.	H ⁺ -prod.	H ⁺ -prod.	H ⁺ -prod. - cons.
0	33,8	0,58	0,29	0,29
4	43,5	0,82	0,36	0,46
12	46,1	0,92	0,37	0,55
24	48,9	0,98	0,38	0,60

Tabel A7-2b CO₂-productie, H⁺-productie en H⁺-consumptie bij daling van de GVG ten gevolge van een landbouwkundige ontwatering in een vlietveenprofiel

Daling GVG (cm)	Productie of consumptie (mol.m ⁻² .jr ⁻¹)			
	CO ₂ -prod.	H ⁺ -prod.	H ⁺ -cons.	H ⁺ -prod. - cons.
0	33,8	0,58	0,29	0,29
4	41,4	0,82	0,36	0,46
11	46,2	0,92	0,37	0,55
24	48,8	0,97	0,38	0,59

Tabel A7-3a *CO₂-productie, H⁺-productie en H⁺-consumptie bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning in een veldpodzolprofiel*

Daling GVG (cm)	Productie of consumptie (mol.m ⁻² .jr ⁻¹)			
	CO ₂ -prod.	H ⁺ -prod.	H ⁺ -cons.	H ⁺ -prod. - cons.
0	24,1	0,21	0,19	0,02
14	25,4	0,23	0,19	0,04
16	26,2	0,24	0,19	0,05
40	26,2	0,24	0,20	0,04

Tabel A7-3b *CO₂-productie, H⁺-productie en H⁺-consumptie bij daling van de GVG ten gevolge van een landbouwkundige ontwatering in een veldpodzolprofiel*

Daling GVG (cm)	Productie of consumptie (mol.m ⁻² .jr ⁻¹)			
	CO ₂ -prod.	H ⁺ -prod.	H ⁺ -cons.	H ⁺ -prod. - cons.
0	24,1	0,21	0,19	0,02
16	25,9	0,23	0,19	0,04
32	26,2	0,23	0,19	0,04
48	26,1	0,24	0,19	0,05

Tabel A7-3c *CO₂-productie, H⁺-productie en H⁺-consumptie bij daling van de GVG ten gevolge van ontwatering gecompenseerd met wateraanvoer in een veldpodzolprofiel*

Daling GVG (cm)	Productie of consumptie (mol.m ⁻² .jr ⁻¹)			
	CO ₂ -prod.	H ⁺ -prod.	H ⁺ -cons.	H ⁺ -prod. - cons.
0	24,1	0,21	0,19	0,02
9	25,3	0,22	0,18	0,04
27	26,1	0,23	0,19	0,04
42	26,1	0,23	0,19	0,04

Tabel A7-3d *CO₂-productie, H⁺-productie en H⁺-consumptie bij daling van de GLG ten gevolge van berekening in een veldpodzolprofiel*

Daling GVG (cm)	Productie of consumptie (mol.m ⁻² .jr ⁻¹)			
	CO ₂ -prod.	H ⁺ -prod.	H ⁺ -cons.	H ⁺ -prod. - cons.
0	24,1	0,21	0,19	0,02
25	24,4	0,21	0,19	0,02
50	24,5	0,22	0,19	0,03
75	24,6	0,23	0,17	0,06

Tabel A7-4a *CO₂-productie, H⁺-productie en H⁺-consumptie bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning in een gooreerdprofiel*

Daling GVG (cm)	Productie of consumptie (mol.m ⁻² .jr ⁻¹)			
	CO ₂ -prod.	H ⁺ -prod.	H ⁺ -cons.	H ⁺ -prod. - cons.
0	28,7	0,36	0,22	0,14
11	29,3	0,38	0,22	0,16
22	29,3	0,39	0,23	0,16
33	29,1	0,40	0,22	0,18

Tabel A7-4b *CO₂-productie, H⁺-productie en H⁺-consumptie bij daling van de GVG ten gevolge van een landbouwkundige ontwatering in een gooreerdprofiel*

-Daling GVG (cm)	Productie of consumptie (mol.m ⁻² .jr ⁻¹)			
	CO ₂ -prod.	H ⁺ -prod.	H ⁺ -cons.	H ⁺ -prod. - cons.
0	28,7	0,36	0,22	0,14
16	29,4	0,38	0,22	0,16
27	29,3	0,39	0,22	0,17
44	29,0	0,39	0,22	0,17

Tabel A7-4c *CO₂-productie, H⁺-productie en H⁺-consumptie bij daling van de GVG ten gevolge van ontwatering gecompenseerd met wateraanvoer in een gooreerdprofiel*

Daling GVG (cm)	Productie of consumptie (mol.m ⁻² .jr ⁻¹)			
	CO ₂ -prod.	H ⁺ -prod.	H ⁺ -cons.	H ⁺ -prod. - cons.
0	28,7	0,36	0,22	0,14
12	29,5	0,38	0,23	0,15
26	29,5	0,38	0,23	0,15
43	29,0	0,38	0,22	0,16

Tabel A7-4d *CO₂-productie, H⁺-productie en H⁺-consumptie bij daling van de GLG ten gevolge van berekening in een gooreerdprofiel*

Daling GVG (cm)	Productie of consumptie (mol.m ⁻² .jr ⁻¹)			
	CO ₂ -prod.	H ⁺ -prod.	H ⁺ -cons.	H ⁺ -prod. - cons.
0	28,7	0,36	0,22	0,14
17	28,5	0,36	0,23	0,13
36	28,2	0,36	0,22	0,14
51	28,0	0,36	0,22	0,14

Tabel A7-5a *CO₂-productie, H⁺-productie en H⁺-consumptie bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning in een madeveenprofiel*

Daling GVG (cm)	Productie of consumptie (mol.m ⁻² .jr ⁻¹)			
	CO ₂ -prod.	H ⁺ -prod.	H ⁺ -cons.	H ⁺ -prod. - cons.
0	58,9	1,22	0,57	0,65
10	67,1	1,42	0,62	0,80
22	73,0	1,52	0,63	0,89
36	76,7	1,56	0,61	0,95

Tabel A7-5b *CO₂-productie, H⁺-productie en H⁺-consumptie bij daling van de GVG ten gevolge van een landbouwkundige ontwatering in een madeveenprofiel*

Daling GVG (cm)	Productie of consumptie (mol.m ⁻² .jr ⁻¹)			
	CO ₂ -prod.	H ⁺ -prod.	H ⁺ -cons.	H ⁺ -prod. - cons.
0	58,9	1,22	0,57	0,65
10	67,8	1,43	0,61	0,82
24	73,9	1,51	0,58	0,93
42	76,9	1,54	0,59	0,95

Tabel A7-6a *CO₂-produktie, H⁺-produktie en H⁺-consumptie bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning in een koopveenprofiel*

Daling GVG (cm)	Produktie of consumptie (mol.m ⁻² .jr ⁻¹)			
	CO ₂ -prod.	H ⁺ -prod.	H ⁺ -cons.	H ⁺ -prod. - cons.
0	63,4	1,09	0,49	0,60
3	67,8	1,23	0,55	0,68
9	69,2	1,30	0,56	0,74
20	69,7	1,34	0,57	0,77

Tabel A7-6b *CO₂-produktie, H⁺-produktie en H⁺-consumptie bij daling van de GVG ten gevolge van een landbouwkundige ontwatering in een koopveenprofiel*

Daling GVG (cm)	Produktie of consumptie (mol.m ⁻² .jr ⁻¹)			
	CO ₂ -prod.	H ⁺ -prod.	H ⁺ -cons.	H ⁺ -prod. - cons.
0	63,4	1,09	0,49	0,60
3	67,8	1,13	0,52	0,61
12	68,6	1,29	0,55	0,74
28	68,7	1,32	0,57	0,75

Tabel A7-6c *CO₂-produktie, H⁺-produktie en H⁺-consumptie bij daling van de GVG ten gevolge van ontwatering gecompenseerd met wateraanvoer in een koopveenprofiel*

Daling GVG (cm)	Produktie of consumptie (mol.m ⁻² .jr ⁻¹)			
	CO ₂ -prod.	H ⁺ -prod.	H ⁺ -cons.	H ⁺ -prod. - cons.
0	63,4	1,09	0,49	0,60
3	65,3	1,16	0,52	0,64
9	68,2	1,25	0,52	0,73
26	68,5	1,27	0,53	0,74

Tabel A7-7a *CO₂-produktie, H⁺-produktie en H⁺-consumptie bij daling van de GVG ten gevolge van een drinkwaterwinning in een beekerdprofiel*

Daling GVG (cm)	Produktie of consumptie (mol.m ⁻² .jr ⁻¹)			
	CO ₂ -prod.	H ⁺ -prod.	H ⁺ -cons.	H ⁺ -prod. - cons.
0	51,6	0,56	0,28	0,28
12	53,7	0,61	0,28	0,33
22	53,9	0,61	0,27	0,34
32	54,3	0,61	0,27	0,34

Tabel A7-7b *CO₂-produktie, H⁺-produktie en H⁺-consumptie bij daling van de GVG ten gevolge van een landbouwkundige ontwatering in een beekerdprofiel*

Daling GVG (cm)	Produktie of consumptie (mol.m ⁻² .jr ⁻¹)			
	CO ₂ -prod.	H ⁺ -prod.	H ⁺ -cons.	H ⁺ -prod. - cons.
0	51,6	0,56	0,28	0,28
14	54,1	0,61	0,27	0,34
27	54,8	0,61	0,27	0,34
42	54,9	0,61	0,26	0,35

Tabel A7-7c CO_2 -produktie, H^+ -produktie en H^+ -consumptie bij daling van de GVG ten gevolge van ontwatering gecompenseerd met wateraanvoer in een beekedprofiel

Daling GVG (cm)	Produktie of consumptie ($mol.m^{-2}.jr^{-1}$)			
	CO_2 -prod.	H^+ -prod.	H^+ -cons.	H^+ -prod. - cons.
0	51,6	0,56	0,28	0,28
8	53,4	0,60	0,27	0,33
20	54,8	0,60	0,27	0,33
33	55,1	0,60	0,26	0,34

Tabel A7-7d CO_2 -produktie, H^+ -produktie en H^+ -consumptie bij daling van de GLG ten gevolge van beregening in een beekedprofiel

Daling GVG (cm)	Produktie of consumptie ($mol.m^{-2}.jr^{-1}$)			
	CO_2 -prod.	H^+ -prod.	H^+ -cons.	H^+ -prod. - cons.
0	51,6	0,56	0,28	0,28
20	51,3	0,57	0,28	0,29
50	50,7	0,56	0,27	0,29
75	50,1	0,55	0,27	0,28