Nederlandse organisatie
voor toegepast
natuurwetenschappelijk
onderzoek

DGV

Dienst
Grondwaterverkenning TNO

Grondwatersysteemonderzoek Salland II

TNO

Nederlandse organisatie
voor toegepast
natuurwetenschappelijk
onderzoek

TNO-rapport

Dienst
Grondwaterverkenning TNO

Postbus 285
2600 AG Delft
Schoemakerstraat 97
2628 VK Delft

Telefax 015 - 56 48 00
Telex 38071 zptno nl
Telefoon 015 - 69 69 00

OS 90-48-B augustus 1990

GRONDWATERSYSTEEMONDERZOEK SALLAND II
- Rapportage van de derde EC-meetcampagne
- Rapportage monstername en chemische analyse
- Interpretatie van gegevens

Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande toestemming van TNO. Het ter inzage geven van het TNO-rapport aan direct belanghebbenden is toegestaan.

Indien dit rapport in opdracht werd uitgebracht, wordt voor de rechten en verplichtingen van opdrachtgever en opdrachtnemer verwezen naar de 'Algemene Voorwaarden voor Onderzoeksopdrachten TNO', dan wel de betreffende terzake tussen partijen gesloten overeenkomst.

© TNO

Auteur:
Drs. J.H. Hoogendoorn

Opdrachtgever:
Rijkswaterstaat, Directie Waterhuishouding
en Waterbeweging

DIENST GRONDWATERVERKENNING TNO
Postbus 195
8430 AD Oosterwolde
Telefoon: 05160 - 16800

INHOUDSOPGAVE

LIJST VAN FIGUREN vi
LIJST VAN TABELLEN vii
LIJST VAN BIJLAGEN viii

1. INLEIDING 1
1.1 Kader en doelstelling 1
1.2 Verrichte werkzaamheden na de eerste rapportage 2
1.3 Opzet en overzicht van de inhoud van het verslag 2

2. VERSLAG VAN DE DERDE EC-MEETCAMPAGNE 5
2.1 Verwerking van de meetgegevens 5
2.2 Nauwkeurigheid van de EC-metingen 5
2.3 Beschrijving van de EC-profielen 6

3. ACQUISITIE EN VERWERKING VAN DE CHEMISCHE DATA 9
3.1 Monstername en chemische analyse 9
3.2 Verwerking van de analyseresultaten 9
3.3 Kwaliteitscontrole 12

4. REGELMATIG TERUGKERENDE CHEMISCHE KENMERKEN VAN HET GRONDWATER 14
4.1 Definitie van 'schoon', 'antropogeen' en 'gereduceerd' grondwater 14
4.2 Relatie bodemgebruik/grondwaterkwaliteit 15
4.2.1 Grondwaterverharding 15
4.2.2 Sulfaat- en nitraatbelasting van 'natuur'gronden 17
4.3 Denitrificatie en sulfaatreductie 18
4.4 Trend in het kaliumgehalte en DOC 25

5. BESCHRIJVING VAN DE GEOHYDROCHEMIE PER BORING 27
5.1 Inleiding 27
5.2 Put A1 27
5.3 Put A2 28
5.4 Put A3 30
5.5 Put A4 31
5.6 Put A5 31
5.7 Put A6 32
5.8 Put A7 33
5.9 Put A8 34

5.10 Put A10 35
5.11 Put A11 36
5.12 Put B1 36
5.13 Put B2 38
5.14 Put B3 39
5.15 Put B4 40

6. BEELDVORMING VAN DE STROMINGSPATRONEN AAN DE HAND VAN EENVOUDIGE MODELBEREKENINGEN EN DE CHEMIE VAN HET GRONDWATER 42
6.1 Inleiding 42
6.2 Analyse van het stromingspatroon bij Raai A 42
6.2.1 Het stromingspatroon op basis van de grondwaterstandsmetingen 42
6.2.2 De formatie van het stromingspatroon door invloed waterlopen 46
6.2.3 Lokaal versus regionaal 48
6.2.4 Compilatie 53
6.3 Analyse van het stromingspatroon bij Raai B 55
6.4 Hydrologie van lage gebieden 60

7. RELATIE TUSSEN GRONDWATERSTROMING EN CHEMIE 66
7.1 Inleiding 66
7.2 'Rijping' van het grondwater als functie van afstroming 66
7.3 Evolutie van de chemische samenstelling van het grondwater binnen de lokale systemen en binnen het regionale systeem bij raai A 72
7.4 Vervaging van chemische profielen in de afstromingsrichting 75
7.5 Beperkingen in het onderscheidend vermogen van de chemie van het grondwater 81

8. INVLOED VAN HET OPPERVLAKTEWATERSTELSEL EN DISCRETISATIE OP HET STROMINGSPATROON 83
8.1 Inleiding 83
8.2 Verregionalisering van het stromingspatroon als functie van de discretisatiegraad 83
8.3 Bepaling van de kleinste relevante schaal bij numerieke stromingspatroonanalyse 86
8.4 Ontwikkeling van het stromingspatroon binnen een eenvoudig geohydrologisch profiel als functie van oppervlaktewaterdichtheid en discretisatiegraad 88
8.5 Evaluatie 95

9.	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN		101
9.1	Inleiding		101
9.2	Conclusies en aanbevelingen met betrekking tot de EC-meetcampagnes		102
9.3	Conclusies en aanbevelingen met betrekking tot de chemie van het bemonsterde grondwater		102
9.4	Conclusies en aanbevelingen met betrekking tot de analyse van stromingspatronen		107
9.5	Evaluatie		110
9.6	Aanbevelingen voor en uitwerking van vervolgonderzoek		112
	9.6.1	Verificatie van toetsingspunten bij raai A	114
	9.6.2	Verificatie van toetsingspunten bij raai B	116
	9.6.3	Verificatie van toetsingspunten met betrekking tot de geochemie	118
	9.6.4	Verificatie van toetsingspunten met betrekking tot fysische processen	120
	9.6.5	Vaststellen van de grenzen van het kunnen	121
10.	LITERATUUR		122

LIJST VAN FIGUREN

Figuur 1: analyse van de ionenbalans. 10
Figuur 2: overzicht van oxydatie/reductie-reacties die in (grond)water kunnen optreden (uit: Aquatic Chemistry). 18
Figuur 3: de denitrificatiezone, geplaatst binnen een patroon van afstroming. 20
Figuur 4: twee-dimensionale analyse van het stromingspatroon tussen de putten A1 en A6. 42
Figuur 5: compilatie van het stromingspatroon bij raai A. 46
Figuur 6: twee-dimensionale analyse van het stromingspatroon bij raai B. 52
Figuur 7: (mogelijke) geometrie van het actuele stromingsveld in de terreindepressie bij lokatie A6 als functie van verschillende vochtcondities. 56
Figuur 8: invloed van de aanleg van een drainagestelsel in een natte terreindepressie. 58
Figuur 9: schaalafhankelijkheid van de daling van de redoxpotentiaal in grondwater in relatie met de rijkdom van het organische stofgehalte in sedimenten. 64
Figuur 10: complexe stroompaden als gevolg van wisselingen in de geometrie van het actuele stromingsveld. 70
Figuur 11: profiel-compressie en profiel-decompressie in de afstromingsrichting van het grondwater. 72
Figuur 12: het expliciet maken van het niet reële stromingsbeeld diepte-interval. 76
Figuur 13: opzetten van een netwerk vanuit oppervlaktewatersegmenten. 80
Figuur 14: gevoeligheid van het stromingspatroon voor verdichting van het oppervlaktewaterstelsel en discretisatie. 82
Figuur 15: waterloop als potentiële systeemgrens. 84
Figuur 16: karakter van het stromingspatroon in natte vlaklanden. 86
Figuur 17: instelling van de grondwaterstand als gevolg van verschuivende stijle gradiënten in het grondwaterstandsverloop. 88

LIJST VAN TABELLEN

Tabel 1: vergelijking van de EC-waarden per put voor verschillende meetdata. 4

Tabel 2: overzicht van oxydatie/reductie-reacties die in het (grond)water kunnen optreden en de relatie met de CO_2-huishouding in de ondergrond. 19

Tabel 3: overzicht van enkele chemische hoofdkenmerken van het grondwater bij de bemonsterde putten. 24

Tabel 4: chemische samenstelling van het Rijnwater. 54

Tabel 5: enkele chemische karakteristieken van het grondwater binnen het regionale systeem tussen de putten A1 en A6. 67

LIJST VAN BIJLAGEN

Bijlage 1: EC-diepte diagrammen van de putten A1 t/m A8, A10, A11 en B1 t/m B4.

Bijlage 2: Genormeerde EC-diepte diagrammen van de putten A1 t/m A8, A10, A11 en B1 t/m B4.

Bijlage 3: vergelijkingen van de genormeerde EC-waarden, gemeten in het veld tijdens de monstername, gemeten in het laboratorium en berekend aan de hand van de geanalyseerde ionen.

Bijlage 4: gehalte-diepte diagrammen voor de putten A1 t/m A8, A10, A11 en B1 t/m B4.

Bijlage 5: Vasak-diagrammen voor de putten A1 t/m A8, A10, A11 en B1 t/m B4.

Bijlage 6: overzichtslijst van de analyseresultaten en afgeleide parameters.

Bijlage 7: overzicht van de grondwaterstandsmetingen, verricht in de putten A1 t/m A8, A10, A11, B1 t/m B4 in oktober '89 en maart '90.

Bijlage 8: specificatie van de berekeningen die ten grondslag hebben gelegen aan de profielen in figuur 3.

Bijlage 9: specificatie van de FLOWNET-berekeningen, gepresenteerd in figuur 4.

Bijlage 10: specificatie van de FLOWNET-berekeningen, gepresenteerd in figuur 6.

Bijlage 11: specificatie van de FLOWNET-berekeningen, gepresenteerd in figuur 14 en ~~16 en~~ 12.

1. INLEIDING

1.1 Kader en doelstelling

Stoftransport door grondwater is een thema dat de laatste jaren aan belangstelling wint. Dit is het gevolg van de onderkenning dat grondwater een belangrijke rol speelt in de verbreiding van bodemverontreinigingen en de onderkenning dat met name natuurlijke vegetatietypen zeer gevoelig zijn voor de chemische samenstelling van het grondwater. In verband hiermee dient de analyse van (grondwater)volumestromen te worden aangevuld met een analyse van stroombanen, waarlangs waterdeeltjes zich in de ondergrond bewegen. Algemene begrippen als infiltratie (= binnentreden van grondwater via de (water)bodem) en kwel (= uittreden van grondwater via de (water)bodem) worden binnen dit kader aangescherpt: infiltratie = begin van een stroombaan; kwel = eind van een stroombaan. Het leggen van relaties tussen infiltratie en kwel via stroombanen is voor een goed beheer van het grondwater, vanuit milieuhygiënisch perspectief, van essentieel belang.

Door Tóth is begin jaren zestig een conceptueel model ontwikkeld, verder uitgewerkt door diverse auteurs, waarin het denken in stroombanen een centrale plaats inneemt. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen stromingssystemen van verschillende schaal (regionaal, subregionaal, lokaal), die gesuperponeerd binnen het grondwaterlichaam voorkomen. Door Engelen (1984) is een eerste aanzet gegeven dit concept op de Nederlandse situatie toe te passen. Thans vindt verdere uitwerking plaats, zowel op het gebied van kartering als op het gebied van computersimulatie, en zijn tal van rapporten en publikaties op dit gebied verschenen.

In 1987 zijn in opdracht van Rijkswaterstaat, Dienst Binnenwateren, in het Noordelijk IJsseldal een dertigtal boringen geplaatst met als doel gegevens te verkrijgen om inzicht en kennis omtrent de aard en extensie van grondwaterstromingssystemen te verdiepen c.q. te toetsen. Doelstelling is tevens aandacht te besteden aan de relatieve dominantie van lokale versus regionale systemen.
Het onderzoek vormt een uitvloeisel van de systeemanalyse die in dit gebied is uitgevoerd (Brouwer en Hoogendoorn, 1986). De boringen zijn ingericht met minifilters en peilfilters. Regelmatig wordt in alle putten het elektrisch geleidingsvermogen (EC) van het grondwater uit de minifilters gemeten (EC-meetcampagne) en worden in de peilfilters grondwaterstandsmetingen verricht. Daarnaast is de opzet minstens éénmaal de

chemische samenstelling van het grondwater, afkomstig uit de minifilters, te bepalen.

Inmiddels is reeds gerapporteerd over de algemene uitgangspunten bij het boorprogramma, de aard van de boorlokaties, uitvoering en inrichting van de boringen en de resultaten van de eerste twee EC-meetcampagnes (najaar '87 en voorjaar '88) en de interpretatie daarvan (Hoogendoorn, 1988). Dit rapport omvat tevens een 'archivering' van basisgegevens en 'atlasjes' waarin de lokaties van de boringen op verschillende soorten kaarten is weergegeven. De voornoemde rapportage had betrekking op alle 30 boringen.
Het voorliggend rapport vormt een aanvulling op het voorgaande rapport. Het omvat een rapportage over de vervolgwerkzaamheden, de interpretatie van de verzamelde gegevens en daaruit voortvloeiende gedachten.

1.2 Verrichte werkzaamheden na de eerste rapportage

Eind '88 is nogmaals in alle putten de EC van het water afkomstig uit de minifilters gemeten (3e EC-meetcampagne).
Verder is naar een financiering gezocht voor de monstername van de minifilters en het verrichten van chemische analyses aan de watermonsters. Voor de putten in de provincie Overijssel is de Provinciale Waterstaat bereid gevonden de monstername te verzorgen en de kosten van de chemische analyses voor haar rekening te nemen. De chemische analyses zijn verricht door het laboratorium van de Waterleiding Maatschappij Overijssel (WMO). Vanwege het innovatieve karakter van het onderzoek verleende de WMO de Provincie een korting van 30 % op de analysekosten.
Voor de putten in de provincie Gelderland is het niet gelukt financiering voor monstername en chemische analyses te vinden. De voortgangsrapportage beperkt zich derhalve tot de 15 (van de 30) putten die zich in de provincie Overijssel bevinden. 1 van deze 15 putten is in verband met de bouw van een huis verdwenen zodat uiteindelijk bij 14 putten watermonsters afkomstig uit de minifilters chemisch zijn geanalyseerd. In totaal betrof het 32 monsters.
Eind oktober '89 en half maart '90 zijn in de waarnemingsfilters (3 per put) van de 14 putten in Overijssel grondwaterstandsmetingen verricht.

1.3 Opzet en overzicht van de inhoud van het verslag

Als eerste zullen de EC-metingen worden geëvalueerd (paragraaf 2). Vervolgens wordt aandacht besteed aan de monstername en de chemische analyses (paragraaf 3). Een indruk zal gegeven worden van de betrouwbaar-

heid van de diverse soorten metingen.
De paragrafen 4 tot en met 7 omvatten een uitwerking van de chemische analyseresultaten. De interpretatie van de gegevens heeft in zekere zin langs meerdere blikrichtingen plaatsgevonden, zoals daar zijn: op putniveau, op raainiveau en op algemeen procesniveau. In feite zou ook nog een beschouwing per geanalyseerde component gegeven kunnen worden, maar dit is niet uitgevoerd. Het nadeel van een dergelijke 'matrix-achtige' analyse is dat sommige aspecten binnen de verschillende gezichtsvelden opnieuw behandeld worden. Waar mogelijk zal echter worden doorverwezen.
Paragraaf 4 omvat een omschrijving van enkele chemische processen die op verschillende plaatsen telkens weer terug lijken te keren en derhalve een zeker generaal karakter hebben. Hiermee zijn de grote lijnen in de chemie van het grondwater binnen het onderzoekgebied vastgelegd.
Paragraaf 5 geeft een beschrijving van de geohydrochemische profielen per put. Deze beschrijvingen kunnen gezien worden als een registratie van voornamelijk bijzonderheden, vanuit het oogpunt van de geochemie. Als zodanig bevat deze paragraaf relatief weinig interpretatie. De lezer die meer geïnteresseerd is in verwerkte informatie wordt aanbevolen deze paragraaf (de inleiding uitgezonderd) over te slaan.
Paragraaf 6 omvat een compilatie van de gegevens per raai. De compilatie is met name gericht op een beeldvorming van het stromingspatroon ter plaatse, waarbij als ondersteuning gebruik is gemaakt van eenvoudige numerieke simulaties van mogelijke stromingspatronen.
In paragraaf 7 wordt de evolutie van de grondwaterchemie in de afstromingsrichting van het grondwater binnen een algemeen kader nader belicht en worden de onderscheiden processen in het raamwerk van de stromingspatronen gehangen. Ook wordt in deze paragraaf aandacht besteed aan het tijdsafhankelijke aspect van de chemie van het grondwater.
In zeer algemene termen is in paragraaf 8 een uitwerking gegeven van de geohydrologische kenmerken van de zandgronden. Aandacht is besteed aan het effect van verdichting van het oppervlaktewaterstelsel en de rol van het oppervlaktewaterstelsel in stromingspatronen. Tevens is hierbij nagegaan wat de invloed van de discretisatiegraad bij numerieke simulaties van stromingspatronen onder dergelijke geohydrologische condities is.
Tenslotte zijn in paragraaf 9 de conclusies en aanbevelingen opgenomen. Deze zijn weergegeven als korte 'statements', gevolgd door een toelichting. Als zodanig kan deze paragraaf tevens beschouwd worden als een samenvatting van de belangrijkste onderzoeksresultaten.

	EC-meetcampagne			Monstername			Statistiek[1]		
Put	Eerste	Tweede	Derde	Veld	Lab	Ber	Gem	SD[2]	PV_hl[3]
A1[4]	94	77	90	67	86	82	82	15	40
A2	380	377	472	397	431	404	407	9	24
A3	496	360	400	-	385	365	419	17	38
A4	387	390	448	327	443	431	388	13	37
A5[5]	327	333	386	349	370	356	349	8	18
A6	374	350	428	377	404	393	382	9	22
A7[6]	628	582	715	800	681	652	681	14	27
A8	577	585	718	656	681	634	634	10	24
A9	456	-	-	-	-	-	-	-	-
A10	428	410	515	438	473	448	448	10	26
A11	533	583	727	680	702	656	631	14	36
B1	410	454	515	445	481	455	456	10	26
B2	654[7]	674	852	684	790	749	737	14	26
B3[8]	566	556	697	566	627	607	596	11	25
B4	735	668	787	673	717	685	716	8	18

EC (electrisch geleidingsvermogen) in µS/cm; alleen van de laboratoriummeting en de berekende EC is de temperatuur waarvoor deze waarde geldig is goed bekend: 20 °C.

[1] Alleen betrekking hebbend op de EC-meetcampagnes en de veldmeting bij monstername,
[2] SD = Standaard Deviatie in procenten,
[3] PV_hl = Procentueel verschil tussen hoogste en laagste waarde, berekend als:
PV_hl = ((hw/lw)-1)*100), hw = hoogste waarde; lw = laagste waarde,
[4] Exclusief meetwaarden van bovenste 7 minifilters,
[5] Exclusief meetwaarden van bovenste 5 minifilters,
[6] Exclusief meetwaarden van bovenste 3 minifilters,
[7] Vanwege duidelijk afwijkend EC-profiel is deze waarde buiten beschouwing gelaten,
[8] Exclusief meetwaarde van het minifilter op 17 m-mv.

Tabel 1: vergelijking van de gemiddelde EC-waarden per put voor de verschillende meetdata.

2. VERSLAG VAN DE DERDE EC-MEETCAMPAGNE

2.1 Verwerking van de meetgegevens

Zoals reeds vermeld in paragraaf 1.2 heeft de derde EC-meetcampagne eind '88 plaatsgevonden. Verder is ook tijdens de monstername voor chemische analyse de EC van elk watermonster in het veld gemeten (paragraaf 3.1). Dit resulteert erin dat voor elke boring (in de provincie Overijssel) op vier verschillende data de EC van het grondwater van elk minifilter bekend is. Resumerend zijn deze data: eind '87, voorjaar '88, eind '88 en voor-/najaar '89. De tijdspanne tussen de eerste en de laatste meetserie bedraagt derhalve rond twee jaar (minimaal 19 maanden en maximaal 26 maanden, afhankelijk van de boring). De resultaten zijn op analoge wijze als in het voorgaande rapport verwerkt tot EC-diepte diagrammen (EC-profielen) (bijlage 1).

2.2 Nauwkeurigheid van de EC-metingen

Uit bijlage 1 blijkt dat bij de meeste boringen de EC-profielen voor de verschillende data enigszins ten opzichte van elkaar verschoven zijn. In het voorgaande rapport is reeds gesuggereerd dat dit waarschijnlijk gerelateerd moet worden aan systematische fouten in de EC-metingen (verschillende EC-meters, niet correcte temperatuurcorrecties en dergelijke). Op hydrologische gronden is het immers niet aannemelijk dat er eenzelfde mate van verdunning c.q. concentratie van opgeloste stoffen over het gehele diepte-interval zou plaatsvinden.
Om de werkelijke verschillen tussen de EC-profielen op de verschillende tijdstippen te accentueren is er naar gestreefd de systematische fout zo veel mogelijk elimineren. Dit is voor (elke boring afzonderlijk) als volgt gedaan:

- voor elke datum is de gemiddelde EC van alle minifilters berekend (EC_{gemd}),
- vervolgens is de gemiddelde waarde van de gemiddelde EC-waarden bepaald (EC_{gemt}),
- de gemeten EC-waarden zijn tenslotte vermenigvuldigd met de factor EC_{gemt}/EC_{gemt}.

Deze 'genormeerde' EC-profielen zijn weergegeven in bijlage 2.

Aan de hand van de voorgaande berekeningen kan tevens een schatting gemaakt worden van de nauwkeurigheid waarmee de EC onder veldcondities, met wisselend personeel en met verschillende EC-meters, kan worden bepaald. In tabel 1 zijn de gemiddelde EC-waarden van elk EC-profiel

voor de vier meetdata weergegeven. Hieruit blijkt dat bij de gevoerde EC-meetcampagnes de systematische fout kan oplopen tot maar liefst 30 %. Dit betekent dat bij de evaluatie van EC-metingen op verschillende tijdstippen de nodige voorzichtigheid betracht moet worden.
De systematische fout kan enerzijds geweten worden aan niet goed geijkte meters. Anderzijds bestaat er vaak onbekendheid met betrekking tot de temperatuur waarvoor de afgelezen EC geldig is. Hierdoor kunnen systematische fouten ontstaan bij de omrekening van de gemeten EC naar de standaardtemperatuur waarbij de EC wordt opgegeven (20 °C) de EC van water verandert immers met circa 3 % per °C. Voor een goede vergelijking van verschillende EC-waarden in de tijd is derhalve een goede ijking van de meter en kennis over de eventueel uit te voeren temperatuurcorrectie een strikte noodzaak.

2.3 Beschrijving van de EC-profielen

Na 'filtering' van de systematische fout uit EC-profielen (bijlage 2) blijken er weliswaar nog verschillen te bestaan tussen de in de tijd opeenvolgende EC-profielen, maar de karakteristiek blijft vrijwel overal behouden. Opvallende verschillen komen bij een beperkt aantal profielen voor en dan nog vaak slechts in een gedeelte van het profiel. De navolgende verschillen zijn noemenswaardig en sluiten gedeeltelijk aan bij de omschrijvingen in het voorgaande rapport:

- Boring A1: de relatief hoge EC van het grondwater uit het ondiepste filter keert niet terug in het profiel van de 3e EC meetcampagne. Helaas kan uit de gegevens van de meest recente EC-meting niet afgeleid worden of deze afname van blijvende aard is omdat bij de laatste monstername de bovenste 7 minifilters geen water gaven.
- Boring A2: de EC-pieken op een diepte van 9 en 14 m-mv zijn in het EC-profiel van de laatste meting 'scherper' dan in de EC-profielen van de voorgaande meetdata.
- Boring A3: de EC tussen 40 en 50 m-mv is na de eerste meetdatum duidelijk toegenomen.
- Boring A5: de EC op een diepte van 8 à 9 m-mv is bij de laatste meting aanzienlijk toegenomen.
- Boring A6: de grens tussen het grondwater met een relatief hoge EC en het grondwater met een relatief lage EC lijkt in de loop der tijd enige meters naar de diepte te zijn opgeschoven en scherper geworden te zijn.
- Boring A7: evenals bij boring A1 is ook bij boring A7 de EC van het grondwater rond de bovenste minifilters in de tijd aanzienlijk afgenomen.

- Boring B1: de EC van het grondwater rond de twee diepste minifilters lijkt in de loop van de tijd te zijn toegenomen.
- Boring B2: het EC-profiel van de eerste EC-meetcampagne wijkt af van de EC-profielen van later meetcampagnes. Het ondiepe deel van het profiel van de eerste EC-meetcampagne vertoont duidelijk lagere waarden ten opzichte van de profielen van latere datum. Mogelijk dat in het eerste EC-profiel de invloeden van het maken van het boorgat nog zichtbaar zijn. De tijdsduur tussen het gereedkomen van de put en de eerste monstername bedraagt bij boring B2 slechts 1½ maand (evenals bij boring B3) tegen 2 à 5 maanden bij de overige boringen. Bij de laatste meting is de EC van het grondwater rond het ondiepste minifilter echter weer aanzienlijk gedaald.
- Boring B3: de EC van het grondwater rond het minifilter op een diepte van 17 m-mv heeft bij de eerste EC-meetcampagne een opmerkelijk hoge waarde. Het lijkt erop dat deze aan een meetfout moet worden toegeschreven. De EC van het grondwater rond het bovenste minifilter is in de loop der tijd gestegen, terwijl die van het grondwater rond het minifilter daaronder in de loop der tijd juist gedaald is.
- Boring B4: de EC van het diepere grondwater is op deze lokatie op de verschillende tijdstippen nogal wisselend.

Bij de meeste EC-profielen is een zekere variatie van EC-waarden rond een bepaalde trend in het EC-profiel waarneembaar. Soms is deze variatie in het ondiepe gedeelte van het profiel groter dan in het diepere deel, zoals bijvoorbeeld bij de boringen A2 en A4. Het is niet uitgesloten dat dergelijke variaties (deels) toegeschreven moeten worden aan veranderingen in de chemische samenstelling van het passerende grondwater. Vanwege de onzekerheid met betrekking tot de reproduceerbaarheid van de EC-metingen in de tijd is vooralsnog afgezien van het verbinden van conclusies aan deze variaties. Mede in verband hiermee zal ook aan de hiervoor per boring opgesomde verschillen geen verdere aandacht besteed worden.

Ondanks de genoemde verschillen kan geconcludeerd worden dat de EC-profielen over een periode van rond twee jaar de grote lijn in hun karakteristieke vorm hebben behouden. Dit betekent dat in een sedimentaire ondergrond als in Salland de verstoring van het grondwater óf reeds binnen enkele maanden is verdwenen (tijdsduur tussen gereedkoming boring en eerste EC-meetcampagne: 1 à 5 maanden) óf dat de verstoring zelfs na twee jaar nog aanwezig is. Dit laatste lijkt echter minder aannemelijk. Aangenomen mag derhalve worden dat de watermonsters, die zijn genomen ten behoeve chemische analyses, de EC van het bemonsterde grondwater

goed representeren.

Voor een indeling van de EC-profielen op basis van vorm wordt verder verwezen naar het voorgaande rapport.

3. ACQUISITIE EN VERWERKING VAN DE CHEMISCHE DATA

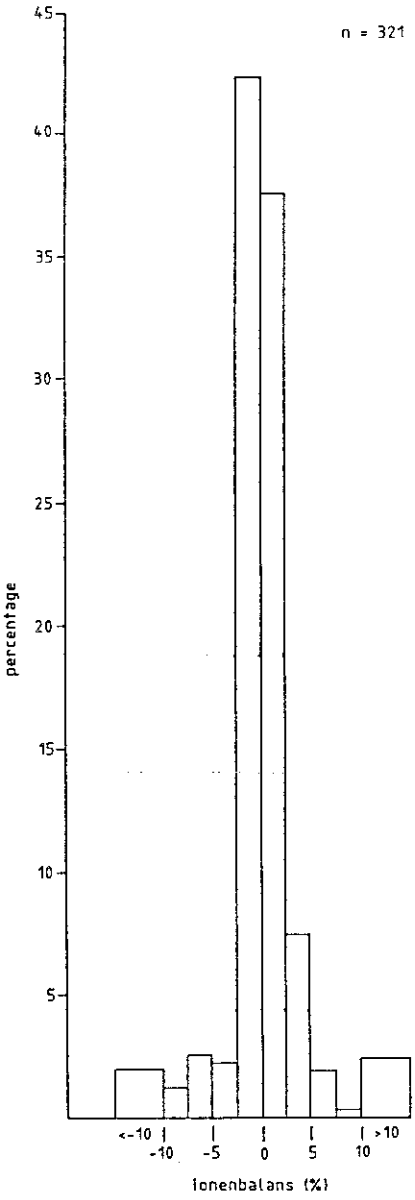
3.1 Monstername en chemische analyse

De monstername is verricht door de Provinciale Waterstaat van Overijssel. De methode van monstername is omschreven in het voorgaande rapport. Er is bij elk minifilter naar gestreefd het monster te nemen nadat de glazen opvangfles van 2 liter voor de derde maal gevuld was. Bij filters die (door lekken in het systeem of wat voor reden dan ook) slecht water gaven, lukte het niet altijd om binnen een acceptabele tijd de fles drie maal gevuld te krijgen. In dat geval is volstaan met een geringere doorspoeling.
Het watermonster werd voor transport naar het laboratorium verdeeld over drie monsterflessen, te weten:
- een geheel gevulde glazen flesje (250 ml) met plastic stop voor de bepaling van de pH,
- een plastic flesje (250 ml), voor de bepaling van ijzer,
- een plastic fles (1 liter) voor de overige componenten.

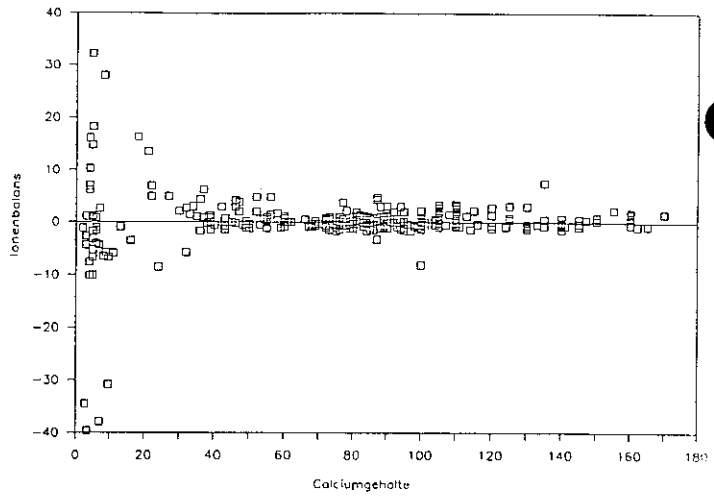
In het veld is alleen de EC van het bemonsterde water gemeten. Van een semi-kwantitatieve bepaling van zuurstof is na enkele 'try outs' afgezien. Direct na de monstername werden de watermonsters overgebracht naar het laboratorium van de Waterleiding Maatschappij Overijssel, alwaar de chemische analyse van de watermonsters in de regel binnen een termijn van twee weken na ontvangst plaatsvond. De volgende analyses zijn verricht: EC, pH, Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, NH4, Cl, SO4, HCO_3, NO3, ortho-PO_4, SiO_2, Dissolved Organic Carbon (DOC).

3.2 Verwerking van de analyseresultaten

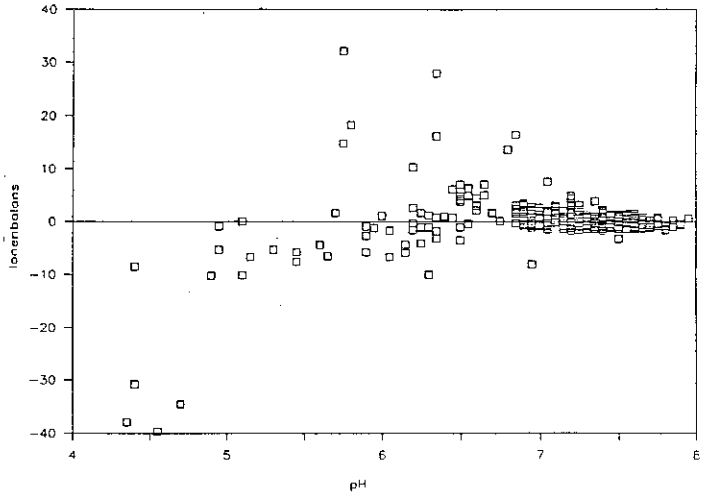
De analyseresultaten zijn opgenomen in en verwerkt met het OnLine Grondwaterstanden Archief (OLGA) van de Dienst Grondwaterverkenning van TNO. Om een goed inzicht te krijgen in de chemische analyses is gebruik gemaakt van verschillende presentatietechnieken. Zo is van elke put vervaardigd:
- een lijst met analyseresultaten, met daaraan de volgende berekende parameters toegevoegd (bijlage 6):
  - ionenbalans,
  - EC berekend op basis van de gehalten van de afzonderlijke ionen,
  - watertype volgens de Stuyfzand-classificatie,
  - relatief calciumgehalte,
  - Total Inorganic Carbon (TIC),
  - de kalkverzadigingsindex.



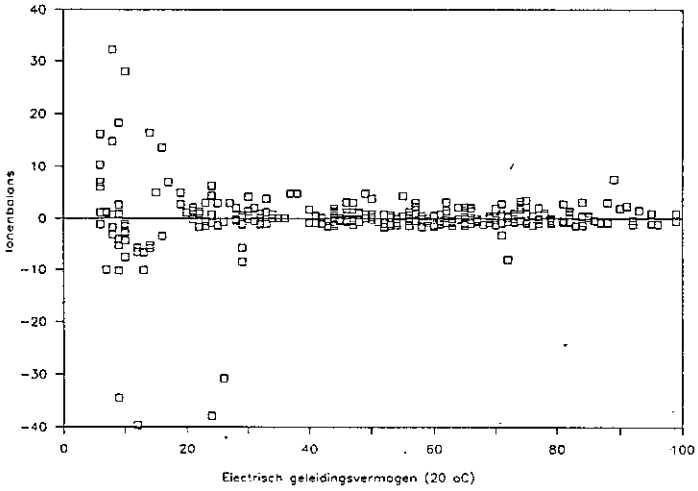
a. histogram van de ionenbalans



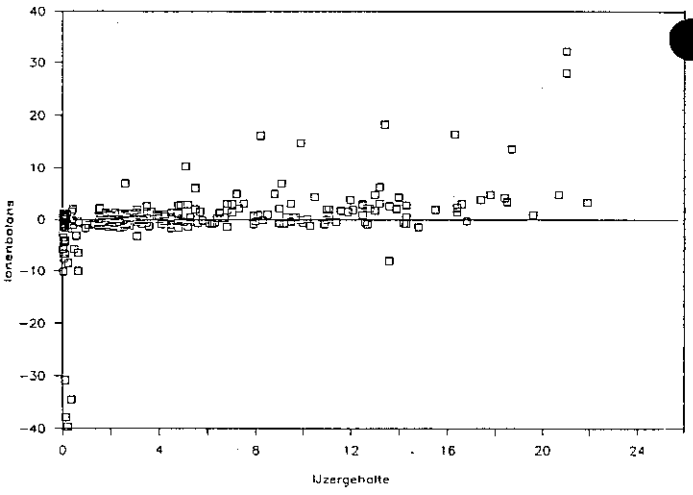
c. relatie ionenbalans calciumgehalte



d. relatie ionenbalans PH



b. relatie ionenbalans EC



e. relatie ionenbalans IJzergehalte

Figuur 1: analyse van de ionenbalans.

Uitgezonderd het relatief calciumgehalte zijn deze grootheden berekend met de door Stuyfzand (1986, 1987) ontwikkelde algoritmen.
- de variatie met de diepte (diepte diagrammen) van Na, K, Ca, Mg, NH4, Fe, Mn, Cl, SO_4, HCO_3, NO_3, ortho-PO_4, SiO_2, DOC, pH en de kalkverzadigingsindex (bijlage 4).
- Vasak-diagrammen (bijlage 5),

3.3 Kwaliteitscontrole

Met de beschikbare gegevens kan de kwaliteitscontrole van monstername en chemische analyses op twee manieren plaatsvinden, namelijk:
- een onderlinge vergelijking van de EC, gemeten in het veld (EC_{veld}), de EC, gemeten in het laboratorium (EC_{lab}), en de EC berekend op basis van de gehalten van de geanalyseerde chemische ionen (EC_{ber}),
- berekening van de ionenbalans van de chemische analyses.

In bijlage 3 zijn voor elke boring de EC-profielen voor respectievelijk EC_{veld}, EC_{lab} en EC_{ber} in één figuur weergegeven. De systematische fout is in deze figuren 'uitgefilterd' op analoge wijze als omschreven in paragraaf 2.2. Uit deze figuren blijkt dat, enkele uitzonderingen daargelaten, er een goede overeenkomst bestaat tussen de drie onafhankelijk van elkaar bepaalde EC-waarden. Omdat de profielen van EC_{ber} goed sporen met die van EC_{veld} en EC_{lab} kan geconcludeerd worden dat wat de macro-ionen betreft de chemische analyse redelijk tot goed betrouwbaar zijn.

Aan de hand van enkele figuren is een analyse van de ionenbalans gemaakt (figuur 1). Uit het histogram van de ionenbalans (figuur 1a) blijkt dat voor het overgrote deel van de monsters de absolute waarde van de ionenbalans minder dan 5 % en voor de meeste zelfs minder dan 2,5 % bedraagt, hetgeen als goed geclassificeerd kan worden. Relatief grote afwijkingen in de ionenbalans komen voor bij laag gemineraliseerde watermonsters met een laag calciumgehalte (figuur 1b en c). Dit is een vrij algemeen verschijnsel bij laag gemineraliseerd water, aangezien de procentuele fout in de ionenbalans gevoeliger wordt, naarmate de totale ionenconcentratie in oplossing afneemt. Hoge negatieve afwijkingen in de ionenbalans (tekort aan kationen c.q. te veel aan anionen) zijn gecorreleerd met een lage pH (figuur 1d). Deze fout in de ionenbalans kan mogelijk toegeschreven worden aan een significant gehalte van een niet geanalyseerde chemische component, in dit geval aluminium (WMO, pers. comm.). De oplosbaarheid van aluminium neemt namelijk sterk toe bij een lage pH van het grondwater in een kalkarme omgeving (Appelo, et al, 1982). Grote positieve afwijkingen in de ionenbalans (tekort aan

anionen c.q. te veel aan ~~kationen) komen~~ met name voor bij laag gemineraliseerde, calcium-arme, enigszins zure (pH tussen 6 en 7) watermonsters met een relatief lage redox-potentiaal (hoog ijzergehalte, figuur 1e).

Op basis van de conclusies uit de voorgaande alinea's en de conclusie in paragraaf 2.3, welke luidde dat de watermonsters voor chemische analyse de EC van het bemonsterde grondwater goed representeren, kan geconcludeerd worden dat met de chemische analyses een goed en representatief beeld van de geohydrochemie ter plaatse van de putten verkregen is.

4. REGELMATIG TERUGKERENDE CHEMISCHE KENMERKEN VAN HET GRONDWATER

4.1 Definitie van 'schoon', 'antropogeen' en 'gereduceerd' grondwater

In het voorgaande rapport is reeds aandacht besteed aan deze 'begrippen'. Zoals opgemerkt is de grens tussen 'natuurlijke' en 'antropogene' invloeden vaag, aangezien ook heidevelden, (dennen)bossen, veenafgravingen, enz. antropogene factoren zijn. Met 'antropogeen' wordt dan ook in feite niets anders bedoeld dan een niet te verwaarlozen uitspoeling van mineralen uit de bodem door bijvoorbeeld kunstmest, lozing van overtollige dierlijke mest, strooizout en lekkende riolen. Als alternatief voor 'antropogeen' zou de term 'vervuild' gebruikt kunnen worden, maar daarmee wordt niet aan duidelijkheid gewonnen. Vervuiling is immers een beladen en vaag begrip, dat alleen in relatie met normen gebruikt kan worden. De chemische samenstelling van grondwater is als gevolg van een overmatige uitspoeling van mineralen weliswaar veranderd, maar niet per definitie vervuild.
Omdat de woorden 'schoon' en 'antropogeen' in dit rapport niet in letterlijke betekenis gebruikt (kunnen) worden zullen ze consequent tussen aanhalingstekens weergegeven worden. Een scherpe definiëring van begrippen is overigens zinvol, maar past verder niet in het kader van dit onderzoek.

De 'antropogene' invloeden manifesteren zich in een verhoogd gehalte van vrijwel alle macro-ionen. Veelal wordt 'antropogene' invloeden vastgesteld op basis van het kalium-, nitraat-, sulfaat- en chloridegehalte. Op de een of andere manier raakt kalium al snel uit het (chemisch) zicht (kaliumfixatie?) en verdwijnt nitraat al snel uit het grondwater door denitrificatie (zie ook paragrafen 4.3 en 7.2), zodat chloride en sulfaat als 'antropogene tracers' overblijven. Ook sulfaat kan echter uiteindelijk uit het grondwater verdwijnen als gevolg van sulfaatreductie. Zowel bij denitrificatie als bij sulfaatreductie worden de betreffende ionen omgewisseld met bicarbonaat (paragraaf 7.2). Uiteindelijk biedt alleen chloride dan nog houvast, zolang althans zeewaterinvloeden en extreem hoge evapotranspiratie uitgesloten kunnen worden.

De term 'gereduceerd' grondwater zegt op zich niet veel. Impliciet wordt met gereduceerd grondwater meestal zuurstofloos water bedoeld. Dergelijk water wordt doorgaans herkend aan een relatief hoog ijzergehalte.

Echter, ook binnen het gereduceerde (en het 'geoxydeerde') grondwater zijn verschillende gradaties van 'gereduceerdheid' te onderscheiden. In paragraaf 7.2 zal hier nog uitgebreid op ingegaan worden.
In feite dient de 'gereduceerdheid' van grondwater gerelateerd te worden aan een of meerdere redox-koppels. In dit rapport wordt met 'gereduceerd ten opzichte van ijzer' bedoeld dat het water gereduceerd is ten opzichte van het Fe^{3+}/Fe^{2+}-koppel (FeOOH/'vrij'-Fe^{2+}), d.w.z. het (oplosbare) twee-waardige ijzer-ion is de dominante vorm waarin het ijzer in grondwater aanwezig is. Met 'gereduceerd' ten opzichte van sulfaat (of eigenlijk zwavel) wordt bedoeld dat het water gereduceerd is ten opzichte van het S^{6+}/S^{2-}-koppel ($SO_4^{2-}/HS^-,H_2S,FeS$) en derhalve nagenoeg geen sulfaat bevat.
Een absolute maat voor de 'gereduceerdheid' c.q. 'geoxydeerdheid' van het grondwater vormt de redox-potentiaal. Voor zover bekend zijn meetgegevens van de redoxpotentiaal echter niet altijd eenvoudig te interpreteren.

4.2 Relatie bodemgebruik/grondwaterkwaliteit

4.2.1 Grondwaterverharding

Een opvallend fenomeen in de chemie van het grondwater bij de bemonsterde putten zijn de hoge calciumgehalten van het ondiepe grondwater. Bij maar liefst 10 van de 14 putten is het calciumgehalte van het ondiepe grondwater beduidend hoger dan het calciumgehalte van het meer diepe grondwater. Zelfs in de (ondiepe) kalkarme gedeelten van de dekzandruggen worden al in de bovenste minifilters regelmatig calciumgehalten van meer dan 100 mg/l aangetroffen. Aangezien dit calciumrijke water bovendien veelal veel nitraat, sulfaat en chloride bevat, kan geconcludeerd worden dat het geen (hoog opgestegen) kwelwater betreft, maar wegzijgend grondwater. De oorzaak van het hoge calciumgehalte moet vrijwel zeker gezocht worden in de combinatie van bekalking en verzuring. Op deze aspecten zal in deze paragraaf nader ingegaan worden.

Al meer dan een halve eeuw is het in de landbouw bekend dat een goede kalkhuishouding van de bodem minstens zo belangrijk is dan een goede vochthuishouding (zie bijvoorbeeld het Veluwe-onderzoek uit 1933). Dit heeft er toe geleid dat de kalktoestand van de bodem in de agrarische sector voortdurend onder controle staat en onderhouden wordt. Dit geschiedt door regelmatig de pH (doorgaans eens in de vier jaar) van de bouwvoor te bepalen. Daalt de pH van een bodem beneden een zekere waarde, dan wordt aanbevolen de bodem te bekalken. De waardering van de

pH en de pH waartoe bekalkt moet worden hangt af van bodemtype (met name het slib- en het organische stof gehalte) en het bodemgebruik (grasland dan wel bouwland) (zie bijvoorbeeld 'Bemesting en meststoffen' van de Jong en Rinsema).
Bij een goede bedrijfsvoering zal de kalk die uit de bouwvoor uitspoelt derhalve telkens opnieuw op kunstmatige wijze aangevuld worden, hetgeen verzuring van de bodem voorkomt en daarmee de gewasopbrengst bevordert.

Onder natuurlijke omstandigheden treden kooldioxyde (afkomstig uit de atmosfeer en als produkt van mineralisatie van organische stof) en humuszuren in de bodem op als zuurvormer (zie verder ook paragraaf 7.2). Dit geeft (netto) de klassieke kalk-oplossingsvergelijking:
$CaCO_3 + CO_2 + H_2O = Ca^{2+} + HCO_3^-$
Daarnaast bestaan er in de moderne tijd een aantal 'antropogene' zuurvormers zoals stikstof- en zwaveloxyden (verbrandingsmotoren) en ammoniak (met name het produkt van (over)bemesting met dierlijke mest). Na oxydatie ontstaan hieruit uiteindelijk salpeterzuur (HNO_3) en zwavelzuur (H_2SO_4), die met kalk als volgt reageren:
$CaCO_3 + HNO_3 = Ca^{2+} + HCO_3^- + NO_3^-$
$2CaCO_3 + H_2SO_4 = 2Ca^{2+} + HCO_3^- + SO_4^{2-}$
Bij een evenwichtige bemesting zal het nitraat opgenomen worden door de plant en uitgewisseld worden tegen bicarbonaat; bij overbemesting spoelt (een gedeelte tot het overgrote deel van het) nitraat uit naar het grondwater.
Aangezien HNO_3 en H_2SO_4 sterke zuren zijn, in tegenstelling tot H_2CO_3, kunnen de twee bovenstaande reacties tot relatief hoge calciumgehalten aanleiding geven. Een hoge concentratie calcium-ionen, gedeeltelijk gecompenseerd door de ionen nitraat en sulfaat, is precies datgene wat in het ondiepe grondwater op vele van de onderzochte lokaties wordt aangetroffen. Met het nitraat en het sulfaat spoelt ook het calcium uit naar het grondwater. Hoge calciumgehalten worden op een aantal lokaties reeds over het gehele onderzochte dieptetraject aangetroffen, met als conclusie: het grondwater in wegzijgings/landbouwgebieden wordt harder. Reeds eerder is hierop de aandacht gevestigd en zijn de gevolgen hiervan voor de grondwaterwinning geanalyseerd (van Bennekom, 1987).
Het grondwater onder de (vermoedelijk) bekalkte bodems heeft doorgaans een calciumgehalte van 100 à 150 mg/l. Uitgaande van een neerslagoverschot van circa 300 mm/jaar betekent dit een kalkuitspoeling van circa 750 kg tot ruim 1100 kg $CaCO_3$/ha/jaar.

Ook het gebruik van de veelgebruikte kunstmest kalk-ammonsalpeter (een mengsel van NH_4NO_3 en kalk) heeft een vergelijkbaar effect op de chemie

van het grondwater als beschreven in de voorgaande alinea. Het verzurende effect van de omzetting van ammonium in nitraat wordt bij deze meststof vrijwel direct gecompenseerd door het aan deze meststof toegevoegde kalk, hetgeen een hoog calciumgehalte van het infiltratiewater tot gevolg heeft.

In hoeverre sulfaat daadwerkelijk een afspiegeling vormt van antropogene verzuring is niet geheel duidelijk. Sulfaat en calcium kunnen ook vrijkomen als oplossingsprodukt van gips ($CaSO_4$), dat eveneens als meststof te boek staat. Sulfaat dat vrijkomt bij oplossing van gips levert geen bijdrage aan de verzuring van de bodem. Voor het calcium- en sulfaatgehalte van het grondwater is echter het netto resultaat van oplossing van kalk door zwavelzuur dan wel het oplossen van gips uiteindelijk nagenoeg hetzelfde.
In paragraaf 7.2 zal op de verdere evolutie van het calciumrijke bicarbonaat-nitraat-sulfaat water ingegaan worden.

Als gevolg van de bekalking is het grondwater op het merendeel van de onderzochte lokaties verzadigd aan kalk. Alleen in het diepere grondwater tussen put A1 en put A5 komt nog onderverzadigd grondwater voor (zie ook paragraaf 7.3).

4.2.2 Sulfaat- en nitraatbelasting van 'natuur'gronden

Een aantal putten zijn gesitueerd in een bos (A5, A10, B1 en B3). Bij de lokaties A10 en B1 is dit in de lage chloridegehalten van het ondiepe grondwater (tussen 5 en 20 mg/l) nog enigszins herkenbaar. Opvallend zijn echter het hoge nitraat- en sulfaatgehalten op deze lokaties, welke waarschijnlijk moeten worden toegeschreven aan de invang van aërosolen door dennen. De hoge nitraatbelasting van circa 30 mg/l op lokatie A10 en 80 à 140 mg/l op lokatie B1 van het grondwater dat door de bosgrond is geïnfiltreerd zal in belangrijke mate debet zijn aan de hoge ammoniak emissie van de omliggende landerijen. Historisch zijn de bosbodems op de dekzandruggen kalkarm. Hiermee in overeenstemming is dat zowel op lokatie A10 als B1 calciumarm grondwater (calciumgehalte < 10 mg/l) wordt aangetroffen en dat de pH van dit grondwater, vanwege de zuurbelasting en het gebrek aan bufferend vermogen als gevolg van de kalkarmoede van de bodem, zeer laag is (rond 4,5). Zowel op lokatie A10 als op lokatie B1 wordt in het ondiepste minifilter echter grondwater met een beduidend hoger calciumgehalte (resp. 49 en 97 mg/l), en daarmee een hogere pH (resp. 6,25 en 6,05) aangetroffen. Dit kan erop wijzen dat deze bospercelen zijn bekalkt of dat kalk uit omliggende percelen deze

bossen is ingewaaid.
Op lokatie A5 is in de chemie van het grondwater weinig meer terug te vinden van de karakteristiek van water dat door een kalkarme bosbodem is geïnfiltreerd. Alleen het grondwater rond het ondiepste minifilter (5 m-mv) heeft nog een relatief laag chloridegehalte van 15 mg/l. Op 6 m-mv en dieper bedraagt het chloridegehalte al meer dan 30 mg/l. Ook heeft het bovenste grondwater op deze lokatie een hoog calciumgehalte (rond 100 mg/l), een hoog sulfaatgehalte (rond 60 mg/l) en een hoog nitraatgehalte (rond 100 mg/l). In de chemie van het grondwater weerspiegelen zich derhalve duidelijk 'antropogene' invloeden. In dit verband kan opgemerkt worden dat de put weliswaar in een bos is gesitueerd, maar dat zich op een afstand van minder dan 100 meter een in dit bos gelegen landbouwperceel bevindt. Klaarblijkelijk ligt deze put in de afstromingsrichting van dit perceel. Aan de calciumgehalten valt af te lezen dat ook op deze lokatie bekalking van de bodem vermoedelijk een rol speelt.

De chemie van het ondiepe grondwater op lokatie B3 is enigszins vergelijkbaar met die van het ondiepe grondwater op hiervoor beschreven lokatie A5. Het chloridegehalte van het ondiepe grondwater is op deze lokatie weliswaar lager als op lokatie A5 (15 à 22 mg/l), maar voor een bosgrond nog steeds aan de hoge kant. Ook op deze lokatie heeft het ondiepe grondwater al een hoog calciumgehalte (50 tot 140 mg/l), een hoog sulfaatgehalte (rond 80 mg/l) en een hoog nitraatgehalte (uitgezonderd de bovenste twee minifilters rond 30 mg/l). Het grondwater rond het ondiepste filter heeft een afwijkende samenstelling. Het is met betrekking tot ijzer gereduceerd, in tegenstelling tot het grondwater eronder, en bevat nauwelijks nitraat. Bovendien heeft dit water een merkwaardig hoog siliciumgehalte (zie ook paragraaf 5.14).
Bekalking van kalkarme bodems lijkt eerder regel dan uitzondering. Behalve op lokatie A1 hebben alle ondiepste minifilters een duidelijk hoger calciumgehalte dan onder een kalkarme bodem verwacht zou mogen worden.

4.3 Denitrificatie en sulfaatreductie

Opvallend aan de chemie van het bemonsterde grondwater is de telkens terugkerende scherpe overgang tussen nitraathoudend, ijzerarm grondwater en nitraatarm, ijzerrijk grondwater op plaatsen waar het grondwater nitraat bevat. Veelal neemt het nitraatgehalte binnen de afstand tussen twee opeenvolgende minifilters af van tientallen à honderden milligrammen per liter tot vrijwel afwezig, terwijl over hetzelfde traject

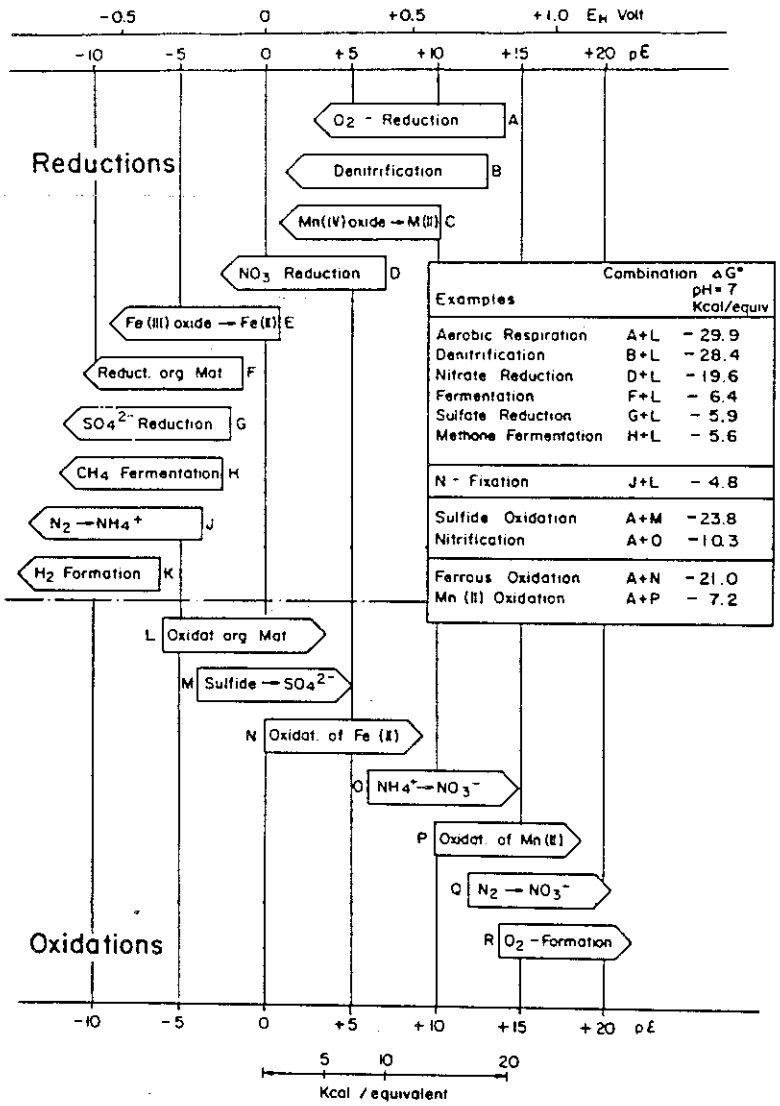


Figure 7.11 Sequence of microbially mediated redox processes.

TABLE 7.6 REDUCTION AND OXIDATION REACTIONS THAT MAY BE COMBINED TO RESULT IN BIOLOGICALLY MEDIATED EXERGONIC PROCESSES (pH = 7)

Reduction	$p\varepsilon^\circ(W) = \log K(W)$	Oxidation	$p\varepsilon^\circ(W) = -\log K(W)$
(A) $\frac{1}{4}O_2(g) + H^+(W) + e = \frac{1}{2}H_2O$	+13.75	(L) $\frac{1}{4}CH_2O + \frac{1}{4}H_2O = \frac{1}{4}CO_2(g) + H^+(W) + e$	−8.20
(B) $\frac{1}{5}NO_3^- + \frac{6}{5}H^+(W) + e = \frac{1}{10}N_2(g) + \frac{3}{5}H_2O$	+12.65	(L-1) $\frac{1}{2}HCOO^- = \frac{1}{2}CO_2(g) + \frac{1}{2}H^+(W) + e$	−8.73
(C) $\frac{1}{2}MnO_2(s) + \frac{1}{2}HCO_3^-\ (10^{-3}) + \frac{3}{2}H^+(W) + e = \frac{1}{2}MnCO_3(s) + H_2O$	+8.9	(L-2) $\frac{1}{2}CH_2O + \frac{1}{2}H_2O = \frac{1}{2}HCOO^- + \frac{3}{2}H^+(W) + e$	−7.68
(D) $\frac{1}{8}NO_3^- + \frac{5}{4}H^+(W) + e = \frac{1}{8}NH_4^+ + \frac{3}{8}H_2O$	+6.15	(L-3) $\frac{1}{2}CH_3OH = \frac{1}{2}CH_2O + H^+(W) + e$	−3.01
(E) $FeOOH(s) + HCO_3^-\ (10^{-3}) + 2H^+(W) + e = FeCO_3(s) + 2H_2O$	−0.8	(L-4) $\frac{1}{2}CH_4(g) + \frac{1}{2}H_2O = \frac{1}{2}CH_3OH + H^+(W) + e$	+2.88
(F) $\frac{1}{2}CH_2O + H^+(W) + e = \frac{1}{2}CH_3OH$	−3.01	(M) $\frac{1}{8}HS^- + \frac{1}{2}H_2O = \frac{1}{8}SO_4^{2-} + \frac{9}{8}H^+(W) + e$	−3.75
(G) $\frac{1}{8}SO_4^{2-} + \frac{9}{8}H^+(W) + e = \frac{1}{8}HS^- + \frac{1}{2}H_2O$	−3.75	(N) $FeCO_3(s) + 2H_2O = FeOOH(s) + HCO_3^-\ (10^{-3}) + 2H^+(W) + e$	−0.8
(H) $\frac{1}{8}CO_2(g) + H^+(W) + e = \frac{1}{8}CH_4(g) + \frac{1}{4}H_2O$	−4.13	(O) $\frac{1}{8}NH_4^+ + \frac{3}{8}H_2O = \frac{1}{8}NO_3^- + \frac{5}{4}H^+(W) + e$	+6.16
(J) $\frac{1}{6}N_2 + \frac{4}{3}H^+(W) + e = \frac{1}{3}NH_4^+$	−4.68	(P) $\frac{1}{2}MnCO_3(s) + H_2O = \frac{1}{2}MnO_2(s) + \frac{1}{2}HCO_3^-\ (10^{-3}) + \frac{3}{2}H^+(W) + e$	8.9

Figuur 2: overzicht van oxydatie/reductie-reacties die in (grond)water kunnen optreden (uit: Aquatic Chemistry).

Proces	*Reactie*	*Reactie nummer*	*CO_2*-opname in water (in mg/l*	
Evenwichtsinstelling met de (bodem)atmosfeer**	$CO_2(gas) + H_2O = H_2CO_3$	(1)	24	
Evenwichtsinstelling met aragoniet en bodem-atmosfeer**	$CaCO_3 + H_2O + CO_2(gas) = Ca^{2+} + 2HCO_3^-$	(2)	123	
Zuurstofreductie	$O_2 + CH_2O = CO_2 + H_2O$	(3)	14	(per 10 mg O_2/l)
Reductie van mangaan-oxiden	$2MnO_2 + CH_2O + 3CO_2 + H_2O = 2Mn^{2+} + 4HCO_3^-$	(4)	−12 ***	(per 10 mg Mn^{2+}-vorming)
Denitrificatie	$4NO_3^- + 5CH_2O = 2N_2 + CO_2 + 4HCO_3^- + 3H_2O$	(5a)	1.8****	(per 10 mg NO_3^-/l)
Nitraatreductie	$NO_3^- + 2CH_2O + H_2O = NH_4^+ + 2HCO_3^-$	(5b)	geen****	
Reductie van ijzer-oxiden	$4FeOOH + CH_2O + 7CO_2 + H_2O = 4Fe^{2+} + 8HCO_3^-$	(6)	−13.8***	(per 10 mg Fe^{2+}-vorming)
Ijzer en Sulfaatreductie	$4FeOOH + 8SO_4^{2-} + 15CH_2O + CO_2 = 4FeS_2 + 16HCO_3^- + 9H_2O$	(7)	−0.6***	(per 10 mg SO_4^{2-}/l)
Sulfaatreductie	$SO_4^{2-} + 2CH_2O = CO_2 + HS^- + HCO_3^- + H_2O$	(8a)	4.6****	(per 10 mg SO_4^{2-}/l)
Sulfaatreductie	$SO_4^{2-} + 2CH_2O = H_2S + 2HCO_3^-$	(8b)	geen****	
Fermentatie org. stof	$3CH_2O + H_2O = 2CH_3OH + CO_2$	(9)	4.9	(per 10 mg CH_2O/l)
Methaanfermentatie	$2CH_2O = CO_2 + CH_4$	(10)	7.3	(per 10 mg CH_2O/l)
Waterstofvorming	$CH_2O + H_2O = 2H_2 + CO_2$	(11)	14.7	(per 10 mg CH_2O/l)
	Reacties zijn sterk versimpeld weergegeven CH_2O staat voor organische stof			

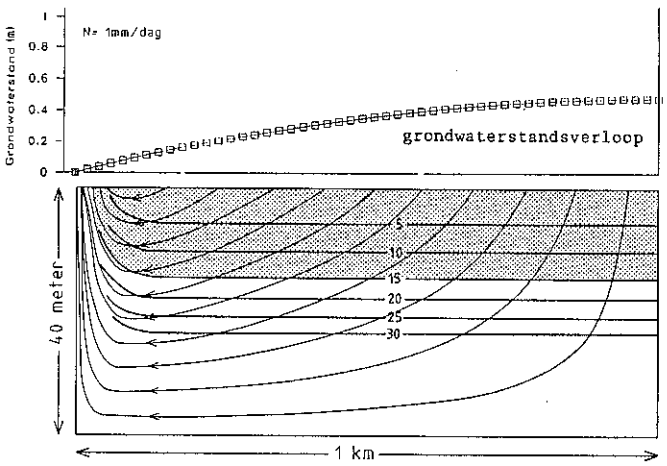
* het hier beschouwde CO_2 heeft betrekking op die hoeveelheid CO_2 dat beschikbaar komt of is geweest voor het oplossen van kalk of, indien het gehalte negatief is, aan het grondwater moet worden onttrokken om het proces te laten verlopen.

** $pCO_2 = 10^{-2}$ atm.; dit is ca. 30 maal zo hoog als in de „vrije" atmosfeer, hetgeen reëel is voor een bodem-atmosfeer.

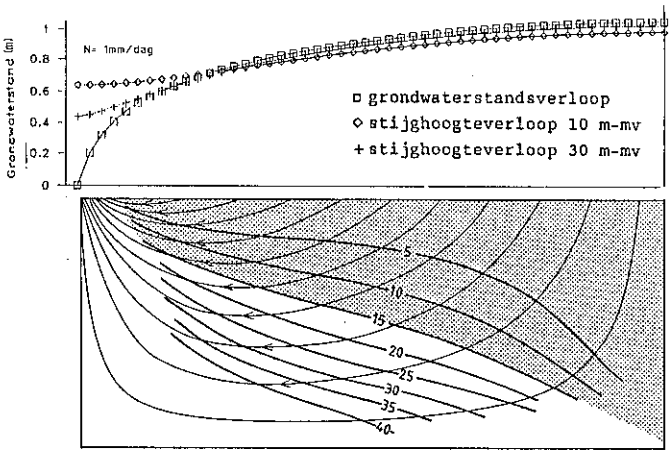
*** voor het verloop van deze reacties zijn H^+-ionen nodig, die in hoofdzaak geleverd zullen worden door CO_2. Dit resulteert in een CO_2-verbruik voor deze reacties. Deze reacties kunnen dus oververzadiging aan kalk veroorzaken.

**** als hierboven, echter er wordt bij deze reacties evenveel of meer CO_2 gevormd dan voor het verloop van de reactie benodigd is. Deze reacties leveren dus slechts gedeeltelijk of geen CO_2 dat in staat is opnieuw kalk op te lossen. Wel wordt bij deze reacties (eveneens) HCO_3^- gevormd; dit zal echter niet leiden tot een extra verhoging van Ca^{2+} in het grondwater. Deze HCO_3^--vorming is in feite op te vatten als een chemische ionwisseling.

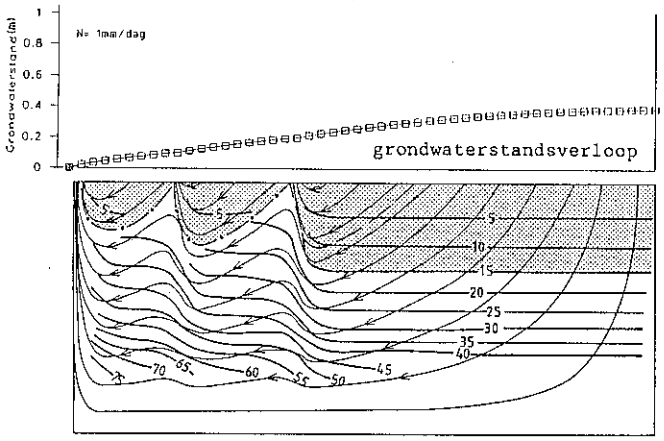
Tabel 2: overzicht van oxydatie/reductie-reacties die in het (grond)water kunnen optreden en de relatie met de CO_2-huishouding in de ondergrond.



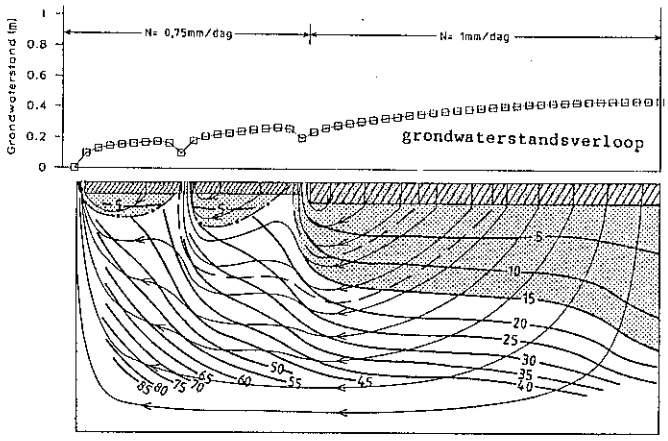
a: anisotropie = 1



b: anisotropie = 100



c: anisotropie = 1, met twee sloten in beekdal



d: anisotropie = 10, 2 sloten in beekdal en minder goed doorlatende toplaag

Legenda:

- k_h = 25 m/dag
- k_h = 2,5 m/dag
- k_h = 0,25 m/dag
- stroomlijn met stromingsrichting
- grens tussen stroomlijnbundels met een verschillende uitgang
- als boven, tevens systeemgrens
- 5 — isochroon met verblijftijd in jaren
- verbreiding van nitraat in het grondwater, indien het nitraat na een verblijf van ca. 15 jaar wordt afgebroken

Figuur 3: de denitrificatiezone, geplaatst binnen een patroon van afstroming.

het ijzergehalte toeneemt van minder dan 1 mg/l tot vele milligrammen per liter. Deze observatie stemt overeen met de theorie dat de reductie van ijzerhoudende verbindingen pas optreedt nadat het proces van denitrificatie vrijwel voltooid is; de redoxpotentialen waarbij deze processen plaatsvinden liggen tamelijk ver uit elkaar (vergelijk figuur 2). Desondanks is het fenomeen dermate opvallend dat welhaast van een 'strenge' uitsluitingsregel gesproken en wel de volgende: wanneer het grondwater nitraat bevat, is het ijzerarm (gehalte < 1 mg/l) en ijzerhoudend grondwater (gehalte > 1 mg/l) bevat geen nitraat. Opvallend is verder dat alleen bij boring A1 (aan de rand van de stuwwal) nitraatarm en ijzerarm grondwater voorkomt. In vrijwel alle ijzerarme watermonsters buiten de stuwwal bevat het grondwater tevens nitraat. Nitraatarm en ijzerarm grondwater komt daar nauwelijks voor. Houdt bij 'schoon' grondwater (zoals bij boring A1) zuurstof de redoxpotentiaal tot op een bepaalde diepte nog voldoende hoog om ijzeroplossing tegen te gaan, bij 'antropogeen' grondwater wordt deze rol geheel overschaduwd door nitraat.

De putten zijn afwisselend op dekzandruggen en in beekdalen geplaatst. Opvallend is dat het ijzerarme, nitraathoudende grondwater bij de putten op de dekzandruggen systematisch tot op zekere diepte aangetroffen (hooguit tot 10 à 15 m-mv, tabel 3) wordt, terwijl bij de putten in de lager gelegen gebieden c.q. beekdalen vrijwel overal (met betrekking tot ijzer) gereduceerd, nitraatarm grondwater tot in het bovenste minifilter wordt aangetroffen.
In de bovenste zone van het grondwater is de verticale verplaatsingssnelheid ongeveer gelijk aan het neerslagoverschot gedeeld door de porositeit van het doorstroomde medium. Uitgaande van waarden van respectievelijk 300 mm/jaar en 0,3 bedraagt de (gemiddelde) verticale stromingssnelheid circa 1 meter per jaar. Wanneer wordt aangenomen dat de grens tussen het nitraathoudende en nitraatvrije water de positie van de denitrificatiezone representeert (en het derhalve geen advectief nitraat front betreft), betekent dit dat in dekzandruggen denitrificatie globaal optreedt binnen een periode van 15 jaar na infiltratie.
Indien in de beekdalen de gemiddelde infiltratie, de nitraatbelasting van de landbouwgronden en de denitrificatie snelheid vergelijkbaar zijn met die op de dekzandruggen, zou, in geval van een homogeen isotroop watervoerend pakket, ook in de beekdalen het nitraat tot op een diepte van meer dan 10 m-mv verwacht mogen worden (figuur 3a). Het feit dat in de beekdalen tot in de bovenste minifilters geen nitraat aangetroffen is, kan duiden op de volgende fenomenen:

- er bestaat er een zekere correlatie tussen de diepte van de denitrificatiezone en de diepte van de grondwaterstand beneden maaiveld (werkgroep nitraatuitspoeling, 1985). Dit verband komt globaal ook uit het onderhavige onderzoek naar voren. Zo neemt de diepte van de grondwaterstand toe in de volgorde beekdalen, dekzandruggen, stuwwal; overeenkomstig deze trend wijzen de chemische analyses er op dat in de stuwwal de doordringingsdiepte van nitraat weer groter is dan in de dekzandruggen (zie ook paragraaf 6.2.4 en figuur 5).
- het watervoerend pakket heeft een anisotropie die beduidend hoger is dan 1. Bij hogere anisotropiewaarden krijgen de aanvankelijk horizontaal verlopende isochronen een kromming, waarbij de diepte van de isochronen toeneemt in de richting van de waterscheiding (figuur 3b);
- in de beekdalen is, als gevolg van ondiepe drainage (eventueel in combinatie met een relatief hoge verdamping c.q. surface runoff), de infiltratiediepte gereduceerd; het geïnfiltreerde water wordt voornamelijk via ondiepe afstroming afgevoerd (figuur 3c),
- de bodems c.q. ondergrond van achtereenvolgens de beekdalen, dekzandruggen en stuwwallen hebben een afnemend gehalte aan reductoren (organische stof en eventueel pyriet).

Mogelijk zijn er nog meer verbanden te bedenken. De vraag blijft echter welke de causaliteit er achter deze factoren schuilt. Zo kunnen de punten 2 tot en met 4 mogelijk de achtergrond vormen van de in punt 1 een genoemde correlatie.
Met betrekking tot de anisotropie kan nog opgemerkt worden dat hoge waarden niet erg waarschijnlijk lijken. Een hoge anisotropie uit zich in in- en exfiltratie situaties immers in duidelijk waarneembare verticale stijghoogte verschillen binnen het watervoerend pakket. Over het algemeen zijn de verschillen in stijghoogte over de verticaal gering.
In figuur 3d zijn een aantal kenmerken van een dekzandrug met aanliggend beekdal in één schematisch profiel samengevoegd.

Alhoewel het nitraat op de meeste lokaties op een diepte van 10 à 15 m-mv uit het grondwater is verdwenen, reikt de invloed van de stikstofbelasting van het grondwater waarschijnlijk veel verder dan uit de verrichte chemische analyses blijkt. De stikstof wordt bij denitrificatie immers grotendeels omgezet in stikstofgas, hetgeen tot een hoge stikstofdruk aanleiding kan geven. Voor elke 100 mg nitraat komt hierbij 45 mg stikstofgas vrij (vergelijk reactie 5a, tabel 2). Om de werkelijke stikstofverspreiding binnen het grondwaterlichaam te traceren zijn derhalve stikstofanalyses noodzakelijk. Op deze wijze kan tevens op een bepaalde lokatie worden nagegaan tot welke diepte het grondwater

stroomopwaarts nitraat heeft bevat.
Bij denitrificatie wordt organische stof in de ondergrond verbruikt. In dit verband kan de vraag gesteld worden wat de reductiecapaciteit van de ondergrond is. Gezien de relatief hoge DOC-gehalten van het 'antropogene' water lijkt het er echter op dat het nitraathoudende grondwater van zichzelf al voldoende organische stof bevat om het nitraat te denitrificeren. Een nadere uitwerking van de chemische analyses is hiervoor noodzakelijk.

In tegenstelling tot nitraat manifesteert sulfaatreductie zich veel minder duidelijk in de chemische analyses. Komen bij nitraat als gevolg van denitrificatie zeer abrupte concentratie-overgangen voor, bij sulfaatreductie lijkt de daling van de sulfaatconcentratie veel geleidelijker en daardoor minder zichtbaar te verlopen. Slechts op enkele plaatsen kan op grond van het sulfaatgehalte met zekerheid vastgesteld worden dat sulfaatreductie is opgetreden. Het meest duidelijk doet zich dit voor in het grondwater op lokatie B2. Voor het merendeel van het bemonsterde grondwater wordt echter vermoed dat er geen of nauwelijks sulfaatreductie in heeft plaatsgevonden.

In de paragrafen 7.2 en 7.3 wordt verder ingegaan op de ontwikkeling van de grondwatersamenstelling bij een dalende redoxpotentiaal.

4.4 Trend in het kaliumgehalte en DOC

Nabij de stuwwal (raai A) zijn hoge kaliumgehalten vrijwel beperkt tot de bovenste paar meters. Bij toenemende afstand van de stuwwal lijkt het kalium zich meer over de aquifer te verspreiden, waarbij ook hogere gehalten, zij het geen extreem hoge, op grotere diepten kunnen worden waargenomen.
Bij de putten van raai B worden relatief hoge kaliumgehalten eveneens enigszins verspreid over de aquifer aangetroffen (put B2 uitgezonderd).
Eenzelfde trend als hiervoor beschreven, doet zich voor met betrekking tot het DOC-gehalte. Er lijkt derhalve een zekere correlatie tussen het kalium- en DOC-gehalte te bestaan. Of dit een causaal verband betreft is echter niet duidelijk.

Korte karakterisering putlokaties:
A1: flank stuwwal, bos/heide vegetatie,
A2: beekdal, bouwland
A3: opwelving, op boerenerf, bouwland,
A4: beekdal, bouwland,
A5: opwelving, dennenbos,
A6: terreindepressie, verwilderd, populierenopslag,
A7: opwelving, bouwland,
A8: beekdal, bouwland,
A9: beekdal, bouwland,
A10: opwelving, dennenbos,
A11: beekdal, bouwland,
B1: opwelving, dennenbos,
B2: terreindepressie, bouwland,
B3: opwelving, dennenbos,
B4: laagte achter IJsseldijk, waterrijk natuurreservaat.

Diepte overgang tussen 'antropogeen' en 'schoon' grondwater (m-mv):
A1: 'schoon' grondwater over het gehele dieptetraject,
A2: 20,
A3: 50,
A4: 35,
A5: 30,
A6: 17,
A7: 'antropogeen' grondwater over het gehele dieptetraject,
A8: 35 ('antropogeen' grondwater over vrijwel het gehele dieptetraject),
A9: niet bekend,
A10: 'antropogeen' grondwater over het gehele dieptetraject,
A11: 'antropogeen' grondwater over het gehele dieptetraject,
B1: 'antropogeen' grondwater over vermoedelijk het gehele dieptetraject,
B2: 'antropogeen' grondwater over het gehele dieptetraject,
B3: 'antropogeen' grondwater over het gehele dieptetraject,
B4: 'antropogeen' grondwater over het gehele dieptetraject.

Karakteristiek verloop siliciumgehalte met de diepte:
A1: vrij sterke toename tussen 20 en 25 m-mv,
A2: geen duidelijke relatie met de diepte,
A3: geen duidelijke relatie met de diepte,
A4: geen duidelijke relatie met de diepte,
A5: geen duidelijke relatie met de diepte,
A6: geen duidelijke relatie met de diepte,
A7: vrij sterke toename tussen 10 en 15 m-mv,
A8: vrij sterke toename vanaf 20 m-mv,
A9: niet bekend,
A10: duidelijke toename met de diepte,
A11: geringe toename met de diepte,
B1: geen duidelijke relatie met de diepte,
B2: gehalte nagenoeg constant over vrijwel het gehele dieptetraject,
B3: geen duidelijke relatie met de diepte,
B4: vanaf 20 m-mv een zekere toename met de diepte.

Tabel 3: overzicht van enkele chemische hoofdkenmerken van het grondwater bij de bemonsterde putten.

Diepte 'oxydatie/reduktie' overgang ten opzicht van ijzerkoppel (m-mv):
A1: 55,
A2: 42,
A3: 12,
A4: gereduceerd tot en met het bovenste minifilter,
A5: 9,
A6: gereduceerd tot en met het bovenste minifilter,
A7: 11,
A8: gereduceerd tot en met het bovenste minifilter,
A9: niet bekend,
A1: 12,
A1: gereduceerd tot en met bovenste minifilter,
B1: 12,
B2: 2,
B3: 8,
B4: gereduceerd tot en met bovenste minifilter.

Karakteristiek verloop kalk-verzadigingsindex met de diepte (met vermelding van op een na minimale en op een na maximale waarde (resp. min en max) en globale diepte grens tussen over- en onderverzadiging (omslag)):
A1: onderzverzadigd over gehele dieptetraject (min: -5.22; max: -3.07; omslag: n.v.t.),
A2: boven kleilaag (18 m-mv) nagegenoeg rond verzadiging; onder kleilaag onderverzadigd (min: -4.02; max: 0.35; omslag: 16 m-mv),
A3: globaal wisselend rond verzadiging in ondiepe grondwater; onderverzadigd in dieper grondwater (min: -1.51; max: 0.41; omslag: 12 m-mv); drie bovenste minifilters sterk onderverzadigd (index rond -3),
A4: ondiepe grondwater licht oververzadigd; diepe grondwater licht onderverzadigd (min: -0.51; max: 0.37; omslag: 27 m-mv),
A5: ondiepe grondwater oververzadigd; verzadingingsgraad neemt af met de diepte tot licht onderverzadigd (min: -0.24; max: 0.53: omslag: 40 m-mv); ondiepste minifilter onderverzadigd (index: -0.31),
A6: lichte oververzadiging over gehele dieptetraject (min: 0.02; max: 0.26: omslag: n.v.t.)
A7: lichte oververzadiging over vrijwel het gehele dieptetraject (min: 0.12; max: 0.35: omslag: zie hierna); bovenste drie minifilters (tot 6 m-mv) onderverzadigd (index rond -1.5),
A8: lichte oververzadiging over vrijwel het gehele dieptetraject (min: -0.04; max: 0.32; omslag: n.v.t.),
A9: niet bekend,
A10: lichte oververzadiging over vrijwel gehele dieptetraject (min: 0.11; max: 0.41; omslag: zie hierna); bovenste vijf minifilters (tot 6 m-mv) sterk onderverzadigd (index: -1.5, oplopend tot -6.2),
A11: rond verzadiging (min: -0.14; max: 0.19; omslag: n.v.t.),
B1: lichte oververzadiging over vrijwel gehele dieptetraject (min: -0.11; max: 0.34; omslag: zie hierna); bovenste vier minifilters (tot 6 m-mv) sterk ondervezadigd (index van -1.7, oplopend tot 6.2),
B2: ondiep nagenoeg verzadigd, oplopend tot licht oververzadigd op einddiepte (min: -0.12; max: 0.31; omslag: 7 m-mv),
B3: oververzadiging over vrijwel het gehele dieptetraject (min: 0.26; max: 0.46; omslag: zie hierna); bovenste twee minifilters onderverzadigd (index resp. -0.38 en -0.53),
B4: ondiep licht onderverzadigd, oplopend tot licht oververzadigd op einddiepte (min: -0.30; max: 0.33; omslag: 18 m-mv); bovenste minifilter licht oververzadigd (index: 0.16).

5. BESCHRIJVING VAN DE GEOHYDROCHEMIE PER BORING

5.1 Inleiding

In deze paragraaf zal een korte karakterisering van de geohydrochemie per boring gegeven worden. Deze karakterisering is hoofdzakelijk gerelateerd aan de meest herkenbare fenomenen in de waterchemie en aan componenten die een speciale belangstelling genieten, zoals bijvoorbeeld het siliciumgehalte. Geen aandacht wordt besteed aan het natrium- en bicarbonaatgehalte omdat de gehalten van deze componenten in belangrijke mate gecorreleerd zijn met respectievelijk chloride en calcium.
Voor een analyse van de variaties in bijvoorbeeld het fosfaat- en ammoniumgehalte en een analyse van secundaire variaties in de gehalten van de componenten die een onderdeel vormen van de karakterisering en de ermee gecorreleerde componenten, is nader statistisch onderzoek aan te bevelen.
De omschrijving van de geohydrochemie per put is in zekere zin beperkt van aard. Op meer specifieke zaken met betrekking tot grondwaterstroming en dergelijke wordt elders in dit rapport ingegaan.

Een aantal hoofdkenmerken van de chemie van het grondwater bij elke put zijn ten behoeve van een verdere geohydrologische interpretatie (paragrafen 6 en 7) in tabel 3 bij elkaar gezet. Het betreft een overzicht van dieptecijfers met betrekking tot van de grens tussen 'antropogeen' en 'schoon' grondwater, de overgang van oxydatie/reductie met betrekking tot ijzer en met betrekking tot sulfaat en de verandering van teken van de verzadigingsindex van calciet.

5.2 Put A1

Het chemisch karakter van dit water stemt overeen met dat van grondwater dat door een kalkarme bos/heidegrond is geïnfiltreerd en verder door een kalkarme ondergrond is afgestroomd. Het calciumgehalte overschrijdt nauwelijks de 5 mg/l, het grondwater is over het gehele diepte-traject sterk onderverzadigd aan $Ca(HCO_3)_2$ en het chloridegehalte bedraagt minder dan 20 mg/l. De pH neemt geleidelijk toe met de diepte, vanaf waarden < 5 tot waarden > 6; de pH is blijft over het gehele dieptetraject echter kleiner dan 7.
Het grondwater moet over het algemeen een vrij hoge redox-potentiaal hebben, getuige de lage ijzergehalten van overwegend enkele tienden mg/l.
Het siliciumgehalte bedraagt tot op een diepte van 20 m-mv rond 14

mgSiO_2/l. Tussen 20 en 25 m-mv neemt het gehalte vrij snel toe tot circa 24 mgSiO_2/l. Vanaf een diepte van 25 m-mv is het gehalte wederom vrij constant met waarden van rond 20 à 24 mgSiO_2/l.

Opmerkingen/bijzonderheden:
- In tegenstelling tot calcium vertoont het bicarbonaatgehalte een geringe toename met de diepte, van rond 4 mg/l tot waarden rond 15 mg/l. Aangezien ook de pH met de diepte toeneemt, lijkt zich hier een andere verweringsreactie dan de oplossing van kalk te weerspiegelen.
- Tussen 10 en 20 m-mv komt zowel bij magnesium als bij sulfaat een piek in het verloop van het gehalte met de diepte voor. Het magnesiumgehalte bereikt op deze diepte een waarde van circa 4 mg/l en het sulfaatgehalte een waarde van circa 30 mg/l. Ook het kaliumgehalte op deze diepte is relatief hoog (circa 2 mg/l). Op iets grotere diepte is het nitraatgehalte relatief hoog (oplopend tot 20 mg/l). Het grondwater bevat op deze diepte tevens de hoogste natrium- en chloridegehalten van het profiel. Het lijkt er derhalve op dat zich in het grondwater tot op een diepte van circa 20 m-mv sporen van antropogene invloeden verraden, die waarschijnlijk gerelateerd moeten worden aan invang van aërosolen door de stroomopwaarts gelegen bosvegetatie.
- Op bepaalde diepten, bijvoorbeeld tussen 26 en 30 m-mv, daalt de redox-potentiaal plaatselijk blijkbaar net genoeg om ijzer in gereduceerde vorm oplosbaar te maken. Mogelijk betreft het hier water dat 'opgesloten' zit tussen enkele (gestuwde) kleilaagjes die op voornoemde diepte voorkomen. Het chloridegehalte van dit water is overigens laag, circa 8 mg/l.
- Het fosfaatgehalte neemt, afgezien van een piek rond een diepte van 35 à 40 m-mv (gehalte circa 0,15 mg/l), geleidelijk toe met de diepte.
- Het chloridegehalte vertoont een zeker golvend verloop met de diepte. De vraag dringt zich op of dit verloop mede in verband gebracht kan worden met verschillen in evapotranspiratie tijdens infiltratie. Indien dit het geval is, kan het grondwater op verschillende diepten mogelijk gerelateerd worden aan verschillende vegetatietypes op de plaats waar het grondwater eens is geïnfiltreerd. Isotoop-analyses (O^{18}) zouden hierin nader inzicht kunnen verschaffen.

5.3 Put A2

Tussen 20 en 25 m-mv komt op deze lokatie een kleilaag voor. Het grondwater boven deze kleilaag heeft duidelijk 'antropogene' kenmerken. Onder de kleilaag komt duidelijk een ander watertype voor, dat als 'schoon gekarakteriseerd kan worden.

Boven de kleilaag is het effect van bekalking is duidelijk waarneembaar in het karakter van het grondwater: het water heeft een zeer hoog calciumgehalte (oplopend tot 140 mg/l), een hoge pH en is verzadigd aan $Ca(HCO_3)_2$. De pH van het grondwater onder de kleilaag is beduidend lager; bovendien is dit water onderverzadigd aan $Ca(HCO_3)_2$. Het sulfaatgehalte varieert boven de kleilaag binnen de range van 65 en 160 mg/l; het chloridegehalte bedraagt overwegend circa 30 mg/l.

Het grondwater onder de kleilaag lijkt qua chemische samenstelling in veel opzichten op het water dat in boring A1 in het bovenste grondwater, tot op een diepte van circa 15 m-mv, is aangetroffen. Opvallend hierbij is echter dat het siliciumgehalte van 24 mgSiO_2/l, kenmerkend voor het diepere grondwater bij boring A1, op deze lokatie niet wordt gehaald. Het siliciumgehalte bereikt in het grondwater onder de kleilaag slechts een waarde van 17 à 20 mgSiO_2/l.
Het sulfaatgehalte onder de kleilaag bedraagt tot 41 m-mv 20 à 35 mg/l, daaronder rond 15 mg/l. Het chloridegehalte is over minder dan 15 mg/l, met zeer lage waarden (< 10 mg/l) tussen 43 en 50 m-mv.

Rond 43 m-mv neemt de redoxpotentiaal van dit grondwater sterk af, waarbij het ijzergehalte stijgt van minder dan 1 mg/l tot rond 20 mg/l.
Er is op deze lokatie geen duidelijk verband tussen het siliciumgehalte van het grondwater en de diepte. Wel is het zo dat het siliciumgehalte van het grondwater boven de kleilaag vrij sterk varieert, terwijl het siliciumgehalte van de grondwater onder de kleilaag vrij constant is en gemiddeld iets hoger is dan in het grondwater boven de kleilaag.

Opmerkingen/bijzonderheden:
- Tot 5 m-mv heeft het grondwater uitzonderlijk hoge kaliumgehalten, oplopend tot meer dan 100 mg/l. Ook het DOC-gehalte van dit water is zeer hoog.
- Tot op een diepte van circa 14 m-mv worden hoge nitraatgehalten aangetroffen, oplopend tot 100 mg/l; zowel het ijzer- als het mangaangehalte over dit traject bedraagt over het algemeen minder dan 1 mg/l, waarbij het mangaangehalte hoger is dan het ijzergehalte. Dit laatste is kenmerkend voor een redoxpotentiaal waarbij reductie van zuurstof en denitrificatie optreedt.
- Opvallend is de nitraatloze en ijzerhoudende zone tussen 5 en 8 m-mv. Het ijzergehalte in deze zone is relatief hoog, met gehalten van meer dan 1 mg/l, oplopend tot 15 mg/l. Blijkbaar verkeert de redoxpotentiaal van het grondwater op dit niveau juist rond een waarde waarbij nitraat wordt gereduceerd en tweewaardig-ijzer in oplossing gaat. Om

een beter inzicht te krijgen in de mate waarin denitrificatie optreedt, is het noodzakelijk het gehalte aan opgelost stikstofgas in het grondwater van de bovenste 15 minifilters te analyseren.
- Binnen een bepaald diepte-traject is het fosfaat-gehalte van het grondwater onder de kleilaag hoger dan het fosfaat-gehalte van het grondwater boven de kleilaag.

5.4 Put A3

Over het algemeen heeft het grondwater tot op een diepte van 50 m-mv 'antropogene' kenmerken, met relatief hoge sulfaat- en chloridegehalten (respectievelijk overwegend tussen 30 en 80 mg/l en tussen 25 tot 25 mg/l). Alleen in enkele zones tussen 34 en 40 m-mv wordt grondwater aangetroffen dat als 'schoon' omschreven kan worden. Mogelijk betreft dit grondwater dat in het nabij gelegen bos is geïnfiltreerd. Dit laatste zou overigens wel betekenen dat dit water al binnen een afstand van minder dan 1 kilometer tot op de voornoemde diepte is doorgedrongen en tevens dat de raai op deze lokatie een aanzienlijk hoek maakt met de stromingsrichting van het grondwater.
Rond een diepte van circa 30 m-mv kan waarschijnlijk een overgang tussen sterk en minder sterk 'anytopogeen' beïnvloed grondwater gelegd worden. Het effect van bekalking is tot op deze diepte goed in de grondwatersamenstelling terug te vinden, resulterend in een omgekeerd calciumprofiel met relatief hoge calciumgehalten in het ondiepe grondwater (variabele gehalten tussen 13 en 140 mg/l) en relatief lage calciumgehalten in het diepere grondwater (20 à 50 mg/l). Gecorreleerd met het calciumgehalte vertoont de pH een zeker golvend verloop met de diepte met, de drie bovenste filters uitgezonderd, relatief hoge waarden bovenin (overwegend 7 à 7,7) en een vrij constante waarde van circa 6,6 vanaf circa 30 m-mv. Het diepere grondwater is onderverzadigd aan $Ca(HCO_3)_2$, het ondiepe grondwater bereikt op een aantal diepten het verzadigingspunt.
Vanaf een diepte van circa 12 m-mv is het grondwater gereduceerd ten opzichte van ijzer.
Het siliciumgehalte vertoont geen duidelijke relatie met de diepte. In het ondiepe grondwater worden al vrij hoge gehalten aangetroffen. Vanaf circa 12 m-mv neemt het siliciumgehalte globaal toe met de diepte.

Opmerkingen/bijzonderheden:
- Tot op een diepte van circa 10 m-mv heeft het grondwater een hoog kaliumgehalte, oplopend tot 37 mg/l in het grondwater rond het bovenste minifilter. Dit water wordt ook gekenmerkt door een hoog DOC-gehalte.

- Hoge nitraat-gehalten (tussen 50 en 190 mg/l) worden aangetroffen tot op een diepte van 10 m-mv. Op grotere diepte is de redoxpotentiaal te laag voor het bestaan van het nitraat-ion.

5.5 Put A4

Het grondwater is over het gehele dieptetraject gereduceerd ten opzichte van ijzer. Nitraat wordt dan ook niet in het grondwater aangetroffen. De relatief hoge gehalten aan sulfaat en chloride (respectievelijk 20 tot 60 mg/l en 25 tot maar liefst 200 mg/l) reflecteren echter de aanwezigheid van 'antropogene' invloeden. Volgens deze gehalten zou de grens tussen 'antropogeen' water en 'schoon' grondwater op een diepte van circa 35 m-mv gelegd kunnen worden.
Evenals bij de boringen A2 en A3 manifesteert zich ook op deze lokatie een omgekeerd calciumprofiel, met relatief hoge gehalten in het ondiepe grondwater (60 tot 150 mg/l) en relatief lage gehalten in het diepere grondwater (tussen 35 en 50 mg/l). De pH is op de lokatie echter vrij constant, met waarden tussen 7,1 en 7,6. Boven een diepte van circa 25 m-mv is het grondwater licht oververzadigd aan $Ca(HCO_3)_2$, eronder licht onderverzadigd.
Er bestaat op deze lokatie vrijwel geen relatie tussen het siliciumgehalte van het grondwater en de diepte; wel is een zeker 'golfverloop' van het siliciumgehalte met de diepte zichtbaar, met gehalten tussen 10 en 15 $mgSiO_2/l$.

Opmerkingen/bijzonderheden:
- Het grondwater op een diepte groter dan 37 m-mv heeft de karakteristiek van 'schoon' water met een chloridegehalte van minder dan 10 mg/l en een sulfaatgehalte van minder dan 5 mg/l.

5.6 Put A5

Tot op een diepte van circa 30 m-mv zijn de sulfaat- en chloridegehalten relatief hoog (respectievelijk tussen 40 en 65 mg/l en tussen 30 en 40 mg/l). Op basis hiervan zou de grens tussen 'antropogeen' en 'schoon' grondwater op deze diepte gelegd kunnen worden.
Ook op deze lokatie komt weer een omgekeerd calciumprofiel voor met in het ondiepe grondwater gehalten oplopend tot maar liefst 150 mg/l, met de diepte geleidelijke afnemend tot waarden rond 40 mg/l. De pH varieert over het gehele dieptetraject binnen een nauwe range en is relatief hoog, overwegend tussen 7,5 en 7,8. Tot op een diepte van 40 m-mv is het grondwater iets oververzadigd aan $Ca(HCO_3)_2$, op grotere diepte treedt een

zeer geringe onderverzadiging op.
Vanaf 10 m-mv is het grondwater gereduceerd ten opzichte van ijzer.
Het siliciumgehalte van het grondwater ter plaatse is op vrijwel geen enkele diepte hoger dan 14 mgSiO_2/l. Zowel het hoogste als het laagste gehalte (resp. 14,6 en 5,8 mgSiO_2/l) wordt binnen de 10 m-mv aangetroffen. Een verband tussen het siliciumgehalte en de diepte is nauwelijks aanwezig.

Opmerkingen/bijzonderheden:
- Relatief hoge kaliumgehalten (tussen 2 en 7 mg/l) worden aangetroffen tot op een diepte van 8 m-mv.
- Zeer hoge nitraatgehalten (90 tot 220 mg/l) worden aangetroffen tot op een diepte van circa 9 m-mv. Tussen 9 en 10 m-mv neemt het nitraatgehalte af van 200 mg/l tot vrijwel afwezig en neemt het ijzergehalte toe van minder dan 0,1 mg/l tot meer dan 1 mg/l.
- De scherpe toename van het ijzergehalte tussen 9 en 10 m-mv wordt in de diepte vooraf gegaan door een piek in het mangaangehalte.

5.7 Put A6

Het grondwater is over het gehele dieptetraject gereduceerd ten opzichte van ijzer (gehalten tussen 1,5 en 9,5 mg/l); de redoxpotentiaal is derhalve te laag voor het bestaan van het nitraation.
'Antropogene' invloeden lijken aanwezig tot op een diepte van circa 17 m-mv, getuige het relatief hoge sulfaat- en chloridegehalte (resp. tussen 25 en 40 mg/l en overwegend rond 25 mg/l). Op grotere diepte komt grondwater voor dat als 'schoon' gekarakteriseerd kan worden, op een diepte vanaf 25 m-mv zelfs met een chloridegehalte minder dan 10 mg/l. Tevens is op deze diepte de redoxpotentiaal van het grondwater blijkbaar dermate laag dat sulfaatreductie optreedt; het sulfaatgehalte rond 30 m-mv is zelfs minder dan 1 mg/l.
Ook op deze lokatie manifesteert zich weer een omgekeerd calciumprofiel. De verschillen in calciumgehalte tussen het ondiepe en het diepe grondwater (resp. rond 90 mg/l en rond 60 mg/l) zijn echter minder groot dan bij de hiervoor beschreven boringen. Beneden 5 m-mv varieert de pH binnen een nauwe range, tussen de waarden 7,4 en 7,65. Het siliciumgehalte neemt globaal toe met de diepte, met waarden van circa 14 mgSiO_2/l in het ondiepe grondwater, op grotere diepte geleidelijk oplopend tot circa 19 mgSiO_2/l.

Opmerkingen/bijzonderheden:
- Het grondwater heeft een relatief hoog fosfaat-gehalte (rond 0,15

mg/l).
- Boven een diepte van circa 20 m-mv is het DOC-gehalte hoger als beneden deze diepte respectievelijk rond 5 mg/l en rond 2 mg/l).
- Het gehalte van een aantal componenten (Na, Mg, NH_4, Fe en SiO_2) vertoont bij de diepste vier minifilters (tussen 42 en 48 m-mv) een toename met de diepte.

5.8 Put A7

Het grondwater op deze lokatie heeft over het gehele dieptetraject duidelijke 'antropogene' kenmerken, met zowel sulfaat- als chloridegehalten overwegend tussen 50 en 100 mg/l.
Het calciumgehalte vertoont in vergelijking met de hiervoor beschreven boringen relatief weinig differentiatie met de diepte. Het gehalte varieert globaal rond de 100 mg/l; tussen 7 en 4 m-mv (ondiepste filter) neemt het calciumgehalte echter sterk toe bij afnemende diepte, van 110 tot maar liefst 170 mg/l. Beneden de 6 m-mv bedraagt de pH 5,7 à 6,5. Op grotere diepten varieert de pH overwegend tussen waarden van 7,3 en 7,5. Behoudens het grondwater rond de drie bovenste minifilters is het grondwater iets oververzadigd aan $Ca(HCO_3)_2$.
Vanaf een diepte van 12 m-mv is het grondwater gereduceerd ten opzichte van ijzer.
Het siliciumgehalte neemt toe met de diepte, van waarden rond 7 mgSiO_2/l in het ondiepe grondwater, oplopend tot 19,4 mgSiO_2/l in het grondwater rond het diepste minifilter.

Opmerkingen/bijzonderheden:
- Tot op een diepte van 19 m-mv worden relatief hoge kaliumgehalten (tussen 4 en 10 mg/l) aangetroffen; in het grondwater rond de bovenste twee minifilters (4 en 5 m-mv) bedraagt het kaliumgehalte zelfs 30 en 40 mg/l.
- Het nitraatgehalte is tot voornoemde diepte eveneens zeer hoog, namelijk 420 en 430 mg/l. Op een diepte groter dan 8 m-mv bevat het grondwater vrijwel geen nitraat meer. Toch bereikt het ijzergehalte pas waarden van meer dan 1 mg/l op een diepte vanaf 12 m-mv. Niet geheel duidelijk is of de afname van nitraat op een diepte van rond 7 m-mv moet worden gerelateerd aan verschil in bodemgebruik (of een verschil in de intensiteit van het bodemgebruik) of aan een daling van de redoxpotentiaal. Het laatste lijkt zeker niet uitgesloten, waarbij dan moet worden aangenomen dat de redoxpotentiaal van het grondwater op een diepte tussen 8 en 11 m-mv net een waarde heeft in de range waarbij reductie van mangaan (oxyden of carbonaat) optreedt. Hiermee in overeenstemming is het feit dat het mangaangehalte op deze diepte

groter is dan het ijzergehalte. Bovendien is het opvallend dat ook juist op deze diepte het ammoniumgehalte het laagst is. Dit zou erop kunnen wijzen dat de redoxpotentiaal nog net te hoog is voor het optreden van nitraatreductie (als nevenreactie, dominant in de afbraak van nitraat is immers de denitrificatie; vergelijk reactie 5b, tabel 2). Op een diepte van 11 m-mv neemt het ammoniumgehalte relatief sterk toe; één meter dieper gaat uiteindelijk ook (tweewaardig) ijzer in oplossing (gehaltetoename tussen 11 en 12 m-mv van 0,13 naar 3,1 mg/l). Analyses van opgelost stikstofgas zouden nader inzicht kunnen verschaffen in het lot van het nitraation.

5.9 Put A8

Ook op deze lokatie zijn de 'antropogene' invloeden weer duidelijk waarneembaar. Het grondwater is over het gehele dieptetraject gereduceerd ten opzichte van ijzer, met overwegend gehalten tussen 4 en 7 mg/l. Nitraat wordt op deze lokatie dan ook niet aangetroffen.
Het sulfaatgehalte is op deze lokatie met overwegend gehalten tussen 60 en 120 mg/l, zeer hoog. Hetzelfde geldt voor het chloride, waarvan het gehalte circa 50 à 70 mg/l bedraagt. Op grond van het chloridegehalte kan de grens tussen 'antropogeen' en 'schoon' grondwater op een diepte van circa 35 m-mv gelegd worden. Alleen het grondwater rond de twee diepste minifilters (34 en 36 m-mv) is als 'schoon te karakteriseren. Blijkbaar speelt op deze diepte ook sulfaatreductie een rol, getuige het lage gehalte van rond 2 mg/l. Het calciumgehalte op deze diepte bedraagt rond 75 mg/l.
Het calciumprofiel in de verticale richting heeft op deze lokatie een klokvormig verloop (laag-hoog-laag). De hoogste waarden worden aangetroffen op een diepte tussen 7 en 16 m-mv (gehalten tussen 120 en 150 mg/l). Op een diepte van minder dan 7 m-mv bedraagt het gehalte rond 110 mg/l en op een diepte groter dan 20 m-mv ligt het gehalte overwegend tussen 75 en 90 mg/l. De pH varieert overwegend binnen de range van 7,1 en 7,4. Verder is het grondwater over het gehele dieptetraject verzadigd tot licht oververzadigd aan $Ca(HCO_3)_2$.
Het siliciumgehalte neemt duidelijk toe met de diepte. Tot op een diepte van 20 m-mv is het gehalte vrij constant met waarden tussen 5,8 en 8,5 $mgSiO_2/l$. Tussen de 20 en 22 m-mv neemt het siliciumgehalte vrij sterk toe, van 8,8 naar 13,9 $mgSiO_2/l$. Vanaf de laatstgenoemde diepte stijgt het siliciumgehalte geleidelijk tot 21 $mgSiO_2/l$ op 36 m-mv (diepste minifilter).

Opmerkingen/bijzonderheden:
- Het kaliumgehalte is tot op een diepte van 18 m-mv relatief hoog (tus-

sen 2 en 6 mg/l) en bereikt in het bovenste minifilter (2 m-mv) zelfs een waarde van 30 mg/l.
- Het DOC-gehalte is tussen 15 en 30 m-mv relatief hoog.

5.10 Put A10

De sulfaat- en chloridegehalten wijzen erop dat het grondwater over het gehele dieptetraject heeft blootgestaan aan 'antropogene' invloeden. Het grondwater heeft een chloridegehalte van overwegend 25 à 50 mg/l (uitgezonderd de bovenste minifilters waarin het chloridegehalte beduidend lager is) en een sulfaatgehalte van overwegend 25 à 60 mg/l (uitgezonderd de diepste minifilters war het sulfaatgehalte beduidend lager is).
Het grondwater is vanaf een diepte van 14 m-mv gereduceerd ten opzichte van ijzer.
Ook op deze lokatie heeft het calciumprofiel de vorm van een (zeer scheve) klok. Tot een diepte van 5 m-mv bedraagt het calciumgehalte minder 10 mg/l (het bovenste minifilter uitgezonderd: 49 mg/l). Tussen 5 en 6 m-mv neemt het calciumgehalte toe van 9 naar 37 mg/l. Vanaf deze diepte stijgt het calciumgehalte geleidelijk tot 110 mg/l op een diepte van 14 m-mv en houdt nagenoeg deze waarde tot 22 m-mv. Van 24 m-mv tot de einddiepte (32 m-mv) bedraagt het calciumgehalte 80 à 90 mg/l.
Het ondiepe grondwater heeft een zeer lage pH van rond 4,5 (uitgezonderd het bovenste minifilter: 6,25). Opmerkelijk is dat op een diepte tussen 7 en 10 m-mv de pH de waarde 8 overschrijdt (maximaal 8,15). Dergelijk hoge waarden zijn elders bij dit onderzoek nergens gemeten. Voor het overige varieert de pH overwegend tussen de waarden 7,2 en 7,4. Uitgezonderd de bovenste paar minifilters is het grondwater iets oververzadigd aan $Ca(HCO_3)_2$.
Het siliciumgehalte neemt toe met de diepte, met waarde van 3 à 7 $mgSiO_2/l$ in het ondiepe grondwater tot waarden van rond 17 $mgSiO_2/l$ op grotere diepte.

Opmerkingen/bijzonderheden:
- Het grondwater op een diepte van 28 m-mv tot de einddiepte heeft een relatief hoog kaliumgehalte (2 à 4 mg/l).
- Het grondwater op een diepte van rond 3 m-mv bevat circa 25 mg/l nitraat. Met de diepte neemt dit gehalte toe tot 120 mg/l op een diepte van 10 m-mv. Over een afstand van minder dan 4 meter (tussen 10 en 14 m-mv) daalt vervolgens het nitraatgehalte tot vrijwel nul, overeenkomstig de diepte waarop het grondwater gereduceerd wordt ten opzichte van ijzer.
- Het DOC-gehalte is vanaf een diepte van circa 15 m-mv vrij hoog.

5.11 Put A11

De chloridegehalten (variërend tussen 25 en 55 mg/l) reflecteren over het gehele dieptetraject 'antropogene' invloeden. Tot 13 m-mv worden hoge sulfaatgehalten van rond 100 mg/l waargenomen. Op grotere diepten is het sulfaatgehalte beduidend lager met waarden tot zelfs kleiner dan 1 mg/l, hetgeen wijst op het optreden van sulfaatreductie.
Het grondwater is over het gehele dieptetraject gereduceerd ten opzichte van ijzer; nitraat komt dan ook niet voor. Kenmerkend voor het grondwater op deze lokatie is het hoge ijzergehalte, met overwegend gehalten tussen 9 en 15 mg/l.
Calcium vertoont op deze lokatie weer een omgekeerd profiel met zeer hoge gehalte (tussen 120 en 190 mg/l) tot circa 15 m-mv en lagere gehalten (tussen 75 en 95 mg/l) op grotere diepten. De pH vertoont een geringe toename met de diepte, van 6,9 in het ondiepe grondwater tot 7,2 in het diepere grondwater. Het grondwater is over het gehele dieptetraject min of meer verzadigd aan $Ca(HCO_3)_2$.
Het siliciumgehalte neemt toe met de diepte, met gehalten van 10 à 14 $mgSiO_2/l$ in het ondiepe grondwater, oplopend tot 20 $mgSiO_2/l$ op de einddiepte (34 m-mv).

Opmerkingen/bijzonderheden:
- De 'antropogene' invloeden zijn het duidelijkst zichtbaar in ondiepe grondwater tot circa 3 m-mv, met een relatief hoog kaliumgehalte (tussen 5 en 16 mg/l) en een relatief hoog ammoniumgehalte (tussen 2 en 6 mg/l).
- Het DOC-gehalte van het grondwater op deze lokatie is vrij hoog.

5.12 Put B1

Op deze lokatie bevindt zich tussen circa 12 en 16 m-mv een kleilaag (Eemklei). De 'antropogene' invloed op de kwaliteit van het grondwater boven deze kleilaag is onmiskenbaar. Dit water bevat hoge sulfaatgehalten (overwegend tussen 50 en 125 mg/l), relatief hoge kaliumgehalten (overwegend tussen 3 en 6 mg/l) en hoge nitraatgehalten (tussen 60 en 140 mg/l). In verband met het laatste komen slechts lage ijzergehalten voor van hooguit enkele tienden van milligrammen. Het grondwater heeft tot 6 m-mv een lage pH van 4 à 5 (het bovenste minifilter uitgezonderd: 6,05). Het verloop van het calciumgehalte is tot op dezelfde diepte onregelmatig (variërend van 7 tot 97 mg/l), tussen 6 m-mv tot aan de kleilaag bedraagt het calciumgehalte circa 80 mg/l.
Boven de kleilaag heeft het verloop van het siliciumgehalte met de

diepte een klokvormig verloop, met op geringe diepte waarden rond 14 $mgSiO_2/l$, met de diepte oplopend tot 17 $mgSiO_2/l$ en vervolgens dalend tot circa 10 $mgSiO_2/l$ tot vlak boven de kleilaag.

Het grondwater onder de kleilaag heeft een duidelijk ander karakter (uitgezonderd het water uit het minifilter op 16 m-mv; zie ook bijzonderheden). De redoxpotentiaal van dit water is laag, met ijzergehalten overwegend tussen 2 en 4 mg/l, en nitraatvrij. Vermoedelijk treedt er ook sulfaatreductie op, getuige de lage gehalten tot 2 mg/l. Het chloridegehalte vertoont onder de kleilaag een enigszins golvend verloop, met als amplitudewaarden achtereenvolgens 23 (18 m-mv), 13 (28 m-mv) en 25 (34 m-mv) mg/l. De 'antropogene' invloeden op de waterkwaliteit van het grondwater onder de kleilaag lijken derhalve gering, al wijzen de relatief hoge kaliumgehalten (overwegend tussen 2 en 4 mg/l) mogelijk op het tegendeel. In dit verband kan het zinvol zijn om aan de hand van stikstofanalyses proberen na te gaan of het grondwater onder de kleilaag bloot heeft gestaan aan belasting met stikstof.
Het calciumgehalte van het grondwater onder de kleilaag is vrij constant met waarden rond 80 à 90 mg/l; evenzo de pH met overwegend waarden tussen 7,3 en 7,5. Het siliciumgehalte vertoont ook onder de kleilaag geen eenduidige relatie met de diepte.

Uitgezonderd de bovenste minifilters is het grondwater iets oververzadigd aan $Ca(HCO_3)_2$.

Opmerkingen/bijzonderheden:
- Het grondwater uit het minifilter vlak onder de kleilaag (16 m-mv) heeft een wat afwijkende chemische samenstelling, met een voor deze lokatie relatief hoog calcium-, sulfaat-, chloride-, mangaan- en ammoniumgehalte (resp. 105, 90, 46, 2,6 en 2,6 mg/l). Bovendien is de chemische samenstelling van het grondwater op deze diepte enigszins tweeslachtig. Wat het natrium-, magnesium-, chloride- en sulfaatgehalte heeft eerder de kenmerken van het grondwater boven de kleilaag, terwijl het wat betreft het ammonium-, ijzer-, en nitraat-gehalte weer de kenmerken van het grondwater onder de kleilaag heeft.
- Het grondwater boven de kleilaag heeft sterk wisselende hoge en lage mangaangehalten.
- Over het algemeen is het DOC-gehalte van het grondwater onder de kleilaag hoger.
- Het grondwater onder de kleilaag bevat beduidend hogere ammoniumgehalten dan het grondwater boven de kleilaag.

5.13 Put B2

De chemie van het grondwater op deze lokatie is markant. Behoudens het grondwater rond het bovenste filter (2 m-mv) is de redoxpotentiaal van het grondwater over het gehele dieptetraject dermate laag dat het zelfs geen sulfaat meer bevat. De hoge ijzergehalten (overwegend tussen 10 en 20 mg/l) kunnen verband houden met het feit dat sulfaatreductie stroomopwaarts het sulfaat al heeft doen verdwijnen. Buffering van het ijzergehalte door vastlegging met sulfide zal derhalve op de onderhavige lokatie niet meer plaatsvinden. Opvallend is de vrij constante waarde van het kaliumgehalte (circa 1,4 mg/l), het vrij constante ammoniumgehalte (circa 2,5 mg/l) en het vrij constante fosfaatgehalte (circa 0,13 mg/l) binnen dit gereduceerde grondwater.
Tot op een diepte van 17 m-mv bedraagt het calciumgehalte van het grondwater overwegend 100 à 110 mg/l. Tussen een diepte van 17 en 27 m-mv loopt het calciumgehalte van het grondwater op tot 160 mg/l en behoudt globaal deze waarde tot aan de einddiepte (37 m-mv).
Er is geen duidelijke relatie tussen de pH en de diepte. De pH varieert tussen 6,85 en 7,05. De kalkverzadigingsindex van het grondwater ligt zeer dicht bij nul, met ondiep een zeer gering negatieve waarde (circa -0,1) en op grotere diepte een geringe positieve waarde (circa +0,25).
Het siliciumgehalte van het grondwater op deze lokatie is vrij hoog en neemt zeer geleidelijk toe met de diepte. In het ondiepe grondwater bedraagt het gehalte 19,4 mgSiO_2/l, oplopend tot een gehalte van 21 mgSiO_2/l op 37 m-mv.
In eerste instantie heeft het water het karakter van 'schoon', sterk gereduceerd grondwater. Opmerkelijk is echter het hoge chloridegehalte, met overwegend waarden tussen 80 en 100 mg/l. Tussen 27 en 37 m-mv komen ook lagere waarden voor, tot minimaal 37 mg/l. Op deze fenomenen zal in de paragraaf 6.3 en 6.4 nog nader ingegaan worden.

Opmerkingen/bijzonderheden:
- Het grondwater rond het ondiepste minifilter (2 m-mv) heeft een wat afwijkende chemische samenstelling. Gerelateerd aan de chemische samenstelling van het grondwater beneden dit minifilter heeft het een relatief hoog kalium- en sulfaatgehalte (resp. 5,8 en 52 mg/l) en een relatief laag chloride-, ijzer-, mangaan- en ammoniumgehalte (resp. 21, 0,65, 0,85 en 0,80 mg/l). Het relatief hoge kalium- en sulfaatgehalte duidt op 'antropogene' invloeden. Waarschijnlijk betreft het dan ook ter plekke geïnfiltreerd water.
- De laagste calciumgehalten (circa 95 mg/l) komen voor op een diepte van 11 tot 12 m-mv. Opvallend hierbij is dat juist op deze zelfde

diepte het fosfaatgehalte relatief hoog is (0,3 à 0,45 mg/l). Dit kan erop wijzen dat op deze diepte een geringe hoeveelheid calcium uit het grondwater is verwijderd door neerslag van een calcium-fosfaat mineraal. Verder is in dit water nog een geringe hoeveelheid sulfaat (circa 2 mg/l) aanwezig.

- Het verloop van DOC is op deze lokatie gecorreleerd aan het verloop van het calciumgehalte met de diepte. Tot een diepte van 17 m-mv bedraagt het gehalte circa 12 mg/l, tussen 17 en 27 m-mv neemt het gehalte toe tot circa 22 mg/l en behoudt deze waarde tot aan de einddiepte (37 m-mv).

5.14 Put B3

Evenals bij boring B1 bevindt zich ook op deze lokatie een kleilaag (Eemklei) en wel tussen 8 en 16 m-mv. Het grondwater heeft boven en onder deze kleilaag een verschillend karakter.

Ondanks de niet al te hoge chloridegehalten van circa 20 mg/l (het bovenste filter uitgezonderd) zijn in het grondwater de 'antropogene' invloeden duidelijk zichtbaar in het hoge sulfaatgehalte (overwegend tussen 75 en 90 mg/l), de aanwezigheid van nitraat (gehalte oplopend tot 35 mg/l) en de hoge kaliumgehalten (tussen 2 en 10 mg/l).
Het calciumgehalte van het grondwater boven de kleilaag bedraagt overwegend 110 tot 140 mg/l. In het filter op 3 m-mv is het gehalte beduidend lager: 52 mg/l; de pH van het water varieert tussen 7,1 en 7,4.
Er is een afnemende trend in het siliciumgehalte met de diepte. Het grondwater rond het bovenste minifilter buiten beschouwing gelaten, neemt het gehalte af van 30 (3 m-mv) tot 14 (8 m-mv) mgSiO_2/l.

Het grondwater onder de kleilaag is meer reducerend van karakter met ijzergehalten tussen 1,4 en 12,5 mg/l; nitraat komt in dit water nauwelijks voor. Tussen 16 en 18 m-mv lijkt sulfaatreductie (te zijn) op(ge)treden, getuige het lage gehalte van slechts 3 mg/l. Op grotere diepte neemt het sulfaatgehalte echter weer toe tot waarden van 20 à 30 mg/l.
Het calciumgehalte bedraagt tussen 16 en 19 m-mv circa 90 mg/l; op grotere diepte wordt de waarde van 100 mg/l (oplopend tot 125 mg/l) ruim overschreden.
De pH van het diepere grondwater varieert tussen 7,25 en 7,4.
Ook onder de kleilaag bestaat er een afnemende trend in het siliciumgehalte met de diepte. Vlak onder de kleilaag bedraagt het gehalte 21 mgSiO_2/l, geleidelijk aan afnemend tot 18,4 mgSiO_2/l op een diepte van 27

m-mv.
Het chloridegehalte van het grondwater neemt onder de kleilaag geleidelijk toe met de diepte. Vlak onder de kleilaag (16 m-mv) bedraagt het gehalte 25 mg/l, eerst geleidelijk (tot 23 m-mv), daarna sneller oplopend tot een chloridegehalte van 72 mg/l op einddiepte. Opmerkelijk aan het diepe grondwater zijn tevens de hoge kaliumgehalten van overwegend 2 à 12 mg/l.

Opmerkingen/bijzonderheden:
- Het grondwater rond het bovenste minifilter (2 m-mv) heeft een enigszins afwijkende chemische samenstelling met voor het ondiepe grondwater op de lokatie hoge ijzer-, ammonium- en chloridegehalte (resp. 2,5, 1,7, 0,22 en 49 mg/l), een opmerkelijk hoog siliciumgehalte (38 mgSiO_2/l), een relatief lage pH (6,95) en een relatief laag fosfaatgehalte (0,5 mg/l).
- Opmerkelijk aan het grondwater tussen 3 en 7 m-mv is het hoge fosfaatgehalte van 3 tot 8 mg/l en het hoge mangaangehalte van 2 à 3 mg/l. Nergens anders zijn bij het onderhavige onderzoek dergelijk hoge gehalten aangetroffen.

5.15 Put B4

De chemische samenstelling van het grondwater op deze lokatie is markant. Het grondwater is over het gehele dieptetraject gereduceerd ten opzichte van ijzer (gehalten tussen 1,5 en 10 mg/l). Over het algemeen zijn de ijzergehalten in het ondiepe gedeelte hoger dan in het diepere gedeelte. De laagste gehalten komen voor op een diepte tussen 25 en 37 m-mv. Ook het ammoniumgehalte (1 à 5 mg/l) en het mangaangehalte (0,2 à 2 mg/l) vertonen een tendens van een afnemend gehalte met de diepte. De redoxpotentiaal is te laag voor het bestaan van het nitraation, maar hoog genoeg voor de aanwezigheid van sulfaat. Tot op een diepte van 15 m-mv is het sulfaatgehalte vrij constant, circa 75 mg/l. Tussen 15 en 28 m-mv neemt het gehalte geleidelijk af tot 25 mg/l. Dieper dan 28 m-mv is het grondwater vrijwel sulfaatvrij, waarschijnlijk als gevolg van sulfaatreductie. Ook het chloridegehalte is tot op een diepte van 15 m-mv vrij constant, met waarden van 100 à 110 mg/l. Tussen 15 m-mv en 26 m-mv neemt het gehalte toe tot 130 mg/l. Tussen 26 en 28 m-mv daalt het chloridegehalte echter aanzienlijk, van 130 naar 85 mg/l. Bij toenemende diepte blijft het chloridegehalte dalen tot 65 mg/l op de einddiepte (34 m-mv).
Tot op een diepte van 16 m-mv bedraagt het calciumgehalte rond 70 mg/l. Vanaf deze diepte neemt het gehalte onregelmatig toe tot 100 mg/l op een

diepte van 32 m-mv. Het grondwater rond het diepste minifilter (34 m-mv) heeft echter weer een relatief laag gehalte van 77 mg/l. De pH van het grondwater varieert tussen de waarde 7,1 (ondiep) en 7,4 (diep).
Het siliciumgehalte op deze lokatie is in vergelijking met de hiervoor beschreven boring opmerkelijk laag, met waarden tussen 5,4 en 12,6 mgSiO_2/l. Globaal komen de hogere gehalten voor op grotere diepte; de laagste gehalten worden aangetroffen op een diepte tussen 12 en 22 m-mv.

Opmerkingen/bijzonderheden:
- Het hoge kaliumgehalte van het grondwater op deze lokatie, overwegend tussen 3 en 6,5 mg/l, is opmerkelijk. Over het algemeen is het gehalte in het ondiepe grondwater lager dan in het diepe.

6. BEELDVORMING VAN DE STROMINGSPATRONEN AAN DE HAND VAN EENVOUDIGE MODELBEREKENINGEN EN DE CHEMIE VAN HET GRONDWATER

6.1 Inleiding

Ten behoeve van de gedachtenvorming met betrekking tot de mogelijke stromingspatronen zijn met behulp van het numerieke simulatieprogramma FLOWNET (van Elburg et. al.) enkele berekeningen uitgevoerd. Hierbij is uitgegaan van de grondwaterstandsmetingen van oktober '89.

De berekende stromingspatronen zijn getoetst aan de inzichten die aan de hand van de chemische samenstelling van het grondwater ten aanzien van de grondwaterstroming zijn verkregen. De implicaties hiervan worden in de navolgende paragrafen besproken.

Met de FLOWNET-berekeningen wordt overigens niet meer beoogd dan een globale indicatie te krijgen omtrent de stromingspatronen. Vanwege de beperktheid van twee-dimensionale berekeningen met betrekking tot in werkelijkheid drie-dimensionale stromingspatronen is er vanaf gezien het stromingspatroon tot in detail uit te werken.

Begonnen wordt met de uitwerking van de situatie bij raai A. Dit betreft een vrij uitgebreide analyse. De situatie bij raai B is daarentegen minder ver uitgewerkt. De oorzaak hiervan is enerzijds dat een aantal van de inzichten, ontwikkeld bij de analyse van raai A, ook bij raai B konden worden toegepast. Anderzijds is het feit dat de situatie bij raai B meer onduidelijkheden bevat hier debet aan.

6.2 Analyse van het stromingspatroon bij Raai A

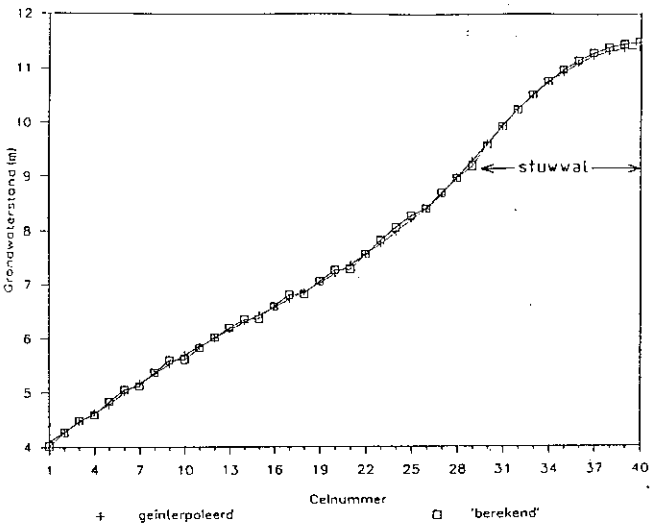
6.2.1 Het stromingspatroon op basis van de grondwaterstandsmetingen

Aan de hand van de grondwaterstandsgegevens van oktober '89 is voor de putten A1 tot en met A6 het grondwaterstandsverloop geïnterpoleerd. Het verlengen van het profiel werd weinig zinvol geacht omdat tussen boring A6 en A7 de raai aanzienlijk verspringt. De putten A7 tot en met A11 zullen derhalve in een later stadium bij de interpretatie betrokken zullen worden. Belangrijk is nog om op te merken dat bij de putten A1 tot en met A6 de Drente-klei ontbreekt, terwijl deze bij de putten A7 tot en met A11 wel aanwezig is. De minifilters van deze laatstgenoemde putten beslaan het gehele watervoerend pakket tot aan de Drente-klei.

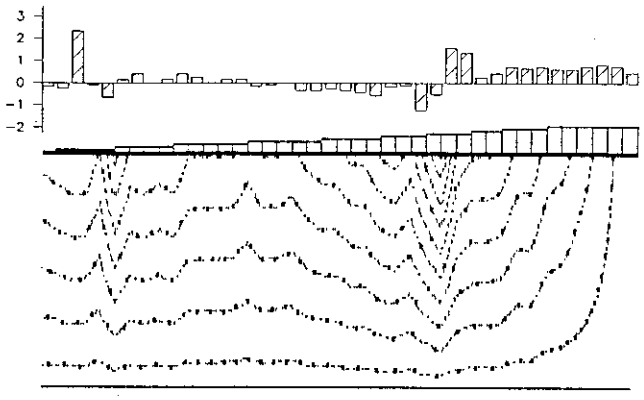
De toegepaste discretisatie in de FLOWNET-berekeningen bedraagt 40 (X) bij 20 (Z), waarbij het profiel een lengte van 10 kilometer representeert. Voor de doorlatendheid van de ondergrond ter plaatse is in eerste instantie een homogene kD-waarde van 2250 m2/dag aangehouden (vergelijk Haak, 1985). Dit is equivalent aan een pakket met een dikte van 75 meter en een horizontale k-waarde van 30 m/dag. Ook voor de verticale k-waarde is in eerste instantie de waarde van 30 m/dag gehanteerd.
Zoals reeds opgemerkt is het grondwaterstandsverloop tussen de putten A1 en A6 geïnterpoleerd. Stuwwalopwaarts is het grondwaterstandsverloop van put A1 geëxtrapoleerd, waarvoor isohypsenkaarten zijn geraadpleegd (Haak, 1985). Dat het moeilijk is een grondwaterstand goed te extrapoleren (ditzelfde geldt voor een interpolatie) bleek wel uit de eerste rekenresultaten die al ten oosten van put A1, in de stuwwal, een kwelgebied opleverde. Dergelijke modelleringscalamiteiten zijn het gevolg van het feit dat het stromingspatroon zeer gevoelig reageert op veranderingen in de gradiënt van het grondwaterstandsverloop. Om het grondwater minimaal tot put A1 'ondergronds' te houden is over dit traject een grondwaterstandsverloop berekend conform de formule voor de afstroming van grondwater naar twee drains. In de meest eenvoudige vorm (alles homogeen; drains die het gehele watervoerend pakket doorsnijden) heeft de grondwaterstand hierbij een parabolisch (Hooghout) verloop:

$$H_k = (-N_k/2T_k)*(k-B_k)^2*X^2 + k*R_k*X + Ho_k, \text{ waarin:}$$

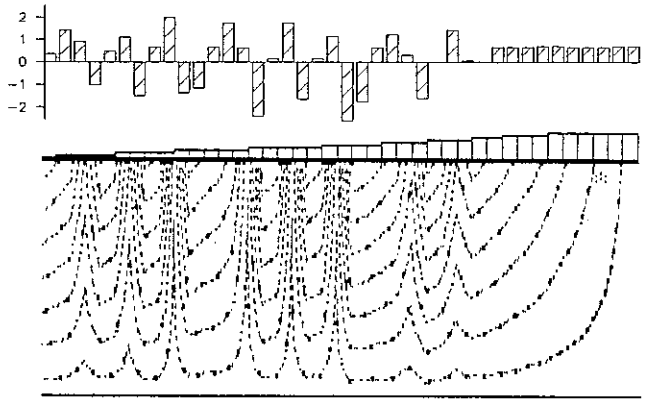
H_k = grondwaterstand (m) voor celnummer k,
k: celnummer,
X: afmeting van cel in X-richting (delta_X),
N_k: grondwateraanvulling (m/dag) voor cel k,
T_k: transmissiviteit (m2/dag) voor cel k,
B_k: constante voor cel k (bepaalt positie top c.q. dal van de parabool, afhankelijk van het teken van N_k),
R_k: regionale gradiënt (m/1000m = dimensieloos) voor cel k,
Ho_k: constante (m) voor cel k.
Met de constanten B, Ho en R kan de parabool in horizontale c.q. verticale richting verschoven worden.
Voor het neerslagoverschot is de waarde van 0,7 mm/dag aangehouden. Met deze waarde lukte het echter niet de opbolling op de stuwwal voldoende hoog te krijgen.
Voor het ophogen van de opbolling bestaan twee mogelijkheden, namelijk het opvoeren van N of het verlagen van de kD. Het opvoeren van N leek hierbij het minst aanvaardbaar aangezien de stuwwal voor het merendeel bedekt is met dennebomen, die een aanzienlijk deel van de neerslag onderscheppen door verdamping (Mulder, 1983). Voor het verlagen van de kD-waarde (in horizontale richting) zijn argumenten aan te voeren,



a: grondwaterstandverloop langs profiel



b: stromingspatroon volgens grondwaterstandverloop + anisotropie= 1, AX= 250 meter

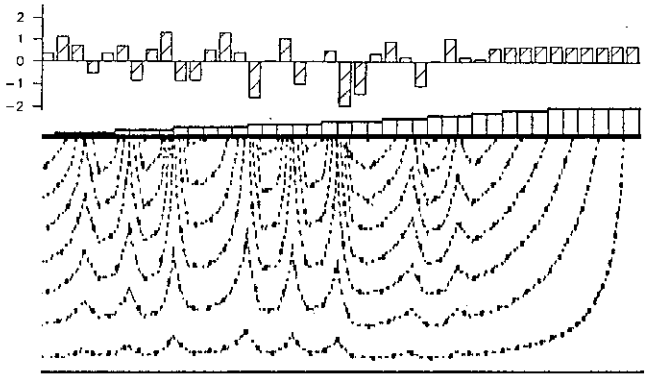


c: stromingspatroon volgens grondwaterstandverloop □ anisotropie= 1, ΔX= 250 meter

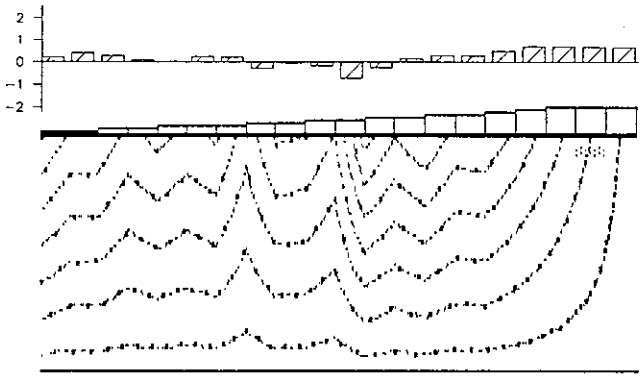
Legenda stromingspatronen:

: stroomlijn, Δt tussen twee opeenvolgende bolletjes= 10 jaar

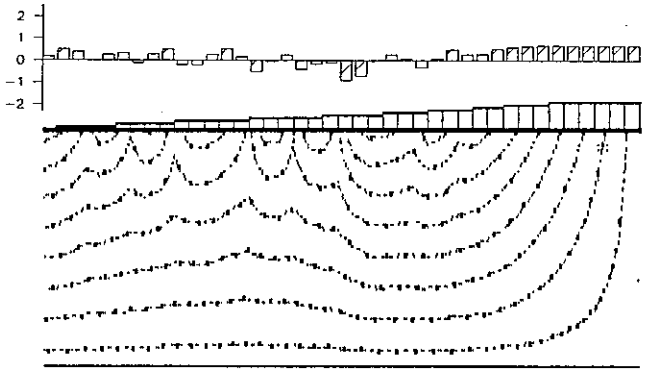
boven stromingsprofiel is weergegeven: infiltratie/exfiltratiepatroon (mm/dag)



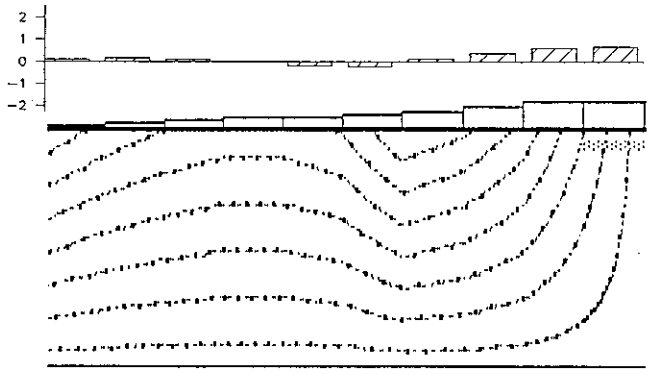
d: als c, echter anisotropie =10



f: als c, echter ΔX= 500 meter



e: als c, echter anisotropie =100



g: als c, echter ΔX= 1000 meter

Figuur 4: twee-dimensionale analyse van het stromingspatroon tussen de putten A1 en A6.

namelijk de scheefstelling van kleilagen in de stuwwallen waardoor de weerstand voor horizontale afstroming wordt verhoogd. Vanaf cel 29 is aldus voor de horizontale k-waarde 17 m/dag (kD-waarde = 1250 m2/dag) aangehouden (de verticale k-waarde van 30 m/dag is voor het gehele profiel gehandhaafd). De exacte specificaties van de berekeningen zijn opgenomen in bijlage 8.

Het geïnterpoleerde grondwaterstandsverloop tussen de boringen A1 en A6 en geëxtrapoleerde grondwaterstandsverloop stuwwalopwaarts vanaf boring A1, berekend met behulp van de hiervoor omschreven formule, is weergegeven in figuur 4a. Het hierbij berekende stromingspatroon is weergegeven in figuur 4b. De 'mismatch' tussen het berekende stromingspatroon en hetgeen de chemie van het grondwater suggereert valt direct op. Het berekende stromingspatroon laat infiltratie op de stuwwal zien, gevolgd door een vrij uitgestrekte zone met diffuse kwel (opwaartse stroming) buiten de stuwwal. Pas vanaf boring A4 vertoont het berekende patroon weer enige infiltratie, echter tot op relatief geringe diepte (circa 15 m-mv). In schril contrast hiermee staat de conclusie die getrokken kon worden op basis van de waarnemingen aan de chemie van het grondwater (tabel 3), namelijk dat buiten de stuwwal geïnfiltreerd water op lokatie A2 al minimaal tot op 20 m-mv is doorgedrongen en op lokatie A3 zelfs tot op een diepte van 50 m-mv. Er moet derhalve aan een mechanisme gedacht worden waarmee het grondwater direct buiten de stuwwal 'de grond ingetrokken' wordt.

6.2.2 De formatie van het stromingspatroon door invloed waterlopen

De hiervoor omschreven geïnterpoleerde/geëxtrapoleerde grondwaterstand heeft een vrij uniform verloop. Een dergelijk verloop impliceert (bij een constante kD-waarde) eigenlijk al een stromingspatroon met een relatief grootschalig patroon, aangezien infiltratie dan wel kwel juist opgewekt wordt door veranderingen in de gradiënt van het grondwaterstandsverloop (convex verloop: infiltratie; concaaf verloop: kwel). Om het grondwater buiten de stuwwallen tot infiltratie te dwingen, zullen op het uniforme verloop meer kleinschalige variaties op het grondwaterstandsverloop gesuperponeerd moeten worden. De legitimatie hiervan kan gezocht worden in het oppervlaktewaterstelsel, waarvan verwacht mag worden dat deze het freatisch vlak deformeert. Uitgaande van deze gedachte is opnieuw een grondwaterstandsverloop samengesteld bestaande uit een lineaire trend waarbij opgeteld de eerder behandelde formule:

$$H = A * (K*deltaX - B)^2 + H_0 + C*K*deltaX, \text{ waarin:}$$

voor H, A, K, deltaX, B en H_0: zie formule I,

C = lineaire trend in het grondwaterstandsverloop (verval in meters over afstand deltaX = dimensieloos).

Het grondwaterstandsverloop langs het profiel komt hierbij tot stand door bij opeenvolgende trajecten verschillende constanten B en C te kiezen. De constructie van het samengestelde grondwaterstandsverloop moet vooralsnog eerder gezien worden als een gedachtenexperiment, om na te gaan wat de mogelijk invloed is van de 'inkerving' van oppervlaktewaterlopen in het freatisch vlak is, dan een poging tot reproduktie van de werkelijkheid. De keuze in de opeenvolging van kwel en infiltratie is dan ook tamelijk willekeurig gekozen.

Een mogelijke samenstelling van het grondwaterstandsverloop is weergegeven in figuur 4a. Hierbij kan opgemerkt worden verschil tussen het geïnterpoleerde/geëxtrapoleerde en het samengestelde grondwaterstandsverloop nergens meer dan 10 cm bedraagt, hetgeen gering genoemd mag worden.

Het berekende stromingspatroon, met als bovenrandvoorwaarde het samengestelde grondwaterstandsverloop, is weergegeven in figuur 4c. Het resultaat is frappant. Ondanks de geringe deviaties die ten opzichte van het geïnterpoleerde/geëxtrapoleerde grondwaterstandsverloop zijn aangebracht, zijn de veranderingen in het stromingspatroon aanzienlijk. Buiten de stuwwal worden kleinschalige stromingspatronen gegenereerd die een lokale infiltratie tot op vrij grote diepte te zien geven (oplopend tot 60 m-mv), overeenkomstig de waarnemingen aan de chemie van het grondwater. Het profiel van figuur 4c is echter door één fenomeen bezwaard en dat is de vrij hoge infiltratie (oplopend tot 2 mm/dag) die door het samengestelde grondwaterstandsverloop plaatselijk wordt gegenereerd. Om de infiltratie-intensiteit langs het profiel te dempen is met hetzelfde samengestelde grondwaterstandsverloop bij een lagere verticale k-waarde van achtereenvolgens 3 en 0,3 m/dag het stromingspatroon nogmaals uitgerekend. De resultaten hiervan zijn weergegeven in de figuren 4d en 4e. Het effect van het opvoeren van de anisotropie is tweeledig, namelijk:

1. de infiltratie-intensiteit langs het profiel neemt af tot meer acceptabele waarden,
2. de doordringingsdiepte van de lokale systemen neemt af.

Belangrijk is echter te constateren dat bij opvoering van de anisotropie de ruimtelijke relatie tussen wegzijging en kwel gehandhaafd blijft. Een ander fenomeen dat in figuur 4e zichtbaar wordt is dat de doordringingsdiepte van het lokaal geïnfiltreerde water in (grondwater)stroomafwaartse richting kan variëren. Vergelijk hiermee bijvoorbeeld de doordringingsdiepte van 'antropogeen' water bij put A3 (50 m-mv), put A4 (35

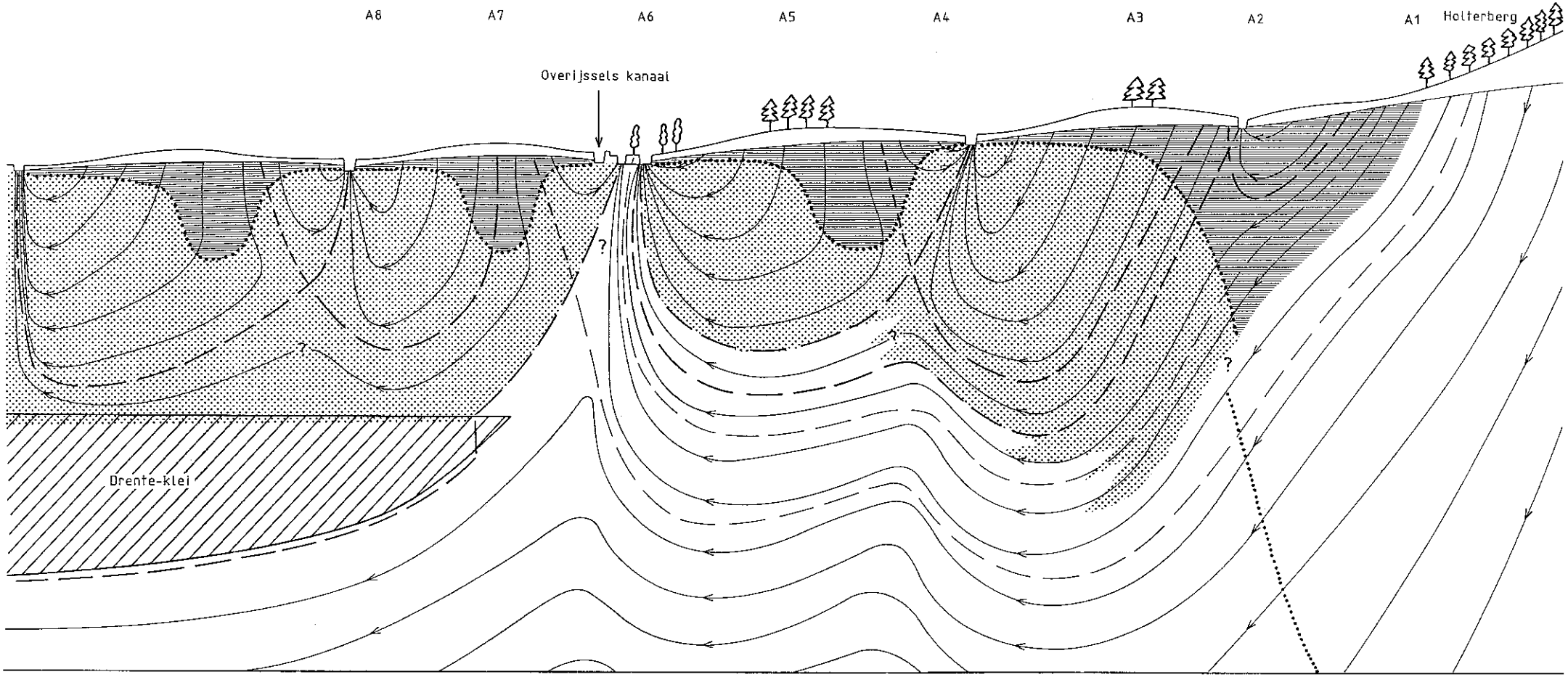
m-mv) en put A6 (17 m-mv).

Met betrekking tot het geïnterpoleerde/geëxtrapoleerde grondwaterstandsverloop moet opgemerkt worden dat de grondwaterstanden zijn gemeten aan het einde van de droge zomer van 1989. Als gevolg van het uitzakken van het freatisch vlak en het droogvallen van waterlopen kan het effect van waterlopen op het freatisch vlak op dat moment grotendeels uitgewist zijn. Niet uitgesloten kan worden dat onder deze condities een stromingspatroon zoals weergegeven in figuur 4b inderdaad bestaat. Zo dit al het geval is, zal het bestaan van dit patroon echter van korte duur zijn. De chemie van het grondwater wijst er immers op dat de systemen die een lokale infiltratie genereren over een langere tijdsperiode de overhand hebben.

6.2.3 Lokaal versus regionaal

Zoals in de voorgaande paragrafen uiteengezet is bij de putten A2 tot en met A6 in de chemie van het grondwater op zekere diepte een vrij duidelijke overgang waarneembaar van door bemesting beïnvloed grondwater en zogenaamd 'schoon' grondwater. De vraag is nu of deze overgang moet worden toegeschreven aan een systeemgrens, een frontverplaatsing dan wel een lateraal verschil in bodemgebruik (zie ook figuur 5 in voorgaande rapport). Ofwel: is hier sprake van een voortschrijdende 'verantopogenisering' van de grondwaterkwaliteit van lokale stromingspatronen of duidt de overgang op de begrenzing in de diepte tussen lokaal geïnfiltreerd grondwater en regionaal afstromend grondwater vanuit de stuwwal?

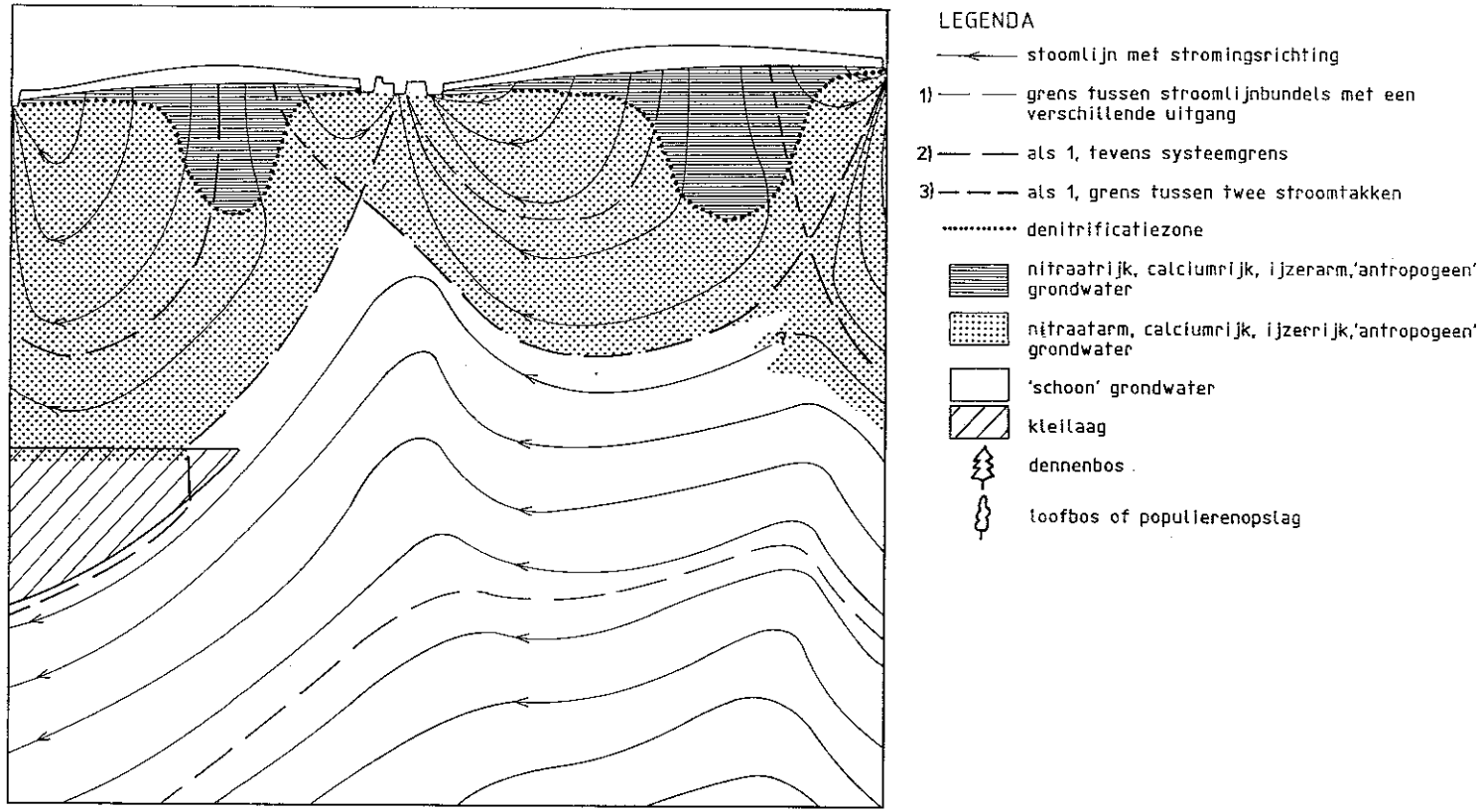
In de verschillende (ook niet gepresenteerde) FLOWNET-berekeningen, voor zover deze representatief voor de situatie bij raai A beschouwd kunnen worden, komt telkens weer een regionale stromingscomponent tot uiting. De verblijftijd van het grondwater binnen de erboven gelegen lokale systemen ligt volgens de berekeningen in de orde grootte van enkele tientallen jaren tot een halve eeuw. Globaal is deze verblijftijd korter dan de periode waarover bekalking en (intensieve) bemesting heeft plaatsgevonden, hetgeen zou betekenen dat het grondwater binnen de lokale systemen inmiddels geheel een 'antropogeen' karakter heeft. Op basis van deze overwegingen is het aannemelijk de overgang tussen 'antropogeen' en 'schoon' water in eerste instantie te relateren aan de begrenzing tussen systemen van meer lokale aard en het regionale systeem.
Echter, ook het regionale systeem is niet geheel vrij van 'antropogeen' water, aangezien de ingang van het regionale systeem zich nog voor een



lengte profiel: circa 10 kilometer
hoogte profiel: circa 70 meter

sulfaatreduktie (?) ← daling redoxpotentiaal / toename calciumbicarbonaal-gehalte — in regionale systeem

a: interpretatie waarbij het 'schone' grondwater een uitgang heeft in het gebied rond locatie A6



b: alternatieve interpretatie, waarbij het 'schone' grondwater geen uitgang heeft in het gebied rond lokatie A6

Figuur 5: compilatie van het stromingspatroon bij raai A.

deel uitstrekt tot in de landbouwgebieden die de stuwwal omzomen. Gezien de lange verblijftijd van het grondwater in het regionale systeem zal het 'antropogene' water zich nog maar een gedeeltelijk binnen het regionale systeem verspreid hebben. Het feit dat het 'antropogene' water bij lokatie A3 al op veel grotere diepte is aangetroffen dan bij de verder stroomafwaarts gelegen lokaties (tabel 3) houdt hier waarschijnlijk (mede) verband mee. Het voorkomen van 'antropogeen' water binnen het regionale systeem zal bovendien beperkt blijven tot de bovenste zone. Hiermee is ondertussen wel echter het probleem geschapen dat de overgang tussen 'antropogeen' en 'schoon' water niet meer samenvalt met de systeemgrens; deze bevindt zich in dit geval binnen het 'antropogene' water en is met de huidige stand van de wetenschap alleen nog op basis van contrasten in ouderdom vast te stellen (althans, indien dit contrast voldoende groot is om vastgesteld te kunnen worden).

Voor zover de overgang tussen 'antropogeen' en 'schoon' grondwater samenvalt met de systeemgrens tussen lokaal en regionaal afstromend grondwater, moet er een aanzienlijk leeftijdscontrast van het grondwater over deze zone bestaan. Dit leeftijdscontrast zal in de richting van put A1 naar put A6 toenemen. Volgens de FLOWNET-berekeningen kan dit leeftijdscontrast oplopen tot globaal een factor 10 bij put A6: het lokale grondwater boven de systeemgrens aldaar heeft naar verwachting een ouderdom van enkele tientallen decennia, terwijl het diepere grondwater onder de systeemgrens daar volgens de berekeningen een ouderdom van enkele eeuwen moet hebben. Een en ander kan met behulp van isotopenonderzoek nader uitgezocht worden. Bij eventuele ouderdomsanalyses waarin het kalk-koolzuur evenwicht een rol speelt, moet echter bedacht worden dat het bicarbonaat binnen de lokale systemen een duidelijk andere genese heeft dan binnen het regionale systeem.

In tegenstelling tot de putten A1 tot en met A6 reiken de putten A7 tot en met A8 alle tot aan de Drente-klei. Het grondwater heeft op al deze lokaties een 'antropogeen' karakter over vrijwel het gehele dieptetraject. Blijkbaar vindt regionale afstroming vanuit de stuwwal niet plaats over de Drente-klei.

Concluderend kan gesteld worden dat zonder nader onderzoek het meest aannemelijk is dat er bij raai A een regionaal systeem bestaat, met daarboven gesuperponeerd lokale systemen waarbinnen afstroming naar de plaatselijk aanwezige waterlopen plaatsvindt. Het regionale systeem wordt door de Drente-klei afgesplitst van de erboven gelegen lokale systemen. Boven de Drente-klei beslaan de lokale systemen het gehele

watervoerend pakket.
De eenduidigheid in de interpretatie van de overgang tussen 'antropogeen' en 'schoon' grondwater laat echter te wensen over, omdat deze overgang zowel gerelateerd kan worden aan de grens tussen het regionale en de meer lokale systemen als aan frontverplaatsing en aan een lateraal verschil in bodemgebruik.
Opvallend is wel dat bij alle putten in de beekdalen in het bovenste traject 'antropogeen' water met een hoog chloride-, sulfaat- en calciumgehalte (uitgezonderd put A1) voorkomt. In geen enkel laag gelegen terrein c.q. beekdal wordt 'schoon' grondwater vlak onder het maaiveld aangetroffen. Zelfs niet bij boring A6, dat gelegen is in een gebied met vele 'kwel'-kenmerken zoals een relatief laag gelegen maaiveld, grondwatertrap II, een vrij dicht drainagestelsel en een natte vegetatie. Ook op deze lokatie bevindt zich tot op een diepte van circa 17 m-mv antropogeen, gereduceerd grondwaterwater. Wel bevindt de overgang tussen 'antropogeen en 'schoon' grondwater zich op deze lokatie het meest ondiep.
De vraag is dan ook waar het regionaal afstromende, 'schone' grondwater aan de oppervlakte komt. Vermoedelijk betreft het alleen zeer smalle zones rond en onder waterlopen, en dan mogelijk ook nog op een gering aantal plaatsen. In de navolgende paragrafen zal hier nader op ingegaan worden.

6.2.4 Compilatie

Een compilatie van de inzichten, verkregen uit de chemische gegevens van het grondwater uit de minifilters en de FLOWNET-berekeningen, is weergegeven in figuur 5a. Het betreft een soort 'netto' patroon, waarmee de huidige waargenomen chemische samenstelling van het grondwater in min of meer in overeenstemming is. De tijdsafhankelijkheid van stromingspatronen is er niet in verwerkt en het is dan ook maar de vraag of de werkelijke stroompaden van de grondwaterdeeltjes conform de stroomlijnen binnen één systeem zijn (zie ook paragraaf 7.4).

Bij het profiel van figuur 5a kunnen verder nog de volgende kanttekeningen en opmerkingen geplaatst worden:
- Het profiel snijdt met name de ondiepe systemen schuin aan. In werkelijkheid staan de beken min of meer loodrecht op de stuwwal; in het profiel lopen ze er in zekere zin evenwijdig aan.
- In de afstand tussen de stroomlijnen is getracht de volumestroomdichtheid tot uiting te brengen. Hierbij is uitgegaan van een homogene situatie (uitgezonderd de Drente-klei). In werkelijkheid zullen de volumestroomdichtheden beïnvloed worden door doorlatendheidsverschil-

len in de ondergrond. Bovendien is het stromingspatroon vanuit de stuwwal radiaal. Als gevolg hiervan moet de volumestroomdichtheid binnen het regionale systeem in de afstromingsrichting afnemen.

- In het profiel zijn een aantal subregionale systemen aangegeven. Het bestaan hiervan kan op grond van chemische gegevens niet vastgesteld worden, omdat het onderscheidingsvermogen van de chemie binnen het 'antropogene' grondwater te gering is (zie ook paragraaf 7.5),
- Put A6 is gelegen in een komvormige depressie. De opwelving van stroomlijnen in dit gebied heeft drie-dimensionaal gezien waarschijnlijk dan ook een kegelvormige structuur. De vraag is of deze opwelvingen van stroomlijnen zijn terug te vinden in het (micro)reliëf in het zoet/zout-grensvlak.
- Bij lokatie A4 zijn stroomlijnen getekend die terug buigen. Een dergelijke situatie is theoretisch mogelijk. In beekdalen moet het bestaan van een merkwaardig verloop van de ouderdom van het grondwater met de diepte, waarbij jonger grondwater boven ouder grondwater voorkomt of waar over een bepaald dieptetraject water met nagenoeg een constante ouderdom voorkomt, niet uitgesloten worden.
- De rol van het Overijssels kanaal is niet in de beschouwingen betrokken. Het peil van dit kanaal is hoger dan het peil van de sloten in het gebied rondom lokatie A6, zodat instroming van water uit het kanaal in dit gebied in eerste instantie verwacht kan worden. De voedende rol van kanalen wordt echter steeds meer betwijfeld vanwege de hoge hydraulische weerstand die een kanaalbodem bij een infiltratiesituatie ontwikkeld.

Zoals uiteengezet in de voorgaande paragraaf wordt bij put A6 'antropogeen' tot op een diepte van 17 m-mv aangetroffen. Het diepere, waarschijnlijk meer regionale grondwater bereikt op deze lokatie het maaiveld derhalve niet. Wel is hier sprake van een 'opduiking' van het regionale systeem, aangezien van de putten buiten de stuwwal het 'schone' grondwater op deze lokatie het meest ondiep wordt aangetroffen (tabel 3). Het regionaal afstromende grondwater moet echter ergens aan het oppervlak treden en wat dat betreft lijkt het niet uitgesloten dat in de nabije omgeving van put A6 het diepere 'schone' grondwater ergens aan de dag treedt. Gezien de aanwezigheid van een vrij dicht slotenstelsel zal dit 'schone' grondwater vermoedelijk rechtstreeks in het oppervlaktewater terecht komen en dan ook nog waarschijnlijk op een beperkt aantal plaatsen. Deze mogelijke interpretatie is in figuur 5a tot uitdrukking gebracht. In het profiel is het 'slootsysteem' bij lokatie A6 nogal gedrongen weergegeven. Niet uitgesloten is dat een dergelijk systeem veel dieper doordringt dan op de tekening is weergegeven. De

tekening heeft voor een goede weergave van de situatie ter plaatse een gebrekkige resolutie. Voor een meer gedetailleerde uitwerking van de hydrologische situatie in dit gebied: zie paragraaf 6.4 en figuur 7.
De alternatieve interpretatie, waarbij 'schoon' water niet in het gebied rond put A6 aan de dag treedt, is weergegeven in figuur 5b. Een probleem bij deze interpretatie is dat er nogal wat stroomlijnen naar de diepere ondergrond moeten verdwijn. Dit kan echter een inconsistentie betreffen die inherent is aan een twee-dimensionale weergave van een in feite drie-dimensionaal patroon.
Alleen een zeer gedetailleerd veldonderzoek zou uit kunnen wijzen welke van de twee interpretaties de werkelijkheid het meest benaderd.

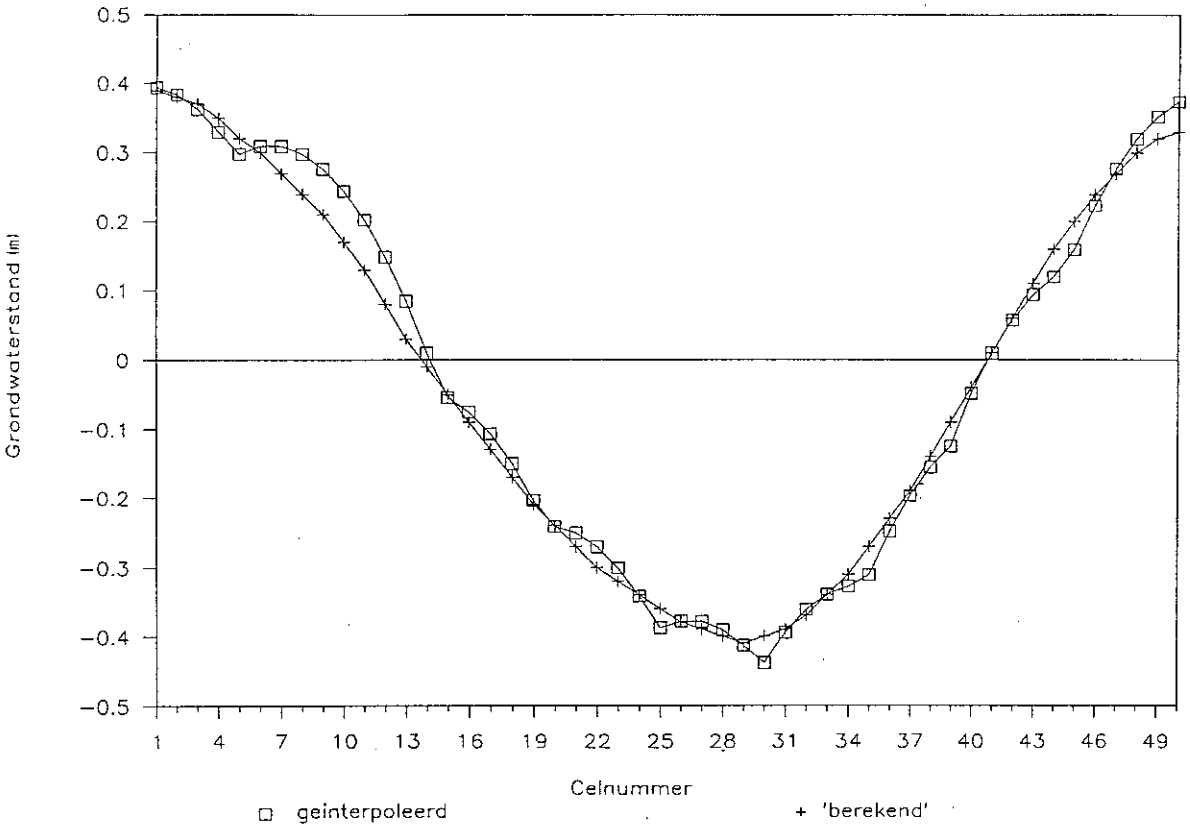
Tenslotte moet nog opgemerkt worden dat met betrekking tot de interpretatie van de situatie bij put A6 enige reserve voorbehouden moet worden. Deze put ligt namelijk op minder dan één kilometer afstand van de Drente-klei. Onder deze klei wordt grondwater gewonnen waarvan de aanvulling juist in de randzone van deze kleilaag zal plaatsvinden (het sterkst waar deze juist net afwezig is). Hoewel de neerwaartse flux van het grondwater, gezien de enorme spreiding van het gebied waarbinnen deze aanvulling plaatsvindt, gering zal zijn, kan niet geheel uitgesloten worden dat een dergelijk invloed mede een rol speelt in het naar beneden trekken van lokaal grondwater.

6.3 Analyse van het stromingspatroon bij Raai B

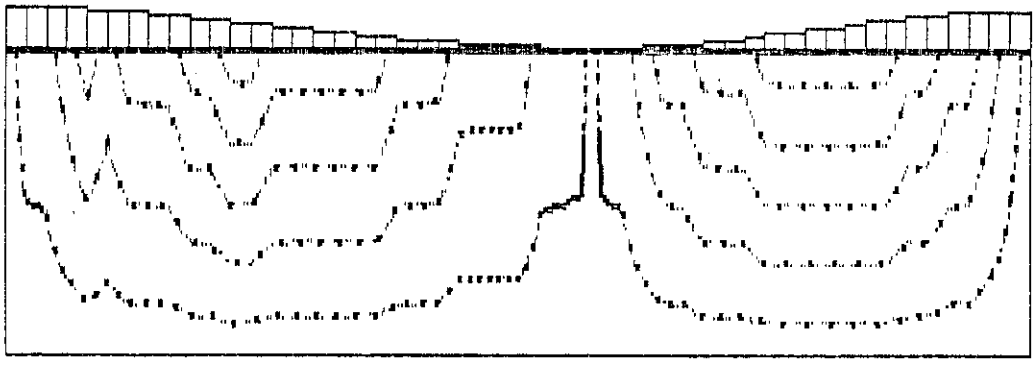
De chemie het grondwater rond de geanalyseerde putten van raai B (B1 tot en met B4) heeft binnen het gehele watervoerend pakket boven de Drente-klei een 'antropogeen' karakter.

Het grondwaterstandsverloop is in een profiel langs de putten B1 tot en met B4 weergegeven in figuur 6a. Met behulp van FLOWNET is met dit grondwaterstandsverloop als randvoorwaarde een stromingspatroon berekend (figuur 6b). Hierbij is de Drente-klei als ondoorlatende basis aangenomen. De dikte van het watervoerend pakket bedraagt langs het profiel circa 35 meter. Voor de k-waarde van het watervoerend pakket is evenals bij raai A een waarde van 30 m/dag aangehouden (specificatie; zie bijlage 9). Kleilagen zijn ter vereenvoudiging van de berekeningen in eerste instantie weggelaten.

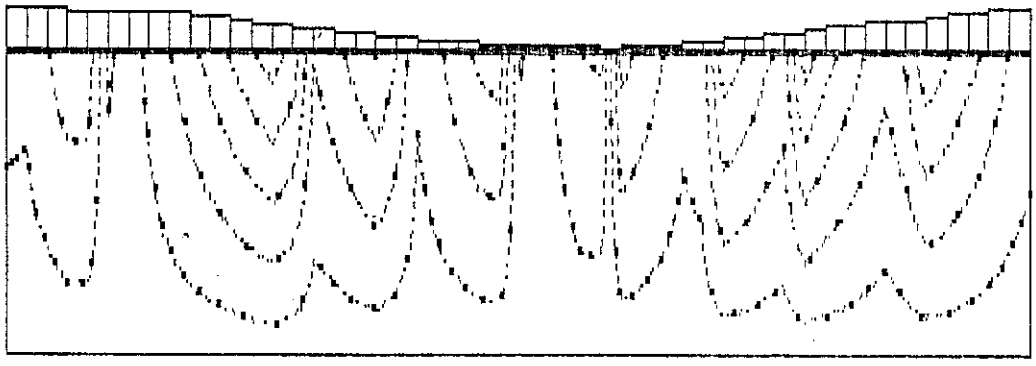
Zoals te verwachten genereert het grondwaterstandsverloop een vrij grootschalige afstroming in de richting van put B2. Het gebied tussen put B1 en B4 heeft echter een dicht oppervlaktewaterstelsel, waardoor



a: grondwaterstandsverloop langs profiel



b: stromingspatroon volgens grondwaterstandsverloop +, anisotropie =1, ΔX =250 meter



c: stromingspatroon volgens grondwaterstandsverloop □, anisotropie =1, ΔX =250 meter

Legenda stromingspatronen:

stroomlijn

specificatie berekeningen:
zie tekst en bijlage 9.

Figuur 6: twee-dimensionale analyse van het stromingspatroon bij raai B.

het bestaan van het in figuur 6b gepresenteerde stromingspatroon uiterst dubieus wordt. Op analoge wijze als bij raai A (paragraaf 6.2.2) is dan ook voor raai B getracht het effect van het oppervlaktewaterstelsel in het grondwaterstandsverloop tot uitdrukking te brengen. Uiteraard wordt hierbij weer een min of meer hypothetische situatie gesimuleerd waarvan het karakter echter vergelijkbaar met dat in het gebied tussen boring B1 en B4. Het resultaat hiervan is weergegeven in figuur 6c. Hieruit blijkt dat het grootschalige patroon, zoals weergegeven in figuur 6b, in belangrijke mate en tot op vrij grote diepte overschreven kan worden door de aan het oppervlaktewaterstelsel gekoppelde drainagesystemen. Echter, daar waar zich (Eem)kleilagen bevinden, zal de doordringingsdiepte van dergelijke lokale systemen beperkt zijn tot het diepteniveau van deze kleilagen. Deze situatie is niet verder uitgewerkt.

De putten B1 en B3 zijn gesitueerd op de ruggen van dekzanden dan wel rivierduinen. De chemische samenstelling van het grondwater is vergelijkbaar met die van het grondwater in de dekzandruggen bij raai A. Enigszins contrasterend hiermee is de samenstelling van het grondwater bij de putten B4 en B2. Het grondwater bij beide putten wordt gekenmerkt door hoge chloridegehalten (rond 100 mg/l), de hoogste waarden die bij deze analyse-campagne zijn aangetroffen.
De chemie van het grondwater bij put B4 reflecteert tot op een diepte van minimaal 28 m-mv de chemische samenstelling van geïnfiltreerd IJsselwater (tabel 4). Op grotere diepte wijkt de chemische samenstelling van het grondwater enigszins af.
Zoals reeds opgemerkt heeft het grondwater bij put B2, evenals bij put B4, een hoog chloridegehalte, zij het iets lager dan bij put B4. De verleiding bestaat op basis hiervan te concluderen dat het toegestroomd Ijsselwater betreft, overeenkomstig hetgeen het stromingspatroon van figuur 6b suggereert. De chemische samenstelling van het grondwater bij put B2 is, gerelateerd aan de grondwatersamenstelling bij de overige beschouwde putten, echter vrij uniek in die zin dat de redox-potentiaal van dit water over het gehele dieptetraject dermate laag is dat zelfs sulfaat is gereduceerd. In meerdere opzichten (zeer hoog ammonium- en ijzergehalte) heeft dit water het karakter van water dat door veenlagen is geïnfiltreerd. Het is in feite een watertype dat vrij algemeen in lage gedeelten van Nederland (met een (voormalige) veenbedekking) wordt aangetroffen. Uiteraard kan het nog toegestroomd Ijsselwater betreffen dat veenlagen heeft gepasseerd. Deze conclusie lijkt echter zonder nader onderzoek enigszins voorbarig.
Put B2 is bovendien de enige lokatie zijn waarbij het calciumgehalte van het grondwater een zekere toename met de diepte te zien geeft.

Component:	Jaargemiddelde gehalte varieert globaal tussen (uitschieters daargelaten):
Electrisch geleidingsvermogen	75 en 110 mS/m,
pH	7,25 en 7,75,
Totale hardheid	2,25 en 2,75 mmol/l.
Natrium	75 en 125 mg/l,
Kalium	6 en 8 mg/l,
Calcium	75 en 90 mg/l,
Magnesium	10 en 14 mg/l,
Chloride	130 en 200 mg/l,
Bicarbonaat	150 en 170 mg/l,
Sulfaat	60 en 100 mg/l,
Nitraat	10 en 20 $mgNO_3/l$,
Nitriet	0,1 en 0,5 $mgNO_{2/l}$,
Ammonium	0,2 en 2 $mgNH_{4/l}$,
IJzer	1 en 3 mg/l,
Mangaan	0,75 en 1,25 mg/l,
Silicium	4,5 en 6 $mgSiO_2/l$,
Orthofosfaat	0,5 en 1,2 $mgPO_4/l$.

Cijfers gebaseerd op de waarnemingsperiode 1967 - 1987 (waarnemingsstations tot halverwege '82: Tiel; daarna Lobith) (ontleend aan het RIWA-rapport: De samenstelling van het Rijnwater in 1986 en 1987)

Tabel 4: gehalte van enkele chemische componenten in het Rijnwater.

Deze toename is op deze lokatie overigens gecorreleerd met een toename met DOC. Dit zou erop kunnen wijzen fermentatie van organische stof een permanente bron van CO_2 vormt, waardoor in dit geval het calciumgehalte inderdaad blijft toenemen in de afstromingsrichting (zie ook paragraaf 7.2). Uiteraard dient het sediment dat het grondwater hierbij passeert dan voldoende kalk te bevatten. Opmerkelijk in dit verband is dat het siliciumgehalte van het grondwater op deze lokatie weliswaar relatief hoog (circa 20 $mgSiO_2/l$), maar over het gehele dieptetraject vrij constant is.

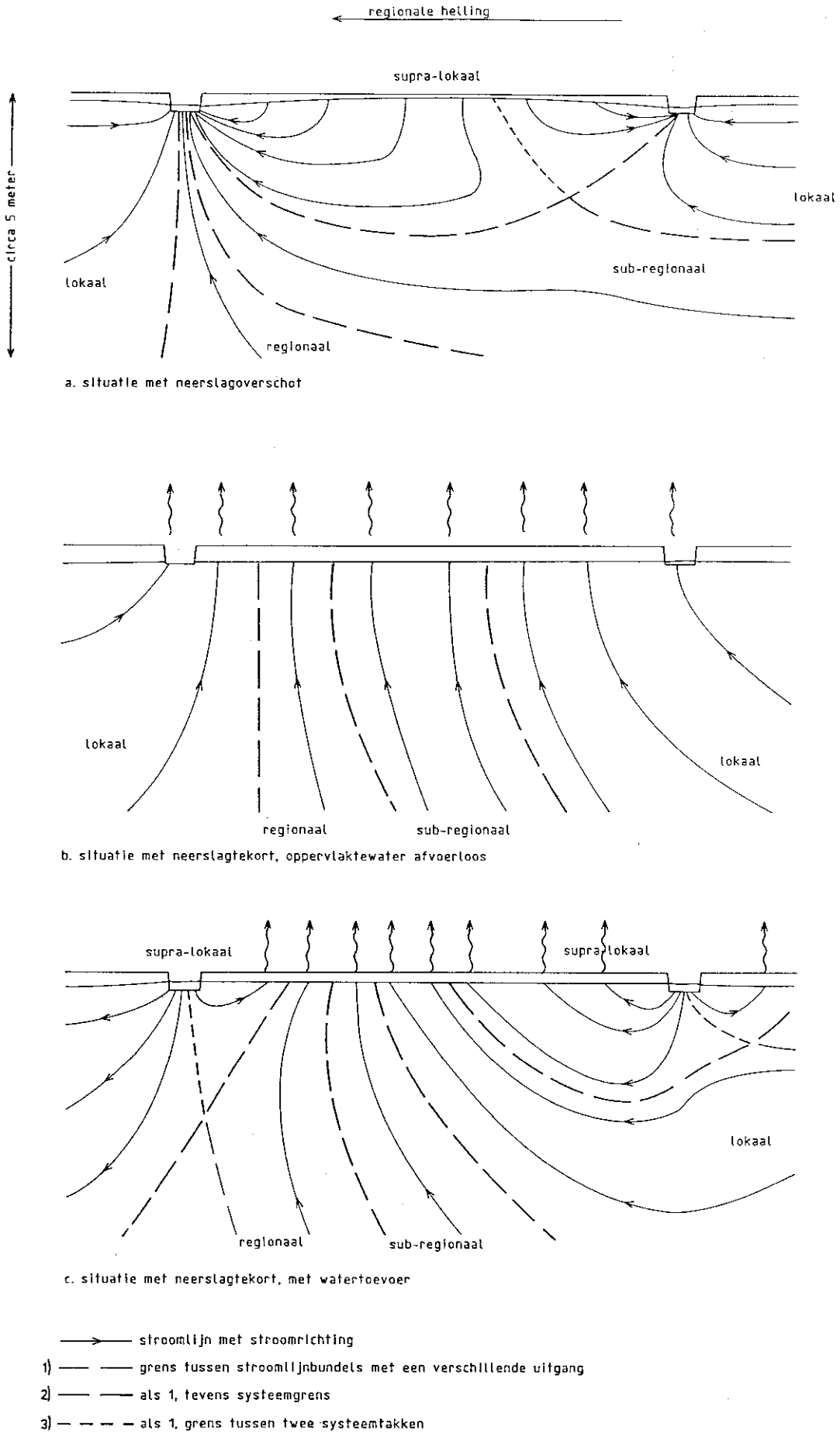
De karakteristiek van het grondwater bij put B3 wijst tot op een diepte van 20 m-mv vrijwel zeker op ander water dan IJsselwater. Het grondwater heeft tot op deze diepte een relatief laag chloridegehalte van 20 à 30 mg/l. Tot op 8 m-mv heeft het water zelfs nog een vrij hoge redox-potentiaal (ijzergehalte < 1 mg/l). Dit wijst erop dat het water dat in deze topografische opwelving infiltreert tot op vrij grote diepte kan doordringen, overeenkomstig hetgeen is weergegeven in figuur 6c. Dit betekent bovendien dat eventueel landinwaarts stromend IJsselwater om deze rug heenbuigt.

6.4 Hydrologie van lage gebieden

Met betrekking tot de waterhuishouding van de onverzadigde zone is een analyse van de situatie in laag gelegen gebieden (terreindepressies, beekdalen), die een potentiële uitgang vormen voor systemen van verschillende schaal, het meest gecompliceerd. Een infiltratiegebied blijft in de regel, ook bij gewijzigde omstandigheden, een infiltratiegebied.

De complexiteit van de hydrologie in lage gebieden is vooral gelegen in de competitie tussen lokale neerslag en diep grondwater en de herkomst van het diepe grondwater. Deze factoren zijn erg gevoelig voor ingrepen in het geohydrologisch regime, zoals het oppervlaktewater/drainage stelsel (verdichting van het drainage stelsel, peilverlagingen) en grondwaterwinningen (Kemmers en Janssen, 1983-1989; Garritsen, 1988; Gieske, 1988; Stuurman, 1988; Hoogendoorn, 1990).

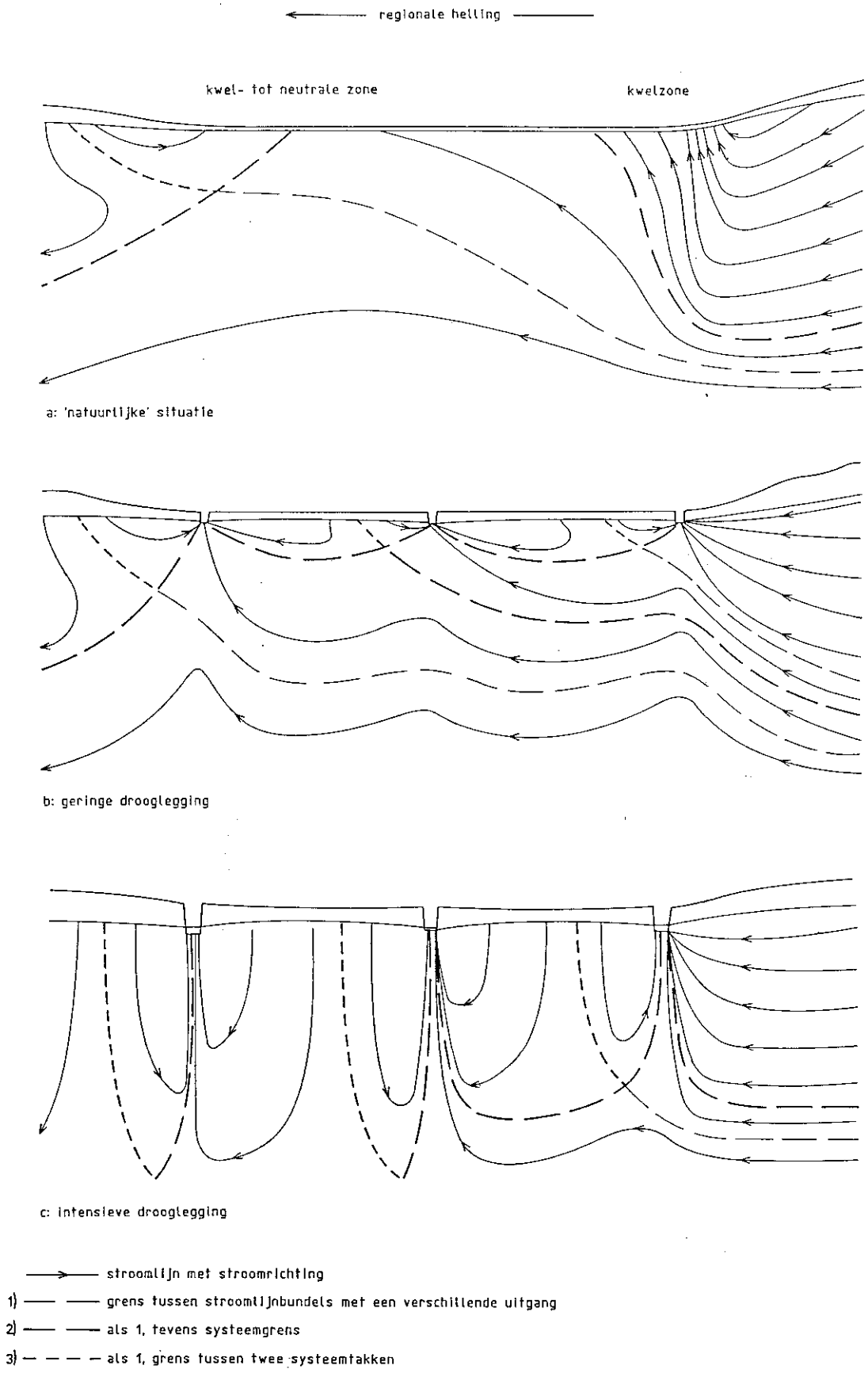
Terreindepressies en beekdalen zijn met name belangrijk omdat deze binnen de systeemanalyse worden gezien als (potentiële) kwelvensters (Engelen, 1984). Een kwelvenster wordt hierbij gezien als een uitgang van een of meerdere systemen van hogere schaal.
Twee van de veertien onderzochte putten liggen in markante, min of meer komvormige terreindepressies (de putten A6 en B2).



Figuur 7: (mogelijke) geometrie van het actuele stromingsveld in de terreindepressie bij lokatie A6 als functie van verschillende vochtcondities.

In paragraaf 6.2.4 is reeds aandacht aan de situatie in de terreindepressie waarin put A6 gelegen is. De verwachting is uitgesproken dat, indien inderdaad (nog) 'schoon' water vanuit het regionale systeem in dit gebied aan de dag treedt, dit met name in de sloten zal plaatsvinden. Dit zal zeker het geval zijn in perioden met neerslagoverschot, waarin ook het lokaal geïnfiltreerde water zal moeten worden afgevoerd (figuur 7a). In perioden met een (groot) neerslagtekort kan het echter gebeuren dat de uitgang van het regionale systeem zich perceel-inwaarts verplaatst en door capillaire opstijging en evapotranspiratie tot afvoer komt (figuur 7b). Watertoevoer zal de invloed van het regionale systeem qua gebiedsomvang verkleinen (figuur 7c) en het mogelijk zelfs geheel 'afknijpen'. Bedacht moet worden dat de patronen, zoals weergeven in figuur 7, voor het moment actuele stromingspatronen betreffen. Zo zal in de tijd gezien de actuele uitgang van het regionale systeem migreren, zoals ook een windhoos zich binnen een bepaald gebied verplaatst. Op welke wijze de opeenvolging van deze momentane, actuele stromingsvelden precies uitwerkt op de waterkwaliteit van het freatische grondwater kan zonder meer niet vastgesteld worden. Uit modelonderzoek is bijvoorbeeld gebleken dat in horizontaal gelegen gebieden de uitstraling van de waterkwaliteit van het gebiedsvreemde water bij watertoevoer, als gevolg van opeenvolging van perioden met neerslagtekort en neerslagoverschot, zich hoofdzakelijk beperkt tot een bepaalde zone langs de waterloop.

In het voorgaande rapport is uiteengezet dat het gebied waarin boring B2 is gelegen, gezien het reliëf van het IJsseldal, beschouwd kan worden als een convergentiebekken voor grondwaterstroomlijnen en aldus een potentieel kwelvenster vormt voor onder andere Veluwewater. Naar het zich laat aanzien wordt op deze lokatie in het geheel geen Veluwewater aangetroffen. Het chloridegehalte van het grondwater is hiervoor namelijk veel te hoog, of er zou verondersteld moeten worden dat het Veluwewater betreft dat langs vlak het zoet/zout-grensvlak heeft gestroomd. Het Veluwewater zou dan tot vrijwel aan het maaiveld reiken. Omdat op deze lokatie Drente-klei aanwezig is, lijkt het echter onwaarschijnlijk dat hierdoor een voldoende opwaartse flux van grondwater vanonder deze kleilaag kan bestaan om het gehele watervoerende pakket hiermee op te vullen. Het grondwater op deze lokatie lijkt nog het meest op door veen geïnfiltreerd water (paragraaf 7.2). Ook deze lokatie verdient nader onderzoek.
De hydrologie van lage terreinen, zoals hiervoor beschreven, is waarschijnlijk erg subtiel. Flauwe convexi- en concaviteiten in het grondwaterstandsverloop hebben al een belangrijke invloed op het infiltratieregime van een bodem, en daarmee op de mineraalhuishouding van de bodem.



Figuur 8: invloed van de aanleg van een drainagestelsel in een natte terreindepressie.

Bedacht moet verder worden dat de sterkste kwel optreedt waar de grootste knik in het grondwaterstandsverloop zich bevindt. Dit is waarschijnlijk aan de rand van terreindepressies (figuur 8a). Meer naar het centrum van het laag gelegen gebied zal de opwaartse stroming van diep grondwater gering en mogelijk zelfs neutraal zijn. Wordt in een dergelijk laag gelegen gebied een slotenstelsel aangelegd, dan zal dit grondwater gaan aantrekken. Ofwel: de uitgang van stroomlijnen wordt verlegd. Een en ander heeft tot gevolg dat in het gebied zelf infiltratie door de bodem wordt opgewekt en dat water uit omringende gebieden verder het laaggelegen gebied wordt in getrokken (figuur 8b). Dieper, hogerschalig grondwater treedt hierbij alleen nog maar op enkele specifieke plekken in de sloten aan de dag. Deze situatie lijkt het meest van toepassing op het gebied waarin put A6 is gelegen. Bij een grotere invloed van het aangelegde drainagestelsel moet het zelfs niet uitgesloten worden dat de lokale drainage patronen gaan overheersen. De kwel trekt zich in dit geval terug naar de rand van het gebied en verandert in feite in een gebied waarbinnen overal wegzijging plaatsvindt en kwel alleen maar optreedt in sloten (figuur 8c). Deze situatie lijkt het meest van toepassing op het gebied waarin boring B2 is gelegen.

7. RELATIE TUSSEN GRONDWATERSTROMING EN CHEMIE

7.1 Inleiding

In dit hoofdstuk zal de chemie van het grondwater gerelateerd worden aan de stromingspatronen binnen het grondwaterlichaam.
Als eerste zal een algemene schets gegeven worden van de 'rijping' van het grondwater als functie van de afstromingsrichting (paragraaf 7.2). Vervolgens zullen deze processen vertaald worden naar het stromingspatroon bij raai A (paragraaf 7.3). Paragraaf 7.4 handelt over de invloed van fysische processen op de 'scherpte' van het hydrochemisch profiel. In de laatste paragraaf (7.5) zal tenslotte ingegaan worden op de beperkingen van de geohydrochemie ten aanzien van het onderscheiden van stromingspatronen van een verschillende schaal.

7.2 'Rijping' van het grondwater als functie van afstroming

De chemische samenstelling van het grondwater vertoont in de afstromingsrichting een zekere evolutie. In de regel lossen mineralen (met name kalk) op en neemt de redoxpotentiaal af (Stumm and Morgan, 1981). Binnen het zoete grondwaterlichaam is ionwisseling in de variatie van het gehalte van de macro-componenten minder direct zichtbaar.

De oplossnelheid van kalk kan verwaarloosd worden ten opzichte van de grondwaterstromingssnelheid. Het calciumgehalte van het grondwater wordt bepaald door de volgende factoren:
- de kalkconcentratie en de verdeling van kalk in de bodem dan wel sediment,
- de beschikbaarheid van zuren (koolzuur, organische zuren, zwavelzuur, salpeterzuur),
- temperatuur van het water,
- de aard van de kalk (aragoniet, calciet dan wel amorf),
- totale ionenconcentratie in het water (ionsterkte),
- aanwezigheid van complexvormers,
- ionuitwisselingscapaciteit van het sediment en de actuele bezetting van het adsorptiecomplex.

Voor een analyse van de variabiliteit van het calciumgehalte binnen het zoete grondwaterlichaam zijn de eerste twee factoren verreweg het meest belangrijk.

Zowel over de kalkconcentratie in bodem en sediment als over de produktie van zuren is weinig bekend, zodat de interpretatie van het calcium-

gehalte met betrekking tot verblijftijd en afgelegde weg van het grondwater een speculatief karakter krijgt.
Onder natuurlijke omstandigheden zijn het CO_2 uit de (bodem)atmosfeer en een aantal (niet alle) oxydatie processen van organisch materiaal belangrijke zuurleveranciers voor de oplossing van kalk.
De laatste decennia vormt in landbouwgebieden de kunstmatig gegenereerde calcium- en zuurhuishouding in de bodem de belangrijkste factor voor de opbouw van het calciumgehalte in het grondwater (paragraaf 4.2.1).

Bij passage door de onverzadigde zone vindt concentrering van het infiltratiewater plaats onder invloed van evapotranspiratie. Deze concentratiefactor is seizoensafhankelijk. Voor zover het zich laat aanzien is deze seizoensvariatie van de indampingsfactor niet in de chemische profielen terug te vinden, maar in feite is de afstand tussen en waarschijnlijk ook de lengte van de minifilters te groot is om deze variatie eventueel te kunnen waarnemen.
Daarnaast wordt in de onverzadigde zone CO_2 uit de bodematmosfeer opgenomen. Indien in de onverzadigde zone kalk aanwezig is (zoals onder andere het geval bij zeekleigronden en bekalkte zand- en veengronden) zal het CO_2, via koolzuur, direct met de kalk reageren (open systeem). Het grondwater heeft dan al direct bij infiltratie een hoog calciumgehalte, afhankelijk van organische activiteit van de bodem (CO_2-productie). Ook eventuele andere aanwezige zuren, zoals zwavel- en salpeterzuur, zullen in een dergelijk geval de reactie met kalk aangaan. De pH van het bodemwater blijft hierbij vrij neutraal.
Indien geen kalk in de bodemzone aanwezig is wordt een zekere hoeveelheid CO_2 uit de bodematmosfeer in de vorm van koolzuur door het grondwater meegevoerd (kalkagressief koolzuur). De pH van het wegzijgende grondwater is dan laag. Dit koolzuur zal met kalk in het sediment een reactie aangaan op die plaats waar kalk aanwezig is (gesloten systeem). Indien het gehalte aan kalk in een sediment laag en onregelmatig verspreid is, zal de toename van het calciumgehalte gerelateerd zijn aan de trefkans van een grondwaterdeeltje om kalk in de ondergrond tegen te komen. Dit zal zich manifesteren als een geleidelijke toename van het calciumgehalte en pH in de afstromingsrichting, totdat het kalk-koolzuur evenwicht is bereikt. Is een sediment kalkrijk, maar is het tot op zekere diepte als gevolg van permanente wegzijging de kalk uitgeloogd, dan zal het calciumgehalte opgebouwd worden bij passage van het uitlogingsfront.
De situatie met betrekking tot zwavel- en salpeterzuur en de oplossing van kalk zal vergelijkbaar zijn. Echter, bij hoge concentraties kan het voorkomen dat deze sterke zuren een reactie met silicaten aangaan, het-

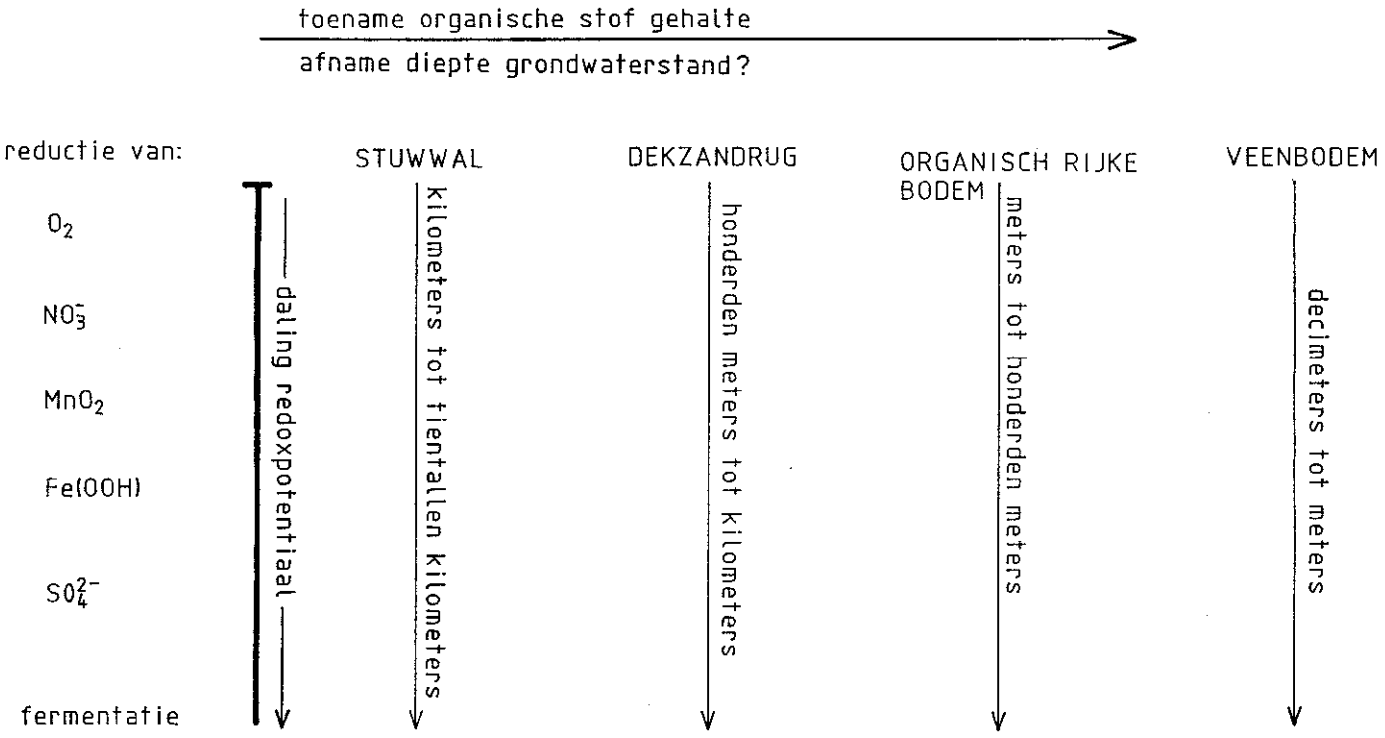
geen een aanzienlijke aluminiumgehalte in het grondwater tot gevolg kan hebben (Appelo, et al 1987). Neutralisatie van het zuur en neerslag van aluminium is echter ook in dit geval gerelateerd aan het kalkvoorkomen binnen het doorstroomde sediment.

Naast koolzuur worden door het wegzijgende grondwater ook potentiële oxydatoren van organische stof meegenomen, zoals zuurstof uit de (bodem)atmosfeer, nitraat en sulfaat. Ook het sediment zelf bevat potentiële oxydatoren in de vorm ijzer- en mangaanoxyden. Bij de oxydatie van organisch materiaal worden de verschillende oxydatoren in een bepaalde volgorde aangesproken en wel deze: O_2, MnO_2, NO_3^-, FeOOH, SO_4^{2-}. Hierbij daalt de redox-potentiaal van het grondwater. Door de auteur van het onderhavige rapport zijn voor het onderhavige gebied reeds bij een eerder onderzoek de mogelijke reacties op een rijtje gezet en de gevolgen voor de ontwikkeling van de chemische samenstelling van het grondwater belicht (Hoogendoorn, 1983, tabel 2).
In eerste instantie levert binnen de verzadigde zone eigenlijk alleen de reductie van zuurstof nieuw CO_2 voor het oplossen van kalk. Denitrificatie en sulfaatreductie leveren daarentegen nauwelijks nieuw CO_2 voor het oplossen van kalk. Deze reacties hebben voornamelijk tot gevolg dat de respectievelijke ionen worden omgewisseld voor bicarbonaat, hetgeen beschouwd zou kunnen worden als een redox-chemische ionwisseling. Alleen bij reductie van grote hoeveelheden nitraat vindt nieuwvorming van CO_2 in significante hoeveelheden plaats. De reductie van mangaan- en ijzeroxyden consumeren zelfs CO_2. Daling van de redox-potentiaal over het traject vanaf mangaanreductie tot en met sulfaatreductie zal derhalve, ondanks het feit dat er CO_2-productie plaatsvindt als gevolg van de afbraak (oxydatie) van organisch materiaal, netto geen CO_2 opleveren die kalkagressief is. De H^+-ionen die bij de vorming van koolzuur bij dergelijke waarden van de redoxpotentiaal vrijkomen, worden met name weer verbruikt in de oxydatie-reductie reacties. Een en ander heeft tot de gevolg dat de daling van de redox-potentiaal over het voornoemde traject het calciumgehalte van het grondwater nauwelijks zal beïnvloeden (door een herinstelling van het kalk-koolzuur evenwicht kan eventueel onder invloed van de toegenomen hoeveelheid bicarbonaat kalkprecipitatie optreden of een gedeelte van het gevormde bicarbonaat in CO_2 omgezet worden; nadere berekeningen zijn hiervoor noodzakelijk). Pas wanneer de redoxpotentiaal van het grondwater dermate laag wordt dat ook fermentatie van organische stof gaat optreden, ontstaat weer kalkagressief koolzuur en kan het calciumgehalte van het grondwater, bij aanwezigheid van voldoende kalk in de ondergrond, weer verder stijgen.

Door middel van berekeningen kan aannemelijk gemaakt worden dat, zolang er nog geen fermentatiereacties optreden, het grondwater nauwelijks een calciumgehalte van 50 mg/l kan bereiken. Indien hogere calciumgehalten worden aangetroffen zijn hiervoor een aantal mogelijk oorzaken (of combinaties daarvan) aan te geven:
- het grondwater is geïnfiltreerd door een kalkhoudende bodem,
- het grondwater is geïnfiltreerd door een zeer CO_2-productieve bodem,
- het grondwater heeft bij infiltratie sterke zuren als zwavel- en salpeterzuur opgenomen (eventueel later omgewisseld voor bicarbonaat),
- de redox-potentiaal is dermate laag dat fermentatie van organische stof optreedt.

Over de snelheid waarmee en de omstandigheden waaronder de redoxpotentiaal in het grondwater daalt, is met name binnen het wat diepere grondwater eigenlijk weinig bekend. Uiteraard moet er voldoende organisch materiaal in de ondergrond aanwezig zijn. Daarnaast worden de meeste van de genoemde redox-reacties gekatalyseerd door bacteriën, hetgeen een tamelijk onvoorspelbare factor in het verloop van de reacties introduceert. De schaal waarop de sequentie van redox-reacties plaatsvindt zou wel eens nauw samen kunnen hangen met de rijkdom aan organische stof in sediment en/of grondwater binnen het betreffende stromingspatroon. Binnen organische stofarme sedimenten zou deze schaal bijvoorbeeld in de orde grootte van kilometers kunnen bedragen, terwijl deze in veengebieden misschien in de orde grootte van enkele meters ligt (figuur 9). Zo relateert Meinardi (1976) bijvoorbeeld bij zijn karakterisering van het Nederlandse grondwater de lage redoxpotentiaal van het grondwater onder het eiland van Dordrecht aan het voorkomen van veenlagen aldaar. Evenzo kwamen Bots, Jansen en Noorderwier in Noord Nederland (1978) tot de conclusie dat de chemische samenstelling van het grondwater in de veengebieden rondom het Drents Plateau eerder gerelateerd moet worden aan het ter plaatse voorkomende veen, dan aan regionale afstroming van het grondwater vanaf het Drents Plateau. Het probleem is uiteraard dat zowel een regionale afstroming van grondwater door een organische stofarme aquifer als lokale infiltratie door veen uiteindelijk een vergelijkbare chemische samenstelling van het grondwater kan opleveren, waardoor het onderscheidingsvermogen van de chemie ten behoeve van het analyseren van stromingspatronen vrijwel verloren gaat (zie ook paragraaf 7.5).

In tabel 3 is alleen een denitrificatie-reactie opgenomen waarbij organische stof betrokken is. Naar aanleiding van het stijgende sulfaatgehalte van het opgepompte grondwater bij een aantal pompstations in Oost



Figuur 9: schaalafhankelijkheid van de daling van de redoxpotentiaal in grondwater in relatie met de rijkdom van het organische stofgehalte in sedimenten.

Nederland, heeft van Bennekom (1987) er echter op gewezen dat nitraatreductie mogelijk ook door oxydatie van pyriet kan plaatsvinden. Hierbij wordt nitraat omgewisseld voor sulfaat volgens de reactie:

$$2FeS_2 + 6NO_3^- + 2CaCO_3 + 6H_2O = 3N_2 + 4SO_4^{2-} + 2Fe(OH)_3 + 2Ca^{2+} + HCO_3^-$$

Merk op dat hierbij tevens extra kalk oplost; indien geen kalk aanwezig is zal deze reactie tot een verzuring van het grondwater leiden.
Volgens de bovenstaande reactie moet het calciumrijke, nitraatvrije grondwater een hoger gehalte aan sulfaat hebben dan nitraathoudend grondwater. Hoewel niet statistisch uitgewerkt, lijkt een globale verkenning van de bij dit onderzoek verkregen analyseresultaten deze hypothese niet te bevestigen. Op het eerste gezicht verschillen de sulfaatgehalten tussen het nitraathoudende en het nitraatvrije water niet zoveel of is het sulfaatgehalte van het nitraatvrije grondwater soms zelfs lager. Bovendien bereikt het sulfaatgehalte bij vele boringen al in de bovenste minifilters zeer hoge waarden. Het optreden van oxydatie van pyriet door nitraat is hierdoor weliswaar niet uitgesloten, maar vindt dan blijkbaar voornamelijk in of dicht bij de onverzadigde zone plaats. Vanwege de duidelijke bemestingsinvloeden zal de herkomst van het sulfaat echter voor een groot deel hieraan gerelateerd moeten worden. Hierbij kan bijvoorbeeld gedacht worden aan oxydatie van het in organische mest aanwezige sulfide en/of gipshoudende kunstmest.

Met betrekking tot de invloeden van zwavel- en salpeterzuur moet bedacht worden dat een aanvankelijk 'antropogeen' uitziend watertype een belangrijk deel het 'antropogene' uiterlijk kan verliezen. Door daling van de redox-potentiaal wordt immers het nitraat en het sulfaat in de macrosamenstelling van het grondwater onzichtbaar doordat het wordt omgewisseld voor een equivalente hoeveelheid bicarbonaat. Een calciumsulfaat-nitraat watertype verandert hierbij in een gewoon calciumbicarbonaat type. De antropogene invloed is dan nog slechts zichtbaar in een eventueel verhoogd natrium- en chloridegehalte en een verhoogd stikstofgehalte (niet geanalyseerd). Het grondwater onder bossen is echter wel extra belast met sulfaat en nitraat, maar niet met chloride. Dit betekent dat dergelijk grondwater bij een voldoende lage redoxpotentiaal, gemeten aan de macro-samenstelling, uiteindelijk het karakter van een 'schoon', kalkrijk watertype krijgt.

7.3 Evolutie van de chemische samenstelling van het grondwater binnen de lokale systemen en binnen het regionale systeem bij raai A

In deze paragraaf zullen een aantal aspecten van de in de voorgaande

paragraaf besproken processen geplaatst worden binnen het raamwerk van het stromingspatroon bij raai A. Dit gebeurt in gedachten aan de hand van een tweedimensionale profiel, zoals bijvoorbeeld weergegeven in figuur 5.
Hierbij is echter de navolgende kanttekening op zijn plaats.
Wat betreft de diepere, meer regionale afstroming zou de suggestie gewekt kunnen worden dat de putten A1 tot en met A6 precies in elkaars stromingsverlengde liggen, hetgeen zou impliceren dat het diepe grondwater bij deze putten hetzelfde herkomstgebied heeft. In werkelijkheid is het stromingspatroon uiteraard drie-dimensionaal en is het onwaarschijnlijk dat de puttenraai A1-A6 precies loodrecht op het isohypsenpatroon staat. Dit impliceert dat het diepe grondwater bij de putten A1 tot en met A6 weliswaar regionaal afstromend grondwater betreft, maar daarbinnen echter verschillende 'stroombanen' (met een verschillend herkomst gebied) representeert. Wel zal, ondanks de mogelijke hoek de die raai A1-A6 met de richting van de (regionale) diepe stroombanen maakt, het diepe grondwater in de richting van put A6 een toenemende ondergrondse verblijftijd hebben.

Binnen de lokale systemen buiten de stuwwal vindt de oplossing van kalk reeds in de bodemzone plaats, onder invloed van kooldioxyde uit atmosfeer en verzurende meststoffen (paragraaf 4.2.1). Al binnen enkele meters beneden maaiveld is het grondwater verzadigd aan $Ca(HCO_3)_2$. Bovendien kennen dergelijke gronden een sterke uitspoeling van sulfaat- en chloride-zouten. Hetzelfde vindt plaats in de randzone van de ingang van het regionale systeem.

Op een aantal lokaties (A1, A7, A8, A10, A11 en mindere mate bij A6) bestaat er een zekere relatie tussen en siliciumgehalte van het grondwater en de diepte (en daarmee met de afstand tot het infiltratiepunt van het betreffende grondwater). Opvallend hierbij is dat het siliciumgehalte op de meeste van deze lokaties op een bepaalde diepte enigszins sprongsgewijs toeneemt. Op de lokaties A2, A3, A4 en A5 bestaat er geen duidelijke of slechts een zeer geringe toename van het siliciumgehalte met de diepte. Het enige verband met de diepte is dat verspreid bij de relatief ondiepe minifilters nog wel eens een laag siliciumgehalte wordt aangetroffen, terwijl dit bij de diepere minifilters niet meer voorkomt.

Binnen de lokale systemen daalt de redoxpotentiaal na infiltratie al vrij snel tot beneden de waarde waarbij ijzer gereduceerd wordt; circa 80 % van de minifilters waarvan vermoed wordt dat deze zich binnen de invloedssfeer van lokale systemen bevinden, gaf grondwater met een hoog

ijzergehalte (> 1 mg/l). Sulfaatreductie vindt binnen de lokale systemen niet duidelijk zichtbaar plaats.

Om een indruk te krijgen van de chemische evolutie van het 'schone' grondwater binnen het regionale systeem zijn in tabel 5 enige chemische karakteristieken van het chloride-arme (< 20 mg/l) grondwater opgenomen.

Put	Gehalte (mg/l)			Kalk-verzadigings-index
	SO_4^{2-}	SiO_2	Ca^{2+}	
A1	circa 7 (tot ca. 13)	circa 24	circa 5	-5 tot -3
A2	circa 15	circa 17	circa 10	circa -3
A3	circa 5	circa 17	circa 20	circa -1.5
A4	circa 3	circa 14	circa 35	circa -0.5
A5	circa 10	circa 12	circa 40	circa 0.0
A6	< 1 tot 2	circa 17	circa 60	circa 0.1

Tabel 5: enkele chemische karakteristieken van het grondwater binnen het regionale systeem tussen de putten A1 en A6.

Hieruit blijkt dat binnen het regionale systeem het calciumgehalte van het grondwater geleidelijk in de richting van de afstroming toeneemt (van circa 5 mg/l tot circa 60 mg/l over een afstand van circa 7 kilometer). De verzadigingsindex neemt hierbij vanaf het infiltratiepunt toe van -5 tot nagenoeg neutraal (evenwicht). Het feit dat ook de verzadigingsindex geleidelijk toeneemt in de afstromingsrichting wijst erop dat het vrij lang duurt, voordat de hoeveelheid CO_2 die in de bodemzone tijdens infiltratie is opgenomen, volledig met kalk heeft gereageerd. Zoals uiteengezet in de voorgaande paragraaf heeft de schijnbaar trage oplossing van kalk geen relatie met de contacttijd tussen het grondwater en de kalk in de ondergrond, in die zin dat de evenwichtsinstelling van het kalk-koolzuur evenwicht lang zou duren. De geleidelijke toename van het calciumgehalte vormt eerder een afspiegeling van een kalkarme ondergrond, waarin de kans dat een grondwaterdeeltje voldoende kalk passeert om agressief CO_2 te neutraliseren, toeneemt naarmate deze een langere ondergrondse weg heeft afgelegd. Daarnaast vindt ook CO_2-produktie in de afstromingsrichting plaats als gevolg van oxydatie van organisch materiaal, hetgeen bij aanwezigheid van kalk in de ondergrond en afhankelijk van het type redox-reactie tot een toename van het calciumgehalte van het grondwater kan leiden.

Reeds op lokatie A1 is op een diepte van 55 m-mv alle zuurstof in het

grondwater gereduceerd en gaat ijzer in oplossing. Vanaf boring A3 is al het chloride-arme grondwater gereduceerd met betrekking tot ijzer. Sulfaatreductie lijkt ook binnen het grondwater van het regionale systeem nauwelijks, of althans niet duidelijk zichtbaar, op te treden. Pas bij boring A6 is het sulfaatgehalte van het grondwater rond enkele diepere minifilters dermate laag, dat duidelijk van sulfaatreductie gesproken kan worden.

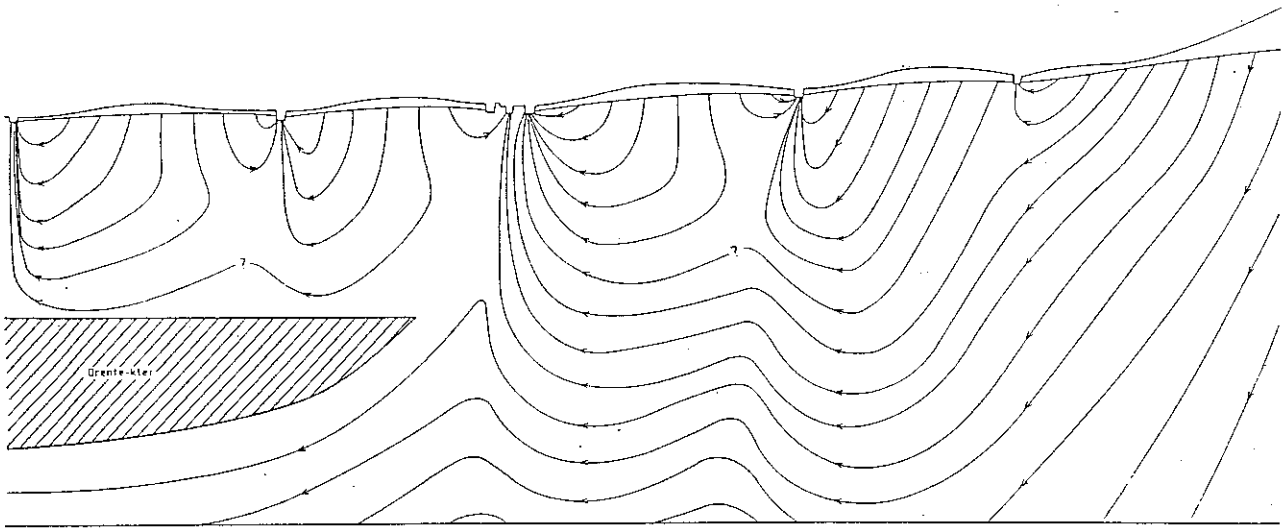
Het siliciumgehalte vertoont binnen het regionale systeem een merkwaardig verloop in de afstromingsrichting. Op lokatie A1 neemt het gehalte tussen 9 en 40 m-mv globaal toe van 14 tot circa 24 mgSiO_2/l. Vanaf 40 m-mv tot aan de einddiepte (58 m-mv) varieert het siliciumgehalte rond 24 mgSiO_2/l. Op lokatie A2 en A3 bedraagt het siliciumgehalte van het chloride-arme grondwater echter slechts 17 mgSiO_2/l. In het chloride-arme grondwater op de lokaties A4 en A5 worden nog lagere gehalten aangetroffen, van respectievelijk circa 14 en 12 mgSiO_2/l. Op lokatie A6 bedraagt het siliciumgehalte uiteindelijk weer 14 à 17 mgSiO_2/l. Dit gehalte is ongeveer evenveel als in het ondiepere, 'antropogene' grondwater erboven waaruit blijkt dat de eerdergenoemde vermoedelijke leeftijdssprong in het grondwater op een diepte rond 17 m-mv (paragraaf 6.2) op deze lokatie niet tot uitdrukking komt in het verloop van het siliciumgehalte. Blijkbaar is de relatie tussen het siliciumgehalte in het grondwater en de verblijftijd niet altijd eenduidig. In dit verband kan opgemerkt worden dat niet alleen de verblijftijd van het grondwater bepalend is voor het siliciumgehalte, maar waarschijnlijk ook het gehalte aan organische stof. Bij een eerdere analyse van de chemie van het grondwater in Oost Nederland kwam namelijk een zeker verband tussen het organische stofgehalte en het siliciumgehalte in het grondwater naar voren (Hoogendoorn, 1983). Nader onderzoek naar de reactiekinetiek van silicium is noodzakelijk.

7.4 Vervaging van chemische profielen in de afstromingsrichting

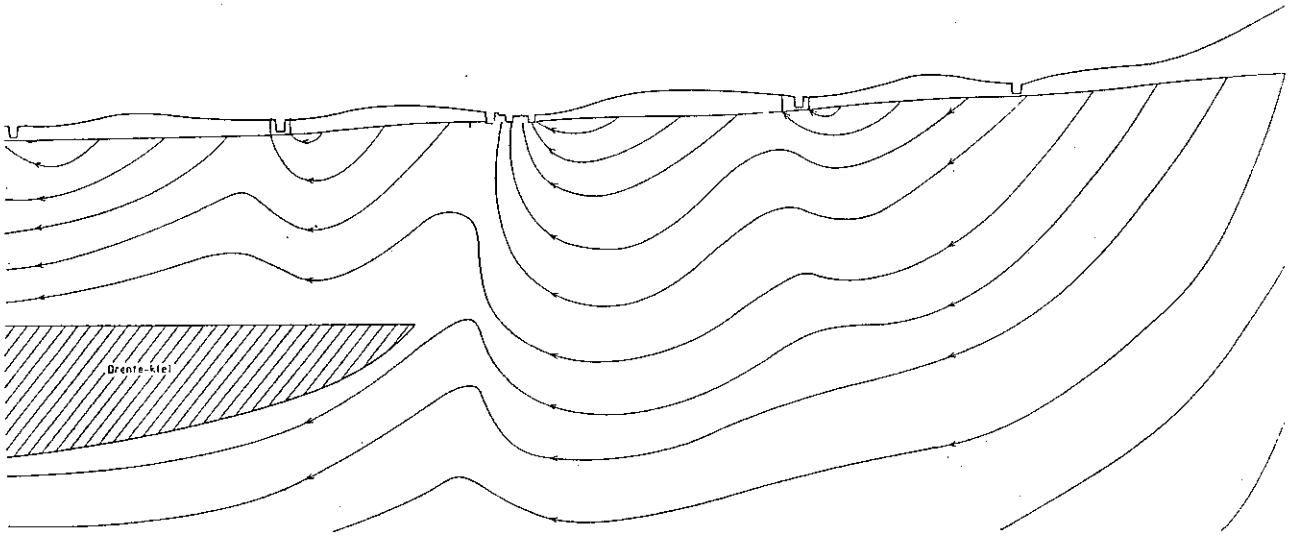
In het voorgaande rapport is reeds de vraag gesteld in hoeverre de karakteristiek van de chemische profielen in de afstromingsrichting van het grondwater vervagen en tot welke afstand van het infiltratiegebied laterale verschillen in bodemgebruik-/type (duidelijk) zichtbaar blijven in het hydrochemisch profiel.
Opmerkelijk in dit verband is dat het chemisch profiel gaande van put A1 naar put A6 steeds 'rustiger' (minder gepiekt) wordt (bijlage 2 en 4); bovendien wordt in deze richting het pH-verloop met de diepte minder variabel en wordt de range van pH-waarden steeds nauwer. Blijkbaar

treedt er hellingafwaarts een zekere afvlakking van het chemisch profiel op. De volgende mechanismen kunnen hiervoor aangedragen worden:

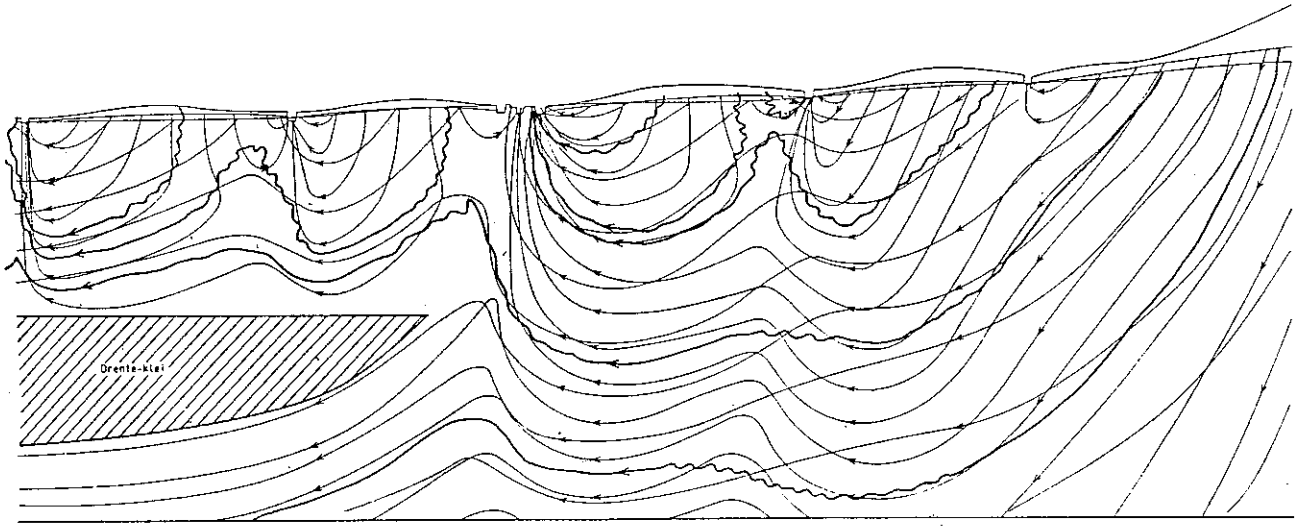
- Hydrodynamische dispersie: het probleem met hydrodynamische dispersie is dat de omvang van het effect sterk afhangt van de schaal waarop gemeten wordt. Des te kleiner deze schaal, des te geringer is de hydrodynamische dispersie. Op macroschaal is de hydrodynamische dispersie vermoedelijk niet meer dan een 'black box' benadering van de hierna te noemen processen.
- Tijdsafhankelijkheid van de geometrie van het actuele stromingsveld: een verandering in het stromingsveld heeft wel direct invloed op de verplaatsing van het grondwaterdeeltjes als geheel (advectief transport), maar niet op de chemische samenstelling binnen het deeltje. Hierdoor blijft de ontwikkeling van de chemische samenstelling van het grondwater (sterk) achter bij wisselingen in de geometrie van de stromingspatronen. Iets dergelijks is het meest duidelijk herkenbaar bij het starten van een (grote) grondwaterwinning, waarbij de oorspronkelijk aanwezige variabiliteit in de chemische samenstelling van het grondwater (gerelateerd aan 'natuurlijke' systemen) onveranderd in het actuele stromingsveld, waarvan het merendeel binnen een termijn van enkele weken is ingesteld, van het pompstation wordt geïncorporeerd.
  Met name binnen het domein van de lokale systemen vindt, als gevolg van voornoemde tijdsafhankelijke effecten, afstroming van grondwater over een lang aaneengesloten traject mogelijk niet plaats. Hierdoor neemt hellingafwaarts de kans dat grondwatervolumina met een verschillende chemische samenstelling (als gevolg van een verschil in herkomst en ondergrondse verblijftijd) met elkaar in contact komen toe. Door diffusie kan vervolgens het chemisch karakter van de verschillende watertypen vermengd worden.
  Een en ander is nader uitgewerkt in figuur 10, waarbij ervan uitgegaan is dat lokale actuele stromingspatronen in omvang afnemen naarmate het neerslagoverschot minder wordt (droogvallen van waterlopen), bij uiterst droge omstandigheden uiteindelijk resulterend in het bestaan van uitsluitend regionaal actueel stromingspatroon. Nader onderzoek naar resultante stroompaden als gevolg van wisselende actuele stromingspatronen en de gevolgen voor de ontwikkeling van de chemische samenstelling van het grondwater is in dit verband noodzakelijk.
- Compressie van de variabiliteit in de chemische samenstelling in de afstromingsrichting van het grondwater (figuur 11): bij een infiltratie-situatie neemt (binnen een homogeen watervoerend pakket met constante dikte) de stroomsnelheid van het grondwater in de afstromingsrichting toe, met als resultaat dat stroomlijnen in de afstro-



a. actueel stromingsveld in een periode met een hoog neerslagoverschot



b. actueel stromingsveld in een periode met een laag of negatief neerslagoverschot



c. overlay van de stromingsvelden uit figuur a en b en een schets van een aantal resultante stroompaden

Legenda: —<— actuele stroomlijn met stromingsrichting

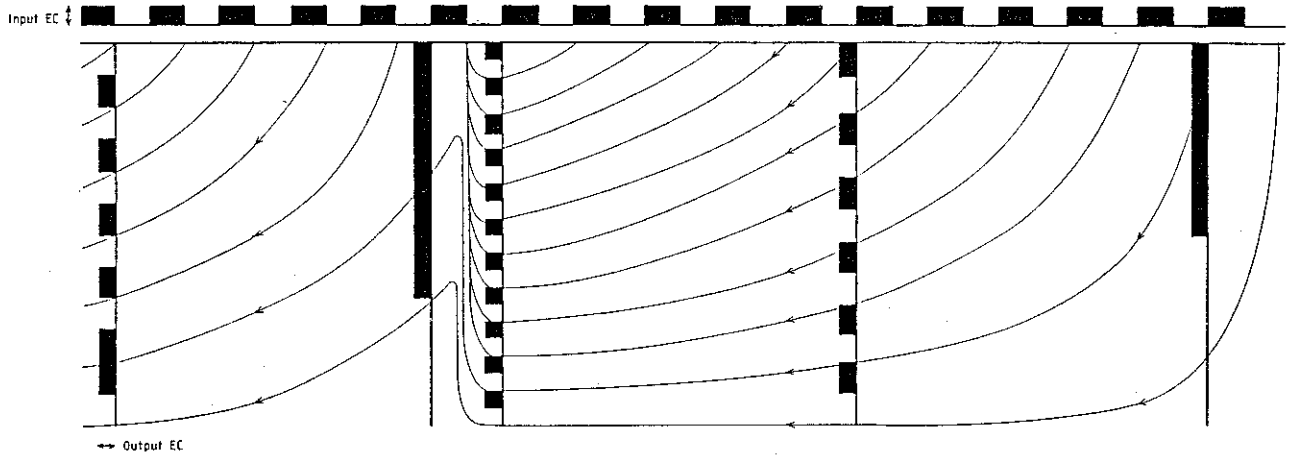
—◄— resulterend stroompad met stromingsrichting

Figuur 10: complexe stroompaden als gevolg van wisselingen in de geometrie van het actuele stromingsveld.

mingsrichting convergeren. Of anders uitgedrukt: gaande in de afstromingsrichting wordt de omvang van het aanstromingsgebied groter, waardoor de informatiedichtheid over een bepaald dieptetraject toeneemt. Als gevolg hiervan wordt de variabiliteit in de chemische samenstelling van het grondwater in de verticaal in de afstromingsrichting kleinschaliger. Niet uitgesloten moet worden dat de afstand van de minifilters te groot is om een dergelijke kleinschalige variabiliteit nog te kunnen registreren.
Overigens kan ook decompressie in de variabiliteit van de chemische samenstelling optreden, bijvoorbeeld wanneer een gedeelte van het grondwater afgevoerd wordt of bij veranderingen in de doorlatendheid van de ondergrond.
Een vraag die in dit verband gesteld kan worden, is of de micro-variabiliteit een mogelijke maat vormt voor afstromingsafstand van het grondwater. Uiteraard zullen hiervoor speciale putten voor ontworpen moeten worden om een dergelijke kleinschalige variabiliteit te kunnen waarnemen.

- Bij profielcompressie nemen de concentratie-gradiënten toe en daarmee de diffusiesnelheid van de in het grondwater opgeloste componenten. Bovendien worden de te overbruggen afstanden voor het opheffen van verschillen steeds kleiner. Profielcompressie versterkt op deze wijze de hydrodynamische dispersie, waarvan diffusie een belangrijke motor is. Juist de combinatie van deze twee fenomenen zou wel eens de drijvende kracht achter een werkelijke vervaging van verschillen in waterkwaliteit in de afstromingsrichting van het grondwater kunnen zijn. Bij een dergelijk mechanisme blijven uiteindelijk alleen nog grootschalige laterale verschillen in bodemgebruik/-type in de grondwatersamenstelling zichtbaar.

Bij de bovenstaande beschouwingen moet uiteraard bedacht worden dat nieuwe variabiliteiten in de chemische samenstelling van het grondwater kunnen ontstaan door chemische reacties binnen het grondwaterlichaam en sediment. Uiteindelijk kunnen echter ook deze nieuwe variaties weer ten prooi aan vervaging vallen.
Verder geeft het te denken dat de EC-profielen, verkregen bij de opeenvolgende EC-meetcampagnes en monstername, in de loop van twee jaar niet wezenlijk veranderd zijn. Dit betekent dat de posities van de grensvlakken tussen 'antropogeen' en 'schoon' grondwater (binnen zekere perioden) tamelijk stabiel kunnen zijn. Daar staat echter weer tegenover dat de variaties in grondwaterstromingsrichting, die zich over een jaar afspelen, te klein zijn om met de huidige resolutie van de minifilters waar te kunnen nemen.



Figuur 11: profiel-compressie en profiel-decompressie in de afstromingsrichting van het grondwater.

In wezen geldt voor de installatie van minifilters hetzelfde als voor modelberekeningen: voor het onderzoek dient men zich bewust te worden van de relevante schaal van het onderzoek, waarop de resolutie van het waarnemingsnet c.q. discretisatie van het model moet worden afgestemd. In feite zou elk onderzoek een explicatie en verantwoording van de resolutie moeten bevatten en niet slechts een vermelding ervan.
Wat het onderhavige onderzoek betreft, is de afstand tussen de minifilters voornamelijk afgestemd op de registratie van laterale verschillen in bodemgebruik en de chemische processen die in de afstromingsrichting van het grondwater plaatsvinden. Echter, de keuze voor de onderlinge afstand van één meter tussen de minifilters had eerder een gevoelsbasis dan een wetenschappelijk grondslag. Het besluit om de diepere filters om de twee meter te plaatsen werd min of meer ingegeven door de aanname dat de variabiliteit in de chemie van het grondwater afneemt met de diepte (als gevolg van vervaging). Achteraf moet geconstateerd worden dat deze aanname ook een punt van onderzoek had kunnen zijn.

7.5 Beperkingen in het onderscheidend vermogen van de chemie van het grondwater

In de voorgaande paragraaf is opgemerkt dat als gevolg van verschillende 'rijpingssnelheden' de chemie van het grondwater ten aanzien van het onderscheidingsvermogen van stromingssystemen van een verschillende schaal aan kracht inboet. Ook op andere fronten blijft de eenduidigheid van de chemie als systeemdifferentiator echter achter bij de verwachting.

Zoals besproken in paragraaf 6.2 komt in de chemie van het grondwater bij de putten A2 tot en met A6 een vrij scherpe scheiding tussen 'antropogeen' en 'schoon' grondwater tot uiting. Bij een aantal putten is deze scheiding gerelateerd aan een systeemgrens tussen ondiepere lokale stromingspatronen en het diepere, meer regionale stromingspatroon. In het voorgaande rapport is er reeds op gewezen dat de oorzaak van een overgang in de waterkwaliteit in verticale richting lang niet altijd eenduidig is. Ook voor de situatie bij raai A lijkt dit op te gaan. Zo moet bij putten A2 en A3 de scherpe overgang tussen het 'antropogene' en het 'schone' grondwater eerder gerelateerd worden aan een lateraal verschil in bodemgebruik, dan aan een systeemgrens. Het grondwater op deze diepte reflecteert de overgangszone tussen het bos/heide-gebied van de stuwwal en de omringende landbouwgronden (figuur 5). In feite is het onderscheidend vermogen van de chemie van het grondwater directer gerelateerd aan het bodemgebruik dan aan grondwatersystemen. Dat aan de

hand van de chemie van het grondwater soms een differentiatie tussen meer lokale en regionale systemen gemaakt kan worden, komt voornamelijk door de omstandigheid dat de wegzijgingsgebieden van de meer regionale systemen, zijnde primair de stuwwallen, samenvallen met gebieden die een voor Nederland vrij bijzonder bodemgebruik kennen, namelijk bos/heide/-zandverstuivingen. De vermeende correlatie tussen de waterkwaliteit en de schaal van systemen is voor de Nederlandse situatie voornamelijk een schijncorrelatie, die ontstaat doordat de ruimtelijke spreiding van wegzijgingsgebieden vrij sterk gecorreleerd is met de ruimtelijke variabiliteit in de 'antropogene' belasting van de bodem. Zou de Veluwe één groot agrarisch gebied zijn, dan zou de chemische samenstelling van het Veluwewater niet of nauwelijks te onderscheiden zijn van het grondwater dat in omringende gebieden is geïnfiltreerd. Net zo min is het Veluwewater qua macro chemische samenstelling te onderscheiden van Salland stuwwalwater.

Het verschil in antropogene belasting van de bodem is (tot voor kort) het grootst tussen gebieden met en gebieden zonder agrarische activiteiten. Het is dit vrij extreme verschil in bodemgebruik dat ondergronds te vervolgen is en waarschijnlijk ook niet veel meer dan dat.

Binnen het 'antropogene' grondwater doen zich weliswaar vaak duidelijke variaties in de chemische samenstelling van het grondwater voor, maar het is moeilijk deze ruimtelijk te traceren.
Vermeldenswaardig in dit verband is overigens wel een overgang in de chemische samenstelling binnen het 'antropogene' grondwater bij boring A8. Boven een diepte van circa 21 m-mv heeft het grondwater een relatief hoog kalium-, calcium- en sulfaatgehalte, beneden deze diepte zijn deze gehalten beduidend lager. Met het siliciumgehalte doet zich juist het omgekeerde voor; een relatief laag gehalte tot circa 21 m-mv en daaronder beduidend hoger. Het is echter nauwelijks mogelijk deze verschillen in watersamenstelling te relateren aan een herkomstgebied.
Bij boring A3 komt op een diepte van circa 32 meter grondwater met een relatief laag sulfaat- en chloridegehalte voor. Mogelijk dat het grondwater op deze diepte in verband gebracht kan worden met de naburige bospercelen.
Meer in het algemeen zal de variatie in de chemie van het 'antropogene' grondwater voornamelijk gerelateerd zijn aan de intensiteit en aard van het bodemgebruik. Dergelijke zaken zijn zowel in ruimte als in tijd echter ontraceerbaar.

8. INVLOED VAN HET OPPERVLAKTEWATERSTELSEL EN DISCRETISATIE OP HET STROMINGSPATROON

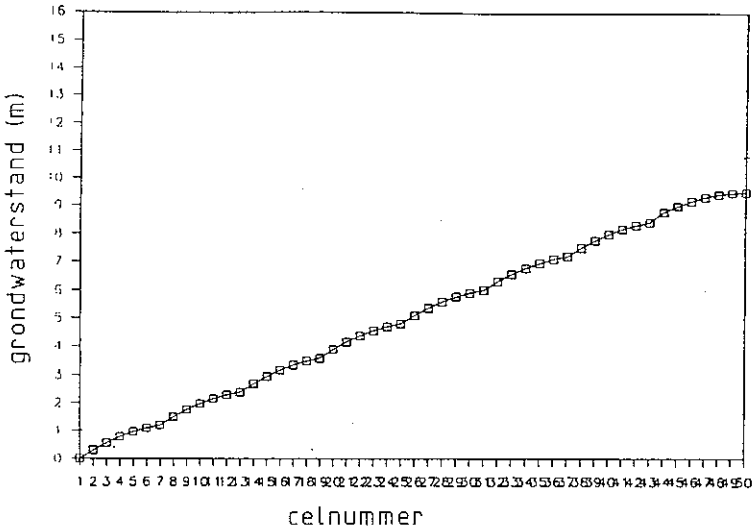
8.1 Inleiding

Ondanks de kritische selectie van lokaties en de relatief geringe onderlinge afstand tussen de putten, leverde de FLOWNET-berekeningen op basis van de gemeten grondwaterstanden bij raai A niet direct een bevredigend stromingspatroon op ter verklaring van de chemische samenstelling van het grondwater ter plaatse. Gebleken is dat het aanbrengen van kleine variaties in de gemeten en geïnterpoleerde grondwaterstand al aanzienlijke veranderingen in het berekende stromingspatroon teweeg kan brengen (paragraaf 6.2). De conclusie die hieruit getrokken kan worden is dat grondwaterstanden niet zomaar onbedachtzaam als randvoorwaarden voor de berekening van een stromingspatroon gebruikt kunnen worden.
De vraag is dan ook tot in welke mate van detail het grondwaterstandsverloop bekend moet zijn om de stromingspatronen met een redelijke mate van nauwkeurigheid te kunnen berekenen. Uiteraard speelt hierbij de schaal van het probleem een rol. Echter, een van de belangrijkste toepassing van de systeemanalyse vindt plaats binnen de ecologie, waarvoor de systemen tot op de kleinste schaal belangrijk zijn. Ook bij het onderzoek naar verspreiding van verontreinigingen door grondwater is het leggen van de juiste relatie tussen in- en uitgang van de verontreinigingen binnen het grondwaterlichaam van essentieel belang.

8.2 Verregionalisering van het stromingspatroon als functie van de discretisatiegraad

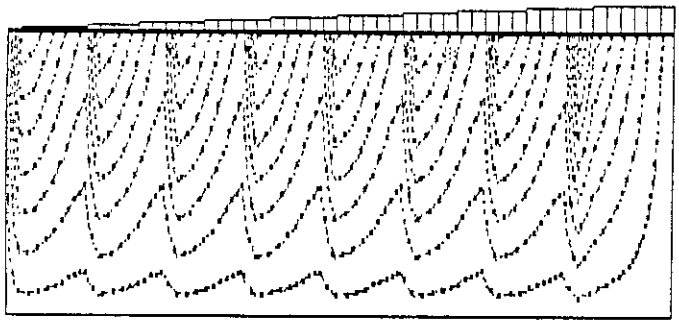
Opmerkelijk is dat bij numerieke modellering van stromingspatronen de discretisatie meestal eerder wordt afgestemd op de geheugencapaciteit van de gebruikte computer, dan op de aard van het probleem. Veelal wordt er, vanwege de grove discretisatie die wordt toegepast (soms tot meer dan 1 x 1 kilometer), vermeld dat het een regionale analyse betreft, maar aan de consequenties hiervan wordt meestal geen gevolgtrekking gegeven.

Bij een vergroting van de discretisatiegraad verregionaliseert het stromingsbeeld. Ter illustratie is het stromingspatroon langs het profiel van raai A1-A6 ook nog eens berekend met een discretisatie-afstand van 500 en 1000 meter (figuur 4f en g). Hieruit blijkt dat bij vergroting van de discretisatie het stromingspatroon niet alleen verregionaliseert, maar dat er bovendien andere ruimtelijke relaties tussen in- en uitgan-

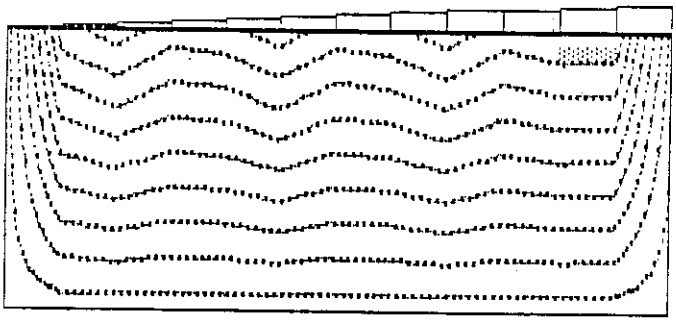


a. grondwaterstandsverloop langs het profiel

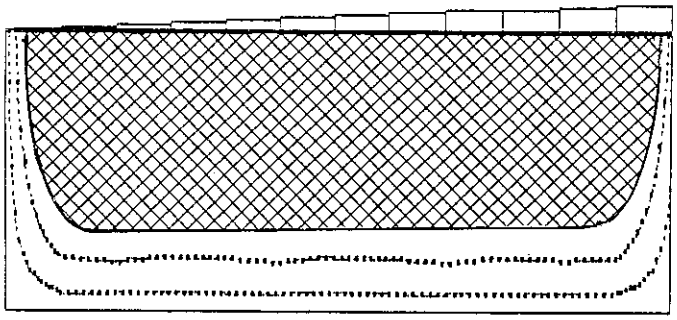
lengte profiel: 10 kilometer
hoogte profiel: 100 meter
(zie ook figuur 14g)



b. 'werkelijk' (?) stromingspatroon bij een discretisatieafstand van 200 meter



c. stromingspatroon bij een discretisatie-afstand van 800 meter



d. als c, reële weergave

diepte-interval waarvoor geen reëel beeld van het stromings-patroon beschikbaar is.

Figuur 12: het expliciet maken van het niet reële stromingsbeeld diepte-interval.

gen van stroombanen binnen het grondwaterlichaam ontstaan. Nu kan het grondwaterstandsverloop opgebouwd gedacht worden uit een samenstel van golven met een verschillende golflengte (Zijl, 1990). Daarbij kan aan elke golflengte een zekere doordringingsdiepte van de erdoor opgewekte systemen gekoppeld worden. Vertaald in termen van golflengten betekent een vergroting van de discretisatie het uitfilteren van korte golven in het grondwaterstandsverloop. Dit lijkt aardig te kloppen: bij een discretisatie-afstand van 1000 meter, waarmee nog wel de lange golven in het grondwaterstandsverloop gevolgd kunnen worden, bestaat nog slechts de geometrie van het regionale stromingspatroon. Echter, in principe geeft het patroon van figuur 4g geen informatie over dat gedeelte van de ondergrond dat doorstroomd wordt door de ondiepere, meer kleinschalige systemen. Correct en minder misleidend is het wanneer bij grove discretisaties de ondiepe gedeelten van het stromingspatroon, buiten de regionale in- en uitgangen, worden weggelaten; dit is verder uitgewerkt in figuur 12.
Meer in het algemeen kan mogelijk gesteld worden dat aan elke discretisatiegraad, buiten de toppen en dalen van het patroon dat zich bij de betreffende discretisatiegraad manifesteert, een bepaalde diepte gekoppeld kan worden waar beneden de rekenresultaten in principe geen informatie meer geven. Een praktisch probleem hierbij is echter dat voor de bepaling van deze minimumdiepte enige kennis van kortgolvige (kleinschalige) variaties in het grondwaterstandsverloop noodzakelijk is. Hieruit volgt dat voor een verantwoord gebruik van numerieke modellering van stromingspatronen kennisontwikkeling van het grondwaterstandsverloop tot op een kleinste schaal noodzakelijk is.

8.3 Bepaling van de kleinste relevante schaal bij numerieke stromingspatroonanalyse

De vraag die nu beantwoord moet worden is: welke kleinste schaal is nog relevant en kunnen er praktische limieten aan de kleinste schaal gesteld worden? Om deze vraag te beantwoorden is een analyse nodig van de aan- en afvoer van grondwater.
Het grondwater wordt doorgaans door de neerslag min of meer diffuus via de onverzadigde zone aangevoerd. Afvoer van grondwater vindt plaats door capillaire opstijging (gevolgd door evapotranspiratie) en door het oppervlaktewaterstelsel (inclusief ondergrondse drainagebuizen). (Grondwaterinjectie en grondwaterwinningen creëren doorgaans meer grootschalige stromingspatronen en zijn daarom voor het vinden van een kleinste relevante schaal niet van belang). Afvoer door capillaire opstijging zal zowel in tijd en ruimte een tamelijk grillig verloop hebben en over het

algemeen kortstondig zijn. Waarschijnlijk is de bijdrage van capillaire opstijging aan de totale afvoer van het grondwater slechts gering (een aanname die overigens getoetst zou moeten worden; zie aanbeveling FYS 2). Vanwege de ongrijpbaarheid en de relatief ondergeschikte rol wordt de capillaire opstijging (vooralsnog) buiten beschouwing gelaten worden als relevante afvoercomponent, alhoewel dit onder bepaalde ecologische condities zeker minder verantwoord is. Grondwater komt, winningen buiten beschouwing gelaten, uiteindelijk vrijwel altijd tot afvoer via het oppervlaktewater. Het oppervlaktewaterstelsel vormt hierdoor een belangrijk potentieel eindstation van stroombanen en daarmee een potentiële laterale begrenzing van stromingssystemen. De relevante kleinste schaal van stromingssystemen is derhalve minimaal gekoppeld aan de geometrie van het oppervlaktewaterstelsel.

Theoretisch heeft de grondwaterstand bij constante kD-waarde, gaande in de richting van een waterloop, een min of meer een parabolisch verloop. Bij variaties in de doorlatendheid van de ondergrond wordt dit verloop nog gecompliceerder.
Zoals reeds eerder opgemerkt, staan de onderzochte putten om en om op een dekzandrug en in een beekdal c.q. laagte. Dit betekent dat er tussen de waterlopen slechts één put beschikbaar is voor de registratie van de grondwaterstand, ofwel, inclusief de put in het beekdal, zijn in totaal twee meetpunten beschikbaar voor de constructie van een parabolisch verloop. Het zal duidelijk zijn dat dit zonder verdere gegevens een tamelijk hachelijke zaak is. Een simpele interpolatie van de grondwaterstand geeft zelfs op basis van een vrij dicht meetnet niet meer dan een vrij langgolvig beeld van de variaties in het grondwaterstandsverloop. Wat derhalve nodig is, is kennis op welke wijze en de mate waarin het oppervlaktewaterstelsel zich in dit vrij regionale trendvlak van het grondwaterstandsverloop 'inkerft'.

Een oplossing hiervoor kan in principe gevonden worden door het ruimtelijk beeld van de grondwaterstand met behulp van numerieke modellen, waarin het oppervlaktewater kan worden opgenomen, te berekenen. Echter, de discretisatiegraad van het model moet dan dermate fijn zijn dat er tussen relevant geachte waterlopen voldoende gridpunten bestaan om het min of meer parabolische verloop van de grondwaterstand tussen de waterlopen te kunnen volgen. In het gebied waarin raai A gelegen is, bedraagt de gemiddelde afstand tussen de (hoofd)waterlopen circa 1,5 kilometer. Er vanuit gaande dat er minimaal 7 punten nodig zijn om het parabolisch verloop van de grondwaterstand tussen twee waterlopen redelijk te beschrijven, zou voor een dergelijk gebied een discretisatie-afstand van

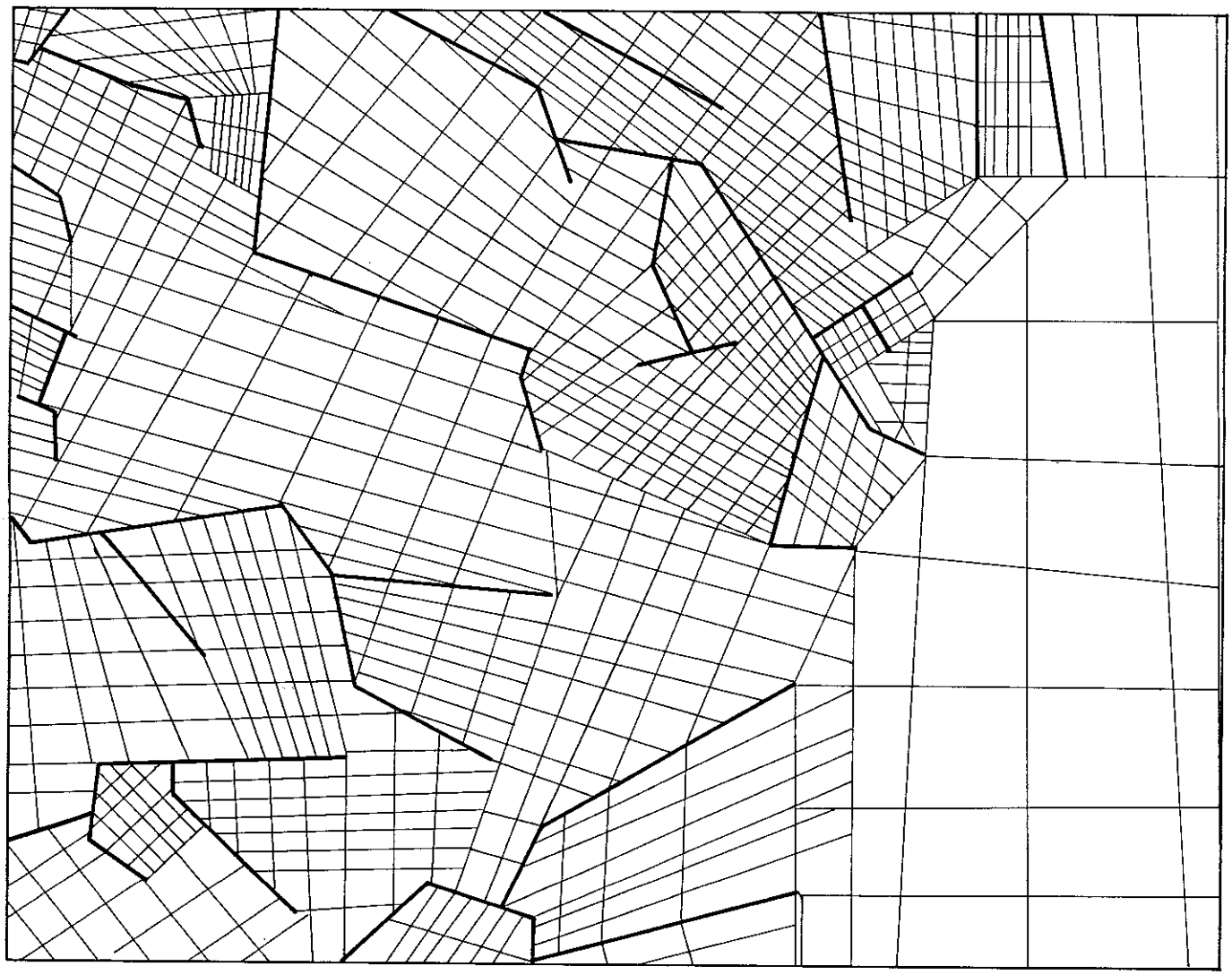
minimaal circa 200 x 200 meter noodzakelijk zijn om een enigszins representatief stromingspatroon te kunnen berekenen.
Meer in het algemeen zou er bij een stromingspatroonanalyse naar gestreefd moeten worden de discretisatie af te stemmen op de geometrie van het oppervlaktewaterstelsel (figuur 13).

8.4 Ontwikkeling van het stromingspatroon binnen een eenvoudig geohydrologisch profiel als functie van oppervlaktewaterdichtheid en discretisatiegraad

Met behulp van het programma FLOWNET zijn ten behoeve van een verdere begripsvorming nog een aantal aanvullende berekeningen uitgevoerd. Hiervoor is een dusdanige situatie en opzet van het rekenschema gekozen dat inzicht verkregen wordt in:
- het effect van de discretisatie-afstand op het stromingspatroon,
- het effect van waterlopen op het stromingspatroon,
- het karakter van de hydrologische situatie in flauw hellende gebieden,

De in beschouwing genomen geohydrologische situatie kan gezien worden als het zeer sterk geschematiseerde deel van Pleistoceen Nederland. Het profiel omvat één homogeen watervoerend pakket met een dikte van 100 meter en een kD-waarde van 1000 m^2/dag. Het profiel heeft een lengte van 10 kilometer en het terrein heeft een helling van 1/1000. De voeding van het grondwater bedraagt over de gehele lengte van het profiel 1 mm/dag. Aangenomen is dat de zijkanten van het model samenvallen met een waterscheiding. De voor de verschillende FLOWNET-berekeningen gebruikte grondwaterstandsverlopen zijn verkregen aan de hand van de in paragraaf 6.2.2 gepresenteerde formule (specificatie: zie bijlage 10). De stromingspatronen zijn berekend voor hypothetische situaties met 0, 1, 2, 3, 4, 5, 7 en 9 waterlopen loodrecht op het profiel. Voor elke situatie is een berekening uitgevoerd met een discretisatie-afstand van achtereenvolgens 200, 400 en 800 meter. De resultaten van deze rekensessie zijn weergegeven in figuur 14.

Uit de figuren komt de schaalafhankelijkheid van het effect van discretisatie op het berekende stromingspatroon duidelijk naar voren. Bij een grootschalig patroon (geen waterloop) verandert bij een toename van de discretisatie-afstand het stromingspatroon in essentie niet. Wel wordt de 'kwelzone' breder, maar dit is inherent aan het feit dat er bij een numerieke berekening binnen een gridcel geen differentiatie in eigenschappen bestaat. Ook bij één waterloop heeft de toename van de discretisatie-afstand geen noemenswaardig effect op de geometrie van het berekende stromingspatroon. Bij twee waterlopen wordt de situatie



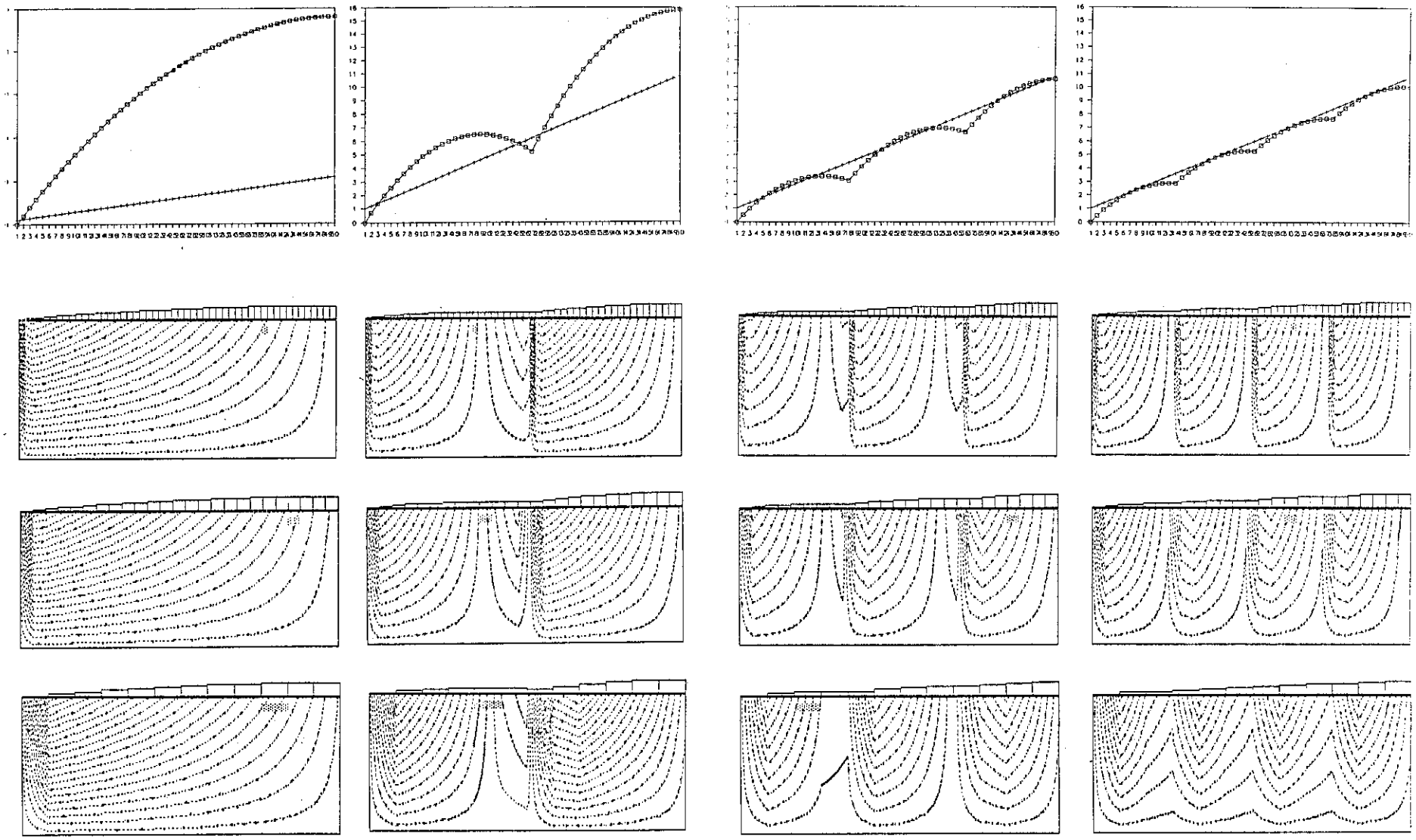
N.B. het weergegeven gridnet is slechts schetsmatig

waterloop segment

Figuur 13: opzetten van een netwerk vanuit oppervlaktewatersegmenten.

kritiek. Bij een discretisatie-afstand van 800 meter verdwijnen de 'helling opwaartse' takken van de systemen. Bij drie waterlopen wordt bij toenemende discretisatiegraad zelfs een regionaal systeem berekend. Deze tendens neemt verder toe naarmate de waterlopen dichter bij elkaar komen te liggen. Bij 9 waterlopen bestaan er bij een discretisatie-afstand van 200 meter nog duidelijk lokale systemen, gesuperponeerd op een regionaal systeem, terwijl voor deze situatie bij een discretisatie-afstand van 800 meter nog vrijwel slechts een regionaal systeem overblijft.
Het effect van het toenemend aantal waterlopen wordt ook duidelijk. Voor de gegeven situatie wordt het regionale systeem door de waterlopen in meerdere lokale compartimenten geknipt (gescheiden systemen). Bij een gering aantal waterlopen bestaan hierbij systemen met een 'helling opwaartse' stromingscomponent. Vanaf de situatie met drie waterlopen bestaan er gescheiden systemen waarbinnen de horizontale stromingsrichting uniform is. Vanaf vier waterlopen verschijnt onder de gescheiden systemen een regionaal systeem. Echter, in het licht van het hiervoor besproken discretisatie-effect kan de vraag gesteld worden of het ontstaan van dit regionale systeem een werkelijk optredend verschijnsel is of dat bij vier waterlopen de resolutie van het model te gering wordt om het stromingspatroon nog correct uit te rekenen. Het is derhalve niet uitgesloten dat het regionale systeem in deze hypothetische werkelijkheid pas bestaat bij een veel groter aantal waterlopen. Dit is niet verder nagegaan. Een belangrijke conclusie is echter dat bij een te grove discretisatiegraad stroomlijnen onder waterlopen door kunnen 'schieten', terwijl zij er in werkelijkheid in zouden eindigen. Belangrijke vragen die hierbij naar voren komen zijn dan ook hoe groot de 'zuigkracht' van een waterloop is en aan de hand van welke parameters bepaald kan worden tot van welke diepte stroomlijnen door een waterloop kunnen worden 'aangezogen'. Ofwel: op welke wijze fungeert een waterloop als potentiële begrenzing van een stromingspatroon? Hiervoor is meer kennis omtrent de geohydrologie onder en nabij waterlopen noodzakelijk (figuur 15). Waarschijnlijk betreft dit een gecompliceerde materie, met mogelijk niet-lineaire componenten. Indien dit laatste het geval is, zou dit nog wel eens verstrekkende consequenties kunnen hebben ten aanzien van de voorspelbaarheid van het gedrag van stromingspatronen.

Bij de hiervoor gegeven uiteenzetting is er vanuit gegaan dat de ondergrond genoeg ruimte biedt om de opbolling, die de voeding van het systeem genereert voor de ondergrondse afstroming van het grondwater, te kunnen herbergen. Bij een terreinhelling van 1/1000 is dit voor de si-



a: geen waterloop

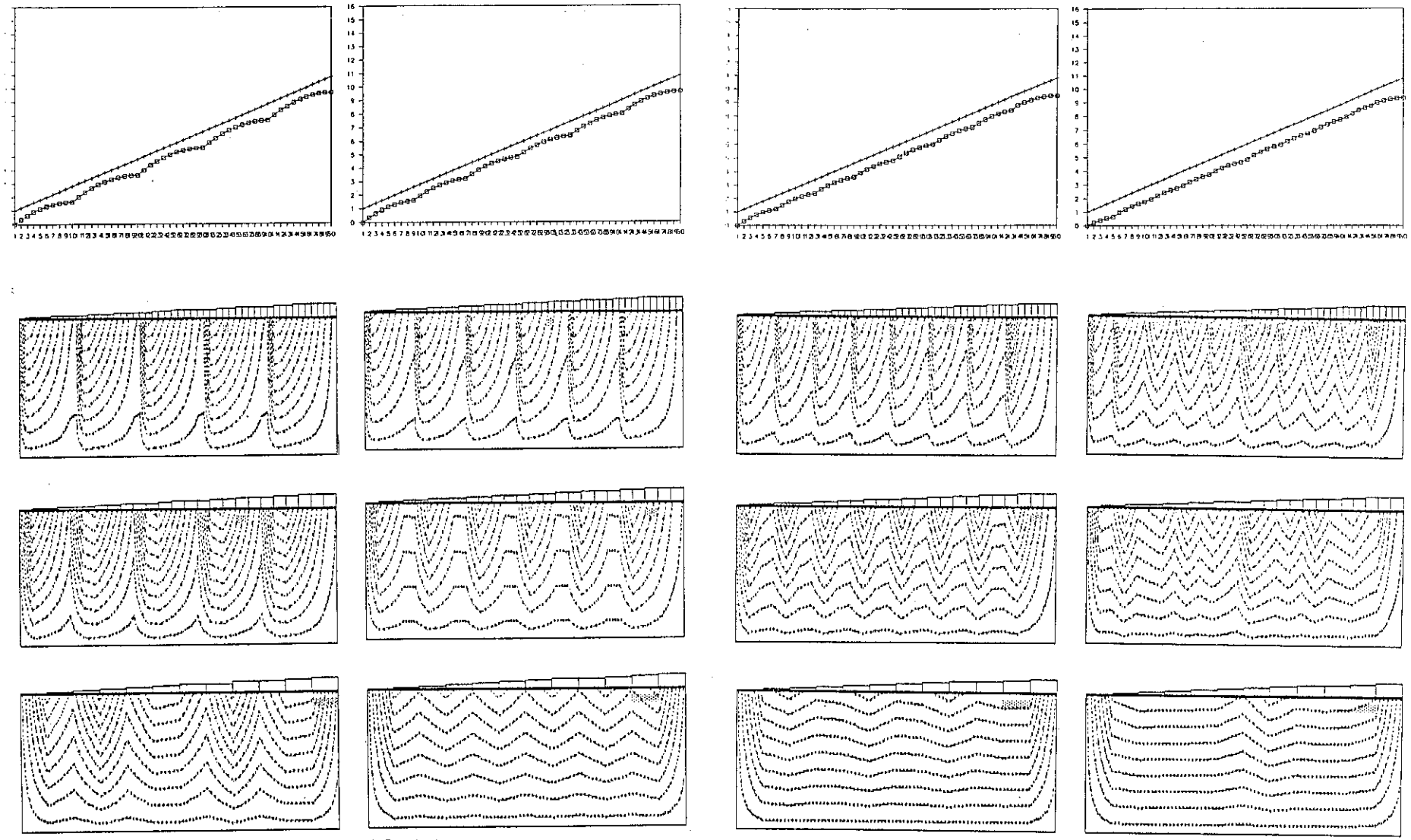
b: 1 waterloop

c: 2 waterlopen

d: 3 waterlopen

specificatie berekeningen: zie tekst en bijlage 10; discretisatieafstand is achtereenvolgens: 200, 400 en 800 meter.

Legenda: zie figuur 16



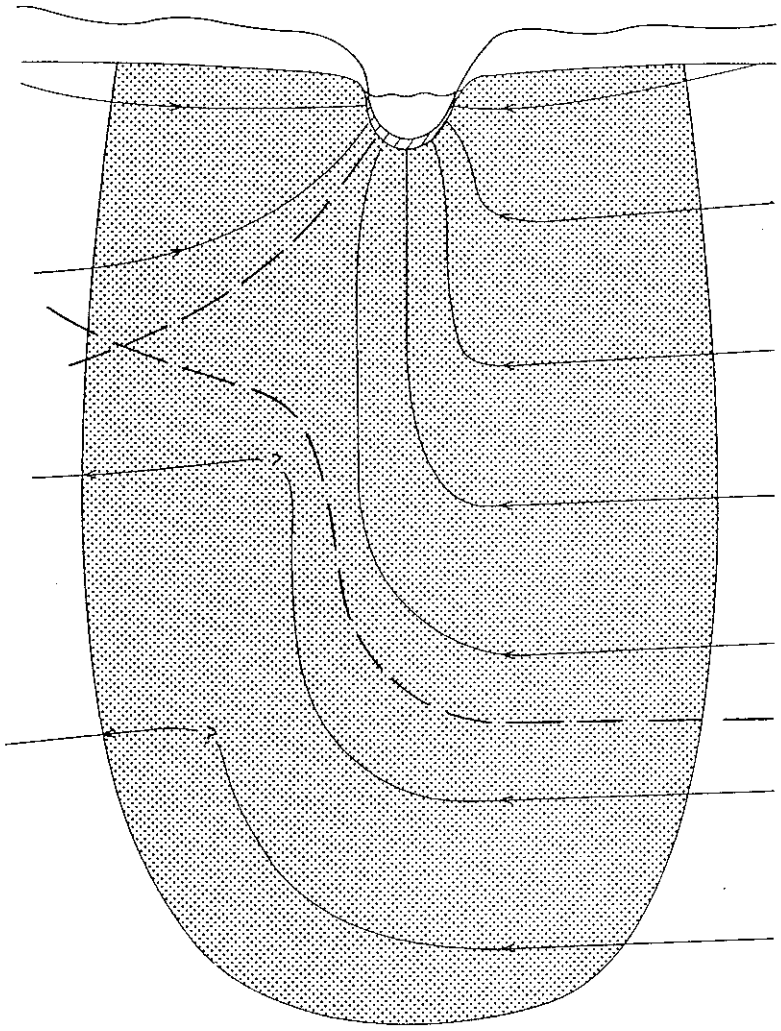
e: 4 waterlopen

f: 5 waterlopen

g: 7 waterlopen

h: 9 waterlopen

Figuur 14: gevoeligheid van het stromingspatroon voor verdichting van het oppervlaktewaterstelsel en discretisatie.



LEGENDA:

stroomlijn met stromingsrichting

grens tussen stroomlijnbundels met een verschillende uitgang

laag met een relatief lage hydraulisch doorlatendheid

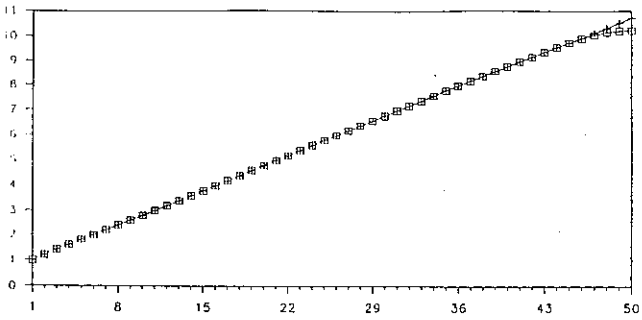
de hydrologie onder een waterloop is met betrekking tot de stromingspatroonanalyse nog een duister gebied.

Figuur 15: waterloop als potentiële systeemgrens.

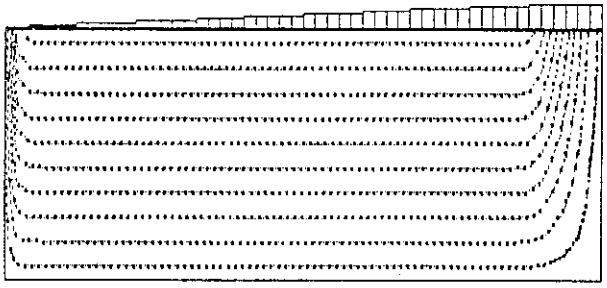
tuaties met minder dan drie waterlopen niet het geval.
Bij de afwezigheid van waterlopen zou het grondwater op de waterscheiding circa 40 meter boven het maaiveld staan. Ofwel, een dergelijke situatie kan alleen bestaan bij een topografie die de benodigde opbolling kan herbergen. Bij een vlak terrein met een helling van 1/1000 wordt de opbolling 'afgetopt' (vergelijk bijvoorbeeld figuur 16a met figuur 14a_0). In werkelijkheid betekent dit dat de ondergrond vanwege het ontbreken van voldoende gradiënt onvoldoende capaciteit heeft om het neerslagaanbod af te voeren. De neerslag kan onder deze omstandigheden slechts oppervlakkig afgevoerd worden, hetgeen inhoudt dat dergelijke gebieden zeer nat zullen zijn (natte vlaklanden) en zich uitstekend lenen voor (hoog)veenvorming. Bij de aanwezigheid van één of meerdere waterlopen doen deze natte omstandigheden zich juist voor rond de waterscheiding tussen de waterlopen. Het effect op het stromingspatroon van de 'afgetopte' grondwaterstandsverlopen is weergegeven in figuur 16. In de hypothetische werkelijkheid van figuur 16a heeft de 'afgetopte' grondwaterstand een lineair verloop. Dit impliceert voor de gegeven omstandigheden dat er binnen dit gebied noch infiltratie noch kwel bestaat en het grondwater horizontaal afstroomt. In werkelijkheid zullen echter ook bij een lineair verloop van de grondwaterstand infiltratie- en kwelpatronen kunnen ontstaan als gevolg van veranderingen in kD-waarde (figuur 16a_2). Verder zal bij een 'overlopende' ondergrond het grondwaterstandsvlak vrij nauw het maaiveld volgen, hetgeen tot uiting in de geometrie van het stromingspatroon komt (figuur 16b). Het bestaan van relatief droge gebiedjes binnen natte vlaklanden kan gerelateerd worden aan kleinschalige veranderingen in het maaiveld, waarvan de gradiëntsveranderingen sterker zijn dan de gradiëntsveranderingen die in het grondwaterstandsverloop ontstaan door de weerstand tegen afstroming na voeding van het grondwaterlichaam. Een variatie in maaiveldhoogte behoeft hierbij overigens niet altijd samen te gaan met het ontstaan van een nieuw systeem.

8.5 Evaluatie

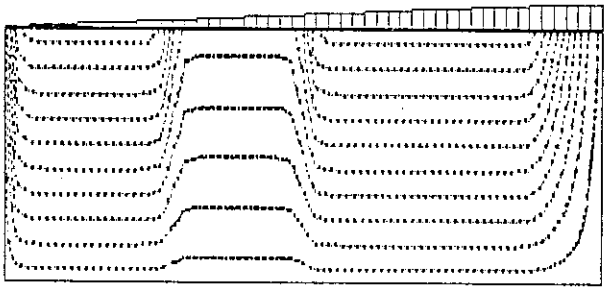
Het effect van drainage in de vorm van verdichting van het drainagestelsel wordt aan de hand van een vergelijking van bijvoorbeeld figuur 14b en figuur 14h duidelijk zichtbaar. Globaal gezien hebben de vlakke zand-, klei- en veengebieden een tekort aan waterlopen (zie bijvoorbeeld figuur 14b). De actie van de mens met betrekking tot de waterhuishouding van Nederland is er altijd op gericht geweest deze natte gebieden droog te leggen. In eerste instantie is gerealiseerd door een verdichting van het oppervlaktewaterstelsel, waarmee uiteindelijk de grondwaterstand



a: afgetopt grondwaterstandsverloop zonder waterlopen

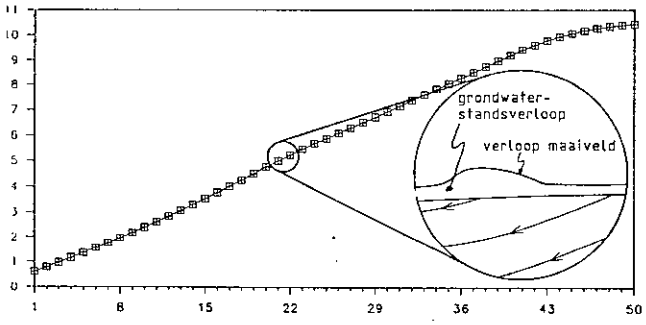


a-1: stromingspatroon volgens a.

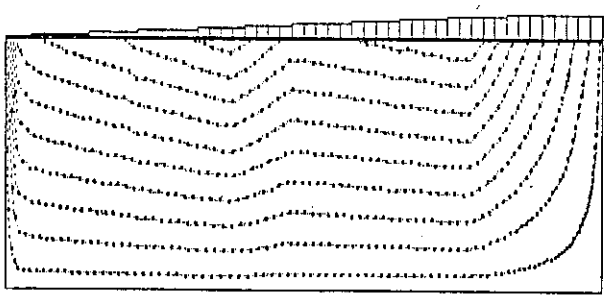


k= 5m/dag

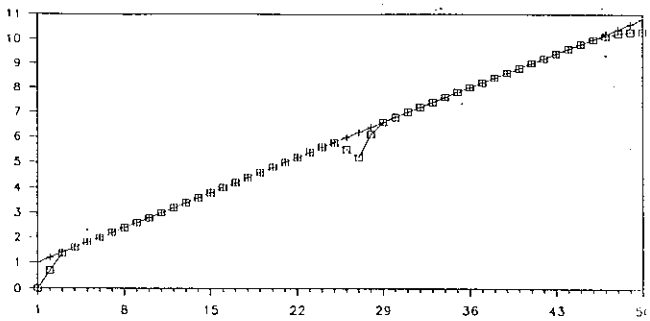
a-2: stromingspatroon volgens a, variabele kD-waarde ondergrond.



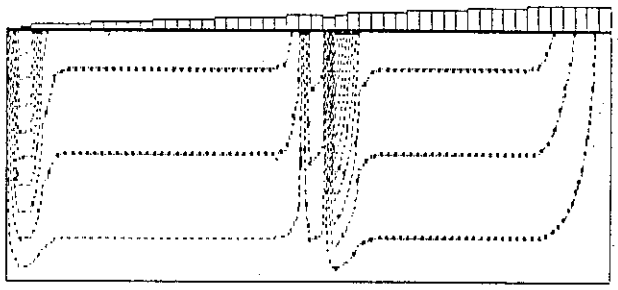
b: grondwaterstandsverloop met geringe variaties in de regmate helling



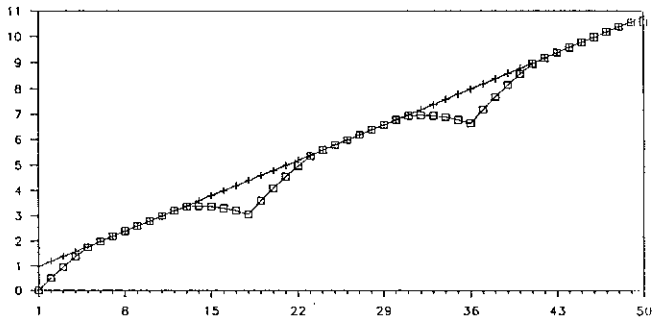
b-1: stromingspatroon volgens b.



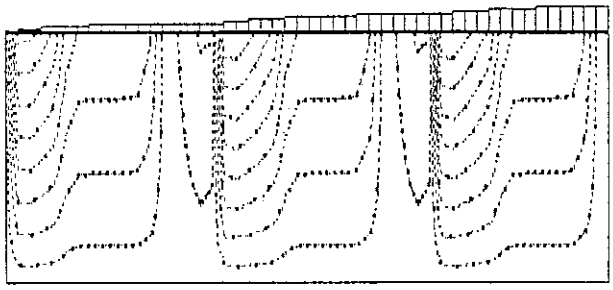
c: afgetopt grondwaterstandsverloop met 1 waterloop



c-1: stromingspatroon volgens c.



d: afgetopt grondwaterstandsverloop, 2 waterlopen



d-1: stromingspatroon volgens d.

Legenda grafieken grondwaterstandsverloop:

X-as : celnummer

Y-as : hoogte (m)

: regionale helling

: grondwaterstand

Legenda stromingspatronen:

: stroomlijn

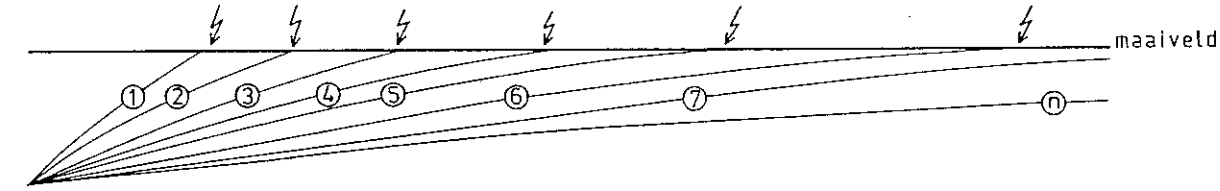
Figuur 16: karakter van het stromingspatroon in natte vlaklanden.

onder het maaiveld 'getimmerd' kan worden (figuur 14h). Hierdoor moet in gebieden met een oorspronkelijk zwakke (diffuse) kwel of neutrale situatie de neerwaartse flux van het grondwater door de bodem enorm zijn toegenomen. Een dergelijke omslag heeft een uitspoeling van basisch elementen (kalk) tot gevolg met een verzuring van de bodem als uiteindelijk resultaat (Hoogendoorn, 1990). Zure depositie zal dit proces nog doen versnellen.

In zekere zin kan een groot deel van het zandgebied van Overijssel ook beschouwd worden als een nat vlakland (vergelijk Ernst et al., 1970), met een regionale helling van circa 1/1000.
Het gebied kende in vroeger tijden uitgestrekte drassige gebieden. Deze gebieden worden nu hoofdzakelijk gekenmerkt door zeer kleinschalige grondwaterstromingspatronen als gevolg van verdichting van het drainagestelsel.
De dekzandruggen en een aantal stuwwallen hebben bepaalde delen van het gebied een differentiatie in maaiveldhoogte gegeven waartussen en waarlangs zich een beekstelsel heeft ontwikkeld. De dekzandruggen en de stuwwallen bieden ruimte voor opbolling tussen de waterlopen, waarop de schaal van de grondwaterstromingspatronen zal zijn afgestemd.

Vanwege de hoeveelheid werk die dit met zich meebrengt zijn de infiltratie- en kwelintensiteiten in de figuren 14 en 16 niet weergegeven. Vermeld kan echter worden dat bij toenemende discretisatie-afstand de infiltratie- kwelintensiteit vervlakt, conform de vervlakking van het stromingspatroon (vergelijk figuur 4).
Ook is het effect van anisotropie (zijnde som het effect van verspreid voorkomende kleilaagjes binnen de aquifer) is niet verder uitgewerkt. Opgemerkt kan worden dat bij gelijkblijvende voeding een verhoogde weerstand tegen verticale stroming tot gevolg heeft dat de opbolling toeneemt en het verloop niet meer met een eenvoudige vergelijking beschreven kan worden.
In het verlengde van het voorgaande kan opgemerkt worden dat natte vlaklandsituaties zich eerder voor zullen doen bij de aanwezigheid van kleilagen in de ondiepe ondergrond, zoals bijvoorbeeld het geval is met de keileem en ondiepe potkleivoorkomens in het Noord Nederland.

In figuur 16, waarin de stromingspatronen met de 'afgetopte' grondwaterstandsverlopen zijn weergegeven, zit een inconsistentie die een mogelijk mechanisme van grondwaterstandsdaling verraadt. Het betreft de hoge voeding die optreedt op de plaats waar het grondwater het maaiveld bereikt, als gevolg van de scherpe knik in het grondwaterstandsverloop



—①— grondwaterstandsverloop op tijdstip t=1

↯ lokatie knik in grondwaterstandsverloop = zone met versnelde ondergrondse afvoer, afvoerverhoging is evenwijdig met de scherpte van de knik

Figuur 17: instelling van de grondwaterstand als gevolg van verschuivende stijle gradiënten in het grondwaterstandsverloop.

aldaar. De voeding is vele male hoger dan een reëel neerslagoverschot, maar de voeding kan echter ook geïnterpreteerd worden als de daalsnelheid van de grondwaterstand. Een relatief snelle daling van de grondwaterstand binnen een dergelijk smalle zone heeft als gevolg dat de knik in het grondwaterstandsverloop zich in de richting van het natte gebied verplaatst en daarbij het natte gebied snel van het overtollige grondwater ontdoet (figuur 17). Er bestaat hierbij binnen het systeem een migrerende zone met een relatief hoge grondwaterstromingssnelheid. Uiteindelijk zal een situatie ontstaan waarbij de grondwaterstand de regionale trend in de topografie min of meer volgt.
In feite betreft het hiervoor beschreven fenomeen een niet stationair proces, dat weer opnieuw op gang gebracht wordt wanneer een situatie met een neerslagoverschot optreedt. De vraag kan gesteld worden of een dergelijk mechanisme ook een rol speelt in meer werkelijke situaties, na bijvoorbeeld een aanzienlijke vrij plotselinge grondwateraanvulling (bijvoorbeeld na een periode met een hoog neerslagoverschot). Scherpe knikken in de grondwaterstand kunnen dan ontstaan als gevolg van lokale variaties in de aanvulling en nabij waterlopen. Het valt echter buiten het bestek van dit rapport om een en ander verder uit te werken.

Aan de hand van de rekenexercities kunnen ook nog enkele gedachten ontplooid worden met betrekking tot de keuze tussen voeding dan wel stijghoogte als randvoorwaarde voor het bovenvlak van een numeriek model. Deze keuze valt nog wel eens uit in het voordeel van de randvoorwaarde 'stijghoogte op het bovenvlak' met het argument dat het stijghoogtevlak gemakkelijk te meten is en daardoor in principe nauwkeurig vastgelegd kan worden. Dit voordeel is echter slechts geldig indien dan ook de k-waarde verdeling, en dan met name ook van de ondiepe ondergrond (bodemzone en vlak daaronder, waar de verticale stromingscomponent relatief het sterkst is), goed bekend is. Is dit niet het geval dan ontstaat het risico dat veranderingen in stijghoogtegradiënten gerelateerd worden aan infiltratie of kwel (en daarmee aan de geometrie van stromingspatronen), terwijl deze gradiënten evenzogoed veroorzaakt kunnen worden door een verandering in doorlatendheid van de ondergrond, bij een gelijkblijvende geometrie van het stromingspatroon. Globaal zou gesteld kunnen worden dat bij numerieke grondwatermodellen binnen zekere grenzen geldt dat de onzekerheid met betrekking tot de k-waarde verdeling van de ondergrond:
- zich bij voeding als randvoorwaarde met name manifesteert in onzekerheid met betrekking tot de berekende stijghoogte, en minder in onzekerheid met betrekking tot onzekerheid in de geometrie van het stromingspatroon,
- zich bij stijghoogte als randvoorwaarde met name manifesteert in

onzekerheid met betrekking tot de geometrie van het stromingspatroon. De randvoorwaarde stijghoogte genereert bovendien al gauw onwaarschijnlijke infiltratie-intensiteiten (vergelijk figuur 4). Door middel van een gemengde randvoorwaarde van voeding en oppervlaktewater kan het infiltratiepatroon echter in de teugels gehouden worden.

9. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

9.1 Inleiding

De conclusies en aanbevelingen zijn min of meer geïntegreerd met een samenvatting van de resultaten van het onderzoek en gedachten volgend uit het onderzoek. Elke conclusie of aanbeveling voor verder onderzoek is vet afgedrukt en kort weergegeven, gevolgd door een wat uitgebreidere toelichting.
De conclusies zijn gegroepeerd naar onderwerp. Zo is onderscheid gemaakt tussen de conclusies die gerelateerd zijn aan de EC-meetcampagnes (paragraaf 9.2), aan de meer chemische aspecten van het onderzoek (paragraaf 9.3) en kwesties die betrekking hebben op de analyse van stromingspatronen (paragraaf 9.4). Lang niet alle conclusies zijn gerelateerd aan de oorspronkelijke doelstelling van het onderzoek en moeten als zodanig beschouwd worden als 'spinn off'. Paragraaf 9.5 omvat dan ook een evaluatie van de onderzoeksresultaten in het kader van de doelstelling van het onderzoek.

Generaliserend kan gesteld worden dat het gedetailleerde chemische onderzoek van het grondwater slechts tot op zekere hoogte een antwoord heeft gegeven op de vragen met betrekking tot de extensie van systemen en de relatieve dominantie van lokale versus regionale systemen. Dit is met name het gevolg van het feit dat het discriminerend vermogen van de chemie van het grondwater ten aanzien van systemen van verschillende schaal minder sterk is als algemeen wordt aangenomen en bovendien dat verschillen in chemische samenstelling van het grondwater eerder bij toeval samenvallen met systeemgrenzen, dan bij regel. In paragraaf 9.6 wordt daarom een eerste aanzet gegeven voor de uitwerking van het noodzakelijke vervolgonderzoek om alsnog een bevredigend antwoord op de gestelde vragen te verkrijgen. De uitwerkingsgraad van deze voorstelling loopt echter uiteen en zal voor een deel in overleg met belanghebbenden moeten plaatsvinden. Alhoewel het voorgestelde onderzoek niet altijd direct gerelateerd is aan de systeemanalyse als zodanig, vormt het in zijn totaliteit wel het onderzoek dat benodigd is voor een goed begrip van de ontwikkeling van stromingspatronen binnen het grondwaterlichaam en de evolutie van de chemische samenstelling daarbinnen.

9.2 Conclusies en aanbevelingen met betrekking tot de EC-meetcampagnes

EC 1 De fout in metingen van het elektrisch geleidingsvermogen van (grond)water op verschillende tijdstippen kan oplopen tot circa 30 %.

De oorzaak hiervan is gelegen in een onzorgvuldige ijking van de meter en, met name, het niet of onjuist uitvoeren van de temperatuurscorrectie. De reproduceerbaarheid van de metingen in de tijd kan aanzienlijk verbeterd worden, indien deze voornoemde zaken in acht worden genomen.

EC 2 De karakteristiek van de EC-profielen (variatie van het elektrisch geleidingsvermogen met de diepte) is in de loop van circa twee jaar niet wezenlijk veranderd.

Op basis van de metingen op opeenvolgende tijdstippen kan tevens geconcludeerd worden dat de verstoring van het grondwater als gevolg van het maken van het boorgat al binnen enkele maanden niet meer (in de EC van) het grondwater zichtbaar is.
Ter bestudering van meer kleinere variaties in de EC in de loop der tijd zijn nauwkeurige, reproduceerbare metingen noodzakelijk.

EC 3 Op grond van put 2 kan geconcludeerd worden dat de voor chemische analyse genomen monsters representatief zijn voor het grondwater ter plaatse van de putten.

9.3 Conclusies en aanbevelingen met betrekking tot de chemie van het bemonsterde grondwater

CHEM 1 Het grondwater onder landbouwgronden verzuurt niet, maar wordt daarentegen harder.

Het door landbouwgronden geïnfiltreerde grondwater bevat zonder uitzondering zeer veel calcium, met gehalten van circa 80 à 140 mg/l; de pH-waarde van dit water is doorgaans circa 7,5. De achtergrond hiervan is dat de pH van landbouwgronden voortdurend onder controle staat en door bekalking kunstmatig op peil wordt gehouden. Een aantal kunstmestsoorten (waaronder kalk-ammonsalpeter) bevat bovendien kalk om het verzurende effect van de mest te compenseren. Boven de Drente-klei reiken deze invloeden al tot aan de basis van het watervoerend pakket. Naar schatting kan de uitspoeling van kalk uit landbouwbodems oplopen tot circa 1000 kg $CaCO_3$/ha/jaar.

CHEM 2 'Antropogene' invloeden ook duidelijk zichtbaar in het grondwater onder (kleine) bospercelen.

Het grondwater van (relatief kleine) bospercelen staat bloot aan een aanzienlijke sulfaat- en nitraatbelasting; de pH van het grondwater daalt onder dergelijke omstandigheden tot waarden tussen 4 en 4,5. Echter, ook onder bosbodems lijken (de eerste?) invloeden van bekalking zich in de chemie van het grondwater te weerspiegelen.

CHEM 3 De chemie van het grondwater 'verextremiseert' als gevolg van 'antropogene' invloeden.

Het totaal aan 'antropogene' invloeden leidt tot een toenemende verzuring van het grondwater dat door de bodems van 'natuurgebieden' infiltreert en een verharding van het grondwater dat door landbouwgronden infiltreert. Gezien de dominantie van landbouwgronden in Nederland en de mogelijk te nemen zuurcompenserende maatregelen (bekalking) in bossen zal in de toekomst calciumrijk grondwater eerder regel dan uitzondering zijn.

CHEM 4 Onderscheidend vermogen van de chemie van het grondwater neemt af door uniformering van het bodemgebruik.

Neemt de differentiatie in de samenstelling van het grondwater in 'natuur'gebieden en in landbouwgebieden (tot op heden) toe, de differentiatie in grondwatersamenstelling binnen deze gebiedstypen neemt daarentegen juist af. Dit is het gevolg van het feit dat subtiele 'natuurlijke' variaties in bodemtype geheel overschaduwd worden door respectievelijk verzuring en minerale overbelasting van de bodem. Laterale verschillen in de chemie van het wegzijgende grondwater zijn met name gerelateerd aan de variaties in bodemgebruik en bodembelasting zowel in ruimte als in tijd. Deze factoren zijn nauwelijks te traceren. In feite kan aan de hand van de chemie alleen een duidelijk onderscheid gemaakt worden tussen 'schoon', d.w.z. in een 'natuur'gebied geïnfiltreerd grondwater, en 'antropogeen', d.w.z. door een landbouwbodem geïnfiltreerd grondwater.

CHEM 5 Denitrificatie goed herkenbaar in chemie van het grondwater: grondwater met meer dan 1 mg/l ijzer bevat geen nitraat; indien het grondwater nitraat bevat, is het ijzergehalte minder dan 1 mg/l.

De overgang tussen nitraathoudend (meer dan een half tot honderden mg/l) en nitraatarm (< 0,5 mg/l) grondwater is abrupt en voltrekt zich doorgaans binnen een diepte-interval van minder dan 2 meter tot zelfs minder dan 1 meter (denitrificatie). Hierbij stijgt het ijzergehalte over

hetzelfde interval van enkele tienden tot meer dan 1 mg/l. Deze overgang lijkt zo strikt, dat in geen enkel watermonster met meer dan 1 mg/l ijzer nitraat is aangetroffen.

CHEM 6 Optreden sulfaatreductie minder goed herkenbaar in de chemie van het grondwater.

In tegenstelling tot nitraat verloopt de daling van het sulfaatgehalte bij sulfaatreductie veel minder abrupt en minder zichtbaar. Het onderkennen van sulfaatreductie is daardoor moeilijker. Het optreden van sulfaatreductie lijkt echter binnen het onderzochte grondwater, enkele bijzondere lokaties daargelaten, eerder uitzondering dan regel.

CHEM 7 Nitraathoudend grondwater alleen aangetroffen in relatief hoog gelegen gebieden (eenduidige wegzijgingsgebieden, zoals bijvoorbeeld de dekzandruggen) en slechts tot op een diepte van hooguit 15 m-mv.

Denitrificatie lijkt onder (normale 'drainage') omstandigheden een sterke verspreiding van nitraat in het grondwater (vooralsnog) tegen te houden. Uiteraard rijst hierbij de vraag wat de denitrificatiecapaciteit van de ondergrond is. Een andere consequentie van denitrificatie is dat de stikstofbelasting van het grondwater weliswaar niet meer zichtbaar is in de ionensamenstelling van het grondwater, maar nog wel zichtbaar moet zijn in de samenstelling van in het grondwater opgeloste gassen. De werkelijke uitstraling van de stikstofbelasting binnen het grondwater kan derhalve alleen vastgesteld worden indien ook stikstofgas geanalyseerd wordt. Aangezien op basis van chloride en sulfaat 'antropogene' invloeden al tot op diepten van het niveau van de Drente-klei zijn vastgesteld, kunnen ook hoge stikstofgas gehalten tot op dezelfde diepten verwacht worden.

CHEM 8 Het 'antropogene' karakter van 'antropogeen' grondwater neemt af in de afstromingsrichting.

'Antropogene' invloeden worden in de regel in eerste instantie herkend aan een verhoogd gehalte van chloride, sulfaat en nitraat. Als gevolg van denitrificatie verdwijnt nitraat al vrij snel uit het grondwater; bij verder dalende redoxpotentiaal kan uiteindelijk ook sulfaat verdwijnen door sulfaatreductie. Beide ionen worden hierbij chemisch uitgewisseld tegen bicarbonaat. Hierdoor lijkt het grondwater in de afstromingsrichting 'schoner' te worden en is de 'antropogene' invloed nog slechts herkenbaar aan een verhoogd chloride gehalte, althans daar waar mariene invloeden uitgesloten kunnen worden.

CHEM 9 **Over de verschillende schalen waarop de daling van de redoxpotentiaal van het grondwater in de afstromingsrichting, en in verband hiermee de mogelijke produktie van (kalkagressief) koolzuur, plaatsvindt, is nog te weinig bekend.**

In de afstromingsrichting van het grondwater vindt een zekere chemische 'rijping' plaats die zich uit in een daling van de redox-potentiaal, produktie van kooldioxyde en oplossing van mineralen (deels onder invloed van kooldioxyde). De schaal waarop deze processen zich voltrekken kan uiteenlopen van decimeters tot vele kilometers. Hierover is nog weinig systematische kennis voorhanden. Vermoed wordt dat de snelheid waarmee dergelijke processen verlopen, verband houdt met het organische stof gehalte van het doorstroomde medium. Hierdoor kan het voorkomen dat twee chemisch op elkaar gelijkende watertypen een geheel andere stromingshistorie hebben.

CHEM 10 **Calcium en silicium op zichzelf nauwelijks bruikbaar als verblijftijdsindicatoren voor grondwater.**

Uit punt 1 volgt dat bij bekalking of een kalkhoudende bodem het (grond)water al bij infiltratie een hoog calciumgehalte krijgt. Uit punt 9 volgt dat het calciumgehalte niet per definitie informatie bevat over de schaal van afstroming. Het calciumgehalte van het grondwater vormt met name een afspiegeling van de kalkvoorraad en de produktie van koolzuur in de ondergrond c.q. de toevoeging van kalk aan of de kalkvoorraad in de bodem en produktie en/of toevoeging van zuren aan de bodem. De relatie tussen het calciumgehalte van het grondwater en de verblijftijd is derhalve beslist niet eenduidig. Zo heeft water dat een lange ondergrondse weg heeft afgelegd meestal wel een hoog calciumgehalte, maar betekent een hoog calciumgehalte nog niet dat het water een lange ondergrondse weg heeft afgelegd.

Ook het siliciumgehalte lijkt geen eenduidige verblijftijdsindicator. Op een aantal lokaties bestaat er een verband tussen het siliciumgehalte en de diepte, en daarmee mogelijk met de verblijftijd. Echter, op veel plaatsen waar een aanzienlijk leeftijdscontrast in het grondwater vermoed wordt, is een verband met het siliciumgehalte niet aanwezig of juist omgekeerd aan de verwachting.

Over het algemeen wordt de complexiteit van chemische processen in de ondergrond onderschat, hetgeen al gauw leidt tot toepassing van eenvoudige thesen waarvan het waarheidsgehalte nauwelijks is onderzocht.

9.4 Conclusies en aanbevelingen met betrekking tot de analyse van stromingspatronen

SA 1 **In Salland bestaat een regionaal systeem met de stuwwal als voedingsgebied. Het systeem is stroomafwaarts te vervolgen en zet zich mogelijk voort onder de Drenteklei; boven deze klei komt het regionale systeem niet meer voor en domineren lokale systemen.**

In de putten buiten het verbreidingsgebied van de Drente-klei wordt op zekere diepte een duidelijke, zij het niet altijd even scherpe, overgang van 'antropogeen' naar 'schoon' grondwater waargenomen. Voor een aantal putten kan deze overgang gerelateerd worden de grens tussen een regionaal systeem, dat zijn ingang in de stuwwal heeft, en de ondieper daarbovenop gesuperponeerde systemen van meer lokale aard. In de putten nabij de stuwwal moest geconstateerd worden dat de overgang tussen 'antropogeen' en 'schoon' grondwater zich binnen het regionale systeem bevindt (figuur 5).
Het contrast in verblijftijd tussen het grondwater binnen het regionale systeem en de erboven gelegen lokale systemen loopt volgens enkele eenvoudige berekeningen binnen een stroomafwaartse afstand van circa 8 kilometer op tot circa een factor 10 (enkele decennia versus enkele eeuwen).
Het regionale systeem wordt door de Drente-klei afgesplitst van de ondiepere lokale systemen. Binnen het verbreidingsgebied van de Drente-klei komt het regionale systeem van de stuwwal boven deze klei niet meer voor. Binnen dit gebied domineren lokale systemen.

SA 2 **Grondwaterkwaliteitsverschillen zijn met name gerelateerd aan verschillen in bodemgebruik/-type. De implicatie hiervan is dat:**

- **a: het verschil in de chemische samenstelling van het grondwater tussen regionale systemen en lokale systemen voornamelijk te danken is aan het verschil in bodemgebruik in de respectievelijke infiltratiegebieden.**
- **b: systemen van verschillende schaal niet of nauwelijks herkenbaar zijn binnen gebieden met eenzelfde bodemgebruik/-type.**
- **c: met betrekking tot het traceren van stromingspatronen beperkt de informatieve waarde van de macro-chemische samenstelling van het grondwater zich voornamelijk tot het onderkennen van 'schoon' en 'antropogeen' water.**
- **d: verschillen in samenstelling van het grondwater lang**

niet altijd samenvallen met systeemgrenzen.

De hogere delen van Nederland zijn over het algemeen minder geschikt voor landbouwkundige doeleinden; in plaats daarvan zijn deze gronden voornamelijk bedekt met een bos/heide-vegetatie ('natuur'gebieden). Deze hogere delen vormen tevens de ingangen van systemen met een meer regionale aard. Het is juist deze samenloop van omstandigheden die maken dat regionale systemen min of meer op chemische kenmerken onderscheiden kunnen worden van meer lokale systemen, waarvan de infiltratiegebieden een landbouwkundig gebruik kennen.

Punt b is min of meer equivalent met conclusie CHEM 4 en punt c is een uitvloeisel van de conclusies CHEM 3, CHEM 4, CHEM 9 en CHEM 10.

SA 3 In het gradiënt-arme Nederland hebben kleine variaties in grondwaterstand grote gevolgen voor de geometrie van stromingspatronen.

Uit numerieke simulaties van stromingspatronen onder Nederlandse omstandigheden komt telkens weer naar voren dat kleine variaties (minder dan 10 cm) in grondwaterstand de geometrie van de stromingspatronen al ingrijpend kunnen veranderen. Dit is waarschijnlijk inherent aan het feit dat stijghoogte-gradiënten in Nederland in de regel klein zijn, waardoor het aanbrengen van kleine variaties in de stijghoogte al gauw leidt tot relatief grote veranderingen in gradiënten en daardoor in stromingspatronen. De implicatie hiervan is dat bij numerieke simulaties de nodige voorzichtigheid in acht genomen moet worden met de stijghoogte als randvoorwaarde (zie ook paragraaf 9.5).

SA 4 Het effect van discretisatie bij numerieke modelsimulaties van stromingspatronen wordt onvoldoende onderkend.

Wel bekend, maar onvoldoende onderkend, is dat de resolutie van een numeriek model afneemt naarmate de discretisatie-afstand toeneemt. Bij de keuze van de discretisatie-afstand wordt doorgaans te weinig rekening gehouden met de onderlinge afstand tussen waterlopen, waardoor deze in het model 'verdrinken' en hun functie als potentiële systeemscheiding en systeemuitgang wordt onderschat (zie ook punt 6).

Naarmate de modeldiscretisatie grover wordt, worden kleinschalige systemen weggefilterd en onzichtbaar in het model. Aan elke discretisatie afstand zit in principe een diepte gekoppeld waarboven de modelresultaten hun representativiteit voor de werkelijkheid geheel verliezen (zie ook Zijl, 1990). Dergelijke diepten zouden bij een modellering expliciet gemaakt moeten worden. Bovendien mogen op een kaart eigenlijk alleen dié in- en de uitgangen van systemen (en eventueel de verbindingspijlen ertussen) weergegeven worden, die een geldigheidswaarde hebben bij de

betreffende discretisatie of schaal waarop gekaarteerd wordt.

SA 5 De relatieve bijdrage van het drainagestelsel en capillaire opstijging (en evapotranspiratie) in de afvoer van grondwater moet nader gespecificeerd worden.

Het oppervlaktewaterstelsel (inclusief drains), capillaire opstijging en grondwaterwinningen vormen de eindpunten van stroombanen c.q. uitgangen van systemen. Meer kennis is noodzakelijk in hoeverre de eerste twee genoemde fenomenen bijdragen in de afvoer van grondwater en de veranderingen die daarin kunnen optreden als gevolg van ingrepen in het geohydrologisch regime (zie ook punt 7). Vooralsnog wordt verondersteld dat het oppervlaktewater (onder de huidige omstandigheden, en winningen buiten beschouwing gelaten) de belangrijkste afvoercomponent vormt en daarmee bepalend is voor de laterale extensie van systemen.

SA 6 De effecten van waterlopen op de extensie van systemen wordt onvoldoende onderkend.

Uit isohypsenkaarten, verkregen uit interpolaties van (freatische) meetnetten, wordt meestal niet meer dan een trendmatig beeld van het freatisch vlak verkregen. De deformatie van het freatisch vlak door het oppervlaktewater (en drains) komt hierin niet goed tot uiting. In het verlengde van de conclusies 3 en 4 betekent dit, dat in numerieke simulaties van stromingspatronen de convergentie van stroombanen naar oppervlaktewaterlopen wordt onderschat: stroombanen 'schieten' onder waterlopen door, terwijl ze er werkelijkheid mogelijk in eindigen. Een overdrijving van de regionale component in het stromingspatroon is het resultaat. Eigenlijk is er nog weinig bekend over de 'aantrekkingskracht' van waterlopen op stroombanen en op welke wijze kan worden bepaald tot van welke diepte een waterloop stroombanen aantrekt (figuur 15).

SA 7 Verdichting van het oppervlaktewaterstelsel en peilverlaging verhoogt de wegzijgingspotentie van de bodem.

Verdichting van en eventueel peilverlaging in het oppervlaktewater/drainagestelsel heeft tot gevolg dat de wegzijgingsflux door de bodemzone toeneemt of dat oorspronkelijk hydrologisch neutrale bodems of bodems met (in droge perioden) capillaire opstijging, veranderen in wegzijgingsbodems. Uitloging van basische componenten (waaronder kalk) zal hierbij tot gevolg hebben dat de bodem uiteindelijk verzuurt. Bovendien zal een en ander tot gevolg hebben dat eindpunten van stroombanen zich verleggen naar het oppervlaktewater/drainagestelsel en de afvoer via capillaire opstijging afneemt.

SA 8 **Verticale variaties in chemische samenstelling van het grondwater vervagen in de afstromingsrichting van het grondwater.**

Voor dit fenomeen kunnen een aantal verklaringen aangedragen worden:

- Kenmerkend voor het oppervlaktewaterstelsel in de zandgebieden is dat bepaalde delen in droge perioden droogvallen. Zowel de doordringingsdiepte als de laterale extensie van actuele lokale stromingsvelden is daardoor tijdsafhankelijk. De werkelijke afgelegde weg van een grondwaterdeeltje kan daardoor van het ene naar het andere systeem slingeren (figuur 10).
- In de afstromingsrichting treedt compressie van de variabiliteit in de chemische samenstelling op (figuur 11). Hierdoor is slechts een geringe hydrodynamische dispersie nodig om variaties in de watersamenstelling te egaliseren.
- De resolutie van de minifilters is te laag om kleinschalige variaties als gevolg van profielcompressie te registreren.
  Nader onderzoek is noodzakelijk de oorzaak van de profielvervaging vast te stellen.

SA 9 **Afweging van de effecten van het drainagestelsel en grondwaterwinningen op de geometrie van stromingspatronen is niet fair met numerieke modelsimulaties waarvan discretisatiegraad niet is afgestemd op de schaal van het oppervlaktewaterstelsel.**

(Grote) grondwaterwinningen hebben grootschalige veranderingen in stromingspatronen tot gevolg, terwijl verdichting en peilverlaging van het oppervlaktewaterstelsel zich voornamelijk uiten in wijzigingen in c.q. creatie van kleinschalige stromingspatronen. Met de discretisatieafstanden die doorgaans gehanteerd worden, zijn de laatstgenoemde effecten in numerieke modelsimulaties niet zichtbaar. Aangezien voor het afwegen van ecologische belangen kennis van kleinschalige systemen noodzakelijk is, moet de nodige voorzichtigheid betracht worden met het trekken van conclusies op basis van modellen waarvan de discretisatie niet is afgestemd op de schaal van het oppervlaktewater. Een minimum van 7 gridpunten tussen twee opeenvolgende waterlopen van belang wordt (vooralsnog) aanbevolen.

9.5 Evaluatie

De doelstelling van het onderhavige onderzoek omvatte een verificatie van de systeemanalyse, of beter: het concept en de wijze van toepassing ervan. Het onderzoek zelf heeft de nodige inzichten opgeleverd en is

aanleiding geweest voor verdere gedachtenvorming. Deze paragraaf omvat een evaluatie van de conclusies in het licht van de oorspronkelijke doelstelling van het rapport en gaat in op de consequenties.

Algemeen kan geconcludeerd worden dat het concept van stromingssystemen zoals dat door Tóth is ontwikkeld en door Engelen in Nederland is geïntroduceerd, een zinvol denkraam vormt voor het analyseren van problemen waarbij stromingspatronen een rol spelen. Een aantal aspecten van de theorie, zoals de superpositie van lokale systemen op een regionaal systeem, konden in het onderzochte grondwater getraceerd worden. Ook het bestaan van 'kwelvensters' en 'inktvisstructuren' moet als een realiteit beschouwd worden, al zullen onder de huidige omstandigheden stroomlijnen van regionale systemen in kwelvensters voornamelijk naar het oppervlaktewater zijn geknepen.

Echter, de kaartering van systemen op basis van kaartmateriaal en chemische gegevens verdient enige consideratie. De volgende kanttekeningen kunnen genoemd worden:

- de chemie van het grondwater laat het wat betreft eenduidigheid al snel afweten, uitgezonderd in extreme gevallen waarbij 'schoon', 'antropogeen' of zout grondwater een duidelijke rol speelt. Echter, ook dan moet rekening gehouden worden met het feit dat chemische veranderingen in de grondwatersamenstelling lang niet altijd samenvallen met systeemgrenzen.
- uit kaartmateriaal valt niet af te leiden vanaf welke diepte stroomlijnen door waterlopen aangetrokken worden,
- uit kaartmateriaal kan wel de verbreiding van infiltratie en tot op zekere hoogte kwelgebieden afgeleid worden, maar in complexe situaties niet de ruimtelijke relatie ertussen,
- de gevolgen van niet-stationaire effecten kunnen niet uit kaartmateriaal afgeleid worden,
- de effecten van grondwaterwinningen op het stromingspatroon kunnen niet uit kaartmateriaal afgeleid worden,
- het diepte-interval waarvoor systeemkaarten geen geldigheidswaarde hebben wordt niet of onduidelijk expliciet gemaakt.

Gezien de voornoemde onzekerheden kan gesteld worden dat met name een gedetailleerde oppervlaktewater/drainage kaart (met peilen e.d.) en daarnaast eventueel een hoogtekaart en een geohydrologische kaart wellicht eveneens een goed inzicht kunnen geven in de aard en relevante schalen van systemen en daarmee een goede basis kunnen vormen voor een systeemanalyse. Het oppervlaktewater vormt immers de meest belangrijke

(potentiële) uitgang van systemen. Het aardoppervlak ertussen is in feite in eerste instantie overal infiltratiegebied, waarbij de schaal en superpositie van verschillende systemen in belangrijke mate gerelateerd zijn aan de afstand tussen de waterlopen. De vervaardiging van dergelijke kaarten zou dan ook een hoge prioriteit moeten hebben.

Enig inzicht in de werkelijke extensie van systemen, de incorporatie van door grondwaterwinningen opgewekte systemen en de uitwerking van niet-stationaire effecten kan eigenlijk alleen verkregen worden met behulp van modelsimulaties. Voor zover het numerieke simulaties betreft is het hierbij echter van belang meer aandacht te schenken aan de afstemming van de discretisatie op de schaal van het probleem en de diepte-interval waarvoor de modelresultaten geen geldigheidswaarde meer hebben. Hantering van de randvoorwaarde voeding, gecombineerd met oppervlaktewater, heeft bij numerieke modelsimulaties van stromingspatronen de voorkeur.

Om op verantwoorden wijze in te kunnen spelen op beleidsvragen en belangenafwegingen ten aanzien van het grondwater is het van belang numerieke modelsimulaties snel uit te kunnen voeren. Hiervoor is het noodzakelijk te beschikken over een gedetailleerde waterlopenkaart, met daaraan gekoppeld de relevante attributen benodigd voor geohydrologische modelberekeningen, een permeabiliteitsveld van de ondergrond en gegevens omtrent voeding en verdamping. Een landelijke compilatie van deze informatie en het toegankelijk maken van deze informatie voor digitale dataprocessing en numerieke modelcodes is dan ook van essentieel en primair belang.

Wat betreft de chemie van het grondwater, deze zou eerder gebruikt moeten worden ter toetsing van modelresultaten dan als uitgangspunt voor hypothesevorming. Meer inzicht in de schaal waarop de redox-potentiaal van het grondwater daalt en mineralen (met name kalk) oplossen onder verschillende omstandigheden is hiervoor echter noodzakelijk.

9.6 Aanbevelingen voor en uitwerking van vervolgonderzoek

Uit de verschillende analyses en interpretaties zijn hypothesen voortgevloeid, welke zijn gebaseerd op de waarnemingen en het concept van stromingssystemen. De in deze paragraaf voorgestelde onderzoeken ter toetsing van de hypothesen kunnen derhalve gezien worden als verdere schakels in de verificatie van de systeemanalyse.

9.6.1 Verificatie van toetsingspunten bij raai A

RA 1 Vaststellen leeftijdscontrast regionaal/lokaal systeem.

Bij put A6 wordt op een diepte van 17 m-mv een overgang gevonden tussen 'antropogeen' en 'schoon' grondwater. Deze grens is geïnterpreteerd als een systeemgrens tussen het regionale systeem, dat gevoed wordt vanuit de stuwwal, en een systeem van meer lokale aard. Indien deze interpretatie juist is, dan moet over deze grens een verblijftijdscontrast bestaan van een factor 10 (enkele decennia versus enkele eeuwen). Aanbevolen wordt deze hypothese te toetsen door met behulp van isotopen en ouderdomsanalyses een leeftijdsprofiel van het grondwater op deze lokatie te maken. Hierbij zou meteen aandacht besteed moeten worden aan het sulfaatarme grondwater dat op een diepte van rond 30 m-mv voorkomt.

Indien het verwachte leeftijdsverschil in het geheel niet wordt teruggevonden, is nadere consideratie noodzakelijk.

RA 2 Opsporen van de werkelijke uitgang van het regionale systeem in een potentieel kwelgebied.

Het gebied waarin boring A6 gelegen is, moet beschouwd worden als een potentieel kwelgebied van grondwater uit het regionale systeem. Toch komt in put A6 het regionale systeem pas op een diepte van 17 m-mv voor. Het vermoeden bestaat dat het regionale water alleen in de sloten aan de dag treedt. Ter onderbouwing van het begrip 'kwelvenster' is het noodzakelijk de kwelplaatsen van het regionale systeem op te sporen. Dit kan geschieden door het volgende onderzoek:

- in de winter opsporen van plaatsen die niet bevriezen,
- het uitvoeren van een EC-meetcampagne in de sloten in het bewuste gebied in een droge periode,
- indien kwelwater wordt gevonden met een vergelijkbare EC als dat van het grondwater uit het regionale systeem, het chemisch karakteriseren van dit water,
- indien het water dezelfde kenmerken heeft als het grondwater van het regionale systeem, dan:
  - het plaatsen van een boring met minifilters op de plaats waar het grondwater uit het regionale systeem is aangetroffen (zo nodig in een sloot); dit om vast te stellen dat het bewuste water zich in de ondergrond inderdaad direct in verbinding staat met het regionale systeem,
  - het plaatsen van een raai met boringen, ingericht met minifilters, in de directe omgeving van voornoemde lokatie om de precieze aard en omvang van de uitgang van het regionale systeem vast

te stellen,
- vervaardiging van een kaart, waarop de plaatsen waar het regionale systeem aan de dag komt, zijn weergegeven,
- indien het regionale water niet in de sloten kan worden teruggevonden, dan zal het regionale water in de tussen de waterlopen gelegen percelen tijdens een droge periode moeten worden opgespoord, gevolgd door de werkzaamheden, genoemd onder het voorgaande punt.

Indien in het geheel geen uitgang van het regionale systeem gevonden wordt, is nadere consideratie noodzakelijk.

RA 3 Vaststellen van doordringingsdiepte van infiltratiewater en nitraat in een beekdal.

In de dekzandruggen wordt nitraathoudend, ijzerarm grondwater tot op een diepte van maximaal circa 15-mv aangetroffen. In de beekdalen wordt ijzerhoudend grondwater tot in het bovenste minifilter aangetroffen. In dit verband wordt aanbevolen in een beekdal met landbouwkundig gebruik (bijvoorbeeld lokatie A4 of A8) de doordringingsdiepte van ijzerarm (waarschijnlijk ook nitraathoudend) grondwater vast te stellen. Hiermee wordt beoogd zowel inzicht te krijgen van in de doordringingsdiepte van door landbouwpercelen in beekdalen geïnfiltreerd water als het lot van het nitraat-ion in de beekdalen. Dit kan gerealiseerd worden door binnen het dieptetraject van de bovenste 5 meter over zeer korte afstanden monsters te nemen (van Duijvenbooden, 1989).
Om (eenmalig) een gedetailleerd beeld te krijgen van de chemische ontwikkeling van het grondwaterwater onder landbouwpercelen en de ruimtelijke verbreiding ervan (bijvoorbeeld het vaststellen van het verloop van het denitrificatie-front vanaf een dekzandrug tot aan de beek) is het zinvol tussen put A7 en put A8 of tussen put A3 en put A4 een drietal boringen, in te richten met minifilters, bij te plaatsen.

RA 4 Numerieke simulatie van het stromingspatroon.

In het onderhavige onderzoek is voor een deel van raai A een eenvoudige twee-dimensionale numerieke simulaties van het stromingspatroon verricht. Aanbevolen wordt een gedetailleerde drie-dimensionale numerieke modelsimulatie te uit te voeren, waarbij de discretisatiegraad is afgesteld op de schaal van het waterlopenstelsel. Met behulp van deze simulatie moet een antwoord gekregen worden op de volgende vragen:
- valt het model voor raai A te eiken op de overgangen tussen 'antropogeen' en 'schoon' grondwater in de putten A2 t/m A6?
- kunnen eindpunten van stroombanen van het regionale systeem getraceerd worden in het laag gelegen gebied waarin put A6 gelegen is? (zie ook punt RA.2),

- levert het model nog andere plaatsen op waar eindpunten van stroombanen van het regionale systeem kunnen worden aangetroffen (zo ja, dan zou dit door een veldonderzoek geverifieerd moeten worden)?
- vindt er boven de Drente-klei binnen het 'antropogene' grondwater nog superpositie van systemen plaats, of liggen alle systemen naast elkaar?
- hoe ziet het actuele stromingsveld eruit onder (extreem) natte omstandigheden?
- hoe ziet het actuele stromingsveld eruit onder (extreem) droge omstandigheden?
- in het verlengde van de voornoemde twee punten: wat wordt de werkelijke weg die een waterdeeltje door de ondergrond aflegt, indien rekening wordt gehouden met niet-stationaire effecten (opeenvolging van perioden met een wisselend neerslagoverschot)?

RA 5 Onderzoek naar het microreliëf in het zoet/zout-grensvlak

Daar waar de Drente-klei ontbreekt, bevinden zich onder beken en terreindepressies mogelijk lokale opwelvingen in het zoet/zout-grensvlak. Nagegaan zou moeten worden of dergelijke kleinschalige opwelvingen met behulp van bijvoorbeeld nauwkeurige, gedetailleerde geoelectrische metingen opgespoord kunnen worden.

RA 6 Verrichten van temperatuurmetingen

Nagegaan zou kunnen worden in hoeverre temperatuurmetingen nog aanvullende informatie opleveren. Met name lokatie A6 is in dit opzicht interessant.

9.6.2 Verificatie van toetsingspunten bij raai B

RB 1 Vaststellen van de aard van het sulfaatarme grondwater.

Op lokatie B2 wordt de voor het onderzochte gebied de vrij unieke situatie aangetroffen dat over vrijwel het gehele dieptetraject grondwater met een lage redoxpotentiaal (sulfaatvrij) voorkomt. Gezien de verdere kenmerken van het grondwater aldaar zijn in eerste instantie twee interpretaties mogelijk:
- het betreft toegestroomd IJsselwater,
- het betreft lokaal geïnfiltreerd water met kenmerken van water dat door veen is geïnfiltreerd.

Nader onderzoek is noodzakelijk om de aard van dit water vast te stellen. Dit kan geschieden door middel van isotopenonderzoek (ouderdomsbepaling, O^{18}) en modelsimulatie (zie ook punt RB.2).

RB 2 **Numerieke simulatie van het stromingspatroon.**

In het onderhavige onderzoek is een eenvoudige twee-dimensionale numerieke simulatie van het stromingspatroon verricht. Aanbevolen wordt in het betreffende gebied een gedetailleerde drie-dimensionale numerieke modelsimulatie te uit te voeren, waarbij de discretisatiegraad is afgesteld op de schaal van de waterlopen. Met behulp van deze simulatie moet een antwoord gekregen worden op de volgende vragen:

- reiken binnen het laag gelegen gebied tussen de putten B1 en B3 boven de Drente-klei de lokale systemen tussen sloten de tot aan de Drente-klei of bestaat er een stromingscomponent onder de sloten door?,
- tot hoever reikt het IJsselwater bij raai B landinwaarts en waar eindigen de stroombanen precies?,
- geven de modelresultaten aanwijzingen voor een verklaring van het bijzondere watertype op lokatie B2? (zie ook punt RB.1).
- hoe ziet het actuele stromingsveld eruit onder (extreem) natte omstandigheden?,
- hoe ziet het actuele stromingsveld eruit onder (extreem) droge omstandigheden?,
- in het verlengde van de voornoemde twee punten: wat wordt de werkelijke weg die een waterdeeltje door de ondergrond aflegt, indien rekening wordt gehouden met niet-stationaire effecten? (opeenvolging van perioden met een wisselend neerslagoverschot).

Pas wanneer op deze vragen een zinnig antwoord gegeven kan worden kan een redelijke antwoord gegeven op de vraag wat de relatieve dominantie van lokale versus regionale systemen is.

9.6.3 Verificatie van toetsingspunten met betrekking tot de geochemie

CHEM 1 **Nadere statistische uitwerking van de verkregen analyseresultaten.**

Uit de duidelijke verbanden die tussen de variatie van aantal componenten bestaan en duidelijke concentratieveranderingen die bij sommige componenten optreden, zijn een aantal chemische processen die de grondwatersamenstelling bepalen gemakkelijk te herkennen. Minder direct zichtbare chemische processen zijn veelal nog wel te herkennen met behulp van een geavanceerde analyse van de covariatie tussen de gehalten van de chemische componenten (variantie-analyse, factoranalyse). Met behulp van deze technieken kan inzicht verkregen worden in de achtergronden van de variatie in gehalten die bij de onderhavige interpretatie minder aandacht hebben gekregen, zoals bijvoorbeeld fosfaat, ammonium, mangaan en DOC, of inzicht in variaties van gehalten die niet helemaal

begrepen zijn, zoals bijvoorbeeld het silicium en kalium. Ook kan met een dergelijke analyse inzicht verkregen worden in de secundaire variaties in bijvoorbeeld het natrium-, calcium-, magnesium-, bicarbonaat, chloride- en sulfaatgehalte. Een uitgebreid statistisch onderzoek van de analyseresultaten wordt dan ook aanbevolen.

CHEM 2 Vaststelling van de werkelijke verbreiding van de stikstof belasting van het grondwater.

De 'antropogene' invloeden reiken in het grondwater veel verder dan de verspreiding van het nitraat-ion in het grondwater. Nitraat wordt als gevolg van denitrificatie al snel omgezet in stikstof. Om inzicht te krijgen in de werkelijke verspreiding van stikstof door het grondwater zou nagegaan moeten worden of de stikstofbelasting van het grondwater samenvalt met de verbreiding van 'antropogene' invloeden, zoals die wordt vastgesteld op basis van het chloride- en sulfaatgehalte. Een eerste aanzet hiertoe kan gegeven worden door voor alle minifilters in bijvoorbeeld put A3 en put A4 het stikstofgehalte van het grondwater van alle minifilters te bepalen. Ook de putten A7 en B1 verdienen met betrekking tot dit onderzoek nadere aandacht.

CHEM 3 Onderzoek naar de verschillende schalen waarop de daling van redox-potentiaal van het grondwater en oplossing van mineralen kan plaatsvinden en de achtergrond daarvan.

Als uitvloeisel van punt 9.3/9 zou dit onderzoek onder meer het volgende moeten omvatten:

- uitbreiding van de kennis omtrent de factoren die de daling van de redox-potentiaal in grondwater bepalen (literatuurstudie),
- landelijke inventarisatie van het voorkomen van grondwater dat gereduceerd is ten opzichte van sulfaat en karakterisering van gebiedskenmerken,
- schatting van de afstand tussen infiltratiepunt en plaats waarop sulfaatreductie optreedt voor de diverse omstandigheden,
- selectie van een aantal gebieden voor nader onderzoek, waarbij:
  1. de mogelijke stromingspatronen met behulp van een numerieke modelsimulatie worden geanalyseerd,
  2. op basis daarvan lokaties worden geselecteerd voor het plaatsen van putten met minifilters,
  3. chemische en mineralogische analyses worden gemaakt van het sediment uit de boorgaten voor de putten,
  4. het grondwater uit de minifilters wordt geanalyseerd volgens een uitgebreid analysepakket (macro-componenten, nutriënten, sporenelementen, isotopen en bacteriën).

Bij de interpretatie van de resultaten zal gezocht moeten worden naar factoren die de daling van de redox-potentiaal van het grondwater bepalen en de snelheid waarmee dit plaatsvindt.

9.6.4 Verificatie van toetsingspunten met betrekking tot fysische processen

FYS 1 Relatie tussen chloridegehalte en indampingsfactor.

Op lokatie A1 is bijdrage van antropogene invloeden van aan het chloride gehalte waarschijnlijk nog gering. Toch komt er een zekere variatie van het chloridegehalte met de diepte voor, met onderlinge verschillen die kunnen oplopen tot een factor 3 (variatie globaal tussen 6 en 18 mg/l). Het is zinvol om met behulp van isotopenonderzoek (O^{18}) na te gaan of deze variaties te relateren zijn aan verschillen in evapotranspiratie.
Voor het gebied als geheel is het informatief de relatie tussen het chloridegehalte en δO^{18} te bepalen. Hiermee kan mogelijk meer inzicht verkregen worden in het chloridegehalte bij de overgang van 'schoon' naar 'antropogeen' grondwater. Een en ander kan gerealiseerd worden door verspreid over verschillende putten watermonsters te nemen met een uiteenlopend chloridegehalte (tot maximaal 50 mg/l) en van de watermonsters het chloridegehalte en δO^{18} te bepalen en deze waarden uit te zetten in een grafiek. De verwachting hierbij is dat tot een chloridegehalte van circa 15 mg/l een goed (lineair) verband bestaat tussen het chloridegehalte en δO^{18}, dit verband tussen 15 en 25 mg/l vager wordt en boven de 25 mg/l geheel verloren gaat.

FYS 2 Nader onderzoek naar de relatieve bijdrage van capillaire opstijging (gevolgd door evapotranspiratie) en waterlopen in de afvoer van grondwater.

Dergelijk onderzoek is noodzakelijk om een betere grip en meer inzicht in de aard van eindpunten van stroombanen te krijgen, zowel in actueel als in historisch opzicht. Dit is ondermeer noodzakelijk om:
- de hypothese dat het oppervlaktewater (qua volume) de meest belangrijke uitgang van systemen vormt te toetsen,
- de verlegging van eindpunten van stroombanen als gevolg van ingrepen in het geohydrologisch regime te evalueren (met name van invloed op lokale schaal).

Een dergelijk onderzoek zal in eerste instantie kunnen bestaan door in laag gelegen gebieden terreinen op te sporen waar de grondwaterstand permanent vlak onder het maaiveld staat. In een meer genuanceerde vervolgstudie zouden gebieden opgezocht en onderzocht moeten worden waar in droge perioden dieper grondwater (vanuit de omgeving toestromend

grondwater) afgevoerd wordt door capillaire opstijging en evapotranspiratie. Uiteindelijk zal de afvoer door capillaire opstijging en evapotranspiratie moeten worden gekwantificeerd. Uiteraard spelen hierbij ook niet-stationaire effecten een duidelijk rol.

FYS 3 Installatie van een put met een zeer geringe afstand tussen de minifilters om het effect van 'profielcompressie' vast te stellen.

De concentraties van de meeste componenten vertonen op lokatie A6 een tamelijk vlak verloop met de diepte (uitgezonderd een overgang in watersamenstelling rond 17 m-mv). Doordat deze lokatie een vrij groot achterland heeft, zijn laterale variaties in bodemgebruik mogelijk over een relatief zeer gering diepte interval 'gecompacteerd'. Aanbevolen wordt op deze lokatie een nieuwe boring te zetten, met minifilters op zeer korte afstand (nog nader vast te stellen), om na te gaan of er een variabiliteit op nog kleinere schaal bestaat dan met de huidige minifilters kan worden waargenomen. Dergelijke kennis is noodzakelijk om het relatieve belang van hydrodynamische dispersie, niet-stationaire effecten en 'profielcompressie' in de afstromingsrichting van grondwater te kunnen afwegen.

9.6.5 Vaststellen van de grenzen van het kunnen

Voor zover valt te overzien is het (zoete) grondwatersysteem lineair en daardoor convergent met betrekking tot numerieke oplossingen. In principe is het gedrag van systemen dan ook deterministisch en voorspelbaar. Doordat acquisitie van gegevens altijd aan limieten is gebonden, bestaat er echter fundamentele onzekerheid met betrekking tot de ruimtelijke variabiliteit van de benodigde parameters. Bovendien blijkt uit gevoeligheidsanalyses dat voor de Nederlandse situatie kleine variaties in stijghoogte al grote gevolgen kunnen hebben voor de geometrie van stromingspatronen. Een en ander heeft tot gevolg dat er onherroepelijk grenzen bestaan aan de determineerbaarheid van stromingsstelsels. Meer inzicht is nodig omtrent de grenzen van ons kunnen en de relatie die bestaat tussen de benodigde (financiële) inspanning en het verleggen van deze grenzen.
Grondwatermodellen zouden primair gebruikt moeten worden ter ondersteuning van het conceptuele denken en minder als simulator en voorspeller van de reële wereld.

10. LITERATUUR

Appelo, C.A.J.. G.J.W. Krajenbrink, C.C.D.F. van Rhee en L. Vasak (1982),
Beïnvloeding van de grondwaterkwaliteit in het infiltratiegebied van de noordwestelijke Veluwe,
Instituut voor Aardwetenschappen, Vrij Universiteit van Amsterdam.

Benelux Economische Unie (1988),
Ecohydrologisch onderzoek van het Merkske stroomgebied.

Bennekom, C.A. van (1987),
Kwaliteitsveranderingen van grondwater als gevolg van uitspoeling van meststoffen,
H2O (20) 1987, nr. 9.

Bots, W.C.P.M., P.C. Janssen, G.J. Noordewier (1978),
Fysisch chemische samnstelling van oppervlakte- en grondwater in het noorden des lands,
Regionale studies no. 13,
Instituut voor Cultuurtechniek en waterhuishouding, Wageningen.

Brouwer, G. K. en J. H. Hoogendoorn (1986),
Grondwaterstromingssystemen Salland/Oost-Veluwe, Rapportno.: OS 86-36,
Dienst Grondwaterverkenning TNO.

Elburg, H. van, G.B. Engelen en C.J. Hemker (1987),
Een computerprogramma voor de modellering van stationaire stroming en weergave van het net van stroomlijnen en equipotentiaallijnen, alsmede tijdstippen en isochromen, en animatie van het stromingsbeeld in een tweedimensionale verticale doorsnede van de ondergrond,
Instituut voor Aardwetenschappen,
Vrije Universiteit, Amsterdam.

Engelen, G. B. (1984),
Hydrological Systems Analyses: a regional case study,
Rapportno.: OS 84-20
Dienst Grondwaterverkenning TNO,

Engelen, G.B. and G.P. Jones (1986),
Developments in the analyses of Groundwater Flow Systems,
ISBN 0-947571-01-9
IAHS publication No.163.

Ernst, L.F., N.A. de Ridder and J.J. de Vries (1970),
A geohydrological study of east Gelderland (Netherlands)
Volume 49 (6), p. 457-488, Geologie en Mijnbouw.

Garritsen, A.C. (1988),
Stromingsstelsels en waterkwaliteit in de Dommelbeemden.
Vrije Universiteit Amsterdam.

Gieske, J.M.J. (1988),
Hydrologische systeemanalyse van de Reitma (Drenthe).
Studiecommissie Waterbeheer Natuur, Bos en Landschap.

Groenendijk, P. en C.J. Ritsema (1988),
Onderzoek naar de effecten van wateraanvoer en peilveranderingen in agrarische gebieden op de waterkwaliteit in natuurgebieden, nota 1811.
Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen.

Grootjans, A. (1985),
De invloed van ingrepen in de waterhuishouding op de verspreiding van moeras en hooilandplanten.
Rijks Universiteit Groningen.

Haak, A.M. (1985),
Inventarisatie grondwatergegevens in de provincie Overijssel,
Rapportno.: OS 85-06,
Dienst Grondwaterverkenning TNO.

Hoogendoorn, J.H. (1983),
Hydrochemie Oost-Nederland, Rapportno.: OS 83-38,
Dienst Grondwaterverkenning TNO.

Hoogendoorn, J.H. (1983),
Ruimtelijke variatie van enkele belangrijke chemische componenten in het rondwater en de implicaties daarvan voor de grondwaterstroming,
Jaarverslag 1983,
Dienst Grondwaterverkenning TNO.

Hoogendoorn, J.H. (1987),
Projectbeschrijving boorprogramma Noordelijke IJsseldal,
Rapportno.:9/87/JH/PJ,
Dienst Grondwaterverkenning TNO.

Hoogendoorn, J.H. (1988),
Boorprogramma Noordelijke IJsseldal,
- Omschrijving lokaties en archivering basisgegevens,
- Rapportage van de eerste twee EC-meetcampagnes,
Rapportno.: OS 88-63,
Dienst Grondwaterverkenning TNO.

Hoogendoorn, J.H. (1990),
Enige gedachtenvorming met betrekking tot eco-geohydrologie,
Notano.: PN 90-01-A,
Dienst Grondwaterverkenning TNO.

Jansen, P.C. en R.H. Kemmers,
Relaties tussen hydrologische parameters en enkele vegetatietypen van het CRM-reservaat 'Groot Zandbrink', nota 1180 (1982).
Aanvullingen betreffende de hydrologie van het CRM-reservaat 'Groot Zandbrink', nota 1326 (1982).
Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen.

Jansen, P.C.,
Onderzoek naar de bodem en de waterhuishouding in het natuurreservaat 'Het Meeuwenkampje', nota 1878 (1988).
De kwaliteit van het grond- en oppervlaktewater in het natuurreservaat 'Het Meeuwenkampje', nota 1951 (1989).
Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen.

Jong, J.A. de en W.T. Rinsema (1989),
Bemesting en meststoffen,
Educaboek BV, Culemborg,
ISBN 90 11 010108.

Kemmers, R.H. (1983),
De genese van lithogeen grondwater en daarin optredende regionale verschillen, nota 1482 (1983).
Calcium as hydrochemical characteristic for ecological states, bulletin no. 47 (1986).
Perspectives in modeling of processes in the root zone of spontaneous vegetation at wet and damp sites in relation to regional water management, bulletin no. 52 (1986).
Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen.

Krajenbrink, G.J.W. (1989),
Toepassing van een multi-layer sampler bij het onderzoek van gedetailleerde chemische profielen in grondwater,
Rijks Instituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene.

Meinardi, C.R. (1976),
Characteristic examples of the natural groundwater composition in the Netherlands,
RID-mededeling 76-1,
Rijks Instituut voor Drinkwatervoorziening, thans RIVM.

Mulder, J.P.M. (1983),
A simulation of rainfall interception in a pine forest.
Proefschrift Rijks Universiteit Groningen.

RIWA, Samenwerkende Rijn- en Maas-waterleidingbedrijven (1988),
De samenstelling van het Rijnwater in 1986 en 1987,
ISBN 90-6683-032-8.

Stumm, W., J.J. Morgan (1981).
Aquatic Chemistry (2nd edition), ISBN 0-471-04831-3,
Wiley-interscience, New York, London, Sydney, Toronto.

Stuurman, R.J., A. Biesheuvel en J.L. van der Meij (1988),
Hydrologische systeemkartering westelijk Noord-Brabant,
Grondwatersystemen in relatie tot ruimtelijke ordening en milieubeheer,
rapport nr. OS 88-57.
Dienst Grondwaterverkenning TNO.

Stuyfzand, P.J. (1986),
Een nieuwe hydrochemische classificatie van watertypen met Nederlandse voorbeelden van toepassing, p. 562-568,
H_2O 1986, nr. 23.

Stuyfzand, P.J. (1987),
Een zeer nauwkeurige berekening van het electrisch geleidingsvermogen, ter controle en aanvulling van wateranalyses: 2e versie, SWE 87-006,
KIWA.

Stuyfzand, P.J. (1987),
Een nauwkeurige, relatief simpele berekening van de kalkverzadigings index van zoet en zout water, p. 637-639,
H_2O nr 25.

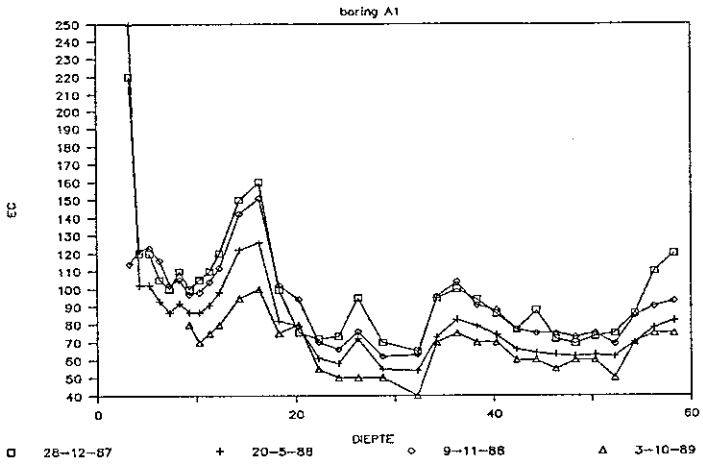
Waterloopkundig Laboratorium (1984),
Quality aspects of groundwater flow,
rapport nr. R1230-R84/001.

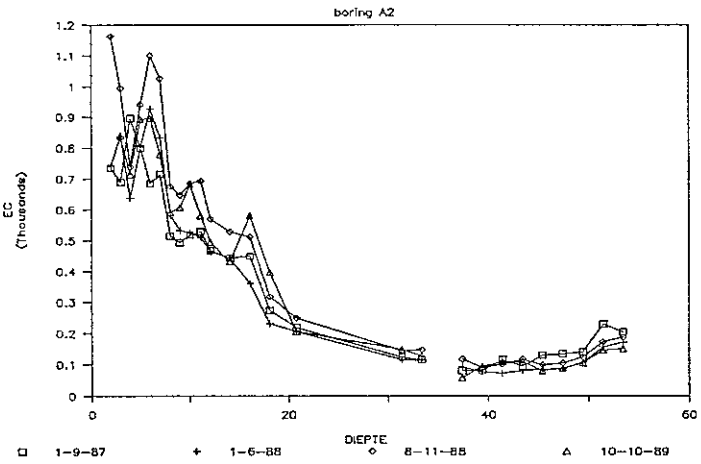
Wateronttrekking aan de Veluwe (1933),
Rapport van de commissie, ingesteld bij beschikking van den minister van binnenlandsche zaken en landbouw, d.d. 24 februari 1927, directie van den landbouw, N° 288, Afd. Domeinen, tot het onderzoek naar de gevolgen van eventuele wateronttrekking aan de Veluwe ten behoeve van de drinkwatervoorziening van Amsterdam,
Algemeene Landsdrukkerij, 's-Gravenhage.

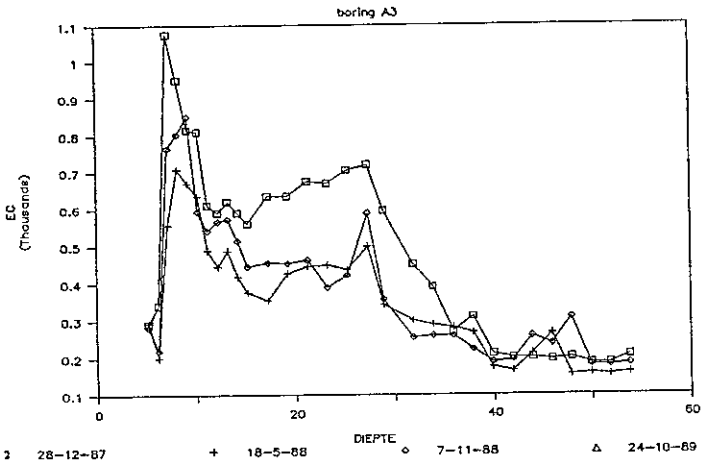
Werkgroep Nitraatuitspoeling in waterwingebieden (1985),
Nitraatproblematiek bij grondwaterwinning in Nederland,
ICW-rapport 12,
Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen.

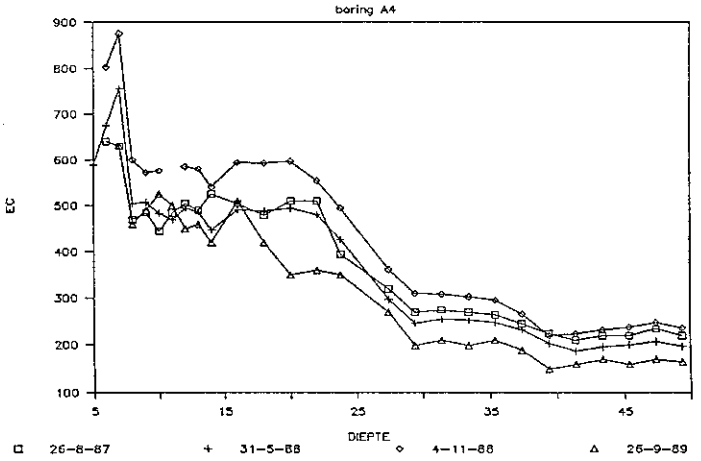
Zijl, Dr. Ir.W. (1990),
College Natuurlijke Grondwaterstroming, Rapportno.:HY-90/234,
Dienst Grondwaterverkenning TNO.

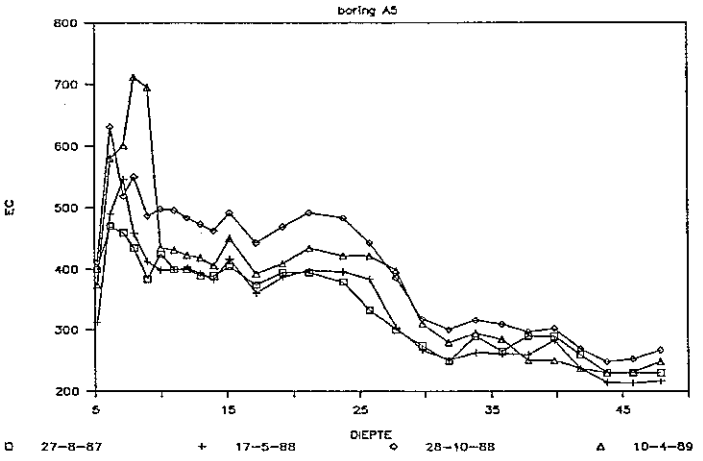
Bijlage 1: EC-diepte diagrammen van de putten A1 t/m A8, A10, A11 en B1 t/m B4.

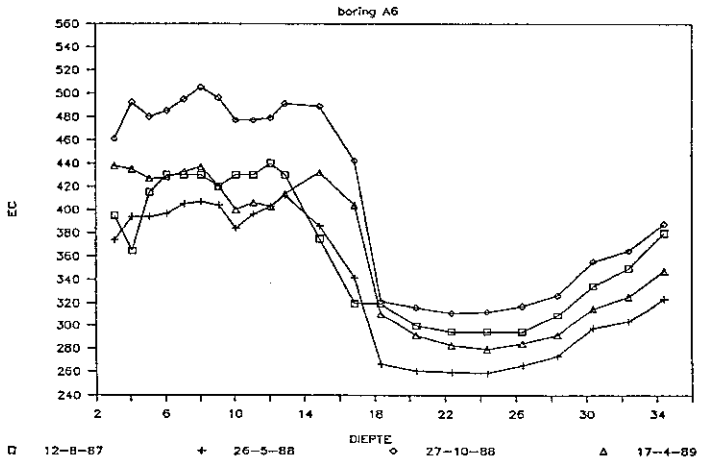

boring A1
EC
DIEPTE
28-12-87
20-5-88
9-11-88
3-10-89

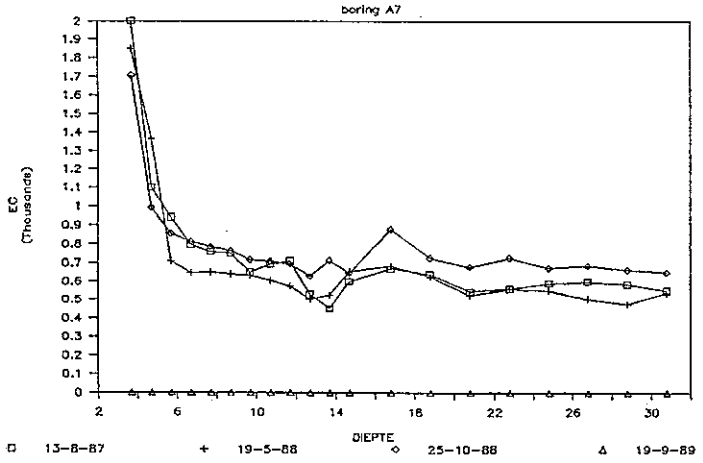

boring A2
EC (Thousands)
DIEPTE
1-9-87
1-6-88
8-11-88
10-10-89

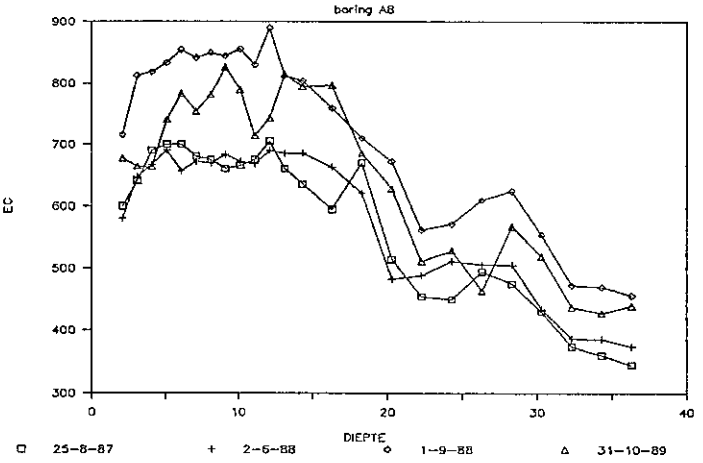

boring A3
EC (Thousands)
DIEPTE
28-12-87
18-5-88
7-11-88
24-10-89

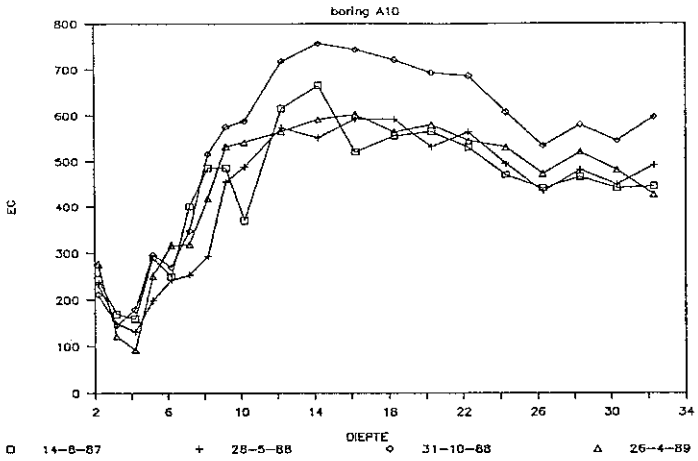

boring A4
EC
DIEPTE
26-8-87
31-5-88
4-11-88
26-9-89

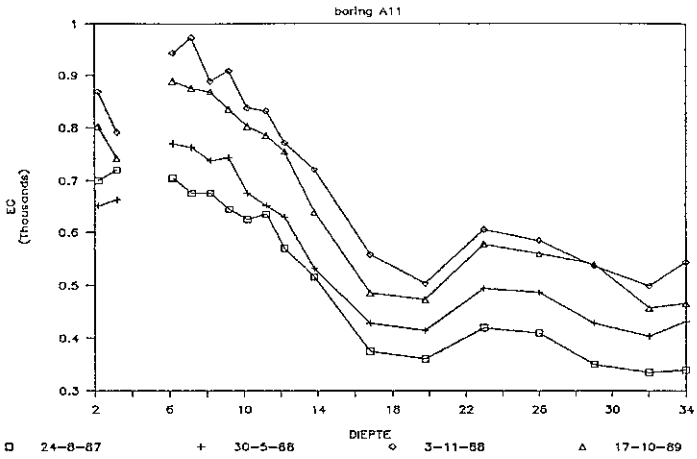

boring A5
EC
DIEPTE
27-8-87
17-5-88
28-10-88
10-4-89

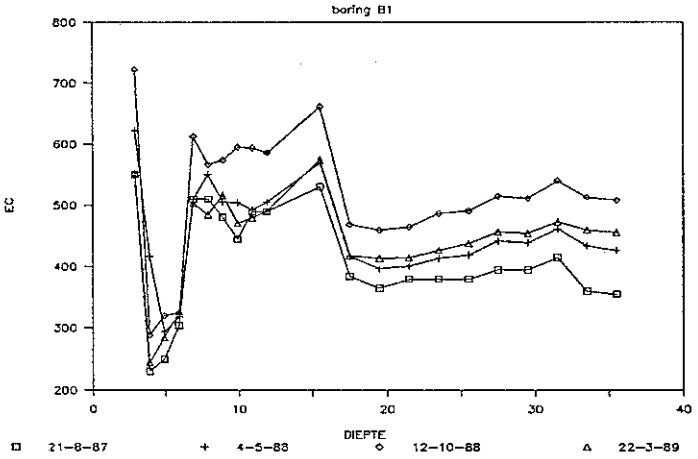

boring A6
EC
DIEPTE
12-8-87
26-5-88
27-10-88
17-4-89

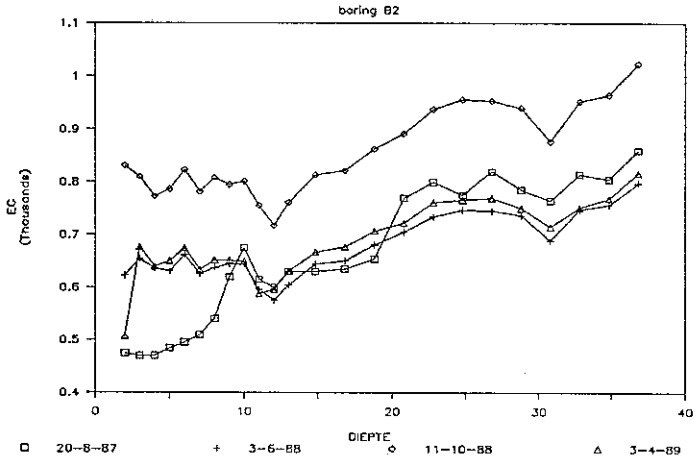

boring A7
EC (Thousands)
DIEPTE
13-8-87
19-5-88
25-10-88
19-9-89

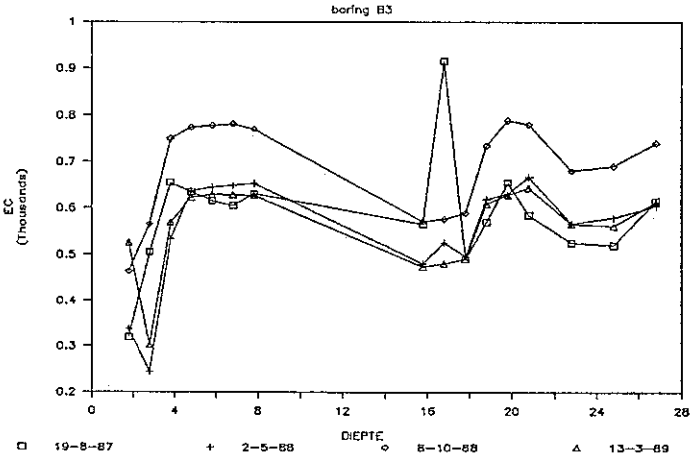

boring A8
EC
DIEPTE
25-8-87
2-6-88
1-9-88
31-10-89

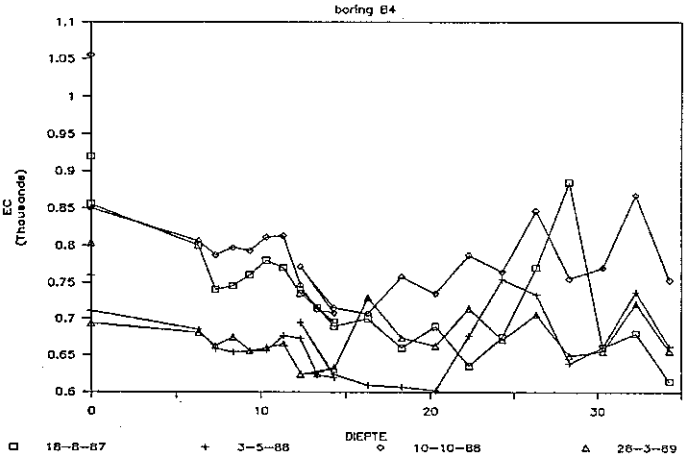

boring A10
EC
DIEPTE
□ 14-8-87
+ 28-5-88
◇ 31-10-88
△ 26-4-89


boring A11
EC (Thousands)
DIEPTE
□ 24-8-87
+ 30-5-88
◇ 3-11-88
△ 17-10-89

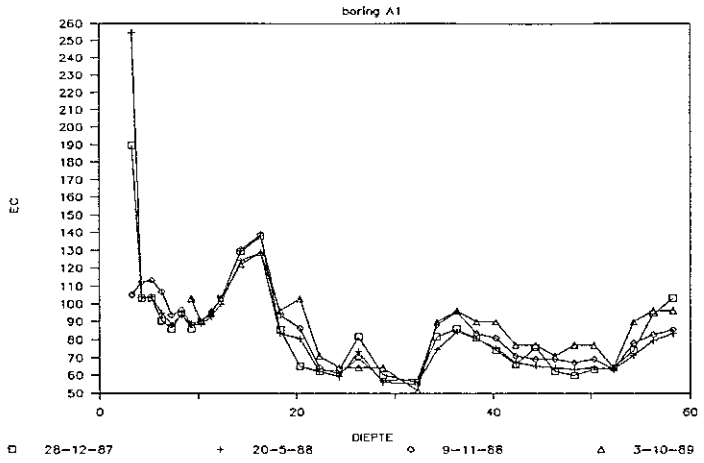

boring B1
EC
DIEPTE
□ 21-8-87
+ 4-5-88
◇ 12-10-88
△ 22-3-89

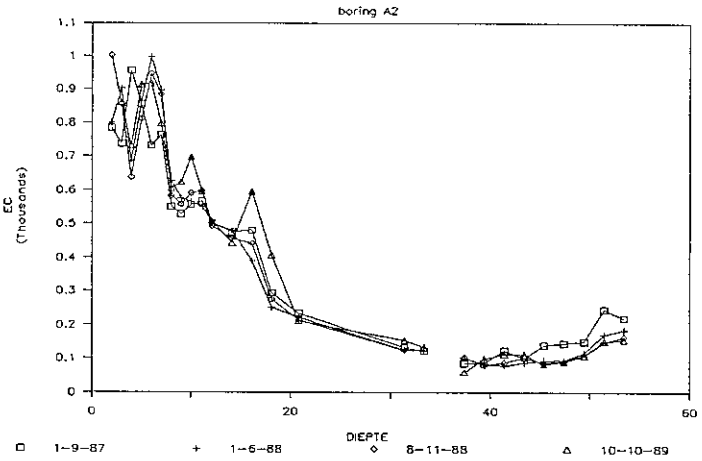

boring B2
EC (Thousands)
DIEPTE
□ 20-8-87
+ 3-6-88
◇ 11-10-88
△ 3-4-89

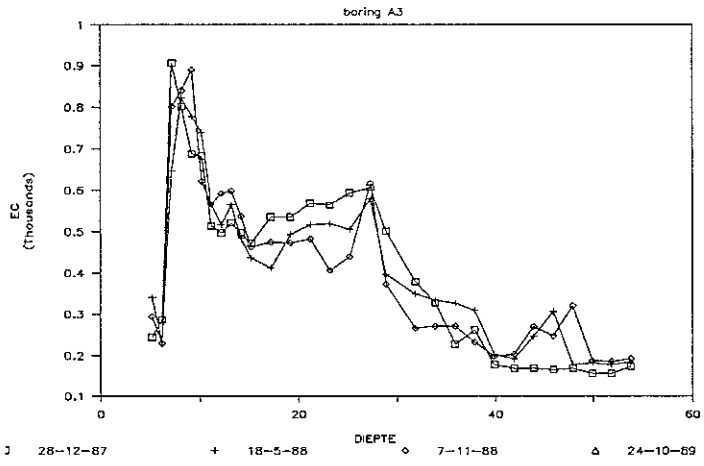

boring B3
EC (Thousands)
DIEPTE
□ 19-8-87
+ 2-5-88
◇ 8-10-88
△ 13-3-89

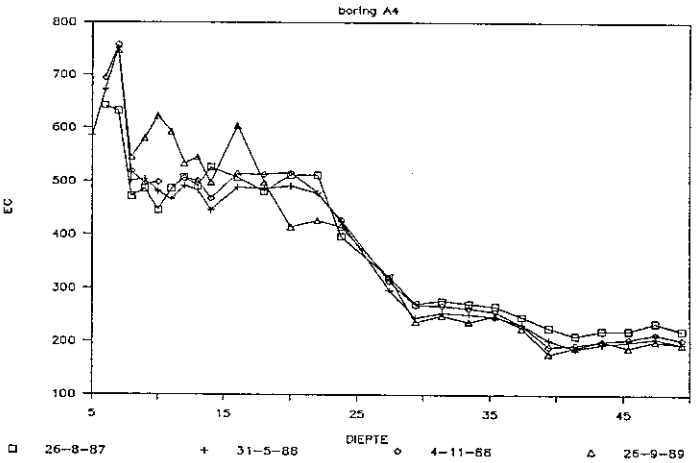

boring B4
EC (Thousands)
DIEPTE
□ 18-8-87
+ 3-5-88
◇ 10-10-88
△ 26-3-89

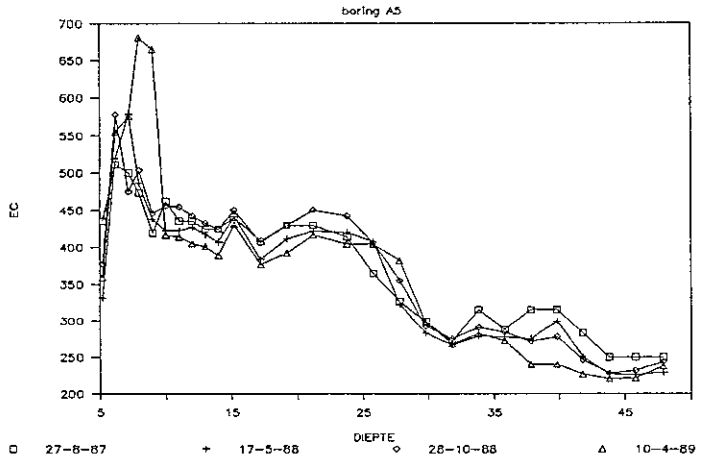
Bijlage 2: Genormeerde EC-diepte diagrammen van de putten A1 t/m A8, A10, A11 en B1 t/m B4.

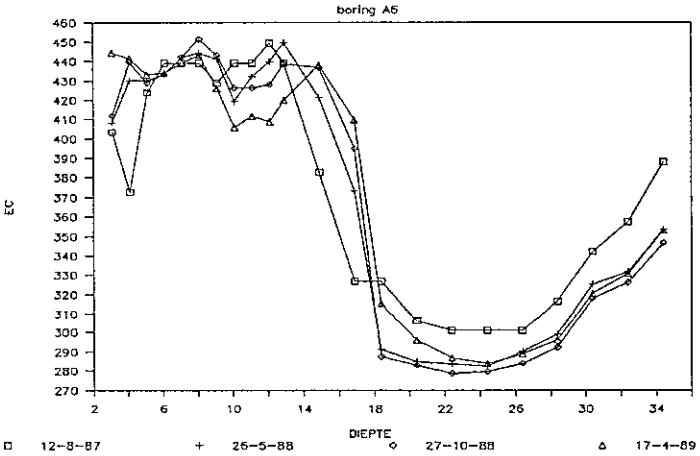

boring A1
EC
DIEPTE
□ 28-12-87 + 20-5-88 ◇ 9-11-88 △ 3-10-89

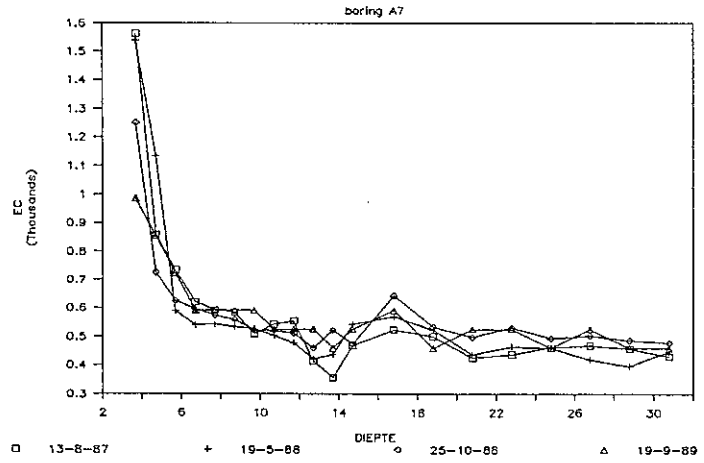

boring A2
EC (Thousands)
DIEPTE
□ 1-9-87 + 1-6-88 ◇ 8-11-88 △ 10-10-89

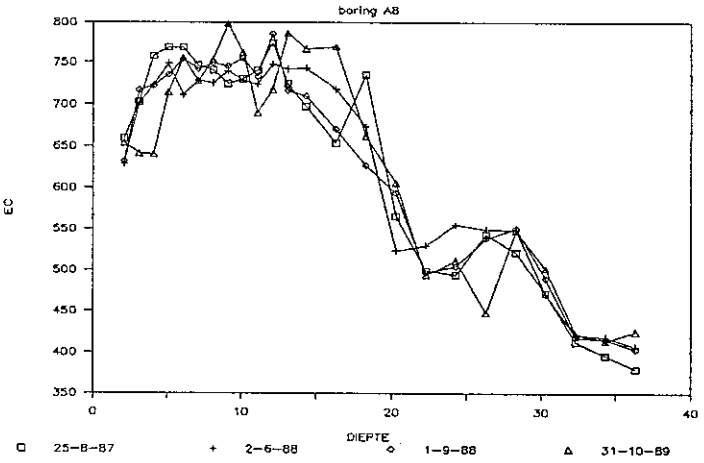

boring A3
EC (Thousands)
DIEPTE
□ 28-12-87 + 18-5-88 ◇ 7-11-88 △ 24-10-89

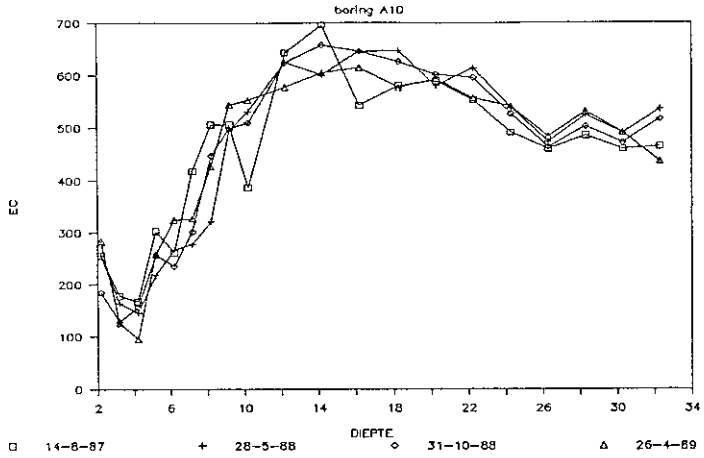

boring A4
EC
DIEPTE
□ 26-8-87 + 31-5-88 ◇ 4-11-88 △ 26-9-89

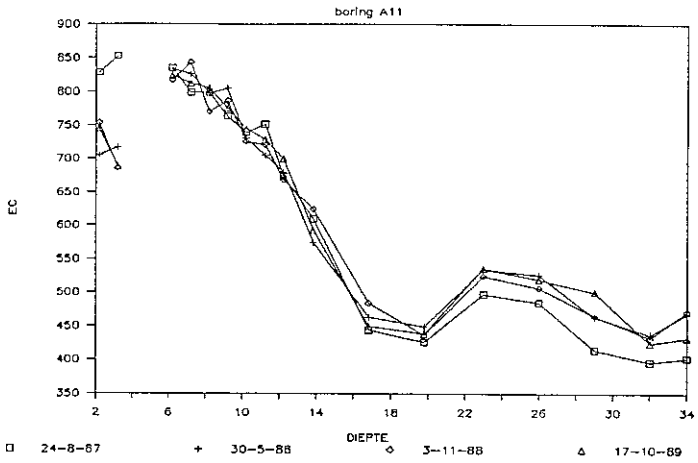

boring A5
EC
DIEPTE
□ 27-8-87 + 17-5-88 ◇ 28-10-88 △ 10-4-89

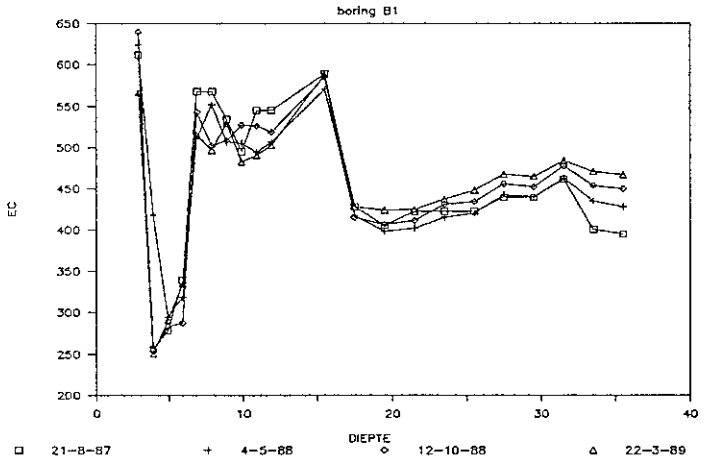

boring A6
EC
DIEPTE
□ 12-8-87 + 26-5-88 ◇ 27-10-88 △ 17-4-89

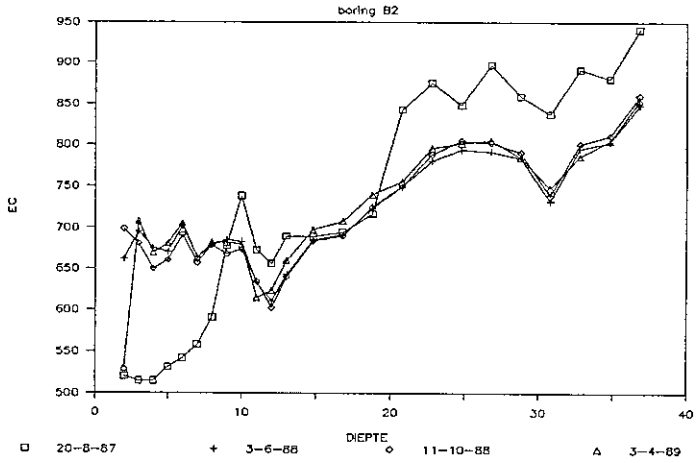

boring A7
EC (Thousands)
DIEPTE
□ 13-8-87 + 19-5-88 ◇ 25-10-88 △ 19-9-89

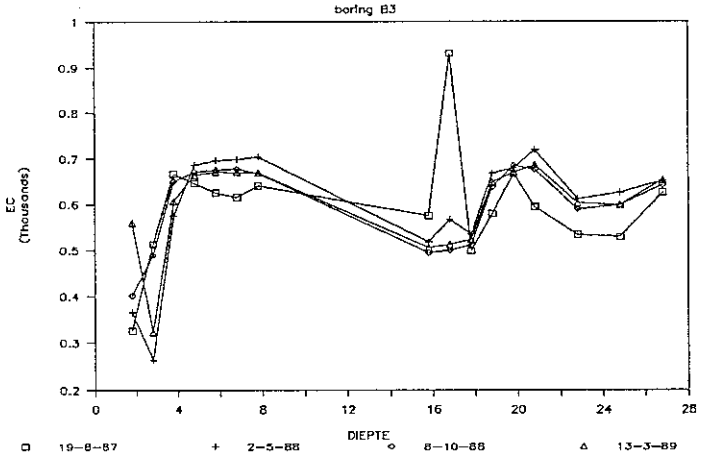

boring A8
EC
DIEPTE
□ 25-8-87 + 2-6-88 ◇ 1-9-88 △ 31-10-89

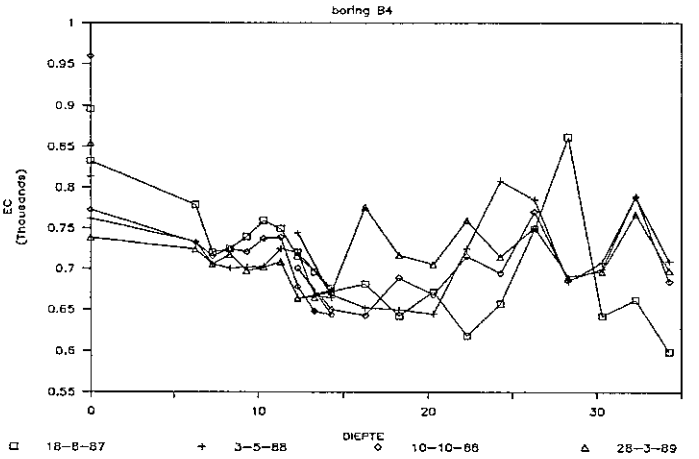

boring A10
EC
DIEPTE
□ 14-8-87
+ 28-5-88
◇ 31-10-88
△ 26-4-89


boring A11
EC
DIEPTE
□ 24-8-87
+ 30-5-88
◇ 3-11-88
△ 17-10-89

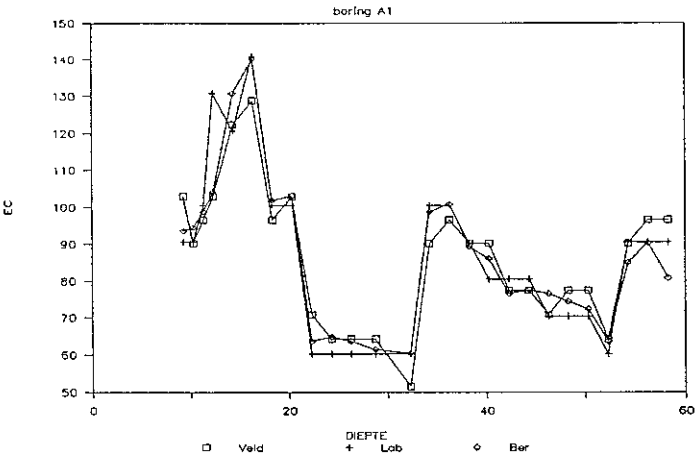

boring B1
EC
DIEPTE
□ 21-8-87
+ 4-5-88
◇ 12-10-88
△ 22-3-89

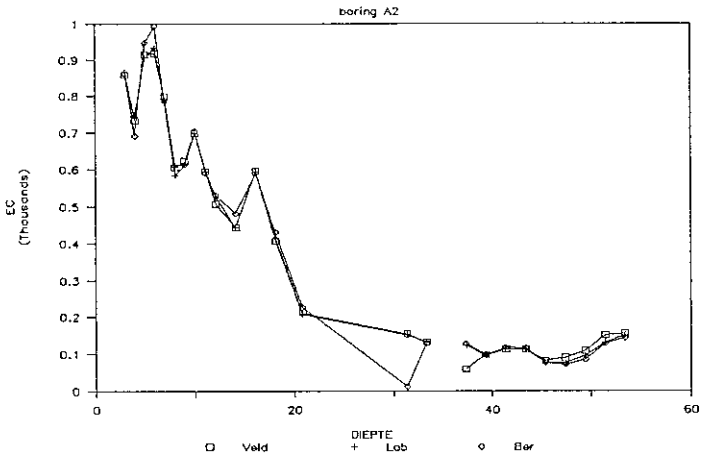

boring B2
EC
DIEPTE
□ 20-8-87
+ 3-6-88
◇ 11-10-88
△ 3-4-89

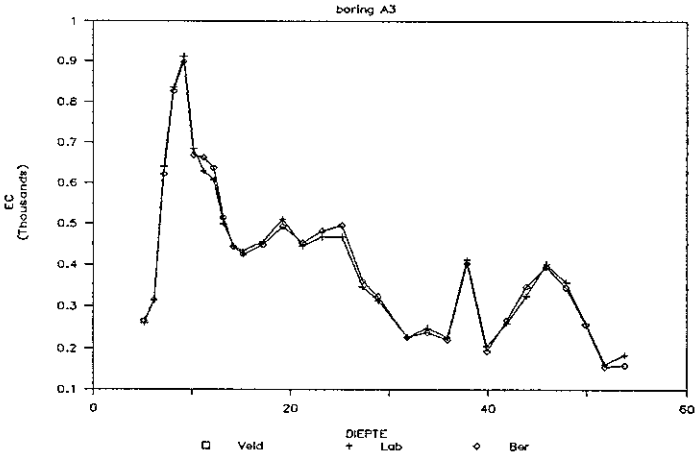

boring B3
EC
(Thousands)
DIEPTE
□ 19-8-87
+ 2-5-88
◇ 8-10-88
△ 13-3-89

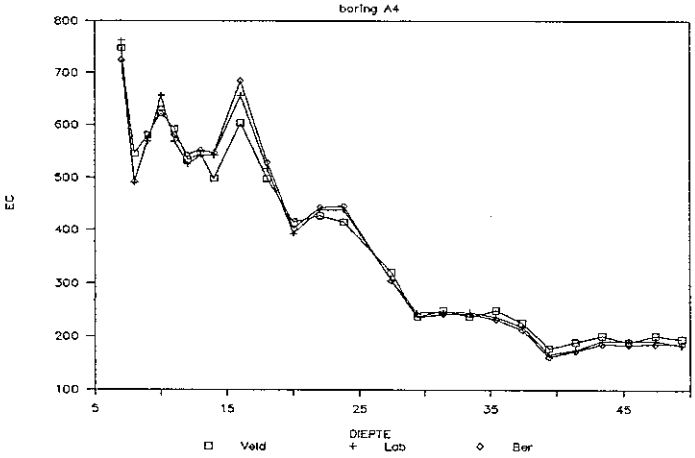

boring B4
EC
(Thousands)
DIEPTE
□ 18-8-87
+ 3-5-88
◇ 10-10-88
△ 28-3-89

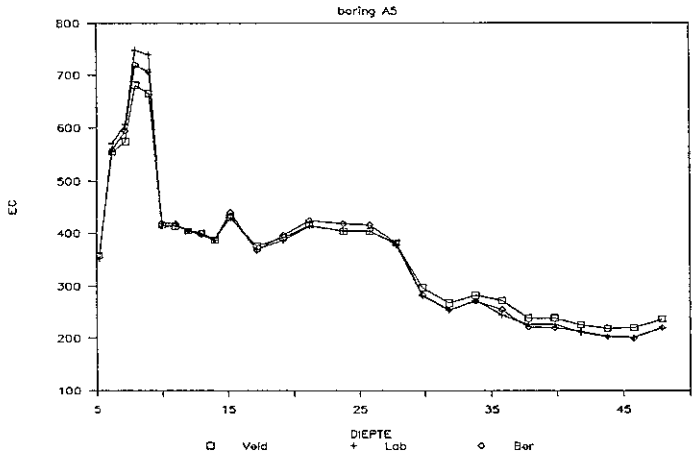
Bijlage 3: vergelijkingen van de genormeerde EC-waarden, gemeten in het veld tijdens de monstername, gemeten in het laboratorium en berekend aan de hand van de geanalyseerde ionen.

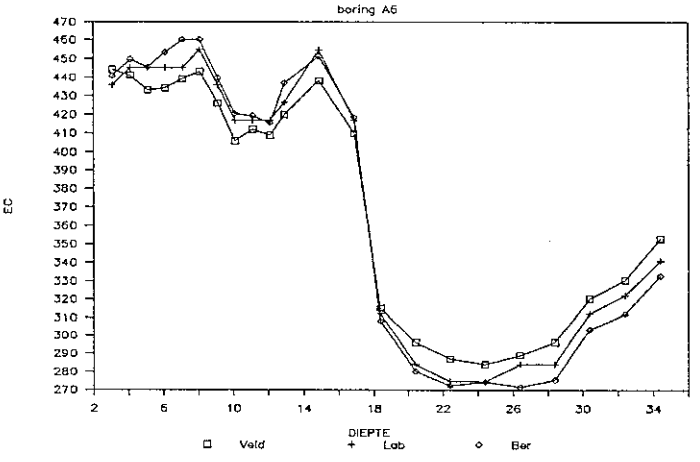

boring A1
EC
DIEPTE
Veld
Lab
Ber

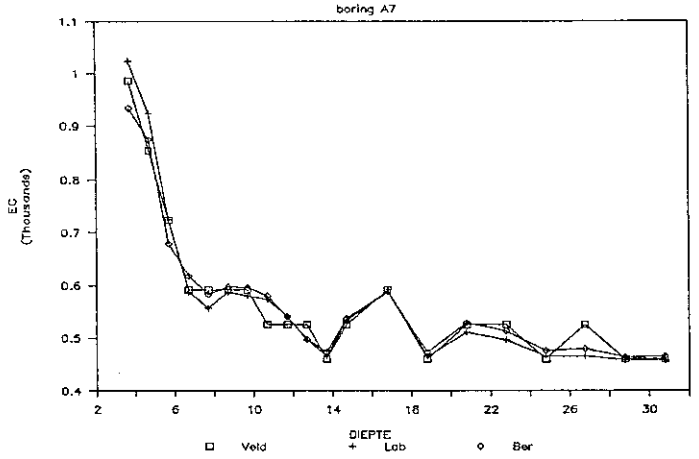

boring A2
EC (Thousands)
DIEPTE
Veld
Lab
Ber

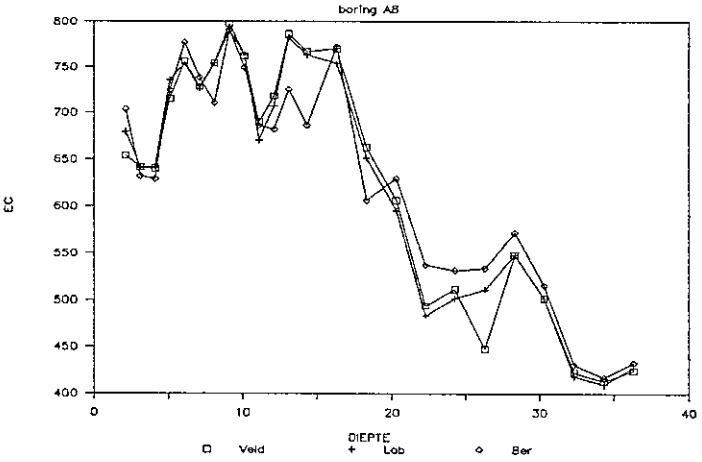

boring A3
EC (Thousands)
DIEPTE
Veld
Lab
Ber

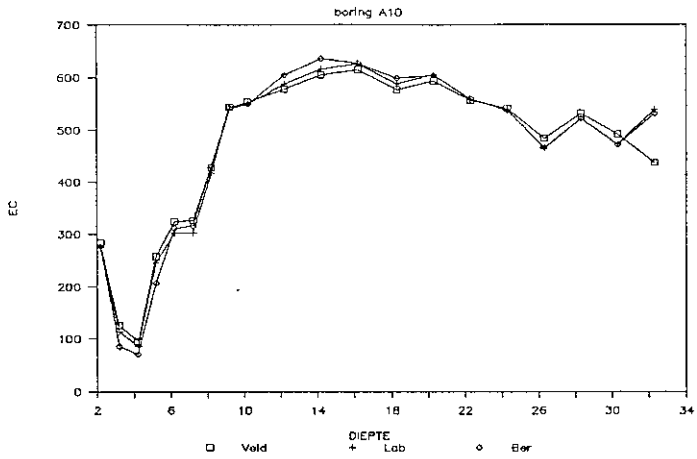

boring A4
EC
DIEPTE
Veld
Lab
Ber

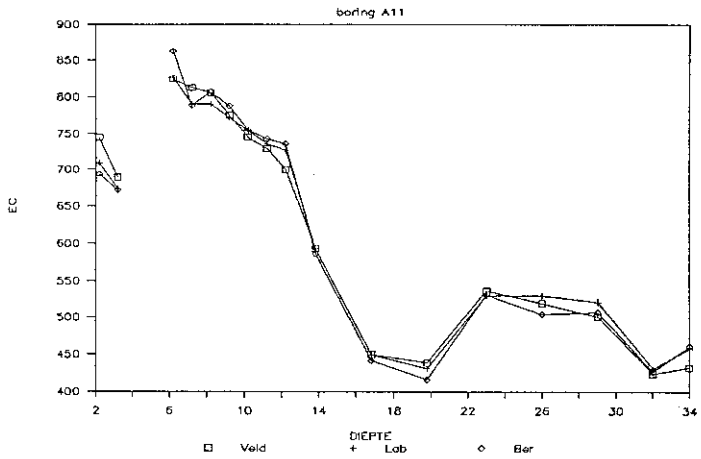

boring A5
EC
DIEPTE
Veld
Lab
Ber

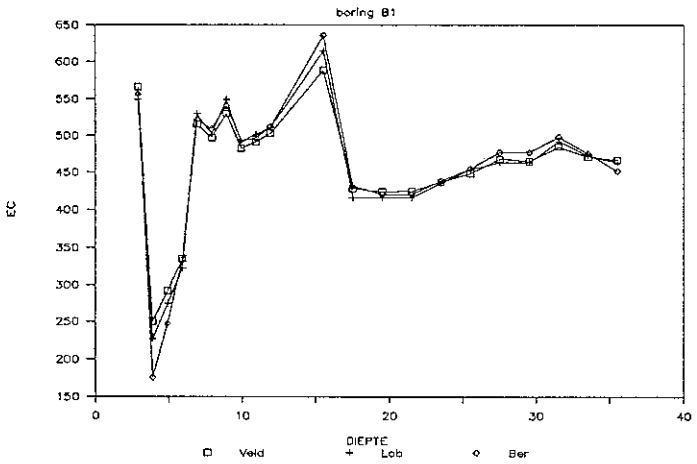

boring A6
EC
DIEPTE
Veld
Lab
Ber

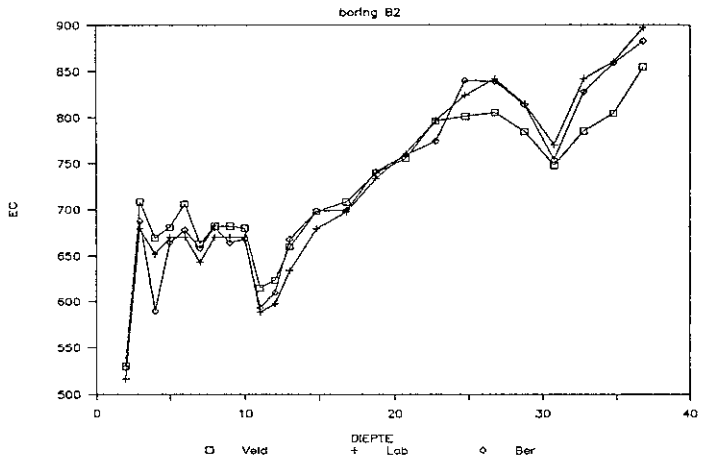

boring A7
EC (Thousands)
DIEPTE
Veld
Lab
Ber

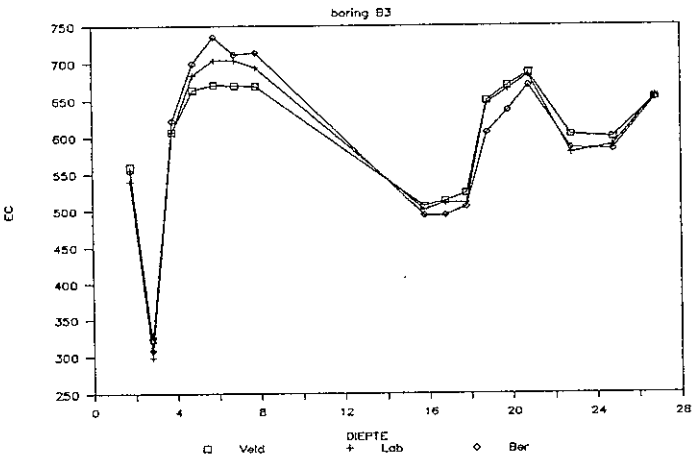

boring A8
EC
DIEPTE
Veld
Lab
Ber

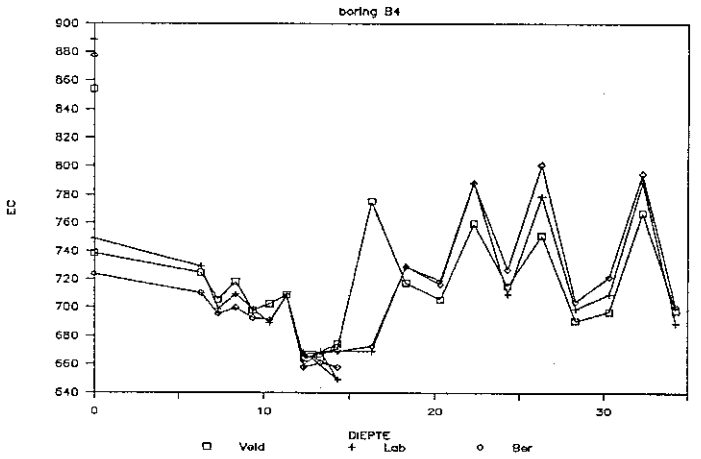

boring A10
EC
DIEPTE
Veld
Lab
Ber


boring A11
EC
DIEPTE
Veld
Lab
Ber


boring B1
EC
DIEPTE
Veld
Lab
Ber

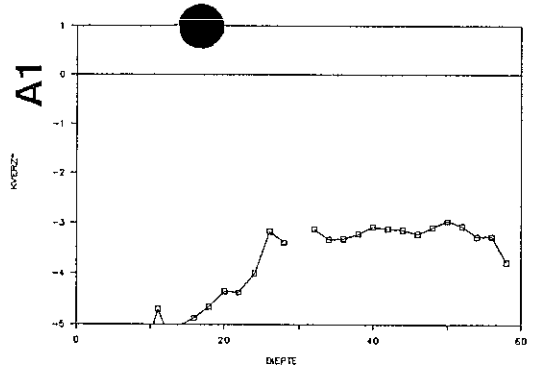

boring B2
EC
DIEPTE
Veld
Lab
Ber

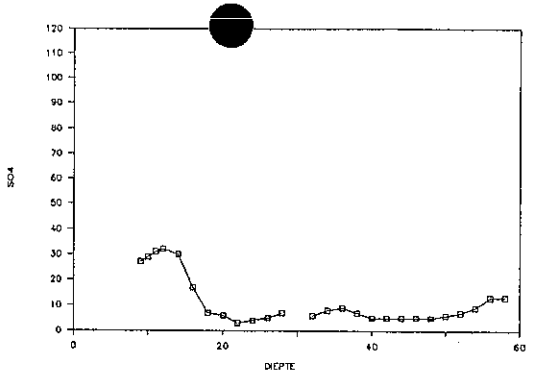

boring B3
EC
DIEPTE
Veld
Lab
Ber

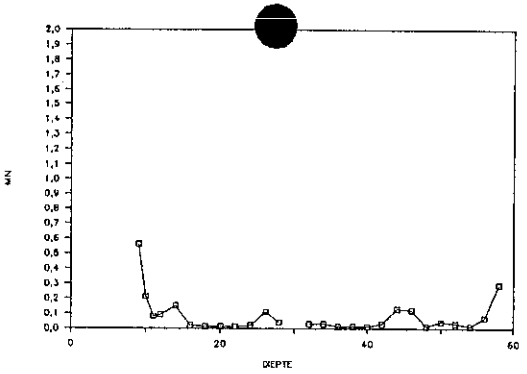

boring B4
EC
DIEPTE
Veld
Lab
Ber

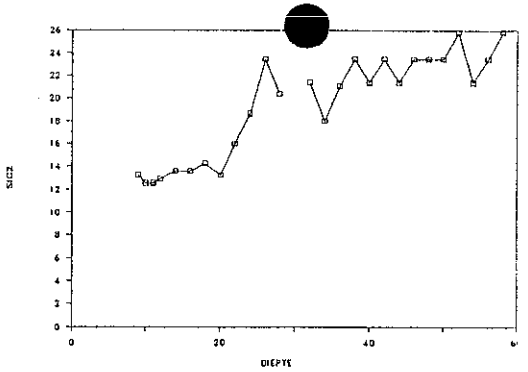
Bijlage 4: gehalte-diepte diagrammen voor de putten A1 t/m A8, A10, A11 en B1 t/m B4.

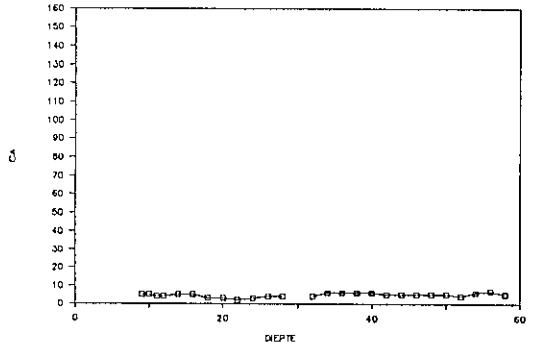
A1

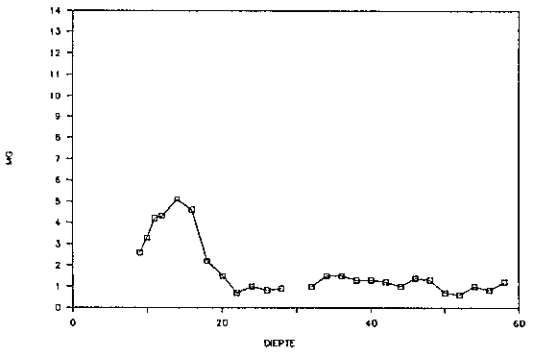

KVERZ
DIEPTE

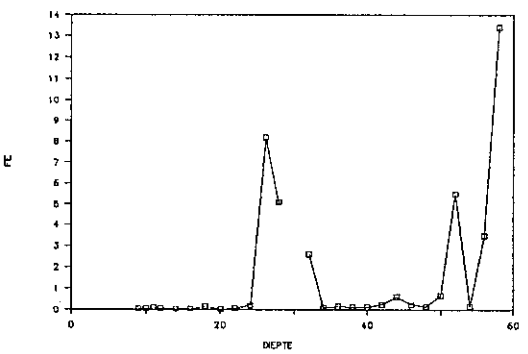

SO4
DIEPTE

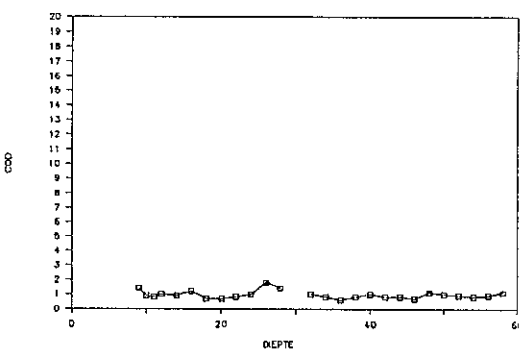

MN
DIEPTE

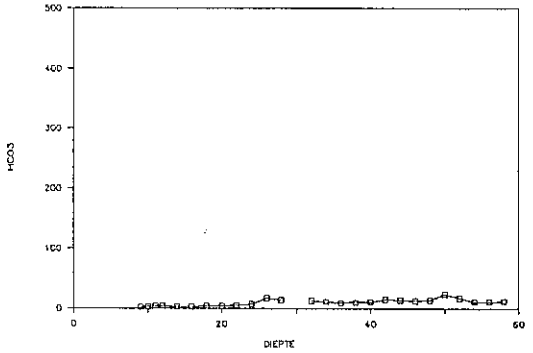

SICZ
DIEPTE

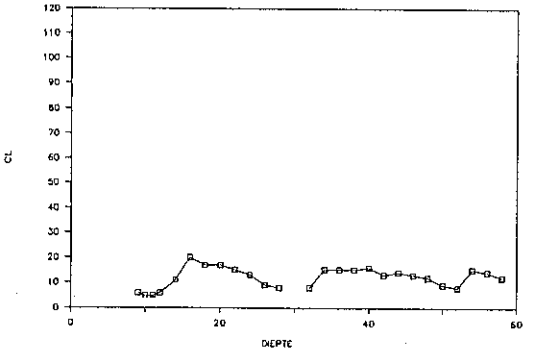

CA
DIEPTE

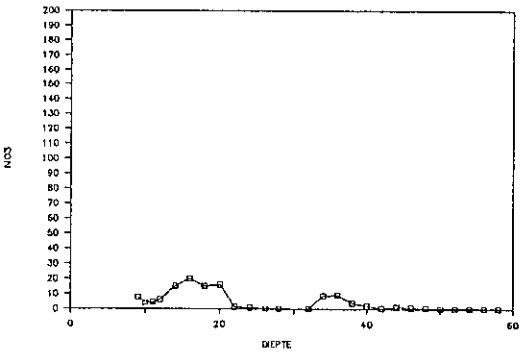

MG
DIEPTE

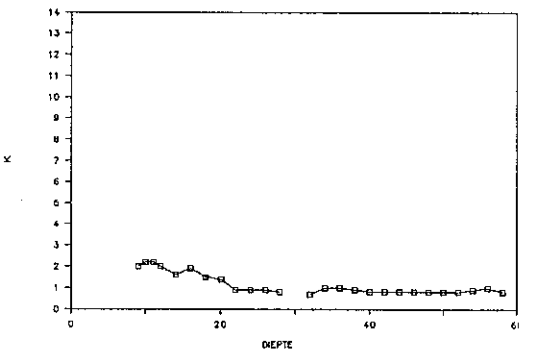

FE
DIEPTE

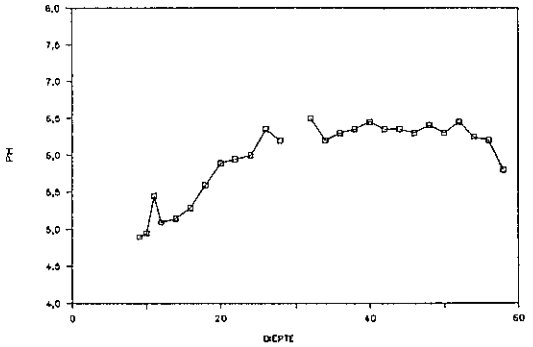

COD
DIEPTE

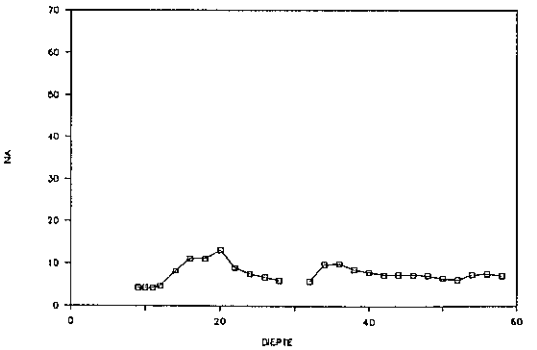

HCO3
DIEPTE

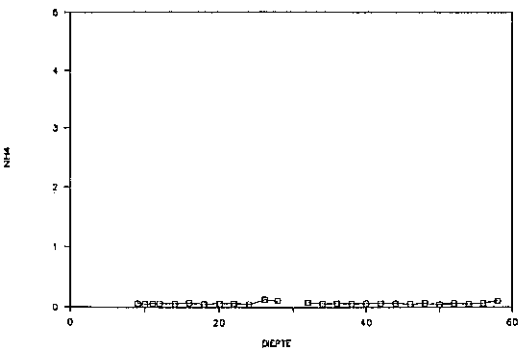

CL
DIEPTE

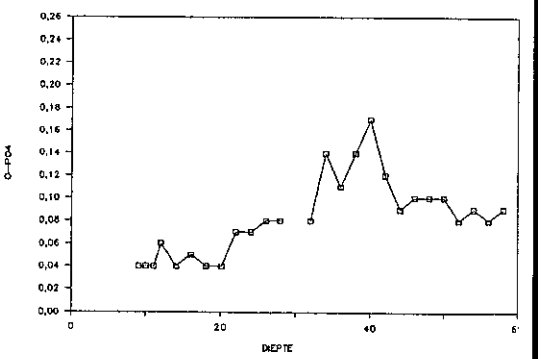

NO3
DIEPTE


K
DIEPTE

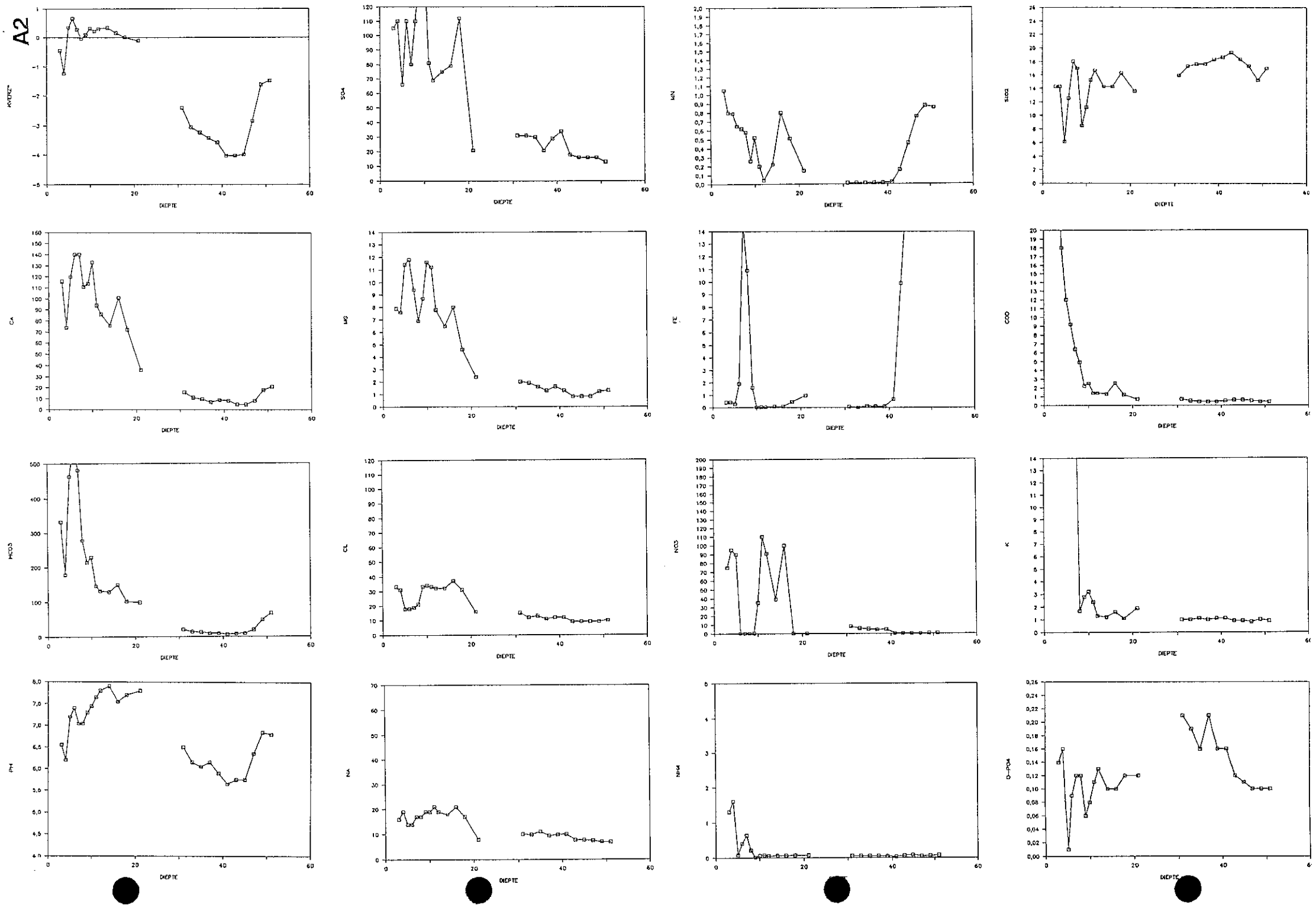

PH
DIEPTE


NA
DIEPTE

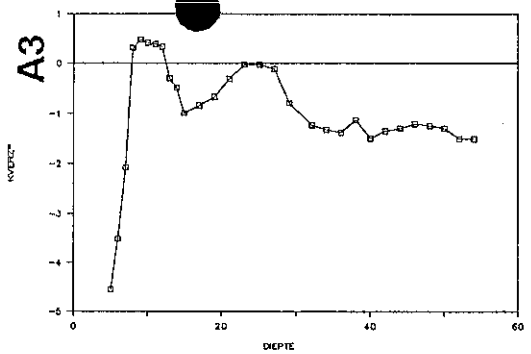

NH4
DIEPTE

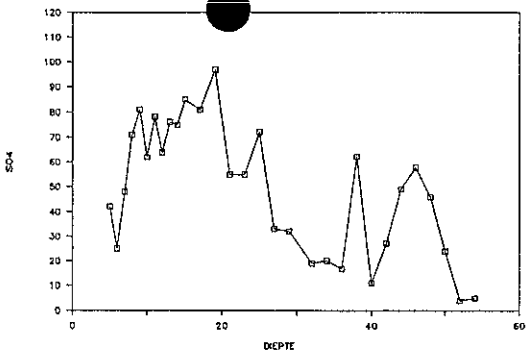

O-PO4
DIEPTE

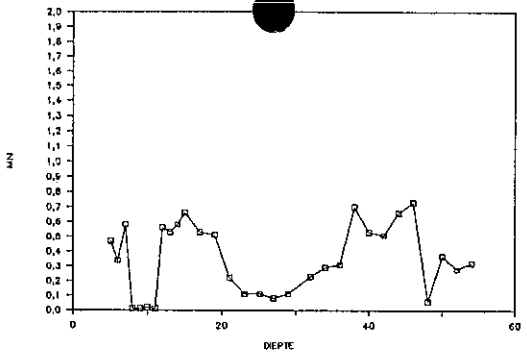
A2

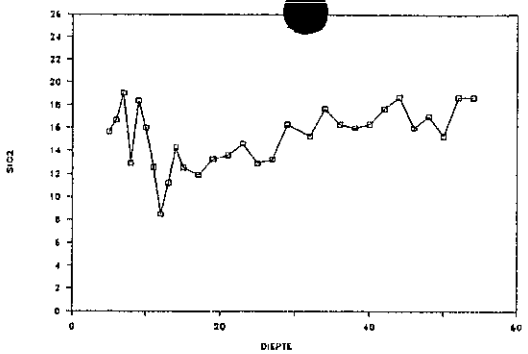

AVERZ
SO4
MN
SIO2
CA
MG
FE
COD
HCO3
CL
NO3
K
PH
NA
NH4
O-PO4
DIEPTE

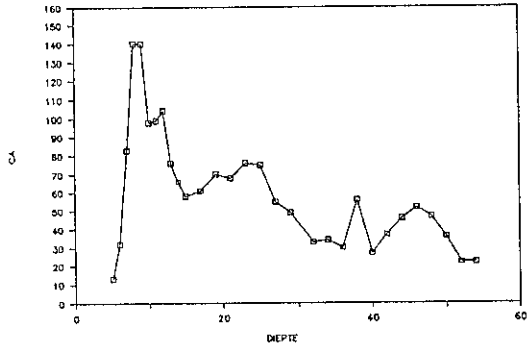
A3

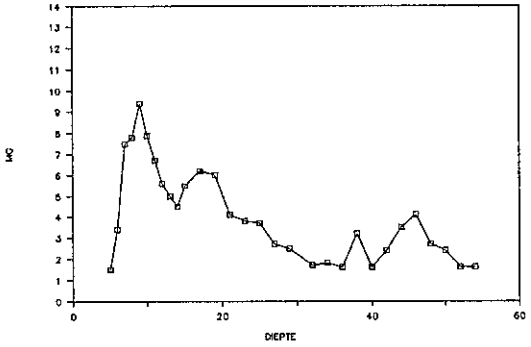

KVERZ
DIEPTE

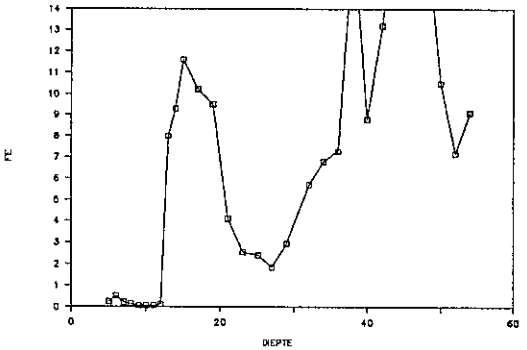

SO4
DIEPTE

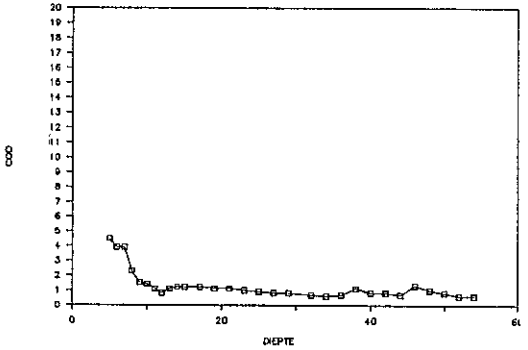

MN
DIEPTE

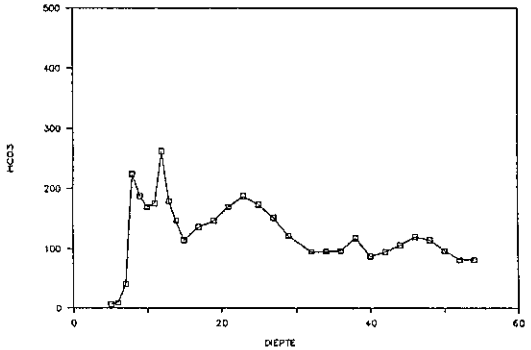

SIO2
DIEPTE

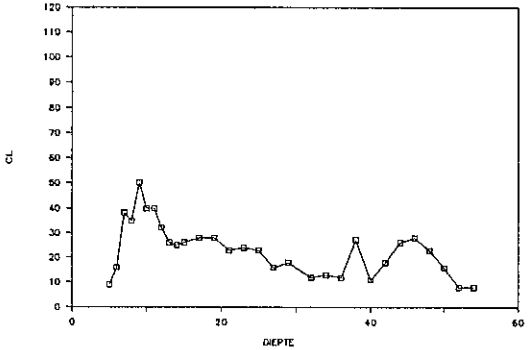

CA
DIEPTE

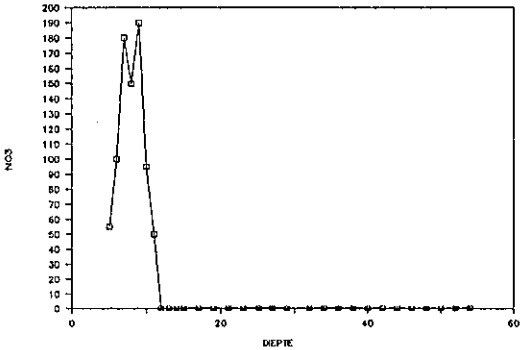

MG
DIEPTE

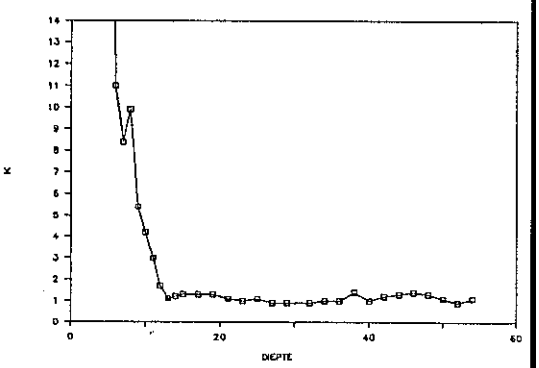

FE
DIEPTE

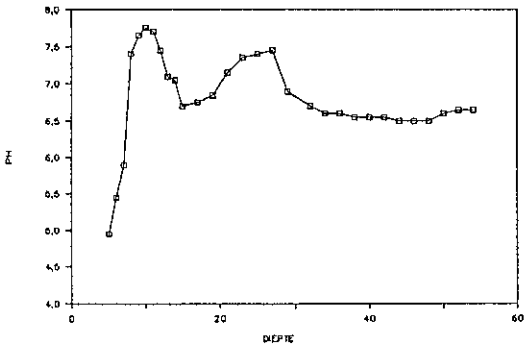

COD
DIEPTE

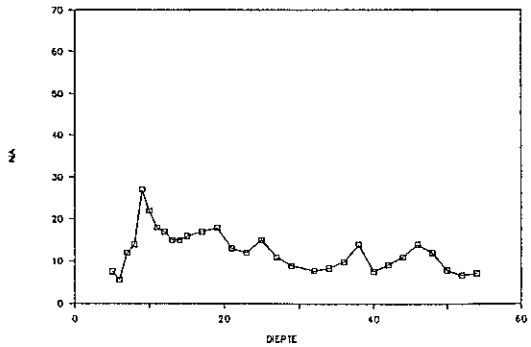

HCO3
DIEPTE

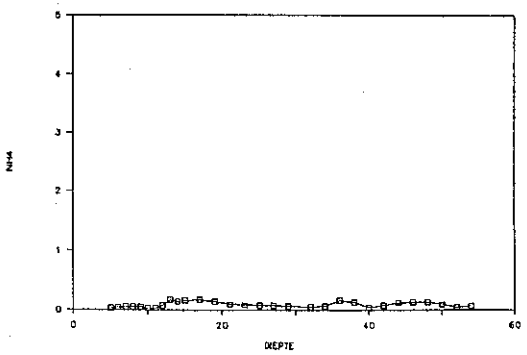

CL
DIEPTE

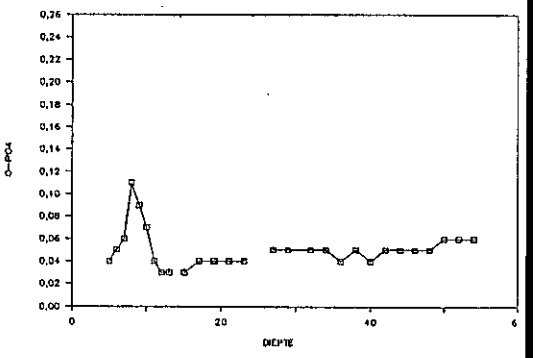

NO3
DIEPTE


K
DIEPTE

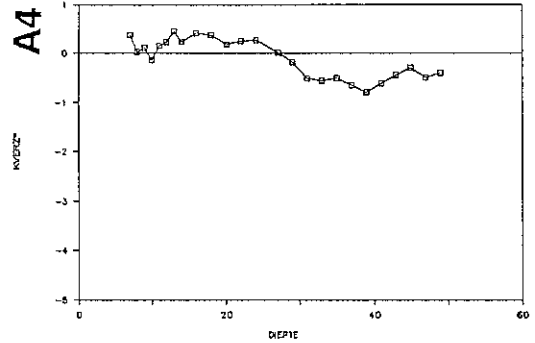

PH
DIEPTE

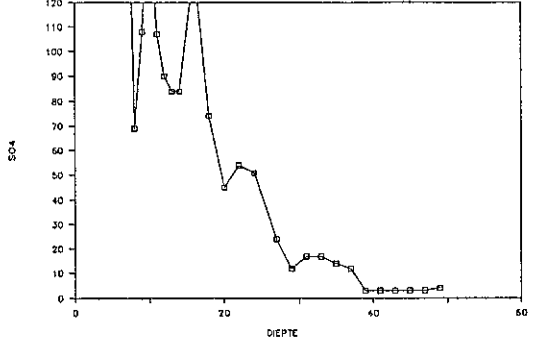

NA
DIEPTE

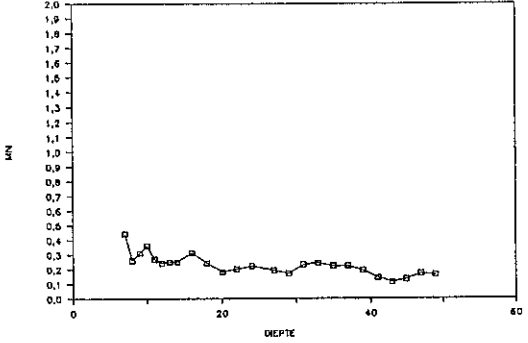

NH4
DIEPTE

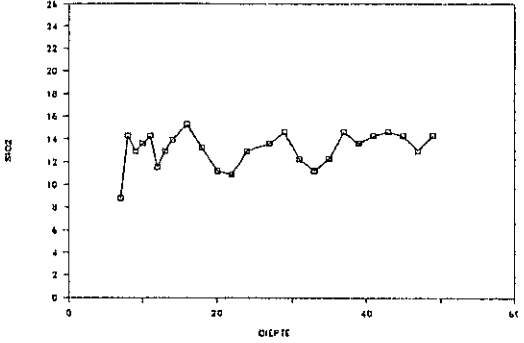

O-PO4
DIEPTE

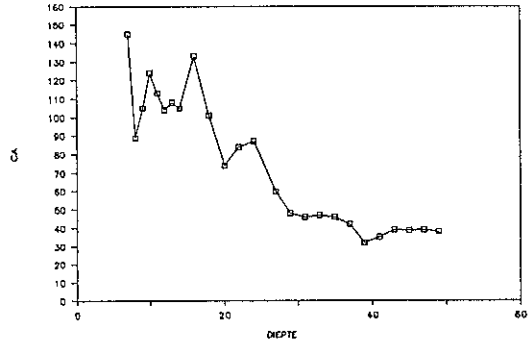
A4

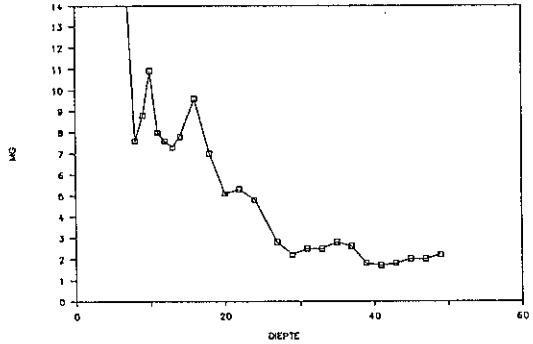

KVONZ*
DIEPTE

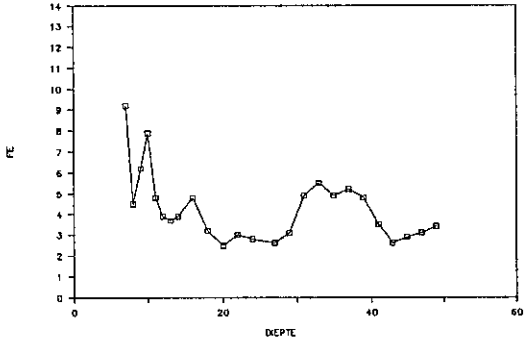

SO4
DIEPTE

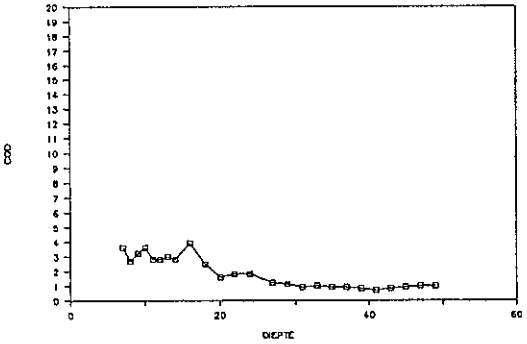

MN
DIEPTE

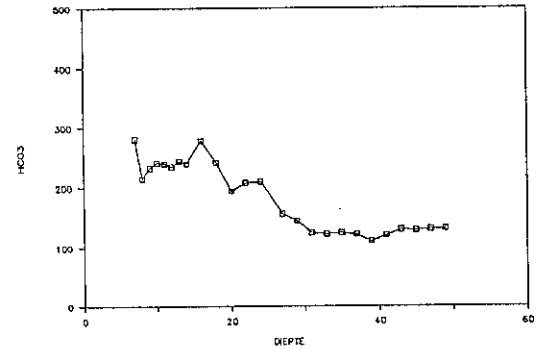

SIO2
DIEPTE

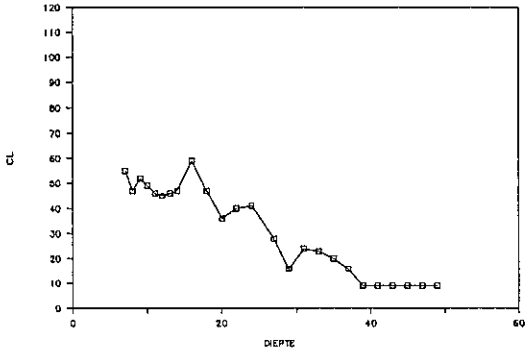

CA
DIEPTE

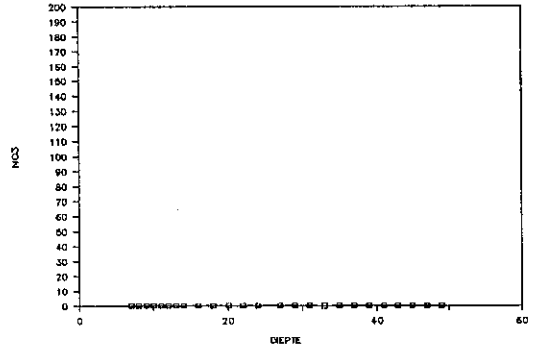

MG
DIEPTE

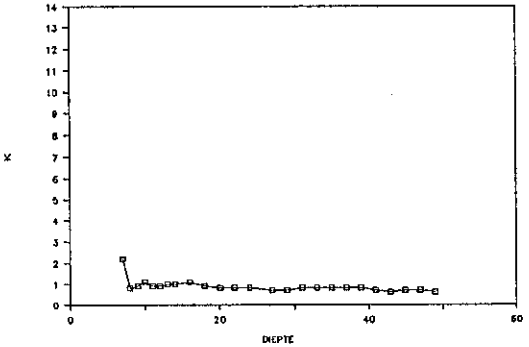

FE
DIEPTE

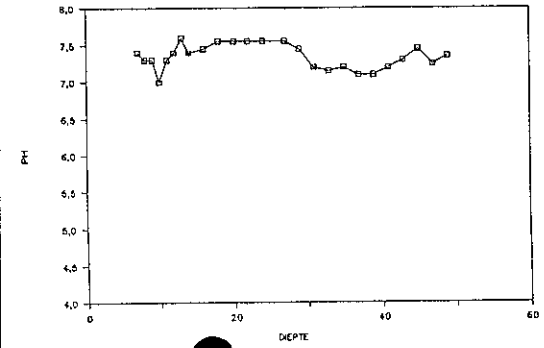

COD
DIEPTE

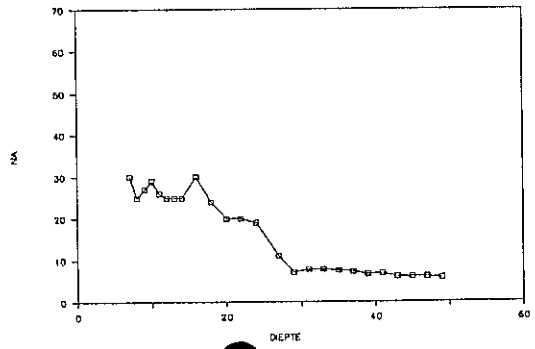

HCO3
DIEPTE

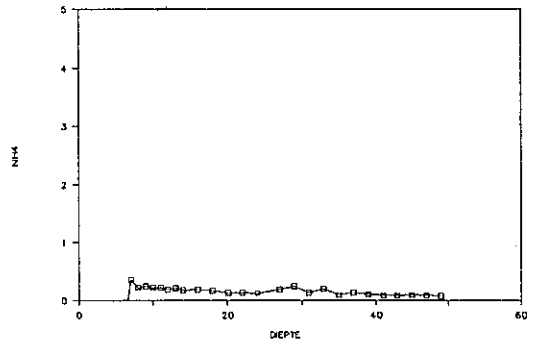

CL
DIEPTE

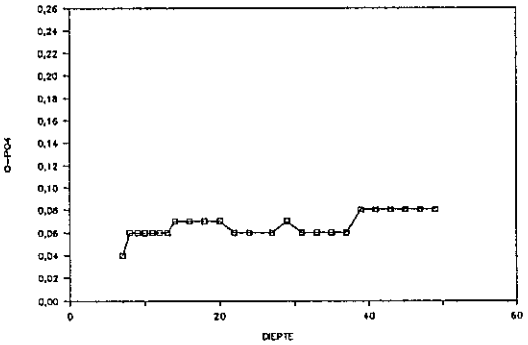

NO3
DIEPTE


K
DIEPTE

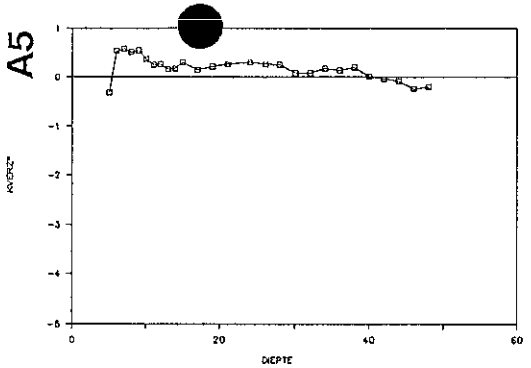

PH
DIEPTE

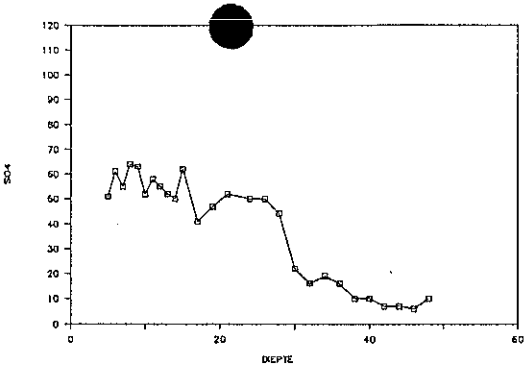

NA
DIEPTE

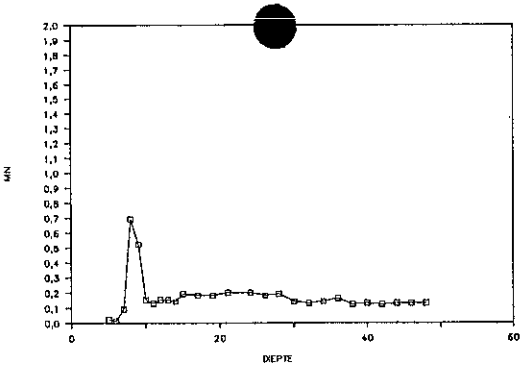

NH4
DIEPTE

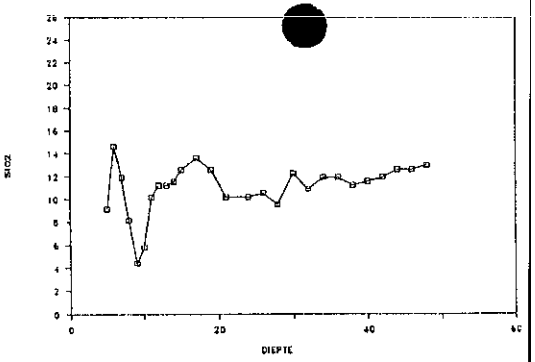

O-PO4
DIEPTE

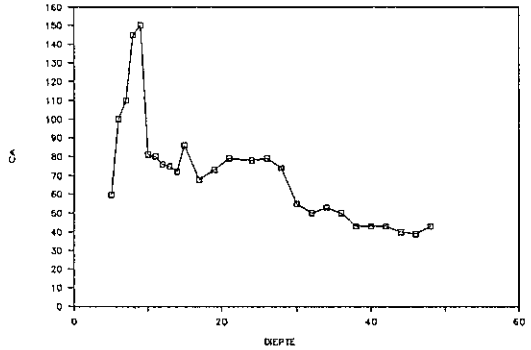
A5

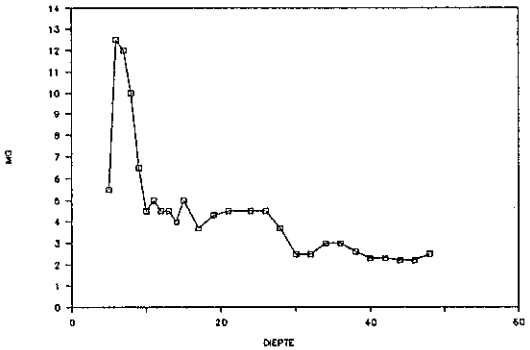

KOPBZ
DIEPTE

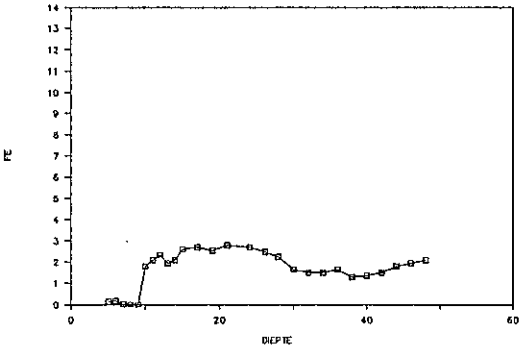

SO4
DIEPTE

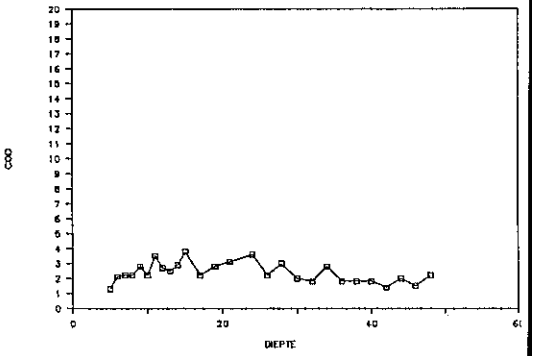

MN
DIEPTE

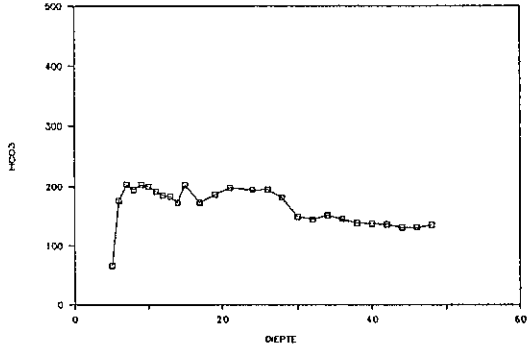

SIO2
DIEPTE

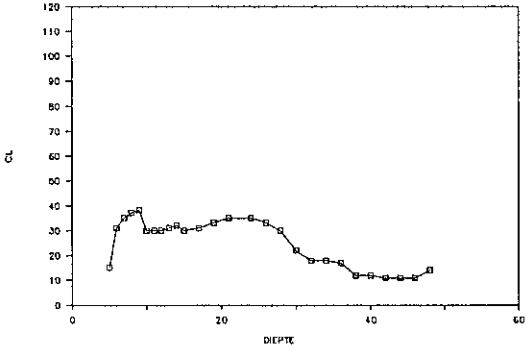

CA
DIEPTE

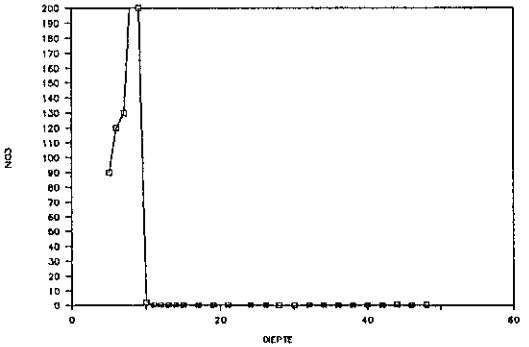

MG
DIEPTE

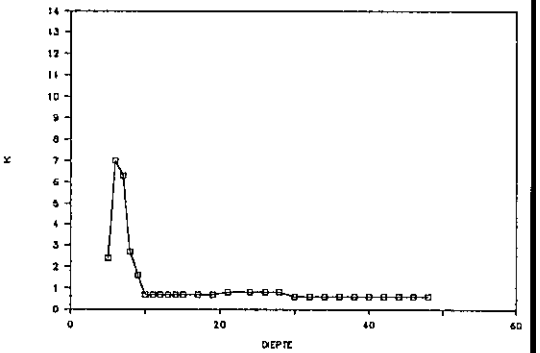

FE
DIEPTE

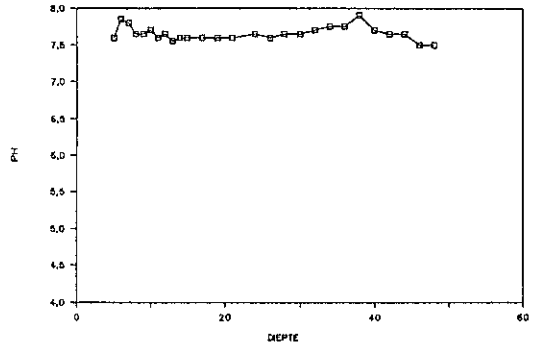

COD
DIEPTE

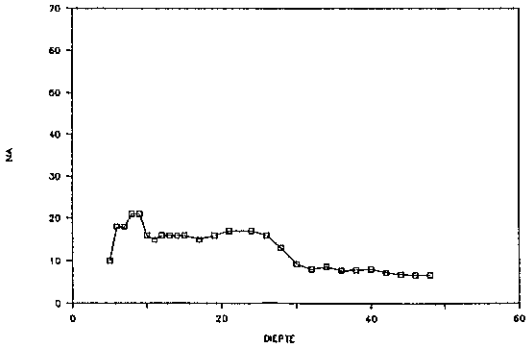

HCO3
DIEPTE

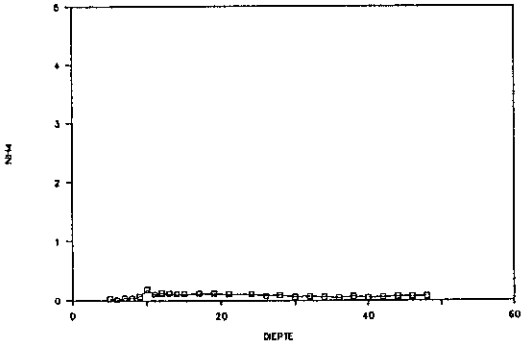

CL
DIEPTE

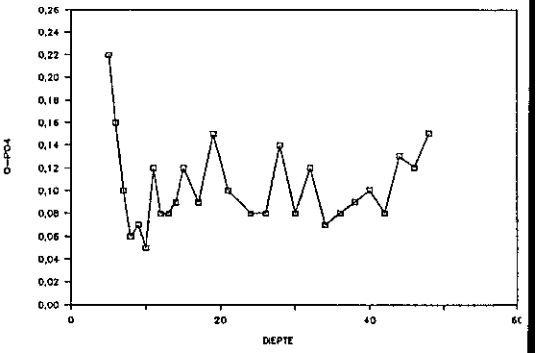

NO3
DIEPTE


K
DIEPTE

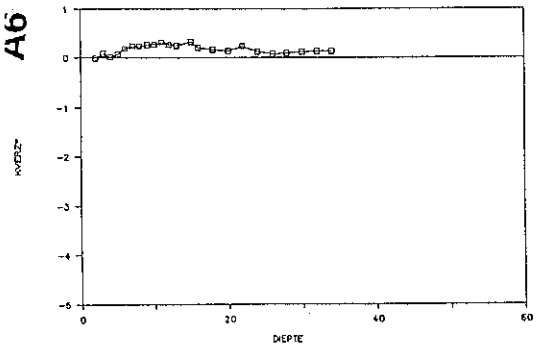

PH
DIEPTE

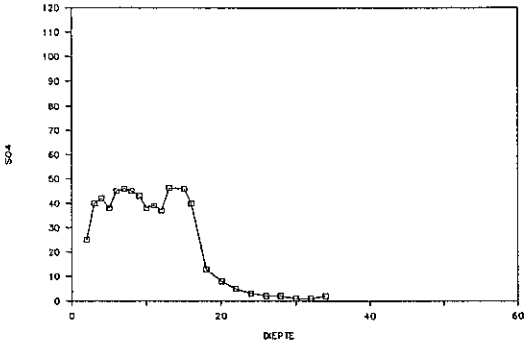

NA
DIEPTE

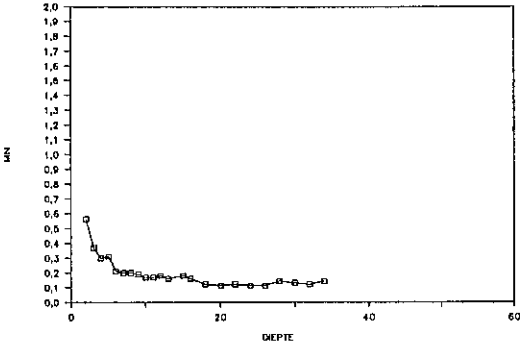

NH4
DIEPTE

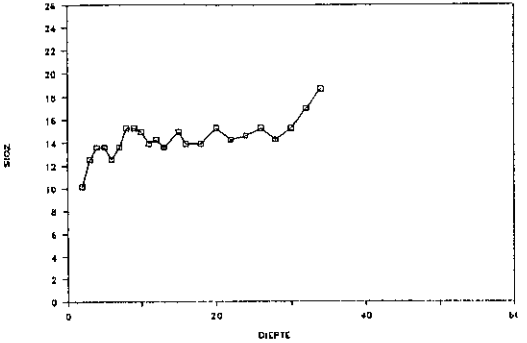

O-PO4
DIEPTE

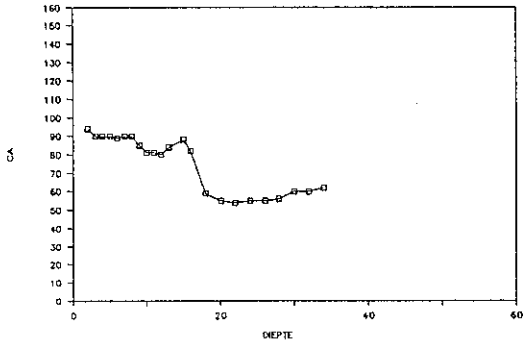
A6

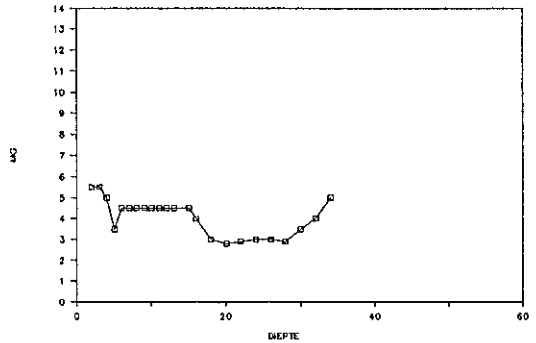

KVBZ
DIEPTE

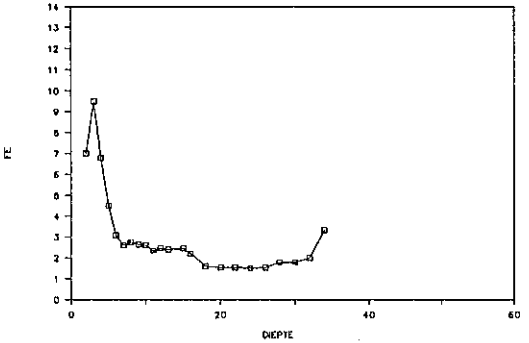

SO4
DIEPTE

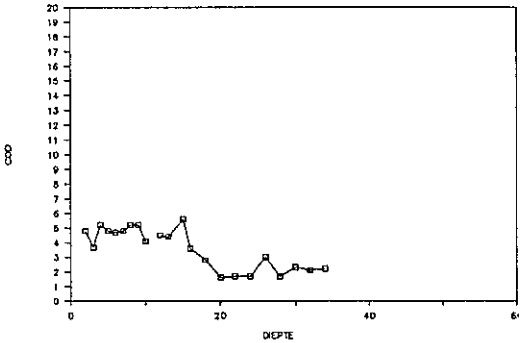

MN
DIEPTE

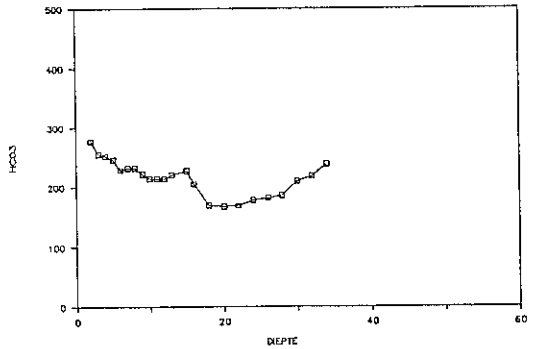

SIO2
DIEPTE

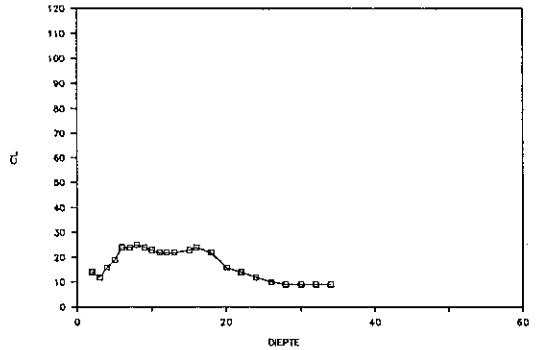

CA
DIEPTE

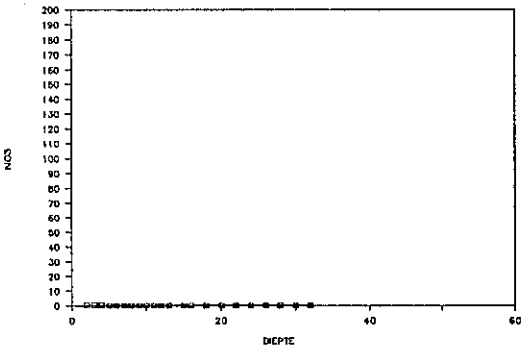

MG
DIEPTE

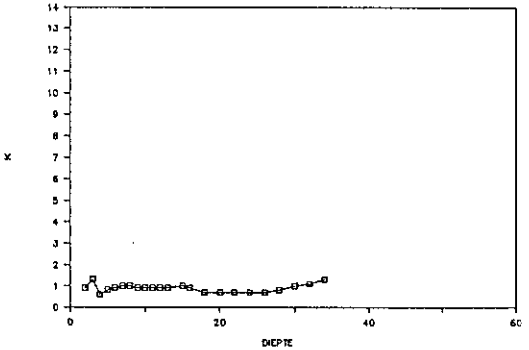

FE
DIEPTE

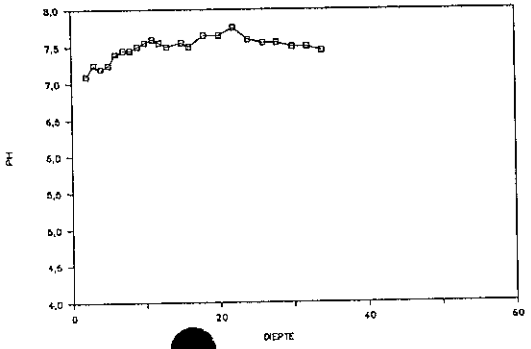

COD
DIEPTE

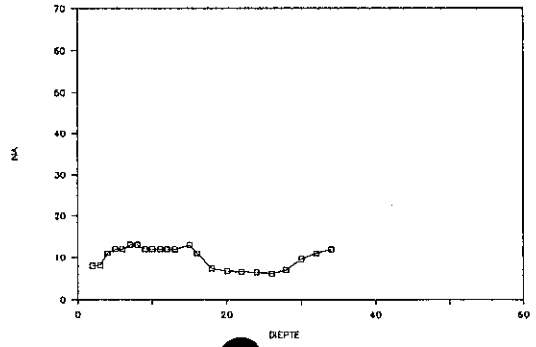

HCO3
DIEPTE

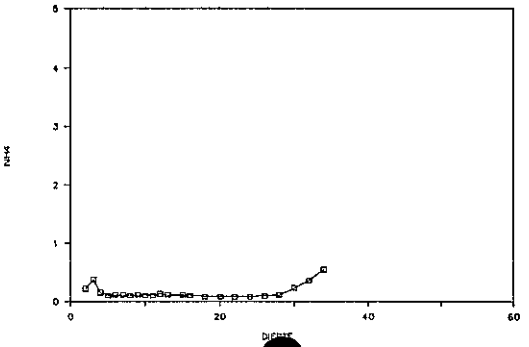

CL
DIEPTE

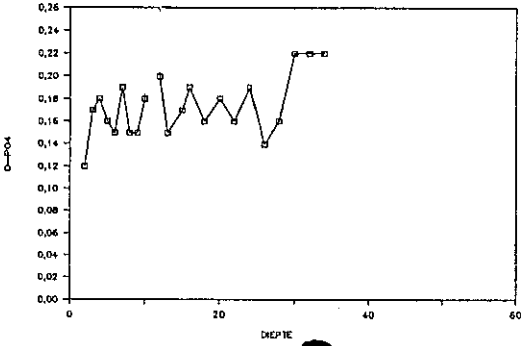

NO3
DIEPTE


K
DIEPTE

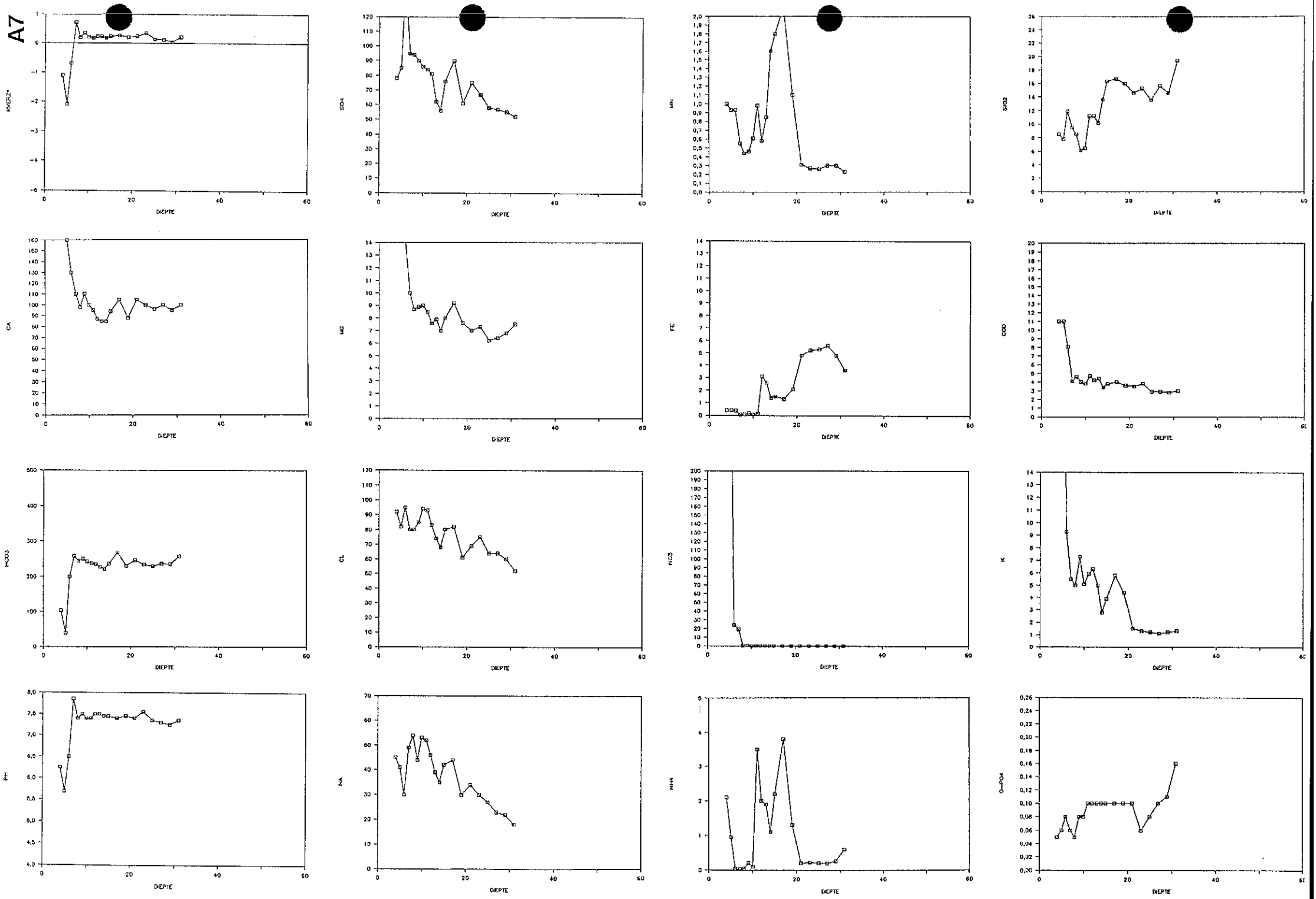

PH
DIEPTE


NA
DIEPTE

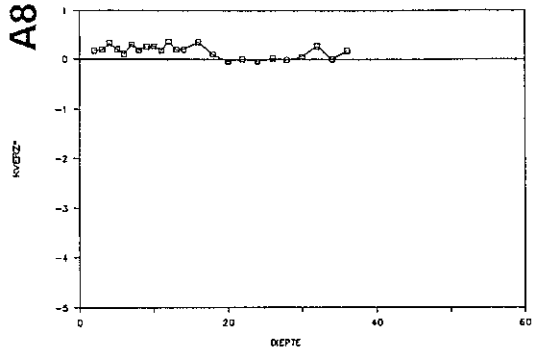

NH4
DIEPTE

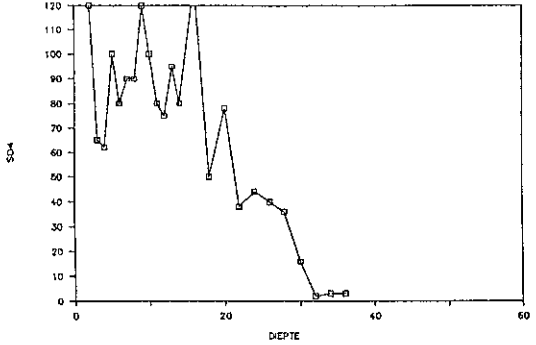

O-PO4
DIEPTE

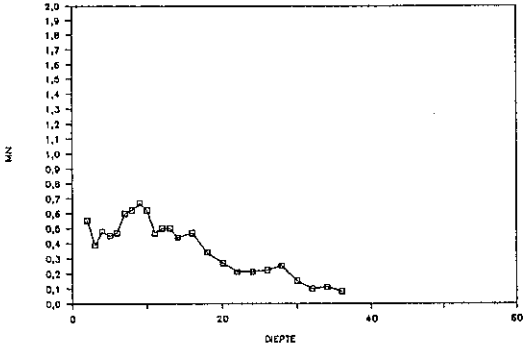
A7

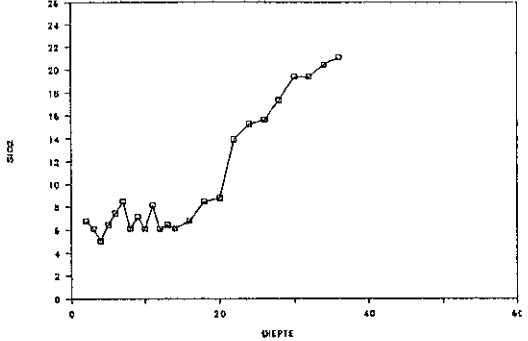

KVEN2+
SO4
MN
SIO2
CA
MG
FE
COD
HCO3
CL
NO3
K
PH
NA
NH4
O-PO4
DIEPTE

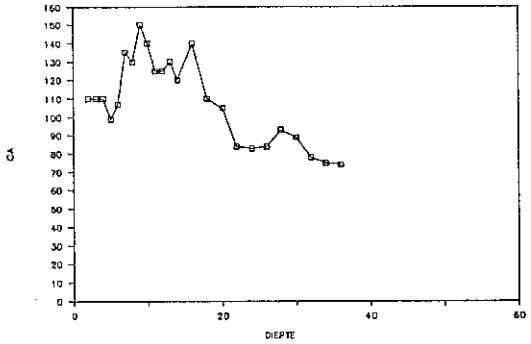
A8

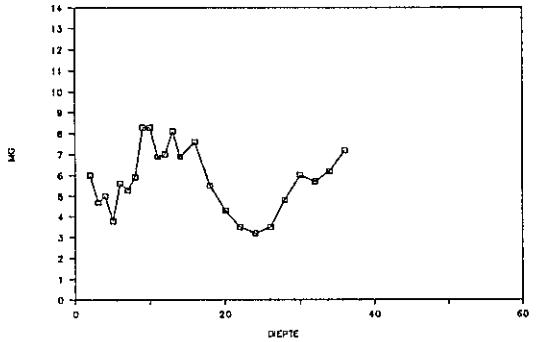

KVERZ*
DIEPTE

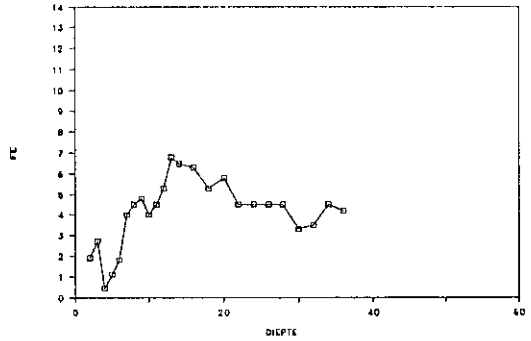

SO4
DIEPTE

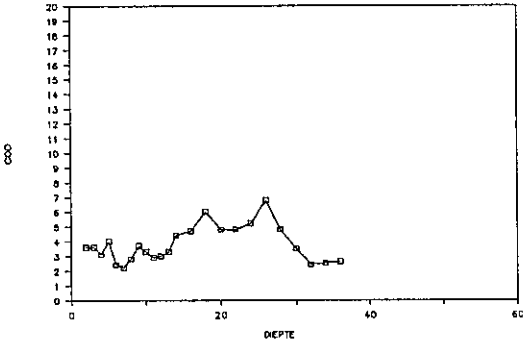

MN
DIEPTE

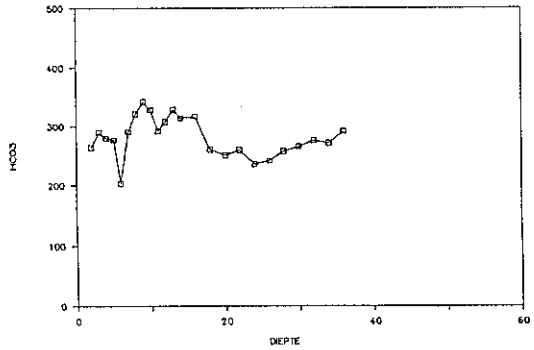

SIO2
DIEPTE

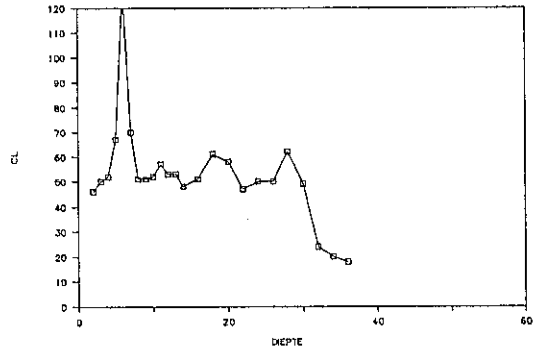

CA
DIEPTE

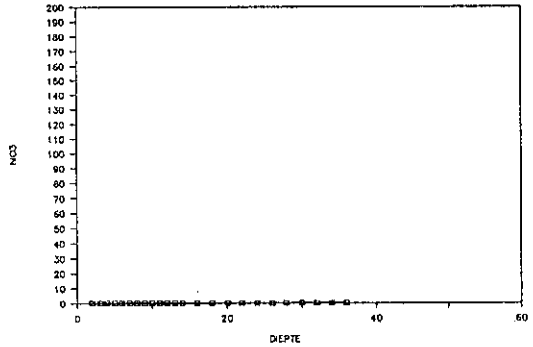

MG
DIEPTE

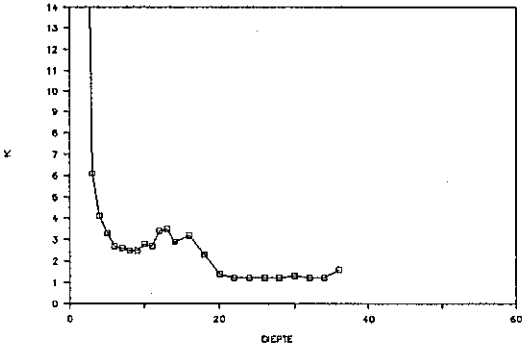

FE
DIEPTE

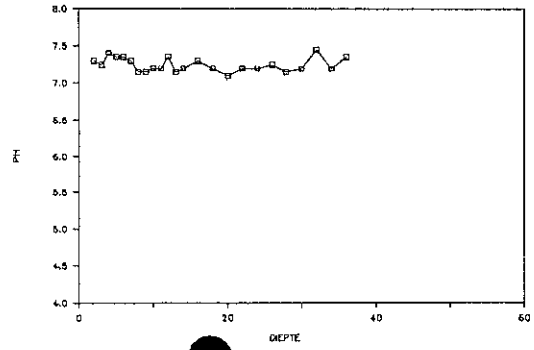

COD
DIEPTE

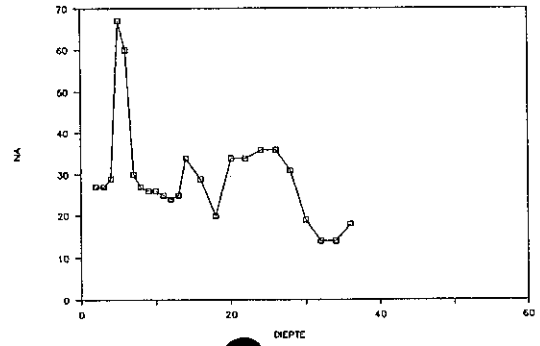

HCO3
DIEPTE

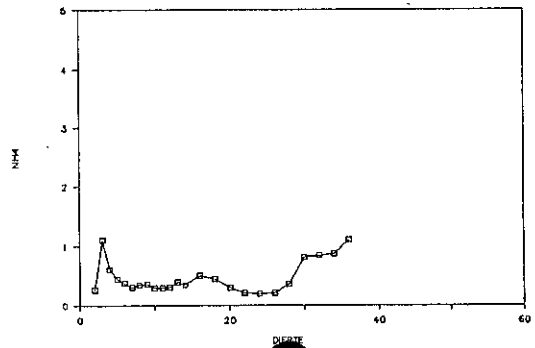

CL
DIEPTE

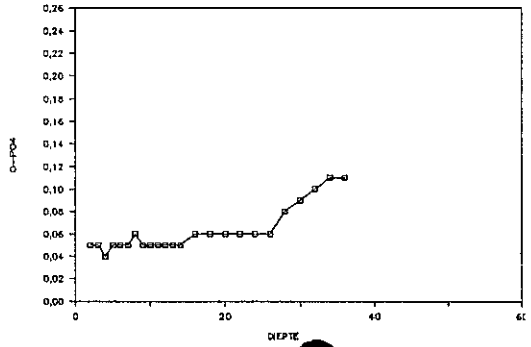

NO3
DIEPTE


K
DIEPTE

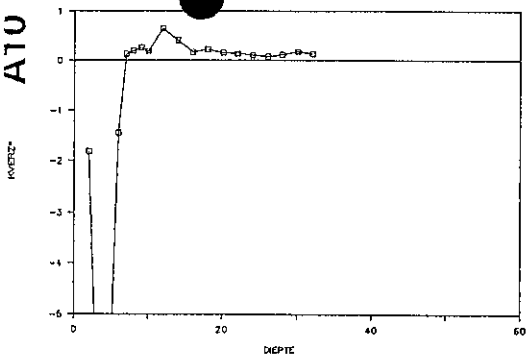

PH
DIEPTE

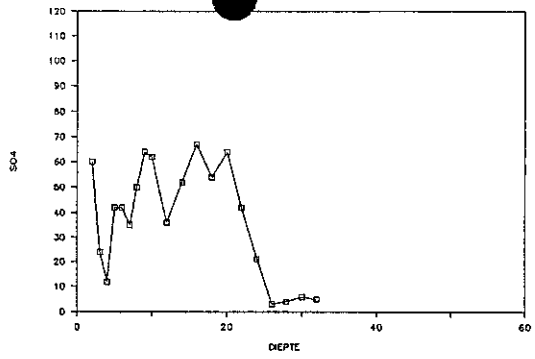

NA
DIEPTE

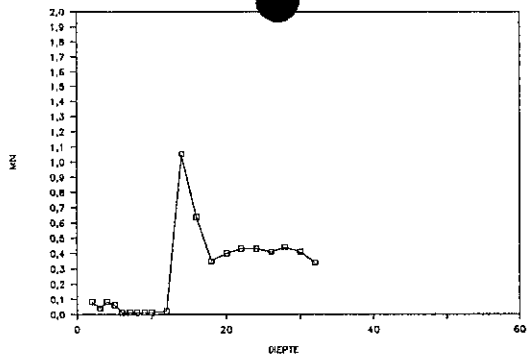

NH4
DIEPTE

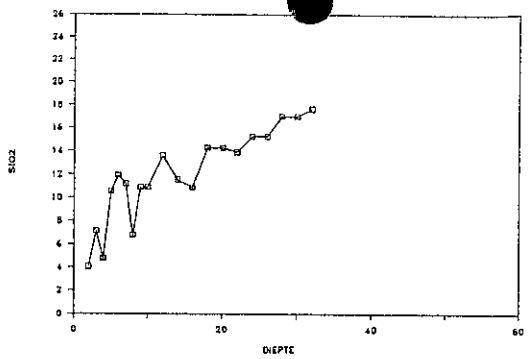

O-PO4
DIEPTE

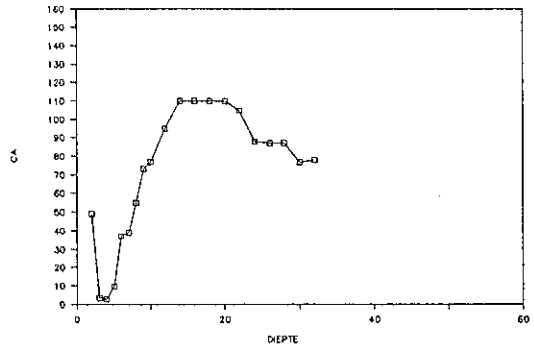
A10

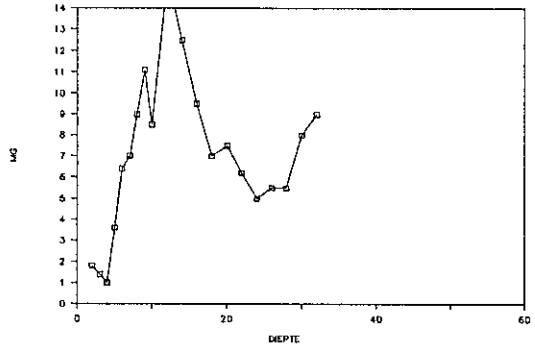

KVERZ-
DIEPTE

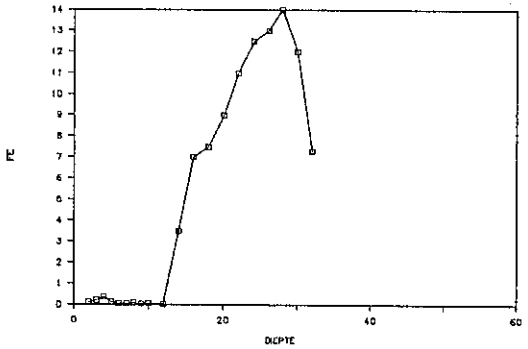

SO4
DIEPTE

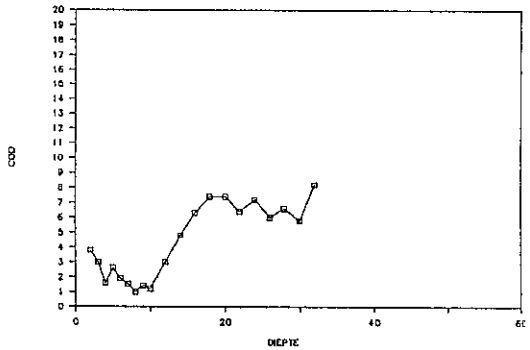

MN
DIEPTE

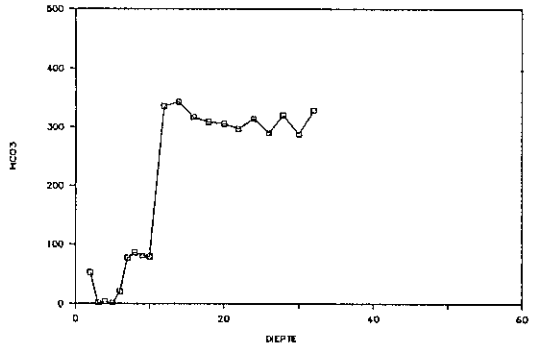

SIO2
DIEPTE

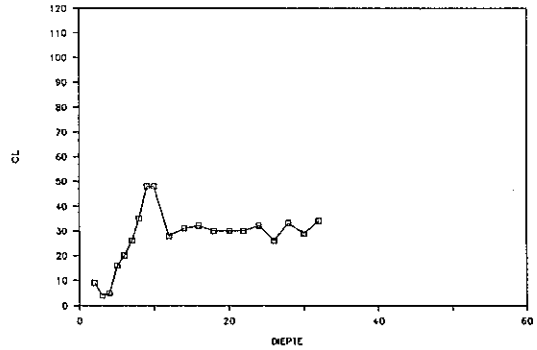

CA
DIEPTE

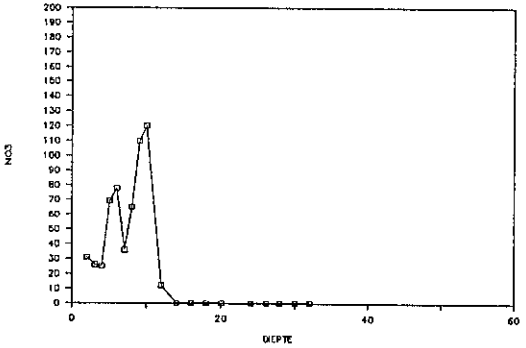

MG
DIEPTE

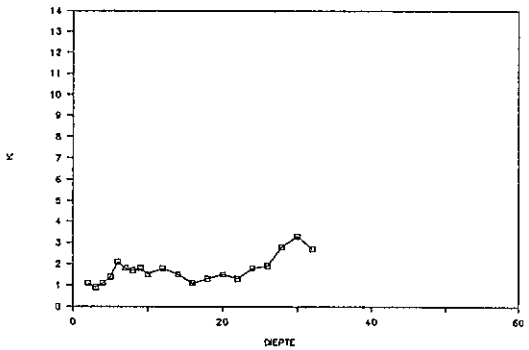

FE
DIEPTE

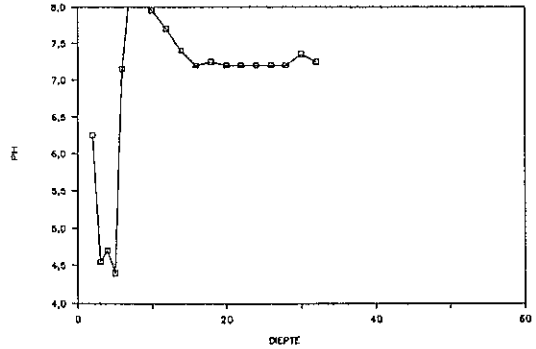

COD
DIEPTE

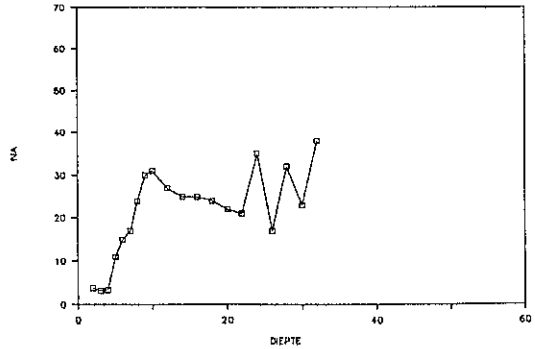

HCO3
DIEPTE

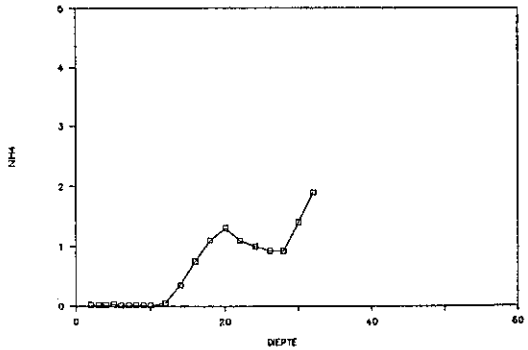

CL
DIEPTE

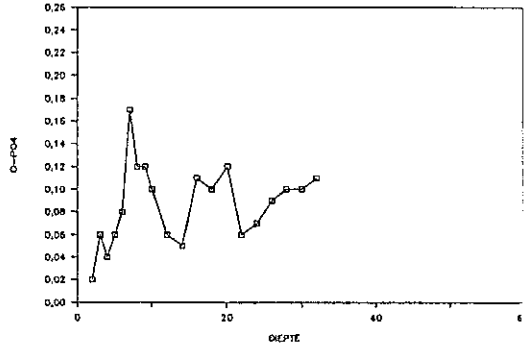

NO3
DIEPTE


K
DIEPTE

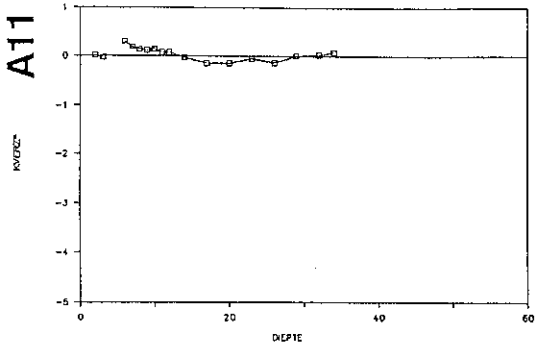

PH
DIEPTE

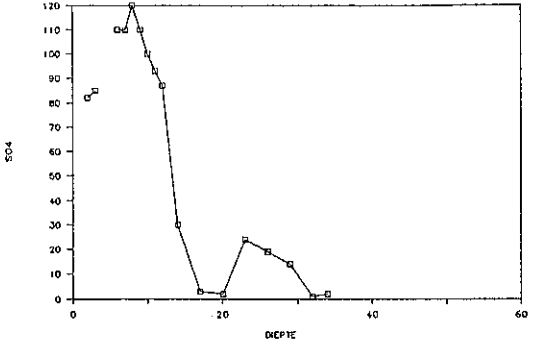

NA
DIEPTE

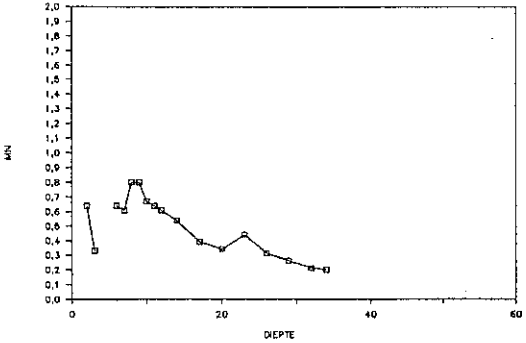

NH4
DIEPTE

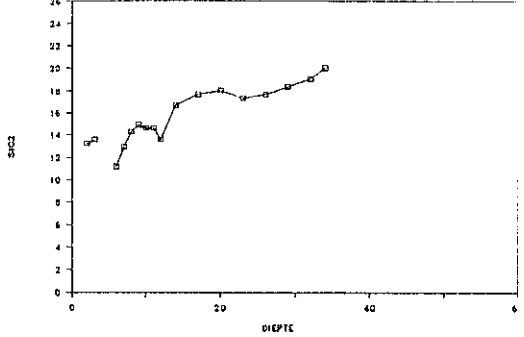

O-PO4
DIEPTE

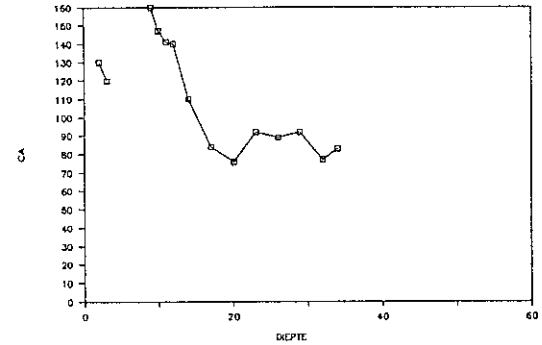
A11

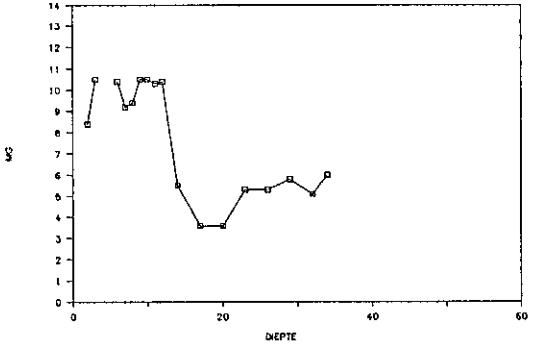

KVONZ
DIEPTE

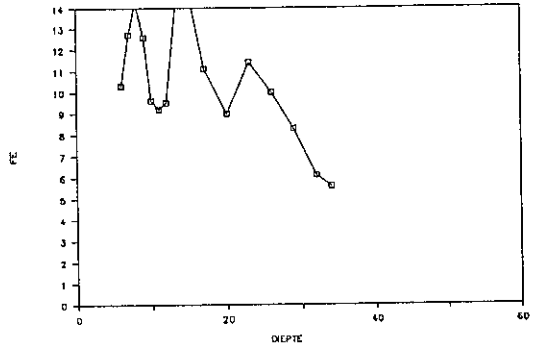

SO4
DIEPTE

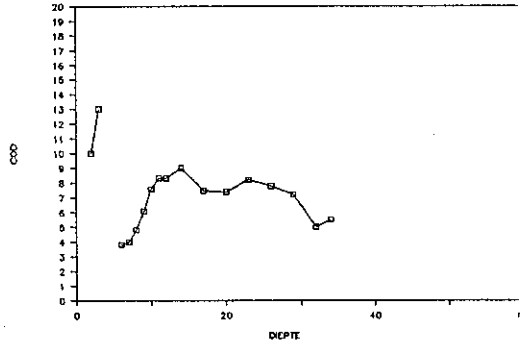

MN
DIEPTE

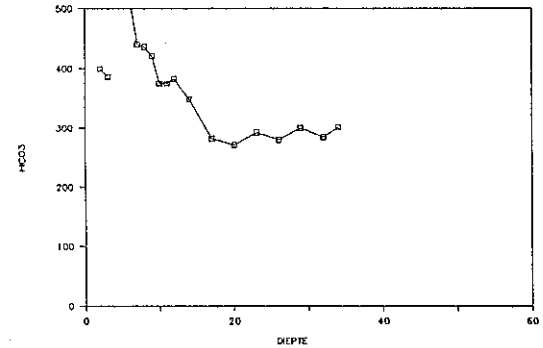

SIO2
DIEPTE

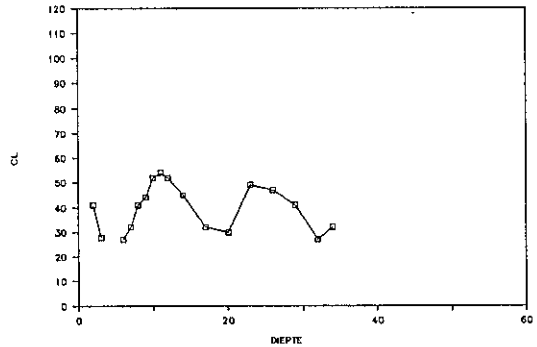

CA
DIEPTE

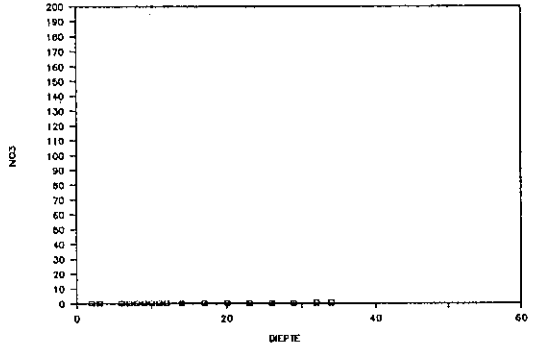

MG
DIEPTE

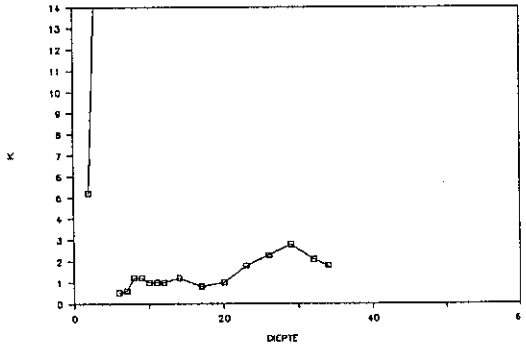

FE
DIEPTE

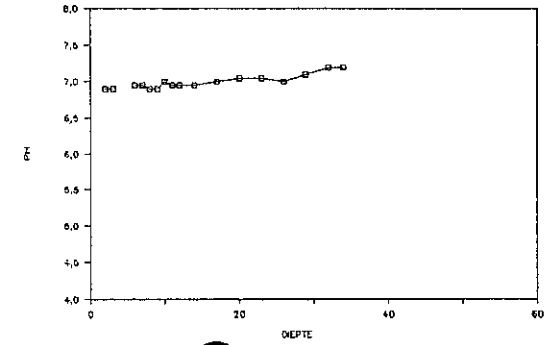

COD
DIEPTE

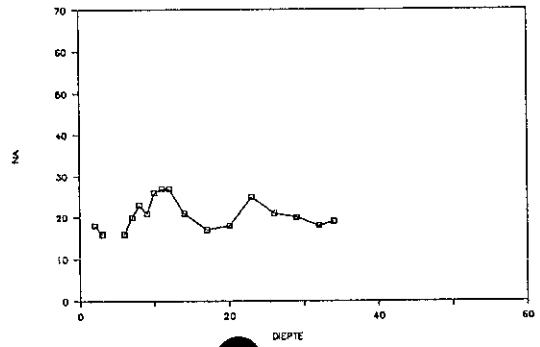

HCO3
DIEPTE

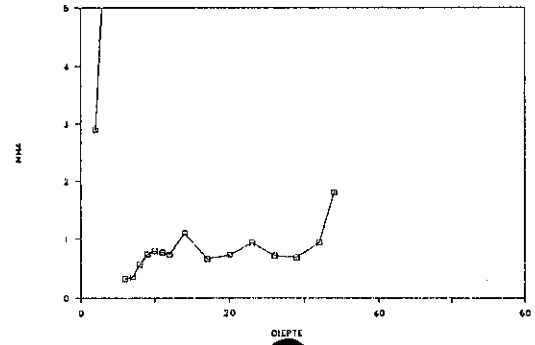

CL
DIEPTE

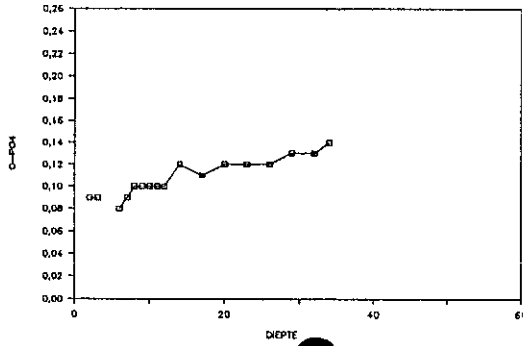

NO3
DIEPTE


K
DIEPTE

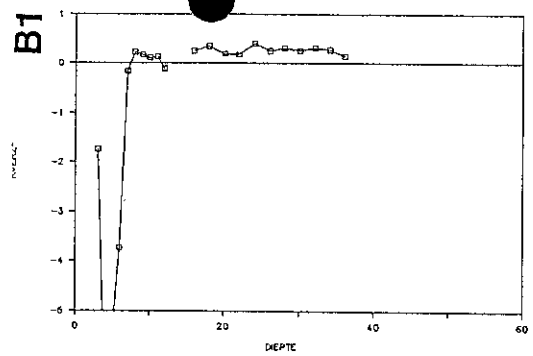

PH
DIEPTE

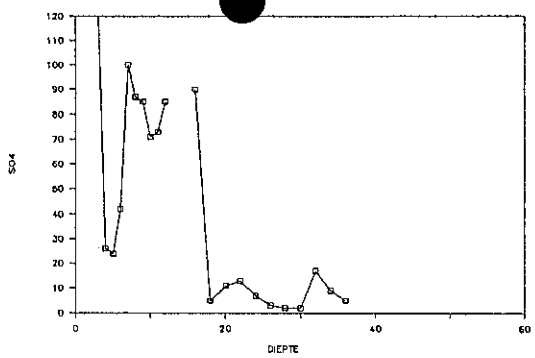

NA
DIEPTE

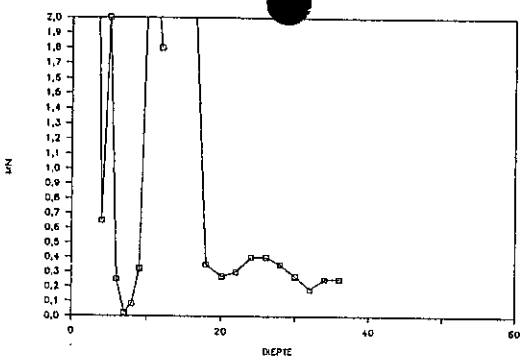

NH4
DIEPTE

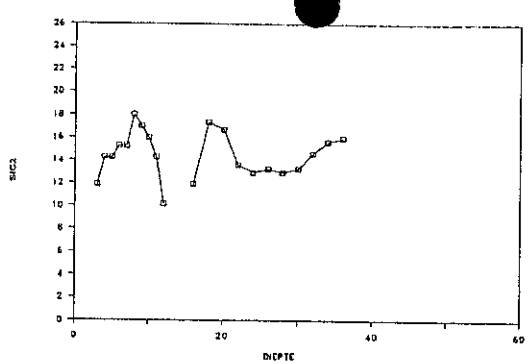

O-PO4
DIEPTE

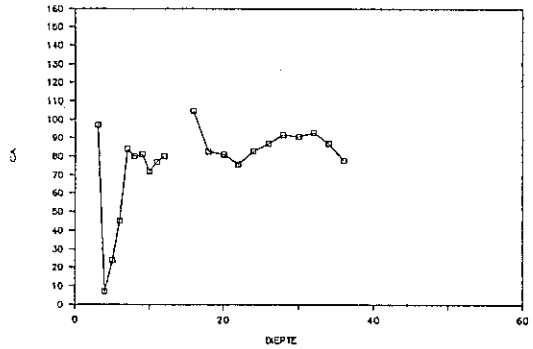
B1

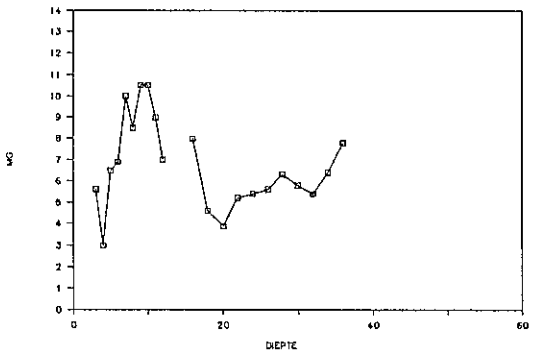

DIEPTE

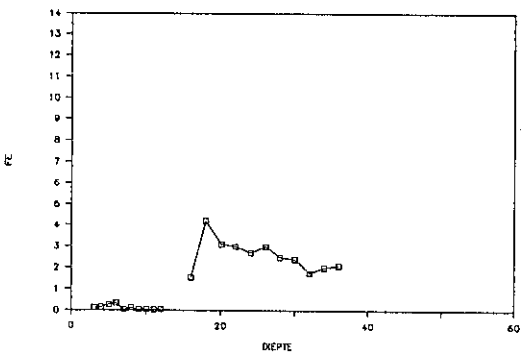

SO4
DIEPTE

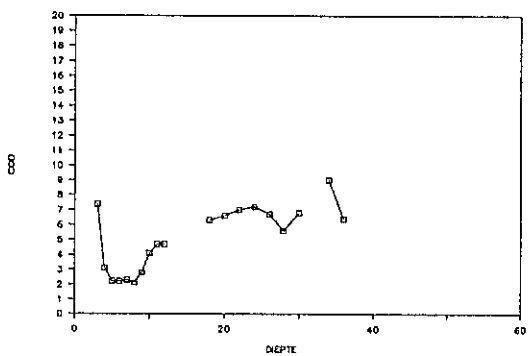

MN
DIEPTE

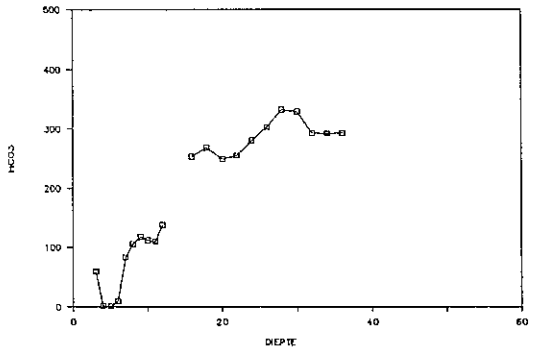

SIO2
DIEPTE

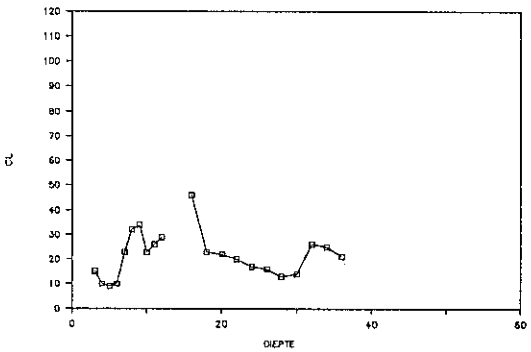

CA
DIEPTE

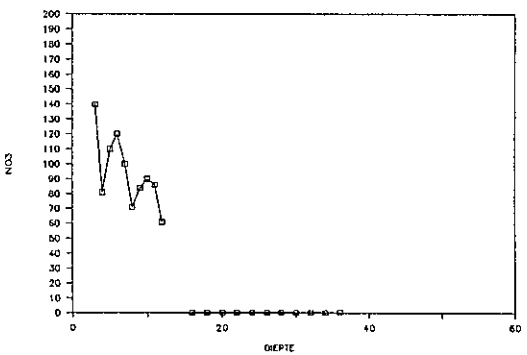

MG
DIEPTE

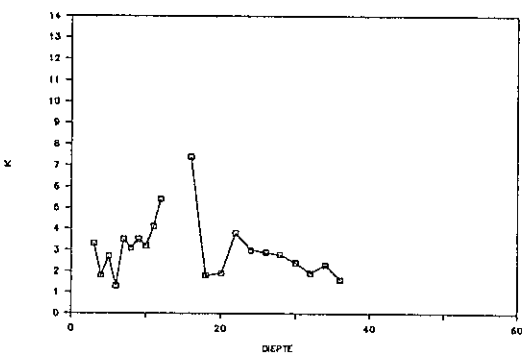

FE
DIEPTE

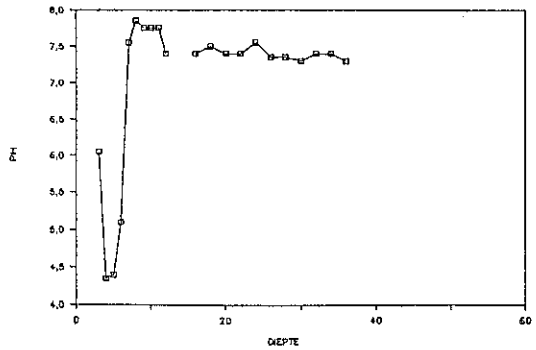

COD
DIEPTE

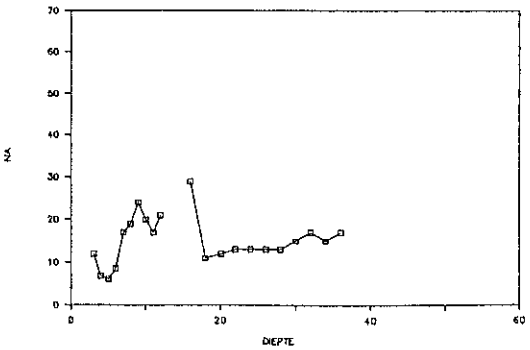

HCO3
DIEPTE

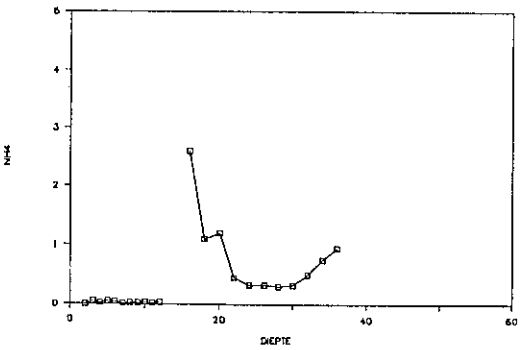

CL
DIEPTE

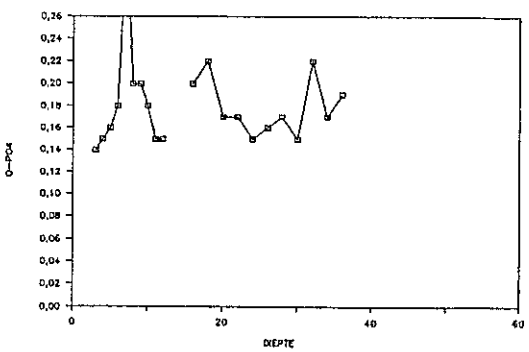

NO3
DIEPTE


K
DIEPTE

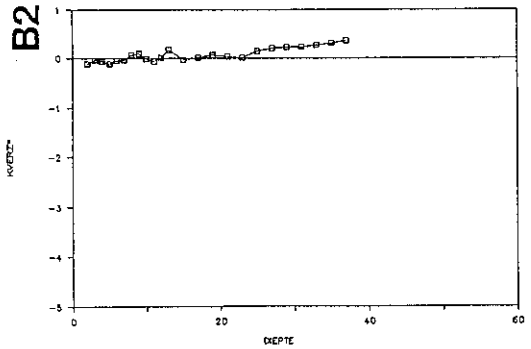

PH
DIEPTE

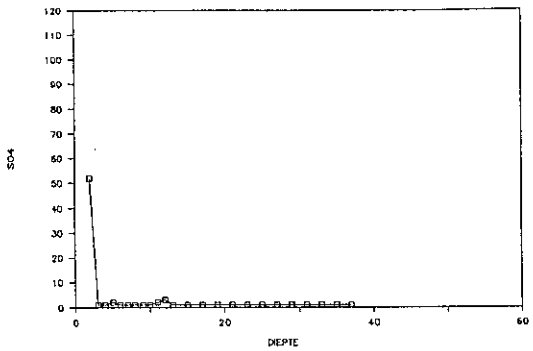

NA
DIEPTE

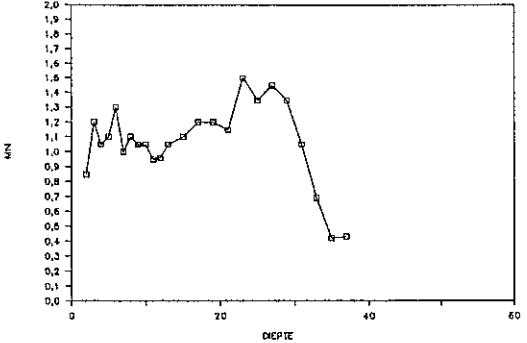

NH4
DIEPTE

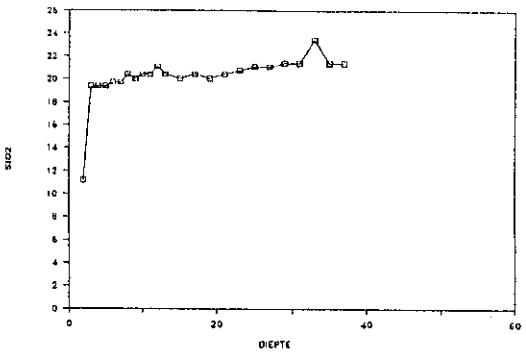

O-PO4
DIEPTE

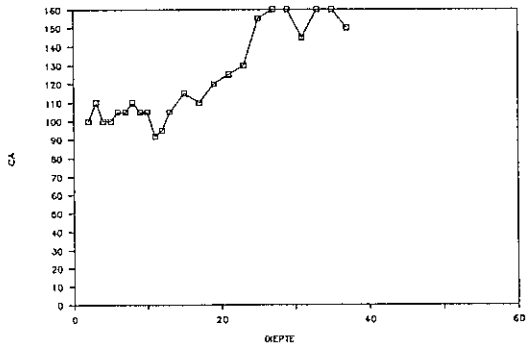
B2

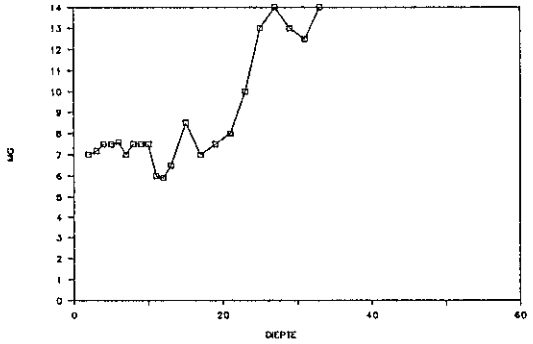

KVEN%
DIEPTE

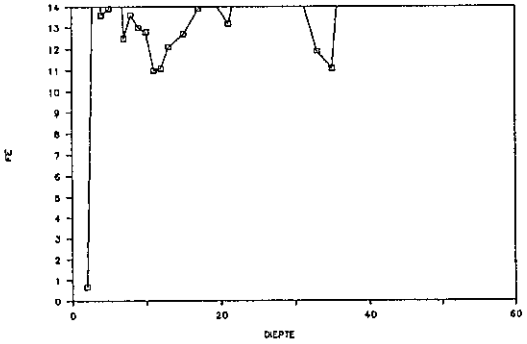

SO4
DIEPTE

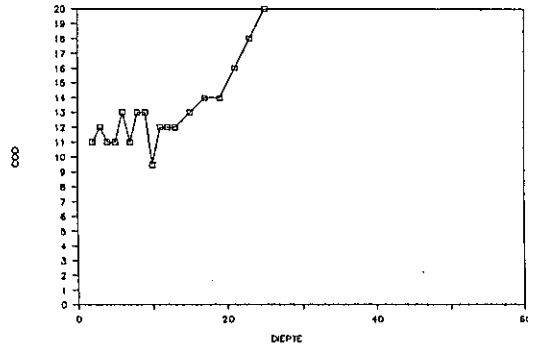

MN
DIEPTE

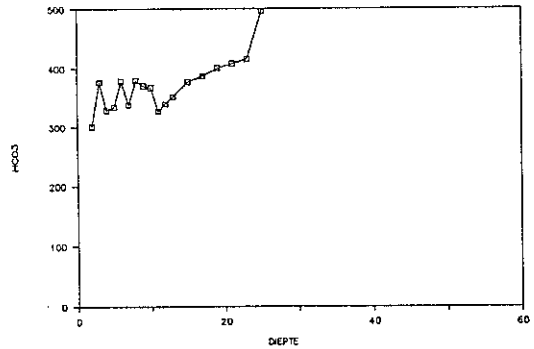

SIO2
DIEPTE

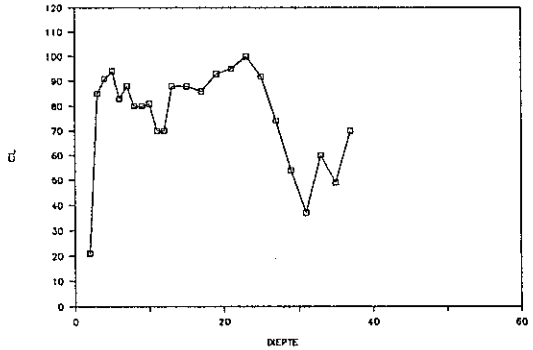

CA
DIEPTE

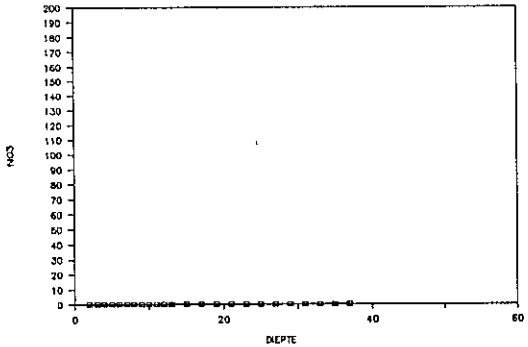

MG
DIEPTE

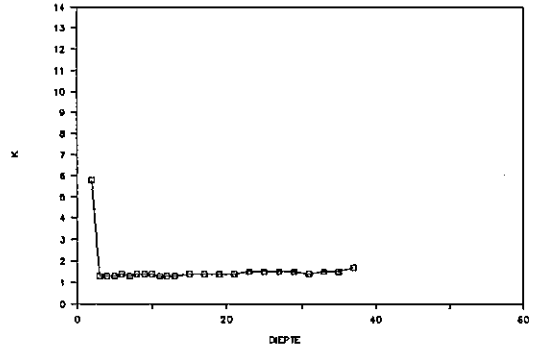

FE
DIEPTE

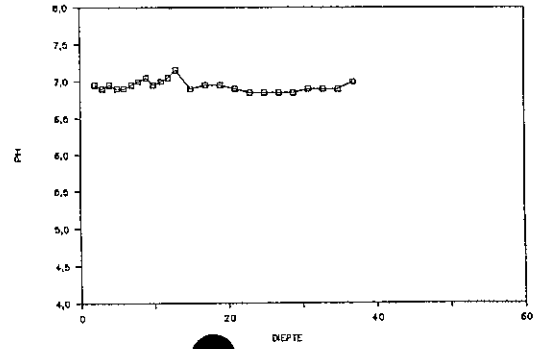

COD
DIEPTE

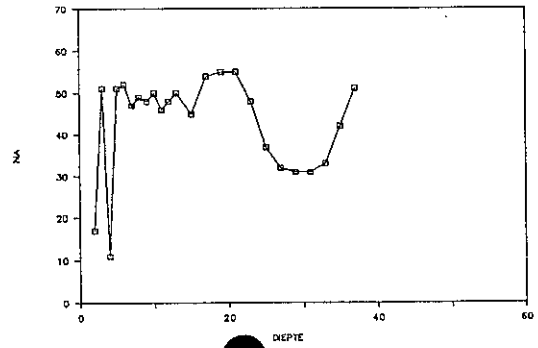

HCO3
DIEPTE

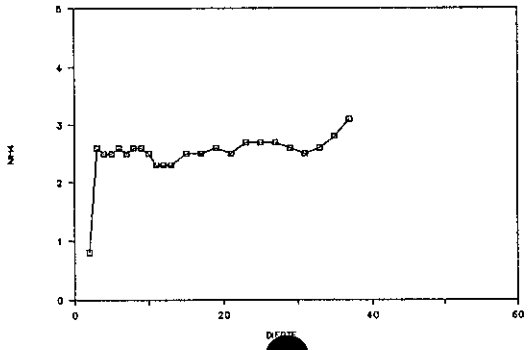

CL
DIEPTE

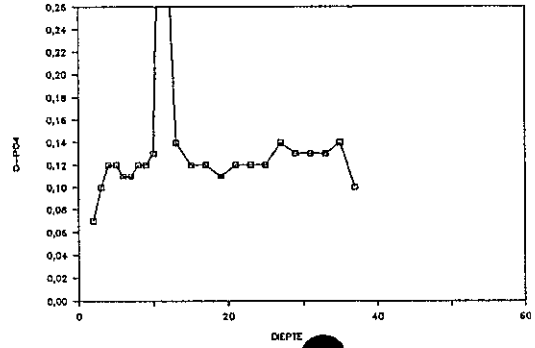

NO3
DIEPTE


K
DIEPTE

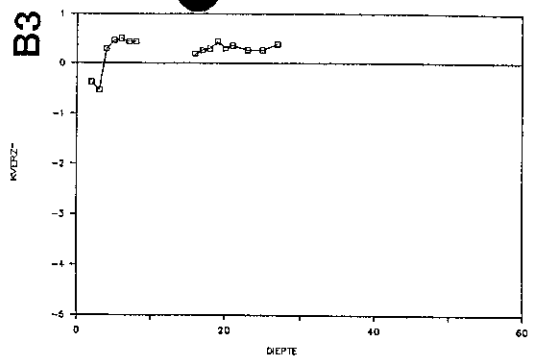

PH
DIEPTE

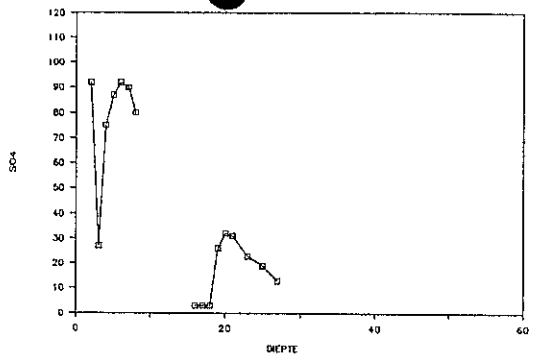

NA
DIEPTE

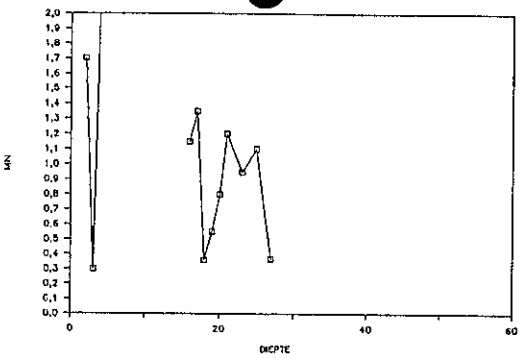

NH4
DIEPTE

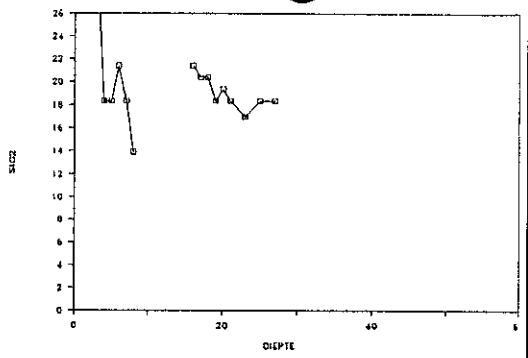

O-PO4
DIEPTE

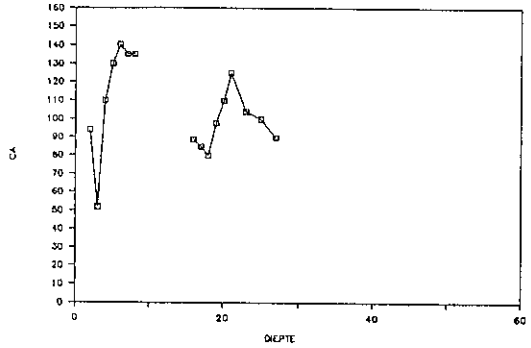
B3

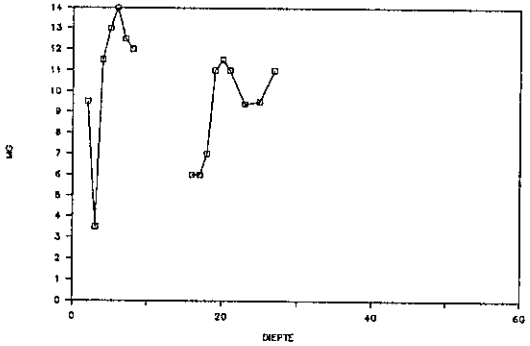

KVERZ-
DIEPTE

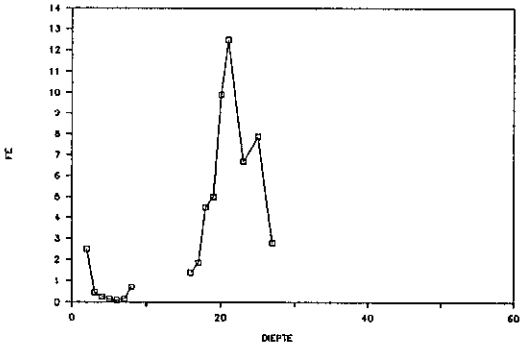

SO4
DIEPTE

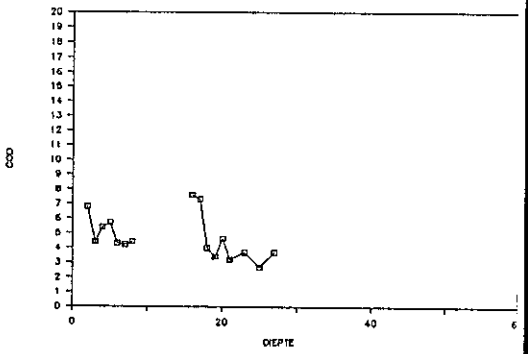

MN
DIEPTE

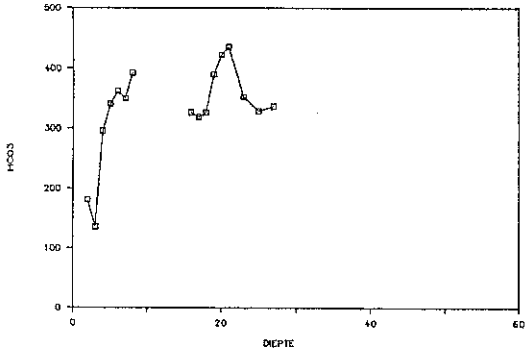

SIO2
DIEPTE

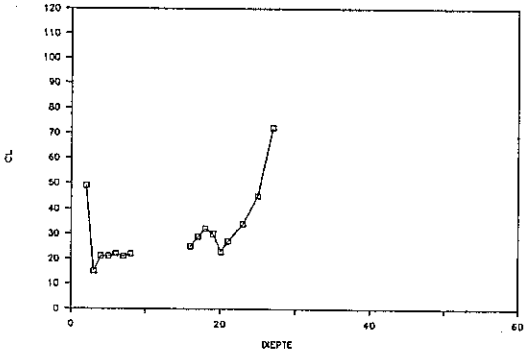

CA
DIEPTE

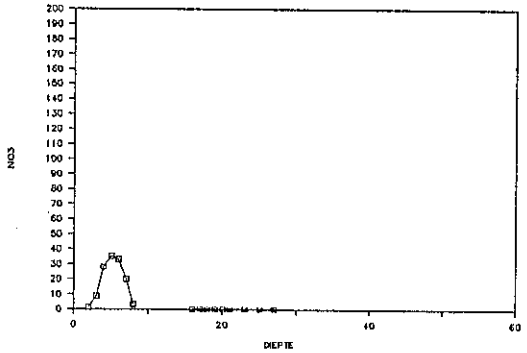

MG
DIEPTE

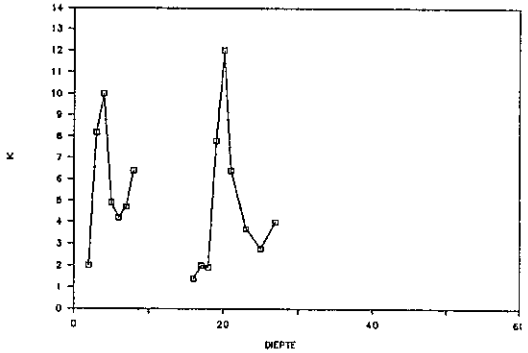

FE
DIEPTE

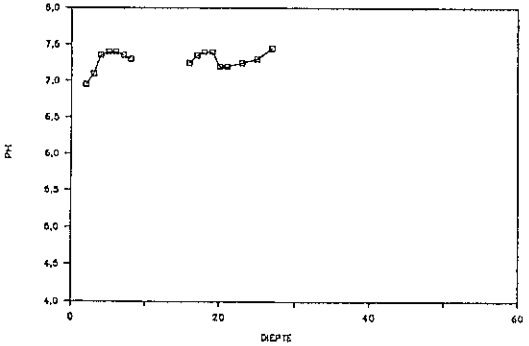

COD
DIEPTE

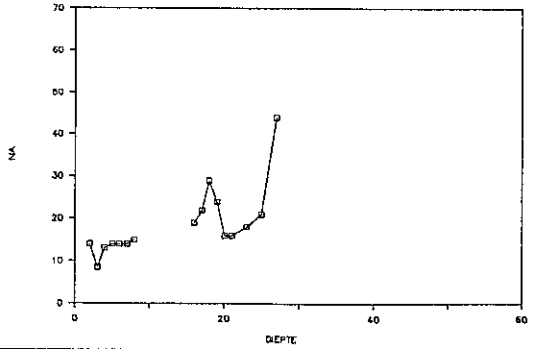

HCO3
DIEPTE

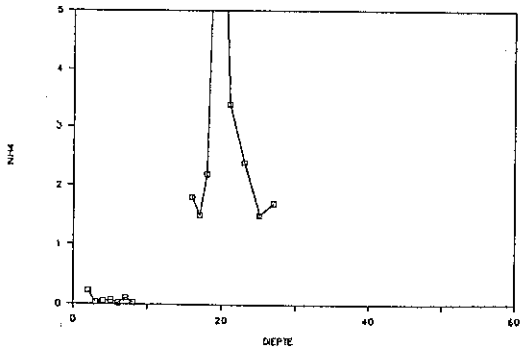

CL
DIEPTE

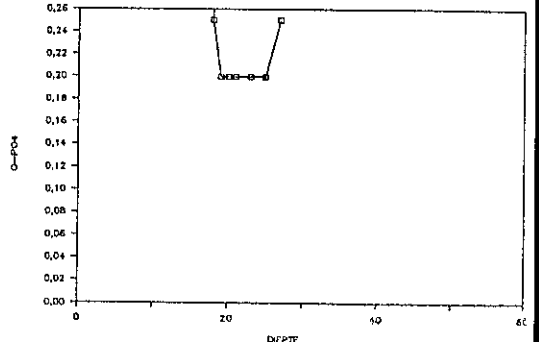

NO3
DIEPTE


K
DIEPTE

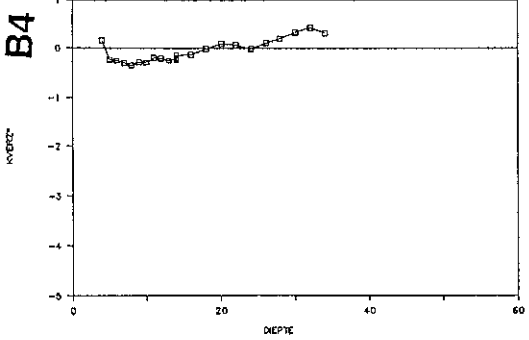

PH
DIEPTE

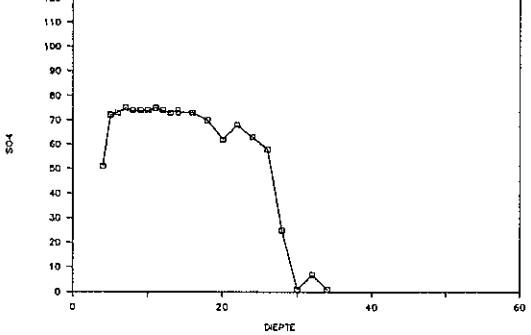

NA
DIEPTE

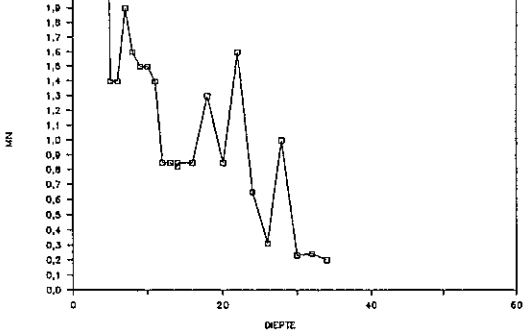

NH4
DIEPTE

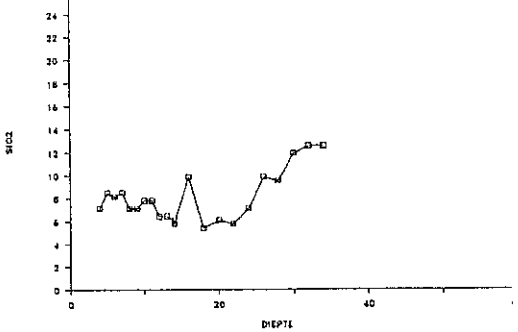

O-PO4
DIEPTE

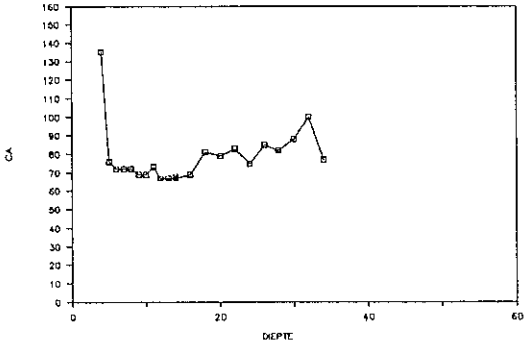
B4

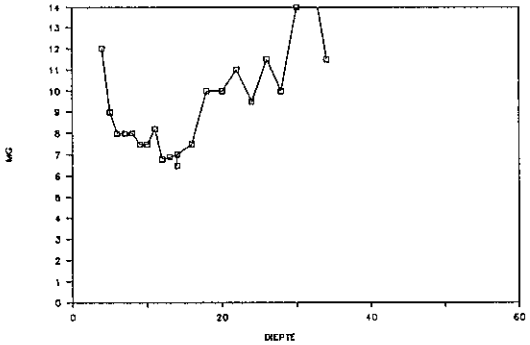

KVERZ*
DIEPTE

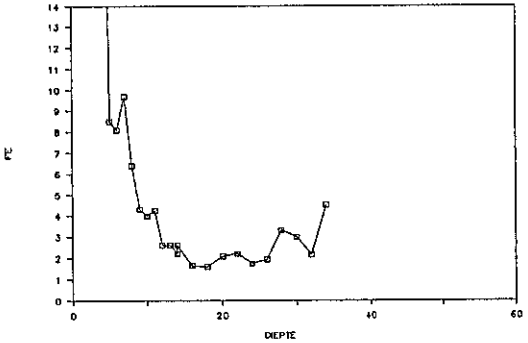

SO4
DIEPTE

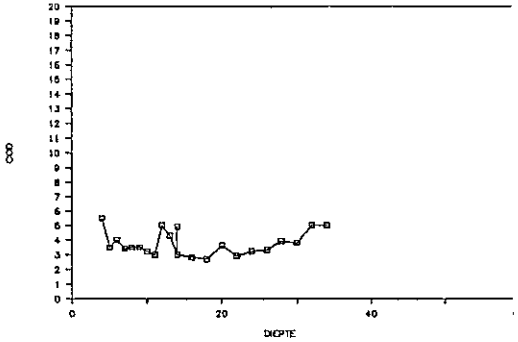

MN
DIEPTE

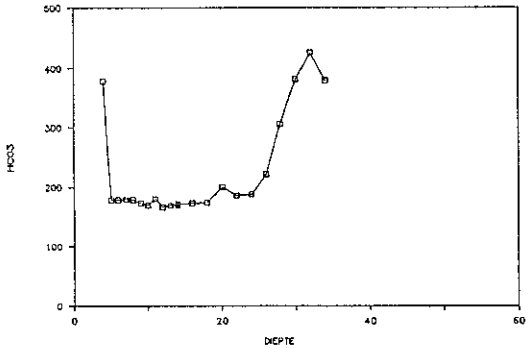

SIO2
DIEPTE

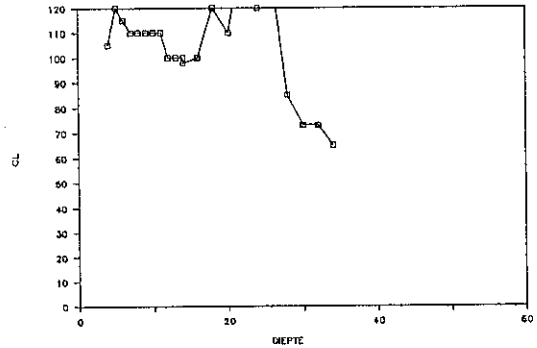

CA
DIEPTE

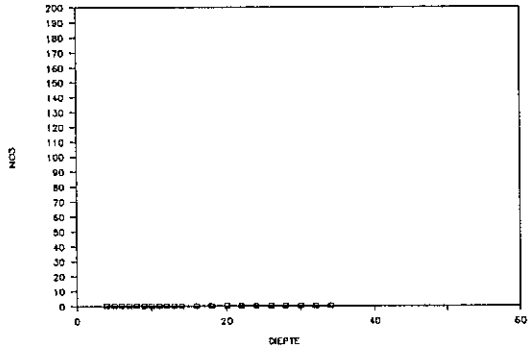

MG
DIEPTE

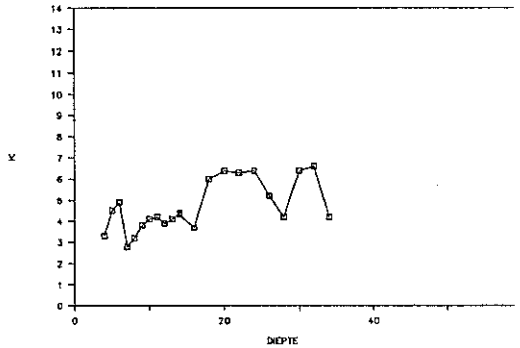

FE
DIEPTE

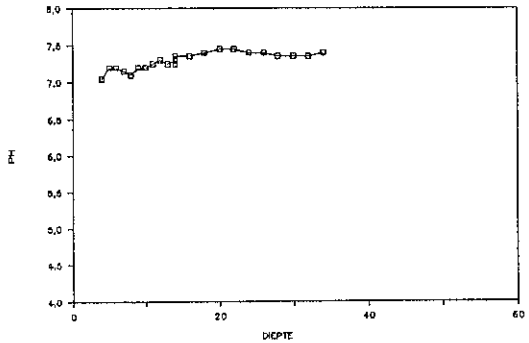

COD
DIEPTE

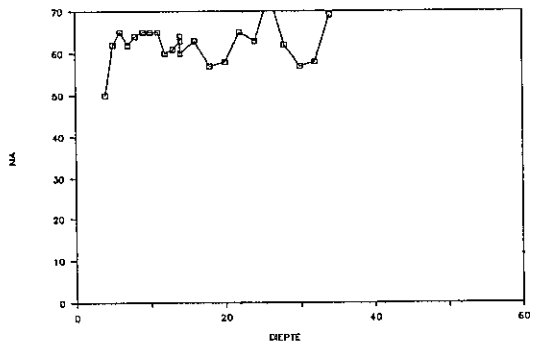

HCO3
DIEPTE

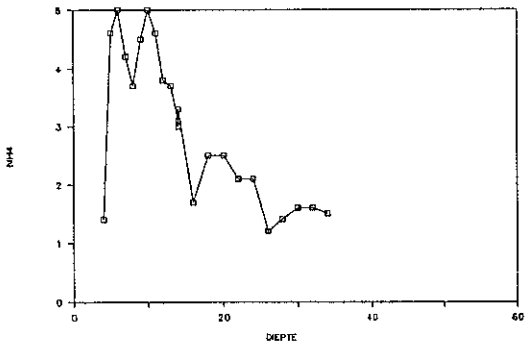

CL
DIEPTE

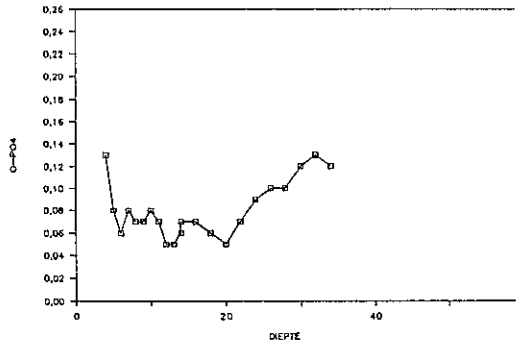

NO3
DIEPTE


K
DIEPTE


PH
DIEPTE

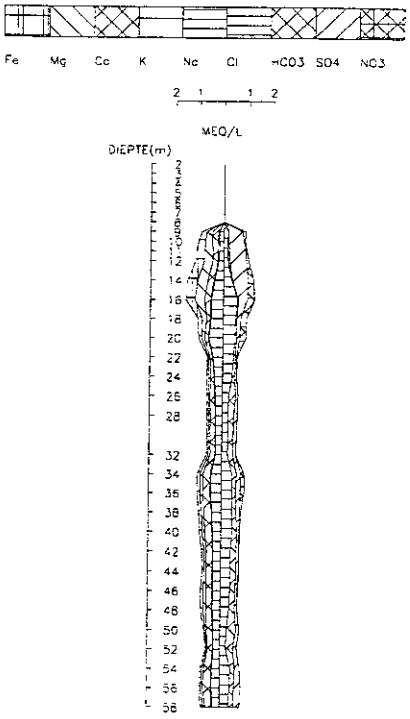

NA
DIEPTE


NH4
DIEPTE

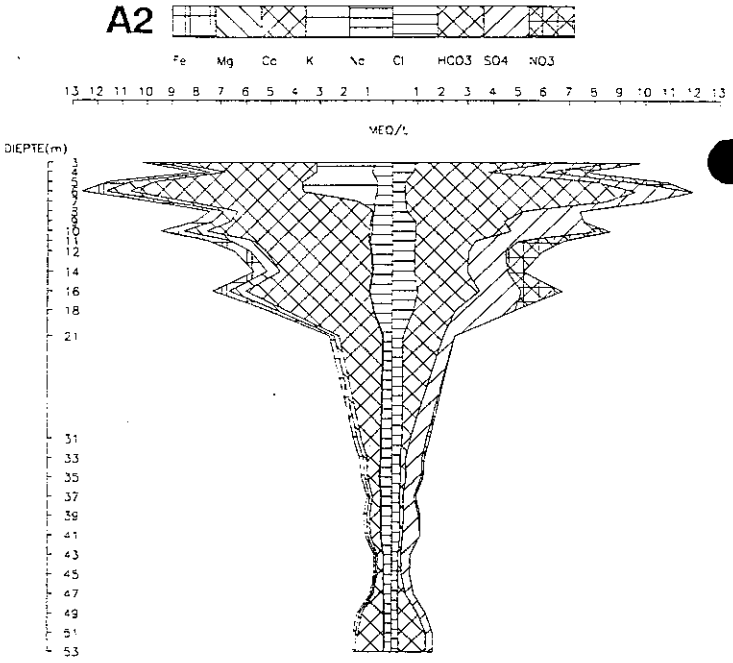

O-PO4
DIEPTE

Bijlage 5: Vasak-diagrammen voor de putten A1 t/m A8, A10, A11 en B1 t/m B4.

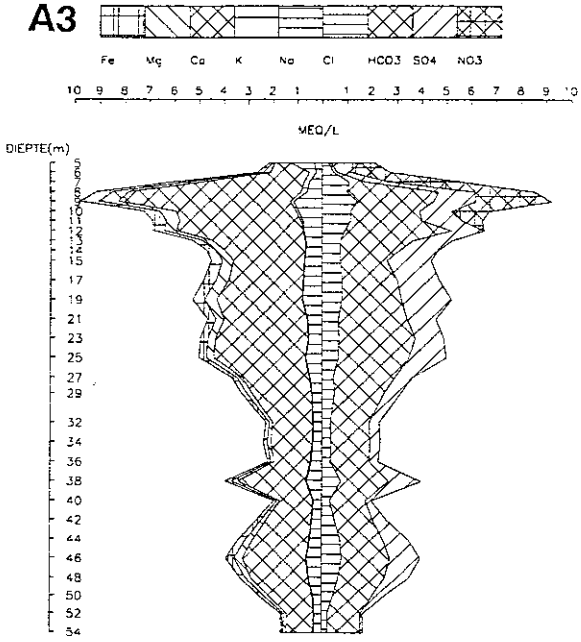
A1



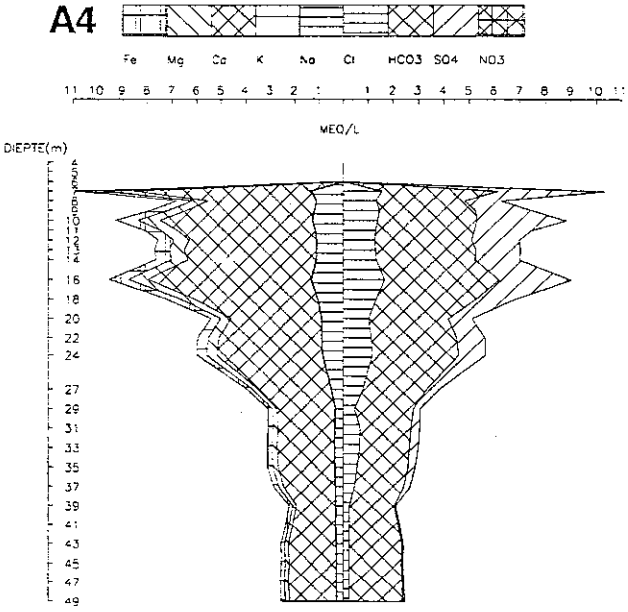
A2



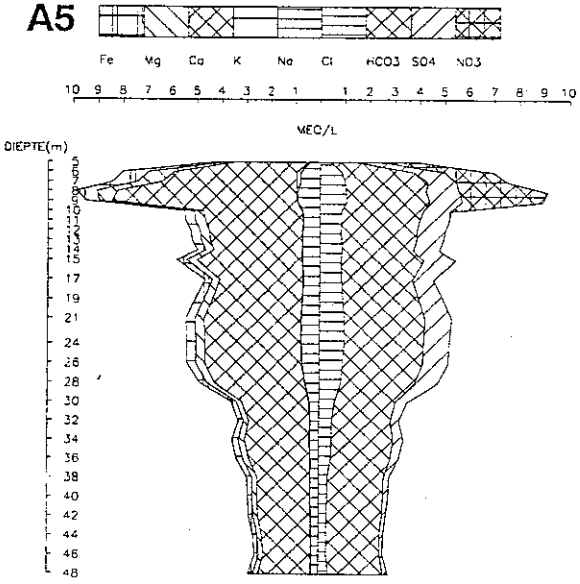
A3



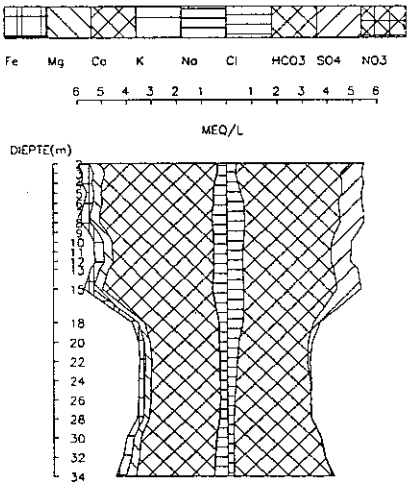
A4



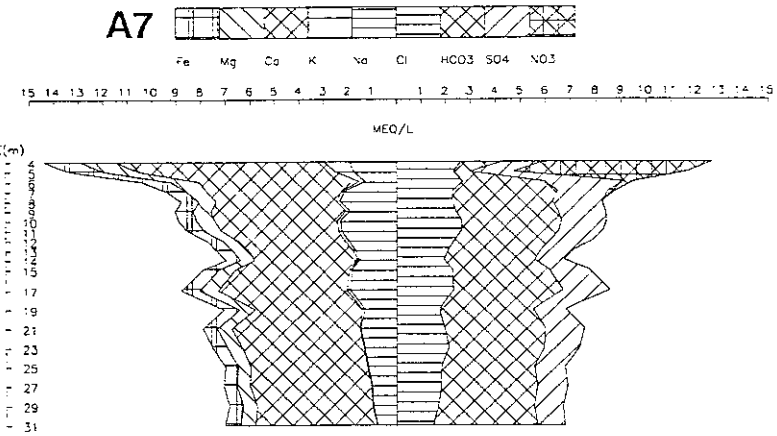
A5



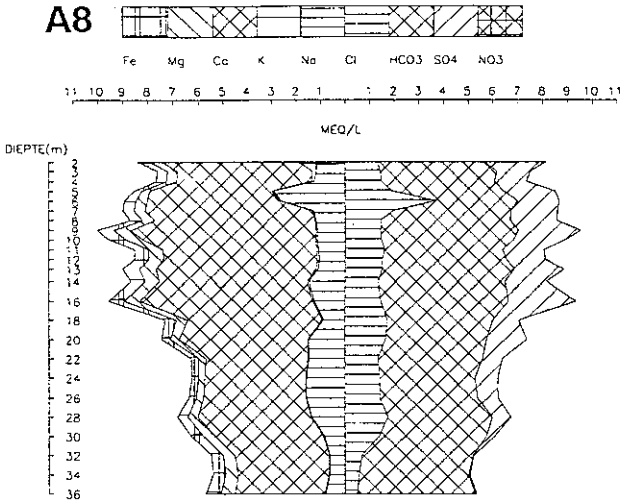
A6



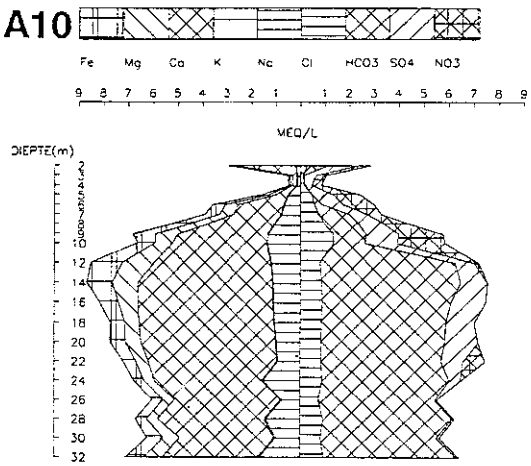
A7



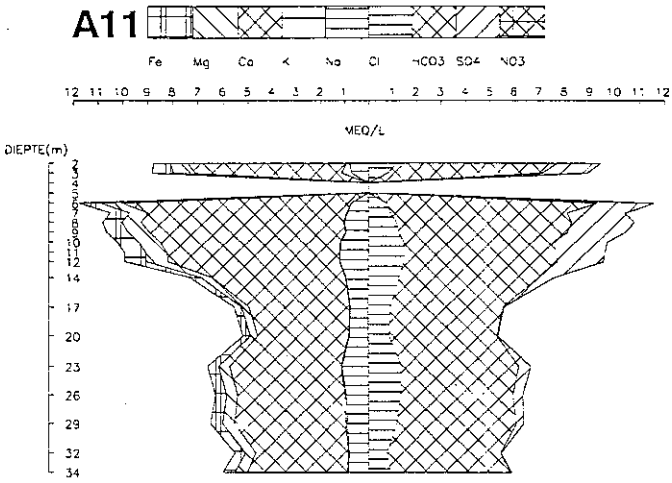
A8



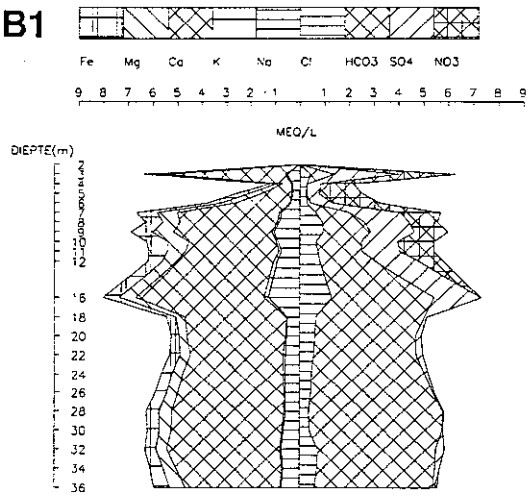
A10



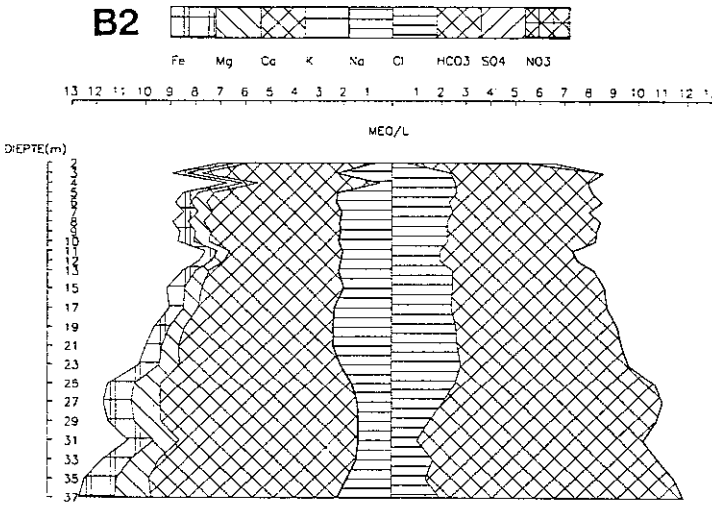
A11



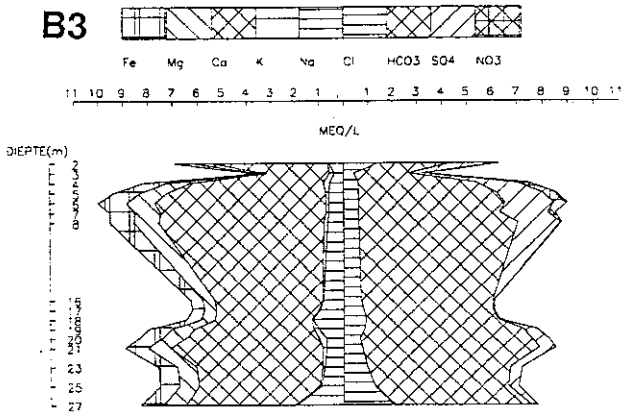
B1



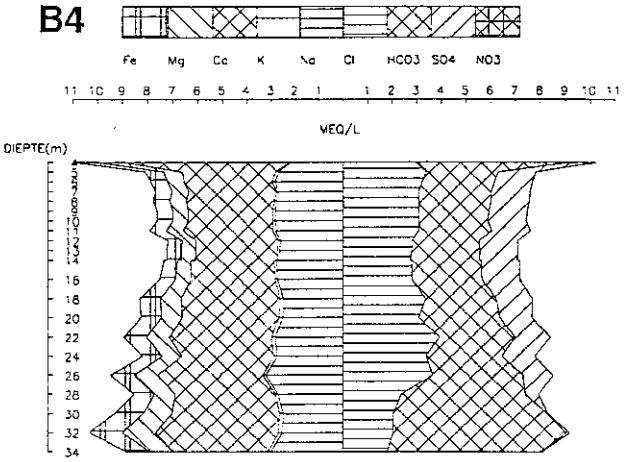
B2



B3



B4



Bijlage 6: overzichtslijst van de analyseresultaten en afgeleide parameters.
(N.B. de nummering van de minifilters is omgekeerd aan die in bijlage 4, rapport OS-88-63)

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	NA mg/l	K mg/l	CA mg/l	MG mg/l	FE mg/l	MN mg/l	NH4 mg/l	CL mg/l	SO4 mg/l	HCO3 mg/l	NO3 mg/l	IONBAL* %
28CM026301	2M	021089												
28CM026302	3M	021089												
28CM026303	4M	021089												
28CM026304	5M	021089												
28CM026305	6M	021089												
28CM026306	7M	021089												
28CM026307	8M	021089												
28CM026308	9M	021089	4.2	2.0	5.0	2.6	0.03	0.56	0.06	6.0	27.0	2.0	7.5	-10.2
28CM026309	10M	021089	4.2	2.2	5.0	3.3	0.04	0.21	0.05	5.0	29.0	3.0	4.0	-5.3
28CM026310	11M	021089	4.2	2.2	4.0	4.2	0.07	0.08	0.06	5.0	31.0	4.0	4.4	-7.6
28CM026311	12M	021089	4.6	2.0	4.0	4.3	0.05	0.09	0.06	6.0	32.0	4.0	5.8	-10.1
28CM026312	14M	021089	8.1	1.6	5.0	5.1	0.03	0.15	0.06	11.0	30.0	3.0	15.0	-6.7
28CM026313	16M	021089	11.0	1.9	5.0	4.6	0.03	0.02	0.07	20.0	17.0	3.0	20.0	-5.3
28CM026314	18M	021089	11.0	1.5	3.0	2.2	0.13	< 0.01	0.05	17.0	7.0	4.0	15.0	-4.4
28CM026315	20M	021089	13.0	1.4	3.0	1.5	0.02	< 0.01	0.06	17.0	6.0	4.0	16.0	-2.7
28CM026316	22M	021089	8.9	0.9	2.0	0.7	0.04	< 0.01	0.06	15.0	3.0	5.0	1.2	-1.2
28CM026317	24M	021089	7.4	0.9	3.0	1.0	0.19	0.02	0.05	13.0	4.0	7.0	0.6	1.1
28CM026318	26M	021089	6.7	0.9	4.0	0.8	8.20	0.11	0.13	9.0	5.0	17.0	< 0.1	16.2
28CM026319	28M	021089	5.9	0.8	4.0	0.9	5.10	0.04	0.11	8.0	7.0	14.0	< 0.1	10.3
28CM026320	32M	021089	5.8	0.7	4.0	1.0	2.60	0.03	0.08	8.0	6.0	13.0	< 0.1	7.0
28CM026321	34M	021089	9.7	1.0	6.0	1.5	0.09	0.03	0.06	15.0	8.0	11.0	8.5	-1.6
28CM026322	36M	021089	9.9	1.0	6.0	1.5	0.14	< 0.01	0.06	15.0	9.0	9.0	9.2	-1.1
28CM026323	38M	021089	8.5	0.9	6.0	1.3	0.11	< 0.01	0.06	15.0	7.0	10.0	3.8	0.8
28CM026324	40M	021089	7.9	0.8	6.0	1.3	0.10	< 0.01	0.06	16.0	5.0	11.0	1.9	0.7
28CM026325	42M	021089	7.2	0.8	5.0	1.2	0.24	0.03	0.06	13.0	5.0	15.0	0.2	-1.8
28CM026326	44M	021089	7.3	0.8	5.0	1.0	0.59	0.13	0.06	14.0	5.0	14.0	1.0	-3.2
28CM026327	46M	021089	7.2	0.8	5.0	1.4	0.22	0.12	0.05	13.0	5.0	13.0	0.8	1.2
28CM026328	48M	021089	7.1	0.8	5.0	1.3	0.13	0.01	0.06	12.0	5.0	14.0	0.5	1.0
28CM026329	50M	021089	6.4	0.8	5.0	0.7	0.67	0.04	0.04	9.0	6.0	24.0	< 0.1	-10.0
28CM026330	52M	021089	6.1	0.8	4.0	0.6	5.50	0.03	0.06	8.0	7.0	17.0	< 0.1	6.1
28CM026331	54M	021089	7.3	0.9	6.0	1.0	0.13	< 0.01	0.05	15.0	9.0	11.0	< 0.1	-4.1
28CM026332	56M	021089	7.4	1.0	7.0	0.8	3.50	0.07	0.06	14.0	13.0	11.0	< 0.1	2.6
28CM026333	58M	021089	7.0	0.8	5.0	1.2	13.40	0.29	0.10	12.0	13.0	12.0	< 0.1	18.3

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	EC mS/m	EC* mS/m	PH (-)	O-PO4 mg/l	SIO2 mg/l	COD mgO/l	WATTYP* (-)	RELCA* %	TIC* mgC/l	CPCO2* m-atm	KVERZ* (-)
28CM026301	2M	021089											
28CM026302	3M	021089											
28CM026303	4M	021089											
28CM026304	5M	021089											
28CM026305	6M	021089											
28CM026306	7M	021089											
28CM026307	8M	021089											
28CM026308	9M	021089	9.0	8.8	4.90	0.04	13.2	1.4	Fa*-CaSO4	59.6	11.86	30.2	-5.44
28CM026309	10M	021089	9.0	8.9	4.95	0.04	12.6	0.9	Fa*-MgSO4+	63.9	15.91	40.3	-5.22
28CM026310	11M	021089	10.0	9.3	5.45	0.04	12.6	0.8	Fa*-MgSO4+	58.6	7.24	17.0	-4.70
28CM026311	12M	021089	13.0	9.9	5.10	0.06	13.1	1.0	Fa*-MgSO4+	54.1	15.22	38.0	-5.05
28CM026312	14M	021089	12.0	12.3	5.15	0.04	13.5	0.9	Fa*-MgSO4+	44.6	10.20	25.3	-5.03
28CM026313	16M	021089	14.0	13.3	5.30	0.05	13.5	1.2	Fa*-MgSO40	30.7	7.40	17.9	-4.88
28CM026314	18M	021089	10.0	9.7	5.60	0.04	14.1	0.7	Fa*-NaCl0	23.8	5.38	12.1	-4.65
28CM026315	20M	021089	10.0	9.7	5.90	0.04	13.2	0.7	Fa*-NaCl0	23.8	3.09	6.1	-4.35
28CM026316	22M	021089	6.0	6.0	5.95	0.07	15.8	0.8	Fa*-NaCl0	19.1	3.57	6.8	-4.37
28CM026317	24M	021089	6.0	6.1	6.00	0.07	18.8	1.0	Fa*-NaCl0	29.0	4.60	8.5	-4.00
28CM026318	26M	021089	6.0	6.1	6.35	0.08	23.5	1.8	Fa*-FeMIC0	44.0	6.82	9.1	-3.17
28CM026319	28M	021089	6.0	5.9	6.20	0.08	20.3	1.4	Fa*-CaMIC0	46.9	6.80	10.6	-3.39
28CM026320	32M	021089	6.0	5.7	6.50	0.08	21.4	1.0	Fa*-CaMICL0	46.9	4.44	5.0	-3.13
28CM026321	34M	021089	10.0	9.4	6.20	0.14	18.0	0.8	Fa*-NaMICL0	41.4	5.33	8.3	-3.33
28CM026322	36M	021089	10.0	9.5	6.30	0.11	21.2	0.6	Fa*-NaMICL0	41.4	3.83	5.4	-3.32
28CM026323	38M	021089	9.0	8.4	6.35	0.14	23.5	0.8	Fa*-CaCl0	41.4	4.01	5.4	-3.22
28CM026324	40M	021089	8.0	8.1	6.45	0.17	21.4	1.0	Fa*-CaCl0	39.9	3.95	4.7	-3.08
28CM026325	42M	021089	8.0	7.2	6.35	0.12	23.5	0.8	Fa*-CaCl0	40.5	6.02	8.1	-3.12
28CM026326	44M	021089	8.0	7.4	6.35	0.09	21.4	0.8	Fa*-CaCl0	38.7	5.62	7.5	-3.15
28CM026327	46M	021089	7.0	7.2	6.30	0.10	23.5	0.7	Fa*-CaCl0	40.5	5.54	7.9	-3.23
28CM026328	48M	021089	7.0	7.0	6.40	0.10	23.5	1.1	Fa*-CaMICL0	42.4	5.31	6.7	-3.10
28CM026329	50M	021089	7.0	6.8	6.30	0.10	23.5	1.0	Fa*-CaHCO30	49.6	10.24	14.5	-2.97
28CM026330	52M	021089	6.0	6.0	6.45	0.08	25.7	0.9	Fa*-CaMIC0	46.9	6.11	7.3	-3.07
28CM026331	54M	021089	9.0	8.1	6.25	0.09	21.4	0.8	Fa*-CaCl0	41.4	4.99	7.4	-3.28
28CM026332	56M	021089	9.0	8.6	6.20	0.08	23.5	0.9	Fa*-CaMICL0	46.9	5.33	8.3	-3.27
28CM026333	58M	021089	9.0	7.6	5.80	0.09	25.7	1.1	Fa*-FeMICL	42.4	11.00	22.7	-3.78

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	NA mg/l	K mg/l	CA mg/l	MG mg/l	FE mg/l	MN mg/l	NH4 mg/l	CL mg/l	SO4 mg/l	HCO3 mg/l	NO3 mg/l	IONBAL* %
28CM026402	3M	101089	16.0	95.0	116.0	7.9	0.41	1.05	1.30	33.0	105.0	332.0	75.0	-0.4
28CM026403	4M	101089	19.0	90.0	74.0	7.6	0.42	0.80	1.60	31.0	110.0	179.0	95.0	-0.3
28CM026404	5M	101089	14.0	120.0	120.0	11.4	0.29	0.79	0.08	18.0	66.0	462.0	90.0	-1.2
28CM026405	6M	101089	14.0	120.0	140.0	11.8	1.90	0.65	0.40	18.0	110.0	555.0	< 0.1	-0.6
28CM026406	7M	101089	17.0	27.0	140.0	9.4	14.80	0.62	0.63	19.0	80.0	480.0	< 0.1	-1.5
28CM026407	8M	101089	17.0	1.7	111.0	6.9	10.90	0.58	0.21	21.0	110.0	278.0	< 0.1	-0.9
28CM026408	9M	101089	19.0	2.8	114.0	8.7	1.60	0.26	0.02	33.0	150.0	215.0	0.2	-1.4
28CM026409	10M	101089	19.0	3.2	133.0	11.6	0.02	0.52	0.06	34.0	160.0	229.0	35.0	-0.5
28CM026410	11M	101089	21.0	2.4	94.0	11.2	0.02	0.20	0.07	33.0	81.0	146.0	110.0	-1.4
28CM026411	12M	101089	19.0	1.3	86.0	7.8	0.02	0.04	0.05	32.0	69.0	132.0	91.0	-1.5
28CM026412	14M	101089	18.0	1.2	76.0	6.5	0.08	0.22	0.06	32.0	75.0	129.0	39.0	-0.5
28CM026413	16M	101089	21.0	1.6	101.0	8.0	0.09	0.80	0.06	37.0	79.0	149.0	100.0	-0.5
28CM026414	18M	101089	17.0	1.1	72.0	4.6	0.45	0.51	0.07	31.0	112.0	102.0	< 0.1	-1.1
28CM026415	21M	101089	7.9	1.9	36.0	2.4	0.96	0.15	0.07	16.0	21.0	99.0	< 0.1	-1.7
28CM026416	31M	101089	10.0	1.0	16.0	2.0	0.05	< 0.01	0.05	15.0	31.0	20.0	8.3	-3.5
28CM026417	33M	101089	9.9	1.0	11.0	1.9	0.01	< 0.01	0.05	12.0	31.0	14.0	6.0	-5.9
28CM026418	35M	101089	11.0	1.1	9.6	1.6	0.12	< 0.01	0.05	13.0	30.0	13.0	5.0	-6.7
28CM026419	37M	101089	9.4	1.0	6.8	1.3	0.08	< 0.01	0.05	11.0	21.0	9.0	4.4	-4.3
28CM026420	39M	101089	9.9	1.1	8.8	1.6	0.07	< 0.01	0.04	12.0	29.0	9.0	4.5	-5.8
28CM026421	41M	101089	10.0	1.1	8.2	1.3	0.67	0.02	0.03	12.0	34.0	6.0	< 0.1	-6.5
28CM026422	43M	101089	7.7	0.9	4.8	0.8	9.90	0.16	0.06	9.0	18.0	8.0	< 0.1	14.8
28CM026423	45M	101089	7.7	0.9	4.8	0.8	21.00	0.46	0.08	9.0	16.0	9.0	< 0.1	32.2
28CM026424	47M	101089	7.4	0.8	8.2	0.8	21.00	0.76	0.05	9.0	16.0	19.0	< 0.1	28.0
28CM026425	49M	101089	6.9	1.0	18.0	1.2	16.30	0.88	0.06	9.0	16.0	49.0	0.2	16.4
28CM026426	51M	101089	6.8	0.9	21.0	1.3	18.70	0.86	0.07	10.0	13.0	67.0	0.3	13.6
28CM026427	53M	101089	6.8	0.9	21.0	1.3	18.70	0.86	0.07	10.0	13.0	67.0	0.3	13.6

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	EC mS/m	EC* mS/m	PH (-)	O-PO4 mg/l	SIO2 mg/l	COD mgO/l	WATTYP* (-)	RELCA* %	TIC* mgC/l	CPCO2* m-atm	KVERZ* (-)
28CM026402	3M	101089	92.0	86.0	6.55	0.14	14.1	37.0	Fb2-CaHCO3+	86.1	104.77	103.5	-0.45
28CM026403	4M	101089	79.0	68.9	6.20	0.16	14.3	18.0	Fb2-CaSO4+	80.9	83.42	126.6	-1.24
28CM026404	5M	101089	96.0	94.4	7.20	0.01	6.2	12.0	Fa2-CaHCO3+	92.2	103.08	32.1	0.35
28CM026405	6M	101089	99.0	99.0	7.40	0.09	12.4	9.2	Fa2-CaHCO3+	93.2	118.27	24.1	0.66
28CM026406	7M	101089	83.0	78.6	7.05	0.12	18.0	6.4	Fa2-CaHCO3+	92.9	112.37	47.1	0.28
28CM026407	8M	101089	62.0	60.8	7.05	0.12	17.1	4.9	Fb2-CaHCO3+	90.3	65.20	27.6	-0.04
28CM026408	9M	101089	65.0	61.1	7.30	0.06	8.6	2.2	Fb2-CaMIC	85.9	46.83	12.0	0.09
28CM026409	10M	101089	74.0	70.1	7.45	0.08	11.3	2.5	Fb2-CaMIC+	87.4	48.41	9.0	0.32
28CM026410	11M	101089	63.0	58.9	7.65	0.11	15.4	1.4	Fb2-CaNO3+	83.4	30.05	3.7	0.22
28CM026411	12M	101089	56.0	52.9	7.80	0.13	16.7	1.4	Fb2-CaMIC	82.6	26.78	2.3	0.30
28CM026412	14M	101089	47.0	48.0	7.90	0.10	14.1	1.3	Fb2-CaMIC0	80.8	25.97	1.8	0.34
28CM026413	16M	101089	63.0	58.9	7.55	0.10	14.1	2.5	Fb2-CaMIC0	82.8	31.06	4.7	0.16
28CM026414	18M	101089	44.0	43.0	7.70	0.12	16.2	1.2	Fb1-CaMIS0	80.4	20.90	2.3	0.01
28CM026415	21M	101089	22.0	22.6	7.80	0.12	13.5	0.7	Fa0-CaHCO30	79.9	20.12	1.8	-0.11
28CM026416	31M	101089	16.0	15.2	6.50	0.21	16.0	0.7	Fa*-CaSO40	65.4	6.78	7.5	-2.40
28CM026417	33M	101089	14.0	13.0	6.15	0.19	17.3	0.5	Fa*-CaSO4	61.9	7.24	11.8	-3.05
28CM026418	35M	101089	13.0	12.7	6.05	0.16	17.7	0.4	Fa*-CaSO4	56.6	7.80	13.8	-3.24
28CM026419	37M	101089	10.0	9.8	6.15	0.21	17.7	0.4	Fa*-CaSO40	52.2	4.67	7.6	-3.43
28CM026420	39M	101089	12.0	11.7	5.90	0.16	18.2	0.4	Fa*-CaSO4	56.5	6.91	13.5	-3.58
28CM026421	41M	101089	12.0	11.5	5.65	0.16	18.8	0.5	Fa*-CaSO4	54.7	7.27	16.0	-4.03
28CM026422	43M	101089	8.0	7.5	5.75	0.12	19.5	0.6	Fa*-FeMIS0	48.5	8.05	17.0	-4.02
28CM026423	45M	101089	8.0	7.2	5.75	0.11	18.4	0.6	Fa*-FeMIS	48.5	9.02	19.1	-3.98
28CM026424	47M	101089	10.0	8.5	6.35	0.10	17.3	0.5	Fa*-FeMIS	61.7	7.57	10.1	-2.84
28CM026425	49M	101089	14.0	12.8	6.85	0.10	15.2	0.4	Fa*-CaHCO3	78.0	12.74	8.2	-1.62
28CM026426	51M	101089	16.0	14.3	6.80	0.10	16.9	0.4	Fa0-CaHCO3	78.8	17.93	12.5	-1.48
28CM026427	53M	101089	16.0	14.3	6.80	0.10	16.9	0.4	Fa0-CaHCO3	78.8	17.93	12.5	-1.48

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	NA mg/l	K mg/l	CA mg/l	MG mg/l	FE mg/l	MN mg/l	NH4 mg/l	CL mg/l	SO4 mg/l	HCO3 mg/l	NO3 mg/l	IONBAL* %
28CM026501	5M	241089	7.6	37.0	13.0	1.5	0.24	0.47	0.03	9.0	42.0	6.0	55.0	-0.9
28CM026502	6M	241089	5.6	11.0	32.0	3.4	0.50	0.34	0.04	16.0	25.0	9.0	100.0	-5.8
28CM026503	7M	241089	12.0	8.4	83.0	7.5	0.21	0.58	0.05	38.0	48.0	40.0	180.0	-0.9
28CM026504	8M	241089	14.0	9.9	140.0	7.8	0.15	0.01	0.05	35.0	71.0	224.0	150.0	-0.3
28CM026505	9M	241089	27.0	5.4	140.0	9.4	0.04	0.01	0.05	50.0	81.0	187.0	190.0	-0.8
28CM026506	10M	241089	22.0	4.2	98.0	7.9	0.04	0.02	0.03	40.0	62.0	169.0	95.0	-0.9
28CM026507	11M	241089	18.0	3.0	99.0	6.7	0.04	0.01	0.03	40.0	78.0	175.0	50.0	-0.6
28CM026508	12M	241089	17.0	1.7	104.0	5.6	0.11	0.56	0.07	32.0	64.0	262.0	< 0.1	-0.5
28CM026509	13M	241089	15.0	1.1	76.0	5.0	8.00	0.53	0.17	26.0	76.0	178.0	< 0.1	-0.3
28CM026510	14M	241089	15.0	1.2	66.0	4.5	9.30	0.58	0.14	25.0	75.0	146.0	< 0.1	0.5
28CM026511	15M	241089	16.0	1.3	58.0	5.5	11.60	0.66	0.16	26.0	85.0	114.0	< 0.1	1.7
28CM026512	17M	241089	17.0	1.3	61.0	6.2	10.20	0.53	0.17	28.0	81.0	136.0	< 0.1	0.1
28CM026513	19M	241089	18.0	1.3	70.0	6.0	9.50	0.51	0.14	28.0	97.0	146.0	< 0.1	-0.3
28CM026514	21M	241089	13.0	1.1	68.0	4.1	4.10	0.22	0.09	23.0	55.0	169.0	< 0.1	-0.9
28CM026515	23M	241089	12.0	1.0	76.0	3.8	2.55	0.11	0.08	24.0	55.0	187.0	< 0.1	-1.4
28CM026516	25M	241089	15.0	1.1	75.0	3.7	2.40	0.11	0.07	23.0	72.0	173.0	< 0.1	-1.7
28CM026517	27M	241089	11.0	0.9	55.0	2.7	1.85	0.08	0.07	16.0	33.0	151.0	< 0.1	-1.0
28CM026518	29M	241089	8.9	0.9	49.0	2.5	2.95	0.11	0.06	18.0	32.0	121.0	< 0.1	0.2
28CM026519	32M	241089	7.8	0.9	33.0	1.7	5.70	0.23	0.05	12.0	19.0	95.0	< 0.1	1.5
28CM026520	34M	241089	8.3	1.0	34.0	1.8	6.80	0.29	0.06	13.0	20.0	95.0	< 0.1	3.0
28CM026521	36M	241089	9.9	1.0	30.0	1.6	7.30	0.31	0.16	12.0	17.0	96.0	< 0.1	2.1
28CM026522	38M	241089	14.0	1.4	56.0	3.2	17.80	0.70	0.13	27.0	62.0	117.0	< 0.1	4.8
28CM026523	40M	241089	7.6	1.0	27.0	1.6	8.80	0.53	0.04	11.0	11.0	87.0	< 0.1	5.0
28CM026524	42M	241089	9.1	1.2	37.0	2.4	13.20	0.51	0.07	18.0	27.0	94.0	< 0.1	6.3
28CM026525	44M	241089	11.0	1.3	46.0	3.5	18.40	0.66	0.12	26.0	49.0	105.0	< 0.1	4.2
28CM026526	46M	241089	14.0	1.4	52.0	4.1	20.70	0.73	0.13	28.0	58.0	119.0	< 0.1	4.8
28CM026527	48M	241089	12.0	1.3	47.0	2.7	17.40	0.06	0.13	23.0	46.0	114.0	< 0.1	3.8
28CM026528	50M	241089	7.9	1.1	36.0	2.4	10.50	0.37	0.09	16.0	24.0	96.0	< 0.1	4.4
28CM026529	52M	241089	6.6	0.9	22.0	1.6	7.20	0.28	0.04	8.0	4.0	81.0	< 0.1	5.0
28CM026530	54M	241089	7.1	1.1	22.0	1.6	9.10	0.32	0.06	8.0	5.0	81.0	< 0.1	7.0

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	EC mS/m	EC* mS/m	PH (-)	O-PO4 mg/l	SIO2 mg/l	COD mgO/l	WATTYP* (-)	RELCA* %	TIC* mgC/l	CPCO2* m-atm	KVERZ* (-)
28CM026501	5M	241089	24.0	23.4	4.95	0.04	15.6	4.5	Fa*-KNO3+	71.9	31.30	79.2	-4.55
28CM026502	6M	241089	29.0	27.7	5.45	0.05	16.7	3.9	Fa0-CaNO3	78.0	15.95	37.3	-3.51
28CM026503	7M	241089	59.0	54.5	5.90	0.06	19.0	3.9	Fb2-CaNO30	79.4	29.60	57.1	-2.08
28CM026504	8M	241089	77.0	72.3	7.40	0.11	12.8	2.3	Fb2-CaMIC0	87.6	47.79	9.9	0.31
28CM026505	9M	241089	84.0	78.8	7.65	0.09	18.2	1.5	Fc2-CaNO30	83.2	38.46	4.6	0.47
28CM026506	10M	241089	63.0	58.6	7.75	0.07	15.8	1.4	Fb2-CaMIC0	81.3	34.44	3.4	0.41
28CM026507	11M	241089	58.0	58.0	7.70	0.04	12.6	1.1	Fb2-CaMIC0	81.4	35.83	3.9	0.38
28CM026508	12M	241089	56.0	55.8	7.45	0.03	8.6	0.8	Fb2-CaHCO30	85.2	55.45	10.4	0.33
28CM026509	13M	241089	46.0	45.1	7.10	0.03	11.3	1.1	Fb2-CaHCO30	83.8	41.11	16.0	-0.30
28CM026510	14M	241089	41.0	38.9	7.05	0.04	14.1	1.2	Fb1-CaHCO30	82.4	34.35	14.8	-0.49
28CM026511	15M	241089	40.0	37.4	6.70	0.03	12.4	1.2	Fb1-CaMIC0	79.8	32.30	26.0	-1.00
28CM026512	17M	241089	42.0	39.3	6.75	0.04	12.0	1.2	Fb1-CaMIC0	79.4	37.24	27.5	-0.85
28CM026513	19M	241089	47.0	43.1	6.85	0.04	13.2	1.1	Fb1-CaMIC0	81.6	37.62	23.4	-0.68
28CM026514	21M	241089	41.0	39.7	7.15	0.04	13.7	1.1	Fb1-CaHCO30	83.9	38.43	13.7	-0.31
28CM026515	23M	241089	43.0	42.3	7.35	0.04	14.5	1.0	Fb2-CaHCO30	84.9	40.37	9.5	-0.02
28CM026516	25M	241089	43.0	43.5	7.40	0.04	12.8	0.9	Fb2-CaHCO30	85.2	36.98	7.8	-0.02
28CM026517	27M	241089	32.0	31.6	7.45	0.05	13.2	0.8	Fa1-CaHCO30	85.9	32.02	6.2	-0.12
28CM026518	29M	241089	29.0	28.4	6.90	0.05	16.2	0.8	Fa1-CaHCO30	82.8	30.51	17.6	-0.80
28CM026519	32M	241089	21.0	20.0	6.70	0.05	15.4	0.7	Fa0-CaHCO30	82.9	27.12	22.2	-1.24
28CM026520	34M	241089	23.0	20.9	6.60	0.05	17.5	0.6	Fa0-CaHCO30	82.2	29.30	27.9	-1.33
28CM026521	36M	241089	21.0	19.4	6.60	0.04	16.2	0.7	Fa0-CaHCO30	81.6	29.63	28.2	-1.38
28CM026522	38M	241089	38.0	35.4	6.55	0.05	15.8	1.1	Fb1-CaMIC0	78.6	37.38	37.8	-1.14
28CM026523	40M	241089	19.0	16.8	6.55	0.04	16.2	0.8	Fa0-CaHCO30	81.3	28.07	28.8	-1.50
28CM026524	42M	241089	24.0	23.5	6.55	0.05	17.5	0.8	Fa1-CaHCO30	78.4	30.21	30.8	-1.36
28CM026525	44M	241089	30.0	30.5	6.50	0.05	18.6	0.7	Fb1-CaMIC0	75.8	35.20	38.2	-1.30
28CM026526	46M	241089	37.0	34.6	6.50	0.05	15.8	1.3	Fb1-CaMIC0	76.7	39.81	43.1	-1.21
28CM026527	48M	241089	33.0	30.3	6.50	0.05	17.1	1.0	Fb1-CaHCO30	78.3	38.23	41.5	-1.25
28CM026528	50M	241089	24.0	22.5	6.60	0.06	15.4	0.8	Fa0-CaHCO30	79.9	29.57	28.1	-1.31
28CM026529	52M	241089	15.0	13.7	6.65	0.06	18.6	0.6	Fa0-CaHCO30	82.9	24.08	21.4	-1.51
28CM026530	54M	241089	17.0	13.9	6.65	0.06	18.8	0.6	Fa0-CaHCO30	82.9	24.07	21.4	-1.51

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	NA mg/l	K mg/l	CA mg/l	MG mg/l	FE mg/l	MN mg/l	NH4 mg/l	CL mg/l	SO4 mg/l	HCO3 mg/l	NO3 mg/l	IONBAL* %
27HM010601	4M	260989												
27HM010602	5M	260989												
27HM010603	6M	260989												
27HM010604	7M	260989	30.0	2.2	145.0	14.3	9.20	0.44	0.35	55.0	200.0	281.0	0.1	-0.9
27HM010605	8M	260989	25.0	0.8	89.0	7.6	4.50	0.26	0.22	47.0	69.0	215.0	0.1	0.6
27HM010606	9M	260989	27.0	0.9	105.0	8.8	6.20	0.31	0.24	52.0	108.0	233.0	< 0.1	-0.9
27HM010607	10M	260989	29.0	1.1	124.0	10.9	7.90	0.36	0.22	49.0	168.0	241.0	0.1	-0.9
27HM010608	11M	260989	26.0	0.9	113.0	8.0	4.80	0.27	0.21	46.0	107.0	240.0	< 0.1	1.2
27HM010609	12M	260989	25.0	0.9	104.0	7.6	3.90	0.24	0.18	45.0	90.0	235.0	< 0.1	0.6
27HM010610	13M	260989	25.0	1.0	108.0	7.3	3.70	0.25	0.20	46.0	84.0	244.0	< 0.1	1.5
27HM010611	14M	260989	25.0	1.0	105.0	7.8	3.90	0.25	0.17	47.0	84.0	240.0	0.1	1.0
27HM010612	16M	260989	30.0	1.1	133.0	9.6	4.80	0.31	0.18	59.0	135.0	278.0	< 0.1	-0.4
27HM010613	18M	260989	24.0	0.9	101.0	7.0	3.20	0.24	0.16	47.0	74.0	242.0	< 0.1	-0.1
27HM010614	20M	260989	20.0	0.8	74.0	5.1	2.50	0.18	0.13	36.0	45.0	194.0	< 0.1	-0.3
27HM010615	22M	260989	20.0	0.8	84.0	5.3	3.00	0.20	0.13	40.0	54.0	208.0	< 0.1	-0.2
27HM010616	24M	260989	19.0	0.8	87.0	4.8	2.80	0.22	0.12	41.0	51.0	210.0	0.1	0.3
27HM010617	27M	260989	11.0	0.7	60.0	2.8	2.60	0.19	0.18	28.0	24.0	155.0	< 0.1	0.0
27HM010618	29M	260989	7.1	0.7	48.0	2.2	3.10	0.17	0.24	16.0	12.0	144.0	< 0.1	-0.5
27HM010619	31M	260989	7.8	0.8	46.0	2.5	4.90	0.23	0.13	24.0	17.0	124.0	< 0.1	-0.2
27HM010620	33M	260989	7.8	0.8	47.0	2.5	5.50	0.24	0.19	23.0	17.0	122.0	< 0.0	2.0
27HM010621	35M	260989	7.5	0.8	46.0	2.8	4.90	0.22	0.09	20.0	14.0	124.0	0.1	2.9
27HM010622	37M	260989	7.2	0.8	42.0	2.6	5.20	0.22	0.13	16.0	12.0	121.0	< 0.1	2.9
27HM010623	39M	260989	6.6	0.8	32.0	1.8	4.80	0.19	0.10	9.0	3.0	110.0	0.1	2.7
27HM010624	41M	260989	6.8	0.7	35.0	1.7	3.50	0.14	0.08	9.0	3.0	120.0	< 0.1	1.1
27HM010625	43M	260989	6.1	0.6	39.0	1.8	2.60	0.11	0.08	9.0	3.0	129.0	< 0.1	0.9
27HM010626	45M	260989	6.0	0.7	38.5	2.0	2.90	0.13	0.09	9.0	3.0	128.0	< 0.1	1.3
27HM010627	47M	260989	6.1	0.7	39.0	2.0	3.10	0.17	0.08	9.0	3.0	130.0	< 0.1	1.3
27HM010628	49M	260989	5.8	0.6	38.0	2.2	3.40	0.16	0.07	9.0	4.0	131.0	< 0.1	-0.2

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	EC mS/m	EC* mS/m	PH (-)	O-PO4 mg/l	SIO2 mg/l	COD mgO/l	WATTYP* (-)	RELCA* %	TIC* mgC/l	CPCO2* m-atm	KVERZ* (-)
27HM010601	4M	260989											
27HM010602	5M	260989											
27HM010603	6M	260989											
27HM010604	7M	260989	87.0	80.8	7.40	0.04	8.8	3.6	Fc3-CaMIC+	82.3	59.88	12.2	0.37
27HM010605	8M	260989	56.0	54.9	7.30	0.06	14.1	2.7	Fc2-CaHCO30	77.0	46.88	12.1	0.03
27HM010606	9M	260989	65.0	64.3	7.30	0.06	13.1	3.2	Fc2-CaHCO30	78.1	50.76	13.0	0.11
27HM010607	10M	260989	75.0	70.3	7.00	0.06	13.5	3.6	Fc2-CaMIC	81.7	57.55	26.6	-0.14
27HM010608	11M	260989	65.0	64.8	7.30	0.06	14.3	2.8	Fc2-CaHCO30	81.3	52.28	13.4	0.15
27HM010609	12M	260989	60.0	60.8	7.40	0.06	11.6	2.8	Fc2-CaHCO30	80.3	50.17	10.5	0.22
27HM010610	13M	260989	62.0	61.5	7.60	0.06	12.8	3.0	Fc2-CaHCO30	80.6	50.52	6.8	0.45
27HM010611	14M	260989	62.0	61.0	7.40	0.07	13.9	2.8	Fc2-CaHCO30	79.8	51.23	10.7	0.23
27HM010612	16M	260989	75.0	76.4	7.45	0.07	15.4	3.9	Fc2-CaHCO30	80.0	58.77	10.9	0.41
27HM010613	18M	260989	59.0	59.0	7.55	0.07	13.2	2.5	Fc2-CaHCO30	79.2	50.44	7.6	0.37
27HM010614	20M	260989	45.0	44.9	7.55	0.07	11.1	1.6	Fb2-CaHCO30	78.4	40.47	6.2	0.18
27HM010615	22M	260989	50.0	49.4	7.55	0.06	10.7	1.8	Fb2-CaHCO30	78.8	43.38	6.6	0.25
27HM010616	24M	260989	50.0	49.7	7.55	0.06	12.8	1.8	Fc2-CaHCO30	79.0	43.79	6.7	0.27
27HM010617	27M	260989	35.0	33.9	7.55	0.06	13.7	1.2	Fb1-CaHCO30	79.1	32.36	5.0	0.02
27HM010618	29M	260989	28.0	26.2	7.45	0.07	14.5	1.1	Fa1-CaHCO30	84.1	30.55	5.9	-0.18
27HM010619	31M	260989	28.0	27.0	7.20	0.06	12.2	0.9	Fb1-CaHCO30	77.2	27.83	9.1	-0.51
27HM010620	33M	260989	28.0	26.9	7.15	0.06	11.1	1.0	Fb1-CaHCO30	78.3	27.80	10.0	-0.56
27HM010621	35M	260989	27.0	25.8	7.20	0.06	12.2	0.9	Fa1-CaHCO30	80.3	27.84	9.1	-0.51
27HM010622	37M	260989	25.0	23.7	7.10	0.06	14.5	0.9	Fa1-CaHCO30	82.3	28.05	11.2	-0.65
27HM010623	39M	260989	19.0	18.0	7.10	0.08	13.5	0.8	Fa0-CaHCO30	86.3	25.53	10.2	-0.79
27HM010624	41M	260989	20.0	19.3	7.20	0.08	14.1	0.7	Fa0-CaHCO30	87.3	26.97	8.9	-0.61
27HM010625	43M	260989	22.0	20.7	7.30	0.08	14.5	0.8	Fa1-CaHCO30	88.5	28.23	7.6	-0.44
27HM010626	45M	260989	22.0	20.5	7.45	0.08	14.3	0.9	Fa1-CaHCO30	88.3	27.17	5.3	-0.30
27HM010627	47M	260989	22.0	20.8	7.25	0.08	12.8	1.0	Fa1-CaHCO30	88.5	28.81	8.5	-0.49
27HM010628	49M	260989	21.0	20.7	7.35	0.08	14.3	1.0	Fa1-CaHCO30	88.2	28.35	6.8	-0.40

DGV-TNO

** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS **

Pagina: 1

24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	NA mg/l	K mg/l	CA mg/l	MG mg/l	FE mg/l	MN mg/l	NH4 mg/l	CL mg/l	SO4 mg/l	HCO3 mg/l	NO3 mg/l	IONBAL* %
27HM010701	5M	100489	10.0	2.4	60.0	5.5	0.14	0.02	0.03	15.0	51.0	66.0	90.0	-0.9
27HM010702	6M	100489	18.0	7.0	100.0	12.5	0.18	0.01	0.01	31.0	61.0	176.0	120.0	0.2
27HM010703	7M	100489	18.0	6.3	110.0	12.0	0.02	0.09	0.04	35.0	55.0	203.0	130.0	-0.9
27HM010704	8M	100489	21.0	2.7	145.0	10.0	0.01	0.69	0.04	37.0	64.0	195.0	220.0	-0.3
27HM010705	9M	100489	21.0	1.6	150.0	6.5	0.01	0.52	0.07	38.0	63.0	203.0	200.0	0.3
27HM010706	10M	100489	16.0	0.7	81.0	4.5	1.80	0.15	0.18	30.0	52.0	200.0	2.2	-0.3
27HM010707	11M	100489	15.0	0.7	80.0	5.0	2.10	0.13	0.11	30.0	58.0	191.0	0.1	-0.2
27HM010708	12M	100489	16.0	0.7	76.0	4.5	2.35	0.15	0.13	30.0	55.0	185.0	0.1	-0.5
27HM010709	13M	100489	16.0	0.7	75.0	4.5	1.95	0.15	0.12	31.0	52.0	183.0	< 0.1	-0.5
27HM010710	14M	100489	16.0	0.7	72.0	4.0	2.10	0.14	0.11	32.0	50.0	173.0	< 0.1	-0.6
27HM010711	15M	100489	16.0	0.7	86.0	5.0	2.60	0.19	0.11	30.0	62.0	202.0	< 0.1	0.7
27HM010712	17M	100489	15.0	0.7	68.0	3.7	2.70	0.18	0.12	31.0	41.0	173.0	0.1	-1.0
27HM010713	19M	100489	16.0	0.7	73.0	4.3	2.55	0.18	0.12	33.0	47.0	186.0	< 0.1	-1.5
27HM010714	21M	100489	17.0	0.8	79.0	4.5	2.80	0.20	0.11	35.0	52.0	198.0	< 0.1	-1.2
27HM010715	24M	100489	17.0	0.8	78.0	4.5	2.70	0.20	0.11	35.0	50.0	194.0	0.1	-0.7
27HM010716	26M	100489	16.0	0.8	79.0	4.5	2.50	0.18	0.08	33.0	50.0	195.0	< 0.1	-0.4
27HM010717	28M	100489	13.0	0.8	74.0	3.7	2.25	0.19	0.09	30.0	44.0	181.0	< 0.0	-0.6
27HM010718	30M	100489	9.3	0.6	55.0	2.5	1.65	0.14	0.06	22.0	22.0	149.0	< 0.0	-1.2
27HM010719	32M	100489	8.0	0.6	50.0	2.5	1.50	0.13	0.07	18.0	16.0	144.0	0.1	-1.2
27HM010720	34M	100489	8.7	0.6	53.0	3.0	1.50	0.14	0.06	18.0	19.0	151.0	< 0.1	-0.5
27HM010721	36M	100489	7.8	0.6	50.0	3.0	1.65	0.16	0.05	17.0	16.0	145.0	0.1	-0.4
27HM010722	38M	100489	7.9	0.6	43.0	2.6	1.30	0.12	0.07	12.0	10.0	138.0	0.1	-0.7
27HM010723	40M	100489	8.0	0.6	43.0	2.3	1.35	0.13	0.05	12.0	10.0	137.0	0.1	-0.7
27HM010724	42M	100489	7.2	0.6	43.0	2.3	1.50	0.12	0.06	11.0	7.0	136.0	0.1	0.7
27HM010725	44M	100489	6.8	0.6	40.0	2.2	1.80	0.13	0.07	11.0	7.0	130.0	0.4	-0.6
27HM010726	46M	100489	6.6	0.6	39.0	2.2	1.95	0.13	0.07	11.0	6.0	131.0	0.1	-1.5
27HM010727	48M	100489	6.7	0.6	43.0	2.5	2.10	0.13	0.07	14.0	10.0	135.0	0.2	-1.4

DGV-TNO

** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS **

Pagina: 1

24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	EC mS/m	EC* mS/m	PH (-)	O-PO4 mg/l	SIO2 mg/l	COD mgO/l	WATTYP* (-)	RELCA* %	TIC* mgC/l	CPCO2* m-atm	KVERZ* (-)
27HM010701	5M	100489	40.0	38.9	7.60	0.22	9.2	1.3	Fa1-CaNO3+	87.6	13.68	1.9	-0.31
27HM010702	6M	100489	65.0	60.7	7.85	0.16	14.5	2.1	Fb2-CaMIC+	85.1	35.55	2.8	0.53
27HM010703	7M	100489	69.0	64.5	7.80	0.10	11.7	2.2	Fb2-CaMIC+	84.8	41.17	3.6	0.58
27HM010704	8M	100489	85.0	78.0	7.65	0.06	8.1	2.2	Fb3-CaNO3	87.4	40.11	4.8	0.51
27HM010705	9M	100489	84.0	76.7	7.65	0.07	4.5	2.8	Fb3-CaNO30	87.5	41.76	5.0	0.54
27HM010706	10M	100489	47.0	45.8	7.70	0.05	5.8	2.2	Fb2-CaHCO30	82.7	40.97	4.5	0.37
27HM010707	11M	100489	47.0	45.5	7.60	0.12	10.1	3.5	Fb2-CaHCO30	82.5	39.58	5.4	0.25
27HM010708	12M	100489	46.0	44.0	7.65	0.08	11.3	2.7	Fb2-CaHCO30	81.8	38.11	4.7	0.27
27HM010709	13M	100489	45.0	43.6	7.55	0.08	11.1	2.5	Fb2-CaHCO30	81.1	38.18	5.9	0.16
27HM010710	14M	100489	44.0	42.2	7.60	0.09	11.6	2.9	Fb1-CaHCO30	79.9	35.85	4.9	0.17
27HM010711	15M	100489	49.0	47.9	7.60	0.12	12.4	3.8	Fb2-CaHCO30	83.5	41.85	5.7	0.30
27HM010712	17M	100489	42.0	40.0	7.60	0.09	13.7	2.2	Fb1-CaHCO30	79.5	35.86	5.0	0.15
27HM010713	19M	100489	44.0	43.0	7.60	0.15	12.4	2.8	Fb1-CaHCO30	79.6	38.55	5.3	0.21
27HM010714	21M	100489	47.0	46.0	7.60	0.10	10.3	3.1	Fb2-CaHCO30	80.0	41.03	5.6	0.26
27HM010715	24M	100489	46.0	45.4	7.65	0.08	10.3	3.6	Fb2-CaHCO30	79.8	39.96	4.9	0.30
27HM010716	26M	100489	46.0	45.2	7.60	0.08	10.5	2.2	Fb2-CaHCO30	80.9	40.41	5.5	0.26
27HM010717	28M	100489	43.0	41.5	7.65	0.14	9.4	3.0	Fb1-CaHCO30	81.4	37.29	4.6	0.25
27HM010718	30M	100489	32.0	30.8	7.65	0.08	12.2	2.0	Fb1-CaHCO30	81.6	30.72	3.8	0.08
27HM010719	32M	100489	29.0	27.8	7.70	0.12	10.7	1.8	Fa1-CaHCO30	83.1	29.53	3.3	0.08
27HM010720	34M	100489	31.0	29.5	7.75	0.07	11.7	2.8	Fa1-CaHCO30	83.9	30.81	3.1	0.17
27HM010721	36M	100489	28.0	27.8	7.75	0.08	11.7	1.8	Fa1-CaHCO30	83.9	29.59	3.0	0.13
27HM010722	38M	100489	26.0	24.1	7.90	0.09	11.3	1.8	Fa1-CaHCO30	86.4	27.81	2.0	0.20
27HM010723	40M	100489	26.0	24.0	7.70	0.10	11.6	1.8	Fa1-CaHCO30	86.4	28.10	3.2	0.01
27HM010724	42M	100489	24.0	23.2	7.65	0.08	12.0	1.4	Fa1-CaHCO30	87.4	28.05	3.5	-0.04
27HM010725	44M	100489	23.0	22.1	7.65	0.13	12.6	2.0	Fa1-CaHCO30	86.5	26.82	3.4	-0.09
27HM010726	46M	100489	23.0	21.7	7.50	0.12	12.4	1.5	Fa1-CaHCO30	86.2	27.58	4.8	-0.24
27HM010727	48M	100489	25.0	24.0	7.50	0.15	12.8	2.2	Fa1-CaHCO30	84.5	28.41	5.0	-0.20

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	NA mg/l	K mg/l	CA mg/l	MG mg/l	FE mg/l	MN mg/l	NH4 mg/l	CL mg/l	SO4 mg/l	HCO3 mg/l	NO3 mg/l	IONBAL* %
27HM010801	2M	170489	8.0	0.9	94.0	5.5	7.00	0.56	0.21	14.0	25.0	277.0	0.4	3.0
27HM010802	3M	170489	8.2	1.3	90.0	5.5	9.50	0.37	0.37	12.0	40.0	256.0	0.2	3.1
27HM010803	4M	170489	11.0	0.6	90.0	5.0	6.80	0.30	0.15	16.0	42.0	252.0	0.2	1.8
27HM010804	5M	170489	12.0	0.8	90.0	3.5	4.50	0.31	0.10	19.0	38.0	246.0	< 0.1	1.3
27HM010805	6M	170489	12.0	0.9	89.0	4.5	3.10	0.21	0.11	24.0	45.0	229.0	< 0.1	1.0
27HM010806	7M	170489	13.0	1.0	90.0	4.5	2.60	0.20	0.11	24.0	46.0	232.0	< 0.1	1.1
27HM010807	8M	170489	13.0	1.0	90.0	4.5	2.75	0.20	0.10	25.0	45.0	232.0	< 0.1	1.1
27HM010808	9M	170489	12.0	0.9	85.0	4.5	2.65	0.19	0.11	24.0	43.0	222.0	< 0.1	0.5
27HM010809	10M	170489	12.0	0.9	81.0	4.5	2.60	0.17	0.10	23.0	38.0	214.0	< 0.1	1.1
27HM010810	11M	170489	12.0	0.9	81.0	4.5	2.35	0.17	0.10	22.0	39.0	214.0	< 0.1	1.1
27HM010811	12M	170489	12.0	0.9	80.0	4.5	2.45	0.18	0.13	22.0	37.0	214.0	< 0.1	1.1
27HM010812	13M	170489	12.0	0.9	84.0	4.5	2.40	0.16	0.11	22.0	46.2*	221.0	< 0.1	0.0
27HM010813	15M	170489	13.0	1.0	88.0	4.5	2.45	0.18	0.11	23.0	46.0	227.0	< 0.1	1.2
27HM010814	20M	170489	11.0	0.9	82.0	4.0	2.20	0.16	0.10	24.0	40.0	205.0	< 0.1	1.4
27HM010815	18M	170489	7.4	0.7	59.0	3.0	1.60	0.12	0.08	22.0	13.0	170.0	< 0.1	-1.1
27HM010816	20M	170489	6.8	0.7	55.0	2.8	1.55	0.11	0.08	16.0	8.0	167.0	0.1	-0.1
27HM010817	22M	170489	6.7	0.7	54.0	2.9	1.55	0.12	0.08	14.0	5.0	169.0	0.1	0.6
27HM010818	24M	170489	6.5	0.7	55.0	3.0	1.50	0.11	0.08	12.0	3.0	178.0	< 0.1	0.5
27HM010819	26M	170489	6.2	0.7	55.0	3.0	1.55	0.11	0.09	10.0	2.0	182.0	< 0.1	0.5
27HM010820	28M	170489	7.1	0.8	56.0	2.9	1.80	0.14	0.11	9.0	2.0	186.0	< 0.1	1.4
27HM010821	30M	170489	9.7	1.0	60.0	3.5	1.80	0.13	0.23	9.0	< 1.0	210.0	0.1	1.2
27HM010822	32M	170489	11.0	1.1	60.0	4.0	2.00	0.12	0.35	9.0	< 1.0	219.0	< 0.1	0.8
27HM010823	34M	170489	12.0	1.3	62.0	5.0	3.35	0.14	0.54	9.0	2.0	238.0		0.2

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	EC mS/m	EC* mS/m	PH (-)	O-PO4 mg/l	SIO2 mg/l	COD mgO/l	WATTYP* (-)	RELCA* %	TIC* mgC/l	CPCO2* m-atm	KVERZ* (-)
27HM010801	2M	170489	47.0	46.2	7.10	0.12	10.1	4.8	Fa2-CaHCO30	92.2	63.96	24.9	-0.01
27HM010802	3M	170489	46.0	45.4	7.25	0.17	12.6	3.7	Fa2-CaHCO30	93.0	56.53	16.3	0.08
27HM010803	4M	170489	47.0	46.4	7.20	0.18	13.5	5.2	Fa2-CaHCO30	90.9	56.40	18.0	0.02
27HM010804	5M	170489	47.0	46.0	7.25	0.16	13.5	4.8	Fa2-CaHCO30	89.3	54.33	15.7	0.07
27HM010805	6M	170489	47.0	46.8	7.40	0.15	12.6	4.7	Fb2-CaHCO30	86.8	48.93	10.3	0.18
27HM010806	7M	170489	47.0	47.4	7.45	0.19	13.7	4.8	Fb2-CaHCO30	86.9	49.13	9.3	0.23
27HM010807	8M	170489	48.0	47.5	7.45	0.15	15.4	5.2	Fb2-CaHCO30	86.4	49.13	9.3	0.23
27HM010808	9M	170489	46.0	45.3	7.50	0.15	15.2	5.2	Fb2-CaHCO30	86.2	46.64	8.0	0.25
27HM010809	10M	170489	44.0	43.3	7.55	0.18	15.0	4.1	Fb2-CaHCO30	86.2	44.64	6.8	0.26
27HM010810	11M	170489	44.0	43.3	7.60		13.9	5.5	Fb2-CaHCO30	86.7	44.35	6.1	0.31
27HM010811	12M	170489	44.0	42.8	7.55	0.20	14.3	4.5	Fb2-CaHCO30	86.5	44.64	6.8	0.26
27HM010812	13M	170489	45.0	45.0	7.50	0.15	13.5	4.4	Fb2-CaHCO30	87.1	46.43	7.9	0.24
27HM010813	15M	170489	48.0	46.6	7.55	0.17	15.0	5.6	Fb2-CaHCO30	87.1	47.34	7.2	0.32
27HM010814	20M	170489	44.0	43.1	7.50	0.19	13.9	3.6	Fb2-CaHCO30	85.8	43.08	7.4	0.20
27HM010815	18M	170489	33.0	31.8	7.65	0.16	13.9	2.8	Fb1-CaHCO30	82.6	35.04	4.4	0.16
27HM010816	20M	170489	30.0	28.9	7.65	0.18	15.2	1.6	Fa1-CaHCO30	85.9	34.43	4.3	0.13
27HM010817	22M	170489	29.0	28.1	7.75	0.16	14.3	1.7	Fa1-CaHCO30	87.2	34.48	3.5	0.23
27HM010818	24M	170489	29.0	28.3	7.60	0.19	14.5	1.7	Fa1-CaHCO30	89.0	36.92	5.2	0.12
27HM010819	26M	170489	30.0	28.0	7.55	0.14	15.4	3.0	Fa1-CaHCO30	90.7	38.01	5.9	0.08
27HM010820	28M	170489	30.0	28.4	7.55	0.16	14.3	1.7	Fa1-CaHCO30	91.7	38.84	6.0	0.09
27HM010821	30M	170489	33.0	31.3	7.50	0.22	15.2	2.3	Fa1-CaHCO3+	92.2	44.17	7.6	0.12
27HM010822	32M	170489	34.0	32.2	7.50	0.22	17.1	2.1	Fa1-CaHCO3+	92.2	46.06	8.0	0.13
27HM010823	34M	170489	36.0	34.3	7.45	0.22	18.8	2.2	Fa1-CaHCO3+	92.4	50.45	9.7	0.13

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	NA mg/l	K mg/l	CA mg/l	MG mg/l	FE mg/l	MN mg/l	NH4 mg/l	CL mg/l	SO4 mg/l	HCO3 mg/l	NO3 mg/l	IONBAL* %
27HM010901	4M	190989	45.0	40.0	170.0	17.8	0.39	1.00	2.10	92.0	78.0	103.0	420.0	1.6
27HM010902	5M	190989	41.0	30.0	160.0	17.1	0.41	0.93	0.95	82.0	85.0	40.0	430.0	1.6
27HM010903	6M	190989	30.0	9.3	130.0	14.5	0.36	0.93	0.04	95.0	150.0	200.0	24.0	-1.1
27HM010904	7M	190989	49.0	5.5	110.0	10.0	0.06	0.55	0.03	80.0	95.0	258.0	19.0	-1.0
27HM010905	8M	190989	54.0	5.0	98.0	8.7	0.07	0.44	0.04	80.0	94.0	245.0	0.2	-0.8
27HM010906	9M	190989	44.0	7.3	110.0	8.9	0.17	0.46	0.20	85.0	90.0	250.0	0.5	-0.1
27HM010907	10M	190989	53.0	5.1	100.0	9.0	0.06	0.61	0.10	94.0	86.0	243.0	< 0.1	-1.4
27HM010908	11M	190989	52.0	5.9	95.0	8.5	0.13	0.98	3.50	93.0	84.0	238.0	< 0.1	-1.1
27HM010909	12M	190989	46.0	6.3	87.0	7.6	3.10	0.58	2.00	83.0	81.0	235.0	< 0.1	-3.3
27HM010910	13M	190989	39.0	5.0	85.0	7.9	2.60	0.85	1.90	74.0	62.0	227.0	< 0.1	-1.1
27HM010911	14M	190989	35.0	2.8	85.0	7.0	1.40	1.60	1.10	68.0	56.0	222.0	< 0.1	-1.1
27HM010912	15M	190989	42.0	3.9	94.0	8.0	1.50	1.80	2.20	80.0	76.0	236.0	< 0.1	-1.3
27HM010913	17M	190989	44.0	5.8	105.0	9.2	1.30	2.10	3.80	82.0	90.0	267.0	0.1	-1.0
27HM010914	19M	190989	30.0	4.4	88.0	7.6	2.10	1.10	1.30	61.0	61.0	231.0	0.1	-1.2
27HM010915	21M	190989	34.0	1.5	105.0	7.0	4.80	0.31	0.20	69.0	75.0	246.0	< 0.1	-0.1
27HM010916	23M	190989	30.0	1.3	100.0	7.3	5.20	0.27	0.22	75.0	67.0	234.0	< 0.1	-1.4
27HM010917	25M	190989	27.0	1.2	96.0	6.2	5.30	0.26	0.20	64.0	58.0	229.0	< 0.1	-0.4
27HM010918	27M	190989	23.0	1.1	100.0	6.4	5.60	0.30	0.19	64.0	57.0	236.0	< 0.1	-0.7
27HM010919	29M	190989	22.0	1.2	95.0	6.8	4.80	0.30	0.26	60.0	55.0	235.0	0.1	-1.6
27HM010920	31M	190989	18.0	1.3	100.0	7.5	3.60	0.23	0.59	52.0	52.0	257.0	< 0.1	-1.3

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	EC mS/m	EC* mS/m	PH (-)	O-PO4 mg/l	SIO2 mg/l	COD mgO/l	WATTYP* (-)	RELCA* %	TIC* mgC/l	CPCO2* m-atm	KVERZ* (-)
27HM010901	4M	190989	134.0	115.1	6.25	0.05	8.6	11.0	Fd3-CaNO3+	76.6	44.33	63.1	-1.11
27HM010902	5M	190989	121.0	107.8	5.70	0.06	7.7	11.0	Fd3-CaNO3+	77.5	41.15	87.3	-2.08
27HM010903	6M	190989	95.0	83.7	6.50	0.08	11.7	8.1	Fd2-CaMIC0	70.8	65.95	69.8	-0.69
27HM010904	7M	190989	77.0	76.2	7.85	0.06	9.4	4.1	Fc2-CaMIC0	70.9	52.10	4.0	0.71
27HM010905	8M	190989	73.0	71.9	7.40	0.05	8.6	4.6	Fc2-CaMIC0	68.4	52.28	10.9	0.20
27HM010906	9M	190989	77.0	73.7	7.50	0.08	6.0	4.0	Fd2-CaMIC0	69.6	52.46	8.8	0.35
27HM010907	10M	190989	76.0	73.6	7.40	0.08	6.4	3.8	Fd2-CaMIC0	65.3	51.85	10.8	0.21
27HM010908	11M	190989	75.0	71.7	7.40	0.10	11.3	4.7	Fd2-CaMIC0	64.4	50.79	10.6	0.18
27HM010909	12M	190989	71.0	66.9	7.50	0.10	11.1	4.2	Fd2-CaMIC0	65.0	49.33	8.3	0.24
27HM010910	13M	190989	65.0	61.5	7.50	0.10	10.3	4.4	Fc2-CaHCO30	67.0	47.66	8.0	0.23
27HM010911	14M	190989	61.0	58.4	7.45	0.10	13.5	3.4	Fc2-CaHCO30	68.9	46.99	8.9	0.18
27HM010912	15M	190989	70.0	66.4	7.45	0.10	16.2	3.8	Fc2-CaHCO30	67.5	49.93	9.3	0.23
27HM010913	17M	190989	77.0	72.6	7.40	0.10	16.5	4.0	Fd2-CaHCO30	69.4	56.97	11.8	0.26
27HM010914	19M	190989	61.0	58.4	7.45	0.10	16.0	3.6	Fc2-CaHCO30	71.8	48.90	9.2	0.20
27HM010915	21M	190989	67.0	65.3	7.40	0.10	14.7	3.5	Fc2-CaHCO30	72.9	52.51	10.9	0.24
27HM010916	23M	190989	65.0	63.3	7.55	0.06	15.2	3.8	Fc2-CaHCO30	70.2	48.77	7.4	0.35
27HM010917	25M	190989	61.0	58.7	7.35	0.08	13.7	2.9	Fc2-CaHCO30	72.6	49.38	11.5	0.14
27HM010918	27M	190989	61.0	59.2	7.30	0.10	15.6	2.9	Fc2-CaHCO30	73.4	51.45	13.3	0.12
27HM010919	29M	190989	60.0	57.3	7.25	0.11	14.5	2.8	Fc2-CaHCO30	73.7	51.86	14.9	0.05
27HM010920	31M	190989	60.0	57.4	7.35	0.16	19.5	3.0	Fc2-CaHCO30	77.3	55.42	12.9	0.21

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	NA mg/l	K mg/l	CA mg/l	MG mg/l	FE mg/l	MN mg/l	NH4 mg/l	CL mg/l	SO4 mg/l	HCO3 mg/l	NO3 mg/l	IONBAL* %
27HM011001	2M	311089	27.0	30.0	110.0	6.0	1.90	0.55	0.26	46.0	120.0	264.0	0.1	-0.6
27HM011002	3M	311089	27.0	6.1	110.0	4.7	2.70	0.39	1.10	50.0	65.0	290.0	0.1	-0.9
27HM011003	4M	311089	29.0	4.1	110.0	5.0	0.45	0.48	0.60	52.0	62.0	280.0	< 0.1	-0.1
27HM011004	5M	311089	67.0	3.3	99.0	3.8	1.10	0.45	0.44	67.0	100.0	277.0	< 0.1	-1.1
27HM011005	6M	311089	60.0	2.7	107.0	5.6	1.80	0.47	0.37	130.0	80.0	203.0	< 0.1	-0.5
27HM011006	7M	311089	30.0	2.6	135.0	5.3	4.00	0.60	0.30	70.0	90.0	291.0	0.1	0.6
27HM011007	8M	311089	27.0	2.5	130.0	5.9	4.50	0.62	0.34	51.0	90.0	321.0	< 0.1	-0.9
27HM011008	9M	311089	26.0	2.5	150.0	8.3	4.80	0.67	0.36	51.0	120.0	342.0	< 0.1	0.2
27HM011009	10M	311089	26.0	2.8	140.0	8.3	4.00	0.62	0.29	52.0	100.0	328.0	< 0.1	0.7
27HM011010	11M	311089	25.0	2.7	125.0	6.9	4.50	0.47	0.29	57.0	80.0	293.0	< 0.1	0.5
27HM011011	12M	311089	24.0	3.4	125.0	7.0	5.30	0.50	0.30	53.0	75.0	308.0	< 0.1	0.4
27HM011012	13M	311089	25.0	3.5	130.0	8.1	6.80	0.50	0.39	53.0	95.0	329.0	< 0.1	-1.4
27HM011013	14M	311089	34.0	2.9	120.0	6.9	6.50	0.44	0.34	48.0	80.0	314.0	< 0.1	1.3
27HM011014	16M	311089	29.0	3.2	140.0	7.6	6.30	0.47	0.50	51.0	130.0	317.0	< 0.1	-0.6
27HM011015	18M	311089	20.0	2.3	110.0	5.5	5.30	0.34	0.44	61.0	50.0	261.0	< 0.1	0.4
27HM011016	20M	311089	34.0	1.4	105.0	4.3	5.80	0.27	0.29	56.0	78.0	251.0	< 0.1	-0.2
27HM011017	22M	311089	34.0	1.2	84.0	3.5	4.50	0.21	0.20	47.0	38.0	260.0	< 0.1	-1.7
27HM011018	24M	311089	36.0	1.2	83.0	3.2	4.50	0.21	0.19	50.0	44.0	236.0	< 0.1	-0.1
27HM011019	26M	311089	36.0	1.2	84.0	3.5	4.50	0.22	0.20	50.0	40.0	242.0	< 0.1	0.4
27HM011020	28M	311089	31.0	1.2	93.0	4.8	4.50	0.25	0.36	62.0	36.0	258.0	< 0.1	-0.9
27HM011021	30M	311089	19.0	1.3	89.0	6.0	3.30	0.15	0.81	49.0	16.0	266.0	< 0.1	-0.9
27HM011022	32M	311089	14.0	1.2	78.0	5.7	3.50	0.10	0.84	24.0	2.0	276.0	< 0.1	-0.6
27HM011023	34M	311089	14.0	1.2	75.0	6.2	4.50	0.11	0.87	20.0	3.0	272.0	< 0.1	0.2
27HM011024	36M	311089	18.0	1.6	74.0	7.2	4.20	0.08	1.10	18.0	3.0	292.0	< 0.1	-0.3

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	EC mS/m	EC* mS/m	PH (-)	O-PO4 mg/l	SIO2 mg/l	COD mgO/l	WATTYP* (-)	RELCA* %	TIC* mgC/l	CPCO2* m-atm	KVERZ* (-)
27HM011001	2M	311089	73.0	70.6	7.30	0.05	6.8	3.6	Fc2-CaHCO3+	80.9	57.50	14.7	0.17
27HM011002	3M	311089	69.0	63.4	7.25	0.05	6.0	3.6	Fc2-CaHCO30	79.6	63.96	18.2	0.19
27HM011003	4M	311089	69.0	63.1	7.40	0.04	5.1	3.1	Fc2-CaHCO30	78.9	59.77	12.5	0.32
27HM011004	5M	311089	79.0	72.6	7.35	0.05	6.4	4.0	Fc2-CaHCO3+	72.3	59.69	13.8	0.20
27HM011005	6M	311089	81.0	78.0	7.35	0.05	7.5	2.4	Fd2-CaMICL0	59.3	43.74	10.1	0.11
27HM011006	7M	311089	78.0	74.1	7.30	0.05	8.3	2.2	Fc2-CaHCO30	77.3	63.36	16.2	0.30
27HM011007	8M	311089	81.0	71.2	7.15	0.06	6.0	2.8	Fc2-CaHCO30	81.8	72.73	25.2	0.18
27HM011008	9M	311089	85.0	79.3	7.15	0.05	7.0	3.7	Fc3-CaHCO30	83.9	77.41	26.7	0.25
27HM011009	10M	311089	82.0	75.1	7.20	0.05	6.2	3.3	Fc2-CaHCO30	82.6	73.21	22.9	0.26
27HM011010	11M	311089	72.0	68.9	7.20	0.05	8.1	2.9	Fc2-CaHCO30	79.5	65.44	20.6	0.18
27HM011011	12M	311089	76.0	68.4	7.35	0.05	6.0	3.0	Fc2-CaHCO30	80.7	66.36	15.3	0.35
27HM011012	13M	311089	84.0	72.8	7.15	0.05	6.4	3.3	Fc2-CaHCO30	81.3	74.53	25.8	0.19
27HM011013	14M	311089	82.0	68.9	7.20	0.05	6.0	4.4	Fc2-CaHCO30	81.6	70.13	22.0	0.20
27HM011014	16M	311089	81.0	77.4	7.30	0.06	6.8	4.7	Fc2-CaHCO30	82.9	68.99	17.5	0.34
27HM011015	18M	311089	70.0	60.8	7.20	0.06	8.3	6.0	Fc2-CaHCO30	76.1	58.35	18.4	0.10
27HM011016	20M	311089	64.0	63.2	7.10	0.06	8.8	4.8	Fc2-CaHCO30	76.2	57.86	22.3	-0.04
27HM011017	22M	311089	52.0	54.0	7.20	0.06	13.9	4.8	Fc2-CaHCO30	76.0	58.18	18.5	0.00
27HM011018	24M	311089	54.0	53.4	7.20	0.06	15.2	5.2	Fc2-CaHCO30	74.6	52.81	16.8	-0.04
27HM011019	26M	311089	55.0	53.6	7.25	0.06	15.6	6.8	Fc2-CaHCO30	74.8	53.43	15.4	0.02
27HM011020	28M	311089	59.0	57.4	7.15	0.08	17.3	4.8	Fc2-CaHCO30	72.6	58.57	20.6	-0.01
27HM011021	30M	311089	54.0	51.8	7.20	0.09	19.3	3.5	Fc2-CaHCO30	76.3	59.53	19.0	0.05
27HM011022	32M	311089	45.0	43.2	7.45	0.10	19.3	2.4	Fb2-CaHCO30	85.2	58.47	11.1	0.27
27HM011023	34M	311089	44.0	41.9	7.20	0.11	20.3	2.5	Fa2-CaHCO3+	86.9	60.92	19.5	0.00
27HM011024	36M	311089	46.0	43.5	7.35	0.11	21.0	2.6	Fa2-CaHCO3+	87.9	63.04	14.8	0.17

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	NA mg/l	K mg/l	CA mg/l	MG mg/l	FE mg/l	MN mg/l	NH4 mg/l	CL mg/l	SO4 mg/l	HCO3 mg/l	NO3 mg/l	IONBAL* %
27HM011201	2M	260489	3.8	1.1	49.0	1.8	0.10	0.08	0.02	9.0	60.0	52.0	31.0	-1.1
27HM011202	3M	260489	3.1	0.9	3.4	1.4	0.21	0.04	0.02	4.0	24.0	1.0	26.0	-39.7
27HM011203	4M	260489	3.3	1.1	2.8	1.0	0.37	0.08	0.02	5.0	12.0	3.0	25.0	-34.5
27HM011204	5M	260489	11.0	1.4	9.6	3.6	0.11	0.06	0.03	16.0	42.0	< 1.0	69.0	-30.8
27HM011205	6M	260489	15.0	2.1	37.0	6.4	0.04	< 0.01	0.01	20.0	42.0	20.0	78.0	0.9
27HM011206	7M	260489	17.0	1.8	39.0	7.0	0.04	< 0.01	0.01	26.0	35.0	77.0	36.0	0.1
27HM011207	8M	260489	24.0	1.7	55.0	9.0	0.07	< 0.01	0.02	35.0	50.0	86.0	65.0	1.0
27HM011208	9M	260489	30.0	1.8	73.0	11.1	0.03	< 0.01	0.01	48.0	64.0	81.0	110.0	1.0
27HM011209	10M	260489	31.0	1.5	77.0	8.5	0.06	0.01	0.01	48.0	62.0	79.0	120.0	0.5
27HM011210	12M	260489	27.0	1.8	95.0	15.5	0.02	0.02	0.05	28.0	36.0	335.0	12.0	0.1
27HM011211	14M	260489	25.0	1.5	110.0	12.5	3.50	1.05	0.35	31.0	52.0	343.0	0.1	1.6
27HM011212	16M	260489	25.0	1.1	110.0	9.5	7.00	0.64	0.75	32.0	67.0	317.0	0.1	1.4
27HM011213	18M	260489	24.0	1.3	110.0	7.0	7.50	0.35	1.10	30.0	54.0	309.0	0.1	3.1
27HM011214	20M	260489	22.0	1.5	110.0	7.5	9.00	0.40	1.30	30.0	64.0	306.0	0.1	2.1
27HM011215	22M	260489	21.0	1.3	105.0	6.2	11.00	0.43	1.10	30.0	42.0	297.0		4.2
27HM011216	24M	260489	35.0	1.8	88.0	5.0	12.50	0.43	1.00	32.0	21.0	314.0	0.1	3.0
27HM011217	26M	260489	17.0	1.9	87.0	5.5	13.00	0.41	0.92	26.0	3.0	290.0	0.1	4.8
27HM011218	28M	260489	32.0	2.8	87.0	5.5	14.00	0.44	0.92	33.0	4.0	320.0	0.1	4.3
27HM011219	30M	260489	23.0	3.3	77.0	8.0	12.00	0.41	1.40	29.0	6.0	288.0	0.1	3.8
27HM011220	32M	260489	38.0	2.7	78.0	9.0	7.30	0.34	1.90	34.0	5.0	328.0	0.1	2.2

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	EC mS/m	EC* mS/m	PH (-)	O-PO4 mg/l	SIO2 mg/l	COD mgO/l	WATTYP* (-)	RELCA* %	TIC* mgC/l	CPCO2* m-atm	KVERZ* (-)
27HM011201	2M	260489	29.0	27.7	6.25	0.02	4.0	3.8	Fa1-CaSO40	90.6	23.12	33.9	-1.81
27HM011202	3M	260489	12.0	8.6	4.55	0.06	7.3	3.0	Fa*-CaSO4	60.1	13.07	33.9	-6.24
27HM011203	4M	260489	9.0	7.1	4.70	0.04	4.9	1.6	Fa*-CaNO3	49.8	28.06	72.3	-5.69
27HM011204	5M	260489	26.0	20.7	4.40	0.06	10.5	2.6	Fa*-CaNO3	51.5	18.04	47.0	-5.99
27HM011205	6M	260489	32.0	31.3	7.15	0.08	12.0	1.9	Fa1-CaNO3+	76.6	4.56	1.6	-1.45
27HM011206	7M	260489	32.0	31.8	8.15	0.17	11.3	1.5	Fb1-CaMIC0	72.6	15.28	0.6	0.13
27HM011207	8M	260489	44.0	43.4	8.05	0.12	6.8	1.0	Fb1-CaMIC+	73.5	17.15	0.9	0.20
27HM011208	9M	260489	57.0	54.5	8.05	0.12	10.9	1.4	Fc2-CaNO3+	72.9	16.15	0.8	0.27
27HM011209	10M	260489	58.0	55.3	7.95	0.10	10.9	1.2	Fc2-CaNO30	73.9	15.85	1.0	0.19
27HM011210	12M	260489	62.0	60.7	7.70	0.06	13.7	3.0	Fb2-CaHCO3+	85.7	68.59	7.5	0.64
27HM011211	14M	260489	65.0	63.8	7.40	0.05	11.6	4.8	Fb2-CaHCO3+	86.3	73.21	15.2	0.41
27HM011212	16M	260489	66.0	63.0	7.20	0.11	10.9	6.3	Fb2-CaHCO3+	85.9	70.83	22.3	0.17
27HM011213	18M	260489	62.0	60.1	7.25	0.10	14.3	7.4	Fb2-CaHCO3+	86.6	68.15	19.4	0.22
27HM011214	20M	260489	64.0	60.7	7.20	0.12	14.3	7.4	Fb2-CaHCO3+	86.6	68.39	21.6	0.16
27HM011215	22M	260489	59.0	56.4	7.20	0.06	13.9	6.4	Fb2-CaHCO30	86.1	66.40	21.0	0.14
27HM011216	24M	260489	57.0	54.0	7.20	0.07	15.2	7.2	Fb2-CaHCO3+	82.9	70.24	22.3	0.11
27HM011217	26M	260489	49.0	46.8	7.20	0.09	15.4	6.0	Fb2-CaHCO30	85.5	64.91	20.7	0.08
27HM011218	28M	260489	55.0	52.4	7.20	0.10	17.1	6.6	Fb2-CaHCO3+	82.3	71.59	22.8	0.12
27HM011219	30M	260489	50.0	47.4	7.35	0.10	17.1	5.8	Fb2-CaHCO3+	82.4	62.15	14.6	0.18
27HM011220	32M	260489	57.0	53.4	7.25	0.11	17.7	8.2	Fb2-CaHCO3+	80.2	72.41	20.8	0.13

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	NA mg/l	K mg/l	CA mg/l	MG mg/l	FE mg/l	MN mg/l	NH4 mg/l	CL mg/l	SO4 mg/l	HCO3 mg/l	NO3 mg/l	IONBAL* %
27HM011301	2M	161089	18.0	5.2	130.0	8.4	29.00	0.64	2.90	41.0	82.0	399.0	0.1	-0.5
27HM011302	3M	161089	16.0	16.0	120.0	10.5	14.20	0.33	5.30	28.0	85.0	386.0	< 0.1	-0.7
27HM011303	4M	161089												
27HM011304	5M	161089												
27HM011305	6M	161089	16.0	0.5	187.0	10.4	10.30	0.64	0.32	27.0	110.0	520.0	< 0.1	-1.2
27HM011306	7M	161089	20.0	0.6	162.0	9.2	12.70	0.61	0.35	32.0	110.0	440.0	0.1	-0.9
27HM011307	8M	161089	23.0	1.2	165.0	9.4	14.30	0.80	0.56	41.0	120.0	435.0	< 0.1	-0.8
27HM011308	9M	161089	21.0	1.2	160.0	10.5	12.60	0.80	0.74	44.0	110.0	420.0	< 0.1	-0.5
27HM011309	10M	161089	26.0	1.0	147.0	10.5	9.60	0.67	0.79	52.0	100.0	375.0	< 0.1	0.4
27HM011310	11M	161089	27.0	1.0	141.0	10.3	9.20	0.64	0.77	54.0	93.0	375.0	< 0.1	-0.7
27HM011311	12M	161089	27.0	1.0	140.0	10.4	9.50	0.61	0.74	52.0	87.0	382.0	< 0.1	-0.5
27HM011312	14M	161089	21.0	1.2	110.0	5.5	16.80	0.54	1.10	45.0	30.0	349.0	< 0.1	-0.3
27HM011313	17M	161089	17.0	0.8	84.0	3.6	11.10	0.39	0.66	32.0	3.0	283.0	< 0.1	0.8
27HM011314	20M	161089	18.0	1.0	76.0	3.6	9.00	0.34	0.73	30.0	2.0	272.0	< 0.1	-0.7
27HM011315	23M	161089	25.0	1.8	92.0	5.3	11.40	0.44	0.93	49.0	24.0	293.0	< 0.1	-0.4
27HM011316	26M	161089	21.0	2.3	89.0	5.3	10.00	0.31	0.72	47.0	19.0	281.0	< 0.1	-0.6
27HM011317	29M	161089	20.0	2.8	92.0	5.8	8.30	0.26	0.68	41.0	14.0	300.0	< 0.1	-0.1
27HM011318	32M	161089	18.0	2.1	77.0	5.1	6.10	0.21	0.93	27.0	< 1.0	285.0	0.2	-0.7
27HM011319	34M	161089	19.0	1.8	83.0	6.0	5.60	0.20	1.80	32.0	2.0	302.0	0.2	-0.7

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	EC mS/m	EC* mS/m	PH (-)	O-PO4 mg/l	SIO2 mg/l	COD mgO/l	WATTYP* (-)	RELCA* %	TIC* mgC/l	CPCO2* m-atm	KVERZ* (-)
27HM011301	2M	161089	79.0	72.5	6.90	0.09	13.2	10.0	Fc2-CaHCO30	84.9	99.64	55.5	0.02
27HM011302	3M	161089	75.0	70.2	6.90	0.09	13.7	13.0	Fb2-CaHCO3+	88.3	96.46	53.9	-0.02
27HM011303	4M	161089											
27HM011304	5M	161089											
27HM011305	6M	161089	92.0	90.1	6.95	0.08	11.3	3.8	Fb3-CaHCO3+	92.5	126.56	63.6	0.31
27HM011306	7M	161089	88.0	82.4	6.95	0.09	12.8	4.0	Fb3-CaHCO3+	90.0	107.21	54.2	0.19
27HM011307	8M	161089	88.0	84.3	6.90	0.10	14.3	4.8	Fc3-CaHCO3	87.7	108.44	60.0	0.14
27HM011308	9M	161089	86.0	82.3	6.90	0.10	15.0	6.1	Fc3-CaHCO30	86.5	104.74	58.0	0.12
27HM011309	10M	161089	84.0	78.9	7.00	0.10	14.5	7.6	Fc3-CaHCO30	83.3	89.50	41.3	0.14
27HM011310	11M	161089	82.0	77.6	6.95	0.10	14.7	8.3	Fc2-CaHCO30	82.2	91.46	46.4	0.08
27HM011311	12M	161089	81.0	76.9	6.95	0.10	13.5	8.3	Fc2-CaHCO30	82.6	93.17	47.3	0.08
27HM011312	14M	161089	66.0	61.2	6.95	0.12	16.5	9.0	Fc2-CaHCO30	81.2	85.33	43.8	-0.02
27HM011313	17M	161089	50.0	46.1	7.00	0.11	17.7	7.5	Fb2-CaHCO30	82.3	67.89	32.1	-0.14
27HM011314	20M	161089	48.0	43.5	7.05	0.12	18.0	7.4	Fb2-CaHCO30	81.8	64.00	27.6	-0.14
27HM011315	23M	161089	59.0	55.4	7.05	0.12	17.3	8.2	Fc2-CaHCO30	76.9	68.82	29.4	-0.05
27HM011316	26M	161089	59.0	52.7	7.00	0.12	17.5	7.8	Fc2-CaHCO30	77.0	67.35	31.7	-0.13
27HM011317	29M	161089	58.0	52.9	7.10	0.13	18.2	7.2	Fc2-CaHCO30	79.9	69.24	26.9	0.01
27HM011318	32M	161089	48.0	44.5	7.20	0.13	19.0	5.0	Fb2-CaHCO30	83.5	63.82	20.4	0.03
27HM011319	34M	161089	51.0	48.1	7.20	0.14	19.9	5.5	Fb2-CaHCO30	82.1	67.60	21.6	0.08

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 27/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	NA mg/l	K mg/l	CA mg/l	MG mg/l	FE mg/l	MN mg/l	NH4 mg/l	CL mg/l	SO4 mg/l	HCO3 mg/l	NO3 mg/l	IONBAL* %
27EM021701	2M	220389												
27EM021702	3M	220389	12.0	3.3	97.0	5.6	0.12	3.50	0.05	15.0	125.0	59.0	140.0	-1.7
27EM021703	4M	220389	6.8	1.8	7.0	3.0	0.13	0.65	0.02	10.0	26.0	1.0	81.0	-37.9
27EM021704	5M	220389	6.0	2.7	24.0	6.5	0.25	2.00	0.05	9.0	24.0	< 1.0	110.0	-8.5
27EM021705	6M	220389	8.5	1.3	45.0	6.9	0.32	0.25	0.04	10.0	42.0	9.0	120.0	0.0
27EM021706	7M	220389	17.0	3.5	84.0	10.0	0.03	0.02	0.01	23.0	100.0	83.0	100.0	1.2
27EM021707	8M	220389	19.0	3.1	80.0	8.5	< 0.10	0.08	0.02	32.0	87.0	105.0	71.0	0.2
27EM021708	9M	220389	24.0	3.5	81.0	10.5	0.03	0.32	0.02	34.0	85.0	117.0	84.0	0.4
27EM021709	10M	220389	20.0	3.2	72.0	10.5	0.03	2.30	0.03	23.0	71.0	112.0	90.0	0.7
27EM021710	11M	220389	17.0	4.1	77.0	9.0	0.02	2.30	0.02	26.0	73.0	110.0	86.0	0.6
27EM021711	12M	220389	21.0	5.4	80.0	7.0	0.03	1.80	0.03	29.0	85.0	138.0	61.0	-1.3
27EM021712	16M	220389	29.0	7.4	105.0	8.0	1.55	2.60	2.60	46.0	90.0	253.0	< 0.1	2.2
27EM021713	18M	220389	11.0	1.8	83.0	4.6	4.20	0.35	1.10	23.0	5.0	269.0	< 0.1	1.0
27EM021714	20M	220389	12.0	1.9	81.0	3.9	3.10	0.27	1.20	22.0	11.0	249.0	< 0.1	1.9
27EM021715	22M	220389	13.0	3.8	76.0	5.2	3.00	0.30	0.45	20.0	13.0	255.0	< 0.1	0.1
27EM021716	24M	220389	13.0	3.0	83.0	5.4	2.70	0.40	0.32	17.0	7.0	281.0	< 0.1	1.2
27EM021717	26M	220389	13.0	2.9	87.0	5.6	3.00	0.40	0.32	16.0	3.0	303.0	< 0.1	0.9
27EM021718	28M	220389	13.0	2.8	92.0	6.3	2.50	0.35	0.30	13.0	2.0	332.0	< 0.1	0.1
27EM021719	30M	220389	15.0	2.4	91.0	5.8	2.40	0.27	0.32	14.0	2.0	329.0	< 0.1	0.1
27EM021720	32M	220389	17.0	1.9	93.0	5.4	1.75	0.18	0.50	26.0	17.0	293.0	< 0.1	0.7
27EM021721	34M	220389	15.0	2.3	87.0	6.4	2.00	0.25	0.75	25.0	9.0	292.0	< 0.1	0.2
27EM021722	36M	220389	17.0	1.6	78.0	7.8	2.10	0.25	0.95	21.0	5.0	293.0		-0.4

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	EC mS/m	EC* mS/m	PH (-)	O-PO4 mg/l	SIO2 mg/l	COD mgO/l	WATTYP* (-)	RELCA* %	TIC* mgC/l	CPCO2* m-atm	KVERZ* (-)
27EM021701	2M	220389											
27EM021702	3M	220389	58.0	55.7	6.05	0.14	12.0	7.4	Fa2-CaSO4+	92.0	34.12	59.1	-1.74
27EM021703	4M	220389	24.0	17.5	4.35	0.15	14.1	3.1	Fa*-CaNO3	55.3	20.34	53.0	-6.15
27EM021704	5M	220389	29.0	24.8	4.40	0.16	14.3	2.2	Fa0-CaNO3+	82.5	17.92	46.6	-5.60
27EM021705	6M	220389	34.0	33.5	5.10	0.18	15.2	2.2	Fa1-CaNO3+	88.8	33.22	82.7	-3.73
27EM021706	7M	220389	56.0	52.2	7.55	0.34	15.4	2.3	Fb2-CaSO4+	86.6	17.30	2.6	-0.16
27EM021707	8M	220389	53.0	50.9	7.85	0.20	18.0	2.1	Fb2-CaSO40	81.6	21.22	1.7	0.22
27EM021708	9M	220389	58.0	54.1	7.75	0.20	16.9	2.8	Fb2-CaSO4+	80.8	23.84	2.3	0.17
27EM021709	10M	220389	52.0	49.3	7.75	0.18	15.8	4.1	Fb2-CaSO4+	84.7	22.83	2.2	0.11
27EM021710	11M	220389	53.0	49.7	7.75	0.15	14.1	4.7	Fb2-CaSO4+	84.0	22.42	2.2	0.13
27EM021711	12M	220389	54.0	51.2	7.40	0.15	10.3	4.7	Fb2-CaMIC+	83.0	29.48	6.2	-0.11
27EM021712	16M	220389	65.0	63.6	7.40	0.20	12.0		Fc2-CaHCO30	80.2	54.00	11.2	0.25
27EM021713	18M	220389	44.0	43.3	7.50	0.22	17.3	6.3	Fb2-CaHCO30	86.5	56.53	9.7	0.34
27EM021714	20M	220389	44.0	42.2	7.40	0.17	16.5	6.6	Fb2-CaHCO30	86.7	53.23	11.3	0.19
27EM021715	22M	220389	44.0	42.1	7.40	0.17	13.5	7.0	Fa2-CaHCO30	87.1	54.51	11.6	0.18
27EM021716	24M	220389	46.0	44.0	7.55	0.15	12.8	7.2	Fa2-CaHCO3+	89.6	58.62	9.0	0.40
27EM021717	26M	220389	48.0	45.5	7.35	0.16	13.2	6.7	Fa2-CaHCO3+	90.6	65.40	15.3	0.25
27EM021718	28M	220389	49.0	47.8	7.35	0.17	13.1	5.6	Fa2-CaHCO3+	92.6	71.65	16.8	0.31
27EM021719	30M	220389	49.0	47.7	7.30	0.15	13.2	6.8	Fa2-CaHCO3+	92.0	71.78	18.7	0.26
27EM021720	32M	220389	52.0	49.9	7.40	0.22	14.7		Fb2-CaHCO30	86.4	62.60	13.2	0.31
27EM021721	34M	220389	50.0	47.6	7.40	0.17	15.6	9.0	Fb2-CaHCO30	86.0	62.40	13.2	0.28
27EM021722	36M	220389	49.0	45.2	7.30	0.19	16.0	6.4	Fb2-CaHCO3+	86.8	63.95	16.7	0.15

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	NA mg/l	K mg/l	CA mg/l	MG mg/l	FE mg/l	MN mg/l	NH4 mg/l	CL mg/l	SO4 mg/l	HCO3 mg/l	NO3 mg/l	IONBAL* %
27EM021801	2M	030489	17.0	5.8	100.0	7.0	0.65	0.85	0.80	21.0	52.0	301.0	< 0.1	-0.4
27EM021802	3M	030489	51.0	1.3	110.0	7.2	18.50	1.20	2.60	85.0	< 1.0	376.0	< 0.1	3.4
27EM021803	4M	030489	11.0	1.3	100.0	7.5	13.60	1.05	2.50	91.0	< 1.0	329.0	< 0.1	-8.1
27EM021804	5M	030489	51.0	1.3	100.0	7.5	13.90	1.10	2.50	94.0	2.0	334.0	< 0.1	2.2
27EM021805	6M	030489	52.0	1.4	105.0	7.6	21.90	1.30	2.60	83.0	< 1.0	378.0	< 0.1	3.3
27EM021806	7M	030489	47.0	1.3	105.0	7.0	12.50	1.00	2.50	88.0	< 1.0	338.0	< 0.1	2.8
27EM021807	8M	030489	49.0	1.4	110.0	7.5	13.60	1.10	2.60	80.0	< 1.0	379.0	< 0.1	2.6
27EM021808	9M	030489	48.0	1.4	105.0	7.5	13.00	1.05	2.60	80.0	< 1.0	370.0	< 0.1	1.7
27EM021809	10M	030489	50.0	1.4	105.0	7.5	12.80	1.05	2.50	81.0	< 1.0	367.0	< 0.1	2.2
27EM021810	11M	030489	46.0	1.3	92.0	6.0	11.00	0.95	2.30	70.0	2.0	327.0	< 0.1	2.0
27EM021811	12M	030489	48.0	1.3	95.0	5.9	11.10	0.96	2.30	70.0	3.0	339.0	< 0.1	2.0
27EM021812	13M	030489	50.0	1.3	105.0	6.5	12.10	1.05	2.30	88.0	< 1.0	351.0	< 0.1	1.9
27EM021813	15M	030489	45.0	1.4	115.0	8.5	12.70	1.10	2.50	88.0	< 1.0	377.0	< 0.1	2.2
27EM021814	17M	030489	54.0	1.4	110.0	7.0	13.90	1.20	2.50	86.0	< 1.0	386.0	< 0.1	2.0
27EM021815	19M	030489	55.0	1.4	120.0	7.5	14.30	1.20	2.60	93.0	< 1.0	400.0	< 0.1	2.8
27EM021816	21M	030489	55.0	1.4	125.0	8.0	13.20	1.15	2.50	95.0	< 1.0	407.0	< 0.1	3.1
27EM021817	23M	030489	48.0	1.5	130.0	10.0	16.60	1.50	2.70	100.0	< 1.0	415.0	< 0.1	3.0
27EM021818	25M	030489	37.0	1.5	155.0	13.0	16.40	1.35	2.70	92.0	< 1.0	495.0	< 0.1	2.3
27EM021819	27M	030489	32.0	1.5	160.0	14.0	16.40	1.45	2.70	74.0	< 1.0	544.0	< 0.1	1.5
27EM021820	29M	030489	31.0	1.5	160.0	13.0	15.50	1.35	2.60	54.0	< 1.0	563.0	< 0.1	1.9
27EM021821	31M	030489	31.0	1.4	145.0	12.5	14.30	1.05	2.50	37.0	< 1.0	560.0	< 0.1	0.5
27EM021822	33M	030489	33.0	1.5	160.0	14.0	11.90	0.69	2.60	60.0	< 1.0	559.0	< 0.1	1.5
27EM021823	35M	030489	42.0	1.5	160.0	16.0	11.10	0.42	2.80	49.0	< 1.0	618.0	< 0.1	0.9
27EM021824	37M	030489	51.0	1.7	150.0	18.0	19.60	0.43	3.10	70.0	< 1.0	605.0	< 0.1	0.9

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	EC mS/m	EC* mS/m	PH (-)	O-PO4 mg/l	SIO2 mg/l	COD mgO/l	WATTYP* (-)	RELCA* %	TIC* mgC/l	CPCO2* m-atm	KVERZ* (-)
27EM021801	2M	030489	57.0	55.5	6.95	0.07	11.1	11.0	Fb2-CaHCO3+	89.4	73.67	38.0	-0.12
27EM021802	3M	030489	75.0	72.2	6.90	0.10	19.5	12.0	Fd2-CaHCO30	69.6	94.04	52.7	-0.04
27EM021803	4M	030489	72.0	61.9	6.95	0.12	19.5	11.0	Fd2-CaHCO30	66.0	80.49	41.4	-0.07
27EM021804	5M	030489	74.0	69.7	6.90	0.12	19.3	11.0	Fd2-CaHCO30	65.3	83.60	47.0	-0.12
27EM021805	6M	030489	74.0	71.1	6.90	0.11	19.7	13.0	Fd2-CaHCO30	69.1	94.55	53.0	-0.05
27EM021806	7M	030489	71.0	69.1	6.95	0.11	19.7	11.0	Fd2-CaHCO30	67.9	82.63	42.4	-0.04
27EM021807	8M	030489	74.0	71.4	7.00	0.12	20.3	13.0	Fc2-CaHCO30	70.9	90.63	42.2	0.07
27EM021808	9M	030489	74.0	69.7	7.05	0.12	19.9	13.0	Fc2-CaHCO30	69.9	86.79	36.8	0.09
27EM021809	10M	030489	74.0	70.1	6.95	0.13	20.3	9.5	Fd2-CaHCO30	69.6	89.70	46.0	-0.01
27EM021810	11M	030489	65.0	62.4	7.00	0.45	20.3	12.0	Fc2-CaHCO30	69.9	78.30	36.7	-0.06
27EM021811	12M	030489	66.0	64.0	7.05	0.29	21.2	12.0	Fc2-CaHCO30	70.6	79.57	33.9	0.02
27EM021812	13M	030489	70.0	70.1	7.15	0.14	20.5	12.0	Fd2-CaHCO30	67.9	79.59	27.7	0.17
27EM021813	15M	030489	75.0	73.3	6.90	0.12	20.1	13.0	Fd2-CaHCO30	69.8	94.29	52.8	-0.02
27EM021814	17M	030489	77.0	73.5	6.95	0.12	20.5	14.0	Fd2-CaHCO30	69.3	94.30	48.2	0.02
27EM021815	19M	030489	81.0	77.8	6.95	0.11	19.9	14.0	Fd2-CaHCO30	69.5	97.66	49.8	0.07
27EM021816	21M	030489	84.0	79.7	6.90	0.12	20.5	16.0	Fd2-CaHCO30	69.9	101.71	56.8	0.04
27EM021817	23M	030489	88.0	81.3	6.85	0.12	20.8	18.0	Fd2-CaHCO30	69.7	106.36	64.9	0.02
27EM021818	25M	030489	91.0	88.2	6.85	0.12	21.2	20.0	Fd3-CaHCO30	74.9	126.68	76.9	0.15
27EM021819	27M	030489	93.0	88.1	6.85	0.14	21.2	21.0	Fc3-CaHCO30	79.3	139.18	84.4	0.20
27EM021820	29M	030489	90.0	85.4	6.85	0.13	21.4	22.0	Fc3-CaHCO30	84.0	144.07	87.4	0.22
27EM021821	31M	030489	85.0	79.2	6.90	0.13	21.4	23.0	Fb3-CaHCO3+	87.4	139.80	77.8	0.23
27EM021822	33M	030489	93.0	86.9	6.90	0.13	23.5	23.0	Fc3-CaHCO30	82.5	139.44	77.3	0.27
27EM021823	35M	030489	95.0	90.1	6.90	0.14	21.4	22.0	Fc3-CaHCO3+	85.2	154.09	85.3	0.31
27EM021824	37M	030489	99.0	92.6	7.00	0.10	21.4	21.0	Fc3-CaHCO3+	79.1	144.25	66.2	0.36

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	NA mg/l	K mg/l	CA mg/l	MG mg/l	FE mg/l	MN mg/l	NH4 mg/l	CL mg/l	SO4 mg/l	HCO3 mg/l	NO3 mg/l	IONBAL* %
27EM021901	2M	130389	14.0	2.0	94.0	9.5	2.50	1.70	0.22	49.0	92.0	181.0	1.0	0.1
27EM021902	3M	130389	8.5	8.2	52.0	3.5	0.45	0.30	0.03	15.0	27.0	136.0	8.5	2.0
27EM021903	4M	130389	13.0	10.0	110.0	11.5	0.25	2.40	0.05	21.0	75.0	296.0	28.0	-0.7
27EM021904	5M	130389	14.0	4.9	130.0	13.0	0.15	2.90	0.06	21.0	87.0	341.0	35.0	-0.9
27EM021905	6M	130389	14.0	4.2	140.0	14.0	0.08	3.00	0.02	22.0	92.0	361.0	33.0	-0.1
27EM021906	7M	130389	14.0	4.7	135.0	12.5	0.15	3.00	0.10	21.0	90.0	350.0	20.0	0.5
27EM021907	8M	130389	15.0	6.4	135.0	12.0	0.71	2.30	0.03	22.0	80.0	392.0	3.4	-0.7
27EM021908	16M	130389	19.0	1.4	89.0	6.0	1.40	1.15	1.80	25.0	3.0	326.0	0.1	-1.0
27EM021909	17M	130389	22.0	2.0	85.0	6.0	1.85	1.35	1.50	29.0	3.0	319.0	0.1	-1.4
27EM021910	18M	130389	29.0	1.9	80.0	7.0	4.50	0.36	2.20	32.0	3.0	326.0	0.1	-1.1
27EM021911	19M	130389	24.0	7.8	98.0	11.0	5.00	0.55	8.00	30.0	26.0	389.0	0.1	-0.5
27EM021912	20M	130389	16.0	12.0	110.0	11.5	9.90	0.80	7.00	23.0	32.0	422.0	0.1	-0.1
27EM021913	21M	130389	16.0	6.4	125.0	11.0	12.50	1.20	3.40	27.0	31.0	434.0	0.1	0.9
27EM021914	23M	130389	18.0	3.7	104.0	9.4	6.70	0.95	2.40	34.0	23.0	352.0	0.1	0.3
27EM021915	25M	130389	21.0	2.8	100.0	9.5	7.90	1.10	1.50	45.0	19.0	329.0	0.1	0.7
27EM021916	27M	130389	44.0	4.0	90.0	11.0	2.80	0.37	1.70	72.0	13.0	336.0	0.1	-1.2

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	EC mS/m	EC* mS/m	PH (-)	O-PO4 mg/l	SIO2 mg/l	COD mgO/l	WATTYP* (-)	RELCA* %	TIC* mgC/l	CPCO2* m-atm	KVERZ* (-)
27EM021901	2M	130389	56.0	55.8	6.95	0.55	38.5	6.8	Fc2-CaMIC0	77.2	44.30	22.8	-0.39
27EM021902	3M	130389	31.0	31.0	7.10	7.90	30.0	4.4	Fa1-CaHCO30	86.0	31.49	12.5	-0.53
27EM021903	4M	130389	63.0	62.6	7.35	4.20	18.2	5.4	Fb2-CaHCO3+	90.3	63.80	14.7	0.29
27EM021904	5M	130389	71.0	70.4	7.40	3.00	18.2	5.7	Fb2-CaHCO3+	91.6	72.74	15.0	0.46
27EM021905	6M	130389	73.0	74.0	7.40	3.00	21.4	4.3	Fb3-CaHCO3+	91.8	76.99	15.9	0.50
27EM021906	7M	130389	73.0	71.6	7.35	1.90	18.2	4.2	Fb2-CaHCO3+	91.9	75.39	17.3	0.43
27EM021907	8M	130389	72.0	71.8	7.30	0.30	13.9	4.4	Fb2-CaHCO3+	91.6	85.35	21.7	0.43
27EM021908	16M	130389	52.0	49.6	7.25	2.20	21.4	7.6	Fb2-CaHCO3+	86.3	71.99	20.7	0.19
27EM021909	17M	130389	53.0	49.7	7.35	0.65	20.3	7.3	Fb2-CaHCO3	83.8	68.84	16.1	0.26
27EM021910	18M	130389	53.0	50.9	7.40	0.25	20.3	4.0	Fb2-CaHCO3+	81.6	69.65	14.7	0.29
27EM021911	19M	130389	67.0	61.0	7.40	0.20	18.2	3.4	Fb2-CaHCO3+	85.2	83.04	17.3	0.43
27EM021912	20M	130389	69.0	64.0	7.20	0.20	19.3	4.6	Fb2-CaHCO3+	89.4	94.28	29.7	0.30
27EM021913	21M	130389	71.0	67.4	7.20	0.20	18.2	3.2	Fb2-CaHCO3+	89.1	96.92	30.4	0.36
27EM021914	23M	130389	60.0	58.8	7.25	0.20	17.1	3.7	Fb2-CaHCO30	84.4	77.65	22.2	0.27
27EM021915	25M	130389	61.0	58.6	7.30	0.20	18.2	2.7	Fc2-CaHCO30	79.7	71.72	18.5	0.27
27EM021916	27M	130389	68.0	65.6	7.45	0.25	18.2	3.7	Fc2-CaHCO3	68.9	71.10	13.3	0.38

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	NA mg/l	K mg/l	CA mg/l	MG mg/l	FE mg/l	MN mg/l	NH4 mg/l	CL mg/l	SO4 mg/l	HCO3 mg/l	NO3 mg/l	IONBAL* %
27EM022001	4M	280389	50.0	3.3	135.0	12.0	45.00	5.40	1.40	105.0	51.0	378.0	< 0.1	7.5
27EM022002	5M	280389	62.0	4.5	76.0	9.0	8.50	1.40	4.60	120.0	72.0	178.0	< 0.1	1.0
27EM022003	6M	280389	65.0	4.9	72.0	8.0	8.10	1.40	5.00	115.0	73.0	178.0	< 0.1	0.9
27EM022004	7M	280389	62.0	2.8	72.0	8.0	9.70	1.90	4.20	110.0	75.0	179.0	< 0.1	0.5
27EM022005	8M	280389	64.0	3.2	72.0	8.0	6.40	1.60	3.70	110.0	74.0	178.0	< 0.1	0.3
27EM022006	9M	280389	65.0	3.8	69.0	7.5	4.30	1.50	4.50	110.0	74.0	173.0	< 0.1	-0.3
27EM022007	10M	280389	65.0	4.1	69.0	7.5	4.00	1.50	5.00	110.0	74.0	170.0	< 0.1	0.2
27EM022008	11M	280389	65.0	4.2	73.0	8.2	4.25	1.40	4.60	110.0	75.0	180.0	< 0.1	0.6
27EM022009	12M	280389	60.0	3.9	67.0	6.8	2.60	0.85	3.80	100.0	74.0	166.0	< 0.1	-1.0
27EM022010	13M	280389	61.0	4.1	67.0	6.9	2.60	0.85	3.70	100.0	73.0	169.0	< 0.1	-0.8
27EM022011	14M	280389	60.0	4.3	67.0	7.0	2.60	0.85	3.30	98.0	73.0	171.0	< 0.1	-1.0
27EM022012	14M	280389	63.0	4.4	67.0	7.0	2.20	0.82	3.10	100.0	74.0	170.0	< 0.1	-0.7
27EM022013	14M	280389	64.0	4.4	68.0	6.5	2.20	0.85	3.00	100.0	73.0	172.0	< 0.1	-0.4
27EM022014	16M	280389	63.0	3.7	69.0	7.5*	1.65	0.85	1.70	100.0	73.0	173.0	< 0.1	-0.7
27EM022015	18M	280389	57.0	6.0	81.0	10.0	1.60	1.30	2.50	120.0	70.0	174.0	< 0.1	0.3
27EM022016	20M	280389	58.0	6.4	79.0	10.0	2.10	0.85	2.50	110.0	62.0	200.0	< 0.1	0.2
27EM022017	22M	280389	65.0	6.3	83.0	11.0	2.20	1.60	2.10	140.0	68.0	186.0	< 0.1	-0.8
27EM022018	24M	280389	63.0	6.4	75.0	9.5	1.75	0.65	2.10	120.0	63.0	188.0	< 0.1	-1.0
27EM022019	26M	280389	74.0	5.2	85.0	11.5	1.95	0.31	1.20	130.0	58.0	222.0	< 0.1	1.0
27EM022020	28M	280389	62.0	4.2	82.0	10.0	3.30	1.00	1.40	85.0	25.0	306.0	< 0.1	0.1
27EM022021	30M	280389	57.0	6.4	88.0	14.0	3.00	0.23	1.60	73.0	< 1.0	381.0	< 0.1	0.4
27EM022022	32M	280389	58.0	6.6	100.0	16.0	2.15	0.24	1.60	73.0	7.0	425.0	< 0.1	0.0
27EM022023	34M	280389	69.0	4.2	77.0	11.5	4.50	0.20	1.50	65.0	< 1.0	379.0	< 0.1	0.5

DGV-TNO ** OVERZICHT CHEMISCHE PARAMETERS ** Pagina: 1 24/08/90

TNO-Aanduiding	DHF m-mv	Datum	EC mS/m	EC* mS/m	PH (-)	O-PO4 mg/l	SIO2 mg/l	COD mgO/l	WATTYP* (-)	RELCA* %	TIC* mgC/l	CPCO2* m-atm	KVERZ* (-)
27EM022001	4M	280389	89.0	84.2	7.05	0.13	7.0	5.5	Fd2-CaHCO3	69.5	88.43	36.9	0.16
27EM022002	5M	280389	75.0	69.4	7.20	0.08	8.6	3.5	Fd2-CaMICL0	52.8	39.78	12.6	-0.23
27EM022003	6M	280389	73.0	68.2	7.20	0.06	8.1	4.0	Fd2-CaMICL0	52.6	39.79	12.6	-0.25
27EM022004	7M	280389	70.0	66.8	7.15	0.08	8.3	3.4	Fd2-CaMICL0	53.7	40.61	14.2	-0.30
27EM022005	8M	280389	71.0	67.1	7.10	0.07	7.0	3.5	Fd2-CaMICL0	53.7	41.04	15.8	-0.35
27EM022006	9M	280389	70.0	66.4	7.20	0.07	7.0	3.5	Fd2-CaMICL0	52.6	38.68	12.2	-0.28
27EM022007	10M	280389	69.0	66.3	7.20	0.08	7.7	3.2	Fd2-CaMICL0	52.6	38.01	12.0	-0.29
27EM022008	11M	280389	71.0	67.9	7.25	0.07	7.7	3.0	Fd2-CaMICL0	54.0	39.71	11.3	-0.19
27EM022009	12M	280389	66.0	63.1	7.30	0.05	6.4	5.0	Fd1-CaMICL0	54.2	36.20	9.4	-0.21
27EM022010	13M	280389	67.0	63.4	7.25	0.05	6.4	4.3	Fd1-CaMICL0	54.2	37.30	10.7	-0.25
27EM022011	14M	280389	65.0	63.1	7.35	0.07	5.8	3.0	Fd1-CaMIC0	54.7	36.88	8.6	-0.14
27EM022012	14M	280389	67.0	64.0	7.30	0.06	6.2	3.0	Fd1-CaMICL0	54.2	37.07	9.6	-0.20
27EM022013	14M	280389	67.0	64.2	7.25	0.06	6.2	4.9	Fd1-CaMICL0	54.6	37.96	10.9	-0.23
27EM022014	16M	280389	67.0	64.5	7.35	0.07	9.8	2.8	Fd2-CaMIC0	55.0	37.31	8.7	-0.13
27EM022015	18M	280389	73.0	69.9	7.40	0.06	5.5	2.7	Fd2-CaMICL0	54.4	37.15	7.7	-0.01
27EM022016	20M	280389	72.0	68.7	7.45	0.05	6.2	3.6	Fd2-CaMIC0	56.0	42.32	7.9	0.09
27EM022017	22M	280389	79.0	75.7	7.45	0.07	5.8	2.9	Fd2-CaMICL0	51.2	39.35	7.4	0.07
27EM022018	24M	280389	71.0	69.8	7.40	0.09	7.3	3.2	Fd2-CaMICL0	52.5	40.14	8.4	-0.01
27EM022019	26M	280389	78.0	76.9	7.40	0.10	9.8	3.3	Fd2-CaMICL0	53.6	47.38	9.8	0.11
27EM022020	28M	280389	70.0	67.5	7.35	0.10	9.6	3.9	Fd2-CaHCO30	63.1	65.97	15.3	0.20
27EM022021	30M	280389	71.0	70.1	7.35	0.12	11.7	3.8	Fc2-CaHCO3+	68.1	82.13	19.0	0.33
27EM022022	32M	280389	79.0	76.3	7.35	0.13	12.4	5.0	Fc2-CaHCO3+	70.8	91.57	21.1	0.42
27EM022023	34M	280389	69.0	67.3	7.40	0.12	12.4	5.0	Fc2-CaHCO3+	67.7	80.92	16.9	0.32

Bijlage 7: overzicht van de grondwaterstandsmetingen, verricht in de putten A1 t/m A8, A10, A11, B1 t/m B4 in oktober '89 en maart '90.

Stijghoogte (m)

Put	Maaiveld	Oktober '89		Maart '90		Verschil (m)
	tov NAP	tov mv	tov NAP	tov mv	tov NAP	
A1-1	13,50	3,45	10,05	3,02	10,48	0,43
A1-2		2,86	10,64	2,96	10,54	-0,10
A1-3		3,47	10,03	3,09	10,41	0,38
A2-1	10,45	1,91	8,54	1,11	9,34	0,80
A2-2		1,83	8,62	0,93	9,52	0,90
A3-3		1,91	8,54	1,12	9,33	0,79
A3-1	11,05	3,34	7,71	2,04	9,01	1,30
A3-2		3,33	7,72	2,02	9,03	1,31
A3-3		3,34	7,72	2,03	9,03	1,31
A4-1	8,70	2,08	6,62	0,84	7,86	1,24
A4-2		2,09	6,61	0,85	7,85	1,25
A4-3		2,13	6,57	0,91	7,79	1,22
A5-1	8,65	3,07	5,58	2,13	6,52	0,94
A5-2		3,08	5,57	2,13	6,52	0,95
A5-3		3,07	5,58	2,14	6,51	0,93
A6-1	5,35	0,85	4,50	0,72	4,63	0,13
A6-2		0,85	4,50	0,73	4,62	0,12
A6-3		0,87	4,48	0,73	4,62	0,14
A7-1	6,85	2,42	4,43	1,88	4,97	0,54
A7-2		2,42	4,43	1,87	4,98	0,55
A7-3		2,42	4,43	1,88	4,97	0,54
A8-1	4,20	0,56	3,64	0,25	3,95	0,31
A8-2		0,57	3,63	0,30	3,90	0,27
A8-3		0,56	3,64	0,27	3,93	0,28
A9-1	verval-					
A9-2	len					
A9-3						
A10-1	5,60	2,48	3,12	1,73	3,87	0,75
A10-2		2,49	3,11	1,76	3,84	0,73
A10-3		2,49	3,11	1,73	3,87	0,76
A11-1	4,40	0,90	3,50	0,58	3,82	0,32
A11-2		0,91	3,49	0,58	3,82	0,33
A11-3		0,88	3,52	0,58	3,82	0,30
B1-1	2,85	2,58	0,27	2,26	0,59	0,32
B1-2		2,59	0,26	2,26	0,59	0,34
B1-3		2,60	0,25	2,34	0,51	0,25
B2-1	0,40	0,81	-0,41	0,72	-0,32	0,09
B2-2		0,83	-0,43	0,73	-0,33	0,10
B2-3		0,83	-0,43	0,73	-0,33	0,10
B3-1	2,35	2,14	0,21	1,33	1,02	0,81
B3-2		2,11	0,24	1,48	0,87	0,63
B3-3		2,11	0,24	1,37	0,98	0,74
B4-1	1,80	1,43	0,37	0,19	1,99	1,62
B4-2		1,43	0,37	0,21	2,01	1,64
B4-3		1,42	0,38	0,22	2,02	1,64

N.B.: -1 = ondiepe filter,
-2 = middelste filter,
-3 = diepe filter,
(specificatie: zie bijlage 4, deel I).

Oppervlaktewaterpeilen (m tov NAP)	Oktober '89	Maart '90
IJssel (nabij put B4)	0,35	3,00
Soestwetering	-0,23	0,35
Polder Laag Zuthem	-0,04	-0,60
Overijssels Kanaal	5,70	5,60

Bijlage 8: specificatie van de berekeningen die ten grondslag hebben gelegen aan de profielen in figuur 3.

Overeenkomstig bij de berekeningen van de figuren a_1, b_1, c_1 en d_1 was:

Aantal kolommen: 50,
aantal rijen: 20,
celdimensies: 20 x 2 meter.

Randvoorwaarden:
bovenkant: vaste stijghoogten (specificatie: zie verschillen),
onderkant: ondoorlatend,
linker kant: ondoorlatend,
rechter kant: ondoorlatend.

Geohydrologische constanten ondergrond:
effectieve porositeit: 0,3.

Verschillend bij de berekeningen van de figuren a_1, b_1, c_1 en d_1 was:

Figuur a_1:

Stijghoogten bovenrand volgens vergelijking:
$H_k = (-N/2T)*(k-B)^2*X^2$, waarin:
H_k = stijghoogte (m) voor cel k,
k: celnummer,
X: afmeting van cel in X-richting (delta_X),
N: grondwateraanvulling (m/dag),
T: transmissiviteit (m2/dag),
B: constante voor cel k (bepaalt positie top c.q. dal van de parabool, afhankelijk van het teken van N).
Specificatie constanten: N = 1 mm/dag; T = 1000 m^2/dag; B = 50.

Geohydrologische constanten:
k_h = 25 m/dag,
k_v = 25 m/dag.

Figuur b_1:

Stijghoogteverloop bovenrand (m):

links	0,5208	0,7137	0,8278	0,9090	0,9693	1,013	1,041	1,054
0,0000	0,5639	0,7361	0,8451	0,9203	0,9777	1,019	1,044	1,055
0,2001	0,6010	0,7569	0,8576	0,9311	0,9856	1,024	1,047	1,056
0,3213	0,6337	0,7763	0,8714	0,9414	0,9931	1,029	1,050	rechts
0,4064	0,6630	0,7945	0,8846	0,9512	1,000	1,033	1,052	
0,4693	0,6895	0,8116	0,8971	0,9605	1,007	1,037	1,053	

Geohydrologische constanten:
k_h = 25 m/dag,
k_v = 0,25 m/dag.

Nota: het stijghoogteverloop is berekend m.b.v. een MODFLOW-profiel, met een overeenkomstige opzet en invulling als het FLOWNET-profiel, een grondwateraanvulling van 1 mm/dag en een vaste stijghoogte 0 voor cel (1,1).

Figuur c_1:
Stijghoogteverloop bovenrand (m):

links	0,0669	0,1265	0,1867	0,2493	0,3057	0,3477	0,3753	0,3885
0,0000	0,0766	0,1376	0,1949	0,2597	0,3137	0,3533	0,3785	0,3893
0,0220	0,0857	0,1482	0,2000	0,2697	0,3213	0,3585	0,3813	0,3897
0,0349	0,0943	0,1585	0,2151	0,2793	0,3285	0,3633	0,3837	rechts
0,0462	0,1000	0,1683	0,2272	0,2885	0,3353	0,3677	0,3857	
0,0568	0,1146	0,1777	0,2384	0,2973	0,3417	0,3717	0,3873	

Geohydrologische constanten: als bij figuur a_1.

N.B.: het stijghoogteverloop is berekend m.b.v. een MODFLOW-profiel, met een overeenkomstige opzet en invulling als het FLOWNET-profiel, een grondwateraanvulling van 1 mm/dag en een vaste stijghoogte voor de cellen (1,1), (10,1) en (20,1) met waarden van achtereenvolgens 0, 0,1 en 0,2 meter.

Figuur d_1:
Stijghoogteverloop bovenrand (m):

links	0,1625	0,2079	0,2666	0,2949	0,3583	0,4045	0,4348	0,4493
0,0000	0,1691	0,2215	0,2607	0,3070	0,3671	0,4106	0,4383	0,4502
0,0974	0,1732	0,2327	0,2000	0,3183	0,3755	0,4164	0,4414	0,4506
0,1301	0,1646	0,2428	0,2394	0,3291	0,3834	0,4216	0,4440	rechts
0,1443	0,1000	0,2522	0,2655	0,3393	0,3909	0,4265	0,4462	
0,1543	0,1806	0,2605	0,2816	0,3490	0,3979	0,4309	0,4480	

N.B.: het stijghoogteverloop is berekend m.b.v. een MODFLOW-profiel, met een overeenkomstige opzet en invulling als het FLOWNET-profiel, een grondwateraanvulling van 0,75 mm/dag voor de cellen (1,1)..(1,20) en 1 mm/dag voor de cellen (21,1)..(50,1) en een vaste stijghoogte voor de cellen (1,1), (10,1) en (20,1) met waarden van achtereenvolgens 0, 0,1 en 0,2 meter.

Geohydrologische constanten:
voor de cellen (2,1)..(9,1) en (11,1)..(19,1): k_h = 0,25 m/dag, k_v = 0,025 m/dag,
voor de cellen (21,1)..(50,2): k_h = 2,5 m/dag, k_v = 0,25 m/dag,
voor de cellen (1,1), (10,1), (20,1) en (1,2)..(20,2) en (1,3)..(50,20): k_h = 25 m/dag, k_v = 2,5 m/dag.

Bijlage 9: specificatie van de FLOWNET-berekeningen, gepresenteerd in figuur 4.

Specificatie figuren b, c, d en e:

Overeenkomstig bij de berekeningen van de figuren b, c, d en e was:

Aantal kolommen: 44,
aantal rijen: 25,
celdimensies: 250 x 3 meter.

Randvoorwaarden:
bovenkant: vaste stijghoogten (specificatie: zie verschillen),
onderkant: ondoorlatend,
linker kant: open,
rechter kant: open.

Geohydrologische constanten ondergrond:
cellen (1,1)..(28,25): k_h = 30 m/dag,
cellen (29,1)..(44,25): k_h = 16,7 m/dag.
effectieve porositeit: 0,3.

Verschillend bij de berekeningen van de figuren b, c, d en e was:

Figuur b:
Stijghoogteverloop bovenrand (m):

links	4,77	5,70	6,43	7,20	8,20	9,60	10,95	11,37
4,10	5,00	5,85	6,58	7,37	8,40	9,93	11,10	11,35
4,27	5,17	6,00	6,73	7,56	8,66	10,25	11,23	11,32
4,45	5,35	6,15	6,87	7,75	8,98	10,50	11,32	11,30
4,63	5,52	6,30	7,03	7,97	9,27	10,75	11,37	11,29

Stijghoogte linkerkant zijkant: 4,02 m, rechts
stijghoogte rechter zijkant: 11,29 m.
k_v = 30 m/dag.

Figuur c:
Stijghoogten bovenrand volgens vergelijking:
$H_k = (-N_k/2T_k)*(k-B_k)^2*X^2 + k*R_k*X + Ho_k$, waarin:
H_k = stijghoogte (m) voor cel k,
k: celnummer,
X: afmeting van cel in X-richting (delta_X),
N_k: grondwateraanvulling (m/dag) voor cel k,
T_k: transmissiviteit (m2/dag) voor cel k,
B_k: constante voor cel k (bepaalt positie top c.q. dal van de parabool, afhankelijk van het teken van N_k),
R_k: regionale gradiënt (m/1000m = dimensiloos) voor cel k,
Ho_k: constante (m) voor cel k.
Specificatie constanten:

Celno (k)	N (mm/dag)	T	B	R	Ho
1..3	0,72	2250	2	0,0092	3,8
4..6	0,72	2250	5	0,0092	3,68
7..9	0,72	2250	8	0,0096	3,45
10..14	0,72	2250	10	0,009	3,36
15..17	0,72	2250	16	0,0092	2,92
18..20	0,72	2250	19	0,0088	2,88
21..25	0,72	2250	23	0,001	2,07
26..28	0,72	2250	27	0,0011	1,27
29..44	0,72	1250	32	0,0012	0,64

Stijghoogte linker kant: 3,89 m,
sijghoogte rechter kant: 11,18 m.
k_v: als bij figuur b.

Figuur d:
Stijghoogte bovenrand: als bij figuur c,
k_v = 3 m/dag.

Figuur e:
Stijghoogte bovenrand: als bij figuur c,
k_v = 0,3 m/dag.

Specificatie figuur f en g:

Figuur f:

Aantal kolommen: 22,
aantal rijen: 25,
celdimensies: 500 x 3 meter.

Randvoorwaarden:
bovenkant: vaste stijghoogten, bepaald door de stijghoogten van twee opeenvolgende cellen van figuur b te middelen,
onderkant: ondoorlatend,
linker kant: open, 3,89 m,
rechter kant: open, 11,1 m.

Geohydrologische constanten ondergrond:
cellen (1,1)..(14,25): k_h = 30 m/dag,
cellen (15,1)..(22,25): k_h = 16,7 m/dag,
k_v = 30 m/dag,
effectieve porositeit: 0,3.

Figuur g:

Aantal kolommen: 11,
Anntal rijen: 25,
Celdimensies: 1000 x 3 meter.

Randvoorwaarden:
bovenkant: vaste stijghoogten, bepaald door de stijghoogten van twee opeenvolgende cellen van figuur f te middelen,
onderkant: ondoorlatend,
linker kant: open, 3,9 m,
rechter kant: open, 11,1 m.

Geohydrologische constanten ondergrond:
cellen (1,1)..(7,25): k_h = 30 m/dag,
cellen (8,1)..(11,25): k_h = 16,7 m/dag,
k_v = 30 m/dag,
effectieve porositeit: 0,3.

Bijlage 10: specificatie van de FLOWNET-berekeningen, gepresenteerd in figuur 6.

[illegible] bij [illegible] van [illegible] de figuren [illegible]

[illegible] 37,
[illegible] 20.
[illegible] 110 x 1,5 meter.

[illegible]
[illegible] zware stijgbergen (gevulde [illegible] met verandelijk),
[illegible] : onderwitteend.
[illegible]: open.
[illegible] zand: open.

[illegible] beladelbare constanten ondergrond.
[illegible] m'dag,
[illegible] m'dag,
[illegible] leve peerdheid: 0,3.

[illegible] bij de berekeningen van de figuren b, c, d en e waren

[illegible] b:
[illegible] ondergrondloop bovenzand (m):

0,50	0,49	-0,11	-0,34	-0,40	-0,29	0,09	0,10
0,21	0,08	-0,21	-0,35	-0,39	-0,30	0,12	0,32
0,04	-0,02	-0,26	-0,36	-0,37	-0,14	0,16	0,32
0,22	-0,07	-0,27	-0,39	-0,34	-0,28	-0,20	verwaa
0,17	-0,09	-0,30	-0,40	-0,22	-0,21	0,24	
0,24	-0,18	-0,32	-0,42	-0,27	0,01	0,39	

[illegible]ooste dunkere laag: 0,20 m, [illegible] ondergrondse rechter laag: 0,40 m.

[illegible] b:
[illegible] aanwezend zoenzand [illegible] zoetgens vergelijking:
$(-K_1(2\gamma_1)^2 K_{-1})^2 X^2 + K*X_1 X + H_0$, waarin:
[illegible] ondergrondsweerstand (m) voor celnummer K.
[illegible] m/dag,
[illegible] van cel in X-richting (delta_X),
[illegible] doorlatendheidsfactor (m/dag) voor cel K.
[illegible] m/dag) voor cel K,
[illegible] van cel c if paalr [illegible] dan van de perelmoot.
[illegible] van het [illegible] H_1,
[illegible] gradiënt [illegible] = dimensieloos) voor cel K,
[illegible] (m) voor cel K.
[illegible] constanten:

[illegible]	H (meter)	I	J	B	[illegible]
[illegible]	[illegible]	1050	[illegible]	[illegible]	[illegible]
[illegible]	[illegible]	1050	10	[illegible]	[illegible]
[illegible]	[illegible]	1050	17	[illegible]	[illegible]
[illegible]	[illegible]	1050	22	[illegible]	[illegible]
	0,72	[illegible]	27	[illegible]	-0,[illegible]
	0,72	1 50	32	0,00[illegible]	-0,[illegible]
	0,72	[illegible] 50	37	0,0005	-1,[illegible]
	[illegible]	1050	42	0,00025	-1,25
	[illegible]	1050	47	0,0003	[illegible]

[illegible] zuiver laag: 0 40 m, [illegible] ondergrondse rechter laag: 0,38 m.

Overeenkomstig bij de berekeningen van de figuren b en c was:

Aantal kolommen: 50,
aantal rijen: 20.
celdimensies: 125 x 1,5 meter.

Randvoorwaarden:
bovenkant: vaste stijghoogten (specificatie: zie verschillen),
onderkant: ondoorlatend,
linker kant: open,
rechter kant: open.

Geohydrologische constanten ondergrond:
k_h = 30 m/dag,
k_v = 30 m/dag,
effectieve porositeit: 0,3.

Verschillend bij de berekeningen van de figuren b, c, d en e was:

Figuur b:
Stijghoogteverloop bovenrand (m):

links	0,30	0,08	-0,17	-0,34	-0,40	-0,23	0,06	0,30
0,39	0,27	0,03	-0,21	-0,36	-0,39	-0,19	0,11	0,32
0,38	0,24	-0,01	-0,24	-0,38	-0,37	-0,14	0,16	0,33
0,37	0,21	-0,05	-0,27	-0,39	-0,34	-0,09	0,20	rechts
0,35	0,17	-0,09	-0,30	-0,40	-0,31	-0,04	0,24	
0,32	0,13	-0,13	-0,32	-0,41	-0,27	0,01	0,27	

Stijghoogte linker kant: 0,39 m, stijghoogte rechter kant: 0,33 m.

Figuur b:
Grondwaterstand bovenrand volgens vergelijking:
$H_k = (-N_k/2T_k)*(k-B_k)^2*X^2 + k*R_k*X + Ho_k$, waarin:
H_k = grondwaterstand (m) voor celnummer k,
k: celnummer,
X: afmeting van cel in X-richting (delta_X),
N_k: grondwateraanvulling (m/dag) voor cel k,
T_k: transmissiviteit (m2/dag) voor cel k,
B_k: constante voor cel k (bepaalt positie top c.q. dal van de parabool, afhankelijk van het teken van N_k),
R_k: regionale gradiënt (m/1000m = dimensieloos) voor cel k,
Ho_k: constante (m) voor cel k.
Specificatie constanten:

Celno (K)	N (mm/dag)	T	B	R	Ho
1..4	0,72	1050	4	-0,0003	0,48
5..14	0,72	1050	10	-0,0003	0,62
15..19	0,72	1050	17	-0,0003	0,53
20..24	0,72	1050	22	-0,0002	0,28
25..29	0,72	1050	27	-0,00005	-0,21
30..34	0,72	1050	34	0,00005	-0,54
35..39	0,72	1050	39	0,0002	-1,1
40..44	0,72	1050	43	0,00025	-1,25
45..50	0,72	1050	48	0,0003	-1,48

Stijghoogte linker kant: 0,40 m, stijghoogte rechter kant: 0,38 m.

Bijlage 11: specificatie van de FLOWNET-berekeningen, gepresenteerd in figuur 14, 16 en 12.

Overeenkomstig bij de berekeningen van de figuren

Randvoorwaarden:
bovenkant: vaste stijghoogten (specificatie: zie hieronder),
onderkant: ondoorlatend,
linker kant: ondoorlatend,
rechter kant: ondoorlatend.

Geohydrologische constanten ondergrond:
k_h = 10 m/dag,
k_v = 10 m/dag,
effectieve porositeit: 0,3.

Bij de berekening van de figuren 14 a_1 t/m 14 h_1 verder:

aantal kolommen: 50,
aantal rijen: 20,
celdimensies: 200 x 5 meter.

Stijghoogte bovenrand volgens vergelijking

$H_k = (N_k/2T_k)*(k-B_k)^2*X^2 + k*R_k*X + Ho_k$, waarin

H_k = stijghoogte (m) voor celnummer k,
k: celnummer,
X: afmeting van cel in X-richting (delta X),
N_k: grondwateraanvulling (m/dag) voor cel k,
T_k: transmissiviteit (m2/dag) voor cel k,
B_k: constante voor cel k (bepaalt: positie van de top van de parabool, afhankelijk van het teken van N_k),
R_k: regionale gradiënt (m/1000m = dimensieloos) voor cel k,
Ho_k: constante (m) voor cel k.

Voor alle figuren was: N = 1 mm/dag, T = 1000 m²/dag, R = 0,001.
Specificatie constanten B en Ho:
Figuur 14 a_1:
B = 45 en Ho = 38,52 voor k = 1..50.
Figuur 14 b_1:
B = 14 en Ho = 33,18 voor k = 1..27; B = 45 en Ho = 16,28 voor k = 28..50.
Figuur 14 c_1: Ho = 1,08 voor k = 1..50,
B = 9 voor k = 1..18; B = 27 voor k = 19..36; B = 45 voor k = 37..50.
Figuur 14 d_1: Ho = 0,78 voor k = 1..50,
B = 8 voor k = 1..14; B = 20 voor k = 15..26; B = 32 voor k = 27..38;
B = 44 voor k = 39..50.
Figuur 14 e_1: Ho = 0,12 voor k = 1..50,
B = 5 voor k = 1..10; B = 19 voor k = 11..20; B = 25 voor k = 21..30;
B = 35 voor k = 31..40; B = 45 voor k = 41..50.
Figuur 14 f_1: Ho = 0,12 voor k = 1..50,
B = 5 voor k = 1..9; B = 13 voor k = 10..17; B = 21 voor k = 18..25;
B = 29 voor k = 26..33; B = 27 voor k = 34..41; B = 45 voor k = 42 ..50.
Figuur 14 g_1: Ho = -0,02 voor k = 1..50,
B = 4 voor k = 1..7; B = 10 voor k = 8..13; B = 16 voor k = 14..19;
B = 22 voor k = 20..25; B = 28 voor k = 26..31; B = 34 voor k = 32..37;
B = 40 voor k = 38..43; B = 45 voor k = 44..50.
Figuur 14 h_1: Ho = -0,18 voor k = 1..50
B = 2 voor k = 1..5; B = 8 voor k = 6..10; B = 13 voor k = 11..15;
B = 18 voor k = 16..20; B = 22 voor k = 21..25; B = 29 voor k = 26..30;
B = 33 voor k = 31..35; B = 38 voor k = 36..40; B = 43 voor k = 41..45;
B = 45 voor k = 46..50.

De figuren 14 b_2 t/m 14 h_2 zijn afgeleid van de figuren a_1 t/m 14 h_1.
Aantal kolommen: 25,
aantal rijen: 20,
celdimensies: 400 x 5 meter.

Vaste stijghoogten bovenkant: bepaald door de stijghoogten van twee opeenvolgende cellen van de geassocieerde modellen 14 a_1 t/m 14 h_1 middelen.

De figuren 14 a_3 t/m 14 h_3 zijn afgeleid van de figuren a_2 t/m 14 h_2.

Aantal kolommen: 12,
aantal rijen: 20,
celdimensies: 800 x 5 meter.

Vaste stijghoogten bovenkant: bepaald door de stijghoogten van twee opeenvolgende cellen van de geassocieerde modellen 14 a_2 t/m 14 h_2 middelen.

Figuur 16a_1: als figuur 14 a_1, echter:
met betrekking tot vaste stijghoogten: N = 0 voor k = 1..45 in vergelijking (I) (alleen een regionale gradiënt voor de eerste 45 cellen).

Figuur 16 a_2: als figuur 16 a_1, echter:
$k_h = k_v = 5$ voor de cellen (15,1), (15,20).

Figuur 16 b_1: als figuur 14 b_1, echter:
stijghoogten volgens de vergelijking (II):
$H_k = H_{k-1} + R_k*X + SQM(dR(2..k)*X)$ waarin
H_k: stijghoogte (m) voor cel k,
k: celnummer,
X: afmeting van cel in X-richting (delta_X),
R_k: (liniaire) gradiënt voor cel k,
dR_k: verandering van de (liniaire) gradiënt voor cel k,
H_1 = 0,6 meter,
$R_1..R_{50}$ = 90E-5,
$dR_{20}..dR_{24}$ = 2E-5, $dR_{25}..dR_{29}$ = -5E-5, dR_{26} = -1E-5, $dR_{41}..dR_{50}$ = -10E-5.

Figuur 16 c_1: als figuur 14 c_1, echter:
met betrekking tot vaste stijghoogten: N = 0 voor k = 1..24 en 29..45 (alleen regionale gradiënt voor deze trajecten).

Figuur 16 d_1: als figuur 14 c_1, echter:
met betekking tot vaste stijghoogten: N = 0 voor k = 1..6, 12..24, 30 en 42..48 (alleen een regionale gradiënt voor deze trajecten).

Figuur 12 b: identiek aan figuur 14 g_1.

Figuur 12 c: identiek aan figuur 14 g_3.

BIBLIOTHEEK VRIJE UNIVERSITEIT
3 0000 01187 2193