

1. Inleiding

In het kader van het door het ICW (Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding) geleide project 'Nitraatuitspoeling in waterwingebieden' wordt aan de Landbouwhogeschool Wageningen een onderzoek uitgevoerd naar nitraatverwijdering uit grondwater. Nitraatverwijdering uit grondwater zal in de toekomst een belangrijke rol gaan spelen door een stijgend nitraatgehalte in het grondwater ten gevolge van overbemesting enerzijds en door het in werking treden van de EG-richtlijn.



J. P. VAN DER HOEK
vakgroep Waterzuivering
Landbouwhogeschool
Wageningen



A. KLAPWIJK
vakgroep Waterzuivering
Landbouwhogeschool
Wageningen

betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water anderzijds. Volgens deze richtlijn, welke in 1985 doorwerking moet krijgen in de wettelijke bepalingen van de lidstaten, zal de maximaal toelaatbare concentratie 50 mg NO₃/l bedragen. In Nederland heeft reeds op 2 april 1984 een wijziging plaats gevonden van het Waterleidingbesluit. Volgens de nitraatnormen voor veedrenking, opgesteld door de Commissie Onderzoek Minerale Voeding in overleg met de Stichting Gezondheidszorg voor Dieren, is water met een nitraatgehalte hoger dan 200 mg NO₃/l ongeschikt voor veedrenking. In de eerste fase van het onderzoek is een literatuurstudie naar de verschillende technische mogelijkheden voor nitraatverwijdering uit grondwater verricht [Van der Hoek, 1984 a]. In dit artikel, dat grotendeels een samenvatting is van deze studie, zal met name ingegaan worden op de technieken ionenwisseling en biologische denitrificatie. Uitgaande van deze twee technieken wordt een nieuwe techniek beschreven, die de nadelen van ionenwisseling en biologische denitrificatie voor een belangrijk deel opheft. In de tweede fase van het onderzoek wordt op laboratoriumschaal een onderzoek naar de merites van deze nieuwe techniek uitgevoerd.

2. Enige kanttekeningen bij de normstelling

Met het in werking treden van de EG-richtlijn betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water

[Raad voor de Europese Gemeenschappen, 1980] zal de maximaal toelaatbare concentratie (MTC) van nitraat in drinkwater dalen van 100 naar 50 mg NO₃/l. Het richtniveau (RN) volgens deze richtlijn bedraagt 25 mg NO₃/l. De motivering voor deze normverzwaring blijkt vooral gebaseerd te zijn op een tweetal aspecten, samenhangend met de volksgezondheid. Enige kanttekeningen zijn hier echter wel bij te plaatsen:

(1) Nitraat speelt een rol bij het optreden van methemoglobinemie bij kinderen jonger dan drie maanden ('blue babies'). De relatie tussen nitraat in drinkwater en het optreden van methemoglobinemie werd het eerst gelegd door Comly [1945]. Door bacteriologische reductie kan nitraat omgezet worden in nitriet, wat met hemoglobine in het bloed methemoglobine vormt. Het zuurstoftransport door het bloed wordt hierdoor geblokkeerd.

Vanaf 1945 zijn in Noord-Amerika en Europa ongeveer 2.000 gevallen gerapporteerd met een mortaliteit van 7-8% [Taylor, 1975]. Uit latere onderzoeken bleek echter dat alle gevallen samenhangen met een bacteriologische verontreiniging van melkpoeder en/of het gebruik van bacteriologisch onbetrouwbaar water, waarmee de babies werden gevoed. Slechts door deze bacteriologische verontreiniging kan het nitraat omgezet worden in nitriet [Sontheimer et al., 1982; Althaus, 1984]. In West-Europa is de ziekte de laatste jaren vrijwel niet meer opgetreden. In Groot-Brittannië zijn sinds 1950 tien gevallen waargenomen, waarvan één met dodelijke afloop. In al deze gevallen werd echter babyvoedsel bereid met bacteriologisch verontreinigd water [Taylor, 1975]. In West-Duitsland zijn de laatste jaren geen slachtoffers gevallen. De in de laatste 30 jaar in West-Duitsland geconstateerde gevallen zijn niet op de openbare drinkwatervoorziening terug te voeren [Althaus, 1984]. Wat betreft Nederland zijn geen cijfers bekend, omdat geen systematisch onderzoek is verricht naar het optreden van methemoglobinemie.

(2) Nitraat speelt een rol bij de vorming in vivo van N-nitrosoverbindingen [Fraser

et al., 1980]. Nitriet, ontstaan uit nitraat, reageert met secundaire aminen (aanwezig in levensmiddelen) en tertiaire aminen, waarbij N-nitrosoverbindingen ontstaan (nitrosaminen, nitrosamiden). Experimenten met proefdieren hebben aangetoond dat dit carcinogene verbindingen zijn. Fraser et al. [1980] stellen echter dat momenteel te weinig informatie beschikbaar is om enig verband te leggen tussen een hoge nitraatconsumptie en het ontstaan van kanker bij de mens. Volgens Althaus [1984] is de invloed van levensmiddelen en genotmiddelen op het ontstaan van kanker door nitrosaminen en nitrosamiden veel groter dan de invloed van drinkwater.

Tevens is van belang te onderkennen dat naast drinkwater ook levensmiddelen een belangrijke rol spelen bij de opname van nitraat [Selenka, 1982]. Maar, zoals Althaus [1984] concludeert, ondanks deze kanttekeningen is, rekening houdend met een mogelijke relatie tussen nitraat en kanker, ieder streven om blootstelling van de mens aan stikstofoxyden te verminderen, een goed doel op zich. Daarom is elke preventieve maatregel waarmee de nitraat- en nitrietbelasting van de mens via drinkwater kan worden vermindert, alleen maar toe te juichen.

3. Methoden ter beperking van het nitraatgehalte in drinkwater, bereid uit grondwater

De technieken die momenteel worden toegepast voor de bereiding van drinkwater uit grond- en oppervlaktewater zijn niet geschikt voor de verwijdering van nitraat uit grondwater. Daarom dienen andere methoden gebruikt te worden om drinkwater te bereiden uit grondwater met een nitraatgehalte hoger dan 50 mg NO₃/l. Deze zijn in principe te verdelen in twee groepen: methoden zonder en methoden met een nitraateliminatie techniek. Een overzicht is weergegeven in tabel I.

Op de methoden, vermeld in de eerste groep, die volgens Sorg [1979] en Miller [1982] vooral op economisch, technisch, praktisch en politiek/beleidsmatig gebied belangrijke nadelen hebben, zal verder niet worden ingegaan. Van de methoden genoemd in de

TABEL I – Overzicht methoden die overwogen kunnen worden als oplossing voor het nitraatprobleem.

Methoden zonder NO₃⁻-eliminatie:

- ontwikkelen van een nieuwe drinkwatervoorziening
- mengen met nitraatarm water
- aansluiten bij een waterleidingbedrijf, welke aan de richtlijn voldoet
- leveren van nitraatarm drinkwater in flessen.

Methoden met NO₃⁻-eliminatie:

- chemische technieken
- fysisch-chemische technieken
- fysische technieken

- biologische technieken

chemische reductie
ionenwisseling
omgekeerde osmose
electrodialyse
biologische denitrificatie in een reactor
biologische denitrificatie in de bodem
opname van nitraat door algen in een vijver

tweede groep, zullen alleen ionenwisseling en biologische denitrificatie uitvoerig worden behandeld. Chemische reductie van nitraat tot stikstofgas is uit praktische overwegingen af te wijzen [Gauntlett, 1975; Barlog, 1980]. De fysische technieken electrodialyse en omgekeerde osmose zijn niet specifiek geschikt voor nitraateliminatie, omdat nitraat het ion is met de laagste retentie [Clifford & Weber, 1978; Haberer, 1984]. Er ontstaat hier een aanzienlijke afvalbrijn, die kan oplopen tot 25-30% van de behandelde hoeveelheid grondwater [Guter, 1982; Haberer, 1984]. Het energieverbruik van deze processen is zeer hoog [Clifford & Weber, 1978; Haberer, 1984]. De opname van nitraat door algen is, hoewel in de zomermaanden hoog, op jaarbasis vrij laag [Goodman, 1975].

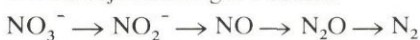
Omdat zowel met ionenwisseling als met biologische denitrificatie het nitraatgehalte van het grondwater verlaagd kan worden tot minder dan 5 mg NO_3^-/l [Ginocchio, 1980] kan de nitraatverwijdering beperkt blijven tot een deelstroom, die daarna gemengd wordt met de niet behandelde deelstroom. Aan ionenwisseling en biologische denitrificatie liggen principieel verschillende mechanismen ten grondslag, waardoor toepassingen van deze technieken zich vooral van elkaar onderscheiden op:

1. het effect op andere waterkwaliteitsparameters dan het nitraatgehalte;
 2. de noodzakelijkheid van een voor- en/of nabehandeling van het grondwater;
 3. de problemen die worden veroorzaakt door het ontstaan van een tweede eindproduct naast nitraatarm grondwater, een al of niet gemakkelijk te verwerken afvalstroom.
- Deze drie aspecten zullen aan de orde komen bij de behandeling van de ionenwisseling en biologische denitrificatie.

4. Biologische denitrificatie

4.1. Principe

Denitrificerende bacteriën zijn in staat nitraat te reduceren tot stikstofgas in een zuurstofarm milieu. In dat geval wordt nitraat in plaats van zuurstof als elektronen-acceptor gebruikt. De reactie verloopt via een aantal tussenstappen, waarbij uiteindelijk stikstofgas ontstaat:



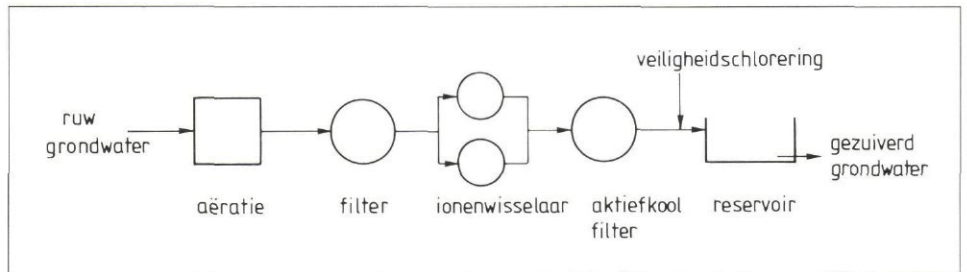
Afhankelijk van het gebruik van een organische of anorganische koolstofbron, en het gebruik van organische stof of H_2 als elektronendonator, kan onderscheid gemaakt worden tussen heterotrofe en autotrofe denitrificatie (afb. 1).

4.2. Heterotrofe denitrificatie in een reactor

De heterotrofe denitrificatie is een proces dat

HETEROTROFE DENITRIFICATIE :		AUTOTROFE DENITRIFICATIE :	
ORG. C + NO_3^-	$\rightarrow$ ENERGIE	H_2 + NO_3^-	$\rightarrow$ ENERGIE
ORG. C + ENERGIE	$\rightarrow$ BIOMASSA	ANORG. C + ENERGIE	$\rightarrow$ BIOMASSA

Afb. 1 - Heterotrofe en autotrofe denitrificatie.



Afb. 2 - Stroomschema nitraatverwijdering door middel van heterotrofe denitrificatie in een reactor.

in de afvalwaterzuivering al geruime tijd wordt toegepast in de tertiaire afvalwaterzuivering. Omdat het organische stofgehalte van grondwater zeer laag is, moet bij de nitraatverwijdering uit grondwater een organische C-bron worden toegevoegd [Richard et al., 1980]. Methanol, ethanol, azijnzuur en glucose of andere suikers behoren tot de mogelijkheden. Een keuze tussen deze stoffen moet gebaseerd zijn op factoren zoals prijs, toxiciteit en de te bereiken denitrificatiesnelheid [Timmermans, 1984].

Omdat de biologische denitrificatie relatief langzaam verloopt, is een hoge concentratie aan biomassa vereist om de reactietijd zoveel mogelijk te beperken. Een reactor, waarin de biomassa zich op een drager ontwikkelt, blijkt goede resultaten te geven [Gros & Ginocchio, 1982]. Naast de vast-bed-reactoren behoren ook de gefluidiseerd-bed reactoren met zand, actieve kool of kunststof als drager, tot de mogelijkheden [Gros & Ginocchio, 1982; Roennefahrt, 1982]. Een andere mogelijkheid is het gebruik van een upflow reactor zonder dragermateriaal, de Upflow Sludge Blanket (USB) reactor [Klapwijk et al., 1979].

De belangrijkste nadelen van heterotrofe denitrificatie in een reactor zijn [Gauntlett, 1975; Sorg, 1979; Barlog, 1980; Sontheimer et al., 1982; Haberer, 1984]:

1. er wordt een organische stof toegevoegd aan grondwater, dat van nature vrijwel geen organische stof bevat;
2. er wordt een bacteriepopulatie gekweekt in water, dat van nature bacteriologisch zeer betrouwbaar is;
3. het grondwater is na de denitrificatie anaëroob;
4. een continue controle van het proces is vereist om te voorkomen dat een restgehalte van de C-bron en bacteriemateriaal in het leidingnet terecht komen. Dit kan immers

een nagroei van bacteriën veroorzaken en zo een bacteriologische verontreiniging van het drinkwater;

5. het proces, met name de opstartfase, is sterk temperatuurgevoelig;
6. het proces is niet snel inzetbaar: de biomassa heeft enige tijd nodig om zich te ontwikkelen.

In verband met de eerste drie nadelen is een omvangrijke nazuivering nodig, die bestaat uit [Leprince & Richard, 1982]:

- een beluchting om het zuurstofgehalte op te voeren;
- een filtratie om het restgehalte van de C-bron te oxyderen;
- een desinfectie om de micro-organismen, die het filter hebben kunnen passeren, te elimineren.

In afb. 2 is een voorbeeld gegeven van een grondwaterproductiebedrijf met nitraatverwijdering d.m.v. heterotrofe denitrificatie in een reactor.

Als belangrijkste voordelen kunnen worden genoemd:

1. het proces is vrijwel geheel onafhankelijk van de samenstelling van het ruwe grondwater waardoor het in principe overal inzetbaar is [Sontheimer et al., 1982] en een voorzuivering niet vereist is [Sontheimer & Rohmann, 1983];
2. wanneer het grondwater een hoog sulfaatgehalte heeft is de biologische denitrificatie een zinvol alternatief ten opzichte van de ionenwisseling [Barlog, 1980];
3. er ontstaat geen volumineuze afvalstroom, maar slechts stikstofgas, dat zonder bezwaar afgegeven kan worden aan de atmosfeer [Haberer, 1984]. De slibproductie is gering, ongeveer 0,4 kg droge stof per kg verwijderde nitraatsikstof [Christensen & Harremoes, 1975].

In de Verenigde Staten van Amerika wordt geen denitrificatie toegepast op grondwater vanwege de genoemde gezondheidskundige bezwaren. Ook in Engeland is er een tendens om voor eliminatie van nitraat uit grondwater te kiezen voor ionenwisseling en denitrificatie toe te passen bij eliminatie van nitraat uit oppervlaktewater [Greene, 1978].

4.3. Andere toepassingen van de biologische denitrificatie

Met als belangrijkste doel het verminderen van het risico van een (bacteriologische) verontreiniging van het drinkwater en het verminderen van de omvang van de gehele installatie, zijn een aantal alternatieven ontwikkeld voor de heterotrofe denitrificatie in een reactor. Genoemd kunnen worden:

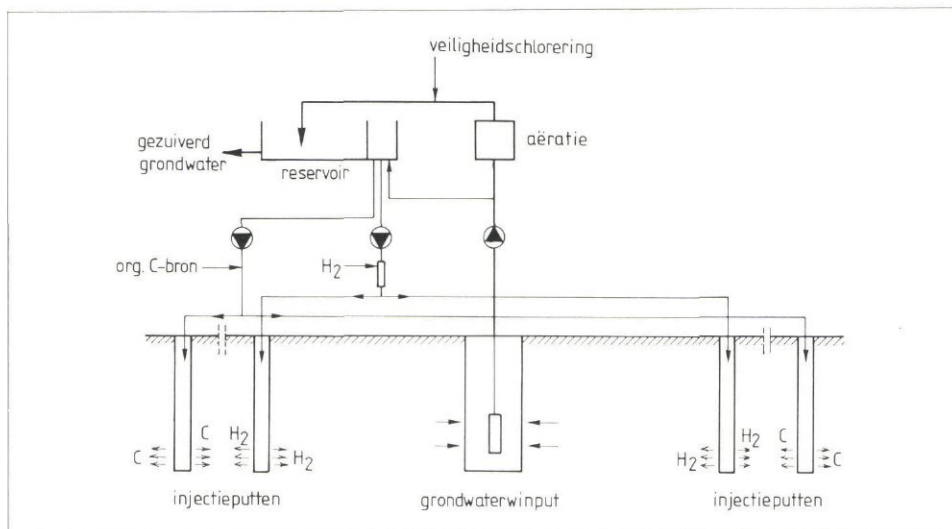
1. het gebruik van geïmmobiliseerde denitrificerende bacteriën in een gel [Nilsson et al., 1980; Nilsson & Ohlson, 1982; Tramer, 1984]. Door het inbedden van

cellen in een polymere matrix in plaats van het binden van cellen op een drager kan een betere scheiding verkregen worden tussen bacteriën en grondwater. Het risico van een restgehalte van de organische C-bron in het gedennitricideerde water blijft echter bestaan;

2. autotrofe denitrificatie in een reactor [Ginocchio, 1980]. Doordat hier een anorganische C-bron wordt gebruikt (CO₂ of HCO₃⁻ uit het grondwater) en H₂O als elektronendonator zal het behandelde grondwater geen restgehalte van een organische C-bron bevatten. In tegenstelling tot de heterotrofe denitrificatie, waarbij een veelzijdige bacteriepopulatie ontstaat waarvan de samenstelling zeer moeilijk is te voorspellen en te beïnvloeden, wat bezwaarlijk is uit hygiënisch oogpunt, ontwikkelen zich hier geen ongewenste micro-organismen. Slechts *Micrococcus denitrificans*, een in de bodem en in grondwater voorkomende bacterie, waarvan de eigenschappen goed bekend zijn, is tot nu toe in staat gebleven waterstof te oxyderen met behulp van nitraat onder vorming van stikstofgas [Müller & Kühn, 1982];

3. biologische denitrificatie van grondwater in de bodem. Door injectie van een organische C-bron en/of H₂ wordt getracht de denitrificatie in de bodem te laten verlopen. Hierbij treedt het grondwatervoerende pakket zelf als denitrificatiereactor op en fungeert de bodem zelf als filter. De omvang van de gehele installatie, met name de nazuivering, kan hierdoor worden verkleind [Ginocchio, 1982] (afb. 3). Ook is het mogelijk de heterotrofe denitrificatie in een reactor te combineren met denitrificatie in de bodem [Sontheimer et al., 1982] (afb. 4).

Een belangrijk nadeel van de ondergrondse denitrificatie is dat de greep op het verloop van het proces verloren gaat, waardoor het



Afb. 3 - Biologische denitrificatie van grondwater in de bodem door injectie van een organische C-bron en waterstofgas [Ginocchio, 1982].

zeer moeilijk is te beheersen. Vooral bij injectie van methanol als C-bron is dit een groot bezwaar (toxiciteit).

5. Ionenuisseling

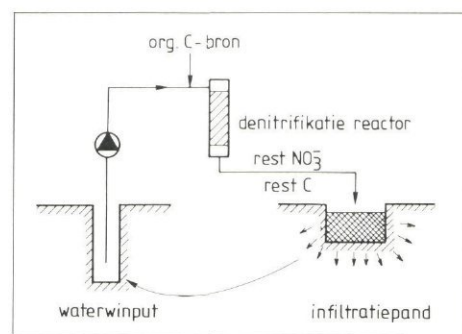
5.1. Principe

Bij nitraatverwijdering door middel van ionenuisseling wordt veelal gebruik gemaakt van een sterk basische anionenwisselaar in de chloride vorm. Het principe is weergegeven in afb. 5. Nitraationen worden aan de wisselaar gebonden en chloride-ionen worden afgegeven en komen in de waterfase. Nadat de wisselaar is uitgeput wordt deze geregenereerd met een geconcentreerde NaCl oplossing waardoor de reacties in omgekeerde richting verlopen.

Twee belangrijke kenmerken van een ionenuisselaar voor nitraatverwijdering zijn de selectiviteitscoëfficiënt

$$K_{Cl}^N = \frac{[NO_3^-]_{hars} \cdot [Cl^-]_{water}}{[Cl^-]_{hars} \cdot [NO_3^-]_{water}}$$

(concentraties in meq/l oplossing of ionenuisselaar) en de capaciteit van de ionenuisselaar, dit is de som van de ionen die aan de wisselaar kan worden gebonden (meq/l ionenuisselaar). Theoretisch kan worden afgeleid, dat een anionenwisselaar een



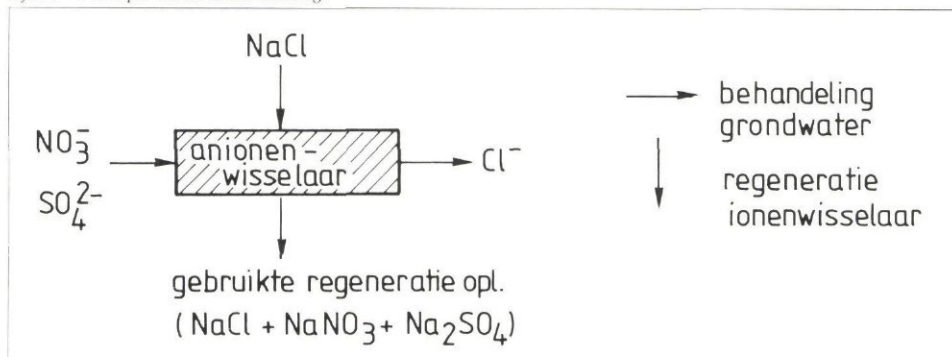
Afb. 4 - Combinatie van denitrificatie in een reactor met denitrificatie in de bodem [Sontheimer et al., 1982].

grotere selectiviteit heeft voor nitraat dan chloride indien $K_{Cl}^N > 1$. Voor een sterk basische anionenwisselaar kan uitgegaan worden van een K_{Cl}^N waarde van ongeveer 4 [Korngold, 1973; Guter, 1982] en een totale capaciteit van 1.000-1.500 meq/l [Clifford & Weber, 1978].

5.2. Nadelen van ionenuisseling

Het belangrijkste nadeel van ionenuisseling voor nitraatverwijdering uit grondwater hangt samen met de regeneratie. Bij de gebruikelijke wijze van regenereren met behulp van een 10% NaCl oplossing is namelijk een grote hoeveelheid zout vereist

Afb. 5 - Principe van de ionenuisseling.



die kan oplopen tot 290-320 kg NaCl/m³ wisselaar [Gauntlett, 1975; Guter, 1982], en er ontstaat een aanzienlijke stroom afvalwater (de brijn) met een hoog nitraat-, sulfaat- en chloridegehalte. Zelfs onder optimale bedrijfsvoering kan de hoeveelheid afvalwater, uitgedrukt als percentage van het behandelde grondwater, oplopen tot circa 1,2% voor een vast-bed wisselaar en 0,6% voor een continue wisselaar [Greene, 1981]. Afvoer en verwerking van deze brijn vormen een belangrijk probleem en kunnen, samen met het hoge zoutgebruik, tot zeer hoge kosten leiden.

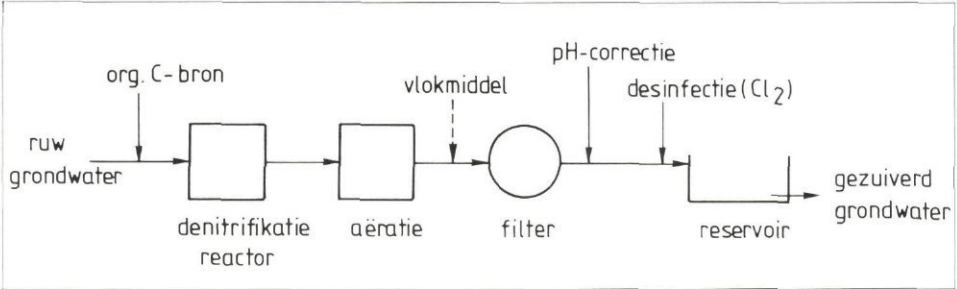
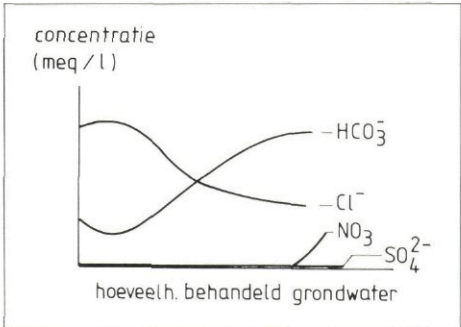
Ondanks een aantal mogelijkheden om dit probleem te verkleinen, zoals gedeeltelijke regeneratie [Gauntlett, 1975; Guter, 1982], het gebruik van een continue wisselaar in plaats van een vast-bed wisselaar [Sorg, 1979], de behandeling van de brijn met omgekeerde osmose [Greene, 1981] of het gebruik van een ander uitwisselingsprincipe en andere regeneratiechemicaliën [Höll & Kiehling, 1979] staat dit probleem de toepassing van ionenwisseling in de weg.

Een ander probleem wordt veroorzaakt door de grotere selectiviteit van sterk basische anionenwisselaars voor sulfaat dan voor nitraat. De selectiviteit voor anionen neemt toe in de volgorde HCO_3^- , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} [Midkiff & Weber, 1970; Clifford & Weber, 1978].

Hierdoor is de nuttige capaciteit van de wisselaar voor nitraat kleiner naarmate de sulfaatconcentratie van het grondwater hoger is [Barlog, 1980] en zullen de regeneratiekosten stijgen: deze kunnen verdubbelen als de sulfaatconcentratie oploopt van 50 naar 250 mg/l [Sorg, 1979]. Met name in de Verenigde Staten wordt daarom veel onderzoek verricht naar de ontwikkeling van een nitraat-selectieve ionenwisselaar.

De hierboven genoemde selectiviteitsvolgorde heeft tevens tot gevolg dat het water, dat de ionenwisselaar verlaat, een sterk wisselende samenstelling heeft [Sontheimer & Rohmann, 1983]. In de praktijk wordt een verloop waargenomen

Afb. 6 - Typisch verloop van de sulfaat-, nitraat-, chloride- en bicarbonaatconcentratie bij ionenwisseling.



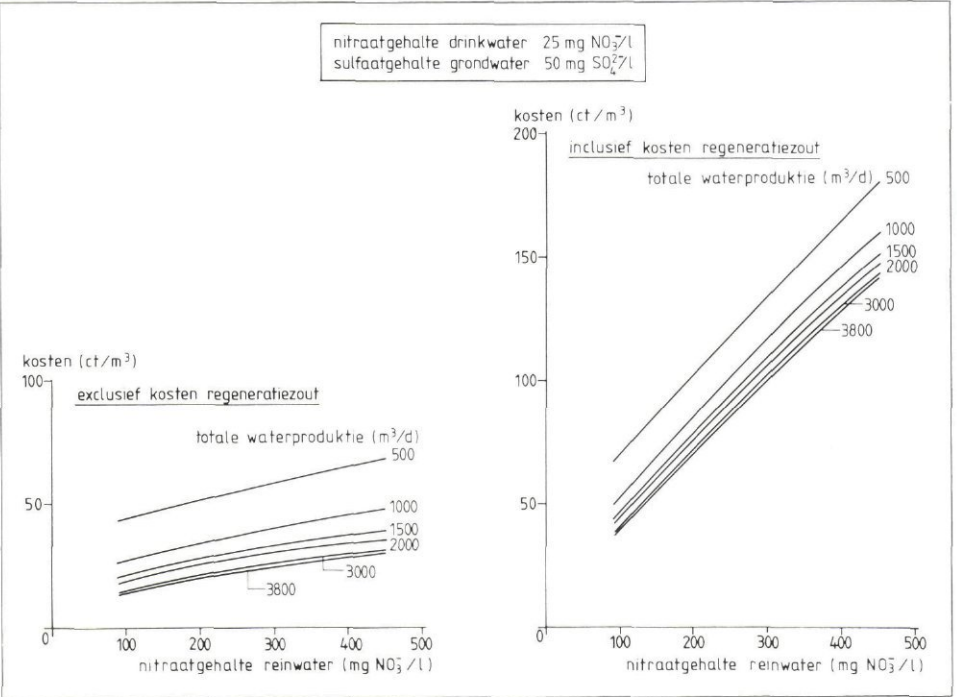
Afb. 7 - Stroomschema nitraatverwijdering door middel van ionenwisseling.

zoals weergegeven in afb. 6 [Greene, 1978; Ginocchio, 1980; Höll & Eberle, 1984]. Door het plaatsen van een mengbekken achter de ionenwisselaar [Ginocchio, 1980], door het gebruik van twee of meer parallel geplaatste niet in fase werkende wisselaars [Greene, 1981] of door het gebruik van een continue wisselaar in plaats van een vast-bed wisselaar [Holzmacher, 1976] kan een homogener samenstelling worden bereikt.

Twee andere nadelen van de ionenwisseling zijn:

- het water dat de ionenwisselaar verlaat kan corrosieve eigenschappen hebben [Haberer, 1984]. Het behandelde grondwater heeft immers een andere samenstelling dan het ruwe grondwater, het kan een zeer hoog chloridegehalte hebben, een laag bicarbonaatgehalte en een hoge pH en corrosieve eigenschappen;
- ijzer, gesuspendeerde stof en organische stof kunnen verstopping en verontreiniging van de ionenwisselaar veroorzaken [Clifford & Weber, 1978].

Afb. 8 - Kosten van nitraatverwijdering uit grondwater door middel van ionenwisseling (afschrijvingstermijn 20 jaar, rente 9%).



5.3. *Voordelen van ionenwisseling*
De belangrijkste voordelen van nitraatverwijdering uit grondwater door middel van ionenwisseling zijn:

- een vergaande nitraateliminatie is te bereiken;
- het proces is goed te automatiseren;
- het proces is snel op te starten;
- apparatuur is direct beschikbaar bij verschillende fabrikanten;
- continue bedrijfsvoering is niet vereist, de te behandelen hoeveelheid grondwater kan direct aangepast worden aan de vraag naar water. Extra buffercapaciteit door de inschakeling van ionenwisseling in het zuiveringsproces is niet vereist.

5.4. *Voorbeeld grondwaterproductiebedrijf met nitraatverwijdering door middel van ionenwisseling*

In afb. 7 is een voorbeeld gegeven van een grondwaterproductiebedrijf waar nitraatverwijdering wordt uitgevoerd met behulp van een ionenwisselaar, en waar voorzuivering plaatsvindt voor verwijdering

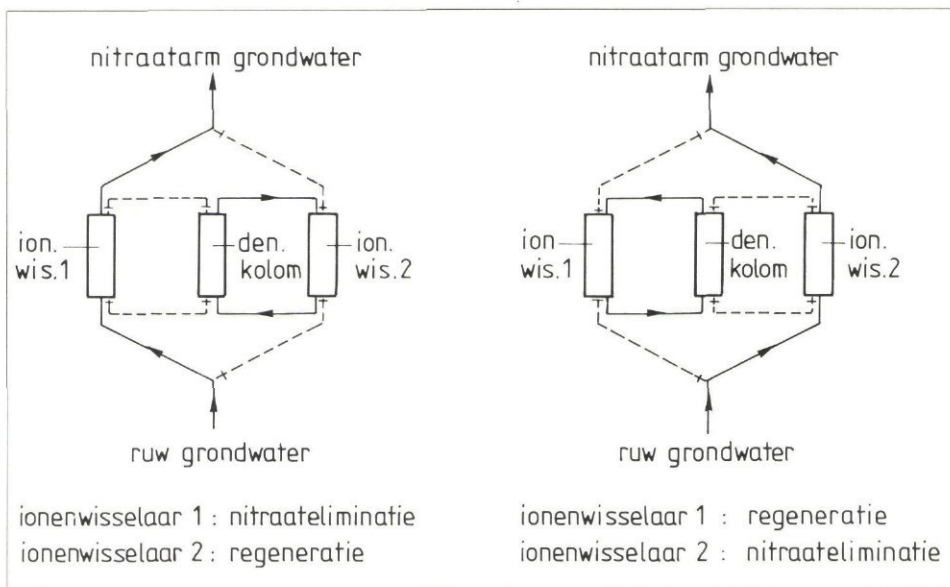
van ijzer en mangaan. Nazuivering met behulp van een actief koolfilter kan nodig zijn indien organische stoffen aanwezig zijn in het water dat de ionenwisselaar verlaat.

5.5. Kosten van ionenwisseling

Aan de hand van EPA gegevens (US Environmental Protection Agency) zijn de kosten berekend van nitraatverwijdering uit grondwater door middel van een sterk basische anionenwisselaar [van der Hoek, 1984b]. Voor een nitraatgehalte in het drinkwater van 25 mg/l en een sulfaatgehalte van 50 mg/l zijn deze kosten, die uitsluitend de ionenwisseling zelf betreffen (exclusief kosten afvoer en verwerking brijn), weergegeven in afb. 8. Uitgegaan is van volledige regeneratie van de wisselaar. De kosten zijn berekend voor de situatie dat slechts een deelstroom van de totale waterproductie wordt behandeld. De kosten zijn echter uitgedrukt in ct./m³ ten opzichte van de totale waterproductie.

6. Ontwikkeling van nieuwe technieken

Uit bovenstaande is gebleken, dat nitraatverwijdering door middel van ionenwisseling een bruikbare techniek is, maar dat de regeneratie van de ionenwisselaar grote problemen oplevert door het ontstaan van een volumineuze brijn. De biologische denitrificatie heeft als belangrijkste nadeel het risico van een bacteriologische verontreiniging van het drinkwater. Door beide processen te combineren kunnen deze nadelen voor een deel worden voorkomen. Het principe van deze combinatie, waaraan momenteel onderzoek wordt verricht aan de Landbouwhogeschool Wageningen, is weergegeven in afb. 9, en berust op een biologische regeneratie van de ionenwisselaar. Er wordt uitgegaan van twee ionenwisselaars, waarvan telkens afwisselend één in bedrijf is voor de productie van nitraatarm drinkwater en de ander geregene-



Afb. 9 - Afwisseling tussen regeneratie ionenwisselaar en gebruik ionenwisselaar voor productie drinkwater.

reerd wordt door middel van denitrificerende bacteriën.

Belangrijkste voordelen van dit proces zijn:

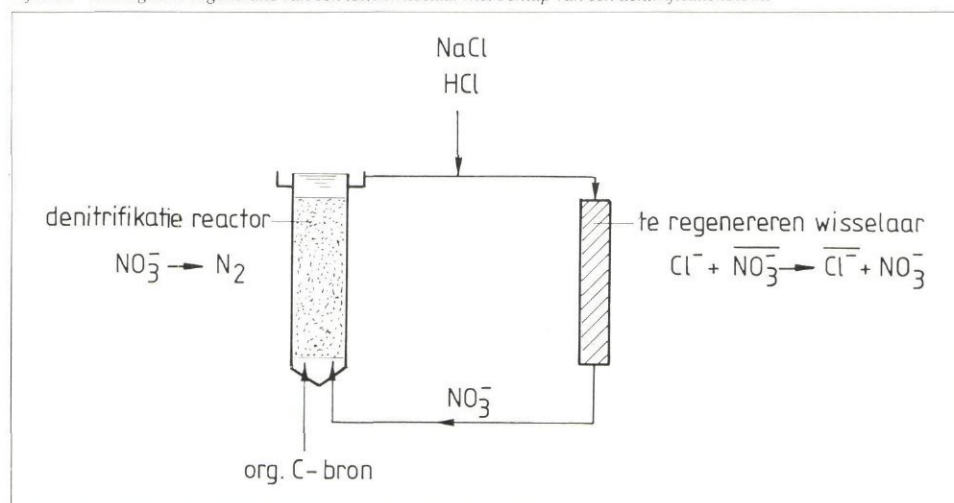
1. het te behandelen grondwater komt niet in aanraking met de denitrificeerders en de C-bron;
 2. de regeneratie van de ionenwisselaars vindt plaats in een gesloten kringloop (afb. 10). Het ontstaan van een volumineuze afvalbrijn, zoals het geval is bij de gebruikelijke wijze van regenereren, wordt hierdoor voorkomen. Slechts het chloridegehalte in de kringloop dient op peil te worden gehouden, zodat tevens het zoutgebruik voor de regeneratie zal dalen. Aspecten, die bij het onderzoek vooral naar voren zullen komen, zijn:
1. de adaptatie van denitrificeerders aan een hoog chloridegehalte;
 2. het voorkomen van een verontreiniging van de ionenwisselaar in de regeneratiekringloop met organisch materiaal;

3. het effect van een stijgend sulfaatgehalte op de regeneratie. Sulfaat zal zich ophopen in de regeneratiekringloop, omdat het immers tijdens de nitraatverwijdering wordt gebonden en tijdens de regeneratie weer wordt afgegeven, terwijl het in tegenstelling tot nitraat niet wordt omgezet. Naast de uitwisseling van nitraat tegen chloride is de uitwisseling van nitraat tegen bicarbonaat ook zeer aantrekkelijk indien uitgegaan wordt van deze regeneratietechniek. De regeneratie kan dan immers uitgevoerd worden met een bicarbonaatoplossing in de kringloop. Omdat bicarbonaat één van de eindprodukten van de heterotrofe denitrificatie is, is de te doseren hoeveelheid bicarbonaat in de kringloop nihil.

Literatuur

- Althaus, H. (1984). *Beurteilung des Nitrats im Trinkwasser aus der Sicht des Hygienikers*. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser 65: 705-716.
- Barlog, F. (1980). *Nitrat im Trinkwasser: Ursachen und Problemlösungen*. Chem. Rundsch. 33: 3, 16.
- Christensen, M. H. & Harremoës, P. (1975). *A literature review of biological denitrification of sewage*. IAWPR Conf. on Nitrogen as a Water Pollutant. Copenhagen, Volume 3.
- Clifford, D. A. & Weber, W. J. Jr. (1978). *Nitrate removal from water supplies by ion exchange*. EPA-600/2-78-052, US Environmental Protection Agency.
- Comly, H. H. (1945). *Cyanosis in infants caused by nitrates in well water*. J. Am. Med. Assoc. 129: 112-116.
- Fraser, P., Chilvers, C., Beral, V. & Hill, M. J. (1980). *Nitrate and human cancer: a review of the evidence*. Int. J. Epidemiol. 9: 3-11.
- Gauntlett, R. B. (1975). *Nitrate removal from water by ion exchange*. Wat. Treat. and Exam. 24: 172-193.
- Giinocchio, J. C. (1980). *Denitrifikation des Trinkwassers*. Wasserwirtschaft 70: 397-401.
- Giinocchio, J. und Sulzer, Gebr. A.-G. (1982). *Verfahren und Anlage zur biologischen Denitrifikation von Grundwasser*. Europäische Patentanmeldung, Pat. No. 86863.
- Goodman, A. H. (1975). *Progress in methods of nitrate removal*. Wat. Treat. and Exam. 24: 157-171.
- Greene, L. A. (1978). *Nitrates in water supply abstractions*

Afb. 10 - Biologische regeneratie van een ionenwisselaar met behulp van een denitrifikatiekolom.



in the Anglian Region: current trends and remedies under investigation. *Water Pollut. Control* 77: 478-491.

Greene, L. A. (1981). *Removal of nitrate from public water supply abstractions*. *Effluent & Water Treat. J.* 21: 161-165.

Gros, H. & Ginocchio, J. C. (1982). *Biologische Nitrifikation und Denitrifikation auf Mischelementen als Tauchkörper*. *Gas, Wasser, Abwasser* 62: 312-321.

Guter, G. A. (1982). *Removal of nitrate from contaminated water supplies for public use*. EPA-600/2-82-042, US Environmental Protection Agency.

Haberer, K. (1984). *Probleme und Möglichkeiten der Nitratsminimierung bei der Trinkwasseraufbereitung*. *Gewässerschutz-Wasser-Abwasser* 65: 733-752.

Hoek, J. P. van der (1984a). *Technische mogelijkheden voor nitraatverwijdering uit grondwater*. *Nota ICW* 1565.

Hoek, J. P. van der (1984b). *Kosten van nitraatverwijdering uit grondwater door middel van ionenwisseling*. *Nota ICW* 1566.

Höll, W. & Eberle, S. H. (1984). *Anwendung von Ionenaustauschern zur Nitrat- und Sulfatelimination*. *Gewässerschutz-Wasser-Abwasser* 65: 755-781.

Höll, W. & Kiehling, B. (1979). *Nitrat- und Sulfatentfernung aus Rohwässern durch Anionenaustausch*. *Vom Wasser* 53: 189-202.

Holzmaier, R. G. (1976). *Nitrate removal from a groundwater supply*. *Water Sewage Works* 123: 184, 186, 188, 190.

Klapwijk, A., Hoeven, J. C. M. van der & Lettinga, G. (1979). *Biological denitrification in an upflow sludge blanket reactor*. *Water Res.* 15: 1-6.

Korngold, E. (1973). *Removal of nitrates from potable water by ion exchange*. *Water Air Soil Pollut.* 2: 15-22.

Leprince, A. & Richard, Y. (1982). *La bio-technique au service de l'eau de consommation: fiabilité et performance du traitement biologique des nitrates*. *Aqua Sci. Rev.* 76: 455-462.

Midkiff, W. S. & Weber, W. J. Jr. (1970). *Operating characteristics of strong-base anion exchange reactors*. *Proc. 25th Ind. Waste Conf. Purdue Univ.*: 593-604.

Miller, D. G. (1982). *Nitrate in drinking water, a summary of the main technical and economic issues and the research requirements*. *Water Research Centre*, April 1982.

Müller, G. & Kühn, R. (1982). *Trinkwasserhygienische Aspekte bei der Anwendung von Mikro-organismen zur Nitratenfernung bei der Trinkwasseraufbereitung*. *Mitt. Komm. Wasserforsch., Dtsch. Forschungsgem.* 3: 215-219.

Nilsson, I., Ohlson, S., Häggström, L., Molin, N. & Mosbach, K. (1980). *Denitrification of water using immobilized Pseudomonas denitrificans cells*. *Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.* 10: 261-274.

Nilsson, I. & Ohlson, S. (1982). *Columnar denitrification of water by immobilized Pseudomonas denitrificans cells*. *Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.* 14: 86-90.

Raad voor de Europese Gemeenschappen (1980). *Richtlijn van de Raad van 15 juli 1980 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water*. *Publikatieblad van de Europese Gemeenschappen* L229: 11-29.

Richard, Y., Leprince, A., Martin, G. & Leblanc, C. (1980). *Denitrification of water for human consumption*. *Prog. Wat. Technol.* 12: 173-191.

Roennfahrt, K. W. (1982). *Biologische Nitratenfernung bei der Trinkwasseraufbereitung*. *Mitt. Komm. Wasserforsch., Dtsch. Forschungsgem.* 3: 198-215.

Selenka, F. (1982). *Nitratenaufnahme durch Wasser und Lebensmittel*. *Mitt. Komm. Wasserforsch., Dtsch. Forschungsgem.* 3: 115-127.

Sontheimer, H., Cornel, P., Fettig, J. & Rohmann, U. (1982). *Grundwasserverunreinigung-Bedrohung für die öffentliche Wasserversorgung? GWF, Gas- Wasserfach: Wasser/Abwasser* 123: 521-530.

Sontheimer, H. & Rohmann, U. (1983). *Nitratenfernung aus Grundwässern*. *Wien. Mitt.: Wasser-Abwasser-Gewässer* 51: Y1-Y22.

Sorg, T. J. (1979). *Nitrate removal from drinking water*. Paper presented at EPA Seminar on Nitrates in Groundwater. Kansas City, Missouri, October 3-4, 1979.

Taylor, N. (1975). *Medical aspects of nitrate in drinking water*. *Wat. Treat. and Exam.* 24: 194-205.

Timmermans, P. (1984). *Kinetics and guidelines for the design of biological denitrification systems of water*. *Diss. KU Leuven*.

Tramper, J. (1984). *Nitrification and denitrification by immobilized bacteria*. *Proceedings of the third European Congress on Biotechnology*, München, September 10-14, 1984.

Diepinfiltratie

• Slot van pagina 56

Voor verantwoorde toepassing in de toekomst is een proefproject noodzakelijk. Kennis op verschillende vakgebieden kan dan worden ingezet om vergunningonderbouwend onderzoek uit te voeren, een persputstelsel op (demonstratieproject-) schaal te ontwerpen en voorzuiveringsstudies uit te voeren met water dat later werkelijk voor persputinfiltratie zal worden gebruikt. Op deze wijze kunnen de resultaten van het tot op heden uitgevoerde persputonderzoek worden toegepast en getoetst en kan verdere kennis worden vergaard zodat diepinfiltratie wellicht al binnen 10 jaar een operationele techniek genoemd kan worden.

Noten en referenties

1. Integraal Onderzoek Drinkwatervoorziening Zuid-Holland (augustus 1984). *Een onderzoek naar de richting waarin de drinkwatervoorziening in Zuid-Holland zich dient te ontwikkelen*. RID en PWS-Zuid-Holland.
2. Zie bijvoorbeeld het interview met Minister Winsemius, *H₂O*, jrg. 17, nr. 6, p. 126-127, 1984.
3. Zie bijvoorbeeld de bijdrage van Rijkswaterstaat, Directie Waterhuishouding en Waterbeweging, District Noord, *KIWA-mededeling* 79, 1984, zie [10].
4. Zie bijvoorbeeld Peters, J. H. (1982). *Enkele mogelijkheden van persputten bij de watervoorziening*. *H₂O*, jrg. 15, nr. 15, p. 389-395.
5. Vereniging van Exploitanten van Waterleiding-bedrijven in Nederland.
6. Zie bijvoorbeeld de bijdragen van Kieft, Wildschut en De Kraa aan *KIWA-mededeling* 79, 1984, zie [10].
7. Borreman, N. en Geertse, N. (1984). *'Als het regent houden wij ons hart vast'*. *Bouw* nr. 13, juni, p. 49-52.
8. Teeuwen, H. H. A. (1984). *Efficiënte aanpak grondwateroverlast nog problematisch*. *De Ingenieur* nr. 10, p. 43.
9. Olsthoorn, Th. N. (1982). *Verstopping van persputten*. *KIWA-mededeling* 71.
10. Peters, J. H., ed. (1984). *Ervaringen met diepinfiltratie in Nederland*. *KIWA-mededeling* 79.
11. Schippers, J. C. en Verdouw, J. *Ontwikkeling en toepassing van de membraan-filtratie-index en de meeloopfilter-index*. Bijdrage aan [10].
12. Hijnen, W. A. M. en Kooij, D. van der. *De rol van microbiologische processen bij het verstopping van persputten*. Bijdrage aan [10].
13. Peters, J. H. *Hydrologisch vooronderzoek ten behoeve van de keuze van de locatie voor diepinfiltratie; een voorbeeld*. Bijdrage aan [10].
14. Peters, J. H., Dalfsen, W. van en Steinmetz, J. J. (1984). *Temperatuurmetingen bruikbaar bij het onderzoek naar de verbreiding van infiltratiewater uit persputten*. *H₂O* (17), nr. 4, p. 68-72.
15. Zie voorbeeld Schuurmans, R. A. en Steinmetz, J. J. *Diepinfiltratie in de duinwaterwinplaats van Gemeentewaterleidingen*. Bijdrage aan [10].

Op 22 januari 1985 is in zijn woonplaats 's-Gravenhage overleden de heer dr. ir. Justinus E. Carrière, de eerste directeur van het Keuringsinstituut voor Waterleiding-artikelen KIWA NV.

Na zijn studie aan de Technische Hogeschool Delft, die in 1931 werd afgerond met een promotie tot doctor in de technische wetenschappen op het proefschrift 'De voorbehandeling bij langzame zandfiltratie van rivierwater', trad Carrière in 1922 in



dienst van het Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening. Hij doorliep de ingenieurs-rangen, bereikte de rang van hoofd-ingenieur en werd na enige jaren benoemd tot adjunct-directeur van het instituut. In 1948 werd hij door 'het Bestuur van het Keurings-instituut voor

Waterleidingartikelen van de Vakgroep Waterleidingbedrijven' benoemd tot directeur van dat instituut, dat spoedig als NV zijn taak zou gaan uitoefenen. Carrière en zijn eerste medewerkers hebben dat instituut van de grond af opgebouwd. Uit die pioniersfase placht hij met smaak te vertellen over zijn eerste activiteit voor het instituut – het kopen van een potlood en papier –, over de gebrekkige huisvesting in de beginjaren – in het gebouw van het RID en op de zolder van het kantoor van de Duinwaterleiding van Den Haag – en over de talrijke problemen die moesten worden overwonnen. Het instituut heeft zich onder zijn leiding echter een goede plaats in binnen- en buitenland verworven.

Voor Carrière waren kenmerkend zijn grote energie en werklust, zijn vooruitziende blik, zijn brede visie, zijn rijkdom aan initiatieven en ideeën. Steeds was hij op zoek naar nieuwe mogelijkheden voor het KIWA, daarbij inspeland op ontwikkelingen elders. Zo onderkende hij tijdig de bij de diensten van gemeentewerken en bij de ONRI levende behoefte aan centrale keuring en offereerde hij bij wat later de Stichting KOMO zou worden het KIWA als dienstverlenend keuringsinstituut.

Voor het KIWA was hij de grondlegger van het KIWA-keur-systeem. Na oriëntatie elders, werd in 1948 de basis gelegd voor een certificatie-systeem dat voor die tijd uniek was en dat elders, ook internationaal, pas de laatste jaren in studie of van toepassing is. Op één van de gebieden, die zijn bijzondere belangstelling hadden – corrosie-onderzoek en -bescherming –, ontplooipte hij veel initiatief, zoals tot de oprichting van de