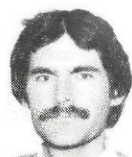


Belangrijke foutenbronnen bij bemonstering van grondwater via peil- en minifilters

1. Inleiding

Maar al te vaak wordt de bemonstering van grondwater nog gezien als het aanzetten van een pomp, het even laten doorlopen en dan gauw vullen van een fles, waarvan de inhoud in het gunstigste geval enkele uren later op het laboratorium onder handen wordt genomen. Er kunnen aldus, maar ook bij een meer weloverwogen aanpak grote fouten gemaakt worden. Zo zijn er sterke twijfels gerezen over de representativiteit van een deel van eigen en vooral van de reeds aanwezige, vaak routinematig door diverse



P. J. STUYFZAND
VU Amsterdam
thans bij KIWA

instituten en waterleidingbedrijven verzamelde gegevens, voor het hydro-geochemische milieu ter plaatse van de (vermeende) monsterneming.

Op de hoofdoorzaken van monster-technische fouten en maatregelen ertegen zal in dit artikel worden ingegaan aan de hand van ervaringen opgedaan tijdens zeer uitvoerig onderzoek naar diverse aspecten van de anorganische chemie van grondwater in het Nederlandse kustduingebied [30, 31]. Het gaat hier om waarnemingsputten met peil- en eventueel minifilters in ongeconsolideerde sedimenten.

Een voorbeeld van de afwerking van een boorgat met peil- en minifilters staat in afb. 1. De bemonstering van de door het Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening ontwikkelde minifilters [28] is in afb. 2 weergegeven.

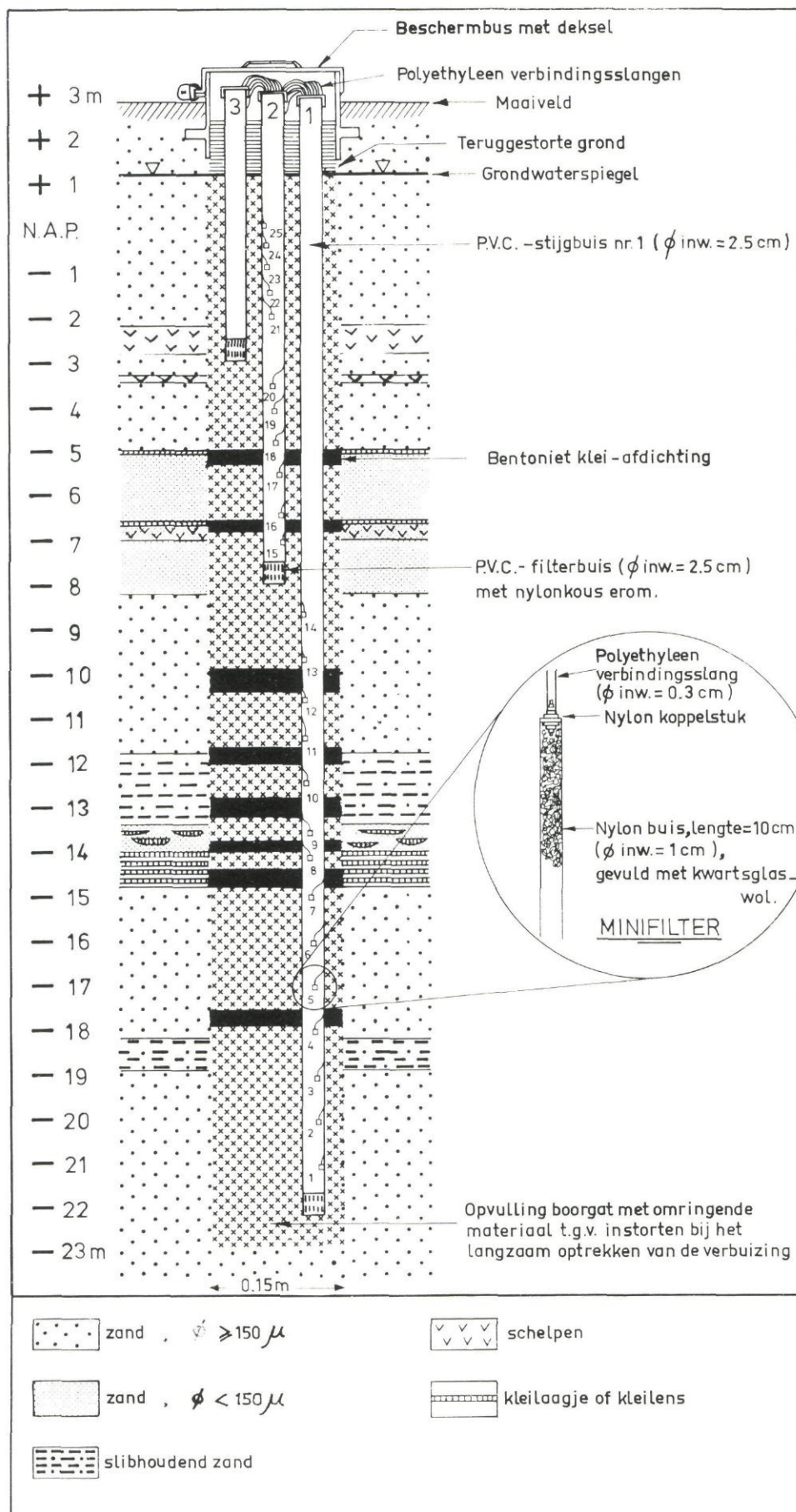
Onverbuisde waarnemingsputten in vast gesteente en pompputten met doorgaans lange filters vormen door bijkomende problemen een hoofdstuk apart. Zie voor diverse aspecten [6, 11, 20, 24 en 33].

2. Boorwerkwater en klei in nieuwe waarnemingsputten

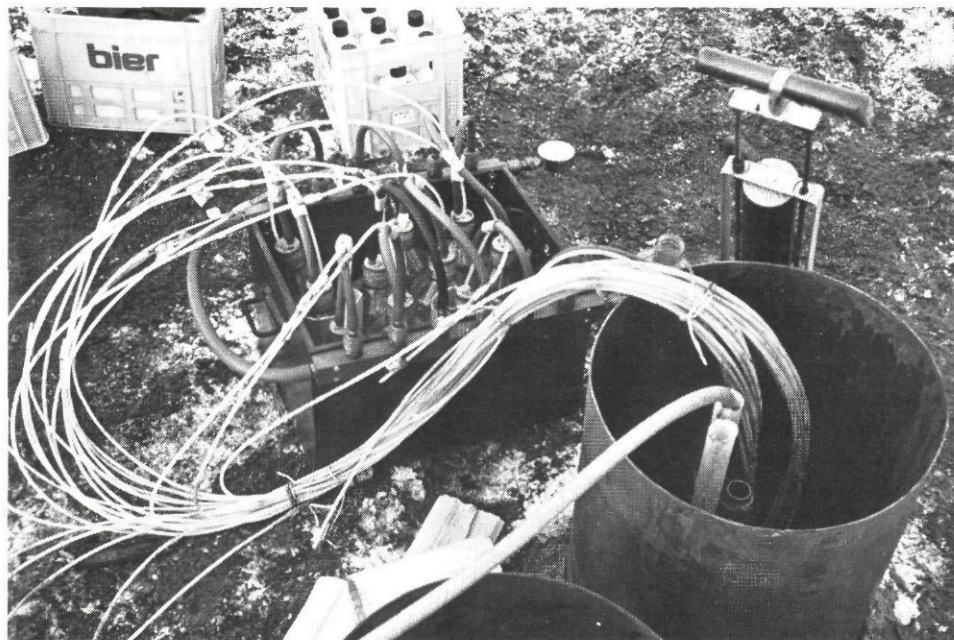
2.1. Achtergronden

De installatie van een set waarnemingsfilters geschiedt, indien ook (hydro)geologische informatie gewenst is, meestal in een boorgat gemaakt volgens de puls-, luchtlift-, zuig- of spoelmethode. De eerste methode vereist weinig boorwerkwater. Het dient uitsluitend om een zekere overdruk in het verbuisde boorgat te handhaven, opdat bij het ophalen van de puls het gat niet van onderaf met drijfzand weer wordt opgevuld.

De overige methoden zijn sneller en goedkoper. Zij vereisen evenwel veel meer werkwater, enerzijds omdat het boorgat onverbuisd is en door de werkwaterdruk



Afb. 1 - Voorbeeld van de afwerking van een gepulst boorgat met peil- en minifilters (boring 24H-470, VU-nr. 1).



Afb. 2 - Gelijktijdige bemonstering van 1-12 minifilters door middel van een vacuümsysteem met snelkoppelingen en handpomp.

opgehouden moet worden, anderzijds omdat het boorwerkwater tevens het transportmedium van het weg te boren materiaal vormt.

Bij een spoelboring wordt veelal klei (bijvoorbeeld bentoniet) toegevoegd ter bevordering van de verticale opvoer van boorgruis, ter voorkoming van instroming en naval en ter afpleistering van permeabele lagen [9]. Er blijft dan meer of minder spoelingsklei achter op en in de boorgatwand. Bij de onverbuisde technieken kan voorts bij doorboring van een kleilaag een deel van het in suspensie gegane materiaal elders op en in de boorgatwand worden afgezet. Kleef aan de verbuizing kan, bij een pulsborings door kleilagen, leiden tot een geringe uitsmering van klei langs de boorgatwand. Tenslotte moeten bij de afwerking van een boring doorboorde klei- en veenlagen zo goed mogelijk hersteld worden door kleibrokjes (van elders) op de betreffende niveaus te storten.

2.2. Effecten van boorwerkwater

Het gebruik van boorwerkwater, meestal O_2 en/of NO_3 bevattend oppervlaktewater, ondiep grondwater of leidingwater, leidt tot het volgende:

- verdringing van het oorspronkelijke grondwater in en rondom het boorgat;
- menging met het oorspronkelijke grondwater, eventueel leidend tot precipitatie van bijvoorbeeld $CaCO_3$ en $Fe(OH)_3$ of juist het oplossen van bijvoorbeeld $CaCO_3$;
- oxydatie/reductie-reacties met het materiaal van het watervoerende pakket, zoals de oxydatie van pyriet en Fe^{2+} in het uitwisselcomplex;

- uitwisselingsreacties met klei (en veen; zie par. 2.3);
- uitwisselingsreacties met nieuw gevormd $Fe(OH)_3$ en/of MnO_2 en eventueel
- peptisatie van klei.

Ad a: Het boorwerkwater dringt in het algemeen bij een pulsborings in de orde van grootte van centimeters de boorgatwand binnen. Bij een onverbuisde boring zonder spoelings toeslag zal de orde van grootte eerder meters bedragen, indien het goed doorlatende lagen betreft. Wordt er gepulst zonder werkwater, wat zeer moeilijk en vaak onmogelijk is, dan ontstaat er in het boorgat een kolom gemengd oorspronkelijk grondwater. Bij het optrekken van de verbuizing wordt, door opvulling van het boorgat met sediment, een deel van deze waterzuil de boorgatwand ingeperst. De gemiddelde indringingsdiepte hiervan bedraagt

$$\bar{s} = (\sqrt{l/p-1}) \cdot R \cong 0.6 R$$

waarin $\bar{s}$ = gemiddelde indringingsdiepte boorgatwand

p = porositeit sediment (0.35-0.40)

R = straal van het boorgat (in het algemeen 5-30 cm)

Na oplevering van een waarnemingsput kan de verwijdering van het boorwerkwater, door afpompings en/of afvoer met de (natuurlijke) grondwaterstroming, geruime tijd in beslag nemen. In een onverbuisde boring kan het meer dan een halfjaar vergen (zie tabel I). In een gepulste boring kan veelal worden volstaan met het 1-3 maanden wachten of met afpompings van een peilfilter gedurende 10-60 minuten en van een minifilter gedurende één tot enkele uren.

Het tijdsverschil tussen peil- en minifilters vloeit voort uit het verschil in waterlevering (bij een goede pomp 100-1000 l/h versus 1-15 l/h), tegengewerkt door het verschil in filterlengte (50-200 cm versus 1 cm).

Voor de punten b, c en e wordt verwezen naar onderzoek van het KIWA betreffende de methode van ondergrondse ontijzering [3, 4] en voor de punten b tot en met f naar studies over de chemische processen in de ondergrond tijdens injectie van oppervlaktewater via persputten [2, 19, 22, 32], waar in vele opzichten analoge situaties chemisch beschreven worden.

2.3 Effecten van klei

De belangrijkste effecten van klei zijn:

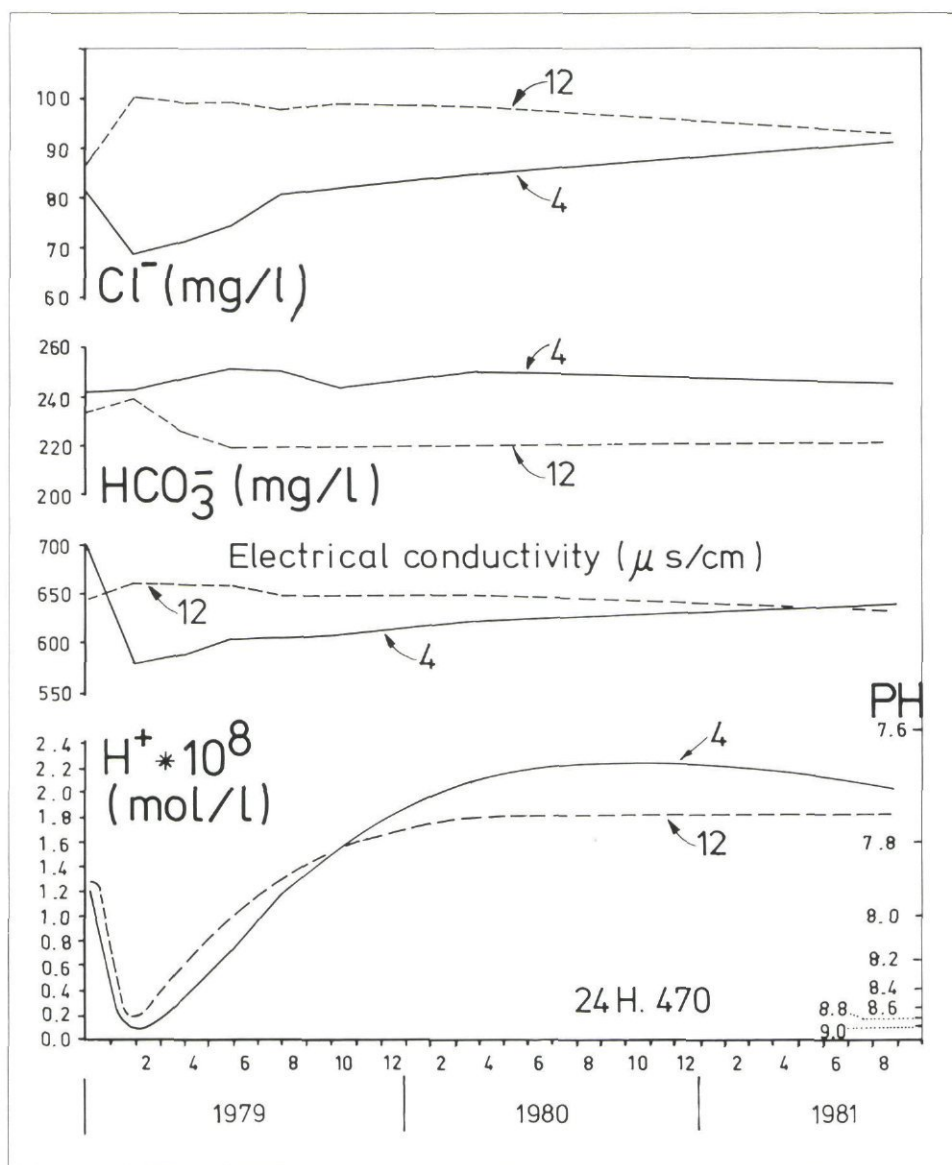
- klei in het watermonster en
- kationenuitwisseling.

Ad 1: Het opgepompte water uit nieuwe waarnemingsputten, die kleihoudende lagen doorboren, bevat dikwijls, zelfs na langdurige verversing, nog klei. Dit noopt tot het filtreren van het watermonster met eventuele gevolgen van dien (zie par. 5).

Ad 2: Na verwijdering van het boorwerkwater moet het adsorptiecomplex van kleihoudende afzettingen rondom het

TABEL I - Verloop in Cl-gehalte van water (mg/l) uit 13 peilfilters in zuigboring 24H-473, gereed op 14 maart 1979. Cl-gehalte van het boorwerkwater was 170-200 mg/l, de maandelijkse afpompings bedroeg circa 1 m³ per filter en de natuurlijke grondwaterstroming beneden 20 m-NAP bedroeg enkele centimeters per jaar (gegevens Gemeentewaterleidingen Amsterdam). Cijfers met donkere achtergrond duiden op (bijmenging van) boorwerkwater.

datum m-NAP	21-3 -79	23-4 -79	21-5 -79	11-7 -79	26-7 -79	19-8 -79	17-9 -79	24-10 -79
3	233	140	106	190	203	178	180	201
27	380	172	170	183	180	172	167	170
40	168	214	142	110	96	84	55	42
56	189	158	101	34	36	33	33	34
70	1250	2940	2900	2600	2800	2700	2650	2600
78	1210	2960	2990	4600	4560	4300	4500	4400
88	7500	7550	8400	8600	9450	8700	8600	8900
103	14200	16500	17000	16200	16200	16100	17200	16600
123	14200	16900	17000	17000	16600	16900	17500	17000
132	13800	16800	17000	16900	16500	17200	17700	17400
144	11100	13100	13700	15400	15700	15800	16600	16400
158	13500	16300	17000	16800	16600	16700	17500	17200
171	11500	15500	16800	16800	16100	16700	17700	16900



Afb. 3 - Verloop in Cl^- , HCO_3^- , EGv en pH van water uit de minifilters 4 en 12 in de puls boring van afb. 1, gereedgekomen op 22 november 1978. Alleen de monsters van december 1978 bevatten delen boorwerkwater.

waarnemingsfilter in evenwicht komen met de ter plaatse heersende hydrochemie. Het is door boorwerkwater verstoord en/of door klei van andere herkomst niet aangepast. Dat het hierbij om een vrij langdurig uitwisselingsproces kan gaan, blijkt uit afb. 3 en tabel II en III, waarin het verloop in de tijd van analyses van watermonsters uit minifilters in de puls boring van afb. 1 is ondergebracht. Het betreft in dit geval storende bentoniet kleiafdichtingen (zie afb. 1) met overwegend Na in het adsorptiecomplex.

De analyses van minifilters 4 en 12 op 26 maart 1979 (tabel II) laten duidelijk zien, dat Na uitgewisseld is met in volgorde van afnemende betekenis, Ca en Mg en eventueel H. Het aantal meq/l gedesorbeerd Na komt hierbij goed overeen met het aantal meq/l geadsorbeerd Ca + Mg. De pH blijkt hier een zeer gevoelige indicator – indirect,

indien de pH-verhoging het gevolg is van het opnieuw oplossen van kalk door de adsorptie

TABEL II – Verloop in kwaliteit van het water uit de minifilters 4, 9 en 12 van afb. 1. Een sterke verstoring door kationenuitwisseling aan bentoniet leidt op 26 maart 1979 nog tot de afwijkende Na-, Ca-, Mg- en H-gehalten in 4 en 12 (de monsters bevatten dan geen boorwerkwater meer).

mmol/l	4			9			12		
	26-3 1979	1-4 1980	24-8 1981	26-3 1979	1-4 1980	24-8 1981	26-3 1979	1-4 1980	24-8 1981
EGV*	587	622	637	602	617	620	660	648	636
pH	8.49	7.68	7.70	7.65	7.60	7.58	8.22	7.75	7.74
Cl^-	2.00	2.40	2.57	2.23	2.40	2.43	2.79	2.76	2.62
SO_4^{2-}	0.34	0.30	0.32	0.29	0.29	0.27	0.46	0.46	0.43
HCO_3^-	4.00	4.10	4.02	4.06	4.06	4.02	3.69	3.61	3.62
CO_3^{2-}	0.03	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0.02	< 0.01	< 0.01
NO_3^-	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
Na^+	3.15	1.56	1.59	1.62	1.55	1.64	3.46	2.20	2.25
K^+	0.048	0.062	0.047	0.045	0.045	0.049	0.044	0.055	0.047
Ca^{++}	1.57	2.31	2.34	2.29	2.41	2.40	1.67	2.11	2.05
Mg^{++}	0.18	0.37	0.33	0.27	0.26	0.26	0.20	0.35	0.33
Fe	0.016	0.044	0.043	0.038	0.039	0.047	0.023	0.033	0.027
Mn	0.003	0.009	0.007	0.006	0.007	0.006	0.006	0.007	0.005
SiO_2	0.35	0.41	0.38	0.37	0.34	0.36	0.27	0.28	0.27

*: $\mu\text{S}/\text{cm}$ bij 20 °C.

van Ca – van kationenuitwisseling (afb. 3 en tabel III). Voor minifilters 4 en 12 geldt, dat er pas na 15 maanden een evenwichtssituatie bereikt wordt. Dit is nogal extreem, zoals blijkt uit tabel III: de meeste minifilters leveren na 1-3 maanden representatief grondwater.

2.4. Aanbevelingen

Om een zinloze uitgebreide analyse van door boorwerkwater of klei beïnvloede monsters in nieuwe waarnemingsputten te vermijden, wordt naar aanleiding van het bovenstaande geadviseerd om te wachten met uitgebreide analyses totdat er door regelmatige afpompings en controle op Cl^- , EGv en eventueel SO_4 of HCO_3^- (boorwerkwater) en Na, Ca, Mg en pH (kationenuitwisseling) een stabiele situatie wordt geconstateerd. Uiteraard moet die stabiele situatie ook over de vereiste periode in het milieu gehandhaafd blijven en niet verstoord worden door 'natuurlijke' oorzaken, zoals seizoensfluctuaties in kwaliteit van ondiep grondwater (zie tabel III). Soms kan het nuttig zijn om het boorwerkwater te merken, bijvoorbeeld met Li [1].

3. Verversing vóór monsterneming

3.1. Noodzakelijke

Er zijn diverse redenen om bij een enige/langere tijd niet afgepompte waarnemingsput de inhoud van stijgbuis plus filter meerdere malen te verversen alvorens het monster te nemen:

1. Er kunnen chemische interacties optreden tussen het materiaal van stijgbuis en filter en het erin verblijvende water, waarbij bacteriën vaak een rol spelen. Een voorbeeld is de corrosie van stalen stijgbuizen, leidend tot een verhoging van de pH en spoorelementen en een verlaging van de Eh en totaal opgeloste stof [18].
2. Bij kwaliteitsveranderingen op filterdiepte in het watervoerende pakket en een slechte circulatie van het water in de

TABEL III – Verloop in pH van water uit 25 minifilters in de puls boring van afb. 1. Cijfers met donkere achtergrond duiden op kationenuitwisseling. De pH van het werkwater was 7.60. In de bovenste minifilters 21-25 treden seizoenfluctuaties op (gestreepte achtergrond; zie par. 2.4).

	1-12 -78	2-2 -79	26-3 -79	28-5 -79	26-7 -79	11-10 -79	1-4 -80	24-8 -81
1	7.90	7.75	7.60	7.65	7.60	7.60	7.61	7.63
2	7.91	7.76	7.64	7.66	7.57	7.61	7.61	7.66
3	7.92	7.76	7.59	7.64	7.57	7.63	7.62	7.67
4	7.92	9.18	8.49	8.14	7.93	7.86	7.68	7.70
5	7.89	7.70	7.65	7.60	7.51	7.57	7.55	7.53
6	7.88	7.66	7.56	7.58	7.53	7.57	7.57	7.53
7	7.83	7.66	7.63	7.60	7.53	7.57	7.56	7.56
8	7.91	7.70	7.64	7.65	7.61	7.62	7.61	7.68
9	7.86	7.68	7.65	7.64	7.58	7.60	7.60	7.58
10	8.01	7.77	7.68	7.66	7.62	7.64	7.62	7.65
11	8.06	7.82	7.72	7.75	7.73	7.88	7.74	—
12	7.91	8.74	8.22	8.06	7.88	7.85	7.75	7.74
13	7.87	7.72	7.71	7.67	7.65	7.68	7.65	7.70
14	7.91	7.72	7.76	7.70	7.67	7.69	7.66	7.68
15	7.81	7.67	7.70	7.70	7.70	7.65	7.66	7.71
16	7.81	7.67	7.69	7.63	7.64	7.66	7.67	7.69
17	7.87	8.00	7.70	7.68	7.72	7.74	7.69	7.71
18	8.23	7.74	7.76	7.73	7.77	7.78	7.81	7.80
19	7.96	7.86	7.88	7.85	7.93	7.89	7.83	7.89
20	7.89	7.86	7.82	7.83	7.87	7.82	7.87	7.85
21	7.76	7.72	7.72	7.66	7.68	7.66	7.60	7.73
22	7.75	7.68	7.70	7.70	7.71	7.67	7.62	7.81
23	7.81	7.74	7.76	7.75	7.83	7.73	7.71	7.85
24	7.85	7.82	7.80	7.76	7.83	7.72	7.72	7.83
25	7.82	7.77	7.73	7.74	7.79	7.68	7.72	7.79

het boorgat met grover materiaal is aangevuld dan de omringende formatie(s): bijvoorbeeld in het geval van een grindopvulling in een fijnzandige formatie en wanneer op plaatsen, waar klei doorboord is, klei niet of niet goed is teruggestort (onder andere door te veel stijgbuizen in een boorgat). Daarnaast kunnen ruimtes tussen de verbindingsslangen van minifilters kanalen voor lekkage vormen, indien de slangen te dicht opeen zijn geplakt langs de buitenwand van een stijgbuis. In dit opzicht is de minifilterconstructie van Pickens et al [21] te verkiezen.

Ad 2: Lekkage via het peilfilter kan aanzienlijk zijn, wanneer het lang is [11] en lagen penetreert met sterk verschillende stijghoogte van het grondwater. In Nederland, waar peilfilters doorgaans slechts 0,5-2 meter lang zijn, is deze vorm van kortsluitstroming van weinig betekenis.

Ad 3: Preferente onttrekking aan permeabelere lagen geschiedt uiteraard slechts dan wanneer er sprake is van

stijgbuis kan er een verschil tussen het water boven in de stijgbuis en dat op filterdiepte ontstaan.

3. Tijdens afpompings kan er aan stijgbuis en filter gehecht materiaal en op de bodem van het filter geaccumuleerd slib meegenomen worden. Dit gebeurt vooral bij in jaren niet-afgepompte waarnemingsputten tijdens de eerste 2 opgepompte volumina van stijgbuis plus filter. Dit noopt tot filtratie van het watermonster met eventuele gevolgen van dien (zie par. 5).

4. Door in het veld geregeld het elektrische geleidingsvermogen (EGV), de pH en temperatuur te meten van het ter verversing opgepompte water, kan aan de hand van het verloop hiervan geconcludeerd worden of er sprake is van storende invloeden, als lekkage van de stijgbuis (zie par. 3.2) of een toenemende menging tijdens afpompings (zie par. 3.3).

3.2. Kortsluitstroming

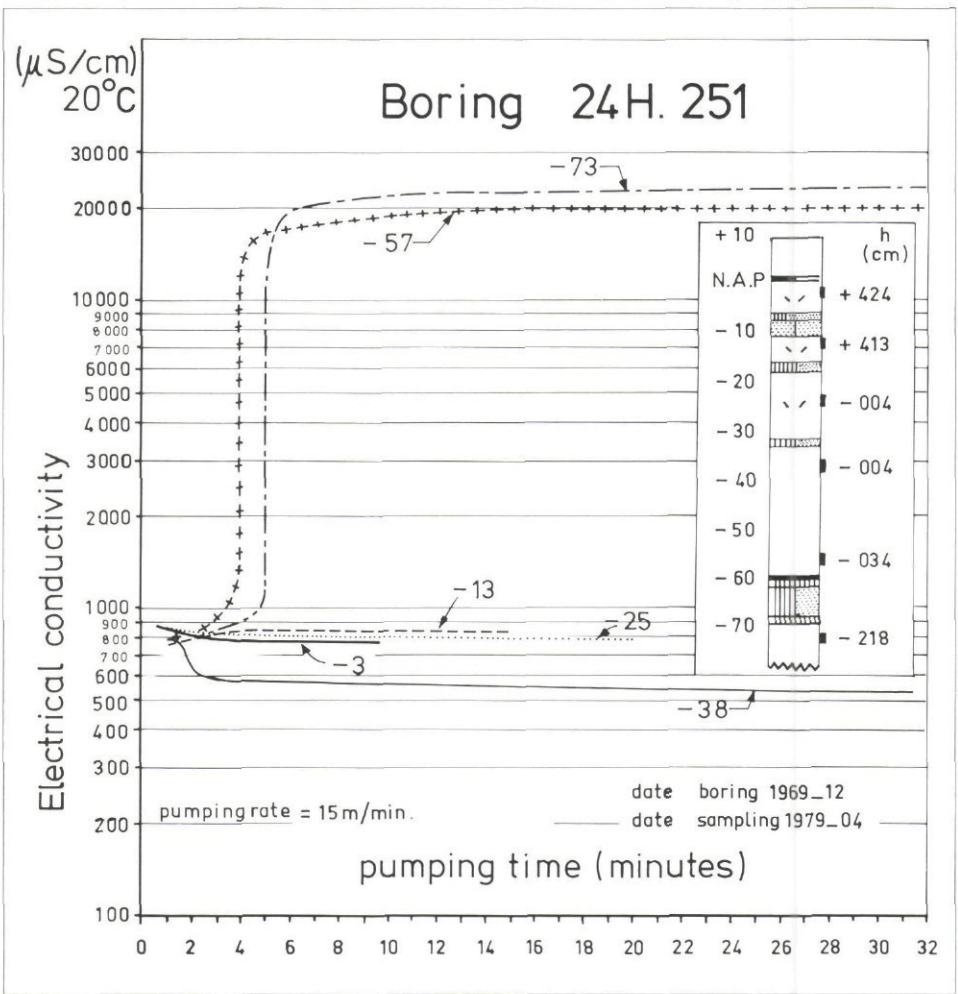
Tot kortsluitstroming worden in dit verband de volgende situaties gerekend:

- 1. lekkage via het boorgat;
- 2. lekkage via het peilfilter;
- 3. preferente onttrekking aan permeabelere lagen en
- 4. lekkage van de stijgbuis.

Het spreekt vanzelf, dat de effecten van dergelijke kortsluitstromingen rampzaliger zijn naarmate er sprake is van een sterkere gelaagdheid van en een groter contrast tussen watertypen.

Ad 1: Lekkage via het boorgat kan optreden indien bij een verticale stijghoogtegradiënt

Afb. 4 - Verloop in het elektrische geleidingsvermogen van het tijdens afpompings uitstromende water van 6 peilbuizen in hetzelfde boorgat. Tevens is een boorlog met filterstelling en stijghoogtemeting (h) 1/4 uur na afpompings weergegeven.



penetratie door het peilfilter van meer en minder doorlatende lagen. Een aardig voorbeeld wordt gegeven door Van Duyvenbooden [11].

Ad 4: Leckage van stijgbuizen kan, wanneer dit gebeurt op een plaats met een grotere stijghoogte dan op filterdiepte, leiden tot opvulling van de stijgbuis met ingelekt water. Als voorbeeld is in afb. 4 weergegeven hoe het elektrische geleidingsvermogen van het uitstromende water verandert tijdens de afpompings van 6 peilbuizen met filters op verschillende diepte in hetzelfde boorgat. Hieruit blijkt, dat de stijgbuizen tot 38, 57 en 73 m–NAP ergens lekken boven de kleihoudende laag op 16,5-18,5 m–NAP. Tijdens de eerste minuten van afpomping wordt immers uit deze peilbuizen water bemonsterd met ongeveer hetzelfde geleidingsvermogen als op 3-13 m–NAP, terwijl de stijghoogte boven genoemde kleihoudende laag aanzienlijk hoger is dan er onder.

De oorzaak van lekkage is hier gelegen in lekkende schroefdraadverbindingen van PVC-stijgbuizen. Dit is vast komen te staan door onderzoek van Steinmetz [29]: van een drietal geteste verbindingen bleek alleen de PVC-lijmverbinding tussen een wel (doch krap) en niet opgetrompt uiteinde waterdicht. Gevreesd wordt, dat in Nederland de methode van schroefdraadverbindingen van PVC-buizen zonder of met te geringe omwikkeling van het schroefdraad met tape tamelijk veelvuldig is toegepast. Daarnaast is lekkage te duchten via te ruim opgetrompte uiteinden van stukken stijgbuis of door onvoldoende PVC-lijm tussen wel- en niet opgetrompte uiteinden. Leckage via schroefdraadverbindingen van stalen of koperen stijgbuizen blijkt in de praktijk weinig voor te komen, mogelijk door betere voorzorgen en de aard van schroefdraad en materiaal. Oudere stalen of koperen stijgbuizen of filters kunnen in een kalkloos medium vooral in de buurt van veenlagen doorgerot zijn. Het meekomen van omstortingsgrind of formatiemateriaal wijst hier dan op. Het spreekt vanzelf, dat bij een geconstateerde lekkage van een peilbuis stijghoogtemetingen ten behoeve van hydrologisch onderzoek sterk gewantrouwd moeten worden, des te meer naarmate het filter meer verstopt is (i.e. een hoge uittredeweerstand bezit) en de dichtheid van het inlekkende water meer afwijkt van die van het oorspronkelijke grondwater op filterdiepte.

3.3. Aanbevelingen

Verversing van 2-3 maal het volume van stijgbuis plus filter zal in het algemeen

TABEL IV – *Vergelijking van identieke monsterparen volgens verschillende systemen bemonsterd. Analyseresultaten in mg/l.*

	pH	HCO ⁻ ₃	Ca ⁺⁺	Fe	Zn	Na ⁺	K ⁺	Mg ⁺⁺	Al
vacuüm ε	6.7	—	111	11.6	0.18	186	—	44.6	—
luchtlift ε	7.5	—	105	0.7	0.03	182	—	43.6	—
vacuüm α	7.2	255	136	5.1	—	53	2.6	6.3	0.02
luchtlift α	7.5	233c	137d	5.2d	—	52	2.6	6.3	0.02
vacuüm-peilf. B	7.41	231	81	4.5	0.005	16.5	1.20	3.3	0.02
vacuüm-minif. B	7.50	235	83	4.5	0.003	16.4	1.21	3.6	0.06

ε = ontleend aan Schuller et al [26]; de monsters zijn in het veld gefiltreerd bij monsterneming; α = duinwater met stijghoogte = 8 m–maaienveld; β = duinwater met stijghoogte = 4 m–maaienveld; α en β = ongefiltreerde monsters, ten behoeve van onder andere de bepaling van Na, K, Ca, Mg, Fe en Zn aangezuurd; c = door precipitatie van CaCO₃ tijdens transport naar laboratorium; d = dankzij aanzuring en geen filtratie is er geen verschil met het via vacuüm genomen monster.

TABEL V – *Verandering in grondwaterkwaliteit door filtreren van het monster over een 0.45 μm-filter 0, 7, 24 en 48 uur na monsterneming, waarop aanzuring (behalve van het pH-monster) volgde (ontleend aan Schuller et al [26]). De pH-toename is vreemd, gezien de oxydatie van Fe²⁺ leidend tot precipitatie als Fe (OH)₃.*

tijd*	pH	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Zn
0	6.7	111	11.6	32	44.6	3.81	186	0.18
7	7.0	110	0.33	31	41.9	3.15	172	0.02
24	7.0	104	0.03	35	41.4	3.10	181	0.02
48	7.0	99	0.03	33	39.5	2.98	171	0.02

* uren van monsterneming tot filtreren; analyses in mg/l.

voldoende zijn ter minimalisering van de in par. 3.1 genoemde factoren 1 en 2 en bij regelmatig afgepompte waarnemingsputten ook van factor 3. Meer verversing en een te snelle afpompings zijn ongewenst, indien er in de buurt van het filter een fijne gelaagdheid van watertypen te verwachten valt. Er bestaat dan een groter risico op menging van verschillende watersoorten in het filter. Bij niet al te sterke lekkage van een stijgbuis moet meestal (veel) meer dan 3 maal het volume van stijgbuis plus filter verversen worden om een monster te kunnen nemen met een voor niet veeleisende doeleinden acceptabele representativiteit voor het hydrogeochemische milieu op filterdiepte (zie afb. 4).

Ter onderkenning van lek of andere storende invloeden, alsmede ter verkrijging van een zo betrouwbaar mogelijk monster, dient het uitstromende water bij verversing regelmatig gecontroleerd te worden op het elektrische geleidingsvermogen, pH en temperatuur. Een bepaling van de stijghoogte vóór en enkele minuten of langer na afpomping, een debietmeting van de pomp, een berekening van de inhoud van stijgbuis plus filter en informatie over de boring (type, datum oplevering, locatie kleiafdichtingen, boorgatdiameter, boorlog etc.) zijn van belang voor de interpretatie van deze gegevens. Na 2-3 maal verversen kan een stabiel elektrisch geleidingsvermogen en een stabiele pH (en temperatuur) in het algemeen als criterium gelden om het definitieve monster te nemen. Bij een regelmatige bemonstering van een waarnemingsput dient de verversing telkens op identieke wijze te worden uitgevoerd. De verversingssnelheid, het verversende volume en het verversingssysteem

(zie bijvoorbeeld par. 4) kunnen de samenstelling van het monster immers beïnvloeden.

4. Effecten van vacuüm- en luchtlift-bemonstering

4.1. Achtergronden
Ter verversing wordt in geval van een grondwaterstand ≤ 6-8 meter beneden maaiveld gewoonlijk een vacuümpomp gebruikt. Voor minifilters is dit zelfs de enige manier met als voorwaarde een grondwaterstand ≤ 6 meter beneden maaiveld. Staat het grondwater dieper dan 6-8 meter minus maaiveld dan biedt vooral luchtlift een snel en ten opzichte van stikstof- of argonlift goedkoop alternatief. Hierbij wordt door een compressor lucht via een slang op ten minste circa 5 en bij voorkeur circa 20 meter onder de waterspiegel in een stijgbuis geperst. Door de relatief geringe dichtheid van het lucht-water mengsel, alsmede door de snelle opwaartse bellenstroom wordt het water de stijgbuis uitgestuwd. Wordt het definitieve monster nu gemakshalve direct genomen door opvang van het uitstromende water van een vacuümpomp of luchtlift – dit is gans gebruikelijk –, dan treden er enkele min of meer ernstige verstoringen op.

4.2. Vacuüm
Vacuüm resulteert in ontgassing, vooral afhankelijk van (a) de gasdruk op filterdiepte, (b) de verblijftijd van het water in het onderdrukstelsel en (c) de gecreëerde onderdruk. Laatstgenoemde 2 factoren zijn een functie van de diepte tot de waterspiegel, de verstoppingsgraad van het filter, filterlengte en K-waarde van de omringende formatie. Ontgassing leidt tevens tot een

verlaging van opgeloste, vluchtige bestanddelen, zoals Hg, en in de regel tot een pH-verhoging. Het laatste blijkt vooral bij vergelijking van via peilbuizen en minifilters bemonsterd water in tabel IV. Laatstgenoemde methode heeft doorgaans een 0.1-0.2 hogere pH tot gevolg in verband met de langere verblijftijd in het onderdruk-systeem (4-60 minuten versus < 30 seconden bij vacuümonttrekking aan een stijgbuis) en sterkere verstopping van het filter (door de constructie). De CO₂-verlaging, pH-verhoging en een eventuele toetreding van zuurstof via geringe lekkages of, in het geval van minifilters, vermenging met zuurstof achtergebleven in de (gedeeltelijk) vacuüm gezogen opvangfles leiden vervolgens tot instabiliteit voor een aantal opgeloste bestanddelen. Het gevolg kan zijn de vorming van respectievelijk CaCO₃-deeltjes en bij anaeroob grondwater tevens van Fe(OH)₃-vlokken met daaraan geadsorbeerd onder andere zware metalen, orthofosfaat en SiO₂. Stroomt het water voorbij de pomp uit – dit is bijvoorbeeld bij minifilters niet het geval – en ontmoet het in de pomp metalen onderdelen, dan kan er afhankelijk van de verblijftijd een contaminatie optreden van bijvoorbeeld Fe, Cr, V en Cu.

4.3. Luchtlift

Luchtlift veroorzaakt evenals stikstof- en argonlift het uitdrijven van oorspronkelijk opgeloste gassen. Veelal heeft dit een grote CO₂-verlaging tot gevolg en uiteraard een O₂-toename. Ten opzichte van via vacuüm genomen monsters neemt hierdoor de pH dikwijls met 0.3-0.8 toe (zie tabel IV). Het monster kan verder dusdanig instabiel worden, vooral wanneer het oorspronkelijk anaeroob was, dat er bij filtratie in het veld zeer grote verliezen ontstaan in het gehalte aan Ca, Fe, spoorelementen (zie tabel IV), orthofosfaat, SiO₂ en mogelijk NH₄.

4.4 Aanbevelingen

De in par. 4.2 en 4.3 geopperde bezwaren kunnen ten dele worden ondervangen door (1) een verlaging van het maaiveld en het afzagen van erboven uitstekende peilbuizen; (2) het regenereren van verstopte waarnemingsputten; (3) het coaten met teflon van metalen pomponderdelen, waarmee het uitstromende water in contact komt, en (4) het stabiliseren van instabiel geworden opgeloste bestanddelen door aanzuring, indien slibvrij zonder filtratie vooraf (zie par. 5.3). Een betere oplossing is echter te bemonsteren met een speciaal monsterpipet (voor constructie zie bijvoorbeeld [7, 14, 23, 33]) na of tijdens verversing door middel van vacuüm of luchtlift en wel enkele meters onder respectievelijk het stijghoogte-

niveau en de luchtinbrengslang. Een alternatief met diverse beperkingen (diameter peilbuis ≥ 5 cm, gering debiet van circa 5-80 l/h, opvoerhoogte ≤ 30 meter) vormt het gebruik van een zogenaamde minipuls (dit is een minuscule onderwaterpomp, zie bijvoorbeeld [16]).

5. Filtreren van het watermonster?

5.1. Noodzaken

Regelmatig afgepompte waarnemingsputten leveren meestal grondwatermonsters zonder enig zichtbaar gesuspenseerd materiaal. Het menselijk oog is echter niet in staat de fijnere deeltjes in suspensie te detecteren. Nieuwe of zelden/nooit afgepompte waarnemingsputten (bijvoorbeeld peilputten) kunnen tijdens verversing langer dan het geduld opbrengt, water geven dat duidelijk zichtbaar gesuspenseerd materiaal bevat. De hoeveelheid hangt onder andere af van het type boring (zie par. 2.1), de door het filter gepenetreerde formatie, constructie van de waarnemingsput (wel of geen zandvang, omstorting, beschermkop en kleiafdichtingen), constructie van het filter, afpompingssnelheid, variaties in afpompingssnelheid en de chemische stabiliteit van het systeem (menging van verschillende watersoorten, corrosie van stijgbuis en filter). In verband met de vereiste aanzuring van een deel van het monster ter conservering (zie par. 6) dient gesuspenseerd materiaal te worden verwijderd, daar het anders gedeeltelijk oplost (zie par. 5.3, tabel VI). Voorts moet een troebeling geëlimineerd worden om

interferentie met enkele analysemethoden te voorkomen. Tenslotte zijn er ionen (Al onder andere) die complexen vormen, die in een overgangsgebied (opgelost-colloïdaal dispers) liggen. Enkele analyses, waarvoor het filtreren van het watermonster in alle situaties ten zeerste wordt afgeraden, staan in tabel VIII vermeld.

5.2. Problemen

Bij het filtreren stuit men op de volgende problemen.

1. Een complete scheiding tussen species in oplossing en colloïdaal dispers of in suspensie is onmogelijk. Onderzoek door Kennedy et al [17], i.c. in oppervlaktewater, toont aan, dat vooral het gehalte aan spoorelementen zeer sterk beïnvloed wordt door zeer fijn gesuspenseerd materiaal, dat de meest in zwang zijnde filters van 0,45 µm kan passeren en filters van 0.1 µm nog in zij het zeer geringe mate. De pH na aanzuring en de conserveringstijd van het monster bepalen het effect van deze deeltjespassage.
2. Door te filtreren over een filter met kleinere poriën neemt de uitvoerbaarheid ervan door verstopping sterk af, vooral wanneer er veel gesuspenseerd materiaal aanwezig is [27]. Het vrij algemene gebruik van een 0.45 µm membraanfilter is dan ook een compromis tussen een zo hoog mogelijke filtratiesnelheid en een complete afscheiding van gesuspenseerd materiaal.
3. Het filtreren kan leiden tot verliezen door adsorptie aan het filtermateriaal en aan het afgefilterde materiaal op het filter [27], alsmede door affiltratie van tijdens

TABEL VI – Overzicht van de lineaire regressie van Al en spoorelementen (met de correlatiecoëfficiënt R) en van de spreiding in gehalte aan spoorelementen van de betreffende duinwatermonsters zonder* en met δ een eventuele correctie voor Al als maat voor leverantie door gesuspenseerde klei. De spreiding van Al* bedraagt 1-2161 µg/l.

niet gecorrigeerd gehalte*				gecorrigeerd ~
	min-max (µg/l)	lineaire regressie	R ²	min-max δ (µg/l)
Ti α	< 2 -138	Ti = 0.064 Al	0.98	< 2
V α	0.08 -4.27	V = (160 + 1.9 Al) · 10 ⁻³	0.98	0.08 -0.30
Sc α	0.001-0.551	Sc = (5.1 + 0.24 Al) · 10 ⁻³	0.98	0.001-0.010
Th α	< 0.004-0.570	Th = 2.5 · 10 ⁻⁴ Al	0.93	< 0.004-0.016
Ce α	< 0.024-3.730	Ce = (45 + 1.43 Al) · 10 ⁻³	0.89	< 0.024
Cr α	< 0.1 -4.0	Cr = 0.3 + 0.0016 Al	0.82	< 0.1 -0.5
Lu α	< 0.001-0.009	Lu = 4 · 10 ⁻⁶ Al	0.71	< 0.001-0.002
Hf α	< 0.004-0.122	Hf = 6.3 · 10 ⁻⁵ Al	0.70	< 0.004-0.010
Zn α	< 0.1 -14	Zn = 2.9 + 0.006 Al	0.65	0.1 -7
Pb	0.2 -4	Pb = 0.4 + 0.003 Al	0.45	0.2 -1
Mn	< 50 -1990	Mn = 410 + 1.0 Al	0.24	< 50 -1990
Co α	< 0.05 -3.76	Co = 0.27 + 0.0006 Al	0.17	< 0.05 -3.76
Eu α	< 0.001-0.016	Eu = (0.3 + 0.003 Al) · 10 ⁻³	0.14	< 0.001-0.016
Fe	210 -8870	Fe = 3360 + 1.5 Al	0.07	10 -8870
Ag α	< 0.02 -0.88	Ag = (278 - 0.24 Al) · 10 ⁻³	0.07	< 0.02 -0.88
U α	< 0.03 -1.17	U = (120 + 0.1 Al) · 10 ⁻⁶	0.05	< 0.03 -1.17
Ni α	< 1 -5.1	Ni = 0.4 + 0.0007 Al	0.04	< 1 -5.1
Cu α	< 0.1 -7.1	Cu = 0.9 - 0.0006 Al	0.03	< 0.1 -7.1
Nd α	< 0.1 -0.5	Nd = (140 - 0.1 Al) · 10 ⁻⁶	0.03	< 0.1 -0.5
Sb α	< 0.01 -0.073	Sb = (19 + 0.005 Al) · 10 ⁻³	0.01	< 0.01 -0.073
F	50 -280		< 0.01	50 -280
PO ₄	< 100 -1580		< 0.01	< 100 -1580
Tb α	< 0.004-0.030		< 0.01	< 0.004-0.030

* gehele onderzochte monsterbestand (N = 67)
δ monsterbestand met Al ≤ 20 µg/l (N = 11), Al > 20 (R² < 0.5) en met correctie voor Al indien Al > 20 en R² ≥ 0.5
α neutron activeringsanalyse na preconcentratie op actieve kool, door ECN te Petten.

verversing, monsterneming of filtreren gevormde deeltjes. Het laatste blijkt sterk beperkt te kunnen worden door direct in het veld te filtreren (zie tabel V). Dikwijls wordt er echter pas op het laboratorium gefiltreerd, wat funest kan zijn voor onder andere Ca, Fe, Mn, SiO₂, orthofosfaat en spoorelementen.

4. Het filtreren kan, indien er geen voorzorgen genomen worden, leiden tot verontreiniging van het watermonster door (a) afgifte vanuit het filter en het benodigde apparaat [27] en (b) vuile handen, stofinwaai en dergelijk.

5. Verschillen in gefiltreerd volume resulteren in verschillen in analyse-uitkomsten, wanneer de punten 3 en/of 4 belangrijk zijn [17].

5.3 Alternatieven

Alternatieven voor filtreren zijn (a) bezinking, (b) centrifugeren en (c) correctie voor opgeloste gesuspendeerde deeltjes.

Ad a: Een acceptabele scheiding door bezinking duurt in verband met mogelijke kwaliteitsveranderingen van het monster veel te lang [27].

Ad b: Op de voor- en nadelen van centrifugeren ten opzichte van filtreren wordt ingegaan door Van der Sloot [27]. De voordelen zijn (1) er kan sneller veel gesuspendeerd materiaal uit het monster verwijderd worden en (2) verliezen door adsorptie zijn geringer door de korte verblijftijd in de rotor. Nadelen zijn (1) een minder goede afscheiding van deeltjes in suspensie: bij 10.000 rpm van een Junior 15.000 doorstroomcentrifuge (Hereaus-Christ; doorstroming = 1.2 l/min) worden deeltjes $\geq 1 \mu$ verwijderd, (2) de methode is minder simpel en vereist een elektrische stroomvoorziening, (3) een contaminatie van het centrifugaat met Cr en Fe door de lagering is niet verwaarloosbaar bij een doorstroomcentrifuge en (4) een goede doorstroomcentrifuge is duur ($\pm f$ 6.000,-).

Ad c: Wordt het monster aangezuurd ter conservering en worden deeltjes in suspensie in het geheel niet (of onvoldoende) verwijderd, dan kunnen analyseuitkomsten in enkele gevallen gecorrigeerd worden voor oplossing ervan. De aard van de deeltjes in suspensie moet bekend zijn en hiervoor indicatieve elementen als Al, Ti en Fe dienen onder de heersende hydrogeochemische condities in het watervoerende pakket vrijwel onoplosbaar te zijn. Dit is ruwweg het geval voor Al bij $5.5 < \text{pH} < 8$ en zonder significante complexering door F en opgeloste organische stof. Voor Ti is nodig

TABEL VII – *Vergelijking van analyseresultaten met juist (*) en onjuist (δ) geconserveerde duinwatermonsters. Het organische fosfaatgehalte is verwaarloosbaar.*

	0-4		N-38		R-78		WK-46		FF-105	
	*	δ	*	δ	*	δ	*	δ	*	δ
Na ⁺	78.6	71	68.7	67	448	520	2193	2200	4621	4750
K ⁺	2.61	2.8	2.42	2.4	57.9	62	60.2	61.0	130	130
Mg ⁺⁺	11.3	11.0	7.6	8.2	374	364	262	266	661	602
Ca ⁺⁺	136	123	93.4	85	425	391	230	187	513	427
Fe	0.05	0.10	1.65	0.58	12.5	2.44	5.59	4.4	12.1	8.9
Mn	< 0.05	0.07	< 0.05	0.16	—	1.09	1.07	1.18	1.37	0.61
PO ₄ ⁻⁻⁻	< 0.1	0.06	0.57	0.06	0.74	0.06	1.70	0.18	1.70	0.03
SiO ₂	7.6	8.0	9.9	10.0	25.9	24.0	32.5	26.5	33.6	24.0

* Bij monsterneming gefiltreerd over 0.45 μ -filter en aangezuurd met 0.7 ml HNO₃-suprapuur/100 cc.
δ Na, K, Ca, Mg: ongefiltreerd en niet aangezuurd; SiO₂, PO₄: gefiltreerd op laboratorium en niet aangezuurd; Fe, Mn: ongefiltreerd en enkele dagen na monsterneming aangezuurd.

TABEL VIII – *Overzicht van monsterconserveringstechnieken voor anorganisch chemisch onderzoek van grondwater.*

	filtreren ¹		opslag vat	additie stabiliserend reagens	maximum bewaartijd ^a
	instab. monster (m)	stabiel monster (n)			
K ₂₀	—/+	+	P/B	—	12 h
pH*	—	—	P/B ^o	—	6 h [15]
Cl ⁻	+	+	P/B/G	—	14 d [15], > 1 j ^b
SO ₄ ²⁻	+	+	P/B/G	—	7 d [15], > 1 j ^b
HCO ₃ ⁻ , CO ₃ ²⁻ *	—	—/+	P/B/G ^o	—	6-12h, 24 h [23]
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	—	+	P/B/G	H ₂ SO ₄ ^c	30 d [15], 8 d [13]
NO ₃ ⁻	—	+	P/B/G	HgCl ₂	18-100 d [15]
NO ₂ ⁻	—	—	P/B/G	HgCl ₂	7 d [15], od [13]
PO ₄ -ortho	—	++	B ^d	k	< 2 d [15]
PO ₄ -totaal	—	++	B ^d [12]	HNO ₃ ^c	onbeperkt [15]
F ⁻	+	+	P	—	14 d [15], > 30d [8]
Br ⁻	+	+	P/B	—	2 d [15]
Na ⁺	+	+	pd	HNO ₃ ^c	½ j [15], > 1 j ^b
K ⁺	+/++	+/++	pd	HNO ₃ ^c	½ j [15], > 1 j ^b
Ca ⁺⁺	—	++	pd	HNO ₃ ^c	½ j [15], > 1 j ^b
Mg ⁺⁺	—/+	++	pd	HNO ₃ ^c	½ j [15], > 1 j ^b
Fe	—	++	pd	HNO ₃ ^c	½ j [15], > 1 j ^b
Mn	—	++	pd	HNO ₃ ^c	½ j [15], > 1 j ^b
Hg	—	—/+	pd	HNO ₃ + K ₂ Cr ₂ O ₇ ^g	30 d [15]
Ag	—	++	pd	HNO ₃ ^c	30 d [15]
andere metalen	—	++	pd	HNO ₃ ^c	½ j [15]
NH ₄ ⁺	—	—	P/B/G	H ₂ SO ₄ ^c	6-30 d [15], 16d [13]
N-Kjeldahl	—	—	P/B/G	H ₂ SO ₄ ^c	30 d [15]
SiO ₂	—	++	pd	HNO ₃ ^c	> 1 j ^b
{ ¹⁸ O, ² H, ³ H}* ¹³ C*	—	—	G	—	>½ j ⁱ
¹⁴ C	—	+	G	KJ-J ₂ ^f	14 d ⁱ
CO ₂ -vrij*	—	—	P/G/B	—	2-7 d ⁱ
H ₂ S*	—	—	B	—	6 h
O ₂ *	—	—	B	Zn-acetaat ^h	7 d [15], 1 d [23]
	—	—	G	—	6 h

++ = noodzakelijk; + = aanbevolen; — = afgeraden; P = polyethyleen; B = borosilicaat; G = glas; [9] = literatuur 9; * = uit gesloten, volle fles; a = indien tevens koel (4 °C) en donker opgeborgen; b = grondwaterervaringen VU-Lab. Inst. v. Aardwetenschappen; c = tot pH < 2; d = flessen met HNO₃ en aquadest voorgespoeld; e = tot pH = 1.5; f = 5 druppels oplossing (15 g J₂ + 30 g KJ/1000 cc); g = tot pH = 0.5 en 0.05% K₂Cr₂O₇; h = 2 ml/1lN; i = opgave prof. dr. W. G. Mook, Lab. v. Isotopenfysika, RU-Groningen; k = additie van HNO₃^c aanbevolen bij bewaartijd > 2 d ondanks geringe hydrolyse van organisch-P; l = direct in het veld; m = bijvoorbeeld anoxische monsters via minifilters of luchtlift; n = bijvoorbeeld oxische monsters via pipet of minipuls; o = permeabiliteit van polyethyleen voor O₂ en CO₂ moet laag zijn, dopconstructie is zeer belangrijk [25].

een pH > 5, en voor Fe een pH > 5, een redoxpotentiaal zodanig, dat O₂ of NO₃ $\geq 0,5$ mg/l, en geen significante complexering door opgeloste organische stof. Als alternatief voor het filtreren is deze methode discutabel. Wel kan zij geschikt zijn om een analisenbestand van rare uitschieters te ondoen, zoals uit het volgende moge blijken. In tabel VI is het lineaire verband tussen Al en een aantal spoorelementen weergegeven van qua locatie en genese verwante watermonsters uit de Nederlandse kustduinen (pH = 7.5-7.9; NO₃ en O₂

< 0.1 mg/l; TOC = 2-6 mg/l; UV-extinctie = 2-10 E/m). Deze monsters zijn afkomstig van minifilters in anoxische, deels slibhoudende, holocene sedimenten en zijn direct in het veld ongefiltreerd aangezuurd tot een pH = 1.3. Een aantal vertoont een zeer lichte troebeling, welke bij nader onderzoek door gesuspendeerde klei veroorzaakt bleek te zijn. Van filtreren is afgezien vanwege de grote instabiliteit van de monsters (hoge Fe-gehalten), een te snel optredende verstopping van het 0.45 μ -filter en het voor neutron activeringsanalyse benodigde volume van 250 cc.

Uit tabel VI volgt een sterke positieve correlatie tussen Al (als maat voor de hoeveelheid gesuspendeerde klei) en Ti, V, Sc, Th, Ce, Cr, Lu, Hf en Zn. De constante Ce-Sc-Th-Cr-Lu-Hf-verhouding van 100:17:17:112:0.3:4.5 komt verder goed overeen met die in kleimonsters van elders in Nederland. Deze is 100:15:15:100:0.5:8 (mondelinge mededeling dr. H. A. van der Sloot, ECN Petten). De concentratie van de elementen met $R^2 \geq 0.50$ en met Al ≥ 20 is ten behoeve van de meest rechtse kolom in tabel VI gecorrigeerd voor de leverantie door gesuspendeerde klei volgens

$y\text{-gecorrigeerd} = y\text{-gemeten} - b(\text{Al}-10)$

waarbij b de regressie constante b is in $y = c + b \cdot \text{Al}$ en 10 = de gemiddelde Al-concentratie van niet door klei beïnvloede monsters.

5.4. Aanbevelingen

Verstoringen door gesuspendeerd materiaal in het watermonster kunnen grotendeels voorkomen worden door achtereenvolgens (1) langdurig en vaak af te pompen alvorens het definitieve monster te nemen, (2) geruime tijd vóór bemonstering op een lager, constant pompedebiet over te gaan, (3) een zo stabiel mogelijk monster te nemen, bijvoorbeeld middels een pipet na luchtliftverversing en (4) direct in het veld te filtreren, bij voorkeur over 0.1 μ -filters met een grote diameter van circa 10 cm en via het door Wood gemodificeerde Skougstad-type waterfilter [33], waarmee zuurstoftoetreding en ontgassing voorkomen kan worden en de druk door een voorgeschakelde pomp of N_2 -gas geleverd wordt. Contaminatie uit het filter is te vermijden door het filter vooraf te reinigen met verdund HNO_3 . Filtreren wordt sterk afgeraden van dat deel van het monster, dat bestemd is voor analyse van onder andere pH, CO_2 -vrij, HCO_3^- , NO_2^- , HN_4 , N-Kjeldahl, H_2S , O_2 , Hg (zie tabel VIII).

Kan er geen voldoende stabiel monster genomen worden (bijvoorbeeld in geval van traag waterleverende minifilters in anoxische sedimenten), dan kan het filtreren (of centrifugeren) beter achterwege blijven, althans indien de aard van de suspensie bekend is. Spoorelement-analyses dienen dan, doch ook wanneer er over een 0.45 of 0.1 μ -filter gefiltreerd is of wanneer er gecentrifugeerd is, te worden gecontroleerd op en eventueel gecorrigeerd voor oplossing van zeer fijne deeltjes (zie par. 5.3).

6. Monsterconservering

Van grondwatermonsters zijn diverse bestanddelen bovengronds altijd instabiel, omdat daar onder andere de druk, gassamenstelling en temperatuur van de

omgeving anders zijn dan op filterdiepte. De bemonstering en het filtreren zijn daar-naast zeker niet bevorderlijk voor handhaving van oorspronkelijke evenwichten (zie par. 3.4 en 5). Wordt er dan ook geen aandacht besteed aan een gedegen monsterconservering, dan kan er een op zich perfecte analyse worden gemaakt van een totaal niet representatief monster. Ter illustratie is tabel VII samengesteld. Hieruit volgt dat (1) niet aanzuren tot te lage Ca-gehalten kan leiden (dit uit de bevindingen van Van Blijswijk [5]), (2) filtreren op het laboratorium en niet-aanzuren tot aanzienlijke SiO_2 - en PO_4 -verliezen kan leiden, vooral bij hoge Fe-gehalten, (3) ijzerneerslagen moeilijk oplossen, wanneer (ongefiltreerde) monsters later worden aangezuurd (vermoedelijk onvoldoende aangezuurd) en (4) Na, K en Mg zonder aanzuring stabiel kunnen blijven.

Aanbevelingen

De toe te voegen stabiliserende reagentia (na een eventueel filtreren), het materiaal van het opslagvat en de toelaatbare bewaartijd tot analyse, indien verder donker en koel (4 °C) opgeborgen(!), zijn voor een groot aantal anorganische parameters in tabel VIII ondergebracht.

7. Slotbeschouwing

Tal van voorbeelden in het voorgaande illustreren hoe grondwater-analyses een verkeerd beeld kunnen geven van de werkelijke grondwaterkwaliteit als gevolg van bemonsteringsfouten. Hoewel er tevens aan aantal aanbevelingen zijn gedaan ter voorkoming of minimalisering van diverse foutenbronnen, is hiermee het probleem van een juiste bemonstering nog niet de wereld uit. Op tal van punten is nader onderzoek gewenst, bijvoorbeeld naar een juiste bemonstering voor de bepaling van organische microverontreinigingen, een betere afscheiding van gesuspendeerd materiaal en de invloed van diverse boortechnieken op de grondwater-samenstelling. Het KIWA is thans bezig standaardmethoden van bemonstering te formuleren, in het kader van door de VEWIN gefinancierde onderzoeken naar de bescherming en bewaking van waterwin-gebieden en naar de kwaliteitsaspecten van kunstmatige infiltratie.

Dankwoord

Het manuscript werd van waardevolle kritiek en suggesties voorzien door prof. dr. G. B. Engelen (VU-Amsterdam), dr. C. A. J. Appelo (VU-Amsterdam), ir. C. G. E. M. van Beek (KIWA NV), ir. M. G. M. den Blanken (KIWA NV) en dr. H. A. van der Sloot (ECN). Het onderzoek werd gefinancierd door de

VU-Amsterdam en het KIWA.

Waardering gaat uit naar het Laboratorium voor Grond en Water (IvA, VU-Amsterdam), het Radiochemisch Laboratorium van het ECN en de laboratoria van de waterleiding-bedrijven in het West-Nederlandse Kustduingebied.

Literatuur

- Appelo, C. A. J., Krajenbrink, G. J. W., Ree, C. C. D. F. van en Vasak, L. (1982). *Beïnvloeding van de grondwaterkwaliteit in het infiltratiegebied van de noordwestelijke Veluwe*. Staatsuitgeverij (in druk).
- Appelo, C. A. J., Stuyfzand, P. J. en Engelen, G. B. (1979). *Reacties van Rijnwater in de Veluwe en duinen: een experimentele studie en een infiltratieproef*. *H₂O* 12 (15), p. 328-332.
- Beek, C. G. E. M. van (1980). *Ondergrondse ontijzering en ontmanganing, eerste resultaten van onderzoek in Nederland*. *H₂O* 13 (25), p. 635-638.
- Beek, C. G. E. M. van en Vaessen, H. (1979). *Ontijzering van grondwater in het watervoerend pakket*. *H₂O* 12 (1), p. 15-19.
- Blijswijk, A. E. M. van (1980). *Onderzoek naar de invloed van conserveringsmethoden op enkele parameters in grond- en oppervlaktewater, vervolg op nota 1121*. ICW Nota 1197, 22 p.
- Blaszyk, T. en Gorski, J. (1981). *Groundwater quality changes during exploitation*. *Ground Water* 19 (1), p. 28-33.
- Brinkmann, F. J. (1974). *Inventory of trace elements in groundwaters of the Netherlands*. *Geol. Mijnbouw* 53 (4), p. 157-161.
- Chakrabarti, C. L., Subramanian, K. S., Sueiras, J. E. en Young, D. J. (1978). *Preservation of some anions in natural waters*. *JAWWA* (70), p. 560-565.
- Deelder, C. (1976). *Boorspoelingen*. KIWA-meded. (46), 39 p.
- Drumpt, H. van (1979). *Onderzoek naar de invloed van conserveringsmethoden op enkele parameters in grond- en oppervlaktewater*. ICW Nota 1121, 16 p.
- Duyvenbouden, W. van (1981). *Groundwater quality in the Netherlands, collection and interpretation of data*. *Sci. Tot. Envir.* (21), p. 221-232.
- Egdom, T. van (1981). *Conservering van watermonsters voor totaalfosfaat*. ICW Nota 1271, 8 p.
- Funk, W. (1977). *Konservierung von Proben zur späteren Analytik im Laboratorium*. *Vom Wasser* (48), p. 75-87.
- Gillham, R. W. (1982). *Syringe devices for ground-water sampling*. *GWMR*, spring, p. 36-39.
- Huibregtse, K. R. en Moser, J. H. (1976). *Handbook for sampling and sample preservation of water and wastewater*. US Dep. Commerce, Nat. Techn. Inf. Serv. PB-259946, 257 p.
- Käss, W. (1978). *Eine vielseitig verwendbare Kleinstpumpe für hydrologische Zwecke*. *GWF-wasser/abwasser* 119 (2), p. 81-82.
- Kennedy, V. C., Zellweger, G. W. en Jones, B. F. (1974). *Filter pore-size effects on the analysis of Al, Fe, Mn and Ti in water*. *Water Res.* 10 (4), p. 785-790.
- Marsh, M. en Lloyd, J. W. (1980). *Details of hydrochemical variations in flowing wells*. *Ground Water* 18 (4), p. 366-373.
- Nightingale, H. I. en Bianchi, W. C. (1977). *Groundwater turbidity resulting from artificial recharge*. *Ground Water* (15), p. 146-152.
- Nightingale, H. I. en Bianchi, W. C. (1980). *Wellwater quality changes correlated with well pumping time and aquifer parameters, Fresno, California*. *Ground Water* 18 (3), p. 274-280.
- Pickens, J. F., Cherry, J. A., Grisak, G. E., Merritt, W. F. en Risto, B. A. (1978). *A multilevel device for groundwater sampling and piezometric monitoring*. *Ground Water* 16 (5), p. 322-327.
- Ragone, S. E. en Vecchioli, J. (1975). *Chemical interaction during deep well recharge, Bay Park, New York*. *Ground Water* (13), p. 17-24.
- Scalf, M. R., McNabb, J. F., Dunlap, W. J., Cosby, R. L. en Fryberger, J. (1981). *Manual of*