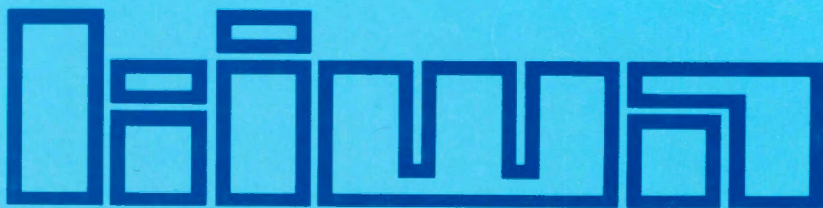
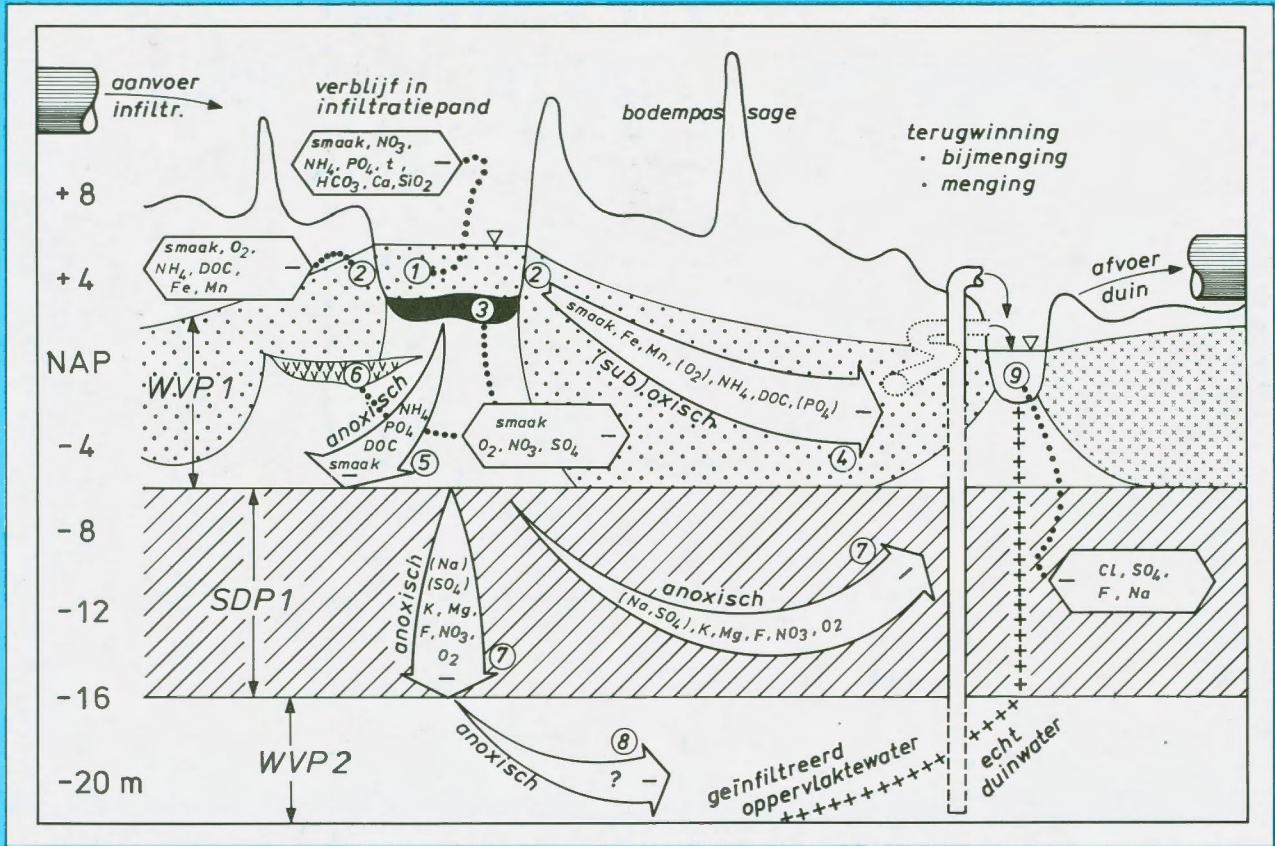


# macroparameters bij duininfiltratie



MACROPARAMETERS BIJ DUININFILTRATIE

tevens Basisrapport

"KWALITEITSVERANDERINGEN VAN OPPERVLAKTEWATER BIJ KUNSTMATIGE INFILTRATIE IN DE NEDERLANDSE KUSTDUINEN: MACROPARAMETERS", bij 5 deelrapporten (KIWA-SWE 366 t/m 370)

drs. P.J. Stuyfzand

Mededeling nr. 82 van het KIWA

Nieuwegein, april 1986

keuringsinstituut voor waterleidingartikelen kiwa n.v.

Keuringsinstituut voor Waterleidingartikelen KIWA N.V.

**Hoofdkantoor**  
Sir Winston Churchill-laan 273  
Postbus 70  
2280 AB Rijswijk  
Telefoon (070) 95 35 35  
Telex 32480

**Hoofdafdeling Speurwerk**  
Groningenhaven 7  
Postbus 1072  
3430 BB Nieuwegein  
Telefoon (03402) 6 08 60  
Telex 32480

INHOUD

	<u>Blz.</u>
SYNOPSIS	7
1 INLEIDING	8
1.1 Om welke kwaliteit gaat het	8
1.2 Belang van macroparameters	8
1.3 Achtergronden en motivatie	9
1.4 Organisatorisch kader	10
1.5 Relatie met deelrapporten, locaties van onderzoek	11
1.6 Concentratie van aandacht	14
1.7 Algemeen literatuuroverzicht	14
1.8 Opzet van deze mededeling	16
2 BESCHRIJVING VAN 5 SYSTEMEN VAN DUININFILTRATIE MET VOOR- EN NAZUIVERING	18
2.1 Algemene stroomdiagram	18
2.2 Voorzuivering en transport	19
2.3 Duininfiltratie	21
2.4 Nazuivering	21
3 EXPERIMENTELE OPZET	30
3.1 Bemonstering	30
3.2 Monstervoorbehandeling, conservering en analyse	34
3.3 Gegevensverwerking	36
3.3.1 Algemeen	36
3.3.2 Chemische bewerkingen	36
3.4 Onzekerheden in een stoffenbalans	38
4 HYDROLOGISCHE ASPECTEN	41
4.1 (Geo)hydrologische opbouw	41
4.2 Bodemverstopping van infiltratiemiddelen	44
4.2.1 Oorzaken en gevolgen	44
4.2.2 Ruimtelijke verdeling van accumulerend slib	45
4.2.3 Opheffing van verstopping	47
4.2.4 Periodieke verstopping	48
4.3 Bijmenging van duin- en regenwater	48
4.3.1 Algemeen	48
4.3.2 Oppervlaktewateraanvoer	49



	<u>Blz.</u>	
4.3.3	Regenwater	50
4.3.4	Ondiep duinwater	51
4.3.5	Diep duinwater	53
4.4	Regenwaterlenzen	53
4.5	Verdamping in infiltratiemiddelen	58
4.6	Verblijftijden	58
4.6.1	Algemeen	58
4.6.2	Modale verblijftijden	59
4.6.3	Spreiding en verdeling van verblijftijden	61
4.7	Demping van kwaliteitsfluctuaties	63
4.7.1	Oorzaken	63
4.7.2	Kwantificering van demping in het algemeen	64
4.7.3	Kwantificering van demping door bijmenging	65
4.7.4	Kwantificering van demping door verblijftijd- spreiding	66
4.7.5	Kwantificering van demping door andere factoren	67
4.7.6	Demping op stroomdraadniveau	67
4.7.7	Demping op subsysteemniveau	69
4.7.8	Demping op totaal-systeemniveau	70
5	OORSPRONKELIJKE SAMENSTELLING VAN HET DOORSTROOMDE PAKKET	74
5.1	Eerste watervoerend pakket	74
5.1.1	Duinzand	74
5.1.2	Veen	79
5.1.3	Zeezand (strandwalformatie)	80
5.2	Eerste slecht doorlatende pakket	80
6	KWALITEIT VAN AANGEVOERDE OPPERVLAKTEWATEREN	83
6.1	Inleiding	83
6.2	Voorgezuiverd Lekwater	83
6.2.1	Gemiddelde samenstelling	83
6.2.2	Seizoensafhankelijke fluctuaties	88
6.2.3	Fluctuaties van en trends in jaargemiddelden	92
6.3	Voorgezuiverd Maaswater	94
6.3.1	Gemiddelde samenstelling	94
6.3.2	Seizoensafhankelijke fluctuaties	95
6.3.3	Fluctuaties van en trends in jaargemiddelden	96

	<u>Blz.</u>	
6.4	Boezemwater (LDM)	98
6.4.1	Gemiddelde samenstelling	98
6.4.2	Seizoensafhankelijke fluctuaties	98
6.4.3	Fluctuaties van en trends in jaargemiddelden	99
6.5	Polderwater (Ouddorp)	99
6.6	Haringvlietwater	99
7	KWALITEIT VAN BIJGEMENGDE WATEREN	101
7.1	Regenwater	101
7.1.1	Algemeen	101
7.1.2	Zeezouten	102
7.1.3	Terrigene en luchtverontreinigingsbestanddelen	104
7.1.4	Vogel-excrementen	104
7.2	Ondiep duinwater	107
7.3	Diep duinwater	108
8	KWALITEITSVERANDERINGEN IN INFILTRATIEMIDDELEN	111
8.1	Inleiding	111
8.2	Gemiddelde kwaliteitsverandering	111
8.2.1	Algemene tendenzen	111
8.2.2	Ruimtelijke variaties	112
8.2.3	Gevolgen verdere voorzuivering	117
8.3	Seizoensafhankelijke fluctuaties	119
8.4	Demping van seizoenfluctuaties	122
8.5	Processen van kwaliteitsverandering	123
8.5.1	Overzicht	123
8.5.2	Atmosferische depositie en verdamping	124
8.5.2.1	Algemeen	124
8.5.2.2	Berekening van kwaliteitsveranderingen	126
8.5.2.3	Resultaten	127
8.5.3	Gasuitwisseling met de atmosfeer	128
8.5.4	Opslag in biomassa	131
8.5.5	Ontharding	133
8.5.6	Microbiologische afbraak	134
9	KWALITEITSVERANDERINGEN TIJDENS BODEMPASSAGE	139
9.1	Inleiding	139
9.2	Het (sub)oxische eerste watervoerend pakket	141

	<u>Blz.</u>	
9.2.1	Gemiddelde kwaliteitsverandering	141
9.2.2	Verloop met de afstand	143
9.2.3	Seizoensafhankelijke fluctuaties	147
9.2.4	Demping van seizoenfluctuaties	147
9.2.5	Fluctuaties van en trends in jaargemiddelden	154
9.2.6	Kolomexperimenten	157
9.3	Het anoxische eerste watervoerend pakket	160
9.3.1	Gemiddelde kwaliteitsveranderingen	160
9.3.2	Verloop met de afstand	161
9.3.3	Seizoensafhankelijke fluctuaties	163
9.3.4	Demping van seizoenfluctuaties	164
9.3.5	Fluctuaties van en trends in jaargemiddelden	166
9.3.6	Kolomexperimenten	169
9.4	Het eerste slecht doorlatend pakket	171
9.5	Accumulatie van stoffen in bodemslib en duinzand	174
9.5.1	Algemene aspecten	174
9.5.2	De vorming van bodemslib	175
9.5.3	Samenstelling van bodemslib en onderliggend duinzand	177
9.6	Processen van kwaliteitsverandering	181
9.6.1	Overzicht	181
9.6.2	Filtratie	182
9.6.3	Nitrificatie	183
9.6.4	Mineralisatie van organische stof	186
9.6.5	Neerslag en oplossing van sulfiden	198
9.6.6	Oplossing en neerslag van carbonaten, silicaten en fosfaten	202
9.6.7	Uitwisseling, (chemi)sorptie en fixatie	209
9.7	Kwantificering en modellering	219
9.7.1	Massabalansen	219
9.7.2	Fosfaatdoorslag	222
9.7.3	SiO <sub>2</sub> -uitwisseling	227
10	KWALITEITSVERANDERINGEN BIJ DUININFILTRATIE (ALS GEHEEL)	230
10.1	Wat houdt duininfiltratie in bij GW en de DWL	230
10.2	Gemiddelde kwaliteitsveranderingen	233
10.3	Seizoensafhankelijke fluctuaties	237
10.4	Demping van kwaliteitsfluctuaties	237
10.5	Fluctuaties van en trends in jaargemiddelden	239

	<u>Blz.</u>	
10.6	Interpretatie van effecten van duininfiltratie	246
10.6.1	Overzicht van factoren en processen	246
10.6.2	Onderdelen van duininfiltratie en hun bijdrage	247
10.6.3	Bijmenging in detail	252
10.6.4	Effecten van verdere voorzuivering	256
10.6.5	Effecten van verschillen in bodemslibbeheer	258
10.6.6	Open versus gesloten terugwinning	259
10.7	Doorslag, uitputting, uitloging e.d.	260
10.7.1	Concrete vragen	260
10.7.2	Noodzakelijke berekeningen	261
10.7.3	Resultaten en bedenkingen	265
10.7.4	Fosfaat-doorslag een feit	265
10.7.5	Nitraat-doorslag en continue denitrificatie?	266
10.7.6	Eliminatie van organische stoffen een blijvende zaak?	268
10.7.7	Uitloging van kalk en Fe-, Mn- en SiO <sub>2</sub> -bevattende mineralen?	272
10.7.8	Uitwisseling van Na en Mg en K-fixatie	276
10.7.9	Gedrag van sulfaat	277
10.7.10	Continuïteit van afvlakking van kwaliteits- fluctuaties	278
11	DUININFILTRATIE VERGELEKEN MET VOOR- EN NAZUIVERING	280
11.1	Voorzuivering bij GW en de DWL	280
11.2	Nazuivering bij GW en de DWL	283
11.3	Vergelijking	283
11.3.1	Presentatie	283
11.3.2	Voorzuivering	284
11.3.3	Duininfiltratie	289
11.3.4	Nazuivering	295
12	SAMENVATTING EN CONCLUSIES	296
12.1	Algemeen	296
12.2	Duininfiltratie een ingewikkeld proces	297
12.3	Vergelijkbaarheid duininfiltratiesystemen niet groot	298
12.4	Unieke monitoring	298



	<u>Blz.</u>	
12.5	Geohydrologische en geochemische opbouw	299
12.6	Kwaliteitsveranderingen in infiltratiemiddelen	300
12.7	Kwaliteitsveranderingen bij bodempassage	301
12.8	Bijmenging van regenwater, ondiep en diep duinwater	304
12.9	Open versus gesloten terugwinning	307
12.10	Kwaliteitsveranderingen bij duininfiltratie als geheel	307
12.11	Afvlakking	308
12.12	Processen en factoren	309
12.13	Uitloging, ophoping en doorslag	313
12.14	Duininfiltratie vergeleken met andere zuiverings- systemen	315
12.15	Bruikbare tracers voor hydrologisch onderzoek in de duinen	317
12.16	Regenwaterlenzen	318
13	AANBEVELINGEN	319
13.1	Voor kwaliteitsmonitoring	319
13.2	Voor nader onderzoek	319
	VERANTWOORDING	321
	LITERATUUR	322
BIJLAGE A	SAMENSTELLING VAN DE KIWA-WERKGROEP "HYGIËNISCHE ASPEC- TEN BIJ BODEMPASSAGE"	
BIJLAGE B	DEFINITIES VAN VEEL GEBRUIKTE BEGRIPPEN	
BIJLAGE C	VEEL GEBRUIKTE SYMBOLEN EN AFKORTINGEN (EXCLUSIEF CHEMISCHE EN FYSISCH-CHEMISCHE PARAMETERS)	
BIJLAGE D	VERKLARING VAN VEEL GEBRUIKTE SYMBOLEN EN AFKORTINGEN VAN KWALITEITSPARAMETERS, HUN MEETEENHEDEN, GESCHATTE ANALYTISCHE NAUWKEURIGHEDEN EN CONVERSIEFACTOREN	
BIJLAGE E	OVERZICHT VAN DE DIVERSE MACROPARAMETERANALYSE- PAKKETTEN	
BIJLAGE F	JAARLIJKSE HOEVEELHEDEN GEINFILTREERD OPPERVLAKTEWATER (IN $10^6 \text{ M}^3 \text{ J}^{-1}$ ) D.M.V. OPEN INFILTRATIEMIDDELEN BIJ ALLE KUNSTMATIG GRONDWATERAANVULLENDE WATERLEIDINGBE- DRIJVEN AFZONDERLIJK EN GEZAMENLIJK ( $\Sigma$ ), VAN HET BEGIN T/M 1981	

## SYNOPSIS

Kwaliteitsveranderingen van (voorgezuiverd) oppervlaktewater bij kunstmatige open infiltratie in de duinen zijn bestudeerd aan de hand van bedrijfsgegevens van: het Provinciaal Waterleidingbedrijf Noord-Holland (PWN), Gemeentewaterleidingen Amsterdam (GW), de N.V. Leidsche Duinwater Maatschappij (LDM), de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage (DWL) en de N.V. Watermaatschappij Zuid-West-Nederland (WMZ).

Dit onderzoek richt zich op ca. 30 macroparameters, d.w.z. hoofd- en nevenbestanddelen van water plus een aantal som- of groepsparameters, beide in de orde van  $\text{mg L}^{-1}$ .

Op de volgende vragen wordt ingegaan:

- (a) hoe verandert de samenstelling van het ingelaten oppervlaktewater bij duininfiltratie, om te beginnen in de open infiltratiemiddelen, vervolgens bij bodempassage en tenslotte bij terugwinning na bijmenging met echt duinwater?;
- (b) welke processen zijn hiervoor verantwoordelijk en van welke factoren zijn deze afhankelijk?;
- (c) waar treden deze processen op, m.a.w. hoe zit het duininfiltratiesysteem in elkaar, uit welke onderdelen bestaat het?;
- (d) zijn er seizoensafhankelijke fluctuaties in kwaliteitsverandering?;
- (e) raakt het duin uitgeloofd, hopen stoffen zich erin op en treedt er doorslag op, na globaal zo'n 30 jaar infiltratie?;
- (f) hoe komt de toch zo geprononceerde afvlakking van kwaliteitsfluctuaties tot stand. Is dit alleen een hydrologische manipulatie of ook het gevolg van fysisch-chemische interacties?; en
- (g) wat zijn uiteindelijk de sterkste en zwakste kanten van duininfiltratie, vergeleken met voor- en nazuivering?

Een uitvoerige samenvatting met conclusies wordt gegeven in hoofdstuk 12.

## 1 INLEIDING

### 1.1 Om welke kwaliteit gaat het

Kwaliteitsveranderingen van oppervlaktewater (bij duininfiltratie) kunnen worden onderverdeeld in (a) veranderingen in de zogenaamde macroparameters, dat wil zeggen hoofd- en nevenbestanddelen van water plus een aantal som- of groepsparameters, beide in de orde van mg/l; (b) veranderingen in anorganische microverontreinigingen; (c) veranderingen in organische microverontreinigingen; (d) microbiologische veranderingen en (e) veranderingen in toxiciteit.

In dit rapport wordt uitsluitend aandacht geschonken aan macroparameters (zie tabel 3.2) bij open infiltratie, d.w.z. met hiervoor bestemde vijvers of kanalen. In KIWA-Mededeeling 81 met als titel "Microverontreiniging en duininfiltratie" (onder redactie van Stuyfzand, 1984g) komen de punten b t/m e aan de orde.

### 1.2 Belang van macroparameters

Onderzoek naar de welhaast als "klassiek" te bestempelen macroparameters blijft, ondanks een verdrukking uit de actuele sfeer van belangstelling door microverontreinigingen, buitengewoon belangrijk en interessant en wel hierom:

(1) aan drinkwater worden kwaliteitseisen gesteld, ook t.a.v. macroparameters (zie tabel 3.2). Enerzijds dreigen niet of slechts met hoge kosten te verwijderen componenten c.q. parameters als Cl, Na en het elektrisch geleidingsvermogen (in drinkwater) nu en dan de norm te overschrijden. Anderzijds moeten de voor- en nazuivering optimaal zijn afgesteld om de soms hoge gehalten aan  $\text{NH}_4$ ,  $\text{PO}_4$ , Fe en Mn alsmede de hoge kleur,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik en smaak beneden de norm te krijgen;

(2) voor een beter begrip, evaluatie en monitoring van bij duininfiltratie werkzame processen zijn gegevens over macroparameters essentieel. Het gedrag van microverontreinigingen blijkt n.l. sterk afhankelijk te zijn van o.a. de redox-potentiaal, sorptiecapaciteit van de grond en temperatuur (zie Mededeeling 81).

Een alternatieve maat voor de niet (goed) meetbare en volgens Lindberg & Runnells (1984) weinig zeggende redox-potentiaal, vormen redoxkoppels als  $\text{Fe}^{++}/\text{Fe}^{+++}$  en  $\text{SO}_4/\text{H}_2\text{S}$  (Stumm & Morgan, 1981) of

simpeler het al dan niet aanwezig zijn van  $O_2$ ,  $NO_3$ ,  $SO_4$ ,  $H_2S$  en  $CH_4$  in geïnfiltreerd oppervlaktewater.

Een goede maat voor de lokaal goed meetbare doch regionaal sterk variërende uitwisselingscapaciteit van het te doorstromen pakket kan de kwantificering van adsorptie van macroparameters (o.a. Na, K, Mg, F) zijn;

(3) ondanks voorzuivering bevat het aangevoerde oppervlaktewater toch nog dikwijls te hoge concentraties aan nutriënten als  $PO_4$ ,  $NO_3$ ,  $NH_4$  en K, althans voor de ecosystemen in en rond infiltratiemiddelen en kwelplassen, in de van nature oligotrofe duinen (o.a. Van Dijk, 1984). Het gedrag van deze macroparameters bij bodempassage is dus vanuit ecologisch standpunt zeer interessant; en

(4) diverse macroparameters vormen bruikbare tracers (natuurlijke labels) van het geïnfiltreerde oppervlaktewater, hetgeen zeer nuttig is voor hydrologische toepassingen als bepaling van verblijftijden, verblijftijdspreiding en herkomst alsmede de visualisering van grondwaterstromingspatronen (zie b.v. Stuyfzand, 1985b; Stuyfzand & Stuurman, 1985; Stuyfzand & Moberts, 1986).

### 1.3 Achtergronden en motivatie

Vanuit diverse maatschappelijke groeperingen komen de laatste jaren steeds meer vragen over het nut en de noodzaak van het gebruik van duingebieden ten behoeve van de drinkwatervoorziening. De aanleiding voor de meeste van deze vragen waren de plannen van rijksoverheid en de bedrijfstak voor uitbreiding van infiltratie van oppervlaktewater in de duinen in de komende decennia. Deze uitbreidingsplannen hebben reacties opgeroepen, vooral bij belangengroepen, die zich inzetten voor het natuurbehoud.

De overheid, met name in Zuid-Holland, heeft zich tot taak gesteld om door middel van onderzoek voldoende beleidsinstrumenten te verzamelen om de belangen van drinkwatervoorziening en natuurbehoud verantwoord af te kunnen wegen. Dit zogenaamde Integrale Onderzoek is in 1983 afgerond met een eindrapport (IODZH, 1983).

De duinwaterbedrijven hebben zich naar aanleiding van de ontstane vragen de taak gesteld de beschikbare informatie bij de bedrijven te verzamelen en te rapporteren. De KIWA-commissie "Infiltratie" fungeert daarbij onder andere als stimulerend en coördinerend lichaam. Hoewel er in 1969 door de WIRDU (zie par. 1.4) gerapporteerd



is over kwaliteitsveranderingen bij duininfiltratie, bestond toch grote behoefte aan een nieuwe inventarisatie.

Ten eerste, omdat er inmiddels ruim 16 jaren verstreken zijn na het verschijnen van dat rapport en het gedrag van stoffen bij duininfiltratie mogelijk veranderd is.

Ten tweede, omdat het aantal gemeten kwaliteitsparameters inmiddels fors is toegenomen, enerzijds door nieuwe technieken en anderzijds door een gegroeide behoefte i.v.m. specifieke verontreinigingen van het water.

Een zeer belangrijk aspect van het infiltreren van oppervlaktewater in de duinen is de optredende kwaliteitsverandering van het water in hygiënisch opzicht. Van hygiënisch onbetrouwbaar oppervlaktewater wordt op bedrijfszekere wijze een "betrouwbaar grondwater" gemaakt. De vraagstelling van de Commissie Infiltratie daarbij is, in hoeverre dit aantoonbaar optreedt, van welke factoren deze transformatie afhankelijk is en wat het verdere lot van de verwijderde stoffen en organismen is. Ter beantwoording van deze vraag is de Werkgroep "Hygiënische Aspecten bij Bodempassage" opgericht. Het eerste programmapunt van deze Werkgroep is de bestaande gegevens te inventariseren, te verzamelen, te rapporteren en te interpreteren, alsmede aan de hand van de verkregen informatie nadere voorstellen te formuleren ten aanzien van bedrijfsvoering en verder onderzoek. Dit programmapunt is in de vorm van deze Mededeling en Mededeling 81 afgerond.

Voorliggende studie diende tevens als basis voor onderzoek naar het gedrag bij duininfiltratie van parameters, die van direct belang zijn voor de gezondheid, zoals organische en anorganische microverontreinigingen, bacteriën, virussen, genotoxische stoffen etc. (zie Mededeling 81). Een tertiair oogmerk was tenslotte het inzicht te verhogen in het gedrag van macroparameters bij bodempassage in andere systemen, zoals bij de winning van oevergrondwater (Stuyfzand, 1985c).

#### 1.4 Organisatorisch kader

Op 28 november 1951 werd de (eerste) Commissie Infiltratie van het KIWA geïnstalleerd in verband met een toegenomen belangstelling voor kunstmatige infiltratie. Na de rapportage door deze Commissie

in 1958 is zij ter ziele gegaan.

In de zestiger jaren is vervolgens de Werkgroep Infiltratie Rivierwater in de Duinen (WIRDU) opgericht. In 1969 bracht de WIRDU het rapport "Kwaliteitsverandering bij infiltratie in de duinen" uit (Lips et al, 1969).

In 1973 werd de WIRDU omgevormd tot de huidige KIWA-commissie, in verband met de meer dan regionale betekenis van het onderzoek.

Op 8 juni 1979 is op initiatief van deze Commissie Infiltratie de Werkgroep Hygiënische Aspecten bij Bodempassage geïnstalleerd. Voor de samenstelling van de Werkgroep wordt verwezen naar appendix A. In grote lijnen is de taak van deze Werkgroep het bevorderen, begeleiden en vooral coördineren en rapporteren van onderzoek naar het gedrag van stoffen, die via kunstmatig geïnfiltreerd water in de bodem worden gebracht en die voor de gezondheid van de drinkwaterconsument van belang zijn. Het merendeel van de onderzoeken is en wordt uitgevoerd door de in de Werkgroep participerende bedrijven en instellingen:

- Duinwaterleiding van 's-Gravenhage (DWL);
- Gemeentewaterleidingen Amsterdam (GW);
- Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland (PWN);
- N.V. Leidsche Duinwater Maatschappij (LDM);
- N.V. Watermaatschappij Zuid-West-Nederland (WMZ);
- Keuringsinstituut voor Waterleidingartikelen KIWA N.V. (KIWA);
- Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM).

Het voorliggende onderzoek, op basis van door de waterleidingbedrijven en RIVM verzamelde gegevens, is gefinancierd door de Vereniging van Exploitanten van Waterleidingbedrijven in Nederland (VEWIN), met bijdragen van het PWN, GW, LDM, DWL en WMZ. Deze studie vormt een onderdeel van het aan het KIWA opgedragen VEWIN-speurwerkproject "Kwaliteitsaspecten van kunstmatige infiltratie".

#### 1.5 Relatie met deelrapporten, locaties van onderzoek

Het voorliggende rapport kan worden opgevat als het integrerende en diepgaander interpreterende basisrapport, behorende bij 5 deelrapporten (Stuyfzand, 1983 b, 1984 a-d). Deze bevatten elk een uitgebreide compilatie en min of meer beperkte interpretatie van waterkwaliteitsgegevens met betrekking tot controle en onderzoek van

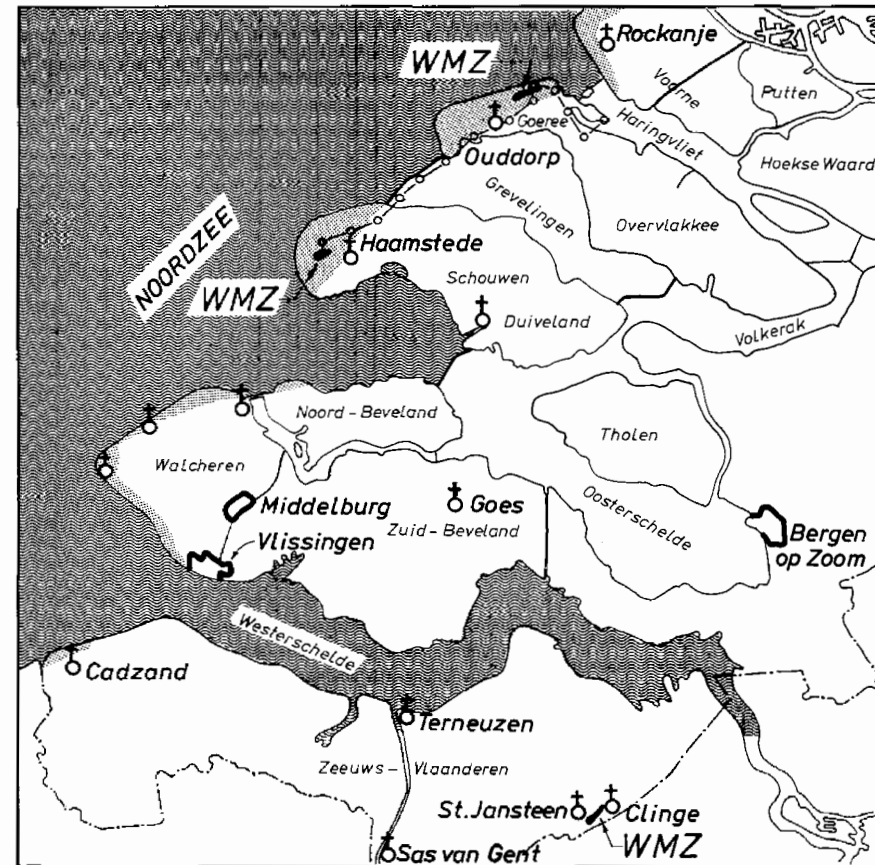
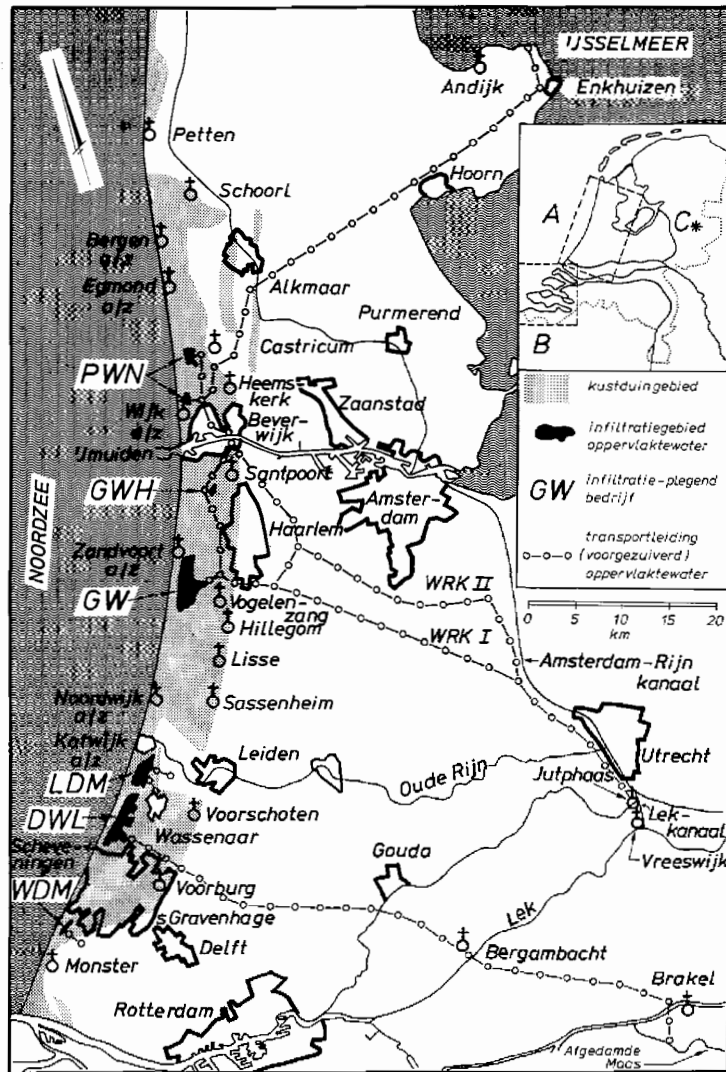
kunstmatige infiltratie in een afzonderlijk kustduingebied, zoals routinematig verzameld door het verantwoordelijke waterleidingbedrijf. Dit zijn, gaande van noord naar zuid: (1) het infiltratiegebied ten westen van Castricum, Noord-Holland (kaartblad\* 19C), onder beheer van het Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland (PWN); (2) het infiltratiegebied ten zuiden van Zandvoort aan Zee, Noord-Holland (kaartblad\* 24H), onder beheer van Gemeentewaterleidingen Amsterdam (GW); (3) het infiltratiegebied ten zuiden van Katwijk aan Zee, Zuid-Holland (kaartblad\* 30E) onder beheer van de Leidsche Duinwater Maatschappij (LDM); (4) het infiltratiegebied ten noorden van Scheveningen, Zuid-Holland (kaartbladen\* 30E en 30G), onder beheer van de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage (DWL); en (5) het infiltratiegebied ten noord-oosten van Ouddorp, op Goeree, Zuid-Holland (kaartbladen\* 36G + H), onder beheer van de N.V. Watermaatschappij Zuid-West-Nederland (WMZ).

De bovenstaande volgorde is tevens die der 5 deelrapporten. De locatie van deze infiltratiegebieden staat in fig. 1.1 weergegeven. Te zamen werd in 1980 in deze gebieden 89 % geïnfiltreerd van de totale hoeveelheid kunstmatig geïnfiltreerd oppervlaktewater in Nederland. Dit betreft 12 % van de totale hoeveelheid in Nederland geproduceerd drinkwater.

Hier niet bestudeerd zijn de tevens in fig. 1.1 weergegeven infiltratiegebieden ten noorden van Wijk aan Zee (PWN), ten noord-westen van Haarlem (Gemeentelijk Waterbedrijf Haarlem, GWH), ten zuiden van Den Haag (Westlandsche Drinkwaterleiding Maatschappij N.V., WDM), ten westen van Haamstede, op Schouwen (WMZ), bij St. Jansteen en Clinge in Zeeuws-Vlaanderen (WMZ) en aan de noord-westrand van Enschede (Openbare Nutsbedrijven Enschede, ONE).

Voor kwaliteitsgegevens met betrekking tot kunstmatige infiltratie van polderwater in de waterwingebieden St. Jansteen en Clinge (Zeeuws-Vlaanderen) wordt verwezen naar Stuyfzand (1985a). Aanvankelijk maakte dit gebied tevens deel uit van dit onderzoek. Er kon echter geen interpretatie worden gegeven van het daar verzamelde cijfermateriaal in termen van kwaliteitsveranderingen bij bodempassage van kunstmatig geïnfiltreerd polderwater. Dit komt door een te gering verschil in kwaliteit tussen oorspronkelijk grondwater en

\* Topografisch, 1 : 25.000



Figuur 1.1 - Ligging van gebieden met kunstmatige infiltratie via hiervoor bestemde vijvers of kanalen in (A) het kustduingebied van Noord- en Zuid-Holland, (B) de provincies Zeeland en Zuid-Holland en (C) Enschede



kunstmatig geïnfiltreerd oppervlaktewater, een relatief hoog percentage oorspronkelijk grondwater in het teruggewonnen ruwe water en de infiltratie van 2 soorten oppervlaktewater.

Toevoeging van beschikbare macroparametergegevens, afkomstig van het infiltratiegebied te Wijk aan Zee (PWN) en dat te Haamstede (WMZ), aan het ruim 5.10<sup>6</sup> macroparameteranalyses bevattende gegevensbestand werd niet zinvol geacht. Deze gebieden zijn betrekkelijk kort in gebruik (respectievelijk sinds 1975 en 1978).

#### 1.6 Concentratie van aandacht

Min of meer centraal in dit onderzoek stonden aanvankelijk de routinematig verzamelde gegevens van 1969 t/m 1978. De Werkgroep "Hygiënische Aspecten bij Bodempassage" startte immers in 1979 met haar activiteiten, terwijl een belangrijk deel van gegevens van vóór 1969 al in het eerder vermelde WIRDU-rapport waren verwerkt. Waar dit mogelijk was en zinvol werd geacht, zijn echter oudere en recentere gegevens toegevoegd ter completering van het bestand in tijd en parameters.

De intensiteit van onderzoek der 5 infiltratiegebieden is in afnemende volgorde die van DWL, GW, PWN, LDM en WMZ. Deze volgorde loopt min of meer parallel met de omvang van de infiltratie, de hoeveelheid ingebracht cijfermateriaal, de omvang van het geanalyseerde macroparameterpakket en de interpreteerbaarheid.

#### 1.7 Algemeen literatuuroverzicht

Over deelaspecten van het onderhavige onderzoek is sinds de vijftiger jaren nogal wat geschreven.

Een min of meer algemeen overzicht van de toen onderzochte kwaliteitsveranderingen en hiervoor verantwoordelijke processen wordt gegeven door de volgende auteurs:

- Baars (1956, 1960: onderzoek bij de LDM);
- KIWA-Commissie Infiltratie (1958: onderzoek bij de LDM, WMZ-St. Jansteen en het toenmalig Gemeentelijk Waterleidingbedrijf Enschede);
- Baars & Le Cosquino de Bussy (1960: onderzoek bij de LDM);
- Van Haaren (1965: onderzoek bij GW);
- Leeftlang (1965: onderzoek bij PWN en ook DWL);

- Huisman & Van Haaren (1965: onderzoek bij GW);
- Lips et al (1969: het zogenaamde WIRDU-rapport, met voor het eerst relatief veel cijfermateriaal, over de jaren 1959 t/m 1968 van vooral het PWN en de DWL en daarnaast GW en LDM);
- Lips (1970: een samenvatting van het WIRDU-rapport);
- Haasnoot & Leeftang (1971: een symposiumpresentatie van het WIRDU-rapport met aanvullende gegevens over de infiltratietechniek);
- Bos et al (1971: onderzoek naar effecten van verdere voorzuivering bij de DWL);
- Lips (1972: een meer theoretische beschouwing van optredende processen);
- Van Puffelen (1972, 1974, 1979: onderzoek bij de DWL);
- Davelaar (1978: vooral een evaluatie van het effect van duininfiltratie ten opzichte van voor- en nazuivering met name voor de jaren 1975-1977);
- Tangena (1980: een evaluatie van literatuurgegevens met aanzetten voor een modelmatige bestudering van kwaliteitsveranderingen);
- Stuyfzand (1983b, 1984a-d: zie par. 1.5);
- Van Puffelen (1985: een samenvatting van KIWA-mededeling 81 en Stuyfzand 1983b, 1984a-d).

Specifiek op nutriënten (i.c.  $PO_4$ -ortho,  $NO_3$ ,  $NH_4$  en K) gericht onderzoek is met name gepubliceerd door auteurs verbonden aan het Centrum voor Milieukunde en/of de Vakgroep Milieubiologie, beide van de Rijksuniversiteit Leiden: Steenkamp (1979), Steenkamp & De Groot (1979), De Groot (1979, 1981), Oosterhout et al (1982), Van Dijk (1979, 1982, 1984) en Van Dijk & Bakker (1982). Kritiek op De Groot (1981) is geleverd door Van Beek & Van Puffelen (1981).

Relevante kolomproeven met (voorgezuiverd) oppervlaktewater en duinzand zijn beschreven door Huisman et al (1952-1955), Van Haaren (1956-1962), Van der Kroon & Van de Laar (1969), Lips et al (1969), Hrubec (1974, 1975) en Hrubec et al (1984).

Ondanks deze bestaande berg waardevolle literatuur, is toch de inspanning voor deze Mededeling geleverd. De reden is, dat de bovengenoemde publicaties veel informatie in verbrokkelde vorm aanbieden, zonder tot een integratie van alle informatie in een consistent beeld te komen. In deze leemte wordt hier, hopelijk ook naar het oordeel van de lezer, voorzien.

Daartoe worden dikwijls langere perioden van infiltratie beschouwd, zodat er een (betere) evaluatie kan plaatsvinden van de gevolgen van beheersmaatregelen, als het droogzetten van infiltratiemiddelen en een verbetering van de voorzuivering, alsmede van het "doorslaan" van bepaalde verbindingen. Het inzicht wordt tevens verhoogd door de geconstateerde kwaliteitsveranderingen op bepaalde meetpunten in verband te brengen met randvoorwaarden als het grondwaterstromingspatroon, bijmenging van duinwater, demping van kwaliteitsfluctuaties en de geochemische zonering van het infiltratiepakket.

### 1.8 Opzet van deze Mededeling

Alvorens in te gaan op de kwaliteitsveranderingen van oppervlaktewater bij duininfiltratie (hoofdstukken 8 t/m 10), worden eerst de volgende aspecten behandeld:

- de werking van de 5 bestudeerde systemen van duininfiltratie met voor- en nazuivering (hoofdstuk 2);
- de experimentele opzet, met aandacht voor o.a. de bemonstering, monstervoorbehandeling, chemische berekeningen en onzekerheden in stoffenbelansen (hoofdstuk 3);
- hydrologische aspecten van uiteenlopende aard (hoofdstuk 4);
- de oorspronkelijke samenstelling van het doorstroomde (kunstmatig geïnfiltreerde) pakket (hoofdstuk 5);
- de kwaliteit van de diverse aangevoerde oppervlaktewateren (hoofdstuk 6) en
- de kwaliteit van de bijgemengde wateren, n.l. regenwater, ondiep en diep duinwater (hoofdstuk 7).

Dan komen eerst de kwaliteitsveranderingen in de infiltratiemiddelen aan de orde (hoofdstuk 8), vervolgens die bij bodempassage op stroomdraadniveau (hoofdstuk 9) en dan pas die bij duininfiltratie als geheel (hoofdstuk 10).

Het laatste thema vormt een vergelijking van de effecten van duininfiltratie met die van voor- en nazuivering (hoofdstuk 11). Een uitvoerige lijst conclusies en samenvatting zijn opgenomen in hoofdstuk 12. Aanbevelingen voor nader onderzoek en optimalisering van monitoring volgen tenslotte in hoofdstuk 13.

Veel gebruikte begrippen als voor- en nazuivering, duininfiltratie,

diep en ondiep duinwater, doorslag, sorptie etc. worden in een aparte lijst (bijlage B) omschreven. Hierbij sluit een lijst van veel gebruikte symbolen en afkortingen (bijlage C) aan.



## BESCHRIJVING VAN 5 SYSTEMEN VAN DUININFILTRATIE MET VOOR- EN NAZUIVERING

Ter bevordering van de overzichtelijkheid en vergelijkbaarheid wordt in dit hoofdstuk de aangekondigde informatie grotendeels in tabellen ondergebracht. Een uitvoeriger tekstuele uitleg en meer details met betrekking tot elk infiltratiegebied afzonderlijk, zijn in het desbetreffende deelrapport te vinden. Daarvoor in de plaats wordt men hier op saillante verschillen gewezen in de systemen van duininfiltratie, alsmede in de toegepaste voor- en nazuivering.

### 2.1 Algemeen stroomdiagram

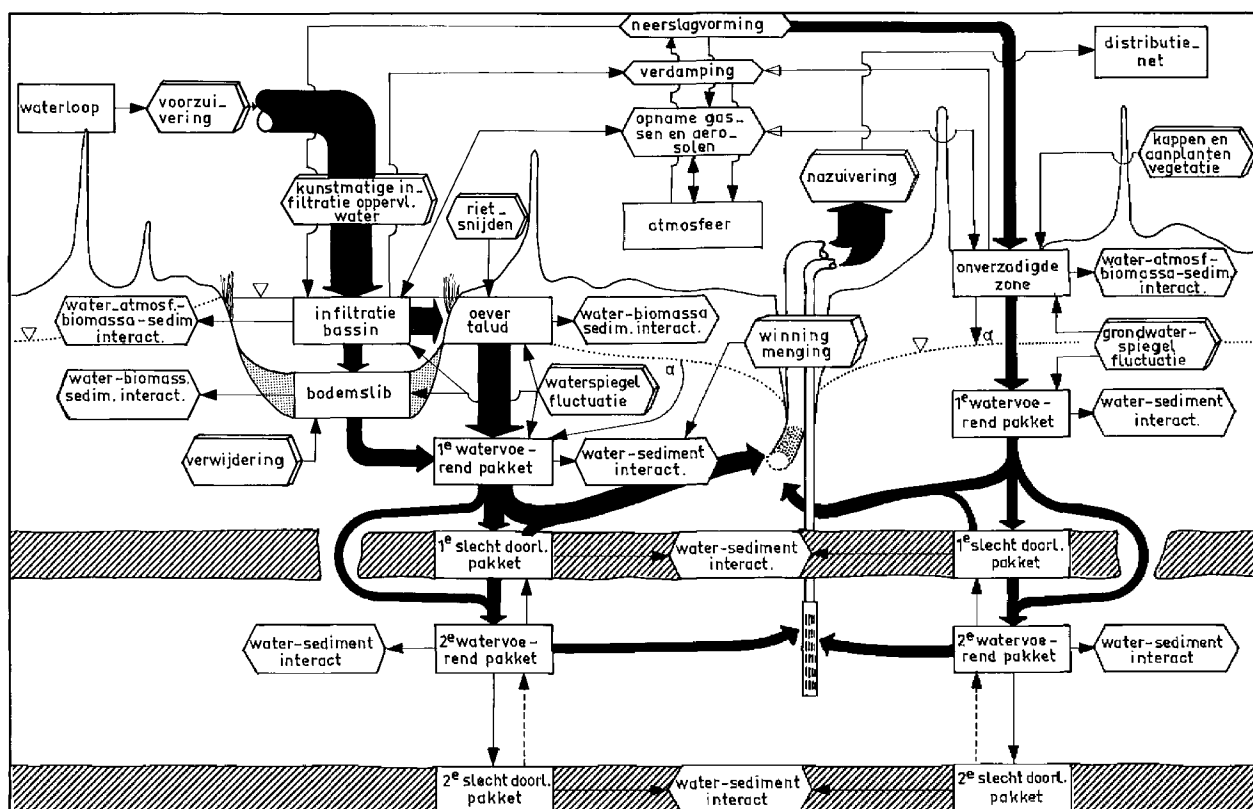
In welke compartimenten een wèl en een nièt kunstmatig geïnfiltreerde waterdruppel achtereenvolgens belanden, langs welke weg dit geschiedt, welke processen van invloed zijn op de samenstelling ervan en waar beide gemengd worden, is voor de bestudeerde duininfiltratiegebieden geschematiseerd in fig. 2.1.

Belangrijke punten uit dit stroomdiagram zijn:

(1) er zijn 12 compartimenten, waarin het water korter of langer vertoeft, te weten: specifiek voor het regenwater de atmosfeer en onverzadigde zône en specifiek voor kunstmatig geïnfiltreerd oppervlaktewater de waterloop van herkomst, het infiltratiebassin, oevertalud en bodemslib. Beide watersoorten verblijven in het 1e en eventueel 2e watervoerende pakket, eventueel in het 1e en/of 2e slecht doorlatende pakket en, bij winning, in het distributienet. Niet aangegeven in fig. 2.1 is een verzamelbekken of -kanaal, waar het (terug)gewonnen water bij een aantal bedrijven (zie tabel 2.1) in uitstroomt, alvorens in de nazuivering te belanden;

(2) niet of moeilijk beïnvloedbare processen, die de kwaliteitsverandering veroorzaken, zijn voor beide watersoorten achtereenvolgens de water-atmosfeer-biomassa-sediment interactie en water-sediment interactie;

(3) beïnvloedbare processen, die de kwaliteitsverandering mede bepalen, zijn specifiek voor regenwater het kappen of aanplanten van vegetatie en specifiek voor kunstmatig geïnfiltreerd oppervlaktewater de voorzuivering en het al of niet verwijderen van oevervegetatie (bijvoorbeeld riet) en van bodemslib. Voor beide watersoorten zijn dit het opwekken van grondwaterspiegelfluctuaties (slechts



Figuur 2.1 - Stroomdiagram voor systemen van duininfiltratie. Als rechthoeken zijn weergegeven de compartimenten waarin het water korter of langer vertoeft, als zeshoeken niet of moeilijk beïnvloedbare processen, die de kwaliteitsverandering mede bepalen, en als zwaarder uitgevoerde zeshoeken de beïnvloedbare processen

ten dele beïnvloedbaar), de menging, winning (de hoeveelheid ervan bepaalt de verblijftijd van water ondergronds) en nazuivering.

De verschillende aard van de processen en het grote aantal compartimenten maken, dat het onderhavige onderzoek een veelheid van aspecten bevat. De belangrijkste hiervan zijn van hydro(geo)logische, procestecnologische, limnologische, biogeochemische en hydrogeochemische aard.

## 2.2 Voorzuivering en transport

De voorzuivering wordt gedefinieerd als de voorbehandeling van het oppervlaktewater vóór intrede in de eigenlijke infiltratiemiddelen in het duingebied. Zij geschiedt overal bij het innamepunt, behalve bij de LDM, waar dit alleen bij het noordelijke inlaatpunt in een speciaal bekken in het duingebied plaatsvindt.

Zoals uit tabel 2.1 blijkt, zijn er nogal wat verschillen in start

Tabel 2.1 - Overzicht van gegevens betreffende de start van infiltratie, herkomst, huidige voorzuivering en transport van het kunstmatig te infiltreren water, in de 5 bestudeerde infiltratiegebieden

inf. gebied param.	PWN Castricum	GW Zandvoort	LDM Katwijk	DWL Scheveningen	WMZ Ouddorp					
start infiltratie	15-8-1957	20-4-1957	1-4-1940	29-11-1955	18-5-1955					
herkomst kunstmatig geïnfiltrerde water	Lekkanaal te Jutphaas† (WRK) en van 1974 tot juni 1981 circa 10 % IJsselmeerwater van Andijk (Andijk-rein)	Lekkanaal te Jutphaas† (WRK)	tot 1972 zij-sloot van Valkenburgsche Watering, daarna tevens een zijarm van Wassenaarse Watering, beide in verbinding met Oude Rijn	tot 15-3-76 Lek te Berg-ambacht, daarna Afgedamde Maas te Brakel α	tot 23-6-72 Oude Nieuwlandse Watering (polderwater), daarna tevens Haringvliet 2 km O. van Haringvliet-sluizen η					
processtappen voorzuivering*:										
	WRK	Andijk-rein	WRK tot '74-8	WRK na '74-8	Zuid	Noord	Lek-water	Maas-water	Pol-der-water	Haring-vliet-water
zeving		2	-	-	-	-	-	-	-	-
breekpuntchloring		3	-	-	-	-	-	-	-	-
FeSO <sub>4</sub> -dosering		4	-	-	-	-	-	1 β	-	-
opslag		1	-	-	-	-	-	(2)	-	-
beluchting	zie	-	-	-	-	-	1	-	-	-
sedimentatie		-	-	4	1	2	2	-	-	-
snelfiltratie		7	1	5	-	-	3	4	-	-
FeCl <sub>3</sub> -dosering	GW	-	-	1 γ	-	-	-	-	-	-
FeClSO <sub>4</sub> -dosering		-	-	-	-	1	-	-	-	-
CaHCO <sub>3</sub> -dosering		5	-	-	-	-	-	-	-	-
vlokvoiming		6	-	3	-	-	-	-	-	-
NaOH-dosering		-	-	2 ε	-	-	-	-	-	-
act.koolfiltratie m		8	-	-	-	-	-	-	-	-
transportchloring		9 f	2 g	6 h	-	-	4 i	3,5 j	-	1 k
traject gesloten transportleiding	Jutph.→ verdeelv.→ Castric. (WRK I)	Andijk→ Cas-tricum	Jutphaas → verdeelv. (WRK I)	oude inlaat→ zuid	inlaat→ vlieg-veld → noord	Berg-amb.→ Scheveningen	Brakel→ Berg-amb.→ Scheveningen	ON-wete-ring→ inf. gebied	Scheel-wet-ring→ Ouddorp	
lengte in km	81	51	54	1.5	3	45	74	0.5	11.5	
open transport-leiding(en)	verdeelv. GW	-	toevoerslo-ten in duin-gebied	-	-	-	-	-	-	-
lengte in km	0.05	-	3.5-6.0	-	-	-	-	-	-	-

\* = de nummering geeft de volgorde aan; † = thans Nieuwegein; α = in 1976 en 1977 nog met resp. weinig en zeer weinig Lekwater bijgemengd; β = 10 mg/l Fe als FeSO<sub>4</sub>, na 1980 5 mg/l; γ = 3 mg/l Fe als FeCl<sub>3</sub>; δ = 10 mg/l Fe als FeClSO<sub>4</sub>; ε = 10-15 mg/l; f = 0,08 mg/l ClO<sub>2</sub>; g = 3 mg/l; h = 3 mg/l, vanaf 1976 beneden 10 °C geen; i = 3 mg/l, vanaf 1976 1,5 doch beneden 8 °C geen; j = 0.5 mg/l doch beneden 8 °C geen; k = 1 mg Cl/l, doch beneden 10 °C geen; m = vanaf 1978/79; η = gemiddeld over 1973-1978: 37 % polder- en 63 % Haringvlietwater. Tijdens de maanden mei tot en met september is het % Haringvlietwater circa 95 %

van infiltratie, herkomst, voorzuivering en transport van het ingelaten water in de 5 bestudeerde gebieden. Dit bevordert de onderlinge vergelijkbaarheid van kwaliteitsveranderingen bij duininfiltratie geenszins. Als meest op elkaar gelijkend kan de situatie bij het PWN, GW en de DWL van 1957 tot 1974 worden aangemerkt, en daarna die van het PWN en GW.

Uit tabel 2.1 volgt tevens, dat alleen al door een verandering van watersoort of voorzuivering de kwaliteit van het te infiltreren water in geen der 5 gebieden constant is geweest.

### 2.3 Duininfiltratie

Onder duininfiltratie wordt *sensu stricto* verstaan, wat er na het gesloten transport tot in het duingebied met het kunstmatig te infiltreren oppervlaktewater gebeurt, totdat het in de eerste nazuiveringstrap belandt. Dit betekent, dat achtereenvolgens het transport in de toevoersloten bij GW, het verblijf in infiltratiemiddelen en ondergronds, de terugwinning, de onvermijdelijke bijmenging met duinwater en het verblijf in leiding, kanaal of verzamelkom gerekend worden tot duininfiltratie.

Diverse aspecten van het systeem van duininfiltratie zijn gerubriceerd in tabel 2.2 met betrekking tot de 5 bestudeerde gebieden. Benadrukt wordt, dat het hier het systeem in zijn totaliteit betreft. De systemen vertonen op alle punten min of meer grote verschillen onderling, behalve ten aanzien van de periodiciteit sinds 1972 (alle continu). De systemen zijn alle in de loop der tijd op praktisch alle punten wel veranderd, hetgeen meer in detail in de betreffende deelrapporten is vermeld. Het meest hieronder lijdt het infiltratiesysteem van de WMZ, waardoor de interpretatie van de kwaliteitsgegevens hier aanzienlijk bemoeilijkt is.

Voor de situering van de infiltratiegebieden met terugwinningsmiddelen wordt naar de figuren 2.2-2.6 verwezen. Voor de in tabel 2.2 opgenomen (geo)hydrologische aspecten dient voorts hoofdstuk 4 te worden geraadpleegd. In-serie-schakeling van infiltratiemiddelen komt veel voor bij het PWN, GW, LDM en de WMZ. Bij de DWL worden bijna alle infiltratiemiddelen daarentegen via afzonderlijke vertakkingen van een pijpleiding gevoed (zie Bosch, 1965).

Onderscheiden worden in tabel 2.2 (a) infiltratiegeulen (GW) of panden (PWN), (b) infiltratiekanalen (WMZ) en (c) infiltratiepannen (DWL) of vijvers (LDM). De eerste zijn vele honderden meters lange, gegraven geulen met een breedte van 25-30 m, een geringe diepte (0,8-1 m) en tamelijk flauw oplopende oevertaluds (fig. 2.7). Infiltratiekanalen onderscheiden zich hiervan door een hogere lengte/breedteverhouding en steiler oplopende oevertaluds. De infiltratiepannen en -vijvers zijn zeer grillig van vorm en diepte (1-4 m), dikwijls omdat het oorspronkelijk duinpannen waren (fig. 2.8).

### 2.4 Nazuivering

Onder nazuivering wordt verstaan de behandeling van (terug)gewonnen

	PWN Castricum	GW Zandvoort	LDM Katwijk	DWL Scheveningen	WMZ Ouddorp
configuratie van het infiltratiegebied <sup>1</sup>	14 panden, 400 m bij 30 m elk, 1 m diep  zie fig. 2.2	40 geulen, 500-800 m bij 25-40 m elk, 0.8 m diep  zie fig. 2.3	ca. 15 vijvers grillig van vorm en ca. 7 geulen; gemiddelde diepte = 1.8 m zie fig. 2.4	24 pannen, zeer grillig van vorm; gemiddelde diepte = 1.5 m zie fig. 2.5	2 kanalen van 1500 m, 1 van ca. 700 m lengte, alle 10 m breed, 1.5 m diep zie fig. 2.6
afstand tot kustlijn <sup>e</sup> mediaan hiervan	450-1200 m 900 m	800-2400 m 1400 m	600-2000 m 1100 m	350-1900 m 700 m	400-1150 m 700 m
periodiciteit infiltratie	continu	continu	tot 1963 discontinu <sup>2</sup> , daarna continu	continu	tot 1972 discontinu <sup>2</sup> , daarna continu
mechanische verwijdering bodemslib	1-2 x/j tot 1972 f	1 x/3 j tot 1974 g	1½ x/j	zelden (incidenteel)	zelden
tot. natte opp. <sup>1</sup>	1,8.10 <sup>5</sup> m <sup>2</sup>	8.10 <sup>5</sup> m <sup>2</sup>	5.10 <sup>5</sup> m <sup>2</sup>	10.10 <sup>5</sup> m <sup>2</sup>	0,4.10 <sup>5</sup> m <sup>2</sup>
hoeveelheid geïnfiltr. (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> /j)	20.3 * 16.6 **	53.0 * 46.3 **	13.7 * 19.4 **	43.5 * 45.4 **	1.2 * 2.1 **
geprod. drinkwater (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> /j)	13.7 * 10.6 **	63.2 * 56.9 **	14.7 * 20.1 **	41.7 * 43.8 **	
te infiltreren kolom opp.water**	0.25 m/d	0.16 m/d	0.11 m/d	0.12 m/d	0.14 m/d
modale afstand* ondergronds (m)	circa 70	81	circa 90	circa 65	100
modale verblijftijd ondergronds*	70 d	90 d	70 d	70 d	135 d
modale stroomsnelheid (m/d)*	1.00	0.90	1.29	0.93	0.74
gemidd. demping Cl-fluctuaties (d)	59 % ab -	73 % a 72 % *	61 % a 55 % *	64 % a -	- -
bijmenging ondiep duinwater*	3.5 %	13.7 %	circa 11 %	8.7 %	18 % **
bijmenging diep duinwater*	9.8 % * 12.9 % **	8 % * 0,7 % **	13 % * 8 % **	11 % * 6,5 % **	< 30 % * < 14 % **
betrokken watervoerende pakketten (WVP) zie figuur 3.1-3.5	1e WVP=MV (=3 m+NAP) tot 5 m -NAP; 2e WVP= 20-35 m-NAP	1e WVP= MV tot 5 m-NAP	1e WVP = MV tot 2 m-NAP	1e WVP = MV tot 6 m-NAP 2e WVP = 10-40 à 80 m-NAP	1e WVP = MV tot 2 m-NAP
betrokken slecht doorlatende lagen/pakketten (SDP) zie figuur 3.1-3.5	veen op 0-1 m+NAP (zie fig. 2.1); 1e SDP = van 5 tot 20 m-NAP	veen op 1-3 m+NAP (zie fig. 2.1); 1e SDP = van 5 tot 23 m-NAP	1e SDP (veenhoudend) van 2-4 m-NAP	- veen op ± NAP # - SDP Ia van 2-4 m-NAP # - SDP Ib van 6-10 m-NAP	1e SDP van 2-4 m-NAP
terugwinning geïnfiltrerd water d.m.v.:	750 pompputten in 1e WVP en 1e SDP en 50 pompputten in 2e WVP zie fig. 2.2	kanalen en drains op 0-1 m+NAP zie fig. 2.3	69 pompputten in 1e WVP, drains op NAP en kanalen zie fig. 2.4	drain op NAP (afnemend) en pompputten in 1e en 2e WVP (toenemend) zie fig. 2.5	drains op NAP zie fig. 2.6
open verzamelbekken vóór nazuivering	nee	ja	westelijk: nee oostelijk: ja	(nee)	nee

\* = gemiddeld over 1969-1978; \*\* = gemiddeld over 1979-1981; <sup>1</sup> = sinds 1965 (GW), 1972 (PWN), 1975 (DWL), 1976 (LDM) en 1978 (WMZ); <sup>2</sup> = alleen 's-winters infiltratie; a = gemiddelde 1969-1975; b = alleen Sec.M; # = zie fig. 2.1; WVP = watervoerend pakket; SDP = slecht doorlatend pakket; MDP = matig doorlatend pakket; MV = maaiveld; e = kortste afstand van infiltratiemiddelen tot de voet van de zeereep; f = daarna niet meer; g = daarna niet meer, behalve in 1982

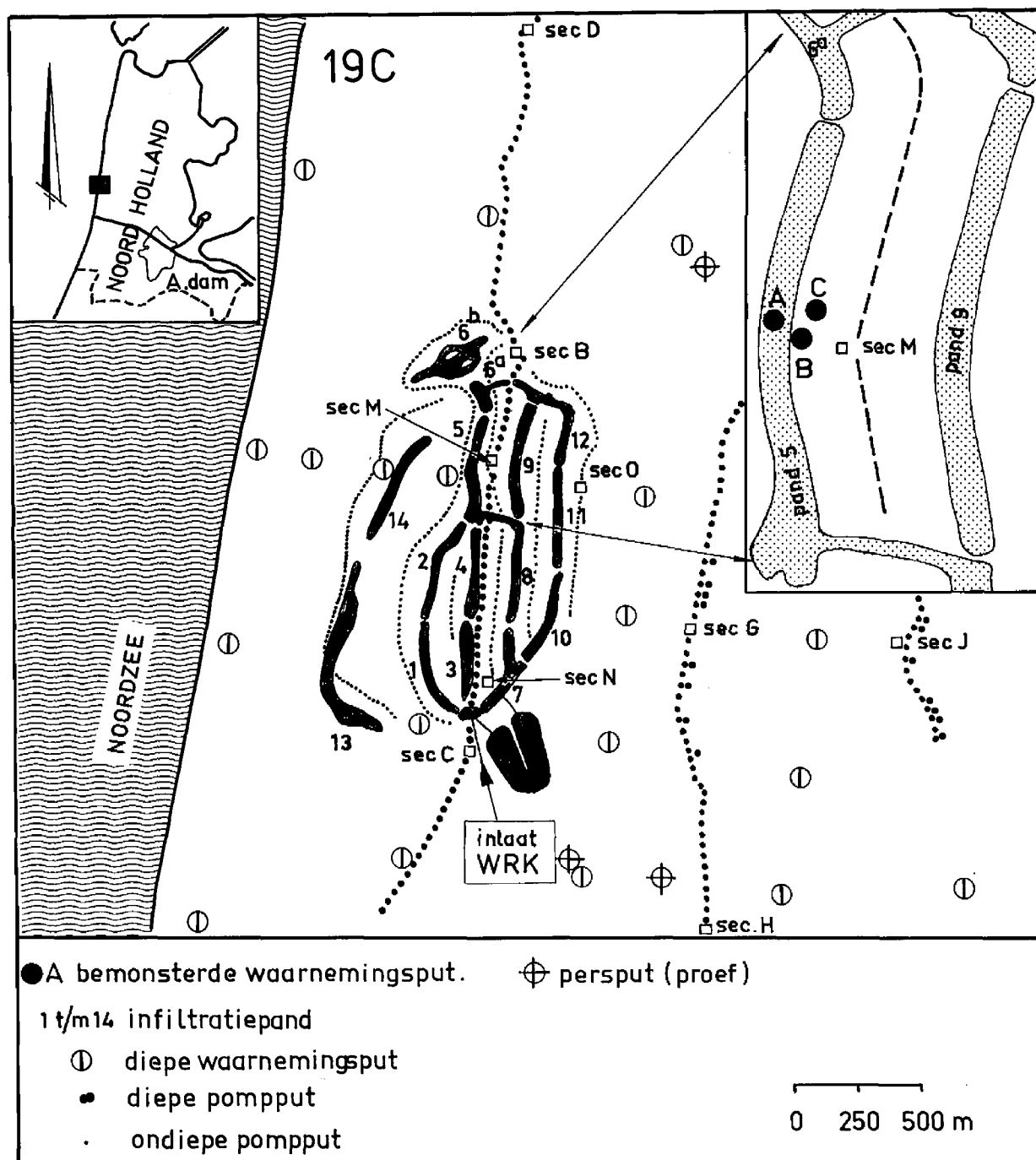
Tabel 2.2 - Overzicht van gegevens betreffende het systeem van duininfiltratie in de 5 bestudeerde infiltratiegebieden

water volgens één of meer niet-natuurlijke processen. De nazuivering van het met duinwater bijgemengde rivierwater geschiedt bij de 5 bestudeerde bedrijven volgens het in tabel 2.3 gegeven overzicht. Hieruit blijkt, dat de huidige volgorde van afnemende nazuivering is die bij LDM/ WMZ, DWL/GW en PWN. Tevens kan worden opgemerkt, dat de nazuivering in de loop der tijd is uitgebreid, omstreeks 1958-1960 bij het PWN en GW en omstreeks 1975-1978 bij de LDM en WMZ-Ouddorp.

Tabel 2.3 - Overzicht van de nazuivering van het met duinwater bijgemengde rivierwater bij het PWN (pompstation Castricum), GW, LDM, DWL en WMZ (pompstation Ouddorp). De nummering geeft de volgorde van de zuiveringstrappen aan

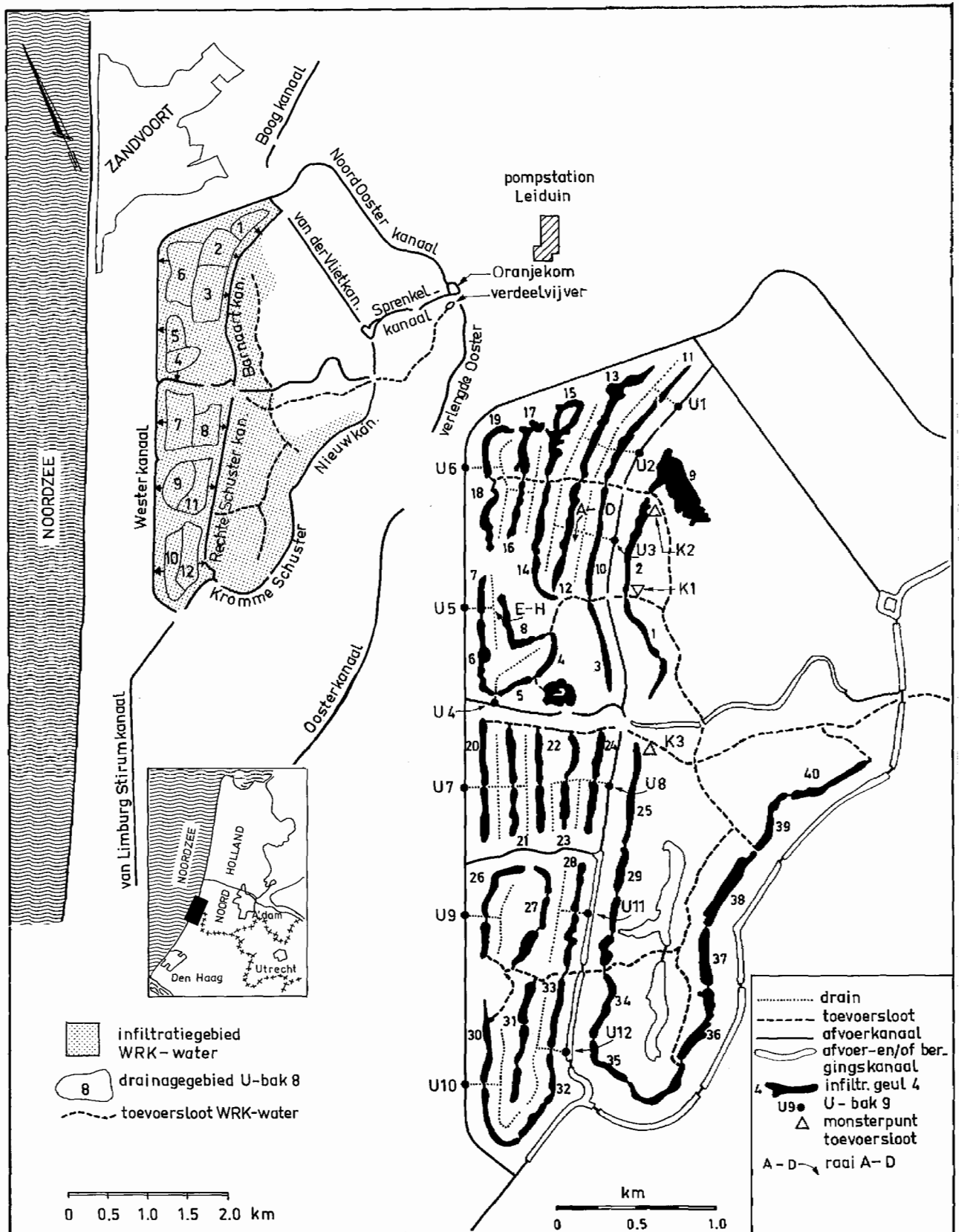
	PWN Castricum	GW Zandvoort	LDM Katwijk	DWL Scheveningen	WMZ Ouddorp
beluchting	1	2	3	2;4	1
ozonisatie	-	-	1 f	-	3 k
NaOH-dosering	-	1 c	-	-	-
act.koolfiltr.	-	-	-	-	4 L
poederkooldos.	2 a	3 d	2 g	1 i	-
snelfiltratie	3	4	4	3	2
langz.zandfiltr.	-	5	5	5	-
chloring	4 b	6 e	6 h	6 j	5 m
fluoride-dos.	-	B	-	-	C

a = sinds 1960 (4 mg/l); b = 0,3 mg/l ClO<sub>2</sub>; c = sinds 18-6-1974 (tot pH = 8.1);  
d = sinds juni 1958 (circa 4 mg/l); e = 0.8 mg Cl/l in CBL tot 1983, daarna  
geen; f = sinds 1978 (1,5 mg O<sub>3</sub>/l); g = sinds 1977 (4-7 mg/l; h = mg Cl/l in  
CBL; i = sinds 1955 (eerste jaren 1,5 mg/l, geleidelijk verhoogd tot 8 mg/l);  
j = alleen indien noodzakelijk; k = sinds november 1976 (2-4 mg O<sub>3</sub>/l); L = sinds  
1975; m = 0,25 mg Cl/l in CBL; B = van april 1972 - 20 februari 1974, tot 1.1  
mg/l F; C = van 1972 tot 1974 tot circa 1 mg/l F; CBL = chloor-bleekloog

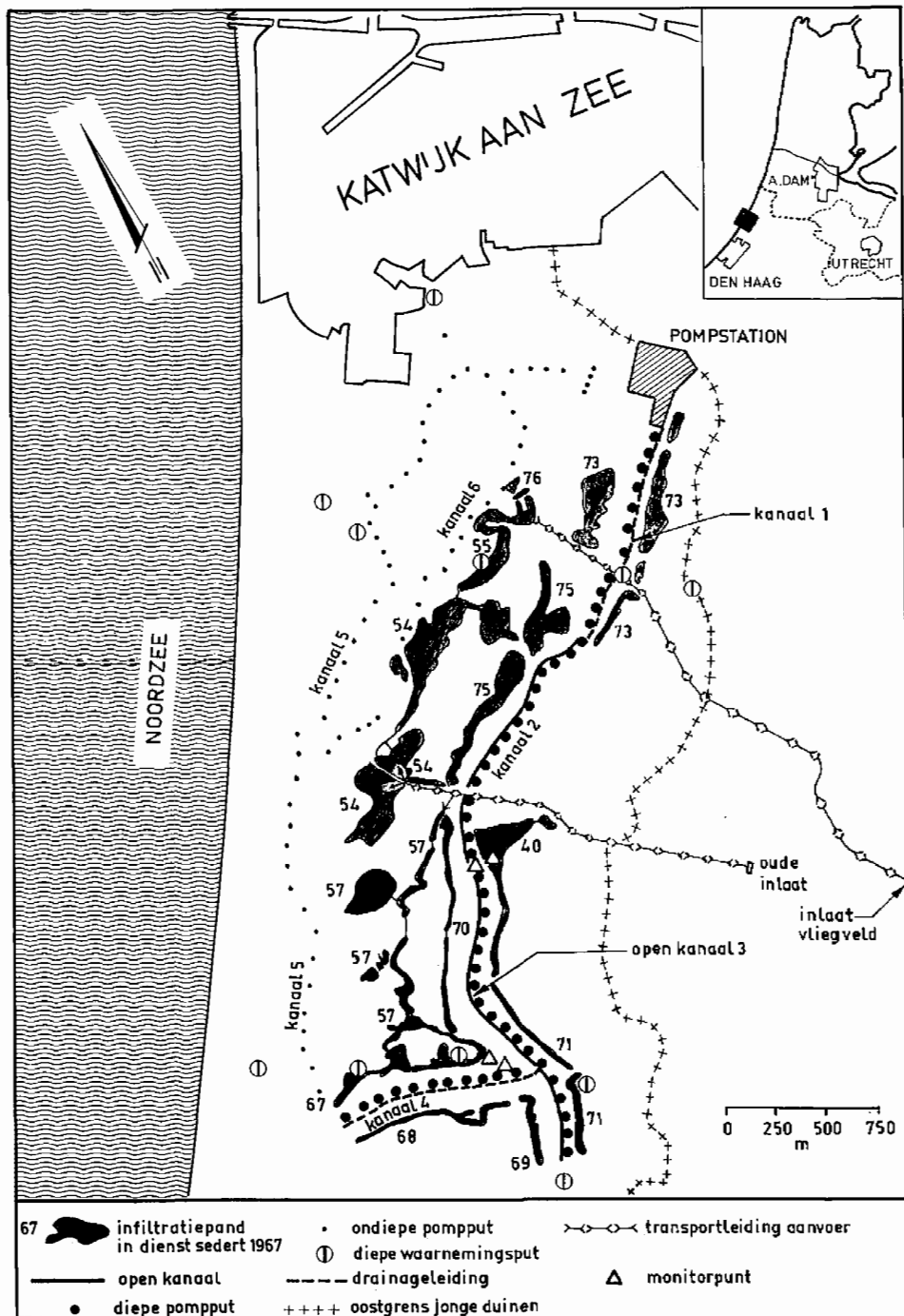


Figuur 2.2 - Ligging van het rivierwater-infiltratiegebied ten westen van Castricum (onder beheer van het PWN) en van pand 5, Sec.M en bemonsterde putten in detail

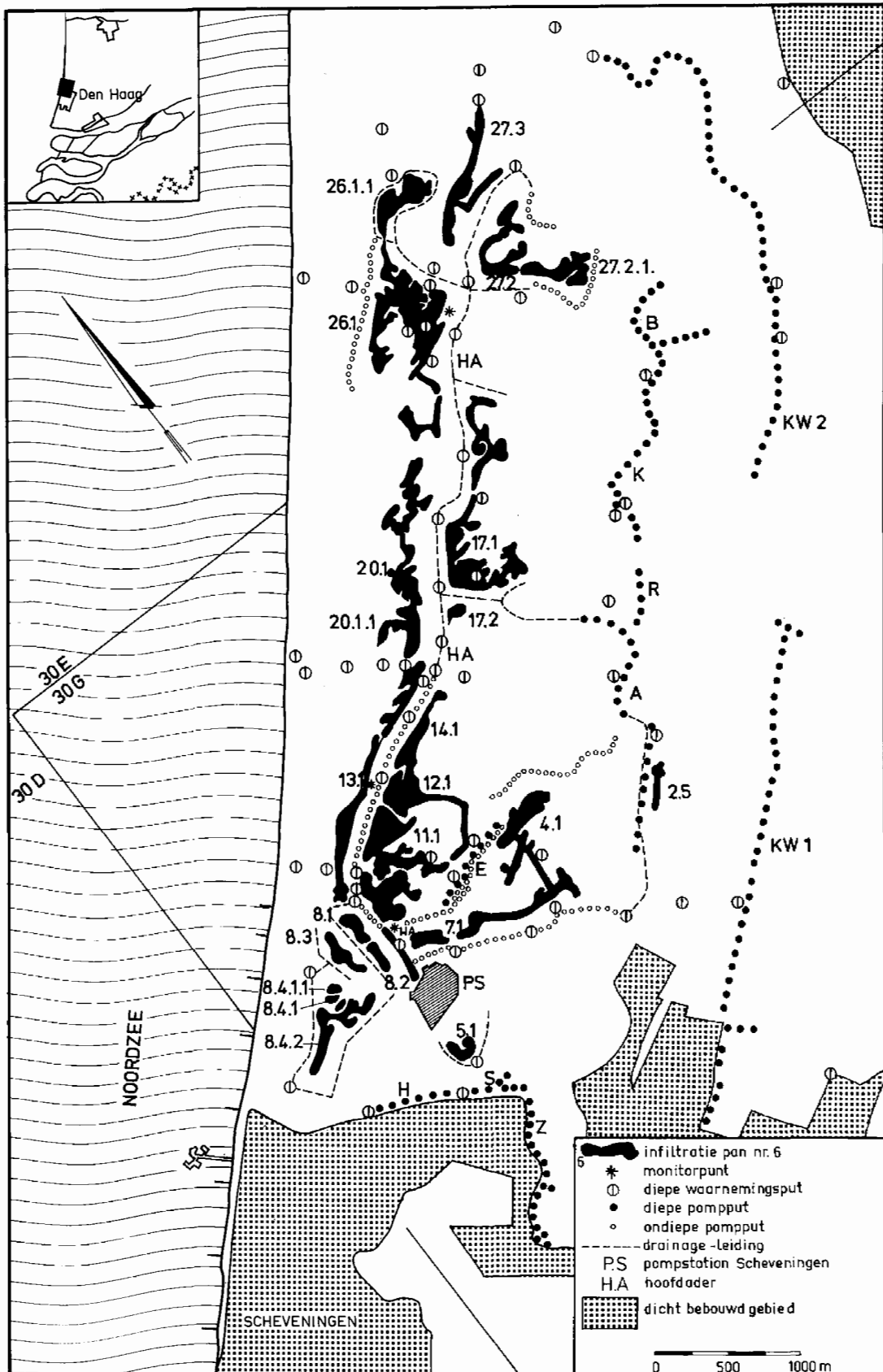




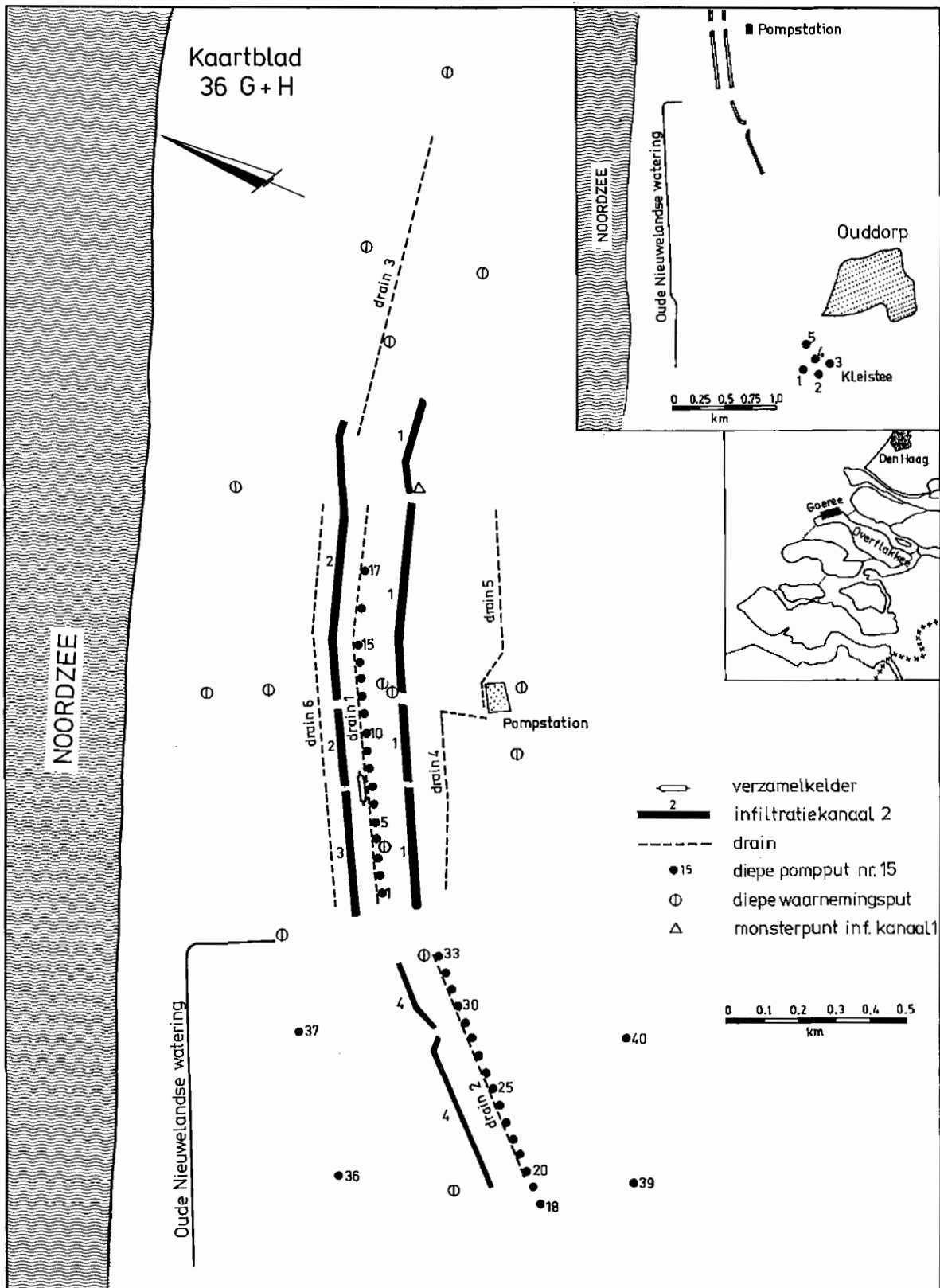
Figuur 2.3 - Ligging van het rivierwater-infiltratiegebied ten zuiden van Zandvoort (onder beheer van GW), met onder andere de verdeelvijver, toevoersloten, infiltratiegeulen, drains, U-bakken, kanalen en Oranjekom aangegeven



Figuur 2.4 - Ligging van het waterwingebied van de LDM ten zuiden van Katwijk aan Zee, met onder andere de infiltratievijvers met het jaar van in-gebruik-name, winningsmiddelen en bemonsteringspunten aangegeven

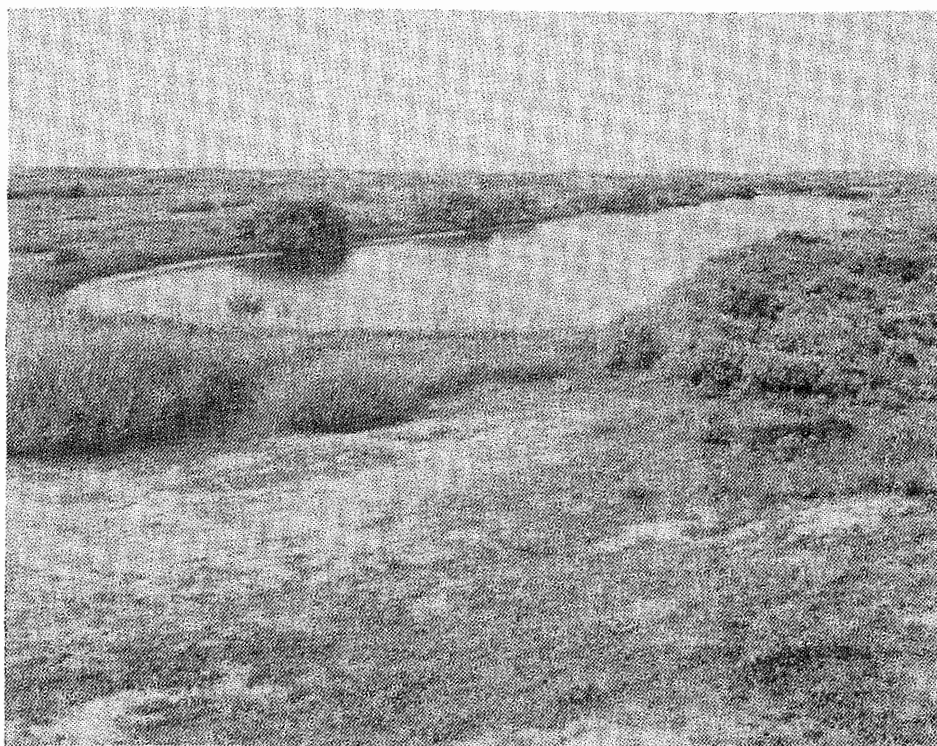


Figuur 2.5 - Ligging van het waterwingebied van de DWL ten noorden van Den Haag, met onder andere de pannen, winningsmiddelen en bemonsteringspunten bij pan 13 en 26 en bij de Hoofdader (HA) aangegeven



Figuur 2.6 - Ligging van het waterwingebied van de WMZ ten noordwesten van Ouddorp op Goeree, met onder andere de infiltratiekanalen en winningsmiddelen aangegeven

Figuur 2.7 - Een infiltratiegeul van Gemeentewaterleidingen (foto: G. Vetten)



Figuur 2.8 - Een infiltratiepan van de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage (foto: drs. E.A.J. Wanders; DWL)



3 EXPERIMENTELE OPZET

3.1 Bemonstering

De bij deze studie betrokken bemonsteringspunten van water zijn in tabel 3.1 opgesomd, gesorteerd op het bijbehorende waterleidingbedrijf en in volgorde van input tot output. Voor de locatie van deze punten wordt verwezen naar de hierin vermelde figuren. De ligging van belangrijke waarnemingsputten is d.m.v. dwarsdoorsneden geïllustreerd (fig. 3.1-3.5).

In tabel 3.1 zijn de bemonsteringspunten tevens ingedeeld op basis van het systeem, waarvoor zij representatief geacht worden. Onderscheiden worden in volgorde van de doorlopen stadia van waterzuivering:

- de bron = punt van herkomst van het te infiltreren oppervlaktewater;
- het voorzuiveringsprodukt = de bron na voorzuivering;
- de aanvoer infiltratie = de bron na voorzuivering en transport of de bron na transport (WMZ en ten dele de LDM), indien er geen voorzuivering plaatsvindt;
- de toevoersloot, alleen door GW bemonsterd;
- het infiltratiemiddel, altijd een zeer lokale opname op stroomdraadniveau via een monsterhapper;
- een bodempassage detail = zeer lokale opname op stroomdraadniveau via een waarnemingsput;
- een bodempassage subsysteem = een opname van een bepaald deelgebied via een reeks putten of via een zeer lange drain;
- het totale duininfiltratiesysteem, meestal het ruwe water genoemd, dus het eindpunt van duininfiltratie, inclusief bijmenging van duinwater;
- een nazuiveringsdetail, alleen bij GW en de WMZ, i.c. het voorfiltraat; en
- het drinkwater = het reinwater, dus geïnfiltreerd oppervlaktewater + duinwater na de nazuivering.

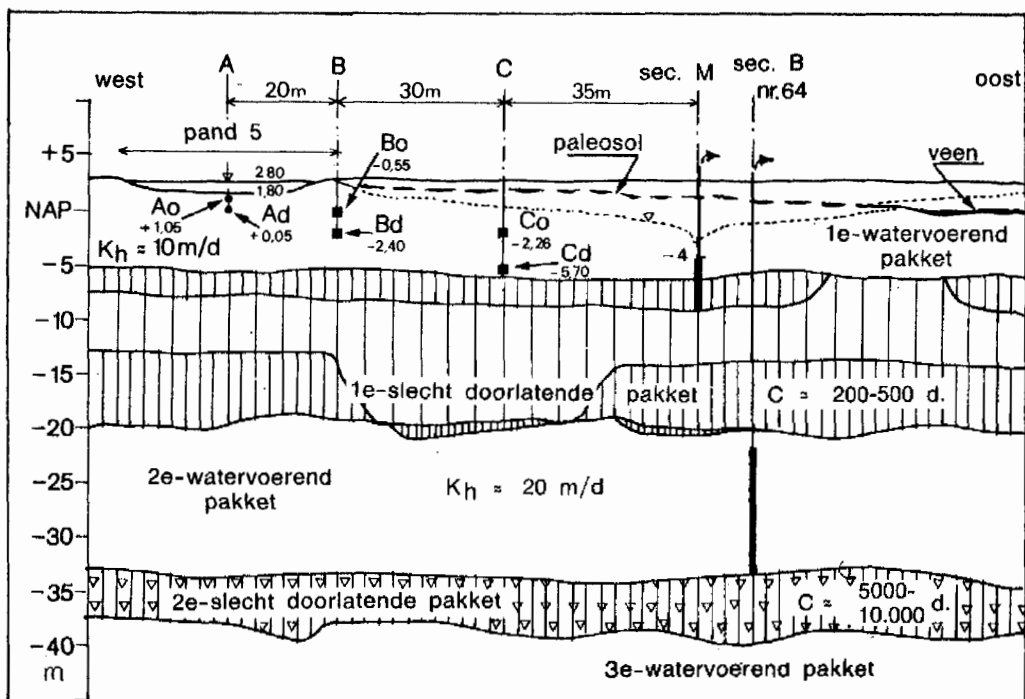
De frequentie en minimale periode van bemonstering staan voor elk punt in tabel 3.1. Tevens is hierin aangegeven of de bemonstering via vacuum geschiedt en uit welk materiaal filter en stijgleiding van waarnemings- en pompputten zijn vervaardigd.

Tabel 3.1 - Overzicht van hier en in deelrapporten gebruikte gegevens betreffende de onderzochte bemonsteringspunten van water. Voor het macroparameter-analysenpakket (A = meest uitvoerig; D = minst uitvoerig) zie bijlage E

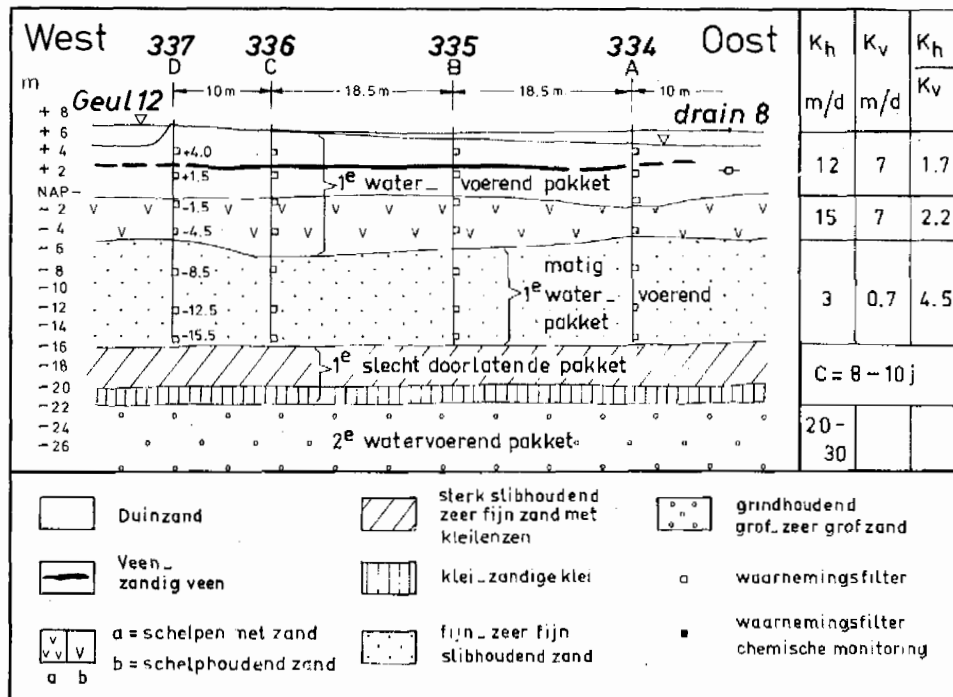
bedrijf	bemonsteringspunt	locatie in fig.	d	e	f	g	g	h	i	j
			systeem	macro- param. pakket	freq. onder- zoek	data over periode	data op tape	v a c	fil- ter	stij gb.
P W N (Castr)	WRK-inlaat inf. gebied pand 5	2.2	input	A	52	69-78	69-78	-	-	-
	WP: Ao, Ad, Bo, Bd, Co, Cd	2.2;3.1	inf.middel	C <sub>1</sub>	26	58-76	69-76	-	-	-
	Secundair M	2.2;3.1	bod.det. <sup>1</sup>	C <sub>1</sub>	26	58-76	69-76	+	Cu	RVS
	Secundair M	2.2;3.1	subsyst. <sup>1</sup>	C <sub>1</sub>	26	58-76	69-76	+	Cu	RVS
	Secundair N	2.2	subsyst. <sup>1</sup>	A	1	57-80	-	+	Cu	RVS
	Secundair O	2.2	subsyst. <sup>1</sup>	A	1	57-80	-	+	Cu	RVS
	Secundair B	2.2;3.1	subsyst. <sup>2</sup>	A	1	57-81	-	+	Cu	RVS
G W	Lek bij Vreeswijk	1.1	bron	A	52-365	57-80	-	-	-	-
	WRK-Jutphaas	1.1	prod.voorz	A	52?	57-84	-	-	-	-
	WRK-verdeelvijver GW	2.3	input	C <sub>2</sub>	52	57-77	69-77	-	-	-
	toevoersloten K1 en K2	2.3	toe.sloot	C <sub>2</sub>	52	64-67	-	-	-	-
	toevoersloot K3	2.3	toe.sloot	C <sub>2</sub>	52	64-72	-	-	-	-
	inf. geulen 1-8 en 12	2.3	inf.middel	C <sub>2</sub>	16-48	64-66	-	-	-	-
	WP: A tot en met H	2.3	bod.det. <sup>1</sup>	D	26	72-73b	-	+	PVC	PVC
	uitmondingsbakken U3 en U5	2.3	subsyst. <sup>1</sup>	C <sub>2</sub>	26	57-73c	69-71	-	-	-
	idem U1, U2, U4, U6-U10	2.3	subsyst. <sup>1</sup>	C <sub>2</sub>	26	69-71c	69-71	-	-	-
	Oranjekom	2.3	tot.syst.	A	12	56-84	69-78	-	-	-
voorfilteraat	-	naz.det.	A	12	69-77	69-77	-	-	-	
reinwater	-	output	A	12	56-84	69-77	-	-	-	
L D M	inlaat vliegveld	2.4	input			-	-	-	-	
	toevoer K3	2.4;3.3	inf.middel	C <sub>3</sub>	52	63-84 <sup>k</sup>	69-78	-	-	-
	toevoer K4	2.4;3.3	inf.middel	C <sub>3</sub>	52	69-83	69-78	-	-	-
	K3 geïnfiltereerd	2.4;3.3	bod.det. <sup>1</sup>	C <sub>3</sub>	52	67-84 <sup>k</sup>	69-78	-	-	-
	K4 geïnfiltereerd	2.4;3.3	subsyst. <sup>1</sup>	C <sub>3</sub>	52	69-83	69-78	-	-	-
reinwater	2.4	output	B	12-52	39-82	69-78	-	-	-	
D W L	Lek bij Bergambacht/Maas <sup>m</sup>	1.1	bron <sup>3</sup>	A	52	56-83	69-75	-	-	-
	Afgedamde Maas	1.1	bron	A	52	76-83	76-78	-	-	-
	aanvoer Scheveningen	2.5	input	A	52	56-84	69-78	-	-	-
	pan 8.2	2.5	inf.middel	C	52	70-75	-	-	-	-
	WP: 1, 2, 7, 69 m	2.5	bod.det. <sup>1</sup>	C	52	70-75	-	+	PVC	PVC
	WP: 17, 30, 48 m	2.5	bod.det. <sup>1</sup>	C	52	70-73	-	+	PVC	PVC
	pan 11	2.5	inf.middel	C <sub>2</sub>	?	1964	-	-	-	-
	pan 13 en 26	2.5;3.4	inf.middel	A,B	12	74-83	74-78	-	-	-
	WP: PP 191, 193-195	2.5;3.4	bod.det. <sup>1</sup>	A	12	65-83	69-78	+	PVC	PVC
	WP: PP 178, 180, 182, 184-186	2.5;3.4	bod.det. <sup>1</sup>	B	12	65-81	69-78	+	PVC	PVC
hoofdader (of ruw)	2.5	tot.syst. <sup>4</sup>	A	52	55-84	69-78	+	-	-	
reinwater	2.5	output	A	52	55-83	69-78	-	-	-	
W M Z (Oudd.)	Oude Nieuwlandse Watering	2.6	input	C <sub>2</sub>	12	72-78	72-78	-	-	-
	Haringvliet	2.6	input	A	26	71-78	71-78	-	-	-
	Kanaal 1	2.6	inf.middel	D	26	73-78	73-78	-	-	-
	drain 1+6	2.6;3.5	subsyst. <sup>1</sup>	C <sub>2</sub> <sup>a</sup>	26	72-78 <sup>a</sup>	72-78	+	-	-
	drain 2	2.6	subsyst. <sup>1</sup>	D <sub>2</sub> <sup>a</sup>	26	72-78 <sup>a</sup>	72-78	+	-	-
	drain 3	2.6	subsyst. <sup>1</sup>	D <sup>a</sup>	26	72-78 <sup>a</sup>	72-78	+	-	-
	drain 4+5	2.6	subsyst. <sup>1</sup>	D	26	72-78 <sup>a</sup>	72-78	+	-	-
	(diepe) pomputten Kleistee	2.6	subsyst. <sup>2</sup>	C <sub>2</sub> <sup>a</sup>	3	73-78 <sup>a</sup>	73-78	+	Cu	RVS
	gemengd ruw	-	tot.syst. <sup>5</sup>	A	26	72-78	72-78	-	-	-
	voorfilteraat	-	naz.det.	C <sub>2</sub>	26	72-78	72-78	-	-	-
reinwater	-	output	A	26	72-78	72-78	-	-	-	

a = zeer onregelmatig; b = tevens Cl-onderzoek van 72-77; c = Cl, O<sub>2</sub> en temp. tot en met 1978; d = systeem waarvoor het bemonsteringspunt representatief wordt geacht (bod.det.= bodempassagedetail; naz.det. = nazuilveringsdetail, zie voorts tekst par. 3.1); e = zie bijlage E; f = per jaar; g = 19..; h = bemonstering via vacuum? (+ = ja); i = materiaal filter; j = materiaal stijgbuis, Cu = koper, RVS = roestvrijstaal, PVC = polyvinylchloride; k = over 63-66; macroparameterpakket B en frequentie = 12; m = bij Heusden; <sup>1</sup> = ondiep (le WVP + 1e SDP); <sup>2</sup> = diep (2e WVP); <sup>3</sup> = òf filteraat Bergambacht; <sup>4</sup> = bij benadering; <sup>5</sup> = sinds 1976 tevens diep gewonnen water bevattend



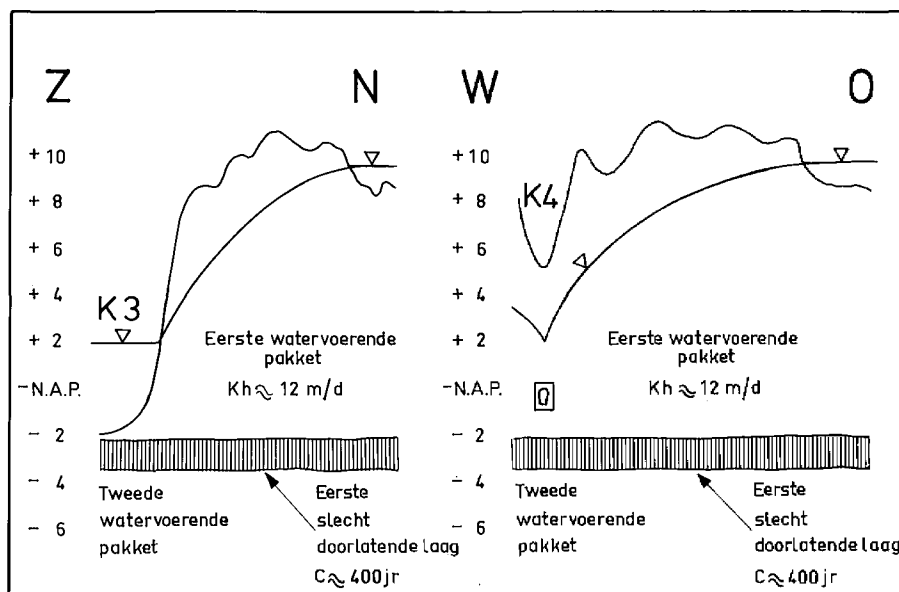


Figuur 3.1 - (Geo)hydrologisch profiel loodrecht op pand 5 en Sec.M met de positie van waarnemings- en pompputten (infiltratiegebied PWN-Castricum)

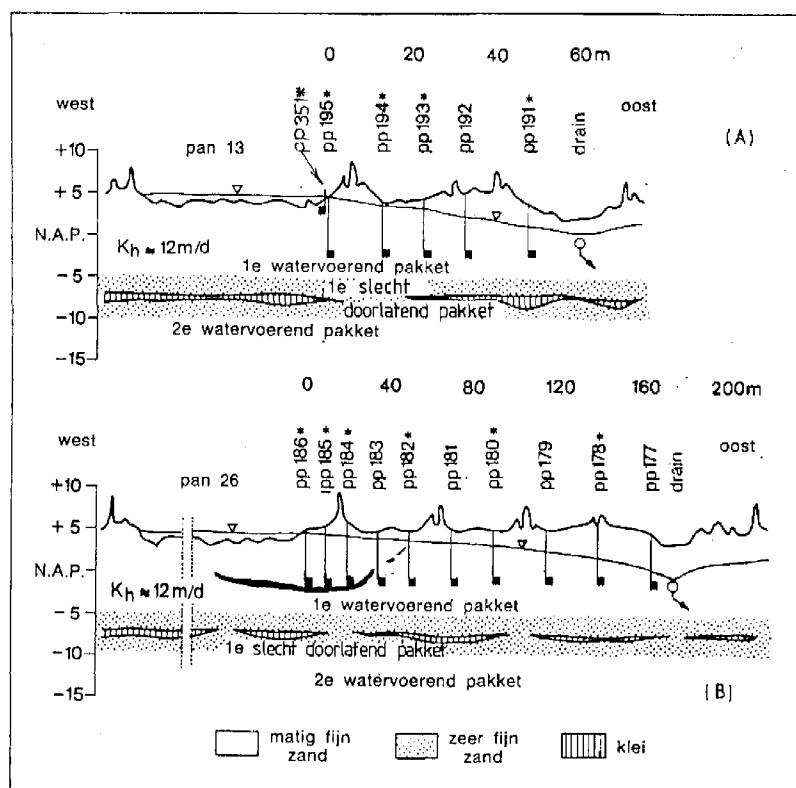


Figuur 3.2 - (Geo)hydrologisch profiel loodrecht op infiltratiegeul 12 en drain 8 behorende bij U3 met waarnemingsputten A-D (respectievelijk 24H 334-337) in het infiltratiegebied van GW





Figuur 3.3 - (Geo)hydrologisch profiel van infiltratiekanaal tot kanaal 3 en 4 in het infiltratiegebied van de LDM



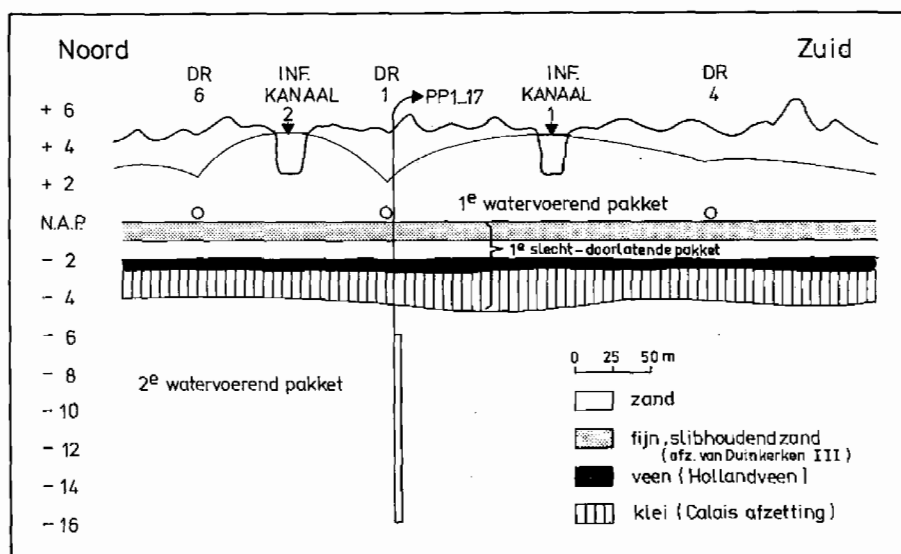
Figuur 3.4 - (Geo)hydrologisch profiel van (a) pan 13 tot drain via pp 195-191 en (b) pan 26 tot drain via pp 186-177, in het infiltratiegebied van de DWL 's-Gravenhage. De met een ster gemerkte putten zijn ongeveer maandelijks bemonsterd

### 3.2 Monstervoorbehandeling, conservering en analyse

De monstervoorbehandeling bestaat bij de 5 bedrijfslaboratoria uit het filtreren van een gedeelte van het watermonster (zie tabel 3.2), in het gunstigste geval zodra het op het laboratorium aankomt. Voor watermonsters met weinig Fe in oplossing vormt dit i.h.a. geen probleem. In zuurstofloos water met veel opgelost Fe kan dit echter wel nartigheid betekenen (Stuyfzand, 1983a), omdat er bij bemonstering geen stabiliserende reagentia (conserveringsmiddelen) aan de monsters zijn toegevoegd. In principe kan dit leiden tot verliezen van onder andere opgelost Ca (alleen GW), ortho- $\text{PO}_4$  (alle 5),  $\text{SiO}_2$  (alle 5) en in (zeer) geringe mate  $\text{NH}_4$  (alle 5 behalve WMZ), alsmede tot verstoringen in vooral het  $\text{NO}_2$ -gehalte (alle 5).

De analyseresultaten van de 5 bedrijven zijn door verschillen in filtratie van delen van het watermonster onderling in enkele gevallen moeilijk vergelijkbaar. Dit geldt vooral voor, met tussen haakjes het van het normale patroon afwijkende bedrijf: Ca (GW),  $\text{NH}_4$ -alb. (WMZ),  $\text{KMnO}_4$ -verbruik (PWN, WMZ), kleur (PWN), smaak (DWL) en TOC (WMZ).

De monsterconservering, eventueel na het filtreren, bestaat doorgaans uit het koel ( $4^\circ\text{C}$ ) en donker bewaren van het watermonster, afhankelijk van de te analyseren parameter gedurende  $\frac{1}{2}$ -200 uur. Tabel 3.2 geeft een indruk hiervan. Voor meer details wordt verwezen naar de deelrapporten. Belangrijk is het feit, dat een dergelijke conserveringsmethode onvoldoende kan zijn voor met name de



Figuur 3.5 - (Geo)hydrologisch profiel loodrecht op de lengteas van de infiltratiekanalen 1 en 2 in het infiltratiegebied bij Ouddorp, van de WMZ

	geschatte analytische duplicerbaarheid	filtratie †						Δt (uur)	normen Waterleidingbesluit (1984)	Opmerkingen
		P W N	G W	L D M	D W L	W M Z				
a n o r g a n i s c h	EGV	5 μS/cm	-	-	-	-	-	5h	1250	** (jaargemiddelde)
	Cl <sup>-</sup>	1 mg/l	+	-	-	-	-	48h	150	** (jaargemiddelde)
	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1 mg/l	-	-	-	-	-	3hβ	-	indien onthard, Alkaliteit als HCO <sub>3</sub> >30 mg l <sup>-1</sup>
	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	1 mg/l	+	+	+	+	+	72h	150*	
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.1 mg/l	+	+	+	+	+	8h	50*	
	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0.01 mg/l	+	+	+	+	α	8h	0.1*	
	PO <sub>4</sub> <sup>---</sup>	0.01 mg/l	+	+	+	+	+	8h	-	
	F <sup>-</sup>	0.05 mg/l	-	+	-	+	-	72h	1.10*	
	pH	0.05	-	-	-	-	-	3h	7 < pH < 9.5	niet kalkagressief*
	Na <sup>+</sup>	1 mg/l	-	+	+	-	+	96h	20*	
	K <sup>+</sup>	0.1 mg/l	-	+	+	-	+	96h	12*	
	Ca <sup>++</sup>	1 mg/l	-	+	-	-	-	72h	150	jaargemiddelde
	Mg <sup>++</sup>	0.5 mg/l	-	+	-	-	-	72h	50*	
	Tot.HH	mmol/l	-	-	-	-	-	72h	-	indien onthard
	Fe	0.05 mg/l	-	-	-	-	-	24h●	0.20*	Tot.HH als Ca>60 mg l <sup>-1</sup>
	Mn	0.02 mg/l	-	-	-	-	-	24h●	0.05*	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.05 mg/l	+	+	+	+	-	8h	0.21*		
SiO <sub>2</sub>	0.5 mg/l	+	+	+	+	+	48h	-		
o r g. (+ a n n o r g)	PO <sub>4</sub> -tot.	0.01 mg/l	-	-	-	-	-	8h●	6.12*	
	NH <sub>4</sub> -alb.	0.05 mg/l	+	+	+	+	-	8h	-	
	Kjd-NH <sub>4</sub>	0.1 mg/l	-	-	-	-	-	8h	1.29*	
	KMnO <sub>4</sub> -v.	0.5 mg/l	-	+	+	+	-	24h	25*	
	kleur smaak	2 mgPt/l ?	α	+	+	+	+	24h 24h	20* 2-3*	2 bij 12 °C; 3 bij 25 °C
o r g)	TOC	0.5 mg/l	+	+	+	+	-	72h●	-	
	UV-ext.	0.1 E/m	+	+	+	+	-	72h	-	
d i v e r s e n	temp.	0.2-1 °C	-	-	-	-	-	0h	25*	
	O <sub>2</sub>	0.2 mg/l	-	-	-	-	-	0-2h	> 2	**
	% O <sub>2</sub>	5 ‰	-	-	-	-	-	0-2h	-	
	CO <sub>2</sub> -vrij	0.5 mg/l	-	-	-	-	-	3h	-	niet kalkagressief
	Cl <sub>2</sub> -vrij	7 mg/l	-	-	-	-	-	3h	-	
	zweev.stof troeb.gr.	mg/l 0.05 FTU	-	-	-	-	-	8h 8h	1 4*	jaargemiddelde 10 mg l <sup>-1</sup> SiO <sub>2</sub>

† = van het watermonster op het laboratorium; α = indien noodzakelijk; ● = aanzuring voor analyse; β = aanzuring maakt deel uit van de analysemethode; \* = ontheffing mogelijk, indien gevolg van uitzonderlijke weersomstandigheden en/of van de natuurlijke gesteldheid en structuur van de bodem (t.a.v. SO<sub>4</sub> tot max. 250 mg l<sup>-1</sup>; t.a.v. Na tot max. 150 mg l<sup>-1</sup> met 80 % van de waarnemingen in 3 jaar); \*\* = ontheffing mogelijk, indien dit redelijkerwijs niet van de eigenaar kan worden gevergd

Tabel 3.2 - Overzicht van het totale macroparameterpakket (linker kolom), de geschatte analytische nauwkeurigheden plus opgegeven meeteenheden, het al (+) dan niet (-) filtreren van het watermonster op de diverse laboratoria, de modale tijd (Δt) tussen bemonstering en analyse en tenslotte de gestelde normen voor drinkwater in het Waterleidingbesluit (1984)

pH, Fe, Mn, ortho-PO<sub>4</sub>, Ca, SiO<sub>2</sub> en NO<sub>2</sub> (Stuyfzand, 1983a).

Het totale macroparameter-analysepakket is in tabel 3.2 in de linker kolom weergegeven. Onderscheiden zijn hierin de analysepakketten A, B, C<sub>1</sub>, C<sub>2</sub>, C<sub>3</sub> en D, ongeveer in volgorde van afnemende volledigheid. Voor elk bemonsteringspunt is in tabel 3.1 het bijbehorende modale analysepakket aangeduid. Voor de toegepaste analysemethoden wordt verwezen naar bijlage 1.2 van de deelrapporten. De in het vervolg opgegeven eenheden der geanalyseerde parameters is in tabel 3.2 ondergebracht in dezelfde kolom als waarin de geschatte analytische dupliceerbaarheid staat.

### 3.3 Gegevensverwerking

#### 3.3.1 Algemeen

Ongeveer 2/5 van het 5.10<sup>6</sup> macroparameteranalyses bevattende gegevensbestand is overgebracht op magnetische tape. Een gedetailleerde opgave hiervan staat in tabel 3.1.

Standaard is voor alle meetpunten en analyses het volgende berekend na een tijdsverschuiving overeenkomstig de modale verblijftijd van input tot het betreffende meetpunt (zie par. 4.6): het gemiddelde voor het winterhalfjaar (oktober- maart), het zomerhalfjaar (april-september) en kalenderjaar, met bijbehorende standaardafwijking en het aantal metingen. In de bijlagen van de deelrapporten wordt hiervan een computeruitdraai gegeven. Voor de meeste meetpunten en een aantal of alle parameters is tevens een computerplot gemaakt van het verloop ervan met de tijd. Incidenteel zijn andere bewerkingen uitgevoerd, onder andere met behulp van SPSS (Statistical Package for the Social Sciences; zie Nie et al, 1975; Hull & Nie, 1979) of GENSTAT (1983).

Het resterende deel van het gegevensbestand, ontleend aan archieven en jaarverslagen, is verwerkt met een programmeerbare HP-41CV-zakrekenmachine. Een groot deel hiervan heeft dezelfde bewerkingen ondergaan als bovenstaand.

#### 3.3.2 Berekeningen van chemische aard

De gemiddelde pH van n-waarnemingen is bepaald volgens

$$\text{pH-gemiddeld} = -\log \left\{ \frac{\sum 10^{-\text{pH}}}{n} \right\} \quad (3.1)$$

Met (gemiddelden van) wateranalyses zijn zeer dikwijls chemische berekeningen uitgevoerd, n.l. van:

- het gehalte aan "Total Inorganic Carbon" (afgekort TIC), volgens

$$\text{TIC} = \text{HCO}_3^- + \text{CO}_2 + \text{CO}_3^{--} \quad [\text{in mmol L}^{-1}] \quad (3.2)$$

- de mate van verzadiging (SI) van water ten opzichte van het mineraal calcië (=  $\text{CaCO}_3$  oftewel kalk, van het trigonale systeem), gedefinieerd als

$$\text{SI} = \log \frac{[\text{Ca}^{++}] [\text{CO}_3^{--}]}{K_c} \quad (3.3)$$

waarin  $[\ ]$  = activiteit van het ion (in  $\text{mol l}^{-1}$ )

$K_c$  = oplosbaarheidsprodukt van calcië.

Dit houdt derhalve in, dat water bij een  $\text{SI} = 0$  in evenwicht is met kalk, bij een  $\text{SI} < 0$  onderverzadigd (dus mogelijk kalkoplossend) en bij een  $\text{SI} > 0$  oververzadigd (dus mogelijk kalkafzettend) is.

Voor de wijze van berekening van TIC en SI zij verwezen naar Stuyfzand (in voorbereiding). Opgemerkt wordt, dat de nauwkeurigheid van zijn methode bijna even groot is als die met het zeer verfijnde computerprogramma WATEQF van Plummer et al (1976), zowel voor zoet, brak als zout water. Dit kan zeker niet worden gezegd van de in de waterleidingwereld gangbare methoden, zoals onlangs nog beschreven door Fey & Smeenk (1983) en De Moel & Van Dijk (1983).

- Het gehalte aan totaal opgeloste stikstofionen (afgekort  $\Sigma\text{N}$ ), volgens,

$$\Sigma\text{N} = \left( \frac{\text{NH}_4^+}{18,04} + \frac{\text{NO}_2^-}{46} + \frac{\text{NO}_3^-}{62} \right) \quad [\text{in mmol L}^{-1}] \quad (3.4)$$

- Het verzadigingspercentage van water aan zuurstofgas ( $\%O_2$ ) volgens Peters (1984):

$$\%O_2 = \frac{100 (O_2)}{14,594-0,4t+0,0085t^2-97.10^{-6}t^3-f(Cl)}$$

waarin:

(O<sub>2</sub>) = gemeten O<sub>2</sub>-concentratie in mg L<sup>-1</sup>

t = temperatuur van het water tijdens O<sub>2</sub>-analyse in °C

(Cl) = chlorideconcentratie in mg L<sup>-1</sup>

f = 10<sup>-5</sup> (16,35-5,32/t + 0,008t<sup>2</sup>);

- Het EGV (bij 20 °C) uit de concentraties van opgeloste hoofdbestanddelen volgens Stuyfzand (1983c en d); en

- De relatieve concentratieverandering Δ in % uit de actuele concentratie c en oorspronkelijke concentratie c<sub>o</sub>, volgens

$$\Delta = 100 \left[ \frac{c}{c_o} - 1 \right] \quad (3.6)$$

### 3.4 Onzekerheden in een stoffenbalans

Dankzij de beschouwing van (zeer) lange perioden (meerdere jaren) met zeer veel waarnemingen (12-365 per jaar; zie tabel 3.1), zijn de opgestelde stoffenbalansen in de hoofdstukken 8 t/m 11 i.h.a. zeer betrouwbaar.

Het past echter hier te wijzen op allerlei foutenbronnen, louter om de lezer van dit rapport de illusie te ontnemen, dat er bij duininfiltratie altijd even gemakkelijk een uiterst precieze stoffenbalans opgesteld kan worden.

De grootte van deze fouten is voornamelijk afhankelijk van de grootte en plaats van het gebied of subsysteem, waarvoor een balans wordt opgesteld, de stof, de aard en ligging van de meetpunten van in- en output en de lengte en aanvang van de periode, waarvoor de balans geldt.

Al met al houdt bovenstaande in, dat er diepgaand onderzoek nodig zou zijn om de betrouwbaarheid per stof per balans aan te kunnen geven. Dit gaat in het kader van het voorliggende onderzoek veel te ver, zodat moet worden volstaan met signalering van foutenbronnen.

De volgende foutenbronnen kunnen worden onderscheiden:

a) fouten van hydrologische aard, bij:

- correctie voor verblijftijden, vooral indien de balansperiode kort is;

- bepaling van aangevoerde en teruggewonnen hoeveelheden (watermeters hebben een nauwkeurigheid van ca. 2 %; ir. J.T. van der Zwan, KIWA N.V., mond. meded);
- bepaling van het percentage bijmenging van ondiep duinwater, hetgeen vooral geldt voor een ondiepe randbronnering of drain en gedurende de aanvangsperiode van infiltratie tevens voor waarnemingsputten; en
- bepaling van het percentage bijmenging van diep duinwater ten aanzien van het totale terugwinningssysteem.

#### (b) bemonsteringsfouten

Hiertoe worden vooral gerekend:

- effecten van boorwerkwater en klei in nieuwe waarnemingsputten;
- een te geringe of juist te overvloedige verversing van de inhoud van een waarnemingsput;
- kortsluitstromingen in boorgaten;
- effecten van bemonstering met bijvoorbeeld een vacuümpomp (onder andere ontgassing en precipitatie);
- verlies of winst van stoffen door respectievelijk wel of niet filtreren van het watermonster (zie ook par. 3.2); en
- verlies of winst van stoffen door een onvolkomen monsterconservering (zie ook par. 3.2).

Op deze punten wordt nader ingegaan door Stuyfzand (1983a). Vooral de 2 laatstgenoemden zijn hier van belang.

#### (c) Analysefouten

Toevallige fouten kunnen bij middeling over lange perioden met veel waarnemingen genivelleerd worden. Dit geldt niet voor systematische fouten, waarvan mag worden aangenomen, dat deze bij zeer lage concentraties en een hoge gevoeligheid voor besmetting belangrijk kunnen zijn (Fe, Mn, TOC).

(d) Gebrek aan representativiteit van het punt of de verzameling punten, waar de output van het balansgebied gemeten wordt. Dit zal altijd optreden als gevolg van de hydrologische en geochemische heterogeniteit van het balansgebied. Zo kan een waarnemingsput een stroomdraad onderscheppen, die toevallig meer dan gemiddeld in contact was met bodemslib of veen.

(e) Fout in berekeningswijze van de stofbalans ten gevolge van het

feit, dat rekenkundige gemiddelden van in- en output met elkaar vergeleken worden, in plaats van gewogen gemiddelden naar waterhoeveelheid. Zo wordt er 's zomers meer geïnfiltreerd en teruggewonnen dan 's winters, hetgeen nu niet in een hogere weegfactor van zomerwaarden verdisconteerd wordt.

(f) Fout in bijdrage van atmosferische depositie

De bijdrage van atmosferische depositie aan de toevoer van stoffen wordt hier (en dikwijls ook elders) bepaald met behulp van een altijd-open-regenvanger. Uit recent onderzoek door Lewis (1983) blijkt echter, dat de atmosferische depositie op een (groot) wateroppervlak vrij aanzienlijk kan afwijken van die op de trechter van een regenvanger.

(g) Fout in bijdrage van ondiep duinwater

De bijdrage van ondiep duinwater aan de output van stoffen is moeilijk vast te stellen als gevolg van zeer grote ruimtelijke en tijdsafhankelijke variaties in kwaliteit (Stuyfzand, in voorbereiding).



Een aantal hydrologische aspecten is van groot belang voor de interpreterbaarheid van en van grote invloed op kwaliteitsveranderingen van kunstmatig geïnfiltreerd oppervlaktewater. Derhalve wordt in dit hoofdstuk achtereenvolgens ingegaan op de (geo)hydrologische opbouw van de infiltratiegebieden (par. 4.1), verstopping van infiltratiemiddelen (par. 4.2), menging van geïnfiltreerd oppervlaktewater met regenwater, ondiep en diep duinwater (par. 4.3), regenwaterlenzen op zijdelings afstromend, geïnfiltreerd rivierwater (par. 4.4), verdamping in infiltratiemiddelen (par. 4.5), verblijftijden van het geïnfiltreerde oppervlaktewater in infiltratiegeulen en ondergrond (par. 4.6) en tenslotte de demping van kwaliteitsfluctuaties door bijmenging en verblijftijdspreiding (par. 4.7).

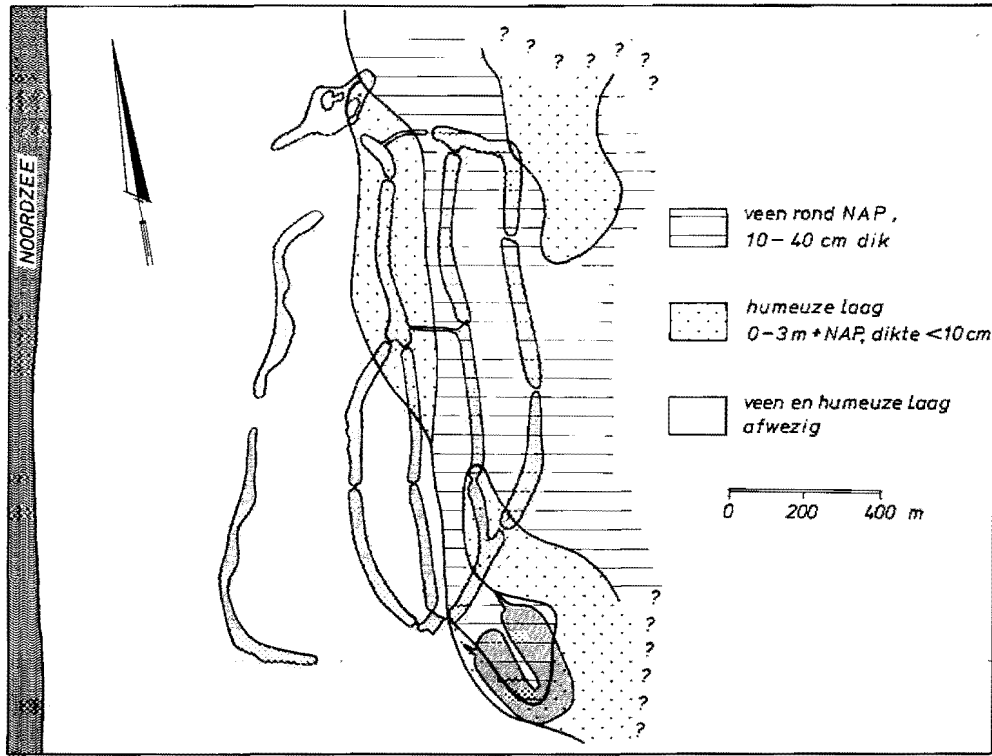
#### 4.1 (Geo)hydrologische opbouw

De (geo)hydrologische opbouw der 5 infiltratiegebieden is geschematiseerd in de figuren 3.1-3.5. In tabel 2.2 is een overzicht gegeven van de in belangrijke mate bij de kunstmatige infiltratie en terugwinning betrokken watervoerende pakketten (WVP's) en slecht doorlatende pakketten of lagen (SDP's).

##### Het 1e WVP

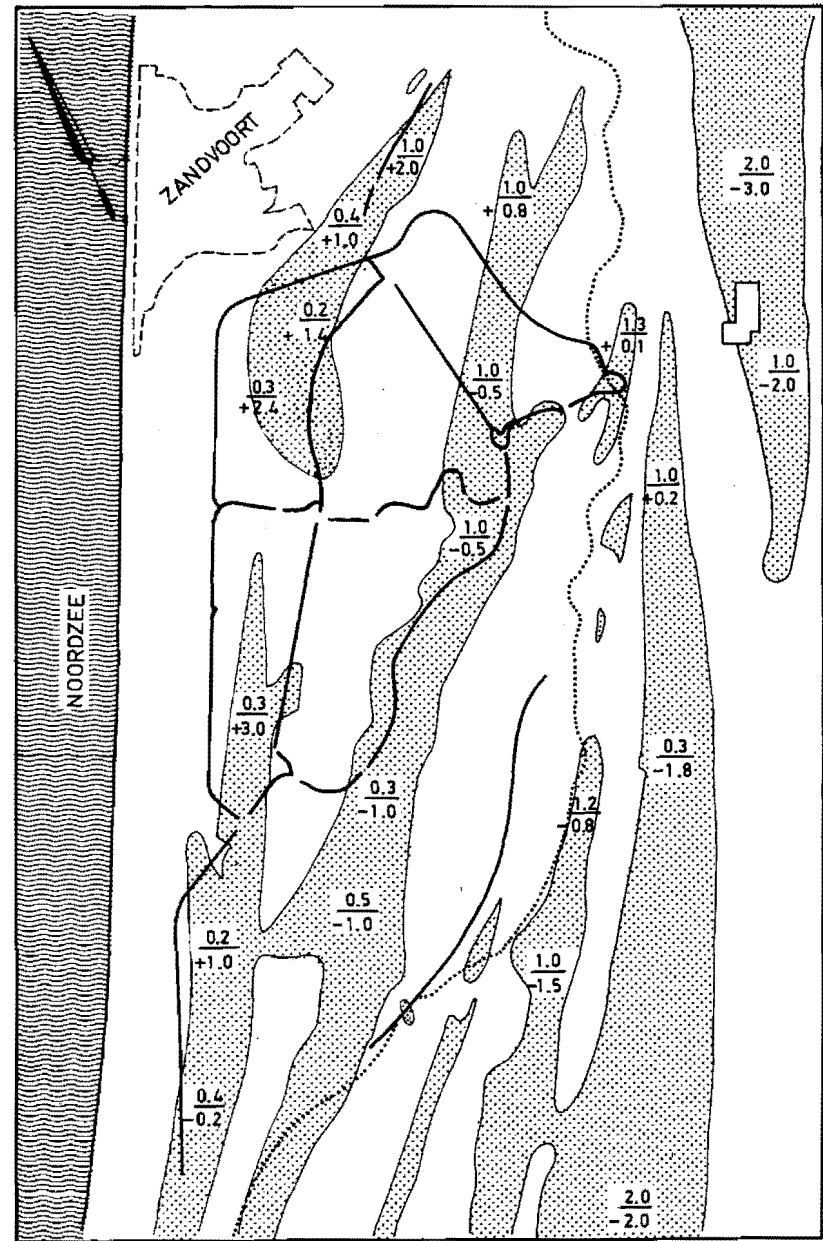
Het voor de kunstmatige infiltratie en terugwinning belangrijkste 1e WVP (met een gemiddelde permeabiliteit van 10-12 m d<sup>-1</sup> en een porositeit van 35-40 %) bestaat in het Nederlandse kustduingebied uit duinzand (van maaiveld tot circa 0-1 m-NAP) en daaronder uit Calais IV-zeezand (behalve bij Ouddorp, waar dit ontbreekt).

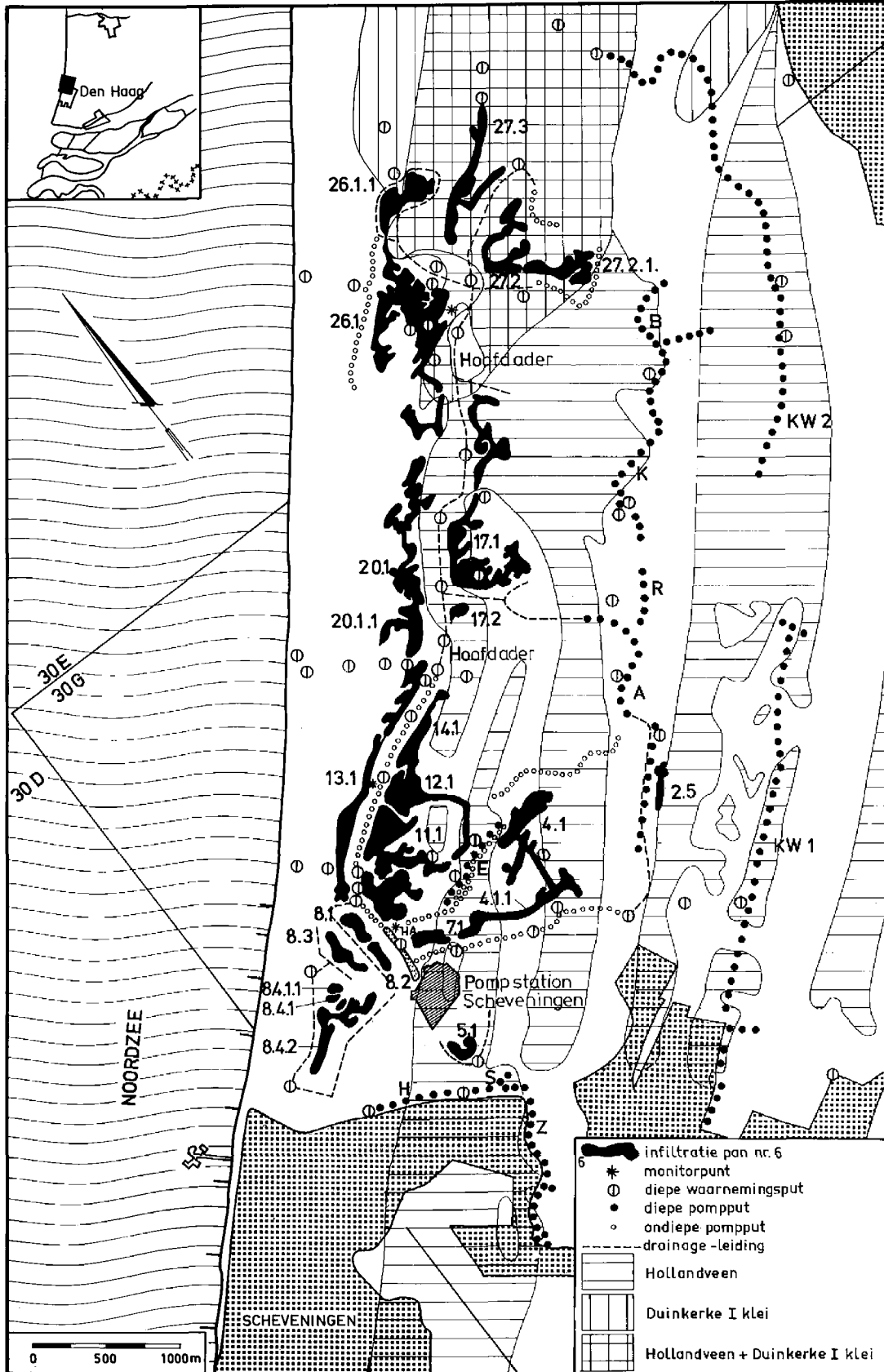
In het duinzand komen plaatselijk veenbanken (te correleren met het zogenaamde Hollandveen) en bosbodems voor, de eerste op ongeveer NAP, de laatste tot enkele meters + NAP. Deze vormen lokaal een flinke weerstandbiedende laag, zodat doorgraving ervan ter plaatse van infiltratiemiddelen soms noodzakelijk was. De verbreiding van dit veen in de infiltratiegebieden van het PWN, GW en de DWL is weergegeven in respectievelijk fig. 4.1, 4.2 en 4.3. Voor de verbreiding van veen in het infiltratiegebied te Ouddorp wordt verwezen naar Hageman (1964). In tegenstelling tot de andere gebieden is



Figuur 4.1 - Verbreiding van veen en een humeuze laag om en nabij NAP, in het PWN-infiltratiegebied ten westen van Castricum (gebaseerd op gegevens uit het PWN-archief).

Figuur 4.2 - Verbreiding, ligging (onderkant in m+NAP, getal onder de streep) en dikte (in meters, getal boven de streep) van Hollandveen in de Amsterdamse Waterleidingduinen en naaste omgeving (gebaseerd op boorgegevens uit het GW-, RID- en VU-archief). De stippellijn geeft de oostgrens van de jonge duinen weer.





Figuur 4.3 - Verbreiding van het Hollandveen om en nabij NAP en Duinkerken I-klei op 2-4 m-NAP in het waterwingebied van de DWL

er in het infiltratiegebied van de LDM vrijwel overal veen in de ondergrond aanwezig, evenwel op iets grotere diepte.

Op 0-3 m-NAP komt in het 1e WVP op veel plaatsen een sterk schelphoudende, wat grofzandiger laag voor, waarvan de permeabiliteit 15-25 m d<sup>-1</sup> bedraagt. Vanaf 5-7 m-NAP kunnen veelal kleilagen en fijnere zandlagen in het 1e WVP worden aangetroffen onder andere bij GW en het PWN.

#### Het 1e SDP en 2e WVP

De hydraulische weerstand (en diepteligging) van het 1e SDP is voor de 5 infiltratiegebieden zeer verschillend: bij het PWN (Castricum) bedraagt de zogenaamde c-waarde slechts 200-500 dagen (Kobus & Vlasblom, 1975), bij GW 8-10 jaar (Huisman, 1959), bij de LDM circa 400 jaar (Lindenbergh, 1941), bij de DWL in de noordelijke punt eveneens 400 jaar (dezelfde laag als bij de LDM) en elders circa 200-500 dagen (IWACO, 1982) en bij de WMZ (Ouddorp) circa 3000 dagen (Bassie, mond.meded.). Mede gelet op de situering der terugwinmiddelen betekent dit, dat het 2e WVP in tamelijk belangrijke mate bij de kunstmatige infiltratie betrokken is bij de DWL, in wat mindere mate bij het PWN, zeer weinig bij GW en de WMZ (Ouddorp) en nauwelijks bij de LDM.

### 4.2 Bodemverstopping van infiltratiemiddelen

#### 4.2.1 Oorzaken en gevolgen

Tijdens kunstmatige infiltratie kan op de bodem van een infiltratiemiddel een verstoppende laag gevormd worden. De hoofdoorzaken hiervan zijn:

- (1) zwevende deeltjes in het infiltratiewater, zoals planten- en algenresten, bacteriën, kleideeltjes en Fe- of Al-vlokjes (Olsthoorn, 1982);
- (2) een bacteriegroei in de bovenste centimeters van de bodem (Allison, 1947; McCalla, 1950; Avnimelech & Nevo, 1964; Nevo & Mitchell, 1967);
- (3) de precipitatie van kalk door ontharding (zie par. 8.5.5); en
- (4) de vorming van een algendecken op de bodem van het infiltratiemiddel (onder andere bestaande uit sessiele algen).

Van ondergeschikte betekenis als oorzaak van verstopping worden be-

schouwd gasbellen en ingewaaid atmosferisch stof.

Belangrijke gevolgen van de verstopping zijn:

(a) een verminderde infiltratiecapaciteit en (b) een kwaliteitsverslechtering van het water in het bijbehorende infiltratiemiddel en in het WVP, dat via deze laag gevoed wordt (zie fig. 9.22 en 9.23).

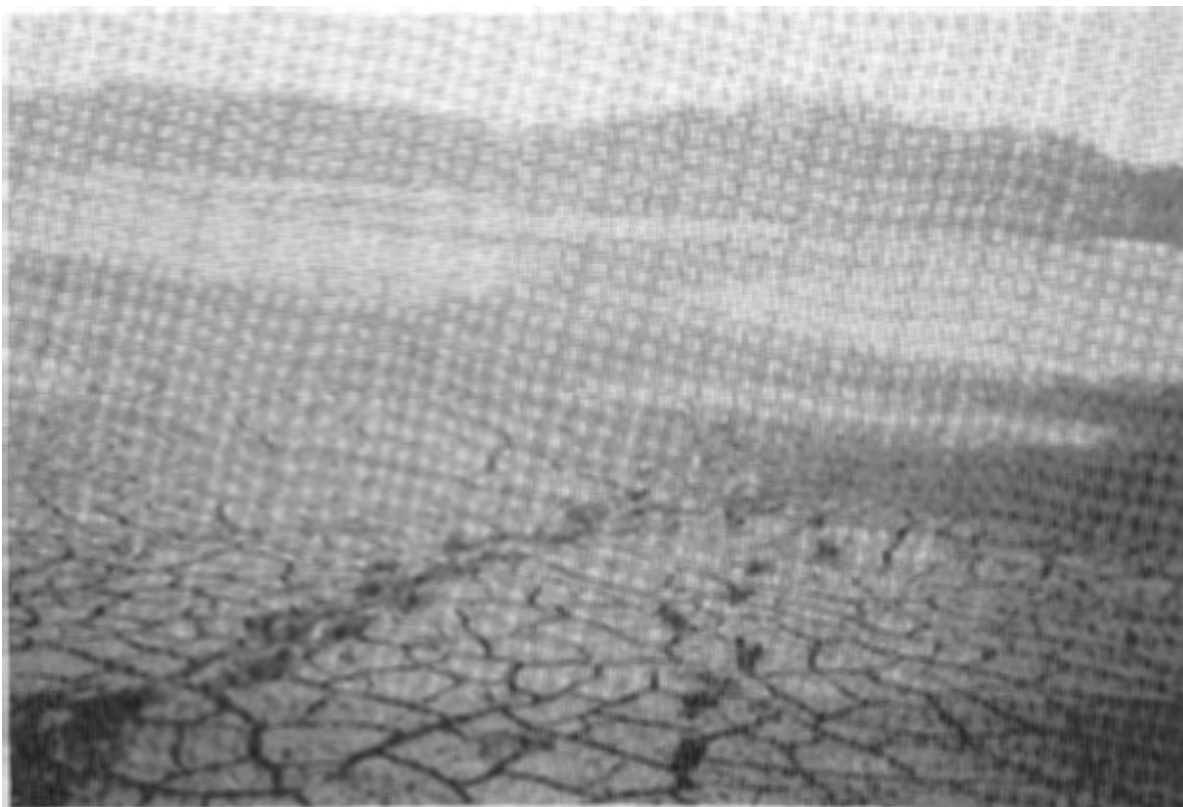
#### 4.2.2 Ruimtelijke verdeling van accumulerend bodemslib

Slib accumuleert geenszins overal op de bodem van een infiltratiemiddel in dezelfde mate (zie fig. 4.4 en 4.5), omdat:

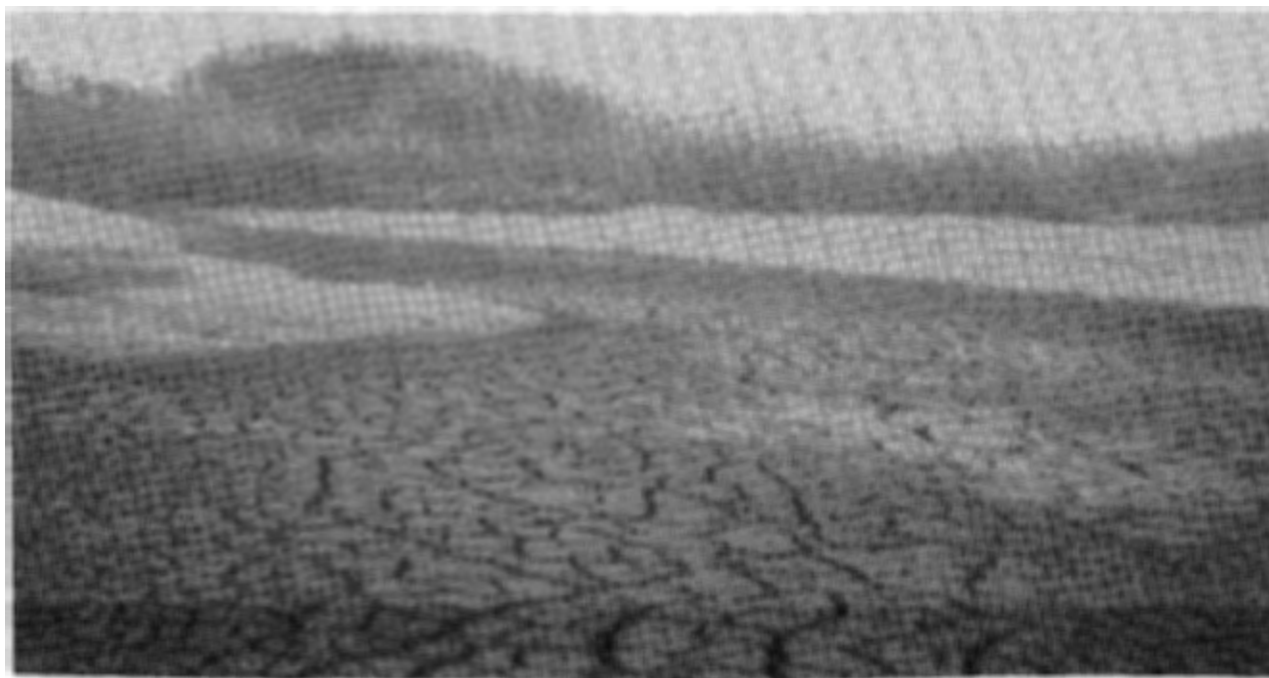
(a) de voeding van een infiltratiemiddel vanuit een bepaald punt geschiedt en daarom ook de aanvoer van een deel der zwevende deeltjes;

(b) de stroming en turbulentie onder invloed van de centrale aanvoer en vooral de wind, de bezinking van zwevende deeltjes lokaal verhindert of het bezonkene later erodeert;

(c) waterstandsfluctuaties leiden tot periodieke expositie van delen der oeverwaluds en van de bodem (in sensu stricto), waar deze ondiep gelegen is. Hierdoor oxideert een groot deel van de boven water gelegen verstoppende laag, die tevens door uitdroging verkruimelt en door de wind kan worden verwijderd;



Figuur 4.4 - Bodemslib met krimpscheuren in de diepere delen van infiltratiepan 11 van de DWL. De voetsporen op de voorgrond geven een idee van de dikte en slapte ervan.



Figuur 4.5 - Een vrijwel slibvrij, steil oevertalud met rietkraag van pan 11 van de DWL, met op de voorgrond bodemslib met krimp-scheuren

(d) de waterflux door de bodem ruimtelijk geenszins uniform verdeeld is, doch sterk afhangt van de ligging ten opzichte van de terugwinmiddelen en de diepte van een slechtdoorlatende laag onder de infiltratiemiddelen (zie bijvoorbeeld Huisman & Olsthoorn, 1983);

(e) de ontharding (zie par. 8.5.5) niet overal in dezelfde mate geschiedt ten gevolge van ruimtelijke verschillen in verblijftijd, biologisch, fysisch en chemisch milieu;

(f) de biologische afbraak (vooral 's zomers) niet overal in dezelfde mate geschiedt ten gevolge van ruimtelijke verschillen in het milieu.

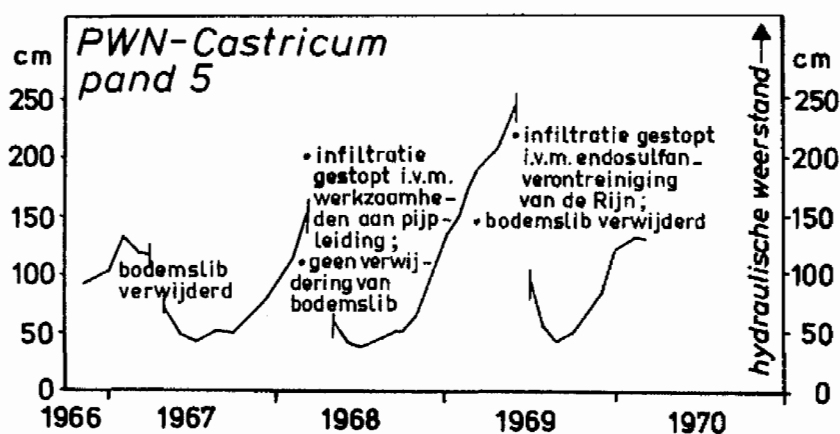
In het algemeen wordt een accumulerende sliblaag vooral op de diepere delen van een infiltratiemiddel gevormd, dus veel minder op de oevertaluds (zie fig. 4.4 en 4.5). Dit is het gevolg van de punten b en c en mogelijk ook de punten e en f, waarvan het gezamenlijke effect groter is dan dat van punt d (juist pleitend voor een grotere accumulatie op de oevertaluds). Opgemerkt wordt, dat een accumulerende sliblaag, hoewel altijd slecht doorlatend, toch niet altijd tot een storende verstopping hoeft te leiden als gevolg van een soms beperkte ruimtelijke omvang.

### 4.2.3 Opheffing van verstopping

Punt c van paragraaf 4.2.2 is dusdanig belangrijk, dat het periodiek droogzetten van infiltratievijvers bij de LDM tot 1963 het middel vormde om van verstopping verlost te worden. Het succes hiervan blijkt tevens uit fig. 4.6, waarin het effect van droogzetting met of zonder wegschrapen van de verstoppende laag vrijwel identiek is.

De in deze figuur te constateren daling van de weerstand nog 2 maanden na verwijdering van de verstoppende laag wordt voornamelijk veroorzaakt door de langzame verwijdering van ingesloten lucht tussen de grondwaterspiegel, gezakt tot beneden de bodem van het infiltratiepand, en het bij herbevoeiing voortschrijdende infiltratiewater (Lindenbergh, 1956). Daarnaast speelt een stijgende temperatuur, dus dalende viscositeit van het infiltratiewater een belangrijke rol (zie bijvoorbeeld Olsthoorn, 1982 op pag. a2).

Voor de frequentie van mechanische verwijdering van de verstoppende laag bij de 5 bedrijven wordt verwezen naar tabel 2.2. Aanvankelijk werd het bodemslib bij het PWN en GW op de kant geschoven, later (ongeveer vanaf 1973) is dit bij GW op een speciale plaats gestort.



Figuur 4.6 - Verloop van de hydraulische weerstand tussen het wateroppervlak van pand 5 (PWN- Castricum) en de grondwaterspiegel langs de rand, van 1966-1970 (ontleend aan Haasnoot & Leeflang, 1971).

#### 4.2.4 Periodieke verstopping

Een periodieke verstopping in de maanden maart- april is door Tuinzaad (1975) geconstateerd in enkele infiltratiepannen van de DWL. Het verschijnsel, dat vooral in hooggelegen pannen met een hoge infiltratiesnelheid zeer geprononceerd is, kon gerelateerd worden aan een sterke algenbloei in die maanden. Het exacte mechanisme van verstopping en een omstreeks mei-juni weer optredende regeneratie staat nog niet vast.

Onderzoek door Nooyen (1983a en b) maakt het waarschijnlijk, dat niet biogene ontharding doch vooral de vorming van een almat, bestaande uit diatomeën, op het oeverdialud verantwoordelijk is voor de periodieke verstopping. De verdwijning van de verstoppende almat omstreeks mei-juni houdt mogelijk verband met heroplossing van de kiezelskeletjes van de diatomeën en bioturbatie, beide samenhangende met een duidelijke temperatuurstoename van het infiltratiewater (zie fig. 6.1 en 6.2).

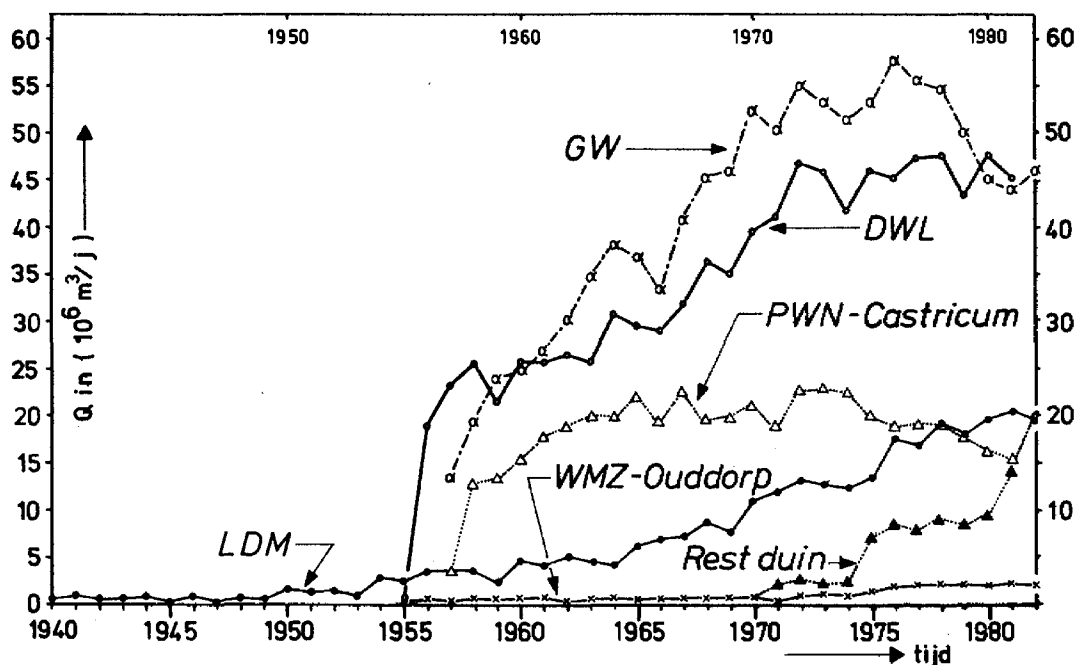
#### 4.3 Bijmenging van regen- en duinwater

##### 4.3.1 Algemeen

Kunstmatig geïnfiltreerd oppervlaktewater vormt zeker de afgelopen 20 jaar het hoofdbestanddeel van het door de 5 beschouwde bedrijven geproduceerde drinkwater (zie bijvoorbeeld fig. 4.9). Er wordt dan ook gesproken van bijmenging van duin- en regenwater. De bijmenging van geïntrudeerd zeewater kan de afgelopen 2½ decennia niet alleen kwantitatief maar ook kwalitatief verwaarloosd worden (zie deelrapport 2, pag. 22).

Regenwater wordt bijgemengd in de infiltratiemiddelen en in het geval van GW en de LDM tevens na bodempassage in de drainerende kanalen en bij GW voorts in de toevoersloten en Oranjekom. Bijmenging van duinwater, gedefinieerd als in duinzand geïnfiltreerd regenwater, geschiedt vooral in pompputten, drains en drainerende kanalen. Het onderscheid tussen regen- en duinwater wordt hier gehanteerd, omdat de kwaliteit ervan sterk verschilt, ondanks de bodempassage die regenwater gevallen op infiltratiemiddelen ondergaat. Een groot verschil in kwaliteit noopt tevens tot het onderscheiden van ondiep en diep duinwater, afkomstig uit respectievelijk het 1e en 2e WVP.





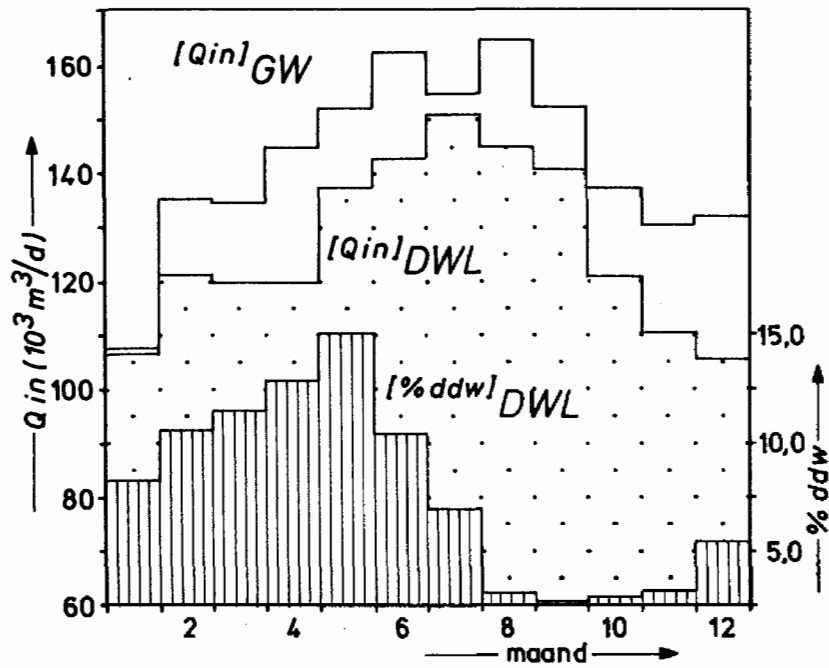
Figuur 4.7 - Verloop van de jaarlijks gemiddelde aanvoer ( $Q_{in}$ ) van oppervlaktewater bij het PWN-Castricum, GW, LDM, DWL en WMZ-Ouddorp en van het totaal aangevoerde oppervlaktewater door de overige duininfiltrerende bedrijven, vanaf het begin van infiltratie t/m 1982 (gegevens ontleend aan jaarverslagen van deze bedrijven)

#### 4.3.2 Oppervlaktewateraanvoer

In fig. 4.7 is het verloop weergegeven van de jaarlijkse gemiddelde aanvoer van oppervlaktewater door onder andere het PWN-Castricum, GW, LDM, DWL en WMZ-Ouddorp (zie tevens bijlage F).

De toename in de aanvoer is vooral mogelijk gemaakt door stapsgewijze uitbreidingen van het areaal aan infiltratiemiddelen (zie de deelrapporten) en daarnaast door een verhoging van infiltratiesnelheden (zie bijvoorbeeld fig. 2.9 op pag. 51 van deelrapport 2, GW). De daling in de aanvoer door GW vanaf 1976 houdt vooral verband met een daling in de productie van drinkwater. De daling bij het PWN-Castricum sinds 1975 wordt gecompenseerd door de infiltratie bij Wijk aan Zee vanaf 1975.

Dat de aangevoerde hoeveelheid oppervlaktewater een seizoensmatige fluctuatie vertoont, illustreert fig. 4.8 voor GW en de DWL: tijdens het zomerhalfjaar wordt in beide gevallen 9-10 % meer en tijdens het winterhalfjaar 9-10 % minder dan het jaargemiddelde aangevoerd. Dit houdt verband met (a) een geringere drinkwaterproductie tijdens het winterhalfjaar, (b) een hogere viscositeit van het infiltratiewater tijdens het winterhalfjaar en (c) een selectieve inname van oppervlaktewater tijdens het zomerhalfjaar in verband met een doorgaans betere kwaliteit (zie par. 6.2.2 en 6.3.2).



Figuur 4.8 - Verloop in het maandelijks gemiddelde van de aanvoer van oppervlaktewater ( $Q_{in}$ ) bij GW en DWL (respectievelijk over 1969-1975 en 1976-1982), alsmede van het percentage bijgemengd diep duinwater (% dd) in het drinkwater van de DWL (over 1979- 1982)

#### 4.3.3 Regenwater

De neerslag (prec) bedraagt langs de kust in Noord- en Zuid-Holland circa 800 mm/j, in Zeeland circa 750 mm/j. Tijdens het winter- en zomerhalfjaar is de neerslag, gemiddeld over het tijdvak 1941-1970, vrijwel gelijk namelijk respectievelijk 2,2 en 2,1 mm/d (Buishand & Velds, 1980).

Het percentage bijgemengd regenwater (%p) in infiltratiegeulen of -kanalen met de toevoer aan één der uiteinden bedraagt als functie van de afgelegde afstand

$$\%p = \frac{100 h_p}{h_{in} + h_p - E_o} \cdot \ln \left\{ \frac{L}{L - x} \right\} \quad (4.1)$$

waarin

$h_p$  = hoogte van de neerslag (m/d);  $h_{in} = Q_{in}/A_{in}$  = hoogte van de te infiltreren kolom oppervlaktewater (m/d);  $Q_{in}$  = hoeveelheid ingelaten oppervlaktewater (m<sup>3</sup>/d);  $A_{in}$  = totale natte oppervlak van infiltratiemiddel(en) (m<sup>2</sup>);  $E_o$  = verdamping via de infiltratiemidde-

len (m/d); L = lengte van de geul of in serie geschakelde geulen (m); en x = afgelegde afstand in lengterichting (m)

Invulling in (4.1) van de waarden van  $Q_{in}$  (1979- 1981) en  $A_{in}$  uit tabel 2.2 en van  $h_p = 2,2 \text{ mm/d} \cong E_o$  voor het PWN-Castricum, GW, LDM, DWL en WMZ- Ouddorp levert voor verschillende afgelegde afstanden het beeld in tabel 4.1 op. In het geval van de LDM en DWL moet bedacht worden, dat hierin een transformatie van infiltratiepan tot -geul besloten ligt.

Uit tabel 4.1 volgt een rekenkundig gemiddeld  $\%p$  (bij  $x = 0,632 L$ ) van 0.9-2.1 % (bij het PWN het laagst en bij de LDM het hoogst) en een mediaan  $\%p$  (bij  $x = 0,5 L$ ) van 0,6-1.4 %. Tevens blijkt het  $\%p$  tot matig hoge waarden op te kunnen lopen, vooral bij de LDM, op grote afstand van de inlaat van oppervlaktewater of hydrologisch geïsoleerde punten. Daar de regenval geenszins constant is met de tijd (zie bijvoorbeeld Buishand & Velds, 1980) en de hoeveelheid ingelaten oppervlaktewater evenmin (zie fig. 4.7 en 4.8), kunnen er voor korte periodes vrij aanzienlijke afwijkingen van het beeld in tabel 4.1 optreden.

Bij GW bedraagt de hoeveelheid in drainerende kanalen en Oranjekom bijgemengd regenwater circa 0,4 % van het ruwe water, dat naar het zuiveringsbedrijf te Leiduin verpompt wordt. De bijmenging van regenwater na bodempassage bedraagt bij de LDM  $< 0,1 \%$ .

#### 4.3.4 Ondiep duinwater

Het percentage bijgemengd ondiep duinwater ( $\%od$ ) bedraagt:

$$\%od = (O'_{1+2} - O'_2 - Q_{in} + E_o + \Delta V) / O'_{1+2} \quad (4.2)$$

waarin  $O'_{1+2}$  = totale onttrekking aan het duin (1e en 2e WVP);  $O'_2$  = onttrekking aan het 2e WVP; en  $\Delta V$  = (bergings)verandering van de hoeveelheid geïnfiltreerd oppervlaktewater, aanwezig in 1e en 2e WVP en 1e SDP .

De moeilijkst te bepalen term in (4.2) is doorgaans  $\Delta V$ , waarvoor immers het volgende bekend moet zijn: (1) de lek van geïnfiltreerd oppervlaktewater vanuit het 1e naar het 2e WVP; (2) de verandering van de grondwaterstand in het door de ondiepe winning beïnvloede 1e

Tabel 4.1 - Jaargemiddelden (1979-1981) van de bijmenging van regenwater, de verblijftijd en concentratieverhoging ten gevolge van verdamping in infiltratiemiddelen van PWN-Castricum, GW, LDM, DWL en WMZ-Ouddorp als functie van de afgelegde afstand  $x$  in het gemiddelde infiltratiemiddel met een lengte  $L$  en voeding aan één der uiteinden.

infiltratie- gebied	a*	x=				
		0.1L	0.3L	0.5L	0.7L	0.9L
<b>procentueel aandeel bijgemengd regenwater (%p; %)</b>						
PWN-Castricum	0.9	0.1	0.3	0.6	1.1	2.0
GW	1.4	0.2	0.5	1.0	1.7	3.2
DWL	1.8	0.2	0.6	1.2	2.1	4.1
WMZ-Ouddorp	1.5	0.2	0.5	1.1	1.8	3.5
LDM	2.1	0.2	0.7	1.4	2.5	4.8
<b>Verblijftijden (t; in dagen)</b>						
PWN-Castricum	4.0	0.4	1.4	2.8	4.8	9.1
GW	5.1	0.5	1.8	3.5	6.1	11.6
DWL	12.1	1.3	4.3	8.4	14.5	27.8
WMZ-Ouddorp	10.4	1.1	3.7	7.2	12.6	24.0
LDM	17.0	1.8	6.1	11.8	20.4	39.1
<b>Procentuele concentratieverhoging t.g.v. verdamping (%E<sub>0</sub>; %)</b>						
PWN-Castricum	0.8	0.1	0.3	0.6	1.0	1.9
GW	1.3	0.1	0.5	0.9	1.6	3.0
DWL	1.7	0.2	0.6	1.2	2.0	3.8
WMZ-Ouddorp	1.4	0.2	0.5	1.0	1.7	3.3
LDM	1.9	0.2	0.7	1.4	2.3	4.5

\*  $y = a \ln [L/(L-x)]$ , waarin  $a$  = rekenkundig gemiddelde, optredend bij  $\bar{x} = 0,632L$ ;  $y = \%p$  of  $t$  of  $\%E_0$

WVP, veroorzaakt door kunstmatige infiltratie c.q. onttrekking en (3) de laterale verbreiding van geïnfiltreerd oppervlaktewater in het le WVP en le SDP .

Als voorbeeld wordt aangegeven hoe het jaarlijkse  $\%od$  in het ruwe water van GW (zie fig. 4.9) berekend is: Jaargemiddelden van  $O_{1+2}$ ,  $O_2$ ,  $Q_{in}$ ,  $Q_p$  (= lek naar het 2e WVP) en  $\Delta B_1$  (= toename totale berging in het le WVP, dat door de ondiepe winningen gedraineerd wordt) zijn ontleend aan Schuurmans (1978) en de door hem verstrekte aanvullingen (van 1977-1982).  $E_0$  is verwaarloosd en  $\Delta V$  is gelijkgesteld aan:

$$\Delta V = 0,43 Q_p + \frac{1}{2} \Delta B_1 \quad (4.3)$$

op grond van een ijking van vergelijking 4.2 met uitkomsten volgens een Cl-balansberekening voor de periode 1962-1967 ( $\%od \approx 30\%$ ) en voor de periode 1968-1977 ( $\%od \approx 14\%$ ). Hiervoor wordt verwezen naar deelrapport 2 (pag. 23, 26 en 57).

Uit fig. 4.9 volgt, dat behalve beheersmaatregelen (onder andere verantwoordelijk voor de daling van het  $\%od$  bij GW sinds 1966 en de stijging sinds 1976) tevens de nuttige neerslag een belangrijk effect heeft op het  $\%od$ . Dit komt namelijk tot uiting in een laag  $\%od$  tijdens de zeer droge jaren 1964, 1972 en 1976 en in een hoog  $\%od$  tijdens de zeer natte jaren 1966 en 1974. Het laatste houdt in, dat er ook een seizoenseffect op het  $\%od$  kan worden verwacht, daar de aanvulling van duinwater vooral tijdens het winterhalfjaar geschiedt. Cl-metingen van teruggewonnen (rivier)water bevestigen dit (zie tabel 5.2 in deelrapport 2, GW). Verwezen wordt naar tabel 2.2 voor het  $\%od$  in het ruwe water afkomstig van de 5 bestudeerde duingebieden, gemiddeld over de periode 1969-1978.

#### 4.3.5 Diep duinwater

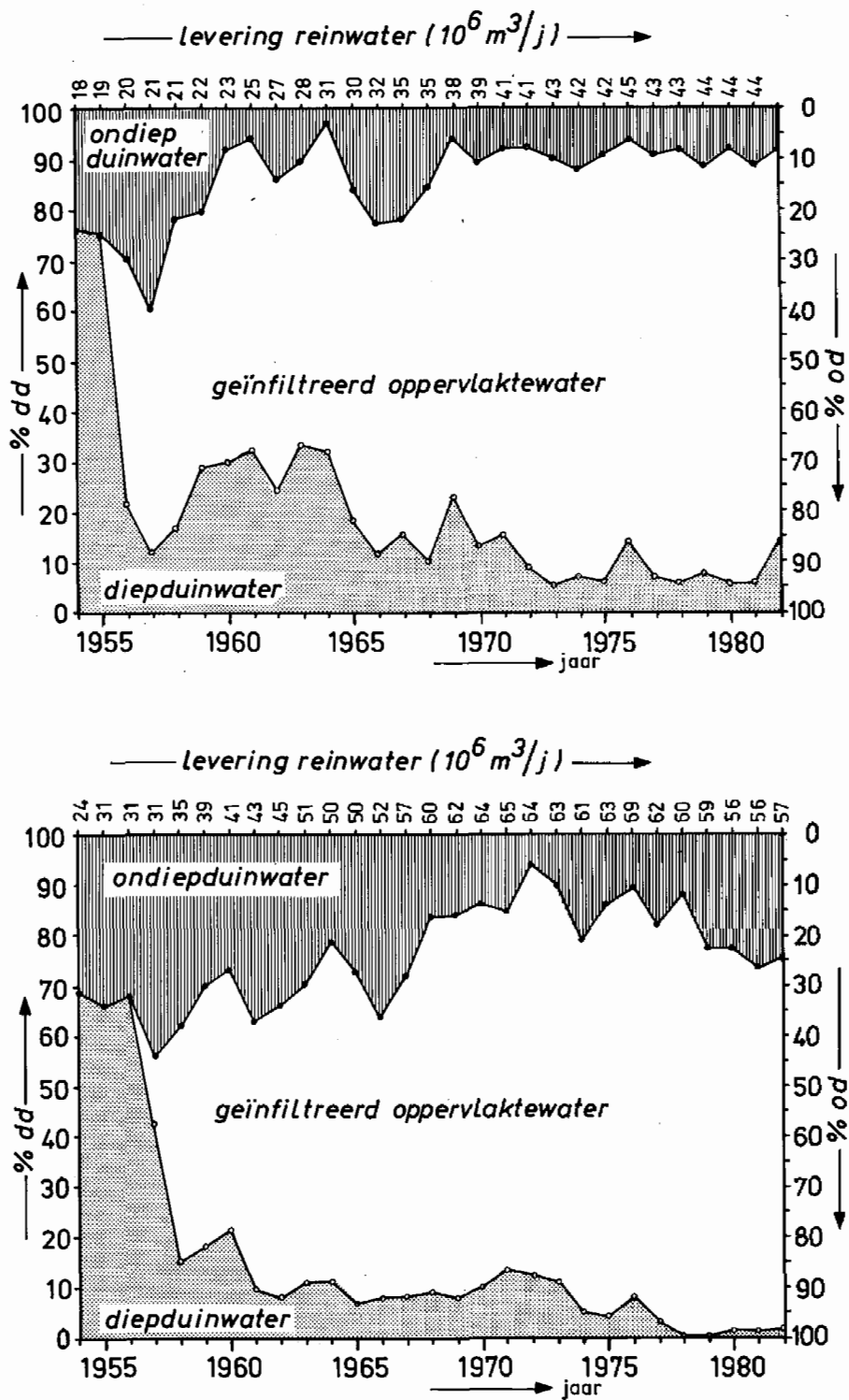
Het percentage bijgemengd diep duinwater ( $\%dd$ ) kan bij GW en de LDM worden vastgesteld aan de hand van het aantal draaiuren van pompputten in het 2e WVP. In deze pompputten wordt (nog) geen of een verwaarloosbare hoeveelheid geïnfiltreerd oppervlaktewater gewonnen. Bij de DWL en het PWN is min of meer bekend welke pompputten in het 2e WVP geïnfiltreerd rivierwater onttrekken, zodat hiermee goed rekening kan worden gehouden. Dit is bij de WMZ-Ouddorp minder het geval.

In tabel 2.2 is het over 1969-1978 en 1979-1981 gemiddelde  $\%dd$ , onttrokken aan de 5 bestudeerde duingebieden, gegeven. Fig. 4.9 presenteert het verloop in het jaarlijkse gemiddelde ervan voor de DWL en GW. Hieruit volgt, dat er bij GW en vooral bij de DWL vrij grote fluctuaties bestaan en er sprake is van een dalende trend. In het  $\%dd$  komt bij de DWL blijkens fig. 4.8 een geprononceerde jaarlijkse gang voor: tijdens de maanden februari t/m juni vertoont het  $\%dd$  een maximum, hetgeen verband houdt met een gelijktijdige (periodieke) verstopping van infiltratiemiddelen (zie par. 4.2.4).

#### 4.4 Regenwaterlenzen

##### Definitie

Onder een regenwaterlens wordt in dit verband verstaan een laag grondwater bestaande uit natuurlijk geïnfiltreerd neerslagwater bovenop zijdelings toestromend kunstmatig geïnfiltreerd oppervlak-



Figuur 4.9 - De procentuele samenstelling van het ruwe water van de DWL (boven) en GW (onder). Het percentage regenwater gevallen op de infiltratiemiddelen en bij GW tevens op de drainerende kanalen en Oranjekom is hierin verwaarloosd.

tewater. De grens tussen beide vloeistoffen met verschillende herkomst wordt gelegd bij 50 % van elk. Door dispersie en menging door andere oorzaken vervaagt dit grensvlak, zodat een pure regenwaterlens niet altijd voorkomt. Om praktische redenen, betreffende het vermogen de beide watersoorten d.m.v. natuurlijke tracers van elkaar te onderscheiden, wordt onder puur regenwater verstaan: water met minder dan 10 % bijgemengd geïnfiltreerd oppervlaktewater.

### Belangen

Het vóórkomen van een regenwaterlens in en naast gebieden met kunstmatige, open infiltratie, is van belang voor de bewaking van en herstelmaatregelen leidend tot het natuurbehoud in deze gebieden. Het risico van verruiging van vegetatie (= soortenverarming door overwoekering met enkele nutriëntminnende planten) is dan n.l. kleiner. Dit geldt voor freatophyten (= planten, die grondwater onttrekken via wortels die de grondwaterspiegel bereiken) en voor plantengemeenschappen in kwelplassen op zekere afstand van de infiltratiemiddelen. Het geïnfiltreerde neerslagwater i.c. zeer ondiep duinwater, bevat immers i.h.a. minder eutrofiërende bestanddelen (met name fosfaat) dan het geïnfiltreerde oppervlaktewater (Van Dijk, 1984; Van Dijk & Bakker, 1984).

Naast dit ecologische belang van regenwaterlenzen is er nog een direct belang voor deze studie: het vóórkomen van een regenwaterlens garandeert in principe, dat via waarnemingsputten met het filter op voldoende grote diepte (onder de lens) praktisch uitsluitend geïnfiltreerd oppervlaktewater bemonsterd wordt en geen mengsel van beide.

### Waar wel en waar niet

Een stationaire regenwaterlens op kunstmatig geïnfiltreerd oppervlaktewater (zie fig. 4.10) is experimenteel bewezen en gemodelleerd door Stuyfzand en Stuurman (1985).

De door hen onderzochte situatie is min of meer representatief voor duingebieden, grenzende aan infiltratiemiddelen met aan die zijde geen terugwinsystemen of met terugwinmiddelen op zeer grote afstand (vele honderden meters). De volgende restricties moeten volgens Stuyfzand & Moberts (1986) hieraan toegevoegd worden:

- (a) het ontbreken van grote kwelplassen (zie fig. 4.11);
- (b) het ontbreken van scheefstaande veenlagen;

(c) een voldoende hoge C-waarde van het 1e SDP om te voorkomen, dat al op betrekkelijk geringe afstand het scheidingsvlak tussen neerslag- en kunstmatig infiltratiewater verticaal staat (zie fig. 13A van Stuyfzand & Stuurman, 1985); en

(d) een stationaire toestand vooral dicht bij het infiltratiemiddel. Deze heerst b.v. niet, indien het waterpeil van infiltratiegeulen zeer sterk schommelt of wanneer het infiltratiewater zich lateraal nog steeds uitbreidt.

In de eigenlijke infiltratiegebieden in de duinen met op korte afstand van elkaar infiltratie- en terugwinmiddelen, is de toestand wezenlijk anders. Tabel 4.2 illustreert dit. Hoewel de berekende dikte van de regenwaterlens dicht bij het terugwinsysteem in deze 4 gevallen (PWN, GW, LDM en DWL) in de gemiddelde situatie 12-27 cm bedraagt, komt in theorie met een transversale dispersiviteit  $\lambda_T = 0,01$  m zelfs in de bovenste mm nog 33-42 % geïnfiltreerd oppervlaktewater voor. De overgangszone tussen neerslagwater en geïnfiltreerd oppervlaktewater bedraagt dan dicht bij het terugwinsysteem in doorsnee 1,5-1,7 m. Opgemerkt zij, dat de waarnemingsfilters in de belangrijkste meetraaien voor kwaliteitsonderzoek inderdaad onder deze zone liggen. In feite bewijst het met deze filters aangetoonde conservatieve gedrag van Cl dit (zie hoofdstuk 9).

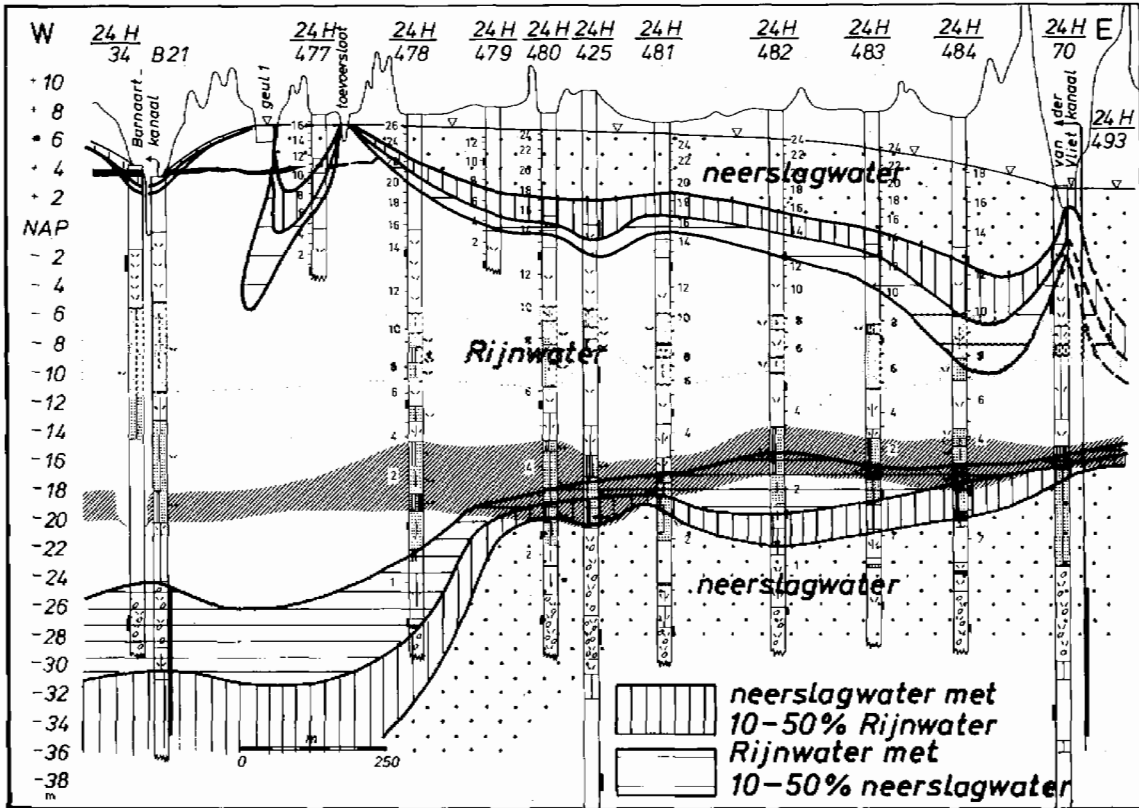
Tabel 4.2 - Hydrologische generalisatie van de 4 belangrijkste infiltratiegebieden in Noord- en Zuid-Holland, met op gemiddelde afstand  $X=S$  de terugwinmiddelen. Voor die afstand zijn berekend de dikte van de regenwaterlens ( $D_x$ ) en van de overgangszone ( $2Y$ ), alsmede de fractie geïnfiltreerd oppervlaktewater in het bovenste filmpje grondwater ( $c/c_0$  bij  $H_s$ ). Naar Stuyfzand & Stuurman (1985). Nuttige neerslag =  $480 \text{ mm j}^{-1}$ ;  $K_h = 12 \text{ m d}^{-1}$ ; transversale dispersiviteit =  $0,01 \text{ m}$

	S (m)	C (d)	dikte WVP (m)	$H_0$	$H_s$	$\Phi_0$	$\Phi_s$	$D_x$	$2Y$	$c/c_0$
				(m+NAP)				(m) bij $X=S$		bij $H_s$
Castricum	70	250	9	2,75	0,5	2,5	0,9	0,23	1,5	0,35
Zandvoort	80	5000	21	6,9	4,3	1,0	0,95	0,27	1,6	0,33
Katwijk	90	146000	8	9,0	2,5	0,5	0,5	0,14	1,7	0,42
Scheveningen	65	500	11	4,6	0,8	2,0	1,9	0,12	1,5	0,42

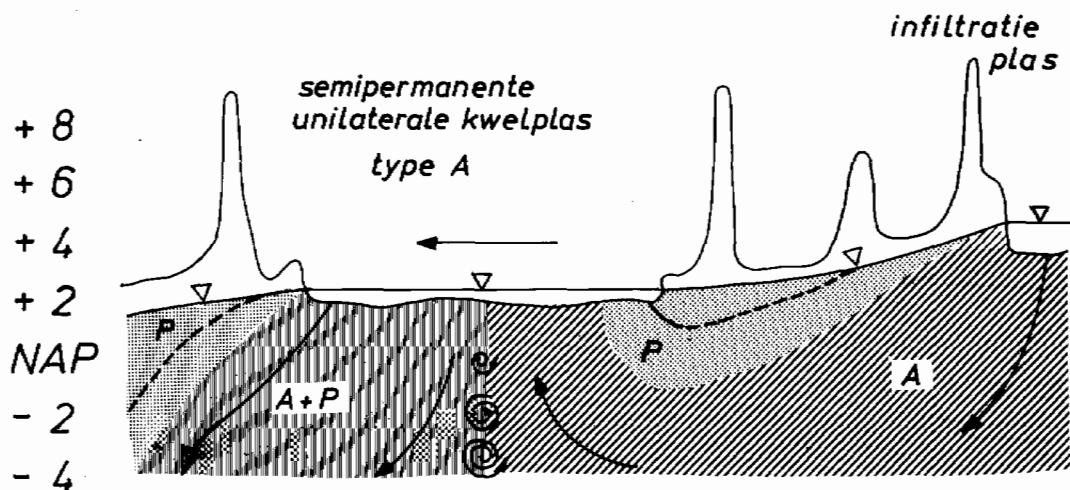
$H_0$  = stijghoogte freatische water op afstand  $X=0$ ;  $H_s$  = als  $H_0$  op afstand  $X=S$ ;  $\Phi_0$  en  $\Phi_s$  = idem 2e WVP



Figuur 4.10 - Bijna stationaire regenwaterlenzen in een ideale situatie, n.l. langs een profiel over het gebied tussen het Barnaart- en Van der Vlietkanaal (zie fig.2.3) met infiltratiegeul 1 en de tevens infiltrerende toevoersloot (naar Stuyfzand & Stuurman, 1985)



Figuur 4.11 - Verstoring in de ruimtelijke verspreiding van regenwaterlenzen door een grote kwelplas (naar Stuyfzand & Moberts, 1986). A = artificial recharge water (kunstmatig infiltratiewater); p = precipitation water (neerslagwater). De scheiding tussen A en p betreft het ideale scheidingsvlak (50 % A en p). Het scheidingsvlak met 10%A en 90%p ( $C/C_0 = 0,1$ ) is tevens aangegeven.



#### 4.5 Verdamping in infiltratiemiddelen

De openwaterverdamping  $E_o$  bedraagt langs de Nederlandse kust circa 750 mm/j, dus 2,1 mm/d. Tijdens het winter- en zomerhalfjaar is  $E_o$ , gemiddeld over het tijdvak 1941-1970, respectievelijk 0,7 mm/d en 3,4 mm/d (Buishand & Velds, 1980).

De verdamping in infiltratiemiddelen leidt tot een concentratieverhoging der bestanddelen van het infiltratiewater, uiteraard niet tot een verandering in zijn belasting. De concentratiefactor  $f$ , waarmee de concentratie vóór verdamping vermenigvuldigd moet worden, bedraagt als functie van de afgelegde afstand in infiltratiegeulen of -kanalen met de toevoer aan één der uiteinden:

$$f = 1 + \left\{ \frac{E_o}{h_{in} + h_p} \right\} \cdot \ln \left\{ \frac{L}{L - x} \right\} \quad (4.3)$$

De procentuele concentratieverhoging ten gevolge van verdamping ( $\%E_o$ ) is volgens (4.3)

$$\%E_o = 100 (f-1) \quad (4.3a)$$

Voor verschillende afgelegde afstanden levert (4.3a) bij het PWN-Castricum, GW, LDM, DWL en WMZ-Ouddorp het beeld in tabel 4.1 op. Opmerkingen bij deze tabel zijn analoog aan die gemaakt in par. 4.3.3 ten aanzien van het  $\%p$ . De grootte van het  $\%E_o$  is immers bijna gelijk aan die van het  $\%p$ , althans op jaarbasis. Afwijkend van het  $\%p$  zijn de grotere seizoenfluctuaties in het  $\%E_o$ .

#### 4.6 Verblijftijden

##### 4.6.1 Algemeen

Bij het vergelijken van de waterkwaliteit in diverse compartimenten van het duininfiltratiesysteem of op diverse plaatsen hierin (hoofdstuk 9 en 10), is gecorrigeerd voor de verblijftijd in het systeem van het ene naar het andere punt. Het infiltratiewater vertoont immers grote kwaliteitsfluctuaties (zie hoofdstuk 6).

Bij propstroming, i.e. wanneer Cl-fluctuaties in het infiltratiewater niet of nauwelijks gedempt worden tijdens transport, of bij een sterke demping van Cl-fluctuaties doch bij middeling over een pe-

riode veel langer dan de verblijftijd, is een negatieve reistijdverschuiving overeenkomstig de modale verblijftijd voldoende (par. 4.6.2). Is er daarentegen sprake van een aanzienlijke demping van Cl-fluctuaties en middeling over relatief korte perioden, dan moet er een negatieve reistijdverschuiving overeenkomstig de verblijftijdsverdeling worden toegepast (par. 4.6.3).

#### 4.6.2 Modale verblijftijden

Onder "modale verblijf- of reistijd" wordt de meest voorkomende verblijftijd uit de verblijftijdsverdeling verstaan. Het is waarschijnlijk juist deze verblijftijd, die wordt vastgesteld, indien men de tijdsverschuiving meet na het zo goed mogelijk op elkaar leggen van de Cl-verlopen op 2 meetpunten. Dit als gevolg van de doorgaans zeer scheve frequentieverdeling van verblijftijden (zie par. 4.6.3). De modale verblijftijd kan dan ook nogal afwijken van hydrologisch berekende gemiddelde verblijftijden! Verwezen wordt naar de betreffende deelrapporten voor de modale verblijftijden tot alle monsternamenpunten in de 5 duininfiltratiesystemen.

De totale modale verblijftijden in de 5 duininfiltratiesystemen zijn in tabel 2.2 ondergebracht. Die bij de WMZ Ouddorp is het hoogste, gevolgd door die bij GW. In de loop der tijd is vooral de modale verblijftijd bij de LDM verkort, hetgeen volgt uit de situering van jongere infiltratiemiddelen dichter bij de terugwinningsmiddelen dan de oudere (zie fig. 2.4). De verblijftijd in het duininfiltratiesysteem bestaat uit een gering bovengronds deel (de infiltratiemiddelen; die in toevoersloten en drainerende kanalen kan hierbij vergeleken verwaarloosd worden, behalve bij GW) en een groot ondergronds deel.

Bovengronds, in infiltratiemiddelen met de toevoer aan één der uiteinden en met een geul- of kanaalvorm bedraagt de verblijftijd

$t_b$ :

$$t_b = \frac{A_{in} \cdot \bar{D}}{Q_{in}} \cdot \ln \left\{ \frac{L}{L-x} \right\} \quad (\text{dagen}) \quad (4.4)$$

waarin  $\bar{D}$  = gemiddelde diepte van infiltratiemiddel(en) (m);

Invulling van de waarden van  $A_{in}$ ,  $\bar{D}$  en  $Q_{in}$  uit tabel 2.2 in (4.4) voor het PWN-Castricum, GW, LDM, DWL en WMZ-Ouddorp levert voor verschillende afgelegde afstanden het beeld in tabel 4.1 op. In het geval van de LDM en DWL moet worden bedacht, dat hierin een transformatie van infiltratiepan tot -geul besloten ligt.

Uit tabel 4.1 volgt een rekenkundig gemiddelde verblijftijd (bij  $x = 0,632 L$ ) van 4-17 dagen (bij het PWN het laagst en bij de LDM het hoogst) en een mediane verblijftijd (bij  $x = 0,5 L$ ) van 3-12 dagen. Tevens blijkt de verblijftijd tot matig hoge waarden op te kunnen lopen, vooral bij de DWL, LDM en WMZ, op grote afstand van de inlaat van oppervlaktewater. Dit zijn veelal hydrologisch geïsoleerde punten. De relatief hoge waarden bij de DWL, LDM en WMZ ten opzichte van het PWN en GW houden vermoedelijk verband met een grotere verstopping van de infiltratieoppervlakken en (derhalve) een grotere gemiddelde waterdiepte in de infiltratiemiddelen (zie tabel 2.2).

Ondergronds bedraagt de totale (modale) verblijftijd  $t_u$ , in het geval van rechte infiltratiegeulen en -kanalen met parallelle terugwinningsmiddelen, bij benadering:

$$t_u \cong \frac{\varepsilon (\Delta x)^2}{K_h \cdot \Delta h} \quad (\text{dagen}) \quad (4.5)$$

waarin  $\varepsilon$  = porositeit van het WVP;  $\Delta x$  = modale horizontale afstand tussen oever en terugwinning (m);  $K_h$  = horizontale doorlatendheidscoëfficiënt van het WVP (m/d);  $\Delta h$  = verschil in stijghoogte van het grondwater (!) ter plaatse van de oever en buiten de omstorting van het terugwinningsmiddel (m).

Karakteristieke waarden van  $\varepsilon$  en  $K_h$  zijn respectievelijk 0,40 en 12 m/d (voor het 1e WVP). Voor de 5 duininfiltratiesystemen gelden de in tabel 2.2 vermelde modale ondergrondse afstanden en een  $\Delta h \approx 2-4$  meter, behalve bij de LDM waar  $\Delta h \approx 6-7$  meter (zie tabel 4.2).

Uit (4.5) blijkt, dat de verblijftijd kwadratisch toeneemt met de af te leggen afstand. Variaties in afstand zijn dan ook de hoofdoorzaak van de in par. 4.6.3 besproken verblijftijdsspreiding (zie tevens deelrapport 2).

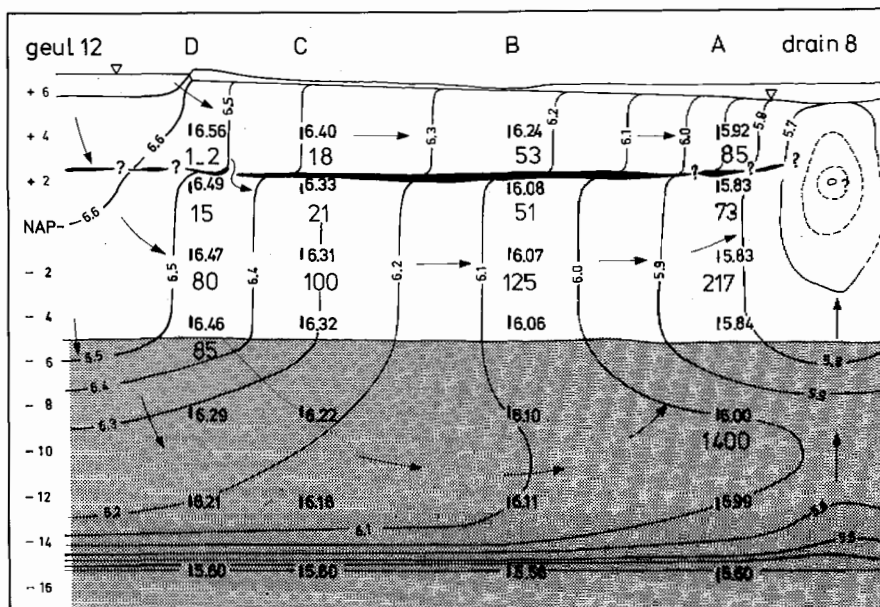
#### 4.6.3 Spreading en verdeling van verblijftijden

Er is sprake van een kleine verblijftijdspreiding in absolute zin in het geval van (a) een korte verblijftijd en (b) propstroming, waarbij Cl-fluctuaties in het infiltratiewater niet of nauwelijks gedempt worden tijdens transport. Propstroming treedt globaal bovengronds in alle behalve geïsoleerde gedeelten van langwerpige infiltratiemiddelen op en ondergronds bij benadering in het le watervoerende pakket (zie par. 4.6.6).

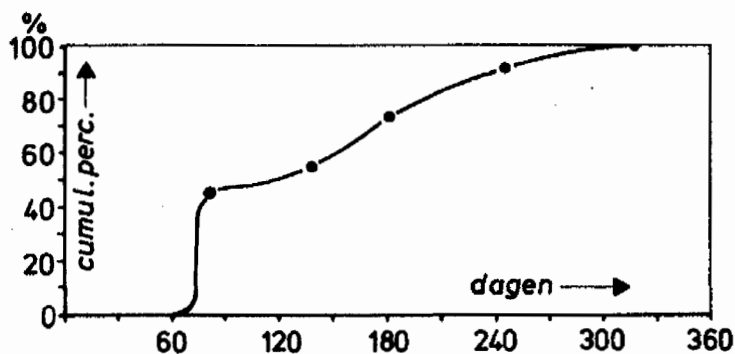
Een grote verblijftijdspreiding bij duininfiltratie is grotendeels kunstmatig van origine, namelijk doordat op een bepaald tijdstip waterdeeltjes, die alle met verschillende snelheid een andere weg hebben gevolgd, worden onderschept en gemengd, bijvoorbeeld door het onttrekkingsfilter van een pomp, door een kanaal of draineerstelsel.

De verschillen in snelheid "en route" worden vooral veroorzaakt door (1) een ongelijke lengte van stroomlijnen in het verticale en horizontale vlak van infiltratiemiddelen tot terugwinningsmiddelen, enerzijds door variaties in horizontale en verticale afstand hier-tussen, anderzijds door zogenaamde kopeffecten aan de uiteinden van infiltratiegeulen, drains en series pompputten; (2) inhomogeniteiten van het participerende poreuze medium (zie bijvoorbeeld fig. 4.12); (3) diverse beheersmaatregelen, vooral de regeling van de toevoer per infiltratiemiddel en afvoer per terugwinmiddel; (4) ruimtelijke variaties in semipermanente en periodieke verstopping van infiltratie- en terugwinningsmiddelen en in potentiaalverschil tussen infiltratie- en terugwinningsmiddelen; en (5) een verblijftijdsgradiënt in de stroomrichting in infiltratiemiddelen (zie tabel 4.1).

Als voorbeeld wordt de verblijftijdsverdeling bij GW gegeven in fig. 4.13.



Figuur 4.12 - Potentiaalbeeld tussen geul 12 en drain 8 behorend bij U3 (GW) gemiddeld over 1975 (N=25), met reistijden tot enkele waarnemingsputten in dagen (grootste cijfers), bepaald d.m.v. analyse van passerende Cl-golven door het systeem. Gewijzigd naar een schets van ing. R.A. Schuurmans (GW)



Figuur 4.13 - Voor de periode 1969-1978 geldende cumulatieve verblijftijdsverdeling van het via de U-bakken U1-U10 uitstromende water van drainstelsels bij GW. Deze verdeling is tevens representatief voor het in de Oranjekom verzamelde, teruggewonnen water (gewijzigd, naar Dofferhof, 1972). De verblijftijd is de tijd verstreken tussen aankomst in de verdeelvijver en die in de U-bakken of Oranjekom

## 4.7 Demping van kwaliteitsfluctuaties

### 4.7.1 Oorzaken

Kwaliteitsfluctuaties in het oppervlaktewater (zie hoofdstuk 6) worden bij duininfiltratie gedempt door:

(a) menging in de infiltratiemiddelen (vooral bij veel wind) en ondergronds ten gevolge van kunstmatige verblijftijdspreiding en dispersie;

(b) bijmenging van een andere watersoort met een constante samenstelling (vooral diep duinwater; zie hoofdstuk 7); en

(c) processen als sorptie en afbraak.

In deze paragraaf wordt niet in extenso op processen als sorptie en afbraak ingegaan, omdat hier het verloop van de conservatieve tracer Cl centraal staat.

Onder kunstmatige verblijftijdspreiding (zie voorts par. 4.6.3) wordt verstaan de menging ondergronds van waterdeeltjes, elk met een verschillende afgelegde weg en snelheid, bij onderschepping bijvoorbeeld door een lang onttrekkingsfilter van een pomp of door een drain.

Zelfs met waarnemingsmiddelen met een kort filter (bijvoorbeeld 0,5 m) wordt door de altijd aanwezige inhomogeniteit van het watervoerende pakket en de niet te verwaarlozen filterlengte enerzijds en de noodzakelijke afpompings- en verversingsoperaties anderzijds, altijd een zekere kunstmatige verblijftijdspreiding geïntroduceerd.

Met dispersie wordt hier bedoeld de menging ondergronds in het poreuze medium zelf. Deze kan uitsluitend gemeten worden, indien het monsterpunt een zeer kleine verzameling waterdeeltjes onderschept met praktisch dezelfde afgelegde weg en stroomsnelheid (minifilters zijn hiervoor zeer geschikt). In deelrapport 2 (par. 2.5.4) is aangetoond, dat de demping door dispersie bij een bodempassage in het 1e WVP in de orde van grootte van maanden, verwaarloosbaar klein is ten opzichte van die veroorzaakt door kunstmatige verblijftijdspreiding. Dit is in overeenstemming met conclusies van Huisman & Olsthoorn (1983).

## 4.7.2 Kwantificering van demping in het algemeen

Als maat voor de demping van kwaliteitsfluctuaties ( $d$ ) wordt hier de reductie in standaarddeviatie van hetingangssignaal gebruikt, dus

$$d = 100 \left( 1 - \frac{S_x}{S_0} \right) \quad [\%] \quad (4.6)$$

waarin  $S_x$  = standaarddeviatie van het gemiddelde gehalte aan stof Y op afstand  $x=x$ , na een negatieve tijdsverschuiving overeenkomstig de modale reistijd;  $S_0$  = idem op afstand  $x=0$ ;  $S_x/S_0$  = reductiefactor standaardafwijking

Gebruikelijk is om de verhouding van amplitudes te nemen als maat voor de demping. Het voordeel van het hanteren van de reductie van de standaardafwijking is echter, dat (a) een sterke demping een hoge getalswaarde (max. = 100 %) krijgt en (b) hiermee zowel de demping van een stochastisch als sinusvormig ingangssignaal gekwantificeerd kan worden. Bij het laatste vormt  $S_x/S_0$  immers een benadering van het quotiënt van de amplitude  $A_x/A_0$  met als voordeel, dat een grillige piek  $S_x/S_0$  minder nadelig beïnvloedt dan  $A_x/A_0$ .

Opgemerkt wordt verder, dat bij een sinusvormig ingangssignaal daarop gesuperponeerde grilligheden in het algemeen van ondergeschikte betekenis zijn voor de waarde van  $S$ .

Voor de bepaling van de gemiddelde demping van seizoenfluctuaties is gekozen voor het kwadratisch gemiddelde van de jaarlijks gemiddelde demping ( $\hat{d}$ ), te bepalen volgens

$$\hat{d} = 100 \left( 1 - \frac{\hat{S}_x}{\hat{S}_0} \right) \quad [\%] \quad (4.7)$$

waarin:

$$S = \sqrt{\frac{[\sum \tilde{S}^2]}{n}} = \sqrt{(\text{gemiddelde variantie})} \quad (4.8)$$

$$\tilde{S} = [\sqrt{\sum (x - \bar{x})^2}] / (n' - 1) \quad (4.9)$$

met  $n$  = aantal jaren, waarover gemiddeld; en  $\tilde{S}$  = standaardafwijking bij het gemiddelde  $\bar{x}$  voor een bepaald jaar met  $n'$  waarnemingen.

Noemen we de onafscheidelijke kunstmatige verblijfstijdspreiding en



dispersie samen "verblijftijdspreiding", dan kan de (totale) demping beschouwd worden, als zijnde opgebouwd uit 3 in serie geschakelde dempingsprocessen, in formule

$$d = 100 \left\{ 1 - \left( \frac{S_x}{S_o} \right)_b \cdot \left( \frac{S_x}{S_o} \right)_v \cdot \left( \frac{S_x}{S_o} \right)_a \right\}. \quad [\%] \quad (4.10)$$

waarin:

$(S_x/S_o)_b$  = reductiefactor ten gevolge van bijmenging;  $(S_x/S_o)_v$  = reductiefactor ten gevolge van verblijftijdspreiding;  $(S_x/S_o)_a$  = reductiefactor ten gevolge van andere factoren.

Het procentuele aandeel van bijvoorbeeld bijmenging in de totale demping bedraagt

$$\% d_{\text{bijmenging}} = \frac{100d_b}{d_a + d_v + d_b} \quad [\%] \quad (4.11)$$

$$= \frac{100d_b}{d_b + [1 - \{(1 - d/100) \cdot (S_o/S_x)_b\}^{1/n-1}] \cdot (n-1) \cdot 100} \quad (4.11a)$$

waarin:

$n$  = aantal reductiefactoren ( $n=1, 2$  of  $3$ );  $d_b$  = demping door bijmenging =  $(1 - (S_x/S_o)_b) \cdot 100$ ;  $d_a$  = idem door andere factoren;  $d_v$  = idem door verblijftijdspreiding.

#### 4.7.3 Kwantificering van demping door bijmenging

Menging van oppervlaktewater met een watersoort met constante samenstelling (d.w.z.  $S_b \rightarrow 0$ ; waarin  $S_b$  = de standaardafwijking van een bepaalde kwaliteitsparameter van het bijgemengde water), leidt tot demping van kwaliteitsfluctuaties in het mengsel volgens

$$d_b = 100 \cdot \left\{ 1 - \left( \frac{S_x}{S_o} \right)_b \right\} = 100 \cdot \left\{ 1 - \frac{R}{Q} \right\} \quad [\%] \quad (4.12)$$

waarin:

$R$  = hoeveelheid oppervlaktewater in het mengsel;  $Q$  = totale hoeveelheid van het mengsel;  $S_x$  = als in (4.6), na bijmenging;  $S_o$  = als  $S_x$  in (4.6), vóór bijmenging.

Heeft het bijgemengde water geen constante samenstelling ( $S_b > 0$ ), dan geldt bij benadering

$$\left(\frac{S_x}{S_o}\right)_b \approx \frac{R}{Q} \pm \left(\frac{S_b}{S_o}\right)(1-\frac{R}{Q}) \quad (4.13)$$

waarin  $S_b$  = standaarddeviatie van het gemiddelde gehalte aan stof Y, van het bijgemengde water;

althans indien beider fluctuaties in fase zijn (+) of in tegengestelde fase (-).

Zo niet, dan geldt bij benadering

$$\frac{R}{Q} - \left(\frac{S_b}{S_o}\right)(1-\frac{R}{Q}) < \left(\frac{S_x}{S_o}\right)_b < \frac{R}{Q} + \left(\frac{S_b}{S_o}\right)(1-\frac{R}{Q}) \quad (4.14)$$

Diep duinwater heeft op jaarbasis een vrijwel constante samenstelling met een standaarddeviatie van het Cl-gehalte naderend tot nul. Regenwater en ondiep duinwater hebben daarentegen geen constante samenstelling (Stuyfzand & Moberts, 1986; Stuyfzand, in voorbereiding): de standaardafwijking van het Cl-gehalte van beide is sterk afhankelijk van de afstand tot de kust. Die van ondiep duinwater is tevens sterk afhankelijk van de aard van begroeiing, de diepte beneden maaiveld en de windexpositie van het voedingsgebied.

De Cl-fluctuaties in regenwater lopen gemiddeld ongeveer in fase met die van Lekwater en water uit de Afgedamde Maas: zij hebben in het algemeen een Cl-maximum tijdens het winterhalfjaar (zie par. 6.2.2. en 6.3.2).

#### 4.7.4 Kwantificering van demping door verblijftijdspreiding

De demping door verblijftijdspreiding,  $d_v$ , bedraagt voor een conservatieve stof als Cl:

$$d_v = 100 - \frac{(100 - d)}{\left(\frac{S_x}{S_o}\right)_b} = 100 \left\{ 1 - \left(\frac{S_x}{S_o}\right) \left(\frac{S_o}{S_x}\right)_b \right\} \quad [\%] \quad (4.15)$$

waarin:

$d$  = gemeten (totale) demping volgens (4.6);  $\left(\frac{S_x}{S_o}\right)_b$  = reductie in standaarddeviatie als gevolg van bijmenging (volgens 4.13);  $\left(\frac{S_x}{S_o}\right)$  = idem, gemeten.

#### 4.7.5 Kwantificering van demping door andere factoren

De demping door andere factoren,  $d_a$ , kan bij een vorm en hoekfrequentie van hetingangssignaal gelijk aan die van chloride gekwantificeerd worden volgens

$$d_a = 100 - \frac{(100 - d)}{\left(\frac{S_x}{S_o}\right)_{Cl}} = 100 \left\{ 1 - \left(\frac{S_x}{S_o}\right)_y \cdot \left(\frac{S_o}{S_x}\right)_{Cl} \right\} \quad [\%] \quad (4.16)$$

waarin:

$d$  = gemeten (totale) demping;  $\left(\frac{S_x}{S_o}\right)_y$  = reductie in standaardafwijking van parameter  $y$  (als gevolg van bijmenging, verblijftijdspreiding en andere factoren;  $\left(\frac{S_x}{S_o}\right)_{Cl}$  = reductie in standaardafwijking van Cl (als gevolg van bijmenging en verblijftijdspreiding);  $d_a$  = demping door andere factoren.

Daar  $d_a = 0$  voor Cl, wordt in dit hoofdstuk niet verder hierop ingegaan. Demping door andere factoren, als afbraak en sorptie, komt in hoofdstuk 8-10 verder aan de orde. Tenslotte wordt opgemerkt, dat een negatieve waarde van  $d_a$  optreedt, indien er sprake is van:

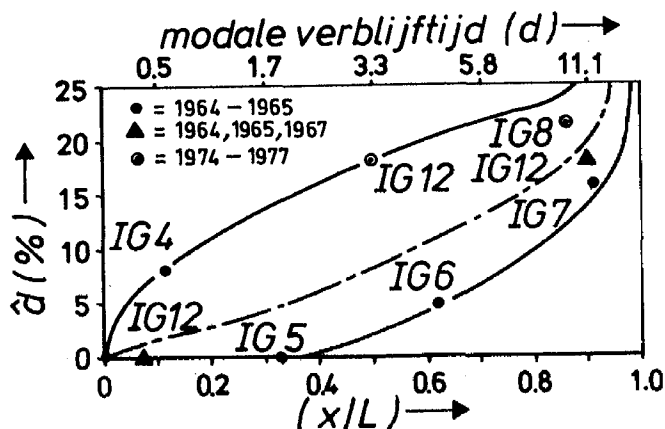
- (1) een zoveel grotere toevallige fout in de analyse-uitkomst van de beschouwde parameter dan die van Cl, dat dit de optredende demping overtreft;
- (2) desorptie, produktie of oplossing van de beschouwde parameter juist wanneer de invoer ook een piek vertoont en in het tegenovergestelde geval;
- (3) zeer grillig verloopende processen van kwaliteitsverandering in de tijd; en
- (4) grote verschillen in vorm en hoekfrequentie van de fluctuaties in Cl en de parameter in kwestie.

#### 4.7.6 Demping op stroomdraadniveau

##### Bovengronds

In de toevoersloten bij GW treedt geen demping van Cl-fluctuaties op (zie deelrapport 2). In infiltratiemiddelen worden Cl-fluctuaties daarentegen, zij het in (vrij) geringe mate, gedempt. Dit geschiedt in afhankelijkheid van de afgelegde afstand oftewel verblijftijd, volgens een verband als geschetst in fig. 4.14.

Voor GW volgt hieruit een mediane demping  $\hat{d}$  van circa 8 % bij een mediane verblijftijd van 3,5 dagen. De in fig. 4.14 optredende spreiding in de ligging der meetpunten is het gevolg van verschillen in onder andere (a) oriëntatie van de geulen ten opzichte van de overheersende windrichting, (b) representativiteit van de monsterpunten en (c) het tijdvak van bemonstering.



Figuur 4.14 - Verband tussen de afgelegde afstand  $x$ , in een geul of in serie geschakelde geulen met een lengte  $L$ , en de demping  $\hat{d}$  van Cl-fluctuaties bij GW. Voor de ligging der infiltratiegeulen (IG's) zie fig. 2.3. De punt-streeplijn vormt bij benadering de regressielijn

Ondergronds in het le WVP

In waarnemingsputten met een filterlengte van 0,5 m wordt een geringe tot vrij sterke demping ( $\hat{d} = 0-45 \%$ ) van Cl-fluctuaties bij bodempassage geconstateerd (fig. 4.15-4.17). Uit fig. 4.15 volgt een zeker verband van de demping  $\hat{d}$  met de modale, afgelegde afstand en stroomsnelheid: een verhoging van de afstand en een verlaging van de stroomsnelheid leveren een toename van de demping op en wel bij ruwe benadering volgens:

$$\hat{d} = 13,1 + 0,28 x - 9,36 v \quad [\%] \quad (4.17)$$

waarin:

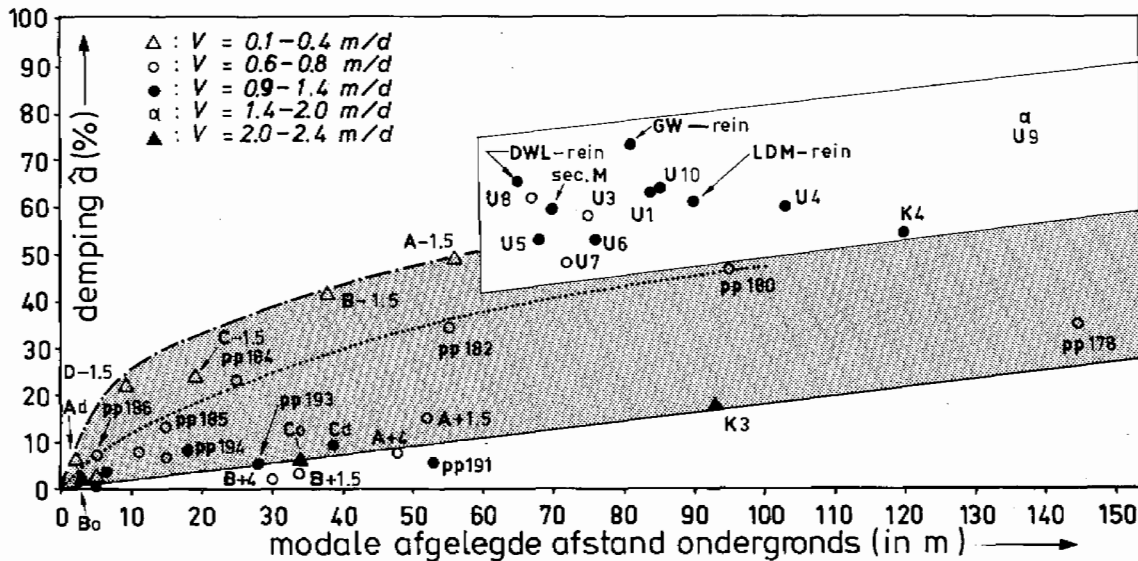
$x$  = modale afgelegde afstand ondergronds (m);  $v$  = modale ondergrondse stroomsnelheid tot het punt  $x$  (m/d); en waarvan de correlatiecoëfficiënt  $R = 0,73$ .

Bij een toename van de afstand neemt immers de verblijftijdspreiding toe. Een afname van de stroomsnelheid betekent een verhoogde kans op zich wijzigende randvoorwaarden (vooral het stromingsbeeld), terwijl het voor veel meetpunten gekoppeld is aan het voorkomen van een weerstandsbiedende laag in het 1e WVP als bodemslib en/of veen (bijvoorbeeld bij het PWN A<sub>d</sub> en bij GW D-1.5, C-1.5, B-1.5 en A-1.5).

#### 4.7.7 Damping op subsysteemniveau

Meetpunten, die representatief voor een subsysteem worden geacht (zoals de uitmondingsbakken van drainstelsels bij GW of een serie pompputten), laten een aanzienlijk sterkere damping van Cl-fluctuaties zien dan bijvoorbeeld waarnemingsputten met een kort filter (zie fig. 4.15-4.18). De hoofdoorzaak hiervan is de veel grotere verblijftijdspreiding (par. 4.6.3). Verschillen in damping tussen meetpunten op subsysteemniveau zijn verklaarbaar door verschillen in verblijftijdspreiding, verblijftijden en bijmenging van duinwater (zie bijvoorbeeld deelrapport 2, par. 2.5.5).

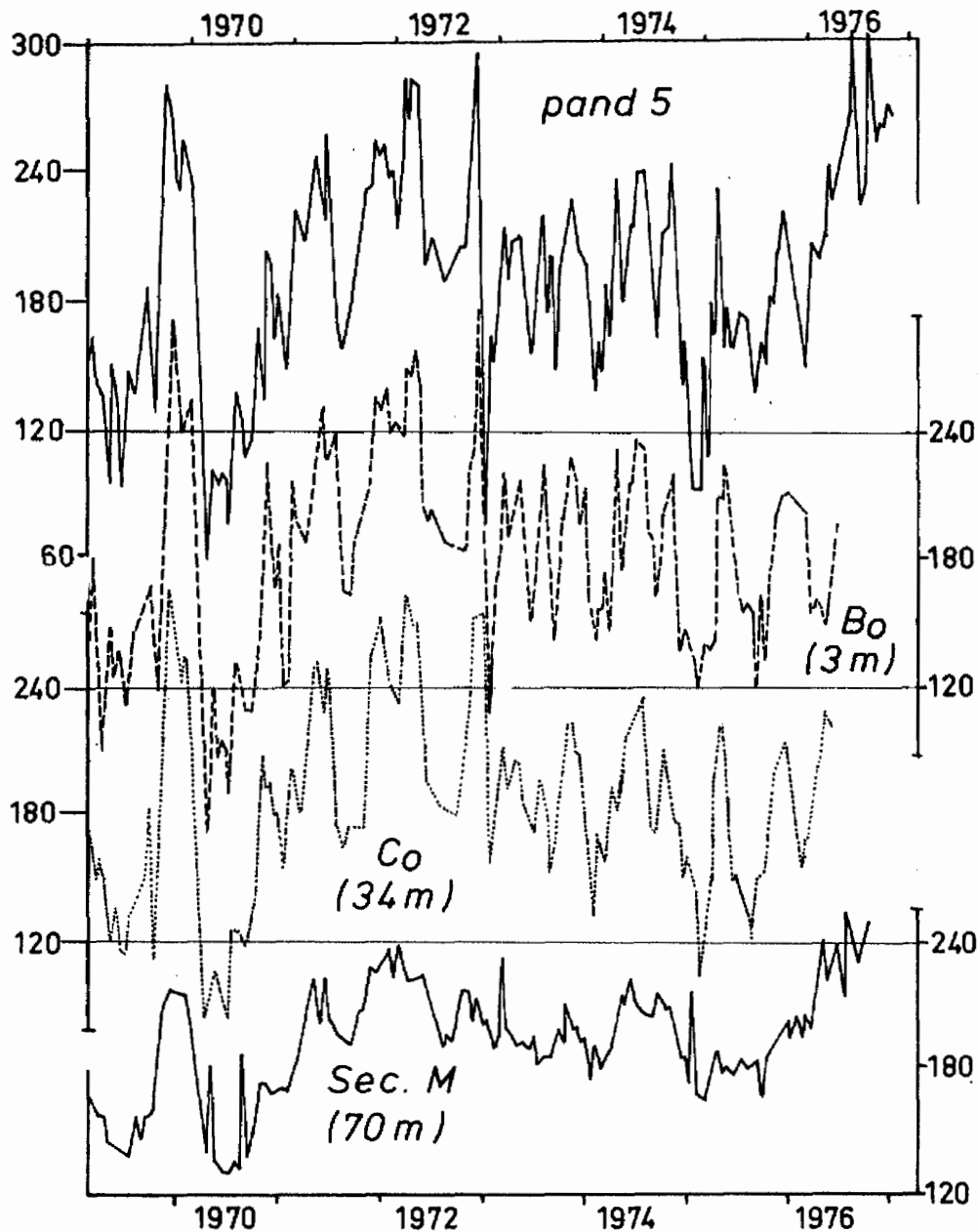
Uit fig. 4.15 volgt een damping van Cl-fluctuaties op subsysteemniveau (1e WVP + 1e SDP) van 50-70 %. De procentuele bijdrage hierin van bijmenging is erg laag. Voor het water van de uitmondingsbakken U1-U10 van GW bedraagt deze volgens (4.11a; met  $n=2$ ) 5,6 %, bij een gewogen gemiddelde bijmenging van 3,5 % ondiep duinwater en 0,9 % regenwater (beide met  $s_b = 10$  mg/l en in fase verondersteld) en bij een naar afvoer gewogen gemiddelde damping van 57,6 %.



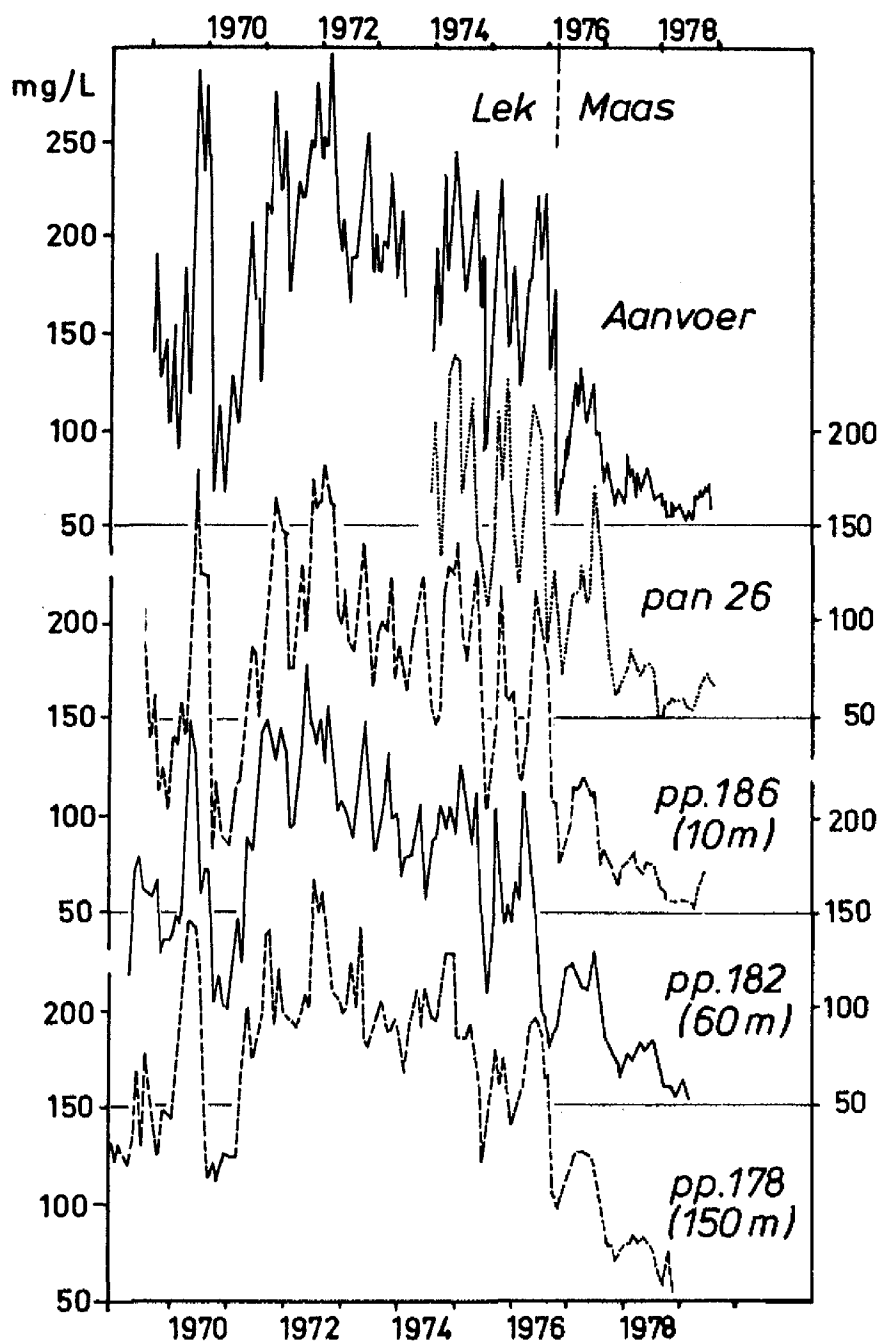
Figuur 4.15 - Het verband tussen de modale afgelegde afstand ondergronds en de demping  $\hat{d}$  van Cl-fluctuaties op diverse meetpunten in verschillende infiltratiegebieden (zie tabel 3.1). Onderscheiden zijn 5 klassen van stroomsnelheden ( $v$ ), waarnemingsputten met een filterlengte van 0,5 m in het le WVP (gelegen in het gestippelde veld), alsmede subsystemen en duininfiltratiesystemen (gelegen in het ruitvormige veld)

#### 4.7.8 Demping op totaal-syteemniveau

Het reine water van GW, LDM en DWL vertoont gemiddeld over 1969-1975 een demping van Cl-fluctuaties van respectievelijk 73, 61 en 64 % (zie fig. 4.15 en 4.18). Voor GW betekent dit een verhoging van de demping met 16 % ten opzichte van het naar afvoer gewogen gemiddelde van de uitmondingsbakken U1-U10. Hiervoor is de extra bijmenging van ondiep en diep duinwater, alsmede de menging van geïnfiltreerd oppervlaktewater uit subsystemen met een verschillende modale verblijftijd verantwoordelijk. De procentuele bijdrage van bijmenging in de demping van Cl- fluctuaties bedraagt volgens (4.11a; met  $n=2$ ) bij GW, LDM en DWL respectievelijk 23, 32 en 23 %, althans gemiddeld over 1969-1975.

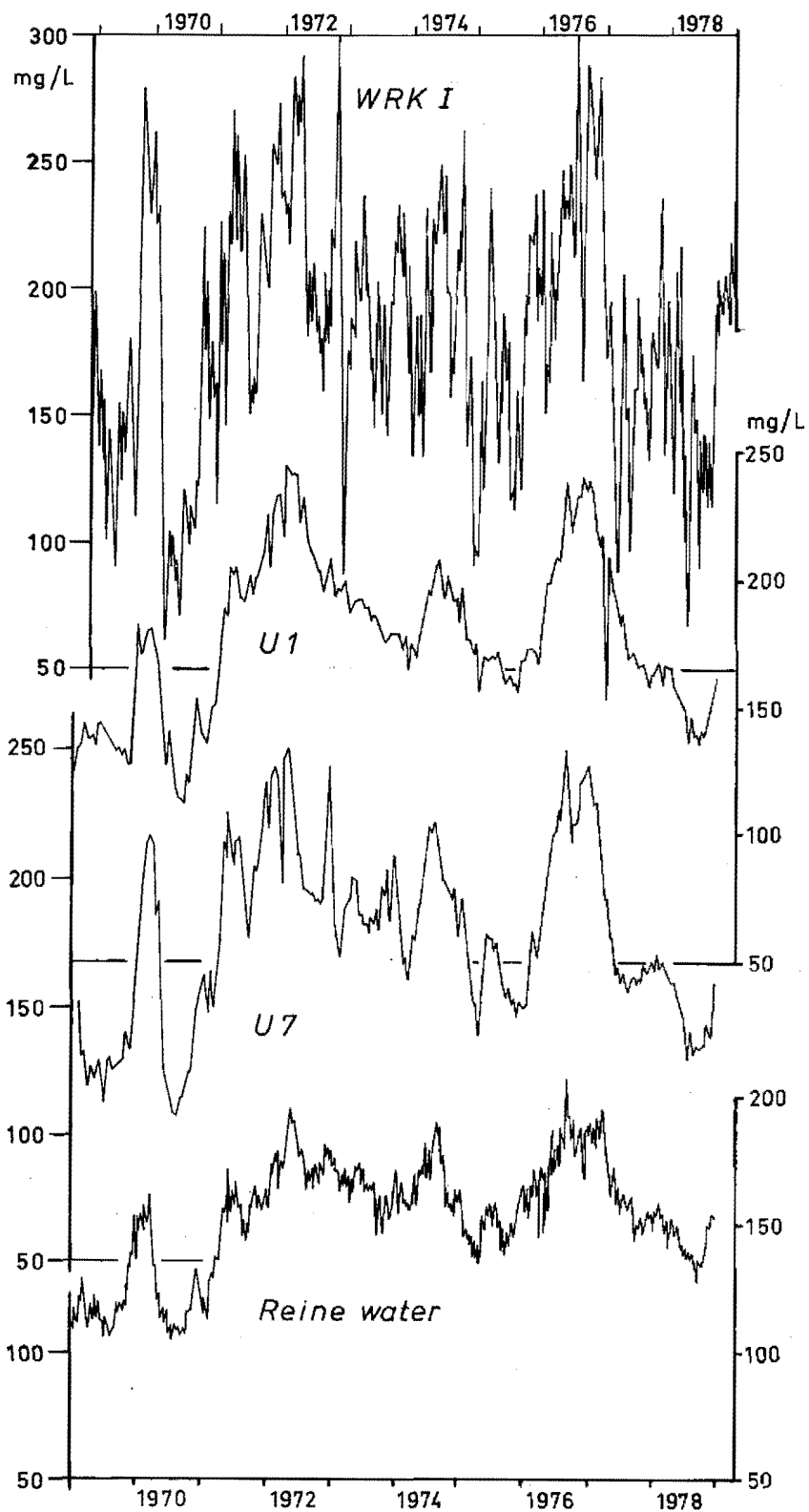


Figuur 4.16 - Het chlorideverloop van 1969-1976 in pand 5, de waarnemingsputten  $B_o$  en  $C_o$  (filterlengte = 0,5 m) en Secundair M (bestaande uit circa 250 pompputten met een filterlengte van 5 meter) in het PWN-infiltratiegebied ten westen van Castricum. Voor de punten  $B_o$ ,  $C_o$  en SecM is een negatieve tijdsverschuiving aangebracht ten opzichte van pand 5, overeenkomstig de modale reistijd van respectievelijk 1, 14 en 70 dagen



Figuur 4.17- Het chlorideverloop van 1969-1978 in het aangevoerde rivierwater, pan 26 en de waarnemingsputten pp 186, 182 en 178 (filterlengte = 0,5 m) in het infiltratiegebied van de DWL. Voor de punten pan 26 en pp 186, 182 en 178 is een tijdsverschuiving aangebracht ten opzichte van de aanvoer, overeenkomstig de modale reistijd van respectievelijk 2, 35, 126 en 210 dagen





Figuur 4.18 - Het chlorideverloop van 1969-1978 in het aangevoerde WRK-water in de verdeelvijs, het uitstromende water van de uitmondingsbakken U1 en U7 en het reine water van GW. Voor de punten U1, U7 en het reine water is een negatieve tijdsverschuiving aangebracht ten opzichte van WRK, overeenkomstig de modale reistijd van respectievelijk 100, 100 en 91 dagen

## OORSPRONKELIJKE SAMENSTELLING VAN HET DOORSTROOMDE PAK- KET

Het doorstroomde pakket kan afgezien van bodemslib in infiltratiemiddelen geochemisch in 3 hoofdzones worden onderverdeeld, in volgorde van successievelijke verticale percolatie: het 1e WVP, 1e SDP en 2e WVP. Deze zones, het 2e WVP uitgezonderd, worden besproken in respectievelijk par. 5.1 en 5.2, waarbij de meeste aandacht geschonken wordt aan het 1e WVP. De geochemie van het 2e WVP wordt niet besproken, enerzijds vanwege de relatief geringe relevantie in het bijzonder voor GW, LDM en WMZ, anderzijds vanwege de heterogeniteit ervan. De samenstelling van de sliblaag op de bodem van infiltratiemiddelen en zowel de accumulatie in als uitloging van duinzand worden apart behandeld in par. 9.5.

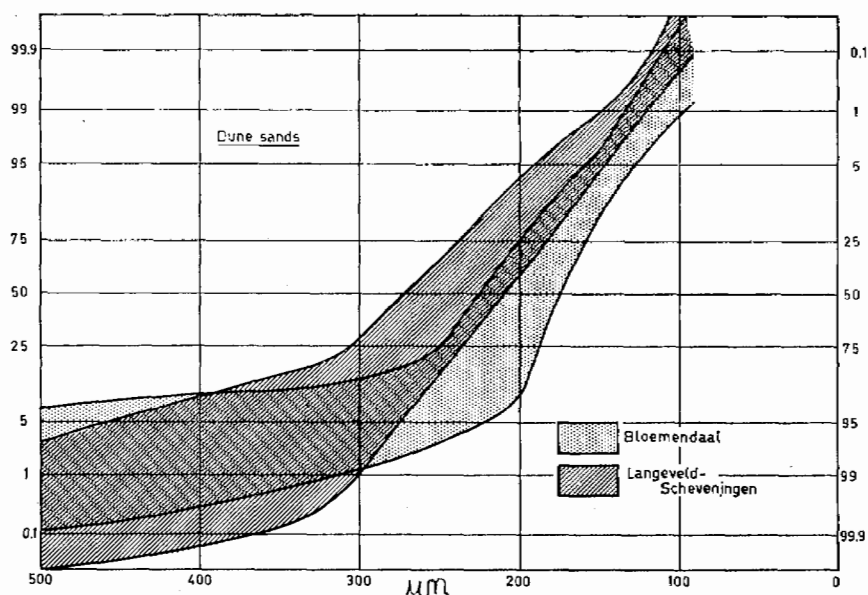
### 5.1 Eerste watervoerend pakket

Het 1e WVP bestaat uit duinzand (par. 5.1.1), veen (par. 5.1.2) en op het strand of in ondiepe zee afgezet zand (par. 5.1.3). Verwezen wordt naar par. 4.1 voor de verspreiding en positie van de hier onderscheiden lagen.

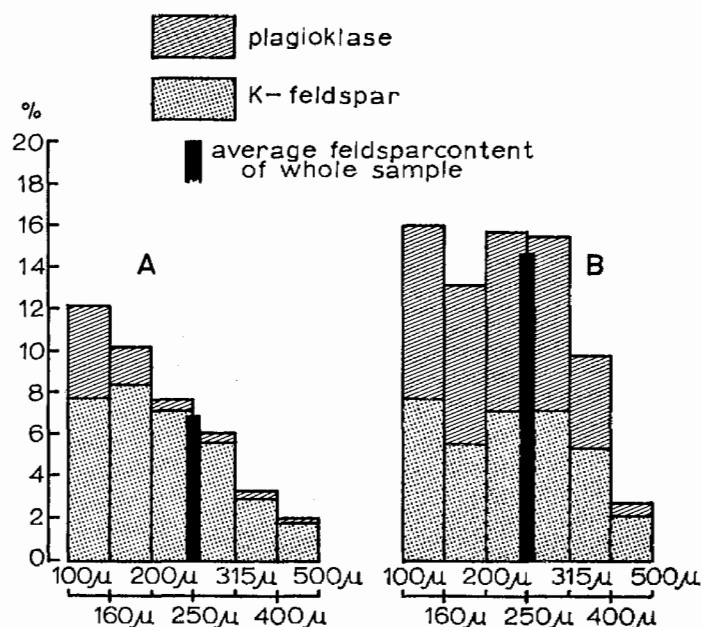
#### 5.1.1 Duinzand

De samenstelling van het hier beschouwde, jonge en kalkrijke duinzand, van Goeree tot Egmond is niet uniform, daar er in dit traject langs de kust en in mindere mate loodrecht daarop gradiënten in samenstelling bestaan (Van der Sleen, 1912; Doing, 1966; Eisma, 1968). Deze niet bijzonder grote verschillen worden hier gemakshalve verwaarloosd. Grondanalyses van de bovenste decimeters duinzand (bijvoorbeeld Boerboom, 1963; Doing, 1966; Adriani & Van der Maarel, 1968) zijn in het navolgende vermeden in verband met een sterke beïnvloeding door bodemvorming (ontkalking, humusophoping) en vanwege het ontbreken van doorstroming ervan met geïnfiltreerd oppervlaktewater. Wel kan het door oppervlaktewater doorstroomde duinzand overstoven bodemhorizonten of zand vermengd met verstoven bodems bevatten. Het geringe percentage organische stof is voor een groot deel hiervan afkomstig.

De variatie in korrelgrootteverdeling van duinzand volgt uit fig. 5.1. Met een mediane korrelgrootte van 200  $\mu\text{m}$  behoort duinzand tot fijn zand gerekend te worden. Het gehalte aan afslibbare deeltjes (deeltjes  $<60 \mu\text{m}$ ) bedraagt  $<1-3 \%$ . Bestanddelen van duinzand zijn in tabel 5.2 aangegeven. Het veldspaatgehalte is blijkens fig. 5.2 weinig korrelgrootte-afhankelijk. Op grond van fig. 5.3 wordt verondersteld, dat het kalkgehalte in de fijnste en grofste fracties het hoogst is. De kalk bestaat uit bijna zuivere  $\text{CaCO}_3$  (grotendeels als calciet; Stuyfzand, in voorbereiding), in de grovere fracties uit hele schelpen of schelpfragmenten en in de fijnere fracties uit detritische korrels (Eisma, 1968). Van Straaten (1965) geeft een overzicht van de schelpsoorten. Het ijzerhydroxide is voornamelijk als huidjes om de korrels aanwezig (Eisma, 1968) en bevat circa 1-2 % Mn (Eisma et al, 1966). Fig. 5.3 suggereert, dat het ijzerhydroxidegehalte alleen tot IJmuiden met de korrelgrootte toeneemt.



Figuur 5.1 Korrelgrootteverdeling van duinzanden verzameld bij Bloemendaal en tussen Langeveld en Scheveningen, geplot op waarschijnlijkheidspapier (ontleend aan Eisma, 1968)



Figuur 5.2 - Gewichtspercentage veldspaten van 6 korrelgroottefracties van strandzanden, verzameld ten noorden van Bergen (A) en ten zuiden van Bakkum (B) (naar Eisma, 1968). Verondersteld wordt, dat dit beeld tevens geldt voor duinzand zonder beïnvloeding door bodemvorming

minerale bestanddelen	gewichtspercentage	referentie/berekening
kwarts	80 %	100 %-rest
plagioclaas	7,5 %	Eisma, 1968
kaliveldspaat	6,5 %	Eisma, 1968
calciet	4,5 %	**
ijzerhydroxide-(huidjes)	0,5 %	Eisma, 1968
saussuriet/alteriet	0,160 %	Eisma, 1968*
hoornblende	0,048 %	Eisma, 1968*
epidoot	0,045 %	Eisma, 1968*
granaat (vnl. almandien)*	0,015 %	Eisma, 1968*
augiet	0,008 %	Eisma, 1968*
toermalijn	0,005 %	Eisma, 1968*
kyaniet	0,005 %	Eisma, 1968*
stauroliet	0,003 %	Eisma, 1968*
(rutiel, zirkoon, magnetiet)	0,0003%	Retgers, 1898*
rest zware mineralen <sup>2</sup>	0,011 %	Eisma, 1968*
kleimineralen	<0,3 %	

\* totaal zware mineralen (soortelijk gewicht >2.9) gesteld op 0,3 % zoals afgeleid uit gegevens van Van der Sleen (1912; p. 119 en 120) en Eisma (1968); # volgens Retgers, 1898; voornamelijk: andalusiet, hyperstheen, sillimaniet, biotiet en muscoviet; \*\* afgeleid uit analyses van Jelgersma et al (1970), Depuydt (1972), Stuyfzand (in voorbereiding)

Tabel 5.2 -Mineralogische samenstelling van duinzand (zonder beïnvloeding door bodemvorming)

	<i>Number of samples</i>	100-160 $\mu$	160-200 $\mu$	200-250 $\mu$	250-315 $\mu$
<i>Km-piles 2-36</i>					
Beach	20	37.2(7.9)	9.0(2.8)	1.6(0.7)	0.26(0.01)
Dune	10	17.8(1.4)	—	0.09(0.02)	—
<i>Km-piles 26-36</i>					
Beach	14	41.3(8.4)	10.8(3.4)	2.0(0.8)	0.32(0.01)
Dune	6	19.8(1.1)	—	0.11(0.03)	—
<i>Km-piles 37-53</i>					
Beach	21	6.9(1.7)	0.6(0.16)	0.16(0.03)	0.07(0.01)
Dune	10	4.6(1.4)	—	0.07(0.02)	—
<i>Km-piles 58-91</i>					
Beach	9	2.0(0.5)	0.29(0.11)	0.16(0.06)	0.09(0.01)
Dune	6	1.8(0.6)	—	0.09(0.02)	—

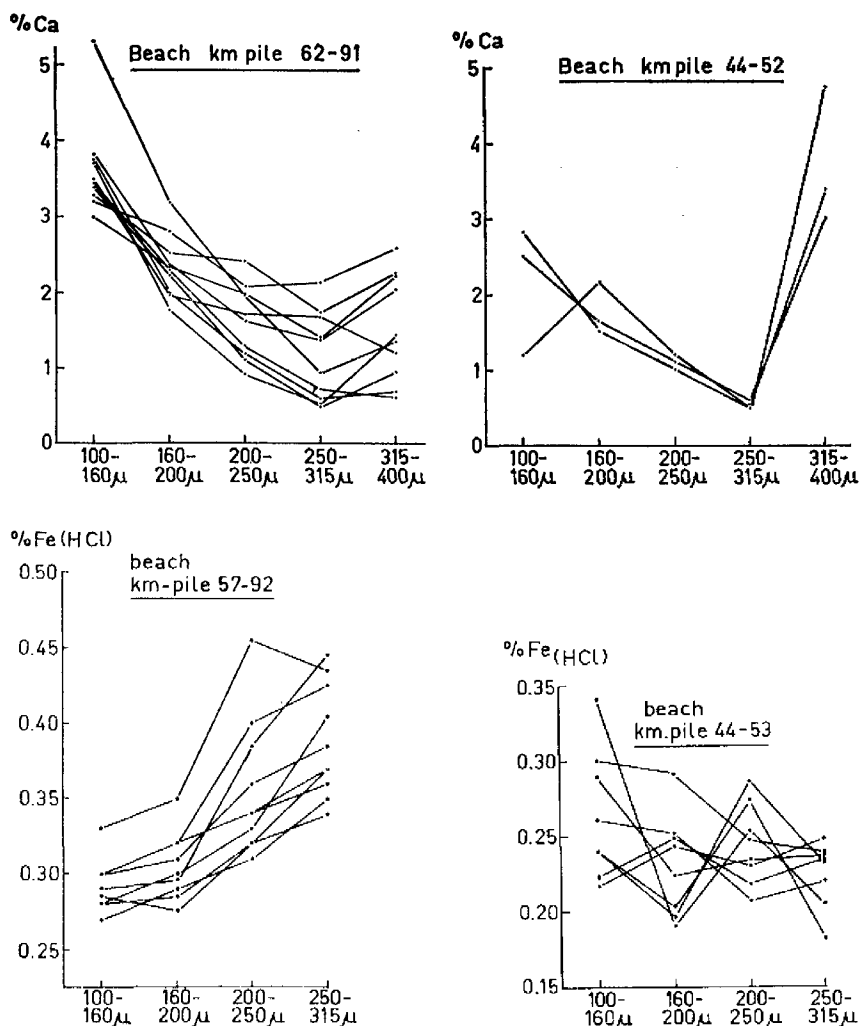
Tabel 5.3 - Gewichtspercentage zware mineralen van 4 korrelgroottefracties van strand- en duinzanden, verzameld tussen Den Helder (km-paal 2) en Camperduin (km-paal 26), Kamperduin en Egmond a/z (km-paal 37), Egmond a/z en Wijk a/z (km-paal 53) en IJmuiden (km-paal 58) en Scheveningen (km-paal 91). Naar Eisma, 1968. Tussen haakjes: standaardafwijking.

Het gehalte aan en in mindere mate de samenstelling van zware mineralen zijn sterk afhankelijk van de korrelgrootte, zoals blijkt uit respectievelijk tabel 5.3 en fig. 5.4. De fijnere korrels hebben een duidelijk hoger percentage zware mineralen, met een verhoging van het aandeel van granaat ten koste van vooral saussuriet en daarnaast hoornblende.

De kationuitwisselingscapaciteit van duinzand is in de orde van grootte van 1 meq/100 gram (Stuyfzand, in voorbereiding). Zoals te verwachten, bezet Ca meer dan 90 % van het adsorptiecomplex. Het gewichtspercentage organisch materiaal is in de orde van grootte van 0,3 % (Stuyfzand, in voorbereiding). Het gewichtspercentage totaal fosfor ligt tussen 0,01 en 0,008 % (gegevens DWL en Oosterhout et al, 1982).

Uit tabel 5.4 volgt, dat van de hoofdbestanddelen van duinzand calciet en eventueel aanwezige Ca-plagioclaas (met name anorthiet) en van de nevenbestanddelen vooral saussuriet (= een aggregaat van vooral zoisiet of epidoot met actinoliet en/of skapoliet en chloriet), hoornblende, epidoot en augiet het meest gevoelig kunnen zijn voor chemische verwerking.

Een bewijs van de relatief hoge gevoeligheid voor verwerking van al-  
teriet-saussuriet, augiet, epidoot en hoornblende is onder andere  
te vinden in oude bodemprofielen op circa 17 m-NAP in de Velsertun-  
nelput, beschreven door De Jong (1957) en Pons (1959).



Figuur 5.3 - Gewichtspercentages van Ca (totaal monster) en Fe (in  
huidjes om korrels, geëxtraheerd met 20 % warm HCl 30 minuten) in  
respectievelijk 5 en 4 korrelgroottefracties van strandzanden,  
verzameld tussen Scheveningen (km- paal 92) en Bakkum (km-paal 44).  
Naar Eisma, 1968. Verondersteld wordt, dat dit beeld tevens geldt  
voor duinzand zonder beïnvloeding door bodemvorming

Mineraal	Chemische samenstelling	PO*	WPI**
Calciet	$\text{CaCO}_3$		
Actinoliet	$\text{Ca}_2(\text{Mg, Fe})_5\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$	21	
Hyperstheen	$(\text{Fe, Mg})_2\text{Si}_2\text{O}_6$	19	
Sillimaniet	$\text{Al}_2\text{SiO}_5$	18	0
Augiet	$\text{Ca}(\text{Mg, Fe})_3(\text{Al, Fe})_4(\text{SiO}_3)_{10}$	17	39
Zoisiet	$\text{Ca}_2\text{Al}_3\text{Si}_3\text{O}_{12}(\text{OH})$	16	
Andalusiet	$\text{Al}_2\text{SiO}_5$	13	
Hoornblende	$\text{Ca}_3\text{Na}(\text{Mg, Fe})_5(\text{Al, Fe})_3(\text{Si}_4\text{O}_{11})_4(\text{OH})_4$	12	36
Anorthiet	$\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$		25
Epidoot	$\text{Ca}_2(\text{Al, Fe})_3\text{Si}_3\text{O}_{12}(\text{OH})$	11	23
Kyaniet	$\text{Al}_2\text{SiO}_5$	10	
Stauroliet	$2\text{Al}_2\text{SiO}_5\text{Fe}(\text{OH})_2$	9	
Magnetiet	$\text{Fe}_3\text{O}_4$	8	
Biotiet	$\text{K}(\text{Fe, Mg})_2(\text{Al, Fe})(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})$	5	22
Granaat	$\text{Fe}_3\text{Al}_2(\text{SiO}_4)_3$	4	
Albiet	$\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$		13
Orthoklaas	$\text{KAlSi}_3\text{O}_8$		12
Toemalijn	$\text{NaFe}_2\text{Al}_4\text{B}_2\text{Si}_4\text{O}_{19}(\text{OH})$	2	
Kwarts	$\text{SiO}_2$		0
Zirkoon	$\text{ZrSiO}_4$	1	
Rutiel	$\text{TiO}_2$	-1	
Muscoviet	$\text{KAl}_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})(\text{OH})_2$	-2	-10.7
Anataas/Brookiet	$\text{TiO}_2$	-3	

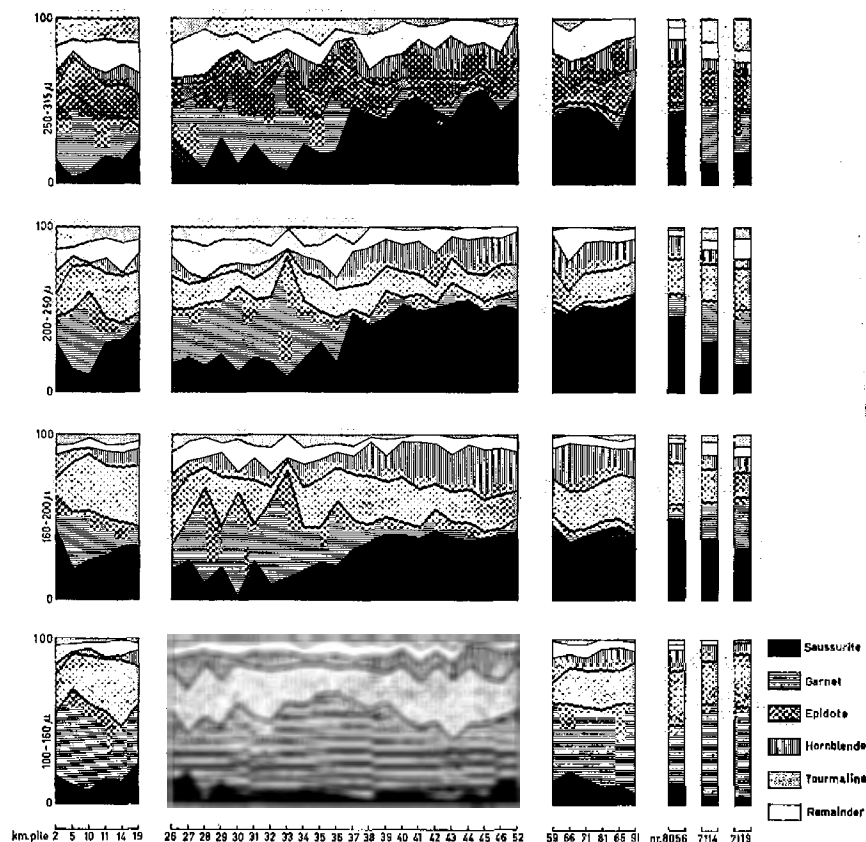
\* persistence order, volgens Pettijohn (1941); \*\* weathering potential index, volgens Reiche (1943)

↑  
toename gevoeligheid voor vertering  
↓  
stabiliteit

Tabel 5.4 - Stabiliteit oftewel gevoeligheid voor chemische vertering van primaire minerale bestanddelen van het infiltratiepakket

### 5.1.2 Veën

Het veën in de Nederlandse kustduinen behoort tot het mesotrofe type, wanneer het voornamelijk uit zeggeveen, waterdriebladveen en elzenveen bestaat, en tot het eutrofe type wanneer het voornamelijk bosveen (voornamelijk eik, beuk en els) betreft (Bennema, 1949; Jelgersma et al, 1970). Kenmerkend zijn: (1) een hoog gewichtsperscentage organische stof, dikwijls  $> 50\%$  van droge stof; (2) van de organische stof bedraagt het stikstofpercentage 2-4 % en zijn humine-verbindingen (voornamelijk huminezuren, fulvozuren en humine) en lignine de hoofdbestanddelen; (3) mineraalconcreties van sideriet ( $\text{FeCO}_3$ ), rhodochrosiet ( $\text{MnCO}_3$ ) en vivianiet ( $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ ) kunnen er in voorkomen; en (4) een kationuitwisselingscapaciteit (CEC) van 150-400 meq/100 gram droge stof en een baseverzadiging van 80-100 %. Van der Sleen (1912, pag. 49) geeft analyses van de asrest van veën uit het duin, waaruit een relatief hoog percentage Mn, S en P blijkt.



Figuur 5.4 - Zware mineralen samenstelling van 4 korrelgroottefracties van strandzanden verzameld tussen Scheveningen (km-paal 91) en Huisduinen (km-paal 2) en van enkele duinzanden, waarvan nr. 7114 en 7119 ten noorden van Bergen zijn verzameld en nr. 8056 ten zuiden van Bakkum (naar Eisma, 1968)

### 5.1.3 Zeezand (strandwalformatie)

De mediane korrelgrootte van zeezand bedraagt 200- 300  $\mu\text{m}$  en is daarmee iets grover dan het bovenliggend duinzand. Een wezenlijk verschil met duinzand is voorts het hogere kalkgehalte (gemiddeld circa 8-10 %), in voor deze formatie kenmerkende schelpbanken oplopend tot >50 %. Voor het overige zijn de overeenkomsten met duinzand (en het huidige strandzand) zeer groot, zodat verder verwezen wordt naar par. 5.1.1 met bijbehorende figuren en tabellen.

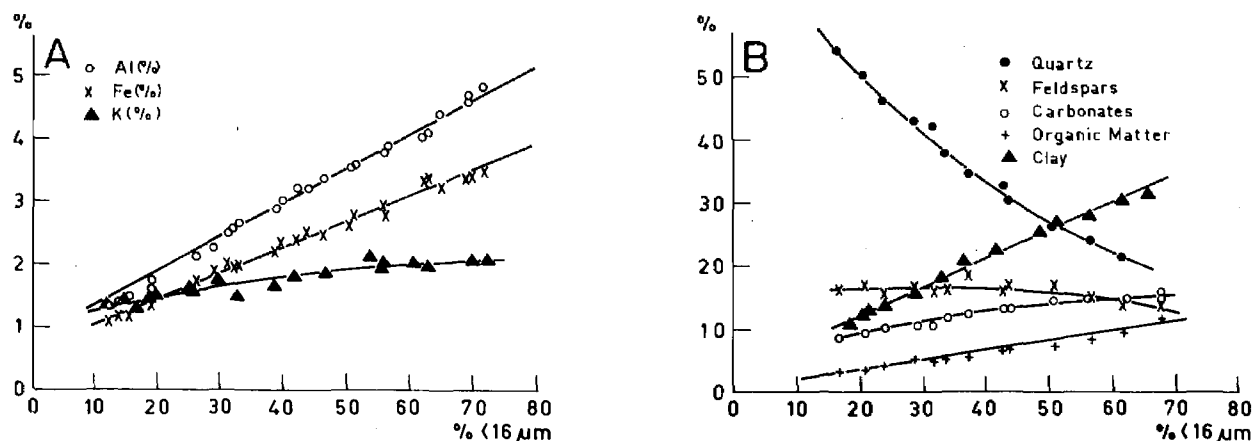
## 5.2 Eerste slecht doorlatend pakket

Besproken worden hier ondiep mariene en lagunaire afzettingen, dikwijls anoxisch [= zuurstofloos] van aard. De fluviatiele kleilaag



onder het infiltratiegebied van de LDM en het noordelijke deel van dat van de DWL blijft derhalve in de meeste opzichten buiten beschouwing. Geconstateerd wordt, dat de korrelgrootte van het le SDP aanzienlijk kleiner is dan van het bovenliggende le WVP, onder andere door een hoger percentage deeltjes  $<16 \mu\text{m}$ . Het gehalte aan deeltjes  $<16 \mu\text{m}$  is doorgaans sterk positief gecorreleerd aan onder andere het gehalte aan organisch materiaal, klei, carbonaten, Al, Fe en K (Salomons & de Groot, 1977; zie fig. 5.5) en vaak met het gehalte aan zwavel als FeS en/of  $\text{FeS}_2$  (Harmsen, 1954), terwijl het sterk negatief gecorreleerd is met het gehalte aan kwarts en veldspaten (zie fig. 5.5). De toename van het gehalte aan organisch materiaal impliceert een toename van de graad van anaerobie. Het verse organische materiaal van zogenaamde anoxische, mariene sedimenten (waartoe de fijnere lagen van het le SDP gerekend kunnen worden) wordt in het algemeen voorgesteld als  $(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4)$ . Dit geeft de gemiddelde C:N:P-verhouding van marien plankton aan (Stumm & Morgan, 1981). Door een grotere instabiliteit van N- en P-bevattende organische verbindingen, ontstaat na verloop van tijd veelal een C:N:P-verbinding, die ten gunste van de koolstof verandert.

Het le SDP bevat vrij veel kalk in de vorm van schelpgruis. Met een



Figuur 5.5 - Correlatie van elementaire samenstelling (A) en mineralogische samenstelling (B) met het gehalte aan deeltjes  $<16 \mu\text{m}$  van sedimenten bestudeerd door Salomons & De Groot (1977)

afwijkende schelpsoortensamenstelling hangt een hoger percentage kalk als aragoniet samen, alsmede een gering percentage bijgemengd Mg in het kristalrooster (Stuyfzand, in voorbereiding). Het gehalte aan zware mineralen bedraagt volgens Van der Sleen (1912) 0,7-1,2 %, hetgeen 2-4 maal zoveel is als dat van duinzand. De samenstelling van de zware mineralenfractie wijkt af van die van duinzand, vermoedelijk in overeenstemming met het voor strand- en duinzand geconstateerde beeld bij beschouwing van steeds fijnere korrelgroottefracties (fig. 5.4).

Belangrijk is de aanwezigheid van biogeen  $\text{SiO}_2$  bestaande uit o.a. diatomeeën-kiezel skeletjes, radiolariën, verkiezel riet e.d. (Van Straaten, 1954; Van der Werff, 1957).

Uit analyses door Van Amerongen & Van der Velden (1970) valt op te maken, dat van aanwezige kleimineralen het percentage intermediaten het hoogst is. Volgens Breeuwsma & Zwijnen (1984) bestaat de "echte" klei voor 30-40 % uit illiet, 30-40 % uit smectiet, 5-10 % uit kaoliniet, <5 % uit vermiculiet en <5 % uit chloriet.

De kationuitwisselingscapaciteit van het 1e SDP bedraagt tot enkele tientallen meq/100 gram, terwijl doorstroming met zoet duinwater sinds duizenden jaren van deze oorspronkelijk mariene sedimenten op de meeste plaatsen gezorgd heeft voor een bezetting van het adsorptiecomplex voor meer dan 90 % met Ca (Stuyfzand, in voorbereiding).

## 6 KWALITEIT VAN AANGEVOERDE OPPERVLAKTEWATEREN

### 6.1 Inleiding

Een overzicht van de herkomst van de aangevoerde, te infiltreren oppervlaktewateren, de ondergane processtappen van huidige en voormalige voorzuivering en het transport naar de infiltratiegebieden is reeds gegeven in tabel 2.1. In par. 2.2 en in de bijbehorende deelrapporten wordt hierop nader ingegaan. Kwaliteitsveranderingen als gevolg van de toegepaste voorzuivering en het transport over grote afstand van buiten het duin gelegen voorzuivering tot het duingebied worden in par. 11.1 geëvalueerd.

In dit hoofdstuk komen achtereenvolgens in par. 6.2 t/m 6.6 aan de orde: (voorgezuiverd) Lekwater, Maaswater, boezemwater (LDM), polderwater (WMZ) en Haringvlietwater, met aandacht voor de gemiddelde samenstelling, seizoensafhankelijke fluctuaties in kwaliteit en fluctuaties van en trends in de jaarlijks gemiddelde samenstelling. Niet beschouwd wordt het tot drinkwaterkwaliteit bereide IJsselmeerwater van Andijk, daar het gaat om maar een gering aandeel in het aangevoerde water door het PWN te Castricum. Het accent van dit hoofdstuk ligt op het Lek- en Maaswater in verband met de grote aangevoerde hoeveelheden en het uitvoerige cijfermateriaal.

Verwezen wordt naar de bijlagen van de deelrapporten voor een listing van de gemiddelde kwaliteit van de aangevoerde wateren over elk zomer- en winterhalfjaar en kalenderjaar in de periode 1969-1978, met bijbehorende standaarddeviatie en het aantal waarnemingen.

### 6.2 Voorgezuiverd Lekwater

#### 6.2.1 Gemiddelde samenstelling

Een overzicht van de samenstelling van het aangevoerde, voorgezuiverde Lekwater, afkomstig uit het Lekkanaal te Jutphaas (thans Nieuwegein) en de Lek te Bergambacht staat in tabel 6.1. Hierin is het Lekwater zonder coagulatie en zonder pH-correctie gemiddeld over de jaren 1969-1973 ten aanzien van het PWN, GW en de DWL, en dat met coagulatie en met pH-correctie over de jaren 1975-1978 ten aanzien van het PWN en GW.

mg/l	PWN		GW		LDM		DWL		WMZ	
	1969 -1973	1975 -1978	1969 -1973	1975 -1978 <sup>k</sup>	Zuid 69-73	Noord 1980 <sup>x</sup>	1969 -1973	1978 -1980	ONW 73-78	HVL 75-78
EGV*	907	909	_b	_b	-	963 <sup>r</sup>	916	567	838	1019
Cl <sup>-</sup>	187	178	185	179	190 <sup>v</sup>	143	189	62	94	221
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	152	165	148	161	-	270	147	184	333 <sup>f</sup>	149
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	91	89	_b	_b	-	123	92,6	66,3	-	84,7
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	17,4	20,1	19,3	20,7	5,6 <sup>v</sup>	8,8	17,0	15,5	-	14,1
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,04	0,06	_b	_b	-	-	0,07	0,08	-	0,36
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	0,55 <sup>a</sup>	0,09	_b	_b	1,74 <sup>v</sup>	1,9	0,59 <sup>a</sup>	0,17	0,40	0,72
F <sup>-</sup>	_m	_m	0,33 <sup>h</sup>	0,28 <sup>h</sup>	-	0,4 <sup>t</sup>	0,37 <sup>h</sup>	0,38	0,23 <sup>f</sup>	0,30
pH	7,1	7,6	7,17	7,48	8,4 <sup>v</sup>	7,92	7,13	7,66	7,76	8,00
Na <sup>+</sup>	101	104	_b	_b	-	-	99,5	37,7	-	124
K <sup>+</sup>	7,8	7,3	_b	_b	-	-	7,4	5,1	-	8,9
Ca <sup>++</sup>	87,6	82,7	_b	_b	-	-	85,7	72,7	-	79,9
Mg <sup>++</sup>	11,4	11,8	_b	_b	-	-	11,7	8,5	-	12,5
Tot.HH <sup>c</sup>	2,65	2,55	_b	_b	-	3,45 <sup>r</sup>	2,62	2,16	3,68 <sup>f</sup>	2,65
Fe	0,23	0,06	0,23	0,06	-	0,62	0,40	0,08	0,47 <sup>f</sup>	0,49
Mn	0,15	0,02	_b	_b	-	-	0,18	0,05	0,12 <sup>f</sup>	0,09
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1,16	0,07	1,07	0,04	1,34 <sup>v</sup>	1,0	1,20	0,14	0,39	0,68
SiO <sub>2</sub>	6,5	4,8	_b	_b	-	6,5 <sup>t</sup>	5,5	4,8	-	3,7
PO <sub>4</sub> -tot	0,88 <sup>a</sup>	0,31	_b	_b	-	2,5	0,79 <sup>a,h</sup>	0,23	0,76	1,01
NH <sub>4</sub> -alb	0,22	0,26	0,23	_b	-	-	0,28 <sup>q</sup>	-	-	-
Kjd-NH <sub>4</sub>	-	-	-	-	-	4,4 <sup>t</sup>	1,56 <sup>a</sup>	0,84	1,90 <sup>r</sup>	2,38 <sup>r</sup>
KMnO <sub>4</sub>	24,3	12,6	20,1	12,6	46,9 <sup>v</sup>	-	19,9	13,7	29,5	19,2
Kleur	23,4	7,3	22,3	8,3	51,4 <sup>v</sup>	53,3	34,1	11,4	35,9	20,4
smaak <sup>d</sup>	28	4	28	9,7	-	-	25	4,5	5 <sup>g</sup>	20,3
TOC	_m	_m	6,1 <sup>l</sup>	4,4	-	-	5,7 <sup>i</sup>	5,5	9,8 <sup>r</sup>	5,1 <sup>r</sup>
UV-ext <sup>e</sup>	26,8 <sup>a</sup>	11,0	-	-	-	-	-	9,4	-	-
Temp °C	11,7	_m	12,0 <sup>n</sup>	12,2 <sup>n</sup>	-	12,8 <sup>t</sup>	12,1 <sup>j</sup>	11,4	7,2	11,7
O <sub>2</sub>	1,9	_m	2,0	4,3	-	8,0 <sup>t</sup>	1,8	8,1	8,0	10,7
% O <sub>2</sub>	17	_m	18	40	-	75	17	74	66	98
CO <sub>2</sub> -vrij	22 <sup>w</sup>	8 <sup>w</sup>	16,2	5,2	-	6 <sup>w</sup>	20 <sup>w</sup>	8 <sup>w</sup>	12 <sup>w</sup>	1,0
TIC <sup>c</sup>	2,99	2,87	2,83	2,85	-	4,58	2,85	3,18	5,73	2,49
SI	-0,49	+0,02	-0,42	-0,10	-	-	-0,48	0,09	-	0,34
ΣN <sup>c</sup>	0,35	0,33	0,37	0,33	0,17	0,20	0,34	0,26	-	0,27
zwev.stof <sup>σ</sup>	4,3	_m	5,6 <sup>a,n</sup>	0,55 <sup>n</sup>	12,5 <sup>u</sup>	17,8 <sup>r</sup>	3,3 <sup>a</sup>	0,8	8,5	29,1
troeb.FTU	_m	_m	3,5	0,4	-	-	-	-	-	-

\* =  $\mu\text{S/cm}$  bij 20 °C; a = 1973; b = gelijk te stellen aan PWN; c = mmol/l;  
d = aantal malen verdunnen tot geen smaak; e = E/m; f = 1969-1972; g = 1973-1976;  
h = in Lek; i = 1971-1973; j = 1970-1973; k = 1975-1977 in verdeelvijver, 1978 in  
filtraat te Jutphaas; l = 1972-1973; m = gelijk te stellen aan GW; n = filtraat  
te Juthpaas; o = gedroogd bij 110 °C; q = 1970-1973; r = 1976-1978; t = waarne-  
mingen Rijkswaterstaat (1980); u = 1973-1977; v = gemeten in toevoer K3; w = be-  
rekend; x = exclusief het effect van voorzuivering in het duin.

Tabel 6.1 - Gemiddelde jaarlijkse samenstelling van het te infiltreren (voorge-  
zuiverde) oppervlaktewater bij het PWN-Castricum, GW, LDM, DWL en WMZ-Ouddorp,  
over diverse perioden. N.B.: voor ONW-water is gemiddeld over de winterhalvjaren!  
ONW = polderwater uit Oude Nieuwelandse Wetering; HVL = Haringvlietwater.

mg/l	PWN		GW		LDM		DWL		WMZ	
	1969	1975	1969	1975	1969	1975	1969	1978	ONW	HVL
	-1973	-1978	-1973	-1977	-1973	-1978	-1973	-1980	73-78	75-78
EGV*	153	123	_b	_b	-	-	132 <sup>l</sup>	52	75	218
Cl <sup>-</sup>	43,7	33,8	42,7	36,3 <sup>g</sup>	51,4	34,0	44,1	8,1	9,5	68,8
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	12,6	14,0	13,9	12,9	-	-	15,4	18,2	-	20,4
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	15,9	10,2	_b	_b	-	-	16,4	9,8	-	13,0
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	3,6	5,2	3,7	4,7	3,4 <sup>l</sup>	5,1 <sup>v</sup>	3,6	4,9	-	3,0
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,11	0,28	_b	_b	-	-	0,09	0,15	-	0,20
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	0,26 <sup>a</sup>	0,08	_b	_b	0,98	0,75	0,21 <sup>a</sup>	0,09	0,21	0,21
F <sup>-</sup>	-	-	-	-	-	-	0,09 <sup>m</sup>	0,13	-	0,05
H <sup>+</sup> f	1,40	1,01	1,64	1,75	0,38 <sup>w</sup>	0,67	9,48	0,87	1,06	0,85
Na <sup>+</sup>	23,9	19,7	_b	_b	-	-	23,1	6,1	-	39,4
K <sup>+</sup>	1,4	1,3	_b	_b	-	-	1,4	0,8	-	1,9
Ca <sup>++</sup>	9,7	7,6	_b	_b	-	-	10,9	7,9	-	11,7
Mg <sup>++</sup>	1,4	1,3	_b	_b	-	-	1,5	0,9	-	4,0
Tot.HH <sup>c</sup>	0,29	0,24	_b	_b	-	-	0,32	0,23	-	0,26
Fe	0,16	0,06	0,17	0,18	-	-	0,28	0,09	-	0,62
Mn	0,10	0,04	_b	_b	-	-	0,13	0,10	-	0,06
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1,34	0,14	1,22	0,13	1,39	0,75	1,15	0,22	0,19	0,67
SiO <sub>2</sub>	2,6	3,9	_b	_b	-	-	2,5	3,7	-	3,8
PO <sub>4</sub> -tot	0,41 <sup>a</sup>	0,39	_b	_b	-	-	-	0,15	0,26	0,20
NH <sub>4</sub> -alb	0,13	0,21	0,19	0,05	-	-	0,16 <sup>n</sup>	-	-	-
Kjd-NH <sub>4</sub>	-	-	-	-	-	-	1,06 <sup>a</sup>	0,45	0,59 <sup>r</sup>	1,27 <sup>r</sup>
KMnO <sub>4</sub>	5,6	3,2	4,9	2,7	7,8	10,5	3,9	2,9	6,7	4,8
Kleur	8,0	3,9	7,5	4,6	8,2	11,1	9,7	5,0	7,5	5,7
smaak <sup>d</sup>	19,7	2,5	13,8	7,2	-	-	11,8	2,3	4,0 <sup>s</sup>	12,0
TOC	-	0,7 <sup>h</sup>	-	-	-	-	1,0 <sup>p</sup>	1,4	2,9 <sup>r</sup>	1,0 <sup>r</sup>
UV-ext <sup>e</sup>	4,7 <sup>a</sup>	2,7	-	-	-	-	-	1,8	-	-
Temp °C	6,0	-	-	4,7 <sup>h</sup>	-	-	5,6 <sup>n</sup>	6,1	3,0	5,3
O <sub>2</sub>	_k	_k	1,0	1,5	-	-	1,9	1,9	6,0	2,0
%O <sub>2</sub>	-	-	-	-	-	-	17,8 <sup>n</sup>	14,3	21,8 <sup>t</sup>	22,5 <sup>q</sup>
CO <sub>2</sub> -vrij	_k	_k	3,3	2,0 <sup>j</sup>	-	-	-	-	-	1,2
zwev.stof <sup>u</sup>	-	-	-	-	-	-	1,6 <sup>a</sup>	0,8	7,3	52,3
troeb.FTU	_k	_k	2,3	0,2	-	-	-	-	-	-

\* =  $\mu\text{S/cm}$  bij 20 °C; a = 1973; b = gelijk te stellen aan PWN; c = mmol/l; d = aantal malen verdunnen tot geen smaak; e = E/m; f =  $10^{-8}$  mol/l; g = 1975-1978; h = 1976-1977; j = 1975; k = gelijk te stellen aan GW; l = 1970-1973; m = in Lek; n = 1970-1973; p = 1971-1973; q = 1975; r = 1976-1978; s = 1973-1976; t = 1973-1974; u = gedroogd bij 110 °C; v = 1978; w = 1972-1973.

Tabel 6.2 - Kwadratisch gemiddelde standaardafwijking behorende bij de gemiddelde jaarlijkse samenstelling van het te infiltreren oppervlaktewater bij het PWN-Castricum, GW, LDM, DWL en WMZ-Ouddorp, gegeven in tabel 6.1. Berekening volgens vergelijking (4.8)

mg/l	PWN 69-73		PWN 75-78		LDM 69-78 <sup>x</sup>		DWL 78-80		WMZ-HVL	
	okt. -mrt.	apr. -sep.	okt. -mrt.	apr. -sep.	okt. -mrt.	apr. -sep.	okt. -mrt.	apr. -sep.	okt. -apr.	mei -sep.
EGV*	954	841	911	885	-	-	614	535	1037	1072
Cl <sup>-</sup>	198	170	178	174	157	199	68	58	224	238
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	158	147	163	164	298 <sup>w</sup>	246 <sup>w</sup>	189	177	153	147
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	97	83	82	77	130 <sup>w</sup>	125 <sup>w</sup>	73,5	62,2	86,4	87,2
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	18,8	15,8	22,1	17,9	9,1 <sup>s</sup>	4,7 <sup>t</sup>	19,1	12,6	14,6	12,4
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,02	0,06	0,03	0,08	0,35 <sup>w</sup>	0,66 <sup>w</sup>	0,14	0,01	0,24	0,46
PO <sub>4</sub> <sup>-----</sup>	0,55 <sup>a</sup>	0,56 <sup>a</sup>	0,07	0,09	1,98	1,47	0,22	0,14	0,61	0,64
F <sup>-</sup>	0,37 <sup>r</sup>	0,38 <sup>r</sup>	0,27 <sup>lm</sup>	0,25 <sup>lm</sup>	0,36 <sup>w</sup>	0,34 <sup>w</sup>	0,42 <sup>g</sup>	0,34 <sup>g</sup>	0,36	0,33
pH	7,1	7,1	7,5	7,6	8,0 <sup>u</sup>	8,3	7,60	7,68	7,91	8,24
Na <sup>+</sup>	107	91	103	102	-	-	41,2	34,7	122	130
K <sup>+</sup>	8,4	7,0	7,3	7,1	-	-	5,2	4,9	9,0	9,2
Ca <sup>++</sup>	91,4	83,1	83,9	80,3	-	-	76,3	67,6	80,7	81,3
Mg <sup>++</sup>	12,2	10,6	11,9	11,4	-	-	9,0	8,0	14,8	16,5
Tot.HH <sup>c</sup>	2,78	2,51	2,58	2,47	3,95 <sup>w</sup>	3,21 <sup>w</sup>	2,27	2,02	2,69	2,66
Fe	0,34	0,13	0,06	0,06	-	-	0,10	0,05	0,59	0,42
Mn	0,20	0,10	0,02	0,02	-	-	0,10	0,02	0,15	0,10
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1,72	0,55	0,11	0,05	1,71	0,47	0,21	0,07	1,47	0,36
SiO <sub>2</sub>	8,5	4,8	6,3	3,3	12,8 <sup>w</sup>	2,5 <sup>w</sup>	7,0	2,8	6,3	1,6
PO <sub>4</sub> -tot	0,54 <sup>a</sup>	0,96 <sup>a</sup>	0,24	0,34	-	-	0,27	0,21	0,90	0,88
NH <sub>4</sub> -alb	0,20	0,23	0,26	0,27	-	-	-	-	-	-
Kjd-NH <sub>4</sub>	-	-	-	-	-	-	1,10	0,75	2,70 <sup>h</sup>	2,30 <sup>h</sup>
KMnO <sub>4</sub>	27,0	21,9	14,9	11,6	47,5	46,0	14,9	12,8	20,3	21,6
Kleur	28,3	19,1	8,2	7,3	53,4	51,5	13,9	9,7	23,4	21,2
smaak <sup>d</sup>	38	22	4	4	-	-	4,5	5	31,5	20
TOC	-	-	6,3 <sup>q</sup>	5,8 <sup>q</sup>	-	-	6,0	5,3	4,9 <sup>h</sup>	5,3 <sup>h</sup>
UV-ext <sup>e</sup>	30,6 <sup>a</sup>	23,4 <sup>a</sup>	13,3	10,5	-	-	10,5	8,6	-	-
Temp °C	6,8 <sup>p</sup>	16,5 <sup>p</sup>	6,7	16,4 <sup>bn</sup>	6,7 <sup>w</sup>	16,2 <sup>w</sup>	6,8	16,0	7,2	16,6
O <sub>2</sub>	2,4 <sup>b</sup>	1,7 <sup>b</sup>	4,0 <sup>b</sup>	3,7 <sup>kb</sup>	-	-	8,5	7,4	11,6	8,9
%O <sub>2</sub>	20	17	33	37	-	-	70	74	96	91
CO <sub>2</sub> -vrij	25 <sup>v</sup>	20 <sup>v</sup>	10 <sup>v</sup>	7 <sup>v</sup>	-	-	10 <sup>v</sup>	7 <sup>v</sup>	1,7	1,1
TIC <sup>c</sup>	3,17	2,85	2,91	2,84	-	-	3,31	3,04	2,58	2,42
SI	-0,53	-0,44	-0,15	0,08	-	-	-0,01	0,14	0,20	0,64
ΣN <sup>c</sup>	0,40	0,29	0,36	0,29	0,25	0,12	0,32	0,21	0,32	0,23
zwev.stof <sup>f</sup>	-	-	-	-	-	-	1,07	0,8	29,7	20,9
troeb.FTU	5,0 <sup>b</sup>	2,0 <sup>b</sup>	0,36 <sup>b</sup>	0,39 <sup>bk</sup>	-	-	-	-	-	-

\* =  $\mu\text{S/cm}$  bij 20 °C; a = 1973; b = gelijk gesteld aan GW; c = mmol/l; d = aantal malen verdunnen tot geen smaak; e = E/m; f = gedroogd bij 110 °C; g = 1979-1980; h = 1976-1978; k = 1975-1977; l = 1975-1976; m = 1975; n = 1976-1977; p = pand 5; q = 1976; r = gelijk gesteld aan Lek te Bergambacht; s = 1970-1974 + 1978; t = 1970-1974; u = 1976-1978; v = berekend; w = gebaseerd op waarnemingen Rijkswaterstaat (1978-1980); x = zuidelijke aanvoer.

Tabel 6.3 - Voor zomer- en winterhalfjaar gemiddelde samenstelling van te infiltreren Lekwater zonder (PWN 69-73: representatief voor PWN-Castricum, GW en DWL, 1969-1973) en met coagulatie + pH-correctie (PWN 75-78: representatief voor PWN-Castricum en GW, 1975-1978), boezemwater zuid (LDM, 1969-1978), voorgezuiverd Maaswater (DWL, 1978-1980) en Haringvlietwater (WMZ-Ouddorp, 1973-1978)

Het voorgezuiverde Lekwater, aangevoerd in de periode 1969-1973, vertoont volgens tabel 6.1 op de diverse meetpunten een vrijwel identieke kwaliteit. De gezamenlijke effecten van een zeer weinig verdere voorzuivering door de DWL (tabel 2.1), een voortgaande zelfreiniging in de Lek over het circa 28 km lange traject Nieuwegein-Bergambacht en verschillen in transportafstand (tabel 2.1) zijn blijkbaar verwaarloosbaar. Geconstateerd wordt evenwel bij de DWL een hoger Fe-gehalte en een sterkere kleur en een lager gehalte aan  $\text{SiO}_2$  en zwevende stof, terwijl het  $\text{KMnO}_4$ -verbruik bij het PWN hoger is in verband met het niet filtreren ten behoeve van deze analyse (tabel 3.2).

De kwaliteit van het aangevoerde Lekwater door het PWN en GW van 1975-1978 is volgens tabel 6.1 wezenlijk verbeterd ten opzichte van die van 1969-1973, ten aanzien van het gehalte aan  $\text{PO}_4$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{SiO}_2$ , Fe, Mn, TOC,  $\text{O}_2$  en zwevende stof, het  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, kleur, smaak en UV-extinctie. Hiervoor is niet alleen de verdere voorzuivering verantwoordelijk (zie paragraaf 6.2.3).

De anorganische hoofdbestanddelen van (voorgezuiverd) Lekwater zijn in volgorde van afnemend percentage op gewichtsbasis Cl,  $\text{HCO}_3 + \text{CO}_2$ , Na,  $\text{SO}_4$ , Ca,  $\text{NO}_3$ , Mg, K en  $\text{SiO}_2$ , terwijl dit op mol-basis zijn Cl, Na,  $\text{HCO}_3 + \text{CO}_2$ , Ca,  $\text{Mg} \approx \text{SO}_4$ ,  $\text{NO}_3$ , K en  $\text{SiO}_2$ .

Zowel voor afzonderlijke metingen (par. 6.2.2) als voor jaargemiddelden (par. 6.2.3) geldt een aanzienlijke positieve correlatie van vooral Na, K, Ca, Mg en totale hardheid met zowel Cl als  $\text{SO}_4$  als EGV, alsmede een zeer goede, positieve correlatie tussen deze parameters onderling (zie tabel 6.4, 6.6 en 6.7).

De samenstelling en bovenstaande correlaties houden sterk verband met ten aanzien van macroparameters weinig variabele lozingen van afvalstoffen in de Rijn, waarvan de afvoer tamelijk sterk fluctueert en die de Lek gemiddeld voor zeker > 95 % voedt.

De kwaliteit van Rijnwater wordt wat macroparameters betreft beschreven door onder andere RIWA (1969-1983), Molt (1961), Martijn (1967), Schuiling (1974), Scholte Ubing (1979), Klomp & Van Pagee (1979), Knoppert & Vreedenburg (1980), Brouwer (1980), Snoek & Huizenga (1980), Zijlstra (1980), Stock (1981), Dijkzeul (1982) en Stuyfzand (1985c en d).

## 6.2.2 Seizoensafhankelijke fluctuaties

### Beschrijving

In het aangevoerde, voorgezuiverde Lekwater komen aanzienlijke seizoensafhankelijke kwaliteitsfluctuaties voor (zie fig. 6.1, 4.18, 9.17, 9.19 en 9.23). Deze leiden tot een hoge standaardafwijking behorende bij het jaarlijkse gemiddelde van veel kwaliteitsparameters (tabel 6.2). Vóór augustus 1974 zijn bij het PWN en GW in het winterhalfjaar in het algemeen de gehalten aan  $\text{Cl}$ ,  $\text{SO}_4$ ,  $\text{HCO}_3$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{Na}$ ,  $\text{K}$ ,  $\text{Ca}$ ,  $\text{Mg}$ ,  $\text{Fe}$ ,  $\text{Mn}$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{O}_2$  en tevens het EGV,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, de kleur, smaak, troebelheid, totale hardheid en UV-extinctie significant hoger en de temperatuur en  $\text{NO}_2$ -concentratie lager dan tijdens het zomerhalfjaar (tabel 6.3). Vanaf augustus 1974 wijzigt dit beeld met dien verstande, dat er bijna geen halfjaarlijkse fluctuaties meer voorkomen in de troebelheid en smaak en in gehalten aan  $\text{Fe}$ ,  $\text{Mn}$  en  $\text{HCO}_3$  en dat deze fluctuaties in het  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, kleur en  $\text{O}_2$ -gehalte sterk zijn afgenomen (tabel 6.3). Dit in verband met de extra voorzuivering sinds augustus 1974 door de WRK en de vooral sinds 1974 optredende kwaliteitsverbetering van de Lek (zie par. 6.2.3).

### Oorzaken

De seizoensafhankelijke fluctuaties worden vooral veroorzaakt door: (a) een relatief weinig variabele lozing van verontreinigende stoffen, bestaande uit anorganische zouten als  $\text{NaCl}$ ,  $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  en  $\text{CaSO}_4$  en uit organische stoffen (Molt, 1961), in de Rijn met een vrij sterk variabele, goeddeels seizoensafhankelijke afvoer (fig. 6.1); (b) een geprononceerde jaarlijkse gang van de temperatuur van de Rijn (fig. 6.1), in verband met een sterke temperatuursafhankelijkheid van de zelfreiniging van de rivier, algengroei (opname van onder andere  $\text{SiO}_2$ , zie fig. 6.1) en de effectiviteit van de voorzuivering (onder andere nitrificatie van  $\text{NH}_4$  en verwijdering van organische bestanddelen,  $\text{Fe}$  en  $\text{Mn}$ ); en (c) een grotere sneeuwsmeltbijdrage tijdens het zomerhalfjaar (zie bijvoorbeeld Dijkzeul, 1982).



### Belangrijke correlaties

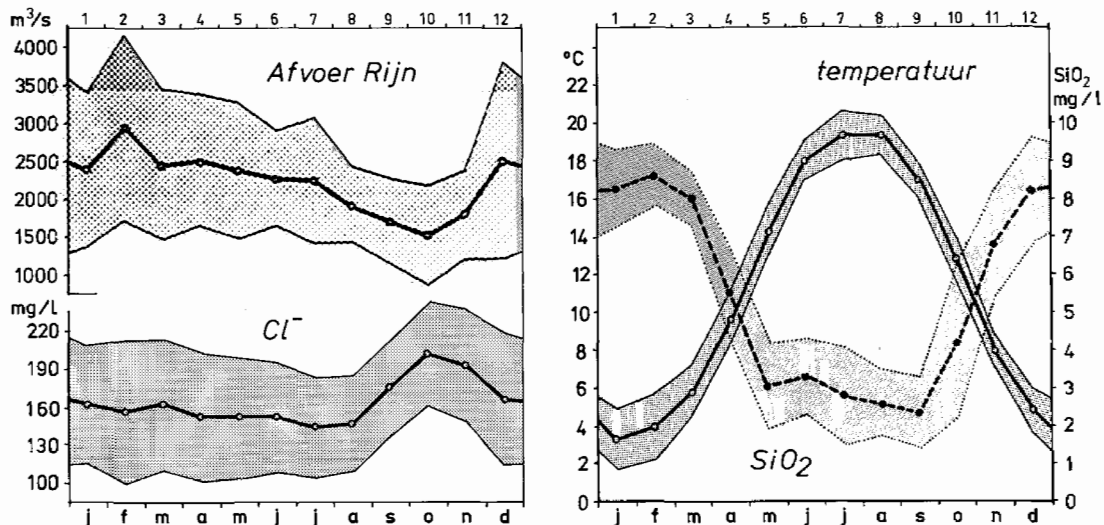
Met de temperatuur zijn vóór augustus 1974 blijkens de correlatiematrix linksonder in tabel 6.4 vooral het  $\text{SiO}_2$ - en Fe-gehalte gecorreleerd, in mindere mate het gehalte aan  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ , Mg en Mn alsmede het  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, de kleur, UV-extinctie en troebelingsgraad. Het gevolg hiervan is een min of meer sinusvormige jaarlijkse gang van deze parameters net als van de temperatuur.

De jaarlijkse gang van het EGV en de gehalten aan vooral Na, K, Ca, Mg en  $\text{SO}_4$  correspondeert goed met de jaarlijkse gang van Cl (zie fig. 6.1), gezien de hoge mate van correlatie in tabel 6.4 en 6.6.

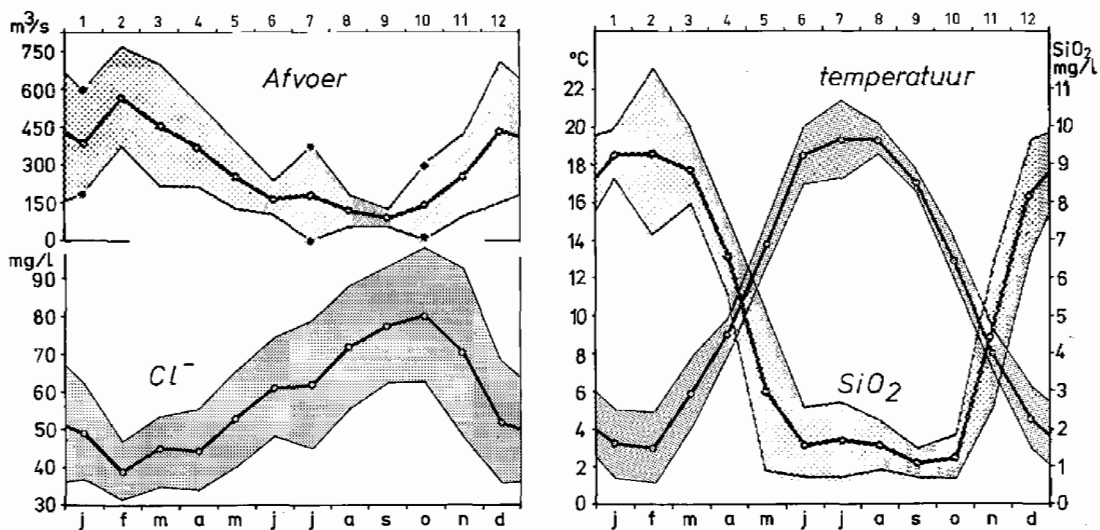
### Rijnwaterafvoer en chloride

Het Cl-verloop van de Lek vertoont globaal een negatieve correlatie met de afvoer van de Rijn te Lobith (fig. 6.1). Een laag Cl-gehalte in de maanden juli en augustus, ondanks een lage afvoer van de Rijn, wijst op een geringere lozing van steenzout uit de Elzas en/of geringere lozingen door de soda-industrie aan de Moezel en/of geringere lozingen van zout mijnwater uit het Ruhrgebied. De jaarlijkse gang van het Cl-gehalte vertoont, overeenkomstig die van de afvoer nogal veel onregelmatigheden, zichtbaar in de hoge standaardafwijking behorende bij de maandgemiddelden.

Het verband tussen afzonderlijke maandgemiddelden van het Cl-gehalte van Lekwater en de afvoer Q van de Rijn te Lobith is weergegeven in tabel 6.5. Gemakshalve is gekozen voor het verband volgens Mazure (zie bijvoorbeeld Huisman, 1952; Molt, 1961; Martijn, 1967), ook al is bekend, dat een 2e of 3e graads polynoomvergelijking beter voldoet (Van den Bos & Rook, 1974). Uit tabel 6.5 volgt, dat sinds de voltooiing van de kanalisatie van de Nederrijn/ Lek het verband tussen Cl en Q zwakker is geworden en de variatie en scheefheidscoëfficiënt van het Cl-gehalte zijn afgenomen. Hiervoor is zeer waarschijnlijk een door stuwning verminderde afvoer van de Nederrijn/ Lek bij lage Rijnafoeren verantwoordelijk, hetgeen een grotere bijmenging van Cl-arm water vanuit de Veluwe en Utrechtse Heuvelrug inhoudt (Bresser, 1972).



Figuur 6.1 - Jaarlijkse gang van de afvoer van de Rijn te Lobith, het Cl<sup>-</sup> en SiO<sub>2</sub>-gehalte en de temperatuur van Lekwater te Bergambacht, gemiddeld over 1960-1980 (SiO<sub>2</sub> over 1973-1982) met bijbehorende standaardafwijking (bepaald met gegevens uit jaarverslagen GW en DWL)



Figuur 6.2 - Jaarlijkse gang van de afvoer van de Maas te Lith en het Cl-gehalte van de Maas te Heusden, gemiddeld over 1969-1981 (bepaald met gegevens uit jaarverslagen DWL en RIWA), alsmede de jaarlijkse gang van de temperatuur en het SiO<sub>2</sub>-gehalte van de Afgedamde Maas bij het pompstation Brakel, gemiddeld over 1976-1981 (bepaald met gegevens uit jaarverslagen DWL)

	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> alb	PO <sub>4</sub> <sup>---</sup>	PO <sub>4</sub> tot	SiO <sub>2</sub>	KMnO <sub>4</sub>	smaak	UV-ext	temp	O <sub>2</sub>	slib	pH	troeb	EGV	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>---</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	tot HH	Fe	Mn	
Cl <sup>-</sup>	1,00	0,30	-0,13	0,32	-	0,61	0,37	-0,02	0,03	0,31	-0,13	0,19	-0,10	-0,41	0,15	-0,54	-	0,65	-0,27	0,53	<u>0,80</u>	0,66	0,18	0,36	0,21	-0,04	-0,03
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,16	1,00	0,30	0,26	-	0,17	0,18	0,46	0,35	0,36	-0,25	0,55	-0,55	0,07	0,40	-0,27	-	0,62	0,33	0,56	0,37	0,40	0,37	0,35	0,38	0,32	0,11
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,16	-0,14	1,00	0,29	-	-0,04	-0,08	0,62	0,45	0,29	-0,01	0,61	-0,60	0,44	0,34	0,14	-	0,22	0,47	0,25	-0,02	0,05	0,35	0,24	0,34	0,39	0,47
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,68	-0,00	0,14	1,00	-	0,27	0,34	0,49	0,28	0,11	-0,06	0,34	-0,49	0,05	0,17	-0,21	-	0,53	0,25	0,37	0,50	0,54	0,32	0,35	0,34	0,31	0,37
NH <sub>4</sub> -alb	0,30	0,04	0,05	0,24	1,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PO <sub>4</sub> <sup>---</sup>	-0,15	0,01	0,31	0,14	0,23	1,00	0,30	-0,05	0,06	0,30	0,03	0,18	0,04	-0,46	0,17	0,43	-	0,44	-0,27	0,36	0,54	0,48	0,13	0,35	0,17	-0,04	-0,05
PO <sub>4</sub> -tot	0,19	0,01	0,03	0,08	0,15	0,35	1,00	0,16	-0,06	0,11	0,00	0,08	-0,06	-0,20	0,08	-0,39	-	0,34	0,03	0,19	0,30	0,22	0,25	0,28	0,26	-0,02	0,07
SiO <sub>2</sub>	0,27	0,35	-0,09	0,51	0,06	0,31	-0,03	1,00	0,44	0,28	-0,06	0,63	<u>-0,88</u>	0,48	0,30	0,03	-	0,52	<u>0,78</u>	0,43	0,12	0,20	0,57	0,48	0,57	0,51	0,46
KMnO <sub>4</sub>	0,65	0,22	0,24	0,63	0,34	0,19	0,16	0,50	1,00	0,25	-0,03	0,67	-0,48	0,29	0,31	-0,04	-	0,32	0,37	0,45	0,22	0,34	0,23	0,16	0,22	0,36	-0,03
kleur	0,53	0,25	0,16	0,60	0,18	0,34	0,09	0,66	<u>0,74</u>	1,00	-0,18	0,56	-0,25	-0,17	0,33	-0,30	-	0,47	-0,04	0,53	0,41	0,38	0,19	0,31	0,21	0,17	-0,02
smaak	0,34	0,09	0,08	0,18	0,13	-0,16	0,20	-0,03	0,14	0,09	1,00	-0,22	0,08	0,12	-0,06	-0,03	-	-0,13	0,13	-0,13	-0,15	-0,14	-0,04	-0,08	-0,05	-0,10	0,06
UV-ext	0,33	0,04	-0,34	0,37	-0,11	-0,11	-0,09	0,40	0,29	0,11	-0,15	1,00	-0,64	0,17	0,45	-0,15	-	0,57	0,37	0,69	0,34	0,44	0,35	0,38	0,36	0,42	0,09
temp.	0,15	0,45	0,13	-0,47	-0,01	-0,12	-0,06	<u>-0,76</u>	-0,41	-0,56	0,05	-0,56	1,00	-0,56	-0,24	-0,07	-	-0,57	<u>-0,76</u>	-0,52	-0,21	-0,35	-0,59	-0,48	-0,59	-0,48	-0,45
O <sub>2</sub>	0,08	-0,07	-0,16	0,17	-0,11	-0,32	0,01	0,16	-0,04	0,04	-0,18	0,16	-0,31	1,00	0,07	0,60	-	-0,12	0,69	-0,05	-0,36	-0,24	0,21	0,03	0,19	0,23	0,33
slib	0,23	0,28	-0,11	0,24	0,01	-0,26	-0,10	0,28	0,30	0,24	0,05	0,54	-0,37	0,27	1,00	-0,27	-	0,36	0,15	0,51	0,17	0,17	0,33	0,40	0,36	0,32	0,08
pH	0,15	0,07	0,21	0,27	0,01	0,13	-0,04	0,07	0,12	0,21	0,13	-0,37	-0,09	0,09	0,02	1,00	-	-0,49	0,30	-0,36	-0,52	-0,53	-0,19	-0,26	-0,20	-0,01	0,11
troeb.	0,27	0,51	-0,42	0,25	0,08	-0,23	-0,25	0,39	0,42	0,39	-0,24	0,46	-0,63	0,15	0,60	0,09	1,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EGV	<u>0,99</u>	0,18	0,14	0,69	0,31	-0,09	0,22	0,29	0,65	0,53	0,32	0,43	-0,20	-0,08	0,24	0,12	0,31	1,00	0,22	<u>0,77</u>	<u>0,74</u>	0,68	0,49	0,57	0,51	0,19	0,10
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,59	0,01	0,15	0,66	0,18	0,05	0,05	0,40	0,53	0,52	0,14	0,22	-0,37	-0,04	0,13	0,24	0,14	0,65	1,00	0,18	-0,20	-0,09	0,55	0,36	0,53	0,38	0,42
SO <sub>4</sub> <sup>---</sup>	<u>0,94</u>	0,21	0,11	<u>0,74</u>	0,31	-0,01	0,14	0,38	0,68	0,59	0,25	0,60	-0,28	-0,04	0,27	0,15	0,53	<u>0,96</u>	0,64	1,00	0,57	0,59	0,46	0,57	0,50	0,21	-0,03
Na <sup>+</sup>	<u>0,99</u>	0,17	0,18	0,66	0,28	-0,08	0,20	0,26	0,64	0,53	0,34	0,37	-0,15	-0,10	0,21	0,16	0,33	<u>0,98</u>	0,61	<u>0,94</u>	1,00	<u>0,80</u>	0,12	0,29	0,14	0,01	-0,03
K <sup>+</sup>	<u>0,90</u>	0,24	0,15	0,67	0,25	0,12	0,18	0,39	<u>0,70</u>	0,64	0,32	0,49	-0,30	-0,04	0,27	0,13	0,54	<u>0,90</u>	0,58	<u>0,91</u>	<u>0,90</u>	1,00	0,22	0,35	0,24	0,13	-0,04
Ca <sup>++</sup>	<u>0,94</u>	0,17	0,12	<u>0,74</u>	0,31	-0,11	0,09	0,36	0,67	0,57	0,28	0,39	-0,25	-0,07	0,26	0,17	0,36	<u>0,95</u>	<u>0,75</u>	<u>0,95</u>	<u>0,93</u>	<u>0,87</u>	1,00	0,86	<u>0,99</u>	0,23	0,35
Mg <sup>++</sup>	<u>0,81</u>	0,30	0,02	0,61	0,31	-0,00	0,16	0,49	0,67	0,58	0,15	0,61	-0,41	-0,03	0,33	0,06	0,47	<u>0,84</u>	0,63	<u>0,85</u>	<u>0,80</u>	<u>0,79</u>	<u>0,82</u>	1,00	<u>0,90</u>	0,21	0,25
tot HH	<u>0,94</u>	0,20	0,11	<u>0,75</u>	0,32	-0,18	0,11	0,40	0,69	0,60	0,27	0,50	-0,29	-0,06	0,27	0,16	0,42	<u>0,95</u>	<u>0,75</u>	<u>0,95</u>	<u>0,92</u>	<u>0,88</u>	<u>0,99</u>	<u>0,88</u>	1,00	0,23	0,34
Fe	0,35	0,30	-0,02	0,50	0,08	0,05	0,16	0,61	0,55	0,64	0,00	0,35	<u>-0,72</u>	0,18	0,33	0,09	0,63	0,37	0,44	0,40	0,34	0,44	0,42	0,50	0,45	1,00	0,24
Mn	0,62	0,23	-0,01	0,68	0,22	-0,09	0,15	0,53	0,62	0,58	0,14	0,61	-0,49	-0,02	0,37	0,09	0,56	0,67	0,59	<u>0,72</u>	0,62	0,61	0,67	0,69	<u>0,70</u>	0,44	1,00

Tabel 6.4 - Correlatiematrices (geplot zijn de correlatiecoëfficiënten van lineaire regressie) van (a) in de driehoek linksonder het aangevoerde, vorgezuiverde Lek-water door het PWN over de periode 1969-1973 (N = 250) en (b) in de driehoek rechtsboven het aangevoerde, vorgezuiverde Maaswater door de DWL over de periode 1977-1978 (N = 98). Onderstreept zijn correlatiecoëfficiënten  $\geq 0,7$  en  $\leq -0,7$ .

periode	Cl <sup>-</sup>	1/Q	skew.		y = a + b/Q	R
	$\bar{y} \pm S$	$\bar{x} \pm S$	y	x		
Lek:						
1960-1971	152±49,7	(509±215)E-6	0,59	1,00	Cl=46,5+206817/Q	0,89
1972-1982	171±41,5	(526±210)E-6	0,08	0,83	Cl=84,3+164486/Q	0,83
Maas:						
1969-1981	58,8±19,5	(731±910)E-5	0,61	0,01	Cl=48,0+1475/Q	0,69

Tabel 6.5 - Maandgemiddelden plus bijbehorende standaardafwijking S en scheefheidscoëfficiënt (skew) van het Cl-gehalte (mg/l) van Lekwater te Bergambacht en de Maas te Heusden en de afvoer Q (m<sup>3</sup>/s) van de Rijn te Lobith en de Maas te Lith, alsmede de regressie van Cl met 1/Q met bijbehorende correlatiecoëfficiënt R. Onderscheiden zijn ten aanzien van de Lek de periode 1960-1971 (vóór voltooiing van de kanalisatie van de Nederrijn en Lek) en de periode 1972-1982 (erna).

### 6.2.3 Fluctuaties van en trends in jaargemiddelden

Het verloop van kalenderjaargemiddelden van diverse parameters van het aangevoerde, vorgezuiverde Lekwater is weergegeven in fig. 10.7 t/m 10.10.

Een tabellarisch overzicht van jaargemiddelden van de kwaliteit van het door GW en de DWL aangevoerde, vorgezuiverde Lekwater vanaf resp. 1957 en 1955 t/m resp. 1982 en 1975 is gegeven in resp. bijlage 3-5 en 8 van de betreffende deelrapporten.

Het kwaliteitsverloop wordt beïnvloed door:

1. onregelmatige fluctuaties in de afvoer van de Rijn (zie tevens par. 6.2.2). Hiervoor zijn in het bijzonder de gehalten aan Na, K, Ca, Mg, NH<sub>4</sub> (tot augustus 1974), Cl, SO<sub>4</sub> en het EGV en de kleur gevoelig (zie de correlaties in tabel 6.7);
2. een qua macroparameters toenemende verontreiniging van de Rijn, globaal tot het begin der jaren zeventig (Brouwer, 1980; Zijlstra, 1980). Deze manifesteert zich vooral in een afname van SiO<sub>2</sub> door diatomeënbloei en in een geleidelijke stijging van het PO<sub>4</sub>-gehalte en van het NO<sub>3</sub>-gehalte met name sinds 1964;
3. een uitbreiding van de voorzuivering door de WRK sinds augustus 1974 (zie par. 6.2.1 voor de hierdoor meest beïnvloede kwaliteitsparameters);
4. saneringen in het stroomgebied van de Rijn, vooral sinds het eind van de jaren zestig, in de vorm van de beperking van afval-

waterproduktie en de in gebruik name van zuiveringsinstallaties. Als resultaat geldt ten aanzien van macroparameters vooral een verhoging van het O<sub>2</sub>- en NO<sub>3</sub>-gehalte (Dijkzeul, 1982) bij een verlaging van het gehalte aan NH<sub>4</sub> en (afbreekbare) organische stof, zichtbaar aan een dalend TOC-gehalte, KMnO<sub>4</sub>-verbruik en kleur; 5. een verhoogde zelfreiniging sinds de voltooiing van de kanalisatie van de Nederrijn/Lek op 2 november 1971, als gevolg van een bij lage Rijnafvoeren door stuwning optredende langere verblijftijd. Dit manifesteert zich vooral in een verhoging van het O<sub>2</sub>- en NO<sub>3</sub>-gehalte en een verlaging van het gehalte aan NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub> en PO<sub>4</sub>-tootaal, de smaak, TOC en KMnO<sub>4</sub>-verbruik (Bresser, 1972; Van Urk, 1973).

$y = b x + a$	R	SE est.	SE a	SE b	N	locatie <sup>1</sup>	periode
Na = 0,542 Cl - 0,6	0,99	3,1	0,73	0,004	250	PWN	69-73
K = 0,0285 Cl + 2,49	0,90	0,7	0,17	0,001	250	PWN	69-73
Ca = 0,209 Cl + 48,4	0,94	3,9	0,94	0,005	250	PWN	69-73
Mg = 0,025 Cl + 6,7	0,81	1,0	0,23	0,001	250	PWN	69-73
tot.HH = 0,0062 Cl + 1,493	0,94	0,12	0,03	0,0002	248	PWN	69-73
SO <sub>4</sub> = 0,330 Cl + 29,5	0,94	6,0	1,44	0,007	250	PWN	69-73
Ca = 0,603 SO <sub>4</sub> + 32,6	0,95	3,7	1,20	0,013	250	PWN	69-73
Mg = 0,076 SO <sub>4</sub> + 4,4	0,85	0,8	0,28	0,003	250	PWN	69-73
K = 0,082 SO <sub>4</sub> + 0,34	0,91	0,7	0,22	0,002	250	PWN	69-73
Cl = 0,276 EGV - 63,2	0,99	8,8	2,80	0,003	252	PWN	69-73
SO <sub>4</sub> = 0,094 EGV + 6,2	0,96	5,2	1,67	0,002	250	PWN	69-73
Na = 0,150 EGV - 35,4	0,98	5,0	1,58	0,002	250	PWN	69-73
K = 0,008 EGV + 0,6	0,90	0,7	0,22	0,0002	250	PWN	69-73
Ca = 0,059 EGV + 34	0,95	3,7	1,17	0,001	250	PWN	69-73
Mg = 0,0074 EGV + 4,7	0,84	0,9	0,28	0,0003	250	PWN	69-73
tot.HH = 0,0018 EGV + 1,056	0,95	0,1	0,03	0,0001	248	PWN	69-73
TK-NH <sub>4</sub> = 1,085 NH <sub>4</sub> + 0,42	0,93	0,33	0,03	0,037	136	DWL	69-75
% O <sub>2</sub> = 9,181 O <sub>2</sub> + 0,09	0,98	3,3	0,29	0,096	281	DWL	69-75
Fe = -0,0196 temp + 0,46	-0,72	0,1	0,02	0,0012	245	PWN	69-73
SiO <sub>2</sub> = -0,589 temp + 13,41	-0,76				245	PWN	69-73

<sup>1</sup> PWN-Castricum; tot.HH in mmol/l; EGV in µS/cm bij 20 °C

Tabel 6.6 - Bruikbare lineaire regressievergelijkingen met bijbehorende correlatiecoëfficiënt R, standaard fout van schatting, van coëfficiënt a en b (respectievelijk SE-est., SE-a, SE-b) en het aantal betrokken waarnemingen N, van diverse parameters van aangevoerd, voorgezuiverd Lekwater, gebaseerd op individuele metingen; analyses in mg/l

$y = b x + a$	R	$\bar{y}$	Sy	skew y	CV y	N	locatie <sup>1</sup>	periode
Na = 0,588 Cl - 10	0,98	86,3	19,0	0,57	22	24	Lek	57-80
K = 0,0350 Cl + 1,46	0,93	7,18	1,2	0,86	17	24	Lek	57-80
Ca = 0,179 Cl + 52,4	0,93	81,6	6,1	0,58	7	24	Lek	57-80
Mg = 0,020 Cl + 8,6	0,60	11,9	1,1	0,66	9	24	Lek	57-80
SO <sub>4</sub> = 0,278 Cl + 36,4	0,83	81,9	10,6	0,53	13	24	Lek	57-80
Ca = 0,52 SO <sub>4</sub> + 39,3	0,90	81,6	6,1	0,58	7	24	Lek	57-80
Cl = (222240/Q) + 59,0	0,91	164	31,6	0,53	19	21	Lek	60-80
EGV = (823096/Q) + 469	0,93	865	114	0,76	13	21	Lek	60-80
Ca = 0,113 Cl + 43,8 + 0,236 SO <sub>4</sub>	0,96	81,6	6,1	0,58	7	24	Lek	57-80
NH <sub>4</sub> = 0,017 Cl - 1,92	0,85	0,82	0,67	0,98	82	17	WV	57-73
kleur = 0,097 Cl + 5,1	0,87	20,6	3,8	0,30	18	17	WV	57-73

<sup>1</sup>) Lek te Vreeswijk; WV = verdelvijver GW; Q = afvoer Rijn te Lobith (m<sup>3</sup>/sec); EGV in  $\mu\text{S/cm}$  bij 20 °C

Tabel 6.7 - Bruikbare lineaire regressievergelijkingen met bijbehorende correlatiecoëfficiënt R, het gemiddelde ( $\bar{y}$ ), standaardafwijking (Sy), scheefheidscoëfficiënt (skew-y), coëfficiënt van variatie (CVy) en het aantal betrokken waarnemingen N, van diverse parameters van aangevoerd, voorgezuiverd Lekwater, gebaseerd op jaargemiddelden. Analyses in mg/l

### 6.3 Voorgezuiverd Maaswater

#### 6.3.1 Gemiddelde samenstelling

De gemiddelde samenstelling van het door de DWL sinds april 1976 (zie tabel 2.1) aangevoerde, voorgezuiverde Maaswater afkomstig uit de Afgedamde Maas is in tabel 6.1 ondergebracht. De anorganische hoofdbestanddelen ervan zijn in volgorde van afnemend percentage op gewichtsbasis: HCO<sub>3</sub> + CO<sub>2</sub>, Ca, SO<sub>4</sub>, Cl, Na, NO<sub>3</sub>, Mg, K en SiO<sub>2</sub>, terwijl dit op mol-basis zijn HCO<sub>3</sub> + CO<sub>2</sub>, Ca, Cl, Na, SO<sub>4</sub>, Mg, NO<sub>3</sub>, K en SiO<sub>2</sub>.

Zowel voor afzonderlijke metingen als voor maand- en eventueel jaargemiddelden geldt een aanzienlijke positieve correlatie van vooral Na, K, SO<sub>4</sub> en EGV met Cl en tussen deze parameters onderling, alsmede van Ca en Mg met HCO<sub>3</sub> en tussen deze parameters onderling (zie tabel 6.4 en 6.8 t/m 6.10). De samenstelling en bovenstaande correlaties houden sterk verband met ten aanzien van macroparameters weinig variabele lozingen van afvalstoffen in de Maas, waarvan de afvoer erg sterk fluctueert en die de Afgedamde Maas gemiddeld voor > 60 % voedt. Bijmenging van uitgeslagen polderwater vooral tijdens het winterhalfjaar speelt daarnaast nog een vrij belangrijke rol.

De kwaliteit van Maaswater wordt beschreven door onder andere RIWA (1969-1983), Van den Bos & Rook (1972), Koolen (1973), Knoppert & Vreedenburgh (1980), Zuurdeeg (1980) en Dijkzeul (1981).

#### 4.3.2 Seizoensafhankelijke fluctuaties

##### Beschrijving

Seizoensafhankelijke fluctuaties in samenstelling van het aangevoerde, voorgezuiverde Maaswater zijn vrij groot (zie fig. 9.3 t/m 9.5). Deze leiden tot een hoge standaardafwijking, behorende bij het jaarlijks gemiddelde van veel kwaliteitsparameters (tabel 6.2). Tijdens het winterhalfjaar worden in het algemeen hogere gehalten aan praktisch alle bestanddelen en hogere waarden van som- of groepsparameters geconstateerd (tabel 6.3).

##### Oorzaken

De oorzaak hiervan is (a) een relatief weinig variabele lozing van verontreinigende afvalstoffen, bestaande uit anorganische zouten en organische stoffen, in de Maas met een sterk variabele, goed deels seizoensafhankelijke afvoer (fig. 6.2.); (b) het 1-2 maanden durende verblijf in de Afgedamde Maas, waardoor de aan een lage Maasafvoer gekoppelde zoutpiek in de Maas in de maanden augustus t/m november (fig. 6.2) juist in het winterhalfjaar komt te liggen; (c) bijmenging van uitgeslagen polderwater vooral tijdens het winterhalfjaar; en (d) een geprononceerde jaarlijkse gang van de temperatuur van de (Afgedamde) Maas (fig. 6.2), in verband met een sterke temperatuursafhankelijkheid van de zelfreiniging van de rivier en Afgedamde Maas, algengroei (opname van onder andere  $\text{SiO}_2$ , zie fig. 6.2) en de effectiviteit van de voorzuivering te Bergambacht (onder andere nitrificatie van  $\text{NH}_4$  en verwijdering van organische bestanddelen, Fe en Mn).

##### Belangrijke correlaties

Met de temperatuur zijn blijkens tabel 6.4, 6.8 en 6.9 vooral het  $\text{SiO}_2$ -,  $\text{HCO}_3$ -, en  $\text{NO}_3$ -gehalte alsmede de UV-extinctie gecorreleerd, in mindere mate het gehalte aan  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{O}_2$ , Ca, Mg, Fe en Mn,

het  $\text{KMnO}_4$ -verbruik en de totale hardheid. Het gevolg hiervan is een min of meer sinusvormige jaarlijkse gang van deze parameters net als van de temperatuur.

De jaarlijkse gang van het gehalte aan Na, K,  $\text{SO}_4$  en  $\text{PO}_4$  en het EGV, is analoog aan die van Cl (zie fig. 6.2, verschuif de tijdsas 1-2 maanden naar links), gezien de hoge mate van correlatie in tabel 6.4, 6.8 en 6.9.

### 6.3.3 Fluctuaties van en trends in jaargemiddelden

Het verloop van kalenderjaargemiddelden van diverse parameters van het aangevoerde, voorgezuiverde Maaswater is weergegeven in de figuren 10.7 t/m 10.10.

$y = b x + a$		R	SE est.	SE a	SE b	N
Na	= 0,6396 Cl - 2,4	0,80	4,5	3,39	0,050	95
Na	= 0,0812 EGV - 7,2	0,74	5,0	4,51	0,076	96
$\text{SO}_4$	= 0,127 EGV - 4,1	0,77	7,3	6,48	0,110	97
$\text{SiO}_2$	= -0,695 temp + 12,66	-0,88				98
$\text{HCO}_3$	= -2,26 temp + 205	-0,76	11,1	2,67	0,201	97
K	= 0,067 Na + 2,54	0,80	0,38	0,21	0,0052	96
Mg	= 0,1049 Ca + 1,01	0,86	0,6	0,49	0,0066	94
% $\text{O}_2$	= 6,819 $\text{O}_2$ + 16,1	0,89	7,1	2,71	0,368	97

Tabel 6.8 - Bruikbare lineaire regressievergelijkingen met bijbehorende statistische parameters (zie tabel 6.6), van diverse kwaliteitsparameters van aangevoerd, voorgezuiverd Maaswater, in de periode 1977-1978, gebaseerd op individuele metingen. Analyses in mg/l, behalve EGV ( $\mu\text{S}/\text{cm}$  bij  $20^\circ\text{C}$ ) en temp. ( $^\circ\text{C}$ ).

Een tabellarisch overzicht ervan voor de periode 1976-1982 is gepresenteerd in bijlage 8 van deelrapport 4. De in deze betrekkelijk korte periode te signaleren fluctuaties zijn vooral het gevolg van onregelmatige fluctuaties in de afvoer van de Maas. Hiervoor zijn in het bijzonder de gehalten aan Na, K, Mg,  $\text{SO}_4$ , Cl en het EGV gevoelig (zie de correlaties in tabel 6.10).



	$y = b x + a$		R	$\bar{y}$	Sy	skew y	CV y	N
Na	= 0,781 Cl - 11,5		0,85	36,3	5,7	1,16	16	48
K	= 0,0691 Cl + 0,70		0,78	4,92	0,55	1,31	11	48
SO <sub>4</sub>	= 0,749 Cl + 18,2		0,63	63,9	7,35	0,64	12	48
Na	= 0,525 SO <sub>4</sub> + 2,7		0,68	36,3	5,7	1,16	16	48
K	= 0,056 SO <sub>4</sub> + 1,35		0,75	4,92	0,55	1,31	11	48
Ca	= 0,322 HCO <sub>3</sub> + 13,3		0,86	73,0	6,6	0,06	9	47
Mg	= 0,028 HCO <sub>3</sub> + 3,3		0,71	8,5	0,70	0,27	8	48
Cl	= 0,110 EGV - 1,2		0,73	61,1	6,2	0,71	10	48
SO <sub>4</sub>	= 0,120 EGV - 4,0		0,67	63,9	7,4	0,64	12	48
HCO <sub>3</sub>	= -2,253 temp+ 209		-0,79	185	17,6	0,10	10	48
NO <sub>3</sub>	= -0,509 temp+ 21,0		-0,86	15,4	3,68	0,49	24	48
SiO <sub>2</sub>	= -0,522 temp+ 10,8		-0,90	5,15	3,60	0,24	70	48
UV-ext	= -0,211 temp+ 11,9		-0,75	9,6	1,74	0,54	18	48
Mg	= 0,090 Ca + 1,9		0,84	8,5	0,70	0,27	8	47

Tabel 6.9 - Bruikbare lineaire regressievergelijkingen met bijbehorende statistische parameters (zie tabel 6.7), van diverse kwaliteitsparameters van aangevoerd, voorgezuiverd Maaswater in de periode 1978-1981, gebaseerd op maandgemiddelden, ontleend aan jaarverslagen DWL. Analyses in mg/l, behalve EGV ( $\mu\text{S/cm}$  bij 20 °C), temperatuur (°C) en UV-ext (E/m)

	$y = b x + a$		R	$\bar{y}$	Sy	skew y	CV y	N	locatie
Na	= 0,699 Cl - 1,9		0,95	40,2	7,73	0,81	19	13	Heusden
K	= 0,0432 Cl + 2,81		0,89	5,41	0,51	1,09	9	13	Heusden
Mg	= 0,040 Cl + 5,7		0,62	8,1	0,68	0,25	8	13	Heusden
SO <sub>4</sub>	= 0,552 Cl + 34,6		0,83	67,8	6,9	-0,64	10	13	Heusden
Cl	= 4885/Q + 40,7		0,78	60,2	10,5	0,45	17	13	Heusden
EGV	= 27319/Q + 424		0,89	534	52	0,88	10	13	Heusden
Na	= 0,886 Cl - 14,9		0,97	42,2	12,1	1,63	29	60	pst Brakel
K	= 0,066 Cl + 1,27		0,93	5,52	0,94	1,18	17	60	pst Brakel
Mg	= 0,034 Cl + 6,6		0,59	8,8	0,76	0,10	9	60	pst Brakel
SO <sub>4</sub>	= 0,688 Cl + 27,2		0,85	71,5	10,7	0,64	15	60	pst Brakel
SiO <sub>2</sub>	= -0,499 temp+ 10,3		0,88	4,73	3,56	0,33	75	72	pst Brakel

Tabel 6.10 - Bruikbare lineaire regressievergelijkingen met bijbehorende statistische parameters (zie tabel 6.7), van diverse kwaliteitsparameters van de Maas te Heusden (jaargemiddelden 1969-1981) en de Afgedamde Maas bij het pompstation te Brakel (maandgemiddelden 1976-1980/1981). Analyses in mg/l behalve EGV ( $\mu\text{S/cm}$  bij 20 °C), temperatuur (°C) en Q ( $\text{m}^3/\text{s}$  = afvoer Maas te Lith)

## 6.4 Boezemwater (LDM)

### 6.4.1 Gemiddelde samenstelling

In tabel 6.1 is een overzicht gepresenteerd van de kwaliteit van het aangevoerde boezemwater, sinds 1972 op 2 plaatsen onttrokken. Aan de hand hiervan en nadere informatie in deelrapport 3 kan het volgende worden opgemerkt.

De anorganische hoofdbestanddelen zijn in volgorde van afnemend percentage op gewichtsbasis  $\text{HCO}_3 + \text{CO}_2$ , Cl, Ca + Mg,  $\text{SO}_4$ , Na + K,  $\text{NO}_3$  en  $\text{SiO}_2$ , terwijl dit op mol-basis zijn  $\text{HCO}_3 + \text{CO}_2$ ,  $\text{Cl} \approx \text{Na} + \text{K}$ , Ca + Mg,  $\text{SO}_4$ ,  $\text{NO}_3$  en  $\text{SiO}_2$ .

Tussen het zuidelijk en noordelijk aangevoerde boezemwater, respectievelijk door het pompstation "De Pan" - oftewel de oude inlaat, die water onttrekt aan een zijsloot van de Valkenburgsche Watering - en het pompstation "Wassenaarse Wetering" (sinds 1972 water onttrekkend aan een tankgracht in verbinding met de Wassenaarse Watering), bestaat kwalitatief een gering verschil. Uit Cl-grafieken in jaarverslagen van de LDM van 1972-1982 kan een weinig lager Cl-gehalte voor het noordelijk aangevoerde boezemwater worden geconstateerd.

Het zwevende stofgehalte is daarin echter iets hoger. Het boezemwater bestaat uit Rijnwater vermengd met veel uitgeslagen polderwater, afstromend duinwater en ten aanzien van het zuidelijk aangevoerde water tevens uit afstromend, door de LDM kunstmatig geïnfiltreerd boezemwater.

### 6.4.2 Seizoensafhankelijke fluctuaties

Aanzienlijke seizoensafhankelijke fluctuaties volgen o.a. uit fig. 5.1 t/m 5.7 in deelrapport 3. Deze manifesteren zich tevens in een hoge standaardafwijking behorende bij het jaarlijks gemiddelde van veel kwaliteitsparameters (tabel 6.2).

Tijdens het winterhalfjaar worden in het algemeen hogere gehalten aan praktisch alle bestanddelen en hogere waarden van som- of groepsparameters geconstateerd. Het gehalte aan Cl, Na + K en  $\text{NO}_2$  alsmede de temperatuur zijn dan echter aanzienlijk lager (zie tabel 6.3).

Dit beeld hangt samen met (1) een geringer aandeel Rijnwater in het

boezemwater tijdens het winterhalfjaar (Toussaint, 1972; ICW, 1976) en (2) een geprononceerde jaarlijkse gang van de watertemperatuur (als in fig. 6.1) in verband met een sterke temperatuursafhankelijkheid van algengroei en zelfreiniging.

#### 6.4.3 Fluctuaties van en trends in jaargemiddelden

Voor een tabellarisch overzicht van het verloop van kalenderjaargemiddelden van enkele kwaliteitsparameters wordt verwezen naar bijlage 3 van deelrapport 3 en naar fig. 9.11 van deze Mededeling. Hieruit volgen (a) relatief vrij geringe, onregelmatige fluctuaties van de kleur en het  $\text{KMnO}_4$ -verbruik; (b) matige, onregelmatige fluctuaties in het gehalte aan  $\text{NH}_4$ ; (c) een stijgende trend in het  $\text{PO}_4$ - en  $\text{NO}_3$ -gehalte; en (d) onregelmatige fluctuaties in het Cl-gehalte, samenhangend met de Cl-concentratie van de Lek (Rijn), de nuttige neerslag en de hoeveelheid/frequentie van verversing en/of doorspoelen van het boezemwater (Toussaint, 1972; ICW, 1976).

#### 6.5 Polderwater (Ouddorp)

Kwaliteitsaspecten van het door de WMZ voornamelijk in de periode oktober t/m april aangevoerde polderwater (een mengsel van duin- en boezemwater) uit de Oude Nieuwelandse Watering zijn bijeengebracht in tabel 6.1 en 6.2. Voor meer informatie met betrekking tot de kwaliteit van het polderwater, onder andere kalenderjaargemiddelden van 1958-1983, halfjaarlijkse gemiddelden en standaardafwijking behorende bij halfjaarlijkse en kalenderjaargemiddelden, wordt verwezen naar deelrapport 5. Van een trend in de kwaliteit van 1958-1983 is nauwelijks sprake.

#### 6.6 Haringvlietwater

Kwaliteitsaspecten van het door de WMZ sinds 1972 praktisch het hele jaar door aangevoerde Haringvlietwater, onttrokken 2 km ten oosten van de Haringvlietsluizen, zijn gerubriceerd in tabel 6.1 t/m 6.3. Voor meer informatie, onder andere kalenderjaargemiddelden van 1971-1983, wordt verwezen naar deelrapport 5.

Het Haringvlietwater bestaat voor circa 75 % uit Rijnwater en voor circa 25 % uit Maaswater (Hoogsteen, 1979). Zout schutwater van de

Haringvlietsluizen is verantwoordelijk voor een concentratieverhoging van een deel der anorganische hoofdbestanddelen, namelijk Na, Cl, K, Mg en  $\text{SO}_4$ . Daarnaast treedt ten opzichte van het Rijn/Maas-mengsel een kwaliteitsverbetering op, te vergelijken met die optredend in spaarbekkens (zie bijvoorbeeld Rook & Oskam, 1970).

Hydrologische aspecten van de bijmenging van regen-, ondiep en diep duinwater zijn reeds in par. 4.3 besproken. In dit hoofdstuk komen achtereenvolgens de kwaliteit van regenwater in het kustduingebied (par. 7.1), ondiep duinwater (par. 7.2) en diep duinwater (par. 7.3) globaal aan de orde. Voor een uitvoeriger beschouwing wordt verwezen naar Stuyfzand (in voorbereiding). Op tijdsafhankelijke fluctuaties in kwaliteit wordt hier niet ingegaan. Volstaan wordt met de opmerking, dat deze ten aanzien van regen- en ondiep duinwater zeer groot kunnen zijn itt diep duinwater, dat doorgaans een behoorlijk constante kwaliteit heeft.

Op de bijdrage van bijmenging in de kwaliteitsveranderingen van aangevoerd oppervlaktewater in infiltratiemiddelen en bij duininfiltratie als geheel wordt ingegaan in resp. par. 8.5.2 en par. 10.6.3.

## 7.1 Regenwater

### 7.1.1 Algemeen

De samenstelling van hemelwater op meerdere meetpunten langs de kust nabij de onderzochte infiltratiegebieden is gepresenteerd in tabel 7.1. Er is hierin over enkele jaren gewogen gemiddeld naar de neerslaghoeveelheid. Vermenigvuldiging ervan met de vermelde dagelijkse regenval (in  $\text{mm d}^{-1}$ ) levert de zogenaamde atmosferische depositie (in  $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) op. Hieronder is zowel de droge als natte depositie begrepen, daar de metingen door het RIVM en Provinciale Waterstaat Noord-Holland (PWS) werden resp. worden verricht met altijd-open-regenvangers.

In hoeverre de regenwaterkwaliteit of atmosferische depositie niet opgeloste elementen omvat, hangt vooral af van de spontane oplossing en eventueel de destructie van zwevende en gesedimenteerde stof in het neerslagmonster. Vergelijk bijvoorbeeld de Fe-gehalten volgens het meetnet van de Provinciale Waterstaat van Noord-Holland (PWS), met die volgens het RIVM-meetnet in tabel 7.1.

Uit deze tabel en uit de figuren 7.1-7.6 kan het navolgende worden afgeleid ten aanzien van 3 belangrijke contribuenten aan de samenstelling van regenwater, namelijk zeezouten (par. 7.1.2), terrigene

en luchtverontreinigingsbestanddelen (par. 7.1.3) en vogelexcrementen (par. 7.1.4).

### 7.1.2 Zeezouten

Zeezouten (afkomstig van zogenaamde "sea spray") maken circa 55-75 gewichtsprocenten uit van de opgeloste fractie in regenwater op de meetpunten in tabel 7.1. Dit percentage is berekend volgens

$$\% \text{-zeezout} = \frac{181,6 \text{ Cl}}{\text{totaal opgeloste stof}} \quad [\%] \quad (7.1)$$

Hierin is de factor 181,6 gelijk aan 100 maal de verhouding van totaal opgeloste stof en Cl in zeewater (zie verder Stuyfzand, 1984e).

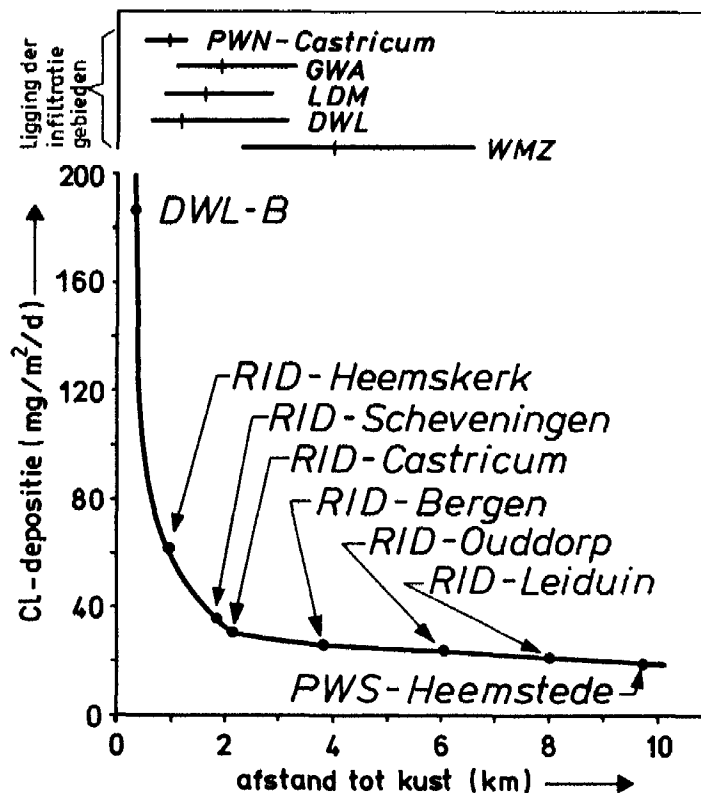
	Meetnet PWS-N.Holl. <sup>1</sup>			Meetnet-RIVM <sup>2</sup>						
	Castri-cum	IJmuiden	Heenstede	pst. Bergen	pst. Castri-cum	pst. Wijk a/Zee	pst. Leiduin	pst. Scheveningen	pst. Ouddorp	
periode (1900+)	74-76	74-76	74-76	78b-81	78b-81	78b-81	78b-81	78b-81	78b-81	
afstand kust <sup>e</sup>	5050	3100	7100	3620	2000	900	5850	1100	1050	
afstand Z80° W <sup>f</sup>	5380	3450	9710	3790	2130	980	8000	1830	6050	
EGV 20 °C	*	-	-	63	69	111	63	81	66	
Cl <sup>-</sup>	*	12,0	14,3	9,8	9,6	11,2	23,5	8,0	13,3	11,1
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	<1	-	<1	-	<1	<1	-	-	
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	*	10,1	11,4	9,8	6,4	7,2	9,7	6,1	8,6	7,8
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	4,9	5,5	4,5	3,4	3,8	4,0	3,1	4,2	3,7
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	*	-	-	-	0,03	0,05	0,04	0,02	0,13	0,05
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	*	-	-	-	0,18	0,15	0,10	0,09	0,33	0,32
F <sup>-</sup>	**	89	214	51	29 <sup>a</sup>	56 <sup>a</sup>	156 <sup>a</sup>	32 <sup>a</sup>	46 <sup>a</sup>	50 <sup>a</sup>
pH	*	4,59	5,11	4,44	4,51	4,63	4,62	4,39	5,62	4,54
Na <sup>+</sup>	*	7,0	7,5	5,4	5,6	6,5	12,9	4,2	7,1	6,4
K <sup>+</sup>	*	-	-	-	0,37	0,43	0,71	0,31	0,59	0,55
Ca <sup>++</sup>	*	2,5	6,3	2,2	0,9	1,4	2,0	0,9	3,3	1,9
Mg <sup>++</sup>	*	-	-	-	0,7	0,9	1,7	0,6	1,0	0,8
Fe	*	2,32 <sup>c</sup>	16,62 <sup>c</sup>	0,70 <sup>c</sup>	0,03 <sup>d</sup>	0,05 <sup>d</sup>	0,11 <sup>d</sup>	0,06 <sup>d</sup>	0,07 <sup>d</sup>	0,05 <sup>d</sup>
Mn	*	-	-	-	0,02	0,03	0,05	0,02	0,04	0,03
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	1,83	0,80	1,85	1,36	1,17	1,44	1,09	1,97	1,75
ΣN	***	0,18	0,13	0,18	0,13	0,13	0,15	0,11	0,18	0,16
PO4-tot.	*	-	-	-	-	-	0,18	-	-	-
KMnO <sub>4</sub>	*	-	-	-	4,6	4,8	5,0	5,0	6,8	5,6
TOC	*	-	-	-	1,6	1,7	1,6	1,5	2,1	2,1
h <sub>p</sub> (mm/d)		1,88	1,97	1,88	2,49	2,41	2,54	2,22	2,29	2,19

1 = maandelijkse waarnemingen, behalve van pH (dagelijks); 2 = 2-wekelijkse waarnemingen; a = juli 1978-dec. 1979; b = juli 1978; c = opgelost + onopgelost Fe; d = opgelost Fe; e = kortste afstand tot voet van de zeereep (m); f = van regenmeter tot voet van de zeereep, in de richting van Z80° W; \* = mg L<sup>-1</sup>; \*\* = µg L<sup>-1</sup>; † = µS/cm; \*\*\* = mmol L<sup>-1</sup>

Tabel 7.1 - Regenwatersamenstelling (inclusief door destructie of spontaan opgeloste droge stof) op enkele meetpunten in het Nederlandse kustduingebied, alsmede de hoogte van de opgevangen neerslag (h<sub>p</sub>). Gebaseerd op metingen vermeld in Vermeulen (1977), PWS (1976) en RID (1980-1981).

Uit fig. 7.1 volgt, dat de zeezoutdepositie sterk toeneemt met afnemende afstand tot de kust, gemeten langs de azimuth van  $260^\circ$  van meetpunt tot de voet van de zeereep. Deze azimuth is gekozen, omdat Van Straaten (1961) vaststelde, dat gemiddeld over het jaar (in de periode 1949-1959) de wind met een snelheid groter dan 5 Beaufort (waarmee de grootste vracht aan zeezouten wordt aangevoerd) uit de richting  $Z 80 \pm 2^\circ W$  komt. Het belang van deze bepaling van de afstand tot de kust blijkt uit het grote verschil tussen deze en de kortste afstand (zie tabel 7.1) en het zoveel zwakkere verband, dat tussen de kortste afstand en de Cl-depositie zou ontstaan. Dit wordt fraai geïllustreerd door de hogere Cl-depositie te Scheveningen dan te Ouddorp dankzij een kortere afstand tot de kust volgens  $Z 80^\circ W$  en ondanks een langere "kortste afstand" tot de kust.

In fig. 7.1 is tevens aangegeven de ligging der 5 infiltratiegebieden ten opzichte van de kust, waarbij de afstand van west- en oost-rand tot de kust, alsmede de mediane afstand gemeten zijn langs de  $260^\circ$  azimuth. Hieruit volgt, dat de zeezoutdepositie het hoogst is



Figuur 7.1 - De Cl-depositie als functie van de afstand tot de kust (van juli 1978 tot en met december 1981), gemeten van regenvanger tot de voet van de zeereep langs de azimuth van  $260^\circ$ , alsmede de ligging der 5 infiltratiegebieden ten opzichte van de kustlijn, gemeten volgens hetzelfde principe (verticale streepje = gemiddelde)

in het infiltratiegebied van het PWN, daarna in dat van achtereenvolgens de DWL, LDM, GW en WMZ. De meest kustnabije infiltratiemiddelen blijken 1.5 (WMZ) tot 3 maal (DWL) meer zeezoutdepositie te ondervinden dan de verst van de kust gelegen infiltratiemiddelen in hetzelfde infiltratiegebied (fig. 7.1).

### 7.1.3 Terrigene en luchtverontreinigingsbestanddelen

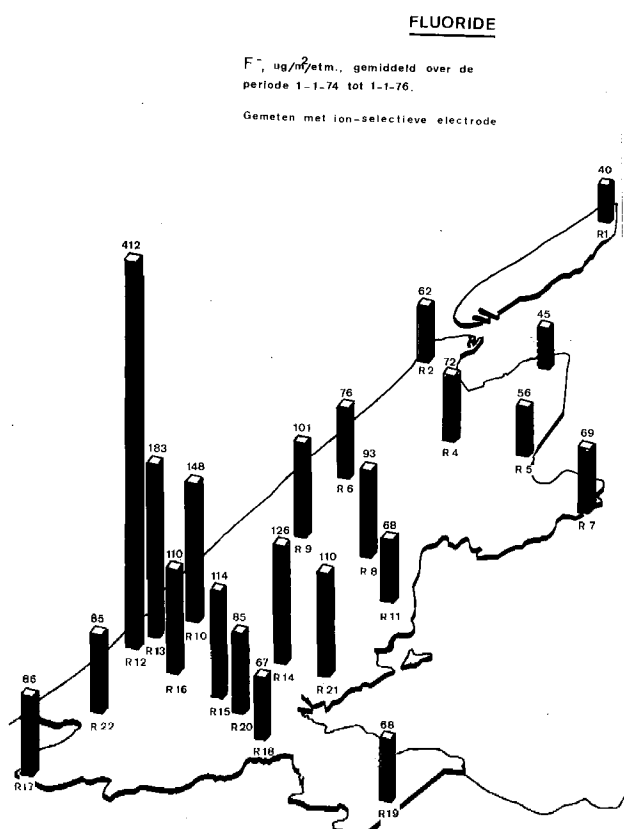
Terrigene en vooral luchtverontreinigingsbestanddelen als  $\text{SO}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ , F, Fe, Ca, Mn en H maken circa 20-45 gewichtsprocenten uit van de opgeloste fractie in regenwater op de meetpunten in tabel 7.1. De onopgeloste fractie van de totale atmosferische depositie wordt voornamelijk gevormd door terrigene en vooral luchtverontreinigingsbestanddelen en heeft dezelfde orde van grootte als de totaal opgeloste fractie (zie bijvoorbeeld de kwartaalverslagen Dienst Milieu Hygiëne Zaanstad, 1972- 1976). Een belangrijk bestanddeel ervan is Fe, dat nabij het Hoogovencomplex kan oplopen tot ruim 30 % van de onopgeloste fractie van de atmosferische depositie (zie fig. 7.3). De depositie van onopgelost Mn bedraagt volgens metingen van de Dienst Milieu Hygiëne Zaanstad circa 2 % van die van Fe.

Uit de figuren 7.2 t/m 7.5 volgt, dat de depositie van terrigene en luchtverontreinigingsbestanddelen het hoogst is nabij belangrijke emissiecentra als de Rijn- en IJmond en derhalve in het infiltratiegebied te Wijk aan Zee (hier niet verder aan de orde), gevolgd door dat te Castricum. Verschillen tussen de overige infiltratiegebieden zijn moeilijk aan te geven.

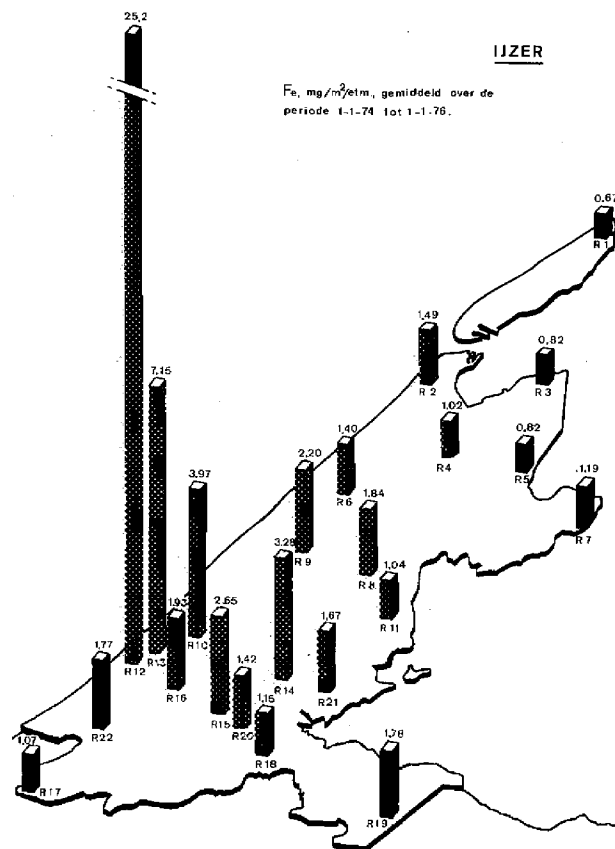
### 7.1.4 Vogelexcrementen

Vogelexcrementen dragen op gewichtsbasis in geringe mate (circa 2-6 %) bij aan de samenstelling van regenwater op de meetpunten in tabel 7.1. Deze bijdrage manifesteert zich vooral in de  $\text{PO}_4^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^-$ , TOC-, K- en mogelijk Ca-depositie. Volgens Asman et al (1982) kan dit tevens voor  $\text{HCO}_3$  en  $\text{NO}_3$  het geval zijn. Aangezien de  $\text{PO}_4^-$ -depositie op tegen vogelexcrementen en insecten beveiligde regen-vangers in het kustduingebied altijd  $<0,2 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  bedroeg (Stuyfzand, in voorbereiding), worden hogere  $\text{PO}_4^-$ -deposities hier in overeenstemming met Asman et al (1982) geheel aan vogelexcrementen geweten. Het in fig. 7.6 gegeven verband van de depositie van TOC,

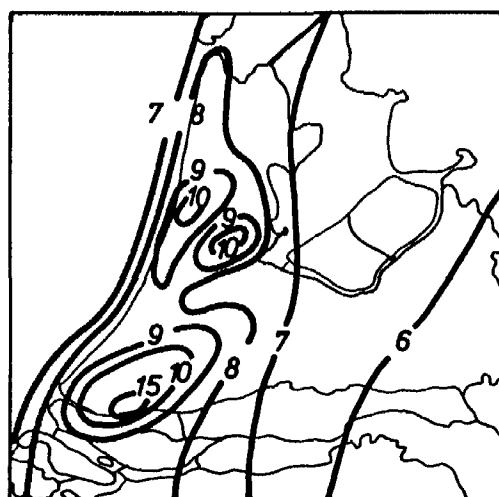




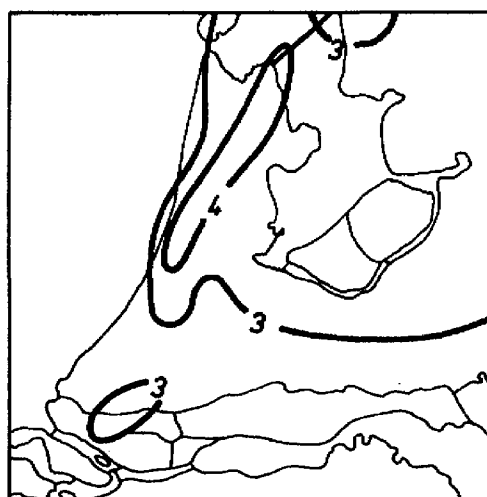
Figuur 7.2 - Verdeling van de atmosferische fluoridedepositie over Noord-Holland (ontleend aan Vermeulen, 1977)



Figuur 7.3 - Verdeling van de atmosferische, totale ijzerdepositie over Noord-Holland (ontleend aan Vermeulen, 1977)



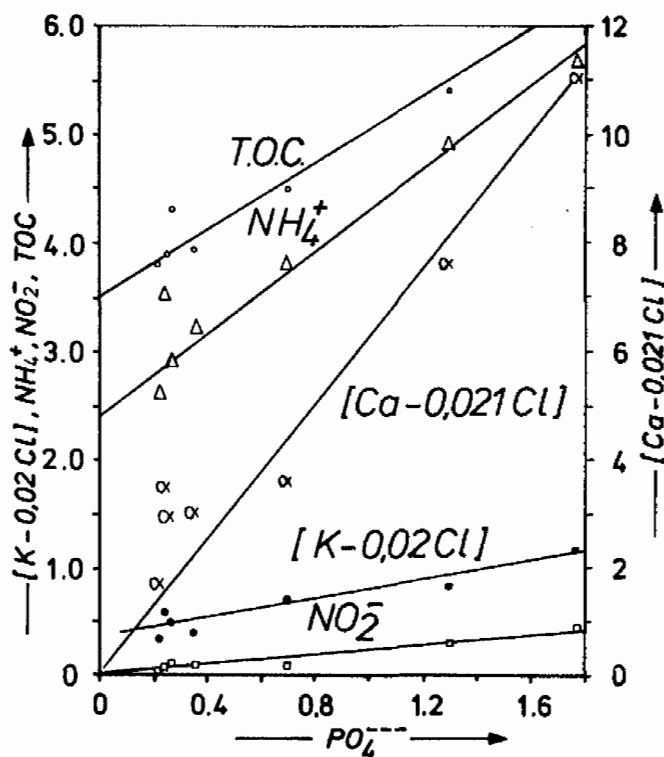
Figuur 7.4 - Gemiddelde  $SO_4$ -concentratie van regenwater gecorrigeerd voor zeezout- $SO_4$ , in  $mg/l$ , in 1974 (iets gewijzigd, naar Ridder, 1978)



Figuur 7.5 - Gemiddelde  $NO_3$ -concentratie van regenwater, in  $mg/l$ , in 1974 (iets gewijzigd, naar Ridder, 1978)

$\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_2$ , Ca en K (laatste 2 parameters gecorrigeerd voor een zeezoutbijdrage) met die van  $\text{PO}_4$  bevestigt een dergelijke organische herkomst.

De RIVM-regenvanger op het pompstation te Scheveningen heeft het meest te kampen met de depositie van vogel-excrementen, daarna achtereenvolgens die te Ouddorp, Bergen, Castricum, Wijk aan Zee en Leiduin. Het is onbekend in hoeverre dit verband houdt met zeer locale omstandigheden, waardoor vogels worden aangetrokken, dan wel met regionale of zonale verschillen in vogelaantallen. Laatstgenoemde bijvoorbeeld ten gevolge van de trekroute van vogels — juist tussen Zandvoort en Hoek van Holland is de stuwings van trekvogels door de Noordzee het grootst en derhalve hier langs de kust de concentratie van trekvogels het hoogst (Van Dongen en Ros, 1974) — of vooral ten gevolge van broedplaatsen van meeuwenkolonies.



Figuur 7.6 - Verband van de TOC-,  $\text{NH}_4$ -, Ca-, K- en  $\text{NO}_2$ -depositie (in  $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) met die van  $\text{PO}_4$  voor de RID-meetpunten uit tabel 7.1 gemiddeld over de periode juli 1978 t/m december 1981, alsmede voor het RID-meetpunt Scheveningen gemiddeld over de periode juli 1978 t/m december 1979. De Ca- en K-deposities zijn gecorrigeerd voor een zeezoutbijdrage

## 7.2 Ondiep duinwater

De kwaliteit van ondiep duinwater is in het jonge duingebied tussen Goeree en Castricum vooral afhankelijk van de begroeiing van het landoppervlak, de afstand tot de kust en de interactie met veen of oude bodems (zie tabel 7.2). Belangrijk zijn tevens - doch hier niet beschouwd - de afstand en ligging ten opzichte van woon- en industriecentra als Rijn- en IJmond, de verticaal afgelegde afstand in het le WVP en de factor tijd, vooral in verband met sterke fluctuaties in atmosferische depositie en verdamping (zie Stuyfzand, 1984f en in voorbereiding).

Door de relatief kustnabije ligging van de gebieden van waaruit ondiep duinwater wordt bijgemengd, is het zinvol de discussie te beperken tot de daarvoor representatieve begroeiing. In het meest kustnabije gedeelte overweegt een lage, ijle begroeiing, voornamelijk bestaande uit helm, zandzegge en (korst)mossen, terwijl er, hier, op grotere afstand van de kust overwegend een mozaïek voorkomt van duinstruweel (voornamelijk duindoorns) en duingrasland (Boerboom, 1963; Doing, 1966).

Belangrijke conclusies uit tabel 7.2 zijn:

(1) de aard van de begroeiing speelt een belangrijke rol in (a) de interceptie van aerosolen en concentratieverhoging door middel van verdamping, (b) de concentratie in duinwater van stoffen, die voor de plant als nutriënten en stofwisselingsprodukten gelden (vooral  $\text{CO}_2$  en N-verbindingen; let op de hoge  $\text{NO}_3$ -concentratie onder duindoorn zonder veen, wellicht t.g.v.  $\text{N}_2$ -fixatie) en (c) de oplossing van reactieve bestanddelen van het korrelskelet van het le WVP (voornamelijk kalk en in mindere mate silicaatmineralen). Dit manifesteert zich in een voor duinstruweel ten opzichte van een ijle begroeiing hoger gehalte aan alle hoofdbestanddelen, behalve  $\text{PO}_4$ , F, K, Mg, Fe, Mn,  $\text{NH}_4$  en TOC.

(2) De afstand tot de kust speelt voor beide begroeiingen een zeer belangrijke rol in het gehalte aan typische zeezouten als Cl, Na, K en Mg in duinwater, overeenkomstig dat in atmosferische depositie (zie par. 7.1.2).

(3) De interactie van duinwater met veen manifesteert zich betrekkelijk onafhankelijk van de begroeiing van het landoppervlak, in het gehalte aan  $\text{HCO}_3$ , Ca,  $\text{SO}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{PO}_4$ , Fe, Mn,  $\text{NH}_4$ ,  $\Sigma\text{N}$ ,  $\text{SiO}_2$ ,

KMnO<sub>4</sub>, TOC en TIC en in de pH. De hiervoor verantwoordelijke processen zijn gelijk aan die met betrekking tot geïnfiltreerd oppervlaktewater en worden besproken in par. 9.6.

(4) Het is moeilijk om op betrouwbare wijze de gemiddelde kwaliteit

Tabel 7.2 - Kwaliteit van zeer ondiep duinwater (0,5-3 m beneden de grondwaterspiegel) in de Amsterdamse Waterleidingduinen als functie van de begroeiing van het landoppervlak, de afstand tot de kust en de interactie met veen (gegevens ontleend aan Stuyfzand, in voorbereiding; bemonstering in de periode 1978-1981).

parameter	monsterpunt	zeer schrale begroeiing (mossen voornamelijk)				duinstruweel (duindoorns voornamelijk)			
		440	3550	4750	2630	850	2300	1570	2840
afstand kust <sup>1</sup> veen		-	-	-	++	-	-	+	++
EGV 20 °C	**	418	336	238	520	801	578	815	620
Cl <sup>-</sup>	*	52	20	16	36	134	52,8	98	62
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	132	126	105	295	165	235	326	275
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	*	27	31	16	10	47	43,5	77	48
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	26,7	22	10,6	0,1	66	29,4	<0,5	<0,5
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	*	0,27	<0,10	<0,10	1,13	0,13	<0,1	0,22	1,29
F <sup>-</sup>	*	0,22	0,15	-	-	0,06	0,15	0,08	-
pH		7,70	7,90	7,98	7,02	7,77	7,43	7,25	7,40
Na <sup>+</sup>	*	24,4	12,2	9,9	19,1	65,1	25,1	54	28,3
K <sup>+</sup>	*	2,14	1,47	1,48	1,61	1,78	1,00	1,60	1,09
Ca <sup>++</sup>	*	54,9	57,7	39,6	98,2	100	99,4	134	113
Mg <sup>++</sup>	*	7,7	3,8	3,0	4,1	6,8	7,6	7,2	4,3
Fe	*	<0,05	<0,05	<0,05	4,55	0,29	<0,05	1,63	2,73
Mn	*	<0,05	<0,05	<0,05	0,31	<0,05	<0,05	0,61	0,23
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	<0,1	<0,05	<0,1	3,1	<0,1	<0,1	1,38	0,74
SiO <sub>2</sub>	*	3,8	4,5	3,8	14,7	7,9	5,4	6,8	12,2
KMnO <sub>4</sub>	*	16	9,5	-	-	5	18,6	25	-
TOC	*	4,0	5,6	-	-	2,3	6,4	9,2	-
∑N (mmol/l)		0,43	0,36	0,17	0,17	1,07	0,48	0,08	0,05
TIC (mmol/l)		2,28	2,14	1,77	6,09	2,83	4,24	6,14	4,99
monster nr.		33632	33472	33181	29081	29421	34493	28721	29089

<sup>1</sup> = van bemonsteringspunt tot voet van de zeereep in de richting van Z80°W;  
\* = mg/l; \*\* = µS/cm; - = afwezig; + = aanwezig, dun en zacht; ++ = aanwezig, dik en hard

van bijgemengd ondiep duinwater aan te geven, gelet op de variaties in samenstelling volgens tabel 7.2 en variaties als gevolg van enerzijds de verticaal afgelegde afstand van ondiep duinwater in het le WVP en anderzijds variaties in samenstelling van het voedende regenwater.

### 7.3 Diep duinwater

De samenstelling van diep duinwater is vooral een functie van de c-waarde en dikte van het le SDP (Stuyfzand, 1985b en in voorbereiding). De c-waarde is immers sterk positief gecorreleerd met het

percentage korrels  $<16 \mu\text{m}$  en het voorkomen van veen in de weerstandsbiëdende lagen (en de dikte hiervan), hetgeen opzich belangrijke geochemische gevolgen heeft (zie par. 5.2). Hydrochemisch komt dit tot uiting in een min of meer vèrgaande graad van onder andere anaërobie, oplossing van kalk en ijzerverbindingen, oxydatie van organisch materiaal (waarbij  $\text{NH}_4$  en  $\text{PO}_4$  kunnen vrijkomen) en oplossing van biogeen  $\text{SiO}_2$  (Stuyfzand, 1984f en in voorbereiding). Daarnaast betekent een hoge c-waarde, dat er door diepe pompputten relatief veel zeer diep duinwater of brak water aangetrokken kan worden (Engelen & Roebert, 1974). Deze watersoorten zijn doorgaans gekenmerkt door bijkomende, min of meer geprononceerde effecten van kationuitwisseling met daarbij behorende neveneffecten (Stuyfzand, 1985b en in voorbereiding).

In tabel 7.3 is de kwaliteit weergegeven van diep duinwater, bemonsterd via een diepe pompput (GW en LDM) of een serie diepe pompputten (PWN, DWL en WMZ). Hoewel er bij elk duinwaterwinbedrijf nog tamelijk grote ruimtelijke verschillen in kwaliteit kunnen optreden (Stuyfzand, 1985b en in voorbereiding) en er vroeger vóór de kunstmatige infiltratie door te grote onttrekking ook aanzienlijke tijdsafhankelijke fluctuaties optraden, geven de analyses in tabel 7.3 toch een redelijk representatief beeld van diep duinwater van vroeger en nu. Globaal kan worden opgemerkt, dat diep duinwater vergeleken met ondiep duinwater zonder interactie met veen (zie tabel 7.2) vrijwel altijd een hogere concentratie heeft van  $\text{HCO}_3$ ,  $\text{PO}_4$ , K, Fe, Mn,  $\text{NH}_4$  en  $\text{SiO}_2$ , alsmede een lager gehalte aan  $\text{SO}_4$ ,  $\text{NO}_3$  (en  $\text{O}_2$ ).

In tegenstelling tot ondiep duinwater kan de gemiddelde kwaliteit van bijgemengd diep duinwater wel op vrij betrouwbare wijze worden aangegeven.

mg/l	PWN		GW		LDM	DWL		WMZ
	sec A	sec L	23 <sup>c</sup>	25 <sup>d</sup>	34	KWI	K	Kleistee
datum	1981	1975	1970	1972	1956	1977	1977	
EGV *	670	628	495	-	-	510	490	457
Cl <sup>-</sup>	64	48	36	23	33	39	42	45
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	313	305	307	350	309	286	259	227
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	31	56	6,2	4,1	2,1	11,7	16	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<0,1	0,1	-	-	<0,1	<0,5	<0,5	0,6
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	1,14	0,48	1,60	0,80	-	1,03	1,15	2,4
F <sup>-</sup>	-	-	0,13	-	-	0,10	0,10	0,23
pH	7,6	7,5	7,7	7,5	-	7,55	7,55	7,74
Na <sup>+</sup>	34	31	20	18	-	24	25	-
K <sup>+</sup>	6,1	2,6	7,4	6,7	-	3	2,3	-
Ca <sup>++</sup>	104	107	81	89	-	87	80	-
Mg <sup>++</sup>	10,2	6,2	14,0	14,0	-	5	5,5	-
Tot. HH**	3,01	2,92	2,60	2,80	-	2,38	2,22	1,84
Fe	0,82	0,52	0,8	2,0	2,4	0,76	0,82	0,16
Mn	0,20	0,25	0,14	0,30	0,55	0,25	0,17	0,11
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1,5	1,4	3,7	2,8	2,4	2,38	1,75	1,52
SiO <sub>2</sub>	52	50	47	-	45 <sup>b</sup>	33,3	30,6	-
KMnO <sub>4</sub>	15	16	17	20	10	15,4	8,7	24,8
kleur	15	10	17	-	-	4,8	14	42
UV-ext.	-	-	-	-	-	14,5	9,5	-
smaak	-	-	0	-	-	8	4	-
TOC	-	-	-	-	-	4,8	3,2	-
TIC**	5,38	5,52	5,21	6,23	-	5,05	4,57	3,81
ΣN**	0,08	0,08	0,21	0,16	0,13	0,14	0,10	0,09
O <sub>2</sub>	-	-	-	-	-	0	0	<0,2
PO <sub>4</sub> -tot.	1,35	0,48	-	-	-	-	-	-
NH <sub>4</sub> -alb.	0,41	0,16	0,6	-	-	-	-	-

\* = μS/cm bij 20 °C; \*\* = mmol/l; b = volgens nabijgelegen peilputten; c = put 23 Barnaart-Schusterkanaal; d = put 25 Sprengelkanaal;

Tabel 7.3 - Kwaliteit van diep duinwater, bemonsterd via een diepe pompput (GW en LDM) of een serie diepe pompputten (PWN, DWL en WMZ)

## 8.1 Inleiding

Tijdens het verblijf in infiltratiemiddelen verandert aangevoerd oppervlaktewater van samenstelling onder invloed van interacties met de atmosfeer, biomassa (vooral bacteriën, fyto- en zoöplankton, macrophyten, vissen en vogels) en bodemmateriaal (zie fig. 2.1). Belangrijke factoren hierbij zijn vooral de verblijftijd, temperatuur, mate en aard van algengroei en beheersmaatregelen, als voorzuivering, verwijdering van de bodemsliblaag, droogzetting van het infiltratiemiddel, rietverwijdering, etc.

In dit hoofdstuk worden eerst, in par. 8.2, de gemiddelde kwaliteitsveranderingen van weinig voorgezuiverd Lek- en ver voorgezuiverd Maaswater aangegeven (van deze wateren zijn de meeste gegevens beschikbaar), alsmede seizoensafhankelijke fluctuaties hierin (par. 8.3) en de demping van kwaliteitsfluctuaties (par. 8.4). Daarna zal worden ingegaan op de hiervoor verantwoordelijke processen, in het bijzonder de atmosferische depositie plus verdamping, gasuitwisseling met de atmosfeer, algengroei, ontharding en microbiologische afbraak (par. 8.5).

Verwezen wordt naar par. 10.6.2 voor een bespreking van kwaliteitsveranderingen tijdens het zeer korte verblijf in toevoersloten (alleen) bij GW. Relevante gegevens over geometrie en hydrologische aspecten van hier beschouwde infiltratiemiddelen zijn te vinden in de betreffende deelrapporten. Door de geringe diepte gelden de volgende randvoorwaarden: (1) een vrij grote kans op resuspensie van gesedimenteerd materiaal, (2) een hoge fotosynthese-snelheid, (3) een hoge mate van gasuitwisseling met de atmosfeer en (4) afwezigheid van een verticale, thermische en chemische stratificatie zoals dikwijls aanwezig in bekkens met een diepte groter dan 8-10 meter .

## 8.2 Gemiddelde kwaliteitsveranderingen

### 8.2.1 Algemene tendenzen

Algemene tendenzen in kwaliteitsverandering in infiltratiemiddelen zijn af te leiden uit tabel 8.1. Hierbij dient te worden bedacht,

dat (1) pand 5 gezien zijn positie in het stelsel van parallelle en in-serie-geschakelde panden (zie fig. 2.2) representatief geacht kan worden voor de gemiddelde kwaliteitsverandering in infiltratiemiddelen bij het PWN; (2) het gemiddelde van de infiltratiegeulen 1- 8 eveneens representatief mag worden verondersteld voor de situatie bij GW en (3) pan 13 niet representatief is voor de situatie bij de DWL in kwantitatieve zin (door de ligging van het meetpunt dicht bij de inlaat van het oppervlaktewater; zie par. 8.2.2), doch wèl in kwalitatieve zin.

Tabel 8.1 laat de volgende conclusies toe:

- (a) in alle gevallen wordt de concentratie van  $O_2$ ,  $NO_2$  en (waarschijnlijk)  $NH_4$ -albuminoïd, alsmede de pH en kalkverzadigingsindex (SI) (vrij) aanzienlijk verhoogd;
- (b) in (bijna) alle gevallen nemen het DOC-gehalte, de kleur en het  $KMnO_4$ -verbruik in geringe mate toe;
- (c) in alle gevallen treedt een aanzienlijke verbetering op van de smaak en een (vrij) geringe verlaging van de temperatuur (zie tevens tabel 8.4), van het gehalte aan  $NO_3$ ,  $NH_4$ ,  $\Sigma N$ ,  $PO_4$ -ortho,  $HCO_3$ , TIC, Ca en vermoedelijk  $SiO_2$ ;
- (d) de concentratie van Cl,  $SO_4$ , Na, K, Mg en vermoedelijk F verandert in alle gevallen praktisch niet. Hetzelfde geldt zeer waarschijnlijk voor het EGV;
- (e) lokale en/of tijdelijke omstandigheden bepalen het teken van verandering in gehalte aan Fe, Mn en  $PO_4$ -totaal.

Het bovenstaande beeld wordt ondersteund door waarnemingen aan andere infiltratiemiddelen (zie bijvoorbeeld tabel 8.2-8.4, alsmede de deelrapporten).

### 8.2.2 Ruimtelijke variaties

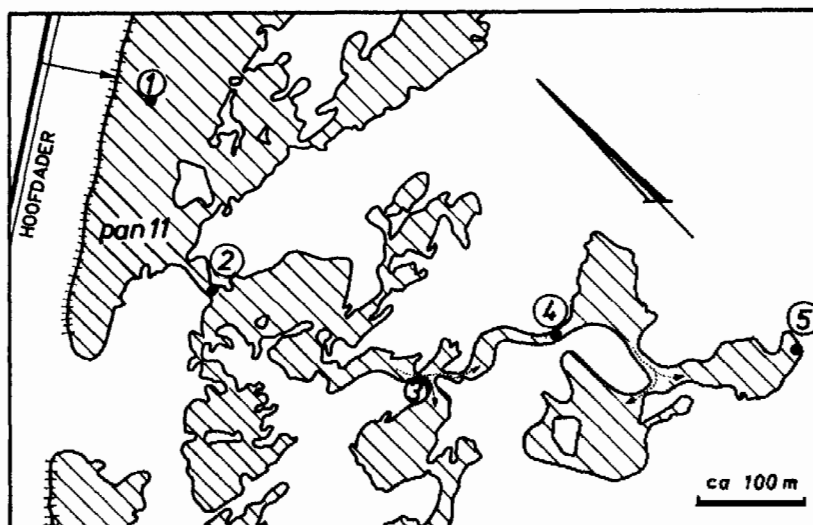
In een infiltratiemiddel treden aanzienlijke ruimtelijke variaties op in kwaliteitsverandering van het aangevoerde oppervlaktewater. Tabel 8.2 en fig. 8.2, waarin de inhoud van deze tabel gevisualiseerd is, tonen dit zeer duidelijk aan voor vijf meetpunten in pan 11 van de DWL. De locaties van de meetpunten zijn weergegeven in fig. 8.1. Een toenemende afstand tot het inlaatpunt van oppervlaktewater of liever een toenemende verblijftijd impliceert een toenemende kwaliteitsverandering: gaande van locatie 1 naar 5 neemt het gehalte aan eutrofiërende stoffen ( $NO_3$ ,  $NH_4$ ,  $\Sigma N$ ,  $PO_4$  en  $SiO_2$ ), Ca,



mg/l	Lekwater						Maaswater					
	PWN ('69-'75)			GW ('64-'65)			DWL ('74-'75)			DWL ('78-'80)		
	WRK inl.	pand 5	Δ (%)	WRK vv	IG 1-8*	Δ (%)	aan- voer	pan 13	Δ (%)	aan- voer	pan 13	Δ (%)
EGV <sup>d</sup>	897	-	-	868 <sup>a</sup>	-	-	886	-	-	567	557	-2
Cl <sup>-</sup>	184	185	+1	167	168	+1	175	176	+1	62	60	-3
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	153	-	-	140	-	-	147	149	+1	184	179	-3
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	88,5	-	-	87,9 <sup>a</sup>	-	-	82,4	83,0	+1	66,3	67,1	+1
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	17,7	16,6	-6	11,5	9,7	-15	18,7	16,8	-10	15,5	15,2	-2
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,04	0,14	+265	-	-	-	0,05	0,09	+80	0,08	0,09	+13
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	0,33 <sup>b</sup>	-	-	0,23 <sup>a</sup>	0,15	-35	0,74	0,73	-1	0,17	0,16	-6
F <sup>-</sup>	-	-	-	-	-	-	0,28	-	-	0,38	0,37	-3
pH	7,15	-	-	7,08	-	-	7,30	7,59	-49 <sup>c</sup>	7,66	7,77	-22 <sup>c</sup>
Na <sup>+</sup>	101	-	-	87,7 <sup>a</sup>	-	-	94,9	-	-	37,7	37,5	-1
K <sup>+</sup>	7,7	-	-	7,3 <sup>a</sup>	-	-	7,1	-	-	5,1	5,0	-2
Ca <sup>++</sup>	85,7	-	-	84,5 <sup>a</sup>	-	-	80,3	80	0	72,7	71,0	-2
Mg <sup>++</sup>	11,5	-	-	10,9 <sup>a</sup>	-	-	11,1	11,2	+1	8,5	8,3	-2
Fe	0,19	0,29	+50	0,41	0,41	-1	0,19	0,13	-32	0,08	0,13	+63
Mn	0,12	0,14	+11	0,14	0,09	-34	0,10	-	-	0,05	0,05	0
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,89	0,84	-5	1,40	0,93	-33	0,33	0,26	-21	0,14	0,13	-7
SiO <sub>2</sub>	6,0	-	-	11,1 <sup>a</sup>	-	-	5,1	-	-	4,8	4,6	-4
PO <sub>4</sub> -tot	0,58 <sup>b</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,23	0,27	+17
NH <sub>4</sub> -alb	0,21	-	-	0,16	0,31	+93	-	-	-	-	-	-
Kj <sub>d</sub> -NH <sub>4</sub>	-	-	-	-	-	-	0,76	-	-	0,89	0,99	+11
KMnO <sub>4</sub>	22,7	24,5	+8	23,5	25,0	+6	16,1	16,3	+1	13,7	14,0	+2
Kleur <sup>g</sup>	20,2	20,6	+2	22,4	26,1	+16	28,2	31,4	+11	11,4	11,3	-1
Smaak (n)	21,8	11,7	-46	16,5	12,4	-25	17	11	-35	4,5	3,5	-22
DOC	-	-	-	-	-	-	5,0	5,2	+4	5,5	6,1	+11
UV-ext <sup>f</sup>	20,2 <sup>b</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	9,4	9,4	0
O <sub>2</sub>	2,3	11,6	+404	1,9	11,5	+507	3,1	-	-	8,2	10,4	+27
temp (°C)	11,7	11,6	-1	-	-	-	-	-	-	11,4	-	-
TIC <sup>e</sup>	2,95	-	-	2,77	-	-	2,71	2,60	-4	3,18	3,05	-4
SI	-0,44	-	-	-0,55	-	-	-0,34	-0,05	+95 <sup>h</sup>	0,09	0,18	+23 <sup>h</sup>
ΣN <sup>e</sup>	0,34	0,32	-6	0,26	0,21	-20	0,32	0,29	-10	0,26	0,25	-2

a = Lek; b = 1973-1975; c = als (H<sup>+</sup>) berekend; d = μS/cm bij 20 °C; e = mmol/l; f = E/m; g = mg Pt L<sup>-1</sup>; h = betrokken op 10<sup>SI</sup>; \* = gemiddelde waarde van infiltratiegeulen IGI t/m IG8

Tabel 8.1 - Gemiddelde kwaliteitsveranderingen in infiltratiemiddelen. Gegeven zijn de gemiddelde samenstelling van te infiltreren Lek- en Maaswater en water in diverse infiltratiemiddelen over verschillende perioden, alsmede de relatieve concentratieverandering (Δ) volgens (3.6)



Figuur 8.1 - Locatie van de in tabel 8.2 opgenomen meetpunten in pan 11. (Iets gewijzigd, naar Leeflang, 1965)

	aan- voer	LOC 1	LOC 2	LOC 3	LOC 4	LOC 5	
tijd (d)	0	1	3	9	11	21	
afstand (m)	0		120	300	420	720	
Cl <sup>-</sup>	*	216	206	213	213	208	205
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	156	142	141	141	129	102
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	6,2	5,5	5,3	4,4	3,5	3,1
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	*	0,11	0,09	0,08	0,04	0,04	0,03
pH		7,15	7,55	7,80	7,90	8,10	8,30
Ca <sup>++</sup>	*	97	97	95	92	85	73
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	2,13	1,81	1,42	1,35	1,10	0,77
SiO <sub>2</sub>	*	6,3	5,7	4,2	4,1	2,8	1,7
•KMnO <sub>4</sub>	*	26	24	24	24	23	24
•smaak	α	78	69	51	41	34	27
TIC	**	3,01	2,49	2,39	2,37	2,14	1,68
SI		-0,39	-0,04	0,19	0,28	0,41	0,45
ΣN	**	0,22	0,19	0,16	0,12	0,12	0,09

\* = mg/l; \*\* = mmol/l; α = aantal verdunningen tot geen smaak;

• = 1960-1964

Tabel 8.2 - Gemiddelde samenstelling (1964) van de aanvoer en het water in pan 11 op de in fig. 8.1 weergegeven punten (volgorde nummering volgens toenemende afstand tot de inlaat). De ruwe gegevens zijn ontleend aan grafieken van Drost (1972), de parameters met een stip ervoor aan Leeflang (1965). Het EGV en SO<sub>4</sub>-gehalte van de aanvoer bedroegen respectievelijk 1004 μS cm<sup>-1</sup> en 97 mg l<sup>-1</sup>; temp = 11,7 °C

HCO<sub>3</sub> en TIC geleidelijk af, verbetert de smaak en nemen de pH en kalkverzadigingsindex (SI) toe. Het KMnO<sub>4</sub>-verbruik toont weinig verandering.

Dit beeld wordt gedeeltelijk bevestigd door waarnemingen aan de in serie geschakelde infiltratiegeulen 4 t/m 7 van GW (zie tabel 8.3 en voor de situering fig. 2.3). Hieruit kan tevens worden geconcludeerd, dat het gehalte aan Fe, NH<sub>4</sub>-alb en O<sub>2</sub>, het KMnO<sub>4</sub>-verbruik en de kleur eerst iets toenemen (van verdeelviijver t/m IG4) om vervolgens op weg na IG7 iets af te nemen.

Ook tussen geïsoleerde infiltratiemiddelen met een eigen voeding bestaan, op min of meer vergelijkbare monsterpunten (qua ligging), aanzienlijke verschillen in kwaliteitsverandering (zie tabel 8.4). Uit tabel 8.4 volgt een goede correlatie tussen O<sub>2</sub>-produktie en algengroei (waarvoor het chlorofylgehalte als maatstaf) en tussen CO<sub>2</sub>-opslag (waarvoor de pH als maatstaf) en algengroei + infiltratiesnelheid (h<sub>i</sub>):

$$O_2 = 0,007 \text{ chlorophyl} + 10,19 \quad (R = 0,91);$$

$$\% O_2 = 0,054 \text{ chlorophyl} + 93,7 \quad (R = 0,82); \text{ en}$$

$$pH = 8,11 + 0,00145 \text{ chlorophyl} - 0,00328 h_i \quad (R = 0,82).$$

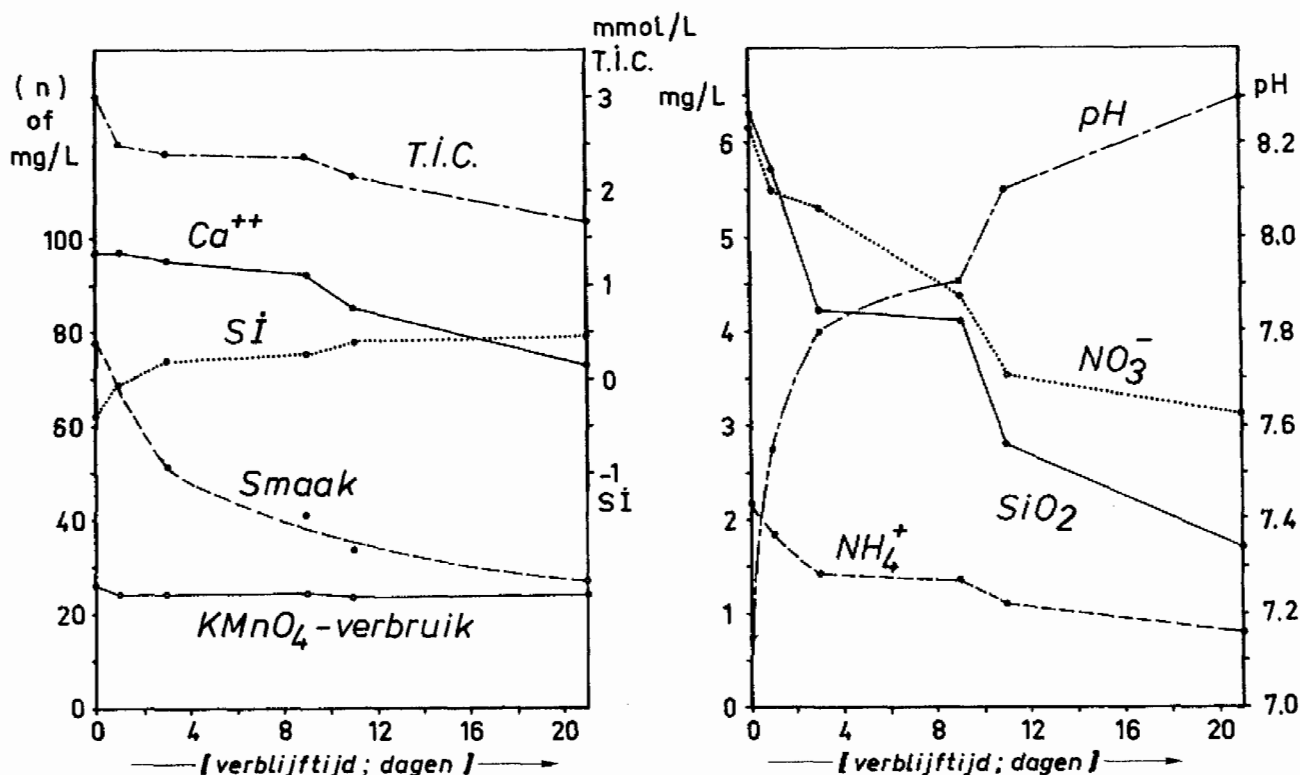


Fig. 8.2 - Kwaliteitsverandering van aangevoerd Lekwater (verbleeftijd = 0) in pan 11 van de DWL als functie van de verbleeftijd. Gebaseerd op gegevens in tabel 8.2

mg/l	WRK	K1	IG 4	IG 5	IG 6	IG 7
tijd (d)	0	0.1	1	3	6	9
Cl <sup>-</sup>	153	153	160	156	153	149
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	11.7	10.8	10.4	9.9	8.9	5.7
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> -ortho	-	-	0.14	0.13	0.13	0.08
Fe	0.35	0.37	0.39	0.33	0.33	0.28
Mn	-	0.10	0.07	0.06	0.06	0.06
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1.04	0.9	0.7	0.7	0.7	0.4
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -alb.	0.15	0.28	0.31	0.29	0.28	0.28
KMnO <sub>4</sub>	21.3	22.5	24.1	23.0	23.1	20.5
kleur	19.9	21.5	24.6	23.5	23.7	22.2
smaak (n)	16.0	14.8	12.9	10.7	11.2	8.9
O <sub>2</sub>	2.1	8.8	13.0	12.3	12.4	12.5
ΣN (mmol/l)	0.25	0.22	0.21	0.20	0.18	0.11

Tabel 8.3 - Gemiddelde samenstelling over 1964-1966 van het aangevoerde WRK-water in de verdeelvijver (WRK), in een toevoersloot bij meetpunt K1 en in de in-serie-geschakelde infiltratiegeulen 4 tot en met 7 van GW

	aan- voer	pan 2.5	pan 4.1	pan 8. 4.2	pan 11.1	pan 12.1	pan 13.1	pan 26. 1.1	pan 27. 2.1
gemiddelde (n = 24)									
h <sub>i</sub> (cm/d)	-	34	13	102	6	9	10	10	19
pH	7,64	7,89	8,05	7,82	8,20	8,04	8,31	8,25	8,09
O <sub>2</sub> (mg/l)	7,7	10,2	10,3	10,1	10,6	10,5	11,1	10,3	10,7
% O <sub>2</sub>	69,1	95,0	93,8	92,7	95,3	95,8	101	95,0	98,5
temp. (°C)	11,2	10,9	10,7	10,7	10,4	10,5	10,7	10,9	10,6
chlorofyl-a *	-	13,8	39,6	7,8	39,5	43,8	133	5,9	36,1
Cladocera **	-	21,8	35,0	20,9	50,3	48,1	283	15,9	26,9
standaardafwijking (n = 24)									
(H <sup>+</sup> )·10 <sup>8</sup> †	0,87	1,21	0,88	1,24	0,53	1,00	0,57	0,61	0,89
O <sub>2</sub> (mg/l)	1,6	2,3	1,6	1,6	1,3	1,5	1,8	1,7	1,6
% O <sub>2</sub>	14,2	32,9	22,4	23,9	21,6	23,5	24,2	27,8	28,3
temp. (°C)	6,4	7,3	7,3	6,9	7,4	7,2	7,3	7,7	7,3
chlorofyl-a *	-	27,0	24,8	7,2	24,9	34,9	76,0	7,8	26,0

\* = µg/l; \*\* = n/l; † = mol/l

Tabel 8.4 - Kwaliteit van het aangevoerde, voorgezuiverde Maaswater en van het water in een achttal infiltratiepannen van de DWL, in de periode 21-3-1979 t/m 20-3-1980 (bewerking van gegevens uit Schmale, 1980). De hoogte van de dagelijks te infiltreren waterkolom h<sub>i</sub> is tevens aangegeven (ontleend aan Nooyen, 1983).

	zonder defosfatering			met defosfatering		
	aan- voer	pan 8.2	$\Delta$ %	aan- voer	pan 8.1	$\Delta$ %
Cl <sup>-</sup> *	192	196	+2	-	207	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	18,1	16,2	-10	19,7a	18,0	-9
PO <sub>4</sub> <sup>---</sup>	0,63	0,42	-33	0,015	0,028	+87
PO <sub>4</sub> <sup>-tot</sup> •	0,80	-	-	0,082	-	-
pH	7,22	7,95	-81b	6,94	7,56	-76b
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> **	2,27	1,48	-35	1,81	1,66	-8
Fe *	0,43	-	-	0,25	-	-
KMnO <sub>4</sub>	20,6	21,4	+4	12,8	13,7	+7
kleur	38,2	42,3	+11	19,7	23,3	+18
smaak(n) $\alpha$	26,0	15,5	-40	20,3	15,0	-26
DOC #	5,9	6,3	+7	4,3	4,6	+7
O <sub>2</sub>	1,5	10,3	+587	-	10,7	-

\* = juli 1970 tot oktober 1971; \*\* = januari 1971 tot juli 1973;  
 $\alpha$  = januari 1972 tot juli 1983; # = juli 1971 tot juli 1973; • =  
januari 1971 tot oktober 1971; a = berekend; b = als (H<sup>+</sup>) berekend

Tabel 8.5 - Gemiddelde kwaliteitsverandering van wèl en niet gedefosfateerd Lekwater (juli 1970- juni 1973), respectievelijk in infiltratiepan 8.1 en 8.2 van de DWL (gebaseerd op grotendeels ongepubliceerde kwartaalgemiddelden van de DWL).

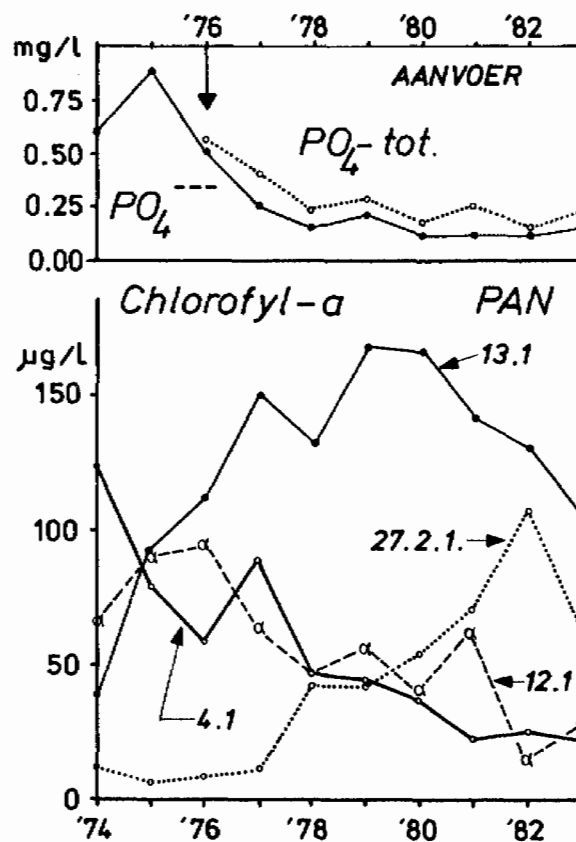
### 8.2.3 Gevolgen verdere voorzuivering

De gevolgen van een verdere voorzuivering van het te infiltreren water op kwaliteitsveranderingen in infiltratiemiddelen kunnen worden afgeleid uit een bijzonder onderzoek door de DWL met 2 nieuwe pannen (8.1 en 8.2; fig. 2.5). Dit onderzoek is nader toegelicht door Bos et al (1971).

Van mei 1970 t/m september 1973 is in pan 8.2 Lekwater geïnfiltreerd, dat alleen te Bergambacht met behulp van snelfiltratie en een transportchloring behandeld was. Tegelijkertijd werd in pan 8.1 hetzelfde water geïnfiltreerd, echter na een additionele coagulatie (door middel van FeCl<sub>3</sub>) en snelfiltratie (beide ter defosfatering). Tabel 8.5 geeft een overzicht van de gemiddelde relatieve kwaliteitsverandering in beide pannen, alsmede van de gemiddelde kwaliteit van het aangevoerde water in beide pannen na een verblijf van enkele dagen. De extra voorzuivering leidt niet alleen tot een aanzienlijke PO<sub>4</sub>-verlaging in de aanvoer doch tevens tot een verlaging van alle overige in tabel 8.5 beschouwde parameters, behalve van Cl en NO<sub>3</sub>, waarvan de concentratie toeneemt.

Tijdens het verblijf in de (nieuwe) infiltratiemiddelen wijkt de kwaliteitsverandering van het aangevoerde, gedefosfateerde water op de volgende punten af van die van het niet-gedefosfateerde water: (a) een geringere verlaging van vooral  $\text{NH}_4$  en (b) een zeer geringe verhoging van  $\text{PO}_4$ -ortho in plaats van een aanzienlijke verlaging. Hiermee hangt een geconstateerde geringere algengroei in pan 8.1 nauw samen.

Een verlaging van het  $\text{PO}_4$ -gehalte van de aanvoer in oude pannen hoeft niet direct tot een geringere algengroei te leiden (zie fig. 8.3). Op meetpunten dicht bij de inlaat van de aanvoer (pan 4.1 en 12.1) is de vertraging in reactie van algengroei op de  $\text{PO}_4$ -verlaging (afgeleid uit het chlorofyl-a-gehalte van het water in de pannen) 1-3 jaar. Op meetpunten ver hiervandaan (pan 13.1 en 27.2.1) bedraagt de vertraging zelfs respectievelijk 6 en 8 jaar. Het ligt voor de hand, dat hiervoor een jaren durende mobilisatie van fosfaat uit het bodemslib verantwoordelijk is.



Figuur 8.3 - Verloop in jaargemiddelde van het aangevoerde  $\text{PO}_4$ -gehalte en het chlorofyl-a-gehalte (als maat voor de optredende algengroei) in enkele infiltratiepannen van de DWL (chlorofyl-a-gegevens verstrekt door drs. A.C. Hoekstra, DWL). N.B.: Meetpunten van pan 13.1 en 27.2.1 bevinden zich ver van het inlaatpunt itt die van pan 4.1 en 12.1.

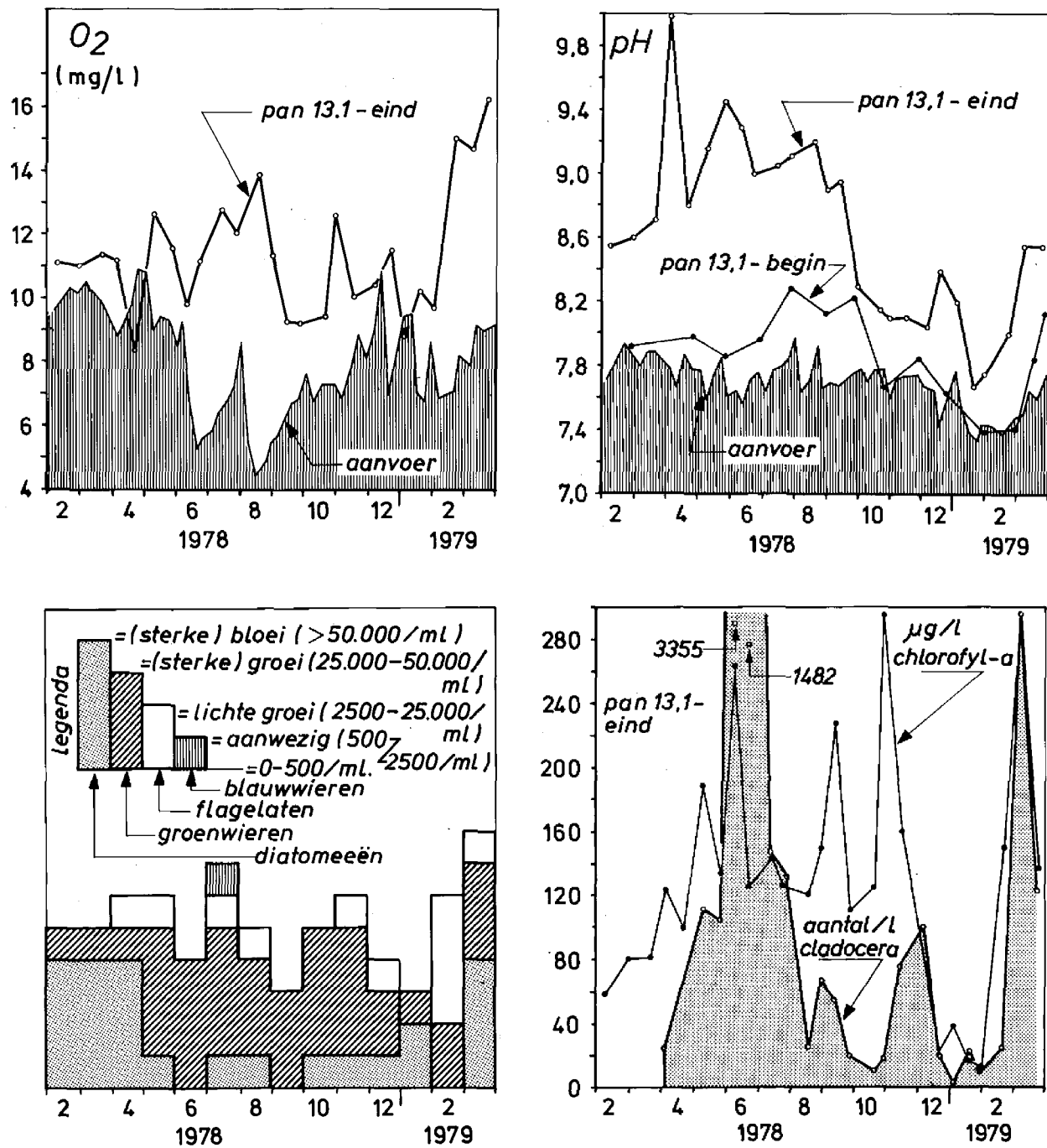
mg/l	Lekwater 1969-1973						Maaswater 1978-1980					
	oktober-maart			april-september			oktober-maart			april-september		
	WRK	pand 5	$\Delta$ (%)	WRK	pand 5	$\Delta$ (%)	Aan- voer	pan 13	$\Delta$ (%)	Aan- voer	pan 13	$\Delta$ (%)
EGV *	954	-	-	841	-	-	614	600	-3	535	528	-1
Cl <sup>-</sup>	198	192	-4	170	174	+2	67,5	66,4	-2	57,8	58,9	+2
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	158	-	-	147	-	-	189	188	-1	177	171	-3
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	97	-	-	83	-	-	73,5	72,6	-1	62,2	62,8	+1
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	18,8	19,7	+5	15,8	14,3	-9	19,1	18,4	-4	12,6	11,4	-10
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,02	0,13	+550	0,06	0,17	+183	0,14	0,16	+14	0,01	0,03	+200
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	0,55a	-	-	0,56a	-	-	0,22	0,23	+5	0,14	0,09	-36
pH	7,1	-	-	7,1	-	-	7,60	7,75	-29b	7,68	7,83	-29b
Na <sup>+</sup>	107	-	-	91	-	-	40,8	42,1	+3	34,7	35,9	+3
K <sup>+</sup>	8,4	-	-	7,0	-	-	5,2	5,4	+4	4,9	4,8	-2
Ca <sup>++</sup>	91,4	-	-	83,1	-	-	76,3	75,8	-1	67,6	65,8	-3
Mg <sup>++</sup>	12,2	-	-	10,6	-	-	9,0	9,0	0	8,0	7,9	-1
Fe	0,34	0,44	+29	0,13	0,19	+46	0,10	0,14	+40	0,05	0,12	+140
Mn	0,20	0,19	-5	0,10	0,10	0	0,13	0,12	-8	0,02	0,02	0
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1,72	1,60	-7	0,55	0,40	-27	0,26	0,26	0	0,07	0,04	-43
SiO <sub>2</sub>	8,5	-	-	4,8	-	-	7,0	7,4	+6	2,8	2,1	-25
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> -tot	0,54a	-	-	0,96a	-	-	0,27	0,27	0	0,21	0,27	+29
NH <sub>4</sub> <sup>-</sup> -alb	0,20	-	-	0,23	-	-	-	-	-	-	-	-
Kjd-NH <sub>4</sub>	-	-	-	-	-	-	1,21	1,12	-7	0,75	0,97	+29
KMnO <sub>4</sub>	27,0	27,8	+3	21,9	24,5	+12	14,9	15,4	+3	12,8	12,8	0
Kleur $\delta$	28,3	25,9	-8	19,1	19,8	+4	13,9	14,5	+4	9,7	9,1	-6
Swaak (n)	38	19	-50	22	11,9	-47	4,5	4	-11	5	4	-20
DCC	-	-	-	-	-	-	6,0	7,2	+20	5,3	5,4	+2
UV-Ext. $\epsilon$	30,6	-	-	23,4	-	-	10,5	10,7	+2	8,6	8,5	-1
O <sub>2</sub>	2,4	10,9	+354	1,7	12,2	+618	8,5	-	-	7,4	-	-
% O <sub>2</sub>	20	89	+345	17	126	+641	69,4	-	-	73,3	-	-
TIC $\gamma$	3,16	-	-	2,85	-	-	3,31	3,23	-2	3,04	2,89	-5
SI	-0,53	-	-	-0,45	-	-	-0,01	0,14	+41h	0,14	0,26	+32h

a = 1973; b = als (H<sup>+</sup>) berekend;  $\gamma$  = mmol l<sup>-1</sup>;  $\delta$  = mg Pt L<sup>-1</sup>;  $\epsilon$  = E m<sup>-1</sup>; \* =  $\mu$ S cm<sup>-1</sup> bij 20 °C; h = betrokken op 10<sup>SI</sup>

Tabel 8.6 - Gemiddelde kwaliteitsveranderingen in infiltratiemiddelen tijdens het zomer- en winterhalfjaar. Gegeven zijn de gemiddelde samenstelling van te infiltreren Lek- en Maaswater en water in respectievelijk pand 5 van het PWN en pan 13.1 van de DWL, alsmede de relatieve concentratieverandering ( $\Delta$ ) volgens (3.6)

### 8.3 Seizoenafhankelijke fluctuaties

Seizoenafhankelijke fluctuaties in kwaliteitsverandering in infiltratiemiddelen kunnen worden afgeleid uit fig. 8.4 en 8.5 en tabel 8.6 (zie ook gegevens in deelrapporten). Voor een korte bespreking



Figuur 8.4 - Chemisch en hydrobiologisch kwaliteitsverloop in pan 13.1 van de DWL van februari 1978 t/m maart 1979 (op basis van gegevens ontleend aan Schmale, 1980)

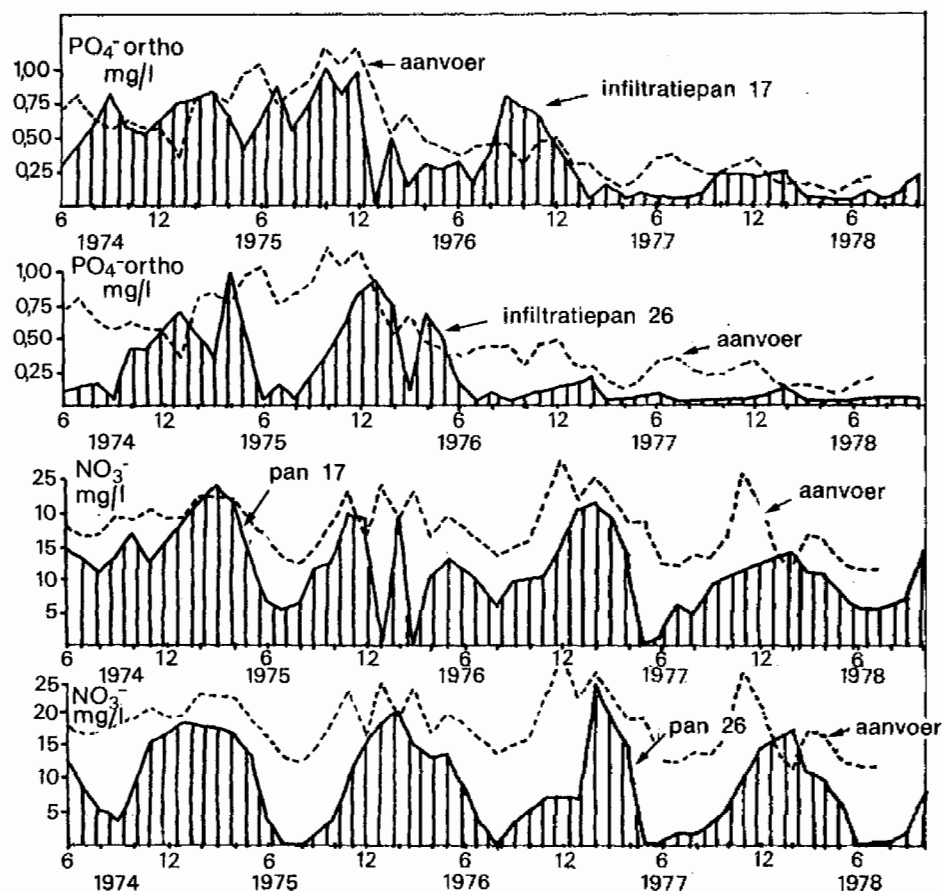


van deze fluctuaties is het nuttig om onderscheid te maken tussen een zomer- en een winterhalfjaar. Het zomerhalfjaar (april t/m september) wijkt voor zowel weinig voorgezuiverd Lekwater als verder voorgezuiverd Maaswater af van het winterhalfjaar door het volgende:

(1) een grotere verlaging van de concentraties van de eutrofiërende stoffen  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{PO}_4^-$ -ortho, alsmede (dikwijls) van de smaak;  
 (2) een grotere toename van het gehalte aan  $\text{O}_2$  en dikwijls  $\text{NH}_4^+$ -albuminoïd; en

(3) een geringe toename in plaats van een geringe afname van Cl.

Andere metingen (zie Nooijen, 1983) bevestigen de indruk uit tabel 8.6, dat er voor Maaswater tevens (!) sprake is van een grotere verlaging van  $\text{HCO}_3^-$ , Ca en TIC tijdens het zomerhalfjaar. Voor weinig voorgezuiverd Lekwater kan op grond van andere metingen (zie deelrapport 2 en 4) veilig worden aangenomen, dat tijdens het zomerhalfjaar tevens (!) het  $\text{KMnO}_4$ -verbruik en de kleur meer toenemen dan tijdens het winterhalfjaar. Het tegengestelde hiervan lijkt te gelden voor Maaswater (zie tabel 8.6).



Figuur 8.5 - Verloop in gehalte aan orthofosfaat en nitraat van juni 1974 t/m oktober 1978, in de aanvoer en een afgelegen punt in pan 17.1 en 26.1.1 van de DWL (iets gewijzigd, naar Van Dijk, 1979)

8.4 Demping van kwaliteitsfluctuaties

Seizoenfluctuaties in het te infiltreren water worden tijdens het verblijf in infiltratiemiddelen slechts in geringe mate gedempt of juist versterkt. Dit blijkt uit tabel 8.7, waarin de demping berekend is zoals aangegeven in par. 4.7. Uit tabel 8.4 en 8.7 kan als enig algemeen beeld worden aangegeven een verhoging van fluctuaties in  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  en  $\text{O}_2$ -gehalte, het verzadigingspercentage van zuurstof, de kleur en temperatuur. Gezien de negatieve waarde van de dempingsparameter  $\hat{d}_a$  (zie par. 4.7.5) moet dit vooral toegeschreven worden aan chemische en wat de temperatuur betreft aan fysische processen in de infiltratiemiddelen. Een langer verblijf in een infiltratiemiddel zal i.h.a. leiden tot een extremere demping (zie ook fig. 4.14).

mg/l	PWN, 1969-1973				GW, 1964-1967			
	$\hat{s}$		pand 5		$\hat{s}$		IG12	
	WRK -in	pand 5	$\hat{d}$ (%)	$\hat{d}_a$ (%)	K2	IG12	$\hat{d}$ (%)	$\hat{d}_a$ (%)
$\text{Cl}^-$	43,7	44,1	-1	0	39,4	35,1	+11	0
$\text{NO}_3^-$	3,6	4,5	-25	-24	3,8	5,2	-37	-54
$\text{NO}_2^-$	0,11	0,27	-145	-143	-	-	-	-
$\text{NH}_4^+$	1,34	1,44	-7	-6	0,88	0,71	+19	+9
Fe	0,16	0,37	-131	-129	0,23	0,18	+22	+12
Mn	0,10	0,16	-60	-59	0,08	0,06	+25	+16
$\text{NH}_4$ -alb	-	-	-	-	0,13	0,13	0	-12
$\text{KMnO}_4$	5,6	6,8	-21	-20	4,5	4,1	+9	-2
Kleur	8,0	8,1	-1	0	6,0	6,4	-7	-20
Smaak(n)	19,7	8,3	+58	+58	14,3	14,3	0	-12
$\text{O}_2$	1,0	2,5	-150	-148	2,0	2,3	-15	-29
Temp. °C	6,0	6,3	-5	-4	-	-	-	-

Tabel 8.7 - Gemiddelde demping ( $\hat{d}$ ) van seizoenfluctuaties in het aangevoerde water (WRK-in of K2) in een infiltratiemiddel (pand 5 of IG12). De standaardafwijking  $\hat{s}$ , berekend volgens (4.8), de demping van kwaliteitsfluctuaties  $\hat{d}$ , berekend volgens (4.7) en de demping door andere factoren  $\hat{d}_a$ , berekend volgens (4.16), zijn voor pand 5 van het PWN kwadratisch gemiddeld over 1969-1973, en zijn voor infiltratiegeul IG12 (gemiddelde van begin- en eindmeetpunt) kwadratisch gemiddeld over 1964-1967

## 8.5 Processen van kwaliteitsverandering

### 8.5.1 Overzicht

De in par. 8.2.1 gesignaleerde gemiddelde kwaliteitsveranderingen met hun ruimtelijke variaties (par. 8.2.2) en seizoenafhankelijke fluctuaties (par. 8.3) worden in hoofdzaak door het volgende veroorzaakt:

(a) interacties met de atmosfeer, voornamelijk bestaande uit atmosferische depositie, verdamping (van water en vluchtige organische verbindingen) en gasuitwisseling (voornamelijk  $O_2$  en  $CO_2$ , doch tevens  $N_2$ ,  $CH_4$  en  $H_2S$ );

(b) interacties met biomassa, zijnde vooral de opname van voedingszouten door algen en aerobe mineralisatie van afbreekbare organische verbindingen, alsmede nitrificatie van  $NH_4$  tot  $NO_3$  en denitrificatie van  $NO_3$  tot  $N_2$ ; en

(c) interacties met bodemmateriaal, met name de bezinking en resuspensie van vaste stof, precipitatie en oplossing van vooral  $CaCO_3$  en van Fe- en Mn- (oxy)hydroxiden, ad- en desorptie van onder andere  $PO_4$  en  $NH_4$  en coprecipitatie.

Een  $N_2$ -fixatie door blauwgroene algen is vrijwel te verwaarlozen, daar zij in het algemeen weinig voorkomen (zie fig. 8.4). De ontwijking van ammoniakgas ( $NH_3$ ) vooral tijdens het zomerhalfjaar kan vermoedelijk eveneens verwaarloosd worden. Wel zorgt dan dikwijls een pH-verhoging van 7,8 tot  $\geq 9$  (zie fig. 8.4), bij een temperatuur  $\geq 17^\circ C$ , voor omzetting van  $\geq 20\%$   $NH_4$  in  $NH_3$ . De verdelingscoëfficiënt van  $NH_3$  voor lucht/water en de concentratie van  $NH_3$  zijn echter zo laag, dat ontwijking van  $NH_3$ -gas niet groot kan zijn.

Daarentegen van groot belang is, dat de afbraak van niet opgelost organisch materiaal, heroplossing van bezonken anorganisch materiaal en desorptie grotendeels op de bodem van infiltratiemiddelen geschieden. Dit betekent namelijk, dat de hierdoor geleverde stoffen over meerdere jaren gemiddeld voor een groter deel worden afgevoerd met het infiltrerende water dan aan het bovenstaande water worden afgestaan. Anders gezegd, het gezamenlijke effect van de opname van voedingszouten door biomassa, van bezinking van anorganische verbindingen en van adsorptie, op het water in infiltratiemiddelen is over meerdere jaren gemiddeld groter dan het effect van het weer vrijkomen ervan bij mineralisatie, heroplossing en desorp-

tie. Gedurende kortere perioden kan echter het tegendeel waar zijn, bijvoorbeeld tijdens het winterhalfjaar of enkele jaren volgend op een verminderde aanvoer van eutrofiërende stoffen in verband met een verbeterde voorzuivering.

Achtereenvolgens wordt nader ingegaan op atmosferische depositie en verdamping van water (par. 8.5.2), gasuitwisseling met de atmosfeer (par. 8.5.3), opslag in biomassa (par. 8.5.4), ontharding (par. 8.5.5) en microbiologische afbraak (par. 8.5.6).

## 8.5.2 Atmosferische depositie en verdamping

### 8.5.2.1 Algemeen

De concentratieverandering in infiltratiemiddelen als gevolg van atmosferische depositie en verdamping kan voor een aantal parameters vrij aanzienlijk zijn (zie tabel 8.8). Dit is vooral het geval ten tijde van een aanzienlijke droge (!) depositie en verdamping en een lange verblijftijd in het infiltratiemiddel (zie tabel 4.1), alsmede bij een lage belasting via het oppervlaktewater (dus bij een lage concentratie en infiltratiesnelheid).

In het navolgende wordt voor 4 situaties de procentuele concentratieverandering berekend, namelijk (a) waar deze gemiddeld over enkele jaren het hoogst is (bij de DWL sinds er voor praktisch 100 % met ver-voorgezuiverd Maaswater geïnfiltreerd wordt); (b) waar deze gemiddeld over enkele jaren vrijwel het laagst is (bij het PWN-Castricum voordat de voorzuivering uitgebreid werd met een coagulatie); (c) waar de atmosferische depositie gemiddeld over een periode van circa 2 weken extreem hoog is (incidenteel bij de DWL sinds er voor praktisch 100 % met ver-voorgezuiverd Maaswater geïnfiltreerd wordt); en (d) aan het uiteinde van een infiltratiemiddel ten tijde van een hoge verdamping, geen atmosferische depositie (droge depositie ten onrechte verwaarloosd) en een lage infiltratiesnelheid (bij de LDM). Conclusies volgen in par. 8.5.2.3.

Er wordt hierbij uitgegaan van een goede overeenkomst tussen atmosferische depositie op een altijd open regenvanger en op een wateroppervlak. Lewis (1983) toont echter aan, dat dit niet het geval hoeft te zijn. Hij nam (in Colorado, VS) een aanzienlijk hogere atmosferische depositie van Na, K, Ca, Cl,  $\text{HCO}_3$  en  $\text{SiO}_2$  en vreemd genoeg een lagere depositie van  $\text{SO}_4$  op een wateroppervlak waar.

		DWL-gemiddeld			PWN-gemiddeld			DWL-incidenteel		
		atm. dep <sup>1</sup>	opp. bel. <sup>2</sup>	% $\Delta\bar{C}$	atm. dep <sup>3</sup>	opp. bel. <sup>4</sup>	% $\Delta\bar{C}$	atm. dep <sup>1</sup>	opp. bel. <sup>2</sup>	% $\Delta\bar{C}$
Cl <sup>-</sup>	*	35,5	7688	+0,3	61,4	47311	-0,1	706	9424	+2,1
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	<1	22816	-0,2	<1	38456	-0,2	-	-	-
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	*	21,8	8221	+0,1	24,1	23023	-0,1	151	8353	-3,4
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	10,3	1922	+0,4	9,7	4402	+0	43,4	3652	-1,1
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	*	0,29	9,9	+2,6	0,11	10,1	+0,9	2,65	<3,8	+70
PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	*	1,30	21,1	+6,0	0,25	139	-0	6,56	26,5	+20,6
F <sup>-</sup>	*	0,12	47,1	+0,1	0,44	83,5	+0,4	0,19	-	-
<hr/>										
H <sup>+</sup>	**	0,076	0,003	+2796	0,100	0,020	+497	1,79	0,004	+43800
Na <sup>+</sup>	*	18,8	4675	+0,2	33,6	25553	-0,1	404	6324	+1,0
K <sup>+</sup>	*	1,54	632	+0,1	1,82	1973	-0,1	15,1	784	-3,2
Ca <sup>++</sup>	*	8,3	9015	-0,1	4,8	22163	-0,2	24,5	9300	-4,8
Mg <sup>++</sup>	*	2,5	1054	+0,1	4,4	2884	-0	48,3	1091	-0,9
Fe <sup>6</sup>	*	0,17	9,9	+1,5	0,28	58,2	+0,3	0,54	2,48	+24,5
Fe <sup>7</sup>	*	-	9,9	-	4,0 k	58,2	+6,9	-	-	-
Mn	*	0,09	6,2	+1,3	0,12	38,0	+0,1	0,27	<3,8	>8
<hr/>										
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	4,9	17,4	+28	3,5	293	+1,0	19,5	27,3	+65,7
SiO <sub>2</sub>	*	<0,4m	595	-0,2	<0,4m	1645	-0,2	-	-	-
PO <sub>4</sub> <sup>-tot</sup>	*	-	-	-	0,45	223	+0	-	-	-
KMnO <sub>4</sub>	*	15,9	1699	+0,8	13,3	6148	+0	63,9	1468	+0,8
TOC	*	5,4	682	+0,6	3,9	1543	+0,1	25,6	799	+1,7

\* = depositie en belasting in mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>; \*\* = depositie en belasting in µg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>; 1 = RID-meetpunt Scheveningen van juli 1978 t/m december 1981 (zie tabel 7.1); 2 = berekening gebaseerd op Maaswateraanvoer van 1978-1980 (zie tabel 6.1) en h<sub>i</sub> = 124 mm/d; 3 = RID-meetpunt Heemskerk (pompsation Wijk aan Zee) van juli 1978 t/m december 1981 (zie tabel 7.1); 4 = berekening gebaseerd op WRK-aanvoer van 1969-1973 (zie tabel 6.1) en h<sub>i</sub> = 253 mm/d; 5 = als 2 doch zelfde periode als atm. dep.; 6 = opgelost; 7 = opgelost + onopgelost; k = PWS-meetpunt Castricum 1974-1975 (zie tabel 7.1); m = ontleend aan Stuyfzand (in voorbereiding)

Tabel 8.8 - De atmosferische depositie (atm. dep.), belasting door aangevoerd oppervlaktewater (opp.bel.) en de procentuele concentratieverandering in aangevoerd oppervlaktewater door atmosferische depositie en verdamping (% $\Delta\bar{C}$ ) voor 3 situaties: (a) bij de DWL, gemiddeld over 1978-1980 (het gemiddelde % $\Delta\bar{C}$  is relatief hoog); (b) bij het PWN-Castricum, gemiddeld over 1969-1973 (het gemiddelde % $\Delta\bar{C}$  is relatief laag); en (c) bij de DWL, gemiddelde van 2 weken met een incidenteel optredende zeer hoge atmosferische depositie

Daarnaast is het zeer waarschijnlijk, dat de gedeponeerde vogelexcementen op een regenvanger volstrekt niet representatief zijn voor een groot wateroppervlak. Voorgaande houdt in, dat het nu volgende slechts een eerste, ruwe benadering vormt.

### 8.5.2.2 Berekening kwaliteitsverandering

De procentuele concentratieverandering in infiltratiemiddelen ten gevolge van atmosferische depositie en verdamping (% $\Delta C$ ) bedraagt:

$$\% \Delta C = 100 \frac{[f C_m - C_{in}]}{C_{in}} \quad [\%] \quad (8.1)$$

waarin:

$f$  = de concentratiefactor t.g.v. verdamping (zie vergelijking 4.3 en 4.3a en tabel 4.1 bij % $E_o$ );  $C_{in}$  = concentratie in het aangevoerde oppervlaktewater;  $C_m$  = concentratie in het mengsel van aangevoerd oppervlaktewater met regenwater en/of met droge depositie, die verondersteld wordt op te lossen.

De term  $C_m$  kan berekend worden volgens

$$C_m \cong 0,01 [\% p C_p + (100 - \% p) C_{in}] \quad (8.2)$$

waarin:

$\% p$  = het percentage bijgemengd regenwater in infiltratiemiddelen (zie 4.1) en tabel 4.1);  $C_p$  = concentratie in regenwater (= atm. dep./ $h_p$ ; zie par. 7.2.1 en tabel 7.1).

Op afstand  $x = 0,632L$  in een infiltratiemiddel of in in-serie-geschakelde infiltratiemiddelen wordt de gemiddelde waarde van  $C_m$  (=  $\bar{C}_m$ ) en  $f$  (=  $\bar{f}$ ) gevonden (zie par. 4.3.3). Hiervoor geldt:

$$\bar{C}_m = \frac{(h_p C_p + h_{in} C_{in})}{(h_p + h_{in})} \quad (8.3)$$

$$\bar{f} = (h_{in} + h_p + E_o) / (h_p + h_{in}) \quad (8.4)$$

Invulling van (8.3) en (8.4) in (8.1) geeft

$$\% \Delta \bar{C} = 100 \left\{ \frac{(h_{in} + h_p + E_o)(h_p C_p + h_{in} C_{in})}{C_{in} (h_{in} + h_p)^2} - 1 \right\} \quad (8.5)$$

Opgemerkt wordt, dat de vergelijkingen (8.1) t/m (8.3) en (8.5) niet gelden voor stoffen of parameters, die zich bij menging niet conservatief gedragen. Dit zijn vooral de pH (t.g.v. een zeer sterke buffering door het  $\text{CO}_2\text{-Ca-H}_2\text{O}$ -evenwicht) en in mindere mate het EGV.

Met behulp van (8.5) is de gemiddelde procentuele concentratieverandering  $\% \bar{\Delta C}$  berekend voor de in par. 8.5.2.1 genoemde situaties a, b en c. Resultaten van de berekening staan in tabel 8.8. Schattingen van  $E_o$ -waarden voor tweewekelijkse perioden (geval c) zijn ontleend aan Buishand & Velds (1980). Een bespreking van tabel 8.8 volgt in par. 8.5.2.3.

Het  $\% \Delta C$  voor de in par. 8.5.2.1 genoemde situatie d bedraagt:

$$\% \Delta C = 100 [f-1] = \% E_o = \left\{ \frac{100 E_o}{h_{in}} \right\} \cdot \ln \frac{L}{L-x} \quad (8.6)$$

hetgeen volgt uit (8.1) door  $C_m = C_{in}$  te stellen (immers  $h_p = 0$ ). Invulling in (8.6) van  $E_o = 5 \text{ mm/d}$  (een realistische waarde voor de maanden juni t/m augustus; zie Buishand en Velds, 1980) en  $h_{in} \text{ LDM} = 106 \text{ mm/d}$ , levert voor  $x = 0,7L$  een  $\% \Delta C = 5,7$  op en voor  $x = 0,9L$  een  $\% \Delta C = 10,9$ . De gevolgen in een dergelijke situatie worden tevens besproken in par. 8.5.2.3.

### 8.5.2.3 Resultaten

Op grond van de resultaten van berekening gepresenteerd in tabel 8.8 (situaties a t/m c) en in par. 8.5.2.2 ten aanzien van situatie d, kan het volgende geconcludeerd worden:

(1) gemiddeld over lange perioden en over alle infiltratiemiddelen is het gecombineerde effect van atmosferische depositie en verdamping te verwaarlozen ten aanzien van alle in tabel 8.8 beschouwde parameters, behalve ten aanzien van  $\text{PO}_4$ -ortho, Fe en  $\text{NH}_4$  ( $\% \bar{\Delta C} > 5 \%$ ).  $\text{PO}_4$ -ortho en  $\text{NH}_4$  kunnen wel verwaarloosd worden indien het aangevoerde oppervlaktewater hiermee vrij sterk belast is, zoals in geval van het PWN-Castricum tussen 1969-1973. Zijn er echter veel vogels, dan geldt conclusie 3. Lost de niet-opgeloste fractie van atmosferisch aangevoerd Fe niet in de infiltratiemiddelen op, dan kan tevens Fe verwaarloosd worden;

(2) gemiddeld over alle infiltratiemiddelen en over een periode van circa 2 weken met een incidenteel zeer hoge atmosferische depositie

bij een relatief lage oppervlaktewaterbelasting (DWL), kan het gecombineerde effect van atmosferische depositie en verdamping verwaarloosd worden ten aanzien van alle in tabel 8.8 beschouwde parameters, behalve ten aanzien van  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PO}_4$ -ortho, Fe, Mn en  $\text{NH}_4$  ( $\% \Delta \bar{C} = 8-70 \%$ );

(3) met een nog veel hogere relatieve concentratieverhoging van  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_2$  en  $\text{PO}_4$  moet rekening gehouden worden in delen van een infiltratiegebied met veel vogels, bijvoorbeeld waar meeuwenkolonies zijn. Deze bestanddelen zijn immers vooral afkomstig van voegelexcrementen (zie par. 7.1.4). Belangrijk is, dat meeuwen zich elders voeden;

(4) bij defosfatering van het te infiltreren oppervlaktewater en bij lage infiltratiesnelheden (zoals bij de DWL) kunnen atmosferisch  $\text{PO}_4$  en  $\text{NH}_4$  een wezenlijke bijdrage vormen in de belasting hiermee van het infiltratiewater;

(5) vooral tijdens langdurige droogte in de zomermaanden kan op afgelegen plaatsen in infiltratiemiddelen met een geringe infiltratiesnelheid, alleen al door verdamping een aanzienlijke concentratieverhoging van alle opgeloste bestanddelen ontstaan. Bij de LDM bijvoorbeeld kan dit oplopen tot circa 11 % op plaatsen waar  $x = 0,9L$ . Door droge depositie zal dit percentage in werkelijkheid nog hoger zijn.

Bovenstaande conclusies op grond van berekeningen worden gedeeltelijk bevestigd door waarnemingen, namelijk ten aanzien van de verhoging van Fe bij pand 5 van het PWN (zie deelrapport 1), ten aanzien van de verhoging van  $\text{PO}_4$ -ortho bij pan 8.1 van de DWL (zie tabel 8.5) en ten aanzien van de verhoging tijdens het zomerhalfjaar van Cl (en zeer waarschijnlijk ook  $\text{SO}_4$ , Na en Mg) onder andere bij pand 5 van het PWN en pan 13 van de DWL (zie tabel 8.6). De interactie met biomassa en bodemmateriaal maskeert echter in de meeste gevallen een manifestatie van de door atmosferische depositie en verdamping veroorzaakte verhoging van vooral  $\text{PO}_4$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_2$  en Fe.

### 8.5.3 Uitwisseling van $\text{O}_2$ en $\text{CO}_2$ met de atmosfeer

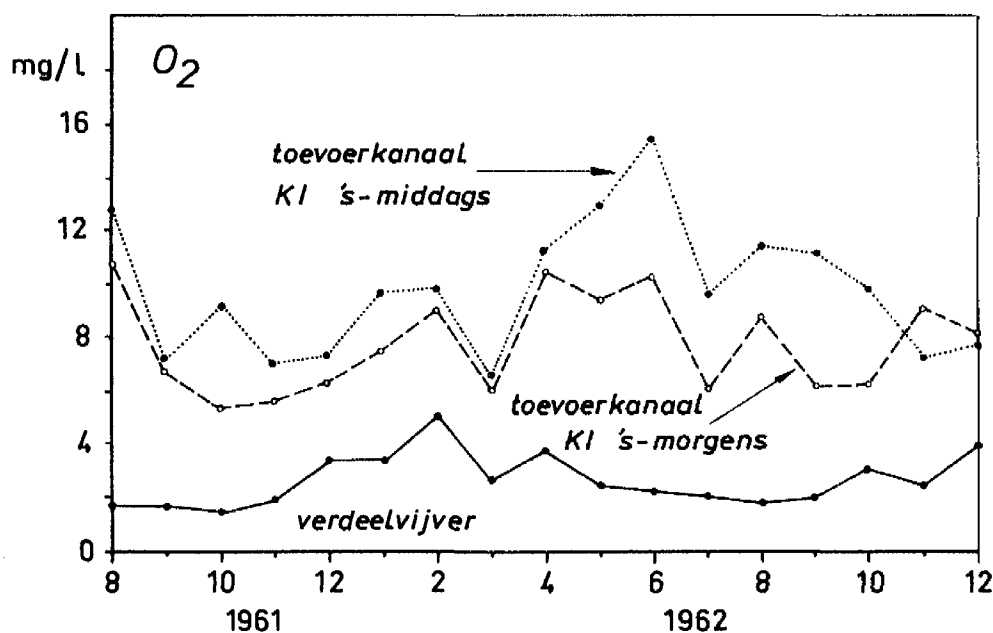
Een toename van de  $\text{O}_2$ -concentratie en een afname van de  $\text{CO}_2$ -concentratie, waardoor de pH toe- en TIC afneemt, zijn gedeeltelijk het



gevolg van spontane gasuitwisseling van het oppervlaktewater in de infiltratiemiddelen met de atmosfeer. De geringe diepte van de infiltratiemiddelen draagt hieraan in belangrijke mate bij.

Bij GW en het PWN zorgt een overstort vóór intrede in de geulen respectievelijk panden voor kunstmatige gasuitwisseling.

Een kwantificering van het aandeel van gasuitwisseling in de  $O_2$ - en pH-toename alsmede in de  $CO_2$ -afname wordt bemoeilijkt door het vrijwel altijd optreden van fotosynthetische zuurstofproductie gepaard gaande met  $CO_2$ -assimilatie dan wel zuurstofverbruik gekoppeld aan  $CO_2$ -productie (reactie 8.7 respectievelijk van links naar rechts en van rechts naar links). Figuur 8.6 illustreert het belang hiervan: zelfs tijdens een zeer korte verblijftijd van circa  $2\frac{1}{2}$  uur in een toevoersloot van GW, eist de fotosynthetische zuurstofproductie minstens 30 % van de  $O_2$ -toename op. Hierbij wordt ervan uitgegaan, dat het verschil in  $O_2$ -gehalte van het water 's-morgens en 's-middags geheel door fotosynthese wordt veroorzaakt.



Figuur 8.6 - Verloop in het  $O_2$ -gehalte in het water van toevoersloot Kl van GW, zowel 's-morgens als 's-middags, alsmede van de verdeelvijver (gewijzigd naar Van Haaren, 1963). Afstand verdeelvijver tot Kl = 4,3 km. Reistijd over dit traject = 2,5 uur.

Het bereiken van evenwicht van aangevoerd water met de atmosferische  $CO_2$ -spanning ( $\approx 0,00033$  atm), zou zonder evenwicht met kalk leiden tot een pH van 8,5-8,7, een SI van 0,85-1,0 en een verlaging van TIC met 5-25 %, louter door  $CO_2$ -verlies (zie fig. 8.7 A  $\rightarrow$  B). Dit is voor de gemiddelde samenstelling van Rijnwater (met meer en minder voorzuivering) en Maaswater tijdens de periode oktober t/m

maart berekend m.b.v. het reactiesimulatieprogramma PHREEQE van Parkhurst et al (1980).

Uit fig. 8.4 volgt echter, dat tijdens de periode december t/m februari, met een zeer beperkte fotosynthese bij 3-5 °C, zelfs aan de uiteinden van pan 13,1 geen pH >8-8,2 wordt gehaald. Omdat HCO<sub>3</sub>- en Ca-analyses op dit meetpunt ontbreken en de pH zowel door kalkneerslag (B → C of B → D in fig. 8.7) als CO<sub>2</sub>-afgifte door bodemslib weer daalt, kan niet worden vastgesteld hoeveel CO<sub>2</sub> er aan de atmosfeer wordt afgestaan.

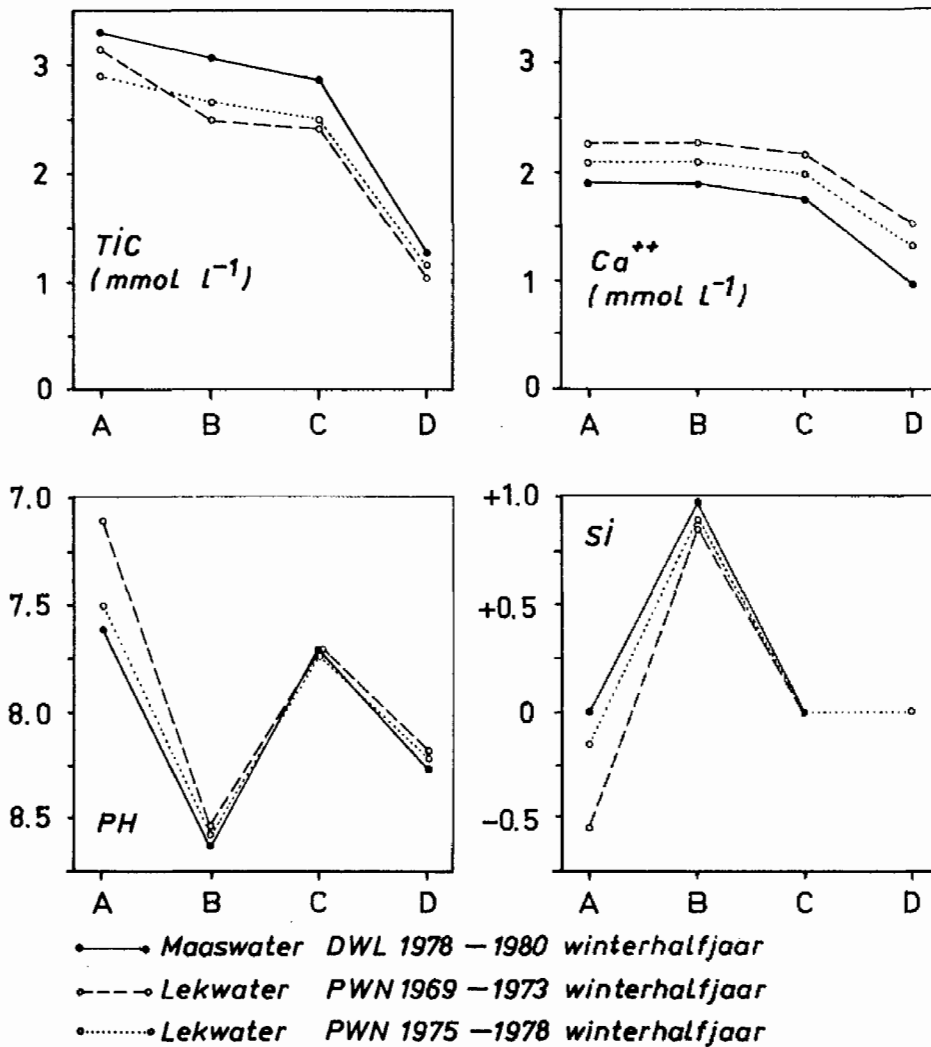
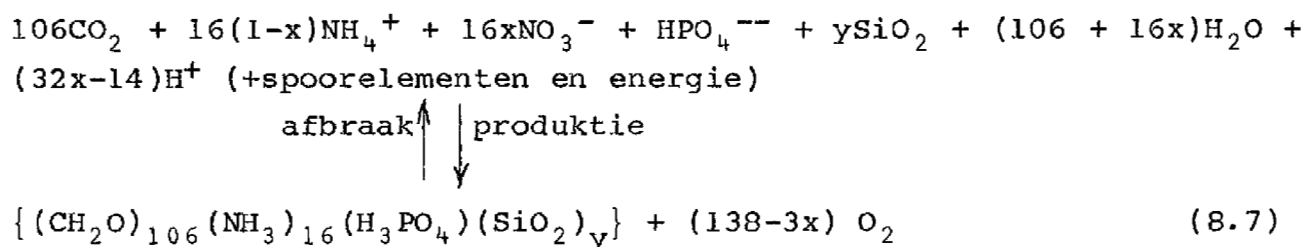


Fig. 8.7 - Kwaliteitsontwikkeling van aangevoerd Rijn- en Maaswater (A) bij achtereenvolgens het bereiken van evenwicht met de atmosferische CO<sub>2</sub>-spanning zonder kalkevenwicht (B), het hierna onmiddellijk bereiken van evenwicht met kalk zonder evenwichtsinstelling met de atmosferische CO<sub>2</sub>-spanning (C) en tenslotte evenwicht met zowel de atmosferische CO<sub>2</sub>-spanning als kalk (D).

### 8.5.4 Opslag in biomassa

In vrijwel alle infiltratiemiddelen is sprake van een zeer hoge biologische activiteit met een geprononceerde jaarlijkse gang (zie fig. 8.4). Zij bestaat vooral uit een sterke fytoplankton- en (wier)flapgroei, gepaard gaande met een zoöplanktonontwikkeling (Hoekstra, 1974; Van Dijk 1979; Schmale, 1980). Van belang zijn tevens hogere waterplanten, voornamelijk nutriëntminnende soorten, waarvan riet de belangrijkste is (zie fig. 8.8).

De toename van de biomassa van algen (vooral tijdens het zomerhalfjaar) kan beschreven worden met de volgende reactievergelijking:



waarin  $0 < x < 1$ ;  $y < 3,3$  voor niet-diatomeeën en  $3,3 < y < 94$  voor diatomeeën.

Deze reactievergelijking is gelijk aan die gegeven door Stumm & Morgan (1981), evenwel met onderscheid tussen  $\text{NH}_4$  en  $\text{NO}_3$  en met toevoeging van de component  $\text{SiO}_2$ , waarbij de reactiecoëfficiënt  $y$



Figuur 8.8 - Rietbegroeiing langs de oever van infiltratiemiddelen: een kenmerkend verschijnsel (foto: drs. E.A.J. Wanders; DWL).

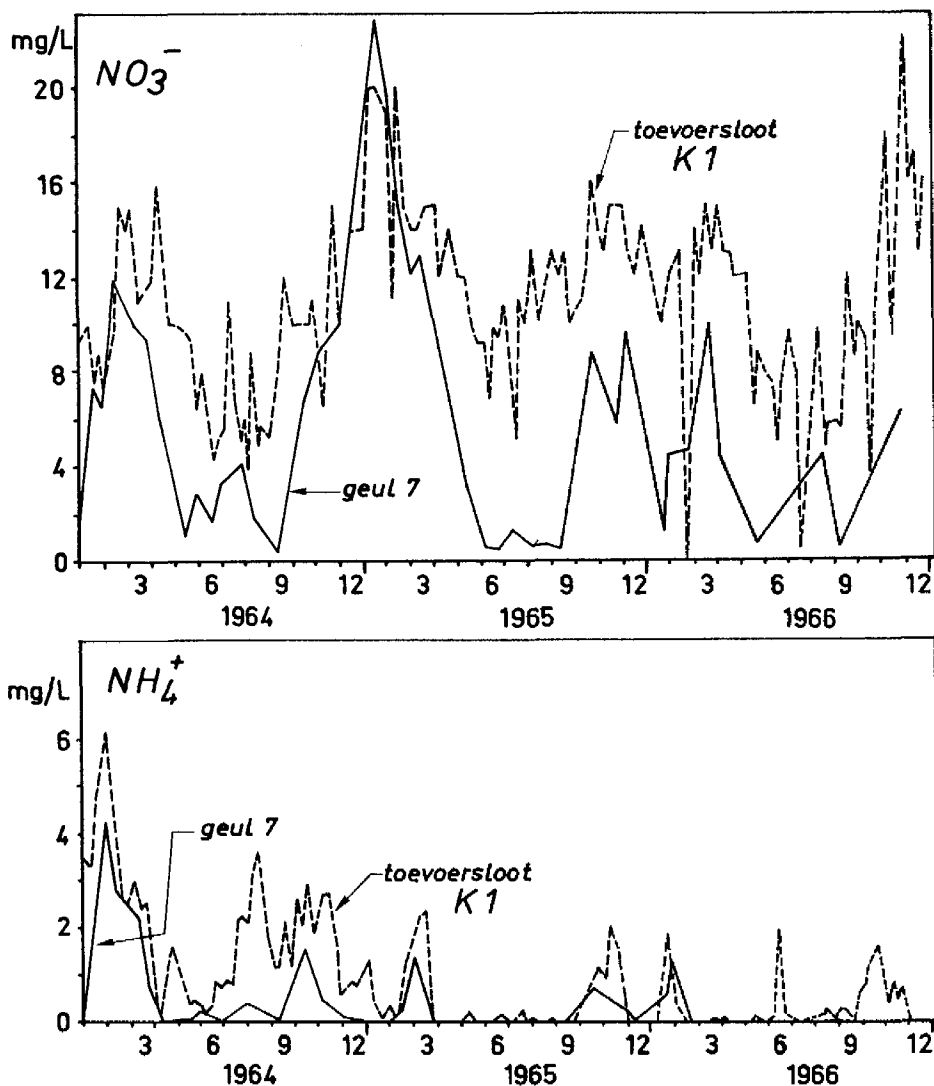


Fig. 8.9 - Verloop van  $\text{NO}_3^-$  en  $\text{NH}_4^+$  in de toevoersloot K1 en in infiltratiegeul 7 na 9 dagen verblijf in de in-serie-geschakelde geulen 4 t/m 7 van GW

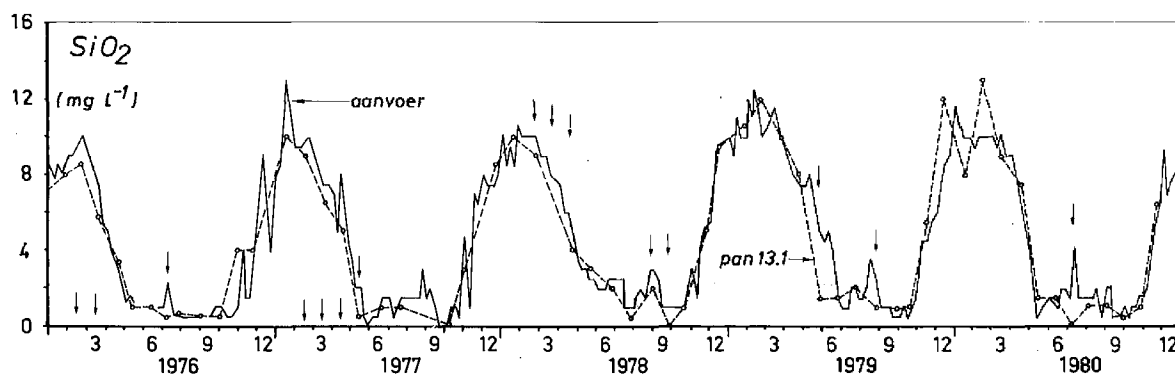


Fig. 8.10 - Verloop van  $\text{SiO}_2$  in de aanvoer en na  $< 1$  dag in pan 13.1 van de DWL. Perioden met een waarneembare  $\text{SiO}_2$ -afname door diatomeeën-bloei zijn met een pijl gemarkeerd

gebaseerd is op een (droog) gewichtspercentage van  $\text{SiO}_2$  in diatomeeën van 5-60 % volgens Golterman (1975). In plaats van  $\text{CO}_2$  kunnen ook  $\text{HCO}_3$  en  $\text{CO}_3$  worden opgenomen.

Zoals gesteld in par. 8.5.1 overheersen de effecten van de fotosynthetische produktie (reactie 8.7 naar rechts) op de watersamenstelling in infiltratiemiddelen over die van afbraak (reactie 8.7 naar links). Het is derhalve niet verwonderlijk, dat er ook gemiddeld en niet alleen tijdens het zomerhalfjaar een verlaging optreedt van TIC,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{SiO}_2$  en  $\text{PO}_4$  en een verhoging van de pH en  $\text{O}_2$  (tot boven de verzadiging met de lucht). De concentraties van  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{PO}_4$ -ortho en  $\text{SiO}_2$  kunnen op meer afgelegen plaatsen in infiltratiemiddelen incidenteel zelfs tot nul naderen, zodat voor verdere ontwikkeling van biomassa tekorten ontstaan (zie resp. fig. 8.9, 8.5 en 8.10).

#### 8.5.5 Ontharding

Verse kalkkorsten zijn de afgelopen jaren door duikers omhooggebracht van de bodem van infiltratiepannen bij de DWL (Hoekstra, mond. meded.). Zij vormen het bewijs van een aldaar optredende ontharding van het infiltratiewater door kalkneerslag, in elk geval in die jaren. Een verlaging van het gehalte aan Ca en TIC in pan 13 gedurende de periode 1978-1980, alsmede de berekende oververzadiging ( $\text{SI} > 0$ ) ten opzichte van calciëten zijn hiermee in overeenstemming (tabel 8.1 en 8.6).

Hoewel het aangevoerde oppervlaktewater bij de DWL vóór 1976 (en bij het PWN en GW vóór 1978) onderverzadigd was ten opzichte van calciëten ( $\text{SI} < 0$ ), moet er ook toen bij de DWL ontharding zijn opgetreden, zij het op meer afgelegen plekken in de infiltratiemiddelen. Hiervan getuigen de cijfers uit 1964 in tabel 8.2 en fig. 8.2.

De hoofdoorzaken van de ontharding zijn zeer waarschijnlijk de sterke pH-verhoging als gevolg van algengroei,  $\text{CO}_2$ -ontwijking (zie fig. 8.7) en in mindere mate de groei van macrophyten (zie (8.7) en fig. 8.4). Vooral op afgelegen punten van infiltratiemiddelen kunnen tijdens het zomerhalfjaar als nevenoorzaken verdamping en opwarming belangrijk zijn. Tijdens het winterhalfjaar treedt meestal geen ontharding op ten gevolge van (1) een geringere biologische

activiteit, (2) een lagere kalkverzadigingsindex van het aangevoerde oppervlaktewater (zie tabel 8.6), (3) een geringere verdamping en (4) geen verwarming in infiltratiemiddelen.

Het kalkneerslag bestaat vrijwel zeker uit puur calciet ( $\text{CaCO}_3$ ), daar de Mg/Ca-verhouding van de aangevoerde oppervlaktewateren te laag is (0,2-0,3 op mol-basis) voor de vorming van aragoniet, Mg-calciet of dolomiet (Müller et al, 1972).

De oorzaak van de soms hoge mate van oververzadiging ten opzichte van calciet (een SI > 1,0 is door Nooijen (1983) waargenomen), is vermoedelijk vooral gelegen in de aanwezigheid van oppervlakte-inhibitoren voor nucleatie (Mg,  $\text{PO}_4$  of organische verbindingen; zie bijvoorbeeld Kelts en Hsu, 1978). Een gebrek aan nucleatiekernen lijkt onwaarschijnlijk. Coprecipitatie van  $\text{PO}_4$  met calciet is zeer wel mogelijk, daar dit ook elders is vastgesteld (zie bijvoorbeeld Murphy et al., 1983). Een andere consequentie van ontharding kan een verlaging van het EGV zijn.

#### 8.5.6 Microbiologische afbraak

Door de goede zuurstofhuishouding in de ondiepe infiltratiemiddelen is een kwaliteitsverbetering als gevolg van microbiologische processen in principe mogelijk. Oskam (1983) onderscheidt de volgende processen:

- (1) aerobe afbraak van organische verbindingen (mineralisatie) door heterotrofe bacteriën;
- (2) afsterving van (fecale) bacteriën en virussen;
- (3) oxydatie van ammonium tot nitraat door nitrificerende bacteriën; en
- (4) een verlaging van het nitraatgehalte.

Belangrijke randvoorwaarden hierbij zijn:

- (a) de temperatuur, in verband met de reactiesnelheid (deze neemt dikwijls bij elke graad temperatuurstijging met 7-10 % toe) en
- (b) het gehalte aan zwevende stof, in verband met het feit, dat veel bacteriële processen zich bij voorkeur afspelen aan vaste oppervlakken.

De belangrijkste manifestatie van genoemde microbiologische processen is vermoedelijk de sterke smaakverbetering (zie tabel 8.1-8.7). Daarnaast kan mogelijk ook een belangrijk deel van de afname van

het totaal aan anorganische stikstof-ionen ( $\Sigma N$ ; zie tabel 8.1-8.7) worden toegeschreven aan microbiologische afbraak. In onderstaande wordt dit nader toegelicht.

### Smaakverbetering

Processen, verantwoordelijk voor de smaakverbetering in infiltratiemiddelen, zijn zeer waarschijnlijk identiek aan die gesignaleerd in spaarbekkens. Oskam (1980) noemt (a) de verdamping van vluchtige smaakstoffen, (b) biochemische oxydatieprocessen, (c) adsorptie aan bezinkende zwevende stof (bijvoorbeeld van olie) en (d) chemische processen als hydrolyse- en fotolysereacties.

Een grote temperatuursafhankelijkheid van de smaakverbetering wijst volgens Rook & Oskam (1970) op een groot aandeel hierin van biodegradatie van smaakstoffen. Dit werd geconstateerd voor Rijnwater in het Berenplaat Spaarbekken, met name in de periode 1966-1968. De laatste jaren treedt hier echter het aspect van de biologische afbraak minder op de voorgrond, onder andere als gevolg van een kwaliteitsverbetering van het ingenomen rivierwater (Oskam, 1980). Ook in de in-serie-geschakelde infiltratiegeulen van GW kan voor de periode 1964-1966 een fraaie temperatuursafhankelijkheid van de smaakverbetering worden vastgesteld (fig. 8.11): de verwijdering van smaakstoffen verloopt tijdens het winterhalfjaar (temperatuur = 7 °C) langzamer (vooral in het begin) dan tijdens het zomerhalfjaar (temperatuur = 17 °C). De vertraging in de beginfase van de verwijdering tijdens het winterhalfjaar houdt mogelijk verband met het feit, dat adequate bacteriën eerst nog moeten groeien (zie Rook & Oskam, 1970). Voor het zomerhalfjaar kan uit fig. 8.11 een afbraakconstante  $k = 0,07 \text{ dag}^{-1}$  worden berekend, uitgaande van propstroming en een 1e orde afbraakproces. Hiervoor geldt namelijk, dat

$$C_t = C_o e^{-kt} \quad (8.8)$$

waarin  $C_t$  = concentratie op tijdstip  $t = t$  (dagen) en  $C_o$  = concentratie op tijdstip  $t = 0$ .

Genoemde waarde is bijna de helft van die berekend door Oskam (1983) voor Rijnwater in het spaarbekken de Berenplaat tijdens de zomerperiode 1967. Dit wordt mogelijk veroorzaakt door een voorzuivering van het Lekwater door de WRK, resulterend in verwijdering

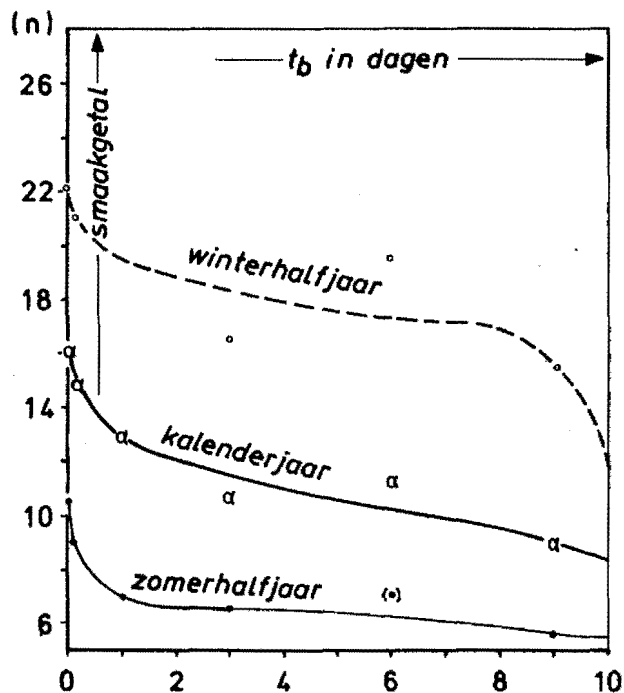


Fig. 8.11 - Verloop in smaakgetal van Lekwater bij toenemende verblijftijd in de in-serie-geschakelde geulen IG4-7 van GW, gemiddeld over de periode 1964-1966 voor het kalenderjaar, zomer- en winterhalfjaar.  $t_b = 0$  in de verdeelvijver;  $t_b = 0,1$  in de toevoersloot bij het meetpunt K1

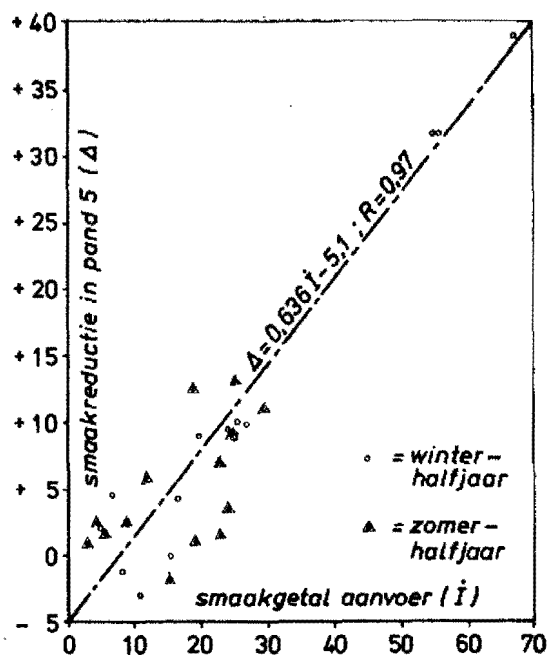


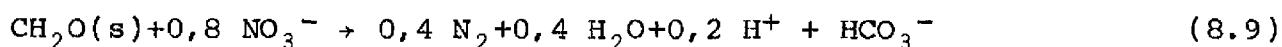
Fig. 8.12 - Verband tussen halfjaarlijkse gemiddelden van het smaakgetal van ingelaten Lekwater en de smaakreductie in pand 5 van het PWN, in de periode 1960-1967



van gemakkelijker afbreekbare smaakstoffen. Fig. 8.12 suggereert een lineair, positief verband tussen de concentratie van smaakstoffen in het aangevoerde water en de reductie hiervan, optredend in infiltratiemiddelen, i.c. pand 5 van het PWN.

#### Afname van $\Sigma N$

Processen verantwoordelijk voor de afname van het totaal aan anorganische stikstof-ionen ( $\Sigma N$ ) zijn vooral de opslag in biomassa (par. 8.5.4) en denitrificatie. Waarschijnlijk kan adsorptie aan bezinkende zwevende stof en het ontwijken van ammoniak (par. 8.5.1) verwaarloosd worden. Denitrificatie kan beschouwd worden als de dissimilatorische nitraatreductie oftewel het gebruik van  $\text{NO}_3^-$  in plaats van  $\text{O}_2$  door bacteriën ter oxydatie van organische stof. Geschematiseerd:



Aangenomen wordt, dat dit proces slechts plaatsvindt onder zuurstofarme omstandigheden ( $\text{O}_2 < 0,5-1 \text{ mg/l}$ ), aan en in het bodemslib of (geresuspendeerde) zwevende stof. Door de geringe diepte van de infiltratiemiddelen zal resuspensie van bodemmateriaal frequent optreden. De kwaliteitsverandering bij infiltratie door het bodemslib leert ons, dat er inderdaad een vrijwel volledige denitrificatie kan optreden (zie hoofdstuk 9). Een kwantificering van het aandeel van denitrificatie in de  $\Sigma N$ -afname is haast onmogelijk. Uit fig. 8.13 volgt, dat de  $\Sigma N$ -afname sterk temperatuursafhankelijk is. Tijdens het winterhalfjaar (temperatuur =  $7^\circ\text{C}$ ) is de afname geringer en aanvankelijk veel langzamer. Dit komt zowel door een verminderde algengroei als door een geringere denitrificatie bij lage temperaturen. Figuur 8.14 toont eveneens een geringere  $\Sigma N$ -afname tijdens het winterhalfjaar, ondanks een dan juist hoger  $\Sigma N$ -gehalte van het ingelaten Lekwater. Er lijkt een zeer zwak negatief verband te bestaan tussen de  $\Sigma N$ -aanvoer en  $\Sigma N$ -afname.

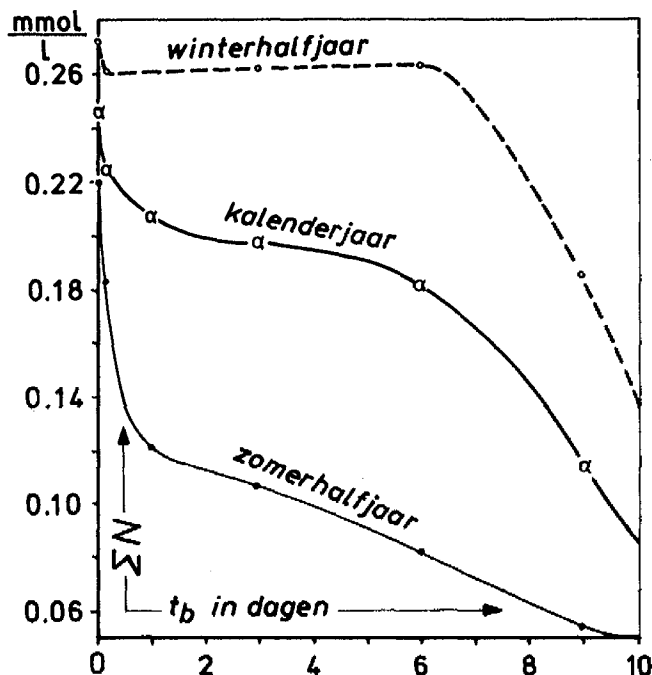


Fig. 8.13 - Verloop in totaal anorganisch ionisch stikstof ( $\Sigma N$ ) van Lekwater bij toenemende verblijftijd in de in-serie-geschakelde geulen IG4-7 van GW, gemiddeld over de periode 1964-1966, voor het kalenderjaar, zomer- en winterhalfjaar

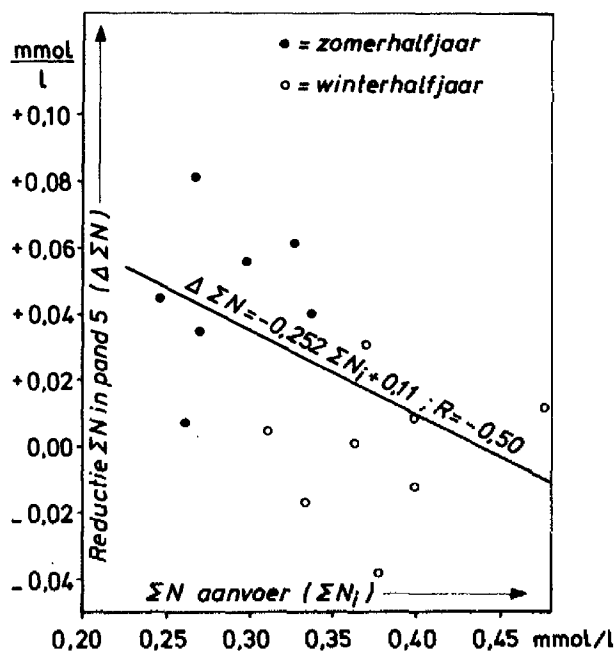


Fig. 8.14 - Verband tussen totaal anorganisch ionisch stikstof ( $\Sigma N$ ) van ingelaten Lekwater en  $\Sigma N$ -reductie in pand 5 van het PWN, voor zomer- en winterhalfjaren te zamen in de periode 1969-1976

9.1 InleidingFactoren

Vanaf het moment van infiltratie verandert het oppervlaktewater van samenstelling onder invloed van interacties met achtereenvolgens bodemslib, het eerste watervoerend pakket (WVP) en eventueel het eerste slecht doorlatend pakket (SDP) en 2e WVP (zie fig. 2.1). Belangrijke factoren hierbij zijn, ongeveer in volgorde van het doorlopen van het proces:

- (a) de kwaliteit van het infiltrerende water (onder andere de eutrofie, de kalkagressiviteit, ionsterkte en mate van afwijking van oorspronkelijk duinwater);
- (b) de aard en hoeveelheid van bodemslib (onder andere afhankelijk van de mate van voorzuivering en slibverwijdering);
- (c) de samenstelling van het doorstroomde pakket (vooral het gehalte aan organische stof, ijzersulfiden en klei);
- (d) de tijd, in het perspectief van de verblijftijd ondergronds en de verstreken tijd sinds de start van kunstmatige infiltratie;
- (e) de afstand, die ondergronds moet worden afgelegd, vooral m.b.t. de mate van contact met het doorstroomde pakket; en
- (f) de temperatuur, vooral van belang voor de ligging van evenwichten en reactiekinetiek.

Indeling in hydrogeochemische systemen

Voor een beter begrip van de aard van de kwaliteitsverandering en de hieraan ten grondslag liggende processen, is het nuttig de volgende hydrogeochemische systemen te onderscheiden:

- (1) het (sub)oxische le WVP, waarin water weinig interactie vertoont met organische stof en met ijzersulfiden, door afwezigheid of slechts een (zeer) geringe ontwikkeling van bodemslib, veen of humeuze horizonten. Het water bevat nog  $O_2$  en  $NO_3$  (oxisch) of alleen  $NO_3$  (suboxisch);
- (2) het anoxische le WVP, gekenmerkt door een sterke interactie van water met organische stof. Het water bevat geen  $O_2$  noch  $NO_3$ , terwijl  $SO_4$  stabiel is of gereduceerd wordt;
- (3) het le SDP, waar nitraatloos, dus anoxisch grondwater in contact komt met kleihoudende, ondiep mariene en lagunaire afzettingen

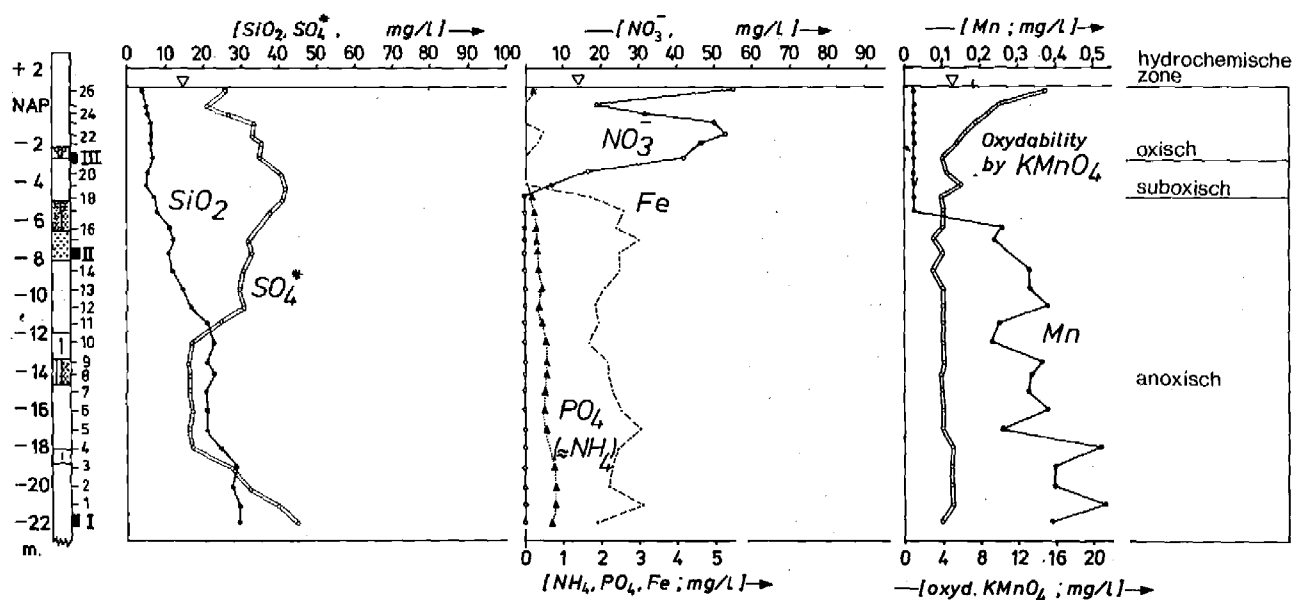
(zie par. 5.2); en

(4) het 2e WVP, waar nitraatloos, dus anoxisch grondwater betrekkelijk weinig van samenstelling verandert, tenzij het - zoals bij de DWL - brak tot zout grondwater verdringt (Stuyfzand, in voorbereiding).

"Anoxisch" onderscheidt zich verder van "(sub)oxisch" door een hogere mobiliteit c.q. mobilisatie van vooral Fe, Mn,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{PO}_4$  en  $\text{SiO}_2$ . Het met behulp van minifilters onderzochte verloop van de kwaliteit van duinwater met de diepte illustreert dit fraai (zie fig. 9.1).

### Inhoud van dit hoofdstuk

In dit hoofdstuk worden eerst de kwaliteitsveranderingen bij bodempassage in de eerste 3 genoemde hydrogeochemische systemen besproken, achtereenvolgens in par. 9.2 t/m 9.4. Het 1e WVP krijgt hiervan de meeste aandacht in verband met doorstroming van de grootste hoeveelheid teruggewonnen geïnfiltreerd oppervlaktewater (globaal ca. 80 %) en de grootste beschikbaarheid van waarnemingen. Ruwweg 20 % van het teruggewonnen, geïnfiltreerde oppervlaktewater is in contact getreden met het 1e SDP (zie deelrapport 1 en 2). De accumulatie van stoffen wordt behandeld in par. 9.5. Vervolgens komen de processen, die verantwoordelijk zijn voor de geconstateerde kwaliteitsveranderingen, aan de orde in par. 9.6. Een kwantificering hiervan en modellering in par. 9.7 sluit dit hoofdstuk af.



Figuur 9.1 - Mobilisatie van Fe, Mn,  $\text{PO}_4$ ,  $\text{NH}_4$  en  $\text{SiO}_2$  in anoxisch duinwater met een  $\text{NO}_3^-$ -gehalte  $< 1 \text{ mg L}^{-1}$  (gewijzigd naar Stuyfzand, 1984f). Locatie = minifilterboring 24H.470 in de Amsterdamse Duinwaterwinplaats. De pH varieert van 7.5-7.9

Behandeld worden hier slechts de kwaliteitsveranderingen bij bodempassage, zoals geconstateerd aan de hand van waarnemingsputten, dus op stroomdraadniveau. Correcties voor menging van verschillende watersoorten zijn hier niet strikt noodzakelijk, vanwege een relatief grote kans op bemonstering van homogeen water dankzij de korte filterlengte (zie par. 4.3. en 4.7). Van elke aan de orde komende waarnemingsput zijn vermeld de afstand, die een waterdeeltje ondergronds moet afleggen, de hiervoor benodigde reistijd en het aantal malen doorstroming van het totale poriënvolume (ADP), sinds de start van kunstmatige infiltratie, berekend volgens:

$$ADP = \frac{\text{totale infiltratieperiode}}{\text{reistijd ondergronds van water (of Cl}^{-}\text{)}}$$

## 9.2 Het (sub)oxische eerste watervoerend pakket

### 9.2.1 Gemiddelde kwaliteitsveranderingen

Algemene tendensen in kwaliteitsverandering bij vrijwel voltooide bodempassage zijn af te leiden uit tabel 9.1. Hierin is de over meerdere jaren gemiddelde samenstelling van geïnfiltreerd Lek- en Maaswater opgenomen, zoals gemeten via waarnemingsputten op meer dan 30 m afstand (stroomdraadlengte) van het bijbehorende infiltratiemiddel. Tijdens de eerste 30 m en dikwijls al eerste meter(s) bodempassage verandert het geïnfiltreerde water het meest van samenstelling, daar voorbij i.h.a. weinig of nauwelijks (zie par. 9.2.2).

De volgende gegevens dienen vermeld te worden:

(a) pand 5, pan 8.2 en pan 13.1 zijn in bedrijf sedert respectievelijk 15-8-1957, 25 mei 1970 en 1956;

(b) de DWL schakelde op 15-3-1976 over van Lekwater op Maaswater, dat mede dankzij een verdere voorzuivering kwalitatief beter is dan het tevoren aangevoerde Lekwater;

(c) bij het PWN is pand 5 1-2 maal per jaar tot 1972 van bodemslib ontdaan en sinds augustus 1974 is de voorzuivering uitgebreid (zie tabel 2.1);

(d) bij de DWL is uit pan 13.1 alleen in januari 1968 bodemslib verwijderd, uit pan 8.2 gedurende de hier beschouwde periode in december 1971.

Tabel 9.1 laat de volgende conclusies toe:

(1) in alle gevallen neemt de concentratie toe van  $\text{HCO}_3^-$ , TIC en Ca, waardoor ook het EGV stijgt;

(2) in alle gevallen daalt het gehalte aan Fe, Mn,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{O}_2$  en DOC en nemen het  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, de kleur en waarschijnlijk UV-extinctie af. Bij pan 13.1 (enige meetpunt) neemt het  $\text{SiO}_2$ -gehalte alle jaren in de periode 1977 t/m 1983 iets af. Hier neemt ook het organisch stikstofgehalte af met  $0,33 \text{ mg L}^{-1}$  ( $= -\Delta\text{NH}_4\text{-Kjeldahl} + \Delta\text{NH}_4^+$ );

(3) de concentraties van Na, K, Mg, Cl, F en  $\text{SO}_4$  veranderen vrijwel niet;

		Lekwater									Maaswater		
		PWN ('69-'75)			DWL ('70-'73)			DWL ('74-'75)			DWL ('78-'80)		
		pan 5	C <sub>O</sub>	Δ (%)	pan 8.2	pp 281	Δ (%)	pan 13.1	pp 193	Δ (%)	pan 13.1	pp 193	Δ (%)
Afstand	(m)	0	34	-	0	69	-	0	33	-	0	33	-
Tijd	(d)	0	14	-	0	60	-	0	25	-	0	25	-
ADP	(n)	-	297-479	-	-	1-19	-	-	263-292	-	-	321-365 <sub>ε</sub>	-
EGV	α	-	-	-	-	-	-	880	902	+ 3	557	569	+ 2
Cl <sup>-</sup>	*	185	187	+ 1	196	-	-	176	179	+ 2	60,3	60,7	+ 1
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	-	-	-	-	-	-	149	177	+19	179	190	+ 6
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	*	-	-	-	-	-	-	83	80,8	- 3	67,1	69,3	+ 3
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	16,6	19,4	+18	16,2	17,0	+ 5	16,8	15,3	- 9	15,2	12,9	- 15
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	*	0,14	0,03	-82	-	-	-	0,09	0,15	+67	0,09	0,15	+ 67
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	*	-	-	-	0,42	0,06	- 86	0,73	0,28	-62	0,16	0,43	+169
F <sup>-</sup>	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,37	0,36	- 3
pH		-	-	-	7,95	7,64	+104	7,59	7,64	-11	7,77	7,63	+ 38
Na <sup>+</sup>	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	37,5	37,2	- 1
K <sup>+</sup>	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,0	5,2	+ 4
Ca <sup>++</sup>	*	-	-	-	-	-	-	85,3	88	+ 3	71,0	73,5	+ 4
Mg <sup>++</sup>	*	-	-	-	-	-	-	11,2	10,8	- 4	8,3	8,4	+ 1
Fe	*	0,29	0,02	-95	-	-	-	0,13	-	-	0,13	0,04	- 69
Mn	*	0,14	0,01	-95	-	-	-	-	-	-	0,05	0,01	- 80
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	0,84	0,17	-80	1,48	0,35	- 76	0,26	0,12	-54	0,13	0,03	- 77
SiO <sub>2</sub>	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,6	4,1	- 11
PO <sub>4</sub> -tot	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,27	0,43	+ 59
Kj-NH <sub>4</sub>	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,77	0,34	- 56
KMnO <sub>4</sub> -verb	*	24,5	14,7	-40	21,4	11,3	- 47	16,3	11,0	-33	14,0	8,5	- 39
Kleur	γ	20,6	14,1	-32	42,3	24,3	- 43	31,4	29,5	- 6	11,3	8,1	- 28
Smaak	(n)	11,7	4	-68	15,5	18,8	+ 21	11,0	11,0	0	3,5	3,5	0
TOC	*	-	-	-	6,3	3,9	- 38	5,2	4,1	-21	6,1	4,0	- 34
UV-ext.	δ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9,4	6,6	- 30
O <sub>2</sub>	*	11,6	5,6	-51	10,3	1,5	- 85	-	-	-	-	-	-
Temp.	°C	11,6	-	-	-	-	-	11,7	-	-	11,4	-	-
TIC	**	-	-	-	-	-	-	2,60	3,06	+18	3,05	3,29	+ 8
SI	*	-	-	-	-	-	-	-0,02	0,12	-	0,18	0,08	- 56
EN	**	0,32	0,32	0	0,34	0,29	- 15	0,29	0,26	-10	0,25	0,21	- 16

ε met rivierwater (Rijn + Maas); met Maaswater = 15-42; \* = mg L<sup>-1</sup>; \*\* = mmol L<sup>-1</sup>; α = μS cm<sup>-1</sup> bij 20 °C; γ = mg Pt L<sup>-1</sup>; δ = E m<sup>-1</sup>

Tabel 9.1 - Gemiddelde kwaliteitsveranderingen van Lek- en Maaswater bij bodempassage in het (sub)oxische le WVP tot diverse waarnemingsputten. Gegeven zijn de gemiddelde samenstelling van het water in het infiltratiemiddel en water onttrokken via de waarnemingsput, alsmede de procentuele verandering (Δ)

(4) het gedrag van  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NO}_2$  en  $\Sigma\text{N}$  hangt sterk af van de aerobie van het systeem, welke gedicteerd wordt door de mate van interactie met bodemslib. Het praktisch gelijkblijven van  $\Sigma\text{N}$  en het op mol-basis gelden van  $\Delta\text{NO}_3 = -\Delta\text{NH}_4 - \Delta\text{NO}_2$  getuigt bij pand 5 van afwezigheid van zowel denitrificatie als netto  $\text{NH}_4$ -adsorptie (zie par. 9.6). Bij pan 8.2 is  $\Delta\Sigma\text{N} < 0$  en  $\Delta\text{NO}_3 < -\Delta\text{NH}_4 (-\Delta\text{NO}_2)$ , zodat hier wèl, zij het in geringe mate, denitrificatie en/of netto  $\text{NH}_4$ -adsorptie optreden. De  $\text{NO}_3$ -afname en  $\text{NO}_2$ -toename bij pan 13.1 wijzen op denitrificatie, leidend tot  $\Delta\Sigma\text{N} < 0$ . De volgorde van toenemende mate van interactie met bodemslib is derhalve: pand 5 < pan 8.2 < pan 13.1, conform het slibbeheer;

(5) het gedrag van  $\text{PO}_4$  lijkt sterk beïnvloed door sorptie; aanvankelijk wordt fosfaat netto geadsorbeerd (pan 8.2 en pan 13.1) en later netto gedesorbeerd (pan 13.1, 1978-1980). Zie voorts par. 9.6.7;

(6) het gedrag van de smaak lijkt grillig: bij pand 5 een duidelijke afname, bij pan 13.1 geen verandering en bij pan 8.2 een toename. Een geringere interactie met bodemslib bij pand 5 zou hier verantwoordelijk kunnen zijn voor de gunstige verlaging. De toename van de smaak bij pan 8.2 kan verband houden met een nogal extreme algengroei (Van Puffelen, mond. meded.);

(7) de kalkverzadigingsindex bereikt een waarde van  $0,1 \pm 0,02$ , terwijl eigenlijk evenwicht verwacht wordt ( $\text{SI} = 0,0$ ). De geringe oververzadiging komt waarschijnlijk vooral tot stand door ontwijking van  $\text{CO}_2$ -gas en mogelijk ook door onzuiverheden in de kalk of gedeeltelijke aanwezigheid van aragoniet, dat beter oplosbaar is in water dan calciëet ( $\text{SI}_{\text{aragoniet}} \cong \text{SI}_{\text{calciëet}} + 0,3$ ).

#### 9.2.2 Verloop met de afstand

Het verloop van de kwaliteitsverandering bij voortgaande bodempassage kan worden afgeleid uit tabel 9.2 en 9.3 en uit de hierop gebaseerde fig. 9.2. Een relatief grote homogeniteit van de ondergrond, dankzij het in dit systeem noodzakelijkerwijs ontbreken van veel bodemslib en veen, garandeert, dat het kwaliteitsverloop met de afstand inderdaad vnl. gerelateerd kan worden aan de effecten van een voortgaande bodempassage. Aan de hand van het gepresenteerde materiaal wordt derhalve het volgende geconcludeerd:

(a) in doorsnee geldt voor de organische parameters DOC, kleur,

$\text{KMnO}_4$ -verbruik en UV-extinctie een analoog gedrag: ruwweg  $2/3$  van de verlaging komt tijdens de eerste 1-3 m tot stand. De verdere verlaging geschiedt bij systemen met een hoog ADP (pand 5 en pan 13.1) voornamelijk binnen de eerstvolgende 5-25 m, terwijl bij pan 8.2 met een laag ADP voorbij 2 m de verlaging lineair afhangt van de afstand. Het verloop van de kleur bij pan 13.1 wijkt in het traject van 0-20 m afstand af, mogelijk t.g.v. meer beïnvloeding door bodemslib. Hierop wijst althans het lage  $\text{NO}_3$ -gehalte in pp 351 op 2 m afstand;

(b) alleen bij het PWN gedraagt de smaak zich als de zojuist besproken organische parameters. Bij de DWL verandert de smaak bij pan 13.1 vrijwel niet, wellicht i.v.m. de sinds 1976 geringe smaak van aangevoerd Maaswater. Het vreemde verloop van de smaak bij pan 8.2 is reeds toegelicht in par. 9.2.1;

(c) van de stikstofverbindingen vertoont  $\text{NH}_4$  het meest eenduidige verloop: bij voldoende hoge concentraties in de aanvoer (bij pan 13.1 in 1980-1982 niet het geval) neemt  $\text{NH}_4$  tijdens de eerste 1-3 m met 30-70 % af. De daarop volgende 30-60 m bodempassage leiden nog tot een vrij aanzienlijke verlaging bij de DWL en tot een geringe afname bij het PWN. Het  $\text{NO}_3$ - en  $\text{NO}_2$ -verloop vormt alleen bij het PWN het spiegelbeeld van dat van  $\text{NH}_4$ , zodat de  $\Sigma\text{N}$ -concentratie constant blijft. Bij de DWL lijkt het  $\text{NO}_3$ -verloop min of meer onafhankelijk van het  $\text{NH}_4$ -verloop;

(d) de geringe toename van EGV,  $\text{HCO}_3$ , TIC en Ca verloopt min of meer geleidelijk; die van de pH en SI daarentegen zeer snel tijdens de eerste 6-8 m om vervolgens opvallend constant te blijven;

(e) de sterke afname van Fe en Mn geschiedt voor 70-99 % binnen de eerste 5 m. Ruim 20 % van de totale Fe-afname vindt bij het PWN plaats tussen 5 en 34 m. Tussen 3 en 5 m wordt bij pand 5 de Mn-concentratie met ruim 60 % verlaagd;

(f) het  $\text{O}_2$ -verloop stemt min of meer overeen met dat van de organische parameters en  $\text{NH}_4$ ;

(g) het  $\text{PO}_4$ -verloop duidt op desorptie voorbij 2 m bij pan 13.1 (tabel 9.2) en adsorptie voorbij 2 m bij pan 8.2 (fig. 9.2; zie voorts par. 9.6.7);

(h) de  $\text{SiO}_2$ -afname geschiedt voornamelijk tijdens de eerste 8 m;

(i) geringe verschillen in Cl,  $\text{SO}_4$ , F, Na, K en Mg zijn statistisch niet significant.



Tabel 9.2 - Gemiddelde kwaliteitsverloop van Maas- en Lekwater bij voortgaande bodempassage in het (sub)oxische le WVP, respectievelijk bij pan 13.1 van de DWL en pand 5 van het PWN

	DWL 1980-1982						PWN 1969-1975			
	pan 13.1	pp 351	pp 195	pp 194	pp 193	pp 191	pand 5	B <sub>o</sub>	B <sub>d</sub>	C <sub>o</sub>
Afstand (m)	0	1,5	10	23	33	58	0	3	5	34
Tijd (d)	0	3	22	32	42	54	0	1	3	14
ADP (n)	-	2899-	399	274	209	163	-	4155-	1385-	297-
		3287	448	308	235	183		6712	2237	479
EGV	α 553	554	560	562	566	569	-	-	-	-
Cl <sup>-</sup>	* 60,7	60,7	63,2	61,3	61,0	61	185	184	183	187
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	* 182	182	184	189	192	193	-	-	-	-
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	* 58,9	60,7	62,1	61,8	60,8	61	-	-	-	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	* 13,3	10,3	12,0	11,8	11,2	10,7	16,5	18,2	18,6	19,4
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	* 0,03	0,10	0,05	0,10	0,14	0,08	0,14	0,09	0,05	0,03
PO <sub>4</sub> <sup>----</sup>	* 0,12	0,13	0,17	0,22	0,31	0,28	-	-	-	-
F <sup>-</sup>	* 0,33	0,34	0,34	0,34	0,33	0,33	-	-	-	-
pH		7,98	7,54	7,66	7,66	7,66	7,63	-	-	-
Na <sup>+</sup>	* 34,7	35,3	35,3	33,1	34,3	34	-	-	-	-
K <sup>+</sup>	* 4,63	4,67	4,77	4,53	4,95	4,7	-	-	-	-
Ca <sup>++</sup>	* 73,3	72,8	73,3	75,4	74,4	74	-	-	-	-
Mg <sup>++</sup>	* 8,8	8,6	8,8	8,9	8,8	8,8	-	-	-	-
Fe	* 0,11	0,17	0,03	0,04	0,04	0,04	0,29	0,09	0,08	0,02
Mn	β 21	32	3	3	4	11	0,15	0,10	0,01	0,01
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	* 0,03	0,03	0,03	0,01	0,02	0,01	0,84	0,23	0,28	0,17
SiO <sub>2</sub>	* 4,4	4,2	3,9	3,8	3,8	4,0	-	-	-	-
PO <sub>4</sub> -tot	* 0,20	0,15	0,18	0,26	0,32	0,31	-	-	-	-
Kj-NH <sub>4</sub>	* 0,65	0,50	0,52	0,39	0,41	0,43	-	-	-	-
KMnO <sub>4</sub> -verbr.	* 12,2	8,7	8,2	7,6	6,9	7,6	24,6	17,0	15,1	14,7
Kleur	γ 10,3	11,2	9,8	7,6	7,8	7,6	20,6	16,0	14,8	14,1
Smaak	(n) 3,5 <sup>ε</sup>	-	4 <sup>ε</sup>	3,5 <sup>ε</sup>	3,5 <sup>ε</sup>	3,5 <sup>ε</sup>	12	5	4	4
DOC	* 5,1	4,1	4,0	3,6	3,6	3,5	-	-	-	-
UV-ext.	δ 9,1	7,6	7,3	6,5	6,2	6,4	-	-	-	-
TIC	** 3,05	3,20	3,18	3,26	3,32	3,35	-	-	-	-
SI	0,41	-0,03	0,10	0,12	0,12	0,09	-	-	-	-
EN	** 0,22	0,17	0,20	0,19	0,19	0,18	0,32	0,31	0,32	0,32
O <sub>2</sub>	*	-	-	-	-	-	11,6	4,6	5,4	-

\* = mg L<sup>-1</sup>; \*\* = mmol L<sup>-1</sup>; α = μS cm<sup>-1</sup> bij 20 °C; β = μg L<sup>-1</sup>; γ = mg Pt L<sup>-1</sup>; δ = E m<sup>-1</sup>; ε = 1978-1979

Tabel 9.3 - Gemiddelde kwaliteitsverloop van Lekwater bij voortgaande bodempassage in het (sub)oxische le WVP bij pan 8.2 van de DWL (periode juli 1970 tot en met juni 1973)

	pan 8.2	drain 1-2*	drain 1-2d	pp 285	pp 284	pp 283	pp 282	pp 281
Afstand (m)	0	1	2	7	17	30	48	69
Tijd (d)	0	1	2	6	15	26	42	60
ADP (n)	-	1-1110	1-555	1-185	1-74	1-43	1-26	1-19
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	16,0	17,8	17,1	17,9	17,3	16,5	17,2	17,0
PO <sub>4</sub> <sup>----</sup>	0,43	0,44	0,43	0,38	0,18	0,09	0,05	0,06
pH	7,84	7,54	7,58	7,63	7,63	7,63	7,63	7,63
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1,30	0,62	0,64	0,62	0,49	0,52	0,29	0,35
KMnO <sub>4</sub>	21,5	16,3	15,3	14,8	14,2	13,5	12,3	11,3
Kleur	43,0	30,8	29,8	29,4	28,3	26,8	24,4	24,3
Smaak	16,2	20,7	18,3	27,0	-	-	-	18,8
DOC	6,3	5,0	4,2	4,5	4,3	4,2	4,1	3,9
O <sub>2</sub>	10,5	2,5	2,6	2,4	1,3	1,4	1,4	1,5
EN	0,33	0,32	0,31	0,32	0,31	0,30	0,29	0,29

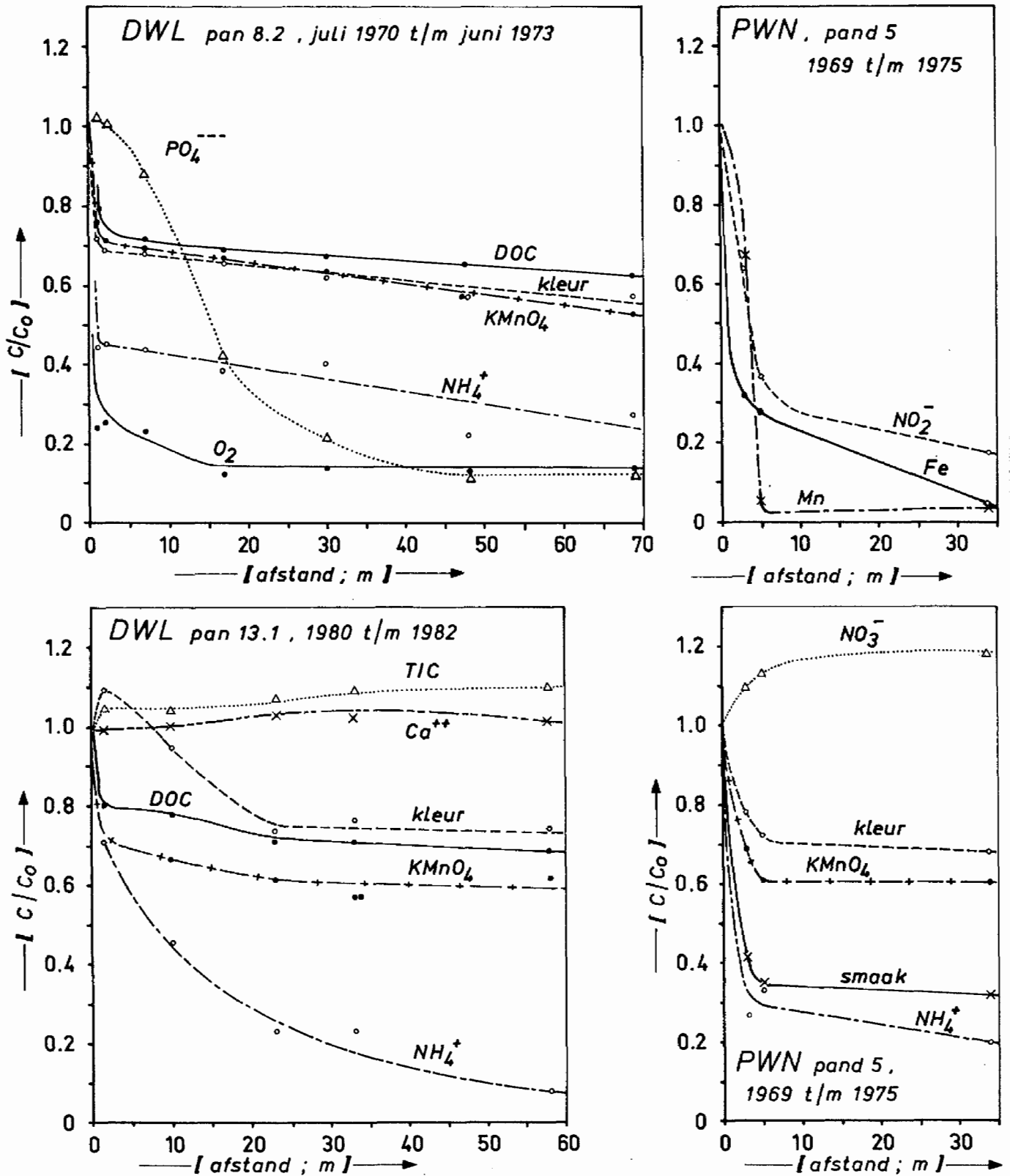


Fig. 9.2 - Gemiddelde kwaliteitsverandering van voorgezuiverd Rijnwater (na verblijf in pan 8.2 of pand 5) en Maaswater (na verblijf in pan 13.1) bij bodempassage in het (sub)oxische le WVP, als functie van de afgelegde afstand ondergronds. C = concentratie op afstand x;  $C_0$  = concentratie in infiltratiemiddel. Verloop  $NH_4$  bij pan 13.1 voor periode 1978-1980.

### 9.2.3 Seizoensafhankelijke fluctuaties

Seizoensafhankelijke fluctuaties in kwaliteitsverandering komen duidelijk naar voren in tabel 9.4 en de fig. 9.3-9.5. Kwaliteitsveranderingen tijdens het zomerhalfjaar (periode april t/m september) wijken op de volgende punten af van die tijdens het winterhalfjaar (periode oktober t/m maart):

- (a) de concentraties van F, K en  $\text{SiO}_2$  nemen toe i.p.v. af. Ook  $\text{NO}_2$  neemt toe i.p.v. af, althans waar 's zomers  $\text{NO}_3$  afneemt (pan 13.1);
- (b) Mg,  $\Sigma\text{N}$  en de temperatuur (zie ook fig. 9.35) nemen in geringe mate af i.p.v. toe. Dit geldt tevens voor  $\text{NO}_3$  bij pan 13.1;
- (c) de toename van TIC,  $\text{HCO}_3$ , Ca, H,  $\text{PO}_4$ -ortho en  $\text{PO}_4$ -totaal is groter, zowel absoluut als procentueel;
- (d) de afname van DOC, kleur en UV-extinctie is geringer, zowel absoluut als procentueel;
- (e) de afname van  $\text{O}_2$ ,  $\text{NO}_2$  en smaak is bij pand 5 groter, zowel absoluut als procentueel. Voor pan 13.1 geldt dit zeker niet t.a.v. van  $\text{NO}_2$  (zie punt a), niet altijd t.a.v. de smaak en mogelijk wel wat  $\text{O}_2$  betreft.

Verschillen in kwaliteitsverandering tussen beide halfjaarlijkse periodes zijn t.a.v. Cl,  $\text{SO}_4$ , Na, Fe, Mn,  $\text{NH}_4$ -Kjeldahl en het  $\text{KMnO}_4$ -verbruik verwaarloosbaar of onduidelijk.

De geconstateerde seizoensafhankelijkheid van kwaliteitsveranderingen bij bodempassage wordt voornamelijk veroorzaakt door de temperatuursafhankelijkheid van processen van afbraak (mineralisatie) van organische stof en omzetting (o.a.  $\text{NH}_4$  in  $\text{NO}_3$ ) en door een seizoensafhankelijke samenstelling van het water in de infiltratiemiddelen (o.a. leidend tot ad- en desorptie). In par. 9.6 wordt hierop nader ingegaan.

### 9.2.4 Damping van seizoensfluctuaties

Kwaliteitsfluctuaties van water in een infiltratiemiddel gedurende een kalenderjaar worden bij bodempassage i.h.a. min of meer gedempt en in enkele gevallen juist versterkt. Dit blijkt uit tabel 9.5, waarin de damping berekend is zoals aangegeven in par. 4.7.2. Het beeld, dat gevisualiseerd wordt d.m.v. fig. 9.3-9.5 is als volgt:

- (a) fluctuaties in EGV, Cl,  $\text{HCO}_3$ ,  $\text{SO}_4$  en Na worden slechts in geringe mate gedempt ( $\hat{d} < 20 \%$ );

(b) fluctuaties in  $\text{PO}_4$ -ortho, Ca,  $\text{NH}_4$  (indien deze gering zijn, zoals bij de DWL van 1978-1980),  $\text{NH}_4$ -Kjeldahl,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, kleur, smaak, UV-extinctie,  $\text{O}_2$ ,  $\% \text{O}_2$  en temperatuur worden redelijk gedempt ( $20 < \hat{d} < 50 \%$ );

(c) fluctuaties in  $\text{NO}_2$  (indien denitrificatie vrijwel verwaarloosd kan worden zoals bij pand 5), Fe, Mn,  $\text{NH}_4$  (indien deze hoog zijn, zoals bij het PWN, van 1969-1973),  $\text{SiO}_2$  en DOC worden sterk gedempt ( $\hat{d} > 50 \%$ ); en

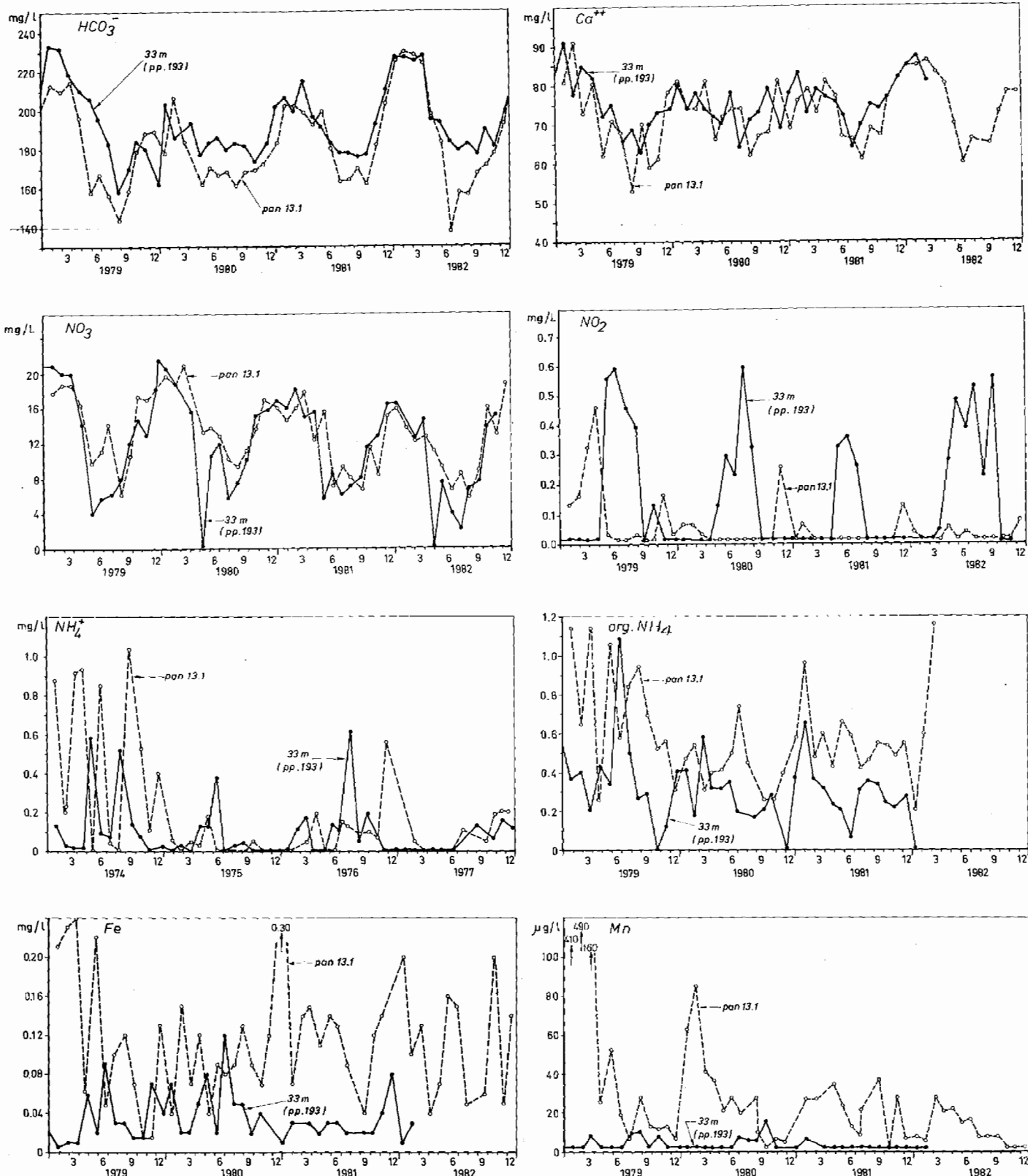
(d) fluctuaties in  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NO}_2$  (indien er tijdens het zomerhalfjaar duidelijk denitrificatie optreedt zoals bij pan 13.1), K, Mg en  $\text{PO}_4$ -totaal worden verhoogd.

Gelet op de dempingsparameter  $\hat{d}_a$  (zie par. 4.7.5) moet het geconstateerde, afgezien van EGV en Cl, waarschijnlijk vooral toege-

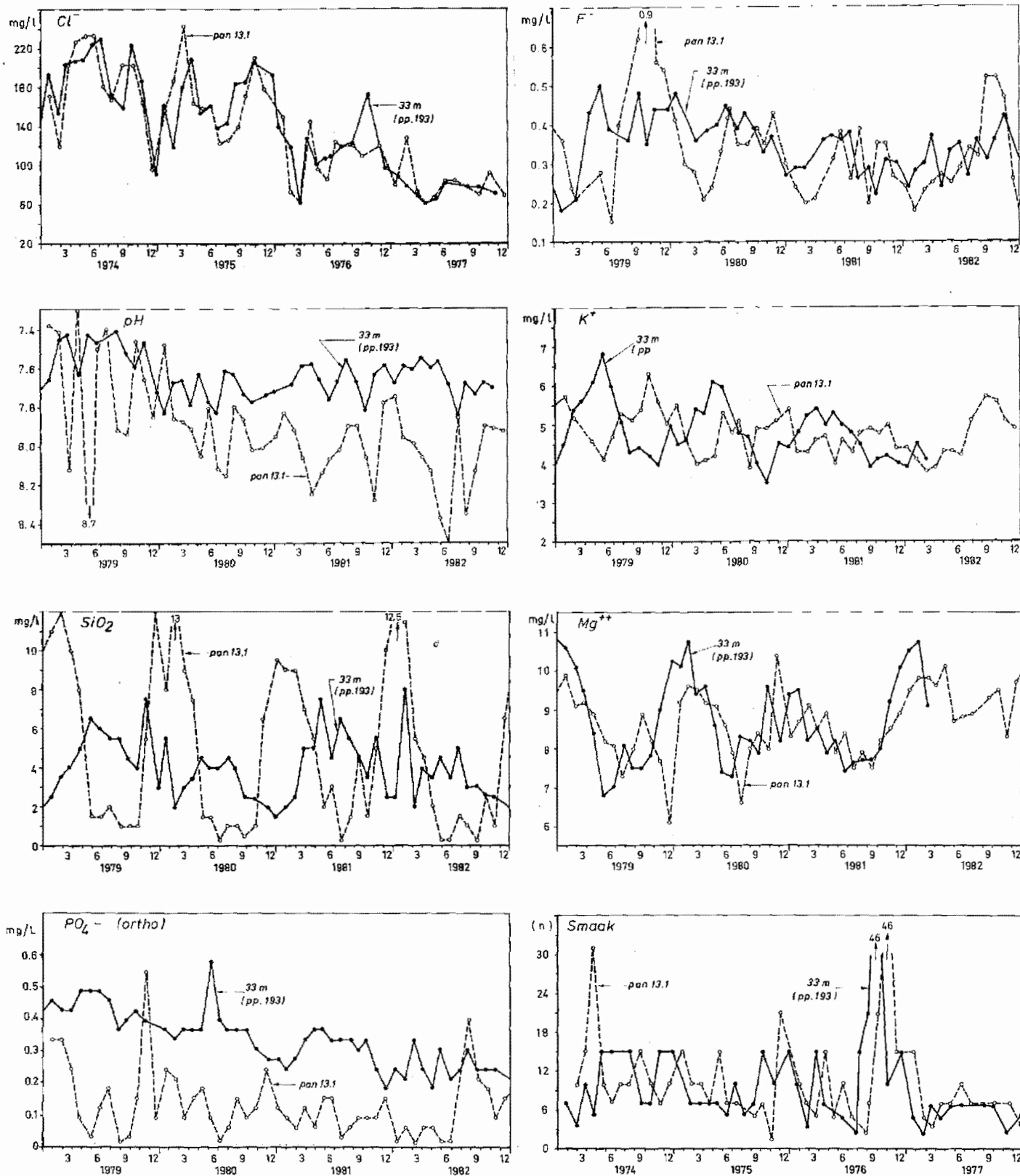
		Lekwater PWN 1969-1973						Maaswater DWL 1978-1980					
		oktober-maart			april-september			oktober-maart			april-september		
		pand 5	$C_o$	$\Delta$ (%)	pand 5	$C_o$	$\Delta$ (%)	pan 13.1	pp 193	$\Delta$ (%)	pan 13.1	pp 193	$\Delta$ (%)
Afstand	(m)	0	34	-	0	34	-	0	33	-	0	33	-
Tijd	(d)	0	14	-	0	14	-	0	25	-	0	25	-
ADP	(n)	-	297	-	-	297	-	-	321-365*	-	-	321-365 $\epsilon$	-
EGV	$\alpha$	-	-	-	-	-	-	600	617	+ 3	528	541	+ 2
$\text{Cl}^-$	*	192	201	+ 5	174	174	0	66,4	65,3	- 2	58,9	57,7	- 2
$\text{HCO}_3^-$	*	-	-	-	-	-	-	189	199	+ 5	168	185	+ 10
$\text{SO}_4^{2-}$	*	-	-	-	-	-	-	72,6	78,9	+ 9	62,8	64,3	+ 2
$\text{NO}_3^-$	*	19,7	25,2	+28	14,3	14,8	+ 3	18,4	19,8	+ 8	11,4	9,1	- 20
$\text{NO}_2^-$	*	0,13	0,06	-54	0,17	0,01	-94	0,16	0,03	-81	0,03	0,27	+800
$\text{PO}_4^{3-}$	*	-	-	-	-	-	-	0,23	0,39	+70	0,09	0,45	+400
$\text{F}^-$	*	-	-	-	-	-	-	0,43	0,31	-28	0,33	0,38	+ 15
pH		-	-	-	-	-	-	7,75	7,64	+29 <sup>a</sup>	7,83	7,62	+ 62 <sup>a</sup>
$\text{Na}^+$	*	-	-	-	-	-	-	42,1	42,1	0	35,9	34,3	- 4
$\text{K}^+$	*	-	-	-	-	-	-	5,4	4,6	-15	4,8	5,5	+ 15
$\text{Ca}^{++}$	*	-	-	-	-	-	-	75,8	78,1	+ 3	65,8	70,4	+ 7
$\text{Mg}^{++}$	*	-	-	-	-	-	-	8,7	9,6	+10	7,9	7,8	- 1
Fe	*	0,44	0,02	-95	0,19	0,01	-95	0,14	0,04	-71	0,12	0,05	- 58
Mn	*	0,19	0,02	-89	0,10	0,01	-90	0,12	<0,01	<-32	0,02	<0,01	<- 50
$\text{NH}_4^+$	*	1,60	0,32	-80	0,40	0,08	-80	0,23	0,06	-74	0,04	0,02	- 50
$\text{SiO}_2$	*	-	-	-	-	-	-	7,4	3,3	-55	2,1	4,7	+124
$\text{PO}_4$ -tot	*	-	-	-	-	-	-	0,27	0,37	+37	0,27	0,49	+ 81
$\text{Kj-NH}_4$	*	-	-	-	-	-	-	1,12	0,45	-60	0,97	0,47	- 52
$\text{KMnO}_4$ -verbr.	*	27,8	17,5	-37	24,5	13,7	-44	15,4	9,1	-41	12,8	8,2	- 36
Kleur	$\gamma$	25,9	15,7	-39	19,8	14,9	-25	14,5	8,2	-43	9,1	8,7	- 4
Smaak	(n)	18,9	7,5	-60	11,9	2,9	-76	4	3,5	-13	4	3,5	- 13
DOC	*	-	-	-	-	-	-	7,2	4,3	-40	5,4	4,0	- 26
UV-ext.	$\delta$	-	-	-	-	-	-	10,7	6,8	-36	8,5	6,7	- 21
$\text{O}_2$	*	10,9	5,5	-50	12,2	4,5	-63	-	-	-	-	-	-
Temp.	$^{\circ}\text{C}$	6,8	8,3	+22	16,5	14,5	-12	7,4	-	-	16,0	-	-
TIC	**	-	-	-	-	-	-	3,24	3,46	+ 7	2,84	3,20	+ 13
SI		-	-	-	-	-	-	0,14	0,06	-57	0,25	0,11	- 56
EN	**	0,41	0,43	+ 5	0,26	0,24	- 8	0,31	0,32	+ 3	0,19	0,15	- 21

$\epsilon$  met rivierwater (Rijn + Maas); met Maaswater = 15-42; a = voor  $\text{H}^+$ -concentratie; \* =  $\text{mg L}^{-1}$ ; \*\* =  $\text{mmol L}^{-1}$ ;  $\alpha$  =  $\mu\text{S cm}^{-1}$  bij  $20^{\circ}\text{C}$ ;  $\gamma$  =  $\text{mg Pt L}^{-1}$ ;  $\delta$  =  $\text{E m}^{-1}$

Tabel 9.4 - Gemiddelde kwaliteitsveranderingen van Lek- en Maaswater in het (sub)oxische le WVP tijdens het winter- en zomerhalfjaar (resp. oktober-maart en april-september). Gegeven zijn de gemiddelde samenstelling van het water in het infiltratiemiddel en water onttrokken via de waarnemingsput, alsmede de procentuele verandering ( $\Delta$ ).



Figuur 9.3 - Verloop in HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Ca, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, organisch NH<sub>4</sub> (= Kjeldahl NH<sub>4</sub>-NH<sub>4</sub>), Fe en Mn in pan 13.1 en waarnemingsput pp 193 (na 33 m bodempassage in het (sub)oxische 1e WVP), i.h.a. van 1979-1982, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> van 1974-1977. Het verloop in pp 193 is 42 dagen verschoven conform de reistijd.

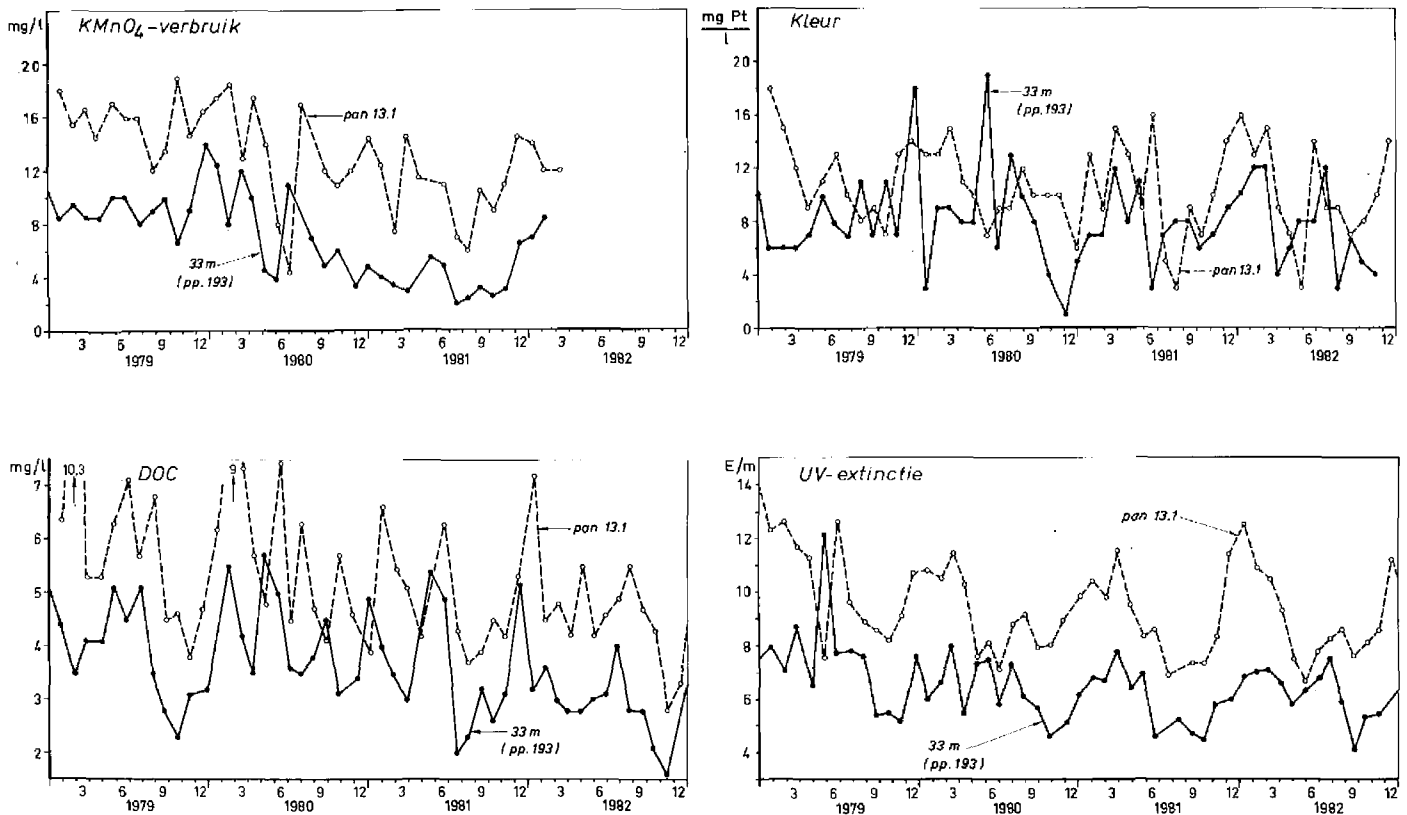


Figuur 9.4 - Verloop in Cl, F, pH, K, SiO<sub>2</sub>, Mg, PO<sub>4</sub>-ortho en de smaak in pan 13.1 en waarnemingsput pp 193 (na 33 m bodempassage in het (sub)oxische le WVP), i.h.a. van 1979-1982, Cl van 1974-1977. Het verloop in pp 193 is 42 dagen verschoven, conform de reistijd.

schreven worden aan sorptie, afbraak, filtratie, omzetting e.d. en niet aan bijmenging noch verblijftijdspreiding.

Tabel 9.6 en de hierop gebaseerde fig. 9.6 bevatten informatie over het verloop van de demping met de afgelegde afstand ondergronds. Hieruit blijkt het volgende:

- (1) een min of meer logaritmisch met de afstand verlopende toename van de demping van vooral  $\text{SiO}_2$ , F, Ca en DOC bij de DWL, van  $\text{O}_2$ ,  $\text{NO}_2$ , het  $\text{KMnO}_4$ -verbruik en de kleur bij het PWN en van de smaak bij beide. Wat het  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, de kleur en  $\text{NH}_4$  betreft is het verloop bij de DWL onduidelijk, mogelijk t.g.v. de al vrij lage waarde van de standaardafwijking in pan 13.1;
- (2) een snel met de afstand toenemende demping van Fe en Mn. Binnen 5-10 m wordt de maximale en i.h.a. zeer hoge demping bereikt;
- (3) een toename van fluctuaties met de afstand, van K en Mg;



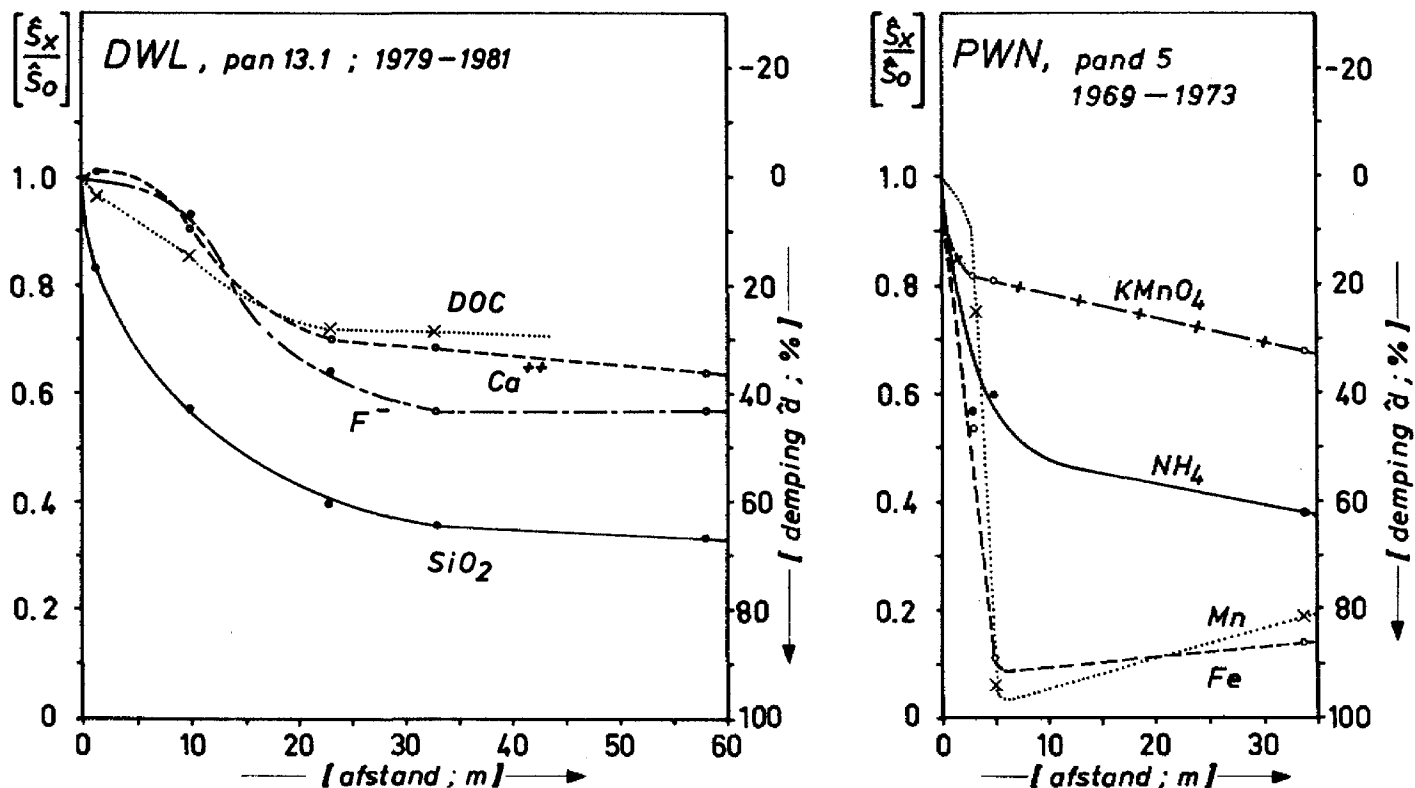
Figuur 9.5 - Verloop in  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, kleur, DOC en UV-extinctie in pan 13.1 en waarnemingsput pp 193 (na 33 m bodempassage in het (sub)oxische le WVP), van 1979-1982. Het verloop in pp 193 is 42 dagen verschoven, conform de reistijd.

		PWN, 1969-1973				DWL, 1978-1980			
		$\hat{s}$		$C_o$		$\hat{s}$		pp 193	
		pand 5	$C_o$	$\hat{d}$ (%)	$\hat{d}_a$ (%)	pan 13.1	pp 193	$\hat{d}$ (%)	$\hat{d}_a$ (%)
EGV	$\alpha$	-	-	-	-	60	50	17	1
Cl <sup>-</sup>	*	44,1	41,8	5	0	8,7	7,3	16	0
HCO <sub>3</sub> <sup>---</sup>	*	-	-	-	-	17,7	16,5	7	11
SO <sub>4</sub> <sup>---</sup>	*	-	-	-	-	7,8	7,6	3	16
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	4,5	7,4	-64	-73	5,6	6,2	- 11	- 32
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	*	0,27	0,13	52	49	0,16	0,24	- 50	- 79
PO <sub>4</sub> <sup>---</sup>	*	-	-	-	-	0,10	0,08	20	5
F <sup>-</sup>	*	-	-	-	-	0,15	0,08	47	36
H <sup>+</sup>	$\beta$	-	-	-	-	1,05	0,50	52	43
Na <sup>+</sup>	*	-	-	-	-	6,6	6,5	2	17
K <sup>+</sup>	*	-	-	-	-	0,54	1,13	-109	-149
Ca <sup>++</sup>	*	-	-	-	-	10,9	6,2	43	32
Mg <sup>++</sup>	*	-	-	-	-	1,0	1,1	- 10	- 31
Fe	*	0,37	0,05	86	85	0,10	0,04	60	52
Mn	*	0,16	0,03	79	78	0,12 <sup>a</sup>	0,004 <sup>a</sup>	97	96
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	1,44	0,55	62	60	0,27	0,10	41	30
SiO <sub>2</sub>	*	-	-	-	-	4,3	1,2	72	67
PO <sub>4</sub> -tot	*	-	-	-	-	0,19	0,20	- 5	- 25
Kj-NH <sub>4</sub>	*	-	-	-	-	0,40	0,24	40	28
KMnO <sub>4</sub> -verbr.	*	6,8	4,65	32	28	3,2	2,2	31	18
Kleur	$\gamma$	8,1	4,27	47	44	4,7	3,6	23	9
Smaak	(n)	8,3	6,1	27	22	2,7 $\pi$	1,6 $\pi$	41	29
DOC	*	-	-	-	-	2,65	0,95	64	57
UV-ext.	$\delta$	-	-	-	-	1,9	1,3	32	18
O <sub>2</sub>	*	2,5	1,9	24	20	-	-	-	-
% O <sub>2</sub>		31,5	17,6	44	41	-	-	-	-
Temp.	°C	6,3	4,35	31	27	-	-	-	-

$\pi$  = 1977-1978; a = 1979-1980; \* = mg L<sup>-1</sup>;  $\alpha$  =  $\mu$ S cm<sup>-1</sup> bij 20 °C;  
 $\beta$  = 10<sup>-8</sup> mol L<sup>-1</sup>;  $\gamma$  = mg Pt L<sup>-1</sup>;  $\delta$  = E m<sup>-1</sup>

Tabel 9.5 - Gemiddelde demping van seizoensafhankelijke kwaliteitsfluctuaties in een infiltratiemiddel bij bodempassage in het (sub)oxische le WVP, zowel voor Rijn- als Maaswater (respectievelijk PWN en DWL). Aangegeven is de standaardafwijking  $\hat{s}$  berekend volgens (4.8), de demping  $\hat{d}$  volgens (4.7) en de demping door niet-hydrologische oorzaken  $\hat{d}_a$ , berekend volgens (4.16).





Figuur 9.6 - Verloop van de demping met de afgelegde afstand ondergronds in het (sub)oxische le WVP

		Maaswater (DWL), 1979-1981						Lekwater (PWN), 1969-1973			
		pan 13,1	pp 351Y	pp 195	pp 194	pp 193	pp 191	pand 5	B <sub>0</sub>	B <sub>d</sub>	C <sub>0</sub>
Afstand (m)		0	1,5	10	23	33	58	0	3	5	34
Tijd (d)		0	2	8	18	25	45	0	1	3	14
EGV	γ	40	43	42	45	44	-	-	-	-	-
Cl <sup>-</sup>	*	7,5	6,6	8,8	7,7	6,8	7 <sup>β</sup>	44,1	44,1	42,8	41,8
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	17,8	10,6	21,3	13,8	17,0	20 <sup>β</sup>	-	-	-	-
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	*	6,4	-	7,3	7,7	6,5	7 <sup>β</sup>	-	-	-	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	5,0	8,1	7,4	5,5	5,6	6,9 <sup>β</sup>	4,5	7,1	6,3	7,4
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	*	0,09	-	0,16	0,14	0,19	0,16 <sup>β</sup>	0,27	0,28	0,19	0,13
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	*	0,09	0,04	0,04	0,05	0,08	-	-	-	-	-
F <sup>-</sup>	*	0,14	-	0,13	0,09	0,08	0,08	-	-	-	-
H <sup>+</sup>	δ	1,03	0,66	0,53	0,51	0,51	0,52	-	-	-	-
Na <sup>+</sup>	*	5,6	6,4	6,2	6,2	5,4	-	-	-	-	-
K <sup>+</sup>	*	0,51	0,50	0,60	0,64	1,04	-	-	-	-	-
Ca <sup>++</sup>	*	9,4	9,5	8,6	6,6	6,4	6,0 <sup>β</sup>	-	-	-	-
Mg <sup>++</sup>	*	0,87	0,91	0,98	0,95	1,10	0,9 <sup>β</sup>	-	-	-	-
Fe	*	0,06	0,04	0,03	0,03	0,03	-	0,37	0,20	0,04	0,05
Mn	*	0,10	0,034	0,003	0,018	0,003	-	0,16	0,12	0,01	0,03
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	0,16	0,20	0,09	0,04	0,10	0,10 <sup>β</sup>	1,44	0,82	0,87	0,55
SiO <sub>2</sub>	*	4,2	3,5	2,4	1,7	1,5	1,4 <sup>β</sup>	-	-	-	-
PO <sub>4</sub> -tot.	*	0,19	0,02	0,15	0,13	0,10	-	-	-	-	-
Kj-NH <sub>4</sub>	*	0,36	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-
KMnO <sub>4</sub>	*	3,2	1,9	3,5	2,9	2,3	-	6,8	5,6	5,5	4,65
Kleur	ε	3,3	2,6	4,5	2,2	3,6	3 <sup>β</sup>	8,1	4,7	4,8	4,3
Smaak (n)	ε	2,7 <sup>α</sup>	-	1,7 <sup>α</sup>	1,7 <sup>α</sup>	1,5 <sup>α</sup>	1,6 <sup>α</sup>	8,3	6,3	6,0	6,1
DOC	*	1,4	1,35	1,2	1,0	1,0	-	-	-	-	-
UV-ext.	λ	1,6	1,1	1,7	1,6	1,4	1,3 <sup>β</sup>	-	-	-	-
O <sub>2</sub>	*	-	-	-	-	-	-	2,5	2,3	2,3	1,9
Temp.	°C	-	-	-	-	-	-	6,3	3,8	3,8	4,4

α = 1977-1978; β = ; γ = μS cm<sup>-1</sup> bij 20 °C; δ = 10<sup>-8</sup> mol L<sup>-1</sup>; ε = mg Pt L<sup>-1</sup>;  
 λ = E m<sup>-1</sup>; \* = mg L<sup>-1</sup>

Tabel 9.6 - Verandering van de kwadratisch gemiddelde standaardafwijking  $\hat{s}$ , berekend volgens (4.8), bij bodempassage in het (sub)oxische le WVP, van Maas- en Lekwater

- (4) een toename van fluctuaties van  $\text{NO}_3$  en bij de DWL van  $\text{NO}_2$  tijdens de eerste decimeters bodempassage, waarna de fluctuaties zich min of meer ongedempt voortplanten;
- (5) een met de afstand bijna constant blijvende standaardafwijking (dus geen demping) van het EGV, Cl,  $\text{SO}_4$  en Na, hetgeen op propstroming duidt;
- (6) een onduidelijk verloop met de afstand van  $\text{HCO}_3$ ,  $\text{PO}_4$ -ortho,  $\text{PO}_4$ -totaal, UV-extinctie en temperatuur.

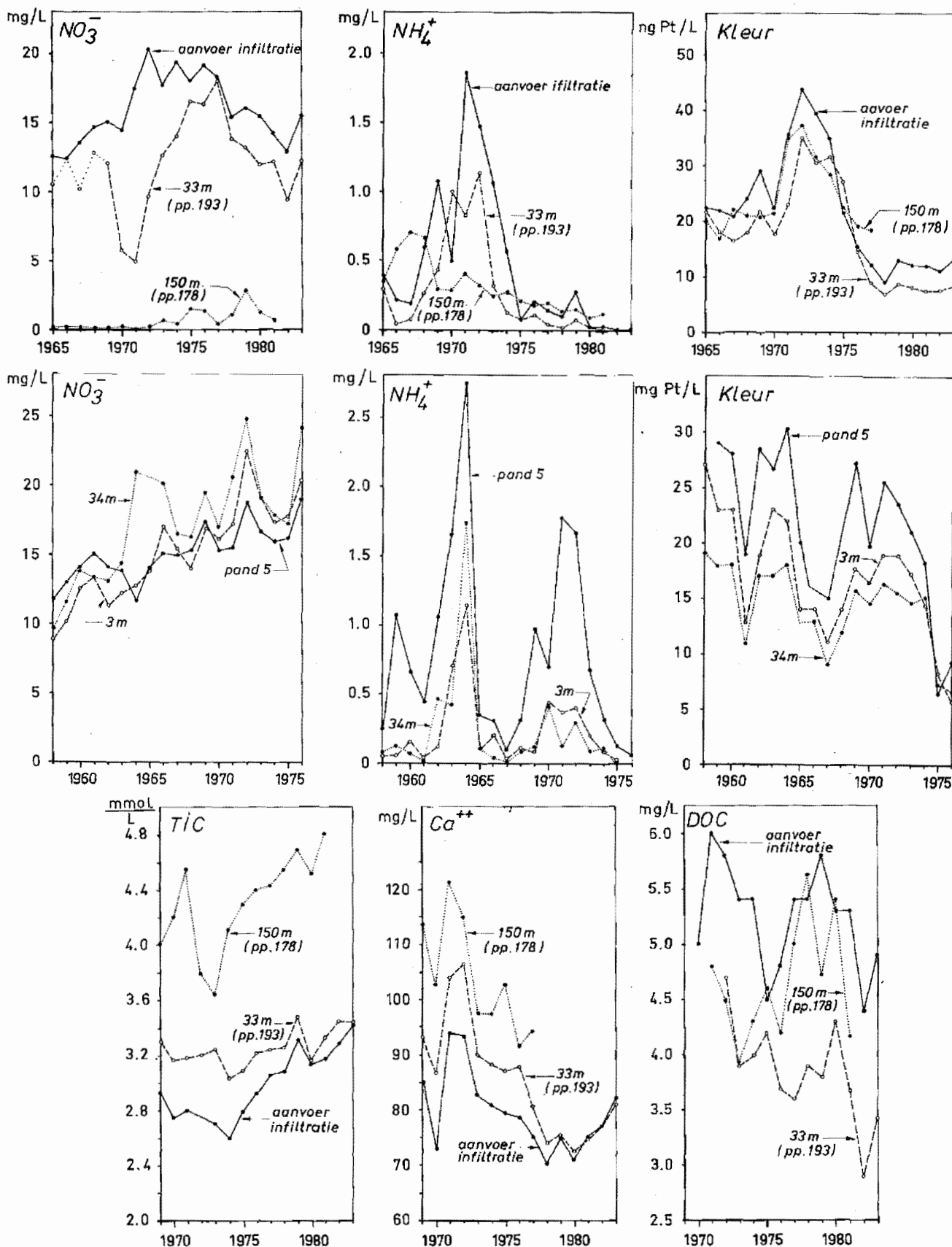
#### 9.2.5 Fluctuaties van en trends in jaargemiddelden

In fig. 9.7 is het kwaliteitsverloop d.m.v. jaargemiddelden weergegeven over vele jaren, bij het PWN van pand 5, na 3 en 34 m bodempassage (resp.  $B_o$  en  $C_o$ ) en bij de DWL van de aanvoer, na 33 en 150 m bodempassage (resp. pp 193 en pp 178). Gekozen is voor de aanvoer te Scheveningen i.p.v. pan 13.1 om ook gegevens vóór 1974 (= start bemonstering pan 13.1) te kunnen weergeven. De kwaliteitsveranderingen in pan 13.1 ter plaatse van de raai meetputten waaronder pp 193, zijn overigens gering (zie tabel 8.1).

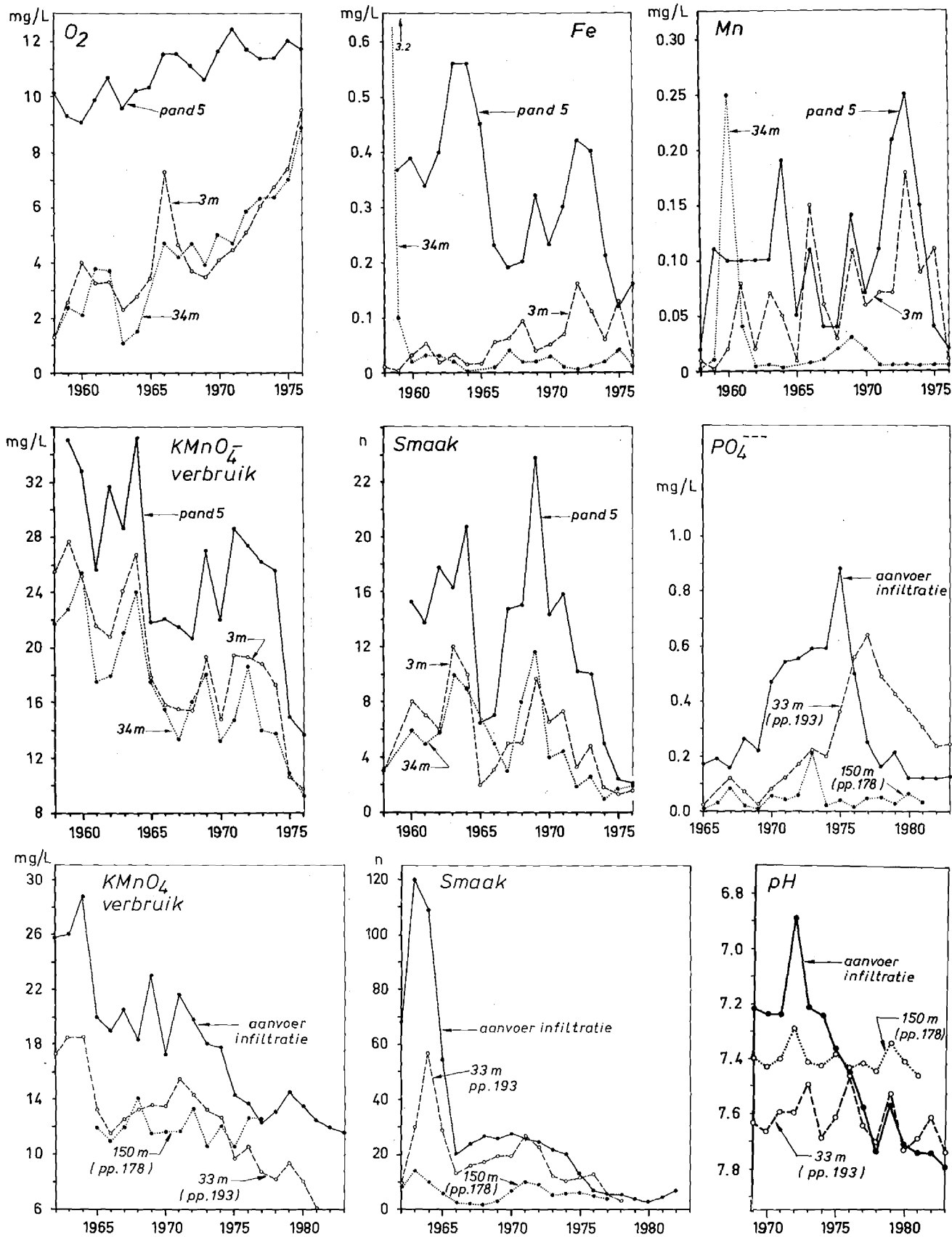
Aangezien pp 178 min of meer representatief is voor het anoxische le WVP, wordt het kwaliteitsverloop op dit punt besproken in par. 9.3.5.

Uit fig. 9.7 kan het volgende geconcludeerd worden:

- (1) het ingangsignaal van  $\text{NH}_4$ ,  $\text{KMnO}_4$ , kleur, smaak en DOC is na bodempassage nog goed herkenbaar, al bevindt het zich dan op een lager niveau en is het iets afgevlakt. Een sterke verlaging van de kleur en smaak sinds 1975 leidt 1-2 jaar lang tot afgifte van tevoren geaccumuleerde kleur- en smaakstoffen door bodemslib en het le WVP. Van een algemene achteruitgang van de zuiverende werking van bodempassage is bij deze parameters geen sprake;
- (2) het  $\text{PO}_4$ -verloop van de aanvoer wordt sterk vertraagd (2-6 jaar op 33 m), doch relatief weinig gedempt. Een aanvankelijke, sterke afname is derhalve omgeslagen in een aanzienlijke toename, hier in 1976. Op het  $\text{PO}_4$ -verloop wordt nader ingegaan in par. 9.6.7 en 9.7.2;
- (3) de toename van TIC en Ca vermindert sinds resp. 1974 en 1977. Sedert 1979 verandert Ca nauwelijks bij bodempassage;
- (4) het Fe-verloop vóór en tijdens bodempassage lijkt weinig op elkaar. Opmerkelijk zijn het zeer hoge Fe-gehalte in 1958 bij  $C_o$  en



Figuur 9.7 - Kwaliteitsverloop (jaargemiddelden) bij het PWN van pand 5, na 3 en 34 m bodempassage (resp. Bo en Co) en bij de DWL van de aanvoer, na 33 en 150 m bodempassage (resp. pp 193 en pp 178). N.B.: alleen pp 178 in het anoxische le WVP, overige meetpunten in het (sub)oxische le WVP.



Figuur 9.7 - vervolg

het geleidelijk iets toenemende Fe-gehalte bij B<sub>0</sub>, ondanks een eveneens geleidelijk toegenomen O<sub>2</sub>- en NO<sub>3</sub>-concentratie;

(5) het Mn-gehalte verloopt bij B<sub>0</sub> (3 m) sinds 1964 ongeveer analoog aan dat van pand 5, gemiddeld op een iets lager, incidenteel op een iets hoger niveau. Op 34 m afstand is hiervan geen sprake meer. In 1960 is bij C<sub>0</sub> een piek zichtbaar;

(6) het NO<sub>3</sub>-gehalte ligt bij B<sub>0</sub> en C<sub>0</sub> tot resp. 1964 en 1963 iets onder dat van pand 5, daarna erboven. Sinds 1963 neemt hier het O<sub>2</sub>-verbruik bij bodempassage geleidelijk af. Beide verschijnselen kunnen wijzen op een afnemende omzetting van organische stof (zie par. 9.6.4).

Bij de DWL neemt het NO<sub>3</sub>-gehalte alle jaren tijdens bodempassage (bij pan 13.1) af. Van 1970 tot en met 1972 is deze afname extreem groot, wellicht t.g.v. de toen zeer slechte kwaliteit van het aangevoerde water.

#### 9.2.6 Kolomexperimenten

Met duinzand en Lekwater, dat een snelfiltratie en eventueel beluchting onderging, zijn vanaf 1952 t/m 1973 experimenten in (sub)-oxisch milieu uitgevoerd in cylinders, filterbakken en ketels. De eerste zijn beschreven door Huisman, Kooymans & Van Haaren (1952-1955) en Van Haaren (1956-1962). De resultaten ervan zijn echter moeilijk te interpreteren vanwege een louter grafische weergave, een verblijftijd van 180 dagen waarvoor niet gecorrigeerd werd, een zuurstofopname tijdens bodempassage waarschijnlijk t.g.v. diffusie door de kolomwand en diverse ingrepen als slibverwijdering.

Eenduidiger zijn de experimenten van de DWL met de zogenaamde proefduinzandfilters, beschreven door Lips et al (1969). De resultaten zijn gedeeltelijk samengevat in figuur 9.8. Hieruit volgt:

(a) passage van de filters leidt globaal tot eenzelfde reductie van de smaak en het KMnO<sub>4</sub>-verbruik als bodempassage in het duin;

(b) de door de infiltratiesnelheid geconditioneerde verblijftijd heeft een gering positief effect op de smaakreductie (na 1963 vreemd genoeg niet!); en

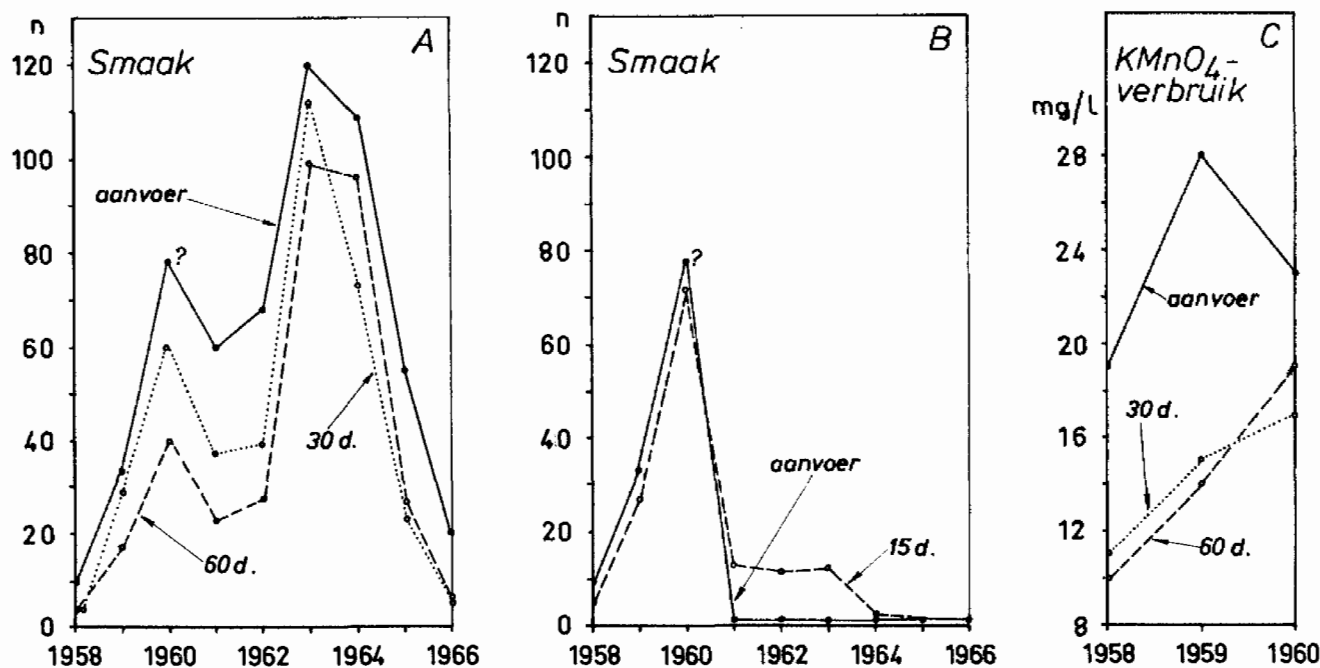
(c) een aanzienlijke smaakverbetering van de aanvoer leidt alleen netto tot uitloging van tevoren geaccumuleerde smaakstoffen, indien het aangevoerde water bijna smaakvrij wordt.

Een netto uitloging van smaakstoffen kan in het duin niet worden vastgesteld: alleen in 1971 en 1976 neemt de smaak na 33 m bodempassage bij pan 13.1 iets toe t.o.v. de aanvoer. In die warme jaren verslechterde de smaak echter in pan 13.1 t.g.v. een sterke algenbloei.

Nog meer inzicht hebben de GW/RIVM-experimenten te Leiduin verschaft met twee 4,3 m diepe ketels, waarvan de ene aan de bovenzijde geopend was voor zonlicht en de andere gesloten. Tabel 9.7 bevat een bewerking van een deel van de door Hrubec (1974, 1975) gerapporteerde resultaten.

Opvallend is de i.h.a. zeer goede overeenkomst van de kwaliteitsveranderingen bij ketelpassage met die bij bodempassage in het duin. Vooral de open ketel verschaft ongeveer hetzelfde beeld als de waarnemingsputten B<sub>O</sub> en B<sub>d</sub> (met een vergelijkbare af te leggen afstand ondergronds).

De resultaten met de open ketel vertonen ook de in het duin geconstateerde PO<sub>4</sub>-doorslag (zie par. 9.6.7). Afwijkend is het gedrag van SiO<sub>2</sub>: in beide ketels neemt de concentratie toe, terwijl bij de DWL sprake is van een afname. Mogelijk werd er bij de ketels aan



Figuur 9.8 - Verandering van de smaak en het KMnO<sub>4</sub>-verbruik van voorgezuiverd Lekwater (snelfiltratie + beluchting; DWL) tijdens percolatie van proefduinzandfilters (gebaseerd op gegevens in Lips et al, 1969). De filters zijn afgesloten van zonlicht, 6 m diep en met een diameter van 1,4 m. Slib werd 1 x 2j<sup>-1</sup> verwijderd

het natuurlijke duinzand geadsorbeerd  $\text{SiO}_2$  gedesorbeerd.

In de gesloten ketel heerste een minder hoge mate van aerobie, vooral t.g.v. een geringere beluchting. Daardoor is het uitgaande water toch anaerober dan dat uit de open ketel, want er werd i.v.m. het achterwege blijven van algengroei juist minder  $\text{O}_2$  verbruikt.

In 1981-1982 werd het kolomexperiment te Leiduin ten dele herhaald door Hrubec et al (1984), met verder voorgezuiverd WRK-water (zie verder par. 9.3.6). Een deel der resultaten is ondergebracht in tabel 9.1 3.

		open ketel			gesloten ketel		
		toe	af	$\Delta$ (%)	toe	af	$\Delta$ (%)
Afstand	(m)	0	4,3	-	0	4,3	-
Tijd	(d)	0	3,4	-	0	3,4	-
ADP	(n)	-	1-106	-	-	1-106	-
$\text{HCO}_3^-$	mg $\text{L}^{-1}$	143	151	+ 6	144	173	+20
$\text{NO}_3^-$	mg $\text{L}^{-1}$	17,5	19,0	+ 9	18,5	18,8	+ 1
$\text{PO}_4^{3-}$	mg $\text{L}^{-1}$	0,48	0,36	-25	0,68	0,23	-67
pH		7,48	7,42	+15	7,22	7,41	-35
$\text{Ca}^{++}$	mg $\text{L}^{-1}$	91,3	94,6	+ 4	89,8	99,1	+10
Fe	mg $\text{L}^{-1}$	0,20	0,14	-30	0,20	0,06	-69
Mn	mg $\text{L}^{-1}$	0,14	0,07	-50	0,16	0,12	-25
$\text{NH}_4^+$	mg $\text{L}^{-1}$	0,61	0,30	-50	0,74	0,50	-32
$\text{SiO}_2^\alpha$	mg $\text{L}^{-1}$	5,3	7,7	+44	6,0	6,7	+12
$\text{KMnO}_4$	mg $\text{L}^{-1}$	23	17,5	-24	21,0	17,3	-18
Kleur	mg Pt $\text{L}^{-1}$	25	18	-28	21,0	16,0	-24
TOC	mg $\text{L}^{-1}$	6,3	5,3	-16	6,2	5,3	-15
$\text{O}_2$	mg $\text{L}^{-1}$	8,1	2,3	-72	4,2	0,7	-84
Temp.	$^\circ\text{C}$	12,1	12,4	+ 2	12,4	12,3	- 1
TIC**	mmol $\text{L}^{-1}$	2,53	2,70	+ 7	2,71	3,10	+14
SI**		-0,12	-0,13	-	-0,37	-0,07	-
$\Sigma\text{N}$	mmol $\text{L}^{-1}$	0,32	0,32	+ 0	0,34	0,33	- 0
Zweev. stof	mg $\text{L}^{-1}$	11,0	1,15	-90	2,6	0,8	-71

\* = berekend uit totale hardheid en  $\text{Mg} = 11,5 \text{ mg L}^{-1}$ ; \*\* =  $\text{K}_{20}$  en  $\text{SO}_4$  berekend uit  $\text{Cl} = 190 \text{ mg L}^{-1}$ ;  $\alpha$  = gebaseerd op 3e kwartaal 1972 en 1e kwartaal 1973

Tabel 9.7 - Gemiddelde ( $n = 26-52$ ) kwaliteit van de toe- en afvoer van met duinzand gevulde ketels te Leiduin alsmede de procentuele kwaliteitsverandering bij percolatie, van juli 1972 t/m juni 1973. Toevoer was Rijnwater na snelfiltratie en transportchlooring (WRK-water). Bewerking van gegevens in Hrubec (1974, 1975). Verblijftijd te infiltreren, supernatante water in ketels circa 2 dagen

Hieruit blijkt duidelijk, dat de kwaliteitsveranderingen ondanks een 4,4 maal grotere verblijftijd en dankzij de verdere voorzuivering kleiner zijn. Dit stemt overeen met de praktijk van duininfiltratie (zie b.v. het verloop van Ca en TIC in fig. 9.7).

### 9.3 Het anoxische eerste watervoerend pakket

#### 9.3.1 Gemiddelde kwaliteitsveranderingen

Algemene tendensen in kwaliteitsverandering bij een vrijwel voltooide bodempassage zijn af te leiden uit tabel 9.8. Hierin is de over meerdere jaren gemiddelde samenstelling van geïnfiltreerd Boezem-, Lek- en Maaswater opgenomen, zoals gemeten via waarnemingsputten op meer dan 80 m afstand (stroomdraadlengte) van het bijbehorende infiltratiemiddel, dicht bij het terugwinmiddel.

Verwezen zij naar fig. 3.3 en 3.4 voor de ligging van deze meetpunten.

De volgende randvoorwaarden dienen vermeld te worden:

(a) de infiltratievijver "toevoer K3" is in bedrijf sedert 1940, tot 1963 alleen 's-winters. In de hier beschouwde periode 1963 t/m 1966 werd continu geïnfiltreerd en geen slib verwijderd;

(b) pan 26.1 is sinds 1955 vrijwel continu in bedrijf zonder slibverwijdering. Wel stond de pan droog van september 1971 t/m maart 1972, maart t/m april 1976, november 1976 t/m maart 1977, in juni 1977, maart 1979 en van oktober 1979 t/m januari 1980.

Tabel 9.8 laat de volgende conclusies toe:

(1) in alle gevallen nemen EGV,  $\text{HCO}_3$ , TIC, Ca en totale hardheid toe. Een toename van  $\text{SiO}_2$  en Mn is geconstateerd bij respectievelijk de DWL en LDM;

(2) in alle gevallen nemen  $\text{SO}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\Sigma\text{N}$ ,  $\text{PO}_4$ -ortho, pH,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik en kleur af. Een afname van de smaak, DOC en  $\text{O}_2$  lijkt ook voor de locatie(s), waar niet gemeten is, waarschijnlijk;

(3) Cl en Mg veranderen niet tot nauwelijks;

(4)  $\text{NH}_4$  neemt af bij de LDM en bij de DWL in geval van Maaswater. Voor Lekwater geldt een toename; en

(5) de toename van  $\text{HCO}_3$ , TIC en Ca is bij de DWL groter dan bij de LDM, t.g.v. meer  $\text{NO}_3$ - en  $\text{SO}_4$ -reductie (zie verder par. 9.6).



## 9.3.2 Verloop met de afstand

In tegenstelling tot het (sub)oxische le WVP kan in dit systeem het kwaliteitsverloop met de afstand moeilijk louter gerelateerd worden aan de effecten van een voortgaande bodempassage. De oorzaak hiervan is de aan dit systeem inherente heterogeniteit van de ondergrond t.g.v. het voorkomen van een duidelijke laag bodemslib en/of veen in duinzand. Deze lagen vertonen dikwijls een grote variatie in dikte (zie fig. 9.9) en o.a. daardoor in geochemische beïnvloeding van de waterkwaliteit. Wordt hierbij nog opgeteld het ontstaan van een grillig grondwaterstromingspatroon, dan ligt het voor de hand dat de voor dit systeem relevante meetraai van de DWL bij pan 26.1 (zie fig. 3.4) ook een grillig kwaliteitsverloop met de afstand vertoont. Uit het in tabel 9.9 gegeven gemiddelde kwaliteits-

		Boezemwater			Lekwater			Maaswater		
		LDM ('63-'66)			DWL ('74-'75)			DWL ('78-'80)		
		toe- voer K3	K3- geïnf.	Δ (%)	pan 26.1	pp 178	Δ (%)	pan 26.1	pp 178	Δ (%)
Afstand	(m)	0	85	-	0	150	-	0	150	-
Tijd	(d)	0	40	-	0	210	-	0	210	-
ADP	(n)	-	104-140	-	-	31-35	-	-	38-44	-
EGV	α	894	927	+ 4	863	929	+ 8	540	605	+ 12
Cl <sup>-</sup>	*	130	129	- 1	178	175	- 2	61,6	62,8	+ 2
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	292	329	+ 13	149	233	+ 56	176	254	+ 44
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	*	90,0	88,5	- 2	82,7	74,8	- 10	70,2	57,9	- 18
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	6,1	0,5	- 92	17,9	1,0	- 94	13,6	1,7	- 88
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	*	0,16	0,02	- 88	0,10	0,01	- 90	-	-	-
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	•	1,75 <sup>a</sup>	1,32 <sup>a</sup>	- 25	0,69	0,03	- 96	0,13	0,04	- 69
pH		7,86	7,54	+109	7,61	7,40	+ 62	7,85	7,39	+188
Ca <sup>++</sup>	*	-	-	-	76,3	100,1	+ 31	-	-	-
Mg <sup>++</sup>	*	-	-	-	11,1	10,8	- 3	-	-	-
Tot. H	**	3,40	3,62	+ 6	-	-	-	-	-	-
Fe	*	0,82	0,54	- 34	0,18	-	-	-	-	-
Mn	*	0,24	0,50	+108	-	-	-	-	-	-
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	1,66	1,11	- 33	0,11	0,24	+118	0,21	0,17	- 19
SiO <sub>2</sub>	•	-	-	-	4,4 <sup>b</sup>	6,6 <sup>b</sup>	+ 50	4,9	6,5	+ 33
NH <sub>4</sub> -alb.	*	0,63	0,47	- 25	-	-	-	-	-	-
KMnO <sub>4</sub> -verbr.	*	54,9	42,3	- 23	16,7	11,3	- 32	-	-	-
Kleur	γ	62,4	56,0	- 10	32,6	25,4	- 22	-	-	-
Smaak	(n)	-	-	-	12,8	6,2	- 52	-	-	-
DOC	*	-	-	-	5,6	4,5	- 20	6,2	5,3	- 15
O <sub>2</sub>	*	6,3	1,1	- 83	-	-	-	-	-	-
TIC	**	4,94	5,78	+ 17	2,59	4,19	+ 62	2,98	4,59	+ 54
SI		0,57	0,34	- 40	-0,04	0,06	-	-	-	-
EN	**	0,19	0,07	- 63	0,30	0,03	- 90	0,23	0,04	- 83

a = 1969-1978; b = 1975; \* = mg L<sup>-1</sup>; \*\* = mmol L<sup>-1</sup>; α = μS cm<sup>-1</sup> bij 20 °C; γ = mg Pt L<sup>-1</sup>

Tabel 9.8 - Gemiddelde kwaliteitsveranderingen van Boezem-, Lek- en Maaswater bij bodempassage in het anoxische le WVP. Gegeven zijn de gemiddelde samenstelling van het water in het infiltratiemiddel en water onttrokken via een waarnemingsput, alsmede de procentuele verandering (Δ)



Figuur 9.9 - Variatie in dikte van bodemslib in een pan van de DWL (foto drs. E.A.J. Wanders; DWL). Deze is o.a. verantwoordelijk voor een grillig kwaliteitsverloop met de afstand ondergronds in het nitraatloze le WVP

		Maaswater, DWL 1979-1981						
		pan 26.1	PP 186	PP 185	PP 184	PP 182	PP 180	PP 178
Afstand	(m)	0	10	20	30	60	100	150
Tijd	(d)	0	35	56	63	126	161	210
ADP	(n)	--	241-272	150-170	134-151	67-75	52-59	40-45
Cl <sup>-</sup>	*	61,6	61,1	62,5	62,4	60,4	61,1	61,3
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	•	174	228	259	274	264	271	259
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	*	65,8	56,4	43,9	42,0	54,7	54,2	55,1
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	•	12,5	1,9	0,8	0,8	5,0	2,8	1,6
NO <sub>2</sub> <sup>-α</sup>	*	0,08	0,02	<0,01	<0,01	0,04	0,10	<0,01
PO <sub>4</sub> <sup>-α</sup>	*	0,11	0,57	0,34	0,30	0,03	0,04	0,04
pH		7,94	7,47	7,39	7,37	7,37	7,38	7,39
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	0,25	1,44	2,14	2,45	0,25	0,08	0,12
SiO <sub>2</sub>	*	5,0	9,2	12,0	13,4	7,1	6,9	6,8
KMnO <sub>4</sub> -verbr. <sup>α*</sup>		13,9	7,6	8,5	13,6	11,5	12,1	12,6
Kleur <sup>α</sup>	γ	18,3	17,2	18,8	19,3	15,5	17,2	18,7
Smaak <sup>α</sup>	(n)	9,7	6,3	7,7	7,1	7,7	5,5	5,0
DOC	*	6,1	5,1	5,4	5,3	4,5	4,7	4,8
UV-ext. <sup>α</sup>	δ	9,8	9,6	9,9	10,3	10,2	10,6	11,3
TIC	**	2,92	4,05	4,68	4,97	4,79	4,91	4,68
EN	**	0,22	0,11	0,13	0,15	0,10	0,05	0,03

α = 1976-1977; \* = mg L<sup>-1</sup>; \*\* = mmol L<sup>-1</sup>; γ = mg Pt L<sup>-1</sup>; δ = E m<sup>-1</sup>

Tabel 9.9 - Gemiddelde kwaliteitsverloop van Maaswater bij voortgaande bodempassage in het anoxische le WVP, bij pan 26.1 van de DWL.

N.B.: gesuperponeerd op het "afstandseffect" zijn effecten van een heterogene ondergrond (bodemslib en le WVP)

verloop van Maaswater van 10 t/m 150 m, kan het volgende geconcludeerd worden:

(a) pp 185 en 184 onderscheppen het meest anaerobe water, getuige de laagste  $\text{NO}_3^-$  en  $\text{SO}_4^-$ -concentraties, de hoogste  $\text{NH}_4^-$ , DOC- en  $\text{SiO}_2$ -gehalten en sterkste kleur. Tevens zijn de concentraties van  $\text{HCO}_3^-$ , TIC en  $\text{PO}_4$  hoog;

(b) het minst anaerobe water onderscheppen pp 182 en 180, gelet op het hoogste  $\text{NO}_2^-$  en  $\text{NO}_3^-$ -gehalte en de laagste DOC;

c) bij de ver uiteenliggende pp 186 en 178 wordt water aangetroffen, dat qua anaerobie tussen de genoemde uitersten inligt;

(d) de vrijwel gelijke  $\text{NO}_3^-$  en  $\text{SO}_4^-$ -concentraties bij pp 186 en 178 zouden een vergelijking kunnen rechtvaardigen van het water op 10 en 150 m afstand in termen van effecten van het verschil in afgelegde afstand. De toename van  $\text{HCO}_3^-$ , TIC,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, kleur en UV-extinctie, alsmede de afname van vooral  $\text{PO}_4$ -ortho, pH,  $\text{NH}_4^-$ ,  $\text{SiO}_2$ , smaak, DOC en  $\Sigma\text{N}$  vallen dan op.

### 9.3.3 Seizoensafhankelijke fluctuaties

Seizoensafhankelijke fluctuaties in kwaliteitsverandering zijn blijkens tabel 9.10 en fig. 9.10 voor veel parameters zeer aanzienlijk. Kwaliteitsveranderingen tijdens het zomerhalfjaar (periode april t/m september) wijken op de volgende punten af van die tijdens het winterhalfjaar (periode oktober t/m maart):

(a) een afname van  $\text{SO}_4$  en Cl i.p.v. een toename. Voor Cl is demping van fluctuaties hiervoor verantwoordelijk, voor  $\text{SO}_4$  niet;

(b) een toename van  $\text{NH}_4$  i.p.v. een afname bij de LDM. Voor de DWL geldt een grotere toename;

(c) een grotere toename van  $\text{HCO}_3^-$ , TIC, Ca en  $\text{SiO}_2$ , zowel absoluut als procentueel;

(d) een grotere afname van de pH en smaak, zowel absoluut als procentueel;

(e) een geringere absolute en procentuele afname van  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, kleur, DOC en alleen bij de LDM van  $\text{PO}_4$ -ortho. Bij de DWL op grote afstand met een laag ADP (nog geen doorslag) geldt voor  $\text{PO}_4$ -ortho geen verschil;

(f)  $\text{NO}_3$  bereikt de onderste analysegrens wél. De afname is absoluut en procentueel niet groter of zelfs kleiner t.g.v. lage  $\text{NO}_3^-$ -concentraties in de infiltratiemiddelen in het zomerhalfjaar.

## 9.3.4 Demping van seizoenfluctuaties

Seizoensafhankelijke kwaliteitsfluctuaties van water in een infiltratiemiddel worden bij vrijwel voltooide bodempassage min of meer gedempt of juist versterkt als aangegeven in tabel 9.11.

De demping is berekend zoals uiteengezet in par. 4.7.2. Het beeld, dat gedeeltelijk gevisualiseerd wordt m.b.v. fig. 9.10, is als volgt:

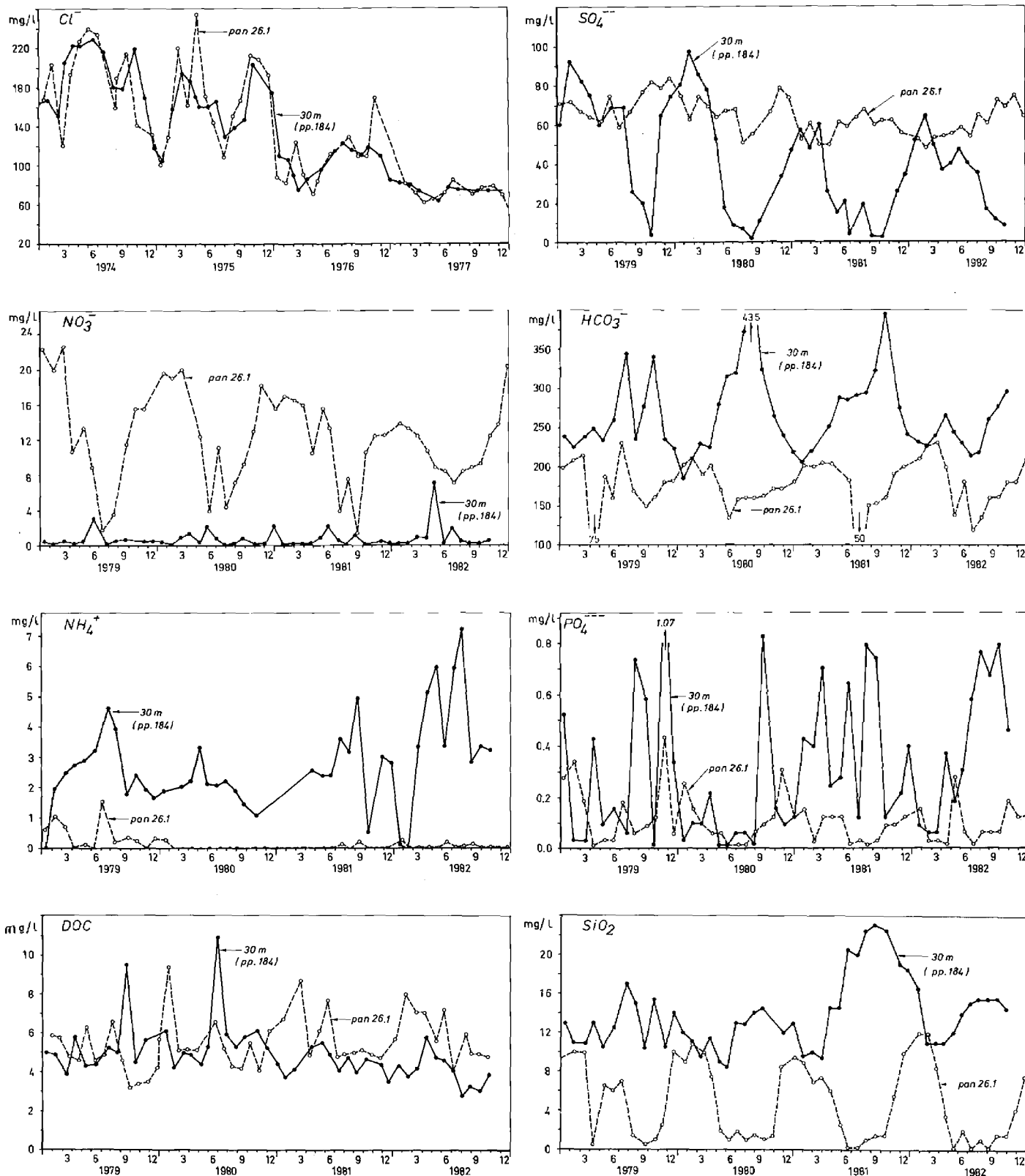
- (a) fluctuaties in Cl en Ca worden weinig of niet gedempt ( $\hat{d} < 20 \%$ );
- (b) fluctuaties in  $\text{NO}_3$ ,  $\text{PO}_4$ -ortho,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik en UV-extinctie worden redelijk gedempt ( $20 < \hat{d} < 50 \%$ );
- (c) fluctuaties in  $\text{NH}_4$ ,  $\text{SiO}_2$  en smaak worden sterk gedempt ( $\hat{d} > 50 \%$ );
- (d) fluctuaties in  $\text{HCO}_3$ ,  $\text{SO}_4$ ,  $\text{H}^+$ , Mg en kleur worden verhoogd.

Gelet op de dempingsparameter  $\hat{d}_a$  (zie par. 4.7.5) moet het gecon-

Boezemwater LDM 1969-1978							Lekwater DWL 1974-1975						
		oktober-maart			april-september			oktober-maart			april-september		
		toe- voer K3	K3 geInf.	$\Delta$ (%)	toe- voer K3	K3 geInf.	$\Delta$ (%)	pan 26.1	pp 178	$\Delta$ (%)	pan 26.1	pp 178	$\Delta$ (%)
Afstand	(m)	0	85	-	0	85	-	0	150	-	0	150	-
Tijd	(d)	0	40	-	0	40	-	0	210	-	0	210	-
ADP	(n)	-	159-250	-	-	159-250	-	-	31-35	-	-	31-35	-
EGV	$\epsilon$	-	-	-	-	-	-	770	860	+12	820	900	+10
Cl <sup>-</sup>	*	157	163	+ 4	199	196	- 2	163	180	+10	188	179	- 5
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	-	-	-	-	-	-	145	198	+37	147	260	+ 77
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	*	-	-	-	-	-	-	85,2	91,7	+ 8	81,5	65,3	- 20
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	9,1 <sup><math>\alpha</math></sup>	2,2 <sup><math>\alpha</math></sup>	- 76	4,7 <sup><math>\alpha</math></sup>	1,2 <sup><math>\alpha</math></sup>	- 74	17,8	1,7	-90	16,1	0,3	- 98
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	*	-	-	-	-	-	-	0,15	0,01	<-93	0,09	0,01	- 89
PO <sub>4</sub> <sup>---</sup>	*	1,98	1,36	- 31	1,47	1,30	- 12	0,53	0,02	-96	0,61	0,04	- 93
pH		8,0 <sup><math>\beta</math></sup>	7,6 <sup><math>\beta</math></sup>	+151	8,3 <sup><math>\beta</math></sup>	7,5 <sup><math>\beta</math></sup>	+531	7,47	7,41	+15	7,84	7,40	+175
Ca <sup>++</sup>	*	-	-	-	-	-	-	78	97,5	+25	71	160	+ 49
Mg <sup>++</sup>	*	-	-	-	-	-	-	11,1	11,0	- 1	11,0	10,6	- 4
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	1,71	0,85	- 50	0,47	0,95	+102	0,15	0,20	+33	0,07	0,28	+300
SiO <sub>2</sub>	*	-	-	-	-	-	-	5,4	6,6	+22	2,9	6,7	+131
KMnO <sub>4</sub> -verbr.	*	47,5	34,1	- 28	46,0	37,8	- 18	17,6	10,8	-39	17,0	11,7	- 31
Kleur	$\gamma$	53,4	43,2	- 19	51,5	51,2	- 1	43,0	27,0	-37	28,2	26,3	- 7
Smaak	(n)	-	-	-	-	-	-	10,5	5,9	-44	16,3	6,4	- 61
DOC	*	-	-	-	-	-	-	5,7	4,2	-26	5,6	4,6	- 18
TIC	**	-	-	-	-	-	-	2,60	3,57	+37	2,48	4,70	+ 90
SI		-	-	-	-	-	-	-0,25	-0,04	+84	0,22	0,10	- 55
ΣN	**	242	83	- 66	102	72	- 29	0,30	0,04	-87	0,27	0,02	- 93

$\alpha = 1970-1974 + 1978$ ;  $\beta = 1976-1978$

Tabel 9.10 - Gemiddelde kwaliteitsveranderingen van Boezem- en Lekwater in het anoxische 1e WVP tijdens het winter- en zomerhalfjaar (respectievelijk oktober-maart en april-september)



Figuur 9.10 - Verloop in Cl, SO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, HCO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub>-ortho, DOC en SiO<sub>2</sub>, in pan 26.1 en waarnemingsput pp 184 (na 30 m bodempassage in het anoxische le WVP), i.h.a. van 1979-1982, Cl van 1974-1977. Het verloop in pp 184 is 63 dagen verschoven, conform de reistijd.

stateerde, afgezien van Cl, waarschijnlijk vooral toegeschreven worden aan sorptie, afbraak, filtratie, omzetting e.d. en niet aan bijmenging noch verblijftijdspreiding.

Uit tabel 9.12 volgt, dat de demping c.q. verhoging van fluctuaties t.a.v. Cl, HCO<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, H<sup>+</sup> en DOC weinig gevoelig is voor een toename van de afgelegde afstand ondergronds. Voor SO<sub>4</sub>, NH<sub>4</sub> en SiO<sub>2</sub> is dit wel het geval voorbij 30 m.

### 9.3.5 Fluctuaties van en trends in jaargemiddelden

De fig. 9.8 en 9.11 leveren het volgende beeld op van fluctuaties van en trends in jaargemiddelden:

(a) het bereiken van meer dan 1 mg NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> bij de DWL na 150 m bodempassage sedert 1975 (fig. 9.8) en bij de LDM na 85 m sinds 1970 (fig. 9.11). Het NO<sub>3</sub>-gehalte blijft echter laag tot zeer laag;

(b) het NH<sub>4</sub>-verloop na 85 m bodempassage (fig. 9.11) volgt bij de LDM op een iets lager niveau dat van het infiltratiewater, wel-

		LDM, 1969-1978				DWL, 1979-1981			
		$\hat{s}$		K3-geïnf.		$\hat{s}$		pp 178	
		toe- voer K3	K3- geïnf.	$\hat{d}$ (%)	$\hat{d}_a$ (%)	pan 26.1	pp 178	$\hat{d}$ (%)	$\hat{d}_a$ (%)
Cl <sup>-</sup>	*	44,6	37,1	17	0	8,5	7,4	13	0
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	-	-	-	-	36,4	42,0	-15	-33
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	*	-	-	-	-	7,4	16,2	-119	-151
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	3,4 $\alpha$	1,9	44	33	6,0	5,2	13	+0
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	•	0,87	0,70	20	3	0,12	0,06	50	43
H <sup>+</sup>	**	0,67 $\beta$	1,00 $\beta$	-49	-79	0,85	1,14	-34	-54
Ca <sup>++</sup> $\gamma$	*	-	-	-	-	15,1	15,0	1	-14
Mg <sup>++</sup> $\gamma$	*	-	-	-	-	1,3	1,7	-31	-50
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	1,10	0,47	57	49	0,28	0,09	68	63
SiO <sub>2</sub>	*	-	-	-	-	3,9	1,3	67	62
KMnO <sub>4</sub> -verbr.	*	9,0	5,1	43	32	-	-	-	-
Kleur	$\delta$	9,9	10,4	-5	-26	-	-	-	-
Smaak $\gamma$	(n)	-	-	-	-	6,7	2,1	69	64
DOC	*	-	-	-	-	2,5	1,2	52	45
UV-ext. $\gamma$	$\epsilon$	-	-	-	-	1,2 $\gamma$	0,9 $\gamma$	25	14

$\alpha$  = 1970-1973;  $\beta$  = 1975-1978;  $\gamma$  = 1976-1977;  $\delta$  = mg Pt L<sup>-1</sup>;  $\epsilon$  = E m<sup>-1</sup>;  
\* = mg L<sup>-1</sup>; \*\* = 10<sup>-8</sup> mol L<sup>-1</sup>

Tabel 9.11 - Gemiddelde demping van kwaliteitsfluctuaties in een infiltratiemiddel gedurende een kalenderjaar, bij bodempassage in het anoxische 1e WVP. Aangegeven zijn de standaardafwijking  $\hat{s}$  berekend volgens (4.8), de demping  $\hat{d}$  volgens (4.7) en de demping door niet-hydrologische factoren  $\hat{d}_a$ , berekend volgens (4.16), voor Boezem- en Maaswater (respectievelijk LDM en DWL)

		Maaswater, DWL 1979-1981						
		pan 26.1	pp 186	pp 185	pp 184	pp 182	pp 180	pp 178
Afstand (m)		0	10	20	30	60	100	150
Tijd (d)		0	14	28	42	84	140	210
ADP (n)		-	602-681	301-340	201-227	100-113	60-68	40-45
Cl <sup>-</sup>	*	8,47	7,0	7,1	6,3	6,0	7,3	7,4
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	36,4	47,4	53,6	57,5	52,7	53,7	42,0
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	*	7,4	24,7	29,3	29,9	23,6	20,2	16,2
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	6,0	3,2	0,8	0,8	5,3	5,9	5,2
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	*	0,09	0,31	0,34	0,28	0,03	0,06	0,06
H <sup>+</sup>	$\alpha$	0,85	1,37	0,98	1,09	1,42	1,18	1,14
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	0,28	0,84	1,03	1,04	0,45	0,15	0,09
SiO <sub>2</sub>	*	3,9	3,9	3,5	3,7	1,8	1,6	1,3
DOC <sup>2</sup>	*	2,5	1,3	1,5	1,4	1,1	1,2	1,2

\* = mg L<sup>-1</sup>;  $\alpha$  = 10<sup>-8</sup> mol L<sup>-1</sup>

Tabel 9.12 - Verandering van de kwadratisch gemiddelde standaardafwijking  $\hat{s}$ , berekend volgens (4.8), bij bodempassage in het anoxische le WVP, van Maaswater

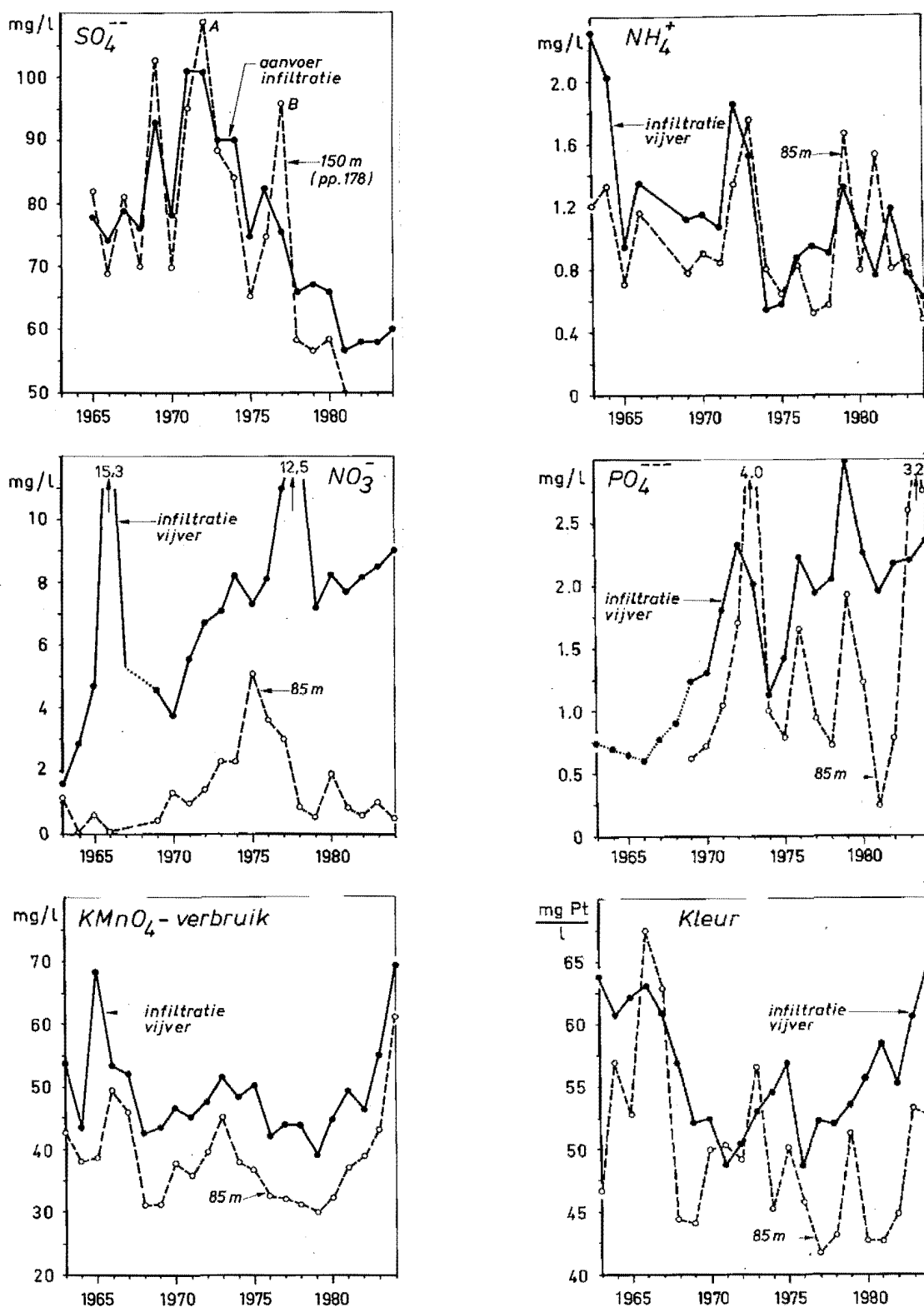
licht t.g.v. de hoge NH<sub>4</sub>-belasting, het hoge ADP en de korte verblijftijd. De vrij geringe verlaging bij bodempassage wordt in 1973 en 1976 verstoord door droogzetting van en slibverwijdering uit de infiltratievijver.

Bij de DWL vertoont NH<sub>4</sub> na 150 m bodempassage (fig. 9.8) een vrijwel onverstoorde, langzaam dalende tendens, lijkend op uitloging. Het relatief geringe ADP en de lange verblijftijd zorgen blijkbaar voor een goede buffering van fluctuaties in de aanvoer;

(c) in het algemeen volgt het SO<sub>4</sub>-verloop na 150 m bodempassage dat van de aanvoer op een lager niveau (fig. 9.11). Van 1965 t/m 1969 is het beeld grillig, mogelijk t.g.v. onvoldoende metingen. In 1972 en 1977 (respectievelijk piek A en B) is duidelijk sprake van een SO<sub>4</sub>-leverantie door bodemslib n.a.v. het langdurig droogzetten van pan 26.1 (zie voorts par. 9.6.5);

(d) het TIC- en Ca-verloop na 150 m bodempassage volgt dat van de aanvoer consequent op een beduidend hoger niveau (fig. 9.8);

(e) het orthofosfaatverloop na 85 m bodempassage ligt i.h.a. onder dat van het infiltratiemiddel, doch is zeer grillig (fig. 9.11). In 1973 en 1983-1984 wordt PO<sub>4</sub> gemobiliseerd, terwijl de concentraties in 1976 en 1979 eveneens hoog zijn. Het droogzetten van de infil-



Figuur 9.11 - Verloop (jaargemiddelden) bij de DWL van  $SO_4$  in de aanvoer en na 150 m bodempassage in het anoxische le WVP (pp 178), alsmede bij de LDM van  $NO_3$ ,  $NH_4$ ,  $KMnO_4$ -verbruik, kleur en  $PO_4$ -ortho in de infiltratievijver (toevoer-K3) en na 85 m bodempassage in het anoxische le WVP (K3-geïnfiltreerd)



tratievijver ter verwijdering van bodemslib is hiervoor verantwoordelijk (zie par. 9.6.4). Bij de DWL is hiervan na 150 m bodempassage geen sprake, ondanks de wel geconstateerde  $\text{SO}_4$ -mobilisatie n.a.v. droogzetting (fig. 9.8). Het orthofosfaatgehalte blijft hier zeer laag, (ver) onder dat van de aanvoer, wellicht i.v.m. het lage ADP;

(f) het verloop van de kleur na bodempassage ligt globaal zowel bij de LDM (fig. 9.11) als bij de DWL (fig. 9.8) weinig onder dat van de infiltratievijver c.q. de aanvoer. Een aantal jaren worden er kleurveroorzakende stoffen afgegeven aan het water, zoals in 1966, 1967 en 1973 bij de LDM en in 1976 en 1977 bij de DWL;

(g) het verloop van het  $\text{KMnO}_4$ -verbruik na bodempassage ligt globaal zowel bij de LDM (fig. 9.11) als bij de DWL (fig. 9.8) verder onder dat van de infiltratievijver c.q. de aanvoer dan de kleur. Alleen bij de DWL wordt na bodempassage een toename waargenomen en wel in 1977;

(i) de smaak volgt na bodempassage op een veel lager niveau en sterk gedempt dat van de aanvoer (fig. 9.8);

(j) het DOC-verloop na bodempassage lijkt op een lager niveau dat van de aanvoer enigszins te volgen, m.u.v. de jaren 1975, 1978 en 1980 waarin DOC toeneemt bij bodempassage.

### 9.3.6 Kolomexperimenten

Met duinzand en Lekwater van de WRK, dat een snelfiltratie, coagulatie, sedimentatie en NaOH-dosering onderging, zijn van 17 februari 1981 t/m 14 december 1982 opnieuw experimenten uitgevoerd in twee 4,3 m diepe ketels te Leiduin (Hrubec et al, 1984).

De (sub)oxische ketel I bevatte onbezoedeld duinzand met een CEC van  $0,67 \text{ meq L}^{-1}$ , een organisch koolstofgehalte van  $0,4 \text{ g kg}^{-1}$  en een slibgehalte van  $3 \text{ g kg}^{-1}$ . De anoxische ketel II werd gevuld met een mengsel van bodemslib uit infiltratiegeulen van GW met onderliggend duinzand. De CEC was  $2,52 \text{ meq L}^{-1}$ , het organisch koolstofgehalte  $7,6 \text{ g kg}^{-1}$  en het slibgehalte  $16,4 \text{ g kg}^{-1}$ . Beide ketels waren afgesloten van licht en werden 22 maanden lang doorspoeld met het WRK-water met een infiltratiesnelheid van  $10 \text{ cm d}^{-1}$ , leidend tot een verblijftijd van 15 dagen.

Tabel 9.13 bevat een overzicht plus bewerking van een deel van de door Hrubec et al (1984) gerapporteerde resultaten.

De anoxische ketel laat duidelijk een sterke mineralisatie van organische stof uit het bodemslib zien. Dit blijkt vooral uit de (zeer) hoge concentraties in de afvoer van  $\text{HCO}_3^-$ , TIC,  $\text{PO}_4$ -totaal,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{SiO}_2$  en DOC, alsmede uit de zeer hoge kleur en COD. Deze oxydatie kost het water (bijna) al het  $\text{O}_2$ ,  $\text{NO}_3^-$  en mogelijk een deel van het  $\text{SO}_4$  (niet geanalyseerd helaas). De mineralisatie is net als bij de meetraai bij pan 26.1 (zie tabel 9.10) sterker tijdens het warme zomerhalfjaar. Het algemene beeld, dat deze ketel oproept is extremer dan wat in de anoxische meetraai bij pan 26.1 geconstateerd werd (zie tabel 9.9).

De extreme beluchting van de vulling van de ketel tijdens transport en tijdens het inbrengen in de ketel, alsmede de kortere reistijd en af te leggen afstand tot de afvoer verklaren deze anomalie wellicht.

Tabel 9.13 - Gemiddelde samenstelling van de toe- en afvoer van de met duinzand gevulde (sub)oxische ketel I en van de met bodemslib plus onderliggende duinzand gevulde anoxische ketel II, tijdens het kalenderjaar zomer- en winterhalfjaar. Gemiddeld is over de periode 17-2-1981 t/m 14-12-1982. (Basis) gegevens ontleend aan Hrubec et al (1984).

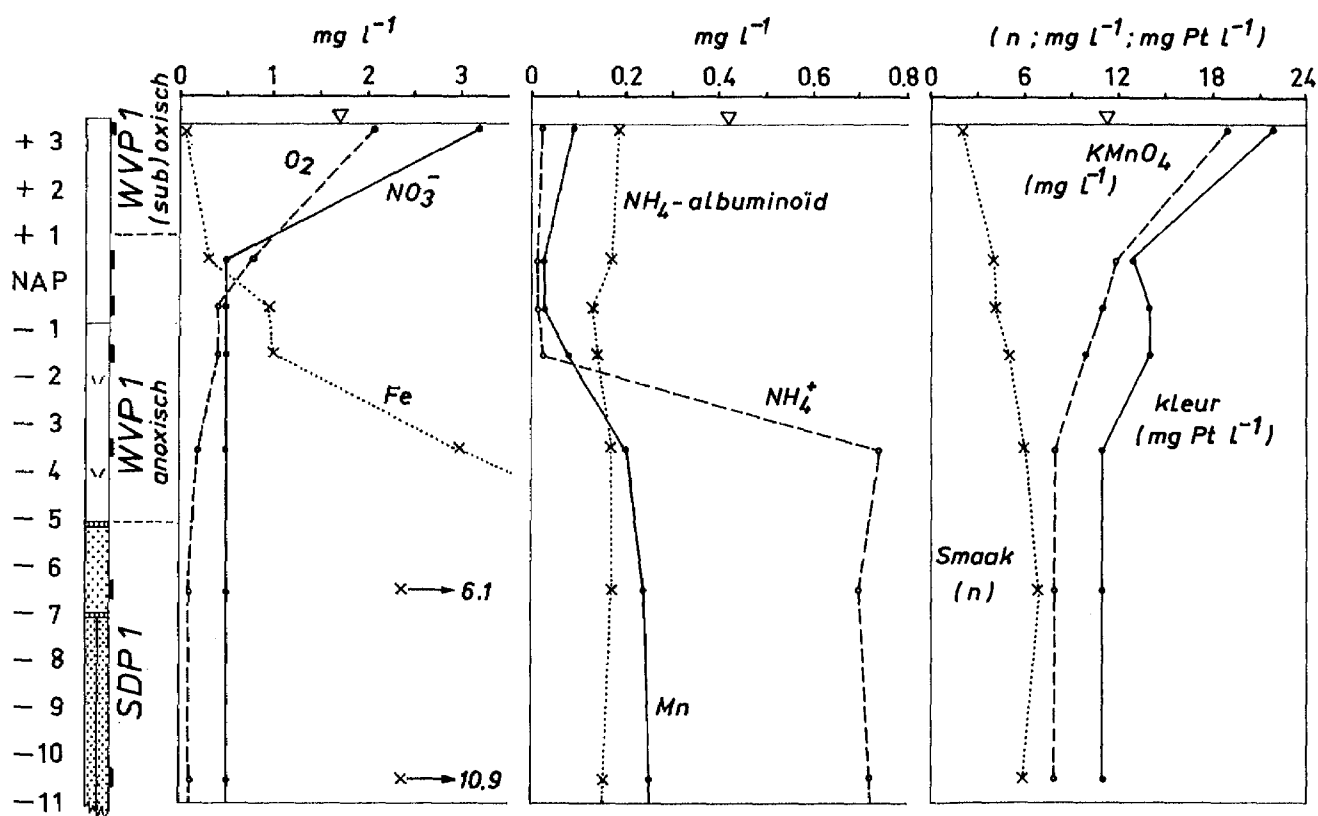
		Kalenderjaar			Winterhalfjaar			Zomerhalfjaar		
		In-fluent	effluent		In-fluent	effluent		In-fluent	effluent	
			I	II		I	II		I	II
Temp.	°C	12	12	12	7	7	7	16	16	16
$\text{HCO}_3^-$	*	157	161	265	160	157	227	154	165	300
$\text{NO}_3^-$	*	17,5	16,4	0,9	19,5	17,7	0,6	15,6	15,1	1,2
$\text{NO}_2^-$	*	0,03	0,03	0,07	0,03	0,03	0,07	0,07	0,03	0,10
$\text{PO}_4$ -tot	*	0,28	0,15	8,84	0,24	0,12	9,79	0,31	0,15	7,96
pH		7,84	7,94	7,76	7,90	7,94	7,68	7,79	7,95	7,85
$\text{Ca}^{++}$	*	74	76	94	74	75	96	75	77	91
$\text{Mg}^{++}$	*	12,1	11,0	10,3	12,2	10,7	11,2	12,1	11,3	9,4
Fe	*	0,05	0,12	3,29	0,05	0,08	3,41	0,06	0,15	3,15
Mn	*	0,03	0,02	3,88	0,02	0,01	3,15	0,03	0,02	4,57
$\text{NH}_4^+$	*	0,06	0,03	3,13	0,04	0,03	2,75	0,08	0,03	3,50
$\text{SiO}_2$	*	3,5	4,3	35,7	5,2	3,3	30,6	1,8	5,4	40,5
DOC	*	2,8	1,9	10,4	2,9	1,9	7,0	2,7	1,9	13,5
COD	*	9	6	28	10	7	22	8	6	35
Kleur	$\alpha$	6	4	55	8	4	41	4	4	68
$\text{O}_2$	*	7,2	4,0	0	7,7	5,3	0	6,7	2,6	0
Eh	mV	481	447	117	509	470	132	455	426	105
TIC	**	2,66	2,70	4,52	2,71	2,65	3,93	2,61	2,76	5,06
SI		0,21	0,33	0,45	0,21	0,25	0,25	0,21	0,41	0,63
EN	**	0,29	0,27	0,19	0,32	0,29	0,16	0,26	0,25	0,22

\* = mg L<sup>-1</sup>; \*\* = mmol L<sup>-1</sup>;  $\alpha$  = mg Pt L<sup>-1</sup>

De samenstelling van het effluent van de (sub)oxische ketel I steekt schril af tegen die van de anoxische ketel. Dit is groten-deels te wijten aan het zeer lage organische stofgehalte van het pure duinzand. Deze organische stof is bovendien al veel meer gestabiliseerd, d.w.z. in evenwicht met doorsijpelend (sub)oxisch water.

9.4 Het eerste slecht doorlatende pakket

Kwaliteitsveranderingen van geïnfiltreerd oppervlaktewater bij passage van het 1e SDP zijn (nog) niet systematisch door de duinwaterleidingbedrijven onderzocht. Dit is niet helemaal terecht, als men bedenkt dat toch globaal zo'n 20 % van het teruggewonnen, geïnfiltreerde oppervlaktewater in contact is geweest met dit pakket. Wel zijn er hier en daar gegevens beschikbaar, waaruit relevante conclusies getrokken kunnen worden. Zo vormt fig. 9.12 een bewerking van gegevens gerubriceerd door Van Haaren (1962-1965) en gebaseerd op een periodieke bemonstering van waarnemingsputten op verschillende diepten in één boorgat (voortaan piëzometernest genoemd). Het meetpunt bevindt zich in de westelijke oever van het drainerende Barnaart-kanaal (zie fig. 2.3; waar exact is onbekend), zodat geïnfiltreerd oppervlaktewater ongeveer 100 m ondergronds



Figuur 9.12 - Gemiddelde kwaliteitsverloop met de diepte in 1962 ( $n = 30$ ) van geïnfiltreerd Lekwater, in een piëzometernest op de westelijke oever van het drainerende Barnaart-kanaal in het Amsterdamse infiltratiegebied op ca. 100 m afstand van de infiltratiegeul. Bewerking van gegevens in Van Haaren (1962)

moet afleggen tot dit punt. De grondwaterstroming zal tot circa 2 m -NAP vrijwel horizontaal, van 2-5 m -NAP schuin omhoog en daaronder v.n.l. recht omhoog gericht zijn (vergelijk fig. 4.12 dichtbij de drain). In alle waarnemingsfilters is tijdens de meetperiode geïn-filtreerd Lekwater aangetroffen, hetgeen volgt uit de Cl-gehalten in het piëzometernest, die gemiddeld over 1962 varieerden van 125-150 mg L<sup>-1</sup>.

Uit fig. 9.12 volgt nu, dat contact met het 1e SDP in elk geval t/m 1962 leidt tot een toename van Fe, Mn, NH<sub>4</sub> en de smaak en een afname van het KMnO<sub>4</sub>-verbruik en de kleur. Albuminoïd-NH<sub>4</sub> wordt hierdoor nauwelijks beïnvloed.

mg L <sup>-1</sup>	WVP 1	WVP 2	mg L <sup>-1</sup>	WVP 1	WVP 2
EGV $\alpha$	861	879	Fe	1,78	2,78
Cl <sup>-</sup>	157	157	Mn	0,08	0,31
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	186	192	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,18	0,38
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	84	107	KMnO <sub>4</sub>	11,7	10,0
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,8	<0,1	Kleur	15,6	18,1
pH $\beta$	7,6	7,54	SiO <sub>2</sub>	10,5	26,3
Na	79	79,6	O <sub>2</sub>	0,6	<0,1
K	6,7	3,85	TiC*	3,23	3,37
Ca	98	115	$\Sigma N^*$	0,04	0,02
Mg	9,7	7,8			

$\alpha$  =  $\mu S$  cm<sup>-1</sup> bij 20 °C;  $\beta$  = dimensieloos; \* = mmol L<sup>-1</sup>

Tabel 9.14 - Kwaliteit van teruggewonnen, geïnfiltriseerd Lekwater uit het 1e en 2e WVP via resp. secundair M en B (infiltratiegebied Castricum, PWN), gemiddeld over resp. 1961-1970 en 1968-1977

Aanvullende informatie is besloten in tabel 9.14, waarin de kwaliteit van teruggewonnen, geïnfiltriseerd Lekwater uit het 2e WVP vergeleken kan worden met dat uit het 1e WVP. Het verschil tussen beide is v.n.l. te wijten aan de mate van interactie met het 1e SDP: secundair B onttrekt voor 100 % water uit het 2e WVP, dat het 1e SDP gepasseerd is, terwijl secundair M voor 80 % water uit het 1e WVP onttrekt, dat niet in contact getreden is met het 1e SDP en voor 20 % water, dat hiermee wel in contact is geweest. Voor de gemiddeld circa 7 jaar langere reistijd naar secundair B en bijmenging van 22 % diep duinwater is gecorrigeerd.

De invloed van het 1e SDP blijkt dan vooral te bestaan uit een toename van  $EGV$ ,  $HCO_3$ ,  $TIC$ ,  $SO_4$ ,  $Ca$ ,  $Fe$ ,  $Mn$ ,  $NH_4$ , kleur en  $SiO_2$  en een afname van  $NO_3$ ,  $O_2$ ,  $pH$ ,  $K$ ,  $Mg$ ,  $KMnO_4$ -verbruik en  $\Sigma N$ .

Gedetailleerde informatie over de effecten van passage van het 1e SDP verschaft het onderzoek door Stuyfzand (1985b, in voorbereiding). Als voorbeeld is in fig. 9.13 een kwaliteitsprofiel van piëzometernest 19C619 vlakbij pand 14 in het PWN-infiltratiegebied Castricum (zie fig. 2.2) gegeven.

Omdat het  $Cl$ -gehalte met de diepte varieert van  $146-204 \text{ mg L}^{-1}$  en de  $Mg$ - en  $K$ -gehalten in aangevoerd Lekwater sterk verband houden met het  $Cl$ -gehalte (zie tabel 6.6) zijn de  $Mg$ - en  $K$ -concentraties

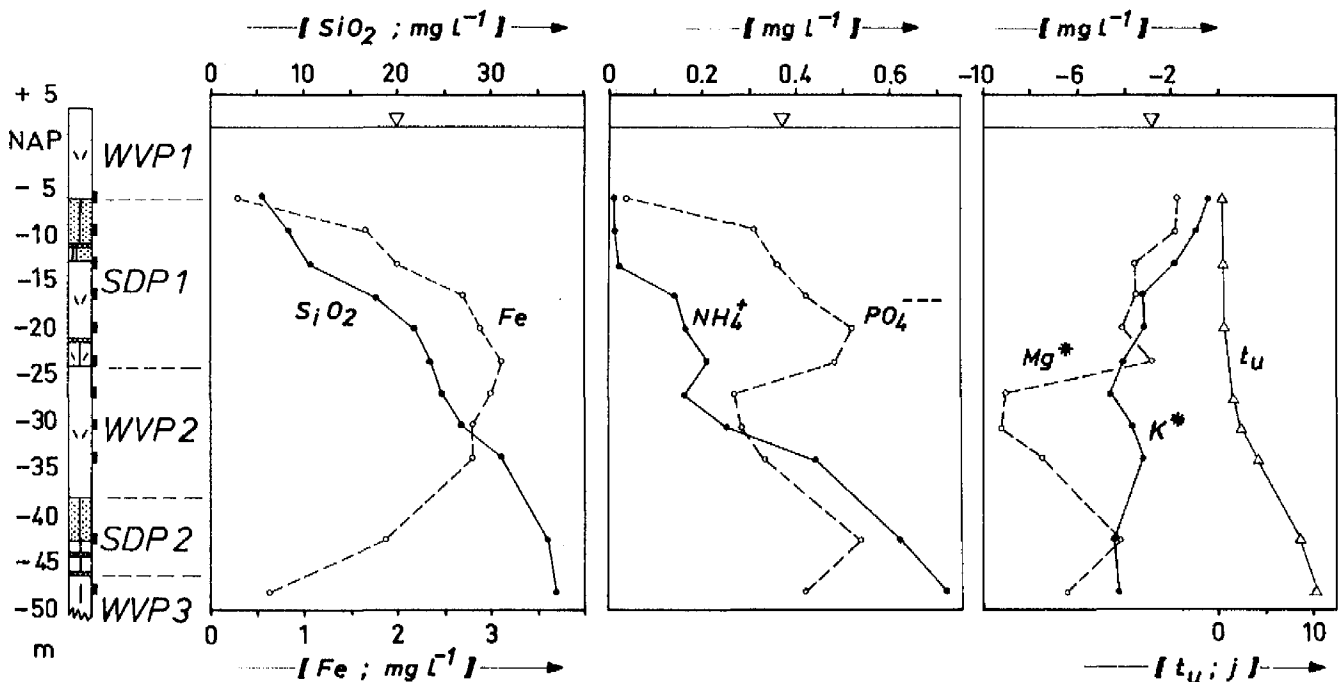


Fig. 9.13 - Kwaliteitsverloop van geïnfiltreerd Lekwater met de diepte in piëzometernest 19C619 op 40 m afstand van pand 14 in het PWN-infiltratiegebied Castricum. Bemonstering op 30 maart 1976. Gebaseerd op gegevens in Stuyfzand (1985<sub>b</sub>).  $t_u$  = verblijftijd ondergronds.

omgerekend tot veranderingen t.o.v. aangevoerd Lekwater. In par. 10.7.2 wordt de berekeningswijze nader uiteengezet.

Uit fig. 9.13 volgt, dat passage van het 1e SDP leidt tot een min of meer geleidelijke toename van  $SiO_2$ ,  $Fe$ ,  $NH_4$  en  $PO_4$  en een conti-

nue afname van Mg en K.

Kwaliteitsveranderingen beneden 24 m -NAP zijn het gevolg van:

- (a) voortgaand contact met reactieve fasen van het poreuze medium;
- (b) verschillen in contact met reactieve fasen in het le SDP t.g.v. inhomogeniteiten van het le SDP en t.g.v. laterale stroming; en
- (c) een met de diepte afnemend ADP met Lekwater.

De omvang van de kwaliteitsveranderingen bij passage van het le SDP hangt sterk af van de dikte en het gehalte aan slib en organische stof van het le SDP (Stuyfzand, 1985b), alsmede van het ADP van Lekwater. Een zeer hoog gehalte aan organische stof zal een omkering van het geconstateerde t.a.v.  $\text{SO}_4$ ,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik en de kleur inhouden.

### Resumé

Passage van het le SDP leidt i.h.a. tot een toename van EGV,  $\text{HCO}_3$ , TIC,  $\text{SO}_4$ , Ca, Fe, Mn,  $\text{NH}_4$  en  $\text{SiO}_2$  en een afname van  $\text{NO}_3$  en  $\text{O}_2$  (beide tot nul), K, Mg en  $\text{KMnO}_4$ .

## 9.5 Accumulatie van stoffen in bodemslib en duinzand

### 9.5.1 Algemene aspecten

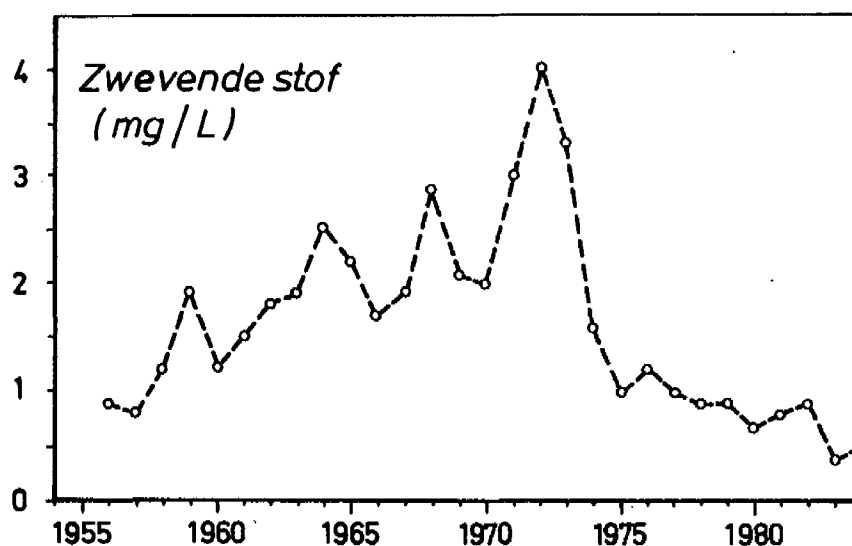
In de voorgaande paragrafen is geconstateerd, dat passage van het le WVP i.h.a. leidt tot een min of meer langdurige afname van de concentraties in water van Fe, Mn (alleen in het (sub)oxische le WVP),  $\text{PO}_4$ ,  $\text{SO}_4$  (alleen in het anoxische le WVP) en organische stoffen, zoals blijkend uit DOC,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, kleur, smaak en UV-extinctie. Wat Fe, Mn,  $\text{PO}_4$  en  $\text{SO}_4$  betreft is het zonder meer duidelijk dat dit tot ophoping in bodemslib en/of duinzand moet leiden. De concentratie-afname van organische stoffen wordt teweeggebracht door zowel mineralisatie als ophoping in het poreuze medium. De afname van DOC,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, kleur en smaak met toenemende afstand ondergronds zonder een (verdere) afname van de oxydatoren  $\text{O}_2$ ,  $\text{NO}_3$  en  $\text{SO}_4$  (zie fig. 9.2, tabel 9.2 en 9.9) getuigt mogelijk van het optreden van retentie t.g.v. adsorptie, filtratie e.d..

De mate, aard en plaats van ophoping bepalen voor een belangrijk deel de omvang en duur van een eventuele mobilisatie van geaccumuleerde stoffen, alsmede de mechanische verwijderbaarheid van grond, waarin de ophoping om b.v. procestechnologische of ecologische re-

denen ontoelaatbaar is geworden. Derhalve wordt sinds de jaren zeventig door de DWL en GW en sinds 1978 door de WMZ te Haamstede onderzoek verricht naar de accumulatie van stoffen in bodemslib en duinzand.

### 9.5.2 De vorming van bodemslib

Bodemslib ontstaat door de bezinking en filtratie van zwevende stof in resp. het te infiltreren en infiltrerende water, de precipitatie van kalk en ontleding van op of onder de bodem (in sensu stricto) van het infiltratiemiddel geleefd hebbende planten en dieren. Zwevende bestanddelen zijn afkomstig van het aangevoerde water (zie tabel 9.15), in de infiltratiemiddelen ontwikkelde biomassa en ingewaaid stof en zand. Op de ruimtelijke verdeling van accumulerend bodemslib is reeds ingegaan in par. 4.2.2.



Figuur 9.14 - Verloop in het jaarlijks gemiddelde van het gehalte aan zwevende stof in aangevoerd, voorgezuiverd oppervlaktewater door de DWL

De hoeveelheid geaccumuleerd bodemslib hangt v.n.l. af van:

(a) de belasting met zwevende stof via de aanvoer (zie tabel 9.15). Deze is thans het hoogst te Ouddorp, gevolgd door Katwijk (LDM), Castricum (PWN), Scheveningen (DWL) en Zandvoort (GW). In fig. 9.14 is het verloop van 1957-1984 bij de DWL weergegeven. Hieruit blijkt een vrij grote variatie, alsmede dat 1971-1973 "topjaren" waren en dat de overschakeling op verder voorgezuiverd water tot een aanzienlijke daling heeft geleid. Dit geldt ook voor het PWN en GW;

	PWN Castr.	GW	LDM	DWL	WMZ Ouddorp
Belasting met zwe- vende stof (mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	1075 <sup>α</sup> 138 <sup>β</sup>	688 <sup>α</sup> 88 <sup>β</sup>	1375 <sup>γ</sup> 1958 <sup>δ</sup>	396 <sup>α</sup> 96 <sup>ε</sup>	2950 <sup>κ</sup> 1220 <sup>λ</sup>
Belasting met PO <sub>4</sub> <sup>---</sup> (mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	170 <sup>α</sup> 28 <sup>β</sup>	100 <sup>α</sup> 16 <sup>β</sup>	157 <sup>γ</sup> 172 <sup>δ</sup>	70 <sup>α</sup> 20 <sup>ε</sup>	84 <sup>κ</sup> 100 <sup>λ</sup>
Infiltratieduur* t/m 1984 (d)	9999	10116	10365	10624	7784
Periodiciteit infiltratie	continu	continu	tot 1963 discontinu	continu	tot 1972 discontinu
Slibverwijdering (aantal malen j <sup>-1</sup> )	1-2 tot 1972	0,3 tot 1974 <sup>μ</sup>	1,5	zelden of 0	zelden
SI-calciëet aan- gevoerd water	-0,49 <sup>α</sup> +0,02 <sup>β</sup>	-0,42 <sup>α</sup> -0,10 <sup>β</sup>	? ?	-0,48 <sup>α</sup> 0,09 <sup>ε</sup>	0,34 <sup>κ</sup> -
Verblijftijd in in- filtratiemiddelen (d) <sup>λ</sup>	4	5	10	12	17

α = 1969-1973; β = 1975-1978; γ = inlaat Zuid 1973-1977; δ = inlaat Noord 1976-1978; ε = 1978-1980; κ = 1975-1978; λ = 1979-1981; μ = daarna niet meer, behalve in 1982; \* = met rekenschap van periodiciteit

Tabel 9.15 - Belangrijke parameters van de hoeveelheid geaccumuleerd bodemslib in 5 infiltratiegebieden. Zie tevens tabel 2.1 en 2.2

- (b) de produktie van organische stof v.n.l. door algengroei in de infiltratiemiddelen. Deze neemt met de belasting van het infiltratiewater met nutriënten (vooral PO<sub>4</sub> en NO<sub>3</sub>) toe en met de frequentie van bodemslibverwijdering mogelijk af. Uit tabel 9.15 volgt, dat aan het eind van de jaren zeventig de belasting met PO<sub>4</sub> bij de LDM het hoogst was, doch ook de frequentie van slibverwijdering;
- (c) de frequentie van slibverwijdering (zie tabel 9.15): bij de LDM het meest consequent en frequent en bij de DWL en WMZ het minst;
- (d) de infiltratieduur sinds de start van kunstmatige infiltratie (zie tabel 9.15): deze is voor het PWN, GW, LDM en DWL vrijwel gelijk en langer dan bij de WMZ;
- (e) de periodiciteit van infiltratie: door de LDM en WMZ te Ouddorp is tot resp. 1963 en 1972 alleen 's winters geïnfiltréerd. Tijdens het droogliggen oxydeert de organische stof veel sneller, verkrui-melt de materie en kan deze door de wind worden weggeblazen (zie



ook par. 4.2.3);

(f) de kalkverzadigingsindex (SI) van het aangevoerde water en verblijftijd in de infiltratiemiddelen alsmede de mate van algengroei: een toename van alle drie impliceert wellicht meer kalkafzetting. Uit tabel 9.15 volgt, dat de omstandigheden voor kalkafzetting bij het PWN, GW en de DWL vóór uitbreiding van de nazuivering relatief ongunstig waren;

(g) de samenstelling van het slib en het erdoor infiltrerende water, i.v.m. de afbraak- c.q. oplosbaarheid van bodemslib. De infiltratie van sterk kalkagressief water bevordert de oplosbaarheid van sterk kalkhoudend slib. Warm water, dat veel  $O_2$  en  $NO_3$  doch weinig  $NH_4$  en afbreekbare, opgeloste organische stof bevat, versnelt natuurlijk de aantasting van bodemslib, indien dit uit verse organische stof bestaat.

Uit tabel 9.15 volgt, dat thans bij de WMZ en DWL het meeste bodemslib geaccumuleerd moet zijn. De vormingssnelheid is echter ten alle tijden waarschijnlijk bij de DWL het laagst gebleven, hetgeen een continue infiltratie zonder slibverwijdering mogelijk gemaakt heeft.

### 9.5.3 Samenstelling van bodemslib en onderliggend duinzand

Bodemslib onderscheidt zich van onderliggend duinzand, blijkens tabel 9.16 en fig. 9.15-9.17, door een veel lager percentage droge stof en (veel) hoger gehalte slib (zie fig. 9.17), organische stof\* (ook volgens de COD-bepaling in fig. 9.16),  $CaCO_3$  (en dus ook Ca), Fe, Mn, Mg, totaal-P en N-kjeldahl (fig. 9.17). Dit komt goed overeen met de over meerdere jaren gemiddelde kwaliteitsveranderingen van aangevoerd water in de infiltratiemiddelen en bij bodempassage. Het onderliggende duinzand wijkt tot diepten  $> 1$  m af van schoon duinzand zonder enig contact met geïnfiltrerd oppervlaktewater en zonder bodemhorizonten, voortaan blanco duinzand genoemd (zie ook par. 5.1.1), op de volgende punten:

(a) een hoger gehalte aan slib,  $PO_4$ -totaal,  $PO_4$  ontsloten volgens

\* Veel metingen zijn verricht volgens niet-gestandaardiseerde methoden.

infiltratie-pan	diepte (cm-bk)	jaar bemonstering	aantal meetpunten	droge stof (%G)	org. stof	CaCO <sub>3</sub>	g kg <sup>-1</sup> droge stof					grondsoort
							Fe	Mn	Ca	Mg	P-totaal	
13.1 <sup>a</sup>	1	1980	2	-	>230	-	3,1	0,10	177	-	0,70	slib
	2	1980	2	-	>210	-	3,2	0,15	264	-	0,95	slib
	6	1980	2	-	>190	-	3,1	0,10	235	-	0,90	slib
13.1 <sup>b</sup>	14-20	1980	2	-	>220	-	3,6	0,15	200	-	0,85	slib
	1	1983	1	11	480	380	-	-	-	-	0,92	slib
	17	1983	1	20	370	300	-	-	-	-	0,84	slib
	19	1983	1	76	30	50	-	-	-	-	0,10	zand
	30	1983	1	79	20	40	-	-	-	-	0,10	zand
14 <sup>c</sup>	0-4	1981	5	20	340	-	6,0	0,16	158	1,3	0,39	slib
	4-9	1981	3	37	260	-	7,4	0,20	98	0,8	0,25	slib
	9-12	1981	1	20	330	-	15,6	0,34	54	4,9	0,28	slib
	10-20	1981	1	81	10	-	2,3	0,06	20	0,5	0,28	zand

a, b, c: bewerking van gegevens in resp. Peverelli (1980), 't Hart (1984) en Van der Sluys (1981)

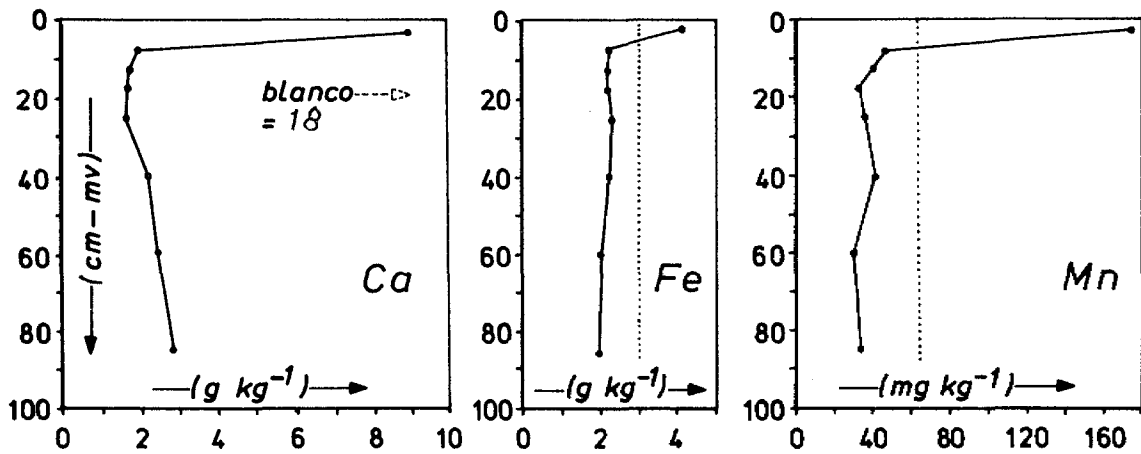
Tabel 9.16 - Samenstelling van bodemslib en onderliggend duinzand in de infiltratiepannen 13.1 en 14 van de DWL. Uit beide pannen is voorafgaande aan de bemonstering bodemslib verwijderd in de winter van 1967-1968. bk = bovenkant bodemslib; %G = gewichtspercentage

de methode Olsen (NEN-6479, extractie m.b.v. NaHCO<sub>3</sub>; representatief voor zeer gemakkelijk door de plant opneembaar PO<sub>4</sub>), N-kjeldahl en organische stof (ook blijkend uit COD-gehalte); en (b) een lager gehalte aan CaCO<sub>3</sub>, Fe en Mn.

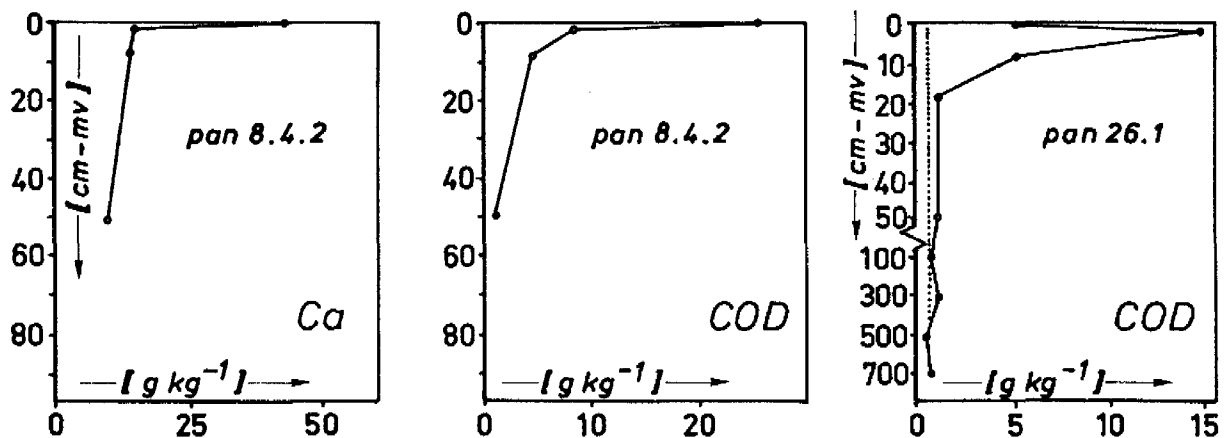
Uit figuur 9.15-9.17 volgt verder, dat:

- (1) de accumulatie van slib, PO<sub>4</sub>, N-kjeldahl en organische stof met de diepte onder bodemslib asymptotisch nadert tot nul voorbij 1 meter;
- (2) de mate van uitloging van kalk bij GW de eerste 20 cm onder bodemslib het grootst is en met de diepte daarna geleidelijk afneemt;
- (3) de uitloging van Fe en Mn (bij GW) tot ruim 80 cm onder bodemslib geen variatie vertoont; en
- (4) de gehalten aan slib, PO<sub>4</sub> en N-kjeldahl bij de WMZ te Haamstede van 1981 tot en met 1983 op alle diepten zijn toegenomen en wel het meest in de bovenste 10 cm.

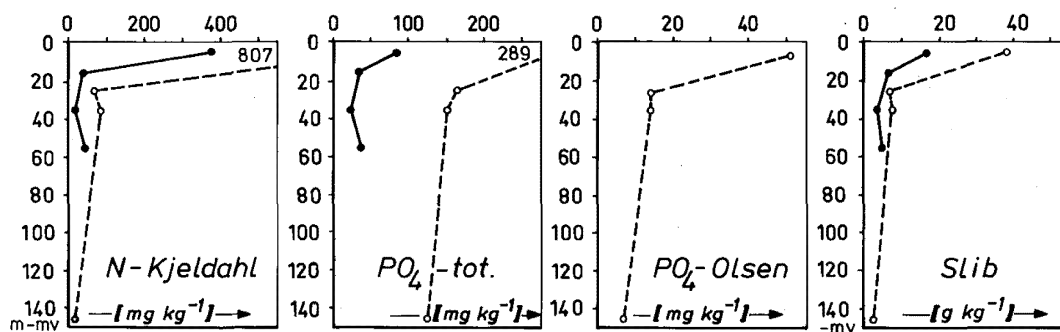
Of de geconstateerde accumulaties in het onder bodemslib liggende duinzand nu het gevolg zijn van de penetratie van slibdeeltjes dan wel van de binding aan zand van tevoren opgeloste bestanddelen vormt een belangrijke vraag.



Figuur 9.15 - Gemiddelde verloop met de diepte van Ca, Fe en Mn in grondwatermonsters uit 6 boringen in infiltratiegeulen van GW, in september 1973. De stippellijn geeft het niveau van "blanco duinzand" weer, waarvoor de waarde vermeld in tabel 5.2 is genomen. Concentraties in  $g\ kg^{-1}$  stooftroge grond. Bodemslib werd voor het laatst voor bemonstering verwijderd in 1969. Gebaseerd op gegevens in Becking (1974)



Figuur 9.16 - Verloop van Ca en COD met de diepte in grondmonsters uit pan 8.4.2 en 26.1 (DWL), in 1977. Bodemslib is uit pan 26.1 nooit verwijderd en uit pan 8.4.2 enige malen, mogelijk voor het laatst voorafgaande aan de bemonstering in 1975. De stippellijn geeft het niveau van blanco duinzand aan



Figuur 9.17 - Gemiddelde samenstelling van grondmonsters uit de Boompjesput (6 locaties, infiltratie bij Haamstede WMZ), als functie van de diepte en tijd (fragment van Stuyfzand et al, 1984).  
 —●— = november 1981; - - ○ - = november 1983

Wat fosfaat betreft is er zeker sprake van een (over)groot aandeel van (chemi)sorptie in de accumulatie. De hoge mate van Ca-gebondenheid van fosfaat en de accumulatie van 17-37 mg P per kg stoofdroge grond op 1-120 m afstand van de oever van infiltratiemiddelen (tabel 9.17) wijst hier duidelijk op.

De uitloging van Fe en Mn beperkt zich wellicht tot plaatsen onder een dikke laag bodemslib. Alleen dan heerst een voldoende hoge mate van anaerobie, dat Fe- en Mn-oxyden kunnen oplossen. Te verwachten valt, dat Fe en Mn in duinzand onder oeverdallud met weinig bodemslibaccumulatie juist accumuleren. De grondwateranalyses bij pand 5 van de DWL wijzen hier althans op (fig. 9.2).

De accumulatie van kalk in bodemslib lijkt de laatste jaren bij de DWL te zijn toegenomen, in overeenstemming met de grote toename van de kalkverzadigingsindex van het aangevoerde water sinds 1974 (zie fig. 9.27A).

In par. 8.4.2 werd in 1977 slechts 40 g Ca per kg stoofdroog bodemslib gemeten (fig. 9.15), terwijl in 1983 de gehalten volgens gegevens in Ratsma (1984a en b) variëren van 40 tot 250 g Ca per kg stoofdroge grond.

monster nr.	inf. gebied	afstand (m)	P- totaal	org-P	Ca-P	Al-P	PO <sub>4</sub> - Olsen	Fe-P	PO <sub>4</sub> --- grond- water (mg L <sup>-1</sup> )
<b>Duinzand<sup>a</sup>:</b>									
A	DWL	120	99	20	66	3,8	0,07	3,0	0,12
B**	DWL	320	82	5,3	62	3,4	0,04	1,2	0,04
C	DWL	1	106	8,9	83	4,1	0,10	0,3	0,25
D	DWL	30	110	4,6	85	4,9	0,20	<0,1	0,33
E	LDM	1	119	9,8	74	8,4	0,6	2,6	1,77
<b>Bodemslib + zand<sup>b</sup>:</b>									
F	DWL	<0,01	250	80-150	70-145*	Al-P+Fe-P 30			0,13

a = ontleend aan Van Oosterhout et al (1982); b = bewerking van gegevens in Rutte (1983); \* = inclusief aan klei geadsorbeerd P; \*\* = niet door geïnfiltrteerd oppervlaktewater beïnvloed

Tabel 9.17 - Fosforgehalten met onderscheid in bindingsvormen, van wel en niet door kunstmatige infiltratie beïnvloed duinzand, alsmede van bodemslib vermengd met onderliggend duinzand. A t/m E = grond bemonsterd in 1980, 1-2 meter onder de grondwaterspiegel

## 9.6 Processen van kwaliteitsverandering

### 9.6.1 Overzicht

De volgende hoofdprocessen liggen ten grondslag aan de in par. 9.2 t/m 9.4 gesignaleerde kwaliteitsveranderingen van oppervlaktewater bij bodempassage, gepaard gaande met ophoping en uitloging van stoffen in bodemslib en duinzand (par. 9.5):

- (a) filtratie van zwevende bestanddelen;
- (b) nitrificatie van ammonium (NH<sub>4</sub>);
- (c) ontleding (mineralisatie) van organische stof, zowel afkomstig van het oppervlaktewater en het doorstroomde pakket als van organismen;
- (d) de vorming en oplossing van sulfideneerslagen in of onder bodemslib en/of in het 1e SDP, indien het systeem voldoende anaeroob is resp. was;
- (e) oplossing en neerslag van carbonaten, silicaten en fosfaten; en
- (f) uitwisseling alsmede (voorlopig nog) netto-adsorptie c.q. fixatie van o.a. organische stoffen, kat- en anionen.

Al deze processen worden min of meer beïnvloed door de volgende, in par. 9.1 nader toegelichte factoren: de kwaliteit van het aangevoerde water, de mate van accumulatie van bodemslib, samenstelling

van het doorstroomde pakket, de tijd, afgelegde afstand ondergronds en temperatuur. Op de processen a t/m f wordt resp. in par. 9.6.2 t/m 9.6.7 nader ingegaan met aandacht voor de genoemde beïnvloedingsfactoren voor zover relevant en mogelijk.

### 9.6.2 Filtratie

Ervaringen met zandfiltratie leren ons, dat tijdens de eerste decimeters bodempassage in het infiltratiewater voorkomende zwevende deeltjes nagenoeg volledig verwijderd worden uit het water.

Wellicht is de geconstateerde daling van vooral Fe, Mn,  $PO_4$  en organische stoffen (o.a. blijkend uit TOC,  $KMnO_4$ -verbruik, kleur, UV-extinctie en smaak) voor een belangrijk deel te danken aan de slibgebondenheid ervan. Het effect van filtratie bij bodempassage wordt echter t.a.v. met name  $PO_4$ -ortho,  $KMnO_4$ -verbruik (GW, LDM, DWL), kleur, smaak (alleen DWL), TOC (niet bij WMZ) en UV-extinctie grotendeels gemaskeerd door membraanfiltratie van de watermonsters voorafgaande aan de analyse (zie tabel 3.2). Wat deze laatstgenoemde bestanddelen c.q. parameters betreft, verschaft de samenstelling van bodemslib (zie par. 9.5.3) derhalve meer inzicht dan de kwaliteitsverandering van water bij bodempassage.

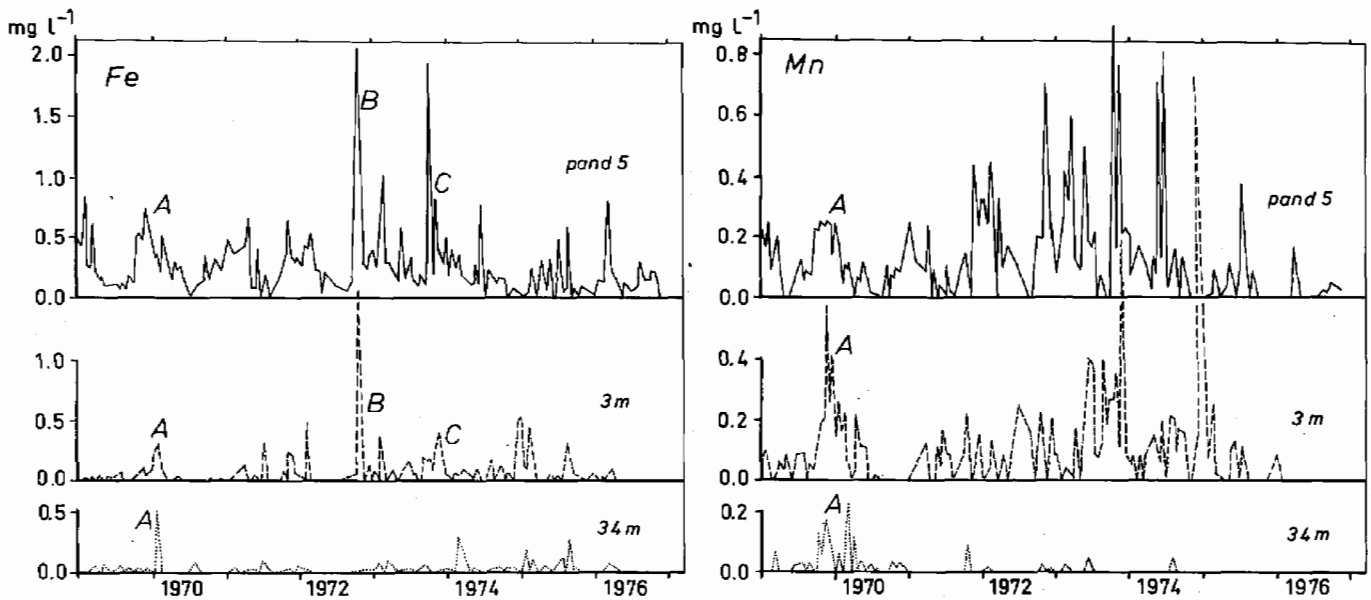
Van het optreden van diepbedfiltratie getuigen:

(a) de penetratie van slib in het duinzand onder bodemslib (fig. 9.17); en

(b) het ondergronds doordringen van een aantal Fe- en Mn-pieken in het infiltratiewater verder dan 3 en mogelijk zelfs verder dan 34 m (fig. 9.18). Omdat dit optreedt tijdens perioden met juist een lage oplosbaarheid van Fe- en Mn-verbindingen ( $O_2 = 4 \pm 1 \text{ mg L}^{-1}$  en  $NO_3 = 24 \pm 4 \text{ mg L}^{-1}$ ), is de penetratie van Fe en Mn in de vorm van colloïdale deeltjes waarschijnlijk.

Nader onderzoek naar diepbedfiltratie is gewenst, hoewel het doordringen van zwevende deeltjes tot diep in fijnkorrelige poreuze media ook elders geconstateerd is (voor een overzicht zie Olsthoorn, 1982). Het wordt in belangrijke mate beïnvloed door de wijze van voorzuivering (Olsthoorn, 1982). Coagulatie zonder daaropvolgende filtratie, zoals toegepast door de WRK te Nieuwegein en de LDM (zie tabel 2.1), leidt tot minder penetratie t.g.v. de resulterende positievere lading van de zwevende deeltjes. Deze verlaagt n.l. de mobiliteit van de deeltjes in een doorgaans negatief

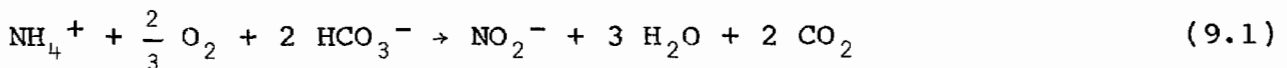
geladen poreus medium.



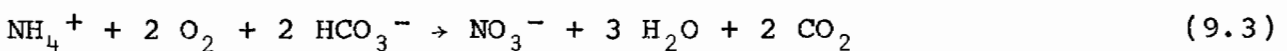
Figuur 9.18 - Verloop in het twee-wekelijks gemeten Fe-en Mn-gehalte van water in pand 5, Bo (3 m) en Co (34 m) in het PWN-infiltratiegebied Castricum, van 1969-1976. Gelijkgenummerde pieken lijken met elkaar overeen te komen, hetgeen mogelijk duidt op de penetratie van Fe- en Mn-colloïden i.v.m. de gelijktijdige hoge mate van aerobie (zie deelrapport 2, fig. 6.3).

### 9.6.3 Nitrificatie

Op plaatsen met weinig reactieve organische stof en bijgevolg een dusdanig hoge mate van aerobie, dat het water zuurstof bevat, gaan de eerste meters bodempassage vergezeld van de omzetting van  $\text{NH}_4$  via  $\text{NO}_2$  in  $\text{NO}_3$  en van  $\text{NO}_2$  in  $\text{NO}_3$  door mediatie van zogenaamde nitrificerende bacteriën. Indien  $\text{HCO}_3$  als zuurbuffer wordt gekozen, dan zijn de afzonderlijke reacties als volgt:



en is de overall-nitrificatie van  $\text{NH}_4$  aldus voor te stellen (9.1 + 9.2):



Bevat het poreuze medium en/of infiltrerende water daarentegen wèl veel reactieve organische stof, dan wordt op grond van het streven naar de grootste verlaging in de vrije energie verwacht, dat zono-

dig alle zuurstof eerst verbruikt wordt voor de oxydatie van deze organische stof. Dan blijft er dus geen of weinig  $O_2$  over voor nitrificatie.

In hoeverre het thermodynamische uitgangspunt van deze redenering qua reactiekinetiek ondersteund c.q. tegengewerkt wordt, is onbekend. Massabalansen (zie par. 9.7.1) kunnen hieromtrent duidelijkheid verschaffen.

Omdat voor volledige omzetting van 1 mg  $NH_4$  in 3,43 mg  $NO_3$  maar liefst 3,55 mg  $O_2$  nodig is, kan infiltratiewater met enkele mg  $NH_4$   $l^{-1}$  alleen al door nitrificatie zuurstofloos worden.

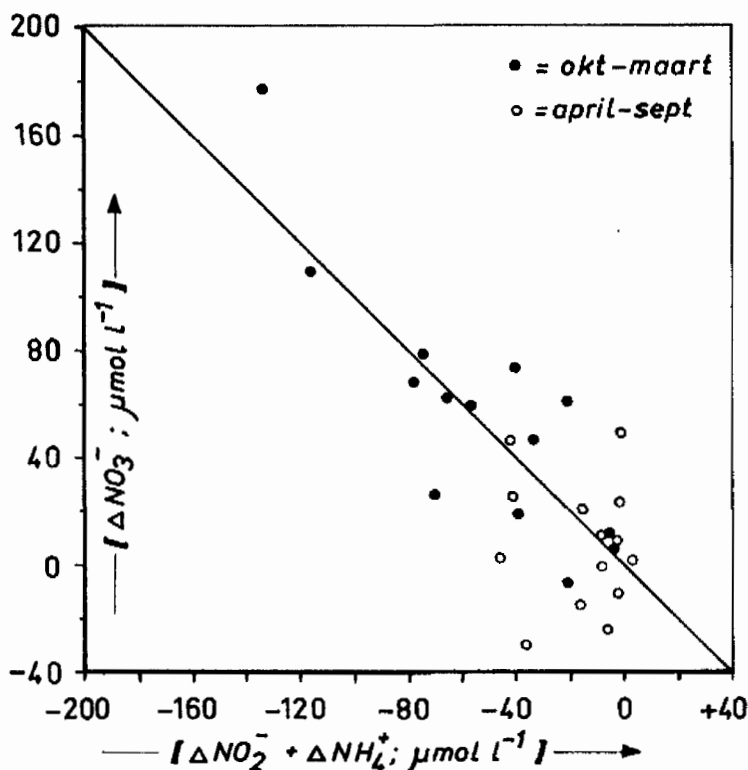


Fig. 9.19 - Verband tussen de voor halfjaarlijkse perioden gemiddelde afname van  $NH_4^+ + NO_2^-$  en toename van  $NO_3^-$  tijdens bodempassage in het (sub)oxische 1e WVP, zoals geconstateerd op 3 m (Bo) en 34 m (Co) afstand van pand 5 in het PWN-infiltratiegebied Castricum van 1969-1975

De reacties 9.2 en 9.3 manifesteren zich in de kwaliteitsverandering bij bodempassage het best bij pand 5 van het PWN, omdat het bestudeerde systeem hier (blijkbaar) het meest aeroob is. Alleen hier verandert  $\Sigma N$  gemiddeld over meerdere jaren niet/nauwelijks en geldt op mol-basis:

$$\Delta NO_3^- = - \Delta NH_4^+ - \Delta NO_2^- \text{ (zie tabel 9.1 en 9.2).}$$



Uit fig. 9.19 volgt, dat bij pand 5 zelfs voor halfjaarlijkse periodes de toename van  $\text{NO}_3$  meestal de afname van  $\text{NH}_4 + \text{NO}_2$  nog goed benadert. Sorptie van  $\text{NH}_4$  (par. 9.6.7), denitrificatie (par. 9.6.4) en mineralisatie (par. 9.6.4) verstoren dit verband in toenemende mate bij beschouwing van kortere balansperioden.

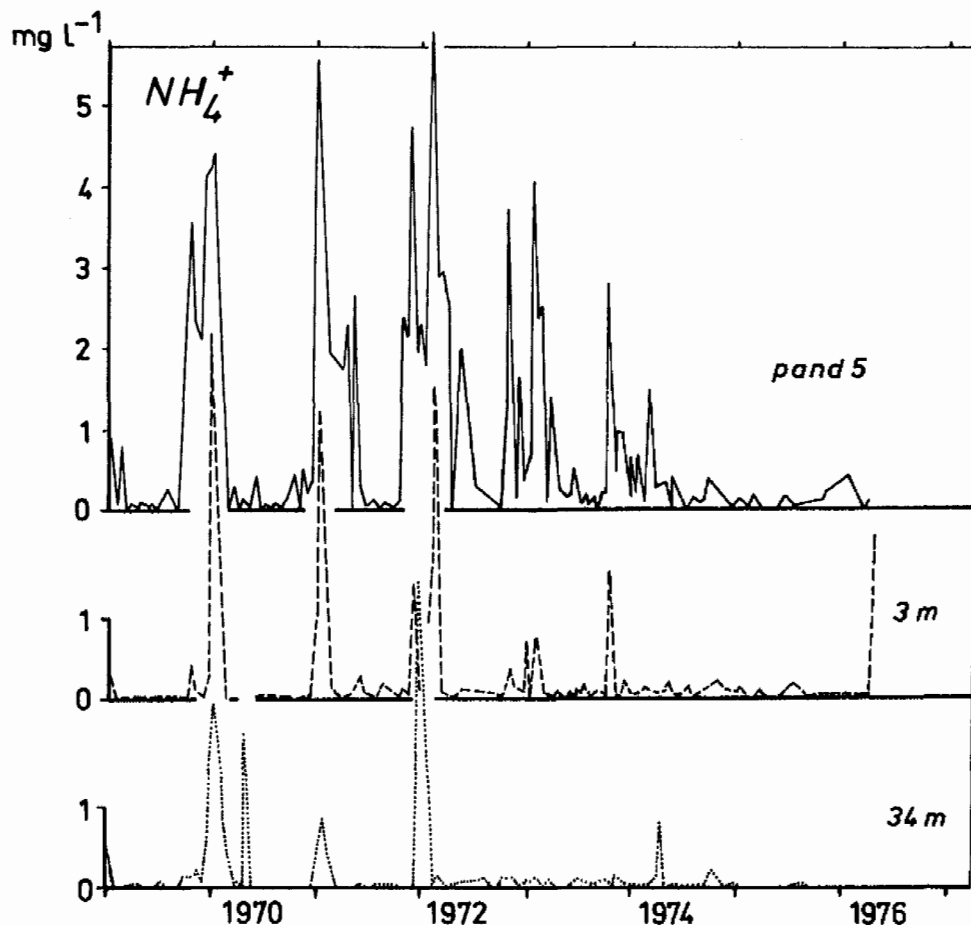


Fig. 9.20 - Verloop in  $\text{NH}_4$ -gehalte van water in pand 5 (infiltratiegebied Castricum), na 3 en 34 m bodempassage in het (sub)oxische WVP (resp. Bo en Co) van 1969-1976. Een watertemperatuur  $< 10^\circ\text{C}$  en hoge  $\text{NH}_4$ -gehalten in pand 5 leiden van medio december t/m februari tot  $\text{NH}_4$ -doorslag i.v.m. een onvolledige nitrificatie

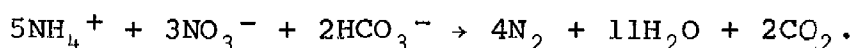
De temperatuursafhankelijkheid van nitrificatie, zoals geconstateerd in rivieren, spaarbekkens (Rook & Oskam, 1970), bodems (Addiscott, 1983) en zandfilters, volgt ook uit de praktijk van duininfiltratie (zie fig. 9.20). Hoge  $\text{NH}_4$ -concentraties zijn op 3 en 34 m afstand alleen van medio december t/m februari zichtbaar, wanneer zowel de watertemperatuur lager is dan  $10^\circ\text{C}$  ( $2-10^\circ\text{C}$ ) als pand 5 hoge  $\text{NH}_4$ -gehalten vertoont. Buiten deze periode zorgt een voldoende snelle nitrificatie bij hogere watertemperaturen voor een

bijna volledige omzetting van  $\text{NH}_4$  in  $\text{NO}_3$ , ondanks vergelijkbare, hoge  $\text{NH}_4$ -concentraties in pand 5.

De afstandsafhankelijkheid van nitrificatie volgt uit het verloop van  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_2$  en  $\text{NO}_3$  met de afgelegde afstand ondergronds bij pand 5 in fig. 9.2. Tijdens de eerste 5 m (3 dagen) wordt 60-70 % van het  $\text{NH}_4$  en  $\text{NO}_2$  omgezet in  $\text{NO}_3$ . De daaropvolgende 29 m (11 dagen) leiden slechts tot een verdere omzetting van resp. ca. 10 en 20 %.

Een dergelijk verloop komt overeen met een biochemisch afbraakproces van de 1e orde (zie vergelijking 8.8) of hoger. Hoewel het  $\text{NO}_3$ -verloop met de afgelegde afstand ondergronds bij pan 13.1 en pan 8.2 geenszins overeenstemt met het  $\text{NH}_4$ - en  $\text{NO}_2$ -verloop (zie fig. 9.2, tabel 9.2 en 9.3), is nitrificatie mogelijk toch verantwoordelijk voor de exponentieële afname van  $\text{NH}_4$ . Enerzijds omdat de alternatieve hypothese, fixatie van  $\text{NH}_4$ , onwaarschijnlijk is omdat er bij pan 13.1 geen sprake (meer) is van K-fixatie (zie par. 9.6.7). Anderzijds omdat het heel goed mogelijk is, dat het bemonsterde water telkens een mengsel is van een deel, dat denitrificatie heeft ondergaan, met een deel waarin  $\text{NH}_4$  bij voortgaande bodempassage verder nitrificeert (zonder denitrificatie).

Een andere, nader te onderzoeken hypothese is, dat het  $\text{NH}_4$  met  $\text{NO}_3$  bij menging of zonder menging heel langzaam reageert volgens:



In de literatuur ben ik deze thermodynamisch wel mogelijke reactie (nog) niet tegengekomen.

#### 9.6.4 Mineralisatie

##### Theoretische achtergronden

Organische stof, in opgeloste, colloïdale of zwevende toestand aanwezig in het infiltratiewater en als vaste fase in het poreuze medium, is thermodynamisch instabiel, ongeacht de redoxpotentiaal van het systeem. De afbraak van organische stof verloopt grotendeels via redoxreacties, die door micro-organismen gekatalyseerd worden en leidt tot het geleidelijk steeds verder uiteenvallen in minerale (= anorganische) reactieprodukten als  $\text{CO}_2$ ,  $\text{HCO}_3$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{PO}_4$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  etc.

Deze afbraak oftewel mineralisatie geschiedt bij voortgaande bodempassage in een van de atmosfeer praktisch gesloten systeem, door

steeds zwakkere oxydatoren, omdat de sterkste het eerst worden gebruikt. Derhalve wordt eerst  $O_2$  verbruikt (aannemende, dat al het eventuele  $Cl_2$  vóór infiltratie is opgesoupeerd of vervluchtigd), dan  $NO_3$  en bijna gelijktijdig  $MnO_2$ , vervolgens  $Fe(OH)_3$  en bijna tegelijkertijd doch theoretisch in volgorde  $SO_4$ ,  $CO_2$  en  $N_2$  (Froelich et al, 1979; Champ et al, 1979; Stumm & Morgan, 1981).

De bijbehorende reactievergelijkingen, uitgaande van een vereenvoudigde weergave van organische stof door  $CH_2O$  en zuurbuffering door  $HCO_3$ , zijn gerangschikt in tabel 9.18. Bij de hierin aangegeven reactievolgorde hoort een ecologische successie van micro-organismen die de reacties biologisch katalyseren. Bekend is, dat bij de reacties (9.4), (9.5) en (9.8) t/m (9.10) resp. aeroob heterotrofen, denitrificeerders, sulfaat-reduceerders, methaan bacteriën en niet-fotosynthetische stikstof-fixeerders betrokken zijn.

Het  $MnO_2$  in reactie (9.6) en  $Fe(OH)_3$  in reactie (9.7) kunnen als vaste fase aanwezig zijn, terwijl  $CH_2O$  in water voorkomt. Het omgekeerde kan ook, wanneer  $MnO_2$  en  $Fe(OH)_3$  zich als colloïdale deeltjes in water bevinden. Anders moeten (9.6) en (9.7) worden opgevat als de "overall"-reactie van eerst congruente oplossing van resp.  $MnO_2$  en  $Fe(OH)_3$  en vervolgens oxydatie van organische stof door resp.  $Mn^{4+}$  en  $Fe^{3+}$ . Het bij reactie (9.8) gevormde  $HS^-$  geeft iha aanleiding tot de vorming van ijzersulfiden (zie par. 9.6.5) en zeer lage concentraties  $H_2S$  (genoeg om naar rotte eieren te stinken).

Reactie	vergelijking	nr.
Aerobe respiratie	$O_2 + CH_2O \rightarrow CO_2 + H_2O$	(9.4)
Denitrificatie	$NO_3^- + \frac{5}{4} CH_2O \rightarrow \frac{1}{2} N_2 + \frac{1}{4} CO_2 + HCO_3^- + \frac{3}{4} H_2O$	(9.5)
Mn (IV)-reductie	$MnO_2 + \frac{1}{2} CH_2O + \frac{3}{2} CO_2 + \frac{1}{2} H_2O \rightarrow Mn^{++} + 2HCO_3^-$	(9.6)
Fe (III)-reductie	$Fe(OH)_3 + \frac{1}{4} CH_2O + \frac{7}{4} CO_2 \rightarrow Fe^{++} + 2HCO_3^- + \frac{3}{4} H_2O$	(9.7)
Sulfaat-reductie	$SO_4^{--} + 2CH_2O \rightarrow HS^- + H_2O + CO_2 + HCO_3^-$	(9.8)
Methaan fermentatie	$CO_2 + 2CH_2O \rightarrow CH_4 + 2CO_2$	(9.9)
Stikstof fixatie	$N_2 + \frac{3}{2} CH_2O + 3H_2O + \frac{1}{2} CO_2 \rightarrow 2NH_4^+ + 2HCO_3^-$	(9.10)

Tabel 9.18 - Mineralisatie van organische stof (vereenvoudigd weergegeven door  $CH_2O$ ) tijdens bodempassage van geïnfiltreerd oppervlaktewater in een van de atmosfeer gesloten systeem, successievelijk door steeds zwakkere oxydatoren ( $O_2$  = sterkst;  $N_2$  = zwakst). Gewijzigd naar Stumm en Morgan (1981).

Omdat een groot deel van het zeer reactieve organische materiaal bestaat uit algen, geaccumuleerd in bodemslib, kan deze organische

stof gevoeglijk worden voorgesteld door  $\text{CH}_2\text{O}(\text{NH}_3)_y(\text{H}_3\text{PO}_4)_z$ , waarin  $y = 0,151$  en  $z = 0,0094$ , indien het algprotoplasma betreft (Stumm & Morgan, 1981). In hoeverre een C:N:P-verhouding van  $106:16:1 = 1:0,151:0,0094$  ook geldt voor de reactieve organische fase(n) in bodemslib, is onbekend.

Wordt  $\text{CH}_2\text{O}$  in (9.4) t/m (9.10) nu vervangen door  $\text{CH}_2\text{O}(\text{NH}_3)_y(\text{H}_3\text{PO}_4)_z$ , dan ontstaan de in tabel 9.19 weergegeven reactievergelijkingen. Hieruit volgt, dat de oxydatie van organische stof niet alleen leidt tot consumptie van oxydatoren en organische stof en produktie van TIC ( $\text{CO}_2 + \text{HCO}_3$ ) en resp. bij (9.5) t/m (9.10) van  $\text{N}_2$ , Mn, Fe,  $\text{HS}^-$ ,  $\text{CH}_4$  en  $\text{NH}_4$ , doch tevens tot:

- a. de vorming van  $\text{NO}_3$  alleen in oxisch milieu;
- b. het vrijkomen van  $\text{NH}_4$  ook bij (9.5b) t/m (9.9); en
- c. het overal vrijkomen van  $\text{H}_3\text{PO}_4$ , dat bij een pH van 7-8 v.n.l. voorkomt als  $\text{HPO}_4^{--}$  en  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ . De dissociatie van  $\text{H}_3\text{PO}_4$  is in (9.4a) t/m (9.10a) verwaarloosd. In het oxische en suboxische milieu is de mobiliteit van  $\text{PO}_4$  meestal aanzienlijk lager dan in anoxisch milieu, o.a. i.v.m. (chemi)sorptie aan  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  (zie par. 9.6.7). Fig. 9.1 en 9.21 illustreren dit fraai.

Verder valt op, dat het betrekken van  $\text{NH}_3$  bij de oxydatie van organische stof tot gevolg heeft, dat er minder  $\text{CO}_2$  geproduceerd wordt c.q. meer  $\text{CO}_2$  verbruikt i.v.m. ammonificatie ( $\text{org. NH}_3 + \text{H}^+ \rightarrow \text{org.} + \text{NH}_4^+$ ) en dat er bij de reacties (9.4a), (9.5a) en (9.6a) tevens oxydantia worden verbruikt voor omzetting van  $\text{NH}_3$ . Tenslotte treedt de toename van TIC (vooral  $\text{HCO}_3 + \text{CO}_2$ ) naar voren als goede maat voor de omvang van mineralisatie, ook al wordt een groot deel van (eventueel) vrijkomend  $\text{CO}_2$  aangewend voor kalkoplossing (zie par. 9.6.6), hetgeen tevens TIC-verhogend werkt.

In het navolgende zal op diverse beïnvloedingsfactoren van (de omvang van) mineralisatie worden ingegaan aan de hand van praktijkvoorbeelden.

### Samenstelling van de ondergrond

In principe kan geïnfiltreerd oppervlaktewater de reacties (9.4a) t/m (9.10a) doorlopen. Dit hangt echter geheel af van de beschikbaarheid van ontleedbare organische stof. Deze vertoont grote verschillen, vooral door toedoen van een ongelijkmatige verdeling van bodemslib (zie par. 4.2.2) en veen in duinzand (zie fig. 4.1-4.3).

milieu	reactievergelijking ( $y \leq 0,151$ ; $z \leq 0,0094$ )	nr.
oxisch	$O_2 + \frac{1}{1+2y} [CH_2O(NH_3)_y(H_3PO_4)_z] + \left(\frac{y}{1+2y}\right) HCO_3^- \longrightarrow$ $\left(\frac{1+y}{1+2y}\right) CO_2 + H_2O + \left(\frac{y}{1+2y}\right) NO_3^- + \left(\frac{z}{1+2y}\right) H_3PO_4$	9,4 a
suboxisch	$NO_3^- + \frac{5}{4+3y} [CH_2O(NH_3)_y(H_3PO_4)_z] \longrightarrow$ $\left(\frac{2+4y}{4+3y}\right) N_2 + \left(\frac{1-3y}{4+3y}\right) CO_2 + HCO_3^- + \left(\frac{3+6y}{4+3y}\right) H_2O + \left(\frac{5z}{4+3y}\right) H_3PO_4$	9,5 a
suboxisch	$NO_3^- + \frac{5}{4} [CH_2O(NH_3)_y(H_3PO_4)_z] \longrightarrow$ $\frac{1}{2} N_2 + \frac{5y}{4} NH_4^+ + \left(\frac{1-5y}{4}\right) CO_2 + \left(\frac{4+5y}{4}\right) HCO_3^- + \left(\frac{3-5y}{4}\right) H_2O + \frac{5z}{4} H_3PO_4$	9,5 b
suboxisch	$MnO_2 + \frac{2}{4+3y} [CH_2O(NH_3)_y(H_3PO_4)_z] + \left(\frac{6+6y}{4+3y}\right) CO_2$ $+ \left(\frac{2}{4+3y}\right) H_2O \longrightarrow Mn^{++} + 2HCO_3^- + \left(\frac{y}{4+3y}\right) N_2 + \left(\frac{2z}{4+3y}\right) H_3PO_4$	9,6 a
anoxisch	$Fe(OH)_3 + \frac{1}{4} [CH_2O(NH_3)_y(H_3PO_4)_z] + \left(\frac{7+y}{4}\right) CO_2 \longrightarrow$ $Fe^{++} + \left(\frac{8+y}{4}\right) HCO_3^- + \left(\frac{3-y}{4}\right) H_2O + \frac{z}{4} H_3PO_4 + \frac{y}{4} NH_4^+$	9,7 a
anoxisch	$SO_4^{--} + 2[CH_2O(NH_3)_y(H_3PO_4)_z] \longrightarrow HS^-$ $+ (1+2y) HCO_3^- + 2y NH_4^+ + (1-2y) CO_2 + (1-2y) H_2O + 2z H_3PO_4$	9,8 a
anoxisch	$CO_2 + 2[CH_2O(NH_3)_y(H_3PO_4)_z] + 2y H_2O \longrightarrow CH_4$ $+ (2-2y) CO_2 + 2y HCO_3^- + 2y NH_4^+ + 2z H_3PO_4$	9,9 a
anoxisch	$N_2 + \frac{3}{2} [CH_2O(NH_3)_y(H_3PO_4)_z] + \left(\frac{6+3y}{2}\right) H_2O$ $+ \left(\frac{1+3y}{2}\right) CO_2 \longrightarrow \left(\frac{4+3y}{2}\right) NH_4^+ + \left(\frac{4+3y}{2}\right) HCO_3^- + \left(\frac{3z}{2}\right) H_3PO_4$	9,10 a

Tabel 9.19 - Mineralisatie van organische stof (vereenvoudigd weergegeven door  $CH_2O(NH_3)_y(H_3PO_4)_z$ ) in oxisch, suboxisch en anoxisch milieu. Zie tevens tabel 9.18

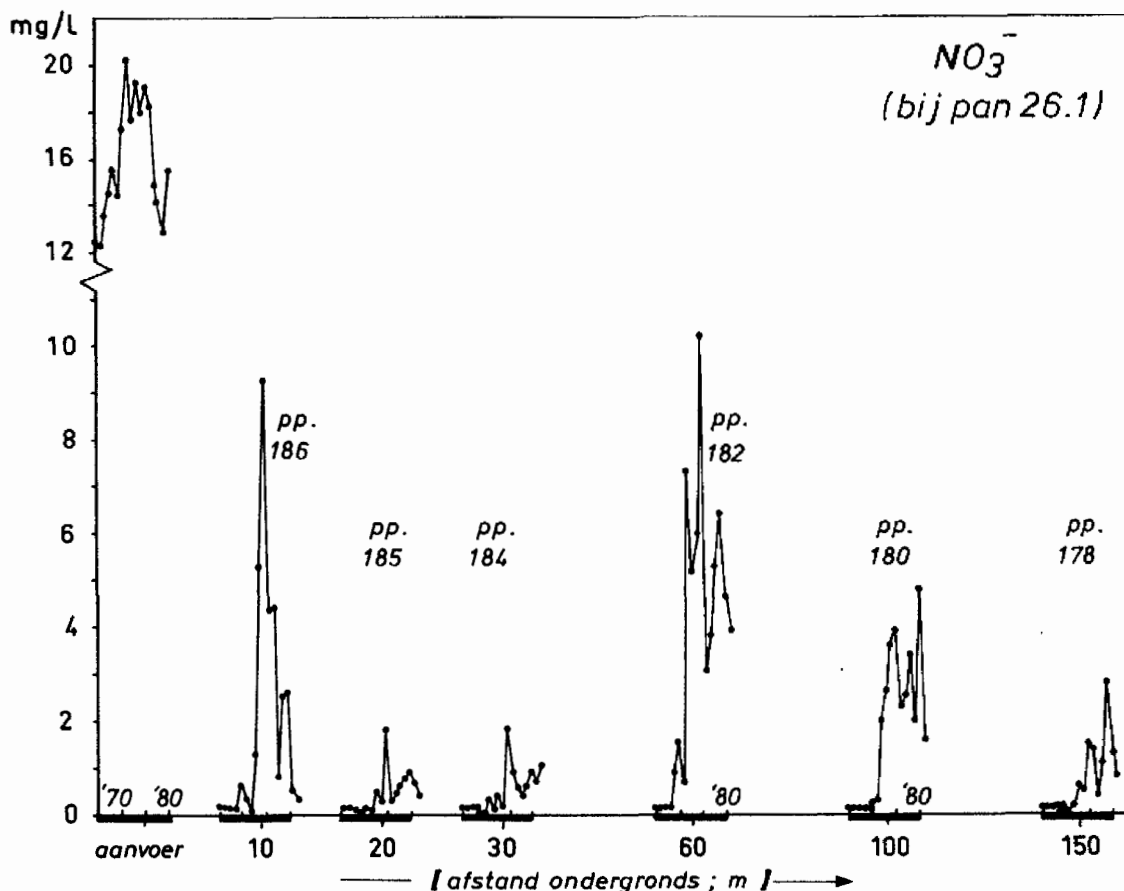
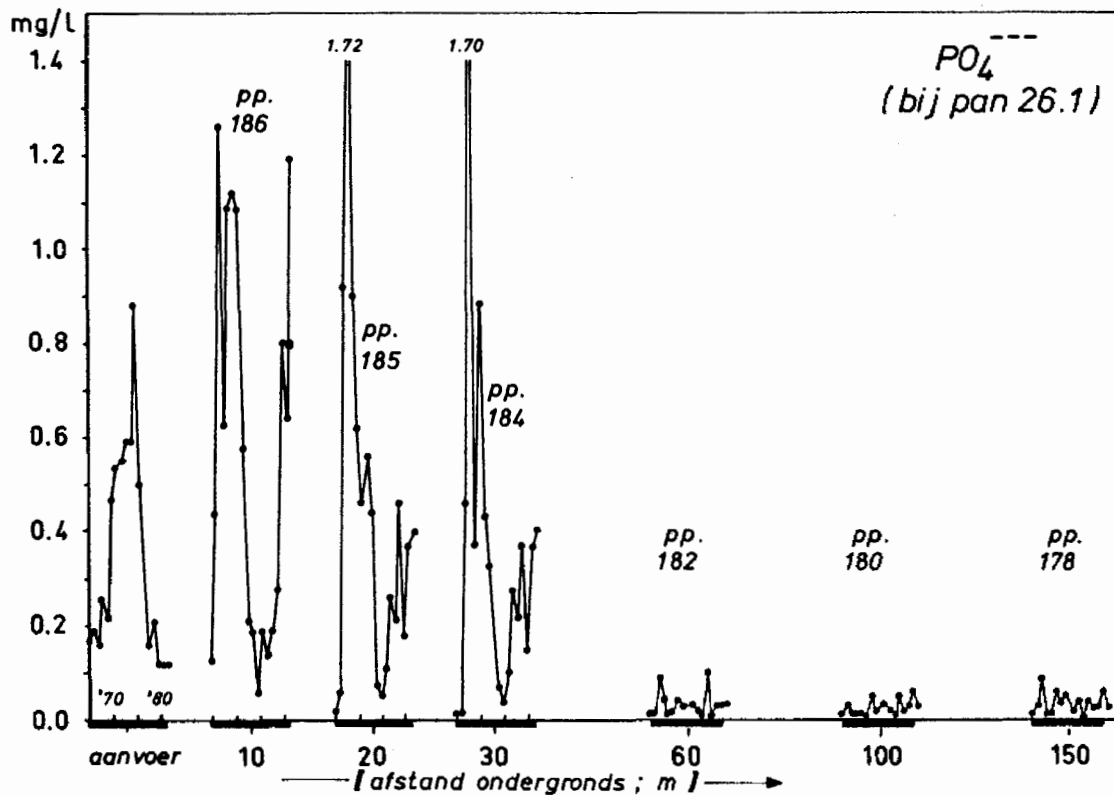


Fig. 9.21 - Verband tussen fosfaat- en nitraatgehaltes van geïnfiltreerd oppervlaktewater bij pan 26.1 van de DWL. Hoge  $\text{NO}_3^-$ -gehalten leiden vooral op 10 m afstand en in mindere mate op 20 en 30 m, tot lage  $\text{PO}_4$ -concentraties i.v.m. (chemi)sorptie aan gevormd  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . Vanaf 60 m speelt naast het hoge  $\text{NO}_3^-$ -gehalte tevens gebrek aan fosfaatdoorslag een rol. Weergegeven zijn jaargemiddelden van 1965 t/m 1982.

De mineralisatie van in infiltratiewater opgeloste organische stof (bij de DWL 4,5-6 mg C l<sup>-1</sup>, zie fig. 9.6), leidt op zich theoretisch tot maximaal een volledige zuurstofconsumptie en gedeeltelijke denitrificatie; in werkelijkheid waarschijnlijk tot niet meer dan een gedeeltelijke zuurstofconsumptie, daar niet alle DOC uit het infiltratiewater geoxideerd wordt.

Bij pand 26.1 met een dikke laag bodemslib, die nooit verwijderd is, en met veen in duinzand (zie fig. 3.4), wordt zoveel organische stof afgebroken, dat het stadium van sulfaatreductie ruimschoots gehaald wordt. Omdat CH<sub>4</sub>-analyses ontbreken, is voor dit stadium geen direct bewijs voorhanden. Wel zijn er indirecte bewijzen voor methaanvorming (zie par. 9.7.1).

Een t.o.v. het infiltratiewater sterk afgenomen SO<sub>4</sub>-gehalte, afwezigheid van NO<sub>3</sub> en hoge concentraties TIC, NH<sub>4</sub> en incidenteel PO<sub>4</sub> (wellicht t.g.v. fouten in monstervoorbehandeling niet frequenter en gelijkmatiger; zie par. 3.2) wijzen hierop (zie tabel 9.9). Bij pand 5 van het PWN, waar regelmatig bodemslib is verwijderd en veen praktisch ontbreekt (zie fig. 3.1), wordt daarentegen zo weinig organische stof gemineraliseerd, dat het water nog enkele mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> bevat.

#### Bodemslibverwijdering en droogstand

Waartoe juist het staken van een tevoren regelmatige bodemslibverwijdering kan leiden, illustreert fig. 9.22. De resulterende accumulatie van bodemslib sinds 1972 heeft bij pand 5 duidelijk een met de tijd toenemende denitrificatie, kleurafgifte en mobilisatie van NH<sub>4</sub>, Fe en Mn tot gevolg. De verhoogde mineralisatie van organische stof leidt hier direct tot NO<sub>3</sub>-verbruik voor oxydatie, mogelijk eerst NH<sub>4</sub>-passage door het ophouden van nitrificatie en later NH<sub>4</sub>-levering door ammonificatie, en de afgifte van kleurveroorzakende organische complexen met Fe en eventueel Mn.

Droogstand, eventueel na weken indroging gevolgd door bodemslibverwijdering, moet tot een drastische toename van de mineralisatie leiden, omdat een tevoren van de atmosfeer gesloten systeem ineens geopend wordt voor atmosferische zuurstof. Het resultaat is dus een enorme toename van reactie (9.4a) aan de bovenkant van en langs krimpscheuren in het bodemslib, hetgeen ook in lagunair milieu is

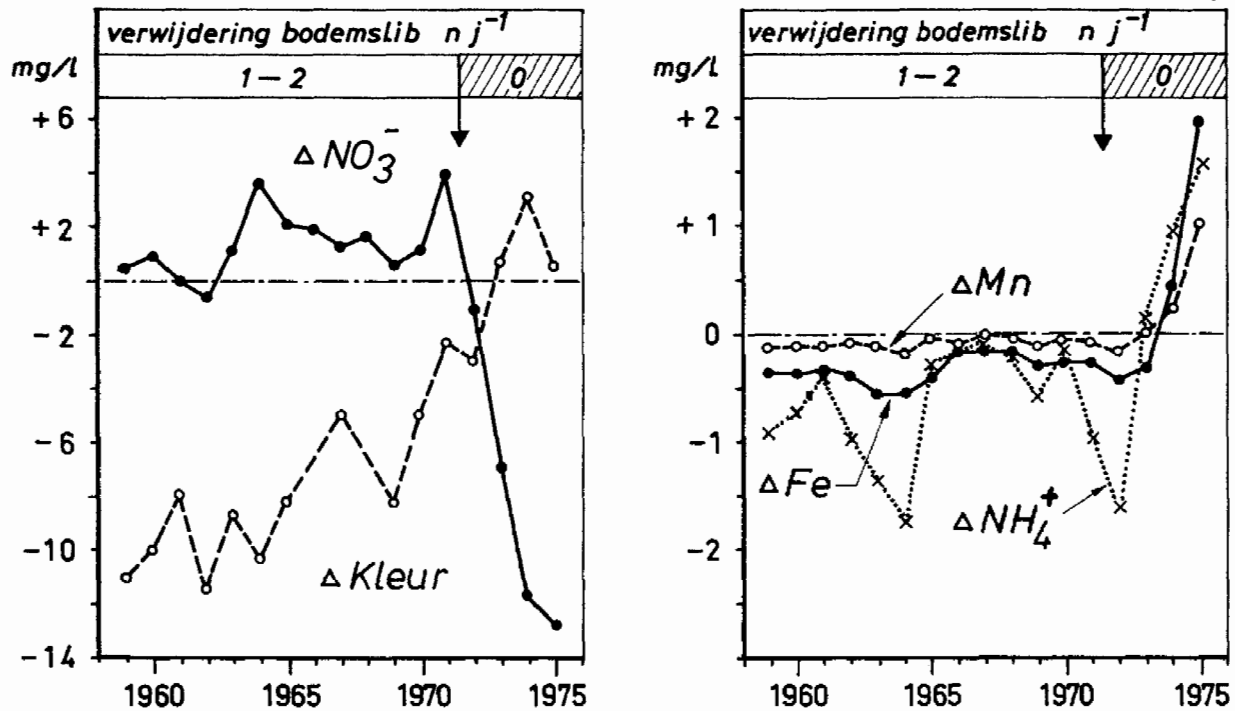


Fig. 9.22 - Gevolgen van het sinds 1972 staken van bodemslibverwijdering uit infiltratiepand 5 (PWN-Castricum), voor de verandering in  $NO_3^-$ ,  $NH_4^+$ , Fe, Mn en kleur bij 1,8 m verticale bodempassage in het hart van pand 5 (meetpunt  $A_d$ ; zie fig. 3.1)

vastgesteld (Arenas & De la Lanza, 1981). In hoeverre zich de reactieproducten hiervan (o.a.  $NO_3^-$  en  $PO_4$ ) en van de reacties, die zich vóór dit oxische front uit afspelen, uiteindelijk manifesteren in bemonsterd grondwater hangt af van het feit of er wèl of geen slib verwijderd wordt. Verwijdering maakt de kans op een manifestatie geringer, daar een groot deel van de reactieproducten met het slib wordt afgevoerd. Blijft het slib daarentegen liggen, dan kunnen de reactieproducten na een nieuwe inundatie met het infiltrerende water worden afgevoerd. Dat een en ander toch aanzienlijk ingewikkelder in elkaar steekt, wijst de praktijk uit. Het droogstaan al dan niet gevolgd door slibverwijdering heeft nl. zelden/nooit tot een directe manifestatie (d.w.z. na correctie voor de reistijd) van een toegenomen mineralisatie geleid, b.v. in de vorm van een piek in TIC,  $PO_4$ ,  $NO_3^-$  of  $NH_4^+$ , DOC,  $KMnO_4$ -verbruik en kleur. Dit kan worden nagegaan in fig. 5.1-5.6 van deelrapport 2, fig. 5.1-5.7 van deelrapport 3 en bijlage 2 van deelrapport 4. Alleen in het winterhalfjaar 1959/1960 is bij uitmondingsbak U5 van GW wel een aanzienlijke  $NO_3^-$ -piek waargenomen direct n.a.v. droogstand van en slibverwijdering uit de bijbehorende geulen 6-8 (zie fig. 5.5 in deelrap-



port 2). Ook Huisman & Van Haaren (1966) maakten hier gewag van. Een vertraagde manifestatie van een toegenomen mineralisatie n.a.v. droogstand met of zonder slibverwijdering lijkt te bestaan uit zeer hoge orthofosfaatpieken ver uitstekend boven de aanvoer, vele maanden tot enkele jaren later dan verwacht op grond van de reistijd (zie fig. 9.23). Omdat orthofosfaat zeer sterk betrokken is bij sorptieprocessen (zie par. 9.6.7), is deze vertraging geenszins verwonderlijk.

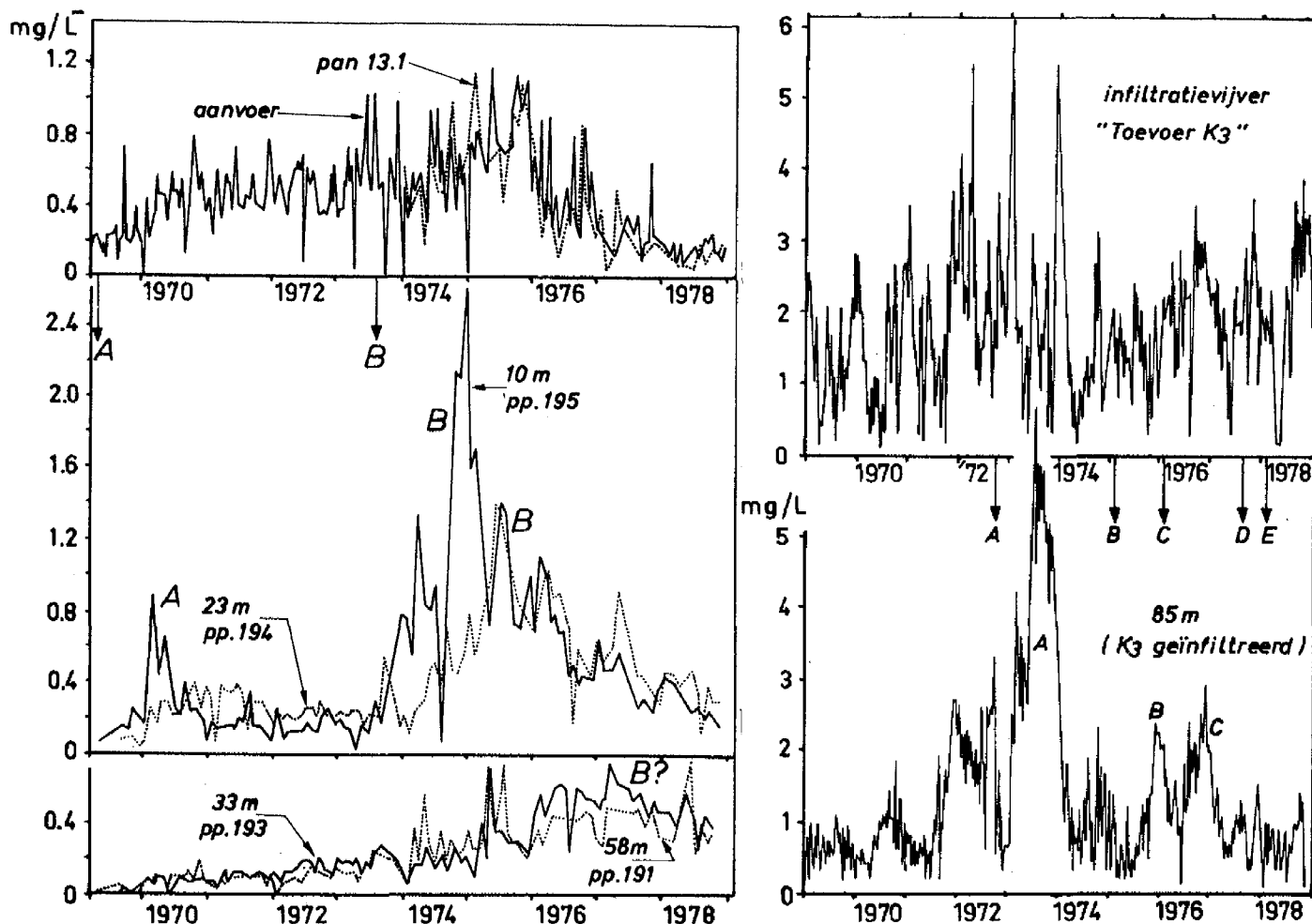


Fig. 9.23 - Verloop van het orthofosfaatgehalte van infiltratiewater vóór en na verschillende afstanden bodempassage bij de DWL en LDM in relatie met droogstand met (LDM) of zonder bodem-slibverwijdering (DWL). Genummerde  $PO_4$ -pieken lijken overeen te komen met gelijk genummerde episodes van droogstand (↓)

Temperatuur:

De temperatuursafhankelijkheid van biochemische processen zoals mineralisatie is wel bekend o.a. uit de afvalwaterbehandeling, nutriënten-regeneratie uit aquatische macrophyten (Ogwada et al, 1984),  $CO_2$ -evolutie in bosbodems (Witkamp, 1969;

Edwards, 1975) en methanogenese in meersedimenten (Kelly & Chynoweth, 1981). De seizoensafhankelijkheid van de kwaliteitsveranderingen van geïnfiltreerd oppervlaktewater bij bodempassage (zie par. 9.2.3 en 9.3.3) is hiermee geheel in overeenstemming. Een sprekend voorbeeld is de overeenkomst in het temperatuursverloop van water en de toename van TIC bij bodempassage (fig. 9.24). Vooral in het anoxische le WVP (bij pp 184), waar een sterke mineralisatie tot nitraatloosheid leidt, is de overeenkomst groot. Voor dit meetpunt is voor de periode 1980-1981 in fig. 9.25 het verband tussen de temperatuur en  $\Delta$ TIC weergegeven. Weglating van 2 meetpunten met een waarschijnlijke methaanvorming, levert het volgende verband op:

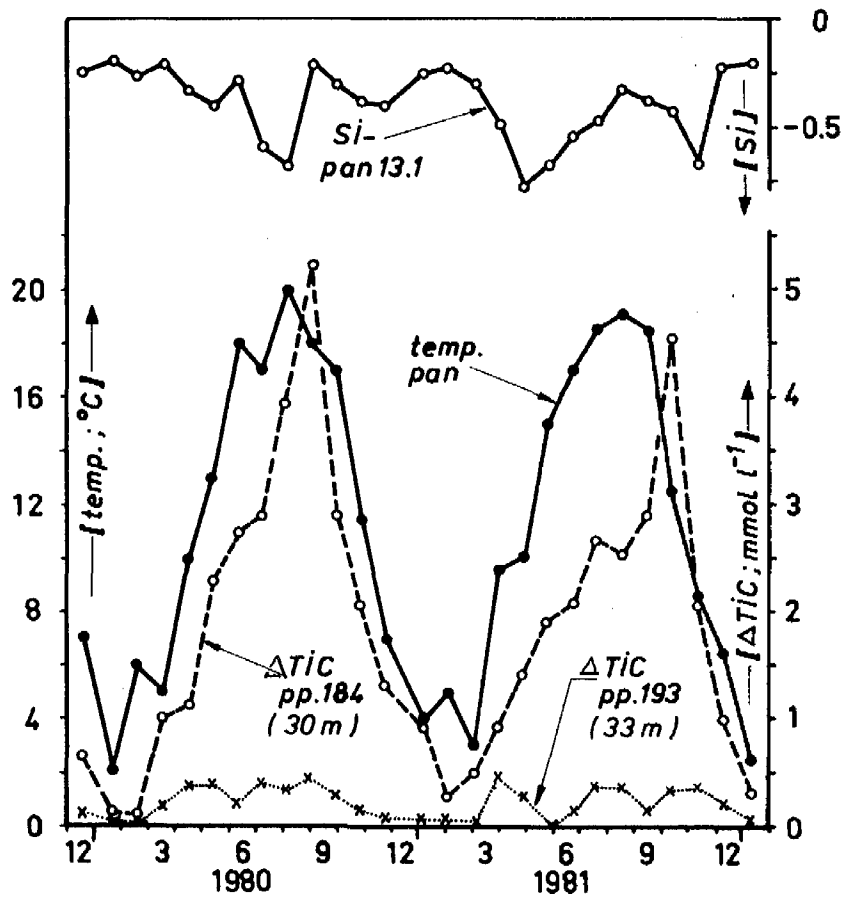


Fig. 9.24 - Verloop in temperatuur van het infiltratiewater, de kalkverzadigingsindex SI van dit water in pan 13.1 en de toename van TIC bij 30-33 m bodempassage in het (sub)oxische en anoxische le WVP (resp. pp 193 en 184). Een temperatuursafhankelijke mineralisatie dicteert het  $\Delta$ TIC-verloop, dat een tijdsverschuiving overeenkomstig de reistijd heeft ondergaan.

$\Delta\text{TIC}$  ( $\text{mmol l}^{-1}$ ) =  $-0,13 + 0,1634 \text{ temp } (^{\circ}\text{C})$ , met  $R = 0,92$ . Grosso modo komt 1/3 van  $\Delta\text{TIC}$  hierin op rekening van een door mineralisatie geïmproviseerde kalkoplossing (zie par. 9.6.6), terwijl het resterende deel een direct gevolg van mineralisatie is.

In het nitraathoudende le WVP is de overeenkomst tussen het temperatuursverloop en  $\Delta\text{TIC}$  minder fraai. De mineralisatie is hier dusdanig gering van omvang, dat een  $\Delta\text{TIC}$ -verloop analoog aan dat van de temperatuur verstoord wordt door fluctuaties in de kalkverzadigingsindex van het infiltratiewater in pan 13.1. Wordt er rekening gehouden met enige  $\text{CaCO}_3$ -afzetting, dus een TIC-afname tijdens periodes met een hoge SI, dan is een positief verband tussen  $\Delta\text{TIC}$  en de temperatuur ook voor dit systeem evident.

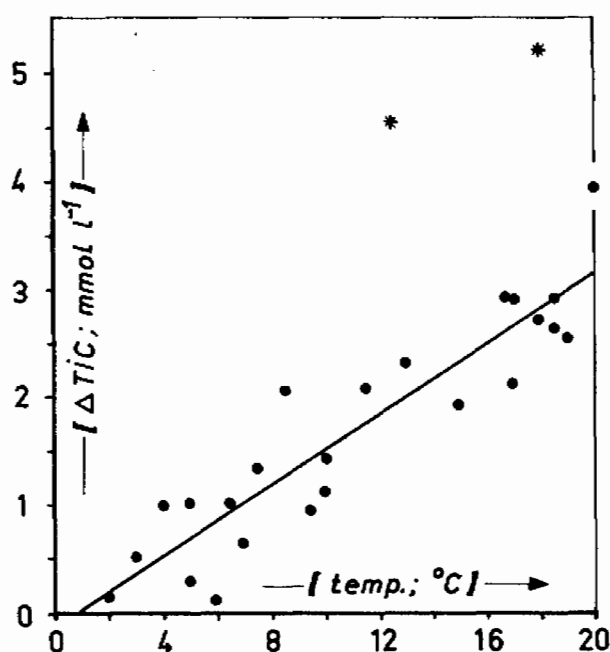


Fig. 9.25 - Verband tussen de toename van TIC bij bodempassage tot pp 184 en de temperatuur van het infiltratiewater in pan 26.1, in de periode december 1979 - januari 1982. Bij de als ster gemerkte meetpunten is het  $\text{SO}_4$ -gehalte  $< 5 \text{ mg L}^{-1}$  en is er, gelet op de hoge  $\Delta\text{TIC}$ , wellicht sprake van  $\text{CH}_4$ -vorming

### Afstand

De afgelegde afstand ondergronds speelt een ondergeschikte rol in de mineralisatie, althans in systemen met een hoog ADP, zoals het le WVP bij de bestudeerde meettraaien van het PWN en de DWL.

Organische stof wordt dan n.l. hoofdzakelijk in en mogelijk vlak

onder bodemslib en veen omgezet. Het sterkste bewijs hiervan is, dat voortgaande bodempassage in dergelijke systemen niet tot een verdere afname van  $O_2$ ,  $NO_3$  en  $SO_4$  leidt (zie tabel 9.2, 9.3 en 9.9). In systemen met een gering ADP, zoals dikwijls het le SDP, speelt de afstand wellicht een rol, omdat er nog reactieve organische stof voorhanden is in het poreuze medium. Onderscheid tussen effecten van verschil in ADP en in afstand is dan echter moeilijk.

#### Aantal malen doorstroming van het totale poriënvolume

Het ligt voor de hand, dat een hoog ADP met water, dat oxydatoren als  $O_2$ ,  $NO_3$  en  $SO_4$  bevat, kan leiden tot uitloging van afbreekbare organische stoffen uit het poreuze medium. In dat geval verwacht men eerst de doorbraak van  $SO_4$ , dan van  $NO_3$  en tenslotte van  $O_2$ . Omgekeerd, constateert men een dergelijke doorbraaksequentie, dan zou er wel eens sprake kunnen zijn van uitloging. Symptomen van uitloging vertoont het le WVP bij:

(a) pand 5 van het PWN, waar denitrificatie stopt omtreks 1963 en het  $O_2$ -gehalte van water continu stijgt na 3 en 34 m bodempassage (zie fig. 9.6);

(b) de uitmondingsbakken U3 (met veel veen) en U5 (zonder veen) van GW, waar het  $NO_3$ -gehalte van water na voltooide bodempassage (ca. 70 m) gestaag oploopt vanaf resp. 1965 en 1961 (zie fig. 5.7 in deelrapport 2); en

(c) pan 26,1 van de DWL, waar het  $NH_4$ -gehalte na 150 m bodempassage sinds 1967 een voortdurende daling vertoont en het  $NO_3$ -gehalte een wat kwakkelende toename sinds 1973 (zie fig. 9.6).

Te verwachten valt, dat geaccumuleerd bodemslib evenzeer uitloging zal ondergaan, wanneer een verdergaande verwijdering van eutrofiërende stoffen door vóórzuivering, uiteindelijk resulteert in een afname van de produktie van biomassa in infiltratiemiddelen.

#### Kwaliteit aangevoerde water

De omvang van mineralisatie wordt, afgezien van de al besproken temperatuur, op 4 manieren beïnvloed door de kwaliteit van het aangevoerde water:

(a) de concentratie van nutriënten: een hoge belasting ervan leidt tot een hoge produktie van biomassa in infiltratiemiddelen en daardoor in veel bodemslib met zeer reactieve organische stof;

(b) de concentratie van oxydatoren: hoge  $O_2$ -,  $NO_3$ - en  $SO_4$ -gehalten

brengen een snelle en hoge mate van mineralisatie met zich mee. Daarnaast houdt b.v. een lage  $O_2$  en  $NO_3^-$ -concentratie in, dat er eerder  $SO_4^{2-}$ -reductie op kan treden;

(c) de concentratie van  $NH_4^+$ : een hoge concentratie kan t.g.v. nitrificatie leiden tot zuurstofloosheid, hetgeen kan resulteren in een afname van de snelheid en mate van mineralisatie en in een eerder optredende  $SO_4^{2-}$ -reductie;

(d) de concentratie van afbreekbare organische stof; zie verder par. 10.7.6 en fig. 10.19.

Het netto effect van hoge  $NH_4^+$  concentraties in de aanvoer op de omvang van mineralisatie, is moeilijk te voorspellen, omdat deze zowel tot (a) als (c) leiden.

Hoe dan ook, het gevolg is, dat de  $NH_4^+$ -gehalten in geïnfiltreerd oppervlaktewater hoog blijven en dat er veel denitrificatie optreedt (zie fig. 9.26). Er ontstaat een fraai spiegelbeeld, waarbij  $-\Delta NO_3^- > 2NH_4^+$ .

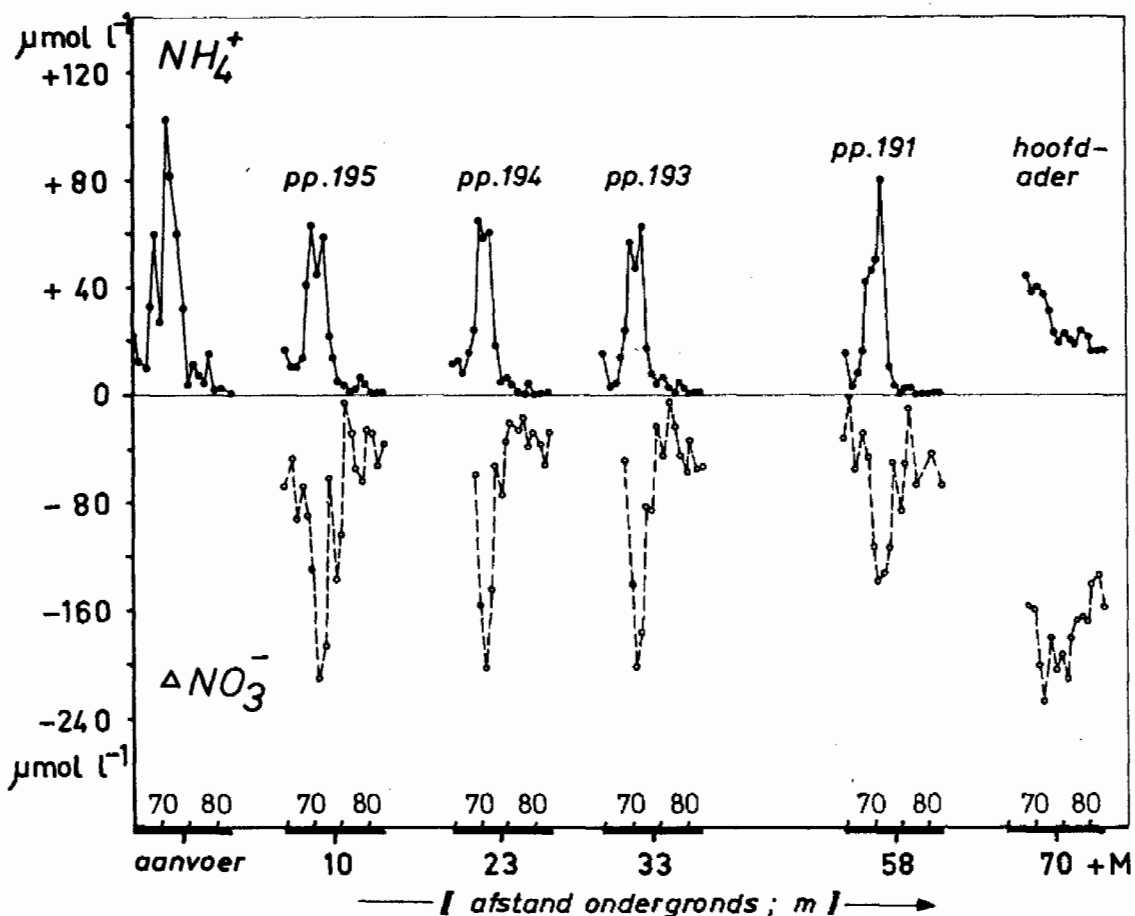


Fig. 9.26 - Verband tussen het verloop van het jaarlijks gemiddelde (1965-1983) van het  $NH_4^+$ -gehalte en de  $NO_3^-$ -verandering ( $\Delta NO_3^-$ ) bij bodempassage in de meetraai bij pan 13.1 van de DWL

### 9.6.5 Neerslag en oplossing van ijzersulfiden

#### Theorie

Alleen de wat dikkere lagen bodemslib verkleuren van boven naar beneden van vaal/bruin tot zwart. Deze zwartkleuring is zeer typisch voor slecht gekristalliseerd FeS (Vosjan, 1979) of liever  $\text{FeS} \cdot n(\text{H}_2\text{O})$ , dat de naam hydrotroiliet draagt en zeer gevoelig is voor oxydatie. In hoeverre dit ijzermonosulfide een diagenese ondergaat naar stabielere vormen als FeS (mackinawiet),  $\text{Fe}_3\text{S}_4$  (greighiet) of uiteindelijk zelfs  $\text{FeS}_2$  (pyriet) is onbekend. Omdat op grotere diepte niet de typische kleurovergang van zwart naar grijs(blauw) is vastgesteld, wordt het voorkomen van  $\text{FeS}_2$  in bodemslib verwaarloosd.

De vorming en "overall" oxydatie van hydrotroiliet kunnen worden voorgesteld door resp. reactie 9.11 a, b of c en reactie 9.12 of 9.13 in tabel 9.20.

Vooraf in en onder veen en in het le SDP komen  $\text{FeS}_2$  en in mindere mate FeS voor. De vorming en "overall" oxydatie van  $\text{FeS}_2$  kunnen geschematiseerd worden door respectievelijk reactie 9.14a, b of c en reactie 9.15 of 9.16 in tabel 9.20. Vooraf uit de landbouw (o.a. Van Breemen, 1976) en mijnbouw (o.a. Rasmussen & Willems, 1981; Singer & Stumm, 1970) is bekend, dat fijnkorrelige pyriet, hoewel stabielere dan hydrotroiliet, toch gemakkelijk oxydeert bij beluchting. Bij de oxydatie door  $\text{O}_2$  van pyriet wordt zuur gevormd, bij die van FeS niet.

Het is in de duingebieden in kwestie onwaarschijnlijk, dat de Fe-concentratie in water t.g.v. oxydatie van  $\text{FeS}_2$  of FeS sterk toeneemt. De kalk- en eventueel fosfaatrijkdom van de sedimenten is hier debet aan: de buffering bestaat uit de vorming van sideriet volgens 9.18 en van vivianiet volgens 9.19, kationuitwisseling volgens 9.20 en handhaving van een pH van 6-8 door het kalk-koolzuurevenwicht, zodat eventueel gevormd  $\text{Fe}^{+++}$  als  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  volgens 9.17 neerslaat.

#### Praktijk

De wateranalyses bevestigen de visuele constatering van hydrotroiliet-vorming in bodemslib. Zo neemt het over meerdere jaren gemiddelde  $\text{SO}_4$ -gehalte van infiltratiewater af bij bodempassage o.a. vanuit pan 26.1 van de DWL (zie tabel 9.8). Dat  $\text{SO}_4$ -pieken en -da-

Tabel 9.20 - Belangrijke reactievergelijkingen m.b.t. de vorming en oxydatie van hydrotroiliet en pyriet

<u>HYDROTROILLIET = FeS·nH<sub>2</sub>O</u>	<u>nr.</u>
$\frac{3}{2} \text{CH}_2\text{O} + \text{Fe}(\text{OH})_3 + \text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{FeS} \cdot n\text{H}_2\text{O}(\text{s}) + 2\text{HCO}_3^- + \frac{1}{2} \text{CO}_2 + (\frac{1}{2} - n) \text{H}_2\text{O}$	9,11a
$2 \text{CH}_2\text{O} + \text{Fe}^{++} + \text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{FeS} \cdot n\text{H}_2\text{O}(\text{s}) + 2\text{CO}_2 + (2-n) \text{H}_2\text{O}$	9,11b
$\text{Fe}^{++} + \text{HS}^- + \text{HCO}_3^- \rightarrow \text{FeS} \cdot n\text{H}_2\text{O}(\text{s}) + \text{CO}_2 + (1-n) \text{H}_2\text{O}$	9,11c
$\text{FeS} \cdot n\text{H}_2\text{O}(\text{s}) + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{Fe}^{++} + \text{SO}_4^{2-} + n\text{H}_2\text{O}$	9,12
$\text{FeS} \cdot n\text{H}_2\text{O}(\text{s}) + 1,6 \text{NO}_3^- + 1,6 \text{CO}_2 \rightarrow 0,8 \text{N}_2 + \text{Fe}^{++} + \text{SO}_4^{2-} + 1,6 \text{HCO}_3^- + (0,8n) \text{H}_2\text{O}$	9,13
<u>PYRIET = FeS<sub>2</sub></u>	
$3 \frac{3}{2} \text{CH}_2\text{O} + \text{Fe}(\text{OH})_3 + 2 \text{SO}_4^{2-} + \frac{1}{2} \text{CO}_2 \rightarrow \text{FeS}_2(\text{s}) + 4 \text{HCO}_3^- + 3 \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$	9,14a
$3 \frac{1}{2} \text{CH}_2\text{O} + \text{Fe}^{++} + 2 \text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{FeS}_2(\text{s}) + 1 \frac{1}{2} \text{CO}_2 + 2 \text{HCO}_3^- + 2 \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$	9,14b
$\text{Fe}^{++} + 2 \text{HS}^- + 2 \text{HCO}_3^- \rightarrow \text{FeS}_2(\text{s}) + 2 \text{CO}_2 + 2 \text{H}_2\text{O}$	9,14c
$\frac{1}{2} \text{FeS}_2(\text{s}) + \frac{7}{4} \text{O}_2 + \text{HCO}_3^- \rightarrow \frac{1}{2} \text{Fe}^{++} + \text{SO}_4^{2-} + \text{CO}_2 + \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$	9,15
$\frac{1}{2} \text{FeS}_2(\text{s}) + 1,4 \text{NO}_3^- + 0,4 \text{CO}_2 + 0,2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 0,7 \text{N}_2 + \frac{1}{2} \text{Fe}^{++} + \text{SO}_4^{2-} + 0,4 \text{HCO}_3^-$	9,16
<u>BUFFERING Fe-TOENAME BIJ OXYDATIE FeS·nH<sub>2</sub>O of FeS<sub>2</sub></u>	
$\text{Fe}^{++} + \frac{1}{2} \text{O}_2 + 2 \text{HCO}_3^- + \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s}) + 2 \text{CO}_2$	9,17
$\text{Fe}^{++} + \text{CaCO}_3(\text{s}) \rightleftharpoons \text{FeCO}_3(\text{s}) + \text{Ca}^{++}$	9,18
$3 \text{Fe}^{++} + 2x \text{H}_2\text{PO}_4^- + 2(1-x) \text{HPO}_4^{2-} + (2+2x) \text{HCO}_3^- + (2-6x) \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8 \text{H}_2\text{O}(\text{s}) + (2+2x) \text{CO}_2$	9,19
$\text{Fe}^{++} + \{\text{Ca} \cdot \text{AM}\} \rightleftharpoons \{\text{Fe} \cdot \text{AM}\} + \text{Ca}^{++}$	9,20

len t.g.v. resp. oxydatie en vorming van het  $\text{FeS} \cdot n\text{H}_2\text{O}$  met dezelfde snelheid als Cl migreren van pp 186 naar pp 178 bij pan 26.1, wijst er verder op, dat het hydrotroiliet in of vlak onder bodemslib gevormd wordt (zie deelrapport 4 en fig. 9.27).

De instabiliteit van het  $\text{FeS} \cdot n\text{H}_2\text{O}$  wordt bewezen door de snelle oxydatie ervan bij lage temperaturen (zie fig. 9.28) en droogstand van de infiltratiemiddelen (zie fig. 9.27). Hierop wordt straks nader ingegaan.

In het infiltratiegebied Castricum wijst het hogere  $\text{SO}_4$ -gehalte van uit het 2e t.o.v. uit le WVP teruggewonnen Lekwater (zie tabel 9.14), op de oxydatie van  $\text{FeS}_2$  en/of  $\text{FeS} \cdot n\text{H}_2\text{O}$  in het le SDP.

Op twee belangrijke beïnvloedingsfactoren van de vorming en oxydatie (dus oplossing) van ijzersulfiden in bodemslib zal nu worden ingegaan.

### Droogstand

Het grotendeels droogzetten van pan 26.1 van de DWL van september 1971 tot maart 1972 en van november 1976 tot maart 1977 leidt volgens fig. 9.27 duidelijk tot  $\text{SO}_4$ -mobilisatie. De hoogste  $\text{SO}_4$ -piek treedt op in 1977, wanneer de waterstand in de pan nog lager is dan in 1971/1972.

Het verschijnsel wordt verklaard door het toetreden van lucht in de sliblaag, leidend tot de oxydatie van hydrotroiliet volgens reactie (9.12) in tabel 9.19, en transport van de reactieproducten (vooral  $\text{SO}_4$ ) tijdens herbevoeiing.

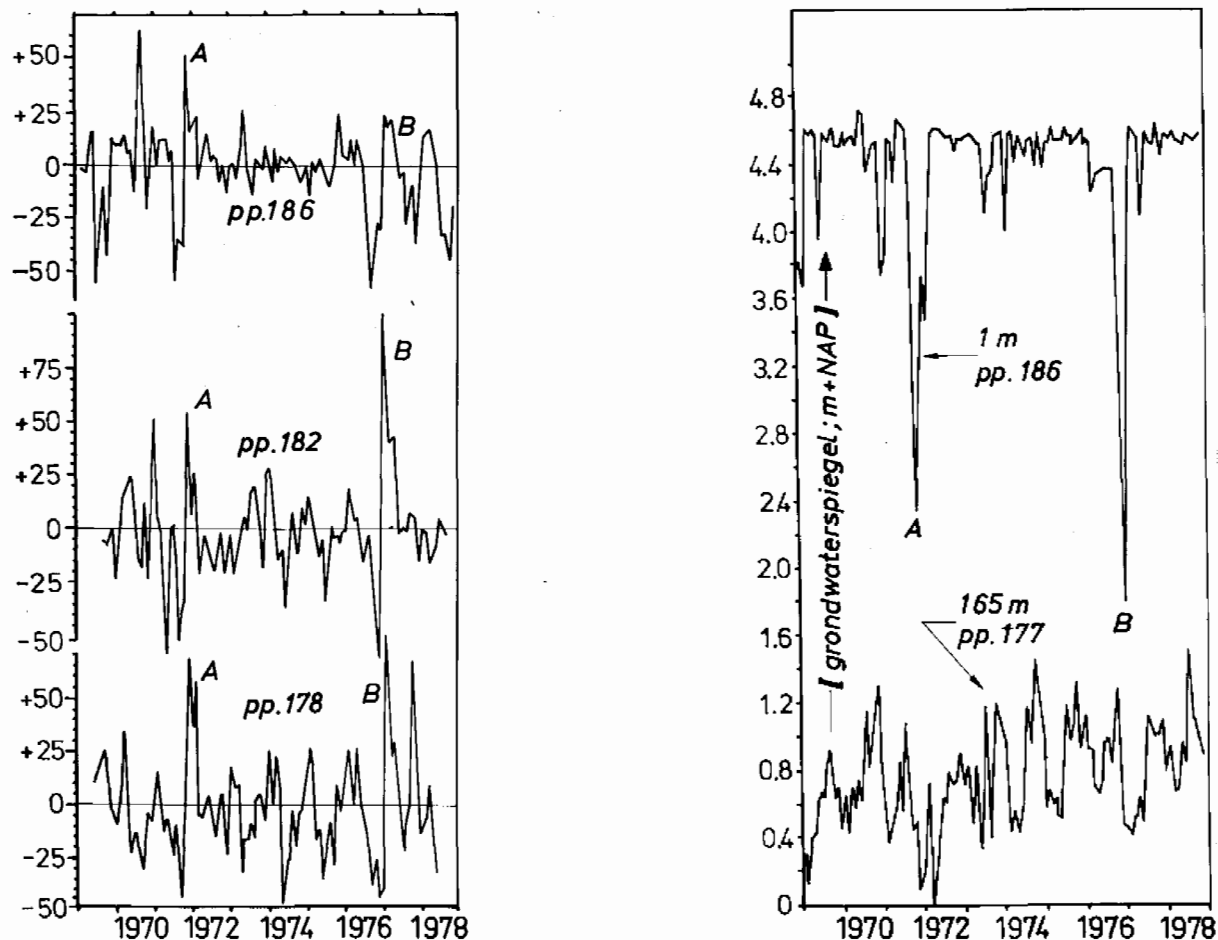


Fig. 9.27 - Mobilisatie van  $\text{SO}_4$  (piek A en B) t.g.v. de oxydatie van  $\text{FeS}\cdot\text{nH}_2\text{O}$  in bodemslib n.a.v. het vrijwel geheel droogzetten van pan 26.1 (resp. dal A en B in het stijghoogteverloop in pp 186)

#### Temperatuur:

De temperatuursafhankelijkheid van mineralisatie (zie par. 9.6.4) heeft logischerwijs ook een temperatuursafhankelijkheid van het gebruik van oxydatoren tot gevolg. Bij pan 26.1 ontstaat hierdoor een  $\Delta\text{SO}_4$ -verloop tegengesteld aan dat van de temperatuur (fig. 9.28).

Tijdens de wintermaanden wordt zó weinig organische stof gemineraliseerd, dat er voldoende  $\text{O}_2$  en/of  $\text{NO}_3$  overblijft om het vroeger gevormde  $\text{FeS}\cdot\text{nH}_2\text{O}$  te oxyderen, zodat er volgens resp. reactie (9.12) en/of (9.13) en door buffering van Fe volgens (9.17) t/m (9.20) vooral  $\text{SO}_4$  oplost.



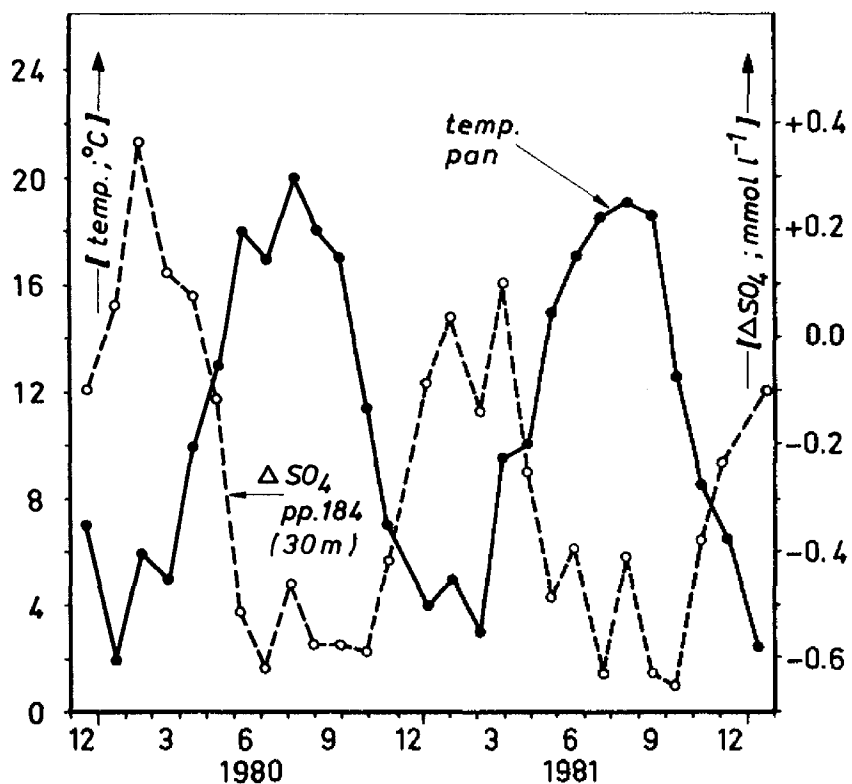


Fig. 9.28 - Verloop van de temperatuur van het infiltratiewater in pan 26.1 en de verandering in het  $SO_4$ -gehalte bij 30 m bodempassage in het anoxische le WVP (pp.184). Een temperatuursafhankelijke mineralisatie dicteert het  $\Delta SO_4$ -verloop, dat een tijdsverschuiving overeenkomstig de reistijd heeft ondergaan.

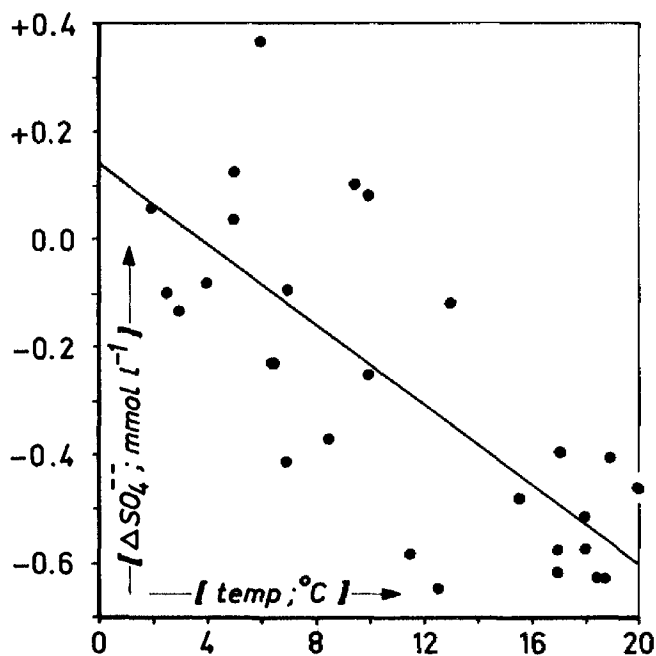


Fig. 9.29 - Verband tussen de  $SO_4$ -verandering bij bodempassage tot pp.184 en de temperatuur van het infiltratiewater in pan 26.1, in de periode dec. 1979 - jan. 1982

Tijdens de zomermaanden wordt er daarentegen zoveel organische stof gemineraliseerd, dat  $\text{SO}_4$  vrijwel geheel wordt opgesoupeerd.

Het verband tussen de temperatuur en  $\Delta\text{SO}_4$  is voor het meetpunt pp 184 weergegeven in fig. 9.29 en wordt benaderd door  $\Delta\text{SO}_4$  ( $\text{mmol l}^{-1}$ ) =  $0,14 - 0,037 \text{ temp. } (^\circ\text{C})$  met  $R = 0,75$ .

De niet geheel perfecte relatie tussen beide wordt vooral veroorzaakt door een tijdens de herfst nog naijlende mineralisatie, wellicht t.g.v. een hoog aanbod aan vers bezonken organische stof.

#### 9.6.6 Neerslag en oplossing van carbonaten, silicaten en fosfaten

##### Theorie

Uit hoofdstuk 5 volgt de aanwezigheid van de volgende reactieve anorganische carbonaat-, silicaat- en fosfaatfasen in het le WVP en le SDP:

- kalk ( $\text{CaCO}_3$  als calciet en aragoniet);
- sideriet en rhodochrosiet (resp.  $\text{FeCO}_3$  en  $\text{MnCO}_3$ ), alleen in veen en veenhoudend zand;
- biogeen siliciumdioxide ( $\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ ), v.n.l. in het le SDP;
- een kryptokristallijne of amorfte verbinding van  $\text{SiO}_2$  met  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  en eventueel  $\text{Al}(\text{OH})_3$ , n.l.  $\text{Fe}_{1-x}^{\text{III}}\text{Al}_{1-x}(\text{SiO}_2)_x(\text{OH})_{6-6x}$ , v.n.l. in het le SDP;
- silicaten als anorthiet, albiet, saussuriet, hoornblende, epidoot en augiet (zie tabel 5.4), algemeen voor te stellen door kation-Al-silicaat;
- vivianiet ( $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ ), alleen in veen.

In het bodemslib kunnen al de genoemde bestanddelen eveneens verwacht worden. Gelet op de literatuur over bodemsedimenten in eutrofe meren (o.a. Nriagu & Dell, 1974; Hieltjes & Lyklema, 1979), dient in bodemslib tevens rekening gehouden te worden met de aanwezigheid van ferrihydroxifosfaten ( $\text{Fe}_n(\text{HPO}_4)_m(\text{OH})_{3n-2m}$ ), reddingiet ( $\text{Mn}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ ) en anapait ( $\text{Ca}_2\text{Fe}(\text{PO}_4)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ ).

De hoge kalkgebondenheid van fosfaat in duinzand, dat doorspoeld wordt met eutroof infiltratiewater (zie tabel 9.16), zou kunnen inhouden, dat er hydroxyapatiet ( $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ ) wordt gevormd (Van Oosterhoud et al, 1982).

Reactievergelijkingen m.b.t. neerslag en oplossing van alle genoemde reactieve fasen zijn bijeengebracht in tabel 9.21. Hieruit volgt

minerale fase	reactievergelijking ( $\longrightarrow$ oplossing ; $\longleftarrow$ vorming )	nr.
Calciet of aragoniet	$CaCO_3(s) + CO_2 + H_2O \rightleftharpoons Ca^{++} + 2HCO_3^-$	9,21
Sideriet/rhodochrosiet	$Fe_xMn_{1-x}CO_3(s) + CO_2 + H_2O \rightleftharpoons xFe^{++} + (1-x)Mn^{++} + 2HCO_3^-$	9,22
Biogeen SiO <sub>2</sub>	$SiO_2 \cdot nH_2O(s) \longrightarrow H_4SiO_4 + (n-2)H_2O$	9,23
Een ferrialuminosilicaat	$Fe_{1-x}^{III}Al_x(SiO_2)_x(OH)_{6-6x}(s) + 2xH_2O \rightleftharpoons$ $xH_4SiO_4 + (1-x)Fe(OH)_3(s) + (1-x)Al(OH)_3(s)$	9,24
Een ferrialuminosilicaat	$Fe_{1-x}^{III}Al_x(SiO_2)_x(OH)_{6-6x}(s) + \frac{1-x}{4}CH_2O + \frac{7(1-x)}{4}CO_2 \longrightarrow$ $(1-x)Fe^{++} + (1-x)Al(OH)_3(s) + xH_4SiO_4 + (2-2x)HCO_3^- + \frac{3-11x}{4}H_2O$	9,25
zie tabel 5.4	kation-AL-silicaat (s) + CO <sub>2</sub> + 2H <sub>2</sub> O $\rightleftharpoons$ HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> + H <sub>4</sub> SiO <sub>4</sub> + kation + AL-silicaat (s)	9,26
Een ferrihydroxyfosfaat	$Fe_n(HPO_4)_m(OH)_{3n-2m}(s) + 2mHCO_3^- \rightleftharpoons nFe(OH)_3(s) + mHPO_4^{--} + CO_2$	9,27
Een ferrihydroxyfosfaat	$Fe_n(HPO_4)_m(OH)_{3n-2m}(s) + \frac{n}{4}CH_2O + (\frac{7}{4}n-2m)CO_2 \longrightarrow$ $nFe^{++} + mHPO_4^{--} + (2n-2m)HCO_3^- + \frac{3}{4}nH_2O$	9,28
Hydroxyapatiet	$Ca_5(PO_4)_3OH(s) + (3x+4)CO_2 + (3+3x)H_2O \rightleftharpoons$ $5Ca^{++} + 3xH_2PO_4^- + (3-3x)HPO_4^{--} + (3x+4)HCO_3^-$	9,29
Anapaïet	$Ca_2Fe(PO_4)_2 \cdot 4H_2O(s) + (2+2x)CO_2 \rightleftharpoons 2Ca^{++} + Fe^{++} + 2xH_2PO_4^- + (2-2x)HPO_4^{--} +$ $(2+2x)HCO_3^- + (2-2x)H_2O$	9,30
Reddingiet	$Mn_3(PO_4)_2 \cdot 3H_2O(s) + (2+2x)CO_2 \rightleftharpoons 3Mn^{++} + 2xH_2PO_4^- + (2-2x)HPO_4^{--} +$ $(2+2x)HCO_3^- + (2-2x)H_2O$	9,31
Vivianiet	$Fe_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O(s) + (2+2x)CO_2 \rightleftharpoons 3Fe^{++} + 2xH_2PO_4^- + (2-2x)HPO_4^{--} +$ $(2+2x)HCO_3^- + (2-2x)H_2O$	9,19a

Tabel 9.21 - Belangrijke reactievergelijkingen m.b.t. neerslag en oplossing van carbonaten (9.21 en 9.22), silicaten (9.23 t/m 9.26) en fosfaten (9.27 t/m 9.31 en 9.19a) bij duininfiltratie

o.a. dat alle fasen beter oplosbaar zijn bij hoge CO<sub>2</sub>-spanning of-  
tewel lage pH, behalve biogeen SiO<sub>2</sub>, Fe<sub>1-x</sub><sup>III</sup>Al<sub>x</sub>(SiO<sub>2</sub>)<sub>x</sub>(OH)<sub>6-6x</sub> en  
Fe<sub>n</sub>(HPO<sub>4</sub>)<sub>m</sub>(OH)<sub>3n-2m</sub>, waarvoor het tegenovergestelde geldt. De ver-  
hoogde oplosbaarheid van biogeen SiO<sub>2</sub> (en ook kwarts) en  
Fe<sub>1-x</sub><sup>III</sup>Al<sub>x</sub>(SiO<sub>2</sub>)<sub>x</sub>(OH)<sub>6-6x</sub> bij hogere pH wordt veroorzaakt door af-  
splitsing van waterstof van het opgeloste H<sub>4</sub>SiO<sub>4</sub> volgens H<sub>4</sub>SiO<sub>4</sub> +  
OH<sup>-</sup>  $\rightleftharpoons$  H<sub>3</sub>SiO<sub>4</sub><sup>-</sup> + H<sub>2</sub>O.

Een lage redoxpotentiaal bevordert de oplosbaarheid van  
Fe<sub>1-x</sub><sup>III</sup>Al<sub>x</sub>(SiO<sub>2</sub>)<sub>x</sub>(OH)<sub>6-6x</sub> en Fe<sub>n</sub>(HPO<sub>4</sub>)<sub>m</sub>(OH)<sub>3n-2m</sub> (resp. reactie  
9.25 en 9.28).

### Praktijk

Uit de wateranalyses van het (sub)oxische 1e WVP (tabel 9.1), het  
anoxische 1e WVP (tabel 9.8) en het 1e SDP (tabel 9.14 en fig.  
9.13) kan het volgende worden afgeleid:

(a) kalk lost blijktens de Ca-, HCO<sub>3</sub>- en TIC-toename bij bodempas-

sage overall op en wel het meest in anoxisch milieu (vergelijk b.v. pp 178 met pp 193 in fig. 9.7). De oplossing van kalk wordt n.l. voor een belangrijk deel veroorzaakt door het bij mineralisatie en  $\text{FeS} \cdot n\text{H}_2\text{O}$ -vorming geproduceerde koolzuur (zie resp. tabel 9.18 en 9.20). Doordat het systeem gesloten is, houdt een afname van de redoxpotentiaal tevens meer mineralisatie en derhalve in kalkrijk milieu zoals hier meer kalkoplossing in. Vooral een lage kalkverzadigingsindex van het infiltratiewater (zie onder "kwaliteit aangevoerde water", deze par.) en omvangrijke nitrificatie dragen tevens bij aan kalkoplossing;

(b)  $\text{SiO}_2$ -bevattende mineralen lossen in het anoxische le WVP en le SDP wèl op, in het (sub)oxische le WVP daarentegen niet. Dit stemt overeen met fig. 9.1 betreffende duinwater. Het ligt voor de hand, dat het oplossen, net als in meerbodems (Kato, 1969; Nriagu, 1978), gestimuleerd wordt door anoxie, leidend tot reactie 9.25, en door een hoge mate van beschikbaarheid van biogeen  $\text{SiO}_2$  en/of  $\text{Fe}_{1-x}^{\text{III}}\text{Al}_{1-x}(\text{SiO}_2)_x(\text{OH})_{6-6x}$ , hetgeen voor bodemslib en het le SDP geldt.

Door anoxie lossen ook de op het biogene  $\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$  zittende ijzerhuidjes, die het oplossingsproces vertragen (Lewin, 1961) op, zodat de hoge oplosbaarheid vergelijkbaar met die van opaal en zelfs silicagel (Calvert, 1966; Kamatani, 1971) gehaald wordt.

De oplossing van kwarts en gemakkelijker verweerbare primaire silicaten (zie tabel 5.4) kan m.b.t. kunstmatig geïnfiltreerd oppervlaktewater gevoeglijk verwaarloosd worden. Dit blijkt wat de primaire silicaten betreft, uit het vrijwel constant blijven van Na, K en Mg, d.w.z. van kationen die anders volgens reactie 9.26 zouden moeten vrijkomen. De voornaamste reden van inertie van kwarts en primaire silicaten ligt besloten in de kalkrijkdom van het poreuze medium, leidend tot aanwending van praktisch alle  $\text{CO}_2$  voor het oplossen van kalk, en/of het zoveel sneller verlopen van de oplossing van biogeen  $\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$  of  $\text{Fe}_{1-x}^{\text{III}}\text{Al}_{1-x}(\text{SiO}_2)_x(\text{OH})_{6-6x}$ , dat water snel verzadigd is aan  $\text{SiO}_2$  t.o.v. kwarts en primaire silicaten. In het nitraathoudende le WVP wordt deze inertie nog verhoogd door beschermende ijzerhuidjes om de korrels. In dit systeem neemt het  $\text{SiO}_2$ -gehalte van water bij bodempassage zelfs iets af, waarschijnlijk door de vorming van  $\text{Fe}_{1-x}^{\text{III}}\text{Al}_{1-x}(\text{SiO}_2)_x(\text{OH})_{6-6x}$  of adsorptie aan  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  (reactie 9.24 van rechts naar links);

(c) fosfaat-bevattende mineralen zijn waarschijnlijk gevormd vooral

vóór uitbreiding van de nazuivering of nog steeds bij de LDM en WMZ, in bodemslib en het 1e WVP. Aanknopingspunten met de waterchemie bestaan slechts uit berekende oververzadigingen van water t.o.v. enkele in tabel 9.21 gegeven fosfaatmineralen. Concentratieverlagingen in water bij bodempassage komen n.l. voor een belangrijk deel tot stand door adsorptie (zie par. 9.6.7).

Fosfaat-toenames bij bodempassage in het 1e WVP, vooral sinds uitbreiding van de nazuivering, kunnen zowel door oplossing van fosfaatmineralen als door desorptie (par. 9.6.7) en mineralisatie (par. 9.6.4) ontstaan.

#### Kwaliteit aangevoerde water

Voor het oplossen c.q. neerslaan van o.a. carbonaten, silicaten en fosfaten is vooral de verzadigingsgraad van het aangevoerde water t.a.v. deze mineralen van belang. Dit is het duidelijkst aantoonbaar voor kalk in fig. 9.30. Een toename van de SI-calciëet van het aangevoerde water sinds 1974 gaat duidelijk gepaard met een afname van de hoeveelheid kalk, die op lost. Dit is zichtbaar aan het gemeten  $\Delta\text{Ca}$ -verloop voor het meetpunt pp 193 (33 m) bij pan 13.1

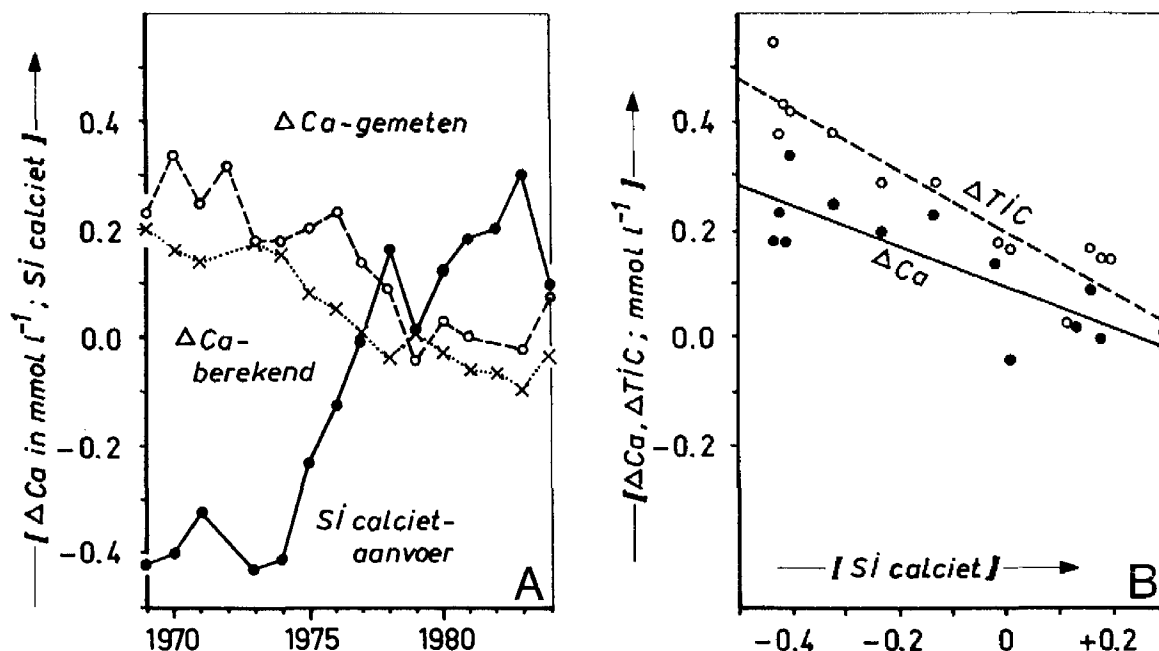


Fig. 9.30 A: Verloop van het jaarlijks gemiddelde van de kalkverzadigingsindex (=  $\text{SI}_{\text{calciëet}}$ ) van de DWL-aanvoer, de gemeten verandering (t.o.v. de aanvoer) in Ca na 33 m bodempassage (pp 193) en de berekende  $\Delta\text{Ca}$  (zie tekst). B: Verband tussen de kalkverzadigingsindex van de DWL-aanvoer en verandering in Ca en TIC (t.o.v. de aanvoer) bij 33 m bodempassage (pp 193)

van de DWL. Doorgaans ligt het boven het  $\Delta\text{Ca}$ -verloop, dat berekend is m.b.v. het computerprogramma "CALCALC" van Stuyfzand (in voorbereiding) door het aangevoerde water in een gesloten systeem in evenwicht te brengen met calciëet.

Oplossing van kalk door mineralisatie - tevens leidend tot  $\Delta\text{TIC} > \Delta\text{Ca}$  (fig. 9.30B) - en door nitrificatie is verantwoordelijk voor  $\Delta\text{Ca}$ -gemeten  $> \Delta\text{Ca}$ -berekend.

Het verband tussen de  $\text{SI}_{\text{calciëet}}$  van de aanvoer en resp.  $\Delta\text{Ca}$  en  $\Delta\text{TIC}$  (fig. 9.30B) wordt benaderd door resp.  $\Delta\text{Ca} = 0,094 - 0,372 \text{ SI}$  met  $R = 0,83$  en  $\Delta\text{TIC} = 0,202 - 0,561 \text{ SI}$  met  $R = 0,94$ . De steilere helling en hogere correlatie coëfficiënt in de  $\Delta\text{TIC}/\text{SI}$ -relatie houden verband met het feit, dat er vroeger (bij een negatieve SI) tevens meer organische stof gemineraliseerd werd dan de laatste jaren (bij een positieve SI).

Tenslotte zij nog opgemerkt, dat het Ca-, TIC- en SI-verloop in pan 13.1 ter hoogte van de meetraai waartoe pp 193 behoort, praktisch gelijk is aan dat van de aanvoer. Op punten ver verwijderd van de inlaat van de aanvoer in een infiltratiemiddel zal het verband tussen de kalkverzadigingsindex en de hoeveelheid kalk, die oplost, ongetwijfeld minder duidelijk zijn dan in het bestudeerde voorbeeld.

oplosbaar- heid in	kalk <sup>1</sup> (in mg Ca l <sup>-1</sup> )		kwarts <sup>2</sup> (in mg SiO <sub>2</sub> l <sup>-1</sup> )		biogeen SiO <sub>2</sub> <sup>3</sup> (in mg SiO <sub>2</sub> l <sup>-1</sup> )	
	6,8 °C	16,5 °C	6,8 °C	16,5 °C	6,8 °C	16,5 °C
water A	12,0	8,0*	-2,4	0*	77,9	83,7*
water B	12,1*	8,4	1,3*	3,7	73,1*	87,4

\* temperatuur van water veranderd

A = PWN-aanvoer 1969-1973 periode oktober t/m maart (tabel 6.3)

B = idem, periode april t/m september (tabel 6.3)

1 = calciëet, berekend m.b.v. CALCALC (Stuyfzand, in voorber.)

2 = schone kwartskorrels, volgens Siever (1962):

$$\log \text{SiO}_2 \text{ (mg l}^{-1}\text{)} = 4,829 - 1132 / (273,15 + \text{temp. } ^\circ\text{C})$$

3 = schone diatomeeën en silica gel, volgens Kamatani & Riley (1979):  $\text{SiO}_2 \text{ (mg l}^{-1}\text{)} = 67,8 + 1,48 (\text{temp. } ^\circ\text{C})$

Tabel 9.21 - Verschillen in oplosbaarheid van kalk, kwarts en biogeen SiO<sub>2</sub> in aangevoerd WRK-water van 6,8 °C (winterhalfjaar) en 16,5 °C (zomerhalfjaar)

## Temperatuur

Directe invloeden van de temperatuur bestaan o.a. uit een algemene verhoging van de snelheid van reactie met een factor van 2 à 3 per 10 °C temperatuurstijging (Loughnan, 1969), een verhoging van de oplosbaarheid van kwarts (Morey et al, 1962; Siever, 1962) en van biogeen SiO<sub>2</sub> (Kamatani & Riley, 1979) en een afname van de oplosbaarheid van kalk (b.v. Stumm & Morgan, 1981).

Tabel 9.21 geeft een idee van de orde van grootte van de verschillen in oplosbaarheid van kalk, kwarts en biogeen SiO<sub>2</sub> bij verschillende temperaturen.

Hieruit volgt, dat het gemiddelde zomerhalfjaar afwijkt van het gemiddelde winterhalfjaar, althans wat de PWN-aanvoer in 1969-1973 betreft, door:

- (a) een 30 % lagere oplosbaarheid van kalk;
- (b) potentiële neerslag van 2,4 mg kwarts L<sup>-1</sup>; en
- (c) een 12 % hogere oplosbaarheid van biogeen SiO<sub>2</sub>.

Wat biogeen SiO<sub>2</sub> in bodemslib betreft, is wellicht de verhoogde reactiesnelheid bij hogere temperatuur belangrijker dan de hogere oplosbaarheid, omdat de contacttijd relatief kort is.

In het algemeen dient echter grotere betekenis gehecht te worden aan indirecte invloeden van de temperatuur.

Indirecte invloed van de temperatuur wordt uitgeoefend door een toename van de mineralisatie bij temperatuursverhoging (zie par. 9.6.4). Deze leidt n.l. tot een CO<sub>2</sub>-toename, zodat er meer carbonaten en fosfaten kunnen oplossen, en tot een afname van de redoxpotentiaal, zodat Fe(OH)<sub>3</sub>-bevattende fasen van SiO<sub>2</sub> en PO<sub>4</sub> gereduceerd worden en dan oplossen. De wateranalyses bevestigen dit beeld: tijdens het zomerhalfjaar is de toename van Ca, SiO<sub>2</sub> en PO<sub>4</sub> i.h.a. het hoogst (zie fig. 9.3, 9.4 en 9.10, alsmede tabel 9.4 en 9.10).

Voor een deel moet de zoveel grotere toename 's zomers van SiO<sub>2</sub> worden toegeschreven aan desorptie (zie par. 9.6.7), terwijl de grotere PO<sub>4</sub>-toename ook op rekening komt van een sterkere mineralisatie (zie par. 9.6.4). Een kwantificering van het totale effect van de temperatuur op neerslag en oplossing van carbonaten, silicaaten en fosfaten is dus moeilijk.

### Afstand

Verschillen in afgelegde afstand ondergronds beïnvloeden alleen de oplossing van  $\text{SiO}_2$  in het le SDP zeer duidelijk (zie fig. 9.13).

Een toename van de afgelegde afstand houdt hier waarschijnlijk meer en langduriger contact met langzaam oplossend biogeen  $\text{SiO}_2$  in.

Kalk lost v.n.l. in bodemslib en de eerste decimeters tot meters duinzand op, hetgeen overeenstemt met de in de literatuur genoemde hoge reactiesnelheid (Plummer et al, 1978) en de natuurlijke ont-kalking van duinzand (Boerboom, 1963; Klijn, 1981). Het Ca-verloop bij pan 13.1 tijdens veel oplossing (zie tabel 6.1 in deelrapport 4) en weinig oplossing (zie fig. 9.2.) is hiermee in overeenstemming. De grondanalyses in fig. 9.15 duiden op een sterke ont-kalking in ten minste de eerste 80 cm duinzand onder bodemslib.

Anoxische  $\text{Mn}_3$ -,  $\text{Ca}_2\text{Fe}$ - en  $\text{Fe}_3$ -fosfaatmineralen worden, indien aanwezig v.n.l. in bodemslib en veen opgelost c.q. gevormd. Ferrihydroxifosfaten en hydroxyapatiet worden waarschijnlijk ook op grotere afstand in duinzand gevormd c.q. opgelost. In hoeverre de  $\text{PO}_4$ -afname c.q. toename met de afstand (zie tabel 9.2 en fig. 9.2) hiermee samenhangt dan wel met sorptieprocessen (zie par. 9.6.7) is moeilijk aan te geven.

### Aantal malen doorstroming van het totale poriënvolume

Een hoog ADP met water, dat duidelijk in het le WVP kalk en in het le SDP  $\text{SiO}_2$  oplost, moet uiteindelijk leiden tot uitloging. In het le WVP is bij GW na  $16\frac{1}{2}$  jaar infiltratie, gemiddeld over de eerste 80 cm duinzand, circa 89 % van de oorspronkelijk aanwezige kalk uitgeloogd (zie fig. 9.15). Per 0,8 m duinzand is dit bij een porositeit van 0,4 en een soortelijke massa van 2,68 dus 34,3 kg  $\text{CaCO}_3$ . Zou het Ca-gehalte van het infiltratiewater bij bodempassage bij GW vanaf de start t/m 1973, dus 6027 dagen lang zijn toegenomen met gemiddeld  $15 \text{ mg l}^{-1}$  — in verband met frequente slibverwijdering is de helft genomen van  $\Delta\text{Ca}$  bij pp 178 (zie tabel 9.8) — bij een flux van  $160 \text{ l m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (zie tabel 2.2), dan moet er totaal 36,2 kg  $\text{CaCO}_3$  zijn opgelost. Hieruit volgt, dat de ont-kalkingsdiepte in 1973 niet veel dieper dan ongeveer 1 meter kan zijn geweest.

Dat de ont-kalking direct onder bodemslib niet volledig is, wordt vermoedelijk veroorzaakt door een bij ont-kalking toenemende onvolledigheid van contact van het grondwater met overblijvende, relatief grove schelpfragmenten (Stuyfzand, 1984e).



## 9.6.7 Uitwisseling, (chemi)sorptie en fixatie

Theoretische aspecten

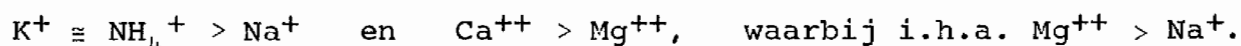
Uitwisseling houdt in, dat er evenveel meq L<sup>-1</sup> geadsorbeerd als gedesorbeerd worden. Een netto transport vanuit het "vrije" water naar het adsorptiecomplex wordt (ad)sorptie genoemd. Het omgekeerde heet desorptie. Onder fixatie wordt opname in het kristalrooster verstaan, doch eerst na sorptie of uitwisseling.

Voorals bodemslib, veen in duinzand en het le SDP vertonen, dankzij een hoog gehalte aan kleimineralen, organische stof en andere fijnkorrelige bestanddelen, een hoge uitwisselingscapaciteit voor kationen en in mindere mate anionen.

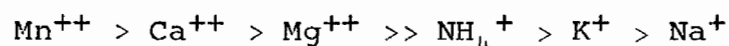
Een relatief hoog gehalte aan ijzerhydroxiden (0,5 %), als huidjes om de korrels, verschaft het (sub)oxische le WVP vooral een relatief grote anion-uitwisselingscapaciteit.

Door verschillen in o.a. elektrische lading, ionstraal en hydratactie belanden bepaalde ionen selectief in het adsorptiecomplex of worden zelfs in het kristalrooster opgenomen. In het laatste geval is dus sprake van fixatie, al is deze niet geheel irreversibel. Indien het een overgangsvorm tussen sorptie en fixatie betreft, kan men van chemisorptie spreken.

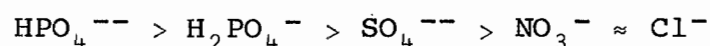
Bekend is o.a. uit de landbouw (Scheffer & Schachtschabel, 1970), dat K en NH<sub>4</sub> gefixeerd kunnen worden vooral aan illiet. Een algemene, doch van het type ionenwisselaar en de pH afhankelijke volgorde van bindingsintensiteit aan klei is (Bolt & Bruggenwert, 1978):



Voor organische stof is de algemene volgorde daarentegen (Scheffer & Schachtschabel, 1970):

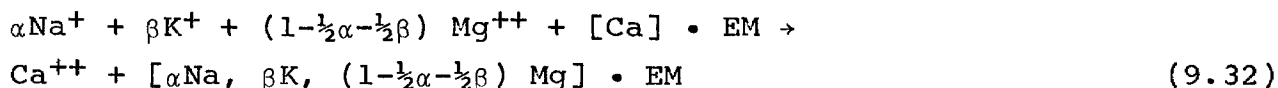


Dezelfde auteurs geven voor anionen de volgorde

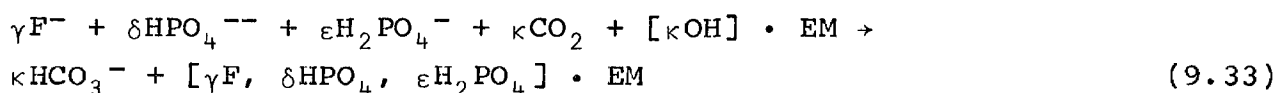


Bij een pH > 6 is de sorptie van SO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub> en Cl i.h.a. verwaarloosbaar (Wiklander, 1964; Preul & Schroepfer, 1968), dus ook in geval

van bodempassage van geïnfiltreerd oppervlaktewater in de duinen. De verdringing van zoet duinwater door geïnfiltreerd Lekwater en aanverwanten (b.v. boezemwater LDM, IJsselmeerwater PWN en Haringvlietwater WMZ) leidt theoretisch (èn ook in de praktijk) tot de volgende uitwisselingsreacties:



en



waarin EM = het uitwisselende medium is,

$$0 < \alpha + \beta < 2 \text{ en } \kappa = \gamma + 2\delta + \varepsilon$$

Daarnaast treedt er nog sorptie op van vooral warmte, Na, K, Mg, F,  $\text{HPO}_4$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4$  en soms Ca, als gevolg van de absolute toename van de temperatuur c.q. gehalten aan deze en andere stoffen.

De verdringing van geïnfiltreerd Lek- door Maaswater bij de DWL sinds 1976, leidt in geringe mate tot reactie 9.32 in omgekeerde richting en tot desorptie.

### Praktijk

De belangrijkste signalen uit de praktijk van duininfiltratie, die wijzen op uitwisseling, (chemi)sorptie en fixatie, zijn wel de zgn. doorslagverschijnselen en demping en/of fasevertraging van fluctuaties in de aanvoer.

### Doorslag

Doorslag van een stof houdt in, dat het infiltratiewater hogere concentraties ervan vertoont dan het oorspronkelijke duinwater en dat deze stof op een stroomafwaarts gelegen punt later arriveert dan verwacht op grond van een ideale tracer (b.v. Cl). Doorslag bij duininfiltratie is conform de theorie geconstateerd voor:

- de temperatuur (Olsthoorn, 1982, p. A5; Stuurman, 1984; zie voorts fig. 9.31). De gemiddelde temperatuur van het aangevoerde water is niet alleen groter dan die van neerslagwater, maar ook

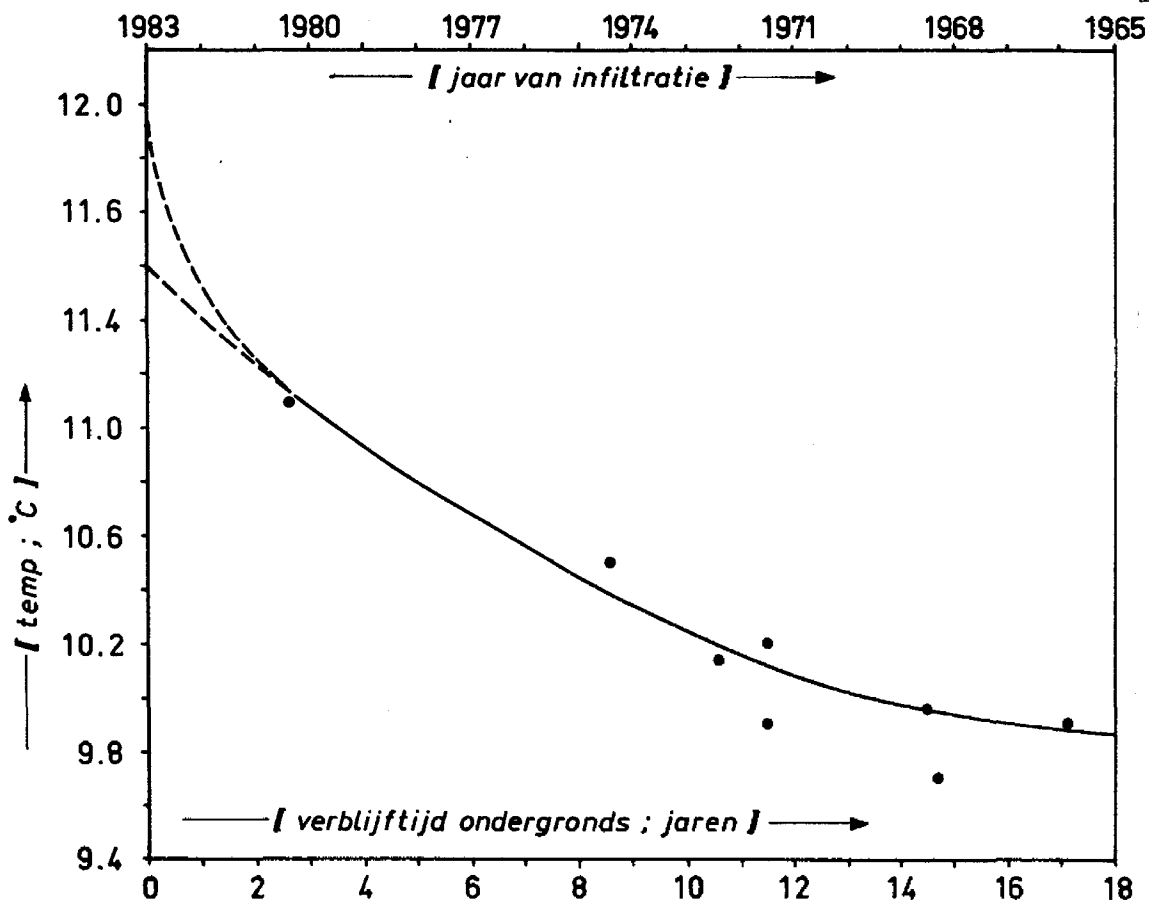


Fig. 9.31 - Niet ideale doorslag van de temperatuur bij duininfiltratie, geïllustreerd aan de hand van het temperatuursverloop op 20 m-MV (seizoensinvloeden van boven af zijn hier verwaarloosbaar) in het le WVP bij GW, als functie van de verblijftijd ondergronds. Gebaseerd op gegevens in Stuurman (1984) en Stuyfzand & Stuurman (1985). Het verloop wordt beïnvloed door de temperatuursstijging van de aanvoer, i.c. de Rijn de afgelopen decennia (zie Wessels, 1984) en mogelijk door een langzame temperatuursuitwisseling vooral met de bovenliggende lagen.

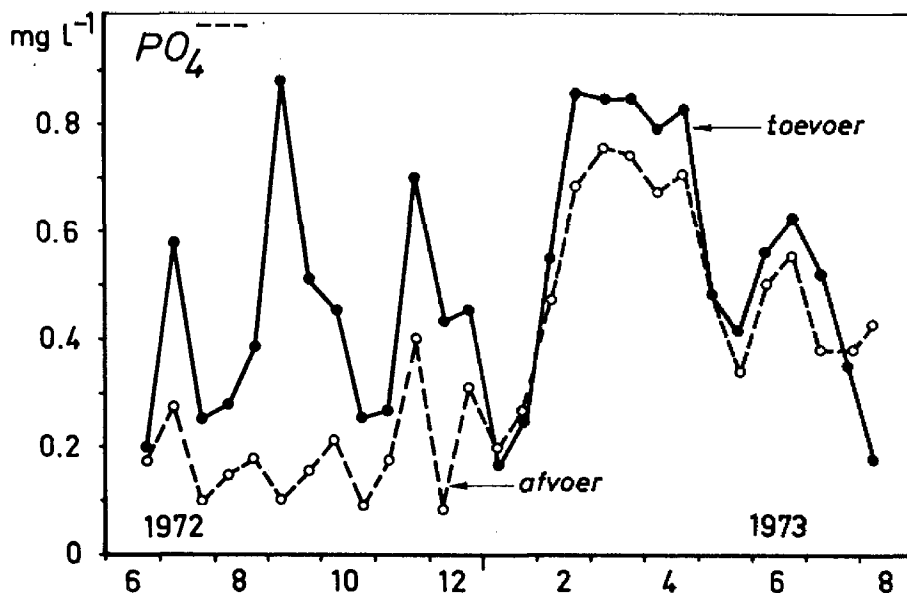


Fig. 9.32 - Doorslag van fosfaat in het effluent van de open, met duinzand gevulde ketel, die in tabel 9.7 nader is toegelicht. Gebaseerd op gegevens in Hrubec (1974)

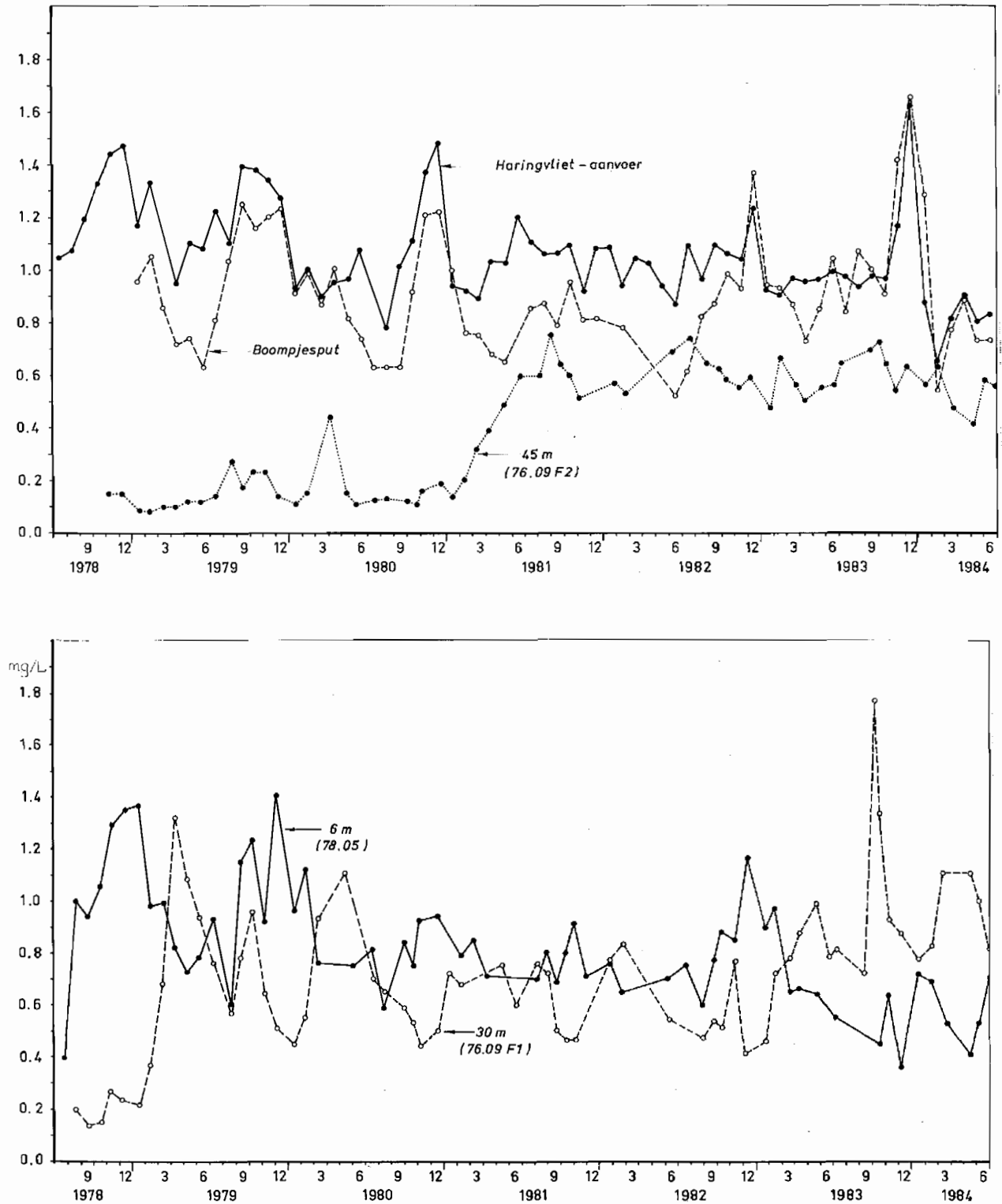


Fig. 9.33 - Doorslag van fosfaat in grondwater uit het (sub)oxische le WVP bij de Boompjesput te Haamstede (WMZ) als gevolg van de infiltratie van fosfaatrijk Haringvlietwater (zie ook Stuyfzand et al 1984). De infiltratie startte op 1 juli 1978. Bodemslib is nog nooit verwijderd. Alleen voor de Haringvliet-aanvoer zijn maandgemiddelden geplot

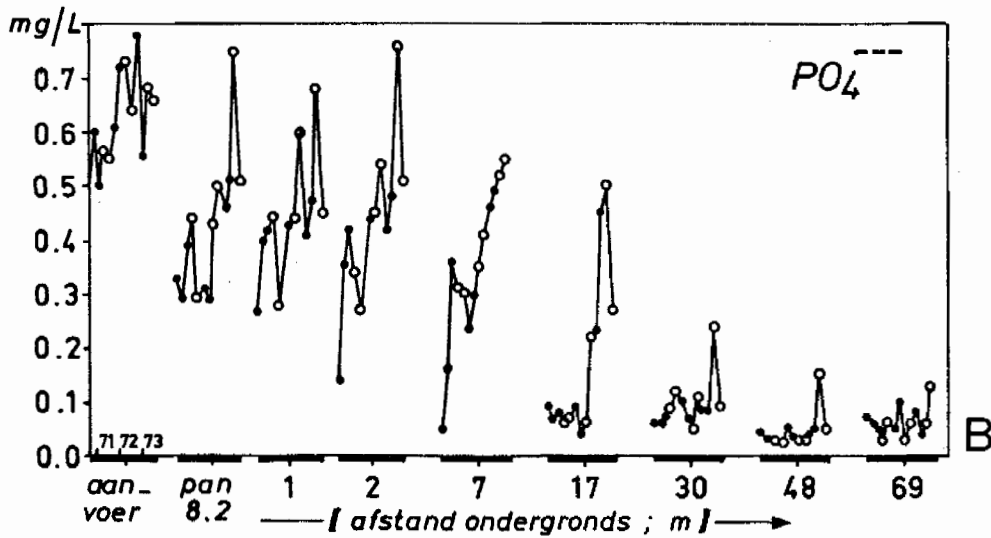
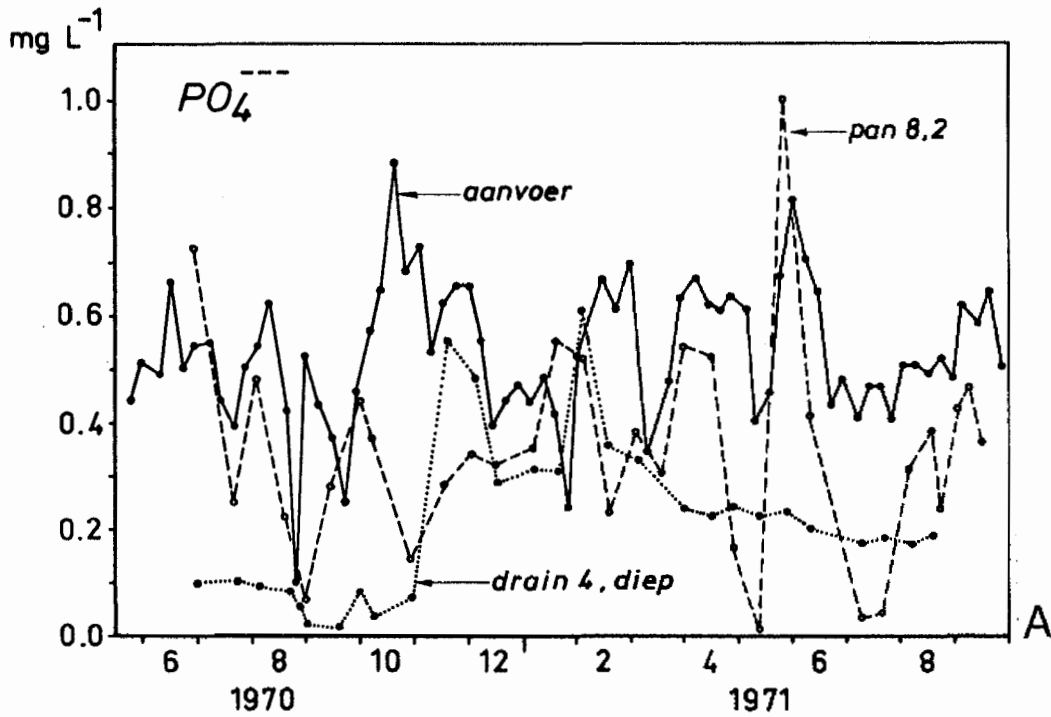


Fig. 9.34 - Doorslag van fosfaat in grondwater uit het (sub)oxische le WVP bij pan 8.2 van de DWL als gevolg van de infiltratie van fosfaatrijk Lekwater. De infiltratie startte op 25 mei 1970. In de beschouwde periode werd bodemslib verwijderd in dec. 1971. Ad B: weergegeven zijn de kwartaalgemiddelden

de geïnfiltreerde hoeveelheid infiltratiewater is tijdens de warme periode (veel) groter dan die van neerslagwater;

- fosfaat (Lips et al, 1969; Steenkamp & De Groot, 1979; zie voorts fig. 9.2, 9.32 t/m 9.34);
- K en Mg (Stuyfzand, 1984c en in voorbereiding; zie voorts fig. 9.12); en
- Na en F (Stuyfzand, in voorbereiding).

#### Demping en/of fasevertraging

Demping en/of fasevertraging van fluctuaties in de aanvoer, niet verklaard door menging, dispersie en afbraak, is vastgesteld voor:

- de temperatuur in het 1e WVP (De Jong et al, 1983; Stuyfzand, 1983b). Zeer sterke seizoensfluctuaties worden in geringe mate zowel gedempt als in fase vertraagd (zie fig. 9.35);
- $\text{SiO}_2$  in (sub)oxisch milieu van het 1e WVP (Stuyfzand, 1984c). Uit fig. 9.4 en 9.36 volgt zeer duidelijk, dat er sprake is van zowel demping als fasevertraging van sterke seizoenfluctuaties;
- F in (sub)oxisch milieu van het 1e WVP (Stuyfzand, 1984c). Fig. 9.4 toont, dat sterke seizoenfluctuaties alleen gedempt worden;
- K in (sub)oxisch milieu van het 1e WVP (Stuyfzand, 1984c). Matig sterke seizoenfluctuaties worden blijkens fig. 9.4 (en fig. 6.7 in deelrapport 4) alleen in fase vertraagd;
- $\text{PO}_4$  in (sub)oxisch milieu van het 1e WVP. Fig. 9.7 en 9.37 illustreren de demping en fasevertraging van fluctuaties in het jaarlijks gemiddelde. Niet zozeer de aanvoer ( $\approx$  pan 13.1) als wel het meetpunt pp 195 op 10 m afstand dient als ingangssignaal voor de verder afgelegen meetpunten.

Oorzaak hiervan is het droogzetten van pan 13.1 eind augustus 1973 (zie fig. 9.23), hetgeen tot een zeer sterke  $\text{PO}_4$ -mobilisatie t.g.v. mineralisatie heeft geleid. Seizoenfluctuaties in  $\text{PO}_4$ -gehalte lijken zich bij bodempassage bijna als  $\text{SiO}_2$  te gedragen (zie deelrapport 4, fig. 6.10).

Het gedrag van Mg moet hier toch ook genoemd worden, al is er geen sprake van demping noch fasevertraging. Seizoenfluctuaties in de aanvoer worden bij bodempassage n.l. vreemdgenoemd juist geaccentueerd zonder enige fasevertraging (zie fig. 9.4 en uit deelrapport 4, fig. 6.7).

Een mogelijkheid is, dat er in de periode november t/m februari  $\text{NH}_4$

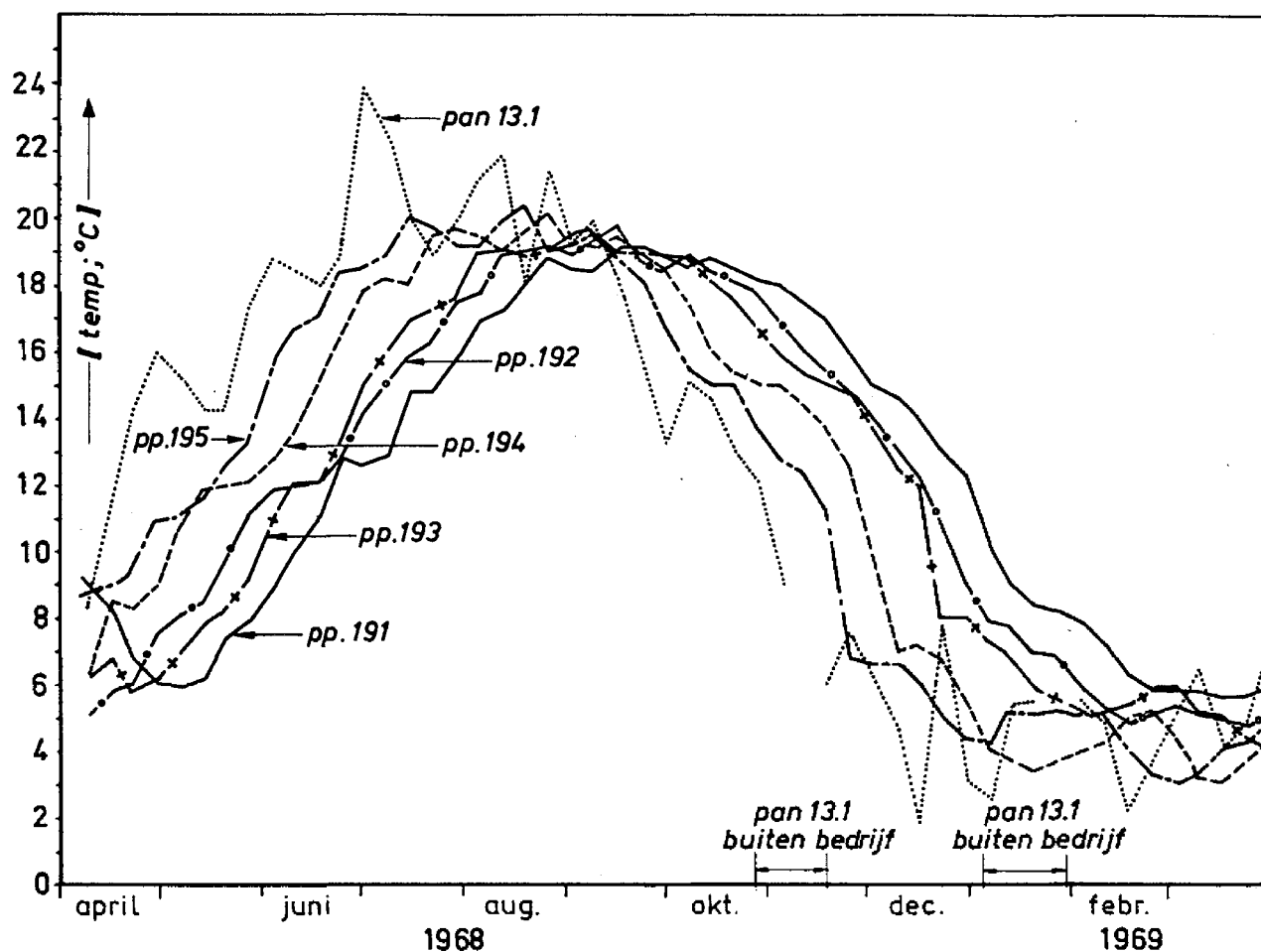


Fig. 9.35 - Damping en fasevertraging van de temperatuur van het infiltratiewater in pan 13.1 van de DWL bij bodempassage via pp 195 naar pp 191 (gewijzigd naar Tuinzaad, 1975). Er is geen tijdsverschuiving aangebracht conform de reistijd.  $T_{temp} \approx 2 T_{Cl}$

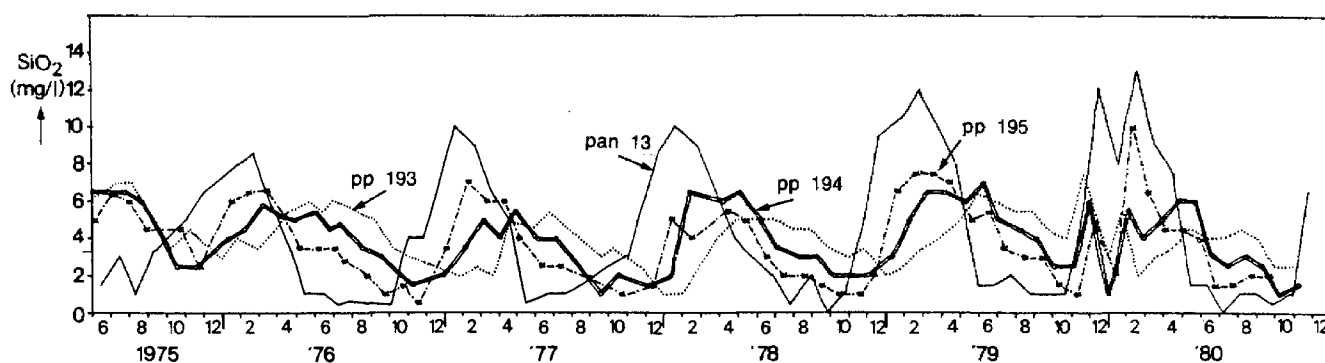


Fig. 9.36 - Damping en fasevertraging van het  $SiO_2$ -gehalte van infiltratiewater in pan 13.1 van de DWL bij bodempassage via pp 195 naar pp 193. Voor de monitorputten is een reistijdverschuiving aangebracht

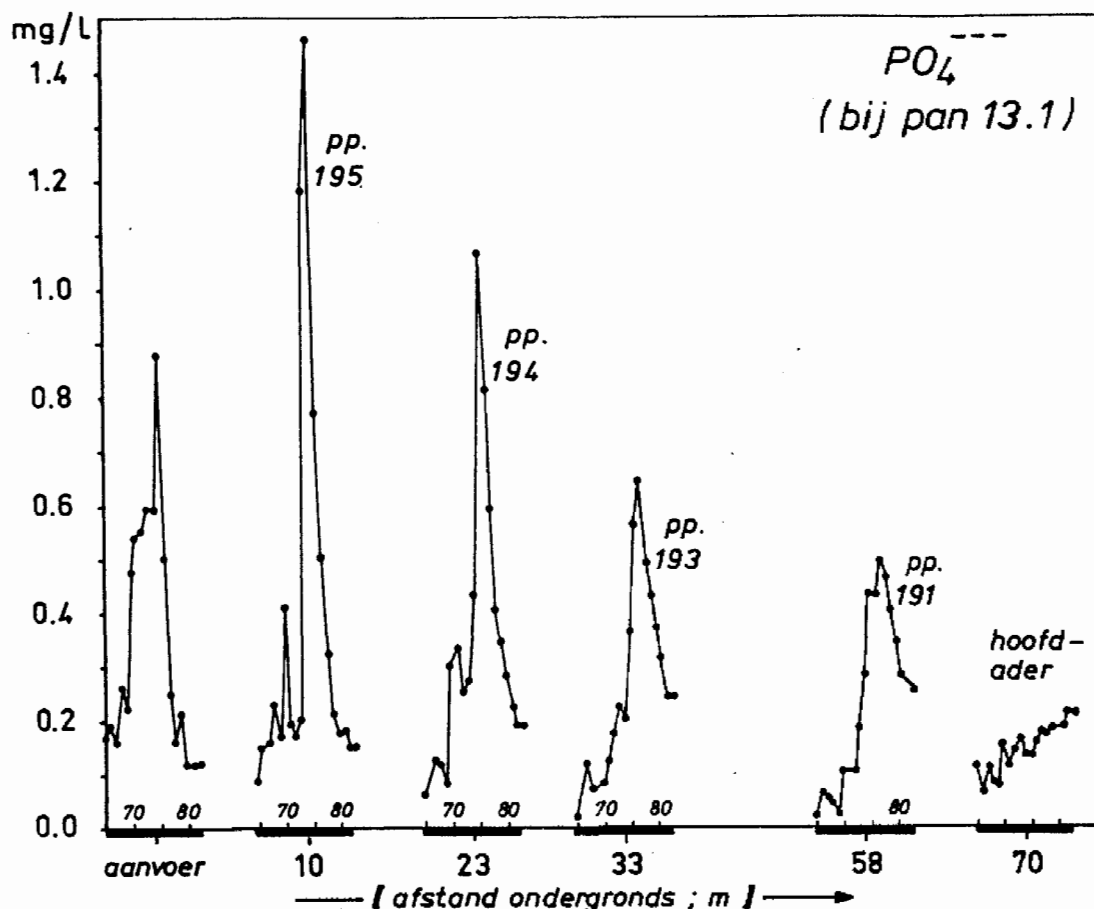


Fig. 9.37 - Damping en fasevertraging van fluctuaties in het jaarlijks gemiddelde orthofosfaatgehalte (periode 1965-1982) bij bodempassage langs de DWL-meetraai bij pan 13.1 in het (sub)oxisch le WVP

	desorp- tiepe- riode op 33 m	adsorp- tiepe- riode op 33 m	damping	fase- ver- tra- ging	snelheid uitwisse- ling	retar- datie- factor (λ)	beper- kingen
temp.	10 t/m 1	5 t/m 8	+	+	snel	2 ± 0,1	A
SiO <sub>2</sub>	5 t/m 10	12 t/m 4	++	++	matig	3-7	-
K <sup>+</sup>	3 t/m 6	9 t/m 1	-	++	zeer snel	3-7	-
Mg <sup>++</sup>	11 t/m 2	4 t/m 6	--	-	zeer snel	1?	-
F <sup>-</sup>	3 t/m 6	9 t/m 12	++	-	langzaam	?	-

-- = juist toename fluctuaties; - = afwezig; + = in geringe mate; ++ = in sterke mate; A = bij lange verblijftijden ondergronds en een geringe afstand tot het maaiveld treden verstoringen op door warmtetransport vanaf/naar het maaiveld

Tabel 9.23 - Gedrag van de temperatuur, SiO<sub>2</sub>, K, Mg en F, voor zover onder invloed van seizoensafhankelijke fluctuaties in de aanvoer, bij bodempassage in het (sub)oxische le WVP. Gebaseerd op DWL-metingen in de raai peilputten bij pan 13.1



zeer snel v.n.l. in bodemslib en de eerste decimeters duinzand ge-adsorbeerd wordt onder desorptie van Mg. Vooral in de periode april t/m juni zouden a.h.w. gaten in het adsorptiecomplex kunnen ontstaan door nitrificatie van het geadsorbeerde  $\text{NH}_4$  bij de stijgende temperatuur, leidend tot adsorptie van Mg.

### Resumé

Tabel 9.23 vat het gedrag samen van de temperatuur,  $\text{SiO}_2$ , K, Mg en F in het (sub)oxische le WVP, voor zover onder invloed van seizoensafhankelijke fluctuaties in de aanvoer. De de- en adsorptieperiodes van K en F vallen min of meer samen. Die van K en Mg zijn bijna tegengesteld aan elkaar. Door verschillen in demping en fasevertraging lijkt er echter geen relatie tussen beide te bestaan.

Uit de mate van demping en fasevertraging is de snelheid van de uitwisseling in kwalitatieve termen afgeleid, uitgaande van de theorie hierover m.b.t. sinusvormige fluctuaties in de aanvoer (zie b.v. Huisman & Olsthoorn, 1983).

De retardatiefactor  $\lambda$  is gedefinieerd als de reistijd van de parameter ( $T_{\text{par}}$ ), gedeeld door die van Cl ( $T_{\text{Cl}}$ ), dus

$$\lambda = T_{\text{par}}/T_{\text{Cl}} \quad (9.34)$$

De reistijden zijn grafisch bepaald door het meten van de noodzakelijke tijdsverschuiving om de beste overlap te krijgen tussen het verloop van de aanvoer en dat van het meetpunt.

De retardatiefactor van fosfaat in het (sub)oxische le WVP bedraagt  $30 \pm 20$  (zie par. 9.7.2). Het fraaie sinusvormige verloop van  $\text{SiO}_2$  (zie fig. 9.36) maakt eenvoudige modellering van het gedrag bij bodempassage mogelijk (zie par. 9.7.3).

### Organische bestanddelen en $\text{NH}_4$

In hoeverre organische bestanddelen van het geïnfiltreerde oppervlaktewater en  $\text{NH}_4$  betrokken zijn bij uitwisseling c.q. sorptie, is moeilijk aan te geven. De gevoeligheid van deze stoffen voor mineralisatie c.q. nitrificatie (zie resp. par. 9.6.4 en 9.6.3) vertroebelt altijd het beeld. Toch zijn er voor organische stof de volgende aanwijzingen:

(1) het DOC-gehalte daalt bij voortgaande bodempassage ondanks een vrijwel gelijk blijven van de gemeten oxydatoren  $\text{O}_2$ ,  $\text{NO}_3$  en  $\text{SO}_4$

(zie de tabellen 9.2 en 9.3 en fig. 9.2); en

(2) er is bij de DWL decimeters tot meters onder bodemslib een (zeer) geringe accumulatie van chemisch oxydeerbare stoffen (waarschijnlijk v.n.l. organische stof) waargenomen (fig. 9.15).

Nader onderzoek naar de ophoping van organische bestanddelen in het le WVP is gewenst.

#### Praktische implicaties van doorslag

Vanuit ecologisch standpunt is de fosfaatdoorslag een belangrijk verschijnsel. Eutrofiëring van kwelplassen kan hiervan n.l. het gevolg zijn (Van Dijk, 1984). Het is daarom nuttig op deze fosfaatdoorslag nader in te gaan. De "hamvraag" is natuurlijk onder welke omstandigheden en na hoeveel tijd fosfaat op zekere afstand doorbreekt. Een bescheiden antwoord op deze vraag, waarvan Van Beek & Van Puffelen (1981) aantoonde hoe ingewikkeld deze wel is, levert par. 9.7.2.

De retardatie (= vertraging) van K en F, die uiteindelijk tot doorslag leidt, geeft aan dat deze bestanddelen geen ideale tracers (labels) van geïnfiltreerd oppervlaktewater vormen.

Lage concentraties, normaal voor duinwater, garanderen dus niet dat men inderdaad met duinwater te maken heeft. Hoge concentraties, normaal voor geïnfiltreerd oppervlaktewater, geven daarentegen een redelijk betrouwbare indicatie van geïnfiltreerd oppervlaktewater (Van Dijk, 1984), hoewel er zeker uitzonderingen zijn (Stuyfzand & Moberts, 1986; Stuyfzand, in voorbereiding).

Het ruimtelijke doorslagpatroon van met name Na, K, F en de temperatuur kan worden aangewend om ruimtelijke verschillen in stroomsnelheid c.q. bodemeigenschappen aan te geven. Dat van de temperatuur geeft als enige een representatief beeld van de anisotropie van de ruimtelijke verbreiding van het geïnfiltreerde oppervlaktewater, omdat de thermische eigenschappen van de grond betrekkelijk weinig afhankelijk zijn van het doorlaatvermogen. Een ander, groot voordeel van de temperatuur is het gemak van de meting en de mogelijkheid om deze over de volle lengte van filter plus het met water gevulde deel van de stijgleiding van de peilput, intervalsegewijze te meten.

Leuke voorbeelden van een dergelijke toepassing van de temperatuur zijn te vinden in Nightingale (1975), Keys & Brown (1978), Peters et al (1984) en Stuurman (1984).

### Samenstelling van de ondergrond

Aan het begin van par. 9.6.7 is reeds gewezen op mogelijke verschillen in uitwisseling, (chemi)sorptie en fixatie door verschillen in samenstelling van de ondergrond.

Het (sub)oxische le WVP vertoont een sterkere fosfaatbinding dan het anoxische le WVP (vergelijk fig. 9.37 met fig. 9.21) en een grote mate van  $\text{SiO}_2$ -uitwisseling i.t.t. het anoxische le WVP. De aanwezigheid en stabiliteit van ijzerhydroxiden, alleen in het (sub)oxische le WVP, zijn hiervoor wellicht verantwoordelijk.

Het le SDP adsorbeert c.q. fixeert K, Mg en F in sterke mate, althans waar het een c-waarde vertoont van enkele honderden dagen of meer.

De retardatiefactor  $\lambda$  bedraagt dan voor K en Mg  $> 20$  (Stuyfzand, in voorbereiding), terwijl deze in het (sub)oxische le WVP resp. 3-7 en 1 bedraagt. De retardatiefactor van Na is in het le SDP (c-waarde  $\approx 200$  d) ca. 2-4 (Stuyfzand, in voorbereiding).

Het spreekt vanzelf dat de retardatiefactoren toenemen met een toename van de uitwisselingscapaciteit van het doorstroomde pakket. Een belangrijk punt is, dat de ondergrond geen constant adsorbens c.q. uitwisselaar vormt. De vier hoofdoorzaken hiervan zijn:

- (a) door redoxreacties kan de uitwisselaar  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  zowel verdwijnen (door reductie) als gevormd worden (b.v. door oxydatie van pyriet) en zal organische stof als uitwisselaar verdwijnen (door oxydatie);
- (b) door bodempassage van  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ -colloïden of slib en filtratie ervan op zekere afstand neemt de uitwisselingscapaciteit met de tijd toe, vooral voor anionen in het (sub)oxische le WVP;
- (c) door sorptie van anionen, vooral van fosfaat neemt de kation-uitwisselingscapaciteit toe (Wiklander, 1978); en
- (d) verwijdering c.q. accumulatie van bodemslib.

Een belangrijke consequentie van punt (b) is, dat men het dichtst bij een infiltratiemiddel de hoogste uitwisselingscapaciteit verwacht, die met toenemende afstand afneemt.

## 9.7 Kwantificering en modellering

### 9.7.1 Massabalansen

Nu de belangrijkste processen van kwaliteitsverandering besproken zijn (par. 9.6), doemt de vraag op of deze ook kwantitatief in

staat zijn om het infiltratiewater te transformeren tot de waargenomen samenstelling van grondwater op zekere afstand van het infiltratiemiddel. Een positieve beantwoording van deze vraag levert enerzijds een bevestiging op van het gehanteerde model, dat in feite niet meer is dan een serie reactievergelijkingen in de juiste volgorde. Anderzijds verschaft het inzicht in het belang c.q. gewicht van alle meegenomen reacties.

Een massabalans plus reactieschema is opgesteld voor een (sub)-oxisch systeem, n.l. tussen pan 13.1 en pp 193 op 33 m afstand, en voor een anoxisch systeem, n.l. tussen pan 26.1 en pp 178 op 150 m afstand. Tabel 9.24 geeft hiervan het resultaat

#### De te volgen werkwijze

- De concentratieverlopen van het water in het infiltratiemiddel en dat na zekere bodempassage worden gesynchroniseerd door toepassing van een reistijdverschuiving.
- Daarna worden de gemiddelde waarden bepaald (hier over 1974-1975) en worden de uitkomsten omgerekend in  $\mu\text{mol L}^{-1}$ .
- Vervolgens worden de benodigde reacties gekwantificeerd om de transformatie te voltrekken en wel in deze volgorde:
  - (a) nitrificeer zoveel  $\text{NH}_4$  als nodig volgens (9.3);
  - (b) verbruik nog zoveel resterend  $\text{O}_2$  als nodig voor oxydatie van organische stof volgens (9.4);
  - (c) denitrificeer zoveel  $\text{NO}_3$  als nodig volgens (9.5), met rekenschap van eventueel gevormd  $\text{NO}_3$  tijdens stap a;
  - (d) los zoveel  $\text{MnO}_2$  op volgens (9.6) als er aan Mn is gevonden in het grondwater;
  - (e) verwijder zoveel  $\text{SO}_4$  als nodig door oxydatie van organische stof volgens (9.11b);
  - (f) los zoveel  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  op (reactie 9.7) als er aan Fe gemeten is in het grondwater plus wat er bij (9.11b) is neergeslagen aan Fe;
  - (g) laat zoveel methaan vormen volgens (9.9) als nodig;
  - (h) vorm zoveel  $\text{NH}_4$  via  $\text{N}_2$ -fixatie volgens (9.10) als gemeten of anders als nodig;
  - (i) los zoveel kalk op volgens (9.21) als er intussen aan  $\text{CO}_2$  gevormd is min het verschil in  $\text{CO}_2$ -gehalte tussen het grondwater en water in het infiltratiemiddel;
  - (j) los zoveel biogeen  $\text{SiO}_2$  op als nodig via (9.23);
  - (k) wissel zoveel K, Mg en/of Na in als nodig, tegelijk of afzonderlijk via (9.32);
  - (l) tel nu alle reactieproducten en -verliezen op bij het water in het infiltratiemiddel en vergelijk het berekende  $\text{HCO}_3$  en Ca-gehalte van het grondwater met het gemeten gehalte.

(SUB)OXISCH SYSTEEM PAN 13.1 - PP 193 (1974-1975)											
	NH <sub>4</sub>	O <sub>2</sub>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	HCO <sub>3</sub>	Ca	SiO <sub>2</sub>	Fe	Mn	CH <sub>4</sub>
pan 13.1	14	313	271	864	160	2433	1996	85	3,2 <sup>α</sup>	1,8 <sup>α</sup>	0
reacties											
7* (9.3)	-7	-14	7	-	14	-14	-	-	-	-	-
206* (9.4)	-	-206	-	-	206	-	-	-	-	-	-
31* (9.5)	-	-	-31	-	8	31	-	-	-	-	-
220* (9.21)	-	-	-	-	-220	440	220	-	-	-	-
pp 193-calc	7	93	247	864	169	2889	2216	85	0	0	0
pp 193-meas	7	-	247	841	169	2889	2196	77 <sup>β</sup>	0,7 <sup>β</sup>	0,7 <sup>β</sup>	-
ANOXISCH SYSTEEM PAN 26.1 - PP 178 (1974-1975)											
	NH <sub>4</sub>	O <sub>2</sub>	NO <sub>3</sub>	SO <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	HCO <sub>3</sub>	Ca	SiO <sub>2</sub>	Fe	Mn	CH <sub>4</sub>
pan 26.1	6	375	289	861	150	2432	1904	73	3,2 <sup>α</sup>	1,8 <sup>α</sup>	0
reacties											
375* (9.4)	-	-375	-	-	375	-	-	-	-	-	-
289* (9.5)	-	-	289	-	72	289	-	-	-	-	-
6* (9.6)	-	-	-	-	-9	12	-	-	-	6	-
100* (9.7)	-	-	-	-	-175	200	-	-	100	-	-
239* (9.9)	-	-	-	-	239	-	-	-	-	-	239
4* (9.10)	8	-	-	-	-2	8	-	-	-	-	-
82* (9.11b)	-	-	-	-82	164	-	-	-	-82	-	-
434* (9.21)	-	-	-	-	-434	868	434	-	-	-	-
37* (9.23)	-	-	-	-	-	-	-	37	-	-	-
pp 178-calc	14	0	0	779	380	3809	2338	110	18	6	239
pp 178-meas	13	-	16	779	380	3809	2498	110	18*	6*	-

α = 100 % eliminatie door filtratie verondersteld; β = metingen 1978-1980 van Fe en Mn, voor SiO<sub>2</sub>: (pan 13.1 - destijdse eliminatie); \* = bij gebrek aan metingen, extrapolatie van gegevens in Stuyfzand & Moberts (1986)

Tabel 9.24 - Massabalansen plus reactieschema voor geïnfiltreerd Lekwater (1974-1975) in een (sub)oxisch en anoxisch systeem  
calc = berekende samenstelling; meas = gemeten samenstelling

- Levert de vergelijking van de berekende met de gemeten HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> en Ca-concentraties geen bevredigend resultaat op, dan is het gevolgde reactieschema (model) dus onjuist c.q. incompleet of wordt de vergelijking gestoord door fouten in analyse-uitkomsten.

N.B.: deze werkwijze stoelt op een aantal versimpelingen om praktische redenen. In de praktijk heeft ze reeds diensten bewezen bij het modelleren van de samenstelling van diep duinwater uit ondiep

duinwater (Stuyfzand, 1985b) en van Rijnsoevergrondwater uit Rijnwater (Stuyfzand, 1985d).

### Resultaten

Uit tabel 9.24 volgt, dat de massabalansen voor beide systemen redelijk sluiten of liever ten dele sluitend gekregen zijn. Of het gevolgde reactieschema voldoet, blijft een open vraag zonder de meting van  $O_2$  in het (sub)oxische systeem en die van methaan ( $CH_4$ ), Fe en Mn in het anoxische systeem.

Verondersteld is voorts, vanwege gebrek aan metingen destijds, dat er zich geen kationuitwisseling heeft voorgedaan, waarbij vooral Na, K en Mg betrokken kunnen zijn. De lange balansperiode en het hoge ADP bieden een redelijke basis voor deze aanname.

Kwantitatief de belangrijkste reacties in het (sub)oxische pakket zijn duidelijk de oxydatie van organische stof door zuurstof en het oplossen van kalk door hierbij vrijkomend  $CO_2$ . Voor het overige gebeurt er wat de hoofdbestanddelen op langere termijn betreft betrekkelijk weinig.

Het anoxische systeem laat een aantal forse wijzigingen in dit beeld zien. Nog steeds zijn de oxydatie van organische stof door  $O_2$  en het oplossen van kalk kwantitatief de belangrijkste reacties. Hieraan dienen nu echter toegevoegd te worden de vrijwel volledige denitrificatie en waarschijnlijk methaanvorming. Minder maar wel degelijk belangrijk in kwantitatief opzicht, zijn geworden de  $SO_4$ -reductie, oplossing van ijzerhydroxiden door reductie en oplossing van (biogeen)  $SiO_2$ .

Opmerkelijk is de vermoede methaanvorming terwijl nog lang niet alle  $SO_4$  eerst opgesoupeerd is. Enerzijds is hiervoor de middeling over kalenderjaren verantwoordelijk: de meer volledige  $SO_4$ -reductie 's-zomers met juist dan  $CH_4$ -vorming (zie ook fig. 9.25) raakt a.h.w. bedolven door  $SO_4$ -vorming 's-winters zonder  $CH_4$ -vorming (zie fig. 9.28). Anderzijds is een geringe menging bij bodempassage van water zonder  $SO_4$ -reductie en zonder  $CH_4$ -vorming met water, dat alle  $SO_4$  verloren heeft en  $CH_4$  meegekregen, goed mogelijk.

#### 9.7.2 Fosfaatdoorslag

##### De literatuur in vogelvlucht

Doorslag van fosfaat in de duinen is als eerste geconstateerd door

Lips et al (1969), waarna het verschijnsel steeds meer aandacht gekregen heeft van achtereenvolgens onder meer : Steenkamp (1979), Van Dijk (1979), De Groot (1981), Van Beek & Van Puffelen (1981), Van Oosterhout et al (1982), Stuyfzand (1984b, c), Stuyfzand et al (1984) en Van Dijk (1985).

Naast dit molshoopje literatuur bestaat er een wereldomvattende bergketen aan literatuur over het gedrag van fosfaat in allerlei onderdelen van de waterkringloop.

Steeds vaker wordt men geconfronteerd met ingewikkelde modellen, gefundeerd op mooie theorieën, die het gedrag van fosfaat bij bodempassage voorspellen. De Groot (1981) presenteerde zo'n model voor de duinen, doch komt met de  $PO_4$ -gegevens uit de duinen niet veel verder dan de constatering, dat er zowel snelle als langzame sorptie op kan treden. De laboratoriumproeven door Van Oosterhout et al (1982) geven inderdaad een snelle en langzame binding van  $PO_4$  te zien. Een bevestiging hiervan in het veld, de duinen rond de infiltratievijver De Boompjesput bij Haamstede, geven Stuyfzand et al (1984).

#### Moeilijkheden van modellering

De doorslag van fosfaat in de duinen is modelmatig zo moeilijk voorspelbaar, omdat er veel complicaties in randvoorwaarden zijn, zoals:

(a) seizoensmatige en langjarige fluctuaties in anaërobie, leidend tot verstoringen in de stabiliteit van het sorbens (zie o.a. fig. 9.21). Anoxie kan leiden tot zowel eliminatie van sorberende ijzerhydroxiden als verdrijving van  $PO_4$  door hogere concentraties opgeloste organische zuren;

(b) heterogeniteit van de grond in de ruimte: in het duin komen veenbanken voor, die meestal  $PO_4$  leveren i.p.v. sorberen (Stuyfzand & Moberts, 1986; Stuyfzand in voorbereiding). Duinveen is meestal meso- tot eutroof (zie par. 5.1.2), niet oligotroof zoals Van Dijk (1984) beweert. De sterke sorptie door veen, zoals De Groot afleidt uit gegevens m.b.t. de meetpunten langs pan 26.1 van de DWL (zie tabel 9.9 en fig. 9.21), berust op een misverstand.

De verschillen in  $PO_4$ -concentraties tussen de meetpunten op 10-30 m afstand van pan 26.1 en die van 60-150 m afstand, zijn n.l. grotendeels te verklaren door verschillen in aerobie t.g.v. interactie met bodemslib (zie par. 9.3.2) en mogelijk door verschillen in

ijzer-precipitatie met  $\text{PO}_4$ -adsorptie in de watermonsters (zie par. 3.2).

Op de heterogeniteit van bodemslib, dat als depot, buffer en leverancier van  $\text{PO}_4$  fungeert, is reeds voldoende gewezen in par. 4.2.2; (c) heterogeniteit van de grond in de tijd: door periodieke slibverwijdering of juist het tijdelijk of steeds verder accumuleren van bodemslib, ontstaat een in de tijd variërend sorbens aan de oppervlakte. Door diepbedfiltratie (zie par. 9.6.2) neemt de uitwisselingscapaciteit in principe met de tijd toe, ook op wat grotere afstand tot het infiltratiemiddel;

(d) incidentele beheersmaatregelen, zoals het droogzetten van een infiltratiemiddel t.b.v. regeneratie of t.g.v. een tijdelijk staken van de inname tijdens de passage van een gifgolf door de rivier. Bij de DWL en LDM blijkt de resulterende aeratie tot een enorme mineralisatie van organische stof te leiden, uiteindelijk tot zeer hoge  $\text{PO}_4$ -pieken in het grondwater, ver boven elk niveau in het ingelaten water (zie fig. 9.23).

Tenslotte zijn de fouten in monstervoorbehandeling van anoxisch water met hoge Fe-gehalten een bron van dikwijls veel te laag gemeten ortho- $\text{PO}_4$ -concentraties in dergelijk water (zie par. 3.2). De wateranalyses uit dergelijke systemen lenen zich dus niet voor modellering, tenzij i.p.v. orthofosfaat totaal fosfaat genomen kan worden.

#### Een semi-empirisch, statistisch model

Om het de lezer en mijzelf niet onnodig moeilijk te maken, is gekozen voor modellering van fosfaatdoorslag door multiële regressie met ervaringen uit de praktijk van duininfiltratie in gebieden met ongeveer gelijke randvoorwaarden.

Aan deze gebieden zijn de volgende eisen gesteld:

- (a) (sub)oxie van het systeem, dus  $\text{NO}_3$ -gehalten in grondwater vergelijkbaar met die in het infiltratiemiddel;
- (b) geen bodemslibverwijdering;
- (c) een vrij constante  $\text{PO}_4$ -concentratie in het infiltratiemiddel of concentraties die vrij snel oscilleren om een op langere termijn vrij constant gemiddelde;
- (d) monitoring vanaf de start van kunstmatige infiltratie en
- (e) een flink verschil tussen  $\text{PO}_4$ -concentratie in infiltratiewater en dat in oorspronkelijk duinwater.



Aan deze eisen beantwoorden het beste pan 8.2 bij Scheveningen van de DWL, de Boompjesput bij Haamstede van de WMZ en de open proefketel te Leiduin van GW/RIVM.

Het verloop van de fosfaatdoorslag is op veel van de onderzochte meetpunten reeds gepresenteerd in fig. 9.34 (pan 8.2), fig. 9.33 (Boompjesput) en fig. 9.32 (open proefketel).

Andere relevante gegevens m.b.t. deze locaties zijn reeds gepresenteerd in:

- (a) pan 8.2: par. 9.2.1, tabellen 9.1 en 9.3, fig. 9.2 en Bos et al (1974);
- (b) Boompjesput: Stuyfzand et al (1984); en
- (c) proefketel: par. 9.2.6, tabel 9.7 en Hrubec (1974, 1975).

Als van elkaar grotendeels onafhankelijke variabelen zijn gekozen:

- de afgelegde afstand ondergronds tot het grondwatermeetpunt = X (m);
- de orthofosfaatconcentratie in het infiltratiemiddel =  $PO_4$ -in ( $mg PO_4 L^{-1}$ );
- de gemiddelde  $NO_3/NH_4$ -verhouding in het grondwater langs de stroomdraad als maat voor de redoxpotentiaal of stabiliteit van het (sub)oxische systeem, in  $mg L^{-1}$ ; en
- de verstreken tijd vanaf de start van kunstmatige infiltratie en 50 % doorbraak van het fosfaat,  $T_{PO_4}$  (d), tot 50 % van het zich uiteindelijk stabiliserende  $PO_4$ -niveau. Dit kan n.l., zoals blijkt, lager zijn dan dat van de invoer in het ondergrondse systeem.

De afhankelijke variabele is  $\lambda = T_{PO_4}/T_{Cl}$ .

Deze gegevens m.b.t. de onderzochte meetpunten zijn gerubriceerd in tabel 9.25. Via multipele regressie werd met deze gegevens de volgende betrekking gevonden:

$$\lambda = 52,35 - 111,33 PO_4\text{-in} + 0,72 X + 0,49 (NO_3/NH_4)$$

met  $R^2 = 0,87$

(9.35)

Vergelijken we de hiermee voorspelde waarden van  $\lambda$  (waaruit met kennis van  $T_{Cl}$  dus  $T_{PO_4}$  kan worden berekend) met de gemeten  $\lambda$  in tabel 9.25, dan valt de zeer acceptabele overeenkomst op.

	af-stand X (m)	PO <sub>4</sub> -in mg L <sup>-1</sup>	NO <sub>3</sub> ( $\frac{\text{NH}_4}{\text{NH}_4}$ ) $\alpha$	T <sub>Cl</sub> meas	T <sub>PO<sub>4</sub></sub> (d)	$\lambda = T_{\text{PO}_4} / T_{\text{Cl}}$ meas calc	
<u>DWL pan 8.2</u>							
drain 2 ondiep	1	0,5	29	1	< 35	<35	12
drain 2 diep	2	0,3	27	2	110	55	34
drain 4 ondiep	1	0,5	28	2,5	< 35	<14	11
drain 4 diep	2	0,33	34	5	165	33	34
pp 285	7	0,31	29	6	180	30	37
pp 284	17	0,35	34	15	730	49	42
pp 283	30	0,43	34	26	1100?	42?	43
pp 282	48	0,43	59	42	>1200	>29	68
<u>WMZ-Boompjesput</u>							
78.05	6	0,95	120	4	36	9	10
76.09 F1	30	1,11	120	22	240	11	9
76.09 F2	42	0,95	120	31	1010	33	36
76.08 F1	65	0,9	120	60	>2620	>44	58
78.12 F1	80	0,9	120	77	>2620	>34	69
<u>Leiduin-ketels</u>							
open ketel	4,3	0,43	63	3,4	150	44	39

$\alpha$  = gemiddelde voor stroomdraad tot meetpunt, in mg L<sup>-1</sup>

Tabel 9.25 - Basisgegevens ter berekening van de doorslagtijd voor fosfaat bij duininfiltratie in drie (sub)oxische systemen, alsmede de gemeten (meas) en berekende (calc) retardatiefactor  $\lambda$ . Met kennis van de reistijd van chloride (T<sub>Cl</sub>) volgt uit  $\lambda$  de doorslagtijd van fosfaat (T<sub>PO<sub>4</sub></sub>)

Omdat formule 9.35 zo eenvoudig is en daarom te pas en te onpas gebruikt zou kunnen worden, is het goed met klem op de beperkingen te wijzen. Deze komen natuurlijk overeen met de eerder gestelde eisen aan de gebieden. Daarnaast dienen de beschouwde systemen qua onafhankelijke variabelen aan te sluiten bij die van de hier onderzochte systemen. Een veel hogere invoerconcentratie van PO<sub>4</sub> of een veel grotere afstand kunnen n.l. inhouden, dat andere processen de boventoon gaan voeren en aldus het gegeven verband in de war schoppen.

Belangrijk is tenslotte, dat fosfaat uiteindelijk wel doorbreekt, maar niet hoeft te stijgen tot het niveau van de invoer. Bij de Boompjesput is dit duidelijk zichtbaar in fig. 9.32. Een kwantificering hiervan, als functie van de afgelegde afstand c.q. reistijd ondergronds, biedt fig. 9.38.

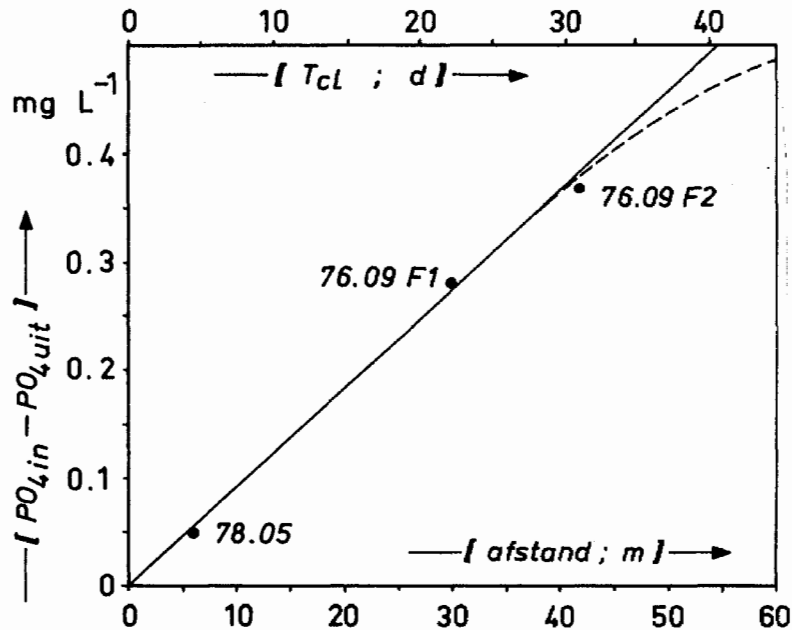


Fig. 9.38 - Lineair positieve verband tussen de reistijd c.q. afgelegde afstand ondergronds en de continue fosfaatverlaging, tot vele jaren na doorbraak van fosfaat, bij de Boompjesput van de WMZ

Definiëren we  $\Delta PO_4 = [PO_4\text{-in} - PO_4\text{-uit}]$ , waarin  $PO_4\text{-uit} = PO_4$  op het grondwatermeetpunt, dan geldt volgens fig. 9.38 voor de Boompjesput:

$$\Delta PO_4 = 0,0089 \times \delta t \quad \text{of} \quad \Delta PO_4 = 0,012 T_{Cl}$$

Dit houdt dus een langzame binding in van  $1,2 \% PO_4 d^{-1}$  of  $0,9 \% PO_4 m^{-1}$ , omdat  $PO_4\text{-in} \approx 1,0 \text{ mg L}^{-1}$ .

Deze waarde komt overeen met die genoemd door De Groot (1981). De consequentie van een alsmaar rechte lijn in fig. 9.38 is, dat fosfaat bij de Boompjesput voorbij 112 m oftewel na meer dan 83 dagen reistijd ondergronds, volledig is vastgelegd, dus hier voorbij nooit door zou slaan. In de praktijk zal het verband in fig. 9.38 voorbij 30-40 m echter wel neerbuigen, zodat deze redenering niet opgaat! De bindingssnelheid is immers o.a. afhankelijk van de concentratie van fosfaat in oplossing.

### 9.7.3 $SiO_2$ -uitwisseling

De geconstateerde  $SiO_2$  uitwisseling sluit goed aan bij de sorptie van  $SiO_2$  aan Fe- en Al-hydroxiden in bodems en laboratoriumproeven

(o.a. McKeague & Cline (1963), Beckwith & Reeve (1964), Jones & Handreck (1963)).

Het sorptiegedrag van  $\text{SiO}_2$  kan eenvoudig gemodelleerd worden, omdat zowel in- als uitgangssignaal sinusvormig is en er duidelijk demping en fasevertraging van de golven optreedt (zie fig. 9.36).

In overeenstemming met de voortplanting van o.a. sinusoidale temperatuurgolven in geval van uniforme ééndimensionale grondwaterstroming in een half-oneindig homogeen pakket met warmte-overdracht door convectie en geleiding, geldt (o.a. volgens Huisman & Olsthoorn, 1983):

$$C_x = \bar{C} + A_o e^{-\beta X} \sin (wt - \gamma X) \quad (9.36)$$

waarin:

$C_x$	= $\text{SiO}_2$ -concentratie op afstand $X = X$	(mg L <sup>-1</sup> )
$\bar{C}$	= gemiddelde $\text{SiO}_2$ -concentratie	(mg L <sup>-1</sup> )
$A_o$	= amplitude $\text{SiO}_2$ -golf bij $X = 0$	(mg L <sup>-1</sup> )
$\beta$	= dempingsfactor = $\ln (A_x/A_o)$	(m <sup>-1</sup> )
$A_x$	= amplitude $\text{SiO}_2$ -golf bij $X = X$	(mg L <sup>-1</sup> )
$w$	= hoekssnelheid ingangssignaal	(rad d <sup>-1</sup> )
$t$	= tijdstip $t = t_o + T_{Cl}$	(d)
$\gamma$	= fasevertragingsfactor	(rad m <sup>-1</sup> )
$t_o$	= tijd/fase bij $X = 0$ juist vóór infiltratie	(d)

met als verdere randvoorwaarden:

- Freundlicher adsorptie, d.w.z.  $C_s = K_{s1} C_1$  waarin  $C_s$  = concentratie geadsorbeerd  $\text{SiO}_2$ ,  $C_1$  =  $\text{SiO}_2$ -concentratie in grondwater;  $K_{s1}$  = verdelingscoëfficiënt. Volgens McKeague & Cline (1963) is hiervan in bodems en aan andere materialen inderdaad sprake;
- een sorptiesnelheid die afhankelijk is van de afwijking van evenwicht, oftewel  $\frac{\partial C_s}{\partial t} = \alpha (C_1 - C_s/K_{s1})$ , waarin  $\alpha$  een activiteitscoëfficiënt vormt met als dimensie "d<sup>-1</sup>".

Als het sorberende medium niet homogeen is, vormen de dempingsfactoren  $\beta$  en de fasevertraging  $\psi = \gamma X$  niet een lineair verband met de afstand  $X$ . Dit is blijkens fig. 9.39 inderdaad het geval voor de meetpunten in het (sub)oxische 1e WVP bij pan 13.1 van de DWL. Het verloop van beide suggereert een met de afstand afnemende sorptie-

capaciteit van het medium voor  $\text{SiO}_2$ .

Dit geldt trouwens ook voor  $\text{PO}_4$  in deze raai (zie Stuyfzand, 1984c). De oorzaak hiervan zou diepbedfiltratie van o.a. ijzerhydroxiden kunnen zijn (zie par. 9.6.2).

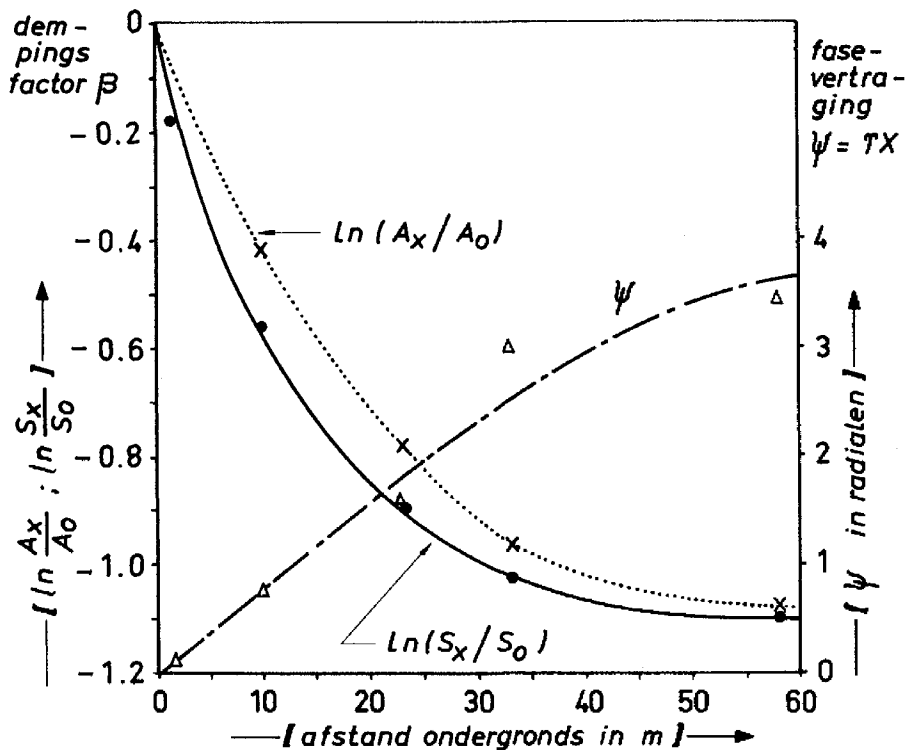


Fig. 9.39 - Afstandsafhankelijkheid van de demping en fasevertraging van sinusvormige  $\text{SiO}_2$ -golven bij bodempassage in de (sub)oxische meetraai bij pan 13.1 van de DWL. De niet lineaire verlopen suggereren een met de afstand afnemende sorptiecapaciteit van het medium voor  $\text{SiO}_2$ . Gebaseerd op het  $\text{SiO}_2$ -verloop in fig. 9.36 ( $\ln A_x/A_0$  en  $\psi$ ) en tabel 9.6 ( $\ln S_x/S_0$ )

Bekend is nu welke kwaliteitsveranderingen het aangevoerde oppervlaktewater ondergaat in de infiltratiemiddelen (hoofdstuk 8) en bij bodempassage (hoofdstuk 9). Het nagaan van de effecten van duininfiltratie als geheel, vormt logischerwijs de volgende stap. Vandaar dit hoofdstuk op deze plaats.

Het is nuttig nog even te memoreren, dat hier onder duininfiltratie alles gerekend wordt wat er na het gesloten transport tot in het duingebied met het aangevoerde water gebeurt, totdat het in de eerste nazuiveringstrap belandt (zie par. 2.3).

Ter inleiding worden in par. 10.1 de duininfiltratiesystemen van GW en de DWL besproken. Tot deze systemen, met de meeste en eenvoudigst te interpreteren gegevens, beperkt zich dit hoofdstuk. De overige systemen worden in de deelrapporten besproken.

De kwaliteitsveranderingen in deze twee systemen komen vervolgens aan de orde: het gemiddelde beeld over lange perioden met verschillen in voorzuivering (par. 10.2), seizoensafhankelijke fluctuaties (par. 10.3), de demping van seizoenfluctuaties in de samenstelling van de aanvoer (par. 10.4) en fluctuaties van en trends in jaargemiddelden (par. 10.5).

Na deze presentatie volgt in par. 10.6 een interpretatie gericht op ontrafeling van de effecten van afzonderlijke onderdelen van duinfiltratie, in het bijzonder de bijmenging van duinwater, de effecten van (verdere) voorzuivering, beheer van bodemslib en wijze van terugwinning (open versus gesloten). De manifestatie van doorslag, uitputting en uitloging in teruggewonnen oppervlaktewater vormt het thema van par. 10.7.

#### 10.1 Wat houdt duininfiltratie in bij GW en de DWL

De definitie van duininfiltratie (zie boven) houdt voor GW (bij Zandvoort) en voor de DWL (bij Scheveningen) het volgende in:

- bij GW behelst de duininfiltratie achtereenvolgens het transport in de toevoersloten, het verblijf in infiltratiegeulen, bodempassage, terugwinning m.b.v. drains die uitmonden in kanalen d.m.v. zogenaamde U-bakken (zie fig. 10.1) en m.b.v. kanalen, de bijmenging van ondiep en diep duinwater en het verblijf in de drainerende kanalen en in het eindpunt, de Oranjekom (fig. 10.2);

- bij de DWL betekent duininfiltratie achtereenvolgens het verblijf in infiltratiepannen, bodempassage, terugwinning m.b.v. een zich vertakkend drainagestelsel met als centrale leiding de hoofdader en d.m.v. hierop aangesloten ondiepe tot middeldiepe pompputten, en bijmenging van ondiep en diep duinwater. De DWL heeft weliswaar net als GW een open verzamelbekken, maar dit bevindt zich ná de kooldosering, zodat het niet bij het duininfiltratiesysteem gerekend wordt.

De belangrijkste verschillen tussen de duininfiltratiesystemen van GW en die van de DWL bestaan dus uit de toevoersloten (bij GW alleen) en uit de gedeeltelijk open terugwinning plus het geheel open

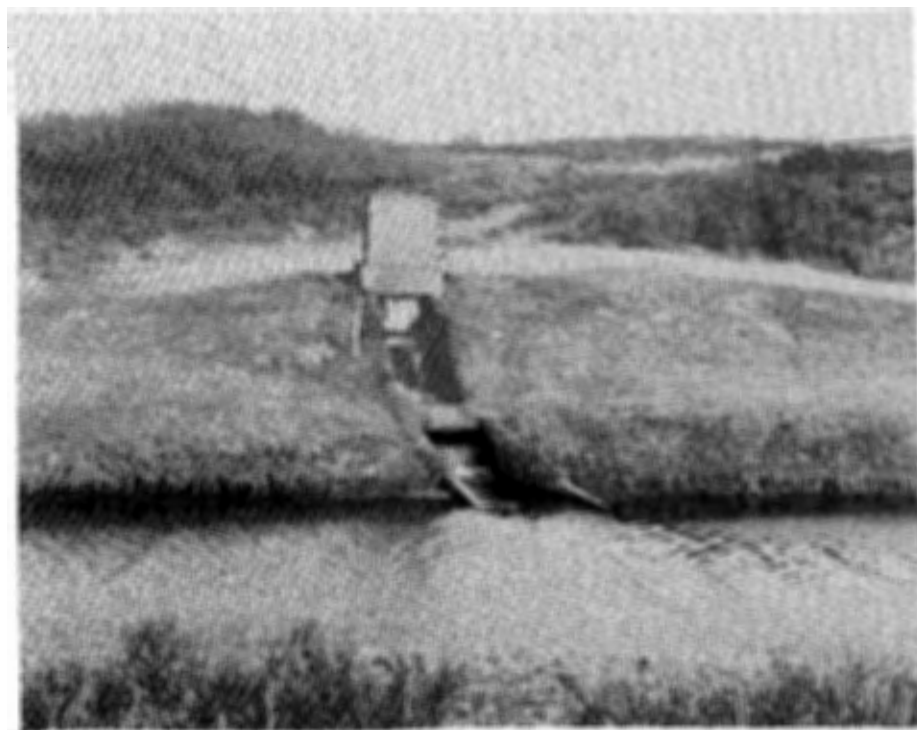


Fig. 10.1 - Uitmonding van een drainagestelsel met regelbare afvoer d.m.v. schotten, in een drainagekanaal. Deze unieke constructies - U-bakken genaamd - bevinden zich alleen in de duinwaterwinplaats van GW (foto G. Vetten)

transport van het gewonnen water naar het verzamelbekken (ook alleen bij GW).

Tenslotte zij nog vermeld, dat waarschijnlijk in april 1978 de bemonsteringslocatie van het eindpunt van de duininfiltratie bij de DWL veranderde. Eerst werd het einde van de hoofdader bemonsterd, waarmee een deel van het zuidelijkst (terug)gewonnen water "buiten schot" bleef. Sedert 1978 wordt het water vóór kooldosering bemonsterd (fig. 10.3), zodat wèl al het gemengde water beschouwd wordt doch eerst na een zeer kort verblijf in een open kanaal.

Voor meer details over beide duininfiltratiesystemen wordt verwezen naar tabel 2.2.



Fig. 10.2 - De Oranjekom, gegraven rond 1850, waarop alle draine-  
rende kanalen uitmonden die al het gewonnen water transporteren.  
Deze kom vormt het eindpunt van de duininfiltratie (foto Aerophoto  
Schiphol B.V.)



Fig. 10.3 - Het verzamelbekken van de DWL met de geïndiceerde kool-  
doserings, vlak waarachter zich het eindpunt van de duininfiltra-  
tie bevindt. (foto drs. E.A.I. Wanders, DWL)



10.2 Gemiddelde kwaliteitsveranderingen

Tabel 10.1 geeft een gemiddeld beeld van de kwaliteitsveranderingen bij duininfiltratie ten tijde van een geringe en verdere voorzuivering, zowel voor GW als de DWL. De relatieve concentratieverandering  $\Delta(\%)$ , zoals berekend volgens (3.6), alsmede de bijmengingspercentages van ondiep en diep duinwater (resp. % od en % dd) zijn ook in tabel 10.1 vermeld. De relatieve concentratieveranderingen bij duininfiltratie zijn voor GW en de DWL d.m.v. staafjesdiagrammen in beeld gebracht via resp. fig. 10.4 en 10.5.

		Lekwater 1969-1973						1979-1983					
		GW			DWL			GW			DWL		
		aan-voer	af-voer	$\Delta$ (%)	aan-voer	af-voer	$\Delta$ (%)	aan-voer	af-voer	$\Delta$ (%)	aan-voer	af-voer	$\Delta$ (%)
% od		0	12	-	0	8,5	-	0	24	-	0	9,5	-
% dd		0	11	-	0	13	-	0	1	-	0	8,5	-
EGV	$\alpha$	907	814	- 10	916	839	- 8	804	761	- 5	572	607	+ 6
Cl <sup>-</sup>	*	185	147	- 21	189	154	- 19	152	136	- 11	61,4	74,3	+ 21
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	148	203	+ 37	147	202	+ 37	162	181	+ 12	190	203	+ 7
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	*	91	72,7	- 20	92,6	77,1	- 17	67,0	66,8	0	59,3	61,6	+ 4
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	19,3	4,5	- 77	17,0	5,9	- 65	19,2	4,9	- 74	14,8	5,4	- 64
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	*	0,04	0,05	+ 25	0,07	0,08	+ 14	0,05	0,11	+120	0,04	0,06	+ 50
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	*	0,52	0,11	- 79	0,47	0,13	- 72	0,12	0,10	- 17	0,14	0,19	+ 36
F <sup>-</sup>	*	0,33	0,17	- 48	0,37	0,24	- 35	0,2	0,2	0	0,37	0,27	- 27
H <sup>+</sup>		7,17	7,85	- 79 <sup>e</sup>	7,13	7,53	- 60 <sup>e</sup>	7,82	7,98	- 31 <sup>e</sup>	7,69	7,59	+ 26 <sup>e</sup>
Na <sup>+</sup>	*	101	77,6	- 23	99,5	79,8	- 20	90,2	77,2	- 14	35,4	43,0	+ 21
K <sup>+</sup>	*	7,8	5,7	- 27	7,4	5,2	- 30	6,2	5,2	- 16	4,8	4,5	- 6
Ca <sup>++</sup>	*	87,6	94,2	+ 8	85,7	98,0	+ 14	77,4	81,2	+ 5	76,3	77,8	+ 2
Mg <sup>++</sup>	*	11,4	11,3	- 1	11,7	10,1	- 14	11,5	9,9	- 14	8,9	8,2	- 8
Fe	*	0,23	0,74	+222	0,40	0,71	+ 78	0,04	0,36	+800	0,07	0,41	+486
Mn	*	0,15	0,08	- 47	0,18	0,18	0	0,01	0,08	+700	0,036	0,11	+206
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	1,07	0,25	- 77	1,20	0,75	- 38	0,06	0,09	+ 50	0,07	0,35	+400
SiO <sub>2</sub>	*	6,5	11,6	+ 78	5,5	12,4	+125	5,0	7,0	+ 40	5,0	10,3	+106
PO <sub>4</sub> -tot.	*	-	-	-	0,73	-	-	0,18	0,19	+ 6	0,20	0,37	+ 85
NH <sub>4</sub> -alb.	*	0,23	0,19	- 17	0,28	0,18	- 36	0,40	0,07	- 83	-	-	-
Kjd-NH <sub>4</sub>	*	-	-	-	1,56	0,68	- 56	0,47	0,36	- 23	0,69	0,67	- 3
KMnO <sub>4</sub>	*	20,1	14,8	- 26	19,9	9,3	- 53	9,8	10,2	+ 4	12,8	8,8	- 31
Kleur	$\beta$	22,3	19,2	- 14	34,1	19,4	- 43	7,6	13,4	+ 76	12,2	10,2	- 16
Smaak	(n)	28	-	-	25	5,1	- 80	8	-	-	4,6	3,1	- 33
DOC	*	6,1	4,7	- 23	5,7	3,6	- 37	3,0	2,9	- 3	5,1	3,5	- 31
UV-ext.	$\gamma$	-	-	-	-	-	-	5,6	8,7	+ 55	9,8	7,6	- 22
Temp.	°C	12,0	11,1	- 8	12,1	11,4	- 6	12,6	10,7	- 15	11,4	11,3	- 1
O <sub>2</sub>	*	2,0	9,1	+355	1,8	2,2	+ 22	6,0	10,1	+ 68	7,9	2,5	- 68
%O <sub>2</sub>		18	87	+383	17	20	+ 18	56	91	+ 63	72	23	- 68
TIC	**	2,83	3,44	+ 22	2,85	3,55	+ 25	2,75	3,03	+ 10	3,27	3,54	+ 8
SI		-0,42	0,41	+576 <sup>f</sup>	-0,48	0,11	+289 <sup>f</sup>	0,23	0,43	+ 58 <sup>f</sup>	0,15	0,09	- 13 <sup>f</sup>
DN	**	0,37	0,09	- 76	0,34	0,14	- 59	0,31	0,09	- 71	0,24	0,11	- 54
Zweev. stof	*	5,6	-	-	3,3	-	-	0,36	-	-	0,74	1,6	+116
Troeb.	$\delta$	3,5	5,1	+ 46	-	-	-	0,74	2,3	+211	-	-	-

$\alpha$  =  $\mu\text{S cm}^{-1}$  bij 20 °C; \* =  $\text{mg L}^{-1}$ ; \*\* =  $\text{mmol L}^{-1}$ ;  $\beta$  =  $\text{mg Pt L}^{-1}$ ;  $\gamma$  =  $\text{E m}^{-1}$ ;  $\delta$  = FIU;  $\epsilon$  = betrokken op H-concentratie;  $f$  = betrokken op  $10^{\text{SI}}$

Tabel 10.1 - Vergelijking van de samenstelling van aangevoerd oppervlaktewater vóór en na duininfiltratie bij GW en de DWL voor een periode met geringe (1969-1973) en verdere voorzuivering (1979-1983)

Het volgende kan geconcludeerd worden:

(1) duininfiltratie leidt i.h.a. tot een verlaging van EGV, Cl, SO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, F, Na, K, Mg, NH<sub>4</sub>-albuminoïd, NH<sub>4</sub>-Kjeldahl, KMnO<sub>4</sub>-verbruik, kleur, smaak, DOC, temperatuur en ΣN.

De toename van EGV, Cl, SO<sub>4</sub> en Na bij de DWL en van KMnO<sub>4</sub>-verbruik en kleur bij GW, beide in de periode 1979-1983, moet worden opgevat als een nalevering samenhangende met de abrupte verdere voorzuivering, bij de DWL tevens met overschakeling op een andere water-soort;

(2) duininfiltratie heeft i.h.a. een toename tot gevolg van HCO<sub>3</sub>, TIC, Ca, NO<sub>2</sub>, Fe, SiO<sub>2</sub> en de troebelingsgraad c.q. zwevende stof;

(3) minder eenduidig is het gedrag van PO<sub>4</sub>, pH, Mn, NH<sub>4</sub>, UV-extinctie, O<sub>2</sub> en SI;

(4) tijdens de periode 1969-1973 zijn voor GW en de DWL de toenames van HCO<sub>3</sub>, TIC, Ca, SiO<sub>2</sub> en SI alsmede de afnames van SO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub> (heel weinig), F, K, DOC en ΣN groter dan tijdens de periode 1979-1983;

(5) tijdens de periode 1969-1973 zijn voor GW en de DWL de toenames van NO<sub>2</sub> (absoluut en relatief) en Fe (alleen relatief) kleiner dan tijdens de jaren 1979-1983;

(6) een afname in de periode 1969-1973 is omgeslagen in een toename (1979-1983) van:

- PO<sub>4</sub>-ortho en de pH, alleen bij de DWL;
- NH<sub>4</sub> en Mn bij beide;
- KMnO<sub>4</sub>-verbruik en de kleur, alleen bij GW;

(7) de grootte van de kwaliteitsveranderingen verschilt bij GW wezenlijk van die bij de DWL door:

- een sterkere/verdere afname van NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub>-ortho, temperatuur en ΣN;
- een grotere toename van pH, NO<sub>2</sub> en O<sub>2</sub>;
- een kleinere afname van KMnO<sub>4</sub>-verbruik, de kleur en DOC; en
- een kleinere toename van SiO<sub>2</sub>.

De conclusies 4 t/m 6 dienen natuurlijk gezien te worden in het licht van de optredende fluctuaties van en trends in jaargemiddelden (par. 10.5). Conclusie 7 moet vertaald worden, vooral in termen van verschillen in bijmenging van duinwater (par. 10.6.3) en verschillen in wijze van terugwinning (open versus gesloten; par. 10.6.6).

Fig. 10.4 - De relatieve (concentratie)verandering van macroparameters bij duininfiltratie ten zuiden van Zandvoort (GW), gemiddeld over 1969 t/m 1973 (geringe voorzuivering Lekwater) en over 1979 t/m 1983 (verdergaande voorzuivering Lekwater). Gebaseerd op gegevens in tabel 10.1

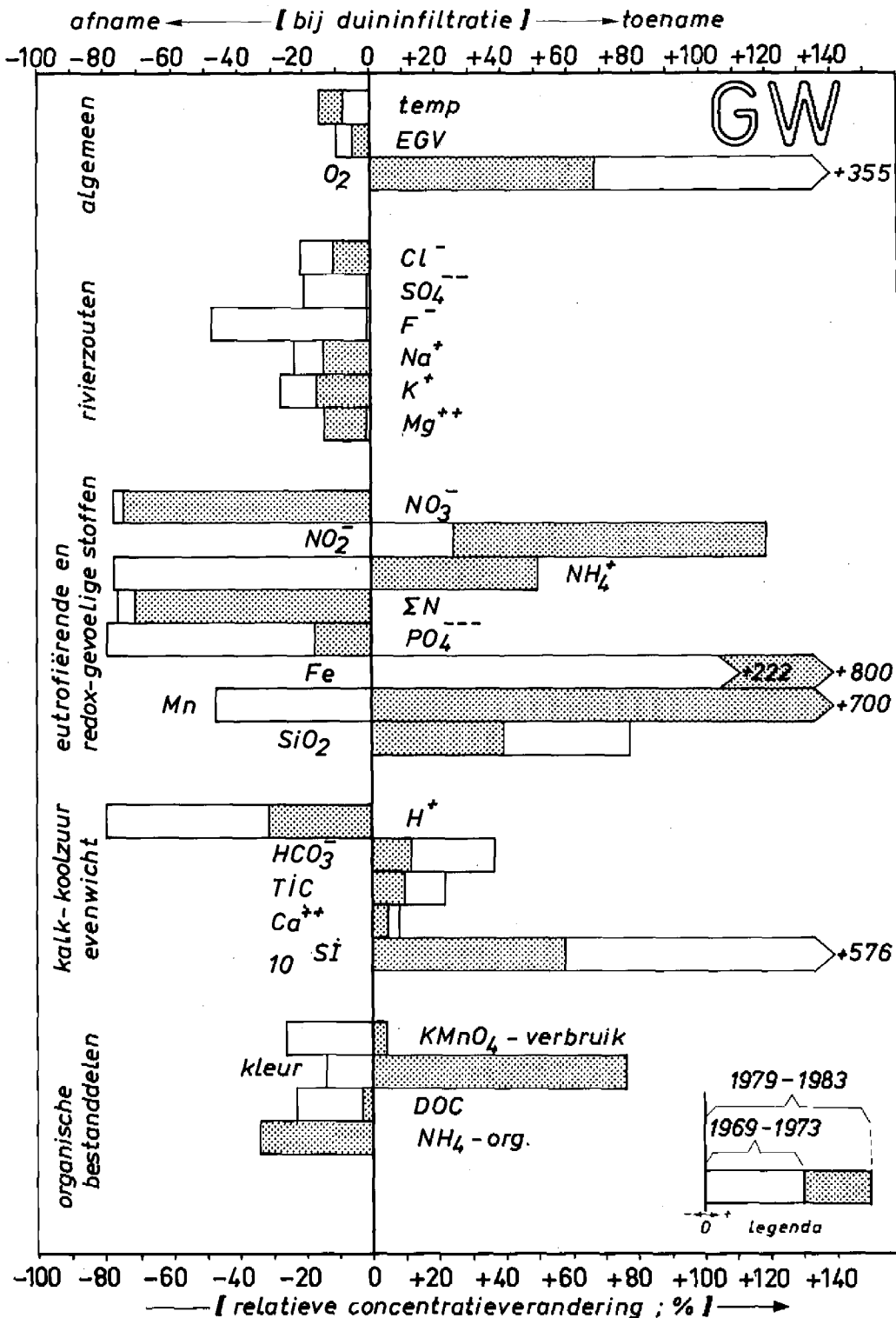
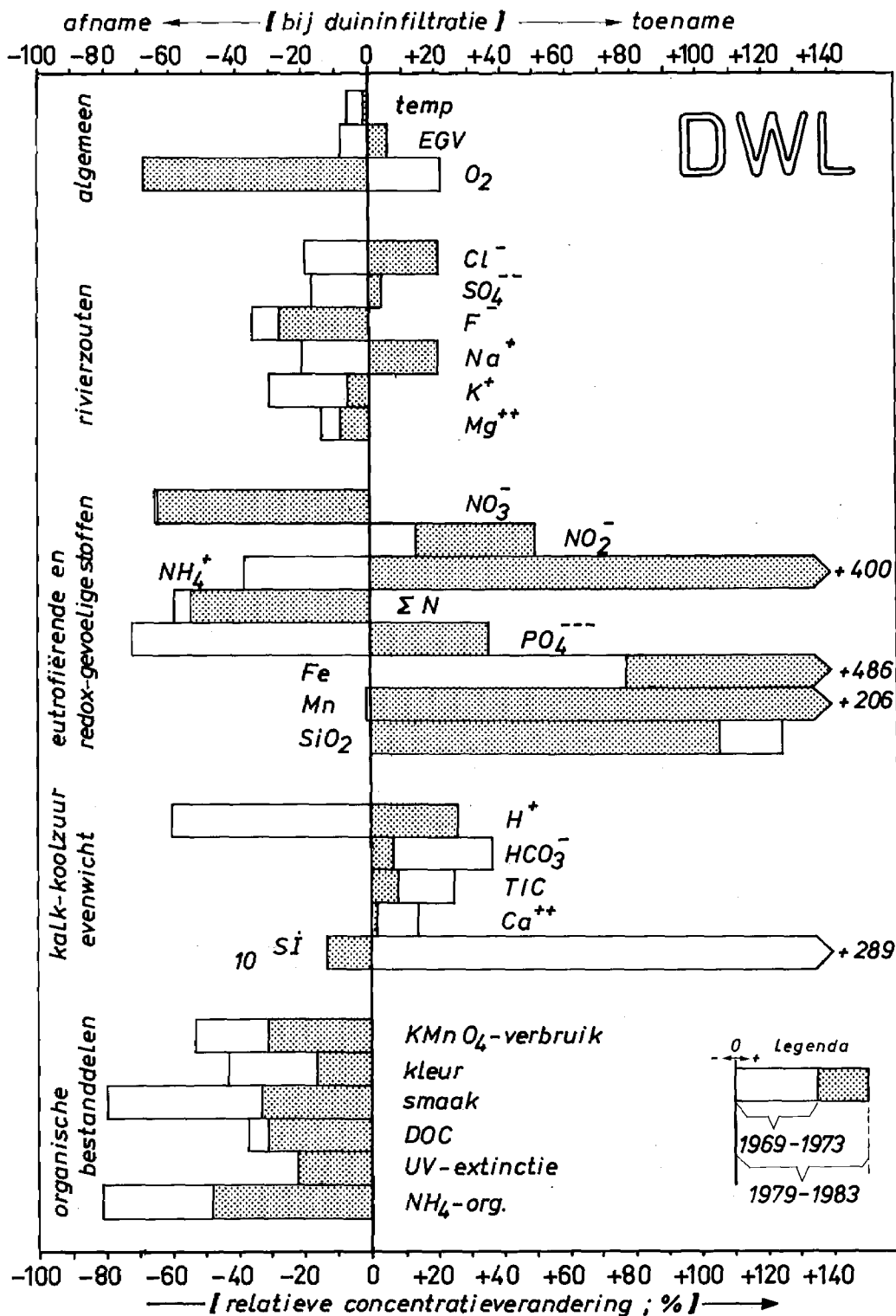


Fig. 10.5 - De relatieve (concentratie)verandering van macroparameters bij duininfiltratie ten noorden van Scheveningen (DWL), gemiddeld over 1969 t/m 1973 (Lekwater met geringe voorzuivering) en over 1979 t/m 1983 (Maaswater met verdergaande voorzuivering). Gebaseerd op gegevens in tabel 10.1



### 10.3 Seizoenafhankelijke fluctuaties

Seizoenafhankelijke fluctuaties in kwaliteitsverandering zijn i.h.a. (zeer) gering zoals blijkt uit tabel 10.2. Kwaliteitsveranderingen tijdens het zomerhalfjaar (periode april t/m september) wijken zowel bij GW als bij de DWL gemiddeld over de jaren 1969-1973 op de volgende punten af van die tijdens het winterhalfjaar (oktober t/m maart):

- (a) de toename van TIC,  $\text{HCO}_3$ , Ca, Fe en  $\text{SiO}_2$  is groter, i.h.a. zowel absoluut als procentueel;
- (b) de afname van EGV, Cl,  $\text{SO}_4$ , pH, Na, K, Mg,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NH}_4$ -albuminoïd,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, kleur, smaak en DOC is kleiner, i.h.a. zowel absoluut als procentueel;
- (c) de afname van  $\text{NO}_3$  en  $\Sigma\text{N}$  is groter, niet absoluut wèl procentueel en
- (d) de temperatuur neemt af i.p.v. toe.

Dit beeld is voor een groot deel het gevolg van de sterke verblijftijdspreiding en bijmenging van ondiep en diep duinwater bij duinfiltratie. Op stroomdraadschaal speelden deze aspecten praktisch geen rol (zie par. 9.1). Voerden seizoenafhankelijke processen bij bodempassage daar juist de boventoon (zie par. 9.2.3), bij duinfiltratie (als geheel) vormen deze meer een bijzaak.

Het gedrag van  $\text{NO}_2$  is grillig.

### 10.4 Demping van kwaliteitsfluctuaties

Seizoenafhankelijke kwaliteitsfluctuaties van het aangevoerde water worden bij duinfiltratie i.h.a. zeer sterk gedempt. Dit blijkt uit tabel 10.3, waarin de demping voor GW en de DWL gemiddeld is over 1969 t/m 1973 (weinig voorgezuiverd Lekwater) en voor de DWL nog eens over 1979 t/m 1983 (verder voorgezuiverd Maaswater). De wijze van berekening is reeds uiteengezet in par. 4.7.2.

Het beeld, dat versterkt wordt door visualisering d.m.v. het chlorideverloop in fig. 4.16 en de staafjesdiagrammen van demping in fig. 10.6, is als volgt:

- (a) in alle gevallen worden fluctuaties in alle macroparameters voor meer dan 20 % gedempt, behalve die van H (DWL 1979-1983), Fe (alle),  $\text{NH}_4$  (DWL 1979-1983),  $\text{SiO}_2$  (DWL 1969-1973),  $\text{PO}_4$ -totaal (DWL 1979-1983), DOC (DWL 1969-1973),  $\text{O}_2$  (GW) en zwevende stof (DWL

1979-1983);

(b) in alle gevallen worden fluctuaties in Fe versterkt;

(c) incidenteel worden fluctuaties versterkt n.l. van O<sub>2</sub> bij GW en DOC, zwevende stof en PO<sub>4</sub>-totaal bij de DWL;

(d) in de vergelijkbare periode 1969-1973 doen zich de volgende, i.h.a. weinig spectaculaire verschillen voor tussen GW en de DWL:

- bij GW een sterkere demping t.a.v. alle macroparameters, behalve H, K, Ca, Mg, Mn, kleur, temperatuur en O<sub>2</sub>;
- bij de DWL een sterkere demping van H, K, Ca, Mg, Mn, kleur en temperatuur; en

	winterhalfjaar 1969-1973						zomerhalfjaar 1969-1973						
	GW			DWL			GW			DWL			
	aan-voer	af-voer	Δ (%)	aan-voer	af-voer	Δ (%)	aan-voer	af-voer	Δ (%)	aan-voer	af-voer	Δ (%)	
% od	0		-	0		-	0		-	0		-	
% dd	0		-	0	7	-	0		-	0	9	-	
EGV	α	954 <sup>e</sup>	835	-12	965	852	-12	841 <sup>e</sup>	809	-4	838	844	1
Cl <sup>-</sup>	*	196	146	-26	202	163	-19	169	144	-15	172	165	-4
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	154	204	32	154	202	31	143	201	41	144	193	34
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	*	97 <sup>e</sup>	75,7	-22	100,4	81,6	-19	83 <sup>e</sup>	71,4	-14	84,2	80,9	-4
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	21,5	5,5	-74	18,0	7,2	-60	17,6	3,5	-80	15,9	4,1	-74
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	*	0,02 <sup>e</sup>	0,04	100	0,11	0,08	-27	0,06 <sup>e</sup>	0,05	-17	0,04	0,09	125
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	*	0,55 <sup>e</sup>	0,10	-82	0,41	0,14	-66	0,56 <sup>e</sup>	0,13 <sup>f</sup>	-77	0,50	0,11	-78
F <sup>-</sup>	*	0,37 <sup>e</sup>	0,17 <sup>f</sup>	-54	-	-	-	0,38 <sup>e</sup>	0,18 <sup>f</sup>	-53	-	-	-
pH		7,20	7,88	-79 <sup>i</sup>	7,07	7,49	-62 <sup>i</sup>	7,16	7,77	-75 <sup>i</sup>	7,22	7,46	-42 <sup>i</sup>
Na <sup>+</sup>	*	107 <sup>e</sup>	77,4 <sup>g</sup>	-28	107	77,3	-28	91 <sup>e</sup>	77,4 <sup>g</sup>	-15	90	81,7	-9
K <sup>+</sup>	*	8,4 <sup>e</sup>	5,59 <sup>g</sup>	-33	8,02	4,86	-39	7,0 <sup>e</sup>	5,87 <sup>g</sup>	-16	6,76	5,42	-20
Ca <sup>++</sup>	*	91,4 <sup>e</sup>	96,3	5	89,9	99,2	10	83,1 <sup>e</sup>	91,6	10	81,2	96,8	19
Mg <sup>++</sup>	*	12,2 <sup>e</sup>	11,8	-3	12,6	10,3	-18	10,6 <sup>e</sup>	11,0	4	10,9	9,7	-11
Fe	*	0,35	0,88	151	0,52	0,82	58	0,12	0,58	38,3	0,33	0,61	85
Mn	*	0,20 <sup>e</sup>	0,11	-45	0,20	0,14	-30	0,10 <sup>e</sup>	0,04	-60	0,16	0,15	-6
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	1,62	0,23	-86	1,67	0,76	-54	0,53	0,23	-57	0,79	0,67	-15
SiO <sub>2</sub>	*	8,5 <sup>e</sup>	11,2 <sup>g</sup>	32	7,1	11,4	61	4,8 <sup>e</sup>	11,8 <sup>g</sup>	146	4,2	10,3	145
PO <sub>4</sub> -tot.	*	0,54 <sup>e</sup>	-	-	-	-	-	0,96 <sup>e</sup>	-	-	-	-	-
NH <sub>4</sub> -alb.	*	0,26	0,22	-15	0,32 <sup>h</sup>	0,16 <sup>h</sup>	-50	0,19	0,17	-11	0,32 <sup>h</sup>	0,18 <sup>h</sup>	-44
Kjd-NH <sub>4</sub>	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
KMnO <sub>4</sub>	*	22,5	15,1	-33	22,0	9,8	-55	17,8	14,7	-17	18,3	9,3	-49
Kleur	β	26,4	18,3	-31	38,2	23,5	-38	18,3	19,3	5	29,0	23,1	-20
Smaak	(n)	29,8	-	-	26,8	4,3	-84	25,7	-	-	23,4	4,4	-81
TOC	*	-	-	-	6,0 <sup>h</sup>	3,4 <sup>h</sup>	-43	-	-	-	5,4 <sup>h</sup>	3,7 <sup>h</sup>	-31
UV-ext.	γ	30,6 <sup>e</sup>	-	-	-	-	-	23,4 <sup>e</sup>	-	-	-	-	-
Temp.	°C	6,8 <sup>e</sup>	9,2	35	8,0 <sup>h</sup>	10,5 <sup>h</sup>	31	16,5 <sup>e</sup>	13,3	-19	16,1 <sup>h</sup>	12,5	-22
O <sub>2</sub>	*	2,4	9,9	313	2,3	0,8	-65	1,7	8,6	406	1,2	0,9	-25
TIC	**	2,97	3,45	16	3,11	3,58	15	2,71	3,42	26	2,69	3,43	28
SI		-0,44	0,42	624 <sup>k</sup>	-0,56	0,06	317 <sup>k</sup>	-0,40	0,35	462 <sup>k</sup>	-0,35	0,03	140 <sup>k</sup>
EN	**	0,44	0,10	-77	0,39	0,16	-59	0,32	0,07	-78	0,30	0,11	-63
Troeb.	δ	5,0	5,7	14	-	-	-	2,0	4,5	125	-	-	-

α = μS cm<sup>-1</sup> bij 20 °C; β = mg Pt L<sup>-1</sup>; γ = E m<sup>-1</sup>; β = FTU; \* = mg L<sup>-1</sup>; \*\* = mmol L<sup>-1</sup>; e = aanvoer WRK PWN; f = 1969-1971; g = reine water; h = 1971-1973; i = betrokken op H<sup>+</sup>; k = betrokken op 10<sup>SI</sup>

Tabel 10.2 - Gemiddelde kwaliteitsveranderingen van Lekwater (periode 1969-1973) bij duininfiltratie door GW en de DWL, tijdens het winter- en zomerhalfjaar (resp. oktober t/m maart en april t/m september)

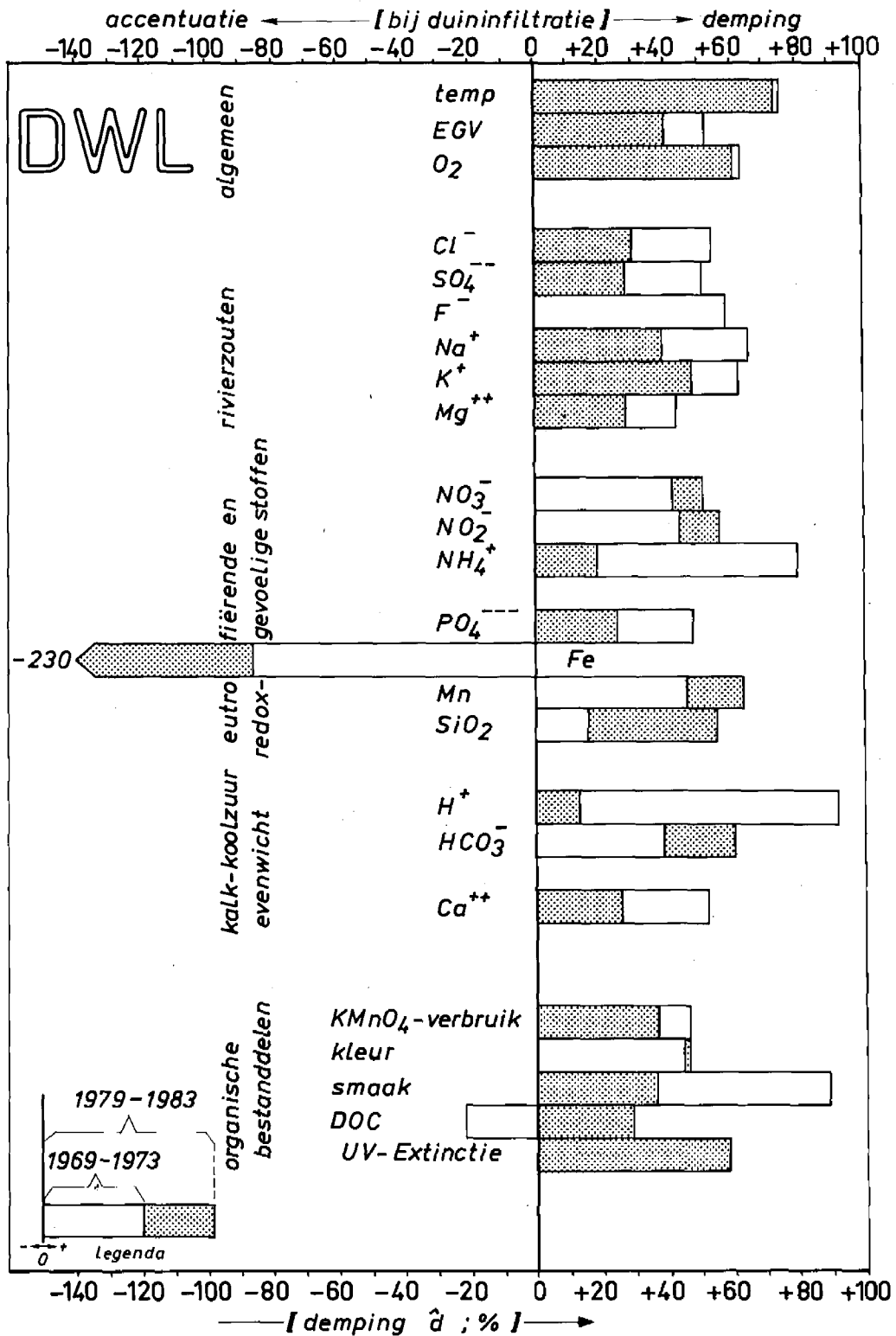
- bij de DWL een demping van  $O_2$ -fluctuaties, terwijl deze bij GW juist versterkt worden;
- (e) de overschakeling van Rijn- op Maaswater resulteert bij de DWL in:
- een significante afname van de demping t.a.v. alle macroparameters, behalve  $HCO_3$ ,  $NO_3$ ,  $NO_2$ , Mn,  $SiO_2$ , kleur, DOC, temperatuur en  $O_2$ ;
  - een significante toename van de demping t.a.v.  $HCO_3$ ,  $NO_3$ ,  $NO_2$ , Mn en  $SiO_2$  en
  - geen verandering in demping van fluctuaties in temperatuur,  $O_2$  en kleur;
- (f) de dempingsparameter  $\hat{d}_a$  is significant positief t.a.v. Na,  $NH_4$  (niet bij DWL, 1979-1983),  $NH_4$ -Kjeldahl, K (niet bij GW), de smaak, temperatuur (niet bij GW) en  $O_2$  (niet bij GW). Dit wijst op een belangrijk aandeel van sorptie, afbraak, omzetting e.d. in het tot stand komen van de demping van fluctuaties in deze macroparameters;
- (g) alle overige parameters, behalve Cl, EGV,  $SO_4$  en  $PO_4$ -ortho, vertonen een negatieve  $\hat{d}_a$ . Hieruit volgt, dat de demping in deze gevallen v.n.l. berust op verblijftijdspreiding en bijmenging en tegengewerkt wordt door "andere" factoren (zie par. 4.7.5).

#### 10.5 Fluctuaties en trends in jaargemiddelden

In de fig. 10.7 t/m 10.10 is het kwaliteitsverloop op basis van jaargemiddelden weergegeven, van het aangevoerde oppervlaktewater en het water na duininfiltratie, grotendeels vanaf de start van kunstmatige infiltratie t/m 1984. Dit is gedaan voor GW en de DWL. Deze kwaliteitsverlopen geven aanleiding tot het onderscheiden van drie perioden met overeenkomsten in de kwaliteitsverandering, zowel bij GW als bij de DWL:

- (a) vanaf de start t/m ca. 1961, met aanvankelijk een zeer grote toename van  $NH_4$ ,  $SiO_2$ ,  $PO_4$ -ortho, TIC en  $HCO_3$ , die binnen deze periode snel kleiner wordt. Deze periode staat vooral in het teken van een aanvankelijk hoge en geleidelijk dalende bijmenging van diep duinwater;
- (b) vanaf ca. 1961 t/m 1975/1977, met een overwegend sterke afname van  $PO_4$ -ortho en  $NH_4$ . Deze jaren worden gedomineerd door de slechte kwaliteit van het aangevoerde oppervlaktewater; en
- (c) vanaf ca. 1975/1977 tot op heden, met een sterke verkleining

Fig. 10.6 - Damping van seizoenafhankelijke fluctuaties in aangevoerd Lekwater (1969 t/m 1973) en Maaswater (1979 t/m 1983) bij duininfiltratie door de DWL. Gebaseerd op gegevens in tabel 10.3





Tabel 10.3 - Gemiddelde demping van seizoenafhankelijke kwaliteitsfluctuaties in het aangevoerde oppervlaktewater bij duininfiltratie door GW (Lekwater, 1969-1973) en door de DWL (Lekwater, 1969-1973 en Maaswater, 1979-1983). Aangegeven zijn de standaardafwijking  $\hat{s}$  berekend volgens (4.8), de demping  $\hat{d}$  volgens (4.7) en de demping door niet-hydrologische oorzaken  $\hat{d}_a$ , berekend volgens (4.16) met  $\hat{s}$  voor ondiep duinwater in fase met en gelijk aan die van de aanvoer

		GW, 1969-1973				DWL, 1969-1973				DWL, 1979-1983			
		$\hat{s}$		afvoer		$\hat{s}$		afvoer		$\hat{s}$		afvoer	
		aan-voer	af-voer	$\hat{d}$	$\hat{d}_a$	aan-voer	af-voer	$\hat{d}$	$\hat{d}_a$	aan-voer	af-voer	$\hat{d}$	$\hat{d}_a$
% od		0	12	-	-	0	8,5	-	-	0	9,5	-	-
% dd		0	11	-	-	0	13	-	-	0	8,5	-	-
EGV	$\alpha$	153 <sup>e</sup>	57	63	- 37	141 <sup>f</sup>	68 <sup>f</sup>	52	- 4	43	26	40	14
Cl <sup>-</sup>	*	42,7	11,6	73	0	44,1	20,4	54	0	8,7	6,1	30	0
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	13,9	5,8	58	- 54	15,4	9,4	39	- 32	20,6	8,3	60	43
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	*	15,9 <sup>e</sup>	6,6	58	- 53	16,4	8,1	51	- 7	8,5	6,1	28	- 2
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	3,7	1,75	53	- 74	3,6	2,1	42	- 26	4,1	2,0	51	30
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	*	0,11 <sup>e</sup>	0,05	55	- 67	0,09	0,05	44	- 20	0,09	0,04	56	37
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	*	0,26 <sup>e</sup>	0,06	77	15	0,21	0,11	48	- 13	0,08	0,06	25	- 7
F <sup>-</sup>	*	-	-	-	-	0,09	-	-	-	0,12	0,05	58	41
H <sup>+</sup>	**	1,64	0,56	66	- 26	9,48	0,75	92	83	1,01	0,88	13	- 24
Na <sup>+</sup>	*	23,9 <sup>e</sup>	6,2	74	5	23,1	8,2	65	23	6,7	4,1	39	13
K <sup>+</sup>	*	1,4 <sup>e</sup>	0,71	49	- 87	1,4	0,53	62	18	0,73	0,38	48	26
Ca <sup>++</sup>	*	9,7 <sup>e</sup>	5,1	47	- 94	10,9	5,2	52	- 3	8,8	6,5	26	- 5
Mg <sup>++</sup>	*	1,4 <sup>e</sup>	1,04	26	-173	1,5	0,86	43	- 24	0,87	0,63	28	- 3
Fe	*	0,17	0,30	-76	-550	0,28	0,52	-86	-301	0,10	0,33	-230	-371
Mn	*	0,10 <sup>e</sup>	0,07	30	-158	0,13	0,07	46	- 16	0,08	0,03	63	47
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	1,22	0,13	89	61	1,15	0,23	80	57	0,16	0,13	19	- 16
SiO <sub>2</sub>	*	2,6 <sup>e</sup>	1,85	29	-162	2,5	2,1	16	- 82	3,78	1,72	55	35
PO <sub>4</sub> -tot.	*	0,41 <sup>e</sup>	0,19 <sup>i</sup>	54	- 71	-	-	-	-	0,11	0,24	-118	-211
NH <sub>4</sub> -alb.	*	0,19	0,09	43	- 74	0,16 <sup>g</sup>	0,16 <sup>g</sup>	0	-116	-	-	-	-
Kj $\hat{d}$ -NH <sub>4</sub>	*	-	-	-	-	0,79 <sup>h</sup>	0,18 <sup>h</sup>	77	51	0,39	0,25	36	9
KMnO <sub>4</sub>	*	4,9	2,6	47	- 95	3,9	2,1	46	- 16	2,7	1,7	37	10
Kleur	$\beta$	7,5	4,4	41	-116	9,7	5,3	45	- 18	5,4	2,9	46	23
Smaak	(n)	13,8	-	-	-	11,8	1,3	89	76	2,5	1,6	36	9
TOC	*	-	-	-	-	0,9 <sup>g</sup>	1,1 <sup>g</sup>	-22	-164	1,16	0,82	29	- 1
UV-ext.	$\gamma$	4,7 <sup>e</sup>	-	-	-	-	-	-	-	1,9	0,8	58	40
Temp.	°C	6,0 <sup>e</sup>	4,15	31	-155	5,6	1,4	75	46	6,1	1,6	74	63
O <sub>2</sub>	*	1,0	1,2	-20	-342	1,9	0,7	63	20	2,3	0,9	61	44
Zweev. stof	*	-	-	-	-	1,6	-	-	-	0,9	1,7	- 89	-169
Troeb.	$\delta$	2,3	1,2	48	- 92	-	-	-	-	-	-	-	-

\* = mg L<sup>-1</sup>; \*\* = 10<sup>-8</sup> mol L<sup>-1</sup>;  $\alpha$  =  $\mu$ S cm<sup>-1</sup>;  $\beta$  = mg Pt L<sup>-1</sup>;  $\gamma$  = E m<sup>-1</sup>;  $\delta$  = FTU;  $\epsilon$  = WRK-aanvoer PWN-Castricum; f = 1971-1973; g = 1970-1973; h = 1973-1975; i = 1973

van de toename van TIC, HCO<sub>3</sub> en Ca, met het omslaan van een afname in een toename van PO<sub>4</sub>-totaal, PO<sub>4</sub>-ortho (alleen DWL), Cl (alleen DWL), F (alleen GW), NH<sub>4</sub>, de kleur (vooral GW) en het KMnO<sub>4</sub>-verbruik (alleen GW) en met een vermindering van de afname van de smaak, PO<sub>4</sub>-ortho (alleen GW) en het KMnO<sub>4</sub>-verbruik (alleen DWL). Deze periode etaleert vooral de gevolgen van een verdere voorzuivering, bij de DWL inclusief overschakeling op zoutarmer Maaswater. Een opvallend constant verloop na duininfiltratie leggen de volgen-

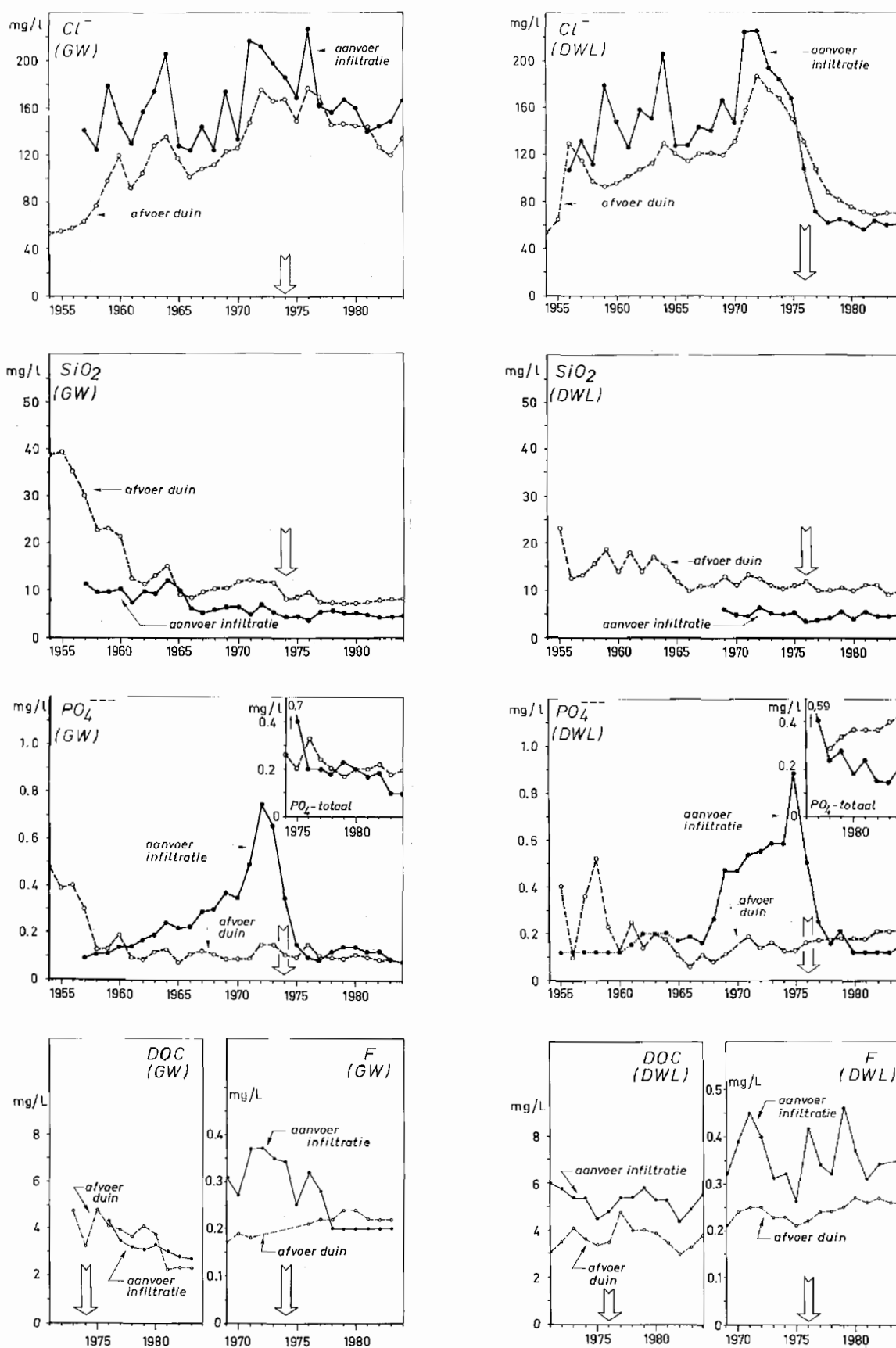


Fig. 10.7 - Verloop van jaargemiddelden van  $Cl^-$ ,  $SiO_2$ , DOC, F en  $PO_4$ -ortho +  $PO_4$ -totaal in water vóór en na duininfiltratie bij GW en de DWL. De pijl markeert de start van verdere voorzuivering, bij de DWL tevens van overschakeling op Maaswater.

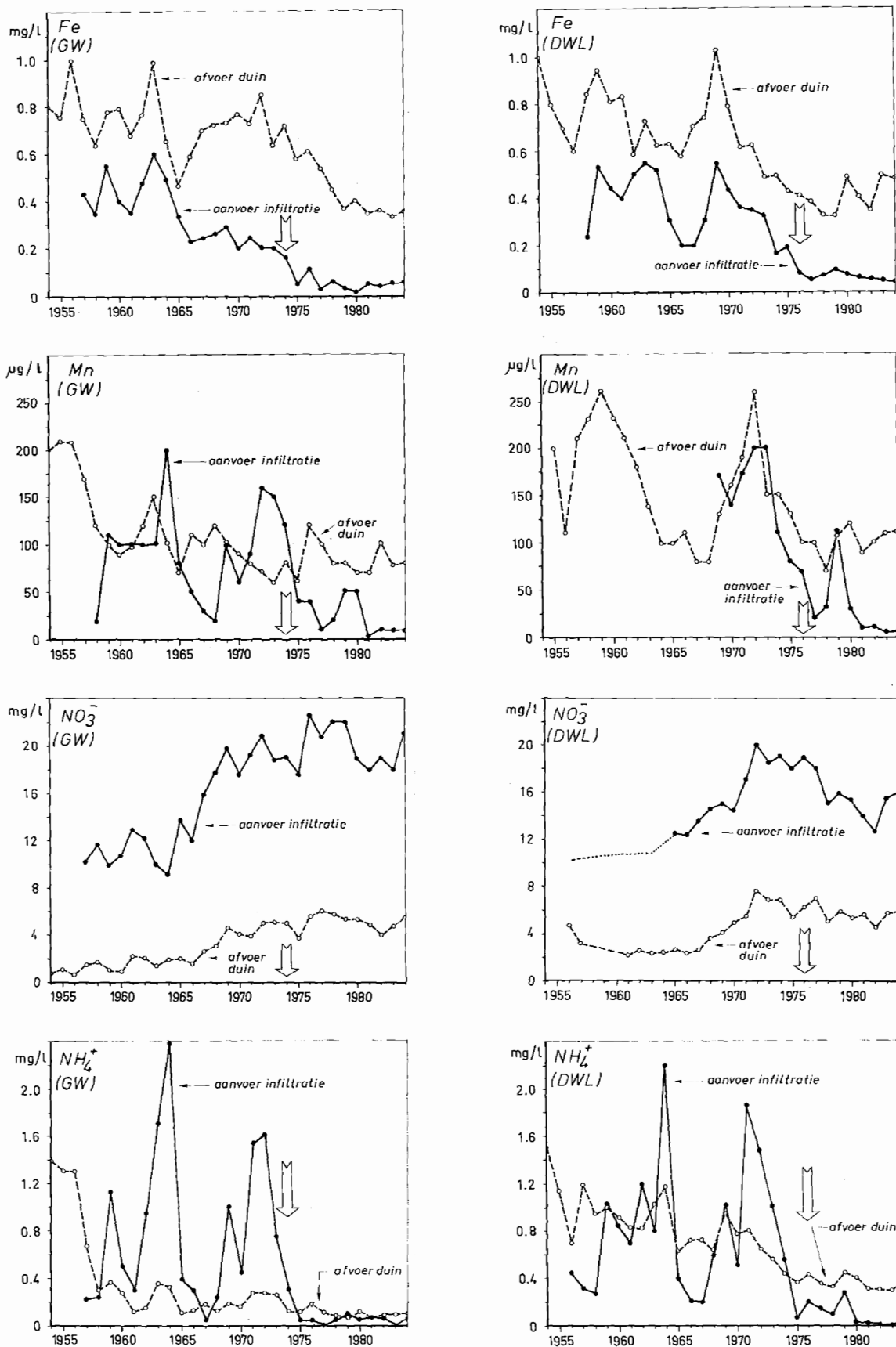


Fig. 10.8 - Verloop van jaargemiddelden van Fe, Mn, NO<sub>3</sub> en NH<sub>4</sub> in water vóór en na duininfiltratie bij GW en de DWL. De pijl markeert de start van verdere voorzuivering, bij de DWL tevens van overschakeling op Maaswater.

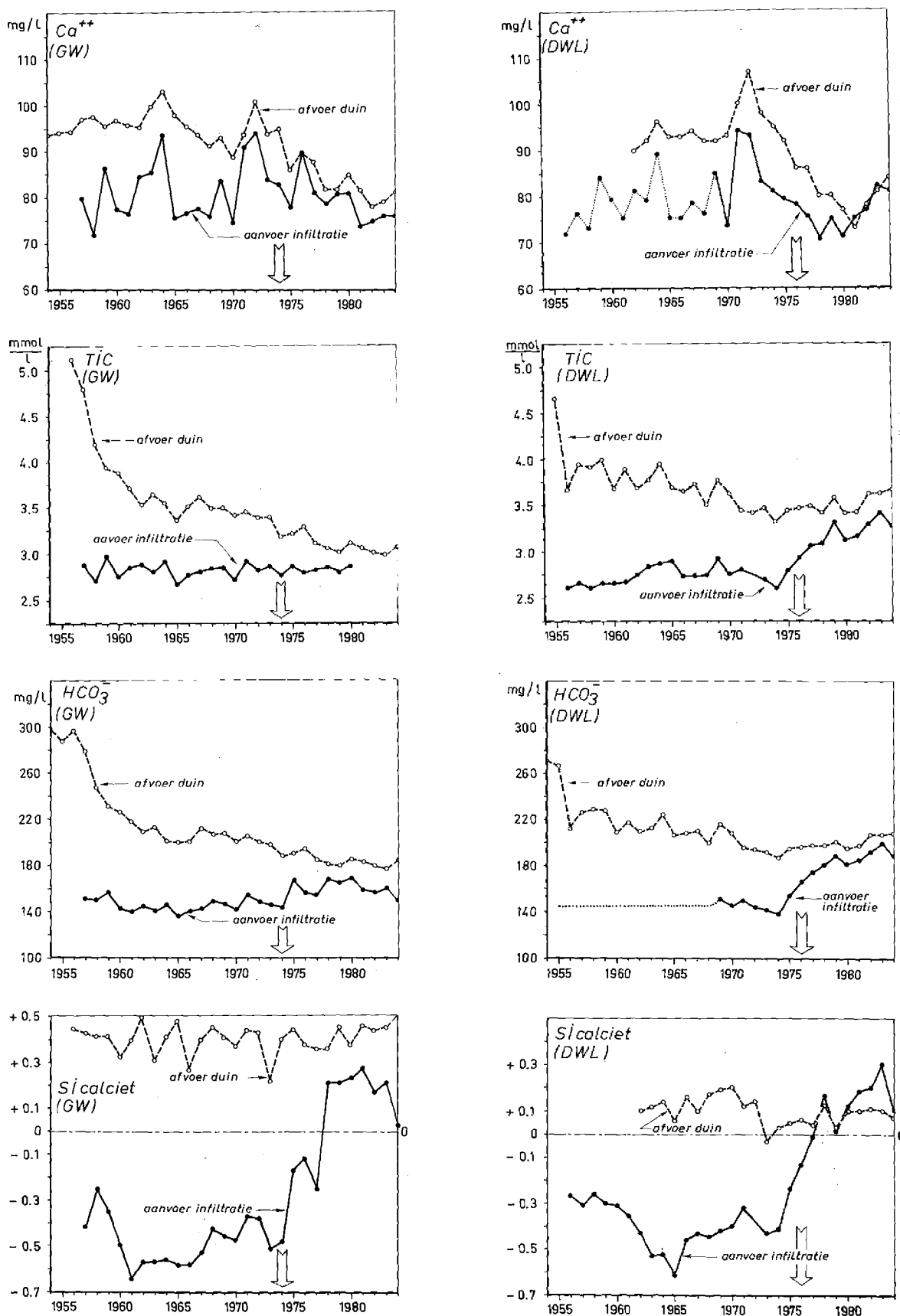


Fig. 10.9 - Verloop van jaargemiddelden van Ca, TIC,  $HCO_3^-$  en de kalkverzadigingsindex SI in water vóór en na duininfiltratie bij GW en de DWL. De pijl markeert de start van verdere voorzuivering, bij de DWL tevens van overschakeling op Maaswater

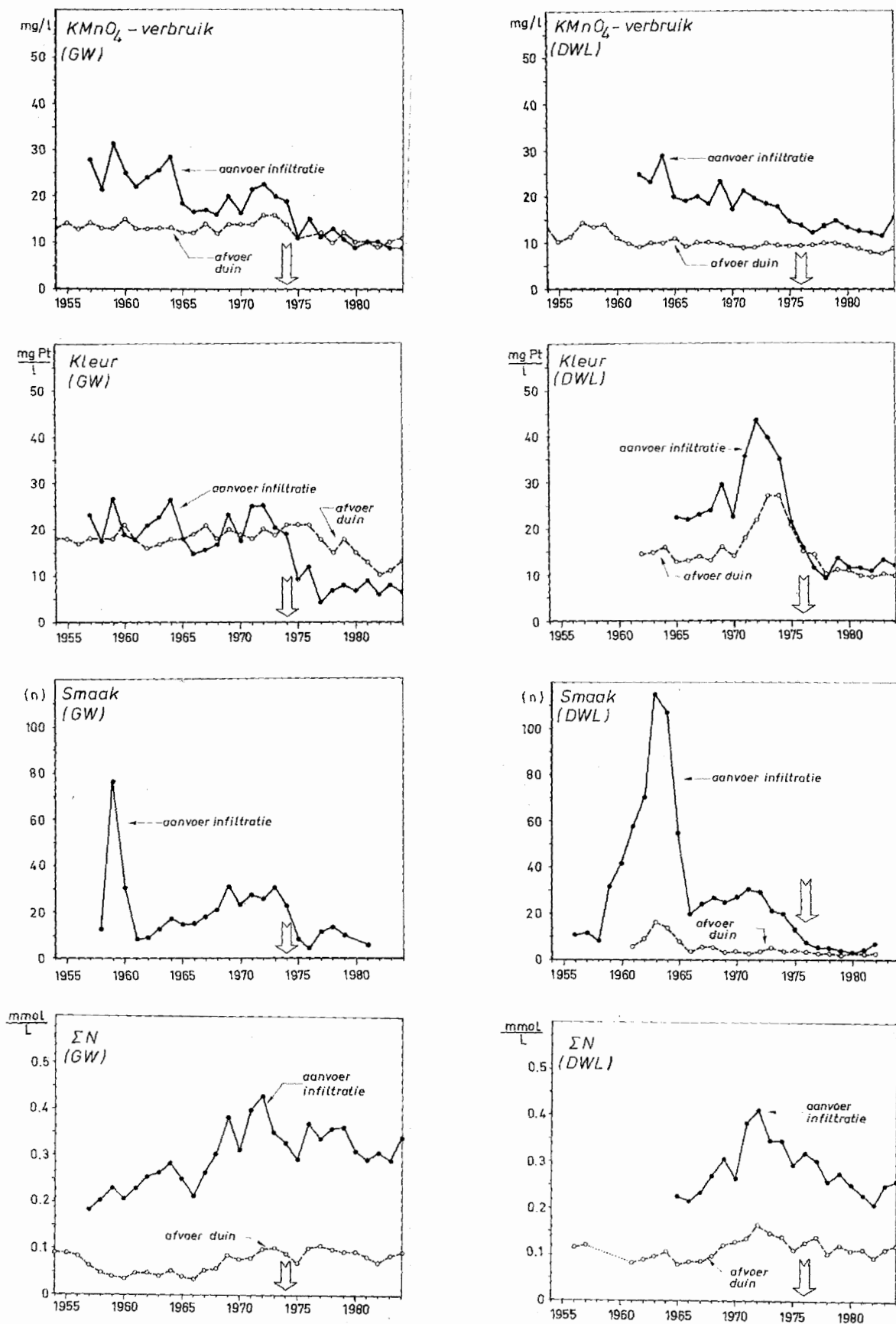


Fig. 10.10 - Verloop van jaargemiddelden van het  $KMnO_4$ -verbruik, de kleur, smaak en  $\Sigma N$  in water vóór en na duininfiltratie bij GW en de DWL. De pijl markeert de start van verdere voorzuivering, bij de DWL tevens van overschakeling op Maaswater

de parameters aan de dag: DOC,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik,  $\text{SiO}_2$  (sinds 1965),  $\text{PO}_4$ -ortho (vooral bij GW sinds 1958), de kalkverzadigingsindex SI, de kleur (alleen GW) en de smaak (alleen bekend bij DWL, sinds 1966). Een min of meer hyperbolische daling vertoont het verloop na duininfiltratie alleen bij GW t.a.v.  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{PO}_4$ -ortho, Mn,  $\text{NH}_4$ , TIC en  $\text{HCO}_3$ .

Het ingangssignaal van Cl (en Na, K, Mg en  $\text{SO}_4$ ; niet weergegeven), Ca, Fe,  $\text{NO}_3$ ,  $\Sigma\text{N}$ , kleur (alleen DWL) en smaak (alleen van de DWL bekend) is na duininfiltratie nog goed tot redelijk herkenbaar, al bevindt het zich dan op een lager niveau en is het iets afgevlakt. Voor Fe berust dit waarschijnlijk op toeval, omdat het gemeten ijzer na duininfiltratie v.n.l. geleverd wordt vanuit de watervoevende en slecht doorlatende pakketten, dus geochemisch en niet door de aanvoer, dus niet convectief.

Vergelijken we het geschetste beeld met dat op stroomdraadniveau in het (sub)oxische en anoxische 1e WVP (fig. 9.7), dan valt de goede overeenkomst op met vooral TIC,  $\text{HCO}_3$ , Ca, kleur en  $\text{PO}_4$  in het (sub)oxische 1e WVP na 1969 (vanaf dan gegevens beschikbaar). Wat  $\text{PO}_4$  betreft, geldt dit vooral m.b.t.  $\text{PO}_4$ -totaal op systeemniveau (zie verder par. 10.7.4).

## 10.6 Interpretatie van effecten van duininfiltratie

### 10.6.1 Overzicht van processen en factoren

#### Processen

De verantwoordelijke processen voor kwaliteitsverandering laten zich in drie groepen indelen:

- (1) de processen in infiltratiemiddelen en eventueel toevoersloten (zie par. 8.5.1);
- (2) de processen bij bodempassage (zie par. 9.6.1) en
- (3) de processen bij terugwinning, inclusief het transport naar het verzamelbekken.

Alleen deze laatste categorie behoeft nog een korte toelichting. De volgende processen zijn hier van belang:

- alle processen in de infiltratiemiddelen (zie par. 8.5.1) en
- chemische reacties t.g.v. menging van verschillende watersoorten. Berucht is natuurlijk de aerobe putverstopping: door menging van zuurstofhoudend, bijna ijzervrij water uit de bovenste lagen met

zuurstofloos, sterk ijzerhoudend water van grotere diepte, ontstaan in een winput of drain  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ -vlokken, die neerslaan en een verstopping tot gevolg hebben. Dit verschijnsel is nader bestudeerd in het infiltratieveld bij Castricum (Kobus & Vlasblom, 1975).

$\text{Fe}(\text{OH})_3$  wordt ook in grote hoeveelheden gevormd in de drainerende en transporterende kanalen (de open terugwinning) en Oranjekom van GW. De beluchting van het water zal daar echter een belangrijker rol spelen dan de menging van verschillende watersoorten. De vorming van  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  staat natuurlijk niet alleen: voor de macroparameters is vooral de (chemi)sorptie van fosfaat zeer belangrijk. Mangaan wordt aanvankelijk mee-neergeslagen doch lost, in een later stadium van zuurstoftekort, grotendeels weer op (Von Wolzogen Kühr, 1926).

### Factoren

De veranderingen in macroparameters bij duininfiltratie worden v.n.l. door de volgende, voor waterleidingbedrijven beheersbare factoren c.q. onderdelen gereguleerd:

- (a) de voorzuivering;
- (b) de verwijdering van bodemslib en biomassa;
- (c) de dimensionering en situering van infiltratie- en terugwinmiddelen, hetgeen gevolgen heeft voor o.a. de flux van stoffen, de tijd en afstand boven- en ondergronds, menging en de mate van contact met veen en slibhoudende lagen;
- (d) bijmenging van duinwater; en
- (e) het al of niet gesloten terugwinnen van het met duinwater bijgemengde geïnfiltreerde oppervlaktewater.

Moeilijk beheersbare factoren zijn de kwaliteit van de rivier, atmosferische depositie, bodempassage en algengroei.

#### 10.6.2 Onderdelen van duininfiltratie en hun bijdrage

In deze paragraaf komt aan de orde het procentuele aandeel van alle onderdelen van duininfiltratie in het gezamenlijke effect. De bespreking en berekeningen beperken zich tot GW om de volgende reden. Voor elk onderdeel is alleen bij GW een kwantificering van de effecten mogelijk, daar er gemiddeld kan worden over meerdere toevoersloten (3), infiltratiegeulen (10, inclusief geul 12 begin en einde) en U-bakken (10, zelfs te wegen naar afvoer). De naar leve-

ring gewogen gemiddelde samenstelling van het uitstromende water der U-bakken wordt representatief geacht voor de gemiddelde kwaliteit van al het rivierwater bij intrede in de drainerende kanalen (zie deelrapport 2).

Bij de DWL kan het gemiddelde effect van het verblijf in de infiltratiepannen daarentegen moeilijk bepaald worden. De degelijk onderzochte pannen 13.1 en 26.1 zijn immers voor dit doel te dicht bij het inlaatpunt bemonsterd (zie ook par. 8.2.1).

Een tweede reden om GW in dit bestek te verkiezen boven de DWL is, dat het systeem van duininfiltratie meer onderdelen bevat.

Tabel 10.4 presenteert de gemiddelde kwaliteit over 1969-1973 van water vóór duininfiltratie en na het doorlopen van vijf afzonderlijke stadia (onderdelen) van duininfiltratie. De tijdens deze stadia opgelopen kwaliteitsveranderingen zijn hierin gerelateerd aan de totale kwaliteitsverandering bij duininfiltratie. Hetzelfde is gedaan met de bij deze gemiddelden behorende standaardafwijkingen (kwadratisch gemiddeld) in tabel 10.5. Het onbewerkte deel van de inhoud van beide tabellen is gevisualiseerd via resp. fig. 10.11 en 10.12.

Al dit gepresenteerde materiaal geeft aanleiding tot de volgende conclusies.

#### 3-4 uur verblijf in de toevoersloten

Dit leidt i.h.a. slechts tot geringe kwaliteitsveranderingen. Het meest opvallend is de vrij sterke toename van  $O_2$  en  $O_2$ -fluctuaties (zie ook fig. 8.6), van belang voor de effecten van bodempassage. Van betekenis is nog de afname van  $NH_4$ ,  $NH_4$ -fluctuaties, smaak en smaakfluctuaties. De toename van  $NH_4$ -albuminoïd, het  $KMnO_4$ -verbruik, de kleur en fluctuaties van laatste twee is van weinig belang voor de duininfiltratie als geheel.

#### Modaal 5 dagen verblijf in de infiltratiegeulen

Tijdens deze periode verliest het water het grootste deel van Mn en fluctuaties hierin. Dit is voor GW anders dan bij het PWN en de DWL. Daarnaast is er sprake van een wezenlijke bijdrage aan de afname van  $NO_3$ ,  $NH_4$ ,  $H^+$ ,  $PO_4$ , smaak en fluctuaties in Cl en smaak. De kleur en  $NH_4$ -albuminoïd nemen vrij sterk toe, hetgeen voor de duininfiltratie als geheel van weinig betekenis is, omdat dit in een later stadium van duininfiltratie weer teniet wordt gedaan.



Tabel 10.4 - Gemiddelde kwaliteit (periode 1969 t/m 1973) van aangevoerd Lekwater en het water na het doorlopen van diverse stadia van duininfiltratie ten zuiden van Zandvoort (GW). Het procentuele aandeel van elk onderdeel in de totaal bereikte kwaliteitsverandering is tevens aangegeven

		aan- voer v.v.	toe- voer- slo- ten	inf.- geu- len	U- bak- ken <sup>α</sup>	na bij- men- ging	af- voer O'kom	proc. aandeel in totaal				
								(% ts) toevoer sloten	(% ig) inf. geulen	(% bp) bodem- pass.	(% md) bij- menging	(% ot) open terugw.
Cl <sup>-</sup>	*	185	185	186	185	154	147	0	- 3	+ 3	+82	+ 18
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	19,3	18,8	16,5	4,5	5,3	4,5	+ 3	+ 16	+ 81	- 5	+ 5
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	*	0,55	0,5	0,37	0,08	0,16	0,11	+ 11	+ 30	+ 66	-18	+ 11
pH		7,17	-	8,0	7,52	7,47	7,85	?	<+108	- 38	- 7	+ 37
Fe	*	0,23	0,23	0,22	0,69	0,81	0,74	0	- 2	+ 92	+24	- 14
Mn	*	0,15	0,15	0,09	0,05	0,08	0,08	0	+ 86	+ 57	-43	0
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	1,07	0,95	0,70	0,21	0,46	0,25	+ 15	+ 30	+ 60	-30	+ 26
NH <sub>4</sub> -alb.	*	0,23	0,33	0,38	0,17	0,18	0,19	-250	-125	+525	-25	- 25
KMnO <sub>4</sub>	*	20,1	21,1	21,3	12,0	11,7	14,8	- 19	- 4	+175	+ 6	- 58
Kleur	**	22,3	23,8	25,8	20	18,8	19,2	- 48	- 65	+187	+39	- 13
Smaak (n)		27,6	26,0	21,8	7,7	6,0	5	+ 7	+ 19	+ 62	+ 8	+ 4
Temp.	°C	12,0	-	11,9	11,7	11,4	11,1	?	<+ 11	+ 22	+33	+ 33
O <sub>2</sub>	*	2,0	7,0	11,3	1,0	1,3	9,1	+ 70	+ 61	-145	+ 4	+110

\* = mg L<sup>-1</sup>; \*\* = mg Pt L<sup>-1</sup>; α = gecorrigeerd voor % od = 3,5  
 % ts =  $\frac{(x)\text{aanvoer} - (x)\text{toevoersloten}}{\Delta T}$  = proc. aandeel verblijf in toevoersloten  
 % ig =  $\frac{(x)\text{toevoersloten} - (x)\text{inf. geulen}}{\Delta T}$  = proc. aandeel verblijf in infiltratiegeulen  
 % bp =  $\frac{(x)\text{inf. geulen} - (x)\text{U-bakken}}{\Delta T}$  = proc. aandeel bodempassage  
 % md =  $\frac{(x)\text{U-bakken} - (x)\text{U-bakken na bijmenging od + dd}}{\Delta T}$  = proc. aandeel bijmenging duinwater  
 % ot =  $\frac{(x)\text{U-bakken na bijmenging od + dd} - (x)\text{afvoer}}{\Delta T}$  = proc. aandeel verblijf in open terugwinning  
 ΔT = (x)aanvoer - (x)afvoer = totaal bereikte kwaliteitsverandering (bij duininfiltratie)

Tabel 10.5 - Kwadratisch gemiddelde standaardafwijking behorende bij de gemiddelde kwaliteit (periode 1969 t/m 1973) van aangevoerd oppervlaktewater en het water na het doorlopen van diverse stadia van duininfiltratie ten zuiden van Zandvoort (GW). Het procentuele aandeel van elk onderdeel in de totaal bereikte demping c.q. accentuatie van seizoenfluctuaties in de aanvoer is tevens aangegeven

		aan- voer v.v.	toe- voer- slo- ten	inf.- geu- len	U- bak- ken	na bij- men- ging	af- voer O'kom	proc. aandeel in totaal				
								(%ts) toevoer- sloten	(%ig) inf. geulen	(%bp) bodem- pass.	(%md) bij- menging	(%ot) open terugw.
Cl <sup>-</sup>	*	42,7	42,6	39,3	21,0	18,7	11,6	+ 0,3	+ 11	+ 59	+ 7	+ 23
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	3,68	3,8	5,0	2,7	2,4	1,75	- 6	- 62	+119	+16	+ 34
H <sup>+</sup>	§	1,64	-	ca 1,0	0,57	0,51	0,56	?	<+ 59	+ 40	+ 6	- 5
Fe	*	0,17	0,17	0,16	0,33	0,29	0,30	0	- 8	+131	-31	+ 8
Mn	*	0,10	0,10	0,08	0,07	0,06	0,07	0	+ 67	+ 33	+33	- 33
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	1,22	1,10	1,11	0,13	0,12	0,13	+ 11	- 1	+ 90	+ 1	- 1
NH <sub>4</sub> -alb.	*	0,19	ca 0,19	ca 0,19	0,12	0,11	0,09	0?	0?	+ 70?	+10	+ 20
KMnO <sub>4</sub>	*	4,9	5,5	5,1	2,8	2,5	2,6	- 26	+ 17	+100	+13	- 4
Kleur	**	7,5	7,8	7,6	5,5	4,9	4,4	- 10	+ 6	+ 68	+19	+ 16
Smaak (n)		13,8	12,0	10,0	4,7	4,2	1,5 <sup>α</sup>	+ 15	+ 16	+ 43	+ 4	+ 22
Temp.	°C	6,0	-	6,5	1,5	1,3	4,2	?	>- 23	+227	+ 9	-132
O <sub>2</sub>	*	1,0	1,6	2,0	1,1	1,0	1,2	+300	+200	-450	-50	+100

α = gelijkgesteld aan die van de DWL; \* = mg L<sup>-1</sup>; \*\* = mg Pt L<sup>-1</sup>; § = 10<sup>-8</sup> mol L<sup>-1</sup>

Fig. 10.11 - Gemiddelde kwaliteit (periode 1969 t/m 1973) van aangevoerd Lekwater en het water na het doorlopen van vijf stadia van duininfiltratie ten zuiden van Zandvoort (GW). Gebaseerd op gegevens in tabel 10.4

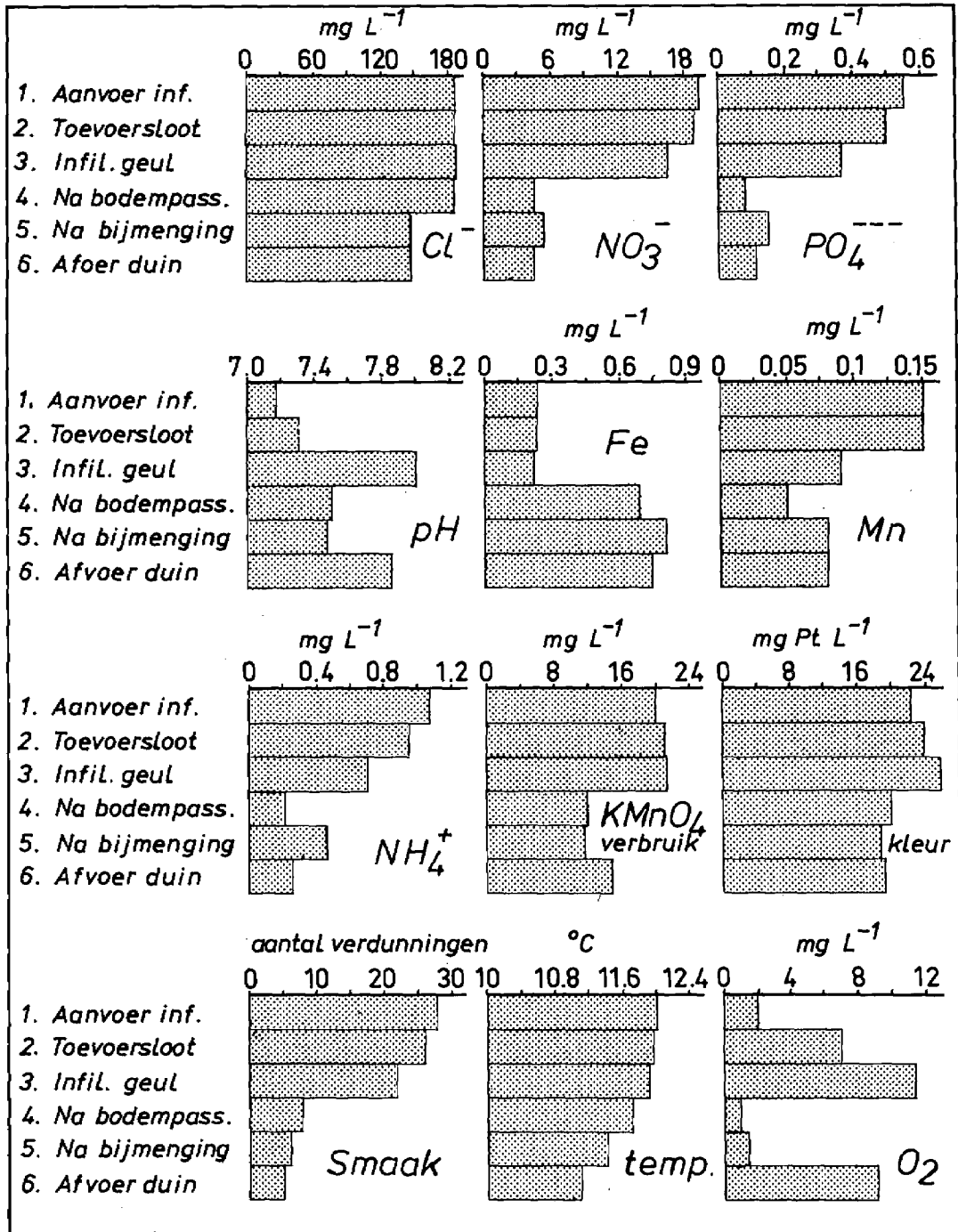
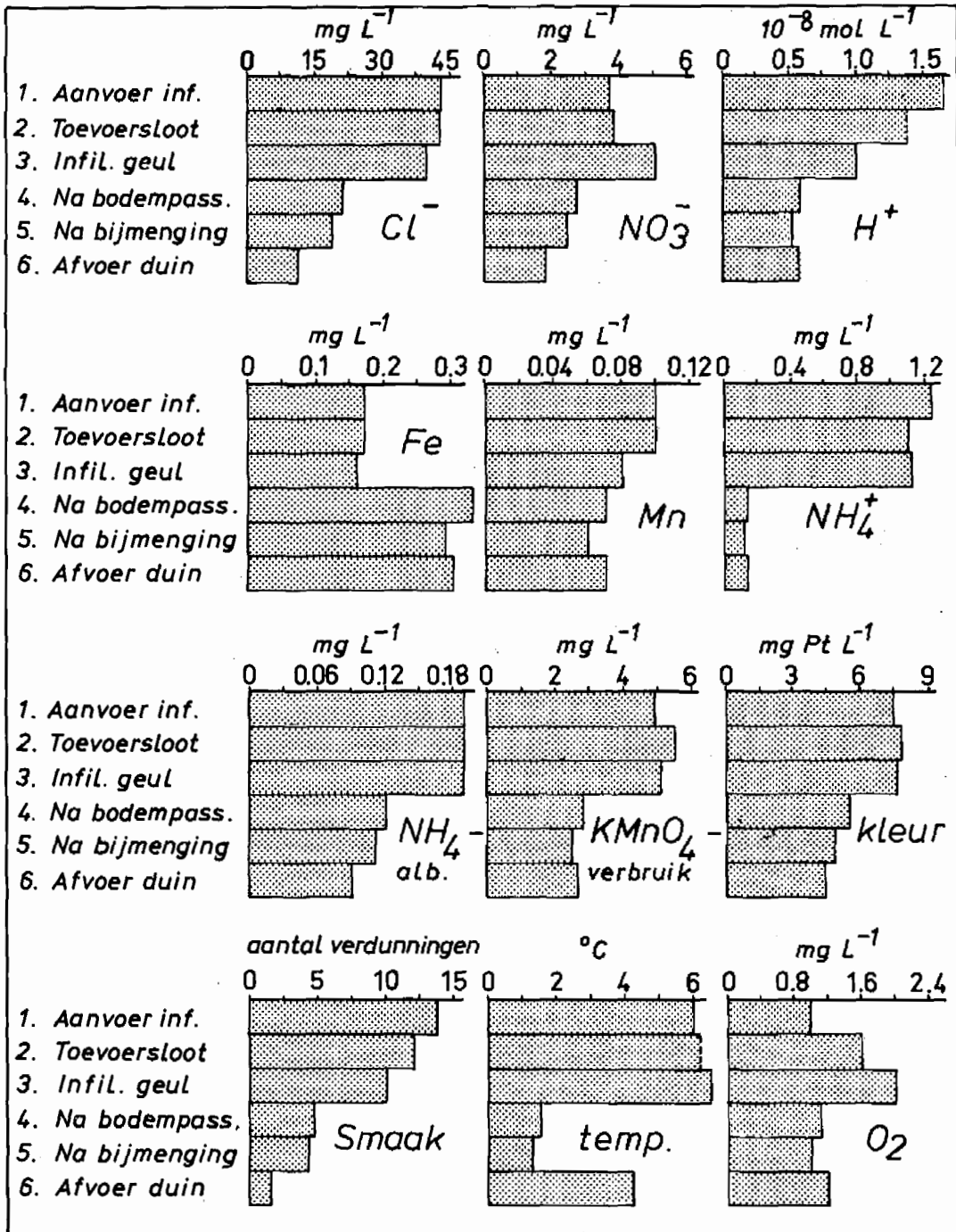


Fig. 10.12 - Kwadratisch gemiddelde standaardafwijking behorende bij de gemiddelde kwaliteit (periode 1969 t/m 1973) van aangevoerd Lekwater en het water na het doorlopen van 5 stadia van duininfiltratie ten zuiden van Zandvoort (GW). Het verloop van deze standaardafwijking is een maat voor afvlakking c.q. accentuatie van seizoenfluctuaties in de aanvoer (zie par. 4.7.2). Gebaseerd op gegevens in tabel 10.5



### Modaal 82 dagen bodempassage

Dit evenement leidt i.h.a. tot de grootste kwaliteitsveranderingen en sterkste demping c.q. accentuatie van kwaliteitsfluctuaties. Een uitzondering hierop vormen het gehalte aan Cl, dat niet verandert en de temperatuur, die wel wezenlijk afneemt, maar niet zoveel als tijdens de volgende stadia van duininfiltratie.

### Bijmenging van ondiep en diep duinwater

Deze bijmenging in de terugwinmiddelen en tijdens het transport naar de Oranjekom heeft het grootste aandeel in de Cl-afname tot een nog net acceptabele waarde onder de norm voor drinkwater (zie tabel 3.2). Ongetwijfeld heeft deze bijmenging ook het grootste aandeel in de afname van andere typische rivierzouten als Na en SO<sub>4</sub> (zie par. 10.6.3).

Van (geringere) betekenis zijn voorts de toename van Fe en afname van de kleur en temperatuur, alsmede de demping van fluctuaties in o.a. Cl, NO<sub>3</sub> en kleur.

### Modaal 3 dagen open transport na terugwinning

Het verblijf in drainerende en transporterende kanalen en in de Oranjekom leidt tot een zeer wezenlijke bijdrage aan de afname van de temperatuur en toename van O<sub>2</sub>, beide door beluchting. De effecten van bijmenging worden voor een groot deel tijdens dit verblijf gebufferd, vooral de toename van NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub> en Fe.

De Cl-afname is niet reeël en wellicht het gevolg van de niet-verdisconteerde verblijftijdspreiding. Van belang is tenslotte de verdere demping van fluctuaties in Cl, NO<sub>3</sub> en smaak, alsmede het weer toenemen van temperatuurschommelingen door luchtexpositie.

#### 10.6.3 Bijmenging in detail

Bijmenging vormt of liever vormde een dusdanig belangrijk element in de kwaliteitsverandering bij duininfiltratie, dat een nadere beschouwing op zijn plaats is. De conclusies in de vorige paragraaf betreffen namelijk de recente periode met relatief weinig bijmenging en dus relatief weinig effecten.

Globaal zijn er twee perioden zowel voor GW als DWL (zie tabel 10.6). Tijdens de eerste periode vanaf de start van kunstmatige infiltratie t/m 1967 werd zowel door GW als de DWL bijna tweemaal

zoveel ondiep en tweemaal zoveel diep duinwater bijgemengd als tijdens de periode 1968 t/m 1982. Meer details over het jaarlijkse verloop van het % od en % dd levert fig. 4.9.

Een goede indruk van de gevolgen van variaties in jaarlijkse bijmenging op de kwaliteit van het ruwe water, d.w.z. het water na duininfiltratie, geeft fig. 10.13. Hierin is het verband tussen het % dd en het  $\text{NH}_4$ -,  $\text{PO}_4$ ortho-,  $\text{HCO}_3$ - en  $\text{SiO}_2$ -gehalte van het ruwe water van GW in de Oranjekom weergegeven.

	GW		DWL	
	1958 -1967	1968 -1982	1956 -1967	1968 -1982
% od	30,8	16,7	18,0	9,3
% dd	11,6	5,8	22,7	10,0
% od + % dd	42,4	22,5	40,7	19,3

Tabel 10.6 - Bijmengingspercentage van ondiep en diep duinwater (resp. % od en % dd) in (terug)gewonnen water uit het duin, gemiddeld over 1956/1958 t/m 1967 (veel bijmenging) en over 1968 t/m 1982 (weinig bijmenging)

Door de zo kenmerkend hoge concentraties van deze parameters in diep duinwater (zie tabel 7.3) ontstaat een sterk positief verband. Voor  $\text{NH}_4$  en  $\text{PO}_4$  loopt de regressielijn onder de ideale menglijn voor recent geïnfiltreerd oppervlaktewater (+ weinig ondiep duinwater) en diep duinwater, waarschijnlijk t.g.v. opslag in biomassa (beide), nitrificatie van  $\text{NH}_4$  en adsorptie van  $\text{PO}_4$  aan neerslaand  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , allemaal in de drainerende kanalen en Oranjekom.

Voor  $\text{HCO}_3$  en  $\text{SiO}_2$  bevindt de regressielijn zich daarentegen boven de ideale menglijn. Hiervoor zijn drie hoofdoorzaken aanwijsbaar:

(a) het bijgemengde ondiepe duinwater heeft ook een hoger  $\text{HCO}_3$ -gehalte dan recent geïnfiltreerd Lekwater (200-220 versus 180-190  $\text{mg L}^{-1}$ ). Een %dd > 15 houdt bij GW veelal ook een hoog %od in;

(b) het recent aangevoerde Lekwater bevat minder  $\text{SiO}_2$  dan vroeger (zie fig. 10.7) en is kalkafzettend i.p.v. kalkagressief vroeger (zie SI in fig. 10.9); en

(c) tijdens de eerste jaren van infiltratie, met een hoog %dd en %od, werd er meer organische stof geoxideerd (hetgeen  $\text{HCO}_3$ -verhogend werkt, zie par. 9.6.4) en desorbeerde er veel  $\text{SiO}_2$  (zie par. 10.7.7.).

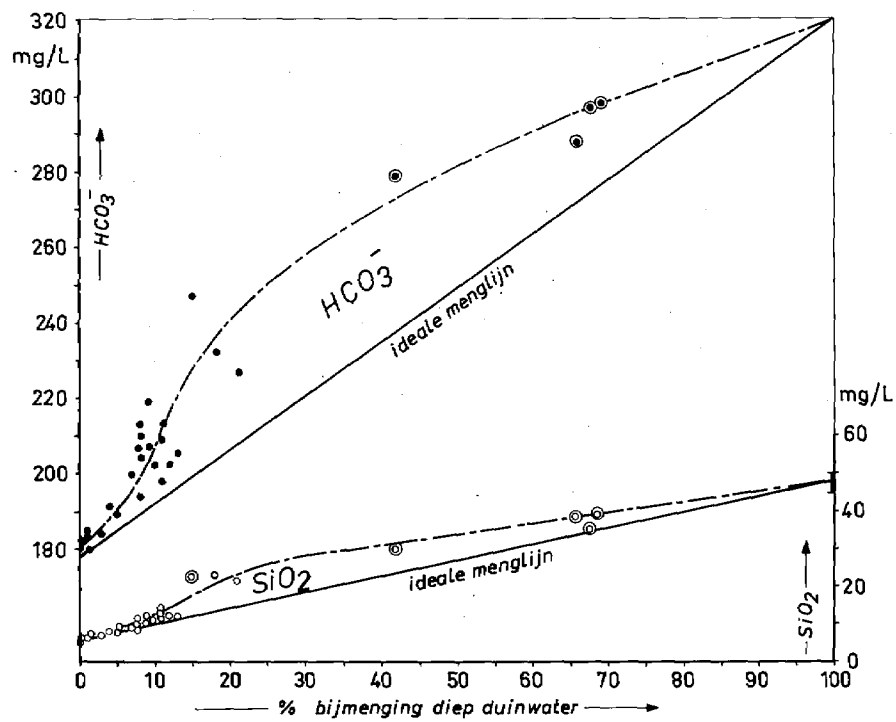
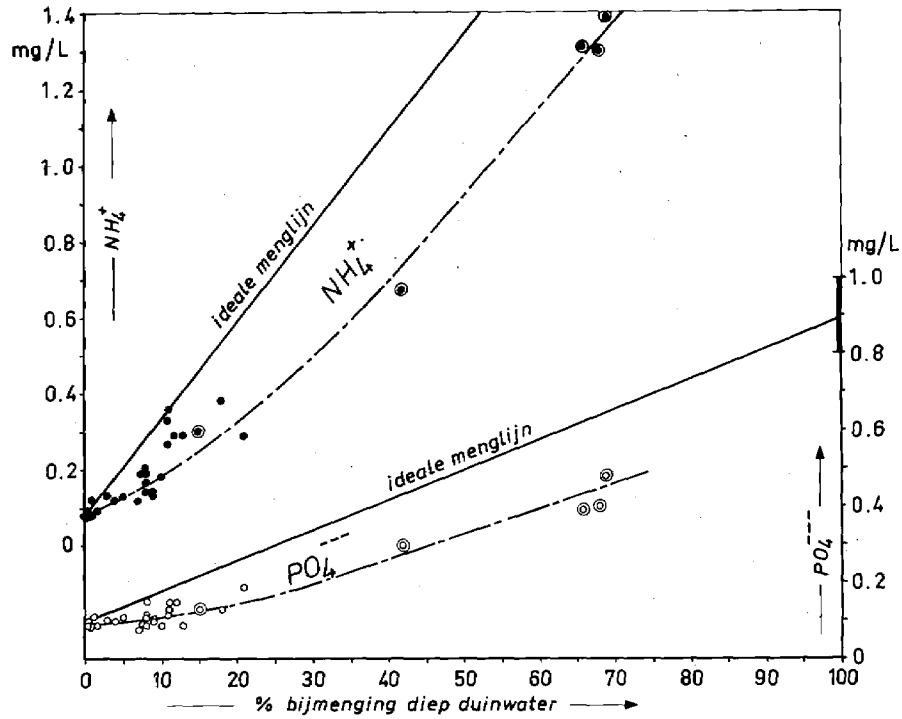


Fig. 10.13 - Het positieve verband tussen het jaarlijks gemiddelde percentage bijgemengd diep duinwater (% dd) en de jaarlijks gemiddelde concentratie van  $\text{NH}_4$ ,  $\text{PO}_4$ -ortho,  $\text{HCO}_3$  en  $\text{SiO}_2$  in het water na duininfiltratie, in de Oranjekom van GW. De gestippelde lijn vormt de regressielijn. De punten met > 50 % bijmenging van ondiep + diep duinwater zijn omcirkeld.

Het inzicht in de effecten van bijmenging wordt verder verhoogd door de potentiële bijdrage van bijmenging in de kwaliteitsverandering bij duininfiltratie (afgekort %B) te berekenen. Onder deze potentiële bijdrage wordt het procentuele aandeel gerekend, dat directe menging van de aanvoer met ondiep en diep duinwater zou hebben in de totale kwaliteitsverandering, oftewel:

$$\% B = 100 \left\{ \frac{C_{in} - C_{in}^*}{C_{in} - C_{uit}} \right\} \quad 10.1$$

waarin  $C_{in}$  = concentratie in het aangevoerde water;  $C_{uit}$  = concentratie in het water na duininfiltratie (dus ook na bijmenging), doch vóór nazuivering; en  $C_{in}^*$  = concentratie in het aangevoerde water na bijmenging, onder aanname van conservatief menggedrag, dus:

$$C_{in}^* = f_{od}C_{od} + f_{dd}C_{dd} + (1 - f_{od} - f_{dd}) C_{in} \quad 10.2$$

waarin  $f_{od}$  = fractie ondiep duinwater in het mengsel;  $f_{dd}$  = idem diep duinwater;  $C_{od}$  = concentratie in ondiep duinwater (zie tabel 10.7);  $C_{dd}$  = idem diep duinwater (zie tabel 10.7).

Deze potentiële bijdrage is gelijk aan de reële bijdrage voor bestanddelen c.q. parameters van water, die zich bij menging conservatief gedragen.

Voor drie situaties is het %B van alle beschikbare macroparameters uitgerekend:

- (a) bij GW, gemiddeld over 1959 t/m 1963 met een hoog %od en hoog %dd en met een groot contrast tussen het aangevoerde Lekwater en beide duinwateren;
- (b) bij GW, gemiddeld over 1979 t/m 1983 met een laag %od en zeer laag %dd en verder als bij (a); en
- (c) bij de DWL, gemiddeld over 1979 t/m 1983 met een laag %od en matig laag %dd en met een zeer gering contrast tussen ondiep duinwater en aangevoerd Maaswater en met een minder extreme kwaliteit van diep duinwater (vooral t.a.v.  $\text{HCO}_3$ ,  $\text{SO}_4$ , K, Mg, Fe, Mn,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{SiO}_2$  en TIC) dan bij GW.

De resultaten van berekening, alsmede de kwaliteit van het ondiepe en diepe duinwater, de aan- en afvoer staan in tabel 10.7.

De volgende conclusies hebben hierop betrekking:

(1) voor het EGV, Cl,  $SO_4$ , Na en Mg geldt i.h.a. een %B van 80-100 %, hetgeen wellicht de reële bijdrage benadert. Bij de DWL wordt dit beeld t.a.v. Maaswater verstoord, doordat het teruggewonnen oppervlaktewater in de periode 1979-1983 nog ca. 16 % (zoutrijker) Lekwater bevat;

(2) voor  $HCO_3$ , TIC, K en soms Ca,  $SiO_2$  en de temperatuur bedraagt het %B > 50 %. Ook dit lijkt reëel, dus niet alleen potentieel;

(3) voor Fe, Mn,  $NH_4$  en de smaak geldt i.h.a. een %B van 10-50 %, hetgeen opnieuw de ware bijdrage kan benaderen;

(4) hoewel de bijmenging bij GW in de periode 1979-1983 aanzienlijk kleiner is dan in de periode 1959-1963, is toch het %B hoger voor  $HCO_3$ , TIC en Ca. Dit stemt overeen met de geringe effecten van bodempassage tijdens de recente periode, t.g.v. een hoge kalkverzadiging van het aangevoerde water en minder afbreekbare organische stof en  $NH_4$  in de aanvoer; en

(5) het hoge %B voor orthofosfaat steekt schril af tegen het lage %B voor totaal fosfaat, zowel bij GW als de DWL. De adsorptie van  $PO_4$  aan neerslaand  $Fe(OH)_3$  in de terugwinmiddelen en Oranjekom bij GW, alsmede de verkeerde monstervoorbehandeling van het bijna anoxische water uit de hoofdader geven een misleidend beeld t.a.v.  $PO_4$ -ortho. Het juiste beeld van een laag %B t.a.v.  $PO_4$ -totaal bevestigt de doorslag van fosfaat bij bodempassage.

De niet besproken parameters uit tabel 10.7 geven een onduidelijk en moeilijk interpreteerbaar beeld. Voor het overige kan tabel 10.7 worden gebruikt ter bepaling van de gedachte, wat er zou gebeuren als het voorgezuiverde rivierwater alleen maar met duinwater zou worden bijgemengd en niet geïnfiltreerd.

#### 10.6.4 Effecten van verdere voorzuivering

Deze effecten kunnen moeilijk uit het complexe geheel geïsoleerd worden. Hiervoor zijn de volgende redenen op te geven:

(a) een verdere voorzuivering hield bij GW het staken van bodemslibverwijdering uit de infiltratiegeulen in, hetgeen tegengestelde effecten kan hebben (zie par. 10.6.5);

(b) de open terugwinning en Oranjekom, waarin veel slib geaccumu-



Tabel 10.7 - De potentiële bijdrage van bijmenging in de kwaliteitsverandering bij duininfiltratie, afgekort % B, in drie nogal extreme situaties.

	GW, 1959-1963					GW, 1979-1983			DWL, 1979-1983					
	aan-voer	ondiep duin-water	diep duin-water	af-voer	% B	aan-voer	af-voer	% B	aan-voer	ondiep duin-water	diep duin-water	af-voer	% B	
% cd	0	100	0	31,6	31,6	0	24	24	0	9,5	0	9,5	9,5	
% dd	0	0	100	13,4	13,4	0	1	1	0	0	8,5	8,5	8,5	
EGV	$\alpha$	842	590	585	725	98	804	761	125	572	565	525	607	-13
Cl <sup>-</sup>	*	158	48	50	108	98	152	136	162	61,4	65	41	74,3	-11
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	145	212	320	220	60	162	181	71	190	200	282	203	67
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	*	84,8	55	10	62,6	88	67	66,8	1725	59,3	50	20	61,6	-184
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	11,2	15	<0,1	1,6	3	19,2	4,9	-8	14,8	10,0	0,7	5,4	18
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	*	-	-	<0,05	0,06	-	0,05	0,11	-21	0,04	0,03	0,03	0,06	-9
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	*	0,15	<0,05	0,9	0,13	-305	0,12	0,10	75	0,14	0,03	0,83	0,19	96
F <sup>-</sup>	*	-	0,10	0,08	-	-	0,2	0,2	-	0,37	0,15	0,10	0,27	44
pH		7,10	7,50	7,50	7,77	19	7,82	7,98	-178	7,69	7,50	7,48	7,59	41
Na <sup>+</sup>	*	78,4	27	28	53,1	91	90,2	77,2	121	35,4	39	28	43,0	-4
K <sup>+</sup>	*	6,82	1,6	6	-	-	6,2	5,2	111	4,8	2,0	2,5	4,5	154
Ca <sup>++</sup>	*	82,1	90	85	96,8	20	77,4	81,2	82	76,3	85	90	77,8	133
Mg <sup>++</sup>	*	11,2	4,7	12	8,7	78	11,5	9,9	102	8,9	5,0	5,5	8,2	94
Fe	*	0,48	<0,05	2,5	0,80	40	0,04	0,36	7	0,07	0,03	1,06	0,41	24
Mn	*	0,10	<0,05	0,3	0,11	31	0,01	0,08	9	0,036	0,01	0,17	0,11	12
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	1,02	0,07	2,6	0,26	12	0,06	0,09	93	0,07	0,01	1,2	0,35	32
SiO <sub>2</sub>	*	9,4	7	48	16,3	64	5,0	7,0	46	5,0	6,0	27,3	10,3	38
PO <sub>4</sub> -tot.	*	-	<0,05	0,9	-	-	0,18	0,19	-300	0,20	0,03	0,83	0,37	22
Kmno <sub>4</sub> -verbr.	*	25,6	7	15	13,4	60	9,8	10,2	-155	12,8	8	9,1	8,8	19
Kleur	$\beta$	21,5	10?	20	18,0	110	7,6	13,4	12	12,2	10?	16	10,2	-6
Smaak	(n)	27,4	1?	1?	-	-	8	5	58	4,6	1?	1?	3,1	43?
DOC	*	-	2	3,5	-	-	3	2,9	235	5,1	3,0	3,3	3,5	22
Temperatuur	°C	-	10	10,5	-	-	12,6	10,7	34	11,4	10	10,5	11,3	210
O <sub>2</sub>	*	2,5	4?	0	8,9	217	6,0	10,1	-16?	7,9	4?	0	2,5	19?
TIC	**	2,85	3,76	5,67	3,76	73	2,75	3,03	97	3,27	3,55	5,02	3,54	65
EN	**	0,24	0,25	0,15	0,04	4	0,31	0,09	-10	0,24	0,16	0,08	0,11	16

\* = mg L<sup>-1</sup>; \*\* = mmol L<sup>-1</sup>;  $\alpha$  =  $\mu$ S cm<sup>-1</sup>;  $\beta$  = mg Pt L<sup>-1</sup>

leerd is, vormen bij GW een buffer tegen kwaliteitsveranderingen van het hierdoor lopende water, zodat de effecten van voorzuivering ook in een later stadium ten dele worden tegengewerkt;

(c) vooral in 1979-1980 zijn grote delen van het drainagestelsel van de DWL vervangen door ondiepe pompputten met een groot deel van het filter onder het eerste slecht doorlatende pakket. Deze laag fungeert als geochemische leverancier van o.a.  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{PO}_4$ ,  $\text{HCO}_3$ , Ca, Mn en Fe en als sorbens van K en F (zie par. 9.4 en Stuyfzand, in voorbereiding). Ongetwijfeld is deze verdieping van de terugwinning in belangrijke mate debet aan het nog steeds vrij hoge percentage Lekwater, dat gewonnen wordt en aldus het kwaliteitsbeeld zeker niet eenvoudiger maakt; en

(d) de wijziging van de bemonsteringslokatie van het eindpunt van de duininfiltratie bij de DWL in april 1978 (zie par. 10.1) impliceert een geringe beluchting en inlijving in het totale beeld van het zuidelijke duingebied. Dit is zeker als een complicatie op te vatten.

Niettemin worden de volgende, zeer duidelijke effecten toegeschreven aan een verdere voorzuivering.

(1) de sterke vermindering van de toename van  $\text{HCO}_3$ , TIC en Ca bij GW en de DWL t.g.v. de toename van de kalkverzadigingsindex van de aanvoer (zie fig. 9.30 en 10.9), alsmede door de lagere concentraties van  $\text{NH}_4$  en afbreekbare organische stof in de aanvoer (zie resp. fig. 10.8 en 10.10);

(2) de omslag van  $\text{PO}_4$ -verwijdering in  $\text{PO}_4$ -toename bij duininfiltratie door desorptie, vooral m.b.t. totaal-fosfaat (zowel GW als de DWL, zie fig. 10.7 en verder par. 10.6.7); en

(3) de omslag van kleurverlaging in een kleurtoename vooral bij GW en in mindere mate (alleen in 1977 en 1978) bij de DWL (zie fig. 10.10). Merkwaardig is, dat dit niet gekoppeld is aan een gelijk gedrag van het  $\text{KMnO}_4$ -verbruik (fig. 10.10) of DOC (fig. 10.7).

#### 10.6.5 Effecten van verschillen in bodemslibbeheer

De DWL heeft grosso modo nog nooit of incidenteel bodemslib uit infiltratiemiddelen verwijderd (zie tabel 1.1 uit deelrapport 4). GW daarentegen, verwijderde het bodemslib ongeveer éénmaal per drie jaar vanaf het begin t/m 1973 en laatst nog in 1982 (zie fig. 10.14).

Een belangrijke vraag is nu of deze verschillen in bodemslibbeheer ook effect sorteren in de totale kwaliteitsveranderingen bij duin-infiltratie. De in de vorige paragraaf reeds genoemde factoren a t/m d, alsmede de open terugwinning van GW, compliceren het beeld echter zeer aanzienlijk.

Zelfs zo sterk, dat in feite geen enkele uitspraak mogelijk is. Met de aanwezige gegevens zou dan alleen overblijven een vergelijking van de periode vóór 1974 met die vele jaren daarna bij GW. Dan worden we echter geconfronteerd met het probleem, dat inmiddels de voorzuivering is uitgebreid en dat daardoor ook de samenstelling van het bodemslib is gewijzigd. Toch lijkt het erop, dat het laten liggen van slib bij GW tot een met de tijd stijgende  $SO_4$ -verwijdering leidt (zie fig. 10.14 en par. 10.7.9). De conclusie blijft niettemin, dat dit belangrijke beheersaspect nader onderzoek heeft.

Voorstellen daartoe zijn te vinden in hoofdstuk 13.

#### 10.6.6 Open versus gesloten terugwinning

Het effect van een open i.p.v. gesloten terugwinning kwam reeds naar voren in par. 10.6.2. Bij GW blijkt het ca. drie dagen durende verblijf in open terugwinning plus Oranjekom dus te leiden tot:

- (a) een wezenlijke afname van de temperatuur (in absolute zin gering),  $NO_3$ ,  $NH_4$ ,  $PO_4$ -ortho en Fe;
- (b) een aanzienlijke toename van de pH,  $O_2$  en het  $KMnO_4$ -verbruik;
- (c) een flinke afname van fluctuaties in Cl,  $NO_3$ ,  $NH_4$ -albuminoïd en smaak; en
- (d) een grote toename van schommelingen in de temperatuur.

Deze effecten verklaren voor een deel de verschillen in kwaliteitsverandering bij duininfiltratie tussen GW en de DWL, nl.:

- (1) de verdere afname van  $NO_3$ ,  $PO_4$ -ortho, temperatuur en  $\Sigma N$  bij GW (zie tabel 10.1);
- (2) de grotere toename van pH en  $O_2$  of zelfs  $O_2$ -toename i.p.v.  $O_2$ -afname bij GW (zie tabel 10.1);
- (3) de kleinere afname van het  $KMnO_4$ -verbruik, de kleur en DOC bij GW, i.v.m. algengroei (synthese verse biomassa) in het open water (zie tabel 10.1);
- (4) de grotere demping van fluctuaties in Cl,  $NO_3$ ,  $NH_4$ -albuminoïd

en wellicht  $\text{PO}_4$ -ortho en  $\text{NH}_4$  (zie tabel 10.3); en

(5) de geringere afvlakking van fluctuaties in de temperatuur, H en  $\text{O}_2$  bij GW (zie tabel 10.3).

Voor de bedrijfsvoering belangrijker argumenten pleitend voor een gesloten terugwinning, worden in KIWA-Meded. 81 gegeven. Zij betreffen vooral de bacteriologische voordelen van een hermetisch gesloten terugwinning.

## 10.7 Doorslag, uitputting, uitloging e.d.

### 10.7.1 Concrete vragen

Van buitengewoon belang voor de toekomst van duininfiltratie, is de vraag of het duin na decennia infiltratie van het "slechte" rivierwater nog wel dezelfde mate van zuiverende c.q. gunstige werking vertoont als voorheen.

In concreto gaat het om de volgende specifieke vragen t.a.v. de als gunstig bestempelde effecten van duininfiltratie:

(1) treedt er doorslag op van de tevoren zeer goed verwijderde stoffen  $\text{PO}_4$  en  $\text{NO}_3$ ?

(2) is de duidelijke verlaging van het gehalte aan organische stoffen, i.c. het  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, de kleur, smaak en DOC een blijvende zaak of raakt het duin in deze uitgeput?; en

(3) hoe is het met de continuïteit gesteld van de geprononceerde afvlakking van kwaliteitsfluctuaties in de aanvoer?

Een concrete vraag over de enigszins<sup>als</sup> nadelig ervaren effecten van duininfiltratie is:

(4) zal de geconstateerde toename van  $\text{HCO}_3$ , TIC, Ca, totale hardheid, Fe, Mn en  $\text{SiO}_2$  eeuwig voortduren of raakt het duin uitgeloogd aan deze bestanddelen en zo ja, wat zijn hiervan de neveneffecten?

Minder relevant, doch wetenschappelijk interessant is tenslotte deze vraag:

(5) treden de reductie van  $\text{SO}_4$  c.q. oxydatie van ijzersulfide(n) en uitwisseling van Na, K en Mg zichtbaar op in de afvoer van het duininfiltratiesysteem?

## 10.7.2 Noodzakelijke berekeningen

Om op deze vijf vragen een antwoord te kunnen geven, is het noodzakelijk om het verloop van de jaarlijks gemiddelde kwaliteitsverandering te bepalen en deze te corrigeren voor verblijftijdspreiding en voor (variaties in) bijmenging van ondiep en diep duinwater. De afvoer (eindpunt duininfiltratie) wordt aldus gecorrigeerd voor bijmenging:

$$C_{\text{uit, corr}} = \frac{C_{\text{uit}} - f_{\text{od}}C_{\text{od}} - f_{\text{dd}}C_{\text{dd}}}{1 - f_{\text{od}} - f_{\text{dd}}} \quad (10.3)$$

waarin:

$C_{\text{uit, corr}}$  = voor bijmenging gecorrigeerde concentratie in afvoer;  
 $C_{\text{uit}}$ ,  $f_{\text{od}}$ ,  $f_{\text{dd}}$ ,  $C_{\text{od}}$  en  $C_{\text{dd}}$  als in (10.1) en (10.2).

Bij de DWL kan voor  $C_{\text{uit}}$  eigenlijk niet de hoofdader (= het eindpunt t/m maart 1978) genomen worden, omdat deze (a) een groot, onbekend deel van het bijgemengde diepe duinwater mist, (b) een klein onbekend deel van het bijgemengde ondiepe duinwater ontbeert; en (c) het zuidelijkste duinterrein niet omvat.

Voor de DWL resteert dan het reine water te nemen en alleen die parameters te beschouwen die bij nazuivering (praktisch) niet veranderen, dus o.a. Cl, SO<sub>4</sub>, Na, K, Ca, Mg en SiO<sub>2</sub> (zie par. 11.3).

De aanvoer kan het best genomen worden ter correctie voor verblijftijdspreiding. Alleen bij GW is de verblijftijdspreiding redelijk bekend (zie deelrapport 2, par. 2.5.5), bij de DWL minder. Daarnaast doet zich bij de DWL het probleem voor van verdieping van de winning (zie par. 10.6.4 ad punt c).

Voor GW geldt:

$$C_{\text{in, corr}} = 0,59 C_{\text{in,y}} + 0,41 C_{\text{in,y-1}} \quad (10.4)$$

waarin:

$C_{\text{in, corr}}$  = voor verblijftijdspreiding gecorrigeerde concentratie in de aanvoer tijdens jaar = y;

$C_{\text{in,y}}$  = concentratie in aanvoer tijdens jaar = y;

$C_{\text{in,y-1}}$  = idem jaar = y-1.

Een nauwkeuriger correctie voor verblijftijdspreiding is wellicht

Tabel 10.8 - Berekening van de gehalten van  $\text{SO}_4$ , Na, K, Ca en Mg in aangevoerd Lekwater uit het voor bijmenging gecorrigeerde Cl-gehalte van de afvoer. Op deze wijze wordt gecorrigeerd voor verblijftijdspreiding.

y	=	a.X	+ C	Opmerkingen
$(\text{SO}_4)_{\text{in, corr}}$	= 0,293	$(\text{Cl})_{\text{uit, corr}}$	+ 35,7	• zie tabel 4.2 in deelrapport 4
$(\text{Na})_{\text{in, corr}}$	= 0,542	$(\text{Cl})_{\text{uit, corr}}$	- 0,6	• zie tabel 6.6
	= 0,55	$(\text{Cl})_{\text{uit, corr}}$	+ 1,5	• alleen GW na 1973*
$(\text{K})_{\text{in, corr}}$	= 0,0285	$(\text{Cl})_{\text{uit, corr}}$	+ 2,49	• zie tabel 6.6
$(\text{Ca})_{\text{in, corr}}$	= 0,209	$(\text{Cl})_{\text{uit, corr}}$	+ 48,4	• zie tabel 6.6
$(\text{Mg})_{\text{in, corr}}$	= 0,025	$(\text{Cl})_{\text{uit, corr}}$	+ 6,7	• zie tabel 6.6

\* i.v.m. NaOH- en  $\text{FeCl}_3$ -dosering

het schatten van aan Cl gerelateerde concentraties in de aanvoer uit het Cl-gehalte van de afvoer na correctie voor bijmenging, m.b.v. de gegeven betrekkingen in tabel 6.6, 6.7 of 6.9. Dit is alleen m.b.t. aangevoerd Lekwater gedaan voor  $\text{SO}_4$ , Na, K, Ca en Mg, zoals aangegeven in tabel 10.8. De daarin gepresenteerde relaties houden ongeveer het midden tussen de betrekkingen voor afzonderlijke metingen, maand- en jaargemiddelden, zowel voor de aanvoer van GW/PWN als die van de DWL.

Bij de DWL doet zich sinds 1976 de extra complicatie van overschakeling op Maaswater voor, omdat er nog steeds (in 1986) delen Lekwater worden teruggewonnen. Daarom moet er sinds 1976 een andere route dan tabel 10.8 gevolgd worden.

Uitgegaan is van (terug)gewonnen water door de DWL, waarin van 1976 t/m 1982 resp. 61, 41, 28, 21, 17, 16 en 9 % Lekwater aanwezig was met een Cl-,  $\text{SO}_4$ -, Na-, K-, Ca- en Mg-gehalte van resp. 180, 88,4, 97, 7.62, 86 en 11,2 mg  $\text{L}^{-1}$ . Van het overige deel is aangenomen, dat dit uit Maaswater van hetzelfde jaar bestaat.

De kwaliteitsverandering ( $\Delta C$ ) is nu niets meer dan:

$$\Delta C = C_{\text{uit, corr}} - C_{\text{in, corr}} \quad (10.5)$$

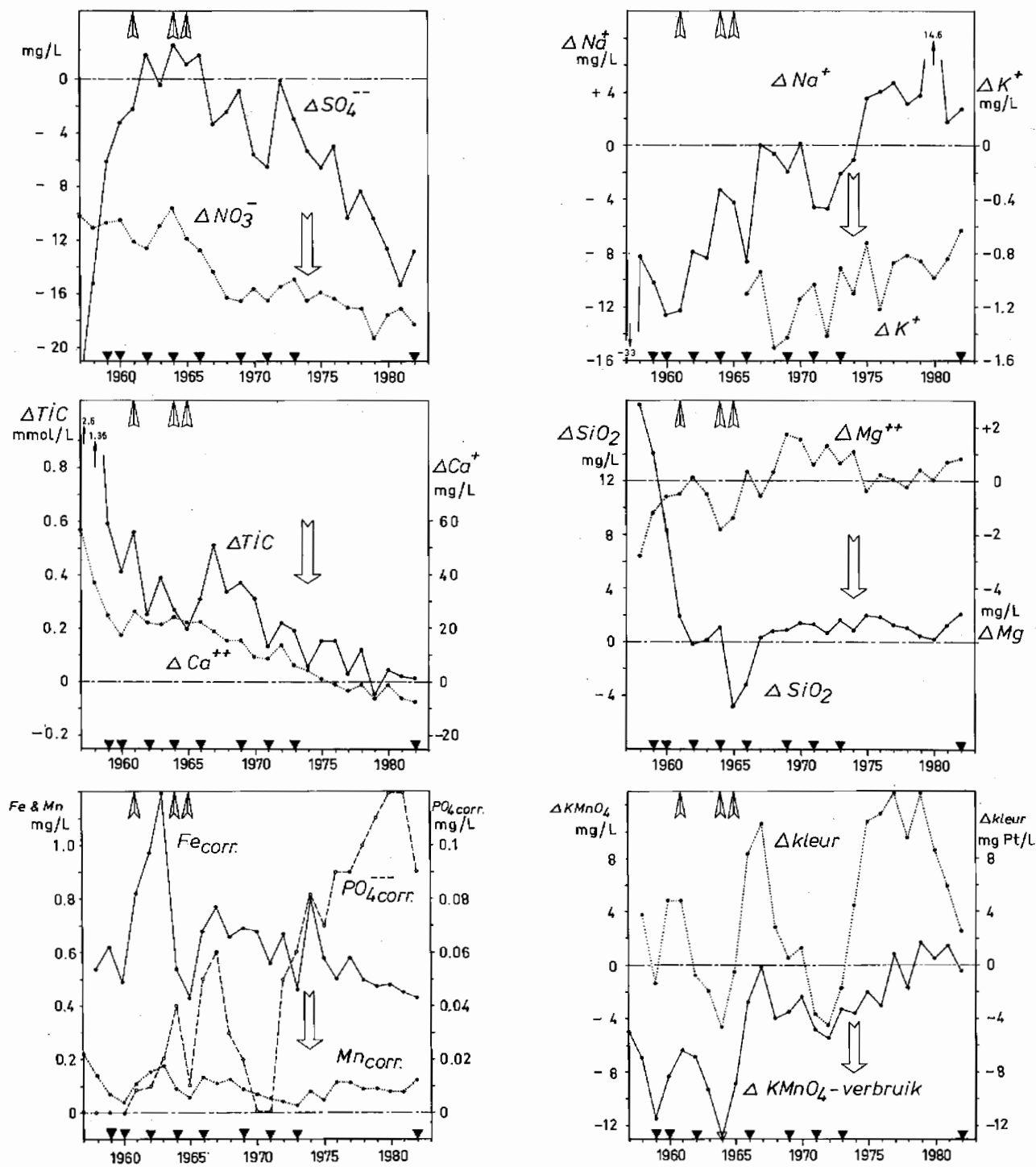


Fig. 10.14 - Verloop van de jaarlijks gemiddelde verandering gecorrigeerd voor bijmenging en verblijftijdspreiding ( $\Delta C$ ) van  $NO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$ , TIC, Ca, Na, K,  $SiO_2$ , kleur en  $KMnO_4$ -verbruik bij duininfiltratie ten zuiden van Zandvoort door GW.

Voor Fe, Mn en  $PO_4$ -ortho is de concentratie in water uit de Oranjekom (afvoer), gecorrigeerd voor bijmenging, uitgezet. De grote pijl geeft het jaar aan van het begin van verdere voorzuivering. De drie kleine pijltjes bovenin en de driehoekjes onderin markeren jaren met resp. uitbreidingen met nieuwe infiltratiemiddelen en bodemslibverwijdering.

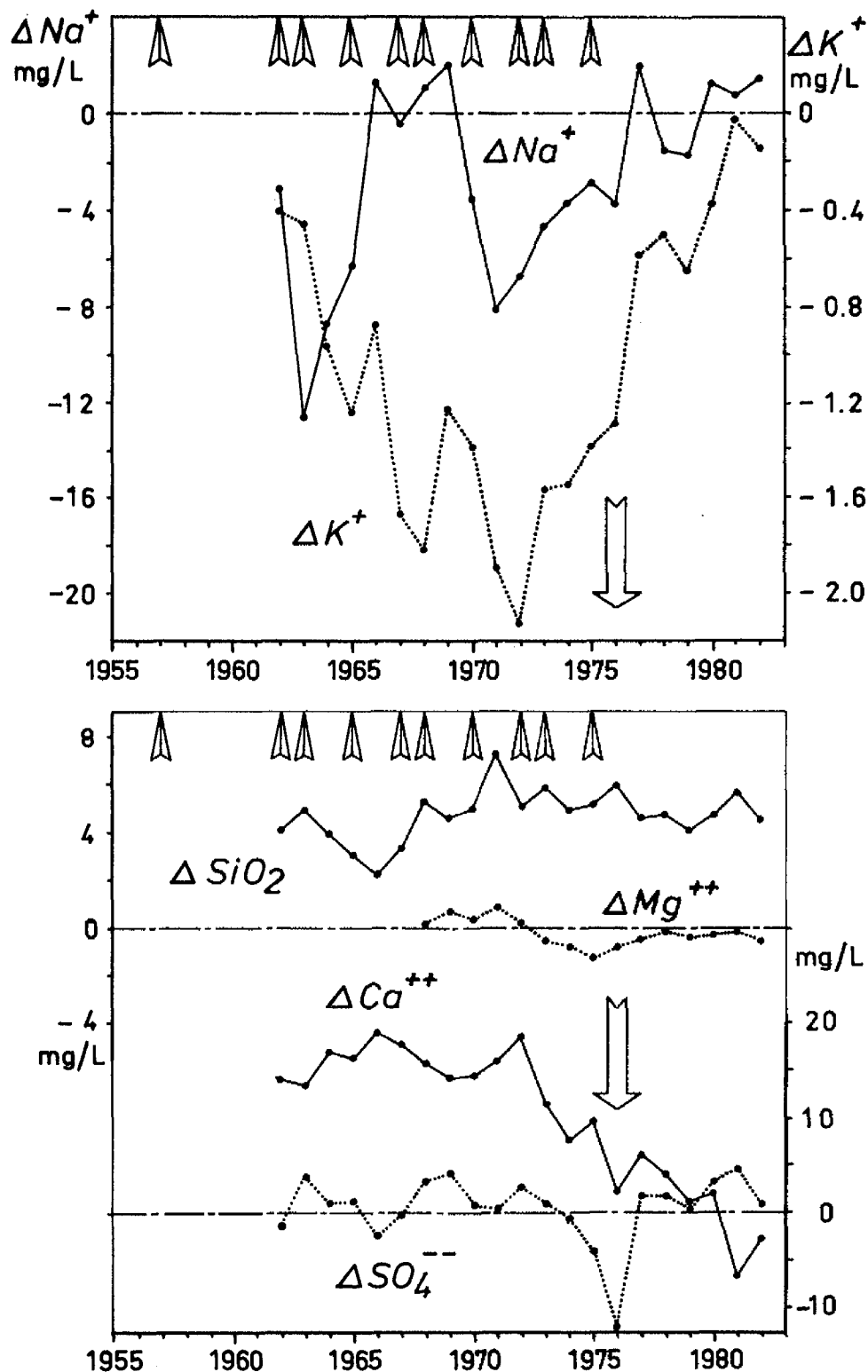


Fig. 10.15 - Verloop van de jaarlijks gemiddelde verandering gecorrigeerd voor bijmenging en verblijftijdspreiding ( $\Delta C$ ) van  $SO_4$ , Na, K, Ca, Mg en  $SiO_2$  bij duininfiltratie ten noorden van Scheveningen door de DWL.

De forse pijl geeft het jaar van overschakeling op verder voorgezuiverd Maaswater aan, de kleine pijltjes markeren jaren met uitbreidingen met nieuwe infiltratiemiddelen.



### 10.7.3 Resultaten en bedenkingen

De resultaten van berekening van  $\Delta C$  over vele jaren zijn voor GW grafisch weergegeven in fig. 10.14 en voor de DWL in fig. 10.15. Voor Fe, Mn en  $PO_4$  is niet  $\Delta C$  uitgerekend, maar  $C_{uit,corr}$ , omdat Fe en Mn in de afvoer weinig of zelfs geheel niet afhankelijk zijn van Fe en Mn in de aanvoer, terwijl voor  $PO_4$  zo een duidelijker verloop ontstaat.

Alvorens de geschetste kwaliteitsverlopen te gebruiken t.b.v. de beantwoording van de aan het begin van deze paragraaf gestelde vijf vragen, is het goed de volgende bedenkingen te ventileren:

- (1) de kwaliteit van het bijgemengde ondiepe en diepe duinwater is van 1957 t/m 1982 constant verondersteld. Hoewel dit zeker niet juist is, lijkt deze aanname minder verwerpelijk dan allerlei hypothetische tendensen met de bijbehorende vermeende vertragingen in het geheel in te bakken, aldus steeds meer onzekerheden inbouwende;
- (2) het percentage bijgemengd ondiep duinwater is niet erg nauwkeurig;
- (3) de verblijftijden en verblijftijdspreiding in het duininfiltratiesysteem zijn gemakshalve constant verondersteld; en
- (4) bij de interpretatie van het kwaliteitsverloop dient ernstig rekening gehouden te worden met de gevolgen van uitbreidingen van de duininfiltratie in de loop der tijd. Deze zijn derhalve in de figuren gemarkeerd. Immers, het bijzetten van nog maagdelijke duinterreinen impliceert weer een nieuw reservoir vrije adsorptieplaatsen en uitlogbare stoffen.

### 10.7.4 Fosfaat-doorslag een feit

Uit fig. 10.14 komt heel fraai de uiterst trage orthofosfaat-doorslag in de Oranjekom bij GW naar voren. Opmerkelijk, omdat dit uit het ongecorrigeerde verloop in fig. 10.7 t.a.v.  $PO_4$ -ortho beslist niet op te maken valt, wel t.a.v.  $PO_4$ -totaal.

In de hoofdader van de DWL blijkt duidelijk ook zonder correcties sprake te zijn van fosfaat-doorslag (zie fig. 10.7). Ook hier is dit het best te zien aan  $PO_4$ -totaal, dat niet beïnvloed is door de monstervoorbehandeling (zie par. 3.2).

Bij de LDM is de doorslag van  $PO_4$ -ortho goed zichtbaar in het reine water en nog beter in de afvoer van het subsysteem "K4-geïnfil-

treerd" (zie fig. 5.10 van deelrapport 3).

Op stroomdraadschaal is de fosfaat-doorslag aangetoond bij de DWL (fig. 9.34 en 9.37), LDM (fig. 9.11) en WMZ (fig. 9.33).

#### 10.7.5 Nitraat-doorslag en continue denitrificatie?

Wordt het  $\text{NO}_3^-$ -verloop in fig. 10.14 vergeleken met dat in fig. 10.8, dan lijkt bij GW t/m 1968 praktisch alle aangevoerde  $\text{NO}_3^-$  te verdwijnen ( $10\text{--}12 \text{ mg L}^{-1}$ ). Daarna breekt het aangevoerde  $\text{NO}_3^-$  door en wel in concentraties van  $2\text{--}5 \text{ mg L}^{-1}$ . De  $\text{NO}_3^-$ -afname is dan evenwel groter dan tevoren (zie fig. 10.14).

Bedacht moet worden, dat het duinwater omstreeks 1955-1960 ongeveer een half zo hoog  $\text{NO}_3^-$ -gehalte had als in de jaren tachtig (Stuyfzand, 1984e). Dit houdt in, dat het niveau van  $\Delta\text{NO}_3^-$  in fig. 10.14 in de eerste jaren misschien iets overdreven is, zodat weinig  $\text{NO}_3^-$  mogelijk al in het eerste jaar doorbrak. Dit zou ook beter overeenstemmen met hetgeen op subsysteemniveau bij GW en het PWN is geconstateerd (zie fig. 10.16).

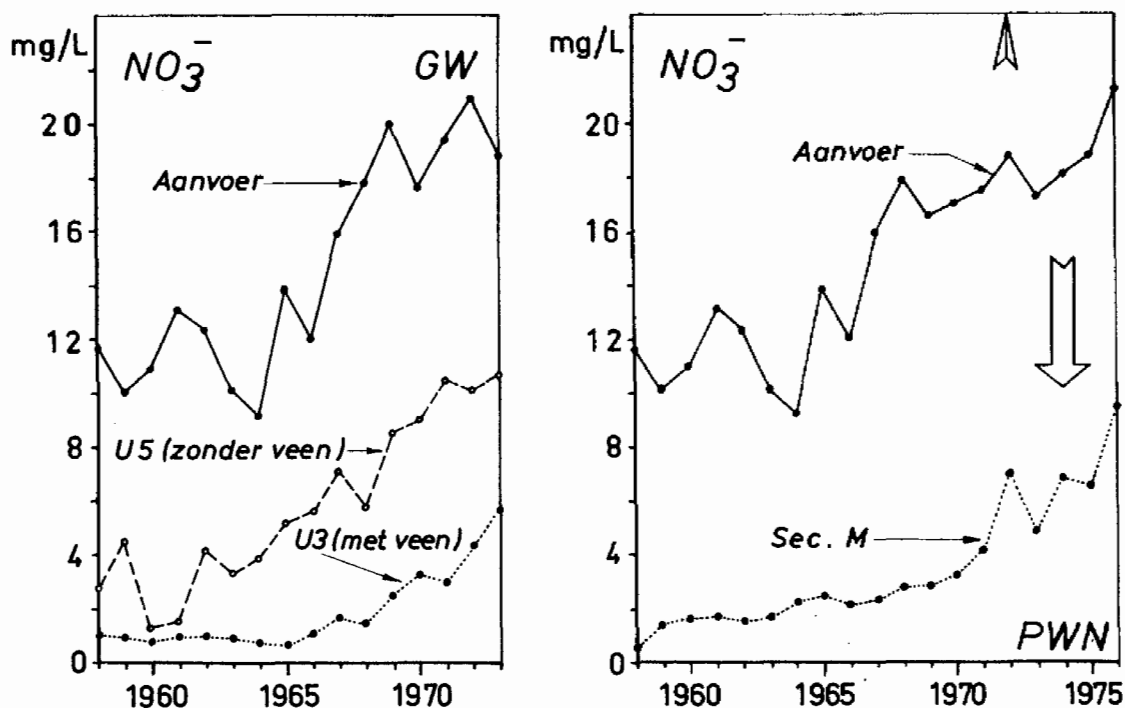


Fig. 10.16 - Gedrag van  $\text{NO}_3^-$  bij duininfiltratie op subsysteemniveau bij GW en het PWN, vanaf het begin t/m de jaren zeventig.

De bijmenging van ondiep duinwater met  $7\text{--}15 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$  kan gevoeglijk verwaarloosd worden. De grote pijl markeert het eerste jaar met verdere voorzuivering, de kleine pijl het jaar met uitbreidingen met nieuwe infiltratiepanden.

Maar, dat beetje  $\text{NO}_3$  dat bij bodempassage behouden bleef, kan in de open terugwinmiddelen en Oranjekom verdwenen zijn (zie fig. 10.11). Hoe het ook zij, een achteruitgang van de zeer omvangrijke  $\text{NO}_3$ -afname kan niet worden aangetoond, althans wat het aantal  $\text{mg L}^{-1}$  betreft niet.

Op systeemniveau bij GW en de DWL (fig. 10.8) en op subsysteemniveau (fig. 10.16) loopt het  $\text{NO}_3$ -uitgangssignaal grofweg parallel, 8-15  $\text{mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$  onder het  $\text{NO}_3$ ingangssignaal. Dit beeld lijkt de resultante van een samenspel van de volgende factoren:

(1) in de infiltratiemiddelen eventueel plus toevoersloot wordt  $\text{NO}_3$  7-20 % in concentratie verlaagd (zie tabel 8.1, 10.4 en fig. 10.11);

(2) op stroomdraadschaal in het (sub)oxische milieu, waarin later ook  $\text{O}_2$  stabiel is, gedraagt  $\text{NO}_3$  zich bij bodempassage reeds enkele jaren na het begin van kunstmatige infiltratie vrijwel conservatief (zie fig. 9.7). Alleen tijdens de eerste 5-6 jaar vindt bij bodempassage een geringe denitrificatie plaats (1-2  $\text{mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ ; zie fig. 6.2 van deelrapport 1). Het relatief grofzandige le WVP bevat in dat geval zelf snel onvoldoende oxydeerbare stoffen. De stijgende tendens van de  $\text{NO}_3$ -aanvoer manifesteert zich hier na die eerste 5-6 jaar dan ook in een stijgende tendens na bodempassage;

(3) op stroomdraadschaal in anoxisch milieu wordt  $\text{NO}_3$  bij bodempassage vrijwel continu bijna volledig gedenitrificeerd, dus ook tijdens de jaren na 1965 met een duidelijk hogere  $\text{NO}_3$ -aanvoer (zie fig. 9.11 en 9.21);

(4) op systeemniveau verhouden het (sub)oxische en anoxische milieu zich qua deelname aan duininfiltratie ongeveer als 1 : 2 à 3 tot elkaar. Op subsysteemniveau varieert deze verhouding van 1 : 1 (bijv. U5 in fig. 10.16) tot 1 : 4 (bijv. U3 in fig. 10.16). Gemeenschappelijk is, dat het anoxische milieu tot stand komt door bodemslib, veen en het slecht doorlatend pakket (SDP);

(5) de verhouding (sub)oxisch-anoxisch verandert waarschijnlijk maar heel langzaam ten gunste van het (sub)oxische milieu.

Tegenover de uitloging van gemakkelijk oxydeerbare stoffen in veen, het le WVP en het le SDP staan:

(a) de voortdurende vorming van nieuw bodemslib, dat rijk is aan oxydeerbare stof. Laat men het bodemslib (voldoende lang) liggen c.q. accumuleren, dan hoeft een uitloging van dit compartiment niet

gevreesd te worden en kan het anoxische pakket zelfs uitdijen;  
(b) uitbreidingen in de loop der historie met maagdelijk d uinterrein. Vooral als hierin veel veenbanken aanwezig waren, vergrootte dit de reserves aan anoxisch milieu; en  
(c) verdieping van de terugwinning tot onder SDP 1 (DWL), hetgeen de reserves aan anoxisch milieu deed toenemen.

### Conclusies

Van een echte  $\text{NO}_3$ -doorslag is sensu stricto al lang sprake. Daartegenover staat een tot op heden bijna volledige denitrificatie in bodemslib, veen en het 1e SDP waarmee ca. 67-75 % van het infiltrerende oppervlaktewater vroeg of laat in contact treedt. De overige 25-33 % van het aangevoerde oppervlaktewater ondergaat alleen in de infiltratiemiddelen een  $\text{NO}_3$ -afname van 7-20 %, bij bodempassage onder (sub)oxische omstandigheden gedraagt het resterende  $\text{NO}_3$  zich vrijwel conservatief. De prestatie van denitrificatie is zelfs groter dan vóór 1965. De uiterst langzame achteruitgang van het rendement van de denitrificatie wordt tegengewerkt door accumulerend bodemslib, uitbreidingen met veenrijke gebieden en verdieping van de terugwinmiddelen tot onder SDP 1. Uitvoerig geochemisch onderzoek is noodzakelijk om het moment van merkbare uitloging van door  $\text{NO}_3$  oxydeerbare organische stof te kunnen voorspellen.

#### 10.7.6 Eliminatie van organische stoffen een blijvende zaak?

De eliminatie van organische stoffen komt tot stand door sorptie (zie par. 9.6.7) en microbiologische afbraak (zie par. 9.6.4). Hoewel sorptie theoretisch een eindpunt heeft, domineert wellicht de continue afbraak c.q. mineralisatie, zodat de gedeeltelijke eliminatie van organische stoffen bij duininfiltratie een blijvende zaak zou kunnen zijn. De volgende feiten ondersteunen deze uitspraak in elk geval:

- (a) de continue verlaging van DOC, kleur,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik en de smaak op stroomdraadschaal bij bodempassage over 12-22 jaar (zie fig. 9.7 en 9.11);
- (b) de vrijwel continue verlaging van het  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, de smaak en kleur (niet in het sterk veenhoudende subsysteem) op subsysteemniveau, over 15-18 jaar (zie fig. 10.17 en 10.18).

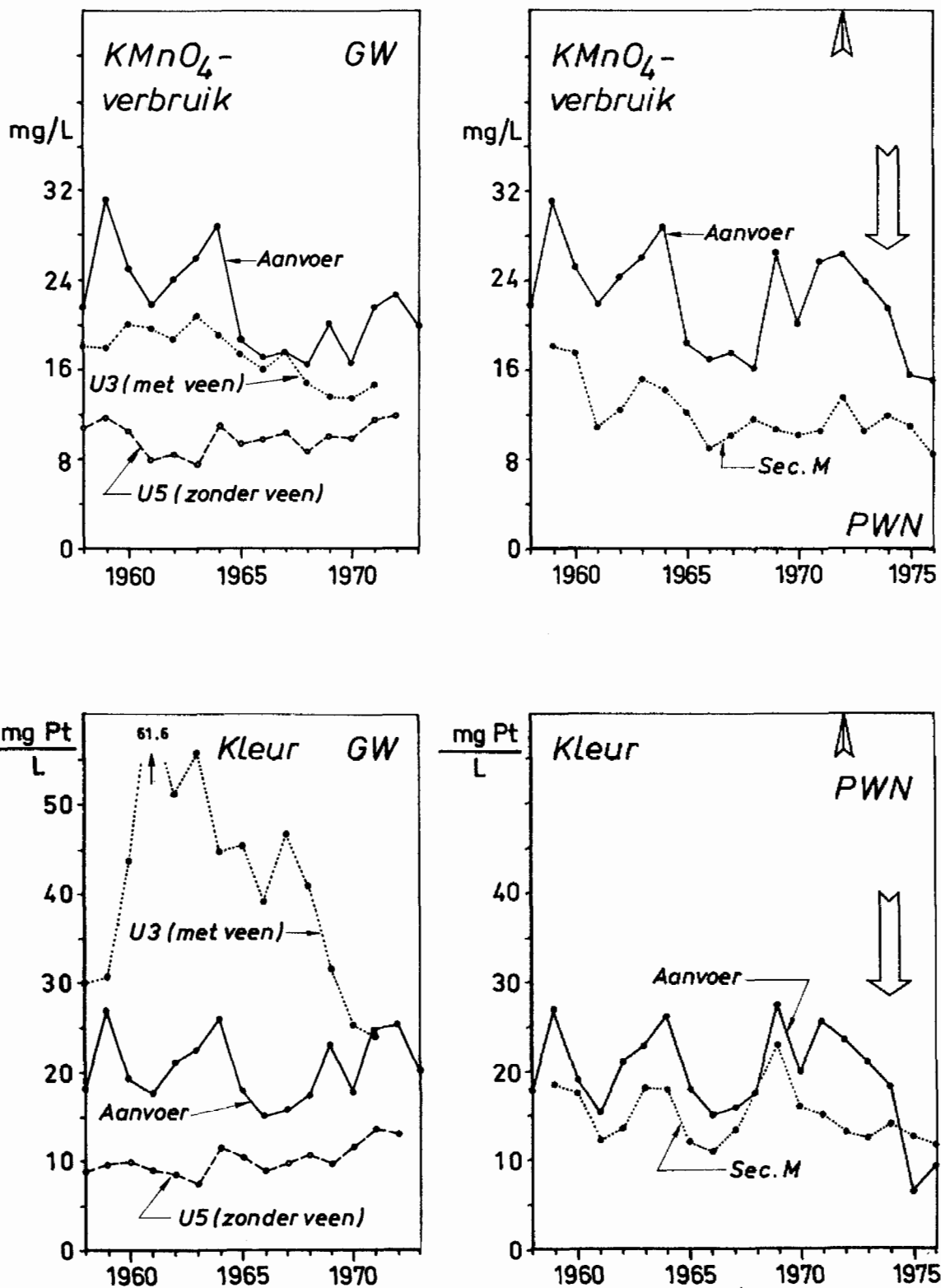
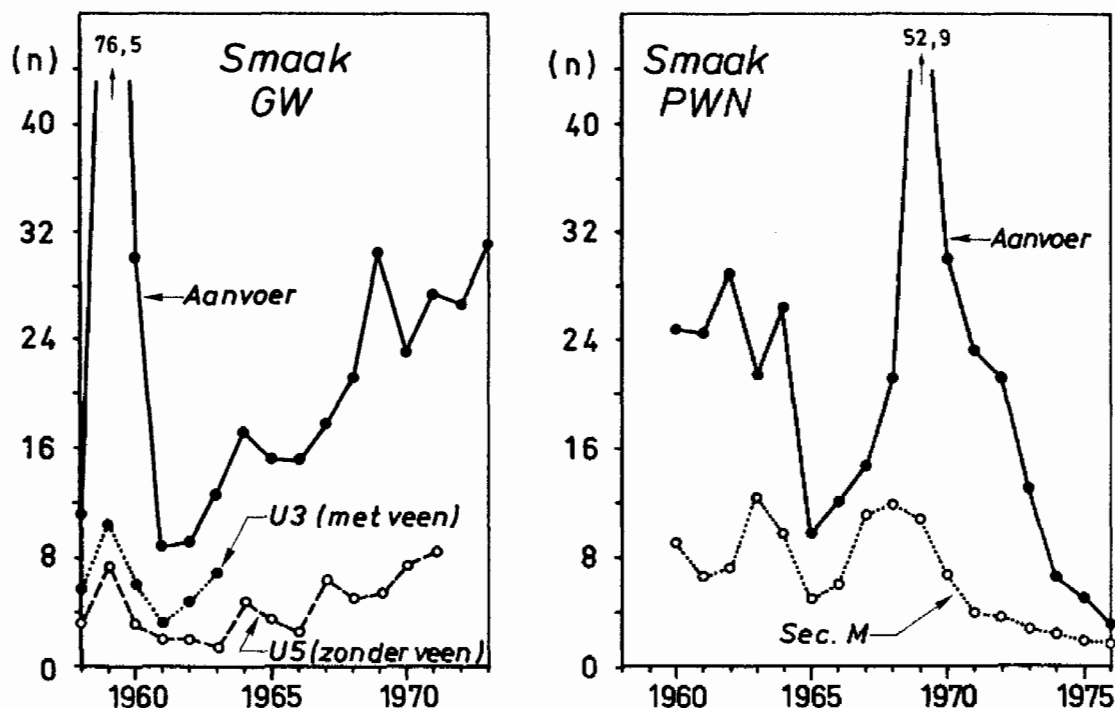


Fig. 10.17 - Gedrag van het  $KMnO_4$ -verbruik en de kleur op subsysteemniveau bij GW en het PWN, vanaf het begin t/m de jaren zeventig. De bijmenging van ondiep duinwater kan gevoeglijk verwaarloosd worden.

Fig. 10.18 - Gedrag van de smaak op subsysteemniveau bij GW en het PWN, vanaf het begin t/m de jaren zeventig. De bijmenging van ondiep (en diep) duinwater kan gevoelig verwaarloosd worden.



De hoge kleur van water uit U3 (zie fig. 10.17) wordt mogelijk veroorzaakt door uitspoeling van organische zuren, waaraan ook veel ijzer complexeerd is (vergelijk fig. 10.17 met fig. 10.20); en (c) de continue verlaging van DOC, kleur,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik en de smaak op systeemniveau bij de DWL vanaf 1955 tot op heden (zie fig. 10.7 en 10.10).

In sterke tegenspraak hiermee zijn echter de gegevens van GW op systeemniveau, t.a.v. DOC (fig. 10.7), de kleur (fig. 10.10 en 10.14) en het  $\text{KMnO}_4$ -verbruik (fig. 10.10 en 10.14). Deze gegevens onderstrepen het belang van de volgende factoren:

- (1) de open terugwinning door GW, leidend tot de nieuwvorming van (opgeloste) organische stof na bodempassage, in de kanalen en Oranjekom (zie verder par. 10.6.6);
- (2) saneringen in het stroomgebied van de Rijn, leidend tot een lager gehalte aan gemakkelijk afbreekbare organische stoffen in de aanvoer, sinds het eind der jaren zestig (zie par. 6.2.3); en
- (3) de verdere voorzuivering, bij GW sinds augustus 1974 (zie tabel 2.1), leidend tot een nog lager gehalte aan gemakkelijk afbreekbare organische stoffen in de aanvoer.

De punten (2) en (3) manifesteren zich duidelijk in een daling van de verhouding  $\text{KMnO}_4$ -verbruik/DOC-gehalte, van de aanvoer. Dankzij een langere tijdreeks en mogelijk consequenter monstervoorbehandeling en analysemethode komt dit het fraaist tot uiting bij de DWL (zie fig. 10.19). De plotselinge, sterke toename van deze verhouding in de afvoer bij GW is vreemd, hoewel in een open terugwinning jaren met extreme algenbloei een dergelijke sprong kunnen veroorzaken.

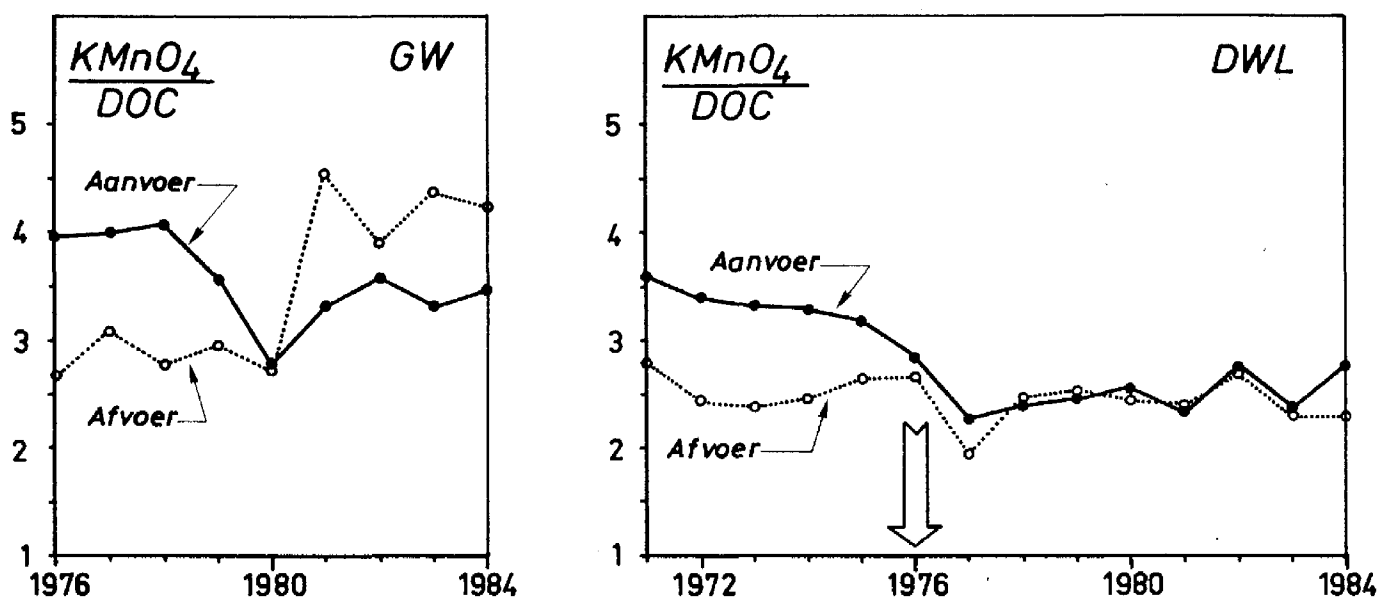


Fig. 10.19 - Verloop van de jaargemiddelde verhouding van het  $\text{KMnO}_4$ -verbruik/DOC-gehalte van de aan- en afvoer van duininfiltratie bij GW (1976 t/m 1984) en de DWL (1971 t/m 1984). Een daling van deze verhouding duidt op een relatieve toename van moeilijk afbreekbare, opgeloste organische stoffen. De pijl markeert de overschakeling op Maaswater met verdere voorzuivering.

### Conclusies

Zonder open terugwinning en zonder al te vergaande voorzuivering, is het duin wellicht blijvend in staat vooral dankzij microbiologische processen organische stoffen te elimineren c.q. mineraliseren. De verdere voorzuivering bij GW en de DWL, gesuperponeerd op de toch al gedaalde hoeveelheid afbreekbare organische stoffen in het rivierwater, heeft geleid tot een daling van het rendement van duininfiltratie. Bij GW is de eliminatie zelfs omgeslagen in een produktie (levering), waarschijnlijk door algenbloei in de kanalen en Oranjekom en/of door afgifte van organische stoffen door geaccumuleerd bodemslib.

### 10.7.7 Uitloging van kalk, Fe-, Mn- en SiO<sub>2</sub> bevattende mineralen

#### Kalk

Wordt een toename van het Ca-gehalte bij duininfiltratie gezien als teken voor het oplossen van kalk, dan ontstaat het volgende beeld:

(a) bij de DWL lost er t/m 1980 netto kalk op, daarna niet meer, zowel op stroomdraadschaal (fig. 9.7) als op systeemniveau (fig. 10.15);

(b) bij GW lost er t/m 1975 netto kalk op, daarna niet meer (op systeemniveau, zie fig. 10.14).

Bij GW en de DWL heeft dit inderdaad tot een merkbare uitloging van kalk geleid, vooral direct onder het bodemslib van de infiltratiemiddelen (zie fig. 9.15 en 9.16). Aan het einde van par. 9.6.6 is het traject van deze uitloging berekend op ca. 1 meter tot onder het bodemslib.

Sinds 1973 is de uitloging van kalk echter sterk vertraagd en bij GW sinds 1976 en bij de DWL sinds 1981 netto geheel gestopt i.v.m. een sterke stijging van de kalkverzadigingsindex van het aangevoerde water (zie fig. 9.30A en 10.9), alsmede i.v.m. een sterke daling van NH<sub>4</sub> en oxydeerbare organische stof. De Ca-toename is sedert de genoemde jaren zelfs omgeslagen in een afname, die bij GW groter is dan bij de DWL. Waarschijnlijk speelt bij GW ontharding in de kanalen en Oranjekom een rol, alsmede de Na-desorptie die tot Ca-adsorptie leidt (zie par. 10.7.8). Zowel bij GW als de DWL wordt de ontharding in infiltratiemiddelen, die in bodemslib reeds tot kalkaccumulatie geleid heeft (zie tabel 9.15), weer grotendeels ongedaan gemaakt bij bodempassage.

#### Fe- en Mn-bevattende mineralen

Een uitloging van de meest voorkomende reactieve ijzerfasen Fe(OH)<sub>3</sub> of FeS.nH<sub>2</sub>O c.q. FeS<sub>2</sub>, waarin of waaraan het grootste deel van Mn zit (par. 5.1.1), kan vooral verwacht worden in anoxisch milieu. De Fe-concentraties in grondwater kunnen dan n.l. wel hoog oplopen, in (sub)oxisch milieu niet (zie fig. 9.1 en 9.12).

Gemakshalve wordt aangenomen, dat alle aangevoerde Fe en Mn vnl. slibgebonden is en derhalve in bodemslib dan wel tijdens diepbedfiltratie uit de waterfase verdwijnt. Ook zonder deze aanname is althans de Fe-afvoer duidelijk (veel) groter dan de Fe-aanvoer,



zodat uitloging van Fe hoe dan ook een feit moet zijn. Dit geldt zowel op systeemniveau bij GW (fig. 10.8 en 10.14) en de DWL (fig. 10.8), als op subsysteemniveau (fig. 10.20). Voor Mn benadert de afvoer die van de aanvoer (zie fig. 10.8, 10.14 en 10.20), zodat de gedane aanname t.a.v. Mn zeer kritisch is.

Geochemisch onderzoek bij GW (zie fig. 9.15 en par. 3.6.2 van KIWA Meded. 81) bracht inderdaad een uitloging van Fe en Mn onder bodemslib in infiltratiegeulen aan het licht. Omdat dit onderzoek plaatsvond in het infiltratiegebied, waarin ook de uitmondingsbakken U3 en U5 liggen en omdat van U3 en U5 zowel de jaarlijkse afvoeren (zie tabel 2.2 van deelrapport 2) als de Fe- en Mn-concentraties in dit water (zie fig. 10.20) bekend zijn, kan voor deze elementen en U-bakken een balans opgesteld worden.

De resultaten zijn vermeld in tabel 10.9. Hieruit volgt, dat de hoeveelheid uitgeloozd Fe en Mn, betrokken op de oorspronkelijk aanwezige Fe- en Mn-voorraad in het anoxische, doorstroomde pakket, niet groot is. Het duurt dan nog ca. 1.300-2.200 resp. 4.700-12.200 jaar eer 50 % van al het Mn resp. Fe is uitgeloozd.

Zou alle uitloging zich echter concentreren op de eerste meter duinzand onder bodemslib in de infiltratiegeulen, dan is daar nu al 7-28 % resp. 40-99 % van het oorspronkelijk aanwezige Fe resp. Mn uitgeloozd. Dit sluit redelijk aan bij de resultaten van het geochemische onderzoek eind 1973: de uitloging van Fe bedraagt ongeveer 30 %, die van Mn ca. 55 % over de eerste 80 cm duinzand.

In tegenstelling tot de uitloging van kalk lijkt, althans t.a.v. GW op systeemniveau, de uitloging van Fe en Mn een tamelijk constant proces (zie fig. 10.14). De gegevens op subsysteemniveau (fig. 10.20) suggereren daarentegen een duidelijk aflopend karakter. Bedacht moet echter worden, dat de dalende tendens van vooral Fe en Mn in U3 en van Mn in U5 gedeeltelijk gecompenseerd wordt door een toename van de waterlevering (zie deelrapport 2). Bij het subsysteem Secundair M bij het PWN speelt mogelijk putverstopping een rol naast een (geringe) uitbreiding van het (sub)oxische systeem ten koste van het anoxische o.a. door uitbreiding in 1972 met een vrijwel veenloos gebied. Veel veen heeft immers een geprononceerde toename van de uitloging van Fe en Mn tot gevolg (vergelijk U3 en U5 in fig. 10.20).

De omvang en snelheid van de gededuceerde en geconstateerde uitloging staat en valt zeker t.a.v. Mn met de aanname, dat aangevoerd

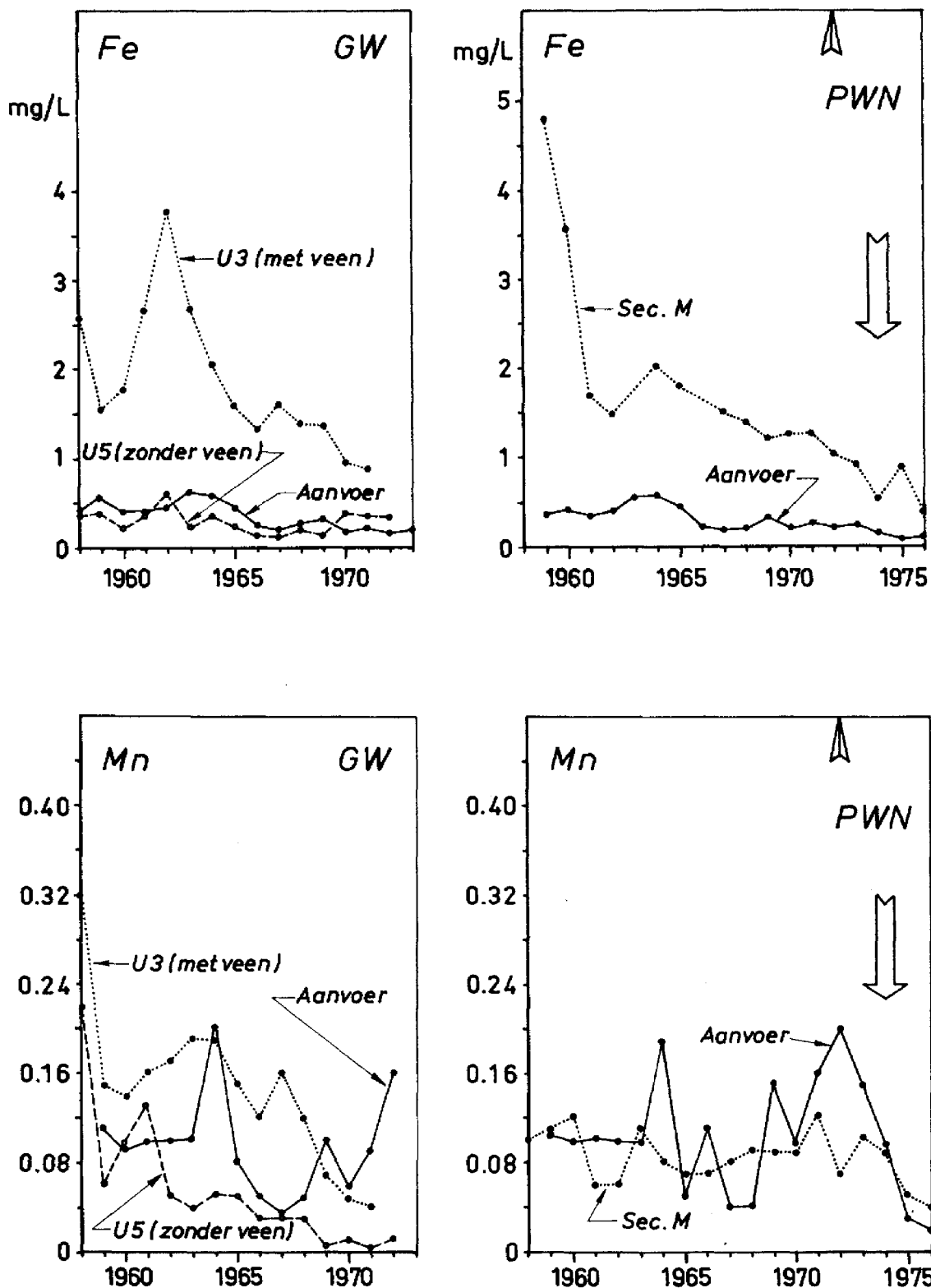


Fig. 10.20 - Gedrag van Fe en Mn op subsystemniveau bij GW en het PWN vanaf het begin t/m de jaren zeventig. De bijmenging van ondiep (en diep) duinwater kan gevoelig verwaarloosd worden

Tabel 10.9 - Berekening van de totaal opgeloste hoeveelheid Fe en Mn in de subsystemen U3 en U5 van GW van 1957 t/m 1973, betrokken op het totale drainagegebied en op een 1 meter dikke laag grond alleen onder de infiltratiegeulen

		U3 (zonder veen)	U5 (zonder veen)
gesommeerde afvoer 1957 t/m 1973	Fe (kg)	$3.77 \cdot 10^4$	$0.51 \cdot 10^4$
	Mn (kg)	$2.75 \cdot 10^3$	$0.62 \cdot 10^3$
oppervlakte totale drainagegebied	(m <sup>2</sup> )	$2.67 \cdot 10^5$	$1.49 \cdot 10^5$
oppervlakte infiltrerende geulen	(m <sup>2</sup> )	$2.67 \cdot 10^4$	$1.49 \cdot 10^4$
dikte anoxische doorstroomde pakket	(m)	16	10
hoeveelheid in totale anoxisch pakket	Fe <sup>a</sup> (kg)	$2.15 \cdot 10^7$	$0.74 \cdot 10^7$
	Mn <sup>b</sup> (kg)	$4.43 \cdot 10^5$	$1.55 \cdot 10^5$
hoeveelheid tot in m onder geulen	Fe <sup>a</sup> (kg)	$1.34 \cdot 10^5$	$0.75 \cdot 10^5$
	Mn <sup>b</sup> (kg)	$2.77 \cdot 10^3$	$1.55 \cdot 10^3$
● percentage opgelost t.o.v. totale drainagegebied 57-73	Fe (%)	0,18	0,07
	Mn (%)	0,62	0,40
● percentage opgelost t.o.v. 1 m dikke laag onder geulen 57-73	Fe (%)	28,1	6,8
	Mn (%)	99,3	40,0

a = concentratie droge grond  $3,1 \text{ kg}^{-1}$ ; poriënvolume 0,4; soortelijk gewicht droge grond  $2,7 \text{ kg L}^{-1}$

b = als a, echter concentratie droge grond  $64 \text{ mg kg}^{-1}$

Fe en Mn worden vastgelegd in bodemslib of in het (sub)oxische pakket door diepbedfiltratie. Nader onderzoek is dus gewenst op dit punt.

#### SiO<sub>2</sub>-bevattende mineralen

Net zoals voor Fe en Mn, kan uitloging van SiO<sub>2</sub>-bevattende mineralen voornamelijk verwacht worden in anoxisch milieu (zie par. 9.6.6). Op stroomdraadschaal blijkt SiO<sub>2</sub> n.l. bij bodempassage in (sub)oxisch milieu eerder af dan toe te nemen (zie tabel 9.2).

Op systeemniveau neemt SiO<sub>2</sub> duidelijk toe bij infiltratie, ook na correctie voor bijmenging: bij de DWL tamelijk continu  $4-5 \text{ mg L}^{-1}$  (zie fig. 10.15) en bij GW ca.  $1-2 \text{ mg L}^{-1}$  met grotere fluctuaties. Diatomeeën in de open terugwinning zijn ongetwijfeld schuldig aan de geringere SiO<sub>2</sub>-toename bij GW en aan de optredende fluctuaties. Opvallend is de bij GW aanvankelijk zeer grote toename van voor

bijmenging gecorrigeerd  $\text{SiO}_2$  en de snelle daling t/m 1962 (fig. 10.14). Mogelijk is hier sprake van desorptie van  $\text{SiO}_2$ , hetgeen ook bij persputexperimenten geconstateerd is (Stuyfzand, 1977).

Over de oorspronkelijke concentraties reactieve  $\text{SiO}_2$ -mineralen (vnl. biogeen  $\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ ) zijn geen gegevens bekend. Dat deze voorraad langzaam slinkt door uitloging, staat echter vast. Geochemisch onderzoek is vereist om vast te stellen hoe groot de voorraad is en of de uitloging zich ergens concentreert.

### Conclusies en consequenties

De uitloging van kalk, Fe-, Mn- en  $\text{SiO}_2$ -bevattende mineralen is een vaststaand feit. De omvang is tot op heden, betrokken op de totale voorraad van deze mineralen, niet erg groot (< 1 %). Voor kalk, Fe- en Mn-mineralen geldt echter, dat de uitloging in de eerste meter duinzand geochemisch al duidelijk zichtbaar is.

Consequenties hiervan kunnen zijn een verminderde retentie/sorptie van organisch stof,  $\text{PO}_4$  en F aan  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  en  $\text{CaCO}_3$  in die eerste meter. Door een verdere voorzuivering met verhoging van de kalkverzadigingsindex van de aanvoer is de uitloging van kalk zeker vertraagd, die van Fe- en Mn-mineralen (nog) nauwelijks. Bodemslibverwijdering zou door een afname van  $\text{CO}_2$ -produktie en een toename van de aerobie zeker leiden tot verminderde uitloging van kalk en Fe- en Mn-mineralen.

#### 10.7.8 Uitwisseling van Na en Mg en K-fixatie

Op systeemniveau zijn er duidelijk aanwijzingen van het optreden van kationuitwisseling en K-sorptie mogelijk K-fixatie. Fig. 10.14 illustreert dit voor GW, fig. 10.15 voor de DWL. Hieruit kan het volgende worden afgeleid:

Natrium: bij GW en de DWL domineert (ad)sorptie van 1957 t/m 1974 resp. van 1955 t/m 1976 en neemt in deze periode qua omvang globaal af. Dit houdt natuurlijk verband met doorslagverschijnselen, vooral in het 1e SDP met zijn hoge kationuitwisselingscapaciteit. Alleen tijdens de jaren 1967-1970 wordt er in onderdelen, waar evenwicht met Lekwater met hoge Cl- en Na-concentraties al is bereikt, gereageerd met desorptie op de tijdens die jaren relatief lage Cl- en Na-gehalten van de aanvoer (zie fig. 10.7). Deze desorptie wint

het bij de DWL wèl en bij GW net niet van de (ad)sorptie op onderdelen, waar nog steeds geen algemeen evenwicht met Lekwater heerst. Sedert 1975 resp. 1977 domineert desorptie bij resp. GW en de DWL. Grote delen van het le SDP verkeren dan blijkbaar in algemeen evenwicht met Lekwater en reageren aldus op de globale daling van het Cl- en Na-gehalte van de aanvoer, bij de DWL i.v.m. overschakeling op Maaswater.

Magnesium: bij GW en vermoedelijk ook de DWL overheerst (ad)sorptie vanaf het begin t/m 1965. Ook dit is het gevolg van doorslagverschijnselen vooral in het le SDP.

Bij de DWL is vanaf 1973 t/m 1982 ook nog sprake van (ad)sorptie, hetgeen zou betekenen dat Mg daar langzamer evenwicht met de aanvoer bereikt dan Na. Dit klopt ook met de verwachtingen, omdat Mg met grotere voorkeur dan Na in het adsorptiecomplex wordt opgenomen. Bij GW is hiervan echter geen sprake: van 1968 t/m 1974 treedt ogenschijnlijk desorptie op en vanaf 1975 heerst er praktisch evenwicht. Hiervoor zijn veel dubieuze verklaringen te geven, die ik u en mijzelf bespaar.

Kalium: bij GW en de DWL wordt K voortdurend ge(ad)sorbeerd c.q. gefixeerd. Bij GW lijkt de omvang de laatste jaren iets af te nemen. Bij de DWL neemt merkwaardig genoeg de omvang van 1962 t/m 1977 globaal sterk toe, waarschijnlijk t.g.v. de talrijke uitbreidingen in die periode (zie fig. 10.15), waaronder tevens een lokale verdieping van de winning in 1967 gerekend moet worden. Sedert 1973 neemt de K-sorptie bij de DWL vrij sterk af, wellicht t.g.v. overschakeling op het K-armere Maaswater.

#### 10.7.9 Gedrag van sulfaat

Het gedrag van  $SO_4$  op systeemniveau, na correctie voor bijmenging en verblijftijdspreiding, kan worden afgeleid uit fig. 10.14 en 10.15, resp. voor GW en de DWL. Tussen beide bestaat een groot verschil.

- Bij de DWL verandert  $SO_4$  nauwelijks, alleen in 1976 lijkt  $SO_4$ -reductie op te treden, terwijl er globaal een uiterst geringe  $SO_4$ -toename zou kunnen zijn tijdens de niet volledige registratieperiode.

- Bij GW overheerst daarentegen een  $\text{SO}_4$ -reductie, vooral vanaf 1957 t/m 1961 en sedert 1967. De  $\text{SO}_4$ -toename van 1962-1966 vertoont een opvallende overlap met uitbreidingen met nieuwe infiltratiegeulen (zie fig. 10.14). Mogelijk zijn bij die werkzaamheden veen en ijzersulfidenhoudend zand op de een of andere wijze geoxideerd.

De steeds groter wordende  $\text{SO}_4$ -reductie sinds 1972 zou verband kunnen houden met het staken van bodemslibverwijdering sinds 1973. Dan is echter de sterke daling van TIC en Ca vreemd, omdat een slibaccumulatie met  $\text{SO}_4$ -reductie juist tot hogere TIC- en Ca-concentraties moet leiden (zie par. 9.6.4 en 9.6.6). Dit gebeurt n.l. in de periode 1957 t/m 1961 wèl. Een mogelijkheid is, dat het bijgemengde ondiepe duinwater een beduidend lager  $\text{SO}_4$ -gehalte heeft dan waarvoor nu gecorrigeerd is. Een daling van de  $\text{SO}_2$ -emissie globaal sinds 1970 zou hiervoor verantwoordelijk kunnen zijn (Stuyfzand, 1984e), maar ook hogere grondwaterstanden leidend tot vernatting (Stuyfzand & Moberts, 1986). Ook  $\text{SO}_4$ -reductie in bodemslib in drainerende en transporterende kanalen en Oranjekom behoort tot de mogelijkheden, omdat vrijkomend  $\text{CO}_2$  dan gestript kan worden c.q. opgeloste kalk weer kan neerslaan. Nader onderzoek naar de recente  $\text{SO}_4$ -tekorten in water uit de Oranjekom is dus vanuit wetenschappelijk oogpunt gewenst.

#### 10.7.10 Continuïteit van afvlakking van kwaliteitsfluctuaties

De afvlakking van kwaliteitsfluctuaties komt volgens par. 4.7 tot stand door verblijftijdspreiding, bijmenging vooral van diep duinwater en andere factoren als sorptie, uitwisseling, afbraak, omzetting etc.. Zonder wijzigingen in het beheer c.q. de situering van het infiltratie- en terugwinsysteem zijn de verblijftijdspreiding en bijmenging natuurlijk constant.

Omdat deze toch de grootste bijdrage leveren aan de afvlakking (zie par. 10.4) is de continuïteit van afvlakking van kwaliteitsfluctuaties bij duininfiltratie in feite gegarandeerd.

Een eventuele uitbreiding van de (sub)oxische zone ten koste van de anoxische zal hieraan weinig veranderen. In principe zou dit een geringe vermindering van de afvlakking van fluctuaties in  $\text{NO}_3$  tot stand brengen (zie par. 9.2.4) en verdere afvlakking van fluctuaties in  $\text{HCO}_3$ ,  $\text{SO}_4$ ,  $\text{H}^+$ , Mg en kleur (zie par. 9.3.4).

Het spreekt verder vanzelf, dat een voorzuivering met meer afvlakking van kwaliteitsfluctuaties (zoals die in de Afgedamde Maas) tot een daling van het aandeel van duininfiltratie in de totaal bereikte afvlakking moet leiden.

In het vorige hoofdstuk zijn de effecten van duininfiltratie op een rij gezet. Hoe groot zijn nu deze effecten, betrokken op de totaal bereikte kwaliteitsverandering, zijnde het verschil tussen het ruwe oppervlaktewater en het hieruit en uit bijgemengd duinwater bereide drinkwater? En wat zijn de effecten van voor- en nazuivering t.o.v. die van duininfiltratie?

Op deze vragen wordt in dit hoofdstuk ingegaan met aandacht alleen voor GW en de DWL, beide in geval van geringe en verdere voorzuivering.

Eerst worden de door GW en de DWL toegepaste voor- en nazuivering nader toegelicht, resp. in par. 11.1 en 11.2. Daarop volgt de vergelijking van de drie zuiveringssystemen (par. 11.3).

### 11.1 Voorzuivering bij GW en DWL

Een overzicht van de door beide bedrijven toegepaste voorzuivering is reeds gegeven in par. 2.2 en tabel 2.1. Een toelichting met illustratie van de effecten van specifieke onderdelen van de voorzuivering vormt het thema van deze paragraaf.

#### Gemeentewaterleidingen

Het door GW aangevoerde WRK-water bestaat uit te Jutphaas (thans Nieuwegein) voorgezuiverd Rijnwater, afkomstig uit het Lekkanaal.

De voorzuivering bestond tot augustus 1974 uit achtereenvolgens een snelfiltratie en transportchloring (ca. 3 mg  $\text{Cl}_2$   $\text{L}^{-1}$ ). Daarna is de voorzuivering uitgebreid tot achtereenvolgens:  $\text{FeCl}_3$ - en NaOH-dosering (resp. 3 en 10-15 mg  $\text{L}^{-1}$ ), flocculatie, sedimentatie, snelfiltratie en transportchloring (sinds 1976 alleen boven 10 °C).

Tabel 11.1 geeft enig inzicht in enkele onderdelen van de uitgebreide voorzuivering. De coagulatie + pH-correctie + sedimentatie leiden duidelijk tot een toename van Cl, Na, pH, Fe en de kalkverzadigingsindex, tot een sterke verlaging van  $\text{PO}_4$ , zwevende stof en troebelingsgraad, alsmede tot een geringe afname van het organische stofgehalte (zie  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, kleur, DOC, UV-extinctie en  $\text{NH}_4$ -Kjeldahl).

De hierop volgende snelfiltratie verlaagt in sterke mate  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PO}_4$ , Fe, Mn,  $\text{NH}_4$ , SI, pH, zwevende stof en troebelingsgraad, verlaagt in



geringe mate het  $O_2$ - en organische stofgehalte en doet het  $NO_3$ -niveau stijgen.

Tijdens het 16-18 uur durende transport van het voorgezuiverde Lekwater naar de verdeelvijver te Leiduin, d.m.v. 2 transportleidingen van resp. 54 en 62 km lengte, verandert het aangevoerde water nog enigszins van samenstelling (zie tabel 11.1). De belangrijkste verandering bestaat uit de afname van  $HCO_3$ ,  $NO_3$ , pH,  $Cl_2$ , Fe,  $HN_4$ -alb.  $KMnO_4$ -verbruik, kleur en smaak. Verwezen zij naar deelrapport 2 en naar De Kater (1984) voor verdere toelichting bij resp. meer gegevens omtrent de kwaliteitsveranderingen tijdens transport.

### De Duinwaterleiding van 's-Gravenhage

Het door de DWL aangevoerde water bestond tot 15-3-1976 uit (weinig) voorgezuiverd Rijnwater uit de Lek bij Bergambacht, vanaf 15-3-1976 t/m eind 1976 uit een mengsel van verder voorgezuiverd Maaswater (hoofdcomponent) en (weinig) voorgezuiverd Rijnwater en vanaf 1977 uit (verder) voorgezuiverd Maaswater uit de Afgedamde Maas (alleen in 1977 nog met 5 % Rijnwater bijgemengd).

De voorzuivering van het Rijnwater geschiedde te Bergambacht en bestond uit achtereenvolgens beluchting (1962-1976), bezinking, snelfiltratie en bij temperaturen hoger dan  $8^\circ C$  een transportchlooring van 3 mg/l (tot 1976; daarna 1.5 mg/l).

De voorzuivering van Maaswater geschiedt eerst in de Afgedamde Maas te Wijk en Aalburg: zij bestaat uit een  $FeSO_4$ -dosering en een beluchting. Een 1-2 maanden durende reistijd in de Afgedamde Maas gaat gepaard met een zelfreiniging en vooral tijdens het winterhalfjaar bijmenging van uitgeslagen polderwater. Na een transportchlooring te Brakel volgt te Bergambacht tenslotte een bezinking, snelfiltratie en bij temperaturen boven  $8^\circ C$  een transportchlooring, die van jaar tot jaar is teruggebracht van 1,5 tot 0,3 mg  $L^{-1}$  in 1983.

Uit tabel 11.1 volgt, dat de optredende processen in de Afgedamde Maas zich vooral manifesteren in een substantiële toename van EGV, Cl,  $HCO_3$ , TIC, SI, pH, Ca, Na, Mg, DOC, UV-extinctie en Mn, alsmede in een beduidende afname van  $NO_3$ ,  $NO_2$ ,  $NH_4$ ,  $\Sigma N$ ,  $PO_4$ , Fe,  $SiO_2$ , kleur, zwevende stof en mogelijk de temperatuur. De hieropvolgende bezinking, snelfiltratie, eventueel transportchlooring en het trans-

		WRK, 1981-1983			DWL, 1979-1983			Aanvoer GW, 1969-1973		Aanvoer GW, 1975-1977	
		Lek- kanaal	na coag. + pH-corr. + bezink.	na snelfilt.	Maas Heusden	Pst. Brakel <sup>1</sup>	Aan-voer <sup>2</sup>	Jutphaas	Leiduin	Jutphaas	Leiduin
EGV	α	747	-	770	506	562	572	898	907 ε	915	967 ε
Cl <sup>-</sup>	*	139	144	145	53,6	58,2	61,4	187	185	184	187
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	160	164	159	161	192	190	154	148	163	158
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	*	64,3	-	67,0	56,6	62,8	59,3	-	91ε	81,1	82,1 ε
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	16,3	16,3	18,3	15,2	13,3	14,8	21,6	19,3	22,3	20,3
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	*	0,29	0,29	0,02	0,35	0,23	0,04	0,15	0,04ε	<0,05	0,07ε
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	*	0,92	0,20	0,11	0,98	0,13	0,14	-	0,55ε	0,11	0,08ε
F <sup>-</sup>	*	0,2	-	0,2	0,41	0,36	0,37	-	0,33	0,28	-
pH		7,76	8,12	7,79	7,72	8,00	7,69	7,18	7,17	7,64	7,41
Na <sup>+</sup>	*	81,3	-	85,3	33,4	34,8	35,4	-	101 ε	107	108 ε
K <sup>+</sup>	*	5,97	-	5,77	5,14	4,9	4,8	-	7,8 ε	7,2	7,4 ε
Ca <sup>++</sup>	*	75,3	-	75,0	64,6	75,8	76,3	-	87,6 ε	83	83,5 ε
Mg <sup>++</sup>	*	11,3	-	11,3	7,4	9,0	8,9	-	11,4 ε	12,5	11,8 ε
Fe	*	0,84	1,03	0,04	0,82	0,24	0,07	0,31	0,23	0,08	0,06
Mn	*	0,11	0,08	0,003	0,12	0,17	0,04	-	0,15	0,03	0,02
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	0,55	0,58	0,05	0,82	0,31	0,07	1,06	1,07	<0,1	0,04
SiO <sub>2</sub>	*	5,3	-	4,6	7,3	4,9	5,0	-	6,5 ε	4,6	4,7 ε
PO <sub>4</sub> -tot.	*	1,31	0,41	0,15	1,37	0,26	0,20	-	-	0,27	0,23
NH <sub>4</sub> -alb	*	-	-	-	-	-	-	0,33	0,23	0,33	0,06
Kjd-NH <sub>4</sub>	*	1,48	1,32	0,53	1,64	1,41	0,69	-	-	-	-
KMnO <sub>4</sub> -verb.	*	13,7	12,0	9,7	13,9	13,9	12,8	25,4	20,1	16,0	12,5
Kleur	β	13,0	10,3	7,7	16,2	14,6	12,2	25,6	22,3	11,7	8,7
Smaak	(n)	-	-	-	8,3	7,2	4,6	-	27,6	36	8,5
DOC	*	3,7	3,4	2,8	5,1	5,6	5,1	-	6,1	-	4,8
UV-Ext.	γ	7,7	6,7	5,7	10,0	10,7	9,8	-	-	-	-
Temp.	°C	12,6	12,6	12,6	12,3	10,9	11,4	12,0	-	12,1	-
O <sub>2</sub>	*	8,8	8,8	6,2	9,6	9,9	7,9	1,6	2,0	3,7	3,8
% O <sub>2</sub>		82	82	58	89	89	72	15	18	34	35
TIC	**	2,73	2,72	2,70	2,76	3,21	3,27	2,94	2,83	2,82	2,84
Si		0,16	0,52	0,18	0,07	0,45	0,15	-0,40	-0,42	0,06	-0,18
ΣN	**	0,30	0,30	0,30	0,30	0,24	0,24	0,41	0,37	0,36	0,33
Zwev. stof	*	25,5	7,7	0,40	27,2	5,9	0,74	-	5,6	-	-
Troeb.	δ	32,0	6,7	0,36	-	4,5	-	-	3,3	0,59	0,37
Cl <sub>2</sub>	*	-	-	-	-	-	-	2,38π	0,72π	1,49	-

\* = mg L<sup>-1</sup>; \*\* = mmol L<sup>-1</sup>; α = μS cm<sup>-1</sup>; β = mg Pt L<sup>-1</sup>; γ = E m<sup>-1</sup>; δ = FTU; ε = PWN-aanvoer Castricum; π = 1963-1968; <sup>1</sup> = na verblijf in Afgedamde Maas en na bezinking, snelfiltratie, eventuele transportchloring en transport tot Scheveningen Pompstation

Tabel 11.1 - Overzicht van de kwaliteit van oppervlaktewater in de waterloop en na diverse stadia van voorzuivering door GW en de DWL. De kwaliteit van de aanvoer van GW is vermeld vóór intrede in de transportleiding (Jutphaas) en bij uit-trede in de verdeelvijver (Leiduin).

port leiden tot een verdere afname van de kleur, zwevende stof,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NH}_4$  en Fe, een sterke afname van  $\text{NH}_4$ -Kjeldahl, de smaak en Mn, een geringe afname van  $\text{PO}_4$ -totaal,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, DOC, UV-extinctie en  $\text{O}_2$ , alsmede tot een toename van  $\text{NO}_3$ .

## 11.2 Nazuivering bij GW en de DWL

Voor beide bedrijven is reeds een overzicht van de toegepaste nazuivering op het pompstation in de duinen gegeven in par. 2.4 en tabel 2.3. Dit wordt in het navolgende beknopt toegelicht.

### Gemeentewaterleidingen

De nazuivering bestaat uit achtereenvolgens een NaOH-dosering ter correctie van de pH tot 8.1 (sinds 18 juni 1974), aeratie, actieve kooldosering van ca.  $4 \text{ mg L}^{-1}$  (sinds juni 1958), snelfiltratie ( $3\text{--}5 \text{ m h}^{-1}$ ), langzame zandfiltratie ( $20\text{--}40 \text{ cm h}^{-1}$ ) en een chloring (ca.  $0,8 \text{ mg L}^{-1}$ ; gestopt in 1984). Van april 1972 tot 20 februari 1974 werd fluoride gedoseerd tot  $1,1 \text{ mg L}^{-1}$ .

### Duinwaterleiding van 's-Gravenhage

De nazuivering bestaat hier uit achtereenvolgens een poederkooldosering (de eerste jaren  $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ , geleidelijk verhoogd tot  $8 \text{ mg L}^{-1}$ ), bezinking in de open verzamelkom, neerwaartse dubbellaagse snelfiltratie, beluchting, langzame zandfiltratie en, indien de biologische kwaliteit dit na voorgaande stappen nog noodzakelijk maakt, een veiligheidschloring met behulp van chloorbleekloog.

## 11.3 Vergelijking

### 11.3.1 Presentatie

Ten einde de effecten van duininfiltratie met die van voor- en nazuivering te vergelijken, zijn de tabellen 11.2 t/m 11.5 vervaardigd. De tabellen 11.2 en 11.3 geven een overzicht van de gemiddelde samenstelling van het water eerst in de oorspronkelijke waterloop, dan na voorzuivering, na duininfiltratie en na de nazuivering, resp. m.b.t. GW en de DWL. Deze overzichten betreffen zowel een periode met relatief geringe voorzuivering (1969 t/m 1973) als met verdere voorzuivering (1979 t/m 1983). Zij bevatten verder,

voor beide perioden, de resultaten van berekening van het relatieve aandeel van de in-serie-geschakelde voorzuivering, duininfiltratie en nazuivering in de totaal bereikte kwaliteitsverandering. De wijze van berekening is als voetnoot opgenomen in tabel 11.2.

De tabellen 11.4 en 11.5 geven ongeveer eenzelfde overzicht, echter t.a.v. de standaardafwijkingen behorende bij de gemiddelden in resp. tabel 11.2 en 11.3. Deze tabellen geven dus inzicht in de demping van seizoenfluctuaties. Alleen voor de periode van verdere voorzuivering is gemakshalve gekozen voor 1975 t.a.v. GW en voor 1978 t.a.v. de DWL. Het onbewerkte deel van de inhoud van de tabellen 11.2 t/m 11.5 is gevisualiseerd d.m.v. staafjesdiagrammen in resp. fig. 11.1 t/m 11.4.

### 11.3.2 Voorzuivering

- Voorzuivering levert bij GW en de DWL, zowel ten tijde van mindere als verdere voorzuivering, het grootste aandeel in de totaal bereikte afname van  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NH}_4$ -Kjeldahl,  $\text{NH}_4$ -albuminoïd (niet zeker), Fe, zwevende stof en troebelingsgraad, alsmede in de totaal bereikte afvlakking van fluctuaties in Fe, zwevende stof, troebelingsgraad en mogelijk de smaak.
- Verdere voorzuivering leidt bij beide i.h.a. tot een verhoging van dit aandeel. Tevens wordt dan het grootste aandeel van deze stap in de totaal bereikte afname van  $\text{PO}_4$ -ortho,  $\text{PO}_4$ -totaal, Mn, kleur en mogelijk smaak bereikt, alsmede in de afvlakking van fluctuaties in  $\text{PO}_4$ -ortho, kleur en  $\text{NH}_4$ -Kjeldahl.
- Uniek voor GW, zowel bij geringe als verdere voorzuivering, is het grootste aandeel van de voorzuivering in de totaal bereikte afname van het  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, DOC en waarschijnlijk UV-extinctie. Dit relatief grote aandeel wordt wellicht in de hand gewerkt door de toename van organische stof in de open terugwinning.
- Uniek voor de DWL, alleen bij verdere voorzuivering, is het grootste aandeel van de voorzuivering in de totaal bereikte toename van EGV,  $\text{HCO}_3$ , TIC, Ca,  $\text{SO}_4$ , K en Mg, alsmede in de totaal bereikte afvlakking van fluctuaties in EGV, Cl,  $\text{SO}_4$ , F, Na en K. Dit komt op rekening van het lange verblijf in de Afgedamde Maas met bijmenging van uitgeslagen polderwater, alsmede op rekening van de grote gelijkens van Maas- en duinwater (zodat bijmenging in het duin weinig effect sorteert).

		1969 - 1973				1979 - 1983				%V		%D		%N	
		Lek-	Aanvoer	Afvoer	Drink-	Lek-	Aanvoer	Afvoer	Drink-	1969-	1979-	1969-	1979-	1969-	1979-
		kanaal			water	kanaal			water	1973	1983	1973	1983	1973	1983
EGV	$\alpha$	898	907	814	824	778	804	761	765	-12	-200	126	331	-14	-31
Cl <sup>-</sup>	*	186	185	148	149	146	152	136	134	3	-50	100	133	-3	17
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	167	148	203	200	161	162	181	186	-58	4	167	76	-9	20
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	*	91	91	72,7	73,7	66,8	67	66,8	66,6	0	-100	106	100	-6	100
NO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	*	14,2	19,3	4,5	5,2	17,4	19,2	4,9	5,4	-57	-15	164	119	-8	-4
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	0,34	0,04	0,05	<0,01	0,37	0,05	0,11	0,01	<91	89	-3	-17	>12	28
PO <sub>2</sub> <sup>----</sup>	*	0,66	0,55	0,11	0,09	0,91	0,12	0,10	0,08	19	95	77	2	4	2
F <sup>-4</sup>	*	0,33	-	0,17	0,18	0,2	0,2	0,2	0,22	0?	h	107?	h	-7	h
pH		7,49	7,17	7,85	7,64	7,74	7,82	7,98	8,00	-373 <sup>f</sup>	37 <sup>f</sup>	566 <sup>f</sup>	57 <sup>f</sup>	93 <sup>f</sup>	6 <sup>f</sup>
Na <sup>+</sup>	*	101	101	77,6	78,4	85,0	90,2	77,2	78,0	0	-74	104	186	-4	-11
K <sup>+</sup>	*	7,8	7,8	5,7	5,8	6,3	6,2	5,2	5,18	0	9	105	89	-5	2
Ca <sup>++</sup>	*	85,4	87,6	94,2	94,0	77,8	77,4	81,2	82,2	26	-9	77	86	-2	23
Mg <sup>++</sup>	*	11,5	11,4	11,3	10,8	11,5	11,5	9,9	9,8	14	0	14	94	71	6
Fe	*	1,75	0,23	0,74	0,01	0,75	0,04	0,36	0,02	87	97	-29	-44	42	47
Mn	*	0,20	0,15	0,08	<0,01	0,11	0,01	0,08	0,02	<26	111	37	-78	>37	67
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	2,64	1,07	0,25	<0,01	0,68	0,06	0,09	<0,05	<60	<98	31	-5	>9	>6
SiO <sub>2</sub>	*	6,0	6,5	11,6	11,5	5,7	5,0	7,0	7,0	9	-54	93	154	-2	0
PO <sub>4</sub> -tot.	*	1,5 <sup>e</sup>	0,88 <sup>e</sup>	0,44 <sup>e</sup>	0,17 <sup>e</sup>	1,38	0,18	0,19	0,09	47	93	33	-1	20	8
NH <sub>4</sub> -alb	*	0,45	0,23	0,19	0,02	-	0,40	0,07	-	51	-	9	-	40	-
Kjd-NH <sub>4</sub>	*	-	-	-	-	1,77	0,60	0,46	0,21	-	75	-	9	-	16
KMnO <sub>4</sub> -verb.	*	28,8	20,1	14,8	8,1	14,0	9,8	10,2	7,4	42	64	26	-6	32	42
Kleur	$\beta$	32,2	22,3	19,2	6,3	16,4	7,6	13,4	2,6	38	64	12	-42	50	78
Smaak	(n)	31,8	27,6	5	1	-	8	-	-	14	-	73	-	13	-
DOC	*	8,0 <sup>f</sup>	6,1 <sup>f</sup>	5,0 <sup>f</sup>	3,9 <sup>f</sup>	3,8	3,0	2,9	2,5	46	62	27	8	27	31
UV-Ext.	$\gamma$	-	26,8 <sup>e</sup>	-	-	9,8	5,6	8,7	5,7	-	102	-	-76	-	73
Temp.	$^{\circ}$ C	12,0	12,0	11,1	11,5	12,7	12,6	10,7	11,3	0	7	180	136	-80	-43
O <sub>2</sub>	*	7,1	2,0	9,1	7,7	8,7	6,0	10,1	8,7	-850	+	1183	-	-233	+
% O <sub>2</sub>		66	18	87	72	82	56	91	79	-800	867	1150	-1167	-250	400
TIC <sup>2</sup>	**	2,95	2,83	3,44	3,46	2,75	2,75	3,03	3,11	-24	0	120	78	4	22
SI		-0,07	-0,42	0,41	0,20	0,15	0,23	0,43	0,47	-64 <sup>g</sup>	19 <sup>g</sup>	298 <sup>g</sup>	65 <sup>g</sup>	-134 <sup>g</sup>	17 <sup>g</sup>
EN	**	0,38	0,37	0,09	0,08	0,33	0,31	0,09	0,09	3	8	93	92	3	0
Zweev. stof	*	33,0	5,6	-	-	28,6	0,36	-	-	-	-	-	-	-	-
Troeb.	$\delta$	ca.50	3,5	5,1	0,32	42,9	0,74	2,3	0,17	94	99	-3	-4	10	5

\* = mg L<sup>-1</sup>; \*\* = mmol L<sup>-1</sup>;  $\alpha$  =  $\mu$ S cm<sup>-1</sup> bij 20  $^{\circ}$ C;  $\beta$  = mg Pt L<sup>-1</sup>;  $\gamma$  = E m<sup>-1</sup>;  $\delta$  = FTU; <sup>e</sup> = 1973; <sup>f</sup> = betrokken op 10<sup>-pH</sup>; <sup>g</sup> = betrokken op 10<sup>SI</sup>; h = door afronding op 0,2 in jaarverslagen geen uitspraak mogelijk.

%V =  $\frac{(x)bron - (x)aanvoer}{\Delta T}$  = procentueel aandeel voorzuivering

%D =  $\frac{(x)aanvoer - (x)afvoer}{\Delta T}$  = procentueel aandeel duininfiltratie

%N =  $\frac{(x)afvoer - (x)drinkwater}{\Delta T}$  = procentueel aandeel nazuivering

$\Delta T$  = (x)bron - (x)drinkwater = totaal bereikte kwaliteitsverandering

Tabel 11.2 - Vergelijking van de gemiddelde kwaliteitsveranderingen bij de in-serie-gescha- kelde voorzuivering, duininfiltratie en nazuivering, voor GW tijdens een periode met relatief geringe (1969 t/m 1973) en verdere voorzuivering (1979 t/m 1983). Het procentuele aandeel in de totaal bereikte kwaliteitsverandering is voor elk der zuiveringssystemen (resp. %V, %D en %N) tevens aangegeven.

		1969 - 1973				1979 - 1983				%V		%D		%N	
		Lek-	Aanvoer	Afvoer	Drink-	Maas	Aanvoer	Afvoer	Drink-	1969-	1979-	1969-	1979-	1969-	1979-
		Bergamb.			water	Heusden			water	1973	1983	1973	1983	1973	1983
EGV	$\alpha$	934	916	839	841	506	572	607	610	19	63	83	34	-2	3
Cl <sup>-</sup>	*	187	189	154	155	53,6	61,4	74,3	74,6	-6	37	109	61	-3	1
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	•	158	147	202	198	161	190	203	203	-28	69	138	31	-10	0
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	*	90,3	92,6	77,1	78,4	56,6	59,3	61,6	61,8	-19	52	130	44	-11	4
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	11,0	17,0	5,9	8,2	15,2	14,8	5,4	6,3	-214	4	396	106	-82	-10
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	*	0,33	0,07	0,08	<0,03	0,35	0,04	0,06	0,02	<87	94	-3	-6	>17	12
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	*	0,47	0,47	0,13	0,14	0,98	0,14	0,19	0,17	0	104	103	-6	-3	2
F <sup>-</sup>	*	0,37	0,37	0,24	0,24	0,41	0,37	0,27	0,26	0	27	100	67	0	7
pH		7,51	7,13	7,53	7,66	7,72	7,69	7,59	7,74	-479	-159	494	-616	85	875
Na <sup>+</sup>	*	99,7	99,5	79,8	80,6	33,4	35,4	43,0	42,8	1	21	103	81	-4	-2
K <sup>+</sup>	*	7,60	7,4	5,2	5,2	5,14	4,8	4,5	4,4	8	46	92	41	0	14
Ca <sup>++</sup>	*	86,7	85,7	98,0	98,1	64,6	76,3	77,8	79,2	-9	80	108	10	1	10
Mg <sup>++</sup>	*	11,8	11,7	10,1	10,1	7,4	8,9	8,2	8,2	6	188	94	-88	0	0
Fe	*	1,27	0,40	0,71	0,03	0,82	0,07	0,41	0,01	70	93	-25	-42	55	49
Mn	*	0,21 <sup>f</sup>	0,16 <sup>f</sup>	0,13 <sup>f</sup>	0,01 <sup>f</sup>	0,12	0,04	0,11	<0,005	25	<70	15	-61	60	>91
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	2,50	1,20	0,75	0,08	0,82	0,07	0,35	0,02	54	94	19	-35	28	41
SiO <sub>2</sub>	*	5,4	5,5	12,4	12,4	7,3	5,0	10,3	10,7	1	-68	99	156	0	12
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> -tot.	*	0,79 <sup>e</sup>	0,73 <sup>e</sup>	ca.0,22	0,15 <sup>e</sup>	1,37	0,20	0,37	0,18	9	98	80	-14	11	16
NH <sub>4</sub> <sup>-</sup> -alb	•	0,19 <sup>?</sup>	0,28	0,18	0,10	-	-	-	-	?	-	?	-	?	-
Kjd-NH <sub>4</sub>	•	ca.4,8	1,56 <sup>e</sup>	0,68 <sup>e</sup>	0,20 <sup>e</sup>	1,64	0,69	0,67	0,32	70	72	19	2	10	27
KMnO <sub>4</sub> -verb.	*	23,0	19,9	9,3	7,4	13,9	12,8	8,8	7,3	20	17	68	61	12	23
Kleur	$\beta$	43,6	34,1	19,4	11,6	16,2	12,2	10,2	7,0	30	43	46	22	24	35
Smaak	(n)	35,6	25	5,1	1,1	8,3	4,6	3,1	1,0	31	51	58	21	12	29
DOC	*	6,1	5,7	3,6	2,8	5,1	5,1	3,5	3,2	12	0	64	84	24	16
UV-Ext.	$\gamma$	-	-	-	-	10,0	9,8	7,6	5,9	-	5	-	54	-	41
Temp.	°C	12,1 <sup>?</sup>	12,1	11,4	11,6	12,3	11,4	11,3	11,2	0	82	140	9	-40	9
O <sub>2</sub>	*	7,3	1,8	2,2	7,7	9,6	7,9	2,5	9,6	-1375	+∞	100	+∞	1375	-∞
%O <sub>2</sub>	**	67	17	20	70	89	72	23	87	-1667	850	100	2450	1667	-3200
TIC	**	2,79	2,85	3,55	3,42	2,76	3,27	3,54	3,47	10	72	111	38	-21	-10
SI	**	-0,08	-0,48	0,11	0,24	0,07	0,15	0,09	0,24	-55	47	106	-35	50	88
$\Sigma$ N	**	0,32	0,34	0,14	0,14	0,30	0,24	0,11	0,10	-11	30	111	65	0	5
Zwev. stof	*	34,9	3,3 <sup>e</sup>	ca.2	ca.1	27,2	0,74	1,6	ca.1	93	101	4	-3	3	2
Troeb.	$\delta$	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

\* = mg L<sup>-1</sup>; \*\* = mmol L<sup>-1</sup>;  $\alpha$  =  $\mu$ S cm<sup>-1</sup> bij 20 °C;  $\beta$  = mg Pt L<sup>-1</sup>;  $\gamma$  = E m<sup>-1</sup>;  $\delta$  = FTU; <sup>e</sup> = 1973; <sup>f</sup> = 1969-1971

Tabel 11.3 - Vergelijking van de gemiddelde kwaliteitsveranderingen bij de in-serie-geschaalde voorzuivering, duininfiltratie en nazuivering voor de DWL, tijdens een periode met relatief geringe (1969 t/m 1973) en verdere voorzuivering (1979 t/m 1983). Het procentuele aandeel in de totaal bereikte kwaliteitsverandering is voor elk der zuiveringssystemen (resp. %V, %D en %N) tevens aangegeven.

		1969 - 1973				1975				%V		%D		%N	
		Lek Vreesw.	Aanvoer	Afvoer	Drink- water	Lek Vreesw.	Aanvoer	Afvoer	Drink- water	1969- 1973	1975	1969- 1973	1975	1969- 1973	1975
EGV	$\alpha$	165	153	57	53	163	115	40	42	11	40	86	62	4	-2
Cl <sup>-</sup>	*	447	42,7	11,6	11,3	43,5	38,9	9,3	8,9	4	13	95	86	4	-2
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	12,8	13,9	5,8	5,5	11,4	11,9	5,1	6,6	-15	-10	111	142	4	-31
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	*	16,1	15,9	6,6	5,5	14,1	11,4	5,2	4,7	2	29	88	66	10	5
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	•	1,89	3,68	1,75	1,49	3,6	4,37	1,49	1,37	-448	-35	483	129	65	5
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	*	0,22	0,11	0,05	<0,01	0,16	0,01	0,05	<0,01	<52	100	29	-27	>19	27
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	*	0,15	0,26	0,06	0,04	0,19	0,07	0,03	0,03	-100	75	182	25	18	0
F <sup>-</sup>	•	0,09	0,09	0,03?	0,03	0,05	-	-	0,06	0	-	100?	-	0?	-
pH	$\epsilon$	0,89	1,64	0,56	0,67	1,00	1,29	0,59	0,18	-341	-35	491	85	-50	50
Na <sup>+</sup>	*	24,4	23,9	-	6,2	21,0	20,0	7	6,9	3	7	97?	92	0?	1
K <sup>+</sup>	*	1,43	1,4	-	0,71	1,3	1,1	-	0,37	4	22	96?	0	0?	78
Ca <sup>++</sup>	*	11,8	9,7	5,1	4,1	11,5	8,0	4,5	3,2	27	42	60	42	13	16
Mg <sup>++</sup>	*	1,57	1,40	1,04	0,76	1,6	1,3	0,97	0,9	21	43	44	47	35	10
Fe	*	0,71	0,17	0,30	0,02	0,11	0,03	0,21	0,02	78	89	-19	-200	41	211
Mn	*	0,11	0,10	0,07	<0,01	-	0,07	0,08	<0,01	<10	-	30	-	>60	-
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	1,42	1,22	0,13	0,01	0,8	0,15	0,06	<0,01	14	<82	77	11	9	>6
SiO <sub>2</sub>	*	2,2	2,6	-	1,85	2,3	2,3	-	2,2	-114	0	114?	100?	0?	0?
PO <sub>4</sub> -tot.	*	-	-	-	-	0,26	0,23	0,05	0,02	-	13	-	75	-	13
NH <sub>4</sub> -alb	*	0,09	0,19	0,09	0,03	-	0,05	0,04	0,03	-167	-	167	-	100	-
Kjd-NH <sub>4</sub>	*	-	-	-	-	0,60	-	-	-	-	-	-	-	-	-
KMnO <sub>4</sub> -verb.	*	4,1	4,9	2,6	0,9	2,9	2,8	1,9	1,2	-25	6	72	53	53	41
Kleur	$\beta$	6,0	7,5	4,4	2,4	8,3	4,7	3,8	2,4	-42	61	86	15	56	24
Smaak	(n)	28,1	13,8	-	ca.0,1	7,4	4,4	-	ca.0,1	51	41	<49	<59	<49	<59
DOC	*	1,0	1,0	ca.1	ca.0,6	1,6	-	-	-	0	-	0	-	100	-
UV-Ext.	$\gamma$	-	-	-	-	-	1,7	-	-	-	-	-	-	-	-
Temp.	°C	6,54	6,0	4,15	4,17	5,9	ca.5,9	4,0	4,3	23	0	78	119	-1	-19
O <sub>2</sub>	•	2,0	1,0	1,2	1,4	1,3	1,4	1,7	1,5	167	50	-33	150	-33	-100
Zwev. stof	*	15,7	ca.1,5	-	ca.1	9,7	-	-	-	97	-	?	-	?	-
Troeb.	$\delta$	>10	2,26	1,20	0,12	-	0,24	0,96	0,10	>78	-	11	-	11	-

\* = mg L<sup>-1</sup>;  $\alpha$  =  $\mu$ S cm<sup>-1</sup> bij 20 °C;  $\beta$  = mg Pt L<sup>-1</sup>;  $\gamma$  = E m<sup>-1</sup>;  $\delta$  = FTU;  $\epsilon$  = 10<sup>-3</sup> mmol L<sup>-1</sup>

Tabel 11.4 - Vergelijking van de (gemiddelde) afvlakking van kwaliteitsfluctuaties bij de in serie geschakelde voorzuivering, duininfiltratie en nazuivering, voor GW tijdens een periode met relatief geringe (1969 t/m 1973) en verdere voorzuivering (1975). Voor de periode 1969-1973 is de kwadratisch gemiddelde standaardafwijking bij het gemiddelde genomen. Het procentuele aandeel in de totaal bereikte afvlakking c.q. accentuatie van fluctuaties is voor elk der zuiveringssystemen (resp. %V, %D en %N) tevens aangegeven.

		1969 - 1973				1978				%V		%D		%N	
		Lek	Aanvoer	Afvoer	Drink-	Maas	Aanvoer	Afvoer	Drink-	1969-	1978	1969-	1978	1969-	1978
		Bergam.			water	Heusden			water	1973		1973		1973	
EGV	$\alpha$	165	141	68	51	103	48	30	32	21	77	64	25	15	-3
Cl <sup>-</sup>	*	44?	44,1	20,4	15,8	17,2	6,1	8,7	6,0	0	99	84	-23	16	24
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	12,8	15,4	9,4	9,8	15,4	17,1	9,1	7,6	-87	-22	200	103	-13	19
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	*	16,1	16,4	8,1	7,0	12,9	9,1	6,7	5,0	-3	48	91	30	12	22
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	*	1,89	3,6	2,1	2,2	4,0	5,5	2,1	3,4	552	-250	-484	567	32	-217
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	*	0,22	0,09	0,05	<0,01	0,19	0,19	0,01	<0,01	62	0	19	<100	19	>0
PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	*	0,15	0,21	0,11	0,08	0,52	0,05	0,04	0,03	-86	96	143	2	43	2
F <sup>-</sup>	*	0,09	0,09	-	0,06	0,15	0,08	0,03	0,03	0	58	100?	42	0?	0
pH	$\epsilon$	0,89	9,48	0,75	0,38	0,49	0,49	0,28	0,27	-1684	9	1712	86	73	5
Na <sup>+</sup>	*	24,4	23,1	8,2	8,2	13,6	5,9	5,0	3,5	8	76	<92	9	>0	15
K <sup>+</sup>	*	1,43	1,4	0,53	0,53	1,3	0,5	0,4	0,3	3	80	<97	10	>0	10
Ca <sup>++</sup>	*	11,8	10,9	5,2	5,2	8,8	9,5	8,3	4,3	14	-16	<86	27	>0	89
Mg <sup>++</sup>	*	1,57	1,5	0,86	0,86	1,3	1,1	1,0	0,6	10	29	<90	14	>0	57
Fe	*	0,71	0,28	0,52	0,03	0,46	0,10	0,32	0,02	63	82	-35	-50	72	68
Mn	*	0,11	0,13	0,07	0,02	0,05	0,04	0,05	<0,01	-22	25	67	-25	56	100
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	*	1,42	1,15	0,23	0,08	0,72	0,11	0,11	0,04	20	90	69	0	11	10
SiO <sub>2</sub>	*	2,2	2,5	2,1	2,4	2,7	3,3	1,3	1,4	150	-46	-200	154	150	-8
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> -tot.	*	0,28	-	-	0,06	0,55	0,19	0,17	0,06	-	73	-	4	-	22
NH <sub>4</sub> <sup>-</sup> -alb	*	0,09	0,16	0,16	0,07	-	-	-	-	-350	-	0	-	450	-
Kjd-NH <sub>4</sub>	*	-	0,79 <sup>f</sup>	0,18 <sup>f</sup>	0,11 <sup>f</sup>	0,68	0,36	0,71	0,22	-	70	-	-76	-	107
KMnO <sub>4</sub> -verb.	*	4,1	3,9	2,1	1,3	2,1	1,9	1,2	1,1	7	20	64	70	29	10
Kleur	$\beta$	6,0	9,7	5,3	2,6	6,1	3,6	3,3	2,2	-109	64	129	8	79	28
Smaak	(n)	28,1	11,8	1,3	0,1	4,0	2,8	1,7	0,1	58	31	38	28	4	41
DOC	*	1,0	0,9	1,1	0,76	1,2	1,4	0,7	0,8	42	-50	-83	175	142	-25
UV-Ext.	$\gamma$	-	-	-	-	1,7	1,5	0,5	0,6	-	18	-	91	-	-9
Temp.	$^{\circ}$ C	6,54	5,6	1,4	1,7	5,5	5,8	1,4	1,4	19	-7	87	107	-6	0
O <sub>2</sub>	*	2,0	1,9	0,7	0,7	2,1	1,8	0,8	0,6	8	20	92	67	0	13
Zweev. stof	*	15,7	1,6	ca.2	ca.1	18,4	1,0	0,7	ca.1	96	100	-3	2	7	-2
Troeb.	$\delta$	>10	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-

\* = mg L<sup>-1</sup>;  $\alpha$  =  $\mu$ S cm<sup>-1</sup> bij 20  $^{\circ}$ C;  $\beta$  = mg Pt L<sup>-1</sup>;  $\gamma$  = E m<sup>-1</sup>;  $\delta$  = FTU;  $\epsilon$  = 10<sup>-8</sup> mol L<sup>-1</sup>

Tabel 11.5 - Vergelijking van de (gemiddelde) afvlakking van kwaliteitsfluctuaties bij de in serie geschakelde voorzuivering, duininfiltratie en nazuivering, voor de DWL tijdens een periode van relatief geringe (1969 t/m 1973) en verdere voorzuivering (1978). Voor de periode 1969-1973 is de kwadratisch gemiddelde standaardafwijking bij het gemiddelde genomen. Het procentuele aandeel in de totaal bereikte afvlakking (c.q. accentuatie) van fluctuaties is voor elk der zuiveringssystemen (resp. %V, %D en %N) tevens aangegeven.



- Het belangrijkste aspect van voorzuivering t.a.v. macroparameters is de reeds genoemde verwijdering van zwevende stof, colloïdale deeltjes, Fe, Mn en fosfaten. Coagulatie en filtratie zijn beduidend effectiever dan filtratie alleen. Het belang zit vooral in het natuurbehoud (Hrubec & Stuyfzand, 1984), omdat:
  - (a) het nodige grondoppervlak voor de infiltratie- en nazuiveringswerken kleiner is;
  - (b) intensieve terreinwerkzaamheden, zoals het schoonmaken van infiltratieoppervlakken met bijkomende onnatuurlijk grote grondwaterstandsfluctuaties, tot het minimum beperkt kunnen worden;
  - (c) de produktie van afvalzand c.q. slib kleiner is; en
  - (d) fosfaten minder accumuleren in de grond en in lagere concentraties in grond- en kwelwater voorkomen, hetgeen de oligotrofe status van het duin ten goede komt.

Een ander, nog niet genoemd doch belangrijk aspect van verdere voorzuivering (en algemene kwaliteitsverbetering van het oppervlaktewater), is de geringere belasting van het duin met verzurende en dus kalkoplossende stoffen. De geconstateerde kalkuitloging van duinzand onder bodemslib wordt zo in elk geval vertraagd. De oorzaken van deze lagere zuurbelasting zijn: een hogere kalkverzadigingsindex en lager  $\text{NH}_4$ - en organisch stof-gehalte van het aangevoerde water.

### 11.3.3 Duininfiltratie

- Duininfiltratie levert bij GW en de DWL, zowel ten tijde van geringere als verdere voorzuivering, het grootste aandeel in de totaal bereikte afname van  $\text{NO}_3$ ,  $\Sigma\text{N}$ , F en K, in de totaal bereikte  $\text{SiO}_2$ -toename, alsmede in de totaal bereikte afvlakking van de fluctuaties in temperatuur,  $\text{HCO}_3$ , pH,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik en doorgaans  $\text{SiO}_2$  en  $\text{NO}_3$ .
- Een minder vergaande voorzuivering heeft bij GW en de DWL i.h.a. een verhoging van dit aandeel tot gevolg. Tevens wordt dan het grootste aandeel van duininfiltratie in de totaal bereikte afname van EGV, Cl,  $\text{SO}_4$ ,  $\text{PO}_4$ -ortho, Na, smaak en temperatuur bereikt, in de toename van  $\text{HCO}_3$ , TIC, SI, pH en Ca, alsmede in de afvlakking van fluctuaties in EGV, Cl,  $\text{SO}_4$ ,  $\text{PO}_4$ -ortho, F, Na, K, Ca, Mg,  $\text{NH}_4$  en kleur.

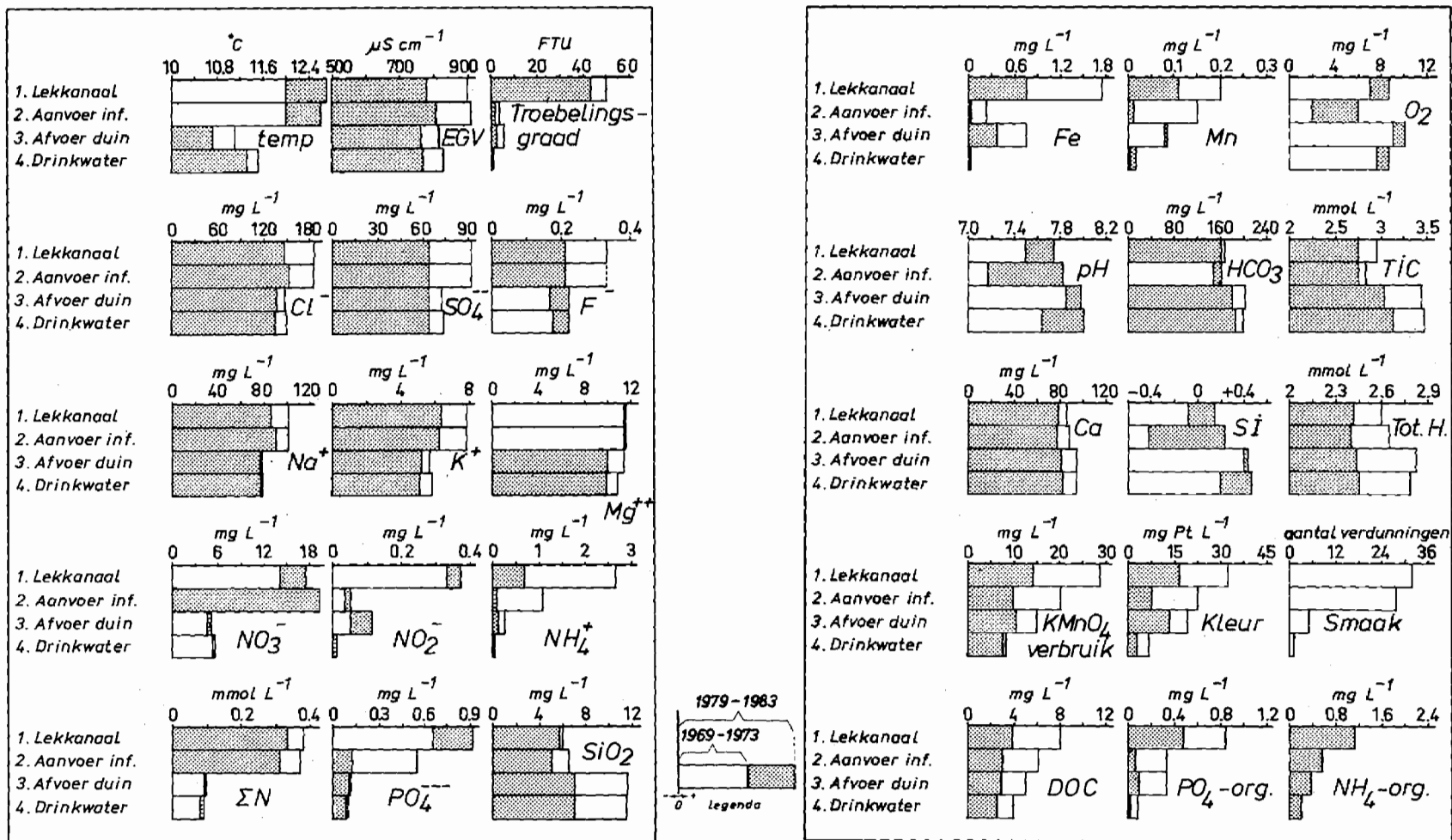


Fig. 11.1 - Gemiddelde kwaliteit van water in het Lekkanaal, na voorzuivering (de aanvoer), na duininfiltratie (de afvoer) en na de nazuivering (drinkwater) bij GW, voor de periode 1969 t/m 1973 en 1979 t/m 1983. Gebaseerd op gegevens in tabel 11.2.

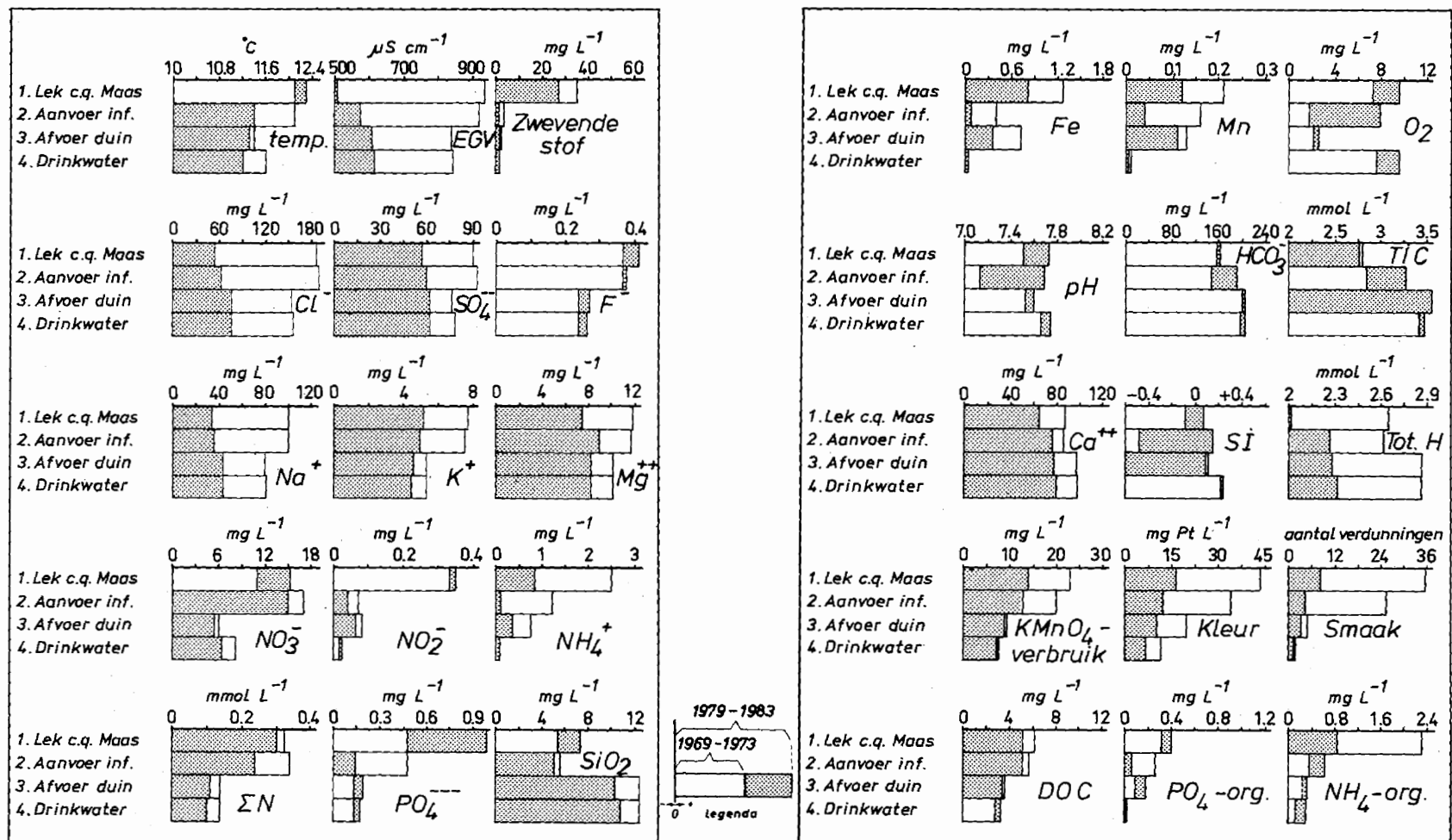


Fig. 11.2 - Gemiddelde kwaliteit van water in de Lek (1969 t/m 1973) en Maas (1979 t/m 1983), na voorzuivering (de aanvoer), na duininfiltratie (de afvoer) en na de nazuivering (drinkwater). Gebaseerd op gegevens in tabel 11.3.

- De verdere voorzuivering leidt bij GW duidelijk tot een geringere inperking van de voorname rol van duininfiltratie in de totaal bereikte kwaliteitsverandering dan bij de DWL. Voor GW geldt n.l. voor beide perioden, dat duininfiltratie het grootste aandeel houdt in de totaal bereikte afname van EGV, Cl, SO<sub>4</sub>, Na en temperatuur, toename van HCO<sub>3</sub>, TIC, pH, SI en Ca alsmede in de afvlakking van fluctuaties in EGV, Cl, SO<sub>4</sub>, Na, Ca en Mg. Bij de DWL is dit niet zo, omdat de verdere voorzuivering tevens overschakeling op Maaswater inhoudt.
- In feite is de zo drastische inperking van de voorname rol van duininfiltratie bij de DWL sinds verdere voorzuivering (èn overschakeling) uniek.
- Bij de DWL heeft duininfiltratie echter altijd het grootste aandeel in de totaal bereikte afname van het KMnO<sub>4</sub>-verbruik en DOC-gehalte. Bij GW is dit zeker niet het geval en wel door de algenbloei in de open terugwinning. Hiermee houdt ook verband de altijd optredende O<sub>2</sub>-toename bij duininfiltratie door GW i.t.t. de DWL, waar O<sub>2</sub> afneemt.
- De belangrijkste aspecten van duininfiltratie t.a.v. macroparameters zijn n.a.v. het voorgaande:
  - (1) de verlaging van NO<sub>3</sub> en ΣN, doorgaans (excl. DWL sinds 1977) ook van EGV, Cl, SO<sub>4</sub>, Na en temperatuur en meestal (excl. GW) tevens van het KMnO<sub>4</sub>-verbruik en DOC;
  - (2) de afvlakking van fluctuaties in temperatuur, HCO<sub>3</sub>, pH, KMnO<sub>4</sub>-verbruik, SiO<sub>2</sub> en NO<sub>3</sub> en doorgaans (excl. DWL sinds 1977) ook van EGV, Cl, SO<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub>-ortho, F, Na, K, Ca, Mg, NH<sub>4</sub> en kleur;
  - (3) de verhoging van SiO<sub>2</sub> en doorgaans (excl. DWL sinds 1977) ook van HCO<sub>3</sub>, TIC, SI, pH en Ca; en
  - (4) voorraadvorming, hetgeen hier nog niet eerder is genoemd. Teistering van ons oppervlaktewater door periodiek passerende gifgolven noopt tot een selectieve inname en dus voorraadvorming. De jaarverslagen van de WRK en van duinwaterleidingbedrijven met kunstmatige infiltratie maken regelmatig melding van zulke gifgolven en bijgevolge de staking van de inname. Een andere reden voor voorraadvorming is, dat storingen van technische aard, zoals buisbreuk in de aanvoer, opgevangen moeten worden.

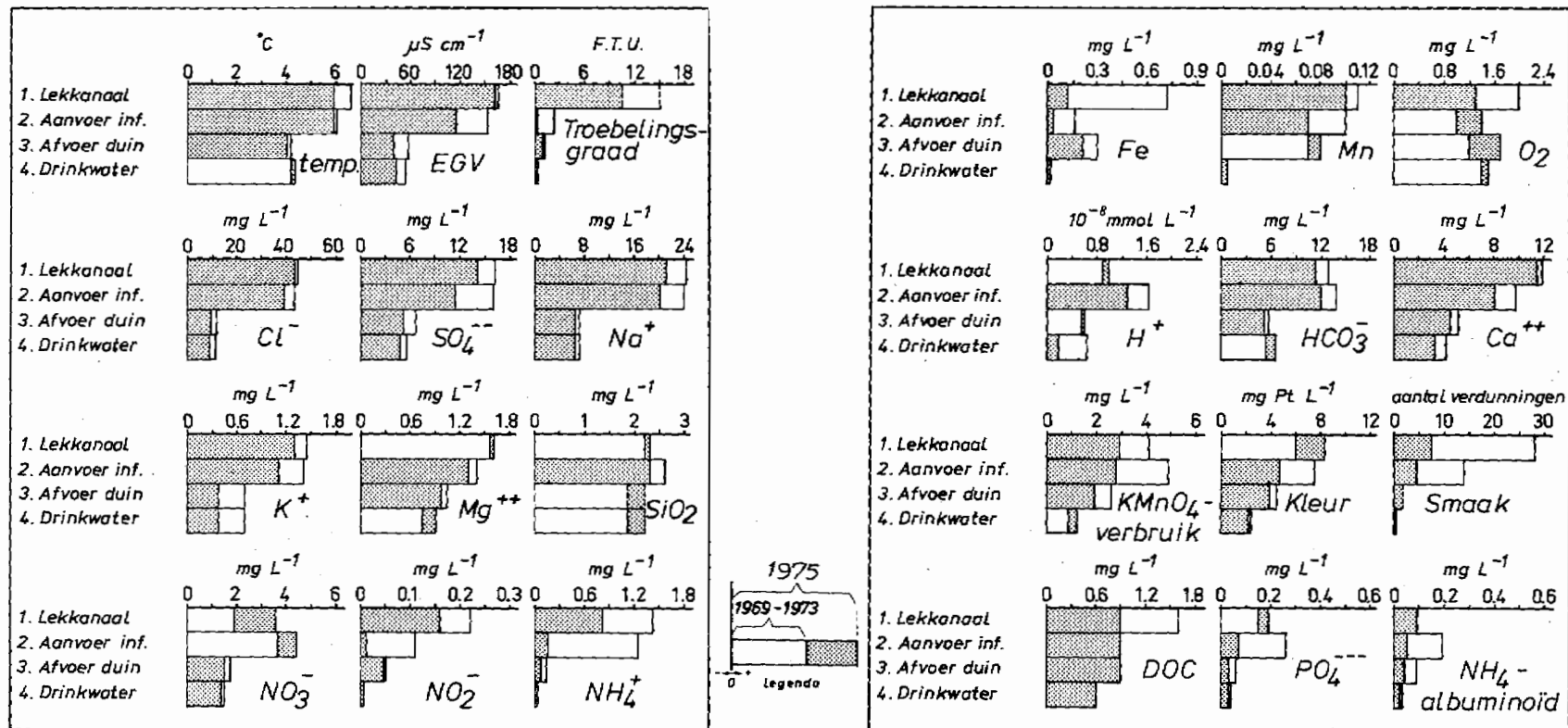


Fig. 11.3 - Kwadratisch gemiddelde standaardafwijking behorende bij de gemiddelde kwaliteit van water in het Lekkanaal, na voorzuivering (de aanvoer), na duininfiltratie (de afvoer) en na de nazuivering (drinkwater) bij GW voor 1969 t/m 1973 en 1975. Het verloop van deze standaardafwijking is een maat voor afvlakking c.q. accentuatie van seizoenfluctuaties (zie par. 4.7.2). Gebaseerd op gegevens in tabel 11.4

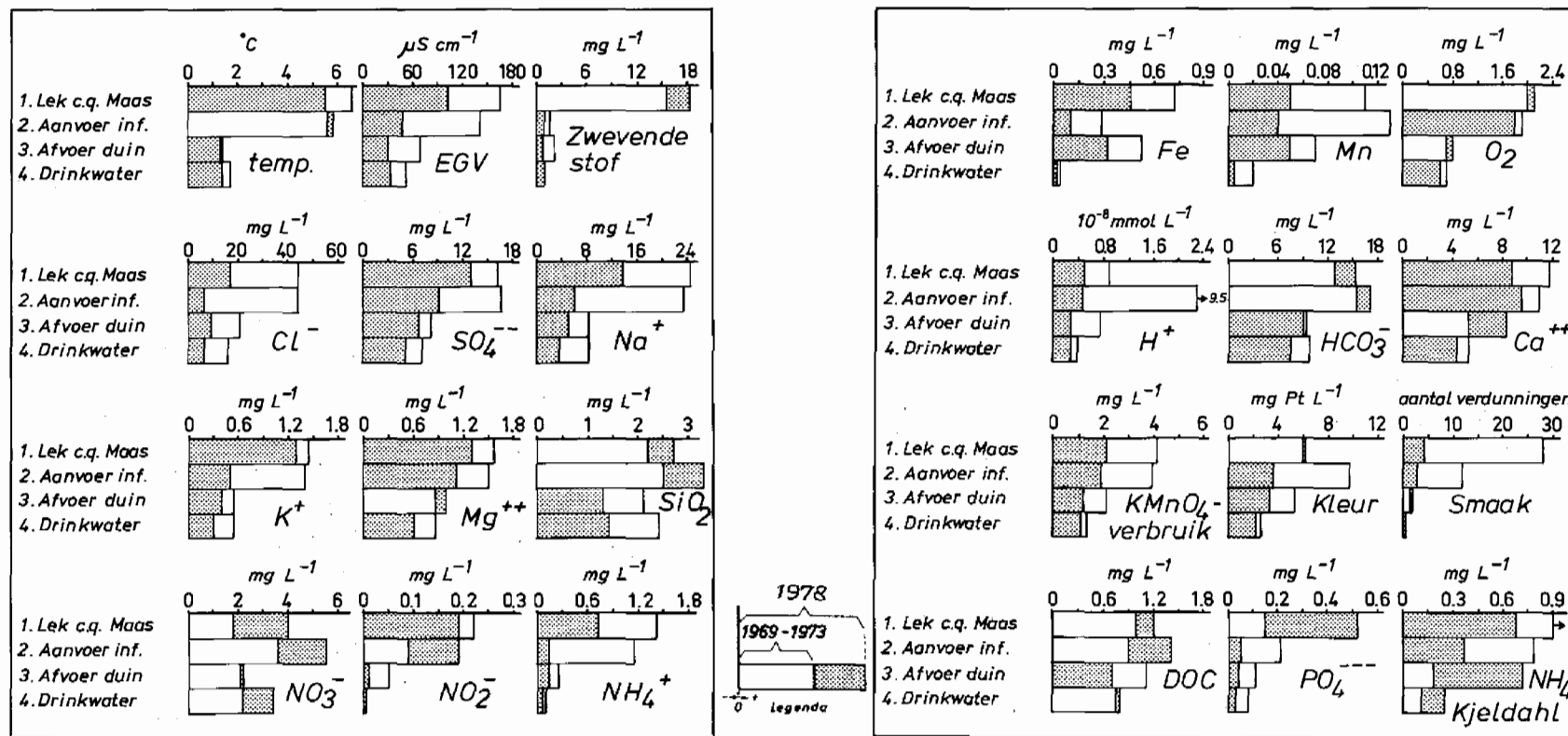


Fig. 11.4 - Kwadratisch gemiddelde standaardafwijking behorende bij de gemiddelde kwaliteit van water in de Lek (1969 t/m 1973) en Maas (1978), na voorzuivering (de aanvoer), na duininfiltratie (de afvoer) en na de nazuivering (drinkwater) bij de DWL. Het verloop van deze standaardafwijking is een maat voor afvlakking c.q. accentuatie van seizoenfluctuaties (zie par. 4.7.2). Gebaseerd op gegevens in tabel 11.5

#### 11.3.4 Nazuivering

- Nazuivering levert bij GW en de DWL, zowel ten tijde van geringe als verdere voorzuivering, het grootste aandeel in de totaal bereikte afname van Mn en mogelijk UV-extinctie, alsmede in de totaal bereikte afvlakking van fluctuaties in Fe en Mn.
- Daarnaast heeft de nazuivering i.h.a. een redelijk (10-50 %) aandeel in de totaal bereikte afname van Fe,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PO}_4$ -totaal,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, kleur, smaak, DOC en  $\text{NH}_4$ -Kjeldahl, alsmede in de totaal bereikte afvlakking van fluctuaties in  $\text{NH}_4$ -albuminoïd,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{PO}_4$ -totaal,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik en kleur.
- Een verdere voorzuivering leidt i.h.a. tot een groter aandeel in de totaal bereikte afnames en in een kleiner aandeel in de totaal bereikte afvlakking.
- Het belangrijkste aspect van nazuivering t.a.v. de macroparameters is n.a.v. het voorgaande de verlaging van Fe en Mn, alsmede de afvlakking van fluctuaties in beide.  
Daarnaast is ook de verlaging van  $\text{NH}_4$ , vooral bij een gesloten terugwinning en bij een hoog percentage bijmenging van diep duinwater, zeer essentieel.  
In feite fungeert de nazuivering als correctie op negatieve neveneffecten van duinfiltratie (de Fe-, Mn- en  $\text{NH}_4$ -toenames).  
Door de plaats achteraan in de totale behandeling, heeft de nazuivering globaal het laagste rendement.

In dit hoofdstuk worden de belangrijkste conclusies op een rij gezet, soms in een wat andere volgorde dan die der hoofdstukken. Aanbevelingen voor optimalisering van de kwaliteitsmonitoring alsmede voor nader onderzoek, volgen in hoofdstuk 13.

### 12.1 Algemeen

Na globaal zo'n 30 jaar kunstmatige infiltratie in de duinen en het verrichten van vele miljoenen wateranalyses voor kwaliteitsmonitoring, is er uiteraard een grote potentiële kennis aanwezig. Kennis over het gedrag van stoffen in aangevoerd oppervlaktewater bij duininfiltratie.

Om tot deze kennis te komen, moeten natuurlijk eerst alle gegevens geordend worden, verwerkt en vervolgens geïnterpreteerd. Deze taak is de Werkgroep Hygiënische Aspecten bij Bodempassage opgelegd door de Commissie Infiltratie.

Achter deze opdracht schuilt de behoefte aan inzicht in de kwaliteitseffecten van duininfiltratie. De negatieve geluiden van de kant van instanties die zich inzetten voor het natuurbehoud, hebben inmiddels geleid tot een voorlopig halt aan voorgenomen uitbreidingen van open infiltratie.

De uitvoering van de opdracht heeft tot deze Mededeling en KIWA-Mededeling 81, getiteld "Microverontreiniging en duininfiltratie", geleid. Beide bogen op routinematig verzamelde bedrijfsgegevens door het Provinciaal Waterleidingbedrijf Noord-Holland (PWN), Gemeentewaterleidingen Amsterdam (GW), de N.V. Leidsche Duinwater Maatschappij (LDM), de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage (DWL) en de N.V. Watermaatschappij Zuid-West-Nederland (WMZ).

In deze Mededeling gaat het om "macroparameters", d.w.z. hoofd- en nevenbestanddelen van water plus een aantal som- of groepsparameters, beide in de orde van  $\text{mg L}^{-1}$ . Het betreft derhalve de belangrijkste anorganische zouten, redox-gevoelige en eutrofiërende stoffen, het kalk-koolzuur-evenwicht en organische bestanddelen volgens DOC,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, kleur, smaak, UV-extinctie e.d.



Deze macroparameters zijn van groot belang:

- i.v.m. aan het drinkwater gestelde normen, ook t.a.v. macroparameters;
- voor een beter begrip, evaluatie en monitoring van bij duininfiltratie werkzame processen;
- voor controle op handhaving van c.q. het streven naar oligotrofie van diverse ecosystemen in het duin;
- ter ondersteuning van hydrologisch onderzoek d.m.v. bruikbare tracers.

## 12.2 Duininfiltratie een ingewikkeld proces

Het totale proces van drinkwaterbereiding uit oppervlaktewater d.m.v. kunstmatige, open infiltratie, bestaat uit achtereenvolgens voorzuivering, duininfiltratie en nazuivering. Bij de WMZ en ten dele bij de LDM ontbreekt de voorzuivering. Duininfiltratie impliceert achtereenvolgens het verblijf in infiltratiemiddelen (eventueel voorafgegaan door transport in toevoersloten - GW, LDM), bodempassage, bijmenging van diep en ondiep "echt" duinwater en open of gesloten terugwinning en transport. De duininfiltratie vormt één van de meest gecompliceerde onderdelen van systemen van drinkwaterbereiding en wel hierom:

- (a) het proces speelt zich af in een natuurlijke omgeving met alle heterogeniteiten, die voor de duinen juist zo kenmerkend zijn. Deze heterogeniteiten manifesteren zich in een ruimtelijk zeer gevarieerde kwaliteitsverandering van het ingelaten water. Zowel bovengronds in de infiltratiemiddelen t.g.v. verschillen in verblijftijden als ondergronds bij bodempassage door geochemische differentiatie en verschillen in verblijftijden;
- (b) de hydrologie van duininfiltratie, toch al ingewikkeld door de genoemde heterogeniteiten, is opzettelijk verder gecompliceerd t.b.v. voorraadvorming en afvlakking van kwaliteitsfluctuaties;
- (c) het zo belangrijke onderdeel "bijmenging van echt duinwater" is onderworpen aan de zo variabele nuttige neerslag en kwaliteit van regenwater en ondiep duinwater; en
- (d) de bedrijfsvoering is in de loop der historie verre van constant, enerzijds door uitbreidingen met maagdelijk duinterrein (alle bedrijven) en anderzijds door wijzigingen in periodiciteit van infiltratie (LDM en WMZ), diepte van terugwinning (DWL), bodemslibbeheer (alle) en infiltratiesnelheid (alle).

### 12.3 Vergelijkbaarheid duininfiltratiesystemen niet groot

De effecten van duininfiltratie door het PWN, GW, LDM, DWL en WMZ kunnen moeilijk met elkaar vergeleken worden, omdat de systemen op praktisch alle punten van elkaar verschillen (zie tabel 2.2.).

Deze verschillen betreffen vooral:

- (1) de geohydrologische opbouw en dienovereenkomstig de geochemie;
- (2) de situering van infiltratie- en terugwinmiddelen, zodat er verschillen ontstaan in de flux van stoffen, tijd en afstand onder- en bovengronds, menging, mate van contact met veen en slibhoudende lagen en wijze van terugwinning (open of gesloten);
- (3) de voorzuivering en/of herkomst van het aangevoerde water;
- (4) het bodemslibbeheer; en
- (5) de hoeveelheid bijmenging van duinwater, waarvan ook de kwaliteit per gebied verschilt.

### 12.4 Unieke monitoring

De kwaliteitsveranderingen bij duininfiltratie zijn op diverse niveaus d.m.v. periodieke metingen gecontroleerd (zie tabel 3.1):

- (a) op systeemniveau door meting van de samenstelling van de aan- en afvoer van het hele duin;
- (b) op subsysteemniveau door meting van de samenstelling van de aan- en afvoer van een (klein) deel van het duin, b.v. een reeks pompputten of een lange drain; en
- (c) op stroomdraadschaal door op één of meerdere punten oppervlakte- of grondwater te bemonsteren, via resp. een monsterpipet en waarnemingsput met een kort filter.

Zeer fraaie, wat macroparameters betreft, bijna complete tijdreeksen van 20-30 jaar vinden wij op systeemniveau bij GW en DWL, op subsysteemniveau vooral bij het PWN en GW en op stroomdraadniveau vooral bij de DWL doch tevens bij het PWN, GW en de LDM.

De meeste foutenbronnen zijn tot zeer acceptabele niveaus gereduceerd door beschouwing van lange meetperioden (meerdere jaren) met (zeer) veel waarnemingen (12-365 per jaar).

## 12.5 Geohydrologische en geochemische opbouw

De met geïnfiltreerd oppervlaktewater doorstroomde ondergrond is opgebouwd uit de volgende lagen met specifieke hydrologische en geochemische eigenschappen (zie tevens fig. 12.1):

- (1) bodemslib, geaccumuleerd in infiltratiemiddelen. Deze slecht doorlatende laag bevat veel chemisch reactieve fasen (zie fig. 12.2). Water, dat deze sliblaag passeerde, is vrijwel altijd anoxisch, d.w.z. bevat geen zuurstof noch nitraat, terwijl sulfaatreductie of zelfs methaanvorming kan zijn opgetreden;
- (2) het eerste watervoerend pakket, afgekort WVP 1, bestaande uit duinzand doorgaans op zeezand. Dit pakket is voor duininfiltratie het belangrijkste pakket, omdat hierin geïnfiltreerd wordt en het grootste deel van het geïnfiltreerde oppervlaktewater hieruit weer teruggewonnen wordt (globaal 60-80 %, bij de LDM meer). De chemisch meest reactieve fasen zijn kalk (4-5 %) en ijzerhydroxiden (0,5 %). Water, dat alleen met dit WVP in contact getreden is, is i.h.a. (sub)oxisch, d.w.z. het bevat nog zuurstof en/of bijna al het nitraat;
- (3) veen, meestal meso- tot eutroof. Deze (zeer) slecht doorlatende laag is in duinzand ingeschakeld. De chemisch meest reactieve fasen zijn organische stof, vooral rijk aan C, N en P en mineralen als  $\text{FeCO}_3$ ,  $\text{MnCO}_3$  en  $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ . Door veen stromend water is vrijwel altijd anoxisch;
- (4) het eerste slecht doorlatend pakket, afgekort SDP 1, bestaande uit slibhoudend zand en klei. Globaal 20-40 % van het teruggewonnen, geïnfiltreerde oppervlaktewater (bij de LDM minder) is min of meer in contact geweest met deze laag en (mede) daardoor anoxisch. De chemisch meest reactieve fasen zijn kalk, organische stof (rijk aan vnl. C, N en P), ijzersulfiden, biogeen  $\text{SiO}_2$  (diatomeeën-skeletjes, verkiezeld riet e.d.) en kleimineralen;
- (5) het tweede watervoerend pakket, afgekort WVP 2, bestaande uit grover zand dan WVP 1. Dit pakket is vooral bij de DWL van importantie, omdat daaruit ca. 20 % van het geïnfiltreerde oppervlaktewater teruggewonnen wordt. Hoewel het pakket wel reactieve bestanddelen als kalk, organische stof en ijzersulfiden bevat, heeft het water bij passage van SDP 1 al zo'n verandering ondergaan, dat er in het 2e WVP verder betrekkelijk weinig gebeurt.



deringen groter dan tijdens het winterhalfjaar. Seizoenfluctuaties in de aanvoer worden in geringe mate afgevlakt c.q. geaccentueerd (zie par. 12.11).

Binnen een infiltratiemiddel, tussen in-serie-geschakelde en geïsoleerde infiltratiemiddelen bestaan grote verschillen in kwaliteitsverandering. In het algemeen geldt, dat de gesignaleerde kwaliteitsveranderingen toenemen met een grotere verblijftijd (zie fig. 8.2).

Een langdurige kwaliteitsverbetering van het ingelaten water, b.v. door verdere voorzuivering, heeft geen directe invloed op de omvang van algengroei. Althans in infiltratiemiddelen met een grote accumulatie van bodemslib, waaruit dan nutriënten worden nageleverd. De gemeten vertraging varieert van 4-8 jaar (zie fig. 8.2).

## 12.7 Kwaliteitsveranderingen bij bodempassage

Na het verblijf in de infiltratiemiddelen vertoeft het merendeel van het infiltratiewater 70-135 dagen ondergronds (zie tabel 2.2). "En route" verandert het van samenstelling vooral in afhankelijkheid van de geochemische zones, die het water tegenkomt en in mindere mate van de afgelegde afstand.

De gemiddelde kwaliteitsveranderingen in 7 onderscheiden geohydrochemische zones zijn in beeld gebracht in fig. 12.2. Ten grondslag hieraan liggen uitvoerige en langdurige metingen op stroomdraadschaal in het duin (par. 9.2 t/m 9.4).

### Gemiddelde beeld

Uit fig. 12.2 kan het volgende worden afgeleid:

(a) de hoofdleveranciers van  $\text{HCO}_3$  (en TIC), Ca, Fe, Mn,  $\text{SiO}_2$  en  $\text{PO}_4$  zijn bodemslib, veen en het 1e SDP. Tot dit bodemslib en veen wordt gemakshalve ook de onderliggende meter relatief kalkrijk duinzand gerekend, waaruit een groot deel van het Ca vrijkomt. Bodemslib en veen leveren het meeste  $\text{HCO}_3$  en dikwijls Ca,  $\text{PO}_4$  en Fe, terwijl het 1e SDP het meeste  $\text{SiO}_2$  en veelal Mn afgeeft;

(b) in overtalud en de eerste meters achterliggend (sub)oxisch WVP 1, worden Fe en Mn in belangrijke mate vastgelegd, terwijl  $\text{NH}_4$  wordt omgezet in  $\text{NO}_3$ . Dit gebeurt in toenemende mate met grotere afgelegde afstand (zie fig. 9.2);

(c) praktisch in elk compartiment neemt zuurstof af en verbetert de

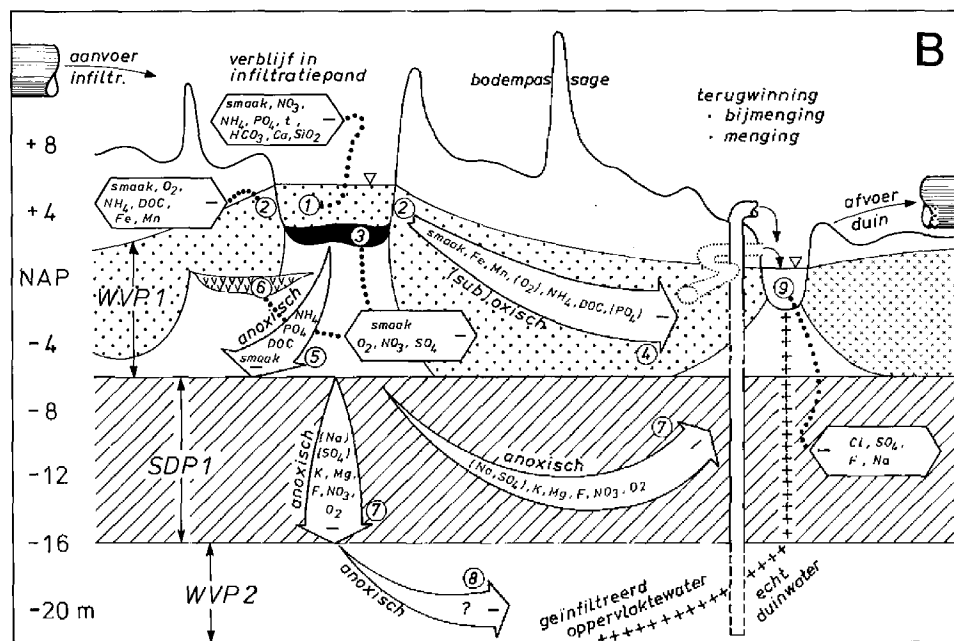
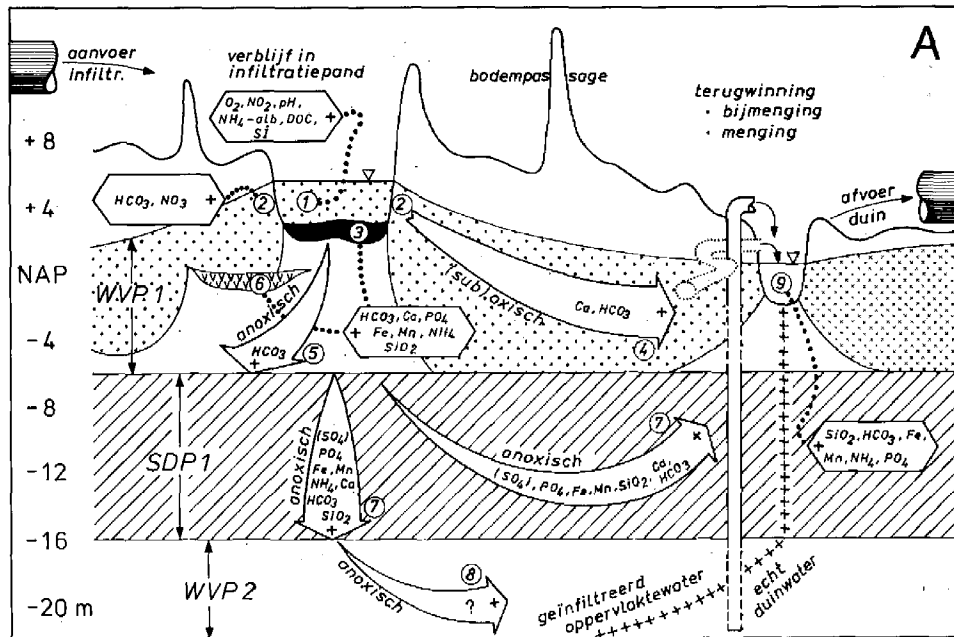


Fig. 12.2 - Gemiddelde kwaliteitsveranderingen (toenames in fig. A, afnames in fig. B) tijdens diverse onderdelen van duininfiltratie, achtereenvolgens in de infiltratiemiddelen (1), bij bodempassage (2-8) en bij terugwinning (vnl. t.g.v. bijmenging van duinwater; 9). Onderscheiden zijn de veranderingen in de volgende compartimenten: 1 = oxidische infiltratiemiddel; 2 = (sub)oxidische overtalud; 3 = anoxisch bodemslib; 4 = (sub)oxidische le watervoerend pakket (WVP); 5 = anoxische le WVP; 6 = anoxisch veen; 7 = anoxische le slecht doorlatend pakket (SDP); 8 = anoxische 2e WVP; 9 = verzamelbekken c.q. einde van de gesloten terugwinning

smaak. In bodemslib, veen en het le SDP verdwijnt zelfs alle  $O_2$  en  $NO_3$ , zodat hier  $SO_4$ -reductie kan optreden. Een toename van  $SO_4$  in het le SDP komt echter ook voor (zie tabel 9.13);

(d) de concentratie van DOC wordt vnl. in oevertalud, het (sub)oxische en anoxische le WVP verlaagd. In (sub)oxisch milieu is deze afname ook t.a.v. het  $KMnO_4$ -verbruik, de kleur en UV-extinctie groter dan in anoxisch milieu en tevens afhankelijk van de afgelegde afstand (zie fig. 9.2);

(e) de vastlegging van Na, K, Mg en F beperkt zich vnl. tot het le SDP, die van orthofosfaat vnl. tot het (sub)oxische le WVP en mogelijk op grotere afstand tevens tot het anoxische le WVP.

Kolomproeven bevestigen het gedrag van macroparameters in het (sub)oxische le WVP (par. 9.2.6) en in anoxisch bodemslib (par. 9.3.6).

### Seizoenfluctuaties en demping

In de geschetste kwaliteitsveranderingen zijn in de compartimenten 2 t/m 6 (fig. 12.2) seizoenfluctuaties waargenomen. Het zomerhalfjaar wijkt vooral op de volgende punten af van het winterhalfjaar:

- (1) zowel onder (sub)oxische als anoxische omstandigheden is de afname van DOC en kleur kleiner, de afname van pH en smaak groter, de toename van  $HCO_3$ , TIC en Ca van grotere omvang en neemt de temperatuur iets af i.p.v. toe;
- (2) alleen in (sub)oxisch milieu nemen de concentraties van F, K en  $SiO_2$  toe i.p.v. af, terwijl Mg en  $\Sigma N$  dan in geringe mate af i.p.v. toenemen; en
- (3) alleen in anoxisch milieu neemt  $SO_4$  af i.p.v. toe en vertoont  $NH_4$  een toename i.p.v. afname of een grotere toename.

Seizoenfluctuaties in samenstelling van het infiltratiewater worden bij bodempassage min of meer afgevlakt, doch in enkele gevallen juist geaccentueerd (zie par. 12.11).

### Beïnvloeding door beheersbare factoren

Van grote invloed op de kwaliteitsverandering bij bodempassage zijn deze twee beheersbare factoren:

- (a) droogstand van het infiltratiemiddel met of zonder bodemslib-verwijdering: dit leidde bij de DWL tot  $SO_4$ -mobilisatie (fig. 9.27) en bij de DWL en LDM tot  $PO_4$ -mobilisatie (fig. 9.23). Juist het

staken van een tevoren regelmatige bodemslibverwijdering, leidt tot uitbreiding van het anoxische milieu, met alle gevolgen van dien (zie fig. 9.22);

(b) de kwaliteit van het ingelaten oppervlaktewater: een hoge mate van kalkagressiviteit van het aangevoerde oppervlaktewater, alsmede een hoog gehalte aan  $\text{NH}_4$  en oxydeerbare organische stof bevorderen de  $\text{Ca}$ -,  $\text{HCO}_3$ - en TIC-toename bij bodempassage in sterke mate (fig. 9.30).

$\text{NH}_4$  (en afbreekbare organische stof) provoceren een verhoogde denitrificatie (fig. 9.26).

## 12.8 Bijmenging van regenwater, ondiep en diep duinwater

Voornameijk na bodempassage, bij terugwinning ondervindt het ingelaten oppervlaktewater bijmenging.

In pompputten, drains en drainerende kanalen wordt het grootste deel van duinwater bijgemengd, zowel vanuit het 1e WVP (ondiep) als vanuit het 2e WVP (diep). Regenwater voegt zich in verwaarloosbare hoeveelheden bij het ingelaten oppervlaktewater in de infiltratiemiddelen en bij GW en de LDM tevens in de drainerende kanalen en (bij GW) verzamelkom.

Fig. 12.3 geeft een beeld van het aandeel van de drie soorten hemelwater in de afvoer van het duin bij het PWN-Castricum, GW, LDM, DWL en WMZ-Ouddorp, gemiddeld voor twee perioden. Hieruit volgt, dat duininfiltratie een flink percentage bijmenging van hemelwater impliceert, totaal 13-40 % (PWN laagst, WMZ hoogst).

Hoe deze bijmenging doorwerkt in de kwaliteitsveranderingen bij duininfiltratie, kan uit fig. 12.2 en meer in detail uit fig. 12.4 worden afgeleid. Fig. 12.4 geeft de situatie bij GW weer, die redelijk representatief is voor andere duininfiltratiesystemen.

Regenwater (zie voorts tabel 7.1) heeft van alle watersoorten de laagste gehalten aan alle stoffen, behalve  $\text{H}$ ,  $\text{NH}_4$  en  $\text{PO}_4$  en wellicht  $\text{O}_2$ . Bijmenging leidt dus i.h.a. tot verdunning, al is dit vanwege de geringe hoeveelheid praktisch verwaarloosbaar. De relatief hoge  $\text{NH}_4$ - en  $\text{PO}_4$ -concentraties zijn vnl. afkomstig van vogel-excrementen en kunnen derhalve in extreme situaties, als rond meeuwenkolonies, een zeer significante bijdrage leveren aan de totale belasting van infiltratiewater. In hoeverre dit  $\text{PO}_4$  en  $\text{NH}_4$



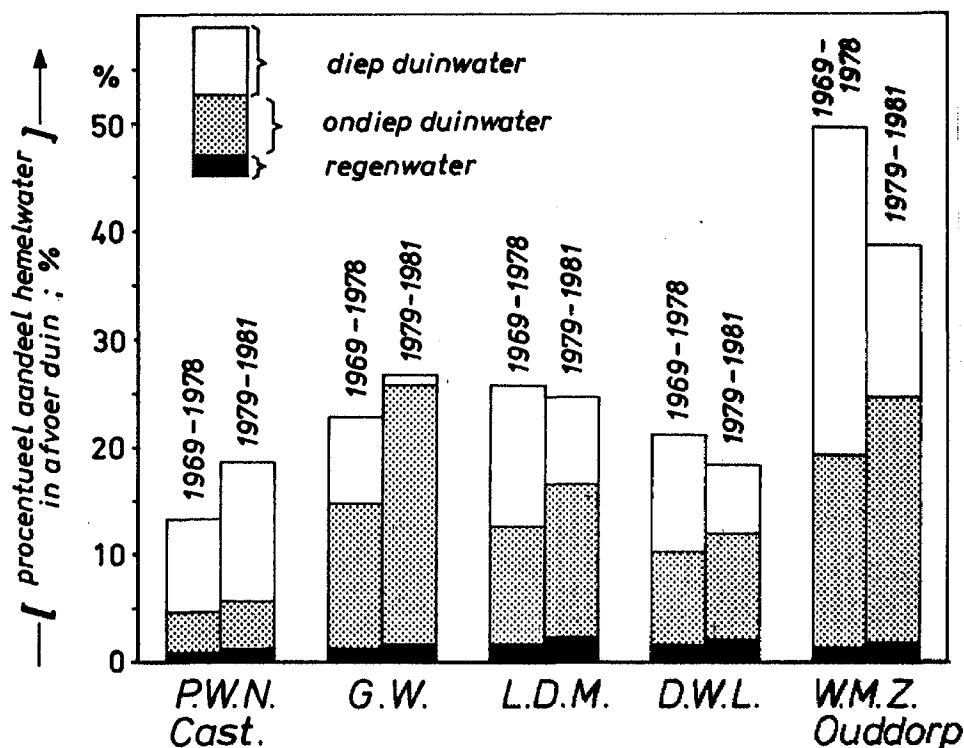


Fig. 12.3 - Procentueel aandeel van regenwater, ondiep en diep duinwater (te zamen hemelwater) in de afvoer van het duin bij de vijf onderzochte infiltratiegebieden, gemiddeld voor twee perioden

bijdragen aan het P- en N-gehalte van de afvoer van het duin is moeilijk te zeggen, omdat de representativiteit van een regenvanger voor de depositie van vogelexcrementen op infiltratiemiddelen klein is.

Ondiep duinwater (zie tabel 7.2) is minder oligomineraal dan regenwater doch vertoont t.a.v. de meeste macroparameters lagere niveaus dan aangevoerd oppervlaktewater (vooral t.a.v. water uit Rijntakken). Bijmenging ervan leidt dan ook tot een significante verdunning (concentratie-afname bij duininfiltratie), vooral t.a.v. Cl, F, Na, K, Mg, Fe,  $PO_4$ ,  $KMnO_4$ -verbruik, DOC en de niet in fig. 12.4 weergegeven smaak.

Diep duinwater (zie ook tabel 7.3) verschilt van ondiep duinwater vooral door een hogere anaerobie, het is anoxisch i.p.v. (sub)-oxisch. Het vertoont bijgevolg ook t.o.v. aangevoerd oppervlaktewater, (zeer) hoge concentraties Fe, Mn,  $NH_4$ ,  $PO_4$ ,  $SiO_2$  en  $HCO_3$ . Alleen bij GW heeft het ook een matig hoog Mg-gehalte. Bijmenging van het water leidt dus i.h.a. tot een significante toename bij duininfiltratie t.a.v. laatstgenoemde bestanddelen. Verder verdunt diep duinwater het aangevoerde oppervlaktewater vooral wat betreft  $SO_4$ ,

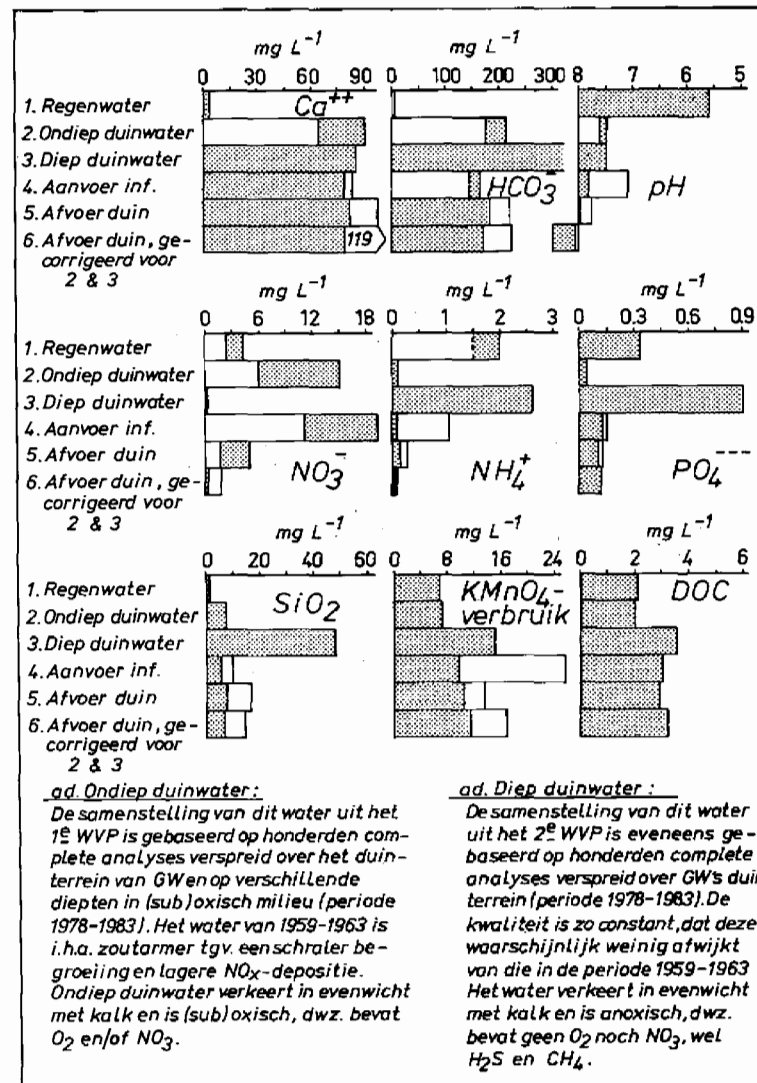
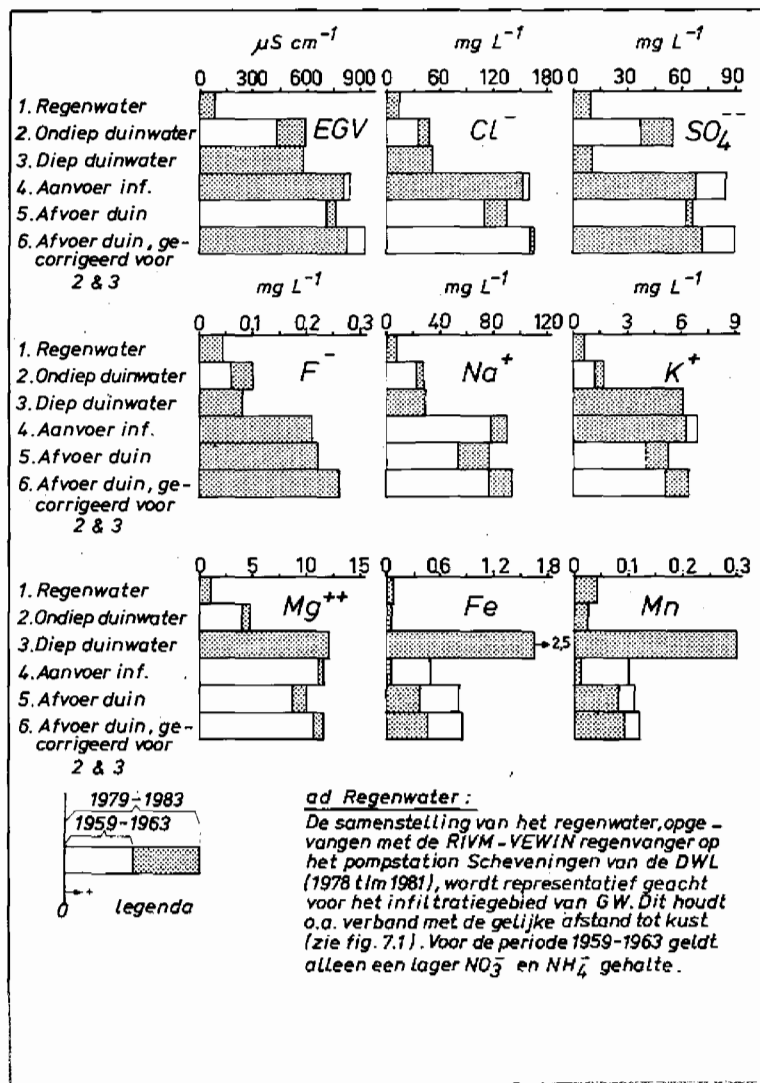


Fig. 12.4 - Vergelijking van de gemiddelde samenstelling van aangevoerd Lekwater met die van regenwater op de duinen, ondiep en diep duinwater, alsmede het effect van de bijmenging van ondiep en diep duinwater op de kwaliteitsverandering bij duininfiltratie door GW, voor de periode 1959 t/m 1963 en 1979 t/m 1983. Het effect van bijmenging wordt duidelijk door 6 met 5 te vergelijken.

De bijmenging van ondiep en diep duinwater bedroeg in 1959 t/m 1963 resp. 31,6 en 13,4 % en in 1979 t/m 1983 resp. 24 en 1 %.

NO<sub>3</sub>, Na, Cl, F en de niet in fig. 12.4 weergegeven smaak.

Het totale effect van de kwantitatief belangrijkste bijmenging van ondiep en diep duinwater te zamen, volgt uit een vergelijking van 6 met 5 in fig. 12.4. Zonder bijmenging zou de afvoer van het duin t.a.v. bijna alle bestanddelen een hoger gehalte vertonen. Door bijmenging worden i.h.a. de concentraties van NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub>, Fe, Mn, SiO<sub>2</sub> en HCO<sub>3</sub> verhoogd, indien diep duinwater een voldoende groot aandeel heeft in de bijmenging. Bij GW was dit in 1979-1983 niet het geval, zodat dan van het algemene beeld wordt afgeweken.

Door de typisch constante samenstelling van het diepe duinwater, levert bijmenging ervan een bijdrage aan de zo geprononceerde afvlakking van kwaliteitsfluctuaties (zie par. 12.11).

### 12.9 Open versus gesloten terugwinning

Na terugwinning inclusief bijmenging stroomt het water bij GW geheel en bij LDM gedeeltelijk via kanalen naar het eindpunt van duininfiltratie, bij GW een open verzamelbekken, genaamd de "Oranjekom". Tijdens dit verblijf nemen de temperatuur en het gehalte aan NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub>-ortho en Fe wezenlijk af, terwijl de pH, het O<sub>2</sub>-gehalte en KMnO<sub>4</sub>-verbruik aanzienlijk toenemen (zie fig. 10.11).

Tevens worden fluctuaties in Cl, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>-albuminoïd en smaak afgevlakt en die in temperatuur juist geaccentueerd (zie fig. 10.12). Een gesloten terugwinning ondervindt deze kwaliteitsverandering niet of nauwelijks. Vanuit bacteriologisch oogpunt verdient een hermetisch gesloten terugwinning echter veruit de voorkeur (zie KIWA-Meded. 81).

### 12.10 Kwaliteitsveranderingen bij duininfiltratie als geheel

Duininfiltratie als geheel - de resultante van achtereenvolgens het verblijf in infiltratiemiddelen, bodempassage, bijmenging en eventueel een open terugwinning - leidt i.h.a. tot (zie fig. 10.4 t/m 10.6):

(a) een verlaging van EGV, Cl, SO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, F, Na, K, Mg, NH<sub>4</sub>-albuminoïd, NH<sub>4</sub>-Kjeldahl, KMnO<sub>4</sub>-verbruik, kleur, smaak, DOC, temperatuur en ΣN;

(b) een toename van HCO<sub>3</sub>, TIC, Ca, NO<sub>2</sub>, Fe, SiO<sub>2</sub> en de troebelings-

graad c.q. zwevende stof (ijzerhydroxide-vlokken en kalkdeeltjes?); en

(c) een sterke afvlakking van seizoenfluctuaties in de aanvoer (zie voorts par. 12.11).

Dit globale beeld, gekwantificeerd in tabel 10.1 en 10.3, is zeker niet representatief voor de hele periode van duininfiltratie. Zowel bij GW als de DWL kunnen de volgende drie perioden met overeenkomstige kwaliteitsverandering onderscheiden worden (zie fig. 10.7-10.9):

(a) Vanaf de start t/m ca. 1961, met aanvankelijk een zeer grote toename van  $\text{NH}_4$ ,  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{PO}_4$ -ortho, TIC en  $\text{HCO}_3$ , die binnen deze periode snel kleiner wordt. Deze periode staat vooral in het teken van een aanvankelijk hoge en geleidelijk dalende bijmenging van diep duinwater;

(b) vanaf ca. 1961 t/m 1975/1977, met een overwegend sterke afname van  $\text{PO}_4$ -ortho en  $\text{NH}_4$ . Deze jaren worden gedomineerd door de slechte kwaliteit van het aangevoerde oppervlaktewater; en

(c) vanaf ca. 1975/1977 tot op heden, met een sterke verkleining van de toename van TIC,  $\text{HCO}_3$  en Ca, met het omslaan van een afname in een toename van  $\text{PO}_4$ -totaal,  $\text{PO}_4$ -ortho (alleen DWL), Cl (alleen DWL), F (alleen GW),  $\text{NH}_4$ , de kleur (vooral GW) en het  $\text{KMnO}_4$ -verbruik (alleen GW) en met een vermindering van de afname van de smaak,  $\text{PO}_4$ -ortho (alleen GW) en het  $\text{KMnO}_4$ -verbruik (alleen DWL). Deze periode etaleert vooral de gevolgen van een verdere voorzuivering, bij de DWL inclusief overschakeling op zoutarmer Maaswater.

## 12.11 Afvlakking

De afvlakking van kwaliteitsfluctuaties is gekwantificeerd door de reductie in standaardafwijking van het ingangssignaal te nemen. Het voordeel hiervan is, dat een sterke afvlakking (demping) een hoge getalswaarde krijgt (max. 100 %) en dat hiermee zowel de demping van een stochastisch als sinusvormig ingangssignaal gekwantificeerd kan worden (par. 4.7.2).

Het is in principe mogelijk het aandeel in de totale afvlakking te berekenen van de drie voornaamste oorzaken van afvlakking (par. 4.7.3 t/m 4.7.5), te weten:

(a) verblijftijdspreiding;

(b) bijmenging van duinwater, vooral diep duinwater, dat een constante samenstelling vertoont;

(c) niet hydrologische factoren, als sorptie, uitwisseling, precipitatie en oplossing, afbraak, omzetting en synthese van biomassa.

Tot de hydrologische factoren van afvlakking behoren a en b.

#### Hydrologisch bepaalde afvlakking

Deze volgt uit het gedrag van het conservatieve  $Cl^-$ , dat op systeemniveau een demping van 60-75 % te zien geeft (b.v. fig. 4.18 en 4.15). Op stroomdraadschaal, zowel in infiltratiemiddelen als bij snelle bodempassage, bedraagt de demping voor  $Cl$  ca. 10 % (zie fig. 4.14 en 4.15). Grote afgelegde afstanden met lage stroomsnelheid leiden tot een demping, die oploopt tot 30 à 40 %.

De grootste hydrologische afvlakking geschiedt bij terugwinning door verblijftijdspreiding en bijmenging, de kleinste in het le WVP. Passage van SDP 1 neemt waarschijnlijk een tussenpositie in.

#### Niet-hydrologisch bepaalde afvlakking

Deze volgt vooral uit de demping van de in fig. 12.5B genoemde macroparameters in de compartimenten 1 t/m 5, omdat  $Cl$ -fluctuaties daar i.h.a. weinig worden afgevlakt.

Fluctuaties van de in fig. 12.5A vermelde macroparameters worden in de aangegeven compartimenten i.h.a. geaccentueerd.

### 12.12 Processen van kwaliteitsverandering

De volgende processen zijn grotendeels verantwoordelijk voor de geconstateerde kwaliteitsveranderingen in de diverse compartimenten van het duin, in volgorde:

#### In de infiltratiemiddelen

(a) een zeer geringe bijmenging van regenwater (zie par. 12.8);

(b) verdamping van water, waardoor concentraties in water gemiddeld 0,8-1,9 % toenemen (zie tabel 4.1) en van vluchtige organische stoffen, waardoor o.a. de smaak verbetert;

(c) gasuitwisseling, zodat  $O_2$  toe- en  $CO_2$  afneemt;

(d) netto een synthese van biomassa, hetgeen opslag van  $NO_3$ ,  $NH_4$ ,  $CO_2$ ,  $PO_4$  en  $SiO_2$  impliceert;

(e) nitrificatie en denitrificatie;

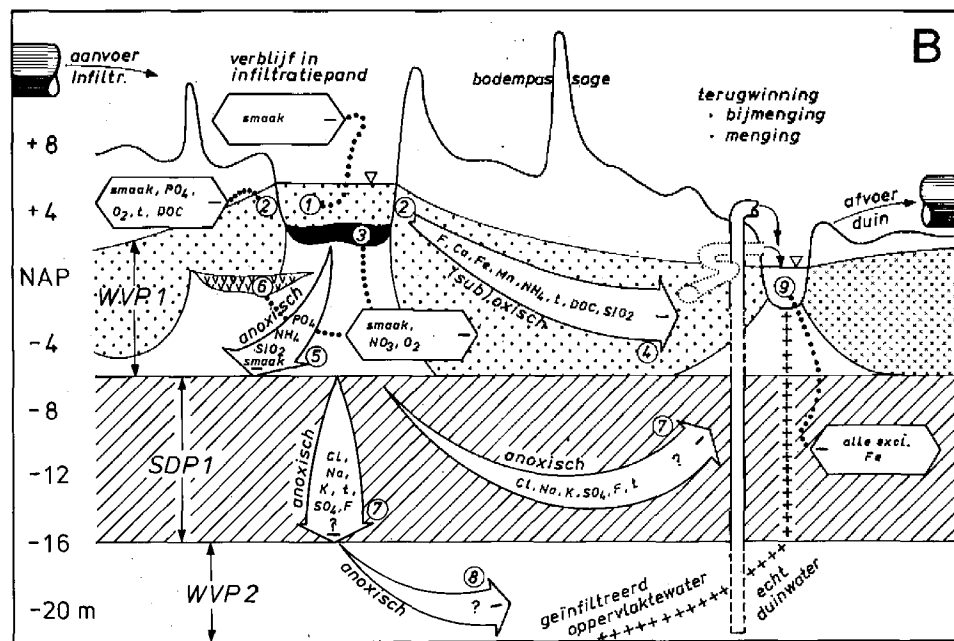
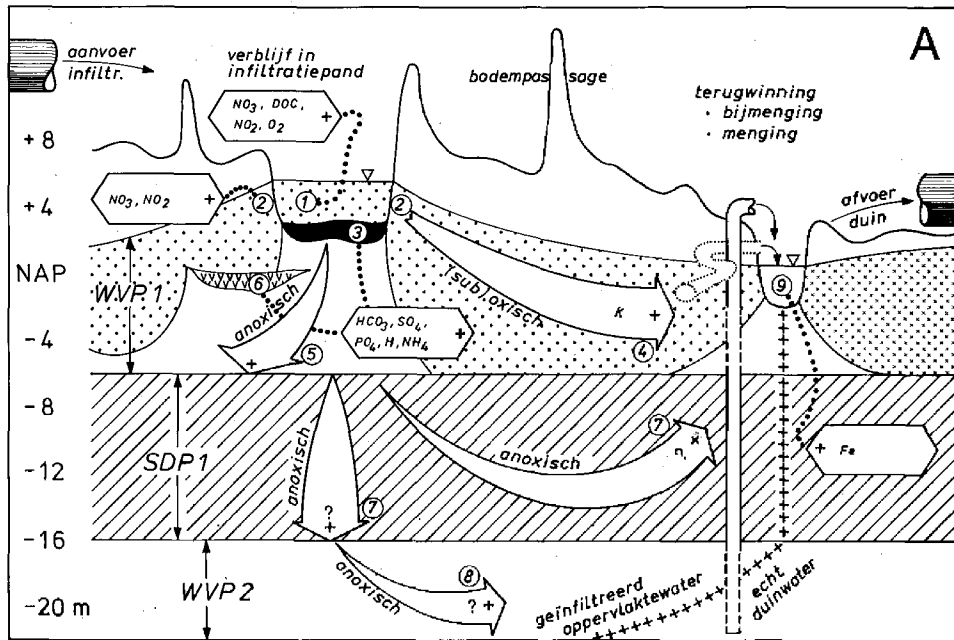


Fig. 12.5 - Afvlakking (- in fig. B) c.q. accentuatie (+ in fig. A) van kwaliteitsfluctuaties in de aanvoer, tijdens diverse onderdelen van duininfiltratie, achtereenvolgens in de infiltratiemiddelen (1), bij bodempassage (2-8) en bij terugwinning (vnl. t.g.v. verblijftijdspreiding en bijmenging; 9). Zie voor verdere toelichting bij de compartimenten 1 t/m 9: fig. 12.2. De + en - duiden op resp. een toe- en afname van de standaardafwijking

- (f) precipitatie van kalk;
- (g) aerobe mineralisatie, hydrolyse, fotolyse en adsorptie, vooral van belang voor een smaakverbetering;
- (h) periodieke nalevering van o.a.  $\text{PO}_4$ ,  $\text{NH}_4$  en  $\text{SiO}_2$  vanuit bodemslib, vooral bij kwaliteitsverbeteringen van de aanvoer.

#### Bij bodempassage

- (1) filtratie van zwevende bestanddelen, incl. diepbedfiltratie;
- (2) nitrificatie in (sub)oxisch milieu;
- (3) mineralisatie c.q. afbraak van organische stof, successievelijk door  $\text{O}_2$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{MnO}_2$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ,  $\text{SO}_4$ ,  $\text{CO}_2$  en eventueel  $\text{N}_2$  (tabel 9.17), waarbij in anoxisch milieu tevens  $\text{NH}_4$  en  $\text{PO}_4$  vrijkomen (naast  $\text{CO}_2$  en  $\text{HCO}_3$ );
- (4) zowel neerslag als oplossing van ijzersulfiden. In bodemslib en veen of hier vlak onder domineert de neerslagvorming. In SDP 1 domineert of domineerde, bij het PWN, de oplossing (door oxydatie);
- (5) oplossing van kalk, praktisch overal doch het meest vlak onder bodemslib en veen;
- (6) oplossing van biogeen  $\text{SiO}_2$  (diatomeeën, verkiezeld riet e.d.) vooral in SDP 1 en in mindere mate vanuit bodemslib en van  $\text{SiO}_2$  (vanuit welke fase is niet bekend) in/onder anoxisch veen;
- (7) (chemie)sorptie van fosfaat in (sub)oxisch en in mindere mate anoxisch milieu, zolang er geen sterke daling van  $\text{PO}_4$  in de aanvoer geschiedt;
- (8) sorptie van Na, K, Mg en F vooral in SDP 1;
- (9) uitwisseling van  $\text{SiO}_2$ , K, Mg, F en mogelijk  $\text{NH}_4$  en  $\text{PO}_4$  in (sub)oxisch milieu;
- (10) uitwisseling van warmte bij relatief korte verblijftijden en een geringe afkoeling bij lange;
- (11) sorptie van organische stof.

#### Bij terugwinning en transport

- (A) alle processen, werkzaam in de infiltratiemiddelen, indien het een open terugwinning of transport betreft (alleen bij GW en gedeeltelijk LDM);
- (B) precipitatie van  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  door menging. Dit kan in pompputten en drainerende kanalen gebeuren. In drainerende kanalen is beluchting een belangrijkere oorzaak dan menging. Sorptie van  $\text{PO}_4$  aan precipiterend  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  kan zeer belangrijk zijn.

### Nog niet eerder geconstateerd

De volgende waarnemingen t.a.v. processen en hun gevolgen zijn voor duininfiltratie nieuw:

- (i) diepbedfiltratie van Fe en mogelijk Mn (zie fig. 9.18);
- (ii) de sterke mobilisatie van  $\text{PO}_4$  in (sub)oxisch (fig. 9.23 links) en anoxisch milieu (fig. 9.23 rechts) en van  $\text{SO}_4$  (fig. 9.27), beide vanuit bodemslib n.a.v. droogstand, resp. t.g.v. mineralisatie en oxydatie van ijzersulfide;
- (iii) de sterke temperatuursafhankelijkheid van nitrificatie (fig. 9.20), mineralisatie (fig. 9.24 en 9.25) en FeS-vorming (fig. 9.28 en 9.29). Het is zelfs zo, dat in bodemslib 's winters FeS kan oxyderen om 's zomers weer gevormd te worden;
- (iv) de afhankelijkheid van het gedrag van  $\text{SiO}_2$  van de aerobie: in (sub)oxisch milieu is  $\text{SiO}_2$  weinig mobiel t.g.v. sorptie aan c.q. uitwisseling met  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . In een anoxisch systeem is  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  instabiel of afwezig, zodat  $\text{SiO}_2$  mobieler is en bijgevolg ook oplost;
- (v) uitwisseling van  $\text{SiO}_2$ , K, F en Mg in (sub)oxisch milieu, leidend tot demping en fasevertraging ( $\text{SiO}_2$ ; fig. 9.36), alleen fasevertraging (K; fig. 9.4) en alleen demping (F; fig. 9.4), van seizoenfluctuaties in de aanvoer. Wat Mg betreft, nemen deze fluctuaties toe en ontbreekt elk spoor van fasevertraging (fig. 9.4). De retardatiefactor voor  $\text{SiO}_2$  en K varieert van 3-7;
- (vi) sorptie van Na, K, Mg en F vooral in SDP 1 (zie fig. 9.13, tabel 9.13 en par. 10.7.8).

### Factoren

De genoemde processen van kwaliteitsverandering worden beïnvloed door de volgende factoren:

- de kwaliteit van het ingelaten water, o.a. afhankelijk van de mate van voorzuivering. Belangrijk zijn vooral de eutrofiëringsgraad (indien hoog leidend tot algenbloei, veel bodemslib, anaerobie bij bodempassage etc.), het zwevende stofgehalte (i.v.m. bodemslibvorming) en de kalkagressiviteit (i.v.m. de oplossing van kalk, zie fig. 9.30);
- bodemslibbeheer i.v.m. algenbloei, anaerobie bij bodempassage (zie fig. 9.22), mobilisatie van  $\text{PO}_4$  en  $\text{SO}_4$ ;
- samenstelling van het doorstroomde pakket (zie par. 12.5 en fig. 12.2 en 12.5);
- de verblijftijd in infiltratiemiddelen (zie fig. 8.2), onder-



gronds (zie fig. 9.2 en 9.6) en in drainerende kanalen en verzamelbekken;

- de infiltratieduur, samen met alle andere factoren bepalend voor eventuele doorslag, uitloging en uitputting (zie par. 12.13);
- de afgelegde afstand, samen met de verblijftijd bepalend voor de mate van contact met reactieve fasen; en
- de temperatuur i.v.m. algengroei, de ligging van chemische evenwichten (zie tabel 9.21) en reactiekinetiek (zie punt iii van deze par.).

### 12.13 Uitloging, ophoping en doorslag

#### Fosfaat-doorslag een feit

Op alle niveaus van kwaliteitsmonitoring is de doorslag van  $PO_4$  zichtbaar: Op stroomdraadschaal, bij bodempassage (fig. 9.32 t/m 9.34, 9.37, 9.11), op subsysteemniveau bij de LDM (fig. 5.10 van deelrapport 3) en op systeemniveau bij GW (fig. 10.14), de DWL (fig. 10.7) en de LDM.

De doorslag is in geval van anoxisch water het best te zien aan  $PO_4$ -totaal, minder aan  $PO_4$ -ortho, i.v.m. een verkeerde monstervoorbehandeling (par. 3.2; zie fig. 10.7).

De retardatiefactor van fosfaat (= reistijd van  $PO_4$  / reistijd van  $Cl^-$ ) kan in bepaalde (sub)oxische systemen voorspeld worden met behulp van formule (9.35).

#### Doorslag van $NO_3$ en continue denitrificatie?

Van een echte  $NO_3$ -doorslag is sensu stricto al lang sprake. Daar-teenover staat een tot op heden bijna volledige denitrificatie in bodemslib, veen en het 1e SDP, waarmee vroeg of laat ca. 67-75 % van het infiltrerende oppervlaktewater in contact treedt. De overige 25-33 % van het aangevoerde oppervlaktewater ondergaat alleen in de infiltratiemiddelen een  $NO_3$ -afname van 7-20 %, bij bodempassage onder (sub)oxische omstandigheden gedraagt het resterende  $NO_3$  zich vrijwel conservatief.

De prestatie van denitrificatie is thans zelfs groter dan vóór 1965. De uiterst langzame achteruitgang van het rendement van denitrificatie wordt tegengewerkt door accumulerend bodemslib, uitbreidingen met veenrijke gebieden (thans niet meer) en verdieping van de terugwinning tot onder SDP 1.

Uitvoerig geochemisch onderzoek is noodzakelijk om het moment van merkbare uitloging van door  $\text{NO}_3$  oxydeerbare organische stof te kunnen voorspellen.

#### Eliminatie van organische stoffen een blijvende zaak?

Zonder open terugwinning en zonder al te vergaande voorzuivering is het duin wellicht blijvend in staat vooral m.b.v. microbiologische processen organische stoffen te elimineren c.q. af te breken. De vrijwel continue verlaging, al 30 jaar lang, van o.a. DOC,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik, kleur en smaak op alle niveaus van kwaliteitsmonitoring getuigt hiervan (zie fig. 9.7, 9.11, 10.17, 10.18, 10.7 en 10.10). De verdere voorzuivering bij GW en de DWL, gesuperponeerd op de toch al gedaalde hoeveelheid afbreekbare organische stoffen in het rivierwater, heeft wel geleid tot een daling van het rendement van duininfiltratie. Bij GW is de eliminatie zelfs omgeslagen in een produktie (levering), waarschijnlijk door algengroei in de kanalen en verzamelkom en/of afgifte door geaccumuleerd bodemslib hierin.

#### Uitloging van kalk, Fe-, Mn- en $\text{SiO}_2$ -rijke mineralen

De toename van  $\text{Ca}$ -,  $\text{HCO}_3^-$ -, Fe-, Mn- en  $\text{SiO}_2$ -concentraties bij bodempassage en duininfiltratie als geheel, getuigen van een onvermijdelijke uitloging van het duin aan deze bestanddelen. De omvang is tot op heden, betrokken op de totale voorraad van mineralen rijk aan deze stoffen, niet erg groot (< 1 %).

Voor kalk, Fe- en Mn-mineralen geldt echter, dat de uitloging in de eerste meter duinzand onder bodemslib geochemisch al duidelijk zichtbaar is (fig. 9.15).

#### Ophoping van stoffen

Te onderscheiden zijn de ophoping d.m.v. bodemslib in infiltratiemiddelen, drainerende kanalen (bij GW en LDM) en verzamelbekken (GW) en de ophoping in duinzand. De ophoping van bodemslib is het meest spectaculair maar niet altijd kwantitatief het meest omvangrijk (zie hoofdstuk 3 van KIWA-Meded. 81).

De belangrijkste parameters van slibaccumulatie staan in tabel 9.14.

Het slib is i.h.a. rijk aan organische stof, incl.  $\text{PO}_4$  en  $\text{NH}_4$ , kalk (vooral sedert verdere voorzuivering),  $\text{SiO}_2$  (als ingewaaid kwarts, door bioturbatie bijgemengd kwarts en als diatomeeën e.d.), Fe en Mn.

In het duinzand onder bodemslib is tevens enig slib rijk aan organische stof (incl.  $\text{PO}_4$  en  $\text{NH}_4$ ) opgehoopt (zie fig. 9.16 en 9.17). In twee jaar tijd is deze accumulatie geochemisch al zichtbaar toegevoegd bij de Boompjesput (zie fig. 9.17). De ophoping in duinzand onder bodemslib beperkt zich visueel tot de eerste meter.

In (sub)oxisch milieu, waar bodemslib weinig of niet ontwikkeld is, zouden Fe en Mn moeten accumuleren i.v.m. de gededuceerde diepbedfiltratie (fig. 9.18).

Fosfaat hoopt zich in concentraties van 17-37 mg P per kg droge duingrond op, zelfs tot 120 m afstand van infiltratiemiddelen (zie tabel 9.16).

Betrokken op het totale poriënvolume is de geconstateerde ophoping in duinzand praktisch verwaarloosbaar.

#### 12.14 Duininfiltratie vergeleken met andere zuiveringssystemen

##### Duininfiltratie vergeleken met de eigen voor- en nazuivering

Bij de drinkwaterbereiding uit oppervlaktewater d.m.v. achtereenvolgens voorzuivering, duininfiltratie en nazuivering, speelt de duininfiltratie i.h.a. de voornaamste rol t.a.v. de volgende macroparameters:

- (1) de verlaging van  $\text{NO}_3$ ,  $\Sigma\text{N}$ , F en K, doorgaans ook van EGV, Cl,  $\text{SO}_4$ , Na, temperatuur,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik en DOC;
- (2) de afvlakking van fluctuaties in temperatuur,  $\text{HCO}_3$ , pH,  $\text{KMnO}_4$ -verbruik,  $\text{SiO}_2$  en  $\text{NO}_3$ , doorgaans ook van EGV, Cl,  $\text{SO}_4$ ,  $\text{PO}_4$ -ortho, F, Na, K, Ca, Mg,  $\text{NH}_4$  en kleur;
- (3) de verhoging van  $\text{SiO}_2$  en doorgaans van  $\text{HCO}_3$ , TIC, SI, pH en Ca; en
- (4) voorraadvorming.

Een verdere voorzuivering reduceert i.h.a. het rendement van duininfiltratie.

##### Duininfiltraat vergeleken met ander drinkwater

De temperatuur en het gehalte aan Cl,  $\text{NO}_3$  en  $\text{HCO}_3$  van duininfiltraat, duingrondwater, Rijnsoevergrondwater en oppervlaktewater na bereiding tot drinkwater zijn in fig. 12.6 weergegeven. Het betreft het gemiddelde, het minimum en maximum voor 1981, met meerdere

pompstations voor elke groep. Duingrondwater etaleert volgens fig. 12.6 duidelijk de beste eigenschappen: de meest constante kwaliteit en het laagste gehalte aan Cl en NO<sub>3</sub>.

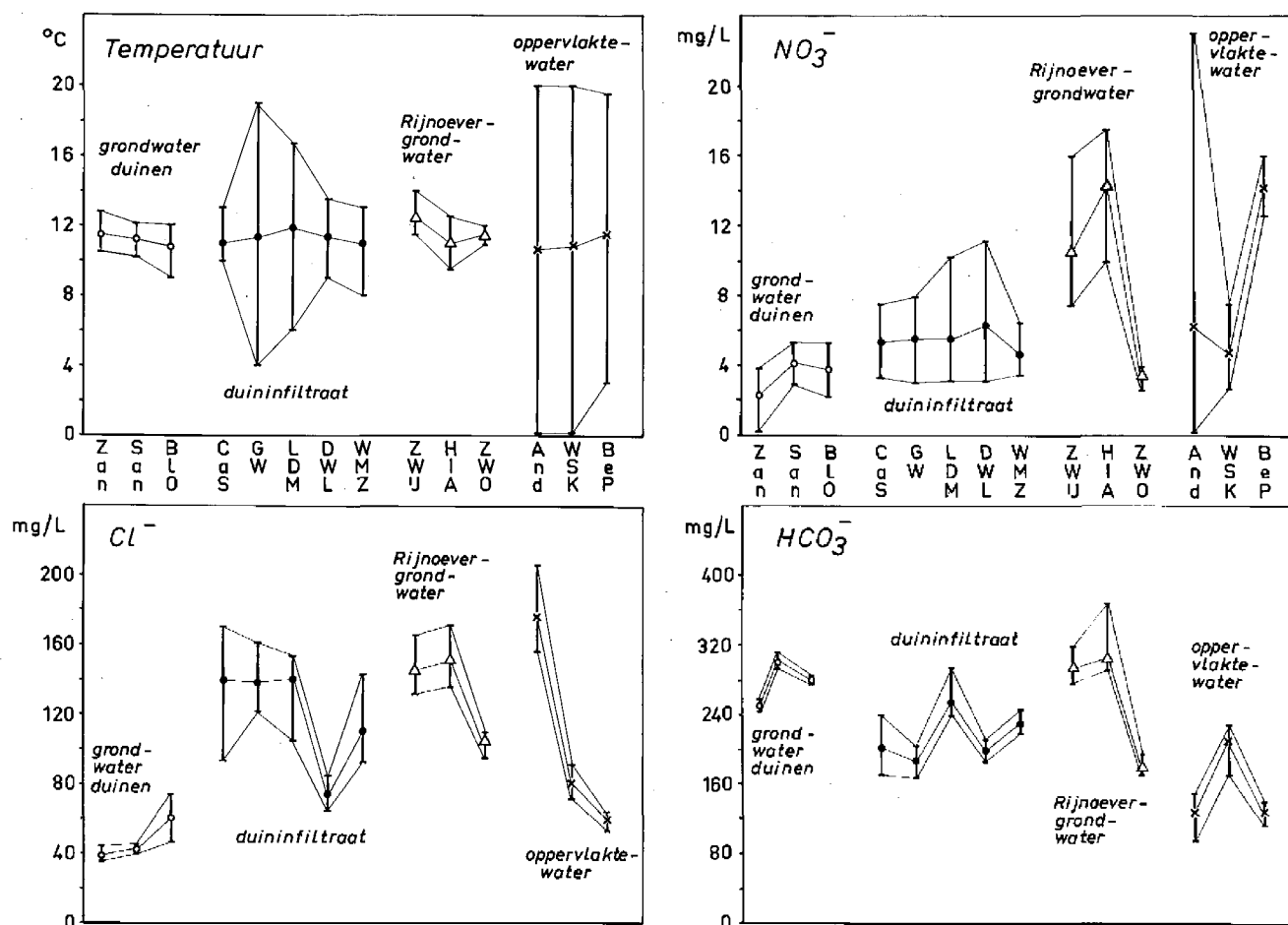


Fig. 12.6 - Vergelijking van de gemiddelde kwaliteit (1981) en variaties in kwaliteit (minima en maxima 1981) van vier groepen drinkwater; duingrondwater, duininfiltraat, Rijnsoevergrondwater en oppervlaktewater (gebaseerd op gegevens in VEWIN, 1982).

Zan = Zandvoort; San = Santpoort; Blo = Bloemendaal; Cas = Castricum; GW = Leiduin; LDM = Katwijk; DWL = Scheveningen; WMZ = Ouddorp; Zwij = Zwijndrecht; HIA = Hendrik Ido Ambacht; Zwo = Zwolle; And = Andijk; Wsk = Weesperkarspel; Bep = Beerenplaat

De afvlakking van kwaliteitsfluctuaties lijkt, afgezien van duingrondwater, zeker niet uniek voor duininfiltraat. Wat fluctuaties in temperatuur en Cl betreft, verdient Rijnsoevergrondwater i.h.a. zelfs de voorkeur boven duininfiltraat. Oppervlaktewater en Rijnsoevergrondwater vertonen echter i.h.a. een ongunstiger beeld t.a.v. NO<sub>3</sub>.

Duininfiltraat ligt in fig. 12.6 globaal tussen duingrondwater en

oppervlaktewater van Andijk, waarmee het qua herkomst (afgezien van de DWL sinds 1976) vergeleken kan worden. Zeer opvallend is de grote negatieve invloed van een (gedeeltelijk) open terugwinning bij GW en de LDM voor de afvlakking van temperatuursfluctuaties.

#### Macroparameters niet het enige criterium

Bij de vergelijking van duininfiltratie met de eigen voor- en nazuivering, alsmede met andere systemen van drinkwaterbereiding uit oppervlaktewater (als oeverfiltratie en spaarbekken), vormen macroparameters vrijwel zeker niet de belangrijkste toetsingscriteria. Voor de volksgezondheid zijn anorganische en organische microverontreinigingen, de bacteriologie en toxicologie van veel groter belang. Duininfiltratie heeft prominente eigenschappen in deze (zie KIWA-Meded. 81).

#### 12.15 Bruikbare tracers voor hydrologisch onderzoek in de duinen

Geschikte tracers (labels) van geïnfilteerd oppervlaktewater dienen zich bij bodempassage (vrijwel) conservatief te gedragen en t.o.v. duinwater een dusdanige afwijking in concentratie c.q. niveau te vertonen, dat deze de analysefout veruit overtreft.

Voor Rijnwater, uit de Lek, het Haringvliet, IJsselmeer of Rijnlands Boezem, kunnen vooral Cl, K en het EGV goede tracers zijn, indien voldaan wordt aan een aantal voorwaarden.

Ten aanzien van Cl en het EGV geldt, dat

(a) in niet dicht begroeide duinen de afstand tot de kust ten minste 1-2 km moet bedragen;

(b) dat op grotere afstand de begroeiing niet te dicht noch te hoog mag zijn;

en (c) dat abnormale perioden met b.v. een extreem hoge zeezoutdepositie of extreem laag Cl-gehalte van de Rijn uitgesloten kunnen worden.

Met betrekking tot K geldt, dat (1) K van Rijnwater doorgeslagen moet zijn; lage K-gehalten kunnen dus zowel wijzen op duinwater als op Rijnwater met K-sorptie c.q. K-fixatie; en (2) dat het duinwater geen hoge K-gehalten vertoont t.g.v. kationuitwisseling of extreme zeezoutinvang of mineralisatie.

Andere tracers van Rijnwater, echter met nog veel meer beperkingen, zijn o.a. Na, Mg, SO<sub>4</sub>, F en de temperatuur.

Voor Maaswater kunnen K en F goede tracers zijn onder bepaalde omstandigheden. Wat K betreft gelden dezelfde voorwaarden als voor K m.b.t. Rijnwater. Ten aanzien van F geldt, dat (1) F van Maaswater doorgeslagen moet zijn: lage F-concentraties kunnen dus zowel op duinwater wijzen als op Maaswater met F-(ad)sorptie; en (2) dat het duinwater geen hoge F-gehalten vertoont b.v. door luchtverontreinigingsdepositie.

#### 12.16 Regenwaterlenzen

Geïnfiltreerd neerslagwater kan onder gunstige omstandigheden een duidelijke lens vormen op zijdelings afstromend, geïnfiltreerd oppervlaktewater (zie fig. 4.10). De ontwikkeling van dergelijke lenzen wordt algemeen bevorderd door langzame stroomsnelheden, een hoge nuttige neerslag en een grote afstand tot infiltratiemiddelen, alsmede door het ontbreken van kwelplassen (zie fig. 4.11) en scheefstaande veenlagen, door een hoge C-waarde van het slecht doorlatende pakket en een stationaire toestand, vooral dicht bij het infiltratiemiddel.

## 13 AANBEVELINGEN

### 13.1 Voor kwaliteitsmonitoring

- De frequentie van bemonstering kan op sommige meetpunten geoptimaliseerd worden:
  - (a) kwaliteitscontrole aan het eindpunt van duininfiltratie kan veelal met een lagere frequentie dan gebruikelijk plaatsvinden, b.v. maandelijks i.p.v. wekelijks. Bij een open terugwinning zou deze controle echter ten minste elke twee weken dienen te geschieden, althans t.a.v. biologisch beïnvloedbare stoffen;
  - (b) een maandelijkse bemonstering van water in infiltratiemiddelen is eigenlijk onvoldoende frequent. Dit zou minimaal twee-wekelijks moeten gebeuren;
  - (c) voor monitoring van de effecten van bodempassage zou de frequentie op geringe afstand van het infiltratiemiddel met een korte verblijftijd ondergronds ( $< 5$  dagen) eveneens twee-wekelijks moeten zijn, op grotere afstand met een grotere verblijftijd ( $> 30$  dagen) voldoet een maandelijkse bemonstering.
- Monitoring van de effecten van bodempassage in een (sub)oxische zone behoeft de veelal verwaarloosde  $O_2$ -metingen om massabalansen te kunnen opstellen. Met hetzelfde doel behoeft de monitoring in anoxisch milieu de vaak nagelaten Fe-, Mn- en  $CH_4$ -analyses.
- Monitoring van de effecten van passage van het eerste slecht doorlatende pakket, hetgeen tot dusver verwaarloosd is. Dit pakket bevat geochemisch veel reactieve fasen en wordt vooral bij het PWN, de DWL en WMZ in significante mate doorspoeld met geïn-filtreerd oppervlaktewater.

### 13.2 Voor nader onderzoek

- Grondonderzoek volgens gestandaardiseerde methoden naar de accumulatie van organische stof, Fe, Mn en  $PO_4$ , alsmede naar de uitloging van kalk, Fe en Mn, beide in duinzand ook op meer dan 1 meter afstand van het infiltratiemiddel.  
Met het accumulatie-onderzoek hangt ook onderzoek naar diepbedfiltratie samen.
- Onderzoek naar een optimaal beheer van het bodemslib in infiltratiemiddelen en eventueel open terugwinning. Het laten liggen van

bodemslib heeft diverse voor- en nadelen, die nader afgewogen dienen te worden mede in het licht van de ecologie.

Een dergelijke studie zou het best bij de DWL kunnen plaatsvinden, aangezien daar pannen zijn, waaruit nog nooit bodemslib is verwijderd sinds de start van kunstmatige infiltratie in 1955/56. Daar kunnen derhalve de gevolgen van bodemslibverwijdering het best bestudeerd worden en vergeleken worden met een pan, waar men het bodemslib laat liggen.

- Onderzoek naar een optimale methode van monstervoorbehandeling van anoxisch water voor de bepaling van  $\text{PO}_4$ -ortho. Filtratie op het laboratorium leidt tot aanzienlijke verliezen t.g.v. (chemi)sorptie aan  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ -vlokken. Aanzuring, die deze vlokvorming kan voorkomen, zou weer kunnen leiden tot hydrolyse van organisch gebonden fosfaat.



## VERANTWOORDING

Het is werkelijk onmogelijk om alle personen te noemen die hebben bijgedragen aan dit onderzoek. Honderden analysten, vele tientallen mensen van de veldtechnische dienst en misschien even zovelen van de administratieve sector hebben immers gezorgd voor de miljoenen analyseresultaten, die hier verwerkt zijn.

Laat mij dan ten minste hen noemen, die bij de totstandkoming van dit boek op zeer directe wijze hebben meegewerkt:

- de leden van de Werkgroep "Hygiënische Aspecten bij Bodempassage" (zie bijlage A) voor hun uiterst waardevolle commentaar en inbreng van al de beschikbare bedrijfsgegevens;
- de heer J.G. Stuyfzand voor het zeer fraaie technische tekenwerk;
- de afdeling Tekstverwerking en afdeling Reproductie (beide KIWA N.V.);
- mevrouw M.I. Castien-Stuyfzand voor het plotten van veel grafieken en voor veel rekenwerk;
- de heer Th. Sluijters (KIWA N.V.) voor het fotografische werk;
- de heren J.L.M. Hooymans en M.G. van Steenis (beide destijds KIWA N.V., thans elders werkzaam) voor statistische verwerking;
- ing. W. Bogaerds en mevrouw Y. van Stijn (beide KIWA N.V.) voor het vergaren van literatuur en
- ir. M.G.M. den Blanken (KIWA N.V.), die ervoor waakte dat het onderzoek al te zeer "im Sumpf der Wissenschaft" belandde.

LITERATUUR

- ADDISCOTT, T.M.: 1983. "Kinetics and temperature relationships of mineralization and nitrification in Rothamsted soils with differing histories." *Journ. of Soil Science* (34), p. 343-353.
- ADRIANI, M.J. & MAAREL, E. VAN DER: 1968. "Voorne in de branding." Stichting Wetensch. Duinonderzoek Oostvoorne, 104 p.
- ALLISON, L.E.: 1947. "Effect of microorganisms on permeability of soil under prolonged submergence." *Soil Sci* (63), p. 439-450.
- AMERONGEN, H. VAN & VELDEN, J.H. VAN DER: 1970. "Samenstelling en eigenschappen van 31 kleisoorten." TNO-rapport, hoofdafd. Maatsch. Technol., 29 p + 94 bijlagen.
- ARENAS, V. & LANZA, G. DE LA: 1981. "The effect of dried and cracked sediment on the availability of phosphorus in a coastal lagoon." *Estuaries* 4 (3), p. 206-212.
- ASMAN, W.A.H.; RIDDER, T.B.; REYNDERS, H.F.R. & SLANINA, J: 1982. "Influence and prevention of bird droppings in precipitation chemistry experiments." *Water, Air and Soil Pollution* 17, p. 415-420.
- AVNIMELECH, Y. & NEVO, Z.: 1964. "Biological clogging of sands." *Soil Science* 98, p. 222-226.
- BAARS, J.K.: 1956. "Kunstmatige productie van grondwater." *Water* (40, 16), p. 205-209.
- BAARS, J.K.: 1960. "Het grondwater, 12e vak cursus drinkwatervoorziening: Kwaliteitsveranderingen van het water tijdens zijn verblijf in de bodem." *Water* (44, 11), p. 137-143.
- BAARS, J.K. & COSQUINO DE BUSSY, I.J. LE: 1960. "Infiltration von Flusswasser in Dünengebieten." *Schweiz. Z. f. Hydrologie* (22), p. 380-395.
- BECKING, D.: 1974. "Vervuiling van het zandpakket bij infiltratie." Intern Rapport GW, 8 p.
- BECKWITH, R.S. & REEVE, R.: 1964. "Studies on soluble silica in soils, II: the release of mono-silicic acid from soils." *Austr. J. Soil Res.* (2), p. 33-45.
- BEEK, C.G.E.M. VAN & PUFFELEN, J. VAN: 1981. "Wat gebeurt er met fosfaat bij duininfiltratie?." *H<sub>2</sub>O* (14) nr. 25, p. 619-621.
- BENNEMA, J.: 1949. "Het oppervlakteveen in West-Nederland." *Boor en Spade*, p. 139-149.
- BOERBOOM, J.H.A.: 1963. "Het verband tussen bodem en vegetatie in

- de Wassenaarse duinen." Boor en Spade (13), p. 120-155.
- BOLT, G.H. & BRUGGENWERT, M.G.M.: 1978. "Soil Chemistry; A. Basic Elements." Devel. in Soil Sci. 5A, Elseviers Sci Publ. Comp. A'dam, 281 p.
- BOS, S.G.; PUFFELEN, J. VAN; JANZEN, R.W. & LOOYEN, R.: 1971. "De invloed van een verlaging van het fosfaatgehalte van geïnfiltreerd Rijnwater op de algenontwikkeling in infiltratiebekkens en op de kwaliteitsveranderingen tijdens de infiltratie." Intern Rapp. DWL, 21 p en 7 bijlagen.
- BOS, M. VAN DEN & ROOK, J.J.: 1974. "Toetsing van het chloride- en sulfaatgehalte van de Maas als parameter voor de vervuiling van deze rivier." H<sub>2</sub>O (7) nr. 7, p. 122-128.
- BOSCH, H.: 1965. "Constructie van infiltratie- en winningsmiddelen." Water (49), p. 205-211 en 224-230.
- BREEMEN, N. VAN: 1976. "Genesis and solution chemistry of acid sulfate soils in Thailand." Agric. Res. Rep. 848, PUDOC, Wageningen, 263 p.
- BREEUWSMA, A. & ZWIJNEN, R.: 1984. "Kleimineralogische samenstelling van Nederlandse aquifers." StiBoKa rapport nr. 1816, 11 p.
- BRESSER, A.H.M.: 1972. "De Invloed van de kanalisatie van de Nederrijn op de drinkwatervoorziening in West-Nederland." Rapport Chem. & Hydrol. Werkgroepen RIWA m.m.v. RWS, 32 p.
- BROUWER, W.A.H.: 1980. "De verontreiniging van de Rijn." Landbouwkundig tijdschrift 92 nr. 4, p. 190-195.
- BUISHAND, T.A. & VELDS, C.A.: 1980. "Neerslag en Verdamping." KNMI De Bilt, 206 p.
- CALVERT, S.E.: 1966. "Accumulation of diatomaceous silica in the sediments of the Gulf of California." Geol. Soc. Am. Bull. (77), p. 569-596.
- CHAMP, D.R.; GULENS, J. & JACKSON, R.E.: 1979. "Oxidation-reduction sequences in ground water flow systems." Can. J. Earth Sci (16), p. 12-23.
- COMMISSIE INFILTRATIE: 1957-1958. "Overzicht naar de stand van zaken medio 1956 van de voor de drinkwatervoorziening verkregen resultaten door infiltratie van oppervlaktewater." Water (41; 26) p. 355-358. Water (42), p. 6-8, 22-25, 33-38.
- DAVELAAR, D.: 1978. "Betekenis van de Hollandse duinen voor de openbare drinkwatervoorziening." Intern Rapport L.H.

Wageningen, Afd. Milieuhygiëne, 40 p.

- DEPUYDT, F.: 1972. "De Belgische strand- en duinformaties in het kader van de geomorfologie der zuidoostelijke Noordzeekust." Verhandelingen van de Kon. Acad. voor Wetenschappen, Letteren en Schone Kunsten van België, Jaargang 34, nr. 122, 228 p + 4 bijlagen.
- DIJK, H.W.J. VAN: 1979. "Gevolgen van waterwinning door infiltratie op de vegetatie in de duinen." Rapport aan Min. V & M, Vakgroep Milieubiologie R.U. Leiden; concept.
- DIJK, H.W.J. VAN: 1984. "Invloeden van oppervlakteinfiltratie ten behoeve van duinwaterwinning op kruidachtige oevervegetaties." Diss. L.H. Wageningen, 240 p.
- DIJK, H.W.J. VAN: 1985. "Bodemchemische processen bij herstel van bodem en vegetatie." p. 9-15 in "Terugkeer vochtige duinvalleien". Studiedag Sticht. Duinbehoud.
- DIJK, H.W.J. VAN & BAKKER, T.W.M.: 1984. "Duininfiltratie: invloed op balans en concentraties van voedingsstoffen."  $H_2O$  (17), p. 597-600.
- DIJKZEUL, A.: 1981. "De waterkwaliteit van de Maas in Nederland in de periode 1953-1980." Rijkswaterstaat rap. notanr. 81-048, 97 p.
- DIJKZEUL, A.: 1982. "De waterkwaliteit van de Rijn in Nederland in de periode 1970-1981." Notanr. 82-061 RIZA, 112 p.
- DOFFERHOFF, P.J.: 1972. "Onderzoek naar de verblijftijd van het geïnfiltreerde rivierwater in de duinwaterwinplaats van de Gemeentewaterleidingen Amsterdam." Intern Rapport GW, 40 p. en 44 bijlagen.
- DOING, H.: 1966. "Beschrijving van de vegetatie der duinen tussen IJmuiden en Camperduin." Meded. Landbouwhogeschool Wageningen, Nederland, 66-13 (1966), 63 p. en 4 bijlagen.
- DONGEN, H. VAN & ROS, J.H.: 1974. "Beter één vogel-even-in de hand dan tien teloor in de lucht." Hoofdstuk 14 in "Meyendel, duinwater-leven", N. Croin-Michielsen (ed), Uitg. W. van Hoeve B.V., Den Haag, 271 p.
- DROST, G.: 1972. "Chemische Gesichtspunkte bei der Bodenpassage." In "Wassergewinnung Wassergüte", Wasserf. Aussprachetagung 23-25 febr. 1972 Dortmund, p. 14-19.
- DWL: 1954-1983. Jaarverslagen Duinwaterleiding van 's-Gravenhage, jaren 1954 t/m 1983.

- EDWARDS, N.T.: 1975. "Effects of Temperature and Moisture on Carbon Dioxide Evolution in a Mixed Deciduous Forest Floor." Soil Sci Soc. Am. Proc. vol 39, p. 361-365.
- EISMA, D.: 1968. "Composition, origin and distribution of Dutch coastal sands between Hoek van Holland and the island of Vlieland." Neth. J. Sea Research (4) nr. 2, p. 123-267.
- EISMA, D.; DAS, H.A.; HOEDE, D.; RAAPHORST, J.G. VAN & ZONDERHUIS, J.: 1966. "Iron and trace elements in Dutch coastal sands." Netherlands Instit. for Sea Research (3), p. 68-94.
- ENGELEN, G.B. & ROEBERT, A.J.: 1974. "Chemical water types and their distribution in space and time in the Amsterdam dune-water catchment area with artificial recharge." J. Hydrology (21), p. 339-356.
- FEIJ, L.A.C. & SMEENK, J.G.M.M.: 1981. "De bepaling van de kalkverzadigingsindex van water." H<sub>2</sub>O (14) nr. 6, p. 131-136.
- FROELICH, P.N.; KLINKHAMMER, G.P.; BENDER, M.L.; LUEDTKE, N.A.; HEATH, G.R.; CULLEN, D.; DAUPHIN, P.; HAMMOND, D.; HARTMAN, B.; & MAYNARD, V. "Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis." Geoch. et Cosmoch. Acta vol 43, p. 1075-1090.
- GENSTAT: 1983. "A general statistical program." Manual, Rothamsted Exp. Station.
- GOLTERMAN, H.L.: 1975. "Physiological Limnology; an approach to the physiology of lake ecosystems." Developments in Water Science 2, Elseviers, 489 p.
- GROOT, W.T. DE: 1979. "Het gedrag van fosfaat in de duinen." Hfdst. 4 in "Waterwinning in de duinen, aantasting en regeneratiemogelijkheden van het abiotisch milieu" door W.T. de Groot et al, CML-Meded. 1.
- GROOT, W.T. DE: 1981. "Het gedrag van fosfaat bij duininfiltratie." H<sub>2</sub>O (14), nr. 7, p. 152-158.
- GW, 1954-1983. Jaarverslagen Gemeentewaterleidingen Amsterdam, jaren 1954 t/m 1983.
- HAAREN, F.W.J. VAN: 1956-1962. "Infiltratieproeven te Leiduin." Verslagen van het Lab. GW over de periode jan. 1956 t/m 29 aug. 1962. Sedert 1958 opgenomen in Van Haaren (1959-1972).
- HAAREN, F.W.J. VAN: 1958. "Radio-activiteit en watervoorziening." Water (42, 3) p. 29-32, 38-39.
- HAAREN, F.W.J. VAN: 1959-1972. "Chemische en bacteriologische gege-

vens betreffende de infiltratie van rivierwater in het duingebied van het jaar 1958-1971. Jaarlijkse Rapporten van het Lab. GW.

- HAAREN, F.W.J. VAN: 1964. "Das Verhalten radioaktiver Isotope im Boden (Grundwasser)." Informationsblatt F.E.G. (10), p. 56-61.
- HAASNOOT, J. & LEEFLANG, K.W.H.: 1971. "Methods of sustaining good infiltration results." In: Proc. Artificial Groundwater recharge conference, 21-24 sept. 1970 Univ. Reading, Eng., Water Res. Ass. Engl., vol. 1, p. 133-168.
- HAGEMAN, B.P.: 1964. "Goeree-Overflakkee." Toelichtingen bij geol. kaart van Ned. 1:50.000. Geol. Sticht. Afd. Geol. Dienst Haarlem, 89 p.
- HARMSSEN, G.W.: 1954. "Observations on the formation and oxidations of pyrite in the soil." Plant and Soil V no. 4, p. 324-348.
- HART, O. 'T: 1984. "De invloed van bodemslib op algengroei in de infiltratievijver pan 13." DWL-rapport en afstudeerverslag, 61 p.
- HIELTJES, A.H.M. & LIJKLEMA, L.: 1979. "Nalevering van fosfaat door sedimenten." H<sub>2</sub>O (12), p. 390-396.
- HOEKSTRA, A.C.: 1974. "De infiltratievijver en zijn levende have." Hoofdstuk 22 in "Meyndel, duin-water-leven", Croin Michielsens, N. (red.), Uitg. W. van Hoeve Den Haag, 271 p.
- HOOGDUIN, F.J.: 1981. "Stageverslag van onderzoek naar het orthofosfaat-uitwisselingsproces tussen slib uit infiltratiepannen en bovenstaand water." Intern Rapp. DWL, 22 p.
- HOOGSTEEN, K.J.: 1979. "Infiltratieproject Haamstede." Rapport N.V. Watermaatschappij Zuid-West-Nederland, 110 p.
- HRUBEC, J.: 1974. "De invloed van licht bij infiltratie van Rijnwater in duinzand (resultaten van experimenten met de RID-KIWA proefinstallatie infiltratie te Leiduin)." Rapp. Comm. Proefinstallatie Infiltratie, RID, 32 p en 19 bijlagen.
- HRUBEC, J.: 1975. "De invloed van licht bij infiltratie van Rijnwater in duinzand." H<sub>2</sub>O (8), p. 41-42.
- HRUBEC, J. & STUYFZAND, P.J.: 1984. "Voorzuivering ten behoeve van duininfiltratie." Appendix A van KIWA Meded. 81, P.J. Stuyfzand (ed), p. 305-336.
- HRUBEC, J.; BOER, A.C. DEN; LUIJTEN, W.C.M.M.; OERS, J.A.M. VAN & Piet, G.J.: 1984. "Modelonderzoek betreffende het gedrag van verontreinigingen tijdens percolatie van voorgezuiverd opper-

- vlaktewater door de zandbodem." RIVM-rapport Lab. Ecol. Water en Drinkwater nr. 83-395A/HRU/mk, 50 p.
- HUISMAN, L.: 1952. "De chloorafvoer van Lek en Bovenrijn." De Ingenieur (64) no. 18, p. 45-48.
- HUISMAN, L.: 1959. "Bepaling van de geo-hydrologische constanten voor de duinwaterwinplaats der gemeente Amsterdam." Water (43, 4), p. 41-48.
- HUISMAN, L. & HAAREN, F.W.J. VAN: 1966. "Treatment of water before infiltration and modification of its quality during its passage underground." Internat. Water Supply Assoc., 7th Congress, Barcelona, special subject no. 3, p. G1-26.
- HUISMAN, L.; KOOYMAN, J. & HAAREN, F.W.J. VAN: 1953-1956. "Infiltratieproeven te Leiduin." Verslagen van het Lab. GW over de periode dec. 1951 t/m maart 1956.
- HUISMAN, L. & OLSTHOORN, T.N.: 1983. "Artificial groundwater recharge." Pitman Adv. Publ. Program, London, 320 p.
- HULL, C.H. & NIE, N.H.: 1979. "SPSS Update; new procedures and facilities for releases 7 & 8." Mc Graw-Hill Book Comp., 172 p.
- ICW: 1976. "Hydrologie en waterkwaliteit van Midden-West-Nederland." ICW Region. Studies (9), 101 p.
- IODZH: 1983. "Eindrapport Stuurgroep Integraal Onderzoek Drinkwatervoorziening Zuid-Holland." RID/PWS Zuid-Holland, 187 p.
- IWACO: 1982. "Geohydrologisch onderzoek Duinwaterleiding 's-Gravenhage." Project 425, 4 deelrapporten.
- JELGERSMA, S.; JONG, J. DE; ZAGWIJN, W.H. & REGTEREN ALTENA, J.F. VAN: 1970. "The coastal dunes of the Western Netherlands; geology, vegetational history and archeology." Meded. Rijks Geol. Dienst, N.S. 21, p. 93-167.
- JONES, L.H.P. & HANDRECK, K.A.: 1963. "Effects of iron and aluminium oxides on silica in solution in soils." Nature vol. 198, p. 852-853.
- JONG, J.D. DE: 1957. "Heavy mineral composition of the podsol profile at the top of the pleistocene." Verh. Kon. Ned. Geol. Mijnbk. Gen., Geol. Serie (17), p. 146-147.
- JONG, S.J. DE; SPEETS, R. & TUINZAAD, H.: 1983. "Temperatuurveranderingen in het grondwater bij kunstmatige infiltratie bij de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage." H<sub>2</sub>O (16) nr. 20, p. 456-461.
- KAMATANI, A.: 1971. "Physical and chemical characteristics of bio-

- genous silica." *Marine Biology* (8), p. 89-95.
- KAMATANI, A. & RILEY, J.P.: 1979. "Rate of dissolution of diatom silica walls in seawater." *Mar. Biol.* (55), p. 29-35.
- KATER, H. DE: 1984. "Kwaliteitsveranderingen tijdens het transport van gedeeltelijk voorgezuiverd water." *Afstudeerrapport TH Delft, Afd. Civ. Gezondheidstechniek*, 95 p.
- KATO, K.: 1969. "Behavior of dissolved silica in connection with oxidation-reduction cycle in lake water." *Geochem. J.* (3), p. 87-97.
- KELLY, C.A. & CHYNOWETH, D.P.: 1981. "The contributions of temperature and of the input of organic matter in controlling rates of sediment methanogenesis." *Limnol. Oceanogr.* 26 (5), p. 891-897.
- KELTS, K. & HSÜ, K.J.: 1978. "Freshwater carbonate sedimentation." Ch. 9 in: *Lakes, chemistry, geology, physics*; A. Lerman (ed.) Springer-Verlag New-York, p. 295-323.
- KEYS, W.S. & BROWN, R.F.: 1978. "The use of temperature logs to trace the movement of injected water." *Ground Water* (16) nr. 1, p. 32-48.
- KLIJN, J.A.: 1981. "Nederlandse kustduinen, Geomorfologie en bodems." *Pudoc Wageningen, Ph. D. Thesis*, 188 p.
- KLOMP, R. & PAGEE, J.A. VAN: 1979. "Een modelmatige benadering van de waterkwaliteit van de Rijn." 14de vakantiecursus behand. afvalwater, TH Delft, p. 51-57.
- KNOPPERT, P.L. & VREEDENBURGH, E.G.H.: 1980. "Kenmerken van oppervlaktewaterwinning." *H<sub>2</sub>O* 13 (15), p. 330-342.
- KOBUS, E.J.M. & VLASBLOM, W.J.: 1975. "Putverstopping door ijzerneerslagen te Castricum." *KIWA-Meded.* nr. 38, 52 p.
- KOOLEN, J.L.: 1973. "De kwaliteit van het Maaswater in Nederland." *H<sub>2</sub>O* (6) nr. 1, p. 3-14.
- KROON, G.T.M. VAN DER & LAAR, T.L. VAN DER: 1969. "Investigations on nitrification and denitrification in dune sand." *H<sub>2</sub>O* 2 (18), p. 410-419.
- LEEFLANG, K.W.H.: 1965. "Kwaliteitsverandering door infiltratie." Zeventiende Vakantiecursus in drinkwatervoorziening, TH Delft, p. 55-81. Tevens in *Water* 49 (12), p. 167-170 & 177-183.
- LEWIN, J.C.: 1961. "The dissolution of silica from diatom walls." *Geochim. et Cosmochim. Acta* (21), p. 182-198.
- LEWIS, W.M.: 1983. "Collection of airborne materials by a water



- surface." *Limnol. Oceanogr.* 28 (6), p. 1242-1246.
- LINDBERG, R.D. & RUNNELLS, D.D.: 1984. "Ground water redox reactions: an analysis of equilibrium state applied to Eh measurements and geochemical modeling." *Science* (225), p. 925-927.
- LINDENBERGH, P.C.: 1941. "Bijdrage tot oordeelkundig beheer van het duinwaterkapitaal." *Proefschrift Delft*, 181 p.
- LINDENBERGH, P.C.: 1956. "Zestien jaar duinbevloeiing." *Water* (40, 18), p. 231-237.
- LIPS, H.J.M.: 1970. "Kwaliteitsverandering bij infiltratie in de duinen." *H<sub>2</sub>O* (3), nr. 8, p. 177-178.
- LIPS, H.J.M.: 1972. "Kwaliteitsverandering bij kunstmatige infiltratie." *Sticht. Postakad. Vorming Gezondheidstechniek, Cursus zuiveringssystemen 1972-1973*, ZD 6, 14 p.
- LIPS, H.J.M.; BULTEN, B. & PUFFELEN, J. VAN: 1969. "Kwaliteitsverandering bij infiltratie in de duinen." *Rapp. Werkgroep Infiltratie Rivierwater in de Duinen*, 60 p.
- LOUGHNAN, F.C.: 1969. "Chemical weathering of the silicate minerals." *Am. Elsevier Publ. Comp. Inc., New-York USA*, 137 p.
- MARTIJN, Th.G.: 1967. "Afvoer- en chloridekarakteristieken van de Rijn in verband met voorraadvorming." *Water* 51 (4), p. 76-85.
- MC CALLA, T.M.: 1950. "Studies on the Effect of Microorganisms on Rate of Percolation of Water through Soils." *Soil Science Society Proceedings*, p. 182-186.
- MC KEAGUE, J.A. & CLINE, M.G.: 1963. "The adsorption of monosilicic acid by soil and by other substances." *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 43, p. 83-96.
- MOEL, P.J. DE & DIJK, J.C. VAN: 1983. "Zakrekenmachines en het kalkkoolzuurevenwicht." *H<sub>2</sub>O* (16) nr. 15, p. 336-339.
- MOLT, E.L.: 1961. "Verontreiniging van het Rijnwater." 13e Vak. cursus Drinkwatervoorziening, p. 46-71.
- MOREY, G.W.; FOURNIER, R.O. & ROWE, J.J.: 1962. "The solubility of quartz in water in the temperature interval from 25 ° to 300 °C." *Geochimica et Cosmochimica Acta* Vol 86, p. 1029-1043.
- MURPHY, T.P.; HALL, K.J. & YESAKI, I.: 1983. "Coprecipitation of phosphate with calcite in a naturally eutrophic lake." *Limnol. Oceanogr.* 28 (1), p. 58-69.
- NEVO, Z. & MITCHELL, R.: 1967. "Factors Affecting Biological Clogging of Sand Associated with Ground Water Recharge." *Water Research, Pergamon Press* Vol. 1, p. 231-236.

- NIE, N.H.; HULL, C.H.; JENKINS, J.G.; STEINBRENNER, K. & BENT, D.H.: 1975. "SPSS, Statistical Package for the Social Sciences." Sec. Ed., McGraw-Hill, 675 p.
- NIGHTINGALE, H.I.: 1975. "Ground-water recharge rates from thermometry." Ground Water (13) nr. 4, p. 340-344.
- NOOIJEN, W.F.J.: 1983a. "De invloed van biochemische processen op de produktiviteit van de duinbevloeiing, 1, een oriënterend onderzoek." Intern DWL-rapport, 106 p.
- NOOIJEN, W.F.J.: 1983b. "De invloed van biochemische Processen op de produktiviteit van de duinbevloeiing, 2: Limnologisch onderzoek aan de pannen 26.1 en 27.2.1 in het voorjaar van 1983." Intern DWL-rapport, 79 p.
- NRIAGU, J.O.: 1978. "Dissolved silica in pore waters of Lakes Ontario, Erie and Superior sediments." Limnol. & Oceanogr. 23 (1), p. 53-67.
- NRIAGU, J.O. & DELL, C.I.: 1974. "Diagenetic formation of iron phosphates in recent lake sediments." Am. Mineral (59), p. 934-946.
- OGWADA, R.A.; REDDY, K.R. & GRAETZ, D.A.: 1984. "Effects of aeration and temperature on nutrient regeneration from selected aquatic macrophytes." J. Environ Qual. (13) nr. 2, p. 239-242.
- OLSTHOORN, T.N.: 1982. "Verstopping van persputten." KIWA-Meded. 71, 443 p.
- OOSTERHOUD, E. VAN; JANZE, G.C.; GROOT, W.T. DE & DIJK, H.W.J. VAN: 1982. "Fosfaat en duin-infiltratie: een experimentele benadering." H<sub>2</sub>O 15 (18), p. 497-501.
- OSKAM, G.: 1980. "Berging van oppervlaktewater in open bekkens." H<sub>2</sub>O (13) nr. 9, p. 189-197.
- OSKAM, G.: 1983. "Microbiologische processen in spaarbekkens." H<sub>2</sub>O (16) nr. 7, p. 150-155.
- PARKHURST, D.L.; THORSTENSON, D.C. & PLUMMER, L.N.: 1980. "PHREEQE: A computer program for geochemical calculations." US Geol. Surv. Water Resour. Inv., p. 80-96.
- PETERS, H.: 1984. "Zakrekenmachines en de zuurstofverzadigingswaarde van water." H<sub>2</sub>O (17), p. 73.
- PETERS, J.H.; DALFSEN, W. VAN & STEINMETZ, J.J.: 1984. "Temperatuurmetingen bruikbaar bij onderzoek na verbreiding van infiltratiewater uit persputten." H<sub>2</sub>O (17) nr. 4, p. 68-72.
- PETTIJOHN, F.J.: 1941. "Persistence of heavy minerals and geologic

- age." J. Geol. (49), p. 610-625.
- PEVERELLI, R.A.: 1980. "Onderzoek naar de samenstelling van het bodemslib in pan 13." HTS-Stageverslag DWL 's-Gravenhage, 10 p.
- PLUMMER, L.N.; WIGLEY, T.M.L. & PARKHURST, D.L.: 1978. "The kinetics of calcite dissolution in CO<sub>2</sub>-water systems at 5 ° to 60 °C and 0.0 to 1.0 atm. CO<sub>2</sub>." Am. J. Sc. (278), p. 179-216.
- PONS, L.J.: 1959. "Fossiele bodemprofielen in het dekzand in de tunnelput van Velsen." Boor en Spade X, p. 170-209.
- PREUL, H.C. & SCHROEPFER, G.J.: 1968. "Travel of nitrogen in soils." J. WPCF 40, no. 1, p. 30-48.
- PUFFELEN, J. VAN: 1972. "Kwaliteitsverandering bij de infiltratie van Rijnwater in de duinen." Stichting Postakademiale Vorming Gezondheidstechniek 1972-1973. Cursus zuiveringssystemen bij de produktie van drinkwater, 12 p., 15 fig.
- PUFFELEN, J. VAN: 1974. "Kwaliteitsveranderingen door bodempassage en langzame zandfiltratie." Rapport aan Comm. Voorraadvorming en zuivering oppervlaktewater, 8 p.
- PUFFELEN, J. VAN: 1979. "Berging van oppervlaktewater in de ondergrond." H<sub>2</sub>O (12), nr. 24, p. 541-548.
- PUFFELEN, J. VAN: 1985. "Kwaliteitsaspecten bij kunstmatige infiltratie van water in de duinen." H<sub>2</sub>O (18) nr. 3, p. 50-54.
- PWS: 1976. "Metingen luchtverontreiniging in Noord-Holland (1976)." Verslagen Dienst Milieuhygiëne Prov. Waterstaat Noord-Holland.
- RASMUSSEN, K. & WILLEMS, M.: 1981. "Pyrite Oxidation and Leaching in Excavated Lignite Soil." Acta Agricultura Scandinavica 31, p. 107-115.
- RATSMA, K.J.: 1984a. "De invloed van algen op de productiviteit van de duininfiltratie: Hydrobiologisch onderzoek aan de pannen 8-4-2 en 13-1." Afstudeerverslag TH Delft, DWL-rapport, 33 p + 53 bijlagen.
- RATSMA, K.J.: 1984b. "De invloed van algen op de productiviteit van de duininfiltratie: algemeen." Afstudeerverslag TH Delft, DWL-rapport, 49 p.
- REDFIELD, A.C.; KETCHUM, B.H. & RICHARDS, F.A.: 1966. "The influence of organisms on the composition of sea water." In "The Sea" Vol. 2, M.N. Hill (ed), Wiley Intersci N.Y.
- REICHE, P.: 1943. "Graphic representation of chemical weathering." J. Sed. Petrol (13), p. 58-68.
- RETGERS, J.W.: 1891. "De samenstelling van het duinzand van

- Nederland." *Natuurk. Verh. Kon. Akad.* (29), p. D1-D48.
- RID: 1980-1981. "RID-Regenwatermeetnet." verslagen over de periode juli 1978 t/m dec. 1981, Cbh 80-13, Cbh 80-13/1 t/m 13/4, Cbh 81-14/1 t/m 14/4.
- RIDDER, T.B.: 1978. "Over de chemie van de neerslag." *Rapp. KNMI*, WR 78-4, 45 p.
- RIWA: 1969-1983. "Jaarverslagen van de Rijncommissie Waterleiding-bedrijven, alsmede rapporten over de resultaten verkregen via het RIWA-meetnet.
- ROOK, J.J. & OSKAM, G.: 1970. "Biological and chemical aspects of Rhine water in the Berenplaat Reservoir." *Jour. AWWA* (62), p. 249-259.
- RUTTE, M.: 1983. "Onderzoek naar de analyse van fosfaat en bodemslib." *Intern Rapport DWL-'s-Gravenhage*, 26 p.
- SALOMONS, W. & GROOT, A.J. DE: 1977. "Pollution history of trace metals in sediments, as affected by the Rhine River." *Publ. 184 Delft Hydraul. Lab.*, 21 p.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P.: 1970. "Lehrbuch der Bodenkunde". Ferd. Enke, Stuttgart, 448 p.
- SCHMALE, A.: 1980. "Hydrobiologisch onderzoek infiltratievijvers 1978 en 1e kwartaal 1979." *Intern Rapp. Duinwaterleiding van 's-Gravenhage*, 12 p. en 26 bijlagen.
- SCHOLTE UBING, D.W.: 1979. "Nutriënten in de Rijn." 14e Vak. cursus behand. afvalwater, TH Delft, p. 21-28.
- SCHUILLING, R.D.: 1974. "De natuurlijke erosie als basisniveau voor het transport van elementen." *Geol. en Mijnb.* 53 (4), p. 195-197.
- SCHUURMANS, R.A.: 1978. "De duinwaterwinplaats: hydrologische beschouwingen anno 1977." *Rapport GW, nr. 30157*, 169 p.
- SIEVER, R.: 1962. "Silica solubility, 0-200 °C and the diagenesis of siliceous sediments." *J. Geol.* 70 (2), p. 127-150.
- SINGER, P.C. & STUMM, W.: 1970. "Acidic mine drainage: the rate determining step." *Science* (167), p. 1121-1123.
- SLEEN, W.G.N. VAN DER: 1912. "Bijdrage tot de kennis der chemische samenstelling van het duinwater in verband met de Geo-mineralogische gesteldheid van den bodem." *Ph.D. Thesis, Amsterdam*, 157 p.
- SLUYS, P.J. VAN DER: 1981. "Onderzoek naar de hoeveelheid en samenstelling van het bodemslib uit pan 14." *HTS-stageverslag DWL*

's-Gravenhage, 11 p.

- SNOEK, O.T. & HUIZENGA, L.J.: 1980. "Rapport over het onderzoek naar de kwaliteit van het Rijnwater in de "Fliessende Welle" van Keulen tot Hoek van Holland op 23 en 24 april 1980." Rijncommissie Waterleidingbedrijven RIWA, p. 8-19.
- STEENKAMP, F.: 1979. "Fosfaat in de duinen." Duin (2, 3), p. 12-16.
- STEENKAMP, F.E.M. & GROOT, W.T. DE: 1979. "Fosfaten in de infiltratiegebieden." Hfdst. 3 in "Waterwinning in de duinen, aantasting en regeneratiemogelijkheden van het abiotisch milieu" door W.T. de Groot et al, CML-Meded. 1.
- STOCK, H.D.: 1981. "Zeitreihenanalyse der Sauerstoffgehalte des Rheins bei km 865 (Kleve-Bimmen)." Vom Wasser (57), p. 289-296.
- STRAATEN, L.M.J.U. VAN: 1954. "Composition and structure of recent marine sediments in the Netherlands." Leidse Geol. Meded. (19), p. 1-110.
- STRAATEN, L.M.J.U. VAN: 1961. "Directional effects of winds, waves and currents along the Dutch North Sea coast." (Part 2) Geologie en Mijnbouw (40), p. 333-346 en 363-391.
- STRAATEN, L.M.J.U. VAN: 1965. "Coastal barrier deposits in South and North-Holland, in particular in the areas around Scheveningen and IJmuiden. Meded. Geol. Stichting, Nieuwe Serie no. 17, p. 41-76.
- STUMM, W. & MORGAN, J.J.: 1981. "Aquatic Chemistry, an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters." J. Wiley & Sons, New-York, 2nd ed., 780 p.
- STUURMAN, R.J.: 1984. "Regenwaterlensvorming op kunstmatig geïnfilteerd, zijdelings afstromend Lekwater in de Duinwaterwinplaats van Gemeentewaterleidingen." Afstudeerrapport IvA Vrije Univ. A'dam, 81 p.
- STUYFZAND, P.J.: 1977. "Hydrochemical aspects of drinking water injection by a deep well in a semiconfined aquifer at Leiduin Pumpingstation near Zandvoort, North-Holland." Intern. Report GW, 130 p.
- STUYFZAND, P.J.: 1983a. "Belangrijke foutenbronnen bij bemonstering van grondwater via peil- en minifilters." H<sub>2</sub>O (16) 4, p. 87-94.
- STUYFZAND, P.J.: 1983 b. "Kwaliteitsveranderingen van voorgezuiverd Lekwater bij kunstmatige infiltratie in het duingebied ten

- westen van Castricum; Deelrapport nr. 1 behorend bij deze KIWA-Meded. 82". KIWA, SWE-366, 86 p.
- STUYFZAND, P.J.: 1983c. "De berekening van het elektrisch geleidingvermogen van natuurlijke wateren: een zeer nauwkeurige methode met voorbeelden van toepassing." KIWA-rapport SWE-83.001, 40 p.
- STUYFZAND, P.J.: 1983d. "Een zeer nauwkeurige berekening van het elektrisch geleidingsvermogen ter controle en aanvulling van wateranalyses."  $H_2O$  (16) nr. 16, p. 358-361 en 363.
- STUYFZAND, P.J.: 1984a. "Kwaliteitsveranderingen van voorgezuiverd Lekwater bij kunstmatige infiltratie in de Amsterdamse waterleidingduinen ten zuiden van Zandvoort; Deelrapport nr. 2 bij deze KIWA-Meded. 82." KIWA SWE-367, 189 p.
- STUYFZAND, P.J.: 1984b. "Kwaliteitsveranderingen van boezemwater bij kunstmatige infiltratie in het wingebied van de Leidsche Duinwater maatschappij." Deelrapport nr. 3 bij deze KIWA-Meded. 82. KIWA SWE-368, 56 p.
- STUYFZAND, P.J.: 1984c. "Kwaliteitsveranderingen van voorgezuiverd rivierwater bij kunstmatige infiltratie in het wingebied van de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage. Deelrapport nr. 4 bij deze KIWA-Meded. 82. KIWA SWE-369, 223 p.
- STUYFZAND, P.J.: 1984d. "Kwaliteitsveranderingen van Haringvliet- en Polderwater bij kunstmatige infiltratie in het duingebied ten Noordoosten van Ouddorp, Goeree-Overflakkee." Deelrapport nr. 5 bij deze KIWA-Meded. 82. KIWA SWE-370, 72 p.
- STUYFZAND, P.J.: 1984e. "Effecten van vegetatie en luchtverontreiniging op de grondwaterkwaliteit in kalkrijke duinen bij Castricum: lysimeterwaarnemingen."  $H_2O$  (17), p. 152-159.
- STUYFZAND, P.J.: 1984f. "Ground water quality evolution in the upper aquifer of the coastal dune area of the western Netherlands. In: Eriksson, E (ed); Hydrochemical balances of freshwater systems; Proceedings of the Uppsala Symposium september 1984, IAHS Publ. 150, p. 87-98.
- STUYFZAND, P.J. (ed): 1984g. "Microverontreiniging en duininfiltratie." KIWA Meded. 81, 336 p.
- STUYFZAND, P.J.: 1985a. "Enkele kwaliteitsgegevens met betrekking tot kunstmatige infiltratie van polderwater in de waterwingebieden Sint Jansteen en Clinge, Zeeuws-Vlaanderen." Deelrapport nr. 6. KIWA SWE-371, 33 p.

- STUYFZAND, P.J., 1985b. "Hydrochemie en hydrologie van het duingebied tussen Egmond en Wijk aan Zee." KIWA SWE-85.012, 205 p.
- STUYFZAND, P.J.: 1985c. "Hydrologie, herkenning en datering van Rijnsoevergrondwater." Hoofdstuk 2 in KIWA Meded. 89 "Drinkwater uit oevergrondwater", D. van der Kooy (ed), p. 2.1-2.67.
- STUYFZAND, P.J.: 1985d. "Anorganische bestanddelen van Rijnsoevergrondwater." Hoofdstuk 3 in KIWA Meded. 89 "Drinkwater uit oevergrondwater", D. van der Kooy (ed), p. 3.1-3.57.
- STUYFZAND, P.J.: in voorbereiding. "Hydrochemistry of the coastal dune area of the Western Netherlands." Dissertatie Vrije Univ. A'dam, in voorbereiding.
- STUYFZAND, P.J.; BASSIE, W. & HOOTSEN, J.: 1984. "Interacties tussen infiltratiewater en het abiotisch milieu." Hoofdstuk 7 in "Invloeden van infiltratie van Haringvlietwater op het duingebied Schouwen", WMZ, 100 p.
- STUYFZAND, P.J.; PUFFELEN, J. VAN & LIPS, H.J.M.: 1985. "Anorganische microverontreinigingen." Hoofdstuk 3 in "Microverontreiniging en duininfiltratie." Stuyfzand, P.J. (red), KIWA-Meded. 81, p. 54-105.
- STUYFZAND, P.J. & STUURMAN, R.J.: 1985. "Experimenteel bewijs en modellering van een stationaire regenwaterlens op kunstmatig geïnfiltreerd oppervlaktewater. H<sub>2</sub>O 18 (1985), p. 408-415.
- STUYFZAND, P.J. & MOBERTS, F.M.L.: 1986. "Hydrochemie en hydrologie van drie soorten (ver)nat duinterrein langs Hollands kust." KIWA SWE-86.006 in druk.
- TANGENA, B.H.: 1980. "Overzichtsrapport waterkwaliteitsveranderingen bij duininfiltratie." "Stuurgroep Integraal Onderzoek Drinkwatervoorziening." Eindrapport. Deelrapport 13. Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening en Provinciale Waterstaat, 57 p.
- TOUSSAINT, C.G.: 1972. "De chemische samenstelling van het oppervlaktewater in West-Nederland." ICW-Nota 653, 33 p + 73 bijlagen.
- TUINZAAD, H.: 1975. "De productiviteit van de duininfiltratie in samenhang met de temperatuurverandering en de kwaliteit van het bevoeiingswater." Rapport DWL, t.b.v. de Commissie Infiltratie, 26 p + 18 bijlagen.
- URK, G. VAN 1973. "Waterkwaliteit in Nederrijn en Lek bij lage afvoeren." Rapp. RIZA, 34 p.

- VERMEULEN, A.J.: 1977. "Immissie-onderzoek met behulp van regenvan-  
gers: opzet, ervaringen en resultaten." Rapp. Prov. Waterstaat  
N-Holl., Dienst voor Milieuhygiëne, 109 p.
- VEWIN: 1982. "De uitkomsten van het fysisch en chemisch onderzoek  
1981." 273 p.
- VOSJAN, J.H.: 1979. "Microbiologische afbraak in de wadbodem."  
Natuur en Techniek (47), p. 232-247.
- WATERLEIDINGBESLUIT: 1984. "Besluit van 2 april 1984, inhoudende  
wijziging van het Waterleidingbesluit (Stb. 1960, 345)."  
Staatsblad Kon. der Ned. (220), 36 p.
- WERFF, A. VAN DER: 1957. "Diatom association." Verh. Kon. Ned.  
Geol. Mijnb. Gen., Geol. serie 17, p. 184-189.
- WESSELS, H.R.A.: 1984. "De temperatuur van de Rijn, 1911-1984." H<sub>2</sub>O  
(17) nr. 18, p. 396-399.
- WIKLANDER, L.: 1964. "Cation and anion exchange phenomena." Ch. 4  
in "Chemistry of the soil", F.E. Bear (ed), p. 163-205.
- WIKLANDER, L.: 1978. "Interaction between cations and anions  
influencing adsorption and leaching." Nato Conf. on "effects of  
acid precipitation on terrestrial ecosystems." Toronto, 1978  
may 21-27, T.C. Hutchinson & M. Havas (eds). Plenum Press N.Y.,  
654 p., p. 239-254.
- WITKAMP, M.: 1969. "Cycles of temperature and carbon dioxide evo-  
lution from litter and soil." Ecology 50 (5), p. 922-924.
- WOLZOGEN KÜHR, C.A.H. VON: 1926. "Het mangaan in het Amsterdamse  
duinwaterleidingbedrijf." Water en Gas 10 (3-5), p. 21-25,  
31-34 en 39-43.
- ZIJLSTRA, K.C.: 1980. "Een beknopt beeld van de verontreiniging van  
de Rijn." H<sub>2</sub>O (3) nr. 5, p. 94-97.
- ZUURDEEG, B.W.: 1980. "De natuurlijke chemische samenstelling van  
Maaswater." H<sub>2</sub>O (13) nr. 1, p. 2-7.



BIJLAGE A

Samenstelling van de KIWA-Werkgroep "Hygiënische Aspecten bij Bodempassage", opgericht op 8 juli 1979

---

- Bassie, drs. W.; N.V. Waterleidingmaatschappij Zuid-West-Nederland, lid sinds maart 1982.
- Beek, ir. C.G.E.M. van; KIWA N.V., lid tot januari 1983.
- Gaag, drs. M.A. van der; KIWA N.V., lid sinds oprichting, secretaris tot februari 1982.
- Hoekstra, drs. A.C.; Duinwaterleiding van 's-Gravenhage, lid sinds oprichting.
- Hrubec, ir. J.; Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, lid sinds oprichting.
- Lips, drs. H.J.M.; Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland, lid tot januari 1984.
- Mus, ir. D.; N.V. Leidsche Duinwater Maatschappij, lid sinds maart 1982 tot april 1985.
- Olsthoorn, ir. T.N.; Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (toen bij KIWA N.V.), lid en secretaris tot september 1979.
- Puffelen, ir. J. van; Duinwaterleiding van 's-Gravenhage, voorzitter sinds oprichting.
- Ruyter, drs. A. de; N.V. Leidsche Duinwater Maatschappij, lid sinds maart 1985.
- Schultink, drs. L.J.; Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland, lid sinds februari 1984.
- Smeenck, ir. J.G.M.M., Gemeentewaterleidingen, lid sinds oprichting.
- Snoek, drs. O.I.; Gemeentewaterleidingen, lid tot augustus 1985.
- Stuyfzand, drs. P.J.; KIWA N.V. (tot 1 februari 1982: Vrije Universiteit Amsterdam, Instituut voor Aardwetenschappen), lid sinds januari 1981, secretaris sinds februari 1982.

BIJLAGE B

Definities van veel gebruikte begrippen

- Aangevoerd water = al of niet voorgezuiverd oppervlaktewater aan het einde van de aanvoerpijpleiding.
- Bodempassage = doorstroming van grond in de verzadigde en/of onverzadigde zone.
- Bodemslib = het totaal van slibhoudende afzettingen op de bodem van een waterloop (i.c. infiltratiemiddel, drainerend kanaal of verdeelvijver).
- Bijmenging = toevoeging van één of meerdere watersoorten aan een watersoort, die meer dan 50 % uitmaakt van het uiteindelijke mengsel.
- Chemisorptie = chemische binding van een opgelost bestanddeel van water aan het oppervlak van een tevoren aanwezig vast substraat.
- Diep duinwater = geïnfiltreerd regenwater in het tweede watervoerend pakket of dieper.
- Doorslag = het verschijnsel, dat een stroomopwaarts ingebrachte stof op een stroomafwaarts hiervan gelegen punt in oplossing verschijnt na belemmering.
- Duininfiltratie = kunstmatige aanvulling van grondwater in de duinen met oppervlaktewater van elders. Meer specifiek: datgene, wat er na het gesloten transport tot in het duingebied met het kunstmatig te infiltreren oppervlaktewater gebeurt, totdat het in de eerste nazuiveringsstap be-landt (zie par. 2.3.2).
- Hoofdader = de centrale drainageleiding in het 1e WVP (met daarop aangesloten ondiepe pompputten), die het grootste deel van het geïnfiltreerde rivierwater in het Haagse wingebied terugwint. Als meetpunt geldt het uiteinde ervan vòòr intrede in de verzamelkom.
- Infiltratiemiddel = een kanaal, geul, vijver, duinpan of wat dies meer zij, alsmede een put, van waaruit speciaal daartoe aangevoerd oppervlaktewater infil-

- treert.
- Infiltratiewater = aangevoerd oppervlaktewater op het moment van (kunstmatige) infiltratie in sensu stricto, dus na eventuele kwaliteitsveranderingen in het infiltratiemiddel.
- Macroparameters = hoofd- en nevenbestanddelen van water plus een aantal algemeen beschrijvende parameters (soms of groepsparameters), beide in de orde van  $\text{mg l}^{-1}$ .
- Mobilisatie = het in oplossing geraken van een tevoren in of aan een vast substraat gebonden stof.
- Nazuivering = de behandeling van (terug)gewonnen water volgens één of meer niet-natuurlijke processen.
- Ondiep duinwater = geïnfiltreerd regenwater in de verzadigde zone van het eerste oftewel freatische watervoerende pakket.
- Oranjekom = het verzamelbekken (zie def.) van Gemeentewaterleidingen.
- Rein water = nagezuiverd water tot drinkwaterkwaliteit, vlak vóór het verlaten van het nazuiveringsbedrijf.
- Remobilisatie = het in oplossing geraken van een tevoren eerst opgeloste en daarna in of aan een vast substraat gebonden stof.
- Ruw water = (terug)gewonnen water vlak vóór de nazuivering.
- Sorptie = binding van fysische en/of chemische aard van een opgelost bestanddeel van water aan het oppervlak van een tevoren aanwezig vast substraat.
- Verdeelvijver = het punt waar de WRK I-transportleiding zich vertakt in de centrale toevoersloot van Gemeentewaterleidingen en de WRK I-transportleiding onder andere naar het PWN.
- Verzamelbekken = een bekken, waarin al het (terug)gewonnen water verzameld wordt.
- Voorzuivering = de voorbehandeling van oppervlaktewater vóór intrede in de eigenlijke infiltratiemiddelen in het duingebied (zie par. 2.3.1).

BIJLAGE C

Veel gebruikte symbolen en afkortingen (exclusief chemische en fysich-chemische parameters).

---

Bedrijven, instituten e.d.

DWL	= Duinwaterleiding van 's-Gravenhage
ECN	= Energieonderzoek Centrum Nederland
GW	= Gemeentewaterleidingen
KNMI	= Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut
LDM	= Leidsche Duinwater Maatschappij N.V.
PWN	= Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland
PWS	= Provinciale Waterstaat (i.c. van Noord-Holland)
RID	= Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening (thans RIVM)
RIV	= Rijksinstituut voor de Volksgezondheid
RIVM	= Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne
WMZ	= Watermaatschappij Zuid-West-Nederland N.V.
WRK	= Watertransportmaatschappij Rijn-Kennemerland N.V.

Hydrologie (inclusief statistische parameters en demping)

ADP	= Aantal malen Doorstroming c.q. Doorspoeling van het totale Poriënvolume
$A_{in}$	= totale (natte) oppervlak van de infiltratiemiddelen in bovenaanzicht [ $m^2$ ]
c	= weerstand tegen verticale stroming [dagen]
d	= demping (van seizoenfluctuaties)
d	= gemiddelde demping van seizoenfluctuaties, eigenlijk het kwadratisch gemiddelde van de demping van fluctuaties om jaargemiddelden
$d_b$	= demping door bijmenging
$d_v$	= demping door verblijftijdspreiding
$d_a$	= demping door andere factoren
%dd	= percentage bijgemengd diep duinwater [%]
$E_o$	= open water verdamping [ $m d^{-1}$ ]
$f_{dd}$	= fractie diep duinwater in mengsel
$f_{od}$	= fractie ondiep duinwater in mengsel
$h_{in}$	= hoogte van de jaarlijks te infiltreren kolom aange-

	voerd oppervlaktewater, betrokken op $A_{in}$ [m]
$h_p$	= hoogte van de jaarlijkse neerslag [m]
$K_h$	= horizontale doorlatendheidscoëfficiënt [ $m d^{-1}$ ]
$K_v$	= verticale doorlatendheidscoëfficiënt [ $m d^{-1}$ ]
$L$	= lengte van een langwerpig infiltratiemiddel (geul, kanaal) of van het totaal van in-serie-geschakelde geulen [m]
%od	= percentage bijgemengd ondiep duinwater [%]
%p	= percentage bijmenging van regenwater in infiltratiemiddelen [%]
$Q$	= totale hoeveelheid van het mengsel [ $m^3$ ]
$Q_{in}$	= hoeveelheid ingelaten oppervlaktewater per jaar [ $m^3$ ]
$R$	= hoeveelheid aangevoerd oppervlaktewater in het mengsel [ $m^3$ ]
$S$	= standaardafwijking
$S_b$	= standaardafwijking van het gemiddelde gehalte aan stof Y, van het bijgemengde water [ $kg m^{-3}$ ]
$S_o$	= als $S_b$ , van het water op afstand $X = 0$
$S_x$	= als $S_b$ , van het water op afstand $X = X$ na een negatieve tijdsverschuiving conform de modale reistijd
$\hat{S}_x, \hat{S}_o$	= als $S_x$ resp. $S_o$ , echter kwadratisch gemiddeld
$(S_x/S_o)_a$	= reductie van $S$ , t.g.v. andere factoren
$(S_x/S_o)_b$	= reductie van $S$ , t.g.v. bijmenging van ondiep en diep duinwater
$(S_x/S_o)_v$	= reductie van $S$ , t.g.v. verblijftijdspreiding
$(S_x/S_o)_y$	= reductie van $S$ van stof y
$(S_x/S_o)_{Cl}$	= reductie van $S$ van chloride
SDP	= Slecht Doorlatend Pakket
$t_b$	= (modale) verblijftijd in infiltratiemiddel(en) [dagen]
$t_u$	= modale verblijftijd ondergronds (totaal) [dagen]
WVP	= Watervoerend Pakket
$X$	= afgelegde afstand in horizontale vlak [m]

#### Chemie

%B	= potentiële bijdrage van bijmenging in de kwaliteitsverandering bij duininfiltratie [%]
$C_{dd}$	= concentratie in bijgemengd diep duinwater [ $kg m^{-3}$ ]
$C_{in}$	= concentratie in aangevoerd oppervlaktewater [ $kg m^{-3}$ ]

$C_{in, corr}$	= als $C_{in}$ , gecorrigeerd voor verblijftijdspreiding bij duininfiltratie [ $kg\ m^{-3}$ ]
$C_m$	= concentratie in mengsel van regenwater (incl. droge depositie) en aangevoerd oppervlaktewater [ $kg\ m^{-3}$ ]
$C_{od}$	= concentratie in ondiep duinwater [ $kg\ m^{-3}$ ]
$C_p$	= concentratie in regenwater (incl. erin opgeloste droge depositie)
$C_{uit}$	= concentratie in de afvoer van het duin, dus in het eindpunt van duininfiltratie inclusief bijmenging [ $kg\ m^{-3}$ ]
$C_{uit, corr}$	= als $C_{uit}$ , gecorrigeerd voor bijmenging van ondiep en diep duinwater [ $kg\ m^{-3}$ ]
$\Delta C$	= kwaliteitsverandering bij duininfiltratie ( $C_{uit} - C_{in}$ ) [ $kg\ m^{-3}$ ]
$\% \Delta C$	= procentuele verandering in concentratie van het aangevoerde water t.g.v. atmosferische depositie en verdamping [%]
$\Delta \%$	= relatieve concentratieverandering tijdens één of meerdere stadia van duininfiltratie [%]
$\% E_o$	= procentuele concentratietoename door verdamping van open water [%]
$f$	= concentratiefactor n.a.v. verdamping
$\lambda$	= retardatiefactor
$T_{cl}$	= reistijd van chloride tot meetpunt [dagen]
$T_{par}$	= reistijd van parameter Y tot meetpunt [dagen]

BIJLAGE D

Verklaring van veelgebruikte symbolen en afkortingen van kwaliteitsparameters, hun meeteenheden, geschatte analytische nauwkeurigheids en conversiefactoren

Parameter	Omschrijving	Eenheid	Geschatte anal. accur.	Conversie naar mmol l <sup>-1</sup>	Conversie van eenheid" naar ↓
EGV <sup>x</sup>	Elektrisch geleidingsvermogen	μS cm <sup>-1</sup>	3		+ 10 + mS m <sup>-1</sup>
Temp.	Temperatuur	°C	0,2		+ 273,15 + °K
pH	Waterstofexponent (-log H <sup>+</sup> )	-	0,05		
Na <sup>+</sup> (+K)	Natrium (+K, als K niet gemeten)	mg L <sup>-1</sup>	0,5	± 22,99	
K <sup>+</sup>	Kalium	mg L <sup>-1</sup>	0,2	± 39,1	
Ca <sup>++</sup>	Calcium	mg L <sup>-1</sup>	0,5	± 40,08	
Mg <sup>++</sup>	Magnesium	mg L <sup>-1</sup>	0,2	± 24,3	
Tot H	Totale hardheid	mmol L <sup>-1</sup>	?		* 5,6 + °D
Fe	IJzer (totaal)	mg L <sup>-1</sup>	0,02	± 55,85	
Mn	Mangaan (totaal)	mg L <sup>-1</sup>	0,01	± 54,94	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Ammonium	mg L <sup>-1</sup>	0,02	± 18,04	± 1,29 + NH <sub>4</sub> -N
SiO <sub>2</sub>	Siliciumdioxide	mg L <sup>-1</sup>	0,5	± 60,08	± 2,14 + SiO <sub>2</sub> -Si
Cl <sup>-</sup>	Chloride	mg L <sup>-1</sup>	0,5	± 35,45	
SO <sub>4</sub> <sup>---</sup>	Sulfaat	mg L <sup>-1</sup>	0,5	± 96,06	
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Hydrocarbonaat	mg L <sup>-1</sup>	1	± 61,02	
CO <sub>3</sub> <sup>==</sup>	Carbonaat	mg L <sup>-1</sup>	0,5	± 60,01	
CO <sub>2</sub>	Koolzuur	mg L <sup>-1</sup>	0,5	± 44,01	
TIC	Total Inorganic Carbon	mmol L <sup>-1</sup>	-		
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitraat	mg L <sup>-1</sup>	0,1	± 62,0	± 4,43 + NO <sub>3</sub> -N
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitriet	mg L <sup>-1</sup>	0,02	± 46,01	± 3,28 + NO <sub>2</sub> -N
PO <sub>4</sub> <sup>----</sup>	Orthofosfaat	mg L <sup>-1</sup>	0,02	± 94,97	± 3,06 + PO <sub>4</sub> -P
F <sup>-</sup>	Fluoride	mg L <sup>-1</sup>	0,05	± 19,00	
PO <sub>4</sub> -tot	Totaal fosfaat	mg L <sup>-1</sup>	0,02		
NH <sub>4</sub> -alb	Albuminofd ammonium	mg L <sup>-1</sup>	0,02	± 18,04	± 1,29 + NH <sub>4</sub> -N
Kjld-NH <sub>4</sub>	Kjeldahl ammonium	mg L <sup>-1</sup>	0,02	± 18,04	± 1,29 + NH <sub>4</sub> -N
KMnO <sub>4</sub> -verbr.	Verbruik aan KMnO <sub>4</sub>	mg L <sup>-1</sup>	0,5		± 3,95 + O <sub>2</sub>
Kleur	Kleurgetal	mg Pt L <sup>-1</sup>	5		
Smaak	Smaakgetal	n*	?		
TOC	Total Organic Carbon	mg L <sup>-1</sup>	0,5	± 12,01	
DOC	Dissolved Organic Carbon	mg L <sup>-1</sup>	0,5	± 12,01	
UV-Ext.	Ultraviolet extinctie bij 254 nm	E m <sup>-1</sup>	0,1		
O <sub>2</sub>	Zuurstof	mg L <sup>-1</sup>	0,2	± 32,0	
Zwev. stof	Zwevende stof (110 °C)	mg L <sup>-1</sup>	0,1?		
Troeb.	Troebelingsgraad	FTU	0,05		
SI	Saturatie-index kalk (calciet)	-	?		
ΣN	Totaal opgeloste stikstofionen	mmol L <sup>-1</sup>	0,01		
% O <sub>2</sub>	Percentage zuurstof-verzadiging	%	1		

x = bij 20 °C; \* = aantal verdunningen tot geen smaak

BIJLAGE E

Overzicht van de diverse macroparameteranalysepakketten, geciteerd in tabel 3.2

		macroparameter-pakket					
		Aπ	B	C <sub>1</sub>	C <sub>2</sub>	C <sub>3</sub>	D
a n o r g a n i s c h	EGV	+	(+) <sup>13</sup>		(+) <sup>3-6</sup>		(+) <sup>1</sup>
	Cl <sup>-</sup>	+	+	+	+	+	(+) <sup>2,12</sup>
	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	+	+		(+) <sup>4-7,11</sup>		
	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	+	+				
	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	+	+	+	(+) <sup>4,7-10</sup>	+	(+) <sup>2</sup>
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	+	+	+			
	PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	+	+		(+) <sup>5,6,9,11</sup>	+	(+) <sup>1,12</sup>
	F <sup>-</sup>	+			(+) <sup>4-6</sup>		
	pH	+	+	+	+	+	(+) <sup>1</sup>
	Na <sup>+</sup>	+					
	K <sup>+</sup>	+					
	Ca <sup>++</sup>	+	(+) <sup>14</sup>		(+) <sup>11</sup>		
	Mg <sup>++</sup>	+	(+) <sup>14</sup>				
	Tot.HH	+	+		(+) <sup>3-6</sup>		
	Fe	+	+	+	(+) <sup>3-10</sup>		(+) <sup>12</sup>
Mn	+	(+) <sup>13</sup>	+	(+) <sup>3-5,7-10</sup>			
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	+	+	+	+	+	(+) <sup>2</sup>	
SiO <sub>2</sub>	+	+		(+) <sup>11</sup>			
o r g. (+ a n o r g)	PO <sub>4</sub> -tot.	+			(+) <sup>4-6</sup>		(+) <sup>1,12</sup>
	NH <sub>4</sub> -alb.	+	+		(+) <sup>8-10</sup>	(+)	(+) <sup>2</sup>
	Kjd-NH <sub>4</sub>	+			(+) <sup>4-6</sup>		
	KMnO <sub>4</sub> -v.	+	+	+	+	+	(+) <sup>2</sup>
	kleur	+	+	+	+	+	(+) <sup>2</sup>
	smaak	+	+	+	(+) <sup>5-10</sup>		(+) <sup>1</sup>
TOC	+	(+) <sup>14</sup>		(+)			
UV-ext.	+	(+) <sup>14</sup>					
d i v e r s e n	temp.	+	(+) <sup>13</sup>	+	(+) <sup>3,5,6,8</sup>		(+) <sup>12</sup>
	O <sub>2</sub>	+	(+) <sup>13</sup>	+	+		
	% O <sub>2</sub>	+	(+) <sup>13</sup>	+	(+) <sup>3,5</sup>		
	CO <sub>2</sub> -vrij	+	(+) <sup>13</sup>		(+) <sup>4-6,8</sup>		
	Cl <sub>2</sub> -vrij	+			(+) <sup>8</sup>		
	zwev.stof	+			(+) <sup>5,6</sup>		
	troeb.gr.	+			(+) <sup>3,8</sup>		

\* = max. 8 parameters, die niet bijdragen aan de ionenbalans, mogen hierin ontbreken; 1 = kanaal 1, WMZ; 2 = WP A-H, GW; 3 = voorfilteraat, WMZ; 4 = pompputten Kleistee, WMZ; 5 = Oude Nieuwelandse Watering, WMZ; 6 = drain (1+6), WMZ; 7 = WRK-verdeel-  
vijver, GW; 8 = uitmondingsbakken, U1-U10, GW; 9 = infiltratiegeulen, GW; 10 = toevoersloten, GW; 11 = pan 11, DWL; 12 =  
drain 2,3 (4+5), WMZ; 13 = reinwater, IDM; 14 = pan 26, DWL



BIJLAGE F

Jaarlijkse hoeveelheden geïnfiltreerd oppervlaktewater (in  $10^6 \text{ m}^3 \text{ j}^{-1}$ ) d.m.v. open infiltratiemiddelen bij alle kunstmatig grondwateraanvullende waterleidingbedrijven afzonderlijk en gezamenlijk ( $\Sigma$ ), van het begin t/m 1981

	PWN Cast	PWN W a/z	GWH	GW	LDM	DWL	WDM	WMZ Oudd	WMZ Haam	WMZ St.J	ONE	$\Sigma$
1940	-	-	-	-	0,50	-	-	-	-	-	-	0,50
1941	-	-	-	-	0,88	-	-	-	-	-	-	0,88
1942	-	-	-	-	0,69	-	-	-	-	-	-	0,69
1943	-	-	-	-	0,55	-	-	-	-	-	-	0,55
1944	-	-	-	-	0,83	-	-	-	-	0,14	-	0,97
1945	-	-	-	-	0,30	-	-	-	-	0,31	-	0,61
1946	-	-	-	-	0,77	-	-	-	-	0,51	-	1,28
1847	-	-	-	-	0,38	-	-	-	-	0,25	-	0,63
1948	-	-	-	-	0,55	-	-	-	-	0,49	-	1,04
1949	-	-	-	-	0,55	-	-	-	-	0,16	-	0,71
1950	-	-	-	-	1,52	-	-	-	-	0,80	-	2,32
1951	-	-	-	-	1,23	-	-	-	-	0,91	-	2,14
1952	-	-	-	-	1,42	-	-	-	-	1,42	0,06	2,90
1953	-	-	-	-	0,94	-	-	-	-	0,89	0,33	2,16
1954	-	-	-	-	2,7	-	-	-	-	1,51	0,43	4,64
1955	-	-	-	-	2,6	0,8	-	0,16	-	0,80	0,45	4,81
1956	-	-	-	-	3,5	18,9	-	0,36	-	1,45	0,43	24,64
1957	3,5	-	-	13,6	3,4	23,2	-	0,34	-	1,79	0,45	46,28
1958	13,0	-	-	19,5	3,5	25,5	-	0,50	-	1,86	0,63	64,49
1959	13,2	-	-	23,9	2,5	21,5	-	0,42	-	0,73	0,79	63,04
1960	15,5	-	-	25,1	4,8	25,7	-	0,64	-	1,72	1,06	74,52
1961	17,8	-	-	26,9	4,3	25,7	-	0,68	-	1,66	1,33	78,37
1962	18,9	-	-	29,9	5,0	26,6	-	0,47	-	1,61	1,18	83,66
1963	19,8	-	-	34,4	4,6	25,7	-	0,49	-	2,27	1,99	89,25
1964	20,1	-	-	38,0	4,3	30,7	-	0,57	-	2,31	1,82	97,80
1965	21,8	-	-	37,0	6,2	29,4	-	0,64	-	2,34	1,15	98,53
1966	19,6	-	-	33,6	7,1	28,9	-	0,72	-	2,00	1,03	92,95
1967	22,3	-	-	40,7	7,2	31,8	-	0,70	-	1,07	1,46	105,23
1968	19,7	-	-	45,2	8,7	36,3	-	0,68	-	1,94	1,30	113,82
1969	20,1	-	-	46,1	7,7	35,0	-	0,75	-	1,73	2,41	113,79
1970	21,0	-	-	52,2	11,0	39,4	0,71	0,78	-	1,48	3,00	129,57
1971	18,9	-	-	50,5	12,1	41,0	2,04	0,46	-	0,53	3,69	129,22
1972	22,8	-	-	55,1	13,2	46,7	2,48	0,88	-	1,25	4,37	146,78
1973	22,8	-	-	53,4	12,9	45,8	2,12	1,22	-	0,79	4,26	143,29
1974	22,6	-	-	51,6	12,5	41,7	2,24	1,03	-	0,98	4,12	136,77
1975	20,2	4,0	0,11	53,2	13,5	45,9	2,64	1,39	-	0,76	4,88	146,58
1976	19,0	3,5	1,84	57,8	17,6	45,3	2,81	1,90	-	0,22	5,72	155,69
1977	18,9	3,5	1,75	55,5	17,1	47,3	2,66	1,91	-	0,54	4,46	153,62
1978	18,8	3,9	1,67	54,8	19,2	47,4	2,51	2,16	0,70	0,62	4,44	156,20
1979	18,0	3,6	1,47	50,0	18,1	43,3	2,21	2,27	1,21	1,48	4,21	145,85
1980	16,2	4,7	1,15	44,9	19,6	47,5	2,27	2,08	1,19	1,08	5,38	146,05
1981	15,5	7,9	1,80	44,0	20,4	45,5	2,98	1,96	1,31	1,38	5,67	148,40