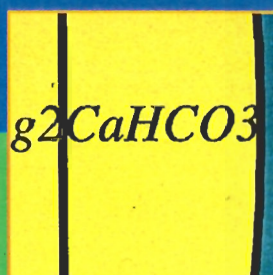


Inventarisatie van waterkwaliteit voor ecologische doeleinden

P.C. Jansen



Alterra-rapport 185, ISSN 1566-7197

Inventarisatie van waterkwaliteit voor ecologische doeleinden

Inventarisatie van waterkwaliteit voor ecologische doeleinden

P.C. Jansen

Alterra-rapport 185

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2001

REFERAAT

Jansen, P.C., 2001. *Inventarisatie van waterkwaliteit voor ecologische doeleinden*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 185. 52 blz., 10 fig.; 13 tab.; 14 ref.

In het kader van het onderzoeksthema ecologische bodemtypologie wordt onder andere aandacht besteed aan de kwaliteit van het grondwater. In twee proefgebieden is enerzijds onderzocht welke waterkwaliteitsvariabelen en watertypering minimaal nodig zijn voor een adequate ecohydrologische beschrijving en anderzijds welke gegevens samen met terreinkenmerken nodig zijn om een gebiedsdekkend beeld van het ecohydrologisch systeem te krijgen.

Trefwoorden: Waterkwaliteit, watertypering

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door NLG 37,50 over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 185. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2001 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

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

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

Alterra is de fusie tussen het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN) en het Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC). De fusie is ingegaan op 1 januari 2000.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Algemeen	11
1.2 Probleemstelling	12
1.3 Doel van het onderzoek	13
1.4 Opzet van het onderzoek	13
2 Karakterisering van grondwater	15
2.1 Hydrochemische processen	15
2.2 Typering van grondwater	17
2.2.1 Methoden	17
2.2.2 Vergelijking van methoden	20
3 Vergelijking van watertyperingsmethoden en mogelijkheden voor ruimtelijke extrapolatie	23
3.1 Beschrijving van de proefgebieden	23
3.2 Methode	26
3.3 Resultaten	27
3.3.1 Beschrijving van de waterkwaliteit	27
3.3.2 Selectie van variabelen	36
3.3.3 Extrapolatie van variabelen	38
4 Evaluatie en aanbevelingen	43
Literatuur	47
 <i>Aanhangsels</i>	
1 Waterkwaliteit in het Helvoirts Broek	49
2 Waterkwaliteit in De Brand	51

Woord vooraf

Rond het thema 'ecologische bodemtypologie' zijn twee lijnen van onderzoek geformuleerd:

- de ontwikkeling van een samenhangende methodiek voor inventarisatie van bodemkundige informatie voor natuur(ontwikkelings)gebieden (Kemmers en de Waal, 1999);
- de ontwikkeling van een evaluatiemethode voor natuurontwikkeling: NATLES. (Runhaar et al., 1999)

De waterkwaliteit is voor beide onderzoeksrichtingen van belang. Maar het ontbreekt nog aan een goede methode voor het vastleggen van ruimtelijke patronen bij veldinventarisaties. In dit rapport wordt verslag gedaan van verkennend onderzoek naar dergelijke methoden. Het onderzoek is gefinancierd uit het programma 'Geodata groene ruimte'.

Samenvatting

In het kader van de ontwikkeling van een ecologische bodemtypologie is aandacht besteed aan inventarisatie- en evaluatiemethoden voor de waterkwaliteit. Enerzijds is gekeken naar de ecologische relevantie van de verschillende variabelen en de afgeleide watertypen en anderzijds naar mogelijkheden om met een beperkte inspanning puntgegevens over de waterkwaliteit gebiedsdekkend te extrapoleren.

Voorafgaand aan het praktische onderzoek is een beschrijving gegeven van de belangrijkste hydrochemische processen en typeringsmethoden. Het feitelijke waterkwaliteitsonderzoek heeft plaatsgevonden in twee proefgebieden die in het bezit zijn van het Brabants Landschap; het Helvoirts Broek en De Brand.

Het Helvoirts Broek is een komvormig gebied dat ten zuidoosten van Helvoirt ligt. Dwars door het gebied stroomt de Oude Leij. Het gebied bestaat voornamelijk uit extensief grasland. In een raai dwars op de Oude Leij zijn in mei 2000 op 2 dieptes grondwatermonsters genomen; van het bovenste grondwater (0-30 cm) en van het ondiepe grondwater (30-60 cm). In een dwarsdoorsnede langs de raai zijn diverse waterkwaliteitsvariabelen en afgeleide watertypen uitgezet. In een gedeelte van de raai ten westen van de Oude Leij treedt kwel tot aan het maaiveld op. Langs de flanken van het beekdal is sprake van infiltratie. In de andere delen is het beeld minder duidelijk. Als maat voor het herkennen van kwel voldoen de ijzer- en calciumconcentratie, de verzadigingsindex voor calciet en in mindere mate het aandeel atmoclien of lithoclien water en de Stuyfzandtypen.

Het gebied De Brand bestaat uit een afwisseling van extensieve graslanden en broekbossen. In een brede baan met moerige eerdgronden komen enkele plekken met vlierveen voor. Een groot gedeelte van het vrij vlakke gebied bestaat uit gooreerdgronden. Deze gronden zijn ontwikkeld in een natte omgeving met een neerwaartse grondwaterbeweging. In het zuiden komen gronden voor die onder invloed van kwel en van inundaties (met sedimentatie van klei) zijn ontstaan. Het grondwater is in mei 2000 in 2 dwars op elkaar staande raaien bemonsterd. Ook hier zijn monsters genomen van het bovenste en van het ondiepe grondwater. Aan de hand van het totale beeld dat concentraties en watertypen hebben opgeleverd is een rangorde in meetpunten geschat van atmoclien naar lithoclien. Ijzer, de verhouding ijzer-sulfaat en de verzadigingsindex voor calciet bleken daar het beste mee te correleren. Via een correlatiematrix is nagegaan welke waterkwaliteitsvariabelen, watertypen en continue terreinkenmerken met elkaar correleren. Daaruit is een selectie gemaakt waarmee regressieanalyses zijn uitgevoerd. Met als dwingende voorwaarde dat in de vergelijkingen hooguit eenvoudig te meten waterkwaliteitsvariabelen mogen voorkomen bleek dat voor het bovenste grondwater het aandeel atmoclien water een acceptabele maat was voor de typering van water. Het aandeel atmoclien water kon goed uit de maaiveldhoogte en de pH worden verklaard. Iets minder goed correleert de verzadigingsindex voor calciet met de maaiveldhoogte en de EC, waarbij onderscheid is gemaakt naar bodemgebruik. De regressiecoëfficiënt

voor de relaties voor het bovenste grondwater is met 0.71 wat lager dan de 0.80 voor het ondiepe grondwater.

Voor het gebied de Brand bleken de maaiveldshoogte en het bodemgebruik de belangrijkste verklarende terreinkenmerken om samen met de zuurgraad of het elektrisch geleidingsvermogen de waterkwaliteitsmetingen ruimtelijk te kunnen extrapoleren. Het bodemtype en de grondwaterstand zijn indirect gecorreleerd, het bodemtype via de zuurgraad of het elektrisch geleidingsvermogen en de grondwaterstand via de maaiveldshoogte. Aanbevolen wordt om een vervolgonderzoek uit te voeren waarbij verschillende variabelen en typologieën volgens deze methode voor het proefgebied gebiedsdekkend worden geëxtrapoleerd en vervolgens de uitkomsten door middel van een steekproef worden geverifieerd.

1 Inleiding

1.1 Algemeen

Tijdens de hydrologische kringloop ondergaat de waterkwaliteit ingrijpende veranderingen. Zeewater heeft hoge concentraties van vooral eenwaardige ionen. In sterk verdunde vorm komt het als waterdamp in de atmosfeer terecht waarna het als zwak zuur regenwater in de bodem infiltreert. Tijdens het transport van het water door de grond lossen er basische kationen en anionen in op. De uiteindelijke samenstelling van het grondwater hangt samen met de verblijftijd en de samenstelling van de doorstroomde bodemlagen, maar kenmerkend voor grondwater is het zwak basische karakter en relatief hoge concentraties tweewaardige kationen. Het grondwater treedt na verloop van tijd in lage delen aan het maaiveld als kwel uit of het komt rechtstreeks in het ontwateringstelsel terecht waarna het naar zee stroomt.

In het pleistocene deel van Nederland vormen hoogteverschillen de drijvende kracht achter de stroming van het grondwater (figuur 1). Van nature zijn de positie het hydrologische veld en de aard van de ondergrond bepalend voor de waterkwaliteit, de bodemvorming en de vegetatie. De hoge delen kenmerken zich door een neerwaartse beweging (infiltratie) van het grondwater dat nog een regenwaterachtige (=atmocliene) samenstelling heeft. De grondwaterstanden zijn meestal diep en vertonen vaak aanzienlijke fluctuaties. Alleen op plekken waar hoogveen tot ontwikkeling is gekomen zijn de grondwaterstanden wel permanent hoog. In de minerale gronden zijn door de eeuwenlang uitspoeling van ijzer zogenaamde podzolgronden gevormd. In de lage delen heeft het water in kwelprofielen een grondwaterachtige (=lithocliene) samenstelling. De grondwaterstanden zijn er hoog en de fluctuaties zijn klein.

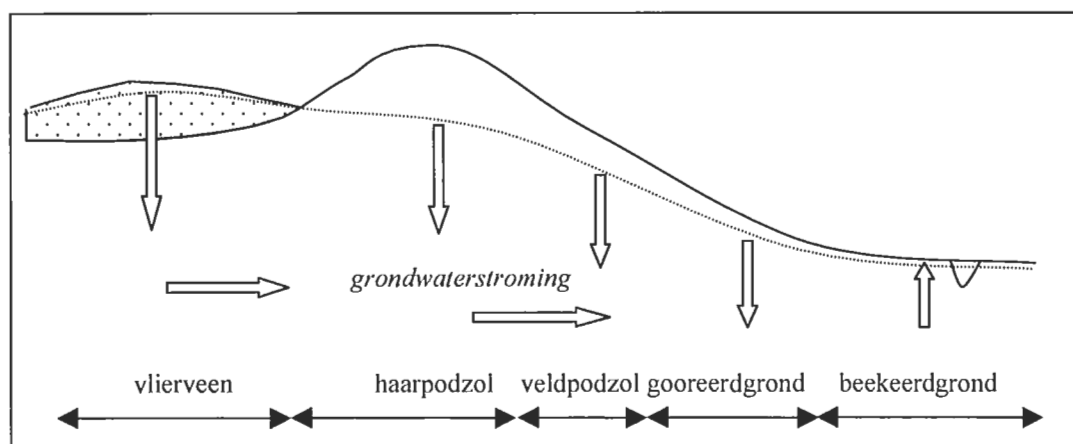


Fig.1 Schematische doorsnede door een gradient hoog - laag met grondwaterstand stroming en bodemeenheid

De natuurlijke samenhang tussen bodem(vorming), grondwater(regime en -kwaliteit) en vegetatie maakt het mogelijk om aan te geven in hoeverre het oorspronkelijke

systeem functioneert en welke invloeden er zijn opgetreden. Vrijwel overal is de oorspronkelijke toestand verstoord. Met name in kwelgebieden kunnen de gevolgen ingrijpend zijn als de grondwaterstand daalt en kwel omslaat in infiltratie.

Voor herstelmaatregelen of voor de inrichting van natuurontwikkelingsgebieden is het noodzakelijk kennis te hebben van zowel de vroegere situatie die als referentie dienst kan doen als van de actuele situatie. Voor wat de grondwaterkwaliteit betreft kan het diepere grondwater als referentie voor kwelwater dienen, maar voor het op juiste wijze vaststellen van de actuele kwaliteit is een speciale aanpak nodig.

1.2 Probleemstelling

De chemische samenstelling van het bodemwater is niet alleen van direct belang voor de vegetatie vanwege de beschikbaarheid van voedingsstoffen, maar indirect ook via allerhande bodemvormende en hydrochemische processen. Afgezien van de moeilijkheden die een nauwkeurige bemonstering van bodemwater uit de onverzadigde zone met zich meebrengen (Jansen, 1992) treden er vaak grote wisselingen in de samenstelling van het water op in de tijd als gevolg van indikking door gewasverdamping en door hydrochemische processen. Grondwater is eenvoudiger te bemonsteren en periodieke wisselingen in samenstelling worden kleiner naarmate het grondwater van grotere diepte afkomstig is. Voor de vegetatie is de kwaliteit van het bovenste grondwater van primair belang, maar voor een goed inzicht in het hydrologisch systeem levert ook de kwaliteit van het diepere grondwater vaak waardevolle informatie op. Ruimtelijk gezien is het niet nodig om overal een zelfde bemonsteringsstrategie te volgen. In droge infiltratiegebieden is het bijvoorbeeld minder zinvol om de kwaliteit op verschillende dieptes vast te stellen dan in kwelgebieden waar plaatselijk regenwaterlenzen gevormd kunnen zijn.

Een apart probleem is het herkennen van veranderingen in waterkwaliteit die als gevolg van verstoringen zijn ontstaan. Enerzijds gaat het om (mest-)stoffen die rechtstreeks zijn toegediend of via depositie in het grondwater terecht zijn gekomen en anderzijds om de gevolgen van ingrepen in de waterhuishouding. Toetsing aan referenties is noodzakelijk om die invloeden in beeld te krijgen. Als lokale referenties ontbreken kunnen regionale of standaardreferenties een uitkomst bieden.

De verschillen in ruimte en tijd vereisen normaliter een groot aantal monsters om een gebiedsdekkend beeld van de waterkwaliteit te krijgen. Extrapolatie van puntwaarnemingen naar vlakken kan het aantal metingen echter sterk reduceren. Voor oppervlaktewater zijn ervaringen opgedaan met een zogenaamde EC-routing (Kemmers et al., 1993; Jansen en Kemmers, 1995). Daarbij dient het elektrisch geleidingsvermogen (EC) van een aantal verspreid genomen en uitgebreid geanalyseerde monsters die op diverse plekken in het onderzoeksgebied genomen zijn als referentie voor de metingen van de EC's die in tussenliggende sloten gemeten zijn. Met grondwater is weinig ervaring opgedaan. Bij de verificatie van de grondwaterstanden van gronden die op de bodemkaart met een grondwatertrap III zijn aangegeven is tevens het grondwater bemonsterd met als doel om relaties te vinden

tussen bodemtype, grondwaterstand en waterkwaliteitsparameters (Jansen, 1994). De relaties waren over het algemeen erg slecht, wat werd veroorzaakt door de situering van de meeste meetlocaties in landbouwgebieden met hoge concentraties nutriënten. Positieve ervaringen zijn opgedaan met een zogenaamde prikstok waarmee het elektrisch geleidingsvermogen rechtstreeks op verschillende dieptes kan worden gemeten (van Wirdum, 1990). Deze methode is echter alleen toepasbaar in veengebieden met een lage indringingsweerstand. In de meeste gebieden zullen op de gebruikelijke wijze monsters van het grondwater moeten worden genomen om een beeld te krijgen van de waterkwaliteit. Soms kan dan wel met een beperkte analyse worden volstaan. Aan de hand van bij voorbeeld calcium, chloride en EC kan een globale typering van het water worden gegeven, maar onduidelijk is of er ook lokaal vast te stellen standplaatskenmerken als bodemeenheid, hoogteligging en bodemgebruik zijn die (mede) als hulpvariabele kunnen dienen voor de extrapolatie van de kwaliteitsgegevens.

1.3 Doel van het onderzoek

Kennis van de grondwaterkwaliteit in natuurgebieden is nodig voor monitoring van de huidige vegetatie in relatie tot bijvoorbeeld de verdrogings-/vernattingsproblematiek en voor het aangeven van potenties van natuurontwikkelingsgebieden. Het bemonsteren en analyseren van watermonsters is echter een tijdrovende en kostbare aangelegenheid. Daarom is het zaak om met een gerichte bemonstering van grondwater relevante informatie te verzamelen, daarmee een adequate typering van het water te geven en die gegevens zo mogelijk naar de omgeving te extrapoleren. Om te zien op welke wijze dat het beste kan gebeuren wordt in twee extensief gebruikte gebieden een waterkwaliteitsonderzoek uitgevoerd. Het doel daarvan is tweeledig:

- Op welke diepte(s) dient bemonsterd te worden en welke variabelen zijn minimaal nodig om een goed beeld te krijgen van het ecohydrologische systeem;
- Welke variabelen en welke gebiedskenmerken kunnen worden gebruikt om de puntwaarnemingen gebiedsdekkend te extrapoleren.

De factor tijd wordt in dit stadium van het onderzoek niet meegenomen. De eenmalige bemonstering vindt plaats in mei, wat als stabiele overgangsperiode kan worden beschouwd van een natte winter- naar een droge zomersituatie.

1.4 Opzet van het onderzoek

De samenstelling van grondwater hangt af van een groot aantal hydrochemische processen. In hoofdstuk 2 wordt eerst een overzicht gegeven van de processen die samenhangen met reductie en oxidatie en met verzuring en zuurbuffering. Voor een deel zijn het processen die onder natuurlijke omstandigheden optreden, maar er zijn ook processen die samenhangen met directe of indirecte menselijke ingrepen en die een verklaring kunnen zijn voor onverwachte concentraties van ionen. Vervolgens wordt een overzicht gegeven van enkele belangrijke methoden om grondwater te

typeren voor ecologische doeleinden. Aan het slot van hoofdstuk 2 worden de gebieden beschreven waar het praktische gedeelte van het onderzoek heeft plaatsgevonden. Ook wordt ingegaan op de bemonsteringsmethode en de variabelen die worden geanalyseerd. In hoofdstuk 3 worden de resultaten van de wateranalyses en de typeringen van de monsters besproken. In een van de gebieden wordt nagegaan welke informatie minimaal noodzakelijk is om tot een vergelijkbaar resultaat te komen. In het andere gebied wordt onderzocht of er een samenhang bestaat tussen waterkwaliteitsvariabelen, watertypen en terreinkenmerken zoals bodemtype, de relatieve maaiveldhoogte en de grondwaterwaterstand. Aansluitend wordt gekeken of de gegevens extrapoleerbaar zijn naar de rest van het gebied. Tot slot vindt in hoofdstuk 4 een evaluatie en discussie plaats.

2 Karakterisering van grondwater

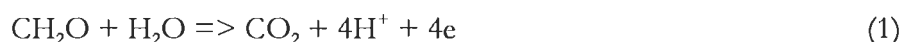
In dit hoofdstuk worden de meest gebruikte methoden toegelicht die worden gebruikt om grondwater te typeren voor ecologische doeleinden. Hieraan vooraf wordt een overzicht gegeven van hydrochemische processen die daarbij van belang zijn.

2.1 Hydrochemische processen

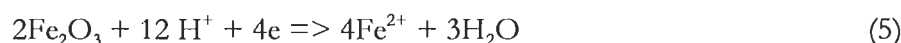
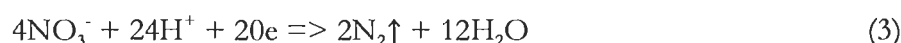
Reductie en oxidatie

Tijdens het transport van grondwater kunnen reductieprocessen optreden waardoor de samenstelling ervan verandert. Voorwaarde is de aanwezigheid van organische stof dat door mineralisatie als elektronenbron fungeert. Het organisch materiaal kan als veenlaag aanwezig zijn, maar ook diffuus aan slibrijk materiaal zijn gebonden. Reductieprocessen kunnen onder invloed van kwel tot aan het maaiveld optreden.

In eenvoudige vorm ziet de mineralisatie van organische stof er als volgt uit:



Mineralisatie kan alleen plaatsvinden als er ook oxidatoren beschikbaar zijn. In volgorde van een afnemende activiteit van de elektronen, c.q. de redoxpotentiaal, reduceren zuurstof, nitraat, mangaanoxide, ijzeroxide en sulfaat:

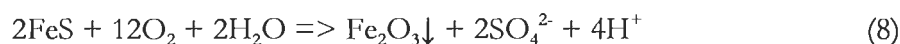


Bij de reductie van nitraat (reactie 3) kan behalve stikstofgas (N_2 of N_2O) ook ammoniak (NH_4^+) ontstaan en bij de reductie van sulfaat (reactie 6) ook H_2S . Mangaan- en ijzeroxide zijn vaste stoffen die door reductie in oplossing komen. Ook verbindingen met fosfaat komen in oplossing, waardoor het fosfaatgehalte toeneemt. IJzer kan in gereduceerde vorm wel een verbinding aangaan met sulfide en als pyriet (FeS of FeS_2) neerslaan waarbij eventueel gebonden fosfaat wordt verdrongen.

In een laatste fase van reductie wordt rechtstreeks methaan (CH_4) uit het organisch materiaal gevormd, waarbij CO_2 als oxidator wordt gebruikt.

Mineralisatie van organische stof levert in combinatie met reductieprocessen een kleine H⁺-consumptie op waardoor de pH toeneemt. Vrijkomend CO₂ levert echter een potentieel zuur (zie reactie 10).

Bij toetreding van zuurstof via recent geïnfiltreerd water of een daling van de grondwaterstand treedt oxidatie op waardoor de redoxpotentiaal stijgt. Mangaan en ijzer worden weer IV-, respectievelijk III-waardig en slaan als oxide neer. Fosfaat wordt gebonden aan ijzer en sulfide oxideert tot sulfaat. Oxidatieprocessen leveren vrij H⁺ op waardoor de pH daalt. Veel voorkomende oxidatieprocessen zijn oxidatie van ammonium (nitrificatie) en pyrietoxidatie:



Verzuring en zuurbuffering

De basis van alle zuur-base reacties is het waterevenwicht :



Verzuring treedt op wanneer anionen in het profiel ontstaan die niet vergezeld gaan van basische kationen of wanneer dergelijke anionen van buitenaf worden aangevoerd. Anionen die in het profiel ontstaan zijn onder andere organische zuren en CO₂ dat bij mineralisatie van organische stof (reactie 1) en bij wortelademhaling vrijkomt:



Vanuit de atmosfeer komt ook CO₂ het profiel binnen, maar daarnaast ook NO_x en SO₂. Bij het oplossen in water komen H⁺-ionen vrij die een directe verzuring veroorzaken:



Bij luchtverontreiniging in de vorm van verzurende stoffen zoals zwavel- en stikstofoxiden en ammoniak kan directe verzuring (reacties 11 en 12) optreden, maar aan condensatiekernen in de atmosfeer of het plantendek reageren ammoniak en zwaveldioxide tot het neutrale ammoniumsulfaat ((NH₄)₂SO₄). Pas bij oxidatie van het ammonium (reactie 7) treedt verzuring op. Eerder is aangegeven dat oxidatie van stoffen een verzurende werking heeft. In infiltratieprofielen heerst daardoor een (zwak) zuur milieu. Een daling van de grondwaterstand in een kwelprofiel kan door oxidatie van voorheen gereduceerde lagen tot een grote H⁺ productie leiden door bij voorbeeld pyrietoxidatie (reactie 8). In hoeverre de pH door vrijkomende waterstofionen snel daalt hangt af van de zuurneutralisatiecapaciteit. Afhankelijk van de zuurgraad van het water treden verschillende bufferingsmechanismen in werking:

	<u>pH</u>
kalk- of carbonaatverwerking	>6,5
kationenomwisseling	4,0-6,5
aluminiumhydroxideverwerking	<4,0

Buffering treedt ook op door silicaatverwerking ($\text{pH} < 6,5$), maar de snelheid daarvan is uiterst langzaam. Verder kan ijzerhydroxide verwerken, maar dat vindt alleen plaats onder extreem zure omstandigheden ($\text{pH} < 3$) die normaliter niet in Nederland voorkomen. Bij de kalk- of carbonaatverwerking treedt de volgende reactie op:



In kwelmilieu's is CaCO_3 vaak als vaste stof (calciet) aanwezig. Door langdurige aanvoer van grondwater waarmee onder andere calciumzouten zijn aangevoerd is op dergelijke plekken een verzadiging ontstaan waardoor de buffercapaciteit groot is. De calciumzouten zijn tijdens de grondwaterstroming in diepere watervoerende lagen opgelost.

De capaciteit van kationenomwisseling is in minerale gronden klein. Organische stof maar vooral lutum hebben wel een grotere capaciteit. Aluminiumhydroxide ($\text{Al}(\text{OH})_3$) is in de regel in grote hoeveelheden in minerale gronden aanwezig. Het vrijkomen van grote hoeveelheden aluminium is toxisch voor veel plantensoorten.

2.2 Typering van grondwater

2.2.1 Methoden

Er zijn verschillende methoden in omloop om de chemische samenstelling van grondwater te classificeren. Voor de zuurgraad en de nutriënten is een indeling rechtstreeks aan de ionconcentratie gekoppeld. In tabel 1 staat daar een voorbeeld van. Ook voor de hardheid (som van calcium en magnesium) en de alkaliteit (som van bicarbonaat en carbonaat) bestaat een dergelijke indeling. Voor een ecologisch relevante typering is echter niet alleen de concentratie van een ion van belang, maar ook de verhouding ten opzichte van de concentraties van andere ionen. Ionendiagrammen volgens Piper en Stiff (Hem, 1959) zijn lange tijd veel gebruikt. Bij een Stiffdiagram worden de procentuele verhoudingen van de kat- en anionen grafisch weergegeven met daarbij de totale hoeveelheid ionen waardoor het watertype aan de vorm van het figuur herkenbaar is. Het nadeel van deze methode is dat het aantal figuren snel oploopt en kleine verschillen niet goed zichtbaar zijn. In een Piperdiagram worden de aandelen ionen als verhouding (calcium + magnesium) / (natrium + kalium) en (sulfaat + chloride) / (bicarbonaat) als punt weergegeven waardoor meerdere monsters in een figuur opgenomen kunnen worden. De totale concentratie wordt niet weergegeven.

Tabel 1 Indeling naar zuurgraad

Basisch	pH > 7.5
Neutraal	6.5 < pH < 7.5
Zwak zuur	5.5 < pH < 6.5
Matig zuur	4.5 < pH < 5.5
Zuur	pH < 4.5

Typeringsmethoden van meer recente datum zijn onder andere de Stuyfzandtypologie (Stuyfzand, 1986 en 1988) en MAIONF (van Wirdum, 1990). In de Stuyfzandtypologie worden de watertypen ingedeeld op grond van chlorideconcentratie (hoofdtype), de alkaliteit (type) en de belangrijkste kat- en anionen (subtype) (tabel 2). Als geen van de anionen domineert wordt het subtype als 'MIX' aangeduid. Ook is een verdere onderverdeling naar sulfaatconcentratie mogelijk, evenals een correctie van de kationen voor zeewater en een verfijning van de indeling in subtypen. Volgens de Stuyfzandtypologie heeft een regenwaterachtig watertype de codering nF*MgSO₄ en een kwelwaterachtig type gF2CaHCO₃.

Tabel 2 Codering en klasse-indeling volgens de Stuyfzandtypologie

	code	klasse	opmerking	
<u>Chloride</u> (hoofdtype)	nF	0-20 mg/l	uiterst zoet, niet beïnvloed	
	gF	20-40	zeer zoet, nauwelijks beïnvloed	
	F	40-100	zoet, diverse invloeden	
	aF	100-150	zoet, antropogeen beïnvloed	
	f	150-300	zoet/brak	
	B	300-1000	brak	
<u>Alkaliteit</u> (type)	*	<0,5 meq/l	zeer laag	
	0	0,5-1,0	laag	
	1	1,0-2,0	matig laag	
	2	2,0-4,0	middelmatig	
	3	4,0-8,0	matig hoog	
	4	8,0-16,0	hoog	
<u>Dominant ion</u> (subtype)	<u>code</u>	<u>ion</u>	<u>code</u>	<u>ion</u>
	Ca	Calcium	Cl	Chloride
	Na	Natrium	SO ₄	Sulfaat
	K	Kalium	HCO ₃	Bicarbonaat
	Mg	Magnesium	NO ₃	Nitraat
			MIX	Mengtype

De indeling volgens de Stuyfzandtypologie wordt soms voor regionale toepassingen verfijnd. Zo wordt voor chloride voor lage concentraties een fijnere schaalverdeling toegepast. DLG heeft ten behoeve van een inschatting van kansen voor grondwaterafhankelijke vegetaties in Noord Brabant de indeling uitgebreid met sulfaat (Schouten, 2000). De code daarvoor (tabel 3) komt na de code voor de alkaliteit.

Tabel 3 Codering en klasse-indeling voor sulfaat als uitbreiding op de Stuyfzandtypologie

	code	klasse	opmerking
<u>Sulfaat</u>	+	0-15 mg/l	sulfaatarm,
	0	15-40	sulfaathoudend
	-	40-100	sulfaatrijk
	#	>100	zeer sulfaatrijk

MAIONF is een model waarmee aan de hand van de macro-ionensamenstelling de overeenkomst van een watermonster met referentiewatertypen wordt berekend volgens de formule:

$$r(X,Y) = (n \sum_i x_i y_i - \sum_i x_i \sum_i y_i) / \{ (n \sum_i x_i^2 - (\sum_i x_i)^2) (n \sum_i y_i^2 - (\sum_i y_i)^2) \}^{1/2} \quad (14)$$

met:

x_i = concentratie van ion i van het referentiewater

y_i = concentratie van ion i van het watermonster

De samenstelling van de standaardreferentiewatertypen staan in tabel 4. Het gaat om atmoclien water (Atm) afkomstig bij Witteveen, een zacht type (diep) lithoclien water bij Hoge Duvel op de Veluwe (Li-Du), een hard type (diep) lithoclien water bij Angeren (Li-Ang), zeewater (Thxx) en Rijnwater bij Lobith uit 1975 (Rijn). Het Rijnwater is een algemene referentie voor verontreinigd, grondwaterachtig water. De resultaten worden in de regel in een diagram geplotted met op de X-as de overeenkomst met zeewater en op de Y-as de overeenkomst met lithoclien water (Li-Ang). In de figuur 2 zijn de referentiewatertypen weergegeven alsmede de lijn met mengtypen van Atm naar Li-Ang die de natuurlijke 'rijping' van een hard type grondwater weergeeft en de lijnen van Atm en Li-Ang naar Rijn die de verontreiniging van beide watertypen aangeeft. Op grond van de ligging van een monsterpunt in het diagram kan het water getypeerd worden.

Tabel 4 Samenstelling van referentiemonsters voor MAIONF (van Wirdum, 1990)

	EC	pH	Na	K	Ca	Mg	Cl	SO ₄	HCO ₃
	mS/m	-	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Atmoclien (Atm)	5.0	4.2	1.6	0.2	0.4	0.2	3.0	5.8	0.0
Lithoclien (Li-Du)	22.5	8.3	11.5	1.0	33.0	4.1	12.0	10.9	119.0
Lithoclien (Li-Ang)	65.2	7.3	12.0	2.0	115.0	8.0	11.0	13.0	400.0
Zeewater (Thxx)	5200	8.3	10480	390	420	1400	19100	2640	122
Rijnwater (Rijn)	99.6	7.8	96.0	7.0	82.0	10.0	178.0	80.0	158.6

Door Jansen en Kemmers (1995) is een diagram met 3 assen onderscheiden, r_{Atm} , r_{Li-Ang} en r_{Rijn} . Daarmee is voor het gedeelte van Nederland dat niet onder invloed van zeewater staat de rijping van atmoclien naar lithoclien gedekt, inclusief een verontreinigde component. In het ruimtelijke diagram worden voor alle mogelijke combinaties van op te geven referentiewatertypen punten geplotted die gezamenlijk een ruimtelijk vlak vormen. De plek van een monsterpunt op dat vlak (of de projectie van het punt als het niet op het vlak ligt) levert de mengverhouding tussen de referentiewatertypen op. In het studiegebied komt in de ondergrond een zacht type grondwater voor en door atmosferische depositie beïnvloedt ondiep grondwater. Daarom is voor dat gebied gekozen voor de referentiewatertypen Atm, Li-Du, Rijn en V-Atm. V-Atm is recent geïnfiltreerd regenwater in een klein grove dennenbos dat temidden van een agrarische omgeving ligt. De som van (V-Atm+Rijn) kan gezien worden als maat voor beïnvloed water.

Een relatief eenvoudige methode om water te typeren is volgens de ionenratio (van Wirdum, 1990). Deze ratio geeft de verhouding calcium – chloride weer volgens de vergelijking:

$$IR = 100 \{0.5Ca^{2+} / (0.5Ca^{2+} + Cl)\} \quad (15)$$

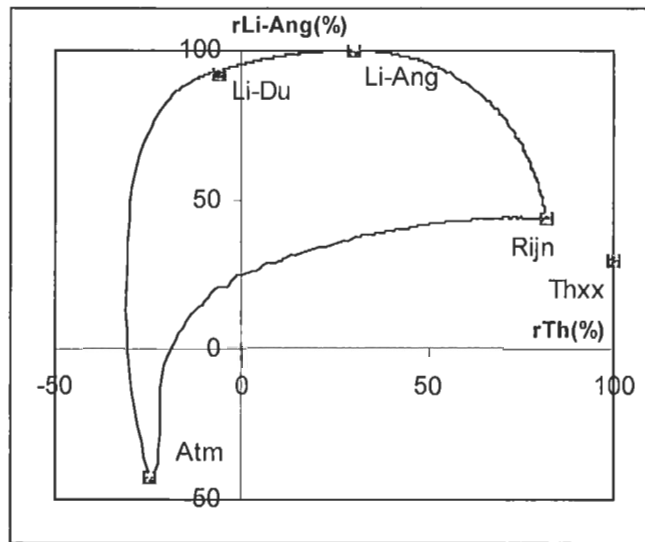
met:

IR = ionenratio (%)

Ca^{2+} = concentratie calcium (mol_c/m^3)

Cl^- = concentratie chloride (mol_c/m^3)

Regenwater heeft een ratio van 20% en grondwater van 95%. Vaak wordt de ionenratio uitgezet tegen het elektrisch geleidingsvermogen om onderscheid te kunnen maken naar de totale hoeveelheid opgeloste ionen.



Figuur 2 $rTh - rLi$ diagram met referentiewatertypen en menglijnen tussen *Atm*, *Li-Ang* en *Rijn*

De verzadigingsindex (SI) voor calciëet geeft op grond van een evenwichtvergelijking van verschillende ionen aan of er een over- of onderverzadiging van calcium en bicarbonaat aanwezig is. Een oververzadiging treedt op wanneer in een kwelsituatie veel calciumzouten met het grondwater worden aangevoerd. De SI is dan positief en er kan calciumcarbonaat neerslaan.

2.2.2 Vergelijking van methoden

Met een set van 338 analyses van ondiep grondwater in natuurgebieden en extensief gebruikte graslanden in het pleistoceen gedeelte van Nederland zijn de typeringen volgens Stuyfzand, de ionenratio en de gemiddelde aandelen atmoclien, zacht lithoclien en beïnvloed water met elkaar vergeleken (figuur 3). De vergelijking is beperkt tot de gegevens waarbij calcium volgens de Stuyfzandtypologie het dominante kation is. Verder is voor de Stuyfzandtypologie als hoofdtype, dat gebaseerd is op de chlorideconcentratie, de volgende indeling aangehouden:

G	0 – 5 mg/l
g	5 – 30 mg/l
F	30 – 150 mg/l

Uit figuur 3 op de volgende pagina blijkt dat binnen een zelfde hoofdtype maar met toenemende alkaliteit volgens de Stuyfzandtypologie het aandeel lithoclien water en de ionenratio toeneemt. Alleen bij het type F.CaSO₄ neemt het aandeel lithoclien (maar ook het aandeel atmoclien water) af door een groter toenemend aandeel beïnvloed water. Opvallend is ook dat bij het hoofdtype G (chloride < 5mg/l) van het subtype CaHCO₃ de ionenratio hoog is terwijl het aandeel lithoclien water daar gering is.

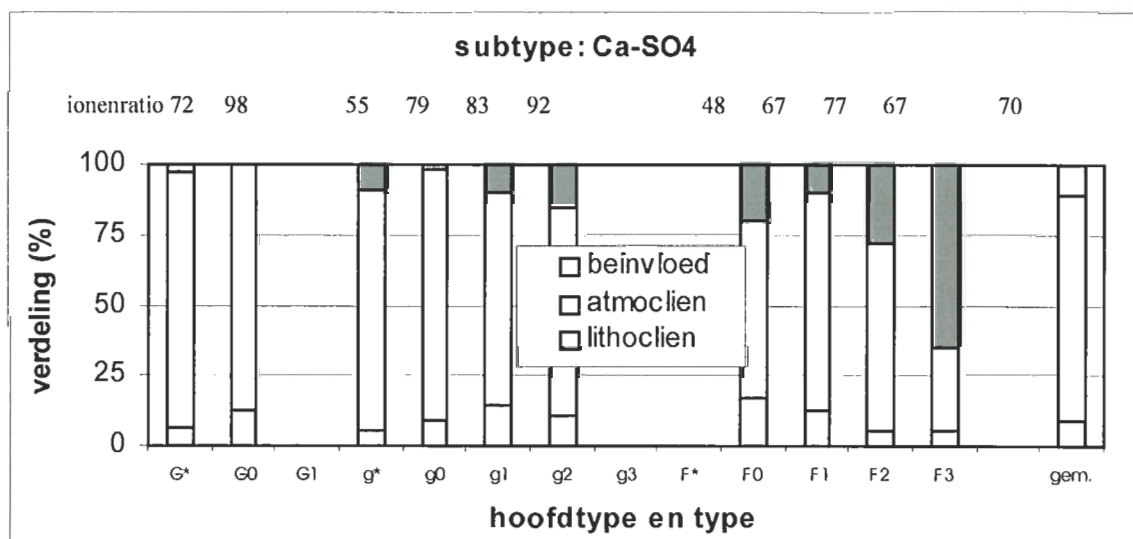
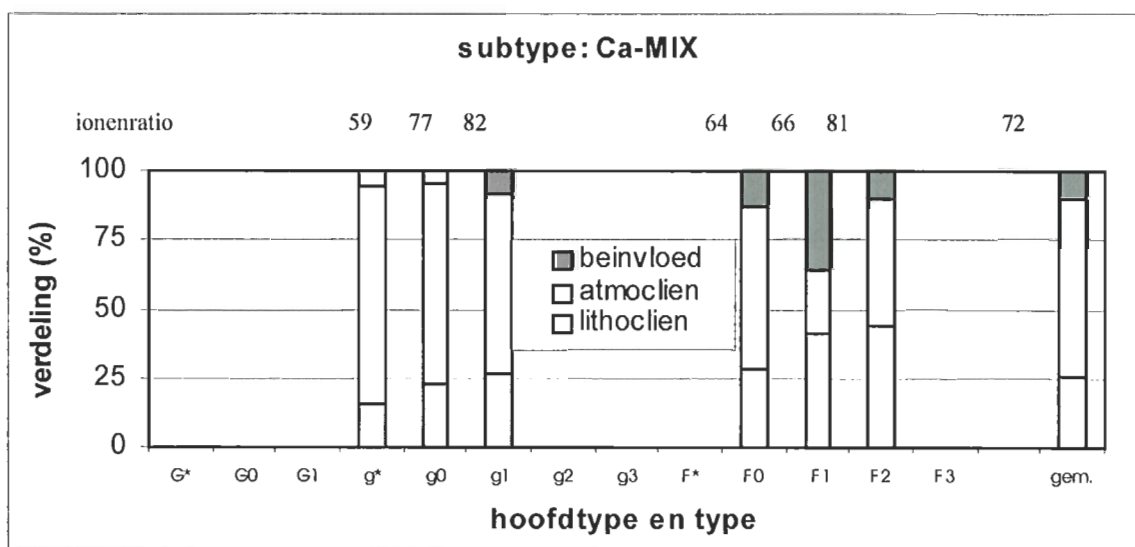
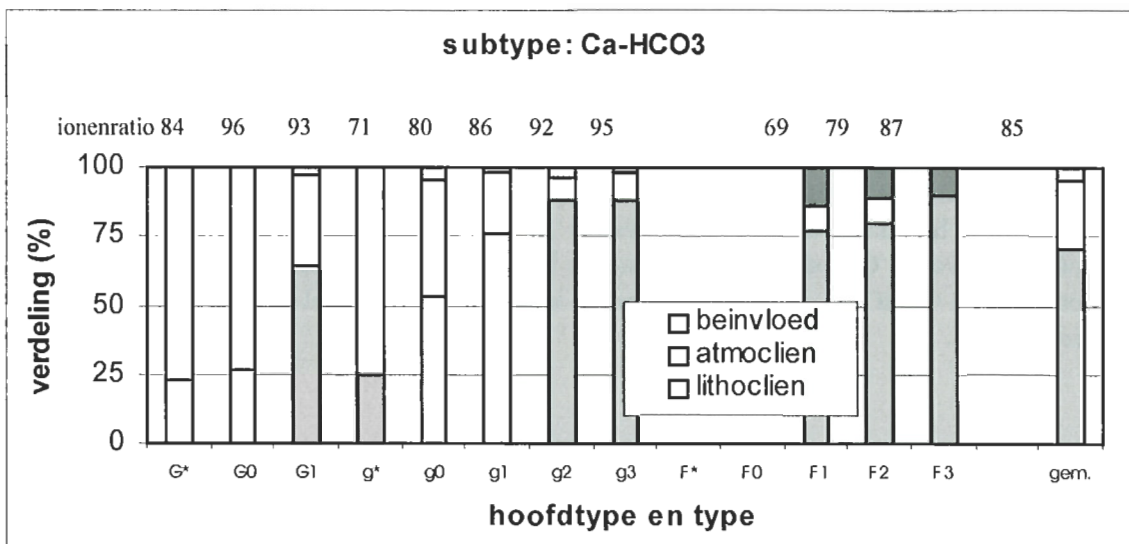


Fig. 3 De relatie tussen Stuyfzand watertypen met calcium als dominant kation en de ionenratio en de aandelen atmoclien, gacht lithoclien en beïnvloed water

3 Vergelijking van watertyperingsmethoden en mogelijkheden voor ruimtelijke extrapolatie

3.1 Beschrijving van de proefgebieden

Het praktische onderzoek is uitgevoerd in 2 beekdalen die deel uitmaken van de Leijen, een gebied van 12 000 ha dat ligt tussen 's-Hertogenbosch, Vught en Tilburg. De Leijen is een overwegend agrarisch gebied met enkele natuurterreinen. De betreffende onderzoeksgebieden zijn het 'Helvoirts Broek' en 'De Brand' die beide grotendeels eigendom zijn van de Stichting het Noordbrabants Landschap.

Het Helvoirts Broek ligt ten zuidoosten van Helvoirt in het beekdal van de Oude Leij (figuur 4). Het is een open gebied met enkele kleine broekbossen dat aan beide zijden begrensd wordt door dekzandruggen. Het dal van de Oude Leij is ingesneden in de Brabantse leem (Dirkx en Soonius 1991). Door stagnatie van het water in het dal van de Oude Leij kon tijdens het Holoceen een dik veenpakket ontstaan. In het veen komen wortelresten van els en berk voor. Het Helvoirtse Broek is pas na 1900 ontgonnen vanwege de slechte ontwatering van het gebied. Er is een dicht netwerk van sloten en greppels gegraven. De bodem bestaat uit een opeenvolging van meerveen-, broekeerd- en beekoordgronden. De meerveengronden liggen stroomafwaarts in het laagste gedeelte en zijn met een grondwatertrap II het natste. De rest van het gebied is met een grondwatertrap III, en oplopend naar de dekzandruggen, een grondwatertrap V droger. De meetraai die dwars in het beekdal is geprojecteerd (fig. 4) loopt van de flank van de dekzandrug in het zuidwesten via graslandpercelen een beekoordgrond en, ten noordoosten van de Oude Leij, met een broekeerdgrond naar de flank van de noordoostelijke dekzandrug waar weer beekoordgrond voorkomt, maar deze is opgehoogd met een zanddek.

Het natuurreservaat De Brand ligt in de middenloop van een beekdalsysteem van de Zandleij, tussen de woonkern Udenhout in het zuiden en het stuifzandgebied de Loonse en Drunense Duinen in het noorden (figuur 5). Het gebied bestaat uit afwisselend (broek)bos en grasland. Het ligt in een dalvorming laagte waarin in het verleden veen tot ontwikkeling is gekomen. Het veen is na de ontginning weer grotendeels afgegraven, maar op een laaggelegen plek komt nog vlierveen voor, met aansluitend een baan met een moerige eerdgrond. Verder bestaat de bodem uit leemarm fijn dekzand, in het zuidoosten overgaand in zandige leem. De dekzanden zijn volgens de bodemkaart 1 : 50 000 (Staring Centrum, 1990) gooreerdgronden. Vrijwel overal in het gebied komen binnen 1,2 m kleilagen (Brabants leem) voor en geregeld ook grindlagen. Ondanks de soms hoge grondwaterstanden (de grondwatertrappen variëren van grondwatertrap I tot V) duiden de aanwezige bodemtypen niet op het grootschalig voorkomen van kwel. De noordelijke helft van het gebied is natter dan de zuidelijke helft. Dwars door het gebied zijn 2 loodrecht op elkaar staande raaien geprojecteerd (fig. 5). De noord-zuid raai bestaat uit 14 meetpunten en de oost-west raai uit 6 punten.

Voor een uitgebreidere beschrijving van het Helvoirts Broek en De Brand en met name de meetraaien in beide gebieden wordt verwezen naar de studie naar de referentie grondwatersituatie. (Sival, in prep.).



Fig. 4 Overzichtkaart van het Helvoirts Broek

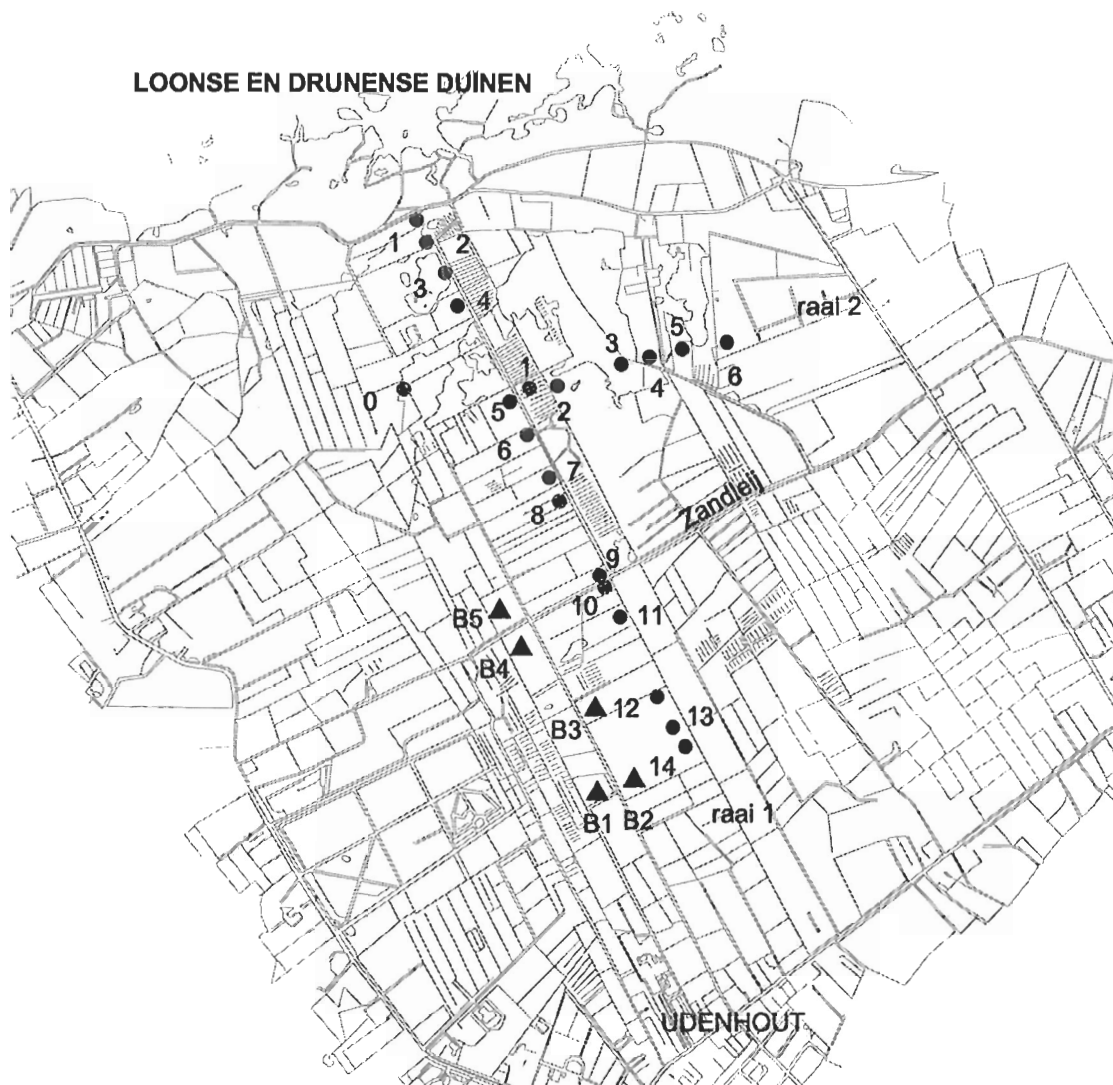


Fig. 5 Overzichtkaart van de Brand

3.2 Methode

In het gebied De Brand zijn op 22 en 23 mei 2000 op de meetplekken in de meetraaien watermonsters genomen. Dat is gebeurd uit een boorgat (tot maximaal 0,5 m beneden het grondwatervniveau) en uit de eerder geplaatste grondwaterstandsbuis waarvan het filter zich op ongeveer 0,5-1,0 m beneden grondwaterstandniveau bevindt. Van iedere plek zijn er in principe 2 monsters van opeenvolgende diepte. Deze worden verder aangeduid als het bovenste (0-0.5 m) en ondiepe (0.5-1.0 m) grondwater. Verder zijn verspreid over het gebied op 6 plekken op vergelijkbare dieptes grondwatermonsters genomen (figuur 5). In het Helvoirts Broek zijn op 23 mei in de raai dwars op de Oude Leij op 11 meetplekken (figuur 4) ook monsters van het bovenste en het ondiepe grondwater genomen. In het noordoosten van de raai was het grondwater relatief diep en is bij 3 plekken alleen het bovenste grondwater bemonsterd. Verder is het oppervlaktewater van 3 greppels en van de Oude Leij bemonsterd.

Het idee achter de 2 grondwatermonsters die op opeenvolgende dieptes genomen zijn is dat in infiltratiegebieden het bovenste grondwater dat uit het boorgat bemonsterd is uit het neerslagoverschot bestaat dat in het voorafgaande winterhalfjaar is geïnfiltreerd, terwijl het wat diepere grondwater het neerslagoverschot van ongeveer een jaar eerder is. Alleen in gebieden waar de kwel het maaiveld bereikt is dat niet het geval. Naar verwachting heeft het water op beide dieptes een samenstelling die vergelijkbaar is met het diepe grondwater.

Direct na de monsternamen zijn de zuurgraad (pH) en het elektrisch geleidingsvermogen (EC) gemeten. Een deel van het monster is direct gefiltreerd en aangezuurd. De monsters zijn geanalyseerd op de macro-ionen natrium, kalium, calcium, magnesium, chloride, sulfaat en verder op nitraat, ammonium, fosfaat en ijzer. Bicarbonaat is niet gemeten omdat de bemonsteringsmethode, via onderdruk in open buizen en boorgaten, niet daarop is aangepast. De watermonsters worden op de verschillende manieren zoals in hoofdstuk 2 is beschreven getypeerd. In het geval dat er een concentratie bicarbonaat voor vereist is, is deze uit het anionentekort op de ionenbalans geschat. Nitraat en chloride worden gebruikt om landbouwkundige invloeden aan te tonen en ijzer en sulfaat geeft een beeld van de redoxtoestand.

De resultaten worden gebruikt voor een algemene ecohydrologische beschrijving van de gebieden en voor typering van de watermonsters volgens de methoden die in hoofdstuk 2.2 beschreven zijn. Voor de raai in het Helvoirts Broek wordt vervolgens gekeken welke variabelen en typering voldoende zijn om tot eenzelfde conclusie te komen en complementair daaraan welke variabelen en typering niet voldoen. Voor het gebied De Brand wordt met de meetgegevens uit de raaien stapsgewijs nagegaan welke relaties er kunnen worden afgeleid tussen watertypen, terreinkenmerken en eenvoudig te meten variabelen. Eerst worden onderlinge correlatiecoëfficiënten berekend. Voor perspectievolle relaties met terreinkenmerken worden regressievergelijkingen berekend waarmee het gehele gebied kwalitatief wordt getypeerd. De resultaten worden aan de hand van zes verspreide meetpunten getoetst.

3.3 Resultaten

3.3.1 Beschrijving van de waterkwaliteit

Helvoirts Broek

De resultaten van de bemonstering staan in aanhangsel 1. In figuur 6 zijn voor verschillende variabelen de concentraties in een schematische weergave van de dwarsraai gegeven. Afgaande op de concentraties ijzer treedt in het midden van het perceel dat ten zuidwesten van de Oude Leij ligt kwel op die tot in het bovenste grondwater reikt. Op de overgang naar de flank van het beekdal (mp. 7) en dichterbij de drainerende Oude Leij is minder ijzer aangetroffen. In een kwelmilieu is normaliter sprake van reducerende omstandigheden, hetgeen door de lage sulfaatconcentraties bevestigd wordt. De calciumconcentratie zal in kwelzones waarden kunnen bereiken die ook in het diepe grondwater worden aangetroffen. Volgens Gaans et al. (1992) hebben kalkgebufferde grondwatersystemen in Noord-Brabant een calciumconcentratie van ruim 100 mg/l. Dat is duidelijk het geval bij de plekken 4 en 5. Op de overige plekken waar relatief hoge ijzerconcentraties voorkomen is de calciumconcentratie lager. Waarschijnlijk is daar de invloed van meer lokale kwel groter. Ten noordoosten van de Oude Leij waren de concentraties ijzer laag tot zeer laag. Op die plekken treedt infiltratie op en zijn de sulfaatconcentraties vrijwel altijd hoger. Bij de plekken 9 en 11 zijn hogere calciumconcentraties gemeten. De erg lage pHI, het ontbreken van ijzer en de hoge sulfaatconcentraties doen vermoeden dat het een voormalige kwelzone betreft waar pyrietoxidatie optreedt. Daarbij verdrijft ijzer calcium van het adsorptiecomplex waardoor calcium in verhoogde concentraties in het grondwater voorkomt. Bij plek 11 is ook de chlorideconcentratie betrekkelijk hoog. Het is ook mogelijk dat daar een ondiepe kwelstroom optreedt vanuit noordoostelijke richting. De verhoogde sulfaat- en chlorideconcentraties zouden dan het gevolg kunnen zijn van depositie en indamping in het nabijgelegen bos. Onduidelijk is waarom meetpunt 10 sterk afwijkt. De sulfaatconcentratie is er nihil.

Hoge kaliumconcentraties zijn toe te schrijven aan bemesting. Dat is duidelijk het geval in het zuidwestelijke perceel waar vrijwel overal in het bovenste grondwater hoge concentraties zijn aangetroffen. Bij meetpunt 7 is de concentratie het hoogst. Dit meetpunt ligt in een ca. 30 m brede doorgang van een pad naar een naastgelegen perceel. Naast kalium is hier ook de concentratie fosfaat relatief hoog. Verhoogde fosfaatconcentraties komen verder ook voor in het zuidwestelijke perceel in het bovenste grondwater bij meetpunt 1 en het ondiepe grondwater bij meetpunt 3. Verhoogde nitraatconcentraties zijn aangetroffen in het ondiepe grondwater bij het eerder genoemde punt 10 en bij meetpunt 3.

In tabel 5 is een overzicht gegeven van watertypen zoals die volgens verschillende classificatiesystemen uit de watersamenstelling berekend zijn. Hiervan zijn in een afbeelding van de dwarsraai het aandeel lithoclien water, de verzadigingsindex, de ionenratio en de Stuyfzandtypen uitgezet (figuur 7).

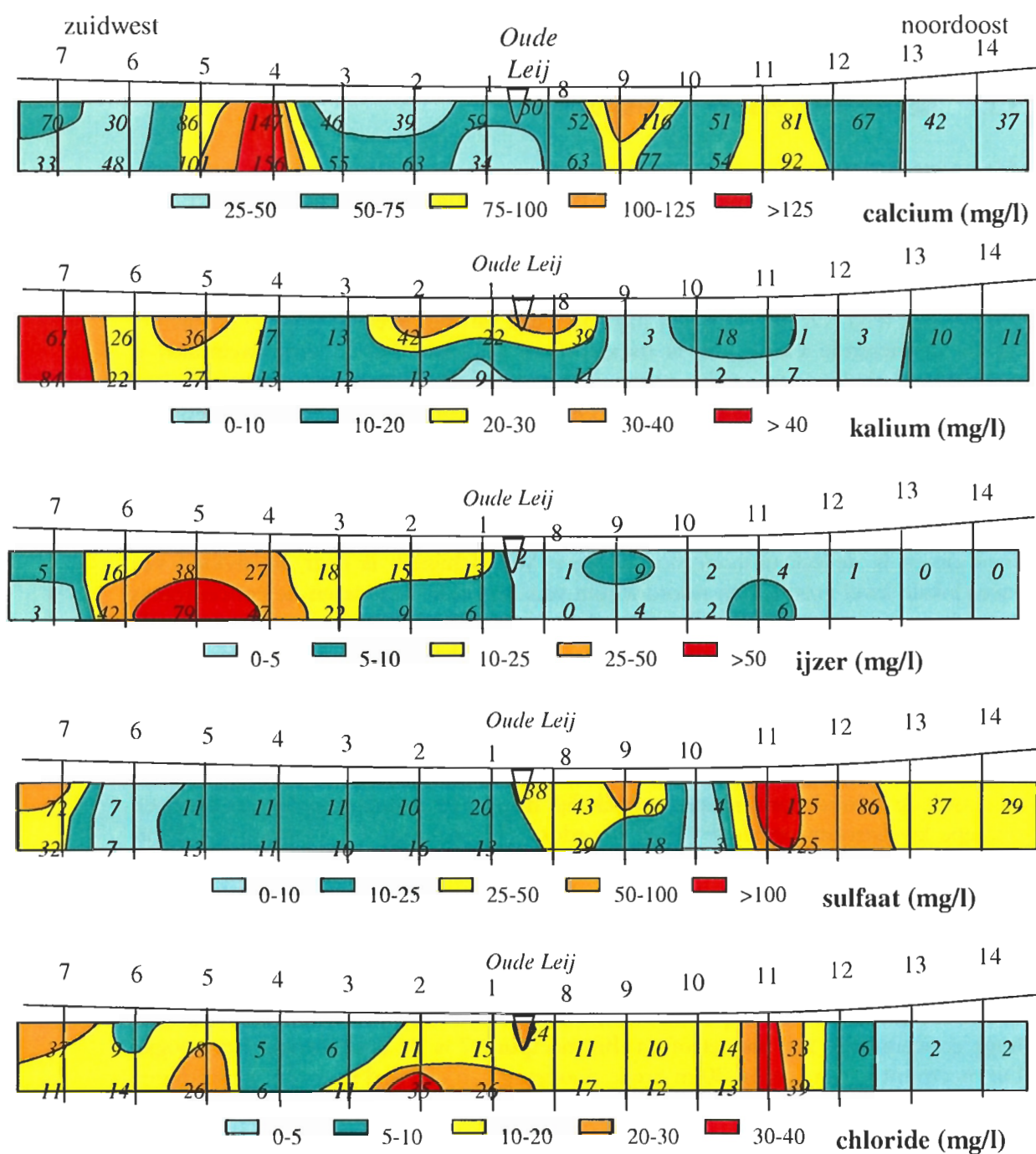


Fig. 6 Concentraties calcium, kalium, ijzer, sulfaat en chloride in de dwarsdoorsnede van het Helvoirtse Broek

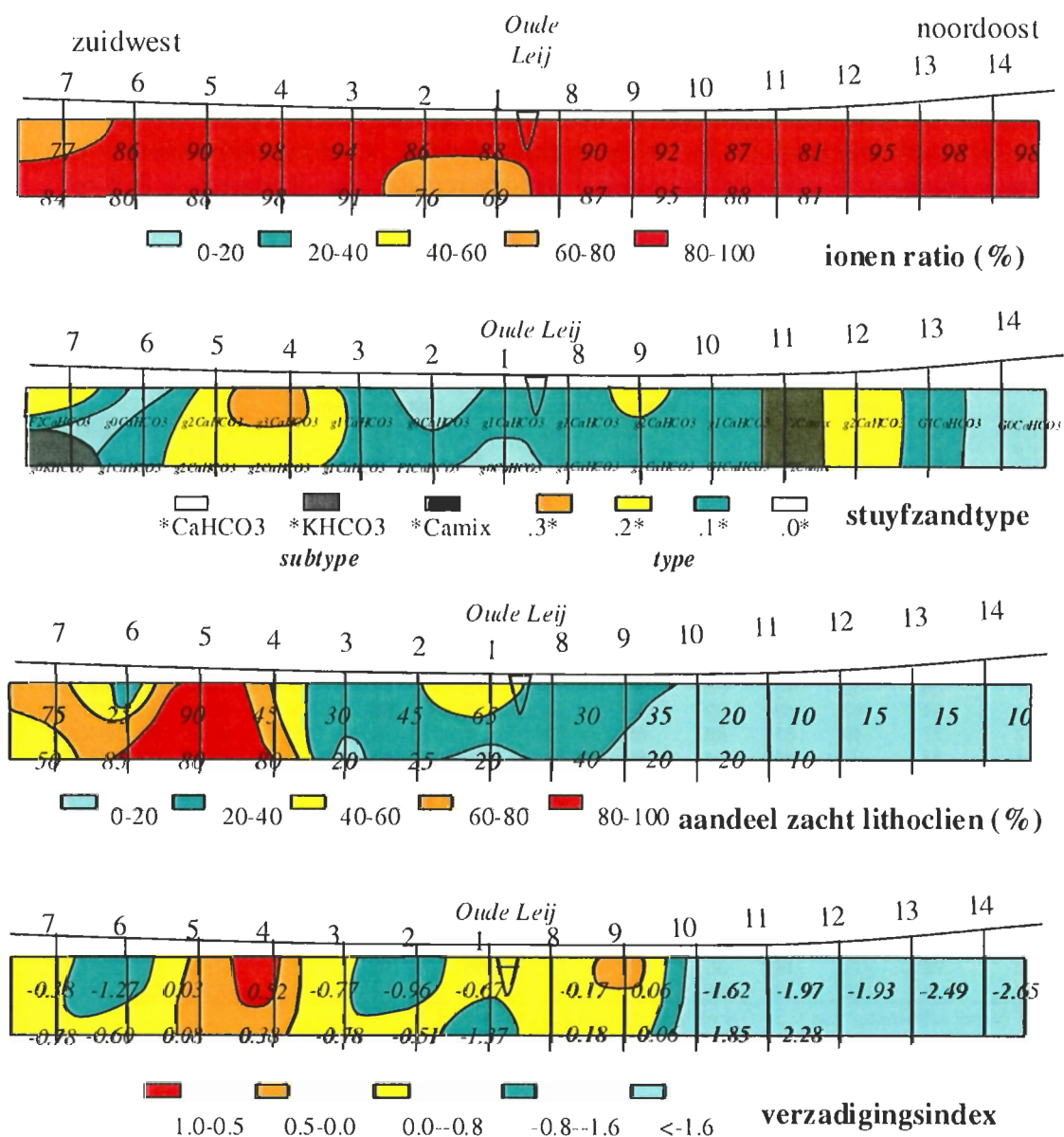


Fig. 7 Ionenratio, Stuyfzandtype, aandeel lithoclien water en de verzadigingsindex voor calciet in de dwarsdoorsnede in het Helvoirt Broek

Het aandeel atmoelien water (niet afgebeeld) is normaliter complementair aan het aandeel zacht lithoclien water. In de duidelijke kwel- en infiltratiezones is dat ook het geval, maar bij de plekken 1, 2, 3 en 7 komt het beeld niet goed overeen met de eerdere beschrijving. Waarschijnlijk is de kalibremesting in het zuidwestelijke perceel daar debet aan. Het beeld van het aandeel zacht lithoclien water komt wel overeen met de concentraties ijzer, hoewel ijzer niet bij de typering gebruikt wordt. De verzadigingsindex vertoont een vergelijkbaar beeld, maar de hoogste index is berekend voor plek 4, waar ook de hoogste calciumconcentratie is gemeten. Aan de oostzijde van de Oude Leij valt op dat daar in het bovenste grondwater bij plek 9

ook nog een kleine oververzadiging optreedt. De ionenratio is door de lage concentraties chloride vrijwel overal erg hoog en daardoor weinig differentiërend. Volgens de Stuyfzandtypologie is het water op de meeste plekken van een calciumbicarbonaattypen. De kwelzone (plekken 4 en 5) komt tot uitdrukking in een hogere alkaliteit. Evenals bij het aandeel atmoclien water zijn de punten 1, 2, 3 en 7 hierbij de duidelijkste uitbijters.

Tabel 5 Typering van de watermonsters van het Heilvoirts Broek volgens verschillende methoden

punt	ionen- ratio	overeenkomst (%) met referentiewatertypen					aandeel (%) referentiewatertypen			verza- digings- index	Stuyfzand- type
*)		atmo- clien	rijn	zee	hard lithocl	zacht lithocl	atmo- clien	zacht lithocl	bein- vloed	(-)	
1.1	69	-7	29	-19	65	93	75	20	5	-1.37	g0-CaHCO3
1.2	88	-40	25	-4	82	97	30	65	5	-0.67	g1-CaHCO3
2.1	76	-14	15	-31	55	88	70	25	5	-0.51	F1-CaHCO3
2.2	86	-64	0	-18	61	77	55	45	0	-0.96	g0-CaHCO3
3.1	91	-31	5	-27	69	94	80	20	0	-0.78	g1-CaHCO3
3.2	94	-40	16	-12	77	96	70	30	0	-0.77	g1-CaHCO3
4.1	98	-45	74	70	97	72	0	80	20	0.38	g2-CaHCO3
4.2	98	-40	19	-4	84	96	55	45	0	0.52	g3-CaHCO3
5.1	88	-48	77	75	94	67	0	80	20	0.08	g2-CaHCO3
5.2	90	-55	54	41	98	88	0	90	10	0.03	g2-CaHCO3
6.1	86	-55	66	53	97	84	0	85	15	-0.6	g1-CaHCO3
6.2	86	-50	-13	-35	56	79	75	25	0	-1.27	g0-CaHCO3
7.1	84	-67	43	60	61	30	50	50	0	-0.78	g0- KHCO3
7.2	77	-40	81	83	85	53	0	75	25	-0.38	F2-CaHCO3
8.1	87	-27	28	-1	85	98	55	40	5	-0.18	g1-CaHCO3
8.2	90	-35	18	0	79	86	70	30	0	-0.17	g1-CaHCO3
9.1	92	-23	10	-21	74	96	80	20	0	-0.06	g1-CaHCO3
9.2	95	-19	23	-5	82	96	60	35	5	0.06	g2-CaHCO3
10.1	88	-27	12	-22	73	96	80	20	0	-1.85	g1-CaHCO3
10.2	87	-35	7	-24	70	92	80	20	0	-1.62	g1-CaHCO3
11.1	81	11	2	-25	59	78	90	10	0	-2.28	F2-Camix
11.2	81	20	6	-27	56	80	90	10	0	-1.97	F2-Camix
12	95	0	-8	-30	58	81	85	15	0	-1.93	g2-CaHCO3
13	98	-16	-14	-35	59	84	85	15	0	-2.49	G1-CaHCO3
14	98	-12	-3	-34	54	84	90	10	0	-2.65	G0-CaHCO3

*) .1 water afkomstig van 0.5 - 0.8 m beneden grondwaterstand

.2 water afkomstig van 0.0 – 0.3 m beneden grondwaterstand

Resumerend zijn de volgende situaties bij de meetpunten aangetroffen:

- 1 infiltratie in (voormalig) kwelprofiel, periodieke inundatie, bemest met kalium
- 2 als 1 met meer invloed van stagnerend regenwater, kalium
- 3 kwel- en infiltratiekenmerken
- 4 diepe kwel tot in het bovenste grondwater
- 5 diepe kwel met invloeden van laterale (?) toestroming, kalium
- 6 infiltratie met dieper nog kwelkenmerken, kalium
- 7 infiltratie, kalium
- 8 Infiltratie in (voormalig) kwelprofiel, periodieke inundatie, kalium
- 9 Infiltratie in voormalig kwelprofiel, pyrietoxidatie onduidelijk
- 10 Infiltratie in voormalig kwelprofiel, pyrietoxidatie en/of ondiepe kwel vanuit bosrand, aëroob
- 11 Infiltratie in voormalig kwelprofiel, pyrietoxidatie en/of ondiepe kwel vanuit bosrand, aëroob
- 12 infiltratie
- 13 infiltratie

De Brand

De resultaten van de bemonstering staan in aanhangsel 2. Meetplek 1-5 was onbereikbaar en is niet bemonsterd. Verder is bij 4 plekken (1-10, 2-1 en 2-4) geen bovenste grondwater bemonsterd omdat de toestroming van grondwater stagneerde door de aanwezigheid van een kleilaag.

De zuurgraad, die weinig varieert tussen de verschillende meetpunten, geeft aan dat het grondwater zwak zuur tot neutraal is. Het geleidingsvermogen vertoont grotere variaties. Daarvoor zijn verschillende ionen verantwoordelijk. Onder de (broek-)bossen is de chlorideconcentratie wat verhoogd als gevolg van indamping. De hoogste concentraties (>75 mg/l) zijn echter aangetroffen in het wat diepere grondwater in enkele graslandpercelen (1-2, 1-14 en 2-4. Dat doet vermoeden dat mest in het voorgaande jaar daar debet aan is. Nitraat is er echter nauwelijks meer aangetroffen. Waarschijnlijk is het snel gedenitrificeerd in de humeuze bovengrond. Bij 1-4, 1-13 en bij B1 zijn wel hoge concentraties aangetroffen, in alle gevallen in het bovenste grondwater in graslandpercelen. Het perceel met plek B1 wordt intensief gebruikt en is waarschijnlijk recent bemest. In de broekbossen bij 2-3 en 2-4 zijn minder hoge concentraties nitraat aangetroffen. Slechts bij 2 punten, het ondiepe grondwater bij 1-10 en het bovenste grondwater bij 2-5, is het stikstof als ammonium aanwezig. Dat duidt op anaërobe omstandigheden en mogelijk kwel. Bij plek 10 bevestigen de hoge calciumconcentratie en de ijzerconcentratie dat beeld. Bij 2-5 is de calciumconcentratie wel hoog, maar is de ijzerconcentratie met 5.6 mg/l aan de lage kant. In het wat diepere grondwater is de sulfaatconcentratie erg hoog. Mogelijk betreft het een plek met locale kwel waar, door het ontbreken van organische stof, wel ijzer maar geen sulfaat reduceert. Een andere plek met hoge ijzer- en sulfaatconcentraties is plek 2-2. De calciumconcentratie is met 57 en 69 mg/l aan de hoge kant. Opvallend is de hoge concentratie natrium (131 mg/l) bij B6.1. Hiervoor is geen aannemelijke verklaring aangezien de concentraties aan anionen veel lager zijn. Verder is de kaliumconcentratie bij plek 1-1 en in het bovenste grondwater bij 1-2 met concentraties van 15-20 mg/l relatief hoog, waarschijnlijk als gevolg van bemesting (plek 1) en door het inwaaien van meststoffen (plek 2).

In figuur 8 zijn in de noord-zuid en in de west-oost raaien de concentraties van een aantal ionen (calcium, ijzer, sulfaat, chloride, kalium) weergegeven. Datzelfde is in figuur 9 gedaan voor watertypen (aandeel lithoclien water, de ionenratio, de verzadigingsindex, Stuyfzandtype). In tabel 6 staat een overzicht van de watertypen. In de noord-zuid raai heeft het bovenste grondwater een samenstelling die nog duidelijke overeenkomsten vertoont met neerslagwater. Opvallend zijn de erg lage chlorideconcentraties in het gedeelte tussen de plekken 4 en 7. Ten zuiden van de Zandleij, die tussen de meetplekken 9 en 10 ligt, is de sulfaatconcentratie hoger. Het wat diepere grondwater heeft over het algemeen hogere calciumconcentraties, met name ten zuiden van de Zandleij. De west-oost raai laat wat grotere verschillen in concentraties zien, waarbij de plekken 1, 2 en 5 de meest afwijkende concentraties hebben.

Bij de typering volgens het berekende aandeel zacht lithoclien water is de regenwaterlens goed zichtbaar, maar lijkt bij plek 4 in de noord-zuid en bij plek 6 in

de west-oost raai sprake te zijn van een soort kwelvensters. Op deze plekken zijn de concentraties natrium en chloride echter bijzonder laag wat een dominante overeenkomst met het lithocliene referentiewater oplevert. De verzadigingsindex laat zien dat de verzadigingsindex voor calciet nergens positief is. Alleen in het bovenste grondwater bij plek 5 in de west-oost raai bereikt de index dankzij de hoge calciumconcentratie de verzadigingswaarde 0. Lage chloride- en calciumconcentraties leveren ongenueanceerde, hoge ionenratio's op, waardoor deze typeringsmethode in dit gebied niet geschikt is. Met de Stuyfzandtypologie is de verticale gradiënt in watertypen ook goed zichtbaar, het bovenste grondwater heeft een lage alkaliteit maar is het op de meeste plekken wel van het calciumbicarbonaatype. In het wat diepere grondwater is de alkaliteit 1 à 2 klassen hoger. Alleen van de oostelijke helft van de west-oost raai heeft ook het bovenste grondwater een relatief hoge alkaliteit.

Resumerend kan worden gesteld dat De Brand een infiltratiegebied is. In een groot gedeelte van het gebied komt een regenwaterlens voor met daaronder water dat een wat meer lithocliene samenstelling heeft. Waarschijnlijk wordt een belangrijk gedeelte van het infiltratiewater vrij oppervlakkig via het ontwateringsstelsel afgevoerd. Door de infiltratie is er nauwelijks relatie met de regionale hydrologie. Alleen bij plek 9 in de noord-zuid raai zijn daar aanwijzingen voor, maar daar zou het gevolg kunnen zijn van de drainerende werking van de Zandleij. Volgens Schouten (pers. mededeling) volgt uit de meetresultaten van een diepe, provinciale meetbuis in De Brand dat het freatisch water op 2,5 m diepte een lokale sulfaatype (regenwater) is, het water in het middeldiepe Nuenen-pakket (9 m) een lokaal/subregionaal, wat gerijpter calciummixtype en het water in het daaronder gelegen Sterksel-pakket (24 m) van het meer regionale calciumbicarbonaatype.

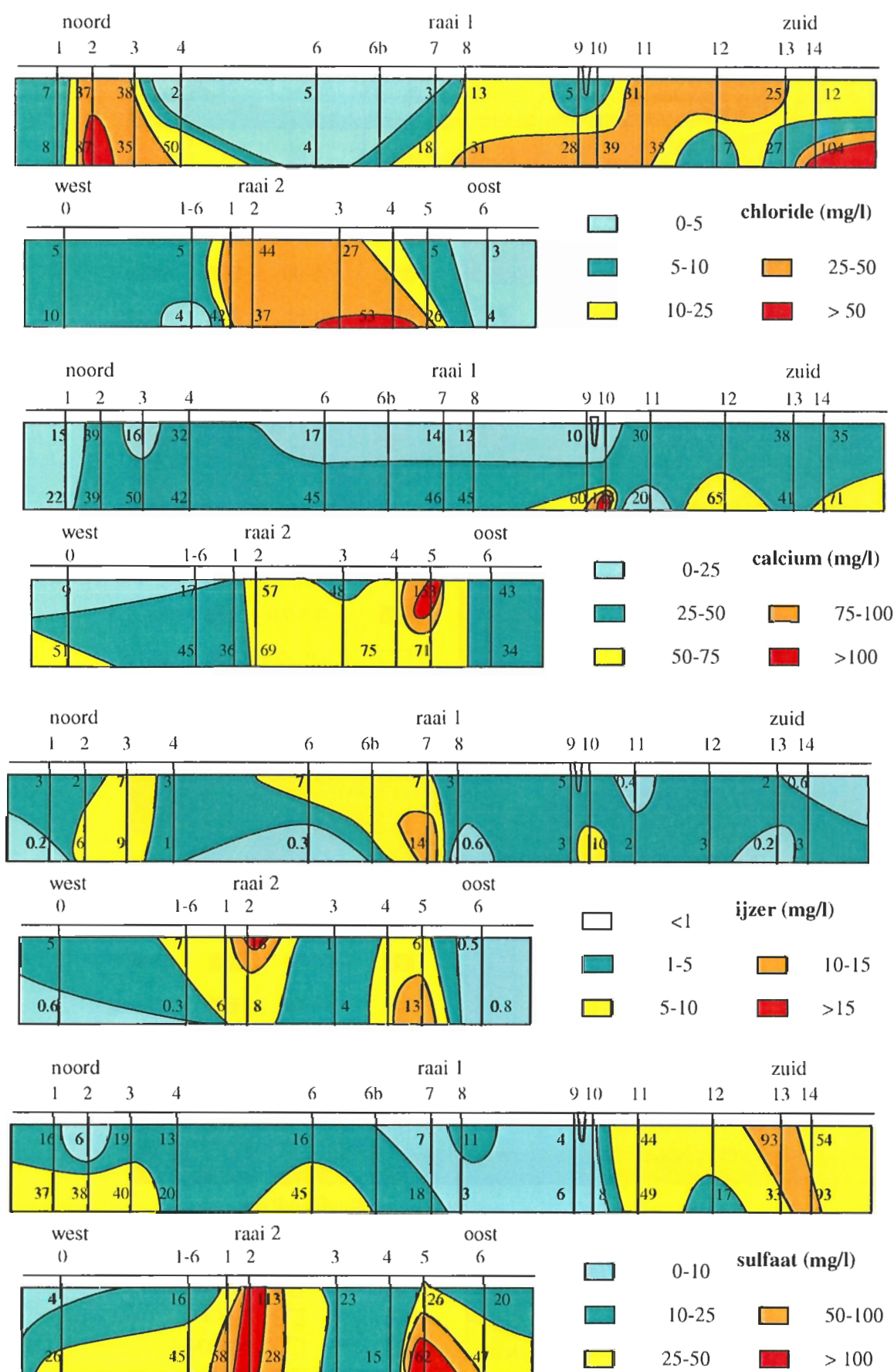


Fig. 8 Concentrates calcium, ijzer, chloride en sulfaat in de dwarsraaien in het gebied de Brand

Tabel 6 Typering van de watermonsters van De Brand volgens verschillende methoden

punt	ionen- ratio	overeenkomst (%) met referentiewatertypen					aandeel (%) referentiewatertypen			verza- digings- index	Stuifzand- type
		atmo- clien	rijn	zee	hard lithocl	zacht lithocl	atmo- clien	zacht lithocl	bein- vloed		
*)										(-)	
1-1.1	82.4	-31.2	18.1	15.1	66.5	65.9	60	35	5	-2.5	g0-CaHCO3
1-1.2	79.1	-46.5	0.4	-11.6	59.2	68.5	80	20	0	-2.7	g*-CaHCO3
1-2.1	44.3	-6.8	92.9	82.8	48	23	0	30	70	-1.1	F0-NaHCO3
1-2.2	46.4	3.8	54.8	9.9	23.7	41	70	5	25	-1.5	F*-NaHCO3
1-3.1	71.9	-12.8	81.9	54	89.9	82.2	0	70	30	-1.1	F1-CaHCO3
1-3.2	42.8	36.1	19.9	-39.2	7	46.6	95	0	5	-2.6	F*-CaCl
1-4.1	59.9	-22.2	58.6	18.4	78.5	87.8	20	60	20	-1.2	F1-CaHCO3
1-4.2	96.3	-48.2	26.4	15.6	86.4	87.7	0	100	0	-2.0	G0-CaHCO3
1-5.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1-5.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1-6.1	94.8	-18.3	42.1	24.9	90.3	90.1	20	65	15	-1.2	G1-CaHCO3
1-6.2	86.7	-17.4	-2.1	-27.7	60.5	85.3	85	15	0	-1.4	G*-CaHCO3
1-7.1	81.8	-30.2	57.9	32.3	96.5	95.5	0	80	20	-0.6	g1-CaHCO3
1-7.2	88.1	-28.7	-1.5	-26.4	67	88.8	85	15	0	-1.5	G*-CaHCO3
1-8.1	72.1	-27.5	61.8	25.9	89.8	94.4	0	80	20	-0.6	F1-CaHCO3
1-8.2	62.7	16.7	16.1	-36.5	26.8	66.1	85	10	5	-1.5	g*-CaHCO3
1-9.1	79.4	-37.3	67.9	45.2	97.9	90.0	0	80	20	-0.6	g1-CaHCO3
1-9.2	76.9	-21.7	3	-32.6	61.1	89.8	85	15	0	-2.0	g*-CaHCO3
1-10.1	84.0	-39.3	82.1	75.6	93.9	67.6	0	75	25	-0.6	F2-CaHCO3
1-10.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1-11.1	50.0	6.5	94.3	85.4	62.4	33.7	20	40	40	-2.7	F*-Camix
1-11.2	63.1	30.3	24.1	-24.9	48.8	79.4	80	15	5	-1.6	F0-Camix
1-12.1	94.1	-28	21.4	-7.8	81.8	98.1	55	40	5	-0.5	g1-CaHCO3
1-12.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1-13.1	72.7	-12	40.2	9.8	83.7	91.8	50	40	10	-1.6	g1-Camix
1-13.2	72.3	-4.2	16.5	-18.5	67.9	88.9	85	15	0	-2.3	g0-Camix
1-14.1	54.6	-4.5	96.1	79.6	74.8	50.8	5	55	40	-1.3	F1-Camix
1-14.2	83.7	-0.2	44.9	24.5	82.7	83.1	45	40	15	-1.5	g0-Camix
2-0.1	90.4	-31.5	48	27.6	95.9	95.1	0	85	15	-1.1	g1-CaHCO3
2-0.2	76.9	-32	-5.1	-37.6	57.3	85.7	85	15	0	-2.2	G*-CaHCO3
2-1.1	60.6	18.8	72.3	34.9	73.8	76.5	35	40	25	-1.8	F0-Camix
2-1.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2-2.1	76.9	6.6	74	59.2	81.2	65.8	25	50	25	-1.9	F1-CaSO4
2-2.2	69.4	6.8	84.4	70.5	76.5	56.7	25	45	30	-1.3	F1-Camix
2-3.1	71.3	-29.8	91.1	77.5	86.5	63.8	0	70	30	-0.5	F1-CaHCO3
2-3.2	75.8	-4.7	14.4	-30.8	60.7	92.0	90	10	0	-0.9	g1-CaHCO3
2-4.1	71.3	-29.8	91.9	77.5	86.5	63.8	0	70	30	-0.5	F1-CaHCO3
2-4.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2-5.1	82.6	-5.7	85	86.3	69.2	38.2	15	50	35	-0.6	g1-Camix
2-5.2	98.1	-28.5	10.1	-15.5	77.6	93.8	80	20	0	0.0	g2-CaHCO3
2-6.1	93.8	2.3	21.6	1.5	75.1	83.4	75	20	5	-1.2	G0-Camix
2-6.2	96.2	-32.1	33.3	16	91.9	93.4	20	70	10	-1.9	G1-CaHCO3
B1.1	78.6	-40.1	75.6	61.7	97.7	80	0	80	20		F1-CaCl
B1.2	72.9	-34.2	79.6	65.9	94.9	75.6	0	75	25		g0-CaCl
B2.1	96.2	-7.6	5.4	-21.7	68.1	90	85	15	0		G0-CaHCO3
B2.2	98.0	-9.1	7.2	-21.3	68.5	91.2	85	15	0		G0-CaHCO3
B3.1	92.5	-17.9	33.2	2.9	81.8	96.7	65	30	5		g1-CaHCO3
B3.2	96.7	-28.3	20.7	-1	84.3	95.3	50	45	5		G1-CaHCO3
B4.1	88.1	-22.5	84.3	75.5	85.9	63.6	0	70	30		g0-CaHCO3
B4.2	86.8	-4.4	3.8	-28.3	63.5	89.6	90	10	0		g0-CaHCO3
B5.1	98.7	-37.3	10	-11.5	79.2	93.7	70	30	0		G1-CaHCO3
B5.2	85.3	-0.8	-6.3	-34.3	55.2	81.7	85	15	0		G*-CaHCO3
B6.1	81.6	10.5	19	-21.5	25.3	56.4	85	10	5		g1-NHHCO3
B6.2	85.8	7.8	8.5	-22.4	63.5	85.6	90	10	0		g1-Camix
W1	81.0	-27.4	29.5	-4.4	82.7	97.8	55	40	5		
W2	85.3	2.7	20.1	-12.2	69.3	89.6	90	10	0		

*) 1- Raai 1

2- Raai 2

B- Los meetpunt

.1 water afkomstig van 0.5 - 0.8 m beneden grondwaterstand

.2 water afkomstig van 0.0 - 0.3 m beneden grondwaterstand

3.3.2 Selectie van variabelen

Uit de analyseresultaten van het Helvoirts Broek (aanhangel 1 en figuur 6) blijkt dat nutriënten en de macro-ionen kalium, natrium, chloride en sulfaat geschikt zijn om een indruk van de niet natuurlijke beïnvloeding van het water te geven. Onderling correleren de variabelen echter zeer slecht. De EC zou als maat voor de totale hoeveelheid ionen een indicatie kunnen geven van de mate van beïnvloeding, maar door de variatie in watertypen is dit hier geen goede variabele. Er valt geen onderscheid aan te geven tussen bijvoorbeeld diepe kwel en infiltratie met kalibemesting. Bij de typering van het water zou de overeenkomst met Rijnwater of het aandeel beïnvloed water bij uitstek geschikt zijn. Beide geven echter geen volledig beeld. De hoge concentraties kalium en calcium op de kwelplekken zijn daar debet aan. Door voor een lokale referentie voor diepe kwel te kiezen, voldoet het aandeel beïnvloed water wel goed. In de ionenratio zou de beïnvloeding terug te vinden moeten zijn in een lagere ratio als gevolg van hoge chlorideconcentraties. Dat is hier nauwelijks het geval omdat de concentraties juist laag zijn. Alleen bij het bovenste grondwater bij 7 en het ondiepe bij 2 is dat in beperkte mate wel het geval. Bij de Stuyfzandtypologie is beïnvloed water te herkennen aan het hoofdtype (chloride) en het subtype (dominante ionen). Door de lage chlorideconcentratie levert het hoofdtype geen aanknopingspunten. De dominante ionen leveren alleen op twee plekken een subtype op dat afwijkt van het CaHCO_3 -type.

De verhouding atmoclien/lithoclien water kan worden afgelezen aan de EC en aan verschillende ionen. Een lage EC duidt op een atmocliene samenstelling, maar omgekeerd hoeft een hoge EC niet op lithoclien water te wijzen. De pH laat een grote sprong zien tussen een basische en zure omgeving en werkt daardoor onvoldoende differentiërend. In een kwelmilieu worden vaak onnauwkeurige pH's gemeten (Gaans et al., 1992). Calcium geeft wel een goed beeld van de aanwezigheid van lithoclien water. Magnesium doet dat ook tot op zekere hoogte. Door bemesting wordt de concentratie die van nature laag is, snel verstoord. IJzer geeft ook een goed beeld van kwel. Omdat ijzer ook fossiel nog aanwezig kan zijn biedt sulfaat een goed aanknopingspunt om daar uitspraken over te doen:

- Hoge ijzer- en lage sulfaatconcentraties indiceren (diepe) kwel in een anaëroob milieu
- Hoge ijzer- en hoge sulfaatconcentraties duiden lokale kwel in een aëroob milieu
- Lage ijzer- en hoge sulfaatconcentraties (en een lage pH als de zuurneutralisatiecapaciteit is uitgeput) wijzen op pyrietoxidatie als gevolg van ontwatering in een voormalig kwelsysteem. Door het in oplossing komen van calcium kan de concentratie ervan (nog) aanzienlijk zijn.

Andere ionconcentraties zijn niet geschikt om atmoclien of lithoclien water aan te herkennen. Lage chlorideconcentraties ($< 5\text{mg/l}$) komen ook in kwelprofielen voor. Van de typologieën is eerder al aangegeven dat de ionenratio ongeschikt is. De overeenkomst met atmoclien referentiewater is gevoelig door de lage ionconcentratie en is daardoor minder goed dan de overeenkomsten met harde en zachte lithocliene referenties. Ook het aandeel zacht lithoclien water voldoet redelijk aan de verwachting. Dat geldt zeker voor de verzadigingsindex. De Stuyfzandtypologie

biedt te weinig differentiatie. Een verfijning van de klasse-indelingen, zoals in de praktijk al vaak gebeurd, zou daar verbetering in aan kunnen brengen.

Op grond van bovenvermelde beschouwing is een voorselectie gemaakt van variabelen waarmee het atmocliene of lithocliene karakter van het grondwater het beste kan worden onderscheiden:

- calcium
- ijzer
- de verhouding ijzer – sulfaat (in meq/l)
- overeenkomst met de harde lithocliene referentie
- overeenkomst met de zachte lithocliene referentie
- aandeel zacht lithoclien water
- verzadigingsindex

Aan de hand van het totale beeld dat concentraties en watertypen hebben opgeleverd is een rangorde in meetpunten geschat van atmoclien naar lithoclien. Er zijn 7 klassen onderscheiden (tabel 7). De waarden van de variabelen en de rangorde zijn met elkaar vergeleken volgens Spearman. Dit levert de rangordecoëfficiënten (r_s) op die in tabel 8 staan vermeld. Daaruit blijkt dat ijzer, de verhouding ijzer-sulfaat en de verzadigingsindex voor calciet het beste correleren. De typologieën waarvoor alle macro-ionen vereist zijn correleren slechter. Dat is het gevolg van de afwijkende concentraties kalium en van het feit dat de standaardreferenties voor lithoclien water niet goed voldoen. Een locale referentie voldoet hier beter.

Tabel 7 Verdeling van de monsterpunten over grondwatertypeklassen

watertype	code	monsterpunten
atmoclien	1	13, 14
	2	7-b, 7-o, 12
	3	1-o, 10-b, 10-o, 11-b, 11-o
mengwater	4	1-b, 2-b, 2-o, 6-b, 8-b
	5	3-b, 3-o, 8-o, 9-o
	6	6-o, 9-b
lithoclien	7	4-b, 4-o, 5-b, 5-o

Tabel 8 Rangcorrelatiecoëfficiënten van verschillende typologieën met geschatte rijping van het grondwater in de meetraai

typologie	rangcorrelatie-coëfficiënt	benodigde analyses
calcium	0.43	calcium
ijzer	0.73	ijzer
verhouding ijzer – sulfaat	0.72	ijzer, sulfaat
overeenkomst met de harde lithocliene referentie	0.54	macro-ionen
overeenkomst met de zachte lithocliene referentie	0.21	macro-ionen
aandeel zacht lithoclien water	0.49	macro-ionen
verzadigingsindex	0.77	calcium, pH, bicarbonaat, sulfaat

3.3.3 Extrapolatie van variabelen

Van het gebied De Brand zijn alle kwantitatieve en kwalitatieve gegevens bijeengebracht voor het onderzoek naar de mogelijkheden om de kwaliteitsgegevens te extrapoleren naar de rest van het gebied. Onder de kwantiteitsgegevens vallen niet alleen de concentraties van de verschillende ionen maar ook de maaiveldhoogte en de grondwaterstandsdiepte. Tot de kwalitatieve gegevens worden gerekend het begroeiingstype en het bodemtype. De verschillende watertypen die uit de ionensamenstelling zijn berekend zijn kwantitatief voor wat betreft het aandeel lithoclien en de verzadigingsindex en kwalitatief voor wat betreft de Stuyfzandtypering. Verder komen ook eenvoudig te meten variabelen als pH en EC in aanmerking. In tabel 9 staan in een matrix de correlatiecoëfficiënten die groter zijn dan 0,5 of kleiner dan -0,5 voor de meetpunten uit de beide raaien. Voor het overzicht zijn de waterkwaliteitsgegevens van beide dieptes gebruikt. De nutriënten zijn niet opgenomen omdat daarmee geen goede correlaties bleken te bestaan.

Tabel 9 Correlatiematrix van maaiveldshoogte, grondwaterstand en kwaliteitsgegevens en berekende typering van het bovenste en het wat diepere grondwater in de raaien.

[illegible]

Volgens de uitkomsten in tabel 9 zijn er geen waterkwaliteitsparameters waarmee de maaiveldshoogte goed correleert. Tussen de grondwaterstand en pH bedraagt de correlatie 0,6. Tussen de pH en watertypen zijn verder geen hoge correlaties, wel tussen de EC en de overeenkomst met zacht lithoclien, rijn en zeewater en de typering volgens de aandelen van die referentiewatertypen.

In tabel 10 zijn de matrices voor dezelfde punten gegeven maar is onderscheid gemaakt naar de diepte waarop de monsters afkomstig zijn. Tabel 10A betreft het bovenste (0-50cm) grondwater, tabel 10B het ondiepe (50-100cm) grondwater. Door het onderscheid nemen met name bij het bovenste grondwater de meeste correlaties toe. Perspectieven bieden de correlaties tussen maaiveld of grondwaterstand en de

Tabel 10 Correlatiematrix van maaiveldhoogte, grondwaterstand en kwaliteitsgegevens en berekende typering van het bovenste grondwater (A) en het wat diepere grondwater (B) in de ruaien

39

Op grond van de resultaten uit tabel 9 en 10 is het aantal variabelen voor de verdere analyse beperkt. Omdat er een goede relatie bestaat tussen maaiveldhoogte en grondwaterstand is als terreinkenmerk voor de maaiveldhoogte gekozen, omdat deze via het digitale hoogtebestand voor het hele gebied bekend is. Als typologie is gekozen voor de aandelen atmoclien, totaal (zacht) lithoclien en de verzadigingsindex. Als waterkwaliteitsparameters zijn de pH en EC gekozen. Verder zijn het bovenste en het ondiepe grondwater apart onderscheiden en wordt gekeken of het bodemgebruik, het bodemtype of de grondwatertrap van invloed is. Er is wel een goede spreiding van het aantal monsterpunten over het bodemgebruik (2), maar niet over het bodemtype (4) en grondwatertrap (4). Ieder van de 4 bodemtypen heeft wel een specifieke grondwatertrap waardoor slechts één van beide voor nadere analyse gebruikt wordt. In tabel 11 staat een overzicht van de absolute correlatiecoëfficiënten >0.50. Voor het bovenste en het ondiepe grondwater zijn de hoogste correlatiecoëfficiënten voorbehouden aan het aandeel atmoclien met de maaiveldhoogte en de EC als verklarende variabelen. Voor het bovenste grondwater maakt het weinig uit of het bodemgebruik als onderscheidende factor wordt gebruikt, bij het ondiepe grondwater treedt wel een duidelijke verbetering op als dat wel gebeurt. Zacht lithoclien water is uit dezelfde variabelen verklaarbaar, maar met iets lagere coëfficiënten. De correlatiecoëfficiënten voor de verzadigingsindex zijn, samen met de pH als verklarende variabele, wat lager.

Tabel 11 Correlatiecoëfficiënten tussen het aandeel atmoclien, lithoclien en de verzadigingsindex enerzijds en verschillende combinaties van verklarende variabelen anderzijds

watertype	continue variabelen	geen onder-verdeling	bodemtype	gebruik	gebruik+ bodemtype
bovenste grondwater (0,0-0,5m)					
atmoclien	maaiveld	-	-	-	-
	maaiveld+pH	0.50	x	0.54	x
	maaiveld+EC	0.71	x	0.75	x
lithoclien (zacht)	maaiveld	-	-	-	-
	maaiveld+pH	-	x	0.54	x
	maaiveld+EC	0.61	x	0.66	x
verzadigingsindex	maaiveld	0.51	-	-	0.56
	maaiveld+pH	0.59	x	0.54	x
	maaiveld+EC	0.51	x	-	x
ondiep grondwater (0,5-1,0 m)					
atmoclien	maaiveld	-	-	-	-
	maaiveld+pH	-	x	-	x
	maaiveld+EC	0.52	x	-	x
lithoclien (zacht)	maaiveld	-	-	-	0.54
	maaiveld+pH	-	x	-	x
	maaiveld+EC	0.59	x	0.55	x
verzadigingsindex	maaiveld	-	-	0.51	0.74
	maaiveld+pH	0.57	x	0.59	x
	maaiveld+EC	-	x	-	x

x : onvoldoende gegevens

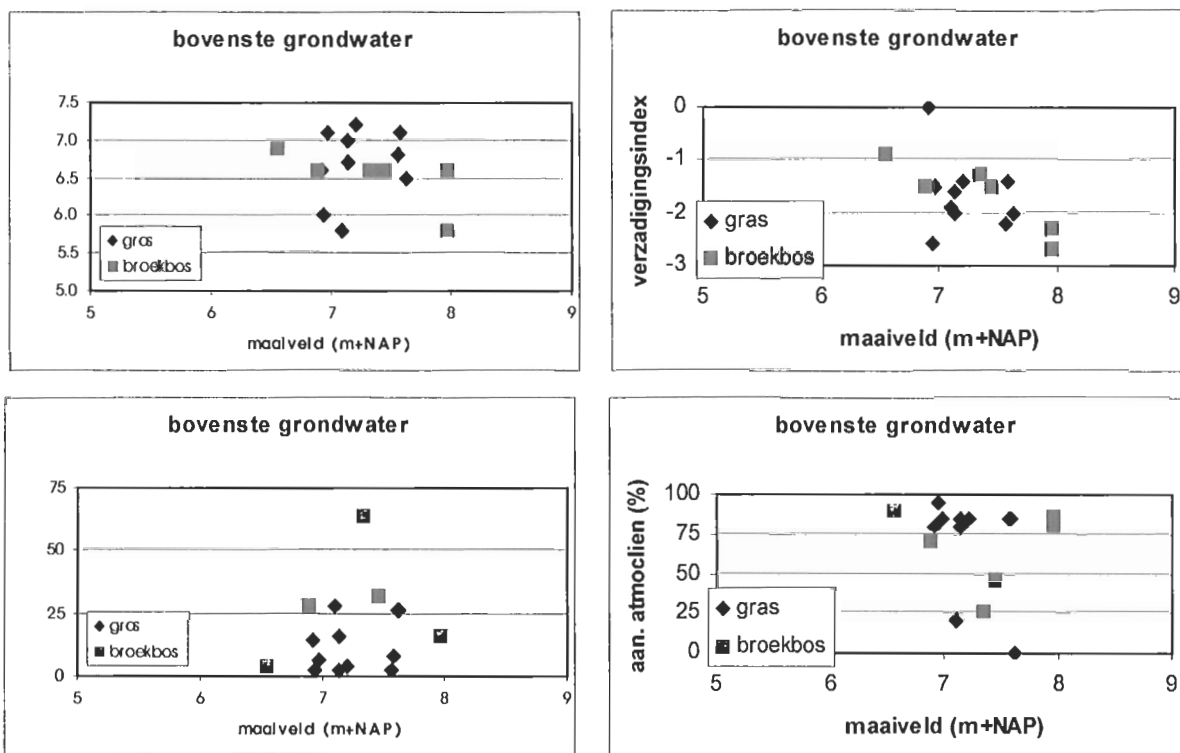


Fig. 9 Relaties tussen pH, verzadigingsindex, elektrisch geleidingsvermogen en aandeel atmoclien water enerzijds en de maaiveldhoogte anderzijds in het bovenste grondwater

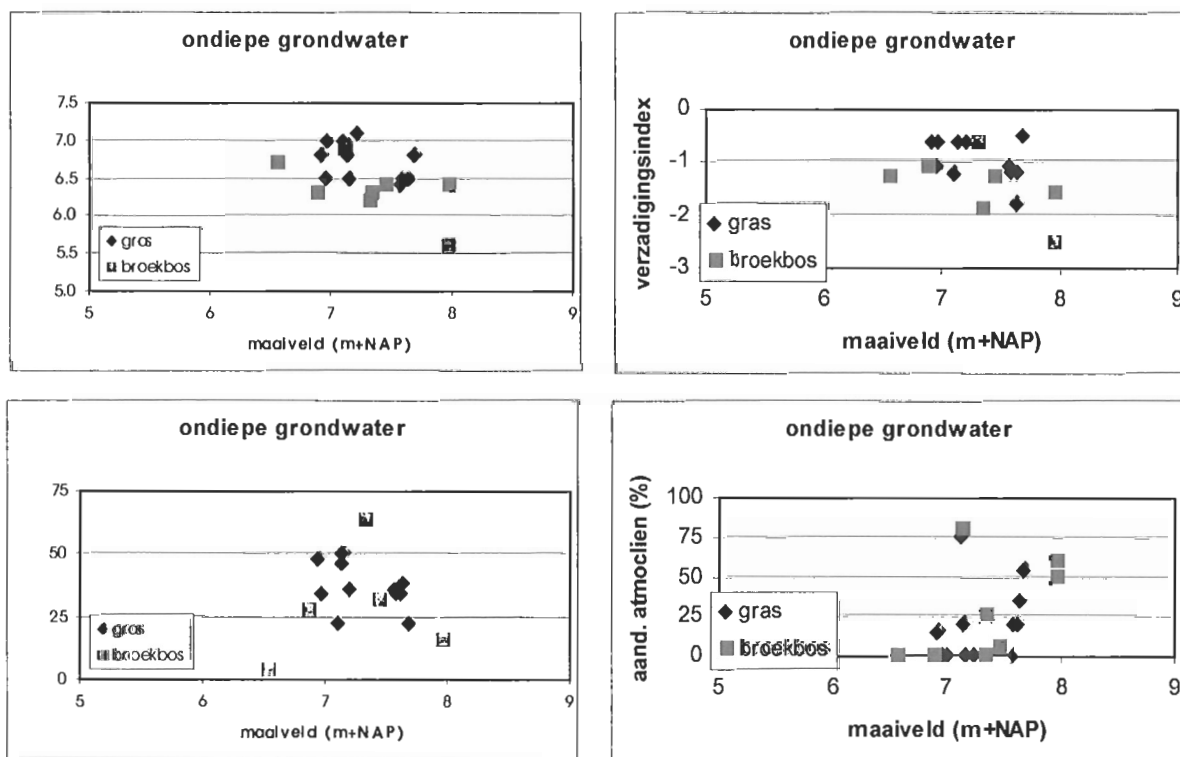


Fig. 10 Relaties tussen pH, verzadigingsindex, elektrisch geleidingsvermogen en aandeel atmoclien water enerzijds en de maaiveldhoogte anderzijds in het ondiepe grondwater

De verdere analyse van de gegevens richt zich op het aandeel atmoclien water in relatie tot maaiveld en EC en op de verzadigingsindex in relatie tot maaiveld en pH. Voor beide wordt het bodemgebruik als kwalitatieve variabele gebruikt. In figuur 10 zijn de waarden tegen elkaar uitgezet. Voor iedere relatie zijn 2 uitbijters weggelaten. Daardoor nemen de correlatiecoëfficiënten in een aantal gevallen aanzienlijk toe. In tabel 12 zijn de regressievergelijkingen gegeven. De relatie voor het aandeel atmoclien water voor het ondiepe grondwater is niet opgenomen omdat daar de correlatie beduidend slechter was dan bij de overige vergelijkingen.

Tabel 12 Regressievergelijking voor de berekening van het aandeel atmoclien water en de verzadigingsindex

	vergelijking	regr.coëff.
bovenste grondwater --- aandeel atmoclien		
gras	y=62.0+4.02*mv-1.131*EC	0.95
broekbos	y=68.7+4.02*mv-1.131*EC	
bovenste grondwater --- verzadigingsindex		
gras	y=0.87-0.608*mv+0.262*pH	0.71
broekbos	y=1.09-0.608*mv+0.262*pH	
ondiep grondwater --- verzadigingsindex		
gras	y=-5.84-0.323*mv+1.091*pH	0.80
broekbos	y=-6.15-0.323*mv+1.091*pH	

Met de regressievergelijkingen is het in principe mogelijk om voor het gebied De Brand gebiedsdekkende typeringskaarten samen te stellen voor het aandeel atmoclien water in het bovenste grondwater en de verzadigingsindex voor het bovenste en ondiepe grondwater. Voor de maaiveldshoogte kan gebruik worden gemaakt van het Algemeen Hoogtebestand (AHN) schaal 1 : 10 000 en voor het bodemgebruik de Top-10 vector. Alleen de pH en de EC zijn niet gebiedsdekkend bekend. Daarvoor zou een globale inventarisatie voldoende zijn. Met de bestaande meetgegevens kan eventueel worden nagegaan of er een samenhang is tussen pH, EC en bodemtype, zodat uit het bodemtype een (grobe) schatting van de pH en EC kan worden gemaakt. Voor de bodemtypen in het gebied is dat gedaan voor de veen- en moerige gronden en voor de gooreerd- en leekerdgronden, waarbij onderscheid is gemaakt naar bodemgebruik (tabel 13). De gooreerdgronden in De Brand zijn sterk leemhoudend en hebben een kleilaag in de ondergrond.

Tabel 13 Gemiddelde pH en EC per bodemtype

	gooreerd + leekeerd		vlierveen + moerige eerdgrond	
	EC mS/m	pH	EC mS/m	pH
bovenste grondwater - gras	14	6.4	16	5.8
bovenste grondwater - bos	22	6.4	16	6.7
ondiep grondwater - gras	42	6.7	22	5.9
ondiep grondwater - bos	46	6.5	103	6.3

4 Evaluatie en aanbevelingen

Het vaststellen van de verschillende standplaats eigenschappen vereist voor elke eigenschap een eigen meetstrategie. Globaal gezien neemt de gewenste meetfrequentie toe bij het vaststellen van veranderingen in bodemkenmerken, humusprofielen, waterkwaliteit en grondwaterstanden. Bij de meting van de waterkwaliteit doen zich dilemma's voor omtrent:

- onverzadigde en/of verzadigde zone
- diepte
- dichtheid
- frequentie
- te analyseren variabelen
- te kiezen typologie of classificatiesysteem

De samenstelling van het opneembare bodemvocht is van direct belang voor de vegetatie, maar het bemonsteren ervan is complex. Een alternatief voor het bodemwater in de onverzadigde zone is het bovenste grondwater. In het bovenste grondwater kan de waterkwaliteit onder invloed van hydrochemische processen sterk variëren in ruimte en tijd. Om dat goed in beeld te brengen zijn in principe veel meetpunten nodig die frequent bemonsterd worden, maar daar is in het kader van dit onderzoek geen aandacht aan besteed.

Er is een éénmalige bemonstering uitgevoerd aan het begin van het groeiseizoen, in de veronderstelling dat die periode de gemiddelde situatie het beste weergeeft. Hydrochemische processen moeten dan nog op gang komen. In infiltratiegebieden is het winterse neerslagoverschot normaliter uitgezakt en is het profiel op veldcapaciteit. In kwelgebieden zal het neerslagoverschot oppervlakkig zijn afgevoerd en heeft ook het bovenste grondwater een lithocliene samenstelling. In voormalige kwelgebieden zal het neerslagoverschot geheel of gedeeltelijk infiltreren, maar zal het door de nog aanwezige buffercapaciteit toch nog een zekere rijping ondergaan.

In de beide gebieden waar het praktische gedeelte van het onderzoek is uitgevoerd, het Helvoirts Broek en De Brand, zijn op ieder meetplek binnen een meter op 2 dieptes watermonsters genomen. Het blijkt dat daarmee het oppervlakkige ecohydrologische systeem afdoende kan worden beschreven. Voor de (diepe) kwelkwaliteit is uitgegaan van standaardreferenties, maar die lijken minder geschikt voor de Brabantse zandgebieden. Een lokale referentie zou waarschijnlijk beter voldoen. Hoewel beide gebieden voor een belangrijk gedeelte als extensief grasland in gebruik zijn wordt de beschrijving vertroebeld door de aanwezigheid van mest. Het ontbreken van een lokale referentie voor kwel en bemestingsinvloeden, maken dat ook niet alle typeringsmethoden even geschikt zijn om een beeld te geven van het grondwater. Bij aanwezigheid van kalium als meststof voldoet de typologie waarbij dit ion ontbreekt het beste: de verzadigingsindex voor calciëet. Bij aanwezigheid van voldoende ijzer in het kwelwater voldoet dit ion ook voor de systeembeschrijving en typering, eventueel in verhouding tot sulfaat waarvan de concentratie in anaëroob

kwelwater normaliter nihil is. De Stuyfzandtypologie is in principe overal toepasbaar, maar de indeling is voor ecologische doeleinden veelal (te) grof.

De mate van niet natuurlijke beïnvloeding van het water kan worden afgelezen aan meerdere variabelen. Tussen deze variabelen is de onderlinge correlatie echter niet groot, zodat ze in feite allemaal in beschouwing moeten worden genomen. Bij de typologieën voldoen de met MAIONF berekende overeenkomst met Rijnwater en verontreinigd atmosferisch water en de methode met het aandeel beïnvloed water matig. Een sterk afwijkende concentratie van één ion wordt in belangrijke mate genivelleerd door de betere overeenkomsten met de andere ionen. Bij de Stuyfzandtypologie wordt de verontreiniging pas duidelijk zichtbaar in hoofdtype als de chlorideconcentratie hoog is, of in het subtype als een kat- of anion domineert boven de andere ionen.

Het onderzoek in het Helvoirts Broek heeft aangetoond dat de kwaliteit van het grondwater kan afwijken van de verwachting. Dat pleit er voor om niet op voorhand een selectie van te meten variabelen te maken, maar een volledige analyse van macro-ionen en nutriënten uit te voeren. Vervolgens kan de typologie daarop worden afgestemd.

Voor de vlakdekkende extrapolatie van puntgegevens van de waterkwaliteit in De Brand is de waterkwaliteit in 2 raaien gemeten die een goed beeld geven van de verschillende gradiënten die in het gebied voorkomen. Van de gemeten variabelen en typologieën bleek het aandeel atmosferisch water en de verzadigingsindex voor calciet het beste te voldoen bij de extrapolatie naar het hele gebied. De maaiveldhoogte en het bodemgebruik bleken de belangrijkste verklarende terreinkenmerken met daarbij de pH of EC als ondersteunende kwaliteitsvariabelen. Het bodemtype en de grondwaterstand zijn indirect gecorreleerd, het bodemtype via de pH of EC en de grondwaterstand via de maaiveldhoogte.

Uit deze verkennende studie komt naar voren dat alleen met volledige analyses van macro-ionen in het bovenste grondwater de standplaatscondities in een gebied goed beschreven kunnen worden. Een locale referentie van diep grondwater voor kwel verdient de voorkeur boven een standaardreferentie. Vlakdekkende extrapolatie van watertypen in een gebied lijkt goed mogelijk mits de voorkomende verschillen bekend zijn. Voor de extrapolatie naar andere gebieden is geen onderzoek verricht.

Op grond van de resultaten van deze verkennende studie verdient het aanbeveling om:

- Overeenkomsten en verschillen tussen standaardreferenties en lokale referenties voor kwelwater nader te onderzoeken. Dat kan gebeuren op grond van literatuurgegevens en gerichte metingen.
- Voor extensieve landbouwgebieden en natuurgebieden na te gaan of er vaste relaties bestaan tussen bodemtype en de pH en EC in het bovenste grondwater. Dat kan gebeuren op grond van literatuurgegevens en gerichte metingen

- De methode voor de gebiedsdekkende extrapolatie van waterkwaliteitsvariabelen voor het gebied De Brand toe te passen en die te verifiëren aan de hand van steekproeven.

Literatuur

- Dirkx, G.H.P. & C.M. Soonius. 1991. *Archeologie en cultuurlandschap in het berinrichtingsgebied "De Leijen-Oost" (Noord-Brabant)*. Wageningen, Staring Centrum. SC rapport 137.
- Hem, J.D., 1959. *Study and interpretation of chemical characteristics of natural water*. U.S. Geol. Survey Water Supply, Paper 1473.
- Jansen, P.C. 1992. *Metten grondwaterkwaliteit in natte natuurgebieden*. Landinrichting, tijdschrift voor inrichting en beheer van het landelijk gebied (32), nr. 2. P.25-32.
- Jansen, P.C., 1994. *Landelijke steekproef grondwatertrap III*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Interne Mededeling 300.
- Jansen, P.C. en R.H. Kemmers, 1995. *Evaluatie van de ecohydrologische systeembeschrijving van de Gelderse Poort*. Wageningen, DLO-Staring Centrum, SC-DLO rapport 397.
- Kemmers, R.H., F. Brouwer en J.R. Mulder, 1993. *Kartering van waterkwaliteit. Het elektrisch geleidingsvermogen als voorspeller van ecologisch relevante watertypen*. Landschap (10), nr.2. P.47-59.
- Kemmers, R.H. & R.W. de Waal, 1999. *Ecologische typering van bodems; Deel 1 Raamwerk en humusvormtypologie*. Wageningen, SC-DLO. Rapport 667-1.
- Runhaar, J., H.L. Boogaard, S.P.J. van Delft & S. Weghorst, 1999. *Natuurgericht Landevaluatiesysteem (NATLES)*. Wageningen, SC-DLO. Rapport 704.
- Schouten, G. 2000. *Grondwaterkwaliteit in en om De Leyen*. Tilburg, DLG. Interne notitie.
- Sival, F.P., in prep. *De referentie grondwatersituatie in het gebied De Lijen*. Wageningen, Alterra.
- Staring Centrum, 1990. *Bodemkaart van Nederland. Blad 44 Oost*. Schaal 1 : 50 000. Pudoc, Wageningen.
- Stuyfzand, P., 1986. *Een nieuwe hydrochemische classificatie van watertypen, met Nederlandse voorbeelden van toepassing*. H2O 19 (23), p. 562-568.
- Stuyfzand, P., 1989. *Hydrochemische onderzoeksmethoden ter analyse van grondwaterstroming, deel 1*. H2O 22 (5), p. 141-146.
- Wirdum, G. van, 1990. *Vegetation and hydrology of floating rich-fens*. Maastricht, Datawyse.

Aanhangsel 1 Waterkwaliteit in het Helvoirts Broek

Datum: 23 mei 2000

PUNT	EC20	pH	K+	Na+	Ca++	Mg++	Cl-	SO4=	HCO3	N02+3	NH4+	PO4	Fe++
*)	mS/m	-	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mgP/l	mg/l
1.1	18	6.5	8.6	19.7	34.0	4.1	26.6	19.9	115	0.9	-	0.11	5.9
1.2	27	6.6	21.9	21.4	59.4	7.5	15.0	12.9	265	0.7	-	2.23	12.8
2.1	10	6.7	12.7	44.0	62.9	7.9	34.6	16.4	285	0.9	-	0.74	9.0
2.2	21	6.5	42.5	17.2	39.0	11.6	11.2	9.5	255	0.1	-	0.71	14.9
3.1	5	6.6	11.8	16.2	55.3	6.9	10.3	10.4	220	3.1	-	3.19	21.9
3.2	20	6.7	13.3	16.8	45.8	7.9	5.6	11.3	215	0.7	-	0.26	17.9
4.1	94	6.9	12.7	17.1	156.3	11.2	6.3	11.5	575	0.3	-	0.03	46.8
4.2	34	7.2	17.1	15.0	147.9	12.8	5.3	10.6	545	3.0	-	0.04	27.1
5.1	80	7.1	26.5	14.5	101.1	13.8	25.6	13.4	395	0.4	-	0.03	78.8
5.2	53	7.1	35.8	16.9	86.0	11.7	17.6	11.2	375	0.1	-	0.03	37.6
6.1	45	6.8	21.7	18.8	47.9	8.8	13.9	7.3	240	0.5	-	0.03	42.4
6.2	4	6.5	25.5	8.1	29.7	6.8	8.6	6.9	120	0.7	-	0.14	16.4
7.1	49	6.8	84.1	9.0	33.2	9.3	11.4	31.9	200	0.1	-	5.13	2.7
7.2	74	6.8	60.1	26.8	69.8	15.6	36.9	72.4	300	0.1	-	0.54	5.4
8.1	28	7.6	10.6	13.8	63.0	6.2	17.4	29.1	205	0.5	-	0.03	0.4
8.2	29	7.7	39.2	10.5	52.4	5.3	10.5	43.1	200	0.3	-	0.03	0.7
9.1	7	7.3	1.2	15.6	77.7	5.4	11.9	18.0	265	0.2	-	0.03	3.8
9.2	33	7.2	3.2	24.4	116.5	6.2	10.3	66.0	350	0.5	-	0.03	9.4
10.1	6	4.6	2.0	11.9	54.0	4.3	13.2	3.4	180	3.9	-	0.03	2.2
10.2	9	4.0	17.9	12.3	50.9	4.0	13.6	4.2	210	0.6	-	0.03	1.9
11.1	15	3.6	6.7	0.1	92.0	7.2	38.5	124.5	115	0.1	-	0.03	6.0
11.2	19	3.7	10.1	28.1	81.2	6.4	32.8	124.5	170	0.1	-	0.04	4.5
12	12	3.5	2.9	15.6	67.1	13.8	5.7	85.9	215	1.0	-	0.03	0.6
13	4	3.5	10.0	12.3	42.4	8.4	1.5	36.5	175	3.0	-	0.03	0.4
14	4	4.5	10.4	23.4	36.4	6.2	1.6	29.2	175	1.7	-	0.03	0.1
W0	30	7.6	10.9	15.4	49.9	7.5	23.9	37.8	125	7.2	-	0.09	1.5
W1	23	6.6	6.7	11.3	33.8	5.3	18.6	46.9	75	0.3	-	0.07	28.0
W2	28	7.8	4.7	14.1	61.7	5.7	19.3	20.6	200	0.5	-	0.09	1.6
W3	12	3.5	5.6	18.0	48.0	5.2	22.2	58.8	135	0.1	-	0.06	3.1

*) .1 water afkomstig van 0.5 - 0.8 m beneden grondwaterstand

.2 water afkomstig van 0.0 - 0.3 m beneden grondwaterstand

Aanhangsel 2 Waterkwaliteit in De Brand

Datum : 22 en 23 mei 2000

PUNT	EC	pH	K	Na	Ca	Mg	Cl	SO4	HCO3	NO3	NH4	PO4	Fe
*)	mSm	-	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mgP/l	mg/l
1-1.1	26	5.6	16.6	5.2	21.7	10.2	8.2	36.6	95	0.11	0.12	0.06	0.2
1-1.2	16	5.8	20.3	4.2	14.8	3.7	6.9	15.9	75	0.21	0.32	0.06	2.8
1-2.1	94	6.3	3.8	125.3	39.1	4.8	87.1	37.7	285	0.18	0.00	0.08	5.7
1-2.2	28	6.6	15.3	41.5	18.2	2.7	37.2	6.3	130	0.04	0.16	0.20	2.2
1-3.1	48	6.5	1.7	29.9	50.0	4.8	34.6	39.6	145	1.31	-	0.06	8.9
1-3.2	2	6.0	4.1	22.0	16.2	2.9	38.3	18.7	40	0.88	1.05	0.05	6.7
1-4.1	34	6.5	9.5	16.5	41.9	10.2	49.6	19.7	125	0.20	0.03	0.04	1.0
1-4.2	26	6.5	4.2	2.2	32.0	9.8	2.2	13.3	30	24.47	0.04	0.03	3.0
1-5.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1-5.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1-6.1	34	6.5	0.9	9.4	44.9	6.4	4.4	44.9	130	0.07	0.07	0.03	0.3
1-6.2	8	7.1	1.6	4.3	17.0	5.4	4.6	15.5	60	0.62	-	0.15	7.0
1-7.1	36	7.1	0.6	11.7	46.1	5.2	18.1	17.8	145	0.28	0.35	0.14	14.1
1-7.2	4	7.2	1.8	1.2	13.8	3.2	3.3	6.7	50	0.74	0.52	0.06	6.7
1-8.1	34	7.0	1.2	17.0	44.8	3.2	30.6	3.4	145	0.11	0.08	0.03	0.6
1-8.2	6	7.1	3.4	15.3	11.9	2.2	12.5	11.1	60	0.50	1.08	0.03	3.2
1-9.1	46	6.8	0.6	13.9	60.2	5.7	27.6	6.2	195	0.26	-	0.11	3.2
1-9.2	2	7.0	1.1	2.5	9.8	2.4	5.2	4.2	30	0.75	0.09	0.11	4.8
1-10.1	86	6.2	1.4	19.1	114.8	7.3	38.6	7.9	385	0.06	2.51	0.09	9.9
1-10.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1-11.1	50	6.5	1.0	16.4	19.6	3.0	34.7	48.5	10	0.14	0.30	0.03	2.4
1-11.2	16	6.7	0.9	17.1	29.6	4.2	30.6	44.2	50	0.53	0.50	0.16	0.4
1-12.1	22	6.8	1.0	15.2	64.5	5.6	7.2	16.9	235	0.08	0.15	0.05	2.7
1-12.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1-13.1	28	6.4	0.6	3.7	41.1	6.0	27.3	33.1	75	0.89	0.61	0.03	0.2
1-13.2	16	6.6	1.9	4.0	37.5	6.1	25.4	32.8	10	64.17	0.09	0.03	1.6
1-14.1	79	6.4	1.5	41.7	71.0	9.9	104.5	92.7	80	0.45	0.07	0.03	2.7
1-14.2	32	6.6	6.5	10.3	35.4	4.4	12.2	54.2	75	0.13	0.01	0.04	2.0
2-0.1	36	6.4	2.3	10.0	51.1	6.3	9.6	26.4	165	0.25	0.00	0.03	0.6
2-0.2	2	6.8	5.0	2.5	9.2	2.1	4.9	4.1	35	0.42	0.06	0.23	4.8
2-1.1	38	6.5	0.9	21.7	36.3	5.1	41.7	57.9	45	0.52	-	0.03	5.9
2-1.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2-2.1	62	6.3	0.4	29.9	69.1	5.6	36.7	128.4	30	14.84	0.07	0.03	8.3
2-2.2	64	6.6	0.9	35.5	56.6	6.6	44.1	113.5	80	0.40	0.24	0.03	15.5
2-3.1	74	6.8	1.4	45.8	74.8	7.7	53.2	14.6	260	0.68	0.11	0.30	3.5
2-3.2	4	6.9	2.7	22.4	48.3	4.1	27.3	22.7	100	13.14	0.18	0.23	1.2
2-4.1	74	6.8	1.4	45.8	74.8	7.7	53.2	14.6	260	0.68	0.11	0.30	3.5
2-4.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2-5.1	92	6.8	1.0	59.9	70.5	11.9	26.2	162.4	185	0.42	0.25	-	12.6
2-5.2	14	6.6	4.4	5.8	153.3	5.2	5.2	25.5	485	0.60	2.94	-	5.6
2-6.1	22	7.0	0.4	3.2	34.0	2.3	4.0	46.8	55	0.31	0.02	-	0.8
2-6.2	28	5.8	0.6	0.7	43.0	4.6	3.0	20.4	125	0.19	0.21	-	0.5
B1.1	55	6.0	8.4	12.9	63.2	8.6	30.4	17.6	10	92.27	-	0.03	5.2
B1.2	46	6.1	7.0	9.3	39.8	7.2	26.2	22.3	10	86.03	-	0.03	5.9
B2.1	11	7.2	0.6	8.8	34.0	4.7	2.4	32.1	105	0.63	-	0.03	0.1
B2.2	11	7.1	0.4	11.2	33.7	4.3	1.2	28.8	105	2.32	-	0.03	0.1
B3.1	30	7.1	0.6	27.6	56.9	8.0	8.2	38.0	225	0.28	-	0.03	0.9
B3.2	27	7.3	0.2	7.3	65.6	9.4	3.9	33.7	215	0.20	-	0.03	1.1
B4.1	47	7.4	1.4	21.9	31.0	4.1	7.4	28.1	125	0.64	-	0.03	0.4
B4.2	8	7.1	2.6	7.7	25.2	4.0	6.8	24.8	75	0.73	-	0.03	1.0
B5.1	18	6.7	2.6	3.2	67.1	10.1	1.6	12.6	245	1.05	-	0.03	10.6
B5.2	4	6.5	2.9	2.7	10.2	2.0	3.1	13.2	30	0.76	-	0.09	1.1
B6.1	21	6.5	0.5	131.4	71.0	10.9	28.4	50.8	505	0.59	-	0.03	7.5
B6.2	14	6.2	4.0	10.7	43.1	3.5	12.6	54.7	90	0.11	-	0.03	5.4
W1	26	7.5	0.1	12.0	74.3	5.6	30.8	8.6	220	0.73	-	0.03	6.5
W2	20	6.8	6.6	15.2	34.5	4.1	10.5	43.3	100	0.97	-	0.42	13.1

*) 1- raai 1 .1 water afkomstig van 0.5 - 0.8 m beneden grondwaterstand

.2- raai 2 2 water afkomstig van 0.0 – 0.3 m beneden grondwaterstand

B los meetpunt

