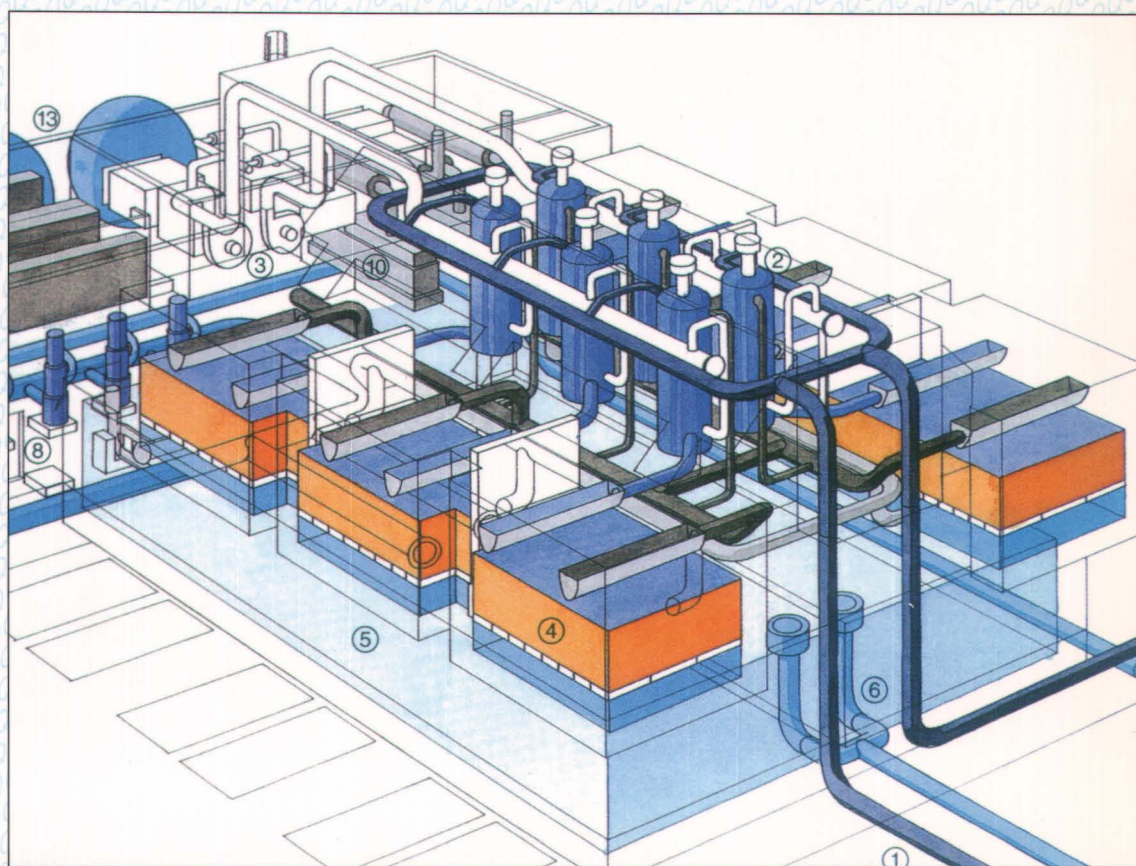


mededeling  
nummer 123

# behandeling van methaanhoudend grondwater



kiwa

---

**mededeling  
nummer 123**

# behandeling van methaanhoudend grondwater

effecten van het vóórkomen en de verwijdering  
van methaan op de fysisch-chemische en  
biologische kwaliteit van het drinkwater

Opdrachtgever : VEWIN  
Opdrachtnummer : 871.316.100  
Auteur : Reijnen, G.K.  
Afdelingen : Chemie en Biologie  
Behandeling en Distributie

ISBN 90-74741-02-9

Onderzoek en Advies  
Nieuwegein, december 1994

© 1994 Kiwa N.V.

Niets uit dit drukwerk mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt worden door middel van druk, fotokopie, microfilm of welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Kiwa N.V.; noch mag het zonder dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

---

**kiwa**

KIWA N.V.

Certificatie en Keuringen  
Sir Winston Churchill-laan 273  
Postbus 70  
2280 AB Rijswijk  
Telefoon (070) 395 35 35  
Telefax (070) 395 34 20  
Telex 32480 kiwa nl

Onderzoek en Advies  
Groningehaven 7  
Postbus 1072  
3430 BB Nieuwegein  
Telefoon (03402) 6 95 11  
Telefax (03402) 6 11 65

CIP-GEGEVENS KONINKLIJKE BIBLIOTHEEK, DEN HAAG

Reijnen, G.K.

Behandeling van methaanhoudend grondwater : effecten van de aanwezigheid en de verwijdering van methaan op de fysisch-chemische en biologische samenstelling van het drinkwater / auteur: G.K. Reijnen. - Nieuwegein : KIWA. - Ill. - (Mededeling / KIWA ; nr. 123)

Opdrachtgever: VEWIN. - Met lit. opg.

ISBN 90-74741-02-9

Trefw.: methaan / grondwater / waterzuivering.

# INHOUDSOPGAVE

SAMENVATTING .....	5
VOORWOORD .....	9
1 INLEIDING .....	11
2 METHAAN IN HET NEDERLANDSE GRONDWATER .....	13
2.1 Ontdekking van methaan in grondwater .....	13
2.2 In welk grondwater kan methaan zijn opgelost .....	13
2.3 Methaan in het Nederlandse grondwater .....	14
2.4 Conclusies en aanbevelingen .....	16
3 EFFECTEN VAN METHAAN OP DE GRONDWATERZUIVERING .....	17
3.1 Methaanomzetting door bacteriën in filters .....	17
3.2 Problemen die methaan kan veroorzaken bij de grondwaterzuivering ...	18
3.2.1 Vervuiling filterbedden .....	18
3.2.2 Dierlijke organismen in de zuivering .....	18
3.2.3 Bacteriegroei in onthardingsreactoren .....	19
3.2.4 Effecten op de watersamenstelling .....	20
3.3 Conclusies .....	22
4 VERWIJDEREN VAN METHAAN DOOR BELUCHTEN EN VACUÛM- ONTGASSEN .....	23
4.1 Naamgeving proces: beluchten of ontgassen? .....	23
4.2 Theorie .....	23
4.3 Systeemkeuze methaanverwijdering .....	24
4.3.1 Bepalende factoren voor de systeemkeuze .....	24
4.3.2 Experimenten .....	25
4.3.3 Beluchtingssystemen .....	26
4.4 Cascadebeluchting .....	26
4.4.1 Principe .....	26
4.4.2 Aspecten voor een optimale werking .....	28
4.4.3 Procesgegevens .....	29
4.4.4 Beperken pH toename .....	30
4.4.5 Vervuiling en reiniging .....	30
4.4.6 Bouwkundige voorzieningen .....	31
4.4.7 Energiegebruik .....	31
4.4.8 Voordelen .....	31
4.4.9 Nadelen .....	31
4.5 Beluchtingstoren of BOT .....	32
4.5.1 Principe .....	32
4.5.2 Aspecten voor een optimale werking .....	32
4.5.3 Procesgegevens .....	35
4.5.4 Beperken pH toename .....	36
4.5.5 Vervuiling en reiniging .....	36

	4.5.6	Bouwkundige voorzieningen	38
	4.5.7	Energiegebruik	39
	4.5.8	Voordelen	39
	4.5.9	Nadelen	39
4.6		Plaatbeluchting	40
	4.6.1	Principe	40
	4.6.2	Aspecten voor een optimale werking	40
	4.6.3	Procesgegevens	43
	4.6.4	Vervuiling en reiniging	44
	4.6.5	Bijzondere voorzieningen en beperken pH toename	45
	4.6.6	Beperken pH toename	46
	4.6.7	Bouwkundige voorzieningen	46
	4.6.8	Energiegebruik	46
	4.6.9	Voordelen	47
	4.6.10	Nadelen	47
4.7		Vacuümontgassing	47
	4.7.1	Principe	48
	4.7.2	Aspecten voor een optimale werking	48
	4.7.3	Procesgegevens	49
	4.7.4	Beperken pH toename	51
	4.7.5	Vervuiling en reiniging	52
	4.7.6	Energiegebruik	52
	4.7.7	Voordelen	52
	4.7.8	Nadelen	53
4.8		Methaanemissie	53
4.9		Conclusies	53
5		<b>EFFECTEN VAN BELUCHTING OP DE FYSISCH-CHEMISCHE GRONDWATERZUIVERING</b>	54
	5.1	Experimenten	54
	5.2	Volgorde verwijderingsprocessen in filters	55
	5.3	Experimenten te Zuidwolde	56
	5.3.1	Samenstelling van het grondwater	56
	5.3.2	Zuivering	56
	5.3.3	Problemen	57
	5.3.4	Experimenten met een plaatbeluchter	57
	5.3.5	Effecten op de fysisch-chemische watersamenstelling	58
	5.4	Experimenten te Ridderkerk	59
	5.4.1	Samenstelling van het grondwater	59
	5.4.2	Zuivering	59
	5.4.3	Problemen	61
	5.4.4	Experimenten met een plaatbeluchter	61
	5.4.5	Effecten op de fysisch-chemische watersamenstelling	61
	5.4.6	Aanvullende experimenten met een kleine proefinstallatie	64
	5.4.7	Resultaten proefinstallatie	64
	5.4.8	Praktijkinstallatie 1992	66
	5.5	Experimenten te Lexmond	66
	5.5.1	Samenstelling van het grondwater	66
	5.5.2	Zuivering	67

5.5.3	Problemen	67
5.5.4	Experimenten met een proefinstallatie	68
5.5.5	Effecten op de watersamenstelling	69
5.6	Conclusies	70
6	<b>EFFECTEN VAN METHAAN EN AMMONIUM OP DE MICROBIOLOGISCHE KWALITEIT VAN HET WATER</b>	72
6.1	Inleiding	72
6.2	Beschrijving van het onderzoek	72
6.2.1	De onderzochte zuiveringsstations	72
6.2.2	De onderzochte filters op de zuiveringsstations	73
6.2.3	Beoordeling van de microbiologische kwaliteit en de biologische stabiliteit van het water	77
6.3	De methaan- en ammoniumverwijdering	79
6.3.1	Methaanverwijdering	79
6.3.2	Ammoniumverwijdering	80
6.4	Effect van methaan op de microbiologische waterkwaliteit	81
6.4.1	Het koloniegetal bepaald bij 22 en 37°C en <i>Aeromonas</i>	81
6.4.2	Aantal bacteriën in het water	81
6.5	Effect van ammonium op de microbiologische waterkwaliteit	85
6.6	Vermeerdering van <i>Aeromonas</i> in filters	86
6.6.1	Oorzaak vermeerdering <i>Aeromonas</i> bacteriën	86
6.6.2	Oplossingen	88
6.7	De biologische stabiliteit van het water	88
6.7.1	Het AOC-gehalte	88
6.7.2	De biofilmvormingspotentie	90
6.8	Conclusies en aanbevelingen microbiologische effecten	91
7	<b>BESPREKING</b>	94
7.1	Biologische effecten van methaan	94
7.1.1	Vorming biomassa	94
7.1.2	Biomassa en nagroei	94
7.1.3	Biomassa in spoelwater	94
7.1.4	Biomassa in filters	95
7.2	Aandeel methaan en ammonium in biologische problemen	96
7.2.1	Methaan én ammonium	96
7.2.2	Interactie tussen methaan en ammonium	96
7.2.3	Verbetering door fysische methaan-verwijdering	96
7.3	Fysisch- chemische effecten van de aanwezigheid en de verwijdering van methaan	97
7.3.1	Relatie tussen methaan, ontijzering en vervuiling distributienet	97
7.3.2	Ontijzering	97
7.3.3	Ontmanganing	98
7.3.4	Nitrificatie	98
7.3.5	Optreden en effecten van zuurstofloosheid in filters	98
7.4	Fysische methaanverwijdering door beluchting of vacuüm-ontgassing	99
7.4.1	Methoden voor fysische verwijdering methaan	99
7.4.2	Acceptabele concentratie methaan	99

	7.4.3	Bacteriegroei in filters	100
8		CONCLUSIES	101
	8.1	Aanwezigheid van methaan	101
	8.2	Effecten van methaan	101
		8.2.1 Effecten	101
		8.2.2 Problemen	102
	8.3	Toelaatbare concentratie methaan	103
		8.3.1 Praktische richtwaarde concentratie methaan	103
		8.3.2 Nuancering richtwaarde	103
	8.4	Intensieve beluchting en vacuümontgassing	104
		8.4.1 Cascadebeluchting	104
		8.4.2 Beluchtingstoren	104
		8.4.3 Plaatbeluchter	105
		8.4.4 Vacuümontgasser	106
	8.5	Effecten van intensieve beluchting en vacuümontgassing	107
		8.5.1 Effect op ontijzering	107
		8.5.2 Effect op ontmanging	107
		8.5.3 Effect op nitrificatie	107
9		AANBEVELINGEN	108
	9.1	Bepaling van methaan	108
	9.2	Fysische methaanverwijdering heeft de voorkeur	108
	9.3	Bedrijfsvoering van een biologische zuivering	108
	9.4	Onderzoek	109
		9.4.1 Wenselijkheid	109
		9.4.2 Aspecten voor onderzoek	109
	9.5	Explosiegevaar	110
10		INFORMATIE, NOTITIES EN LITERATUUR	111

#### BIJLAGE 1

Theorie van beluchting en ontgassing

#### BIJLAGE 2

Beperken van de pH verhoging bij beluchting en ontgassing

# SAMENVATTING

## ONDERZOEK

### **Aanleiding tot het methaan-onderzoek**

Al sinds het einde van de vorige eeuw is bekend dat methaan in grondwater kan zijn opgelost. In Nederland en Duitsland werd echter pas in het begin van de jaren zeventig onderkend dat methaan in filters wordt omgezet door methaan oxyderende bacteriën, die daarvoor veel zuurstof verbruiken.

De Kontaktgroep Ontijzering van Kiwa heeft vanaf 1980 op meerdere locaties het uitvoeren van de bepaling van methaan in grondwater gestimuleerd. De resultaten werden gebruikt om aan te geven welke ongunstige effecten methaan kan hebben op het verloop van de grondwater-zuivering en de samenstelling van het drinkwater.

De verwachting dat de omzetting van methaan in filters de *Aeromonas*-problemen mede zou kunnen veroorzaken, heeft uiteindelijk geleid tot het onderzoekproject "Gevolgen van methaan voor zuivering en distributie", dat in het kader van het VEWIN onderzoekprogramma in de periode 1988-1993 is uitgevoerd.

Voorliggende mededeling bevat de eindrapportage van dit onderzoek. De vele rapporten en notities die over deelstudies werden geschreven zijn in deze mededeling samengevat en geëvalueerd, om te komen tot goed onderbouwde conclusies en voor de praktijk werkbare aanbevelingen.

### **Doel van het onderzoekproject "methaan"**

De doelstelling van het project "Gevolgen van methaan voor zuivering en distributie" was aanvankelijk:

*Formuleren van zuiveringstechnische maatregelen om bij de productie van drinkwater uit methaanhoudend grondwater een goede bacteriologische en chemische samenstelling te krijgen, die leidt tot een zo gering mogelijke vervuiling van het leidingnet.*

Omzetting van ammonium heeft ook effect op de bacteriologische samenstelling van het drinkwater. Daarom kreeg de nitrificatie ook aandacht. Een kwantificering van de neveneffecten van nitrificatie op de bacteriologische waterkwaliteit is op grond van dit onderzoek echter nog niet mogelijk, mede vanwege het dominerende effect van methaan.



## RESULTATEN

### Aanwezigheid en effecten van methaan

Methaan ontstaat als gevolg van natuurlijke processen in de bodem en lost daarbij op in het grondwater.

Door beluchting wordt een deel van het methaan fysisch verwijderd, het resterende methaan wordt door bacteriën in de filters omgezet.

Voor veel zuiveringstations is methaan relevant, want:

- op 50% van de zuiveringsstations voor grondwater bevat het ruwe water 0,1-1 mg/l methaan;
- op 25% van de zuiveringsstations voor grondwater bevat het ruwe water meer dan 1 mg/l methaan (meer dan 50 locaties);
- de veel toegepaste beluchting van het ruwe water door versproeiing verwijdert doorgaans circa 70% van het methaan, waardoor nog methaan in de filters komt;
- bacteriologische omzetting van enkele tienden van milligrammen methaan in filters kan reeds meetbare ongunstige effecten hebben op het verloop van de zuivering en de samenstelling van het effluent.

Omzetting van methaan in filters kan de volgende effecten hebben:

- sneller vervuilen van filterbedden, waardoor het filtermateriaal eerder moeten worden vervangen;
- onvolledig verlopen van de ontijzering, ontmanganing en de nitrificatie met als gevolg vervuiling van het distributienet en daardoor bruinwaterklachten en hogere spuikosten;
- te hoge aantallen *Aeromonas* bacteriën en incidenteel ook bacteriën van de coligroep in het uitgaande drinkwater;
- toename van de aantallen *Aeromonas* bacteriën tijdens distributie;
- vermeerdering van dierlijke organismen tijdens distributie.

Uiteraard zijn de ongunstige effecten duidelijker naarmate de methaanbelasting van de filters hoger is.

Er is in feite sprake van problemen als:

- normen en aanbevelingen voor de waterkwaliteit worden overschreden;
- er klachten zijn over bruin water;
- de kosten voor onderhoud van productiemiddelen en het distributienet relatief hoog zijn.

*Om ongunstige effecten van biologische omzetting van methaan zoveel mogelijk te beperken is het structureel het beste methaan fysisch te verwijderen tot een niveau < 0,1 mg/l.*

Bacteriologische omzetting van enkele tienden van milligrammen methaan in filters behoeft echter volgens de huidige kennis niet in alle gevallen te leiden tot problemen.

Het is in dat geval extra belangrijk te zorgen voor een stabiele bedrijfsvoering en een effectieve filterspoeling. Tevens moet rekening worden gehouden met een snellere vervanging van filterbedden.

### **Fysische methaanverwijdering**

Verwijderen van methaan tot een lage concentratie vergt in veel gevallen een verwijdering van (veel) meer dan 90%. In de praktijk worden de volgende systemen toegepast voor een vèrgaande fysische methaanverwijdering:

- cascadebeluchter;
- terugspoelbare beluchtingstoren;
- plaatbeluchter;
- vacuüm-ontgasser.

Deze systemen worden uitvoerig besproken met gebruik van gegevens uit onderzoek en praktijk. Doel is om te kunnen selecteren welke systemen onder bepaalde bedrijfsomstandigheden het beste zijn. Hoofdcriteria voor de systeemkeuze zijn:

- eisen aan de mate en de continuïteit van de methaanverwijdering;
- bouwhoogte en inpasbaarheid in de (bestaande) zuivering;
- effect van vervuiling van het beluchtingssysteem op de verwijdering van methaan en de beheersbaarheid van de vervuiling.

Proefonderzoek ter plaatse wordt aanbevolen om het effect op de ontijzering tijdens de filtratie vast te stellen.

Een vergelijking van de kosten is pas mogelijk als alle kosten voor inpassing in een zuivering worden geraamd. Daar de noodzakelijke voorzieningen per locatie sterk kunnen verschillen, zijn geen investeringskosten opgenomen.

Wel is het energieverbruik vermeld.

### **Bijkomende voordelen van fysische methaanverwijdering**

Fysische methaanverwijdering heeft de volgende bijkomende voordelen:

- minder spoelwaterverbruik;
- minder slib;
- minder kans op bacteriologische problemen bij spoelwaterhergebruik;
- minder frequent vervangen of extern spoelen van de filterbedden.

### **Vervangen filterbedden**

Het verdient aanbeveling tegelijk met het verbeteren van de fysische methaanverwijdering *ook de filterbedden te vervangen*. Als er bacteriologische problemen zijn ontstaan, is dat zelfs noodzakelijk om deze op korte termijn te verhelpen. Nieuw filtermateriaal kan ook nodig zijn om de nitrificatie te verbeteren.

### **Schoonmaken van het distributienet**

Als problemen zijn opgetreden bij distributie, is het na het verbeteren van de zuivering aan te bevelen leidingen en reservoirs schoon te maken, om de problemen snel op te lossen.

### **Verder onderzoek**

Als bij vèrgaande fysische verwijdering van methaan nog problemen resteren, zoals bijvoorbeeld vermeerdering van dierlijke organismen en nagroei van *Aeromonas* bacteriën tijdens distributie, is aanvullend onderzoek nodig. Een verdere optimalisering van de zuivering dient gericht te worden op een verlaging van de mate van biofilmvorming in het geproduceerde drinkwater.

### **Waarschuwing-sticker**

*Zorg voor een waarschuwing voor explosiegevaar bij winputten en andere gesloten ruimten waar methaanhoudende lucht kan ophopen.*

# VOORWOORD

## *Mededeling*

Deze mededeling is het eindrapport van het onderzoekproject "Gevolgen van methaan voor zuivering en distributie", dat in het kader van het VEWIN onderzoekprogramma in de periode 1988-1993 is uitgevoerd. De mededeling is in feite een samenvatting en evaluatie van alle rapporten en notities die werden geschreven. Omdat tijdens de onderzoekperiode de verkregen nieuwe inzichten reeds door bedrijven zijn gebruikt voor het verbeteren van de zuivering, lijken de conclusies en aanbevelingen misschien wat laat te komen. Toch blijkt altijd weer dat het zinvol is alle aspecten nog eens goed op een rij te zetten. Zowel op dit moment als in de toekomst hebben bedrijven daar voordeel van.

Door de grote hoeveelheid kennis en informatie die moest worden verzameld, gecontroleerd en geactualiseerd, is de definitieve tekst voor de mededeling pas eind 1994 voltooid. Voordeel daarvan is dat nog enkele recente gegevens konden worden opgenomen.

## *Begeleiding*

De Werkgroep Methaan en Nagroei van de Commissie Biologie begeleidde het onderzoek. Deze werkgroep was als volgt samengesteld:

### *Voorzitter*

ir. P. Hiemstra

Waterleiding Maatschappij  
OVERIJSEL NV

### *Secretaris*

ir. G.K. Reijnen

Kiwa NV

### *Leden*

drs. M.J.C. van Raalte-Drewes

NV Waterleiding FRIESLAND

drs. L.A.C. Feij

Stichting Waterleidinglaboratorium Zuid

F.A.P. Houtepen

NV Waterleiding Maatschappij "NOORD-  
WEST-BRABANT"

drs. J. van der Laan

NV Waterleidingbedrijf MIDDEN-  
NEDERLAND

tot september 1992

ing. H.D. Adamse

NV Waterleidingbedrijf MIDDEN-  
NEDERLAND

vanaf september 1992

ing. L.M. Mudde

NV Watermaatschappij ZUID-HOLLAND-  
OOST

J.H. Tangelder

Stichting Waterlaboratorium Oost

drs. G. Veenendaal

Stichting Waterlaboratorium Noord

dr.ir. D. van der Kooij

Kiwa NV

ing. W.A.M. Hijnen

Kiwa NV

### *Coördinatie*

De Commissie Biologie zorgde voor coördinatie met het "Landelijk Onderzoek naar de Aanwezigheid van Aeromonas in Drinkwater" (LOAD).

In deze mededeling is tevens gebruik gemaakt van kennis verzameld door de Kontaktgroep Ontijzering van Kiwa, welke zich sinds 1980 ondermeer bezig hield met de effecten van methaan op het functioneren van snelfilters voor ontijzering.

#### *Illustratie*

De illustratie op de omslag is met toestemming van WZHO overgenomen uit de folder van het in 1993 in gebruik genomen zuiveringsstation De Steeg te Langerak. De door de architect ir. O. Boom gemaakte schematische weergave toont de zuiveringsinstallatie. Methaan wordt verwijderd met 6 stalen beluchtingstorens, die hoger zijn geplaatst dan de 6 open betonnen snelfilters.

#### *Naamgeving*

In navolging van WZHO is in deze mededeling het woord *zuiveringsstation* gebruikt in plaats van pompstation.

Voor de periode waarin filtermateriaal in een filter ligt, tussen het vullen en vervangen of extern reinigen, worden de woorden *standtijd en leeftijd* gebruikt. De Kontaktgroep Filtratietechniek Grondwater stelt voor de term *standtijd* te gebruiken.

Op 75% van de Nederlandse zuiveringsstations bevat het gewonnen grondwater een aantoonbare hoeveelheid methaan. Omdat de gebruikelijke beluchting hiervan doorgaans slechts een deel verwijdert, wordt het resterende methaan in de filters omgezet door bacteriën. De hierbij gevormde biomassa heeft meerdere ongunstige effecten op het verloop van de zuivering en de drinkwaterkwaliteit. In deze mededeling worden de aanwezigheid en de effecten van methaan beschreven, om te komen tot aanbevelingen voor "behandeling van methaanhoudend grondwater".

#### *Aanleiding tot het project "methaan"*

Al lang is bekend dat grondwater in Nederland methaan kan bevatten. Explosies bij het flamberen van monsterkranen in winputten, onder andere te Denekamp in 1963 (Hiemstra 1991), wezen daarop. In de zeventiger jaren werd methaan met behulp van chemische analyses aangetoond en werd ontdekt dat methaanoxyderende bacteriën methaan omzetten in de snelfilters en daarvoor zuurstof gebruikten (Van Ammers 1976, 1982). Toen werd duidelijk waarom de zuivering van sommige watertypen, zoals ondermeer dat te Spannenburg (Kaufmann 1956), veel zuurstof vergde en een intensieve beluchting nodig was. Vanaf 1980 is door coördinatie van de Kontaktgroep Ontijzering van Kiwa meer bekend geworden over het vóórkomen van methaan en de door methaan veroorzaakte problemen, zoals vervuiling van filterbedden (Reijnen 1982), vervuiling van het distributienet als gevolg van onvoldoende ontijzering en ontmanganing, vóórkomen van waterpissebedden (*Asellus aquaticus*) in het distributienet en een muffe smaak van het drinkwater (Hiemstra 1984). Aanvankelijk kregen vooral concentraties methaan > 1 mg/l aandacht.

Omdat methaan in de tachtiger jaren al op meer dan tien locaties was aangetoond (Reijnen 1982) en verwacht werd dat methaan effect zou kunnen hebben op nagroei van bacteriën, zoals *Aeromonas* soorten en dierlijke organismen, is het VEWIN onderzoekproject "Gevolgen van methaan voor zuivering en distributie" in het speurwerkprogramma 1988-1992 opgenomen.

#### *Doelstelling van het project "methaan"*

De doelstelling van het project "Gevolgen van methaan voor zuivering en distributie" was aanvankelijk:

*Formuleren van zuiveringstechnische maatregelen om bij de productie van drinkwater uit methaanhoudend grondwater een goede bacteriologische en chemische samenstelling te bereiken die leidt tot een zo gering mogelijke vervuiling van het leidingnet.*

Uit onderzoek in de periode 1988-1991 bleek dat ook de omzetting van ammonium effect heeft op de bacteriologische samenstelling van het drinkwater. Daarom werd het aspect ammonium toegevoegd in de projectomschrijving van 1992.

### *Aspecten*

In deze mededeling worden de volgende aspecten behandeld:

- de oorzaken van de aanwezigheid van methaan in grondwater;
- de aanwezigheid van methaan in het Nederlandse grondwater;
- de effecten van methaan op de grondwaterzuivering en de chemische- en biologische drinkwatersamenstelling;
- het vergaand verwijderen van methaan uit het ruwe grondwater met daarvoor geschikte beluchtungs- en ontgassingssystemen;
- de effecten van verlaging van de methaanbelasting van filters op de verwijdering van ijzer, mangaan en ammonium, en op de bacteriologische watersamenstelling.

### *Deelprojecten*

Een groot aantal deelprojecten is uitgevoerd en vastgelegd in rapporten, notities en verslagen. Het beeld van de effecten van methaan op de grondwaterzuivering is duidelijker geworden, maar nog niet glashelder. Vele nevenaspecten van de zuivering hebben een, meestal niet duidelijk te scheiden, invloed op voornoemde effecten. Dat geldt bijvoorbeeld voor de nitrificatie en de effectiviteit van het reinigen van filters.

Deze mededeling geeft een overzicht van de stand van kennis over "methaanverwijdering en grondwaterzuivering" tot en met 1993. Bij het samenstellen van de mededeling zijn in 1994 nog op beperkte schaal aanvullende gegevens verworven.

Enkele van deze gegevens over biologische nevenaspecten van de nitrificatie zijn in deze mededeling opgenomen. Voor duidelijke conclusies daarover is echter meer onderzoek noodzakelijk. Dergelijk onderzoek zal de komende jaren beter uitvoerbaar zijn, omdat op veel locaties het dominerende effect van methaanomzetting in filters niet meer op zal treden door het intensiveren van de beluchting.

De effecten van methaan op de nagroei van bacteriën en dierlijke organismen in het distributienet zijn niet in deze mededeling opgenomen.

## 2 METHAAN IN HET NEDERLANDSE GRONDWATER

*Co auteurs: ir. C.G.E.M. van Beek en dr. P.J. Stuyfzand.*

### 2.1 Ontdekking van methaan in grondwater

Aan het einde van de vorige eeuw was al bekend dat grondwater methaan kan bevatten (Ribbius, 1898). In polder-gebieden, bijvoorbeeld in Zuid- en Noord Holland, werden vanaf 1870 zogenaamde "gaswellingen" gemaakt. In deze, speciaal voor gaswinning gemaakte, gas- of Norton wellen stroomde methaanhoudend water omhoog. In een separator werd het gas van het water gescheiden, waarna het werd opgevangen in een gaskap. Het gas bevatte veelal meer dan 75% methaan, zodat het kon worden verbrand. Op het inmiddels opgeheven zuiveringsstation Sneek brandde vroeger een gaslamp op het gas uit de vacuümketel.

In 1963 ontdekte de WMO door een explosie bij het flamberen van een monsterkraan in een winput te Denekamp, dat het voor drinkwaterproductie onttrokken grondwater methaan bevatte (Hiemstra, 1991). Op meerdere locaties zijn explosies opgetreden bij het flamberen van een monsterkraan in de winput, lassen in de winput of door vonken bij het schakelen van pompen.

### 2.2 In welk grondwater kan methaan zijn opgelost

#### *Complexe processen*

Na het infiltreren van water in de bodem begint een hele serie reacties, die uiteindelijk, als de omstandigheden daar geschikt voor zijn, kunnen leiden tot de vorming van methaan. Tegelijk met methaan kunnen ionen, zoals bijvoorbeeld calcium, waterstofcarbonaat, ammonium en fosfaat, in het water oplossen. In deze mededeling wordt volstaan met het geven van een korte vereenvoudigde beschrijving van de methaanvorming en de er aan voorafgaande processen. Zie voor een uitgebreider beschrijving van de processen die in grondwater optreden het artikel van Stuyfzand e.a. (1994).

#### *Vorming van methaan*

Zuurstofhoudend regenwater of oppervlaktewater infiltreert in de bodem, waar het in contact komt met biologisch afbreekbare organische stoffen, zoals bijvoorbeeld mest of veen. Bacteriën oxyderen deze stoffen. Ze verbruiken daarvoor zuurstof en vormen onder andere koolstofdioxide. Is de zuurstof verbruikt, doch is er nog wel nitraat aanwezig, dan zal dit door de bacteriën als oxydatiemiddel worden benut. Bij deze denitrificatie wordt nitraat omgezet in stikstof. Vervolgens zullen mangaan- en ijzerverbindingen worden gereduceerd waarbij mangaan en ijzer in het water oplossen. Ook de vorming van ammonium begint nu.



Is in het water of de bodem nog biologisch afbreekbare organische stof aanwezig, zoals bijvoorbeeld veen, dan treedt sulfaatreductie op waarbij sulfiden worden gevormd. Het gevormde zwavelwaterstof veroorzaakt een nare geur. Opgelost tweewaardig ijzer kan neerslaan als ijzersulfide, waardoor de ijzerconcentratie afneemt. De laatste fase is de methaanproducerende fase. Eindproducten van de afbraak van organisch materiaal zijn dan ondermeer koolstofdioxyde en methaan.

#### *Verplaatsing van methaan*

Door de hoge druk in diepe watervoerende pakketten kan veel methaan in water oplossen. Door oververzadiging, bijvoorbeeld na drukverlaging door opwaartse stroming, kunnen methaanhoudende gasbellen ontstaan, die zich onder bepaalde omstandigheden in opwaartse richting kunnen verplaatsen. Methaan kan dan weer oplossen in water in een hoger liggend watervoerend pakket.

## **2.3 Methaan in het Nederlandse grondwater**

#### *Enquête "methaan in grondwater"*

Een enquête gaf in 1989 een nagenoeg volledig overzicht van die zuiveringsstations, waarvan het gemengde ruwe water meer dan 1 mg/l methaan bevat (Reijnen, 1989-1). In afbeelding 2.1 is de geografische spreiding van deze zuiveringsstations weergegeven. De concentraties zijn afgerond naar hele getallen.

Op 52 zuiveringsstations, dat is circa 25% van het totale aantal, bleek het gemengde ruwe grondwater meer dan 1 mg/l methaan te bevatten. Op zes zuiveringsstations werd in het gemengde grondwater meer dan 10 mg/l methaan en meer dan 10 mg/l ijzer aangetoond. Het betreft water, gewonnen onder veenpakketten in Friesland, Drente, Overijssel en Zuid Holland. Op dertien zuiveringsstations werd 5-10 mg/l methaan aangetoond. Hieronder bevond zich een waterwinning in de duinen. Bekend is dat ook in de duinen veen in de bodem kan voorkomen.

Op drieëndertig zuiveringsstations werd 1-5 mg/l methaan aangetoond. Concentraties tussen 0,1 en 1 mg/l werden opgegeven voor circa 60 zuiveringsstations, maar de inventarisatie daarvan was niet volledig. Er zijn er zeker meer. Stuyfzand e.a., (1994) ramen dat op 75% van de zuiveringsstations het grondwater meer dan 0,1 mg/l methaan bevat.

Op vele zuiveringsstations zijn ook de concentraties methaan per put bepaald. De verschillen in de concentraties per put kunnen gering zijn, maar plaatselijk ook zeer groot. Verschillen zijn het gevolg van winning uit meer dan één watervoerend pakket en binnen één watervoerend pakket door toestroming uit diverse horizontale en verticale richtingen met een andere bodemopbouw of ouderdom van het water.



*Afbeelding 2.1 Gemiddelde concentratie methaan in het ruwe water van Nederlandse grondwaterwinningen. De concentraties zijn afgerond naar hele getallen*

**Monstername**

Vooraf bij water dat veel methaan bevat is de kans groot dat methaan ontwijkt uit watermonsters voor de methaanbepaling. De oorzaak is gasbelvorming als gevolg van drukverlaging. Het water komt immers van grote diepte, waardoor de druk aldaar groot is.

Door de aanwezigheid van gasbellen, die methaan, koolstofdioxyde en stikstof bevatten, kan een deel van het methaan uit de waterfase naar de gasfase overgaan. Bijzondere voorzorgsmaatregelen zijn nodig om ontwijken van methaan te voorkomen (Stuyfzand e.a. 1994). Door omzetting van methaan door bacteriën, welke op kan treden als zuurstof in het

watermonster oplost, kan de methaanconcentratie ook worden verlaagd. Een taakgroep van de Kiwa Commissie Analytische Chemie werkt aan een gestandaardiseerde methode voor monsterneming, conservering en analyse van methaan in water.

## 2.4 Conclusies en aanbevelingen

### *Conclusies*

- methaan in grondwater is het gevolg van natuurlijke processen;
- methaan kan ontstaan uit organische stof, zoals bijvoorbeeld veen, als het grondwater sterk anaeroob is;
- grondwater is sterk anaeroob als het zuurstofloos is én geen nitraat en sulfaat meer bevat;
- door het winnen van mengwater kan methaanhoudend water echter wel sulfaat bevatten;
- nitraat wordt in methaanhoudend water doorgaans niet aangetoond (< 1 mg/l);
- een te lage concentratie methaan kan worden aangetoond als verlies van methaan optreedt tijdens de monsterneming, het transport en het bewaren van monsters.

### *Aanbevelingen*

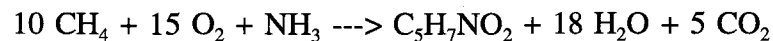
- *het is voor zuurstofloos grondwater altijd aan te bevelen, de methaanconcentratie van het gemengde ruwe water te bepalen;*
- is methaan in het gemengde ruwe water aangetoond, dan is nader onderzoek naar de concentraties per put aan te bevelen;
- als methaan is aangetoond is het gewenst deze parameter op de lijst van het periodiek onderzoek van de watersamenstelling van de individuele putten te plaatsen;
- voer monsterneming, monsterconservering en methaانبepaling uit in overleg met de taakgroep die hiervoor richtlijnen voorbereidt, of gebruik de richtlijnen als ze gereed zijn;
- een goede ventilatie van besloten ruimten waar methaan vrij kan komen, zoals bijvoorbeeld putkelders, is noodzakelijk!

*Een waarschuwingsticker "explosiegevaar" op putdeksels zou zeer zinvol zijn!*

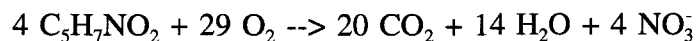
### 3 EFFECTEN VAN METHAAN OP DE GRONDWATERZUIVERING

#### 3.1 Methaanomzetting door bacteriën in filters

In 1975 bleek uit onderzoek van de Waterleiding FRIESLAND en Kiwa op zuiveringsstation Spannenburg, dat methaan in de filters werd omgezet door methaanoxyderende bacteriën (Van Ammers 1976, 1982). Het destijds al wel door Kaufmann (1956) vastgestelde hoge zuurstofverbruik in de filters te Spannenburg, bleek daarmee te zijn verklaard. Meerdere soorten bacteriën kunnen voor deze omzetting zorgen. De naamgeving is in de loop der jaren gewijzigd. De naam *Pseudomonas methanica*, genoemd door Van Ammers (1982), wordt bijvoorbeeld nu niet meer gebruikt. Daarom wordt meestal de verzamelnaam "methaanoxyderende bacteriën" gebruikt. De vorming van celmateriaal door methaan oxyderende bacteriën, de zogenaamde *assimilatie*, kan met de volgende bruto reactievergelijking worden weergegeven:



Methaan oxyderende bacteriën gebruiken, volgens berekening met deze formule, circa 3 mg O<sub>2</sub> voor het omzetten van 1 mg methaan in biomassa. Naast biomassa wordt ook koolstofdioxyde gevormd en ammonium gebonden. Het werkelijke zuurstofverbruik is echter hoger, omdat de bacteriën een deel van de gevormde biomassa omzetten voor hun energievoorziening. Deze zogenaamde *dissimilatie* kan weergegeven worden met de volgende bruto reactievergelijking:



Voor de dissimilatie en assimilatie van 1 mg methaan tesamen rekenen we meestal met een gemiddeld zuurstofverbruik van 4 mg.

Bij de omzetting van 1 mg/l methaan wordt circa 6 maal zoveel biomassa gevormd als bij de omzetting van 1 mg ammonium-N/l (Hall e.a., 1980). Door de relatief omvangrijke productie van biomassa vervuilen filters waarin methaan wordt omgezet meer dan filters waarin alleen ijzer, mangaan en ammonium worden verwijderd. De filtratieweerstand neemt door de omzetting van methaan sneller toe. Dit effect wordt versterkt door het feit dat de omzetting van methaan in de bovenlaag van het filter plaatsvindt, nog voor de ontijzering, ontmanganing en nitrificatie.

Tijdens stilstand van de filtratie stopt de toevoer van methaan en zuurstof. Om zonder methaan verder te kunnen leven gaan de methaan oxyderende bacteriën door met de dissimilatie van het reservevoedsel. Hiervoor wordt zuurstof gebruikt, hetgeen "endogene ademhaling" wordt genoemd. In paragraaf 3.2.4 worden mogelijke effecten hiervan besproken.

De methaanconcentratie van het grondwater wordt verlaagd door de beluchting. De mate van methaanverwijdering hangt af van de intensiteit van de beluchting. Toen in de tachtiger jaren op meer zuiveringsstations hogere concentraties methaan in het ruwe grondwater werden aangetoond, werd duidelijk waarom op die locaties droogfilters voldeden of een intensieve beluchting voor de eerste filtratiestap noodzakelijk was voor een goede zuivering. Ook in Duitsland verschenen in 1976 twee publicaties over het effect van methaan op de zuivering en de mogelijkheid methaan te verwijderen door beluchten (Mevius, 1976; Schweisfurth e.a., 1976).

### **3.2 Problemen die methaan kan veroorzaken bij de grondwaterzuivering**

In de volgende paragrafen volgen enkele voorbeelden van problemen die door methaan kunnen zijn veroorzaakt. Andere aspecten, zoals onvoldoende effectief spoelen van filters, kunnen de effecten hebben versterkt. De voorbeelden worden kort en zonder zuiveringsdetails beschreven.

#### **3.2.1 Vervuiling filterbedden**

Van een aantal identieke voorfilters, met een gescheiden voeding uit twee delen van het waterwingebied, vervuilden een filtergroep zodanig, dat de filterbedden na drie jaren extern moesten worden gereinigd. De overige filters waren al tien jaren zonder problemen in bedrijf. In de sterk vervuilde filters werd ongeveer 1 mg/l methaan omgezet door bacteriën, in de overige filters ongeveer 0,1 mg/l. In de vervuilde filterbedden werden slibballen aangetroffen (Reijnen e.a., 1982).

#### **3.2.2 Dierlijke organismen in de zuivering**

##### *Wormen in droge voorfilters: een voorbeeld*

In het grind van een droogfilter werden vrij grote wormen aangetroffen. In dit filter werd gemiddeld 3 mg/l methaan en 0,7 mg ammonium-N/l omgezet door bacteriën. In het naastliggende droge voorfilter, waarin 0,6 mg/l methaan en 2,3 mg ammonium-N/l werden omgezet, werden duidelijk lagere aantallen van deze wormen aangetroffen. Deze wormen voeden zich met biomassa. Berekend kan worden dat de biomassa-productie in het voorfilter met de hogere methaanbelasting driemaal zo hoog was als in het filter met de lagere methaanbelasting. ATP bepalingen in het filtergrind bevestigden dat de hoeveelheid biomassa in het filter met de hoogste methaanbelasting groter was (Reijnen e.a., 1991-1).

Ook op andere locaties zijn wormen in droogfilters waargenomen.

#### *Wormen in nafilts: een voorbeeld*

Op enkele open nafilts werden kleine dunne wormen waargenomen. Ze kwamen tijdens stilstand van de filtratie naar de oppervlakte van de filterbedden.

De voorfilters werden gevoed met water dat na de venturibeluchting nog circa 0,5 mg/l methaan en 0,7 mg ammonium-N/l bevatte. Het methaan werd volledig omgezet in de voorfilters. Van het ammonium resteerde na voorfiltratie nog 0,2 mg ammonium-N/l, dat in de nafilts werd omgezet. De biomassa productie in de nafilts was dus relatief gering. De nafilts verwijderden echter ongeveer 60% van de biomassa, die aanwezig was in het effluent van de voorfilters. Deze nafilts, waarvan het grind een relatief grote hoeveelheid blijvende vervuiling bleek te bevatten, waren reeds jaren in bedrijf met hetzelfde filtergrind en werden éénmaal per 2 weken gespoeld met lucht en water. Een in de loop der jaren ontstane ophoping van biomassa in de nafilts was vermoedelijk de oorzaak dat wormen voldoende voedsel aantreffen om in deze filters te kunnen leven (Reijnen e.a., 1988-2). Ook elders zijn wormen op open nafilts waargenomen. Ook in gesloten filters zullen ze voorkomen, maar daarin worden ze doorgaans niet opgemerkt.

#### *Andere dierlijke organismen*

In biologisch zwaarder belaste zuiveringen zijn onder filterbodems en in pompreservoirs onder andere muggenlarven en waterpissebedden (*Asellus aquaticus*) aangetroffen. In het bodemslib van een reinwaterkelder werden torren gevonden. Deze organismen zijn met het blote oog zichtbaar.

#### *Consequenties van dierlijke organismen in de zuivering*

Het omschakelen van een droogfilter dat enkele milligrammen methaan omzette naar natfiltratie leverde in de eerste periode na het omschakelen een *Aeromonas* toename van enkele tientallen naar enkele tienduizenden KVE/100 ml. De oorzaak kan zijn geweest het afsterven van dierlijke organismen die zich niet kunnen handhaven in een natfilter.

### **3.2.3 Bacteriegroei in onthardingsreactoren**

Op een zuiveringsstation werd het ruwe water belucht door opwaartse versproeiing, onthard met pelletreactoren en gefiltreerd met dubbellaagsfilters. Na een periode van 6-8 maanden ontstond een vlies op het bovenwater van de onthardingsreactoren. Het vlies bleek te zijn gevormd door bacteriën. De oorzaak bleek de volgende. Van de 11 mg/l methaan in het opgepompte grondwater resteerde na beluchting nog 1,7 mg/l. In de onthardingsreactoren werd de methaan concentratie verlaagd van 1,7 naar 0,5 mg/l door groei van methaanoxyderende bacteriën, die op de pellets werden aangetoond in aantallen van ruim 7000 KVE/gram. Deze bacteriën konden zich vermeerderen in een reactor, met een influent pH van 9,5 en een effluent pH van 8,3. De aanwezigheid van methaan was aanleiding de opwaartse versproeiing te vervangen door beluchting met cascadebakken (Houtepen, 1993).

### 3.2.4 Effecten op de watersamenstelling

#### *Effecten van bacteriegroei*

Linn (1957) stelde vast dat drinkwater geproduceerd uit grondwater soms vrijwel zuurstofloos was, hetgeen leidde tot een slechte smaak en geur. Hij veronderstelde dat dit het gevolg was van een hoge concentratie organische stoffen, "zoals die in het algemeen bij rivierwater het geval is". Nu is duidelijk dat de omzetting van methaan het hoge zuurstofverbruik moet hebben veroorzaakt.

Hiemstra (1984) onderzocht het functioneren van 16 zuiveringsstations van de Waterleiding Maatschappij "OVERIJSEL" N.V. waar in 1984 gesloten droogfiltratie werd toegepast. Op 7 van deze zuiveringsstations kwam meer dan 1 mg/l methaan in de droogfilters. Door het principe van de gesloten droogfiltratie kwam alle methaan in het filterbed, in de water- of de luchtfase. Vermoedelijk werd een groot deel van het methaan daardoor omgezet in de filters. Uit het onderzoek bleek dat de omzetting van methaan in de onderzochte droogfilters van WMO aanleiding gaf tot:

- een slechte ontijzering;
- slijmvorming in de droogfilters, met name zichtbaar op pijpjes van de spoeldoppen onder de valse bodem;
- vervuiling van het distributienet;
- een muffe smaak van het drinkwater;
- de aanwezigheid van dierlijke organismen zoals *Asellus aquaticus* in het distributienet;
- een hogere waarde van de Membraan Filtratie Index.

Tussen de Membraan Filtratie Index (MFI)<sup>1)</sup> van het drinkwater van de zuiveringsstations en de methaanconcentratie in het ruwe grondwater bleek een lineair verband te bestaan. Zie hoofdstuk 6, afbeelding 6.7.

Vermoedelijk werd de MFI van het filtereffluent verhoogd door biomassa, gevormd door de omzetting van methaan in de filters en wellicht ook ijzer en mangaan ten gevolge van onvoldoende verwijdering. Ook de toename van de aantallen *Aeromonas* bacteriën tijdens distributie kan veroorzaakt worden door biomassa in het drinkwater, afkomstig van omzetting van methaan in de filters (Hiemstra, 1992). Zie voor een uitgebreide behandeling van de biologische aspecten hoofdstuk 6.

#### *Effecten van bacteriegroei tijdens stilstand van de filtratie*

Tijdens stilstand van de filtratie blijven bacteriën in het filterbed zuurstof verbruiken, ondanks het feit dat geen methaan en ammonium meer wordt toegevoerd. De altijd al optredende endogene ademhaling van de methaan- en ammonium oxyderende bacteriën gaat namelijk gewoon door (zie § 3.1). De zuurstofconcentratie van het water in het filterbed neemt daardoor af. Ook andere bacteriën kunnen zich vermeerderen, bijvoorbeeld door opgehoopte biomassa als voedingsbron te gebruiken.

<sup>1)</sup> Toelichting: De MFI is een maat voor de snelheid van de verstopping van membraanfilters met een poriëndiameter van 0,45 µm.

Uitgebreid systematisch onderzoek is hiernaar nog niet uitgevoerd, wegens de relatief geringe invloed op de drinkwatersamenstelling na de reinwaterkelder. Op enkele locaties is echter wel op beperkte schaal oriënterend onderzoek verricht.

Op één zuiveringsstation bleek het effluent van een oud filter, gebruikt voor enkelvoudige filtratie, na een stilstandperiode van 24 uren zuurstofloos te zijn. De 8 mg/l zuurstof, die bij continue filtratie in het effluent werd aangetoond, was dus volledig verbruikt. Het filter verwijderde "slechts" 0,3 mg/l methaan en 0,2 mg ammonium-N/l. Het hoge zuurstofverbruik werd vermoedelijk veroorzaakt door een relatief grote hoeveelheid biomassa in het filterbed, opgehoopt door langdurig gebruik van het filtermateriaal en een minder effectief spoelproces.

De concentratie zuurstof in effluenten van twee nieuwere voorfilters van dit zuiveringsstation, die 0,6 en 0,8 mg/l methaan en 0,2 mg ammonium-N/l omzetten, was slechts enkele milligrammen afgenomen na 24 uren stilstand (Reijnen 1993).

Enkele andere effecten die na stilstand werden vastgesteld in het effluent van filters:

- verhoogde concentratie biomassa (ATP concentratie);
- verhoogd koloniegetal bij 22°C;
- (verhoogde aantallen) *Aeromonas* bacteriën;
- de nitrificatie in een voorfilter functioneerde niet meer en het vergde twee uren voor deze weer volledig was. Het nafilter verwijderde het ammonium uit het voorfiltereffluent echter voldoende;
- een meestal geringe verhoging van de nitrietconcentratie. De maximale concentratie die werd aangetoond bedroeg 0,3 mg/l.

#### *Metten zuurstofloosheid*

Of water in een filter volledig zuurstofloos is geworden, is bij filters met een valse bodem niet vast te stellen door zuurstofbepaling in het effluent. Het zuurstofloze water uit het filterbed komt, gemengd met het zuurstofhoudende water dat onder de valse filterbodem staat, in de effluentleiding. In het oude zuiveringsstation Altena werd bijvoorbeeld in water uit een monsterkraan net boven de spoeldoppenbodem, na drie uren stilstand, een zuurstofconcentratie van 1,5 mg/l vastgesteld. Het effluent van het filter bevatte na het starten van de filtratie 5,7 mg/l zuurstof (Houtepen, 1993). Bij een filter met drains, een systeembodem of een monsterpunt in het filterbed is een eventuele zuurstofloosheid van het water wel aantoonbaar.

#### *Zuurstofloosheid in de biofilm*

Plaatselijk kan in een filterbed zuurstofloosheid optreden in het laagje bacteriemateriaal op het filtermateriaal. Zuurstofloosheid zal sneller in deze biofilm optreden dan in het water.



### 3.3 Conclusies

#### *Zuivering*

- de omzetting van methaan in filters bevordert de blijvende vervuiling van het filterbed en verhoogt de filtratieweerstand. De frequentie voor het extern reinigen of vervangen van het filtermateriaal zal hierdoor toenemen;
- wormen en *Aeromonas* bacteriën kunnen in snelfilters leven van biomassa. Ze kunnen worden aangetroffen als veel biomassa is geaccumuleerd door:
  - . de omzetting van methaan;
  - . een minder effectieve verwijdering van biomassa door het spoelproces;
  - . een langere standtijd van een filtervulling.
- tijdens stilstand van de filtratie kan de watersamenstelling veranderen door bacteriegroei. Dit kan tot zuurstofloosheid leiden, bijvoorbeeld als er veel biomassa in een filter is geaccumuleerd;
- de effecten van zuurstofloosheid tijdens stilstand op de gemiddelde samenstelling van het drinkwater zullen over het algemeen gering zijn, doch dat geldt mogelijk niet voor alle gevallen. Dit aspect verdient zeker aandacht als er bacteriologische problemen zijn;
- methaanoxyderende bacteriën kunnen zich in onthardingsreactoren vermeerderen.

#### *Distributie*

- in het distributienet kunnen waterpissebedden en *Aeromonas* bacteriën zich vermeerderen als biomassa, afkomstig van de omzetting van methaan, in het uitgaande water komt.

## 4 VERWIJDEREN VAN METHAAN DOOR BELUCHTEN EN VACUÛM-ONTGASSEN

### 4.1 Naamgeving proces: beluchten of ontgassen?

Methaan in grondwater is een gas dat is opgelost. Het kan uit het water worden verwijderd door het water te "ontgassen". Dit kan met twee ontgassingstechnieken: beluchting en vacuüm-ontgassing.

Voor het beluchten wordt water in contact gebracht met lucht, waardoor methaan en andere opgeloste gassen, zoals koolstofdioxide, stikstof en waterstofsulfide, uit het water naar de lucht gaan en daarmee worden afgevoerd. Tegelijk lost zuurstof uit de lucht op in het water, het oorspronkelijke hoofddoel van de beluchting van grondwater.

Bij vacuüm-ontgassing wordt de druk van het water zodanig verlaagd dat er gasbellen ontstaan, waardoor opgeloste gassen uit het water worden verwijderd. Met deze vacuüm-ontgassing wordt geen zuurstof toegevoerd. In feite zijn beluchting en vacuüm-ontgassing beiden ontgassingstechnieken voor methaan uit water, en is de naam beluchting voor de methaanverwijdering niet juist. De WOB loste dit naamprobleem op door hun beluchtingstorens "**B**eluchtings- en **O**ntgassings- **T**oren", kortweg **BOT**, te noemen. In deze mededeling wordt de ingeburgerde term beluchting gebruikt.

### 4.2 Theorie

In bijlage 1 worden de aspecten van de theorie van de beluchting beschreven die voor de verwijdering van methaan uit grondwater belangrijk zijn. In bijlage 2 wordt aangegeven op welke wijze de toename van de pH door beluchten of vacuüm-ontgassen in principe is te verminderen. Voor bestuderen van de theorie kunnen ook worden geraadpleegd de cursustekst "Beluchting en ontgassing" van de Hogere Waterleidingtechniek (1989, deel 5, hoofdstuk 3) en Kiwa mededeling 101, hoofdstuk 3.

Uit de theorie van de beluchting blijkt dat voor een goede verwijdering van methaan nodig zijn:

- relatief weinig verse lucht ofwel een lage lucht-waterverhouding;
- een groot uitwisselingsoppervlak;
- voldoende contacttijd.

De zeer lage verdelingscoëfficiënt van methaan maakt dat:

- zowel mee-, tegen- als dwarsstroombeluchting, of een voldoende lage druk bij vacuüm-ontgassing, bruikbaar zijn voor een hoge mate van methaanverwijdering;
- recirculatie van lucht bij beluchting in theorie mogelijk is met behoud van een hoge mate van methaanverwijdering.

## 4.3 **Systeemkeuze methaanverwijdering**

### 4.3.1 **Bepalende factoren voor de systeemkeuze**

Voor het kiezen van het meest geschikte systeem voor het verwijderen van methaan uit grondwater zijn meerdere factoren van belang. Ze worden hier genoemd en kort toegelicht.

#### *De mate van methaanverwijdering*

De gewenste mate van methaanverwijdering is van groot belang en wordt bepaald door de concentratie in het ruwe water en de gewenste concentratie na beluchting.

#### *De concentratie methaan in het grondwater en de te verwachten toename.*

Door toename van de onttrekking, het verboren van putten (boren van nieuwe vervangende putten) of het verplaatsen van de winning kan de methaanconcentratie toenemen. De mogelijkheid de mate van verwijdering op eenvoudige manier te verhogen verschilt per systeem.

#### *De gewenste methaanconcentratie na beluchting.*

In principe wordt een zeer lage concentratie methaan na beluchting aanbevolen, bijvoorbeeld <0,1 mg/l. Is dit in de praktijk niet met acceptabele kosten te realiseren, dan kan een iets hogere concentratie aanvaardbaar zijn (zie § 8.3.2).

#### *De beschikbare bouw- en opvoerhoogte.*

Een pompfase tussen beluchting en filtratie wordt afgeraden (geldt niet voor vacuüm-ontgasser) omdat deze op enkele locaties een minder goede ontijzering opleverde. De beluchter moet dus in zijn geheel boven het eraan komende filter worden geplaatst, tenzij uit proefonderzoek blijkt dat dit niet noodzakelijk is. Bij een bestaande winning kan het nodig zijn de opvoerhoogte van de onderwaterpompen te vergroten.

#### *Het type filtratie*

Omdat een pompfase na beluchting wordt afgeraden en water boven droogfilters goed moet worden verdeeld, is ook het type filtratie bepalend voor de systeemkeuze.

- bij open gravitatiefilters kunnen in principe alle systemen worden toegepast;
- bij gesloten drukfilters dient voldoende voordruk beschikbaar te zijn als geen pompfase wordt toegepast, of kan worden gekozen voor vacuüm-ontgassing (§ 4.7) gevolgd door (druk-)beluchting als wel een pompfase nodig is;
- bij droogfilters is het noodzakelijk het water goed te verdelen boven de filterbedden. Om het vervuilen met ijzer en bacterieslijm van de daarvoor meestal gebruikte sproeiërs te beperken, is het gunstig methaan

te verwijderen zonder zuurstof toe te voeren. Dat kan met vacuüm-ontgassing (§ 4.7).

*De gevoeligheid voor vervuiling en de mogelijkheden voor reiniging.*

In beluchtingssystemen wordt ijzer, mangaan, kalk en biomassa afgezet, waardoor de mate van methaanverwijdering kan afnemen. Zeker bij hogere ijzerconcentraties zijn systemen nodig die minder gevoelig zijn voor vervuiling en zodanig zijn te reinigen dat een werkbare bedrijfsvoering mogelijk is.

*De mogelijkheid de toename van de pH na beluchting te beperken.*

Een hogere pH kan leiden tot een minder goede ontijzering omdat een snellere vooroxydatie van ijzer optreedt en/of meer slecht filtreerbare colloïden worden gevormd. De mate van aangroei van het filtermateriaal neemt soms toe en het drinkwater kan kalkafzettend worden. Het beperken van de pH is in die gevallen gewenst.

*De noodzaak het water zuurstofloos te houden.*

Grondwater waaruit methaan is verwijderd wordt in Denemarken zuurstofloos over langere afstand verpompt om vervuiling door ijzerafzetting te voorkomen. Zuurstofloos water is ook van belang om na de methaanverwijdering het water over droogfilters te verdelen met sproeiers, zonder deze te vervuilen. Voorbeeld: sproeiers geplaatst na een plaatbeluchter moesten wekelijks worden gereinigd.

*Energiegebruik*

Bepalend zijn de werkelijke meerkosten voor het energiegebruik die het systeem met zich brengt.

*Investeringskosten.*

Het kiezen van een systeem op basis van de investeringskosten is niet eenvoudig. De kosten voor de beluchter of ontgasser vormen slechts een deel van de totale kosten die moeten worden gemaakt om een intensieve beluchting of ontgassing te realiseren. Bouwkundige voorzieningen, leidingen, meet- en regelapparatuur, luchtkanalen, luchtfilters en voorzieningen voor het reinigen vergen extra kosten die per locatie sterk uiteenlopen. In deze mededeling wordt daarom afgezien van het geven van investeringskosten.

### **4.3.2 Experimenten**

Een proef met het gekozen systeem en een nageschakeld filter is over het algemeen aan te bevelen. De toename van de pH en de mogelijke beperking daarvan, alsmede het effect op de ontijzering en de drukopbouw in het filter zijn daarmee goed vast te stellen.

### 4.3.3 Beluchtingssystemen

Voor het verlagen van de methaanconcentratie van 1 mg/l tot de aanbevolen concentratie <0,1 mg/l is een verwijdering van >90% nodig. Dat is een hoog "rendement" voor een beluchting. Met de veel toegepaste beluchtingssystemen voor het inbrengen van zuurstof wordt een lager percentage methaanverwijdering bereikt.

In tabel 4.1 is een indicatie van verwijderingspercentages gegeven van enkele systemen met een rendement tot 90%. Het betreft in de praktijk bepaalde percentages methaanverwijdering.

*Tabel 4.1 Methaanverwijdering van enkele beluchtingssystemen met een rendement tot 90%*

stelsysteem	CH <sub>4</sub> verwijdering (%)	aanvullende gegevens
lage druk sproeiers	60-75%	diverse plaatsproeiers < 10kPa <sup>1)</sup>
hoge druk sproeiers	75-85%	diverse kegelsproeiers 50-100 kPa <sup>1)</sup>
venturibuis zelfaanzuigend	75-90%	lucht-waterverhouding 0,2-0,9 <sup>2)</sup>

1) experimenten WMD in sproeiketel 1980

2) Reijnen e.a. 1988-2; niet gecalibreerde meting. De lucht-waterverhouding is een indicatie

Voor een methaanverwijdering >90% worden door de Nederlandse waterleidingbedrijven vier systemen toegepast:

- de cascadebeluchter;
- de beluchtingstoren met mee- of tegenstroombeluchting;
- de plaatbeluchter;
- de vacuümontgasser.

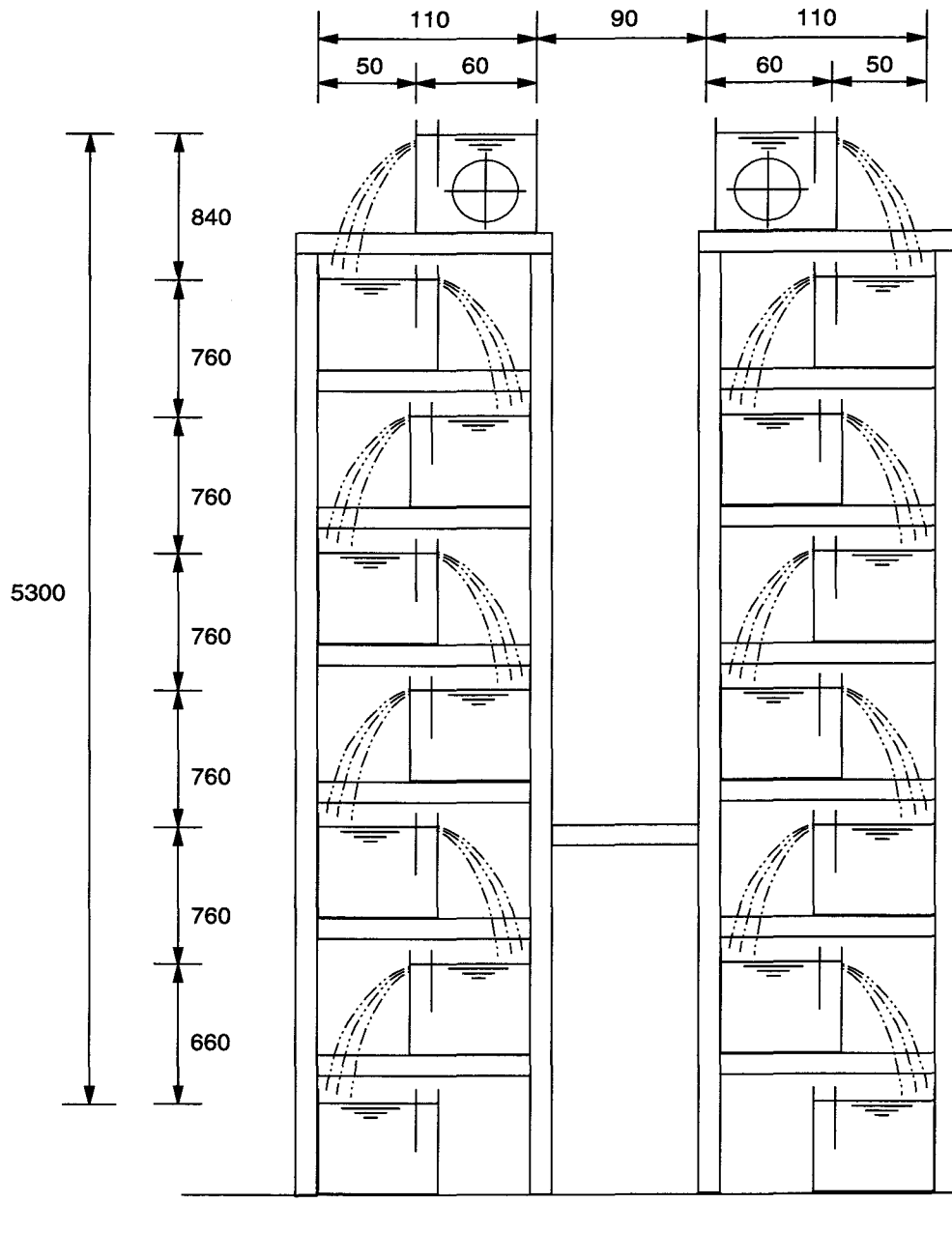
Deze systemen worden in de volgende paragrafen besproken.

## 4.4 Cascadebeluchting

### 4.4.1 Principe

Water valt in stralen uit een verdeelbak in een lager gelegen cascadebak. De vallende waterstraal sleurt lucht mee in het water dat in de cascadebak staat, waardoor luchtbellens in het water komen. Door de neerwaartse stroming worden deze bellens tot een diepte getransporteerd, die afhangt van de valhoogte van de straal. Daarna stijgen en ontwijken de bellens uit het water.

Het methaan uit het water lost op in de lucht en wordt met de luchtballen afgevoerd. In de praktijk worden meerdere bakken boven elkaar geplaatst. Zie afbeelding 4.1.



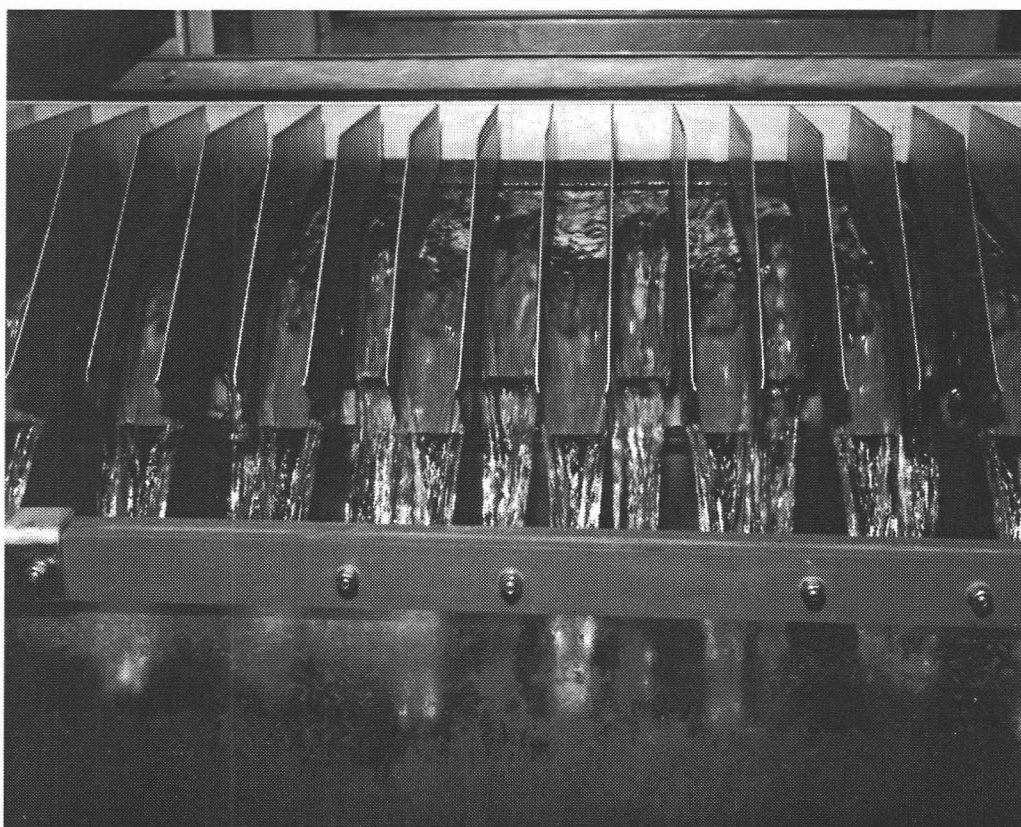
**Afmeting bakken l x b x h = 7,5 x 0,6 x 0,5 m**

*Afbeelding 4.1 Cascadebeluchter van de WNWB*

#### 4.4.2 Aspecten voor een optimale werking

##### *Veel bellen*

De val-energie van het water moet maximaal worden benut voor het verkrijgen van veel bellen. Dit kan door met een geprofileerde overstortrand of uitstroombogtjes het vallende water in stralen met enige afstand te verdelen (Van der Kroon en Schram, 1969). Daardoor wordt tevens het water beter verdeeld over de gehele overstortlengte.



Afbeelding 4.2 *Uitstroombogtjes verdelen het vallende water in stralen*  
Foto Bert Bakx, WZHO

##### *Valhoogte en bakdiepte*

Een grote valhoogte geeft een grote indringdiepte van de bellen. Valhoogte en bakdiepte moeten zodanig op elkaar worden afgestemd, dat de bellen net de bodem van de bak bereiken. De bakdiepte dient ongeveer  $2/3$  van de valhoogte te zijn. Een grotere valhoogte en daardoor indringdiepte beperkt de effectiviteit van de verwijdering van methaan niet meetbaar, maar wel die van koolstofdioxyde. De komt doordat voor het verwijderen van koolstofdioxyde een grotere mate van luchtverversing nodig is dan voor het verwijderen van methaan. Zie bijlage 1.

##### *Duikschot*

In de cascadebakken wordt een duikschot aangebracht waar het vallende water onderdoor stroomt naar de overstortrand. Hierdoor ontstaan rustige stralen naar de onderliggende bak.

### *Mesbelasting*

Een toenemende volumestroom water vergroot de mesbelasting, de volumestroom water die per meter overstortrand per tijdseenheid valt. De dikkere stralen die daardoor vallen sleuren echter meer lucht mee. Daardoor loopt de mate van verwijdering van methaan nauwelijks terug bij toenemende mesbelasting.

#### **4.4.3 Procesgegevens**

##### *Dimensionering en belasting cascadebakken*

Experimenten van de WNWB leverden de volgende dimensioneringsgegevens op voor zuiveringsstation Altena (Houtepen, 1987). Zie ook afbeelding 4.1.

- bakdiepte	0,5	m
- bakbreedte	0,6	m
- baklengte	7,5	m
- vertanding met rechte hoeken		
. breedte opstaande rand	40	mm
. breedte openingen	80	mm
- valhoogte per bak	0,76	m
- mesbelasting		
. over gehele lengte bak	27-53	m <sup>3</sup> /m.h
. over totale lengte doorlaatopeningen	38-93	m <sup>3</sup> /m.h
- (verse-) lucht-waterverhouding <sup>*)</sup>	6	Nm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>

\*) Betreft de luchtverversing van de ruimte waarin de cascades staan opgesteld. In de bakken kan de lucht-waterverhouding groter zijn.

##### *Berekenen aantal bakken*

Met deze dimensionering (valhoogte 0,76 m) wordt een methaanverwijdering van circa 40% per bak bereikt. In elke volgende bak wordt weer 40% verwijderd van het resterende methaan. Zo is eenvoudig het totale aantal bakken voor een gewenste verwijdering te berekenen. Bij een valhoogte van 0,5 m werd door de WNWB een methaanverwijdering van 34% en bij een valhoogte van 1 m een methaanverwijdering van 56% bepaald.

##### *Voorbeeld zuiveringsstation Altena*

Voor een methaanverwijdering van gemiddeld 97,5% bouwde de WNWB in Altena een cascadebeluchter bestaande uit 7 bakken en een verdeelbak. De totale valhoogte bedraagt 5,3 m. De mate van methaanverwijdering door de praktijkinstallatie, gemeten bij twee volumestromen water zijn verwerkt in tabel 4.2



Tabel 4.2 Praktijkvoorbeeld verwijdering methaan met cascadebeluchter Altena, gemeten bij volumestromen van 165 en 330 m<sup>3</sup>/h (mesbelasting over totale lengte 22 en 44 m<sup>3</sup>/m.h)

	val- hoogte (m)	concentratie CH <sub>4</sub> (mg/l)		Δ CH <sub>4</sub> per cascadebak (%)		Δ CH <sub>4</sub> cumulatief (%)	
		165 m <sup>3</sup> /h	330 m <sup>3</sup> /h	165 m <sup>3</sup> /h	330 m <sup>3</sup> /h	165 m <sup>3</sup> /h	330 m <sup>3</sup> /h
belasting		165 m <sup>3</sup> /h	330 m <sup>3</sup> /h	165 m <sup>3</sup> /h	330 m <sup>3</sup> /h	165 m <sup>3</sup> /h	330 m <sup>3</sup> /h
verdeelbak	0	8,25	8,65	geen	geen	geen	geen
cascade 1	0,84	5,15	5,30	38	39	38	39
cascade 2	0,76	2,95	2,90	43	45	64	66
cascade 3	0,76	1,75	1,60	41	45	79	82
cascade 4	0,76	0,90	0,90	49	44	89	90
cascade 5	0,76	0,55	0,50	39	44	93	94
cascade 6	0,76	0,30	0,30	45	40	96	97
cascade 7	0,66	0,20	0,20	33	33	97,5	97,7

#### 4.4.4 Beperken pH toename

De mate van CO<sub>2</sub> verwijdering met een cascadebeluchter is relatief gering omdat in de bakken de lucht-waterverhouding laag is. Bij een methaanverwijdering van 97,5% te Altena bedraagt de CO<sub>2</sub> verwijdering 73%. Afhankelijk van de CO<sub>2</sub>- en HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>-concentratie van het ruwe water kan de pH na beluchting verschillen. Een proefcascade verhoogde op zuiveringsstation De Laak de pH tot 8,1 en op zuiveringsstation Ridderkerk tot 7,7.

In principe is de pH toename te beperken door de lucht waterverhouding te verminderen. In de praktijk is daar echter geen ervaring mee opgedaan.

#### 4.4.5 Vervuiling en reiniging

De cascadebeluchters van zuiveringsstation Altena (5 mg/l Fe) worden enkele malen per jaar schoongemaakt. Om kleven van het vallende water aan de vervuilde bakrand te voorkomen zijn onder de overstortrand strips aangebracht. Deze strips maken het water los van de wand (Houtepen 1993). De cascades van zuiveringsstation Ridderkerk (circa 8 mg/l Fe), die zijn voorzien van overstortgootjes (afbeelding 4.2) worden elke twee maanden met de drukspuit schoongemaakt. Dit is vooral nodig voor het open houden van de gootjes. Schoonspuiten met een drukspuit vergt per cascadebeluchter ongeveer 8 uren per schoonmaakbeurt (De Koning, 1994). Een leegloopleiding gemonteerd aan de onderkant van de bakken is zeer nuttig!

#### 4.4.6 **Bouwkundige voorzieningen**

De cascadebeluchter kan het beste opgesteld worden in een gesloten vochtbestendige ruimte met geforceerde ventilatie.

Cascades met een beperkte bouwhoogte worden soms in dezelfde ruimte geplaatst als de open filters. Deze opstelling vergt een hoge capaciteit van de luchtdrogers.

#### 4.4.7 **Energiegebruik**

Het berekende energiegebruik voor een cascadebeluchter met een totale valhoogte van 6 m bedraagt circa 0,03 kWh/m<sup>3</sup> belucht water.

#### 4.4.8 **Voordelen**

- de cascadebeluchter is een robuust en technisch eenvoudig te realiseren beluchtingssysteem;
- de mate van methaanverwijdering is voor een beproefd ontwerp nauwkeurig op te geven;
- vervuiling treedt weliswaar op, maar heeft weinig invloed op de mate van verwijdering;
- een geringe mate van luchtverversing is voldoende.

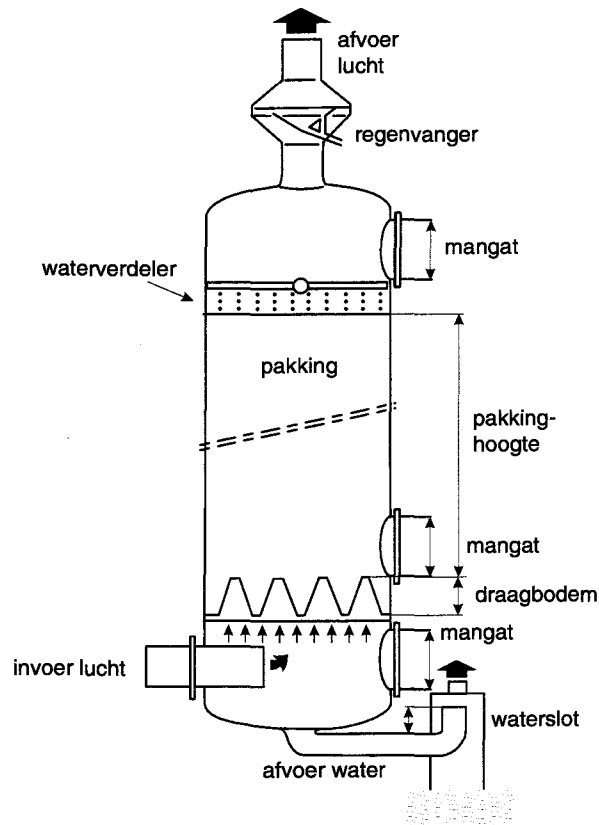
#### 4.4.9 **Nadelen**

- cascadebeluchting kan de ontijzering ongunstig beïnvloeden;  
Voorbeelden:
  - bij experimenten op zuiveringsstation De Laak had een kleine cascadebeluchter een minder volledige ontijzering in het nageschakelde proeffilter tot gevolg dan een plaatbeluchter (Reijnen 1991). Oorzaak was vermoedelijk de grotere mate van vooroxydatie van ijzer door de lange verblijftijd van het water in de bakken in combinatie met de hoge pH na beluchting (cascade pH 8,1; plaatbeluchter pH 8,0);
  - cascadebeluchting met dezelfde proefcascade gevolgd door dubbele droogfiltratie leverde te Ridderkerk een zeer goede ontijzering op (Reijnen 1992-2), bij een lagere pH (pH 7,7). In de praktijkinstallatie werd de ontijzering met dit proces ongunstig beïnvloed door een pomphase na de cascadebeluchters.
- de bouw- en opvoerhoogte zijn relatief groot in vergelijking met andere systemen, zeker als een hoog verwijderingspercentage voor methaan gewenst is en de cascadebeluchter geheel boven het eerste filter wordt gebouwd om een pomphase te voorkomen.

## 4.5 Beluchtingstoren of BOT

### 4.5.1 Principe

Een -meestal smalle hoge- stalen of kunststof ketel wordt gevuld met een zogenaamde "pakking". Water wordt bovenin de ketel verdeeld over de pakking en stroomt over het pakkingoppervlak naar beneden. Lucht wordt met een ventilator in mee- of tegenstroom doorgevoerd. Zie afbeelding 4.3.



Afbeelding 4.3 Schematische weergave van een beluchtingstoren met tegenstroombeluchting

### 4.5.2 Aspecten voor een optimale werking

#### *Soort en hoogte pakking*

De verwijdering van methaan wordt bevorderd door het grote oppervlak tussen lucht en water dat ontstaat als het water over het oppervlak van de pakking stroomt. Tevens druppelt het water van het ene pakking-element naar het volgende, zodat ook steeds nieuwe druppels worden gevormd.

Vroeger werden voor de pakking kruisgewijs gestapelde PVC buizen of los gestorte stukjes PVC buis gebruikt. Tegenwoordig worden meestal in de handel verkrijgbare pakkingen gebruikt.



*Afbeelding 4.4 Beluchtungs- en ontgassingstorens van de WOB te Veghel  
Foto WOB.*

Er worden zeer veel vormen en formaten aangeboden, gemaakt van verschillende soorten kunststof, keramische materialen of roestvast staal. Uit onderzoek van Kiwa naar het verwijderen van vluchtige koolwaterstoffen is gebleken dat de  $K_L a$ -waarden van deze pakkingen duidelijke verschillen vertonen (Reijnen, 1985). De consequentie van een lagere  $K_L a$ -waarde is dat voor eenzelfde mate van methaanverwijdering een hogere pakking nodig is. Een veel gebruikte en effectieve pakking is de Pall-ring van polypropreen, afgekort met PP (Reijnen, 1985), die, soms onder een andere handelsnaam, door de meeste leveranciers wordt geleverd.

Als de oppervlaktebelasting water en de lucht-waterverhouding zijn gekozen, bepaalt de hoogte van de pakking de mate van verwijdering van methaan.

### *Verdeling water*

Zeer open pakkingen (draadfiguren) worden voor methaanverwijdering niet aanbevolen. Ze leveren een geringe horizontale verdeling van het water op. Een dunne waterstraal uit de invoer leidt daardoor na enkele meters pakking tot een iets dikkere onder uit de pakking.

De meer dichte pakkingen, zoals Pall-ringen en aanverwante typen pakking, hebben een goede waterverdeling. Daardoor is de waterverdeling boven de pakking minder kritisch. Voor de toegepaste pakkinghoogten (hoogste is 3,7 m) is geen waterherverdeler nodig.

### *Luchtrichting en lucht-waterverhouding*

Omdat de verdelingscoëfficiënt van methaan zeer laag is (0,04, zie bijlage 1) is bij mee- en tegenstroombeluchting een lage lucht-waterverhouding voldoende. Meestroombeluchting is daarom goed mogelijk, maar vergt wel een iets hogere lucht-waterverhouding dan tegenstroombeluchting. Een methaanverwijdering van 99% vergt bijvoorbeeld bij meestroombeluchting een berekende lucht-waterhouding van 4 en bij tegenstroombeluchting van 0,2. Zie formule 2 op bijlage 1.

Bij tegenstroombeluchting is een zekere luchtweerstand in de pakking gewenst (vuistregel  $\Delta P$  lucht 1-2 cmWk/m pakking) om een goede luchtverdeling over de gehele pakking te garanderen en circulatiestromen te voorkomen.

Toelichting: van nature wordt de lucht meegenomen door het neerwaarts stromende water. Als dit plaatselijk blijft gebeuren bij tegenstroombeluchting, ontstaat een circulatiestroom. Bij een te lage luchtsnelheid komt het voor dat het voor de mate van methaanverwijdering verschil uitmaakt of eerst de watertoevoer of eerst de luchttoevoer wordt gestart.

Voor tegenstroombeluchting worden in de praktijk lucht-waterverhoudingen van 2-6 toegepast. Hoewel deze lage waarden niet leiden tot een luchtweerstand die voldoet aan het voornoemde criterium, verloopt de methaanverwijdering goed. De oorzaak kan zijn dat er in feite sprake is van een "overmaat aan lucht" en dat daardoor de luchtverdeling niet kritisch is.

Voorbeeld: De luchtweerstand over een bed van 1 m Pall ringen van 25 mm bedraagt 0,3 cmWk, bij een oppervlaktebelasting van 100 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h en een lucht-waterverhouding 6.

### *Oppervlaktebelasting water*

Verhogen van de oppervlaktebelasting water heeft een hogere  $K_L a$ -waarde tot gevolg, ondermeer door toenemende turbulentie. Bij gelijke contacttijd van het water, is daardoor *een smalle hoge toren beter dan een brede lage*. In de praktijk worden voor methaanverwijdering oppervlaktebelastingen tot 100 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h toegepast. Dit is een goed werkbare hoeveelheid en de gewenste methaanverwijdering is te bereiken met een niet al te hoge pakking. Dat betekent niet dat een hogere oppervlaktebelasting niet haalbaar is. Uiteraard geldt de voorwaarde dat geen flooding op mag treden.

### 4.5.3 Procesgegevens

#### *Experimenten met verwijdering van methaan*

Met een proef-beluchtingstoren van Kiwa te Veghel werd in 1982 de verwijdering van methaan onderzocht, bij de daarmee haalbare maximale oppervlaktebelasting van  $88 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$  en een pakkinghoogte van 3 m. Een verwijdering van 99% werd bereikt (Reijnen, 1983). Zie tabel 4.3.

#### *Praktijkinstallaties*

De praktijk-beluchtingstorens te Veghel zijn gedimensioneerd na aanvullende experimenten van de WOB met spoelbare beluchtingstorens op proef- en praktijkschaal (Van Paassen, 1992).

In tabel 4.3 zijn de procesgegevens van de proefinstallatie van Kiwa en enkele Nederlandse praktijkinstallaties vermeld.

*Tabel 4.3 Procescondities van enkele beluchtingstorens voor het verwijderen van methaan*

Beluchtings-toren <sup>1)</sup>	Eenheid	A	B	C	D-1	D-2
<b>Methaan:</b>						
influent	mg/l	7	5,3	2,5-3	10	25
effluent	mg/l	0,07	<0,1	<0,01	<0,05	0,15
verwijdering	%	99	>98	99,5	>99,5	99,4
<b>Pakking:</b>						
Type		Hy-pak	Pall-ring	Pall-ring	Pall-ring	Pall-ring
Materiaal		RVS	PP	PP	PP	PP
Maat <sup>2)</sup>	mm	30	25	25	25	25
Hoogte	m	3	2,8	3,2	3,7	3,7
<b>Toren:</b>						
Bouwhoogte	m	4,5	3,8	4,2	5,7	5,7
Doorsnede	m <sup>2</sup>	0,28	4	2	2	2
<b>Belasting:</b>						
Water	m <sup>3</sup> m <sup>2</sup> h	88	100	100	78	85
Lu/wa-verh. tegenstroom		2	5	6		
Lu/wa-verh. meestroom					18	16

1) **Beluchtingstorens:**

- A Kiwa proef-beluchtingstoren (Reijnen 1983)
- B Praktijkinstallatie Veghel (Van Paassen 1992)
- C Praktijkinstallatie IJsselstein (Schoonhoven 1992)
- D-1 Praktijkinstallatie Baanhoek; bepaald maart 1992 (Reijnen en Hootsen, 1992)
- D-2 Idem, 1994 (Hootsen 1994).

- 2) Voor ringen zijn doorgaans de lengte en de doorsnede gelijk. De "maat" wordt daarom opgegeven met één waarde.

#### *Berekenen van de verwijdering*

Uit onderzoek naar de verwijdering van trichlooretheen is gebleken dat de mate van verwijdering met tegenstroombeluchting in een beluchtingstoren goed is te berekenen (Reijnen e.a. 1983). Voor methaan is dit vermoedelijk ook het geval. Het ontbreekt echter aan resultaten van experimenten waarmee getoetst kan worden of de berekende waarden juist zijn. Voor extrapolatie van een, bij bepaalde procescondities verkregen, percentage methaanverwijdering naar de te verwachten verwijdering bij een andere hoogte van de pakking kan gebruik worden gemaakt van de formules 3 en 4 van bijlage 1.

#### **4.5.4 Beperken pH toename**

Een beluchtingstoren met tegenstroombeluchting is het beste systeem voor een vergaande CO<sub>2</sub> verwijdering (Reijnen, 1988-1). Met een pakkinghoogte van 3 m en een lucht waterverhouding 20 is in principe een CO<sub>2</sub> verwijdering van 99% te bereiken. In de praktijk beperkt nalevering van CO<sub>2</sub> de mate van CO<sub>2</sub> verwijdering doorgaans tot een lager percentage dan 99% en neemt de pH toe tot waarden tussen 7,8 en 8,0 (Reijnen 1989-2). De toename van de pH is het meest effectief te beperken door toepassen van meestroombeluchting. Tegenstroombeluchting met een aanzienlijk lagere lucht-waterverhouding is in principe ook effectief. Wordt de luchtsnelheid in de pakking daardoor zo laag dat de verdeling van de lucht in de pakking slecht wordt, dan kan recirculatie van lucht overwogen worden. In de praktijk is hiermee met beluchtingstorens nog geen ervaring opgedaan.

#### **4.5.5 Vervuiling en reiniging**

Er kan veel ijzer achterblijven in de pakking van de beluchtingstorens. Op zuiveringsstation Baanhoek werd bepaald dat van de aanwezige 2 mg/l ijzer de helft achter bleef in de beluchtingstorens. Gedurende een looptijd tussen twee spoelingen werd in een cubieke meter pakking bijna 4 kg ijzer afgezet (Reijnen en Hootsen 1992). De pakking van beluchtingstorens moet daarom frequent worden gespoeld. Dat kan met lucht of met een combinatie van lucht en water. Als met water wordt gespoeld gebeurt dat met ruw grondwater. Op termijn is spoelen echter niet voldoende en is extern chemisch reinigen noodzakelijk. Een praktisch criterium voor de noodzaak van extern reinigen is het toenemen van de methaanconcentratie in het beluchte water. In tabel 4.4 zijn enkele praktijkgegevens over het spoelen en de standtijd tussen twee externe reinigingen vermeld.

Tabel 4.4 Schoonmaken pakking beluchtingstorens

Beluchtingstoren <sup>1)</sup>	A	B	C	D	E
<b>Watersamenstelling:</b>					
Fe mg/l	2,5	3,8	4,4	0,7	2
CH <sub>4</sub> mg/l	5,3	6	5	3	10
Looptijd uren	100	150	100	48	168
<b>Spoelproces:</b>		zie 1	zie 1		
water m/h	100	100	100	vullen tot	100
tijd min	2	2	2	70%	2
lucht m/h	200	200	200	400	-
tijd min	5	5	5	30	
water/lucht m/h	100/200	100/200	100/200	-	100/250
tijd min	15	15	15		5
water m/h	100	100	100	-	100
tijd min	5	5	5		10
infiltreren min	5	5	5	-	-
<b>Standtijd maanden</b>	3 <sup>2)</sup>	24 <sup>2)</sup>	12 <sup>2)</sup>	>48 <sup>3)</sup>	12 <sup>4)</sup>

- 1) **Beluchtingstorens:**
  - A Veghel (Coppens, 1993)
  - B Helmond (Coppens, 1993)
  - C Vlierden (Coppens, 1993)
  - D IJsselstein (Schoonhoven 1992)
  - E Baanhoek (ontwerp RED 1992; Hootsen 1994)1)
- 2) Omgerekend. De WOB hanteert de volumestroom belucht water. Voor de drie locaties (torens 4 m<sup>2</sup>) komt dit op: Veghel 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>, Helmond 1,4.10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>, Vlierden 1,3.10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>. (Coppens 1993).
- 3) Eerste toren na vier jaren nog niet gereinigd.
- 4) Na 1,5 jaren was de pakking te sterk vervuild. Voorlopig wordt nu een jaar aangehouden (Hootsen 1993)

Er zijn te weinig gegevens, en de spoelprocedures verschillen te veel, om een duidelijke relatie aan te kunnen tonen tussen:

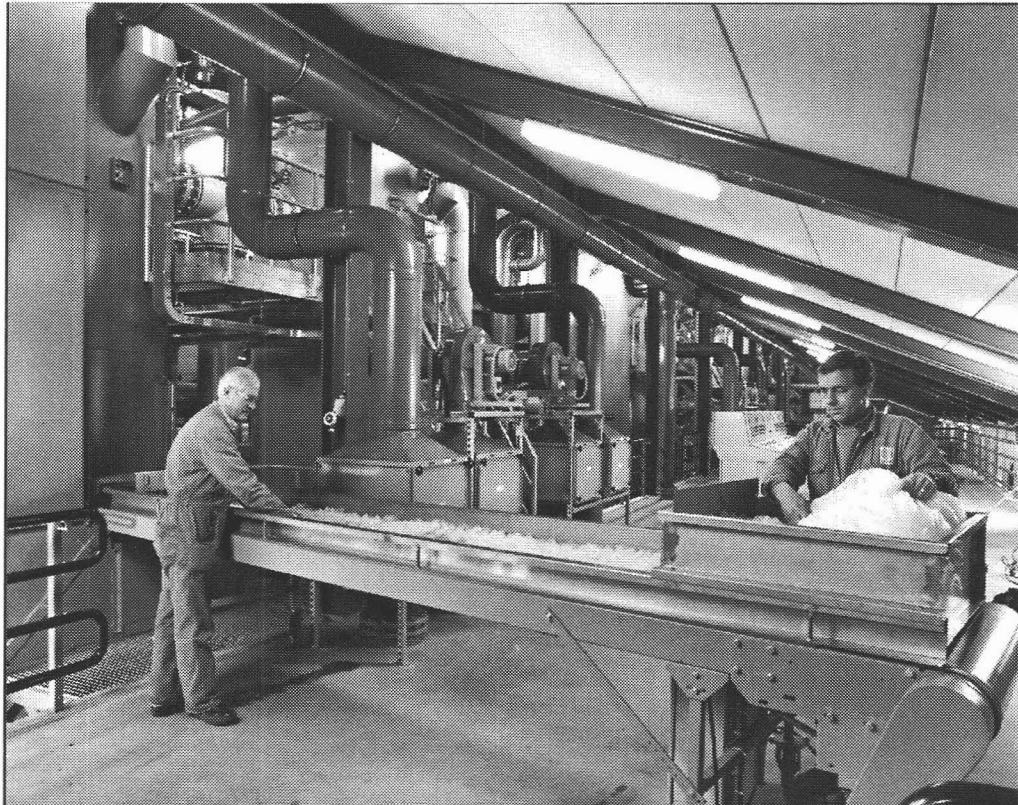
- de ijzerconcentratie;
- de tijd tussen twee spoelbeurten van de pakking (looptijd);
- de tijd tussen twee externe reinigingen van de pakking (standtijd).

Het frequent en zeer intensief met lucht spoelen op zuiveringsstation IJsselstein leidt, uiteraard samen met de lage ijzerconcentratie, tot een lange standtijd van de pakking.

Voor een goede reiniging moet de pakking kunnen bewegen bij het spoelen, dus er moet hoogte beschikbaar zijn voor enige expansie.

Tevens is een voorziening nodig om wegspoelen van pakking via de spoelwaterafvoer te verhinderen (bijvoorbeeld met gaas).





*Afbeelding 4.5 Lopende band voor het vullen van de beluchtungs- en ontgassingstorens met nieuwe of gereinigde Pall ringen  
Foto WOB*

De periodieke externe chemische reiniging wordt doorgaans uitbesteed. De pakking dient daar mechanisch en qua chemische samenstelling tegen te kunnen. Het verwijderen en weer inbrengen van 1 m<sup>3</sup> pakking kost circa 3-5 uren.

Enkele voorbeelden: Het met de hand verwijderen en weer inbrengen van 9 m<sup>3</sup> pakking vergde voor een oude BOT te Veghel 2 dagen werk voor 3 mensen (Van Paassen 1992). Met een systeem voor het mechanisch verwijderen en inbrengen van de pakking bij de nieuwe installatie te Veghel werd de tijd voor verwijderen en inbrengen verminderd tot 2 dagen voor 2 mensen. Hetzelfde werk kost in Helmond en Vlierden 2 en 3 mensdagen voor 4 respectievelijk 9 m<sup>3</sup> pakking (Coppens 1993).

#### **4.5.6 Bouwkundige voorzieningen**

Omdat een pompfase na beluchting een ongunstig effect op de ontijzering kan hebben dient de wateruitvoer van de beluchtingstoren boven de invoer van de eerste filtratiestap te komen. Dit vergt een relatief hoog gebouw, als de beluchtingstorens binnen worden opgesteld. Leidingen voor luchttoevoer en luchtafvoer voorkomen omvangrijke vochtproblemen. Luchtdrogers zijn nodig om condensvorming op de torens en leidingen te verhinderen. De beluchtingstorens buiten opstellen, bijvoorbeeld boven filters en door een dakdoorvoer gedeeltelijk naar buiten stekend, is ook mogelijk.

#### 4.5.7 Energiegebruik

Het berekende energiegebruik voor een beluchtingstoren, met een bouwhoogte van 5 meter, 3 m Pallringen 25 mm en een lucht waterverhouding van  $6 \text{ Nm}^3/\text{m}^3$ , bedraagt circa  $0,03 \text{ kWh}/\text{m}^3$  water.

#### 4.5.8 Voordelen

- met een beluchtingstoren is, bij gelijke bouwhoogte, een hogere mate van methaanverwijdering te bereiken dan met een cascadebeluchter;
- voor tegenstroombeluchting is een zeer lage, en voor meestroombeluchting een lage lucht-waterverhouding voldoende;
- de toename van de pH is te beperken. Dat kan met:
  - . meestroombeluchting (Reijnen 1989-2);
  - . tegenstroombeluchting met een lucht waterverhouding lager dan 10 (Reijnen 1989-2)
  - . tegenstroombeluchting met recirculatie van lucht;
- beluchtingstorens kunnen buiten worden geplaatst.

#### 4.5.9 Nadelen

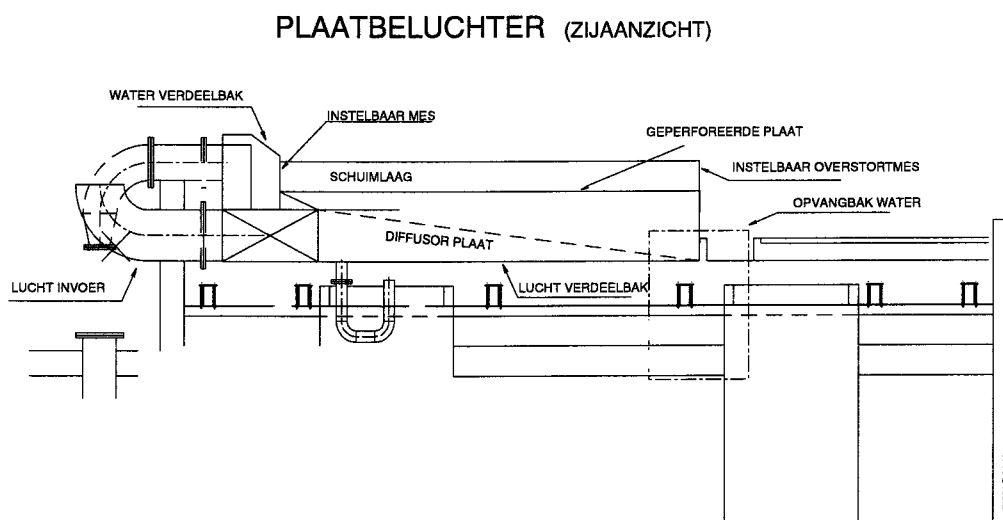
- de pakking moet frequent worden gespoeld, en periodiek extern chemisch worden gereinigd;
- het systeem is niet geschikt bij hogere concentraties ijzer. Gedacht wordt aan  $5 \text{ mg/l}$  of meer. Deze "grens" is echter niet onderbouwd door praktijkervaring;
- beluchtingstorens vergen een relatief grote bouw- en opvoerhoogte.

## 4.6 Plaatbeluchting

### 4.6.1 Principe

#### *Werking*

Water stroomt horizontaal over een geperforeerde plaat waar in opwaartse richting zoveel lucht wordt doorgeblazen dat een belLENbed ontstaat. Zie afbeeldingen 4.6 en 4.7.



*Afbeelding 4.6 Schematische weergave van een plaatbeluchter van WZHO voor een experiment op praktijkschaal*

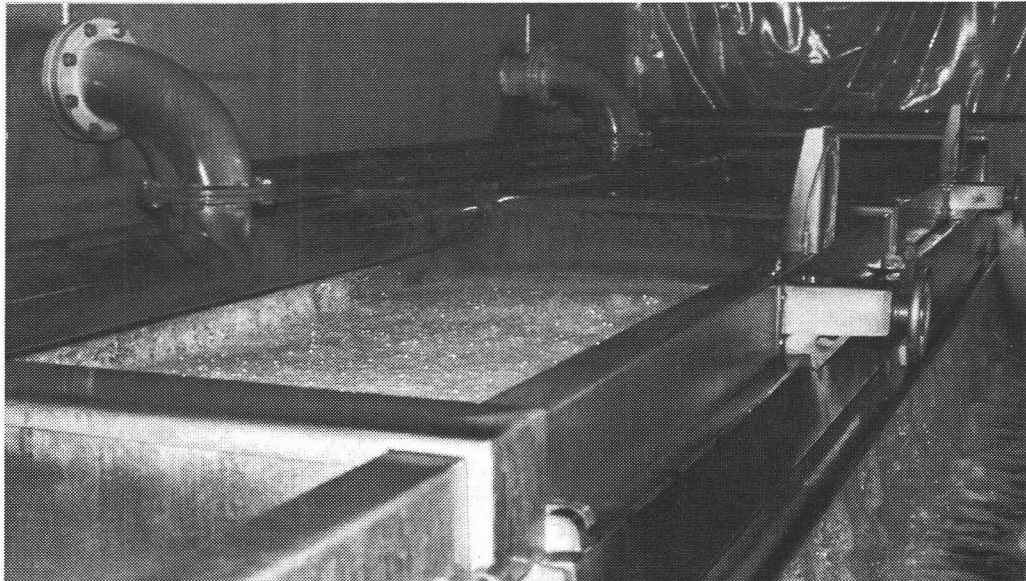
Door de werkelijke verblijftijd van het water in een plaatbeluchter te Spannenburg te bepalen kon worden berekend dat het belLENbed voor circa 50% uit water en voor 50% uit lucht bestond. De energie, nodig voor een groot uitwisselingsoppervlak tussen lucht en water, en de verversing van dit uitwisselingsoppervlak, wordt grotendeels geleverd door de ventilator. Extra opvoerhoogte voor het water is niet nodig.

#### *Ontwikkeling*

De plaatbeluchter is ontwikkeld door de Zweedse firma INKA en wordt daarom ook wel "INKA intensive aeration system" genoemd (Westberg, 1949). De WLF heeft het systeem in het midden van de zestiger jaren beproefd (Van Ammers, 1967), verder ontwikkeld en voor het eerst toegepast op zuiveringsstation Oldeholtpade (Van Ammers, 1973).

### 4.6.2 Aspecten voor een optimale werking

Een plaatbeluchter functioneert het best wanneer een goed en stabiel belLENbed wordt bereikt (Westberg, 1949). Een dikker belLENbed geeft een betere verwijdering. Hierna wordt aangegeven welke aspecten hiervoor van belangrijk zijn.



*Afbeelding 4.7 Plaatbeluchter van het oude type zoals dat jarenlang door WLF werd toegepast. Het belLENbed is goed te zien  
Foto ZS Spannenburg*

#### *Geperforeerde plaat*

Het aantal en de doorsnede van de gaatjes in de geperforeerde plaat is van groot belang voor het verkrijgen van een optimaal belLENbed. Voor een goede werking zijn in principe veel kleine gaatjes het beste.

De grootte van de gaatjes varieert in de Nederlandse praktijk van 1 mm (proef) tot 3 mm, het aantal gaatjes per m<sup>2</sup> van 2.500-25.000. Het open oppervlak van alle gaatjes tesamen varieert van 1,5 tot 3%.

Voor de praktijk is het belangrijk dat de gaatjes gemaakt kunnen worden tegen redelijke kosten, en niet snel dicht gaan zitten met hardere afzettingen van kalk, mangaan en ijzer. *In de praktijk werd een zeer goede verwijdering bereikt met gaatjes van 1,5 mm en een totaal open oppervlak van 1,5%.* Het goedkoopst is het stansen van de gaatjes in een RVS plaat met een dikte van 1,25-1,5 mm.

#### *Lengte-breedteverhouding*

Uit experimenten van de WLF (Oostelbos en Van der Meulen 1991) valt te herleiden dat bij gelijke oppervlaktebelasting een smalle lange plaatbeluchter een iets betere methaanverwijdering oplevert dan een brede korte.

Dit is wellicht te verklaren door een geringere verblijftijdspreiding bij een lange smalle plaat en de vorming van kleinere bellen door de hogere horizontale watersnelheid op de plaat. Een smalle plaat leidt tot een hoge mesbelasting van de waterinvoer. Zie verder onder waterverdeling en verblijftijdspreiding.

### *Waterverdeling*

Een goede waterverdeling over de breedte van de geperforeerde plaat is van groot belang om een stabiel bellenbed te krijgen en circulatiestromen van het water te voorkomen. De waterverdeler moet niet gevoelig zijn voor vervuiling. *Een verdeelbak (eventueel met een verdeelleiding in de verdeelbak) en een overstortmes werkt goed. Het water moet op een blind stuk plaat vallen en dus niet direct op de geperforeerde plaat.*

Mesbelastingen van 130-150 m<sup>3</sup>/m.h bleken goed haalbaar.

Suggestie: Indien er voldoende opvoerhoogte beschikbaar is kan de verdeelbak hoger worden geplaatst. Door het vallen van het water wordt dan reeds methaan verwijderd (Zondervan 1993). In feite ontstaat zo een mengvorm van een cascade- en een plaatbeluchter.

### *De volumestroom lucht*

Naast het aantal en de grootte van de gaatjes in de geperforeerde plaat is de oppervlaktebelasting lucht (volumestroom lucht per vierkante meter plaat, Nm<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.s of m/s) belangrijk. Daardoor wordt de dikte van het bellenbed voornamelijk bepaald.

Opmerking: Bij andere beluchtingssystemen geeft men meestal de lucht-waterverhouding op. Dat is voor een plaatbeluchter niet de juiste parameter. Stel, u wilt de verwijdering verbeteren door de verblijftijd te verlengen. Daartoe halveert u, bij gelijke lucht-waterverhouding, de oppervlaktebelasting water. U halveert dan ook de oppervlaktebelasting lucht! Daardoor ontstaat een dunner bellenbed en wordt de beoogde betere verwijdering niet bereikt.

Voor een hoog verwijderingsrendement is een dikke schuimlaag nodig die voornamelijk wordt bereikt door een hoge oppervlaktebelasting lucht. *De meest effectieve plaatbeluchters hebben, bij gaatjes van 1,5 mm en een open oppervlak van 1,5%, een oppervlaktebelasting lucht in de range van 0,25 à 0,3-0,4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.s. De luchtsnelheid door de gaatjes is dan 17-27 m/s.*

### *Luchtverdeling*

De drukverschillen in de luchtbak onder de geperforeerde plaat moeten veel kleiner zijn dan de luchtweerstand over de lege plaat, welke in de orde van grootte ligt van 0,1 kPa (10 cmWk).

Voorbeeld: In de praktijk kan bijvoorbeeld een diffusor gebruikt worden om de luchtsnelheid bij de invoer te verlagen. Ook kan de luchtverdeelbak voorzien van een naar achteren oplopende bodem om de luchtsnelheid gelijk te houden.

### *De schuimstuw*

Om te voorkomen dat het bellenbed aan het einde van de plaat te veel wordt verlaagd door het wegstromen van het water, wordt een "schuimstuw" toegepast. Een overstortmes werkt het beste. *Aanbevolen wordt de hoogte hand-instelbaar te maken van circa 10-30 cm, omdat de juiste hoogte vooraf niet goed is aan te geven. De hoogte van de overstort moet iets lager zijn dan de hoogte van het bellenbed, dat wordt verkregen bij de gekozen perforatie en oppervlaktebelasting lucht (Reijnen e.a., 1993-2).*

De vroeger toegepaste schuimstuw, die bestond uit een instelbare klep met een uitstroomspleet aan de onderkant, tussen de klep en de plaat, wordt afgeraden (leek op losklep van zandauto). Als namelijk de spleet niet exact overal even breed is ontstaan voorkeurstromen. Vooral bij een geringe plaatlengte kan dit een zeer ongunstige invloed hebben.

#### *Verblijftijdspreiding*

Ook bij een goed ontworpen plaatbeluchter treedt een grote verblijftijdspreiding op. Een goede waterverdeling en een goede schuimstuw verminderen de verblijftijdspreiding en verbeteren daardoor ook de verwijdering.

Voorbeeld: Bij een zeer goed functionerend prototype voor nieuwe plaatbeluchters te Spannenburg werd een verblijftijdspreiding van 8-24 seconden gemeten. Een niet optimaal functionerende oude plaatbeluchter had een verblijftijdspreiding van 4-30 seconden (Oostelbos en Van der Meulen 1991).

### 4.6.3 Procesgegevens

#### *Proces plaatbeluchting moeilijk te berekenen*

De Zweed Westberg (1949) slaagde er niet in de verwijdering van gassen met een plaatbeluchter te berekenen. Dat komt omdat de verschillende procesparameters gekoppeld zijn. *Meer lucht* geeft bijvoorbeeld:

- een *hogere lucht-waterverhouding*;
- meer bellen en meer turbulentie en daardoor een hogere  $K_L a$  waarde;
- door de grotere turbulentie *een grotere verblijftijdspreiding*;
- een dikkere schuimlaag en daardoor een *langere verblijftijd* van het water op de plaat.

Haberer en Baier (1970) hebben wel kans gezien een deel van hun proefresultaten met een plaatbeluchter te beschrijven met een formule, waarin de  $K_L a$ -waarde uit formule 4 van bijlage 1 werd vervangen door de  $d_{bl}$ , de blaasdichtheid. Bij verandering van de gaatjesgrootte werd echter weer een andere relatie gevonden.

Voor een plaatbeluchter waarvan de verwijdering bepaald is en waarvan alle procescondities gelijk worden gehouden (dus ook de volumestroom lucht per vierkante meter plaat) is het mogelijk met formule 4 van bijlage 1 te berekenen welke contacttijd nodig is voor een andere mate van verwijdering. De kortere of langere verblijftijd kan dan worden bereikt door de lengte van de plaat te veranderen.

#### *Praktijkinstallaties*

Gegevens van alle praktijkinstallaties zijn door Kiwa verzameld (Reijnen, 1992-1). Hoewel deze installaties doorgaans voldoende methaan verwijderen, functioneren ze niet allemaal optimaal. Tevens zijn de belangrijke gegevens van de volumestroom lucht onvoldoende nauwkeurig bekend. Omdat er bruikbare resultaten van experimenten op praktijkschaal beschikbaar zijn, zijn de gegevens van de praktijkinstallaties niet in deze mededeling opgenomen.

### *Experimenten op praktijkschaal*

Veel onderzoek naar het verbeteren van de verwijdering van methaan is vanaf eind 1989 uitgevoerd door de WLF op zuiveringsstation Spannenburg (Oostelbos en Van der Meulen, 1991). Doel was de methaanconcentratie te verlagen van 40-50 mg/l tot enkele tienden van milligrammen (gewenste verwijdering 99,6%). Experimenten zijn uitgevoerd met:

- bestaande plaatbeluchters, vóór en na het aanbrengen van verschillende veranderingen (4 m<sup>2</sup> plaat; kort en breed);
- een prototype voor een nieuw model plaatbeluchter, ontworpen door de WLF (4 m<sup>2</sup> plaat; lang en smal).

In 1992-1993 zijn op zuiveringsstation De Laak experimenten uitgevoerd door WZHO en Kiwa met een grote plaatbeluchter (Reijnen e.a. 1993-2; 8 m<sup>2</sup> plaat, 330 m<sup>3</sup>/h).

De resultaten van genoemde experimenten maken het mogelijk richtlijnen te geven voor het dimensioneren van plaatbeluchters.

### *Procescondities*

In tabel 4.5 zijn procescondities vermeld voor een methaanverwijdering van 97, 98, 99 en 99,5 % met technisch goed functionerende plaatbeluchters. De breedte-lengte verhouding van de geperforeerde platen bedroeg 1:4. De doorsnede van de gaatjes was 1,5 mm en het open oppervlak was 1,5%.

*Tabel 4.5 Procescondities voor het verwijderen van methaan met plaatbeluchters*

verwijdering methaan		97% <sup>1)</sup>	98% <sup>1)</sup>	99% <sup>2)</sup>	99,5% <sup>2)</sup>
oppervlaktebelasting water	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h	40	40	30	30
oppervlaktebelasting lucht	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .s	0,25	0,3	0,3	0,4

1 97 % experimenten ZS De Laak, 98% is extrapolatie (Reijnen, 1993-2).

2 Experimenten Spannenburg (Oostelbos en Van der Meulen, 1991; interpretatie Reijnen, 1992-1)

## **4.6.4 Vervuiling en reiniging**

Na verloop van tijd komt er een sliblaag op de platen. Verwijderen door borstelen tijdens bedrijf, bijvoorbeeld maandelijks, werkt goed. *Er dient een voorziening te worden gemaakt om het vuile water af te voeren, zodat biomassa van de platen niet op de filters komt.* De methaanverwijdering loopt na verloop van tijd terug door hardere afzettingen die de gaatjes verkleinen. Daarvoor is extern chemisch reinigen noodzakelijk. De platen te Spannenburg en Culemborg worden tweemaal per jaar extern gereinigd, die te Langerak maandelijks. Een reserveset platen is nodig, vanwege de schoonmaaktijd.

Reinigen kan bijvoorbeeld door de platen af te steken, schoon te spuiten, een week in een daartoe geschikt zuur te leggen en ze daarna af te spuiten met de hogedrukspuit (Culemborg en Langerak). De reiniging kan door een gespecialiseerde firma worden uitgevoerd (Spannenburg).

#### 4.6.5 Bijzondere voorzieningen en beperken pH toename

##### *Verminderen volumestroom buitenlucht door recirculatie*

Een plaatbeluchter vergt veel lucht. Het kan gewenst zijn de hoeveelheid aangezogen buitenlucht te beperken, bijvoorbeeld om:

- onder bijzondere omstandigheden, zoals luchtverontreiniging en fall out, zo lang mogelijk door te kunnen gaan met beluchten;
- kleinere luchtfilters en toevoerleidingen toe te passen;  
Dit is het hoofddoel van de toegepaste recirculatie op de zuiveringsstations De Laak (experiment deelstroom 1992-1993, alle ruwwater 1995, Haasnoot 1994) en Overveen (sinds medio 1994).
- bij extreme koude ijsvorming in de luchtverdeelbak tegen te gaan;  
Recirculatie van lucht wordt toegepast in Duitsland om bevroren van het lekwater onder de bodem te voorkomen (Schulz, 1984).
- de pH toename te beperken.  
Dit is een bijkomende doel van de toegepaste recirculatie van lucht op de zuiveringsstations De Laak en Overveen.

In principe kan een groot deel van de lucht worden gerecirculeerd. Bepalende factor is hiervoor niet het percentage recirculatie, maar de "verse lucht-waterverhouding". In theorie is voor een methaanverwijdering van 99% een (verse)-lucht-waterverhouding van 4 nodig (formule 2, bijlage 1). In de praktijk werken plaatbeluchters met lucht-waterverhoudingen van 20-60. Bij experimenten op zuiveringsstation De Laak bleek dat bij verlagen van de "verse lucht-waterverhouding" tot een waarde van 1 de methaanverwijdering 97% bleef (Haasnoot e.a. 1994). De invoerconcentratie bedroeg hier 1 mg/l methaan. Bij hogere concentraties kunnen hogere verse lucht- waterverhoudingen nodig zijn!

Het is aan te bevelen aan de invoer van de lucht-recirculatieleiding een druppelafscheider te plaatsen. Verwacht wordt dat bacteriegroei in de recirculatieleiding op kan gaan treden. Oorzaak kan zijn de aanwezigheid van veel vocht, een lage concentratie methaan en een hogere temperatuur als gevolg van opwarmen door de ventilator. Korte, goed te reinigen leidingen waarin water niet blijft staan worden aanbevolen.

##### *Regelbare ventilator*

Het regelen van de volumestroom lucht met een regelklep geeft in de praktijk nogal eens *niet* het gewenste effect. Met name het regelbereik is gering. Een toerenregeling biedt meer instelmogelijkheden. Ook een *centrifugaalventilator met poelieaandrijving* maakt het mogelijk de volumestroom lucht aan te passen. Als men onzeker is over de benodigde hoeveelheid lucht, kan een grotere ventilator worden gekozen.



Door het toerental te verlagen (scheelt een hoop lawaai!) is de volumestroom lucht die een voldoende methaanverwijdering geeft in te stellen. De mate van verwijdering van methaan is desgewenst op te voeren door verhoging van het toerental. Nadeel is wel dat een poelieaandrijving meer onderhoud vergt.

#### **4.6.6 Beperken pH toename**

De pH na beluchting zal, net als bij andere beluchters, mede afhangen van de samenstelling van het grondwater. De maximale CO<sub>2</sub> verwijdering met een plaatbeluchter ligt rond 80% (zie Kiwa mededeling 101).

Het is in de praktijk mogelijk gebleken de pH toename te beperken door toepassen van recirculatie van lucht met een lage verse lucht-waterverhouding. Op zuiveringsstation De Laak kon de pH na plaatbeluchting worden verlaagd van 7,8 naar 7,7 door de verse lucht-waterverhouding te verminderen tot een waarde van 1. Bij een andere watersamenstelling (methaan- en CO<sub>2</sub> concentratie) kan een hogere verse lucht-waterverhouding effectief zijn voor het beperken van de pH toename in combinatie met een voldoende methaanverwijdering. Voor berekening van de verse lucht-waterverhouding kan formule 2 van bijlage 1 gebruikt worden.

#### **4.6.7 Bouwkundige voorzieningen**

Plaatbeluchters worden binnen opgesteld en moeten goed bereikbaar zijn voor het vervangen van de platen. Er worden zeer hoge eisen gesteld aan de vochtbestendigheid van de ruimte waarin ze worden geplaatst, omdat veel druppels worden verspreid. De sproeiruimte boven een gesloten betonnen filter bleek hiervoor op meerdere locaties geschikt te zijn. Is een vochtbestendige ruimte niet beschikbaar dan kan een gesloten plaatbeluchter met toe en afvoerleidingen worden gebruikt. Het plaatsen van niet volledig aansluitende afzuigkap boven een open plaatbeluchter is niet voldoende effectief om het vochtprobleem geheel te verhelpen. Bij een te hoge capaciteit van de afzuiginstallatie wordt buitenlucht aangezogen en treedt condensvorming op in de koude ruimte van het filtergebouw

#### **4.6.8 Energiegebruik**

Het berekende energiegebruik van de ventilator ligt in de range van 0,03-0,12 kWh/m<sup>3</sup> belucht water voor een verwijdering van 97% tot 99,5%.

#### 4.6.9 Voordelen

- met een plaatbeluchter is een hoog percentage methaanverwijdering te bereiken (>99%);
- een plaatbeluchter is geschikt voor het beluchten van sterk ijzerhoudend water;
- door de zeer korte beluchtingstijd (enkele tientallen seconden) treedt weinig vooroxydatie van ijzer op;
- door toepassen van een groter plaatoppervlak en een lagere volumestroom lucht per vierkante meter plaat is reserve in te bouwen voor een mogelijk op termijn gewenste toename van de methaanverwijdering. Deze is te bereiken door het verhogen van de volumestroom lucht.
- de plaatbeluchter kan in veel gevallen in een bestaand gebouw worden geplaatst;
- extra opvoerhoogte van de onderwaterpompen is niet nodig.

#### 4.6.10 Nadelen

- bij het ontwerp worden hoge eisen gesteld aan de verdeling van lucht en water. Een minder goed ontwerp leidt snel tot een verlaging van de verwijdering;
- de mate van verwijdering van methaan verloopt in de praktijk nogal eens minder gelijkmatig en kan afnemen door vervuiling van de gaatjes;
- door kalkafzetting kunnen de gaatjes op sommige locaties sneller dicht gaan zitten en is het frequenter nodig de platen te reinigen;
- voor een zeer hoge mate van methaanverwijdering (>>99%) is het energiegebruik relatief hoog.

### 4.7 Vacuümontgassing

De vacuümontgasser is veel gebruikt voor het bereiden van zuurstofarm ketelvoedingwater (Sheppard e.a., 1946; Hoven, 1983). De publicatie van Sheppard bracht het drinkwaterbedrijf van Kopenhagen op het idee vacuümontgassing toe te passen voor het verwijderen van methaan uit grondwater, dat zuurstofloos moest blijven om het, zonder vervuiling van de leiding, te verpompen naar een elders gelegen zuiveringslocatie.

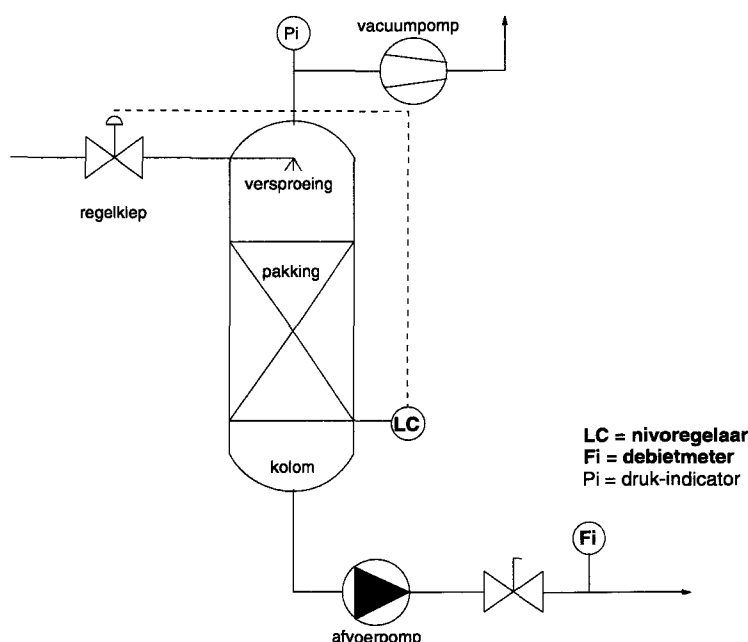
Vanaf 1961 werd 98% van het methaan uit het grondwater van Aebelholt verwijderd met een installatie, bestaande uit een 14 meter hoge stalen toren, gevuld met gestapelde houten rekken en 96% vacuüm (circa 4 kPa; Christensen, 1968).

In Nederland wordt vacuümontgassing de laatste jaren toegepast om stikstof en zuurstof uit grondwater te verwijderen alvorens denitrificatie toe te passen (Van der Hoek e.a. 1994). Voor methaanverwijdering op praktijkschaal werd vacuümontgassing het eerst toegepast door de WMO te Denekamp.

Voor het ontwerp maakte de WMO gebruik van resultaten van onderzoek van de WOB met een proefinstallatie te Veghel.

#### 4.7.1 Principe

Als water wordt verwarmd gaat het bij 80 °C bruisen. De oorzaak is dat door het stijgen van de temperatuur de oplosbaarheid van gassen (lucht) afneemt waardoor ze vrijkomen bij een bepaalde mate van oververzadiging. In een vacuümontgasser (afbeelding 4.8) wordt de druk met een vacuümpomp sterk verlaagd. Ook daardoor raakt het water oververzadigd aan gas en treedt ontgassing op bij de veel lagere temperatuur van het grondwater.



Afbeelding 4.8 Schematische weergave van een vacuümontgasser

Doordat de oplosbaarheid van gassen in water recht evenredig is met de druk vermindert door verlagen van de druk de oplosbaarheid. De oplosbaarheid van methaan wordt, behalve door de druk, ook bepaald door de concentraties andere gassen, zoals koolstofdioxide en stikstof. Bevat het water bijvoorbeeld meer koolstofdioxide, dan is de oplosbaarheid van methaan in het water lager bij dezelfde druk. De partiële druk van methaan is in dat geval namelijk lager.

#### 4.7.2 Aspecten voor een optimale werking

Als bekend is welke concentratie de verschillende gassen hebben in het grondwater, is de evenwichtsconcentratie van deze gassen bij een bepaalde druk te berekenen. Zie eventueel voor de formules Kappelhof e.a. (1989) of Van der Hoek (1994).

Met een vacuümpomp moet het vrijgekomen gas worden afgevoerd, om onderdruk te handhaven. Een boosterpomp, waarvan de volumestroom wordt geregeld met behulp van een niveauregeling op het waterniveau onderin de toren, is nodig om het ontgaste water uit de vacuümontgasser te zuigen en weer op druk te brengen. Bij variabele volumestroom water moet de compressor het verschil in de volumestroom af te voeren gassen aan kunnen. De WMO past om regeltechnische redenen een constante volumestroom water toe, waardoor ook de volumestroom af te voeren gas constant is.

In Duitsland wordt onder de bodem van vacuüm-ontgassers wel een geringe hoeveelheid buitenlucht toegevoerd. Deze "sleeplucht" dient de verwijdering/afvoer van gassen te bevorderen. In Nederland is het systeem door de WOB geprobeerd op proefinstallatie schaal. Sleeplucht is echter niet nodig voor een vergaande methaanverwijdering, het energiegebruik neemt toe en er lost zuurstof op in het water.

De vacuümontgasser wordt uitgevoerd als ontgassingstoren, gevuld met een pakking. De pakking zorgt voor een groot uitwisselingsoppervlak dat voortdurend wordt ververs. De soort, maat en bedhoogte van de pakking, de oppervlaktebelasting water en de druk zijn de te kiezen variabelen. Daar is voor het verwijderen van methaan nog niet veel ervaring mee opgedaan. Uit experimenten met het verwijderen van stikstof is wel gebleken dat de mate van verwijdering nauwelijks verminderde toen de pakkinghoogte werd teruggebracht van 1,5 naar 0,5 m bij gelijke valhoogte (Kappelhof e.a., 1989).

#### 4.7.3 Procesgegevens

In tabel 4.6 zijn procesgegevens van twee praktijkinstallaties en een kleine proefinstallatie van Kiwa vermeld.

Tabel 4.6 *Procesgegevens van enkele vacuümontgassers voor het verwijderen van methaan*

Vacuümontgasser <sup>1)</sup>	Eenheid	A	B	C	D
<b>Methaan:</b>					
Influent	mg/l	4,5-5,6	6-9	7,8	58
Effluent	mg/l	0,07-0,2	0,25	0,6	2,2
Verwijdering	%	96-98	97	92	96
<b>Pakking:</b>					
Type		latten	Pall ring	Pall ring	Pall ring
Materiaal		hout	Polyprop	Polyprop	Polyprop
Maat	mm	25	25	25	15
Hoogte	m	10	2	2	2,3
<b>Ketel:</b>					
Bouwhoogte	m	14	4	5,9 <sup>2)</sup>	4
Doorsnede	m <sup>2</sup>	4	1	2	0,008
Oppervlaktebelasting	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .h	40-80	58	60	57
Druk	kPa	4	5	6	5

**1 Vacuüm-ontgassers:**

- A Aebelholt (Kroyer, 1981)
- B Denekamp (Hiemstra, 1987)
- C Witharen (Van Paassen 1994)
- D Kiwa proefontgasser te Spannenburg (Kappelhof e.a., 1991)

- 2 Inclusief voet van 1,3 m. De ruimte onder de pakking wordt gebruikt als pomreservoir.

*Percentage verwijdering geen ontwerpparameter*

De gegevens van tabel 4.6 geven aan welke verwijdering met praktijk en proefinstallaties werd gerealiseerd. Het percentage verwijdering kan niet zondermeer worden gebruikt voor andere watertypen, omdat de druk, de temperatuur en de verhouding tussen de concentraties van methaan en andere gassen bepalen welk restgehalte methaan minimaal is te bereiken.

De druk is de belangrijkste instelbare variabele voor de bereikbare restconcentratie methaan.

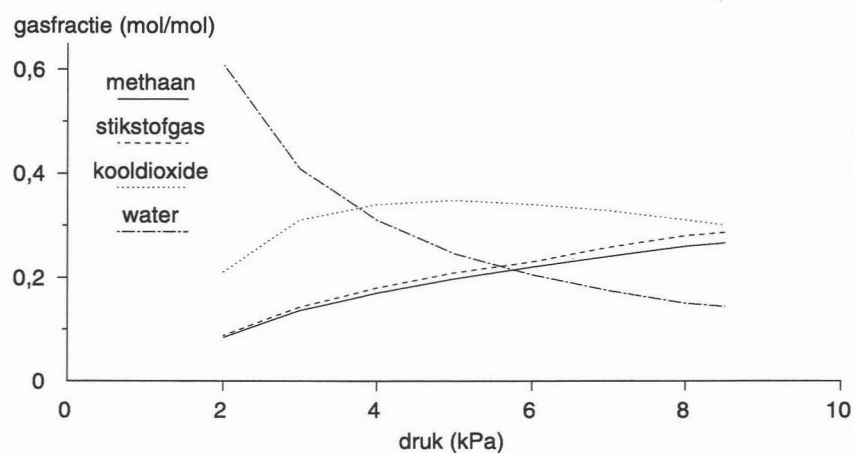
De contacttijd en het uitwisselingsoppervlak van water en gas bepalen hoe dicht de bereikbare restconcentratie methaan wordt benaderd (Kappelhof e.a., 1989).



Afbeelding 4.9 *Vacuïmontgassers te Witharen*  
Foto WMO

#### 4.7.4 Beperken pH toename

De laagst bereikbare concentraties methaan en  $\text{CO}_2$  na vacuïmontgassing zijn te variëren door het variëren van de druk. Door het grote verschil in verdelingscoëfficiënten van beide gassen is de toename van de pH te verminderen door een minder diep vacuüm. Zie figuur 4.10.



Figuur 4.10 *Berekend effect van de druk op de concentraties methaan en  $\text{CO}_2$  en stikstof na vacuïmontgassing.*

Omdat het water na vacuümontgassing zuurstofloos is, moet het belucht worden. Daarbij zal de pH weer toe kunnen nemen (afhankelijk van het daarvoor gekozen systeem). Hiermee moet rekening worden gehouden!

#### **4.7.5 Vervuiling en reiniging**

Door de zuurstofloosheid in de vacuümontgasser treedt weinig vervuiling op. Om vervuiling van de pakking te beperken, mag water in de toren ook niet worden belucht tijdens stilstand. De onderdruk moet gehandhaafd blijven tot alle water is weggepompt. Voor het starten van de watertoevoer dient eerst de onderdruk te worden ingesteld.

De WMO heeft tot nu toe geen vervuilingproblemen gehad, doch spoelt de vacuümontgassers "preventief". Dat gebeurt éénmaal per 1,5 à 3 maanden. Eerst wordt 5 minuten gespoeld met 100 m/h water, vervolgens 5 minuten met 100 m/h lucht. Na deze beide stappen tweemaal te hebben herhaald wordt nog nagespoeld met 100 m/h water (Hiemstra 1993).

#### **4.7.6 Energiegebruik**

Het berekende energiegebruik bedraagt circa 0,12 kWh/m<sup>3</sup>. Deze waarde werd ook opgegeven voor de vacuümontgasser te Aebelholt (Kroyer 1981). De WMO beperkte het netto extra energieverbruik te Denekamp door onderwaterpompen met een geringere opvoerhoogte in te zetten en de onderdruk in de vacuümontgassers te benutten voor het aanzuigen van het ruwe water. Daardoor kwam het berekende netto extra energiegebruik iets onder 0,05 kWh/m<sup>3</sup> (Hiemstra 1993).

#### **4.7.7 Voordelen**

- het grote voordeel is dat het water zuurstofloos blijft. Dit is vooral van belang:
  - . als het water over enige afstand moet worden verpompt (Christensen 1968);
  - . om te verhinderen dat een goede waterverdeling boven droogfilters wordt verstoord door vervuilen van de sproeiërs;
  - . als na ontgassing een pompfase noodzakelijk is, bijvoorbeeld voor het voeden van geloten drukfilters.
- de verwijdering van koolstofdioxide is, in verhouding tot de verwijdering van methaan, te beperken door een hiervoor geschikte druk te kiezen. Dit voordeel wordt voor een deel weer teniet gedaan door de noodzakelijke beluchting na vacuümontgassing.

#### 4.7.8 Nadelen

- de energiekosten zijn relatief hoog;
- een zeer lage concentratie methaan is alleen bij zeer lage druk te bereiken;
- een zeer hoge mate van verwijdering (>99%) is moeilijk te realiseren met behoud van zuurstofloosheid (kan met sleep lucht vermoedelijk wel);
- na vacuümontgassing moet het water nog worden belucht om zuurstof op te lossen. Daarmee zijn extra kosten gemoeid.

#### 4.8 Methaanemissie

Door beluchten en vacuümontgassen komt methaan in de atmosfeer. Methaan is één van de gassen die het broeikaseffect bevorderen. Met gebruik van de resultaten van de methaanenquête is berekend dat de totale methaanemissie door waterleidingbedrijven in 1989 circa 1500 ton bedroeg (Reijnen, 1990). De totale methaanemissie bedroeg toen in Nederland echter 960.000 ton (Van den Born e.a., 1991). De bijdrage van de waterleidingbedrijven is dus zeer gering (0,15%).

Als het gasmengsel uit een vacuüm-ontgasser brandbaar is (het bevat ook CO<sub>2</sub> en N<sub>2</sub>), kan de methaanemissie in principe door verbranden worden verminderd. Er wordt dan echter een ander "broeikasgas", namelijk CO<sub>2</sub>, gevormd. Direct gebruik van de vrijgekomen energie zou in principe kunnen. WLF raamde dat de kosten daarvoor echter groot zullen zijn, vanwege opslag van gas voor de continuïteit, de noodzaak CO<sub>2</sub> uit het gasmengsel te verwijderen met gaswassing en de noodzakelijke veiligheidsvoorzieningen. Leveren aan het gasnet vergt naast gaswassing om CO<sub>2</sub> te verwijderen tevens drukverhoging.

#### 4.9 Conclusies

De locale omstandigheden bepalen in belangrijke mate welk systeem het meest geschikt is voor het verwijderen van methaan. De belangrijkste eigenschappen van de vier besproken systemen zijn:

- de cascadebeluchter is weinig gevoelig voor vervuiling en het meest bedrijfszekere systeem;
- de beluchtingstoren maakt een zeer hoog percentage verwijdering mogelijk met een redelijke bouwhoogte, maar kan beter niet worden toegepast als de ijzerconcentratie in het ruwe water hoog is;
- de plaatbeluchter vergt een geringe bouw- en opvoerhoogte en is daardoor in veel gevallen goed in te passen in een bestaand filtergebouw. Ontwerp en montage luisteren nauw;
- in de vacuümontgasser lost geen zuurstof op in het grondwater.



## 5 EFFECTEN VAN BELUCHTING OP DE FYSISCH-CHEMISCHE GRONDWATERZUIVERING

### 5.1 Experimenten

#### *Aanleiding tot de experimenten*

In hoofdstuk 3 zijn enkele effecten van methaan op de zuivering en de watersamenstelling beschreven. Die effecten vormden mede de aanleiding voor het VEWIN onderzoekproject "Methaan" en hebben geleid tot diverse experimenten met intensieve beluchting van ruw grondwater ter verwijdering van methaan vóór de eerste filtratiestap. Experimenten op drie zuiveringsstations worden hierna kort gepresenteerd om te laten zien welke fysisch-chemische effecten verwacht kunnen worden. De biologische aspecten van twee experimenten, te Ridderkerk en Zuidwolde, worden behandeld in hoofdstuk 6.

#### *Twee vergelijkende experimenten*

Wanneer voor een betere verwijdering van methaan een bestaande beluchting wordt vervangen door een intensievere beluchting, zal behalve meer methaan ook meer koolstofdioxyde worden verwijderd. De pH zal daardoor verder toenemen dan door de bestaande, minder intensieve beluchting. Tevens zal de verblijftijd van het water in de beluchtingsfase veranderen. Beide effecten kunnen de mate van vooroxydatie van ijzer vergroten en daardoor het verloop van de ontijzering in gunstige of ongunstige zin beïnvloeden. Om het totale effect van verschillende beluchtingssystemen op de biologische en fysisch-chemische watersamenstelling te kunnen bepalen, is een gelijktijdige proef met verschillende beluchtingssystemen beter dan ne elkaar uitgevoerde experimenten. Op de zuiveringsstations Zuidwolde en Ridderkerk zijn door WMD, WOIJ en Kiwa in het kader van het VEWIN onderzoekprogramma experimenten op praktijkschaal uitgevoerd met parallel functionerende zuiveringsstraten, gevoed met grondwater uit verschillende beluchtingssystemen. De resultaten van deze "case studies" zijn uitvoerig beschreven in speurwerkrapporten (Reijnen e.a. 1991 en Hijnen e.a. 1990-2). Op zuiveringsstation Ridderkerk zijn door WZHO en Kiwa vervolggexperimenten uitgevoerd met intensieve beluchting en filtratie met een kleine proefinstallatie (Reijnen 1992-2). De resultaten vergeleken met de resultaten van experimenten van het voormalige Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening (RID 1956), welke destijds werden gebruikt voor het ontwerp van de zuivering (Linn 1962).

#### *Onderzoek van WZHO*

Op zuiveringsstation De Laak te Lexmond heeft WZHO met advies van Kiwa experimenten uitgevoerd met twee kleine proeffilters gevoed door drie beluchtingssystemen (Reijnen 1991; Reijnen e.a. 1993).

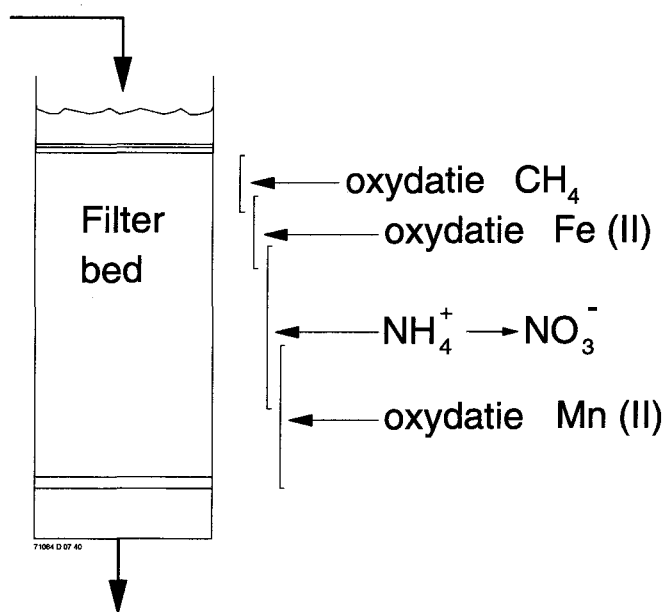
Daaropvolgend zijn door WZHO en Kiwa experimenten uitgevoerd met een grote plaatbeluchter boven een praktijkfilter (Haasnoot e.a. 1994). De resultaten worden hier kort beschreven, omdat ze aanvullende kennis hebben opgeleverd.

#### *Theoretische onderbouwing*

Alvorens de experimenten te bespreken wordt ingegaan op de theoretische volgorde van de verwijderingsprocessen in filters. Hiermee zijn de resultaten van de experimenten voor een groot deel te verklaren.

## 5.2 Volgorde verwijderingsprocessen in filters

Zuurstofloos grondwater moet eerst worden belucht om methaan, ijzer, mangaan en ammonium te kunnen verwijderen. Daardoor kan de voor het verwijderen van deze stoffen noodzakelijke oxydatie plaatsvinden. Methaan en ammonium worden geoxydeerd door bacteriën en omgezet in biomassa en  $\text{CO}_2$  respectievelijk nitraat. IJzer en mangaan worden door chemische- en/of bacteriologische oxydatie omgezet in slecht filtreerbare oxydehydraten. De theoretische volgorde van deze oxydatieprocessen is weergegeven in afbeelding 5.1.



*Afbeelding 5.1 Volgorde van de oxydatieprocessen in een filterbed na beluchting*

De afname van de concentraties over de hoogte van filterbedden laten zien dat deze theoretische oxydatievolgorde overeenkomt met de verwijdering in de praktijk. In de praktijk wordt wel overlapping van verwijderingszones waargenomen. Van een strikte scheiding is dus geen sprake. Met name de vlokvorming van ijzer na de oxydatie is soms zo'n langzaam proces, dat de verwijdering tot diep in het filterbed verloopt.

De ontmanging begint al als de omzetting van ammonium (nitrificatie) nog niet is voltooid. Soms is de ontmanging al volledig als de nitrificatie nog niet volledig is.

Hoe de verwijdering van methaan, ijzer, ammonium en mangaan in de praktijk verloopt, hangt af van de pH, het zuurstofgehalte, de concentraties van de te verwijderen stoffen en van andere ionen.

## 5.3 Experimenten te Zuidwolde

### 5.3.1 Samenstelling van het grondwater

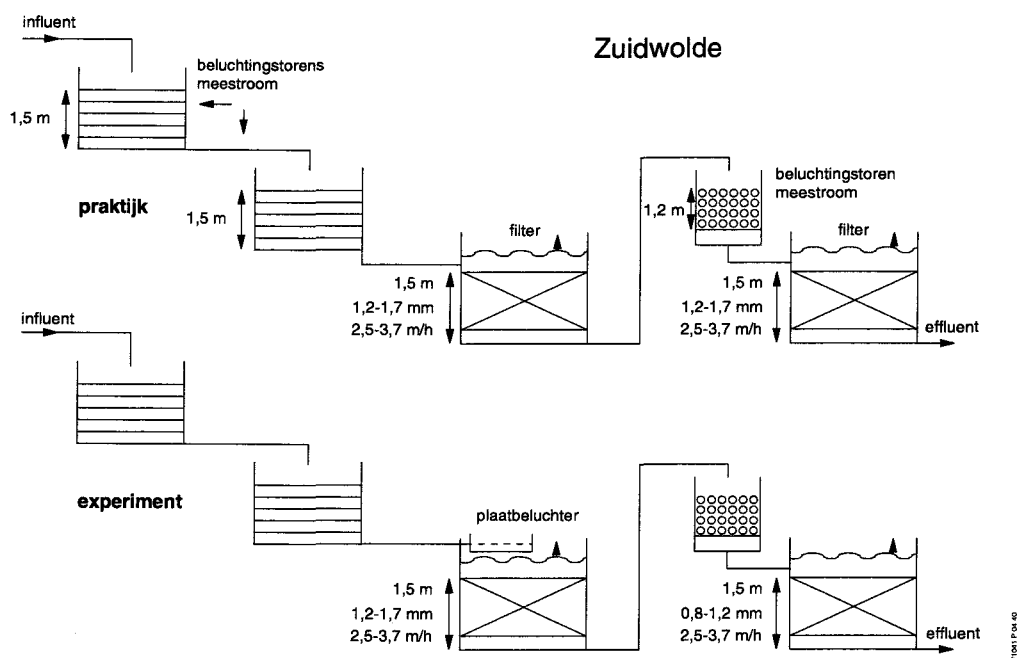
Het grondwater van zuiveringsstation Zuidwolde bevat veel methaan, ijzer en ammonium, zie tabel 5.1.

Tabel 5.1 Ruwwatersamenstelling van zuiveringsstation Zuidwolde

CH <sub>4</sub>	mg/l	20
Fe	mg/l	12
Mn	mg/l	0,34
NH <sub>4</sub>	mgN/l	1,0
pH		6,7
Ca	mg/l	73
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/l	286

### 5.3.2 Zuivering

De zuivering van zuiveringsstation Zuidwolde is schematisch weergegeven in afbeelding 5.2. Na het aantonen van methaan werden, na experimenten van WMD, in 1982 twee in serie geschakelde kleine meestroom-beluchtingstorens gebouwd. De beluchtingstorens, gevuld met gestapelde PVC buizen, konden binnen het gebouw worden geplaatst, en een tweede beluchting bood de mogelijkheid verse lucht in te brengen. De methaanconcentratie werd door deze twee beluchtingsstappen verlaagd tot circa 0,9 mg/l, voldoende om zuurstofloosheid van het voorfiltraat te voorkomen. In de daaropvolgende zuivering, bestaande uit voorfiltratie, verdere ontzuring in een beluchtingstoren en nafiltratie, werd het resterende methaan verwijderd, evenals ijzer, mangaan en ammonium.



Afbeelding 5.2 Zuiveringsschema zuiveringsstation Zuidwolde tijdens de experimenten met een plaatbeluchter

### 5.3.3 Problemen

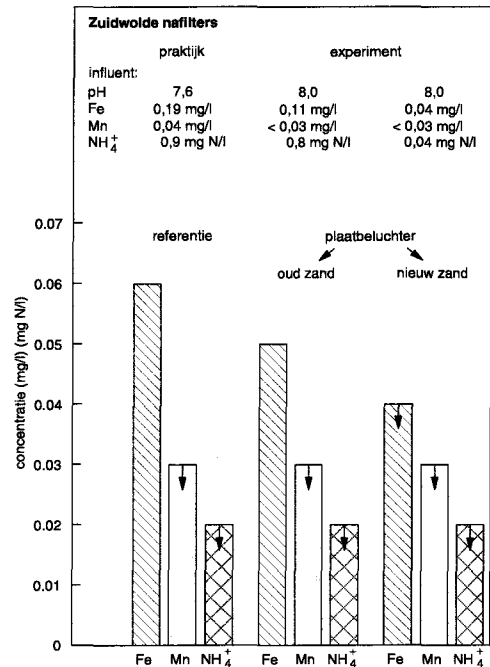
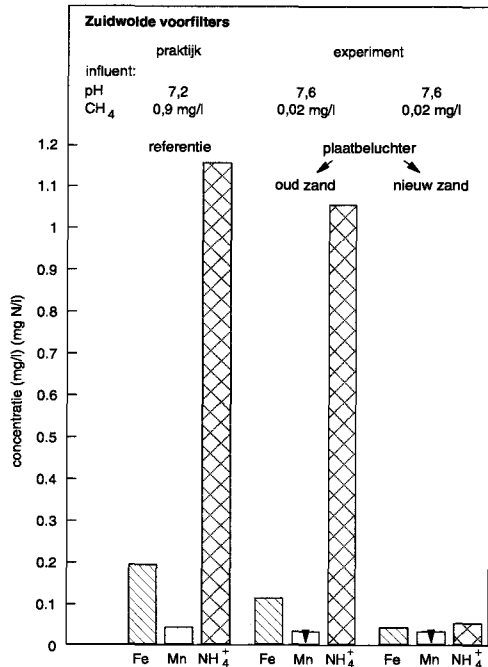
De samenstelling van het drinkwater leverde echter enkele problemen op. De aantallen *Aeromonas* bacteriën in het uitgaande drinkwater bleken bij onderzoek in 1986 duidelijk hoger te zijn dan het hiervoor gehanteerde richtniveau van 20 KVE/100 ml en nam tijdens distributie nog verder toe. Tevens vervuilde het distributienet relatief sterk. Beide problemen vergden veel spijkosten en vormden eind 1987 de aanleiding tot het uitvoeren van een experiment met een extra voorbeluchting, om voor de eerste filtratiestap de resterende 0,9 mg/l methaan voor een groot deel te verwijderen.

### 5.3.4 Experimenten met een plaatbeluchter

In één zuiveringsstraat werd boven het voorfilter een plaatbeluchter geïnstalleerd. De andere zuiveringsstraat bleef onveranderd en fungeerde als referentie. Zie afbeelding 5.2. De plaatbeluchter werd direct gevoed uit de afvoer van de tweede beluchtingstoren. Gedurende twee jaren werden de zuiveringsresultaten van beide zuiveringsstraten bepaald en vergeleken. Omdat een half jaar na het plaatsen van de plaatbeluchter de biologische watersamenstelling nog niet was verbeterd (zie hoofdstuk 6), werd nieuw grind in het voor- en nafilte van deze zuiveringsstraat gebracht en werden alle onderdelen van de zuiveringsstraat gereinigd.

### 5.3.5 Effecten op de fysisch-chemische watersamenstelling

De effecten van de plaatbeluchting en het vernieuwen van het filtergrind op de verwijdering van ijzer, mangaan en ammonium zijn kort samengevat in de afbeeldingen 5.3 en 5.4.



Afbeelding 5.3

Afbeelding 5.4

Effect plaatbeluchting en vernieuwing grind op de verwijdering van ijzer, mangaan en ammonium door het voorfilter (5.3) en het nafilts (5.4)

Vergelijking van het functioneren van beide zuiveringsstraten levert het volgende beeld op.

Door de plaatbeluchter verbeterden de ontijzing en ontmanganing in het voorfilter, maar de verwijdering van ammonium verbeterde, tegen de verwachting, slechts weinig. Na het vernieuwen van het filtergrind verliep echter de nitrificatie wel grotendeels in het voorfilter. Hoewel uit het onderzoek naar het droge slibgehalte in het filtergrind was gebleken dat het grind van het voorfilter na de plaatbeluchter niet significant meer slib bevatte dan filters van andere zuiveringsstations, was kennelijk de aard van de vervuiling zodanig, dat nitrificatie nauwelijks kon verlopen in het voorfilter.

Voordat het grind van de filterstraat met de plaatbeluchter werd vervangen, verwijderde het nafilts het resterende ammonium. Na het vervangen van het grind was dit nauwelijks nog nodig. Het nafilts functioneerde dus voornamelijk nog als polishing filter. De filterstraat met de plaatbeluchter leverde een uitstekende effluentsamenstelling. Het enige nadeel was de toename van de mate van kalkafzetting, door de verhoging van de pH van het effluent.

## 5.4 Experimenten te Ridderkerk

### 5.4.1 Samenstelling van het grondwater

Het grondwater van zuiveringsstation Ridderkerk is afkomstig uit twee watervoerende pakketten met een groot verschil in watersamenstelling (Linn, 1962; Kortleve, 1991). De ammoniumconcentratie in het water uit de putten ligt bijvoorbeeld tussen 1,7 en 19 mgN/l en de concentratie ijzer tussen 2,1 en 19 mg/l. De laagste concentraties ijzer en ammonium worden aangetoond in water uit het diepere watervoerende pakket, dat echter meer chloride bevat. Door het kiezen van een putschakeling is de watersamenstelling dus te beïnvloeden. De chlorideconcentratie en de vergunning beperken de keuzemogelijkheden. In tabel 5.2 zijn de gemiddelde waarden voor 1986 van enkele parameters voor de watersamenstelling gegeven.

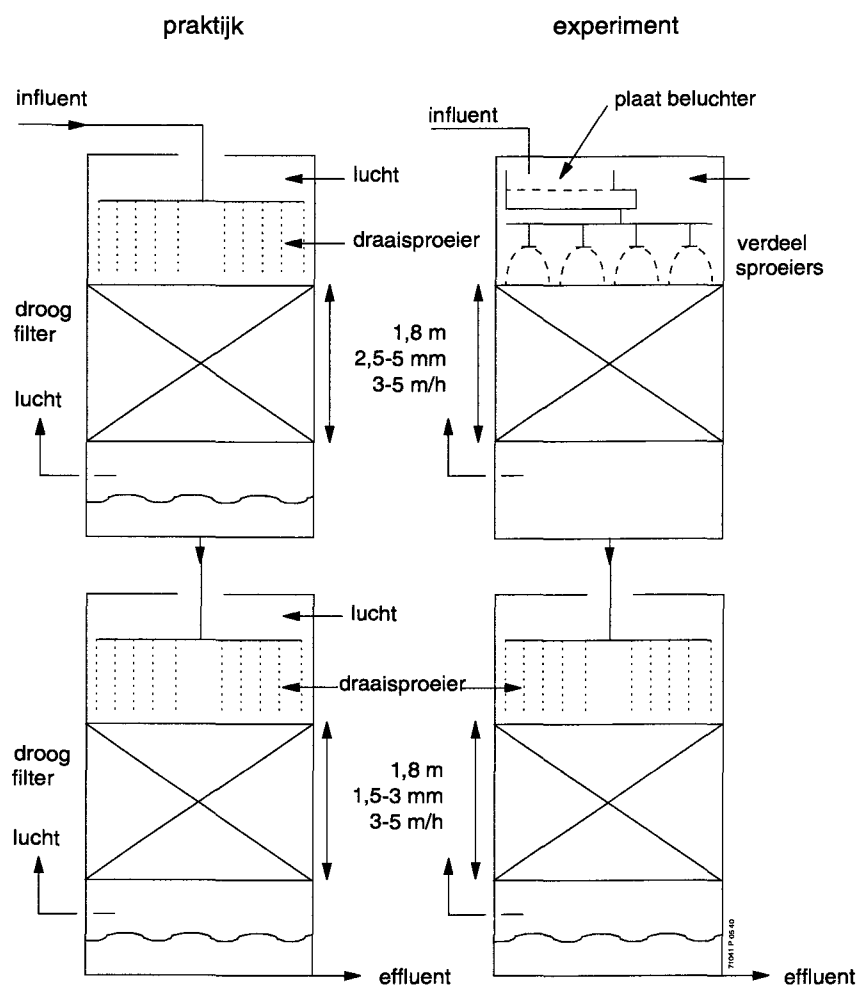
*Tabel 5.2 Gemiddelde samenstelling van het ruwe water in 1986 en van het influent van beide filterstraten tijdens de experimenten te Ridderkerk in 1988-1990*

	eenheid	1986	filterstraat zonder plaatbeluchter	filterstraat met plaatbeluchter
CH <sub>4</sub>	mg/l	7	5,4	6,4
Fe	mg/l	3,8	2,7	3,5
Mn	mg/l	0,25	0,1	0,16
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mgN/l	4,3	2,2	2,9
pH		7,3	7,2	7,3
Ca	mg/l	105	105	105
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/l	368	368	369

### 5.4.2 Zuivering

De zuivering van zuiveringsstation Ridderkerk, zoals die van 1960 tot 1992 in bedrijf was, is schematisch weergegeven in afbeelding 5.5.

## Ridderkerk



Afbeelding 5.5 Zuiveringsschema zuiveringsstation Ridderkerk tijdens de experimenten met een plaatbeluchter

Bij het ontwerp door het RID van werd uitgegaan dat er 6-7 mg ammonium-N/l uit het grondwater moest worden verwijderd. Voor de omzetting daarvan is volgens berekening circa 30 mg/l zuurstof nodig. Daarom werd dubbele droogfiltratie toegepast (Linn, 1962). De voorfilters werden boven de nafilts geplaatst en elk voorfilter voedde het er onder liggende nafilts. Draaisproeiers verdeelden het ruwe water over de zeshoekige droogfilters. Destijds was niet bekend dat het ruwe water methaan bevatte en dat dit door bacteriën in de filters werd omgezet. Tijdens experimenten met een proefinstallatie in 1954-1956 (RID 1956-2) werd een volledige nitrificatie bereikt door toepassen van venturibuis-beluchting gevolgd door versproeiing en dubbele droogfiltratie met een goede luchtdoorvoer. Deze resultaten worden in een volgende paragraaf in beschouwing genomen.

### 5.4.3 Problemen

Vele jaren was het mogelijk door winnen van veel diep grondwater de ammoniumconcentratie te beperken tot enkele milligrammen N/l. Door de in de loop der jaren toegenomen productie was het noodzakelijk putten in te schakelen met een hogere ammoniumconcentratie, zodat de influentconcentratie ammonium variëerde van 2,5-5,5 mgN/l. Door de combinatie van de toename van de filtratiesnelheid en de ammoniumconcentratie werd de *ammoniumbelasting* (hoeveelheid ammonium per cubieke meter filterbed per uur) soms zo hoog, dat ammonium niet meer volledig werd verwijderd door dubbele droogfiltratie.

Verwacht werd in 1987 dat door de geplande verhoging van de productie de maximale concentratie ammonium verder zou toenemen tot de 7 mgN/l die ook al door het RID werd verwacht. Door de hogere filtratiesnelheid en de toename van de methaanconcentratie zou de nitrificatie periodiek nog minder volledig worden.

Bijkomend probleem was dat de *Aeromonas* aantallen in het effluent van de zuivering hoger waren dan het hiervoor gehanteerde richtniveau van 20 KVE/100 ml. UV-desinfectie werd toegepast om deze aantallen te verlagen. Tijdens distributie namen echter de aantallen *Aeromonas* bacteriën weer toe. Tevens werden waterpissebedden (*Asellus aquaticus*) aangetoond in het distributienet. Voornoemde problemen en metingen waaruit bleek dat de draaisproeiers slechts ongeveer 50% van het methaan verwijderden (Feenstra, 1985), vormden in 1988 voor het toenmalige Waterleidingbedrijf Oost-IJsselmonde aanleiding tot het uitvoeren van een experiment. Met een extra voorbeluchting boven een droogfilter werd het effect onderzocht van verlaging van de methaanconcentratie vóór de eerste filtratiestap.

### 5.4.4 Experimenten met een plaatbeluchter

In 1988 werd een plaatbeluchter geplaatst boven het voorfilter van één van de zes filterstraten. Eén van de andere filterstraten fungeerde als referentie, zie afbeelding 5.5. De filterstraat met de plaatbeluchter werd vijfmaal gedurende ongeveer een uur gevoed met water met een verhoogde concentratie ammonium. Daardoor was de berekende gemiddelde samenstelling van het filterinfluent van beide filterstraten niet gelijk, zie tabel 5.2.

### 5.4.5 Effecten op de fysisch-chemische watersamenstelling

De effecten van de toegevoegde plaatbeluchting op de verwijdering van ijzer, mangaan en ammonium door de eerste en tweede droogfiltratie zijn kort samengevat in de afbeeldingen 5.6 en 5.7.

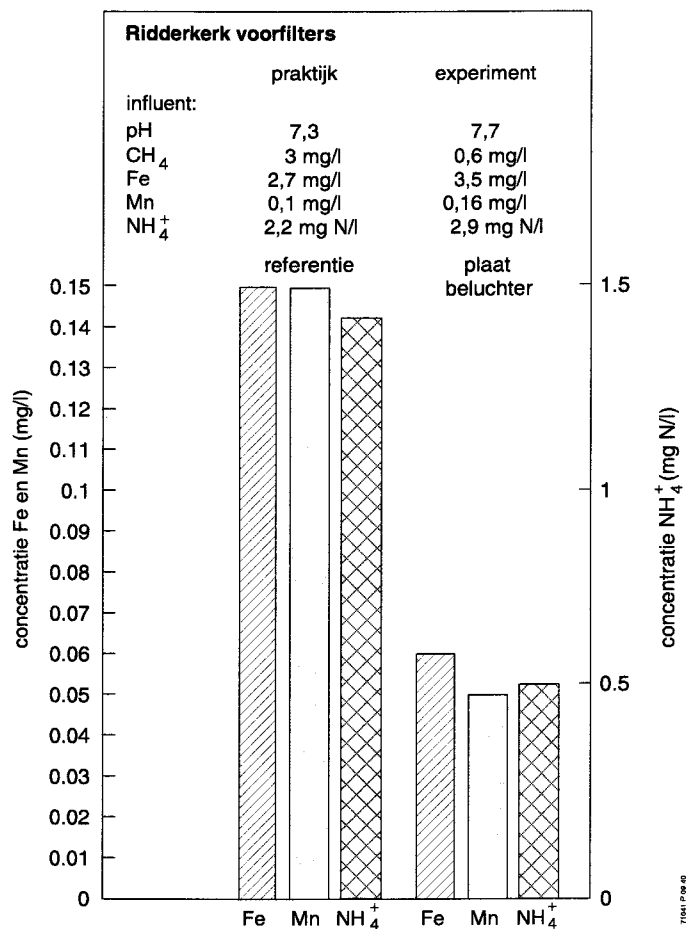


### Eerste filtratie

Het effect van de plaatbeluchting was dat er minder plasvorming op het droogfilter optrad.

Plasvorming is een bekend probleem bij droogfilters. Verondersteld wordt dat door plasvorming de stroming van lucht door het filterbed niet optimaal verloopt.

De mate van verwijdering van ijzer, mangaan en ammonium was in het filter na de plaatbeluchter hoger. Het voor de waterkwaliteit belangrijkste verschil was dat de ammoniumverwijdering in het voorfilter na plaatbeluchting gemiddeld 2,3 mgN/l bedroeg en die in het andere voorfilter 0,7 mgN/l.



Afbeelding 5.6 Effect van plaatbeluchting op de verwijdering van ijzer, mangaan en ammonium door het voorfilter

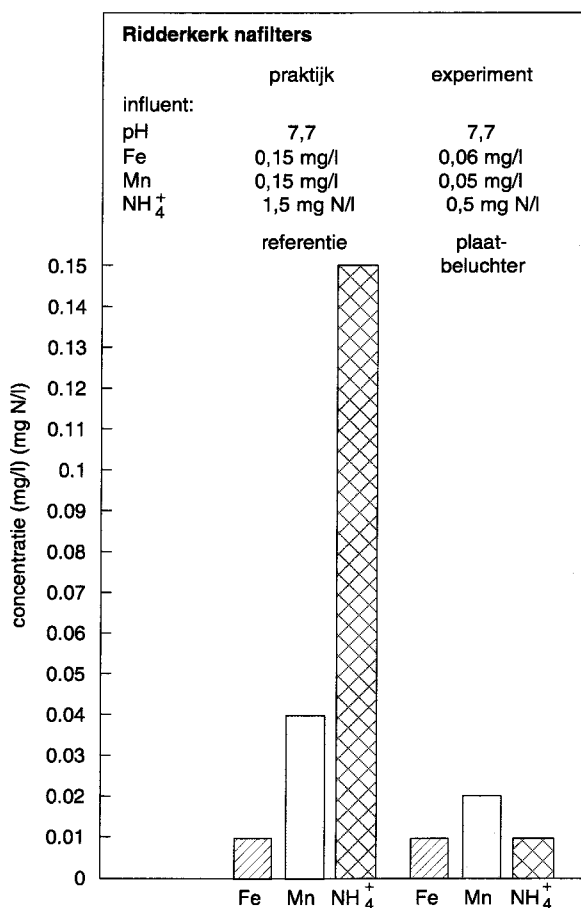
Bij kortdurende toename van de influentconcentratie ammonium tot gemiddeld 5,2 mgN/l nam de mate van ammoniumverwijdering door het voorfilter toe tot gemiddeld 3,6 mgN/l. Of bij een langduriger verhoogde ammoniumbelasting nog een verdere toename van de verwijdering zou ontstaan door adaptatie van de bacteriepopulatie, kon vanwege productietechnische redenen niet worden onderzocht.

Dit is later met een kleine proefinstallatie wel onderzocht, en wordt in § 5.4.6 en § 5.4.7 besproken.

### *Tweede filtratie*

De ijzerconcentratie in het effluent van beide nafilts bedroeg 0,01 mg/l. Een effect van de plaatbeluchting op het verloop van de gehele zuivering was dat de mangaan- en ammoniumconcentraties in het effluent van het nafilts lager waren (gemiddeld 0,02 mg/l en <0,01 mgN/l) dan de concentraties van deze stoffen in het effluent van het referentie-filter (0,04 mg/l en 0,12 mgN/l).

Op grond van de goede resultaten besloot WOIJ bij het uitbreiden en vernieuwen van de zuivering methaanverwijdering met intensieve beluchting toe te passen. Gekozen werd voor cascadebeluchting vanwege de eenvoud van dit systeem, waarvoor bij de nieuwbouw ruimte kon worden gecreëerd.



*Afbeelding 5.7 Effect van plaatbeluchting op de verwijdering van ijzer, mangaan en ammonium door het nafilts*

#### 5.4.6 Aanvullende experimenten met een kleine proefinstallatie

Uit een nadere analyse door de WZHO van de te verwachten watersamenstelling bij de geplande toename van de jaarproductie van zuiveringsstation Ridderkerk (Kortleve, 1991), bleek dat gerekend diende te worden op hogere methaan en ammoniumconcentraties dan die welke werden bepaald in het kader van de experimenten met de praktijkinstallatie. WZHO ontwierp een putschakelstrategie waarmee de ammoniumbelasting van de zuivering bij variërende productie gelijkmatiger zal worden. Daartoe zullen bij toename van de productie putten met een lagere ammoniumconcentratie worden ingeschakeld. Ter vergelijking zijn in tabel 5.3 bijeengezet de gemiddelde samenstelling van het ruwe water:

- in 1986;
- van de filterstraat met de plaatbeluchter tijdens de experimenten in 1988-1990;
- in de toekomst bij gemiddelde productie (berekening putschakel-strategie WZHO);
- tijdens de experimenten met de kleine proefinstallatie in 1991, bereikt door het water uit twee putten te mengen.

*Tabel 5.3 Gemiddelde concentraties ijzer, mangaan, ammonium en methaan in het ruwe water van zuiveringsstation Ridderkerk in 1986, tijdens de experimenten in 1988-1990, de verwachte concentraties bij toekomstige gemiddelde productie en de concentraties tijdens experimenten in 1991.*

	eenheid	1986	experiment in 1988/90	toekomst, bij gemiddelde productie	proefinstallatie 1991
Fe	mg/l	3,8	3,5	8,5	8,9
Mn	mg/l	0,25	0,16	0,57	0,31
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mgN/l	4,3	2,9	9,6	9,2
CH <sub>4</sub>	mg/l	7,5	6,4	10,4	10,5

De kleine proefinstallatie bestond uit cascadebeluchting, dezelfde als gebruikt voor De Laak, geplaatst boven het eerste droogfilter (rond 600 mm), en een tweede droogfilter onder het eerste (rond 500 mm). Een pompfase was daardoor niet nodig.

#### 5.4.7 Resultaten proefinstallatie

De procescondities, de concentraties methaan en ammonium in het influent en de mate van ammoniumverwijdering door voor- en nafilter zijn weergegeven in tabel 5.4. Ter vergelijking zijn dezelfde gegevens van de experimenten van RID in 1954-1956, en WOIJ en Kiwa in 1988-1990 vermeld.

Tabel 5.4 *Vergelijkend overzicht van drie experimenten op zuiveringsstation Ridderkerk*

		experimenten RID 1954/56	experimenten praktijkinstallatie 1988-1990			kleine proef- filters 1991
		venturi en sproeier	draaisproeier (referentie)	plaatbeluchter	plaatbeluchter <sup>1)</sup> hogere NH <sub>4</sub> belasting	cascadebe- luchter
<b>influent na beluchting</b>						
CH <sub>4</sub>	mg/l	1-1,5 <sup>2)</sup>	3	0,6	1,3	0,5
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mgN/l	6,5	2,2	2,9	5,2	9,2
<b>voorfilter</b>						
bedhoogte	m	1,4	1,8	1,8	1,8	2,0
grindfractie	mm	2-3	2,5-5,0	2,5-5,0	2,5-5,0	2,5-5,0 <sup>3)</sup>
filtr. snelh.	m/h	6	3	3	3,4	5 <sup>3)</sup>
looptijd	h	24-36	24	24	24	24
<b>effluent</b>						
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mgN/l	n.b.	1,5	0,6	1,6	1,3
t' <sup>4)</sup>	min	14	36	36	33	24
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -afname	mgN/l	-	0,7	2,3	3,6	7,9
<b>nafilter</b>						
bedhoogte	m	1,8	1,8	1,8	1,8	2,0
grindfractie	mm	1,25-2,25	1,5-3,0	1,5-3,0	1,5-3,0	1-2
filtr. snelh.	m/h	3	3	3	3,4	4
looptijd	h	200	170	170	170	170
<b>effluent</b>						
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mgN/l	<0,1	0,1	<0,01	0,8	<0,01
t' <sup>4)</sup>	min	36	36	36	33	30
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -afname	mgN/l	-	1,4	0,6	0,8	1,3
<b>effect dubbele filtratie</b>						
t'totaal <sup>4)</sup>	min	50	72	72	66	54
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -afname	mgN/l	6,5	2,1	2,9	4,4	9,24

- 1 resultaten bij maximale concentraties ammonium (vijfmaal concentraties 4,5-6,2 mgN/l; filtratie snelheid 2,5-4,6 m/h)
- 2 methaanconcentratie ruwe water niet gemeten. Aanname: ruw water circa 6-8 mg/l, na venturi circa 2-3 mg/l, na versproeiing circa 1-1,5 mg/l
- 3 bij deze fractie en filtratiesnelheid 5 m/h trad binnen 24 uren geen plasvorming op. Bij een hogere filtratiesnelheid of een fijnere fractie gebeurde dit wel (ijzerconcentratie circa 9 mg/l)
- 4 t' = schijnbare contacttijd

De kleine proefinstallatie (1991) bleek beduidend meer ammonium te kunnen verwijderen dan de praktijk-proeffilterstraat 3 met de plaatbeluchter in 1988-1990. Ruim 9 mgN/l ammonium werd verwijderd door dubbele filtratie met een kortere contacttijd dan toegepast tijdens de praktijkproef met de plaatbeluchter.

De mate van ammoniumverwijdering met deze kleine proeffilters in 1991 was nog beter dan de toch al goede verwijdering die het RID in 1954-1956 realiseerde met haar proefinstallatie. De oorzaak kan zijn geweest dat in 1991 methaan beter werd verwijderd door de cascadebeluchter. Overige verschillen tussen beide experimenten kunnen het effect uiteraard hebben beïnvloed.

IJzer werd door cascadebeluchting en dubbele droogfiltratie verwijderd tot een gemiddelde concentratie <0,01 mg/l.

#### 5.4.8 Praktijkinstallatie 1992

In de praktijkinstallatie, die in 1992 door WZHO in bedrijf werd genomen, werd tussen cascadebeluchting en eerste droogfiltratie een pompfase toegepast. De ontijzering verliep minder goed dan met de proefinstallatie. Vermoedelijk werden er door de verblijftijd in het reservoir van de pompfase door vooroxydatie ijzervlokken gevormd, die door de pompen zodanig kapot werden geslagen, dat dit een ongunstig effect had op de ontijzering. Bij de geplande verdere uitbreiding van de zuivering zullen de cascadebeluchters daarom boven de nieuw te bouwen voorfilters worden geplaatst.

### 5.5 Experimenten te Lexmond

#### 5.5.1 Samenstelling van het grondwater

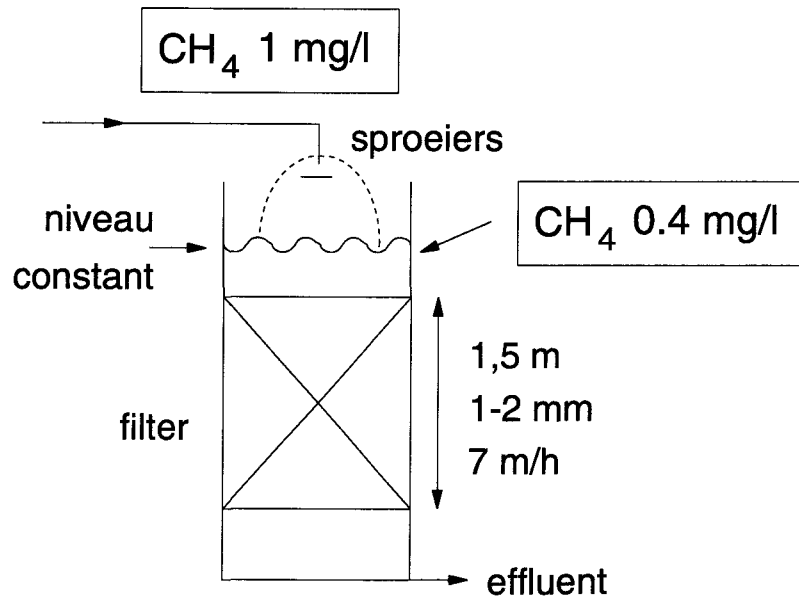
Het grondwater van zuiveringsstation De Laak te Lexmond bevat slechts 1 mg/l methaan. Zie tabel 5.5

Tabel 5.5 Ruwwatersamenstelling van zuiveringsstation De Laak

CH <sub>4</sub>	mg/l	1
Fe	mg/l	0,7
Mn	mg/l	0,07
NH <sub>4</sub>	mgN/l	0,5
pH	-	7,6
Ca	mg/l	60
HCO <sub>3</sub>	mg/l	284

### 5.5.2 Zuivering

Voor het relatief gemakkelijk te zuiveren grondwater werd een enkelvoudige snelfiltratie ontworpen, met versproeiing boven de filters. Zie afbeelding 5.8.



Afbeelding 5.8 Zuiveringsschema zuiveringsstation De Laak

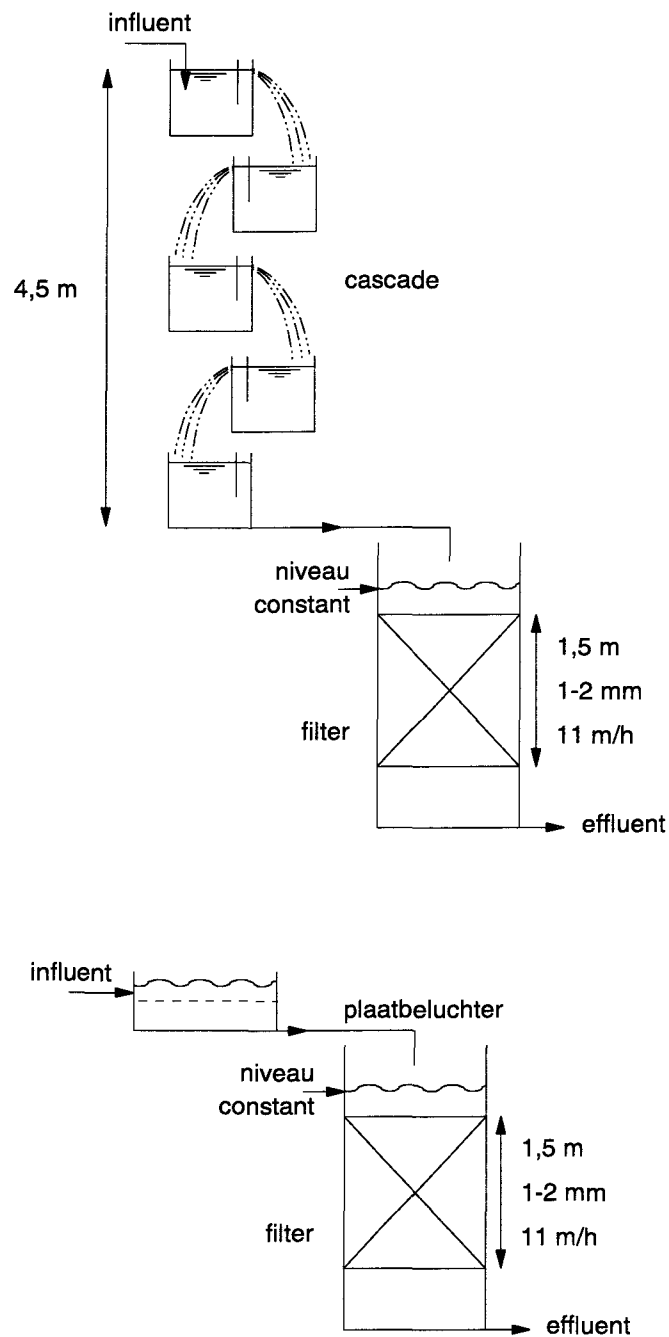
Door de 8 filters in 4 productiegroepen gestaffeld te schakelen werd een nagenoeg constante filtratiesnelheid bereikt.

### 5.5.3 Problemen

Door het bereiken van de ontwerpcapaciteit verliep de ontmanging in enkele filters soms niet helemaal volledig. Tevens werden periodiek colibacteriën en *Aeromonas* bacteriën in het filtereffluent aangetoond. Aanpassingen in de bedrijfsvoering leverden een voldoende verbetering van de watersamenstelling op. Omdat het versproeide water nog 0,3-0,4 mg/l methaan bevatte, en vermoed werd dat voornoemde problemen mede hierdoor werden veroorzaakt, werd besloten te experimenteren met een intensivering van de beluchting. Doel van de experimenten was vast te stellen of met intensieve beluchting een structurele verbetering van de zuivering is te bereiken. Een tweede aspect van onderzoek was het beoordelen van de mogelijkheid om met de beschikbare filters een geplande verhoging van de productie te realiseren met behoud van een goede watersamenstelling. De experimenten werden uitgevoerd met een kleine proefinstallatie.

### 5.5.4 Experimenten met een proefinstallatie

Twee identieke proeffilters (rond 600 mm) werden gevuld met grind uit een praktijkfilter en gevoed met water uit de invoerleiding van dit praktijkfilter. Zie afbeelding 5.9.



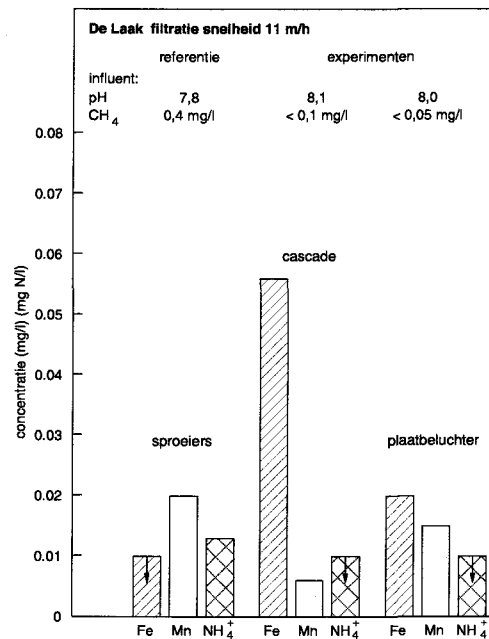
Afbeelding 5.9 Zuiveringsschema proeffilters zuiveringsstation de Laak met cascade- en plaatbeluchter

Beide proeffilters werden gelijkgeschakeld met één van de praktijkfilters, gevuld met grind uit het praktijkfilter en op dezelfde wijze gespoeld als het praktijkfilter. Het ene proeffilter functioneerde als referentie. Het influent werd daarom zodanig belucht met een sproeier, dat bij een filtratiesnelheid van 7 m/h een zelfde mate van beluchting en zuivering werd bereikt als met het praktijkfilter. Ook de aantallen *Aeromonas* bacteriën in de effluenten van het praktijkfilter en het referentiefilter kwamen bij dezelfde procescondities overeen.

Het influent van het andere proeffilter werd aanvankelijk belucht met een cascadebeluchter en later met een plaatbeluchter. In afbeelding 5.9 zijn beide situaties naast elkaar getekend.

### 5.5.5 Effecten op de watersamenstelling

De effecten op de zuivering werden bepaald bij een filtratiesnelheid van 11 m/h en een zodanige spoelfrequentie dat de gefiltreerde hoeveelheid water gedurende een looptijd gelijk bleef aan die van de praktijkfilters. In afbeelding 5.10 zijn de effecten van de drie beluchtingssystemen op de verwijdering van ijzer, mangaan en ammonium bij deze filtratiesnelheid weergegeven.



Afbeelding 5.10 Effect van sproei- cascade- en plaatbeluchting op de verwijdering van ijzer, mangaan en ammonium op zuiveringsstation De Laak bij een de filtratiesnelheid tot 11 m/h



De cascadebeluchting had een zeer gunstig effect op de ontmanging, wellicht omdat de cascadebeluchting de pH het meest verhoogde. Ook de nitrificatie werd verbeterd. Het grote nadeel was dat de ontijzering minder volledig en onregelmatig werd. De ijzerconcentratie in het effluent varieerde van 0,01-0,09 mg/l. *Aeromonas* bacteriën werden in het effluent van dit filter niet aangetoond.

De plaatbeluchter had hetzelfde gunstige effect op de nitrificatie als de cascadebeluchter. De ontmanging werd echter iets minder goed, hoewel de restconcentratie mangaan nog wel onder de door VEWIN aanbevolen grenswaarde van 0,02 mg/l kwam. Omdat de hoogte van de pH invloed heeft op de ontmangingsnelheid was de oorzaak vermoedelijk de iets lagere pH na plaatbeluchting (8,0) dan na cascadebeluchting (8,1). Voor de ontijzering was plaatbeluchting echter duidelijk gunstiger.

De ijzerconcentratie in het filtereffluent varieerde van 0,01-0,025 mg/l. Voorwaarde was wel dat de waterstand boven het filter, die op constant niveau werd gehouden door de filterregeling, laag was. De minder goede ontijzering na cascadebeluchting kan zijn veroorzaakt door de iets hogere pH na de cascadeluchting, gecombineerd met de relatief lange contacttijd van het water in de cascadebakken. Als daardoor colloïdaal ijzer ontstaat, is dat deel van het ijzer slecht filtreerbaar. Bij de experimenten te Ridderkerk bleken plaatbeluchting en cascadebeluchting een zelfde gunstig effect op de ontijzering te hebben. De pH waarde nam bij die experimenten echter slechts toe tot 7,7, waardoor beter filtreerbare ijzervlokken ontstonden.

De gunstige effecten van plaatbeluchting waren voor de WZHO aanleiding voor een proef met een grote plaatbeluchter (350 m<sup>3</sup>/h, 8 m<sup>2</sup>) boven een praktijkfilter. Zie voor een publicatie daarover Haasnoot e.a. (1994).

## 5.6 Conclusies

Intensieve beluchting voor het verwijderen van methaan uit ruw grondwater kan de volgende effecten op de fysisch-chemische watersamenstelling hebben:

### *Gunstige effecten*

- de ontmanging verbetert omdat meer filtercapaciteit beschikbaar komt en mogelijk ook omdat de pH verder toeneemt;
- de nitrificatie verbetert omdat meer filtercapaciteit beschikbaar komt. Het kan nodig zijn om het filtermateriaal te vervangen om een grotere verbetering van de nitrificatie te bereiken;
- plasvorming op droogfilters vermindert.

### *Verandering*

- het verloop van de ontijzering verandert waardoor een verbetering, maar ook een verslechtering op kan treden. Belangrijke, maar niet zonder experimenten te kwantificeren aspecten voor de ontijzering zijn:
  - . de pH na beluchting, over het algemeen is een te hoge pH (rond 8) niet gunstig;
  - . de verblijftijd van het water in het beluchtingssysteem, in een tussenreservoir tussen beluchting en filtratie en in de waterlaag op het filterbed;
  - . verpompen van het beluchte water.

### *Ongunstig effect*

- door de pH verhoging kan het drinkwater (sterker) kalkafzettend worden.

## 6 EFFECTEN VAN METHAAN EN AMMONIUM OP DE MICROBIOLOGISCHE KWALITEIT VAN HET WATER

*Auteurs: W.A.M. Hijnen, G.K. Reijnen en D. van der Kooij*

### 6.1 Inleiding

In filters van zuiveringsstations voor de productie van drinkwater uit zuurstofloos grondwater zijn verwijdering van methaan en ammonium door bacteriën veel voorkomende processen. Met name de biologische omzetting van methaan kan, onder bepaalde omstandigheden, oorzaak zijn van onvolledige ontijzering en ontmanging en een hoog gehalte aan biomassa in filters en het drinkwater. Hierdoor kan de fysisch/chemische, microbiologische en hydrobiologische kwaliteit van het drinkwater verslechteren. Gebleken is dat hoge *Aeromonas* aantallen kunnen vóórkomen in het drinkwater van zuiveringsstations met zuurstofloos grondwater (Baggelaar e.a., 1992).

In dit hoofdstuk worden een aantal biologische aspecten van de methaanverwijdering in filters beschreven. De resultaten die hiervoor gebruikt zijn waren afkomstig van een inventariserende studie die voornamelijk gericht is geweest op zuiveringsstations waar vermeerdering van *Aeromonas* bacteriën in de zuivering en/of het distributiegebied werd waargenomen (Tabel 6.1). Ingegaan wordt op de invloed van methaan- en ammoniumverwijdering in de zuivering op de microbiologische waterkwaliteit. De relatie tussen methaan en het optreden van vermeerdering van *Aeromonas* in drinkwater tijdens distributie is elders beschreven (Van der Kooij, 1992-2).

### 6.2 Beschrijving van het onderzoek

#### 6.2.1 De onderzochte zuiveringsstations

Bij elf zuiveringsstations is in de periode 1987 tot 1990 onderzoek uitgevoerd naar de invloed van omzetting van methaan en ammonium in de zuivering op de microbiologische waterkwaliteit en de biologische stabiliteit. In Tabel 6.1 zijn een aantal gegevens van de zuiveringsstations beschreven (deze zijn voor een aantal locaties op dit moment reeds gedateerd). Vermeld zijn het methaan- en ammoniumgehalte in het grondwater en het vóórkomen van vermeerdering van *Aeromonas* bacteriën in de zuivering en/of in het distributiegebied.

Op twee zuiveringsstations, Zuidwolde en Ridderkerk, is een uitgebreider onderzoek verricht. De fysische- en chemische aspecten van dit onderzoek zijn beschreven in hoofdstuk 5.

De invloed van de verlaging van de methaanbelasting van de zuivering en vervanging respectievelijk externe reiniging van het filtermateriaal op de waterkwaliteit, in het bijzonder het aantal *Aeromonas* bacteriën, zijn onderzocht. De resultaten van deze studies zijn uitgebreid gerapporteerd (Hijnen e.a., 1992-1 en 1992-2; Reijnen e.a., 1991) en zullen in dit hoofdstuk worden samengevat.

Tabel 6.1 Overzicht van de onderzochte pompstations<sup>a</sup>

Pompstation	Watersamenstelling vóór filtratie (mg/l) <sup>b</sup>				Aeromonas Vermeerdering Z/D <sup>c</sup>
	Fe	NH <sub>4</sub>	CH <sub>4</sub> ruw	CH <sub>4</sub> belucht	
Zuidwolde	12	1,3	22	1	+/+
Ridderkerk	4,5	5-7	7,5	2-4	+/+
De Laak	0,7	0,6	1,3	0,2-0,4	-/+
Witharen	11	1,8	5,8	nvt <sup>d</sup>	+/+
St. Jansklooster	7,5	2,7	5,6	nvt <sup>d</sup>	±/+
Schijf	7	0,6	3,2	0,3	±/+
Altena	5	0,6	8,5	0,1	-/-
Seppe	4	0,5	6	0,2	-/+
Nuland	5	0,9	3,5	0,4	+/+
Bloemendaal	1,4	1,4	2,5	1	+/+
Bentveld	1,3	1,2	1-3	0,3	+/+

<sup>a</sup> Gegevens betreffen de periode waarin het onderzoek werd uitgevoerd; enkele pompstations zijn inmiddels aangepast, vernieuwd of gesloten;

<sup>b</sup> Gemiddelde concentraties in mg/l of range indien sterke variatie;

<sup>c</sup> Z/D = in zuivering of bij distributie

<sup>d</sup> nvt = niet van toepassing (gesloten droogfiltratie)

## 6.2.2 De onderzochte filters op de zuiveringsstations

Tussen de geselecteerde zuiveringsstations bestaan aanzienlijke verschillen in het ijzer-, ammonium- en methaangehalte in het ruwe water (tabel 6.1). De samenstelling van het te behandelen grondwater bepaalt de wijze waarop het water wordt behandeld. In tabel 6.2 zijn de gegevens van de filters van de verschillende zuiveringsstations gerangschikt naar toenemende methaanbelasting.

De volumebelasting van filters met methaan en ammonium ( $B_{CH_4}$  of  $B_{NH_4}$ ) is een parameter waarmee de belasting van de filters onderling wordt vergeleken.

De volumebelasting wordt uitgedrukt in de hoeveelheid  $\text{CH}_4$  of  $\text{NH}_4$  (g) die per  $\text{m}^3$  filterbed per uur wordt aangevoerd ( $\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ ) en wordt als volgt berekend:

$$B_{\text{CH}_4} = [\text{CH}_4]_{\text{in}} \times \left( \frac{V}{h} \right)$$

$$B_{\text{NH}_4^+} = [\text{NH}_4^+] \times \left( \frac{V}{h} \right)$$

In deze formule is  $[\text{CH}_4$  of  $\text{NH}_4]$  de influent concentratie ( $\text{g}/\text{m}^3$ ),  $V$  de filtratiesnelheid (m/h) en  $h$  de filterbedhoogte (m). Met deze gemiddelde volumebelasting en de leeftijd van het filtergrind is een schatting gemaakt van de totale hoeveelheid methaan die in de filters per  $\text{m}^3$  filterbed is afgebroken: de cumulatieve methaanverwijdering of  $\Sigma\text{CH}_4$  ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ).

Bij een hoge methaan- en ammoniumbelasting wordt over het algemeen droogfiltratie toegepast, gevolgd door een nafiltratie (tabel 6.2). Bij de lagere methaan- en ammoniumbelastingen wordt meestal een enkelvoudige natfiltratie toegepast.

Bij de **voorfilters**, die onder druk worden bedreven, worden hoge filtratiesnelheden ( $> 10$  m/h) toegepast. Bij de overige voorfilters varieerde de snelheid tussen 2,5 en 8 m/h. De schijnbare contacttijd ( $t'$ ) in de verschillende voorfilters varieerde tussen 7 en 36 minuten. Het filtermateriaal van de droog(druk)filters, nummers 1, 2 en 4 (tabel 6.2), met hoge methaanbelastingen werd frequent vernieuwd (na 1-3 jaren). De leeftijd van het grind was tijdens het onderzoek 0,1 tot 1,4 jaar. Bij de andere filters varieerde de leeftijd tussen 3 en 39 jaar.

De filtratiesnelheid van de **nafilters** (tabel 6.3) varieerde tussen 2,3 en 10 m/h en  $t'$ , de schijnbare contacttijd, tussen 6 en 36 minuten. Op het zuiveringsstation met de hoogste ammoniumbelasting (St. Jansklooster; zuivering inmiddels aangepast) was een dubbele nafiltratie aanwezig. Alleen op zuiveringsstation Ridderkerk was het nafilter een droogfilter.

Pompstation	Beluchting	Type filter	V (m/h)	Schijnbare contacttijd t (min.)	Standtijd (jaar) <sup>b</sup>	Nafiltratie <sup>c</sup>	CH <sub>4</sub> Filter- belasting (g/m <sup>3</sup> .h)	NH <sub>4</sub> Filter- belasting (g/m <sup>3</sup> .h)
1. St. Jans klooster	geen	Droog/druk	20	7	0,1-1,4	+	90	54
2. Witharen	geen	Droog/druk	12,5	12	1,2	+	47	5,8
3. Ridderkerk	Draaisproeiers	Droog	4	27	15	+	5-9	7,5
4. St. Jans klooster	geen	Droog/druk	20	7	0,1-1,4	+	3,4	5
5. Nuland	Druk beluchting	Nat/druk	15	10	5	+	1-3,2	5,5
6. Bloemendaal	Sproeiers	Droog	2,5	36	37	-	1,7	3
7. De Laak	Sproeiers	Nat	8	11	3-17	-	1,6	3,4
8. Zuidwolde	2 beluchtingstorens	Nat	5,6	36	11	+	0,9-1,3	1,4
9. Schijf	Sproeiers	Nat	2,5	16	17	-	0,8-1,3	1,7
10. Ridderkerk <sup>a</sup>	Plaatbeluchter	Droog	4	27	15	+	0,4-0,9	7,5
11. Seppe	Cascade	Nat	8	15	5	-	0,8	1,9
12. Bentveld	Sproeiers	Droog	3,4	27	39	-	0,7	2,7
13. Altena	Cascade	Nat	3	30	4	-	0,1	1,2
14. Zuidwolde <sup>a</sup>	2 beluchtingstorens en plaatbeluchter	Nat	2,5	36	11	+	<0,1	1,7

<sup>a</sup> Uitgebreid onderzoek naar effect van verdergaande voorbeluchting; <sup>b</sup> standtijd/leeftijd filtergrind

Tabel 6.2 Gegevens van de voorfilters van de verschillende zuiveringsstations gerangschikt naar afnemende methaanbelasting

Tabel 6.3 Gegevens van de nafilers van de zuiveringsstations met dubbele filtratie, gerangschikt naar afnemende ammoniumbelasting

Pompstation	Type filter	Snelheid V Contacttijd t'		Filtergrind		Nafiltratie aanwezig	Methaan- belasting (g/m <sup>3</sup> .h)	Ammoniumbe- lasting (g/m <sup>3</sup> .h)
		V (m/h)	t' (min.)	mm	leeftijd			
1. St.Jansklooster	Nat	10	6	1,2-1,7	gg <sup>a</sup>	+	nb <sup>a</sup>	20-23
2. Ridderkerk	Droog	4	30	1-3	15	-	nb	3,6-5
3. Witharen	Nat	2,3-4,7	20-10	0,8-1,3	gg	-	nb	1,7-3,5
4. Zuidwolde	Nat	2,5	36	0,8-1,5	11	-	0	0,8-2,3
5. St.Jansklooster	Nat	10	6	gg	gg	-	0	2
6. Ridderkerk	Droog	4	30	1-3	15	-	0	0,3

<sup>a</sup> gg = geen gegevens; nb = niet bepaald

### 6.2.3 Beoordeling van de microbiologische kwaliteit en de biologische stabiliteit van het water

De microbiologische kwaliteit en de biologische stabiliteit van het water zijn beoordeeld aan de hand van diverse parameters, die hieronder kort worden beschreven. Tabel 6.4 geeft een overzicht van de parameters, referenties van de toegepaste bepalingmethoden en de eisen of streefwaarden voor drinkwater.

Tabel 6.4 Parameters voor de beoordeling van de microbiologisch kwaliteit en de biologische stabiliteit van drinkwater

Parameters	Referentie voor de methoden	Eis of streefwaarde <sup>a</sup> drinkwater
<b>Bacteriën in het water</b>		
Koloniegetal op glucose gistextract agar 22°C (GGA22)	NEN6560	< 100 kve/ml
Koloniegetal op glucose gistextract agar 37°C (GGA37)	NEN6550	< 10 kve/ml
<i>Aeromonas</i>	NEN6263	< 20 kve/100 ml <sup>a,b</sup>
Koloniegetal op verdunde bouillonagar 25°C (VBA25)	Van der Kooij e.a., 1981	n.v.t <sup>c</sup>
Adenosinetrifosfaat ATP	Hijnen e.a., 1990	n.v.t <sup>c</sup>
Membraanfiltratie-index MFI	Schippers, 1989	n.v.t <sup>c</sup>
<b>Biologische stabiliteit van het water</b>		
Assimileerbare organische koolstof AOC	Van der Kooij e.a., 1982	< 10 µg ac-C eq/l <sup>a</sup>
Biofilmvormingspotentie BVP	Van der Kooij en Veenendaal, 1992	≤ 500 pg ATP/cm <sup>2</sup> <sup>a,d</sup>

<sup>a</sup> Streefwaarden;

<sup>b</sup> kve = kolonievormende eenheden;

<sup>c</sup> n.v.t = niet van toepassing (geen streefwaarden beschikbaar);

<sup>d</sup> Voorlopige streefwaarde na 100 dagen looptijd van de biofilmmonitor.

#### *Koloniegetal bepaald bij 22 en 37°C en Aeromonas*

Om te voorkomen dat het drinkwater in het leidingnet niet voldoet aan de eisen van het Waterleidingbesluit voor het koloniegetal op glucose gistextract agar bepaald bij 22 en 37°C (GGA22 en GGA37), moet het water 'af zuiveringsstation' ook voldoen aan deze eisen. Voor *Aeromonas* bacteriën in drinkwater 'af zuiveringsstation' is een richtniveau van < 20 kve/100 ml geformuleerd op basis van een landelijk onderzoek naar *Aeromonas* in drinkwater (Trouwborst, 1992).



### *Aanvullende parameters voor het bepalen van het gehalte bacteriemateriaal*

De koloniegetallen GGA22 en GGA37 geven geen volledig beeld van het aantal bacteriën in water. Om een vollediger beeld te krijgen van het effect van de omzetting van methaan en ammonium in filters op het totale aantal bacteriën is een aantal aanvullende parameters gemeten:

- met het koloniegetal op verdunde bouillonagar bij 25°C (VBA25) wordt het totaal aantal bacteriën gemeten die in staat zijn kolonies te vormen op een voedingsbodem met organische verbindingen (zg. heterotrofe bacteriën). Momenteel wordt voor het verdunde bouillon een ander vergelijkbaar medium gebruikt (R<sub>2</sub>A). Methaanoxyderende en nitrificerende bacteriën worden met deze parameter niet bepaald;
- adenosinetrifosfaat (ATP) is een biochemische verbinding die in alle levende cellen voorkomt. Uit literatuurgegevens blijkt dat één bacterie ca. 10<sup>-16</sup> gram ATP bevat. Met deze parameter worden alle levende bacteriën bepaald, dus alle bacteriën die met het koloniegetal VBA25 worden bepaald, evenals de methaanoxyderende en nitrificerende bacteriën;
- naast levende bacteriën bevat het water ook dode bacteriën die colloïdaal aanwezig zijn in het water. De Membraanfiltratie Index (MFI) is een parameter die is ontwikkeld voor het bepalen van het effect van gesuspendeerde deeltjes in water op de verstopping van membraanprocessen (Schippers, 1989). Onder experimentele omstandigheden is een lineair verband tussen de MFI van water en het aantal bacteriën aangetoond (Hijnen, 1990). De MFI gegevens die in dit hoofdstuk zijn opgenomen zijn afkomstig van onderzoek bij WMO (Van Paasen, 1990).

Streefwaarden voor deze aanvullende parameters in het water 'af zuiveringsstation' zijn niet beschikbaar. Een zo laag mogelijk niveau van deze parameters in het drinkwater leidt tot vermindering van vervuiling van opslagreservoirs en het leidingnet met biomassa. Dit is van belang om (micro)biologische problemen bij distributie van het drinkwater als hoge *Aeromonas*-aantallen en dierlijke organismen te vermijden. In § 6.4.2 wordt verder ingegaan op de betekenis van deze parameters voor de beoordeling van de microbiologische kwaliteit van drinkwater.

### *Biologische stabiliteit*

De bepaling van het gehalte makkelijk assimileerbare organische koolstof (AOC) is een parameter die is toegepast voor het beoordelen van de biologische stabiliteit van drinkwater bereid uit oppervlaktewater. Als criterium voor biologisch stabiel drinkwater is een AOC-gehalte van < 10 µg ac-C eq/l gedefinieerd (Van der Kooij en Hijnen, 1990). In dit onderzoek is nagegaan of de verhoogde microbiologische activiteit in filters als gevolg van de omzetting van methaan en ammonium van invloed is op het AOC-gehalte van het filtraat.

Restconcentraties methaan en ammonium in drinkwater worden tijdens opslag en distributie verder afgebroken en beïnvloeden daardoor de biologische stabiliteit van het drinkwater.

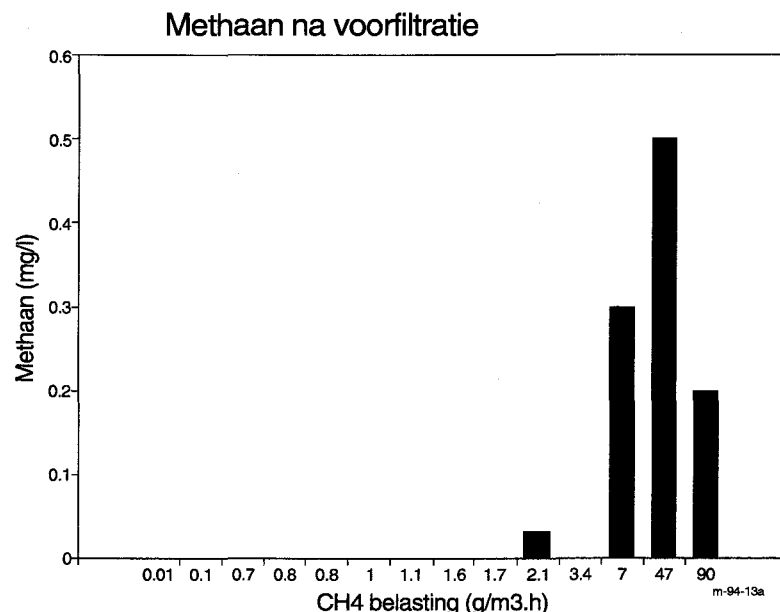
Beide verbindingen dragen echter niet bij aan het AOC-gehalte van het water, omdat de voor de AOC-bepaling gebruikte bacteriestammen deze niet kunnen benutten.

Een parameter waarmee ook de invloed van methaan en ammonium op de bacteriegroei bevorderende eigenschappen van drinkwater kan worden onderzocht is de bepaling van de biofilmvormingspotentie (BVP) en de biofilmvormingssnelheid (BVS). Daartoe wordt een glazen buis gevuld met gestapelde glazen ringen met een constante snelheid doorstroomd met het te onderzoeken water. Het verloop van de biofilmvorming op de ringen wordt bepaald m.b.v. de ATP-bepaling, en grafisch weergegeven tegen de tijd gedurende een periode van 150 dagen. Aanvankelijk treedt een toename op, doch na meer dan 100 dagen ontstaat een plateau-waarde. De toename tijdens de beginperiode wordt de biofilmvormingssnelheid (BVS) genoemd, en de plateauwaarde de biofilmvormingspotentie (BVP). Voor de biofilmvormingepotentie is op dit moment een voorlopige streefwaarde beschikbaar (tabel 6.4). In het VEWIN onderzoeksprogramma '93-'97 zal het BVP-criterium voor biologisch stabiel water nader worden gedefinieerd.

## 6.3 De methaan- en ammoniumverwijdering

### 6.3.1 Methaanverwijdering

De eerste filterstap leidde meestal tot een nagenoeg volledige verwijdering van methaan. Bij methaanbelastingen  $< 2 \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$  was het  $\text{CH}_4$ -gehalte in het filtraat kleiner dan de bepalingsgrens (0,01 mg/l). Boven deze belasting werd onvolledige verwijdering waargenomen (Afbeelding 6.1).



Afbeelding 6.1 Methaangehalten in het filtraat van de voorfilters, gerangschikt naar toenemende methaanbelasting

Een belasting van 2 g/(m<sup>3</sup>.h) komt bijvoorbeeld overeen met een CH<sub>4</sub> gehalte van > 0,5 mg/l in het influent en een schijnbare contacttijd t' van 15 minuten (zie t' waarden tabel 6.2).

De methaanverwijdering in de voorfilters heeft tot gevolg dat de methaanbelasting van de nfilters relatief gering is, waardoor naar verwachting een volledige verwijdering plaatsvond in de zuivering.

### 6.3.2 Ammoniumverwijdering

Ammoniumverwijdering is, naast de verwijdering van ijzer, mangaan en methaan, een proces waarbij zuurstofconsumptie plaatsvindt. Uit het onderzoek is gebleken dat de methaanverwijdering de verwijdering van NH<sub>4</sub> ongunstig beïnvloed (hoofdstuk 5). Dit komt omdat de methaanoxyderende bacteriën sneller groeien dan de nitrificerende bacteriën en deze laatste micro-organismen gevoelig zijn voor lage zuurstofconcentraties. Uit de gegevens van het onderzoek uitgevoerd te Zuidwolde blijkt dat de nitrificatie ook verstoord kan worden door vervuild grind uit filters die langdurig methaan hebben verwijderd.

*Tabel 6.5 Pompstations waar een rest ammonium in het drinkwater werd aangetroffen*

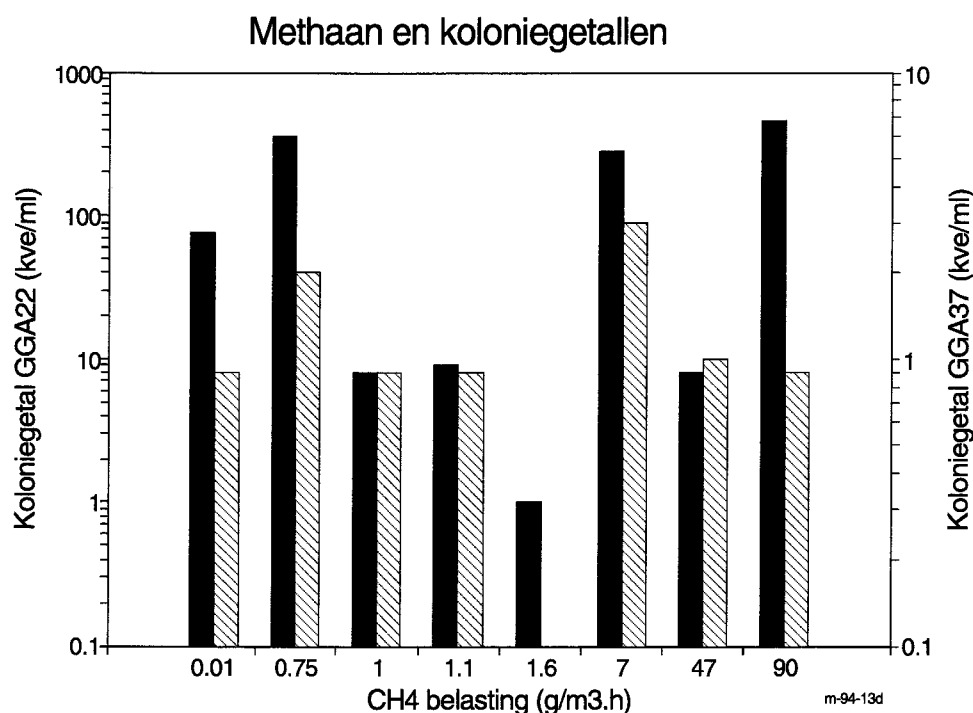
	Bloemendaal	Ridderkerk	Bentveld
Gehalte drinkwater (mg/l)	0,6	0,5	0,3
CH <sub>4</sub> belucht ruw (mg/l)	1	2-4	0,3
NH <sub>4</sub> ruw (mg/l)	1,4	5-7	1,2
Enkelvoudige/meervoudige filtratie (e/m)	e	m	e

Een onvolledige ammoniumverwijdering in de filters kan een restgehalte in het drinkwater tot gevolg hebben. Bij de meeste zuiveringsstations was het gehalte in het drinkwater lager dan de bepalingsgrens. Een rest ammoniumgehalte in het drinkwater werd op het moment van monsternamen op drie locaties waargenomen (tabel 6.5): twee zuiveringsstations met een enkelvoudige filtratie en één zuiveringsstation met een dubbele filtratie. Het methaangehalte van het voedingswater van de filters was ≥ 0,3 mg/l. Dat wil overigens niet zeggen dat volledige ammoniumverwijdering door deze zuiveringen niet mogelijk is (zie hoofdstuk 5; tabel 5.4). De gevonden restgehalten in het drinkwater kunnen dan ook wijzen op storende factoren voor de nitrificatie, zoals een verhoogde CH<sub>4</sub>-belasting of vervuild filtermateriaal.

## 6.4 Effect van methaan op de microbiologische waterkwaliteit

### 6.4.1 Het koloniegetal bepaald bij 22 en 37°C en *Aeromonas*

De aanwezigheid van hoge aantallen *Aeromonas* bacteriën in het drinkwater vormde een belangrijke aanleiding voor het instellen van dit onderzoek. Daarom werd de inventariserende studie grotendeels gericht op zuiveringsstations waar dit probleem voorkwam (tabel 6.1). Uit een eerdere evaluatie van de gegevens van dit onderzoek bleek dat een directe, eenduidige relatie tussen het aantal *Aeromonas* bacteriën in het filtraat en de mate van methaanverwijdering in het filterbed niet kon worden aangetoond (Hijnen en Reijnen, 1992-2). Deze conclusie geldt ook voor de koloniegetallen bepaald op het GGA-medium (22, 37°C) (Afbeelding 6.2). In § 6.6 wordt nader ingegaan op de oorzaken van verhoogde *Aeromonas* aantallen en koloniegetallen in het filtraat van de filters.



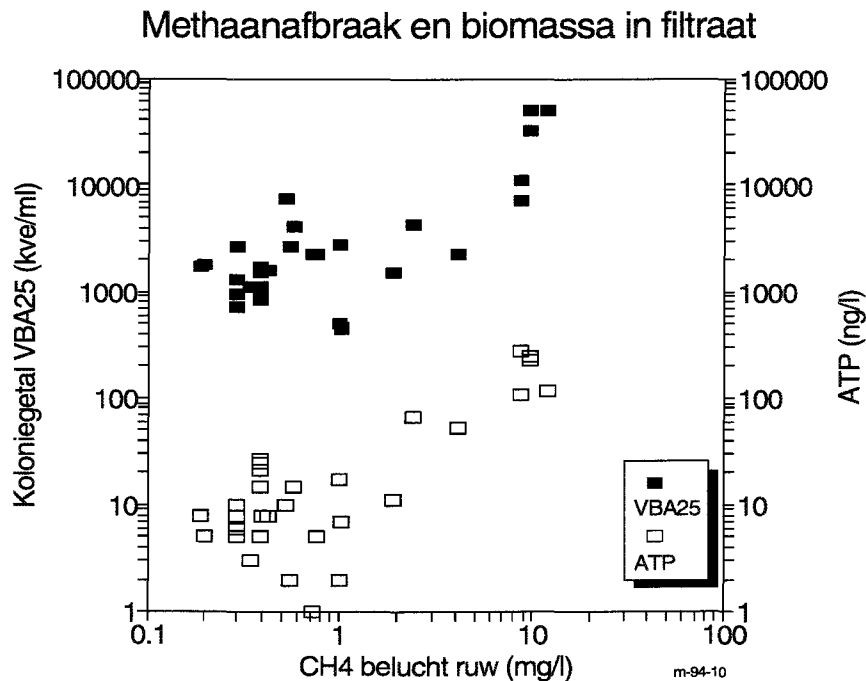
Afbeelding 6.2 Invloed van de CH<sub>4</sub> belasting van de voorfilters op het koloniegetal GGA22 en GGA37 in het filtraat van deze filters

### 6.4.2 Aantal bacteriën in het water

#### *Voorfiltratie*

Om een beter beeld te krijgen van het aantal bacteriën in het water na de filters zijn, zoals beschreven in §6.2.3, twee aanvullende parameters bepaald, namelijk het gehalte adenosinetrifosfaat (ATP) en het koloniegetal op verdunde bouillon agar (VBA25).

Het gemiddelde ATP-gehalte in het water na de filters nam lineair toe met de methaanconcentratie in het voedingswater (Afbeelding 6.3). Met het ATP-gehalte kan het totaal aantal bacteriën in het water worden geschat (1 bacterie =  $\pm 10^{-16}$  gram ATP; 1 ng/l =  $\pm 10^4$  bacteriën/ml). Bij omzetting van enkele tienden van milligrammen methaan in filters werden ATP-gehalten in het filtraat tussen 1 en 10 ng/l bepaald. Het aantal bacteriën in dit water wordt geschat op  $10^4$  à  $10^5$  per ml. Bij een methaangehalte van 1 tot 10 mg/l in het influent van de filters nam het ATP-gehalte in het filtraat verder toe tot 10 à 200 ng/l (geschat aantal bacteriën is  $10^5$  tot  $2 \times 10^6$  per ml).



*Afbeelding 6.3 Invloed van de omzetting van methaan in de voorfilters op het aantal bacteriën in het filtraat*

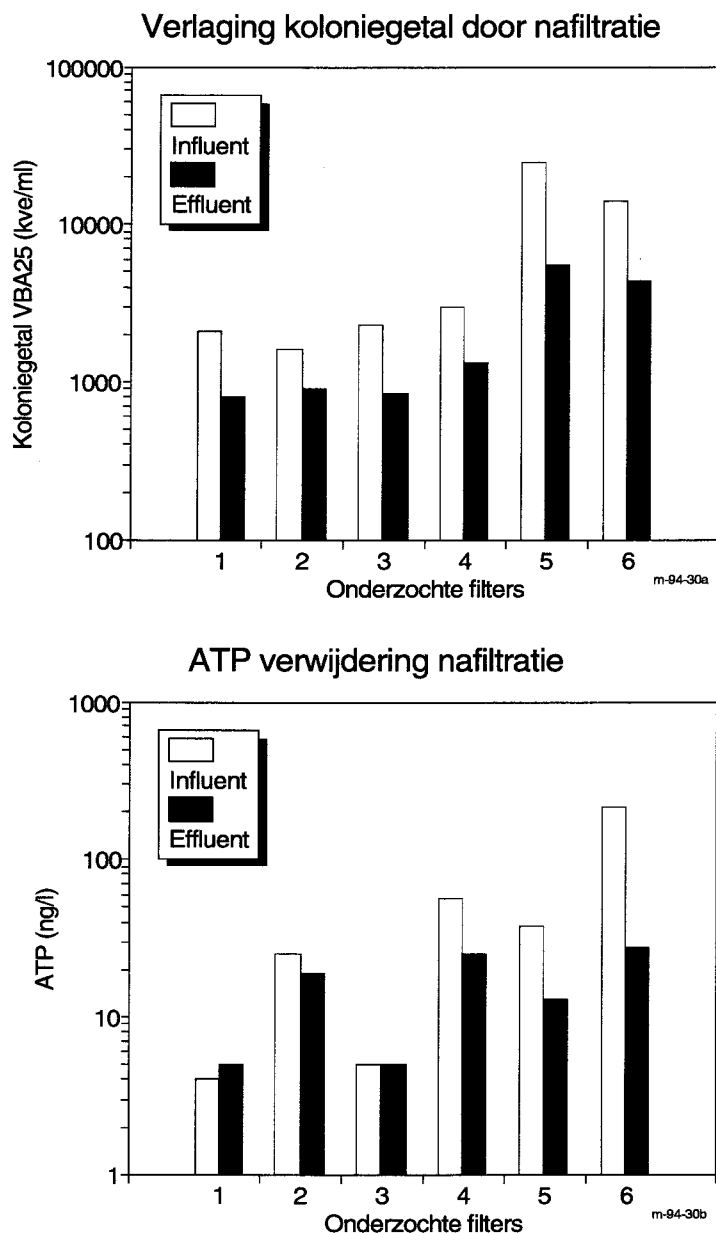
Ook het aantal kolonievormende eenheden (VBA25) in het filtraat was hoger bij hogere methaangehalten in het voedingswater. Het aantal kolonievormende eenheden in het filtraat was 10 à 100 maal lager dan het aantal bacteriën dat op grond van de ATP-concentratie werd geschat. De oorzaak hiervan is dat de methaanoxyderende bacteriën geen kolonies kunnen vormen op het VBA medium. Het feit dat toch het koloniegetal VBA25 van het filtraat hoger is naarmate er meer methaan wordt verwijderd in de filters toont aan dat de omzetting van methaan de toename van de aantallen van andere (heterotrofe) bacteriën in het filterbed stimuleert.

#### *Nafiltratie*

Zoals uit tabel 6.2 blijkt wordt een meervoudige filtratie toegepast op de zuiveringsstations met hoge methaan- en ammoniumbelastingen. Een belangrijke functie van de nafiltratie is het verwijderen van de restgehalten ijzer, mangaan, ammonium en soms methaan.

Door de sterke biologische activiteit in de voorfilters hebben de nafilts tevens tot taak de uit het voorfilter afkomstige hoeveelheid biomassa en eventueel AOC te verlagen.

De nafilts, waarin meestal ammoniumverwijdering plaatsvindt, verlaagden het biomassa gehalte in geringe mate. Het koloniegetal VBA25 daalde met een factor 2 à 9 (afbeelding 6.4a). Gebruikelijk is om deze afname uit te drukken in logeenheden:  $\log N_{in} - \log N_{uit}$ , waarin  $N_{in}$  en  $N_{uit}$  het aantal bacteriën in resp. influent en effluent is. De verwijdering bedroeg 0,3 à 1 logeenheid (tabel 6.6), een verlaging die normaal is voor snelfiltratie. Een hogere verwijdering werd waargenomen bij een langere contacttijd.



*Afbeelding 6.4 De verlaging van het koloniegetal VBA25 (a) en het ATP-gehalte (b) door de onderzochte nafilts*

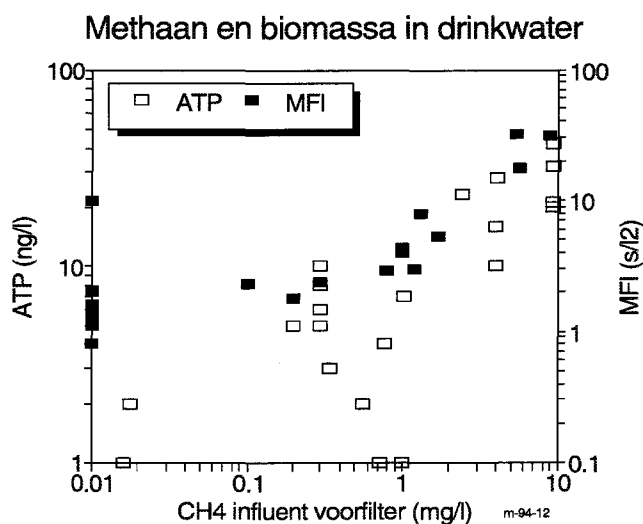
Op ZS Ridderkerk was dat niet het geval, waarschijnlijk omdat het hier ging om een droogfilter met grof grind (1-3 mm). De verlaging van het ATP-gehalte varieerde tussen 0 à 1 logeenheid (afbeelding 6.4b).

Tabel 6.6 *Verlaging van het koloniegetal VBA25 door de onderzochte nafilts*

Locaties	Logverwijdering VBA25 ( $\log N_{in} - \log N_{uit}$ )	Contacttijd (min)	Korrelgrootte Grind (mm)
Zuidwolde	0,7	36	0,8-1,5
Ridderkerk	0,3	30	1-3
Witharen VF	0,95	20	0,8-1,25
Witharen NF	0,7	10	0,8-1,25
St. Jans klooster	0,55	6	1,2-1,7

#### *Bacteriën in het drinkwater van de zuiveringsstations*

Uit de hiervoor beschreven resultaten blijkt dat het aantal bacteriën, gemeten met het koloniegetal VBA25 en de ATP bepaling, in het behandelde grondwater hoger was naarmate het methaangehalte in het influent van de voorfilters toeneemt. Wanneer het anaerobe grondwater veel  $CH_4$  en  $NH_4$  bevatte was er sprake van een dubbele of soms een drievoudige (St. Jans klooster; inmiddels veranderd) filtratie van het water. Daardoor daalde de biomassaconcentratie in het water zoals hiervoor staat beschreven. Nagegaan is of het methaangehalte in het ruwe (beluchte) water van invloed was op het biomassa gehalte in het drinkwater van de zuiveringsstations (Afbeelding 6.5).



Afbeelding 6.5 *Verband tussen het  $CH_4$ -gehalte in voedingswater van de voorfilters en het ATP-gehalte en de MFI van het uitgaande water (MFI gegevens WMO; Van Paassen, 1990)*

Het ATP gehalte in het uitgaande water van de onderzochte zuiveringsstations was hoger bij hogere methaangehalten in het ruwe water. Ook de Membraanfiltratie Index (MFI) van het drinkwater, een maat voor het gehalte colloïdaal materiaal, was hoger bij hogere methaangehalten in het anaerobe grondwater (Afbeelding 6.5; Van Paassen, 1990). Het ATP gehalte nam reeds toe vanaf  $\text{CH}_4$  concentraties  $> 0,1 \text{ mg/l}$ , terwijl de verhoging van de MFI werd vastgesteld bij methaangehalten  $> 0,5 \text{ mg/l}$ .

Streefwaarden voor beide parameters in drinkwater ter voorkóming van (micro)biologische problemen bij opslag en distributie van drinkwater zijn nog niet beschikbaar. Over het ATP-gehalte van drinkwater zijn buiten het kader van dit onderzoek meer gegevens verzameld en het blijkt dat het niveau in de regel ligt tussen  $<1$ , voor effluent van langzame zandfilters, en  $10 \text{ ng/l}$  in drinkwater bereid uit zuurstofloos grondwater. Van de MFI-waarde van verschillende watersoorten is ook veel bekend. Na processen als langzame zandfiltratie is de waarde over het algemeen laag  $<1$  à  $3 \text{ s/l}^2$ . Voor water bestemd voor diepinfiltratie wordt een waarde van  $<3 \text{ s/l}^2$  geadviseerd om verstopping van de infiltratieput te voorkomen (Schippers, 1989). Op grond van Afbeelding 6.5 blijkt dat bij omzetting van enkele tienden van milligrammen methaan in de filters de niveau's van ATP en MFI in drinkwater, zoals die hierboven zijn vermeld, kunnen worden overschreden.

## 6.5 Effect van ammonium op de microbiologische waterkwaliteit

Het effect van de ammoniumverwijdering in de filters op het aantal bacteriën in het water is op grond van de in dit onderzoek verzamelde informatie niet vast te stellen. Bij nagenoeg alle zuiveringsstations vond naast ammoniumverwijdering in de filters eveneens methaanverwijdering plaats. Nitrificatie is een autotroof microbiologisch proces; de bacteriën gebruiken  $\text{CO}_2$  als koolstofbron en ammonium als energiebron. Omzetting van methaan is een heterotroof proces; bacteriën benutten de koolstof uit organische verbindingen ( $\text{CH}_4$ ) als C-bron. De biomassa-productie bij nitrificatie is relatief gering (ca.  $0,15 \text{ mg}$  per  $\text{mg NH}_4^+\text{-N}$ ), terwijl deze bij methaanomzetting juist groot is ( $> 1 \text{ mg/mg CH}_4\text{-C}$ ). Op grond hiervan is de verwachting dat nitrificerende bacteriën naar verhouding een geringere bijdrage zullen leveren aan het ATP gehalte in het filtraat van filters waarin ook methaan wordt afgebroken.

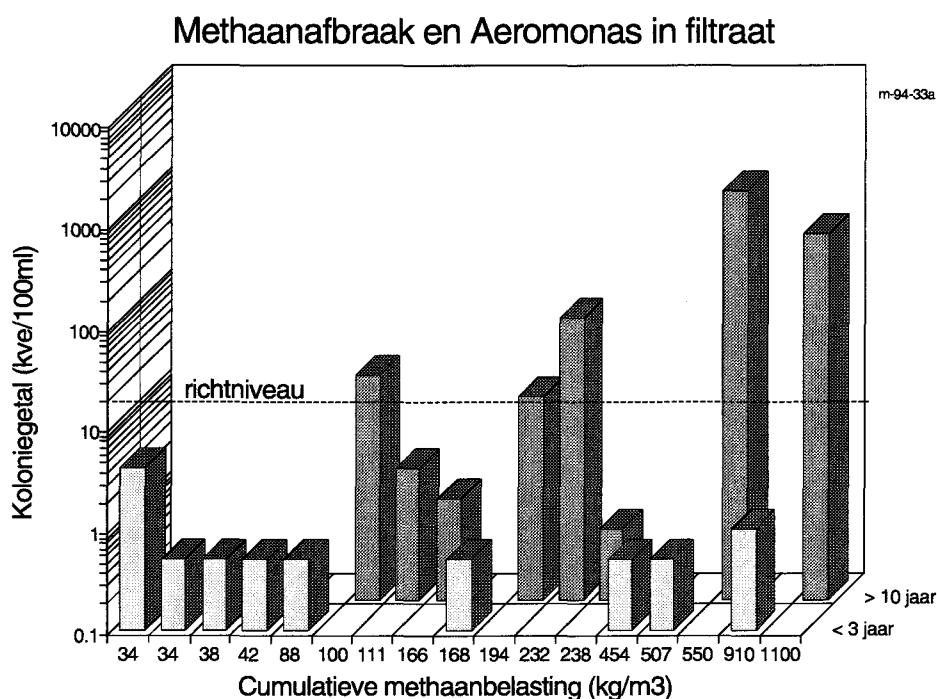


## 6.6 Vermeerdering van *Aeromonas* in filters

### 6.6.1 Oorzaak vermeerdering *Aeromonas* bacteriën

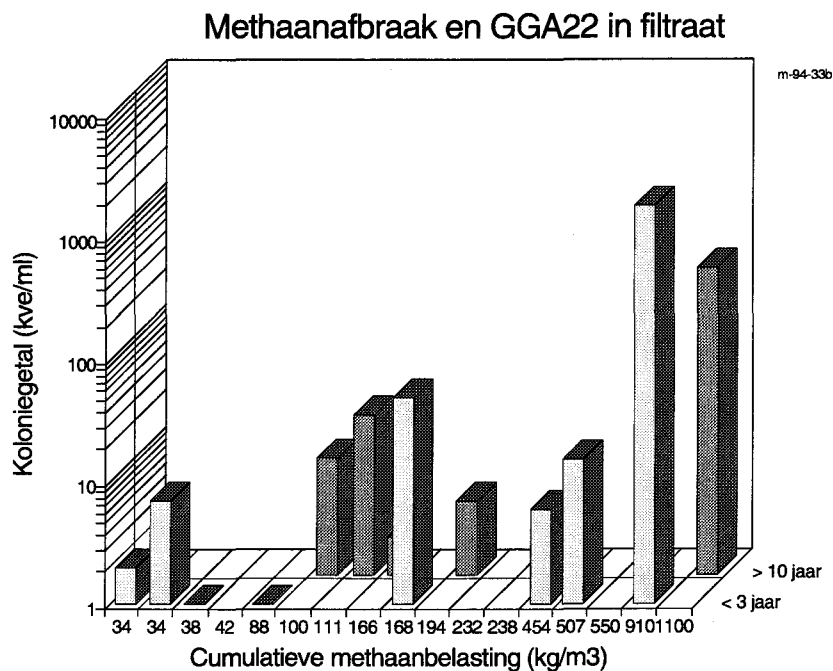
Over het onderzoek naar de vermeerdering van *Aeromonas* in de zuivering is eerder uitgebreid gerapporteerd (Hijnen en Reijnen, 1992-2). De belangrijkste conclusie betreffende de oorzaak van vermeerdering van *Aeromonas* bacteriën in de filters was dat omzetting van methaan en mogelijk ook ammonium in filters leidt tot ophoping (vervuiling) van bacteriemateriaal (organische stof) in de filters.

Deze vervuiling kan groei van *Aeromonas* tot gevolg hebben. De mate van vermeerdering van *Aeromonas* in de filterbedden was afhankelijk van de methaanverwijdering en van de leeftijd van het filtermateriaal. In het filtraat van filters met filtergrind van meer dan 10 jaar oud, waarmee veel methaan is verwijderd (hoge cumulatieve verwijdering =  $\Sigma\text{CH}_4 > 100$  tot  $1000 \text{ kg CH}_4/\text{m}^3$  filterbed), werden *Aeromonas* aantallen gemeten van 10 tot 1000 kve per 100 ml (afbeelding 6.6). Een hoge  $\Sigma\text{CH}_4$  en een relatief jong filtergrind (<3 jaar) daarentegen veroorzaakte geen problemen met *Aeromonas* vermeerdering.



Afbeelding 6.6 De  $\Sigma\text{CH}_4$ -verwijdering ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ) van een filter en het *Aeromonas* aantal in het filtraat (waarden van  $<1$  kve/100ml water zijn aangegeven als zijnde  $0,5$  kve/100 ml); onderscheid is gemaakt tussen filters met grind waarvan de leeftijd resp.  $>10$  en  $<3$  jaar was

Ook het koloniegetal GGA22 in het filtraat was hoger bij filters met een hogere  $\Sigma\text{CH}_4$  (afbeelding 6.7). De leeftijd van het filtergrind speelde met betrekking tot deze parameter overigens geen rol.



*Afbeelding 6.7 De  $\Sigma\text{CH}_4$ -verwijdering ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ) van een filter en het koloniegetal GGA22 in het filtraat; onderscheid is gemaakt tussen filters met grind waarvan de leeftijd resp. > 10 en < 3 jaar was*

Omzetting van ammonium in de filterbedden zal op den duur ook aanleiding geven tot accumulatie van biomassa. Op grond van de beschikbare gegevens kon echter geen verband tussen de  $\Sigma\text{NH}_4$  verwijdering en de vermeerdering van *Aeromonas* in de filters worden vastgesteld. Dit is waarschijnlijk het gevolg van het feit dat zuiveringen waar het voedingswater van de filters geen methaan bevatte, niet zijn onderzocht.

Op basis van praktijkervaringen blijkt dat het vóórkomen van hoge koloniegetallen GGA22 en GGA37 en *Aeromonas* aantallen na een zuivering vaak onvoorspelbaar is. Het optreden van een vermeerdering van *Aeromonas* bacteriën in filters is naar alle waarschijnlijkheid het gevolg van een verstoring van biologische processen zoals methaanverwijdering en nitrificatie. Stilstand van vervuilde filters gaf, waarschijnlijk tengevolge van zuurstofloosheid, aanleiding tot een tijdelijke verhoging van het *Aeromonas*-aantal in het water (Hijnen e.a., 1992-1).

Een deel van de actieve biomassa zal afsterven en de vrijgekomen verbindingen vormen een voedingsbron voor *Aeromonas* bacteriën (Van der Kooij en Hijnen, 1988).

Een verdere evaluatie van bedrijfsgegevens met betrekking tot problemen met verhoogde kolonieggetallen en *Aeromonas*-aantallen in het water na zuivering van zuurstofloos grondwater kan meer inzicht geven in de factoren die hiervoor verantwoordelijk zijn.

## 6.6.2 Oplossingen

1. Om vermeerdering van *Aeromonas* in de zuivering te **voorkómen** dan wel te beperken is het van belang biologische omzetting van methaan in de zuivering zoveel mogelijk te beperken door het intensiveren van de beluchting van het ruwe water. Hierdoor zal het vervuilen van filters met biomassa afnemen en kunnen bovendien de ontijzering, de ontmanging en de nitrificatie beter verlopen.
2. Bij zuiveringsstations waar *Aeromonas* vermeerdering zich reeds voordoet zal het verlagen van de methaanbelasting van de filters alleen niet voldoende zijn. Het is dan noodzakelijk de filters en overige zuiveringsonderdelen te reinigen. Een effectieve maatregel is het schoonmaken van de filters en het vernieuwen van het filtergrind (Hijnen e.a., 1992-1).
3. Overige zuiveringstechnische maatregelen die een gunstig effect hebben op het aantal *Aeromonas* bacteriën in water na een zuivering zijn:
  - extern reinigen van filtermateriaal. Bij een externe reiniging van filtermateriaal met een relatief hoog *Aeromonas* aantal werd een verlaging van het *Aeromonas* aantal waargenomen (Hijnen en Reijnen, 1992-2);
  - intensiever spoelen van de filters. Praktijkervaringen van ondermeer WLO en Kiwa (Van Bennekom, 1994) wijzen uit dat met een intensievere spoelprocedure het probleem kan worden voorkómen en mogelijk ook kan worden verminderd of opgeheven. Dat is vastgesteld in gevallen waarin enkele tienden van milligrammen tot circa 1 mg/l methaan in filters werden omgezet.
  - zo weinig mogelijk variaties in de procesvoering (stabiele bedrijfsvoering, o.a. door regelmatige productie, regelmatige belasting met ammonium (en methaan), voorkómen van zuurstofloosheid tijdens stilstand en voorkómen van grote pH-schommelingen (na ontharding bijvoorbeeld).

## 6.7 De biologische stabiliteit van het water

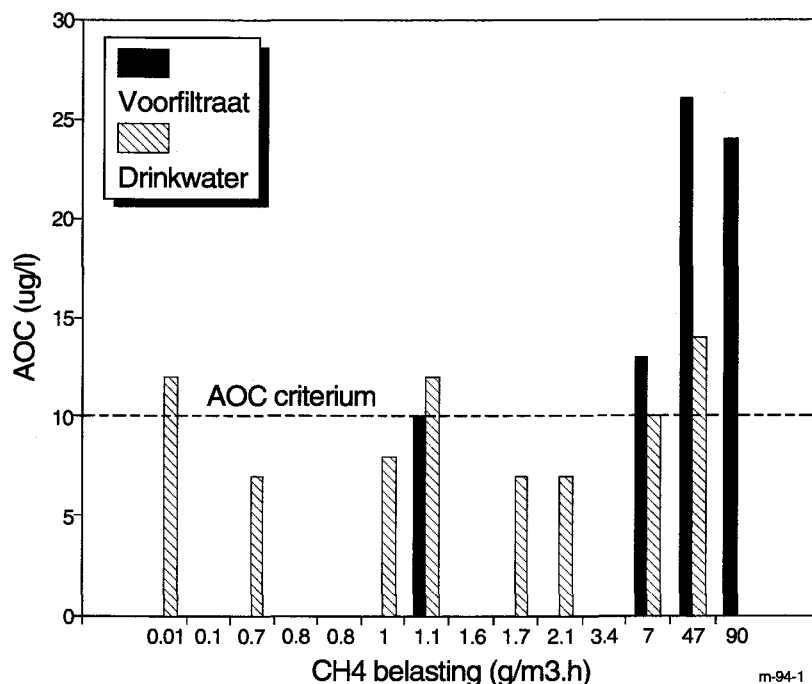
### 6.7.1 Het AOC-gehalte

Methaan zelf kan het AOC-gehalte niet direct beïnvloeden, omdat het niet wordt "meebepaald". De verhoogde microbiologische activiteit in het filterbed, veroorzaakt door de omzetting van methaan, kan echter wel van invloed zijn op het AOC-gehalte.

Op de verschillende zuiveringsstations is een aantal maal het AOC-gehalte gemeten. Uit de gegevens blijkt dat bij een toenemende methaanbelasting van de voorfilters het AOC-gehalte in het voorfiltraat toeneemt (Afbeelding 6.8). Het AOC gehalte in het uitgaande water werd niet beïnvloed door de mate van methaanbelasting van de zuivering.

Wel bleek het drinkwater op een aantal zuiveringsstations niet te voldoen aan het AOC-criterium voor biologisch stabiel water ( $< 10 \mu\text{g ac-C eq/l}$ ). Er zijn aanwijzingen dat, naast de momentane methaanomzetting in filters, ook vervuild en oud filtergrind een negatief effect heeft op de biologische stabiliteit van water door afgifte van makkelijk assimileerbare organische verbindingen (AOC). Bij zuiveringsstation Zuidwolde, bestaande uit een dubbele filtratie, werd het AOC-gehalte in de zuivering gemeten in de periode voor en na het vernieuwen van het filtergrind in de zuiveringsstraat met de plaatbeluchter (tabel 6.7). In de periode met het oude grind nam het AOC-gehalte in de nafilts niet af; er werd zelfs een geringe toename geconstateerd. Na het vernieuwen van het filtergrind in de filters van de straat met de plaatbeluchter, was het AOC-gehalte na het nafilter duidelijk lager dan het AOC-gehalte na het nafilter met het oude grind. De cumulatieve methaanverwijdering van het grind in de voorfilters was  $100 \text{ kg/m}^3$ . Van belang kan tevens zijn geweest dat de nafilts toen nog onvoldoende intensief werden gespoeld (Hijnen e.a., 1992-1).

### Methaanbelasting en AOC



Afbeelding 6.8 Het gemiddelde AOC gehalte van het voorfiltraat en het drinkwater gerangschikt naar toenemende methaanbelasting van de voorfilters (aantal waarnemingen per locatie is 1 à 3)

Tabel 6.7 *Het AOC-gehalte in het water van de straat met en zonder plaatbeluchter in de periode voor en na vernieuwing van het filtergrind*

	AOC gehalte ( $\mu\text{g ac-C eq/l}$ ) <sup>a</sup>			
	Straat zonder plaatbeluchter		Straat met plaatbeluchter	
	Voorfilter	Nafilter	Voorfilter	Nafilter
Periode oude grind	11	12	9,7	12,7
Periode nieuw grind <sup>c</sup>	nb <sup>b</sup>	12,5	nb	8

<sup>a</sup> gemiddelde waarde van 2 à 3 waarnemingen;

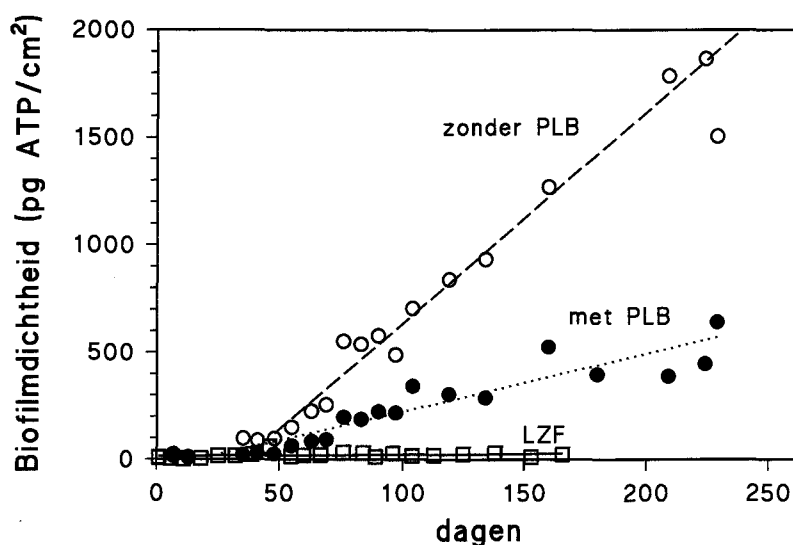
<sup>b</sup> nb = niet bepaald;

<sup>c</sup> Nieuw grind in straat met plaatbeluchter.

## 6.7.2 De biofilmvormingspotentie

De bepaling van de biofilmvormingspotentie van water is ontwikkeld om met name van methaan en ammoniumhoudend grondwater de biologische stabiliteit te bepalen (Van der Kooij en Veenendaal, 1992).

Op zuiveringsstation Zuidwolde is het effect van de verlaging van de methaanbelasting van de voorfilters door een extra beluchting met een plaatbeluchter (zie voor beschrijving experiment hoofdstuk 5) op de biofilmvorming onderzocht (afbeelding 6.9).



Afbeelding 6.9 *Biofilmvorming in de biofilmmonitor gevoed met het uitgaande water van zuiveringsstation Zuidwolde zonder en met een plaatbeluchter (PLB) in de zuivering; ter vergelijking ook gegevens na langzame zandfiltratie (LZF)(Van der Kooij, 1992-2)*

Dit onderzoek is uitgevoerd nadat de zuiveringsstraat met de verlaagde methaanbelasting was schoongemaakt en het filtermateriaal was vernieuwd. Als gevolg hiervan was:

- de ammoniumverwijdering, die met het oude grind plaatsvond in de nafilts, verplaatste naar de voorfilters;
- het AOC gehalte van het uitgaande water daalde (tabel 6.7).

Er werd een duidelijke verbetering van de biologische stabiliteit van het water geconstateerd. In de straat zonder plaatbeluchter was de biofilmvormingssnelheid (BVS) 9,8 pg ATP/(cm<sup>2</sup>.dag) en was de biofilmdichtheid na 100 dagen meer dan 500 pg/cm<sup>2</sup>. Bovendien was er sprake van een duidelijke ijzerafzetting op de glazen ringen. Met een plaatbeluchter was de biofilmvormingssnelheid verlaagd tot 2,7 pg ATP/(cm<sup>2</sup>.dag) en werd ijzerafzetting in de biofilm niet waargenomen. Ter vergelijking is de biofilmvormingspotentie van het filtraat van een langzaam zandfilter weergegeven. De biofilmvormingssnelheid hierbij is lager dan 1 pg ATP/(cm<sup>2</sup>.dag) terwijl de biofilmvormingspotentie beneden 100 pg ATP/cm<sup>2</sup> blijft.

## 6.8 Conclusies en aanbevelingen microbiologische effecten

Uit de gegevens van dit onderzoek blijkt dat de biologische methaanverwijdering in filters een negatieve invloed uitoefent op de nitrificatie en op de microbiologische kwaliteit van het water:

- de methaanomzetting in de filters stoort de nitrificatie (zie ook Hoofdstuk 5) doordat methaanoxyderende bacteriën sneller groeien en de in het filter aanwezige nitrificerende biomassa overgroeien. Ook vervuiling van filtergrind met biomassa (methaanoxyderende bacteriën) kan de nitrificatie verstoren;
- omzetting van enkele tienden van milligrammen methaan in filters leidt reeds tot een meetbare verhoging van het gehalte aan bacteriën in het filtraat. Dit is ongewenst omdat daardoor de eventuele nafilts alsmede de reinwaterkelder en het distributiegebied vervuild worden met biomassa;
- vervuiling van filters met biomassa, in de loop der jaren opgehoopt door methaanverwijdering en de leeftijd van het filtergrind, kan groei van *Aeromonas* bacteriën in de zuivering tot gevolg hebben. Bij filters waarin 100 kg CH<sub>4</sub> per m<sup>3</sup> bed is afgebroken over een totale periode van 10 jaar is vermeerdering van *Aeromonas* bacteriën waargenomen tot een concentratie boven het richtniveau 20 kve/ 100 ml in het filtraat. Een dergelijke omzetting van methaan in een filterbed wordt bijvoorbeeld bereikt indien een filter met een schijnbare contacttijd t' van 15 minuten gedurende 10 jaren wordt gevoed met een belucht grondwater dat 0,3 mg/l methaan bevat;

- het feit dat *Aeromonas* vermeerdering in filters zich onder de hierboven geschetste situatie niet op alle zuiveringsstations voordoet, geeft aan dat meerdere factoren zoals de stabiliteit van de bedrijfsvoering, de spoelprocedure en de ammoniumbelasting van de filters een rol kunnen spelen bij het probleem;
- omzetting van methaan in filters kan gepaard gaan met een toename van het AOC-gehalte door (i) een intensievere microbiologische activiteit in het filterbed en (ii) vervuiling van het filtergrind met biomassa.

*Op grond van de gepresenteerde gegevens wordt aanbevolen het methaangehalte in het voedingswater van de filters vergaand te verlagen door een intensieve beluchting. Een streefwaarde van < 0,1 mg/l wordt aanbevolen.*

Deze vergaande methaanverlaging zal leiden tot:

- het vergroten van de filtercapaciteit voor ontijzering, ontmanganing, nitrificatie (hoofdstuk 5) en biologische stabilisatie (AOC- en biomassaverwijdering);
- het verminderen van de vervuiling van de zuivering (incl. het filtergrind) met biomassa;
- een verbetering van de microbiologische kwaliteit van het drinkwater.

Op een zuiveringsstation kunnen in de filters (incidenteel of permanent) enkele tienden van milligrammen methaan (< 0,5 mg/l) worden omgezet zonder dat zich in de zuivering en distributiegebied microbiologische problemen voordoen. Om te waarborgen dat dit onder die condities ook zo blijft wordt aanbevolen een zo stabiel mogelijke bedrijfsvoering van de filters na te streven en het filterbed effectief te spoelen.

#### *Mogelijkheid en wenselijkheid aanvullend onderzoek*

Een belangrijke aanleiding voor het bepalen van de invloed van methaan op het zuiveringsproces en de kwaliteit van het drinkwater was de reeds eerder genoemde relatie tussen nagroei van *Aeromonas* en de methaanbelasting van de zuivering. Uit nog niet afgerond onderzoek met de biofilmmonitor komt naar voren dat er een duidelijk verband bestaat tussen de biofilmvormende eigenschappen van het drinkwater 'af zuiveringsstation' en de mate van nagroei van *Aeromonas* en de vermeerdering van dierlijke organismen. Een nadere definiering van de biologische stabiliteit van het drinkwater zal op grond van deze gegevens mogelijk worden. Door het effect van aanpassing en/of optimalisatie van de zuivering op de biofilmvormende eigenschappen van het water te meten, zal het mogelijk zijn aan te geven hoe een verdere verbetering van de bereiding van drinkwater uit methaan- en ammoniumhoudend grondwater is te bereiken.

### *Aanvullend onderzoek*

Aanbevolen wordt nader onderzoek uit te voeren naar:

- de invloed van filterspoelen op het voorkómen of verlagen van hoge koloniegetallen na een zuivering (*Aeromonas*, koloniegetallen GGA22 en GGA37, bacteriën van de coligroep) en de invloed van vervuild filtergrind op de biologische stabiliteit van water bij zuiveringsstations met relatief weinig methaan in het ruwe beluchte grondwater (max. enkele tienden van milligrammen methaan);
- de optimalisatie van de nitrificatie bij een minimale methaanbelasting en het vaststellen van de invloed van de nitrificatie op de microbiologische kwaliteit en de biologische stabiliteit van drinkwater;
- het vaststellen van een streefwaarde voor het gehalte biomassa in het drinkwater 'af zuiveringsstation' op basis van de parameters ATP, MFI, het koloniegetal VBA25 (momenteel R2A-medium) en directe telling van de aantallen bacteriën.



## 7 **BESPREKING**

In dit hoofdstuk wordt eerst in hoofdlijnen het gevormde beeld van de methaanproblematiek geschetst om de er op volgende conclusies (hoofdstuk 8) te onderbouwen.

### 7.1 **Biologische effecten van methaan**

#### 7.1.1 **Vorming biomassa**

Als methaan en ammonium door bacteriën in een snelfilter worden omgezet treedt bacteriegroei op. De daardoor ontstane *bacteriemassa* wordt aangeduid met de verzamelnaam "*biomassa*".

Biomassa is een breder begrip dan bacteriemassa, want alle groei in de natuur levert biomassa, denk bijvoorbeeld aan planten en dieren.

De toename van deze biomassa gaat door zolang het filter in bedrijf is. Er komen dus meer bacteriën dan nodig zijn voor de omzetting van methaan en ammonium. Dit teveel aan biomassa moet ergens blijven. Er zijn drie mogelijkheden:

- biomassa komt in het filtereffluent terecht;
- biomassa wordt door spoelen verwijderd en komt in het spoelwater;
- biomassa blijft in het filter. Op termijn wordt een deel van de bacteriën minder vitaal en sterft uiteindelijk af door onvoldoende voedseltoevoer.

Immers, groei van bacteriën kan niet doorgaan zonder sterfte.

Deze mogelijkheden treden alle drie op en kunnen de hierna besproken gevolgen hebben.

#### 7.1.2 **Biomassa en nagroei**

Biomassa in het filtereffluent komt terecht in de op het filter volgende zuiveringsmiddelen, het reinwaterreservoir en het distributienet. Vele soorten bacteriën en dierlijke organismen kunnen levende en dode biomassa benutten. Dode en levende biomassa leidt daardoor tot nagroei van bacteriën en dierlijke organismen in de zuiveringsmiddelen, reservoirs en leidingen.

#### 7.1.3 **Biomassa in spoelwater**

Biomassa in spoelwater beïnvloedt de behandeling en het hergebruik van spoelwater. De kans op biologische problemen, door ophopen van dode biomassa in de kringloop van het hergebruik, wordt groter als er meer biomassa in het spoelwater komt en biomassa onvoldoende effectief uit deze kringloop wordt verwijderd.

Biomassa in spoelwater beïnvloedt ook de slibbehandeling.

Het slib kan door biomassa zuurstofloos (geen O<sub>2</sub>) en zelfs sterk anaeroob worden (ook geen NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>). IJzer, mangaan, ammonium en sulfiden kunnen door reductie weer oplossen en uitlogen. Door H<sub>2</sub>S-vorming gaat het slib stinken. In feite verlopen dezelfde processen, die zijn beschreven in § 2.2.

#### 7.1.4 Biomassa in filters

Ophoping van biomassa in filters leidt tot een toename van de blijvende vervuiling van het filterbed. Een deel van deze biomassa zal, dood dan wel levend, benut worden als voedsel voor andere soorten bacteriën en dierlijke organismen in het filterbed. Dit kan dus ondermeer leiden tot toename van koloniegetallen, bijvoorbeeld bij 22 en 37°C, en de aantallen *Aeromonas* bacteriën in het filterbed en het filtereffluent. Ook bacteriën van de coligroep kunnen zich in biologisch vervuilde filters vermeerderen. Wormen, waterpissebedden (*Asellus aquaticus*), muggenlarven, en een heel scala niet met het blote oog zichtbare dierlijke organismen, kunnen in de zuiveringsmiddelen aanwezig zijn. Of, op welke termijn en in welke mate hierdoor normen en richtniveaus worden overschreden hangt af van meerdere factoren, zoals:

- de belasting van filters met methaan en ammonium, welke bepaald wordt door de concentraties methaan en ammonium in het influent van de filters en de filtratiesnelheid;
- het type filters (droog of nat);
- het aantal filtratiestappen;
- de effectiviteit van het spoelproces;
- de standtijd van het filtermateriaal;

Dit complexe geheel verklaart de geldigheid van de *Aeromonas*- en methaanstelling welke drs. L.A.C. Feij aan het begin van het onderzoek (1988) poneerde over de relatie tussen methaan en *Aeromonas* bacteriën:

*"Als er Aeromonas bacteriën in het drinkwater zijn aangetoond, zit er meestal methaan in het ruwe water, maar als er methaan in het ruwe water zit, hoeven er nog geen Aeromonas bacteriën aanwezig te zijn".*

Daaraan kan nu worden toegevoegd:

*Wanneer methaan en ammonium in filters worden omgezet dient men er rekening mee te houden dat daardoor op termijn bacteriologische problemen kunnen ontstaan. De kans op bacteriologische problemen is groter naarmate er meer methaan en ammonium worden omgezet per tijdseenheid en cumulatief over de standtijd\*) van het filterbed.*

\*) Het begrip standtijd wordt door de Kontaktgroep Filtratietechniek Grondwater gebruikt voor de periode tussen het inbrengen van het filterbed en het extern reinigen of vervangen.

## **7.2 Aandeel methaan en ammonium in biologische problemen**

### **7.2.1 Methaan én ammonium**

In principe kan de omzetting van methaan en ammonium dezelfde biologische effecten tot gevolg hebben. Hoewel het onderzoek aanvankelijk vooral gericht was op de omzetting van methaan valt over de omzetting van ammonium toch wel wat te zeggen.

Methaan is een zeer voedselrijke stof voor bacteriën, ongeveer zes maal zo voedselrijk als ammonium. Door omzetting van gelijke concentraties methaan en ammonium wordt ongeveer zesmaal zoveel biomassa gevormd door de methaanoxiderende bacteriën als door de nitrificeerders. Zowel de concentraties methaan en ammonium, als de verhouding daartussen, zullen bepalend zijn voor het aandeel dat beide stoffen hebben in het ontstaan van problemen met de biologische kwaliteit van het drinkwater.

### **7.2.2 Interactie tussen methaan en ammonium**

Belangrijk is ook het directe en indirecte effect van methaan op de omzetting van ammonium en daarmee op de bacteriologische problemen. Als er methaan wordt omgezet kan er te weinig zuurstof overblijven voor de nitrificatie. Vervuiling met biomassa gevormd door methaanoxiderende bacteriën kan het milieu ongeschikt maken voor nitrificatie, ook als methaan niet meer wordt toegevoerd (Zuidwolde). Verloopt de nitrificatie door methaan later in de zuivering, dan is de kans groter op bacteriologische problemen, ten gevolge van de nitrificatie. Toch heeft methaan dan de problemen veroorzaakt of versterkt.

### **7.2.3 Verbetering door fysische methaan-verwijdering**

Een gunstige eigenschap van methaan is dat het door intensieve beluchting vergaand is te verwijderen voor de eerste filtratiestap. Dat geldt niet voor ammonium bij de gebruikelijke pH-waarde van grondwater.

## 7.3 Fysisch- chemische effecten van de aanwezigheid en de verwijdering van methaan

### 7.3.1 Relatie tussen methaan, ontijzering en vervuiling distributienet

De omzetting van methaan vindt in de bovenste decimeters van het filterbed plaats. Direct daaronder, en vermoedelijk voor een deel in dezelfde zone als methaan, wordt ijzer verwijderd. Het mechanisme is nog niet bekend, maar de omzetting van methaan kan de ontijzering ongunstig beïnvloeden. Nagroei en vervuiling met ijzer blijken vaak gezamenlijk op te treden (ZS Zuidwolde). In de praktijk is op ZS De Laak vastgesteld dat enkele tienden van milligrammen methaan geen slechte ontijzering tot gevolg hoeven te hebben. De toename van de MFI bij hogere methaanbelasting van een filter ondersteunt de hypothese dat de mate van omzetting van methaan in de zuivering invloed heeft op de mate van vervuiling van het distributienet.

### 7.3.2 Ontijzering

De vervuiling van het distributienet zal minder worden als de ontijzering verbetert. Door intensieve beluchting wordt de ontijzering echter niet in alle gevallen beter. Omdat ook de pH toeneemt, en de pH een belangrijke invloed heeft op het verloop van de ontijzering, kan de ontijzering minder volledig worden (Experimenten proeffilters met cascade- en plaatbeluchting De Laak).

Gunstig voor de ontijzering zijn over het algemeen de volgende voorwaarden:

- een zo gering mogelijke pH-verhoging, als de ontijzering goed verloopt na een niet intensieve beluchting (Fe uitgaand drinkwater < 0,02 mg/l). De kans dat de pH na intensieve beluchting buiten het optimale vlokgebied komt te liggen is dan kleiner;
- een korte verblijftijd in het beluchtingssysteem;
- niet verpompen van belucht ijzerhoudend water;
- een lage waterstand boven een natfilter.

De ontijzering is en blijft een complexe zaak waarvoor geldt:

*proefinstallatie-onderzoek naar het effect van beluchting op ontijzering is sterk aan te bevelen om (nood-)maatregelen achteraf te kunnen voorkomen!*

Aandacht verdient daarbij ook het effect van maatregelen die leiden tot een geringere pH-verhoging.

### 7.3.3 Ontmanging

Omdat de omzetting van methaan filtercapaciteit vergt, en eerder verloopt dan de ontmanging, wordt de ontmangingszone naar beneden verplaatst in het filterbed.

Bij methaanverwijdering door intensieve beluchting van het ruwe water nemen ook de pH en de concentratie zuurstof toe en neemt het zuurstofverbruik in het filter af. Bekend is dat de ontmanging bij een hogere pH en zuurstofconcentratie sneller verloopt. Intensieve beluchting heeft dus drie gunstige effecten op de ontmanging, die daardoor in de praktijk zal verbeteren.

### 7.3.4 Nitrificatie

De omzetting van ammonium verloopt na de omzetting van methaan. Wordt methaan omgezet, dan verschuift de nitrificatie-zone naar beneden in het filterbed. Wordt methaan verwijderd door intensieve beluchting, dan komt in principe meer filtercapaciteit vrij voor de nitrificatie.

### 7.3.5 Optreden en effecten van zuurstofloosheid in filters

Voor de omzetting van methaan wordt veel zuurstof verbruikt. Wordt veel methaan en/of ammonium omgezet, dan kan het effluent zuurstofloos worden. In de praktijk komt dat niet vaak voor, of wordt het zelden opgemerkt. Maar, zelfs als nooit wordt aangetoond dat effluent zuurstofloos is, kan plaatselijk in het filterbed wel zuurstofloosheid optreden. Dat kan bijvoorbeeld tijdens stilstand van de filtratie, omdat dan de bacteriën blijven doorgaan met het verbruiken van zuurstof. Ook kan in de biofilm zuurstofloosheid optreden, omdat het verbruik groter is dan de toevoer door diffusie. Na stilstand kunnen daardoor stoffen als bijvoorbeeld nitriet en mangaan worden aangetoond die op plaatselijke zuurstofloosheid wijzen. Ook kolonietallen kunnen toenemen evenals de aantallen *Aeromonas* bacteriën of bacteriën van de coligroep. Na langdurige stilstand kan het water ook een slechte smaak krijgen door gevormde stoffen. Hoewel het nog niet is bewezen, en moeilijk is te bewijzen, wordt aangenomen dat voorkeurstromen tot plaatselijke zuurstofloosheid kunnen leiden.

## 7.4 Fysische methaanverwijdering door beluchting of vacuüm-ontgassing

### 7.4.1 Methoden voor fysische verwijdering methaan

Methaanverwijdering door intensieve beluchting of vacuümontgassing is effectief voor het verwijderen van methaan tot een zeer lage concentratie. Voor een methaanverwijdering van meer dan 90% zijn de volgende systemen in de praktijk bruikbaar gebleken:

- beluchtingstorens;
- cascadebeluchters;
- plaatbeluchters;
- vacuümontgassers.

De gegevens die over deze systemen in dit rapport zijn opgenomen zijn afkomstig zijn van onderzoek- en praktijkervaring van waterleidingbedrijven en Kiwa. Een globale vergelijking van deze systemen en de effecten ervan is hierdoor mogelijk. De beschikbare gegevens kunnen zijn beïnvloed door:

- monstername en monster conservering voor de methaanbepaling; Onderzoek ter verbetering van de methaanbepaling is door waterleidinglaboratoria uitgevoerd in 1993 en 1994 en zal worden gerapporteerd in 1995.
- de mate van nauwkeurigheid van alle beschikbare procesgegevens. Met name de volumestroom lucht is in een aantal gevallen niet gemeten maar herleid uit de gegevens van de ventilator;
- de samenstelling van het ruwe grondwater.

Een eerste selectie van de meest geschikte systemen voor de lokale omstandigheden is goed mogelijk.

### 7.4.2 Acceptabele concentratie methaan

Op grond van het onderzoek is niet een harde eis te stellen aan de concentratie methaan waarbij geen problemen meer optreden. Een voorlopige werkhypothese, dat 0,2 mg/l methaan "geen problemen" geeft, is als vuistregel een eigen leven gaan leiden. Het gaat om meerdere problemen en meerdere oorzaken van die problemen. Een genuanceerde richtlijn is op grond van de huidige kennis daarom het meest reëel. Het advies kan echter eenvoudig gehouden worden:

*"Verwijder methaan, als dat met acceptabele kosten kan, zover mogelijk". Dat is structureel het beste om alle mogelijke problemen te voorkomen.*

Een praktische richtwaarde is <0,1 mg/l (<100 µg/l), de rapportagegrens van de meeste laboratoria. Dat betekent dus niet dat, als de rapportagegrens wordt verlaagd naar 0,01 mg/l, die waarde de nieuwe aanbeveling wordt.

*Aeromonas*-problemen hoeven echter niet op korte termijn op te treden, wanneer bij enkelvoudige filtratie bijvoorbeeld 0,2 mg/l methaan wordt omgezet, of bij dubbele filtratie 0,5 mg/l. De kans dat op termijn bacteriologische problemen optreden, is kleiner als:

- de ammoniumconcentratie laag is;
- de filters met een voldoende intensief spoelproces worden schoongehouden;
- de effectiviteit van het filtratie- en spoelproces niet wordt beperkt door voorkeurstromen ten gevolge van een minder goed filterontwerp;
- de belasting van de filters niet te hoog is door een krap bemeten contacttijd;
- de filterbedden tijdig extern worden gereinigd of vervangen;
- zuiveringsmiddelen, zoals beluchtingstorens, pompreservoirs etc. tijdig worden schoongemaakt;
- bezinksel in de reinwaterberging frequent wordt verwijderd.

Deze voorwaarden maken duidelijk dat verwijderen van methaan tot een lage concentratie voordelen heeft voor ontwerp, bedrijfsvoering en onderhoud. Hoewel deze zaken natuurlijk toch aandacht vergen zijn ze minder kritisch als er weinig methaan wordt omgezet in de filters. Ook voor het hergebruik van spoelwater is het gunstig de hoeveelheid gevormde biomassa zoveel mogelijk te beperken.

### 7.4.3 Bacteriegroei in filters

In beluchtingssystemen treedt eveneens bacteriegroei op. Aangenomen mag worden dat de omvang van de toename van de aantallen bacteriën wordt bepaald door de concentratie methaan, de beluchtingstijd en de grootte van het oppervlak tussen water en onderdelen van het beluchtingssysteem. Bepaald werd op ZS Baanhoek te Dordrecht dat na een spoelbeurt van de pakking van een beluchtingstoren de hoeveelheid biomassa in het effluent van de beluchtingstorens toenam gedurende een looptijd. Ook van andere beluchtingssystemen is bekend dat de koloniegetallen in het beluchte water toe kunnen nemen. Uiteindelijk bepaalt de biologische samenstelling van het drinkwater in welke gevallen dit een echt probleem oplevert. Het zou immers jammer zijn als de beluchting, die methaan verwijderd voor het verminderen van de vorming van biomassa *in* de filters, biomassa levert *aan* de filters.

## 8 CONCLUSIES

In de vorige hoofdstukken zijn reeds conclusies gegeven. In dit hoofdstuk worden de belangrijkste conclusies samengevat. Raadpleeg voor uitgebreidere conclusies de aparte hoofdstukken en voor een toelichting de bespreking in hoofdstuk 7.

### 8.1 Aanwezigheid van methaan

- methaan kan zijn opgelost in zuurstofloos water dat geen nitraat bevat;
- methaan heeft een natuurlijke herkomst;
- methaan is een belangrijke parameter van de samenstelling van het Nederlandse grondwater, want:
  - . op 50% van de zuiveringsstations bevat het ruwe grondwater een methaanconcentratie tussen 0,1 en 1 mg/l;
  - . op 25% van de zuiveringsstations bevat het ruwe grondwater meer dan 1 mg/l methaan.

### 8.2 Effecten van methaan

#### 8.2.1 Effecten

##### *Omzetting in filters*

- omdat veel toegepaste beluchtingssystemen, zoals sproeiers en venturi-beluchters, 70-90% van het methaan verwijderen, *wordt het resterende methaan in de snelfilters door methaan-oxyderende bacteriën omgezet*;
- bij de omzetting van methaan en ammonium wordt "biomassa" gevormd. Een deel van deze biomassa hoopt zich op in de filterbedden, een deel komt in het spoelwater en een deel komt in het drinkwater;
- het aandeel van methaan in de vorming van biomassa is relatief groot; *per mg methaan-C wordt circa zes maal meer biomassa gevormd dan per mg omgezet ammonium-N.*

##### *Effecten van biomassa in filters*

- biomassa draagt bij aan de blijvende vervuiling van filterbedden met als *mogelijke effecten*:
  - . filterbedden vervuilen sneller, onder andere met slibballen, en moeten daardoor eerder worden vervangen;
  - . wormen en andere dierlijke organismen handhaven en vermeerderen zich in de filterbedden;



- . *Aeromonas* bacteriën, bacteriën van de coligroep, en bacteriën die bijdragen aan de kolonietallen bij 22 en 37°C, kunnen zich in de filters vermeerderen, waardoor de aantallen kolonievormende eenheden van deze bacteriën in het geproduceerde drinkwater toenemen;
- . een verhoogde zuurstofconsumptie (door de geaccumuleerde biomassa).

*Effecten omzetting methaan op processen tijdens filtratie*

- er zijn sterke aanwijzingen dat de omzetting van methaan de ontijzering ongunstig beïnvloedt, waardoor het distributienet sneller vervuult. Het precieze mechanisme is nog onvoldoende bekend;
- de ontmanglinging en nitrificatie worden verplaatst naar onderen in het voorfilter en naar het nafiliter. De verwijdering kan daardoor onvolledig worden.

*Effecten van biomassa in drinkwater*

- biomassa in het drinkwater kan tijdens distributie leiden tot:
  - . nagroei van bacteriën, zoals *Aeromonas* soorten;
  - . groei van dierlijke organismen, zoals waterpissebedden (*Asellus aquaticus*).

*Effecten van biomassa op het verbruik en de samenstelling van spoelwater*

- door snellere toename van de filtratieweerstand moeten filters frequenter worden gespoeld en is meer spoelwater nodig;
- biomassa in spoelwater kan bij een onvoldoende effectieve spoelwaterbehandeling bacteriologische problemen geven bij spoelwaterhergebruik.

## 8.2.2 Problemen

*Wanneer echte problemen?*

- in feite zijn voornoemde aspecten pas echte problemen, als:
  - . niet voldaan wordt aan normen en aanbevelingen voor de chemische, bacteriologische en biologische samenstelling van het drinkwater;
  - . bruinwaterklachten optreden;
  - . hoge extra kosten worden gemaakt voor het reinigen van zuiveringsmiddelen en het distributienet.

*Versneld optreden problemen*

- voornoemde effecten treden sneller of in ergere mate op:
  - . bij een hogere methaan- en ammoniumbelasting van de filters;
  - . als door een onvoldoende effectieve filterspoeling voorkeurstromen optreden, bijvoorbeeld door een niet gelijkmatige verdeling van spoelwater en spoellucht, of door een te lage snelheid van spoelwater of spoellucht.

## 8.3 Toelaatbare concentratie methaan

### 8.3.1 Praktische richtwaarde concentratie methaan

- *het is structureel het beste om methaan fysisch tot een zo laag mogelijke concentratie te verwijderen, vóór de eerste filtratiestap;*
- een voor de praktijk werkbare richtwaarde is 0,1 mg/l (100 µg/l), de rapportagegrens van de meeste laboratoria;
- een zeer lage concentratie methaan is echter geen garantie dat er geen bacteriologische problemen meer optreden, want ook ammonium kan problemen veroorzaken.

### 8.3.2 Nuancering richtwaarde

#### *bestaande zuivering*

- een concentratie methaan > 0,1 mg/l in het influent van filters kan voor een bestaande zuivering acceptabel zijn, als:
  - . geen problemen worden ervaren bij het zuiveren;
  - . geen problemen optreden bij distributie;
  - . gezorgd wordt voor een stabiele bedrijfsvoering.
- in de praktijk zijn onder gunstige omstandigheden goede zuiveringsresultaten bereikt bij:
  - . maximaal circa 0,2 mg/l methaan bij enkelvoudige filtratie;
  - . maximaal circa 0,5 mg/l methaan bij dubbele filtratie.

#### *Nieuwe zuivering*

- een iets hogere methaanconcentratie kan bij de bouw van een nieuwe zuivering of een nieuwe beluchtingsstap verantwoord zijn, als zeer hoge kosten gemoeid zijn met een verwijdering tot < 0,1 mg/l. Daartoe dienen de extra kosten voor een zeer intensieve beluchting te worden afgewogen tegen de meerkosten voor een aangepaste bedrijfsvoering en het sneller vervangen van filtermateriaal;
- omdat water met een hoge concentratie methaan meestal ook veel ammonium bevat, verdienen het ontwerp en de dimensionering van de zuivering toch bijzondere aandacht, ook als methaan wordt verwijderd tot <0,1 mg/l.

## 8.4 Intensieve beluchting en vacuümontgassing

- de volgende systemen kunnen een methaanverwijdering van >> 90% bereiken:
  - . cascadebeluchter;
  - . beluchtingstoren;
  - . plaatbeluchter;
  - . vacuümontgasser.

In de volgende paragrafen worden de belangrijkste voor- en nadelen vermeld, tesamen met enkele belangrijke aspecten van deze systemen.

### 8.4.1 Cascadebeluchting

#### *Voordelen*

- het meest bedrijfszekere beluchtings-systeem, waarvan de methaanverwijdering het minst gevoelig is voor vervuiling;
- de ontwerpcriteria zijn bekend.

#### *Nadelen*

- het systeem vergt de meeste bouwhoogte. Dat kan met name belangrijk zijn als een hoog percentage methaan moet worden verwijderd (>99%);
- de verblijftijd van het water in de cascadebakken is aanzienlijk langer dan de verblijftijd in de overige systemen. Bacteriegroei en vooroxydatie van ijzer kunnen daardoor in belangrijker mate optreden. Onvoldoende is nog bekend onder welke omstandigheden dit bacteriologische- en/of ontijzeringsproblemen op zal leveren.

#### *Overige aspecten*

- op grond van nog weinig praktijkervaring (alleen ZS Ridderkerk) wordt verwacht dat de schoonmaakfrequentie aanzienlijk toeneemt bij hogere concentraties ijzer in combinatie met de toepassing van overstortgootjes;
- een pompfase na de beluchting wordt sterk afgeraden vanwege de ongunstige invloed op de ontijzering. Dit geldt overigens ook voor de overige aerobe systemen (niet voor de vacuümontgasser).

### 8.4.2 Beluchtingstoren

#### *Voordelen*

- een hoog percentage methaanverwijdering is haalbaar (>99%);
- de ontwerpcriteria zijn bekend;
- voor het spoelen van de pakking kan ruw grondwater worden gebruikt;
- spoelen van de pakking kan goed met lucht, waardoor weinig spoelwater nodig is.

### *Nadelen*

- door het gebruik van pakking is dit systeem het meest gevoelig voor vervuiling met ijzer en biomassa. Het is daarom noodzakelijk de pakking zeer regelmatig intensief te spoelen;
- ondanks het spoelen dient de pakking periodiek extern chemisch te worden gereinigd. Verwacht wordt dat bij hoge ijzerconcentraties (bijvoorbeeld ruim boven 5 mg/l) een voor de praktijk minder werkbare situatie zal ontstaan;
- door het grote oppervlak tussen water en pakking treedt een relatief omvangrijke bacteriegroei op;
- om de kans op negatieve effecten op de watersamenstelling te beperken wordt aangeraden de looptijd tussen de spoelingen kort te houden. Concrete adviezen hiervoor vergen nader onderzoek.

### *Mee- of tegenstroom-beluchting?*

- voor een procentuele methaan verwijdering van 99% is meestroombeluchting voldoende effectief;
- voordeel van meestroombeluchting is dat de pH-toename beter is te beperken;
- tegenstroombeluchting is effectief wanneer een zeer hoog percentage methaanverwijdering nodig is (>99%);
- tegenstroombeluchting is minder geschikt voor het beperken van de pH-toename. Immers, dit systeem is het meest geschikt voor een vergaande CO<sub>2</sub>-verwijdering (zie Kiwa mededeling 101);
- bij tegenstroombeluchting is de toename van de pH in principe te beperken door recirculatie van de lucht (Nog geen praktijkervaring bekend medio 1994).

## **8.4.3 Plaatbeluchter**

### *Voordelen*

- een hoog percentage methaanverwijdering is haalbaar (>99%);
- er is weinig bouwhoogte nodig, waardoor plaatbeluchters in de praktijk vaak boven de filters in een bestaand gebouw kunnen worden geplaatst;
- ook bij hoge concentraties ijzer (bijvoorbeeld circa 10 mg/l) zijn plaatbeluchters nog te gebruiken.

### *Nadelen*

- de mate van methaanverwijdering is sterk afhankelijk van de dimensionering en de constructie. Bij een minder optimaal ontwerp kan de methaanverwijdering in de praktijk tegenvallen;
- dit systeem vergt relatief de grootste hoeveelheid lucht in verhouding tot de overige systemen;
- voor een zeer hoog percentage methaanverwijdering (>99%) is het energiegebruik relatief hoog;
- het schoonmaken van de platen vergt handwerk.

#### *Overige aspecten*

- de voorkeur hebben smalle lange geperforeerde platen in verband met de verblijftijdspreiding;
- de volumestroom buitenlucht is sterk te verminderen door recirculatie van lucht;
- de toename van de pH is in de praktijk met recirculatie te verminderen door zeer weinig buitenlucht te gebruiken. De effectiviteit zal per locatie kunnen verschillen en hangt af van de gewenste mate van methaan- en koolstofdioxyde-verwijdering.

### **8.4.4 Vacuümontgasser**

#### *Voordelen*

- dit systeem is als enige geschikt om methaan te verwijderen zonder zuurstof in het water op te lossen;
- vervuiling door afzetting van ijzer en biomassa van de ontgasser en het leidingwerk erna treden niet op als water *ook tijdens stilstand* zuurstofloos blijft;
- een pompfase na vacuümontgassing heeft geen ongunstig effect op de ontijzering.

#### *Nadeel*

- het energiegebruik is relatief hoog.

#### *Overige aspecten*

- het energiegebruik is door bijzondere voorzieningen te verlagen;
- de belangrijkste parameter voor de mate van verwijdering van methaan, koolstofdioxyde en stikstof is de onderdruk. Ook de concentraties van alle opgeloste gassen zijn mede bepalend;
- de bedrijfsvoering en de procesregeling vergen bijzondere aandacht om de vacuümontgassing goed te laten verlopen;
- tussen de ontgassing en de filtratie dient beluchting plaats te vinden.

## **8.5 Effecten van intensieve beluchting en vacuümontgassing**

### **8.5.1 Effect op ontijzering**

- verloopt de ontijzering niet optimaal, dan kan methaanverwijdering door intensieve beluchting of ontgassing van het ruwe water de ontijzering verbeteren en de vervuiling van het distributienet verminderen;
- verloopt de ontijzering na de gebruikelijke beluchting zeer goed, dan kan door toepassen van intensieve beluchting de ontijzering minder volledig worden en gevoeliger worden voor verstoringen;
- zekerheid over het effect van intensieve beluchting op de ontijzering vergt onderzoek ter plaatse.

### **8.5.2 Effect op ontmanganing**

- intensieve beluchting verbetert de ontmanganing.

### **8.5.3 Effect op nitrificatie**

- methaanverwijdering door intensieve beluchting *kan* de nitrificatie verbeteren;
- voor het verbeteren van de nitrificatie kan het *tevens* nodig zijn het filtermateriaal te vervangen of extern te reinigen. Zeker als een filter langere tijd met methaan belast is, is vernieuwen van het filtermateriaal sterk aan te bevelen.

## 9 AANBEVELINGEN

### 9.1 Bepaling van methaan

- laat in zuurstofloos grondwater de concentratie methaan bepalen;
- herhaal de monsterneming en bepaling om zeker te zijn van het al dan niet aanwezig zijn van methaan;
- laat de monsterneming voor de methaanbepaling uitvoeren door, of onder begeleiding van het laboratorium. Gebruik de hiervoor - door een analytische taakgroep op te stellen- methode. Monstername is de grootste bron van fouten!;
- bevat het gemengde ruwe grondwater meer dan 0,1 mg/l methaan (>100 µg/l), bepaal dan de concentraties per put, om de herkomst van het methaan te traceren;
- neem de methaanbepaling op in de lijst van te bepalen parameters voor het periodiek onderzoek van de putten;
- volg het verloop van de methaanconcentratie in de tijd, zodat bij verandering tijdig maatregelen kunnen worden genomen.

### 9.2 Fysische methaanverwijdering heeft de voorkeur

- pas een fysische methaanverwijdering door middel van beluchting of vacuüm-ontgassing toe, om de biologische omzetting van methaan in de filters zoveel mogelijk te beperken;
- zie voor een richtwaarde voor de methaanconcentratie § 8.5.

### 9.3 Bedrijfsvoering van een biologische zuivering

- zorg bij filters waarin biologische processen plaatsvinden voor een *stabiele* bedrijfsvoering, zeker als er biologische problemen zijn geconstateerd.  
Een stabiele bedrijfsvoering vergt bijvoorbeeld:
  - het zo continu mogelijk in bedrijf houden van filters (niet vele uren of dagen stilzetten);
  - het zo continu mogelijk belasten van filters met ammonium, bijvoorbeeld door bij het verhogen van de productie putten met lagere concentraties ammonium in de schakelen;
  - filterspoelen na een bepaalde cumulatieve ammonium en methaanbelasting;
  - een effectieve filterspoeling die voorkeurstromen voorkomt en biomassa goed verwijdert;
  - zo veel mogelijk beperken van pH-fluctuaties, bijvoorbeeld na ontharding;
  - tijdig vervangen of extern reinigen van het filtermateriaal.

Uiteraard moet ook rekening worden gehouden met de eisen die de fysisch-chemische processen stellen aan de bedrijfsvoering;

- is in een zuivering een beluchtingstoren voor CO<sub>2</sub>-verwijdering opgenomen, en bevat het influent van deze beluchtingstoren nog ammonium, verwijder dan regelmatig de biomassa door intern of extern spoelen van de pakking.

## 9.4 Onderzoek

### 9.4.1 Wenselijkheid

Blijkt dat er in bepaalde voorzieningsgebieden een niet acceptabele mate van nagroei van bacteriën en dierlijke organismen optreedt, ondanks:

- vèrgaande fysische verwijdering van methaan;
- vervangen van vervuild filtermateriaal;
- schoonmaken van de productie- en distributiereservoirs;
- schoonmaken van het distributienet,

dan is aanvullend onderzoek wenselijk.

### 9.4.2 Aspecten voor onderzoek

- met name ontwerp, dimensionering en bedrijfsvoering van winning en zuivering zullen punten van onderzoek dienen te zijn;
- veel aandacht verdienen effectieve methoden voor het zodanig spoelen van snelfilters, dat de ophoping van biomassa beperkt blijft, terwijl de fysisch- chemische processen voldoende blijven verlopen;
- tevens wordt aanbevolen methoden te ontwikkelen voor een effectieve *externe* reiniging van filtermateriaal, om:
  - . kosten voor het vernieuwen van filtermateriaal te beperken (aankoop en stortingskosten), en
  - . biomassa effectief en in korte tijd te verwijderen, om ophoping van biomassa te verminderen en afsterven van biomassa tijdens opslag te beperken;
- aandacht verdient tevens de belasting van filters met biomassa uit beluchtingsapparatuur. Vastgesteld dient te worden welk reinigings-criterium bruikbaar en werkbaar is;
- de *biofilmmonitor* dient te worden gebruikt voor het meten van effecten van maatregelen in de zuivering op de biologische stabiliteit van het afgeleverde water;
- als een intensieve beluchting de ontijzering ongunstig beïnvloedt, is het gewenst na te gaan welk effect verminderen van de pH-toename heeft op de ontijzering *én* de ontmanging.



## **9.5 Explosiegevaar**

- Zorg voor een waarschuwing bij winputten en andere gesloten ruimten waar ophoping van methaanhoudende lucht op kan treden, zeker als voldoende ventilatie niet mogelijk is. Flamberen, lassen en roken kunnen gevaar opleveren!

De gebruikte informatie is voornamelijk afkomstig uit voor iedereen toegankelijke literatuur, maar ook uit interne rapporten van bedrijven en Kiwa en van persoonlijke informatie. De hierna vermelde informatiebronnen zijn niet allemaal beschikbaar voor derden, maar opgenomen ter verantwoording. Interne Kiwa rapporten (SWI) zijn niet verkrijgbaar. Rapporten vervaardigd in opdracht van bedrijven (SWO) zijn niet verkrijgbaar en vertrouwelijk.

- Ammers, M. van. 1967. Beluchting en ontzuring van grondwater met een "Inka"-apparaat. Leeuwarden 1967. N.V. Waterleiding FRIESLAND. Interne notitie WLF.
- Ammers, M. van. 1973. Zweeds beluchtingssysteem in nieuw pompstation Oldeholtpade. *H<sub>2</sub>O* 6: 145.
- Ammers, M. van. 1976. Het zuurstofverbruik in filters. Voordracht voor de Contactgroep Wateronderzoek en Waterzuivering. 26 oktober.
- Ammers, M. van. 1982. Het zuurstofverbruik in filters. *H<sub>2</sub>O* 15: 487-488.
- Baggelaar, P.K., Y.C. Drost, G. Nauta en D. van der Kooij. (1992) Landelijk overzicht van *Aeromonas* in drinkwater. In voordrachtenbundel: *Aeromonas* in drinkwater. Kiwa/VWN-colloquium, 7 maart 1991, Ede.
- Bennekom, C.A. van, 1994. Mondelinge mededeling.
- Born, G.J. van den, Bouwman, A.F., Olivier, J.G.J., Swart, R.J. 1991. The emission of greenhouse gases in the Netherlands. RIVM, Bilthoven, rapport 222901003.
- Christensen, W. 1968. "The Water Supply of Copenhagen". Copenhagen 1968. Municipal Water Works of The City of Copenhagen.
- Coppens, E. 1993. Schriftelijke informatie.
- Feenstra, K. 1985. Onderzoek beluchting en ontgassing Waterleidingbedrijf Oost IJsselmonde. Adviesrapport N.V. Regionaal Energiebedrijf Dordrecht, nr 54-14.
- Haasnoot, A., Hendriks, L.J.W., Reijnen, G.K. 1994. Kwaliteitsverbetering zuiveringsstation De Laak door plaatbeluchting. *H<sub>2</sub>O* 27, nr 26.
- Haberer, K., Baier, R. 1970. Zur Trinkwasserentsäuerung durch Intensivbelüftung im Kreuzstrom, *GWF Wasser/Abwasser*: 150-155.
- Hall, E.R., Murphy, K.L. 1980. Estimation of nitrifying biomass and kinetics in waste water. *Water. res.* 14: 297-304.
- Hiemstra, P. 1984. Methaan en gesloten droogfiltratie, Rapport Waterleidingmaatschappij "OVERIJSEL" N.V. Zwolle.
- Hiemstra, P. 1987. Kiwa-VWN colloquium. Afdruk sheets lezing beschikbaar bij auteur.
- Hiemstra, P. 1991. Algemene probleemstelling. Inleiding Workshop Methaan en Nagroei 12 juni 1991.

- Hiemstra, P. 1992. Ervaringen met *Aeromonas* bacteriën in drinkwater bereid uit grondwater. Hfdst. 3 in D. van der Kooij e.a. *Aeromonas* in drinkwater, voorkomen, bestrijding, betekenis. Voordrachten van het Kiwa-VWN colloquium te Ede op 7 maart 1991. Nieuwegein, Kiwa, april 1992.
- Hiemstra, P. 1993. Schiftelijke informatie.
- Hijnen, W.A.M., Reijnen, G.K., Kooij, D. van der. 1989. Invloed van methaan en ammonium in het grondwater op de bacteriologische kwaliteit van het drinkwater. Nieuwegein, Kiwa, SWI 89.121. Niet openbaar.
- Hijnen, W.A.M. 1990. De bacterie als deeltje in water. In Kiwa-rapport SWE 90.014 "Verslag van de workshop: de membraanfiltratie-index als kwaliteitsparameter": p. 67-83.
- Hijnen, W.A.M., J.C. Kruithof en D. van der Kooij. 1990-1. De bacteriologische kwaliteit en het AOC-gehalte van grondwater na biologische nitraatverwijdering. *H<sub>2</sub>O* 26:720-726 en 715.
- Hijnen, W.A.M., Reijnen, G.K., Bos, R.H.M., Veenendaal, G., Kooij, D. van der. 1990-2. Verlagen van het *Aeromonas*-aantal in het uitgaande water van pompstation Zuidwolde (WMD) door een verminderde methaanbelasting van de filters. Nieuwegein, Kiwa, SWE 90.024.
- Hijnen, W.A.M., Reijnen, G.K., Bos, R.H.M., Veenendaal, G., Kooij, D. van der. 1992-1. Lagere *Aeromonas*-aantallen in het drinkwater van pompstation Zuidwolde door verbeterde ontgassing en vernieuwen van het filtergrind. *H<sub>2</sub>O* 25: 370-375.
- Hijnen, W.A.M. en G.K. Reijnen. 1992. Groei van *Aeromonas* in filters gevoed met methaan- en ammoniumhoudend grondwater. In voordrachtenbundel: *Aeromonas* in drinkwater. Kiwa/VWN-colloquium, 7 maart 1991, Ede.
- Hoek, J.P. van der, Kappelhof, J.W.N.M., Schippers, J.C. 1994. The use of vacuum deaeration in biological nitrate removal processes. *Aqua*, vol 43, no 2, 84-94.
- Hootsen, J.H. 1993 en 1994. Mondelinge mededeling.
- Houtepen, F.A.P. 1987. Methaan verwijderen via cascadebakken. *H<sub>2</sub>O* 20: 600-603.
- Houtepen, F.A.P. 1993. Schriftelijke mededeling
- Hoven, van den. 1983. Mondelinge informatie KEMA.
- Kappelhof, J.W.N.M., Jong, R.C.M., van der Hoek, J.P. 1989. Vacuümontgassing: theorie en praktijk. Nieuwegein, Kiwa N.V., SWE 89.035.
- Kappelhof, J.W.N.M., Reijnen, G.K. 1991-1. Methaanverwijdering met vacuümontgassing te Spannenburg. Nieuwegein, Kiwa N.V., SWI 91.003. Niet openbaar.
- Kappelhof, J.W.N.M., Reijnen, G.K. 1991-2. Methaanverwijdering met vacuümontgassing te Witharen. Nieuwegein, Kiwa N.V., SWI 91.150. Niet openbaar.
- Kaufmann, W. 1956. Het zuurstofverbruik in filters bij de ontijzering en ontmanganing van grondwater en de invloed van de mate van beluchting op het zuurstofverbruik. *Water* 25: 345-348.

- Koning, R.C.G. de. 1994. Mondeling mededeling.
- Kooij, D. van der, W.A.M. Hijnen en J.P. Oranje. 1981. Vermeerdering van bacteriën in drinkwater. *H<sub>2</sub>O*, 14: 317-322.
- Kooij, D. van der, A. Visser and W.A.M. Hijnen. 1982. Determining the concentration easily assimilable organic carbon in drinking water.
- Kooij, D. van der and W.A.M. Hijnen. 1988. Nutritional versatility and growth kinetics of an *Aeromonas hydrophila* strain isolated from drinking water. *Appl. Environ. Microbiol.* 54: 2842-2851.
- Kooij, D. van der and W.A.M. Hijnen. 1990. Criteria for defining the biological stability of drinking water as determined with AOC measurements. AWWA, Water Quality Technology Conference, San Diego, California, November 11-15
- Kooij, D. van der and H. Veenendaal. 1992-1. Assessment of the biofilm formation characteristics of drinking water. AWWA, Water Quality Technology Conference, Toronto, November 15-19
- Kooij, D. van der. 1992-2. Mogelijkheden en maatregelen voor beperken van het aantal *Aeromonas*-bacteriën in drinkwater. In voordrachtenbundel: *Aeromonas* in drinkwater. Kiwa/VWN-colloquium, 7 maart 1991, Ede.
- Kortleve, M. 1991. Geohydrologisch onderzoek naar de chemische samenstelling van het grondwater ter plaatse van de winplaats Ridderkerk. Intern rapport WZHO.
- Krøyer. 1981. Schriftelijke informatie.
- Kroon, G.T.M. van der, Schram, A.H. 1969. Weir aeration part I; Single free fall. *H<sub>2</sub>O* 2: 528-537.
- Linn, H.A.D. 1957. Venturibuisbeluchting. *Water* 41 nr 11: 143-149.
- Linn, H.A.D. 1962. Het grondwaterpompstation van Ridderkerk. *Water* 46 nr 23: 337-351.
- Mevius, W. 1976. Auftreten von Methan und methan-oxidierenden Bakterien in Trinkwasseraufbereitungsanlagen. *GWF* 4: 176-178.
- Oostelbos, P.G.J.M., Van der Meulen, J. van der. 1991. Het toepassen van plaatbeluchters op pompstation Spannenburg. Leeuwarden. Intern rapport WLF.
- Paassen, J.A.M. van. 1990. MFI en methaan/ammonium. In Kiwa-rapport SWE 90.014 "Verslag van de workshop: de membraanfiltratie-index als kwaliteitsparameter": 117-128.
- Paassen, W.C. van. 1992. Mondelinge informatie.
- Paassen, J.A.M. van. 1994. Schriftelijke informatie.
- Pöpel, H.J. 1974. Aeration and gas transfer. Delft, Technische Universiteit.
- RED 1992. Grondwaterzuiveringsstation Dordrecht. Folder t.g.v. opening.
- Reijnen, G.K. 1982. Hoe methaan uit grondwater te verwijderen. Kiwa Nieuwsbulletin nr. 34.
- Reijnen, G.K. e.a. SWO 442. Niet openbaar.
- Reijnen, G.K. 1983. Het verwijderen van methaan uit grondwater door tegenstroombeluchting in een gepakte kolom. Nieuwegein, Kiwa, SWI 451. Niet openbaar.
- Reijnen, G.K., Van der Laan, J., Van Paassen, J.A.M., Korfage, H.J.M. 1983. Verwijderen van trichlooretheen door beluchting. *H<sub>2</sub>O* 16: 314-317.

- Reijnen, G.K. 1985. Nijmegen stript vluchtige koolwaterstoffen uit grondwater. *H<sub>2</sub>O* 18: 495-498.
- Reijnen, G.K., Smilde, J. 1987. Methaan verwijderen met een plaatbeluchter. *H<sub>2</sub>O* 20: 82-85.
- Reijnen, G.K. 1988-1. Ontzuren van grondwater. Kiwa N.V. mededeling 101. Oktober 1988.
- Reijnen, G.K., Hijnen, W.A.M. 1988-2. Oriënterend onderzoek naar de oorzaak van het voorkomen van wormen in nafilters van pompstation Nuland. Nieuwegein, Kiwa, SWI 87.019. Niet openbaar.
- Reijnen, G.K. 1989-1. Resultaten enquête methaan in grondwater. Niet openbaar.
- Reijnen, G.K. 1989-2. Koolstofdioxide verwijderen met beluchtingstorens. *H<sub>2</sub>O* 22: 704-707.
- Reijnen, G.K. 1990. Methaanemissie door beluchten van grondwater. Notitie R-MN 90-16 van de Werkgroep Methaan en Nagroei. Niet openbaar.
- Reijnen, G.K., Kooij, D. van der, Hijnen, W.A.M. 1990. Onderzoek naar het functioneren van de pompstations Bloemendaal en Bentveld. Nieuwegein, Kiwa, SWI 90.127. Niet openbaar.
- Reijnen, G.K., Hijnen, W.A.M., Teeffelen, J.H.A. van, Hamers, R.E.H.J., Hijnsdijk, A.P. 1991. Verlaging van de methaanbelasting van de filters van pompstation Ridderkerk. Nieuwegein, Kiwa, SWE 91.002.
- Reijnen, G.K. 1991. SWO 91.279.
- Reijnen, G.K., Hootsen, J.H. 1992. Bacteriologische aspecten beluchtings- en ontgassingstorens van de grondwaterzuivering te Dordrecht. Nieuwegein, Kiwa N.V. SWI 92.159. Niet openbaar.
- Reijnen, G.K. 1992-1. Plaatbeluchting: beschikbare gegevens over verwijderen van methaan. Notitie voor de Werkgroep Methaan en Nagroei. R-MN 92.01. Niet openbaar.
- Reijnen, G.K. 1992-2. Bepaling van het ontwerpoppervlak voor de eerste droogfiltratie op pompstation Ridderkerk. Nieuwegein, Kiwa N.V. SWI 92.143. Niet openbaar.
- Reijnen, G.K. 1993. SWO 92.254.
- Reijnen, G.K., Koning, R.C.G. de, Hamers, R.E. en Bos, R.H. 1993-1. Effect of intensive aeration on the removal of iron, manganese and ammonium, hfdst. 2.13 in: European water filtration congress, proceedings volume 17, maart 1993.
- Reijnen, G.K., Hamers, R.E.H.J., Haasnoot, A. 1993-2. Ontwerpcriteria voor zeven plaatbeluchters voor zuiveringsstation De Laak. Nieuwegein, Kiwa N.V. SWI 93.137. Niet openbaar.
- Ribbius, C.P.E. 1898. Over de samenstelling en de waarde van het brongas. *Het Gas XVIII* 17-20 en 85-92.
- RID 1956-1. Rapport inzake de bouw van een pompstation voor grondwaterwinning ten behoeve van de Waterleiding de gemeente Ridderkerk. Rapport van het Rijksinstituut voor Drinkwater-voorziening.
- RID 1956-2. Nota betreffende de van september 1954 tot januari 1956 ten behoeve van de Gemeentewaterleiding van Ridderkerk op semi-technische schaal verrichte zuiveringsproeven. Rapport van het Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening.

- Schippers, J.C. 1989. Vervuiling van hyperfiltratiemembranen en verstopping van infiltratieputten. Kiwa N.V., Rijswijk.
- Schoonhoven, H. 1992. Schriftelijke informatie.
- Schuls, H.E. 1984. "Lochboden-Hochleistungsbelüfter." BBR 6, 1984: 204-207.
- Schweisfurth, R., Ruf, A. 1976. Untersuchungen über das Vorkommen von methanoxidierenden Bakterien in Trinkwasserversorgungsanlagen. GWF 7: 313-318.
- Sheppard, S.T., Bacon, H.E., Lill, J.R.: 1946. "Recent developments in corrosion control". JAWWA, 38, 1946, nr.7, blz 808-823.
- Sherwood, T.K., Holloway, F.A.L. 1940. Performance of packed towers-liquid film data for several packings. Trans. Am. Inst. Chem. Engs. 36: 39-69
- Stuyfzand, P.J., Lüers, F., Reijnen, G.K. 1994. Geohydrochemische aspecten van methaan in grondwater in Nederland. H<sub>2</sub>O 27: 500-510.
- Trouwborst, T. 1992. Overheidsbeleid ten aanzien van het voorkomen van *Aeromonas* in drinkwater. In voordrachtenbundel: *Aeromonas* in drinkwater. Kiwa/VWN-colloquium, 7 maart 1991, Ede.
- Vos, G. 1994. Mondelinge mededeling.
- Westberg, N.K.G., Intensive aeration of water. JAWWA mei 1949: 417-421.
- Zondervan, J. 1993. Mondelinge informatie.

## BIJLAGE 1

### Theorie van beluchting en ontgassing

Voor beluchting en ontgassing voor het verwijderen van methaan en andere gassen zijn van belang de verdelingscoëfficiënt  $m$ , de  $K_L a$  waarde en de contacttijd. In de volgende paragrafen worden deze factoren besproken.

#### De verdelingscoëfficiënt

Als methaanhoudend water in contact komt met "verse" buitenlucht, ontwijkt methaan uit het water naar de lucht. Dit stoftransport gaat door totdat het thermodynamische evenwicht is ontstaan tussen de methaanconcentraties in water en lucht. Deze concentratieverhouding wordt, als het evenwicht is ingesteld, bepaald door de *verdelingscoëfficiënt*  $m$ , die is gedefinieerd als:

$$m = \frac{[CH_4]_{water}}{[CH_4]_{lucht}} \quad (2)$$

$[CH_4]_{water}$  = concentratie methaan in water in mg/l  
 $[CH_4]_{lucht}$  = concentratie methaan in lucht in mg/l

De waarde van  $m$  is afhankelijk van de temperatuur en de druk en is verder niet te beïnvloeden. De verdelingscoëfficiënten van enkele gassen bij 10°C en atmosferische druk zijn opgenomen in tabel .

*Tabel B.1 Verdelingscoëfficiënten van enkele gassen bij 10°C en atmosferische druk*

gas	formule	$m$
stikstof	N <sub>2</sub>	0,02
zuurstof	O <sub>2</sub>	0,038
koolstofdioxyde	CO <sub>2</sub>	1,2
methaan	CH <sub>4</sub>	0,04

De methaanconcentratie in de buitenlucht bedraagt gemiddeld ongeveer 0,001 mg/l. Met gebruik van de verdelingscoëfficiënt 0,04 is te berekenen dat de bijbehorende evenwichtsconcentratie methaan in water  $4 \cdot 10^{-5}$  mg/l bedraagt.

*Methaan is dus door beluchten vrijwel volledig te verwijderen.*

## De $K_L a$ -waarde

De snelheid waarmee methaan uit de waterfase naar de luchtfase gaat wordt bepaald door transportsnelheid van methaan in de waterfase naar het oppervlak en de grootte van het uitwisselingsoppervlak tussen lucht en water. De parameter voor de transportsnelheid in de waterfase is de stofoverdrachtscoëfficiënt ( $K_L$ ), opgegeven in meter per seconde (m/s). Het uitwisselingsoppervlak  $a$  wordt opgegeven in vierkante meter oppervlak per cubieke meter water. Over het algemeen worden de  $K_L$ - en de  $a$ -waarde niet apart opgegeven, maar samengevoegd tot de  $K_L a$ -waarde, waarmee in de praktijk goed kan worden gewerkt. De reden hiervoor is dat deze beide parameters moeilijk apart zijn te bepalen.

*De  $K_L a$ -waarde is (bij gelijke temperatuur) te vergroten door water over een pakking (bijvoorbeeld Pall ringen) in een beluchtingstoren te laten stromen of veel bellen in het water te brengen met een plaatbeluchter of een cascadebeluchter. Daardoor ontstaat een groot uitwisselingsoppervlak en vindt een voortdurende verversing van het oppervlak plaats.*

## De contacttijd

Als de lucht-waterverhouding en de  $K_L a$ -waarde zijn ingesteld door de gekozen procescondities, bepaalt de *contacttijd* tussen lucht en water (beluchtingstijd) in welke mate het thermodynamische evenwicht tussen de concentraties methaan in het water en de lucht wordt bereikt.

*De contacttijd  $t$  is te vergroten door de verblijftijd van het water in een beluchtings- of ontgassingsstelsel te verlengen.*

Vergroten van de contacttijd kan bijvoorbeeld door een beluchtingstoren of cascadebeluchter hoger te maken, en een plaatbeluchter langer te maken.

## Rekenen aan de verwijdering

### *Volumestroom "verse" lucht*

In theorie is bij meestroombeluchting een hogere lucht-waterverhouding nodig dan bij tegen- en dwarsstroombeluchting. Het water dat de beluchter verlaat komt bij meestroom-beluchting namelijk in contact met lucht die methaan heeft opgenomen uit het water. De maximaal haalbare werkingsgraad  $K$  voor de methaanverwijdering met meestroom-beluchting is te berekenen met de formule:

$$K = \frac{R}{(R+m)} \quad (3)$$

$K$  = werkingsgraad ( $K \times 100 = \%$  verwijdering)

$R$  = lucht-waterverhouding ( $m^3/m^3$ )

$m$  = verdelingscoëfficiënt



Voor een methaanverwijdering van 99 % is bij meestroom-beluchting dus in theorie een lucht-waterverhouding van 4 nodig en voor een verwijdering van 99,9 % een lucht-waterverhouding van 40. In de praktijk zal de lucht-waterverhouding echter hoger dienen te zijn, vanwege optredende verblijftijd-spreiding.

Omdat bij tegenstroom- en dwarsstroombeluchting (bijvoorbeeld beluchtingstoren en plaatbeluchter) het water dat de beluchter verlaat in contact komt met verse buitenlucht, zijn voor de verwijdering van methaan in theorie zeer lage lucht-waterverhoudingen nodig. Voor tegenstroom-beluchting is de verwijdering te berekenen met de formule:

$$K=1-e^{-K_L a t (1-\frac{m}{R})} \quad (4)$$

Door het verhogen van de lucht-waterverhouding R wordt de factor m/R kleiner. Te berekenen is dat verhogen van de lucht-waterverhouding tot boven een factor 3 à 5 maal de verdelingscoëfficiënt nauwelijks de verwijdering verbetert (Reijnen, 1981). Voor methaan levert dit dus een lucht-waterverhouding op van 0,1 à 0,2.

Voor de methaanverwijdering zijn in de praktijk deze lage waarden niet zo relevant, omdat om technische redenen hogere lucht-waterverhoudingen nodig zijn voor het goed functioneren van het beluchtingssysteem. Wil men weinig buitenlucht gebruiken, dan is voor deze twee systemen recirculatie van lucht een mogelijkheid. De "verse" lucht-waterverhouding kan dan lager zijn dan de totale lucht-waterverhouding. De in theorie benodigde "verse" lucht-waterverhouding is bij recirculatie van lucht weer te berekenen met formule 2. Dit aspect wordt verder behandeld in paragraaf 4.2.7.

#### *Als er voldoende verse lucht is*

Als in een beluchtingssysteem de methaanconcentratie in de luchtfase zeer laag is, door voldoende verse lucht toe te voeren, is de werkingsgraad voor de verwijdering van methaan (K) in theorie te berekenen met de volgende vereenvoudigde formule:

$$K=1-e^{-K_L a t} \quad (5)$$

Bij het rekenen aan de verwijdering worden echter enkele moeilijkheden ondervonden:

- de werkelijke contacttijd is veelal niet bekend en er moet dus met een schijnbare contacttijd worden gerekend;

Toelichting: Bij een beluchtingstoren wordt uit de oppervlaktebelasting water (m/s) en de hoogte van de pakking (m) berekend hoe lang (s) het water in deze pakking verblijft. Het water stroomt echter in een dunne laag over de pakking, waardoor de werkelijke verblijftijd veel korter is.

- er treedt altijd verblijftijdspreiding op van lucht en water, waardoor het beluchttingsrendement minder is dan wordt verwacht op grond van berekeningen;
- $K_L a$ -waarden uit de literatuur of van derden zijn alleen te gebruiken als precies is aangegeven hoe en met welke installatie de waarden zijn bepaald;
  - Toelichting: Voor een beluchtingstoren moeten de soort pakking (bijvoorbeeld Pall ring) en het materiaal (bijvoorbeeld RVS of polypropreen) en de oppervlaktebelasting water bekend zijn. De oppervlaktebelasting water heeft namelijk invloed op de  $K_L a$ -waarde (Reijnen, 1981 en 1983). Wordt een experimenteel bepaalde  $K_L a$ -waarde opgegeven voor een pakking, kan het zijn dat geen rekening werd gehouden met het scheiden van de verwijdering door de waterverdeling en door de pakking. De waterverdeling functioneert ook als beluchter.
- de parameters zijn soms gekoppelde variabelen.
  - Toelichting: Bij een plaatbeluchter levert een grotere volumestroom lucht een groter uitwisselingsoppervlak op (dikker bellenbed). Zowel de lucht-waterverhouding als de  $K_L a$ -waarde zijn daardoor veranderd.

Voor het interpoleren (berekenen tussenliggende waarden) van meetresultaten kunnen berekende  $K_L a$ -waarden uit eigen metingen goed bruikbaar zijn. Voor de verwijdering van trichlooretheen met beluchtingstorens is dat gebleken (Reijnen e.a., 1983).

### Conclusies

- uit de theorie van de beluchting blijkt dat voor een goede verwijdering van methaan nodig zijn:
  - . relatief weinig verse lucht;
  - . een groot uitwisselingsoppervlak;
  - . voldoende contacttijd.
- zowel mee-, tegen- als dwarsstroombeluchting of een voldoende lage druk bij vacuümontgassing zijn bruikbaar voor een hoge mate van methaanverwijdering;
- recirculatie van lucht is mogelijk met behoud van een hoge mate van methaanverwijdering;
- berekenen van de verwijdering is voor sommige systemen mogelijk als de parameters goed bekend zijn.

## **BIJLAGE 2**

### **Beperken van de pH verhoging bij beluchting en ontgassing**

#### **Beperken pH-verhoging door de luchtrichting en de druk**

Door het beluchten of ontgassen wordt ook koolstofdioxyde verwijderd en neemt de pH toe. Het kan gewenst zijn de pH-toename te beperken om het kalkafzettend vermogen van het drinkwater te verlagen, de aangroei van het filtergrind te verminderen of de ontijzering te verbeteren. Het grote verschil tussen de verdelingscoëfficiënten van methaan (0,04) en koolstofdioxyde (1,2) is te gebruiken om de verwijdering van koolstofdioxyde "relatief ten opzichte van methaan" te verminderen.

#### *Meestroombeluchting*

Bij meestroombeluchting is in theorie het verlagen van de lucht-waterverhouding bruikbaar voor het verminderen van de verwijdering van koolstofdioxyde. Bij een lucht-waterverhouding van 4 wordt volgens berekening met formule 2 op bijlage 1 maximaal 99 % methaan verwijderd, en 77 % koolstofdioxyde. In de praktijk is vastgesteld dat meestroombeluchting een bruikbare mogelijkheid is voor het beperken van de verhoging van de pH (Reijnen, 1989). Nadeel is dat bij variërende volumestroom water ook de volumestroom lucht moet variëren.

#### *Tegenstroombeluchting*

Bij tegenstroombeluchting is het mogelijk de verwijdering van koolstofdioxyde te verminderen door de lucht-waterverhouding te verlagen tot een waarde beneden 3 à 5 maal de verdelingscoëfficiënt. De lucht-waterverhouding komt dan onder 4 à 6. Uit experimenten is gebleken dat de lucht-waterverhouding ruim onder de 20 moet liggen om enig effect te bereiken (Reijnen, 1989). Voor het functioneren van de beluchtingstoren kan dit echter problemen opleveren met de luchtverdeling in de pakking. In principe is recirculatie van lucht een alternatief. Recirculatie wordt behandeld bij de plaatbeluchter.

#### *Dwarsstroombeluchting*

Bij dwarsstroombeluchting met een plaatbeluchter wordt met zeer hoge volumestromen lucht en daardoor met hoge lucht-waterverhoudingen (20-50) gewerkt. De enige mogelijkheid om de toename van de pH te verminderen is hier het verlagen van de "verse" lucht-waterverhouding, door recirculatie van een deel van de lucht. Voor de berekening van de lucht-waterverhouding kan formule 2 uit bijlage 1 worden gebruikt.

#### *Vacuüm-ontgassing*

Heel effectief is het verschil in verdelingscoëfficiënt te benutten met de vacuümontgasser (Kappelhof e.a., 1989, 1991). In feite wordt alleen het door onderdruk vrijkomende gas verwijderd.

De mate van onderdruk bepaalt de restconcentraties methaan, stikstof en koolstofdioxyde die maximaal zijn te bereiken. Het effect is niet zomaar te geven, het moet per watertype worden berekend.

### **Beperken pH-verhoging door verminderen van de beluchtingstijd**

#### *Verskil tussen verwijdering koolstofdioxyde en methaan in de praktijk*

Methaan is door beluchten nagenoeg volledig te verwijderen. Voor koolstofdioxyde ligt dat anders. Omdat de atmosfeer koolstofdioxyde bevat, is verwijdering uit het water slechts mogelijk tot een concentratie koolstofdioxyde van circa 1 mg/l. Deze concentratie wordt echter meestal niet bereikt, er resteren na een intensieve beluchting enkele milligrammen koolstofdioxyde. Dat komt doordat het verwijderen van koolstofdioxyde wordt vertraagd door het langzaam vrijkomen van koolstofdioxyde, de zogenaamde *nalevering van koolstofdioxyde* (Reijnen 1989). Het bepaalde percentage verwijdering van koolstofdioxyde is daardoor meestal aanzienlijk lager, bijvoorbeeld 80%, dan het percentage methaanverwijdering, dat bijvoorbeeld 99 % bedraagt. In feite zal wel degelijk een hoger percentage van het actueel in de beluchter aanwezige CO<sub>2</sub> worden verwijderd dan het achteraf bepaalde percentage, omdat dan door nalevering de CO<sub>2</sub> concentratie inmiddels is toegenomen. Omdat de nalevering enkele minuten kan duren, zal de pH toename minder zijn bij toepassen van korte contacttijden. Bij vergelijkende experimenten met een cascadebeluchter (contacttijd 3-5 minuten) en een plaatbeluchter (contacttijd 10-20 seconden) met een nagenoeg gelijke methaanverwijdering, nam de pH door cascadebeluchting meer toe dan met plaatbeluchting, ondanks de veel lagere lucht-waterverhouding bij de cascadebeluchter (Reijnen, 1991).