

Geohydrochemische screening optimaliseert meetnetten grondwaterkwaliteit

PIETER J. STUYFZAND, KIWA ONDERZOEK EN ADVIES

De methode voor geohydrochemische screening die in dit artikel wordt gepresenteerd, helpt om de bestaande meetnetten voor bewaking van de grondwaterkwaliteit te optimaliseren. Na een initiële kostenstijging worden de totale kosten van een meetsysteem verlaagd (in 10 tot 20 jaar met circa 15 procent) en de baten ervan vervelvoudigd. Extra investeringen zijn de eerste twee jaar nodig om te komen tot een ontwerp van het meetnet en meetprogramma. De besparing wordt vervolgens gerealiseerd dankzij minder (maar representatievere) meetpunten, beperking van het meetprogramma (micro-verontreinigingen en sporenelementen), en verlaging van de meetfrequentie voor traag reagerende putten. Naast financieel voordeel zijn de hydrochemische gegevens bruikbaar en worden 'en passant' bouwstenen geleverd voor bijvoorbeeld een chemisch transportmodel (voorspelling grondwaterkwaliteit), en voor inschatting van de omvang van strategische grondwatervoorraden en het belang van verschillende bedreigingen.

Wanneer zich in een waterwin- of kwelgebied een kwaliteitsprobleem voordoet, moet men zich in eerste instantie behelpen met het bestaande meetsysteem. Dit is meestal een tamelijk willekeurig netwerk van observatieputten met een te weinig op maat toegesneden monitoringprogramma dat veel geld heeft gekost en blijft kosten. De reden? Meetsystemen voor de grondwaterkwaliteit komen doorgaans voort uit de eerste specifieke problemen in een gebied, bijvoorbeeld grondwaterstandsaling of verzilting bij een winning, en het daarop geënte ontwerp van een hydrologisch ingenieur of chemisch technoloog. In latere instantie werd er meestal een en ander bij gelegenheid aan toegevoegd en op zeker moment hielp een statistische analyse om het uit zijn voegen barstende meetprogramma te reduceren. Deze gang van zaken doet het gevoel van geldverspilling ontstaan, omdat zeer veel dure analysesresultaten het niet-scoorende '4' teken zullen dragen, en men blijft zitten met de behoefte aan ontbrekende informatie (afb.1). Het wordt tijd dat, naast de hydrologische, chemische en statistische benadering, een geohydrochemische screening wordt losgelaten op bestaande meetnetten



Afb. 1. Het gevoel van 'geldverspilling' ontstaat bij de meeste meetsystemen van de grondwaterkwaliteit, doordat een database volloopt met veel dure analysegegevens beneden een aanvaardbare of, erger, een te hoge onderste analysegrens.

voor de grondwaterkwaliteit, met als doel om dit vergaand te optimaliseren. Dit advies is in feite in harmonie met het handboek van Baggelaar (1992) over meetsystemen, maar daaruit losgeweekt en nader ingevuld.

De geohydrochemische screeningsmethode

Deze methode bestaat uit de volgende drie stappen, waarbij de volgorde afhankelijk is van de huidige situatie.

Stap 1: Screening

De screeningsprocedure is samengevat in tabel 1. Analyses zijn slechts zinvol als de put in orde is en de onderste analysegrens niet te hoog ligt. Voor de duurdere analyses, zoals die op sporenelementen en organische microverontreinigingen dienen specifieke screeningsparameters een verhoogde of verlaagde concentratie te vertonen. De hele procedure stoelt op langjarige ervaringen met grondwater in vele geohydrochemische milieus.

Men dient zich te realiseren dat 'screening op basis van één of enkele parameters' de normale monsterrouting in het laboratorium beïnvloedt (ingewikkelder maakt), en dat deze screening minder effectief wordt waar multicomponentanalyse wordt toegepast zonder extra kosten voor die parameters waar men niet om gevraagd heeft. Laatstgenoemde is helaas zelden het geval! Waar men gebonden is aan wettelijke verplichtingen conform het Waterleidingbesluit (1984), valt minder te verdienen met stap 1. Maar dat betreft meestal slechts enkele meetpunten.

Stap 2: Kartering van de grondwaterkwaliteit

Een systematische kartering van de hydrochemie heeft als doel om de huidige grondwaterkwaliteit te evalueren, de meest representatieve waarnemingspunten te selecteren, en zowel het analyseprogramma als de meetfrequentie op maat te maken. In afbeelding 2 staat een fictief voorbeeld van een winning, waarbij als karteringmethode de HYFA (Stuyfzand, 1993).

De essentie van HYFA schuilt in het karte-

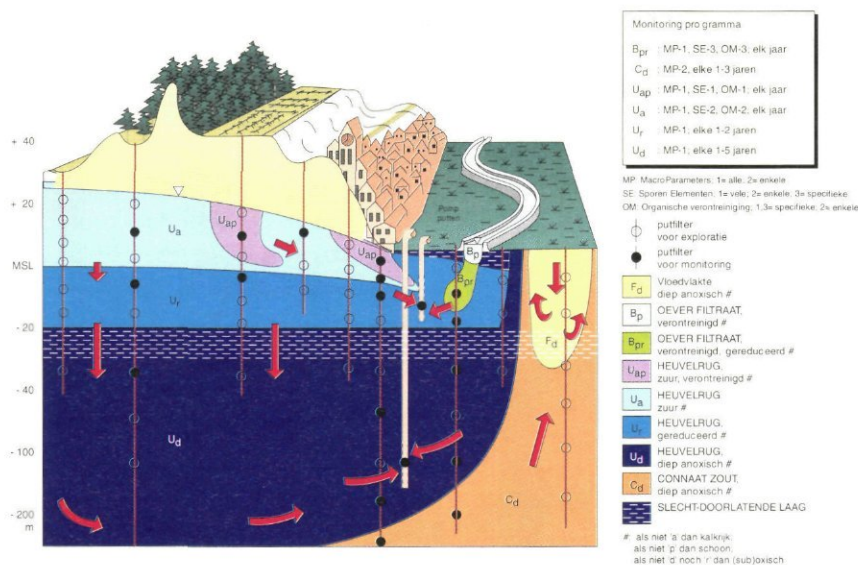
Gids- en screeningsparameters in het algemeen

Gidsparameters zijn niet equivalent aan screeningsparameters. Baggelaar & Van Beek (1995) definiëren een gidsparameter als een stof in water die de mate van verontreiniging aangeeft die kenmerkend is voor een specifiek milieuthema. Zij onderscheiden gidsparameters voor:

- vermisting (nitraat, ammonium, kalium en fosfaat);
- verspreiding (cadmium, arseen en dichloorpropan);
- verzuring (hardheid, aluminium en sulfaat); en
- algemene verontreiniging (chloride).

Een screeningsparameter is een eenvoudig en goedkoop analyseerbare stof die bij een bepaalde concentratie de aanwezigheid suggereert van één of meerdere stoffen die lastig (dus duur) te analyseren zijn. Belangrijke soorten screeningsparameters zijn in tabel 1 opgenomen.

Een gidsparameter dient derhalve de interpretatie en een screeningsparameter de meetcampagne van een onderzoek. Zij zijn beide van onschatbare betekenis voor de kwaliteitsbewaking.



Afb. 2. Hydrochemische kartering middels de HYdrochemische Facies Analyse (HYFA) als solide basis voor structureren van het meetprogramma en interpretatie. Allereerst moeten er hydrochemische kaarten vervaardigd worden op basis van bestaande informatie en eventueel met gebruik van aanvullende verkenningssputten. Deze kaarten tonen de ruimtelijke verbreiding van grondwaterlichamen (elk met verschillende herkomst) en hydrochemische facies daarbinnen (zones met verschillen in verontreinigingsgraad, redox milieu, kalkverzadigings-index etc.). Vervolgens kunnen de beste meetlocaties, specifieke meetprogramma's en meetfrequenties gekozen worden door deze kaarten te combineren met hydrologische kaarten (grondwaterstroming) en door toepassing van screeningstabel 1.

ren van waterlichamen met een specifieke herkomst (de *hydrosomen*, zoals Noordzee-, Rijn-, polder- en duinwater), en kenmerkende hydrochemische zones daarbinnen (de *facies*). De facies wordt in Nederland voldoende beschreven door de volgende kenmerken:

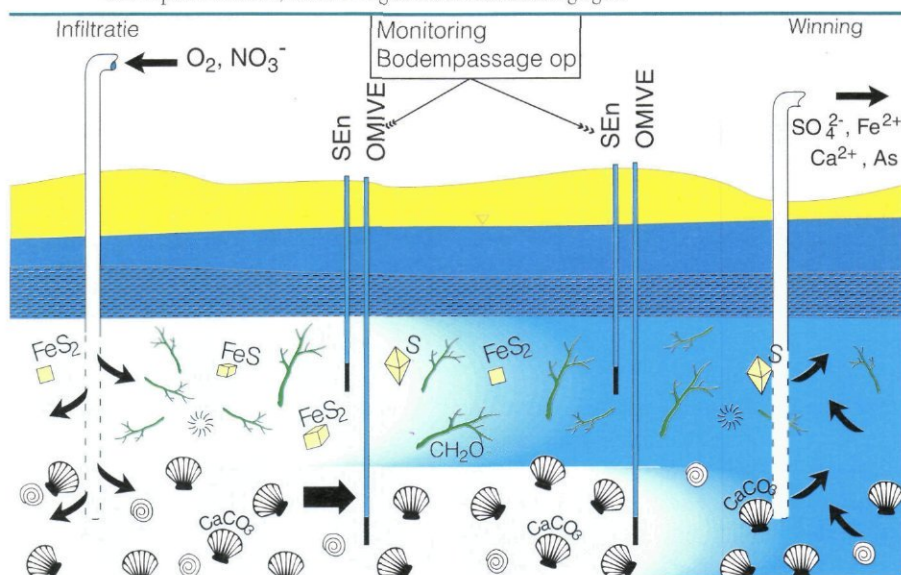
- de kalkverzadigingsindex, waarin de pH een essentiële rol vervult naast andere parameters. In afbeelding 2 zijn de categorieën 'zuur' (= kalkagressief) en 'kalkrijk' (= kalkverzadigd) onderscheiden;
- de redox klasse. In afbeelding 2 zijn drie klassen weergegeven:
 - (sub)oxisch = zuurstof of nitraat groter dan of gelijk aan 1 mg/l, sulfaat stabiel;
 - anoxisch = geen zuurstof, geen nitraat, sulfaat stabiel;
 - diep anoxisch = methaan aanwezig, geen zuurstof, geen nitraat, sulfaat verlaagd met 10 tot 100 procent;
- een verontreinigingsindex op basis van pH, nitraat plus sulfaat, zware metalen, tritium en, eventueel, adsorbeerbare organohalogenen. In afbeelding 2 is onderscheid gemaakt tussen 'schoon' en 'verontreinigd'; en
- de basenuitwisselingsindex, berekend als overmaat of tekort aan $\text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Mg}^{2+}$ ten opzichte van Cl^- . In afbeelding 2 is dit kenmerk niet meegenomen omwille van de eenvoud. Toch verdient deze index aandacht, omdat abnormale waterkwaliteiten als gevolg van verzoeting of verzilting (in Nederland frequent het geval) hierdoor

verklaard worden.

In het voorbeeld in afbeelding 2 zijn maar liefst vier screeningsparameters uit tabel 1 gebruikt: de herkomst van water en bovenstaande kenmerken a-c.

Constateert men tijdens monitoring dat de herkomst van water op een bepaald meetpunt verandert (bijvoorbeeld van Heuvelrug-

Afb. 3. Geochemische inspectie van bodembestanden kan helpen bij het verder verfijnen van het monitoringprogramma. In dit voorbeeld wordt zuurstofrijk water via een put in een zuurstofloos zandpakket met geochemische gelaagdheid gebracht. De bovenetage vergt intensieve monitoring van sporenelementen en een laag-frequente monitoring van organische microverontreinigingen, de benedenetage vereist het tegenovergestelde. SEN = SporenElementen; OMIVE = organische microverontreinigingen.



water in Rijnsoeverfilteraat) of de facies (bijvoorbeeld van 'kalkrijk, gereduceerd' in 'zuur, (sub)oxisch'), dan dient het meetprogramma voor dat punt te worden aangepast.

Stap 3: Kartering van de bodemkwaliteit

Een kwantificering van de reactieve vaste bestanddelen van de ondergrond is onontbeerlijk om de meest waarschijnlijke kwaliteitsveranderingen tijdens bodempassage te voorspellen (Stuyfzand *et al.*, 1997). Dit onthult de meest relevante kwaliteitsparameters en de tijdsduur van de processen, nodig voor afleiding van de benodigde meetfrequentie.

Een voorbeeld is uitgewerkt in afbeelding 3. We zien hierin een diep-infiltratie in een gelaagde, zuurstofloze zandbodem. De ontkalkte bovenlaag bevat veel organisch materiaal en pyriet die geoxideerd worden door het zuurstofrijke infiltratiewater. Het zuur dat hierbij vrijkomt, wordt voornamelijk door het bicarbonaat in het infiltratiewater gebufferd omdat de bodem geen kalk bevat. Deze situatie is gunstig voor verhoogde concentraties sporenelementen (uit pyriet) en een sterke vertraging of omzetting van geïnfiltreerde organische microverontreinigingen. De waarnemingsfilters in deze laag verdienen meer aandacht voor de sporenelementen (vooral arseen, cobalt, nikkel en zink) dan voor de organische microverontreinigingen.

De kalkrijke benedenlaag is zeer arm aan organisch materiaal en bevat geen pyriet. De hoge pH en afwezigheid van pyriet zorgen ervoor dat er geen sporenelementen gemobiliseerd worden. De organische microverontreinigingen worden hier echter nauwelijks vertraagd (gebrek aan sorberend organisch mate-

riaal) en vele organische microverontreinigingen worden ook niet meer afgebroken zodra hun redoxbarrière (gevormd door organische stof) uitgelooft is. De waarnemingsfilters in deze laag verdienen juist meer aandacht voor de organische microverontreinigingen dan voor sporenelementen.

Meer waar voor minder geld

In financiële termen komt het geponcerde

op het volgende neer: vroegtijdige investeringen in geohydrochemisch onderzoek worden ruimschoots terugverdiend door netto verlaging van de algehele exploitatiekosten van grondwaterkwaliteitsmonitoring (afbeelding 4). De besparing wordt gerealiseerd dankzij: een kleiner aantal meetpunten door een betere representativiteit van elk punt, beperking van het uitgebreide meetprogramma (met organische microverontreinigingen en sporenelementen) tot geselecteerde meetpunten met

verhoogde kans op aantreffen en een verlaging van de meetfrequentie voor traag reagerende putten.

De extra investeringen (in het fictieve voorbeeld circa 450.000 gulden in twee jaar) dekken uitgaven in verband met de installatie van extra waarnemingsputten, geochemische analyses van bodembestanddelen, wateranalyses en een expertrapport over de ruimtelijke verdeling van watertypen inclusief een ontwerp van het meetnet en meetprogramma.

Tabel 1. Geohydrochemisch screeningsprogramma voor grondwateranalyse, in volgorde. Voer nutteloze analyses af voordat u ervoor betaalt, maar voeg die onmisbare analyses toe die niet meer verzameld kunnen worden wanneer de evaluatie start.

HET OBSERVATIEMIDDEL	
Nieuwe put	analyseer niet op SEN [†] en OMIVE [‡] in recent geboorde putten, wacht 3 maanden (puls-boring) of 12 maanden (onverbuisde boormethoden).
Putmateriaal	analyseer niet op SEN of OMIVE die worden afgegeven (b.v. koper in putten met koperen filters, PAK in putten van geasfalteerd staal; lood en zink in PVC-putten pas na maanden).
ANALYSEMETHODEN	
Huidige onderste analyse grens (MDL)	als te hoog, analyseer niet. Zo is een MDL van 1 µg/l voor Ag, Be, Cr, Hg, Pb, Sb, Se en Sn reeds te hoog in 95% van de gevallen.
De goedkoopste methode?	voor enkele sporenelementen en vele OMIVE meestal funest. Beter enkele goede (maar dure)resultaten dan vele goedkope die waardeloos blijken
SCREENINGSPARAMETERS	
Herkomst (detectie via Cl ⁻ , δ18O, EJ [*])	analyseer specifieke OMIVE [‡] en SEN [‡] alleen in specifieke wateren (Na-dikegulac en chloor(iso)propylethers in Rijnsoeverfilteraat; Ag, Hg, Mo, Pb, Se, Sn, U in zuur mijnwater)
pH	als pH>6, analyseer niet op Al, Be, Lanthaniden, Sc, Ti. als pH<4,5, analyseer niet op As, Mo, Se, W
Redox klasse (via O ₂ , NO ₃ , SO ₄ , CH ₄ , EJ [*])	als sulfaatreducerend of methanogeen, analyseer niet op: Ag, Cd, Co, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn, AOX/VOX, chloor-alkanen en chloor-alkenen, atrazin, simazin, diuron, AMPA.
Ouderdom (bepaling met ³ H, ¹⁴ C, Cl, CFK, EJ [*])	als pre-industrieel (>150 j), analyseer niet op OMIVE [‡] ; als pre-tritium (>45 j), analyseer niet op recent ontwikkelde OMIVE [‡] als CFK.
AOX en EON [†]	als ⁴ , analyseer niet op specifieke OMIVE [‡] zonder specifieke redenen (EJ [*]).
HPLC/UV-fingerprint [‡] (EJ [*])	als aantal c.q. oppervlak van pieken op 'humeuze bult' voldoende groot, dan nader onderzoek op (specifieke) OMIVE [‡]
Indicatieve analyse OMIVE [‡] via Immunoassays [§]	als '>', kwantificeer dan nader en analyseer eventueel op andere OMIVE [‡] .
Meest mobiele, persistente OMIVE [‡] (EJ [*])	als niet aanwezig, analyseer niet op de minder mobiele of minder persistente verbindingen.
Meest mobiele zware metalen (EJ [*])	dito. Als b.v. Ni insignificant (EJ [*]), analyseer niet op Pb, Cu, Zn, Cd.
Geohydrochemische tweelingen	analyseer op de moeilijk-te-analyseren stof alleen als de makkelijk-te-analyseren stof significant is (EJ [*]): Ca-Sr, Cl-Br, K-Rb, Na-Li, PO ₄ -As, SiO ₂ -Ge, Zn-Cd.
Geohydrochemische antagonisten	dito, echter als insignificant (EJ [*]): Ca-F, Fe(II)-O ₂ , NO ₃ -Fe(II), O ₂ -CH ₄ , OH-Al

[†]: SEN = SporenElementen;

[‡]: OMIVE = Organische MicroVerontreinigingen;

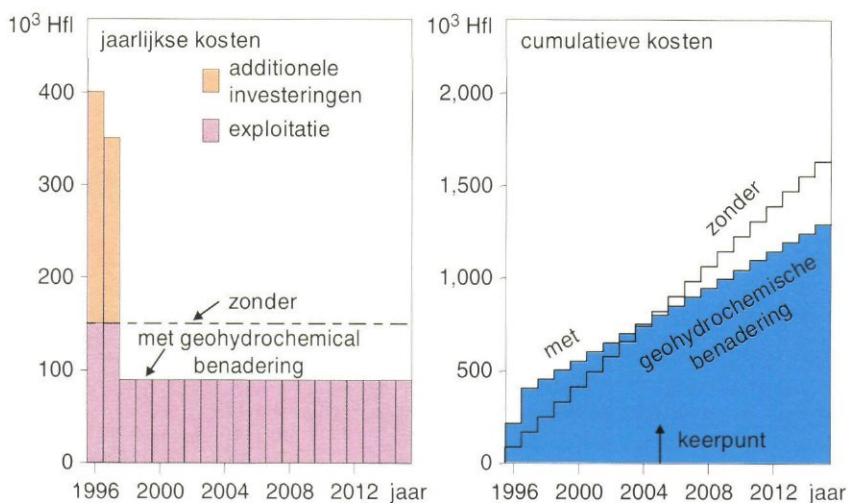
^{*}: EJ = door Geohydrochemisch Expert Judgment;

[†]: AOX = adsorbeerbare organohalogenen (aan actieve kool);

EON = met petroleum-ether extraheerbare organostikstof;

[§]: zie Stowa, 1996;

[‡]: zie Stowa, 1996.



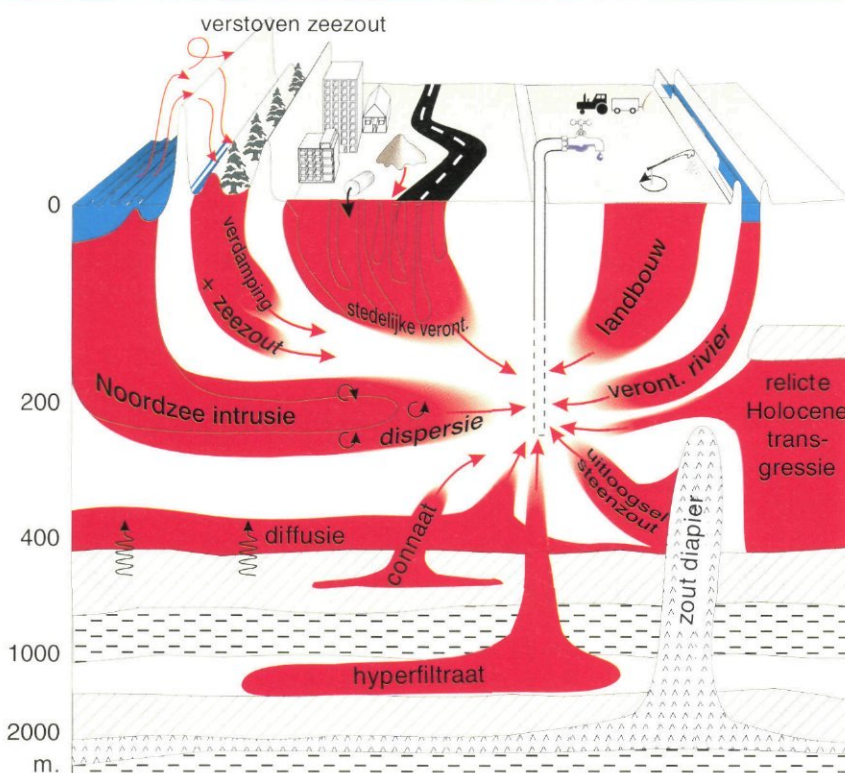
Afb. 4. Vroegtijdige financiële investeringen in geohydrochemisch onderzoek worden gemakkelijk binnen circa tien jaar exploitatie van het meetnet terugverdiend. Het hier getoonde geval betreft een fictieve winning van 5 Mm³/j voor de drinkwatervoorziening, bestaande uit tien ondiepe en vijftien diepe pompputten.

De winst behelst meer dan alleen financieel voordeel:

- de resulterende hydrochemische gegevens zijn bruikbaar;
- de geochemische data zijn tevens onmisbare bouwstenen voor een chemisch transportmodel dat de grondwaterkwaliteit helpt voorspellen; en
- het rapport van de expert over de ruimtelijke verdeling van watertypen is ook

nodig voor inschatting van de omvang van strategische grondwatervoorraden en het belang van verschillende bedreigingen. Dat rapport draagt bij aan een beter begrip van de processen die tot kwaliteitsverslechtering leiden. Zonder die kennis kan men onmogelijk de juiste tegenmaatregelen treffen, zoals in geval van de multicausale verzilting (afbeelding 5).

Afb. 5. Om een stijgende chlorideconcentratie van grondwater te bestrijden moeten we de oorzaak van het verziltingsproces kennen. En zonder kennis van dit proces kan de uiteindelijk resulterende zoutconcentratie niet voorspeld worden.



Niet twee maar drie redenen van kwaliteitsbewaking

Er zijn tenminste drie redenen om de kwaliteit van grondwater te bewaken:

- voorspelling van de toekomstige grondwaterkwaliteit als bron van drink- en industriewater, om te anticiperen op een kwaliteitsverslechtering door het bestrijden van processen die thans de kwaliteit al ondermijnen en/of het implementeren van additionele zuiveringstechnieken;
- milieubescherming: de waterkwaliteit is de meest economische, gevoelige en relevante indicator van verontreiniging; en
- onafhankelijke validatie en calibratie van hydrologische stromingsmodellen, door het chemisch dateren van grondwater en de chemische visualisatie van stroombanen.

De eerste twee redenen zijn algemeen geaccepteerd (Baggelaar, 1992). Laatstgenoemd motief wint terrein, omdat men zich steeds meer realiseert dat hydrologische stromingsmodellen, die de basis vormen van hydrochemische prognoses, onnauwkeurig zijn zonder hydrochemische validatie en calibratie.

Baggelaar, P.K. 1992. Naar een meetsysteem waterkwaliteit bij grondwaterwinning. Kiwa Mededeling 117, 179 p.

Baggelaar, P.K. & C.G.E.M. van Beek 1995. Suggesties voor optimalisatie van grootschalige meetnetten grondwaterkwaliteit. Kiwa-rapport KOA 95.107, 78 p.

Stowa, 1996. Indicatieve analytische methoden en groeps- en somparameters voor de bepaling van waterkwaliteit. Stowa-rapport 96- 25, 112p.

Stuyfzand, P.J. 1993. Hydrochemistry and hydrology of the coastal dune area of the Western Netherlands. Kiwa publicatie, (tevens proefschrift), ISBN 90-74741-01-0, 366 p.

Stuyfzand, P.J., J. Griffioen & H.P. Broers 1997. Chemisch onderzoek aan grondmonsters uit waterwingebieden: over het waarom, hoe en de toekomst. H₂O 30, 8-13.

Stuyfzand, P.J. & F. Lüers 1996. Gedrag van milieugevaarlijke stoffen bij oeverinfiltratie en kunstmatige infiltratie; effecten van bodempassage gemeten langs stroombanen. Kiwa-Meded. 125, 272p.

Waterleidingbesluit 1984. Besluit van 2 april 1984, inhoudende wijziging van het Waterleidingbesluit (Stb. 1960, 345). Staatsblad Kon. der Ned. 220, 36p.