Biologisch actieve koolfiltratie: optimalisatie van de ozondosis in relatie tot bromaatvorming en AOC-produktie

Samenvatting

Gemeentewaterleidingen Amsterdam beschikt over twee drinkwaterproduktiebedrijven: de Rivierduinwaterleiding (RDWL) en de Rivierplassenwaterleiding (RPWL). De RDWL behandelt voor 85% Rijnwater en voor 15% duinwater. De RPWL behandelt voor 95% Bethunepolderwater (oppervlaktewater, van oorsprong grondwater) en voor 5% Amsterdam-Rijn Kanaal water. Biologisch actieve koolfiltratie (BACF) is een essentiële processtap in de zuiveringsschema's. In het BACF-proces wordt door ozonisatie met een geringe ozondosis de biodegradatiecapaciteit in de erna volgende koolfilters gestimuleerd, waardoor organische stof niet alleen wordt geadsorbeerd, maar ook wordt omgezet. Tevens wordt met ozonisatie een zekere desinfectie bereikt. In een proefinstallatie-onderzoek is de optimale ozondosis bepaald waarmee negatieve effecten van ozonisatie, te weten bromaatvorming en een te hoge AOC-produktie wat de produktie van biologisch stabiel water bemoeilijkt, kunnen worden geminimaliseerd. In de RDWL wordt de optimale ozondosis (0,7-1,5 mg/l) bepaald door de eis voor bromaatvorming ($BrO_3^- < 5$-10 $\mu g/l$). In de RPWL wordt de optimale ozondosis (1,5 mg/l) bepaald door de eis voor de produktie van biologisch stabiel water (AOC < 10 $\mu g/l$). Hoewel de temperatuur van het ruwe water tijdens de experimenten varieerde tussen 5 °C en 22 °C, bleek de invloed hiervan op de optimale procescondities minimaal.

1. Inleiding

Gemeentewaterleidingen Amsterdam produceert drinkwater met twee bedrijven: de Rivierduinwaterleiding (RDWL) te Leiduin (capaciteit 70 Mm^3/j) en de Rivierplassenwaterleiding (RPWL) te Loenen en Weesperkarspel (capaciteit 31 Mm^3/j). Het basis-processchema van beide bedrijven is weergegeven in afbeelding 1.

J. P. VAN DER HOEK
Gemeentewaterleidingen Amsterdam

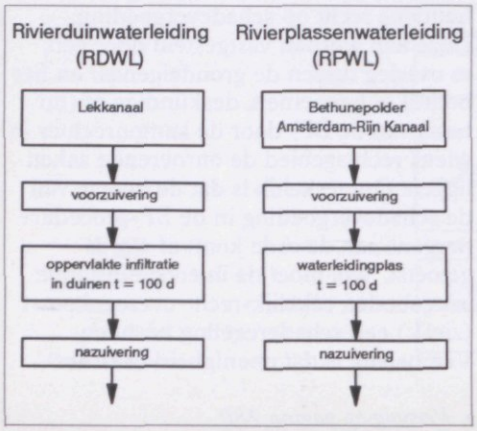
E. A. M. VAN SOEST
Gemeentewaterleidingen Amsterdam

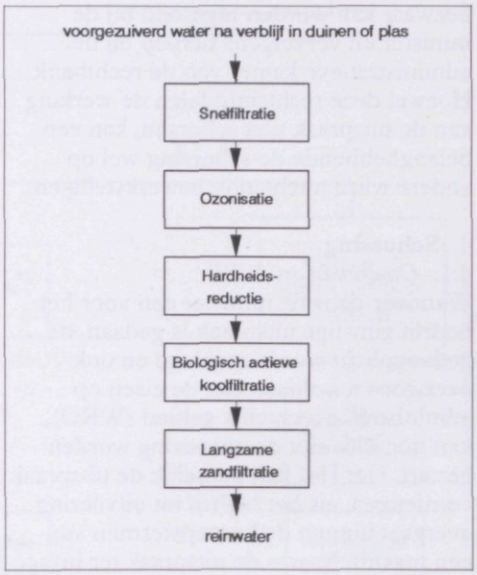
A. GRAVELAND
Gemeentewaterleidingen Amsterdam

De RDWL behandelt water uit het Lekkanaal, dat na een voorzuivering te Nieuwegein (coagulatie en snelfitratie), transport naar de Amsterdamse Waterleidingduinen, en infiltratie en bodempassage (verblijftijd circa 100 dagen) wordt teruggewonnen met behulp van open kanalen en een open verzamelbekken, de 'Oranjekom'. Na een snelfiltratie volgt de verdere zuivering tot drinkwater.

De RPWL behandelt water, afkomstig uit de Bethunepolder en het Amsterdam-Rijn Kanaal. Na een coagulatie, een verblijf in de Waterleidingplas (verblijftijd circa 100 dagen) en een snelfiltratie, alle gesitueerd te Loenderveen, wordt dit water getransporteerd naar Weesperkarspel waar het verder wordt behandeld tot drinkwater.

Afb. 1 - Basis-processchema van de Rivierduinwaterleiding en de Rivierplassenwaterleiding.





Afb. 2 - Nazuiveringsschema van de Rivierduinwaterleiding en de Rivierplassenwaterleiding.

Het zuiveringsproces te Leiduin, operationeel vanaf voorjaar 1995, en te Weesperkarspel, operationeel vanaf 1992, is min of meer vergelijkbaar. Het schema is weergegeven in afbeelding 2. Met dit schema wordt het voorbehandelde water gezuiverd tot drinkwaterkwaliteit. De samenstelling van het te behandelen water, en de eisen die aan het eindprodukt worden gesteld, zijn samengevat in tabel I. De hardheid wordt gereduceerd door pelletontharding [1]. Organische stoffen (DOC), die kunnen dienen als nutriënten voor biologische groei, bestrijdingsmiddelen en andere organische microverontreinigingen (bijv. AOX), worden verwijderd door een lichte ozonisatie gevolgd door koolfiltratie: BACF, biologisch actieve koolfiltratie [2]. Vanaf 1983 wordt op beide produktielokaties onder normale omstandigheden geen chloor meer gebruikt, om vorming van vluchtige trihalomethanen en niet-vluchtige gehalogeneerde koolwaterstoffen te voorkomen. Hygiënische kwaliteit en biologische stabiliteit wordt bereikt door de combinatie van ozonisatie, biologisch actieve koolfiltratie en langzame zandfiltratie. Met deze processen is het AOC-gehalte in het reine water tot onder 10 $\mu g/l$ te reduceren, waarmee problemen met nagroei zijn te voorkomen [3] en dus geen persistent desinfectiemiddel vereist is. Biologisch actieve koolfiltratie speelt in beide systemen daarom een zeer belangrijke rol. Een goede kennis van dit proces, en vooral een minimalisatie van de negatieve effecten die aan biologisch actieve koolfiltratie kunnen zijn verbonden, is van wezenlijk belang. Negatieve effecten zijn bromaatvorming en een te hoge AOC-produktie, wat de produktie van biologisch stabiel water bemoeilijkt. Beide effecten treden op bij een te hoge ozondosis. In dit artikel zal eerst ingegaan

TABEL I - *Samenstelling van het te behandelen water, na voorzuivering, in de Rivierduinwaterleiding (RDWL) en in de Rivierplassenwaterleiding (RPWL), en zuiveringsdoelen.*

	RDWL	RPWL	zuiveringsdoelen
DOC (mg/l)	2	5-6	2,5
AOC ($\mu g/l$)	5-6	20	10
AOX ($\mu g/l$)	15	10-15	5
bestrijdingsmiddelen ($\mu g/l$)	0,1	0	0,1
hardheid (mmol/l)	2,7	2,5	1,5

worden op de rol en het principe van biologisch actieve koolfiltratie. Daarna zal een proefinstallatie-onderzoek worden beschreven, waarmee voor beide watersoorten de optimale ozondosis is vastgesteld.

2. De rol van biologisch actieve koolfiltratie in het zuiveringsproces

Biologisch actieve koolfiltratie wordt toegepast voor de verwijdering van organische stof, dat aanleiding kan geven tot biologische groei, en voor de verwijdering van toxische stoffen, zoals bestrijdingsmiddelen en van andere organische microverontreinigingen.
Het water dat behandeld wordt in de RPWL bevat circa 5-6 mg/l DOC. Bestrijdingsmiddelen zijn vrijwel altijd lager dan de maximaal toelaatbare concentratie van 0,1 μg/l. Belangrijkste doel van de BACF in de RPWL is daarom de verwijdering van organische stof (DOC) om een hoge organische belasting van de langzame zandfilters te voorkomen, en daarmee de produktie van biologisch stabiel water (AOC < 10 μg/l) mogelijk te maken. Zo wordt ook de ontwikkeling en groei van *Aeromanas* hiermee voorkomen.
Het water dat behandeld wordt in de RDWL bevat circa 2 mg/l DOC. In 1987 werd de aanwezigheid van bepaalde bestrijdingsmiddelen en organische microverontreinigingen in het water na duinpassage aangetoond (o.a. bentazon, metolachloor, atrazine). Dit was een belangrijke reden tot uitbreiding van het zuiveringsproces met biologisch actieve koolfiltratie. In de RDWL is de verwijdering van bestrijdingsmiddelen en organische microverontreinigingen dus het hoofddoel van de BACF, alhoewel de verwijdering van organische stof (DOC) ook van belang is voor de produktie van biologisch stabiel water, en om de looptijd van de langzame zandfilters te verlengen. Daarnaast dient gedurende lange vorstperioden het aantal *E-coli*, en in de zomer het aantal *Aeromanas* gereduceerd te worden door de combinatie van BACF en langzame zandfiltratie.

3. Het principe van biologisch actieve koolfiltratie

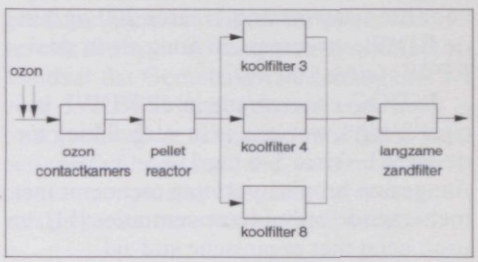
BACF is gebaseerd op ozonisatie gevolgd door actieve koolfiltratie. Het water wordt eerst geozoneerd met een zeer lage ozondosis (< 1-2 mg/l) om circa 50-150 μg/l AOC (gemakkelijk afbreekbaar organisch materiaal) te vormen. Hierdoor wordt de biodegradatiecapaciteit in de erna volgende actieve koolfilters vergroot, aangezien de verhoogde AOC-concentratie een hogere biomassaconcentratie in het koolfilter veroorzaakt [2,4,5]. Daardoor kan organisch materiaal geadsorbeerd en/of biologisch afgebroken worden, afhankelijk van de aard van de organische stof. Al geadsorbeerd organisch materiaal kan ook biologisch afgebroken worden. Hierdoor ontstaat een grotere adsorptiecapaciteit voor bestrijdingsmiddelen en andere organische microverontreinigingen, terwijl deze mogelijk ook (deels) biologisch afgebroken kunnen worden door de verhoogde biologische activiteit in het koolfilter.

Ozonisatie, voorafgaand aan koolfiltratie, heeft twee positieve effecten:
1. het AOC-gehalte van het water wordt verhoogd, waardoor de biologische activiteit in het koolfilter wordt gestimuleerd. Dit resulteert in een aanmerkelijke verlenging van de looptijd van de koolfilters, zelfs met een factor 10 [2], waarmee de reactivatiekosten sterk worden gereduceerd;
2. ozonisatie resulteert in desinfectie [6]. Vooral tijdens langdurige vorstperioden is dit van belang voor de RDWL, aangezien het aantal virussen in het Rijn-water dan hoog kan zijn (40.000/m^3) evenals het aantal *E-coli* in het 'Oranjekom water'. Ozonisatie (zo mogelijk met een CT-waarde van 2 mg.min/l) is dan nodig voor inactivatie, aangezien de inactivatiecapaciteit van de langzame zandfilters onvoldoende kan zijn onder vorstomstandigheden. Ook kan in de RDWL in de zomer de *Aeromonas*-ontwikkeling worden beperkt door ozonisatie.

Ozonisatie kan echter ook twee negatieve effecten hebben:
1. ozonisatie kan resulteren in de vorming van bromaat BrO_3^- als bromide Br^- in het water aanwezig is. Het mechanisme van bromaatvorming is in detail beschreven door Haag en Hoigné [7] en Von Gunten en Hoigné [8]. Bromaat is (mogelijk) een carcinogene stof [9]. De WHO hanteert een toelaatbare concentratie van 25 μg/l, terwijl de Europese Unie een maximaal toelaatbare concentratie van 10 μg/l zal vaststellen. In Nederland zal de maximaal toelaatbare concentratie waarschijnlijk gesteld worden op 5 μg/l. De mate van bromaatvorming wordt mede beïnvloed door de DOC-concentratie en de bromideconcentratie van het te behandelen water, en varieert met de toegepaste ozondosis: hoe hoger de DOC-concentratie, hoe lager de bromaatvorming, terwijl een hogere bromideconcentratie resulteert in een hogere bromaatvorming [10,11,12]. Aangezien de RDWL en de RPWL water behandelen met verschillende bromide- en DOC-concentraties (zie tabel I), moet proefinstallatie-onderzoek uitgevoerd worden met beide watertypes;
2. een (te) hoge ozondosis kan resulteren in een te hoge AOC-produktie, en daarmee in een te hoge AOC-concentratie in het effluent van de langzame zandfilters (AOC > 10 μg/l). Nauwkeurig regelen en optimaliseren van de ozondosis is dus niet alleen van belang uit het oogpunt van bromaatvorming, maar ook uit het oogpunt van de produktie van biologisch stabiel water: de actieve koolfilters en de daarna volgende langzame zandfilters moeten in staat zijn de AOC-concentratie te reduceren tot beneden 10 μg/l. Met een beperkte AOC-verwijderingscapaciteit van deze zuiveringsstappen moet de AOC-belasting daarom niet te hoog zijn.

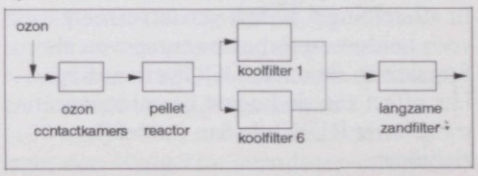
4. Materialen en methoden

Hoofddoel van het proefinstallatie-onderzoek was de relatie te vinden tussen ozondosis, bromaatvorming, AOC-produktie, en AOC-verwijdering door koolfiltratie en langzame zandfiltratie.
In een eerste oriënterend onderzoek is het effect van de ozondosis op bromaatvorming en AOC-produktie bestudeerd voor beide watertypes. Daarna zijn in twee proefinstallaties (de RDWL-proefinstallatie en de RPWL-proefinstallatie) verschillende ozondoses toegepast, en is het verloop van bromaat en AOC over de opeenvolgende zuiveringsstappen nagegaan. Deze experimenten zijn uitgevoerd onder wintercondities (februari-maart: RDWL 9-12 °C, RPWL 5-7 °C) en onder zomercondities (juli-september: RDWL 15-17 °C, RPWL 17-22 °C). Afbeelding 3 toont de RDWL-proefinstallatie en afbeelding 4 de RPWL-proefinstallatie. De procescondities zijn samengevat in tabel II. In de RPWL-proefinstallatie werd ozon gedoseerd via twee doseerkolommen, in een verhouding van 3:1. In de RDWL-proefinstallatie werd



Afb. 3 - Processchema van de RDWL-proefinstallatie.

Afb. 4 - Processchema van de RPWL-proefinstallatie.



TABEL II - *Procescondities in de RDWL-proefinstallatie en in de RPWL-proefinstallatie.*

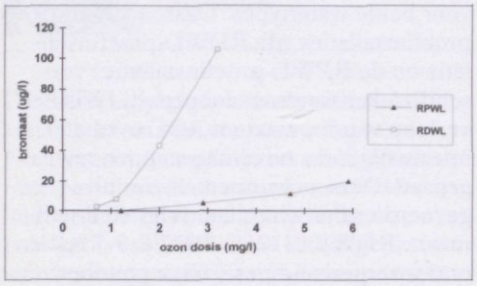
	Ozonisatie		Koolfiltratie				Langzame zandfiltratie	
	dosering (min)	contact (min)	filter (nr.)	start (datum)	kool (type)	EBCT (min)	snelheid (m/h)	d_{10}-d_{90} (mm)
RDWL	2x1	3x11,5	3	26-1-90	Norit ROW 0.8S	44	0,08	0,16-0,35
			4	26-1-90	Chemviron F400	44		
			8	24-12-92	Norit ROW 0.8S	20		
RPWL	2x4	20	1	16-1-91	Chemviron F300	35	0,5	0,25-0,84
Br^- (μg/l)		160 100	6	27-2-94	Chemviron F300	35		

ozon gedoseerd via één doseerkolom. De pH vóór ozonisatie varieerde tussen 7,6 en 7,8 in beide proefinstallaties.
Alle analyses werden uitgevoerd volgens gestandaardiseerde methoden, zoals gehanteerd door Gemeentewaterleidingen. Voor bromaatanalyses werd een nieuwe methode gebruikt: analyse met ionchromatografie met een detectiegrens van 0,2 μg/l [13].

5. Resultaten en discussie

5.1. *Bromaatvorming*

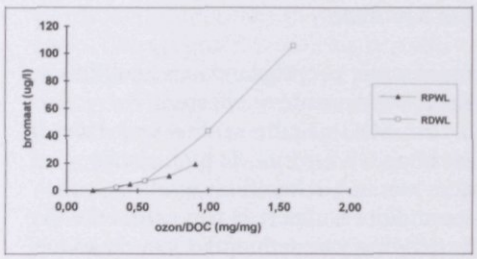
a. Oriënterend onderzoek:
De resultaten van het oriënterende onderzoek zijn weergegeven in afbeelding 5.



Afb. 5 - Effect van de ozondosis op bromaatvorming in ruw RDWL-water en ruw RPWL-water. RDWL: DOC = 2 mg/l; Br^- = 200 μg/l. RPWL: DOC = 6,5 mg/l; Br^- = 100 μg/l.

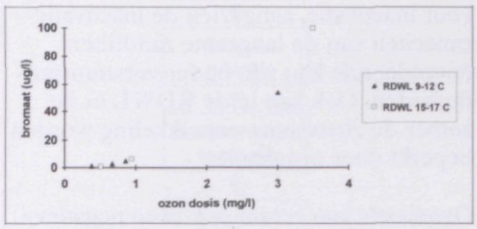
Bromaatvorming in water van de RDWL is circa 10 maal zo hoog als in water van de RPWL. Twee aspecten dragen bij tot dit verschil:
- de bromideconcentratie, een precursor voor bromaatvorming, is circa 200 μg/l in de RDWL, tweemaal zo hoog als in de RPWL (circa 100 μg/l);
- de DOC-concentratie in de RDWL is circa 2 mg/l, wat laag is in vergelijking tot de RPWL (circa 5-6 mg/l).

Aangezien bromaatvorming toeneemt met toenemende bromideconcentraties [11], en ozon eerst met organische stof zal reageren [12,14], resulteert ozonisatie van water van de RDWL in een hogere bromaatvorming.
In afbeelding 6 is de bromaatvorming voor beide watertypes weergegeven als functie van de ozon: DOC verhouding. Het effect van de hogere bromideconcentratie in de RDWL is dan duidelijk zichtbaar.



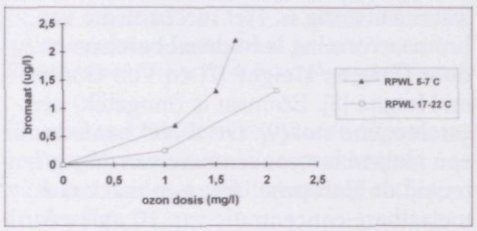
Afb. 6 - Effect van de ozon/DOC verhouding op bromaatvorming in ruw RDWL-water en ruw RPWL-water, procescondities als in afbeelding 5.

b. Proefinstallatie-onderzoek:
Het effect van ozonisatie op bromaatvorming in de RDWL-proefinstallatie en in de RPWL-proefinstallatie, zowel bij lage temperatuur als bij hoge temperatuur, is weergegeven in afbeeldingen 7 en 8.



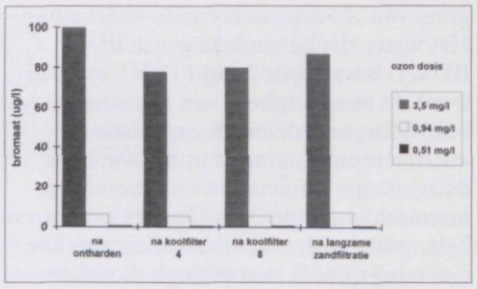
Afb. 7 - Bromaatvorming in de RDWL-proefinstallatie.

Afb. 8 - Bromaatvorming in de RPWL-proefinstallatie.



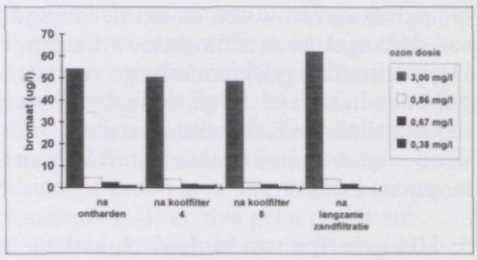
De resultaten stemmen goed overeen met die van het oriënterende onderzoek. In de RPWL-proefinstallatie is een ozondosis van 2-3 mg/l toe te passen zonder problemen met bromaatvorming: deze blijft lager dan 5 μg/l. Een hogere temperatuur resulteert in een lagere bromaatvorming, dit in tegenstelling tot resultaten van Siddiqui en Amy [15]. Mogelijk wordt bij hogere temperatuur meer organisch materiaal geoxydeerd door ozon, waardoor bromaatvorming (uit ozon en bromide) geringer is, of worden meer hydroxylradicalen gevormd uit ozon, wat ook resulteert in een geringere bromaatvorming. Een andere mogelijke verklaring voor de beperktere bromaatvorming bij verhoogde temperatuur is dat bij hogere temperatuur ozon sneller uiteenvalt, waardoor de ozonblootstelling, uitgedrukt in mg·min/l, geringer is, met als resultaat een geringere bromaatvorming. De ozonblootstelling (mg.min/l) is één van de belangrijkste parameters die de grootte van bromaatvorming bepaalt [8].

In de RDWL-proefinstallatie resulteert een ozondosis groter dan 1,5 mg/l in bromaatconcentraties groter dan 10 μg/l. In tegenstelling tot in de RPWL-proefinstallatie werd in de RDWL-proefinstallatie geen duidelijk temperatuureffect waargenomen. Het geringere temperatuurverschil tussen wintercondities en zomercondities, door de afvlakkende werking van de duinpassage, kan hier de oorzaak van zijn. Bromaat wordt over de opeenvolgende processtappen in de RDWL-proefinstallatie niet verwijderd, zowel onder zomer- (afbeelding 9) als onder wintercondities (afbeelding 10).



Afb. 9 - Bromaatconcentraties in de RDWL-proefinstallatie over de opeenvolgende processtappen onder zomercondities.

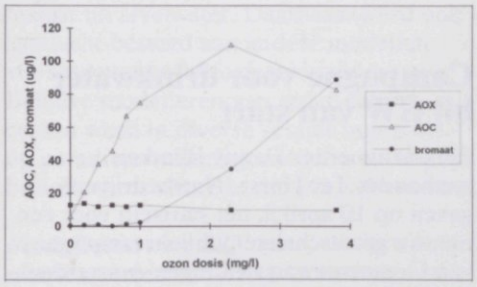
Afb. 10 - Bromaatconcentraties in de RDWL-proefinstallatie over de opeenvolgende processtappen onder wintercondities.



Dit komt goed overeen met resultaten van Krasner *et al.* [11]: als bromaat eenmaal is gevormd, is het stabiel over de erna volgende zuiveringsstappen. De ozondosis in de RDWL is daarom beperkt tot 1,5 mg/l om bromaatproblemen te voorkomen.
Om een CT-waarde te bereiken van 1 mg·min/l voor desinfectie, is - voor de omstandigheden zoals die gelden voor beide GW-produktiebedrijven - een

ozondosis van tenminste 1 mg/l noodzakelijk. Optimalisatie van de ozondoseerkolommen en ozoncontactkamers is nog geen belangrijk onderzoekpunt geweest en vraagt meer aandacht.

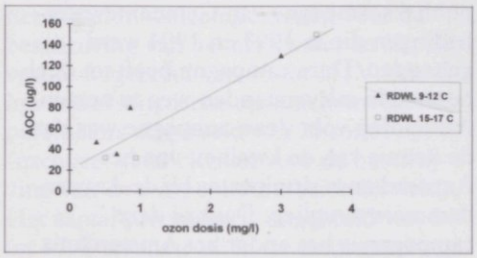
5.2. *AOC-produktie en AOC-verwijdering*
a. Oriënterend onderzoek:
In een eerste experiment is de AOC-produktie als functie van de ozondosis gemeten voor water van de RDWL. Tegelijkertijd werden bromaat en AOX gevolgd. Afbeelding 11 toont de resultaten na de ozondosering. Een ozondosis van 1-1,5 mg/l resulteert in een bromaat-



Afb. 11 - Effect van de ozondosis op AOC-produktie in ruw RDWL-water. DOC = 2 mg/l; Br^- = 200 µg/l.

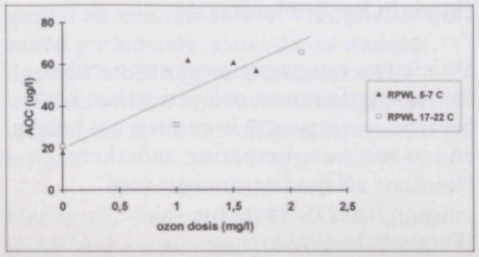
concentratie lager dan 10 µg/l, terwijl de AOC-produktie al 80-90 µg/l bedraagt. De AOX-concentratie wordt niet beïnvloed door ozonisatie en zal verwijderd moeten worden door adsorptie en/of biodegradatie gedurende de koolfiltratie.

b. Proefinstallatie-onderzoek:
In afbeelding 12 en afbeelding 13 is de AOC-produktie weergegeven als functie van de ozondosis, voor zowel de RDWL- als de RPWL-proefinstallatie onder winter- en zomercondities. Een ozondosis

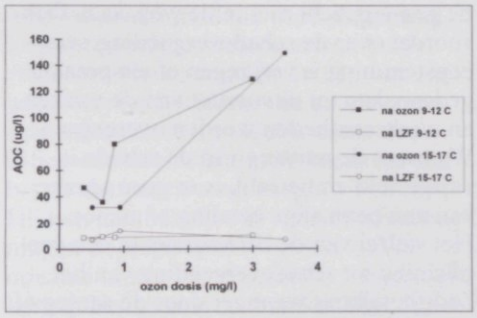


Afb. 12 - AOC-produktie in de RDWL-proefinstallatie.

Afb. 13 - AOC-produktie in de RPWL-proefinstallatie.

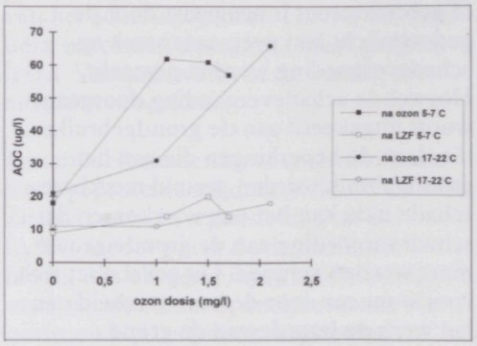


van 1-1,5 mg/l, die toegepast kan worden uit het oogpunt van bromaatvorming, verhoogt de AOC-concentratie tot 60-80 µg/l. Met een ozondosis van 3-3,5 mg/l, toegepast in de RDWL-proefinstallatie, werden AOC-concentraties bereikt van 130-150 µg/l. Evenzo als bij de bromaatvorming, bleek ook de AOC-produktie lager bij hogere temperatuur. Het effect van een geringere ozon-blootstelling, door het sneller uiteenvallen van ozon bij hogere temperatuur, kan de verklaring zijn voor de beperktere bromaatvorming èn de beperktere AOC-produktie. De verhoogde reactie van ozon met organisch materiaal bij hogere temperatuur, als mogelijke verklaring van de geringere bromaatvorming zoals gesuggereerd in § 5.1, is waarschijnlijk niet geldig, aangezien de AOC-produktie niet toeneemt, maar juist afneemt.
Omdat Gemeentewaterleidingen Amsterdam geen veiligheidschloring toepast sinds 1984, is het noodzakelijk de AOC-concentratie te verlagen tot beneden

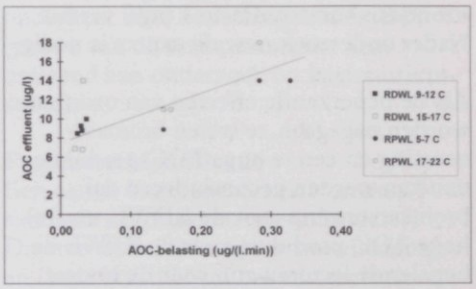


Afb. 14 - AOC-concentraties na ozonisatie en langzame zandfiltratie in de RDWL-proefinstallatie.

Afb. 15 - AOC-concentraties na ozonisatie en langzame zandfiltratie in de RPWL-proefinstallatie.



10 µg/l om biologisch stabiel water te produceren, zonder nagroeipotentie. De AOC-concentratie na ozonisatie en langzame zandfiltratie is weergegeven in afbeelding 14 en in afbeelding 15.
In de RDWL is een AOC-concentratie van 10 µg/l vrijwel altijd te bereiken, zelfs bij een ozondosis die uit oogpunt van bromaatvorming niet mogelijk is. Dit betekent, dat in de RDWL de toepasbare ozondosis bepaald wordt door de bromaatvorming. In de RPWL is produktie van biologisch stabiel water moeilijker. Om een AOC-concentratie te bereiken na langzame zandfiltratie van 10 µg/l of lager, moet de ozondosis beperkt zijn tot 1-1,5 mg/l. Dit betekent, dat in de RPWL de toepasbare ozondosis bepaald wordt door het criterium van de produktie van biologisch stabiel water. De hoge hydraulische belasting van het langzame zandfilter in de RPWL-proefinstallatie, en de toegepaste grovere zandfractie ten opzichte van de RDWL, dragen hiertoe mogelijk bij. In afbeelding 16 is de



Afb. 16 - AOC-effluentconcentratie als functie van de AOC-belasting van de langzame zandfilters.

AOC-concentratie in het effluent van de langzame zandfilters, voor zowel de RPWL-proefinstallatie als de RDWL-proefinstallatie, weergegeven als functie van de AOC-belasting. Met een vergelijkbare AOC-concentratie in het influent van de langzame filters, is de AOC-belasting van het langzame zandfilter in de RDWL-proefinstallatie geringer door de lagere hydraulische belasting. Volgens afbeelding 16 is dan een geringere AOC-effluent concentratie te verwachten. Verlagen van de hydraulische belasting van de langzame zandfilters in de RPWL kan dus zonodig een mogelijkheid zijn om de produktie van biologisch stabiel water te vergemakkelijken, in plaats van beperken van de ozondosis. Echter, in dat geval zou aanmerkelijk meer oppervlak vereist zijn voor de langzame zandfilters. Vandaar dat Gemeentewaterleidingen voor de RPWL heeft gekozen voor het bedrijven van de langzame zandfilters met een relatief hoge snelheid, in combinatie met het zorgvuldig afregelen en doseren van de toelaatbare hoeveelheid ozon.

6. Conclusies

In proefinstallatie-onderzoek zijn de factoren vastgesteld, die de optimale ozondosis bepalen. In de RPWL-proefinstallatie, waar het te behandelen water een relatief hoge DOC-concentratie (5-6 mg/l) en een lage bromideconcentratie (100 µg/l) bevat, is de bromaatvorming lager dan 10 µg/l tot ozondoses van circa

5 mg/l. Voor de produktie van biologisch stabiel water met een AOC-concentratie van 10 μg/l of lager moet de ozondosis beperkt worden tot 1-1,5 mg/l. In de RDWL-proefinstallatie, waar het te behandelen water een relatief lage DOC-concentratie (2 mg/l) en een hoge bromideconcentratie (160-200 μg/l) bevat, bereikt de bromaatvorming de kritische grens van 10 μg/l bij een ozondosis van circa 1,5 mg/l. Bij deze ozondosis is de produktie van biologisch stabiel water (AOC < 10 μg/l) zeer goed mogelijk. De temperatuur had slechts een gering effect op de optimale ozondosis. Om voldoende desinfectiecapaciteit te bereiken is een ozondosis van tenminste 1 mg/l vereist. Nader onderzoek naar dit aspect is nodig.

Als de beperkende effecten van ozonisatie worden nagegaan, te weten bromaatvorming en een te hoge AOC-produktie, dan kan worden geconcludeerd dat bromaatvorming voor de RDWL, en (te) hoge AOC-produktie voor de RPWL de bepalende factoren zijn voor de hoogte van de toe te passen ozondosis.

Literatuur

1. Graveland, A., Dijk, J. C. van, Moel, P. J. de en Oomen, J. H. C. M. (1983). *Developments in water softening by means of pellet reactors.* Journal American Water Works Association December 1983, 619-625.
2. Graveland, A. (1994). *Application of biological activated carbon filtration at Amsterdam Water Supply.* Water Supply 14, 233-241.
3. Kooij, D. van der en Hijnen, W. A. M. (1990). *Criteria for defining the biological stability of drinking water as determined with AOC measurements.* Proceedings of the AWWA Water Quality Technology Conference, San Diego, 11-15 November.
4. Malley, J. P. Jr., Eighmy, T. T., Collins, M. R., Royce, J. A. en Morgan, D. F. (1993). *The performance and microbiology of ozone-enhanced biological filtration.* Journal American Water Works Association 85 (No. 12), 47-57.
5. Price, M. L., Bailey, R. W., Enos, A. K., Hook, M. en Hermanowicz, S. W. (1994). *Evaluation of ozone/biological treatment for disinfection byproducts control and biologically stable water.* Ozone Science & Engineering 15, 95-130.
6. Schalekamp, M. (1979). *Experiences in Switzerland with ozone, particularly in connection with the change of hygienically undesirable elements present in water.* Ozonews 6 (No. 5, Part 2), 1-8.
7. Haag, W. R. en Hoigné, J. (1983). *Ozonation of bromide-containing waters: kinetics of formation of hypobromous acid and bromate.* Environmental Science & Technology 17, 261-267.
8. Gunten, U. von en Hoigné, J. (1994). *Bromate formation during ozonation of bromide-containing waters: interaction of ozone and hydroxyl radical reactions.* Environmental Science & Technology 28, 1234-1242.
9. Kurokawa, Y. *et.al.* (1990). *Toxicity and carcinogenicity of potassium bromate – a new renal carcinogen.* Environmental Health Persp. 87, 309-335.
10. Kruithof, J. C., Meijers, R. T. en Schippers, J. C. (1993). *Formation, restriction of formation and removal of bromate.* Water Supply 11, 331-342.
11. Krasner, S. W., Glaze, W. H., Weinberg, H. S., Daniel, P. A. en Najm, I. N. (1993). *Formation and control of bromate during ozonation of waters containing bromide.* Journal American Water Works Association 85 (No.1), 73-81.
12. Shukairy, H. M., Miltner, R. J. en Summers, R. S. (1994). *Bromide's effect on DBP formation, speciation, and control: part 1, ozonation.* Journal American Water Works Association 86 (No. 6), 72-87.
13. Bruggink, C., Rossum, W. J. M. van en Smeenk, J. G. M. M. (1995). *Methoden voor bromaat-analyse in oppervlaktewater en drinkwater, gebaseerd op ionchromatografie met macro-injectie.* Geaccepteerd voor publikatie in H_2O.
14. Glaze, W. H., Weinberg, H. S. en Cavanagh, J. E. (1993). *Evaluating the formation of brominated DBPs during ozonation.* Journal American Water Works Association 85 (No. 1), 96-103.
15. Siddiqui, M. S. en Amy, G. L. (1993). *Factors affecting DBP formation during ozone-bromide reactions.* Journal American Water Works Association 85 (No. 1), 63-72.

• • •

Belemmeringenwet Privaatrecht

• *Slot van pagina 275.*

schadevergoeding aan gebruikmaking van de gedoogplicht niet in de weg staat. Ook voordat over de schadevergoeding overeenstemming is verkregen of uitspraak is gedaan, kan tot uitvoering van de werken en werkzaamheden worden overgegaan. Wanneer de omvang van de schade is vastgesteld en betaald, is er geen sprake van een eenmalige betaling of afkoop. Het stelsel van de BP voorziet in een verplichting tot schadevergoeding van het bedrijf, telkens wanneer door de aanleg of instandhouding van het werk van schade blijkt. Deze schade, alsmede het verband met de aanleg moet echter steeds door de benadeelde worden aangetoond. Door de enkele omstandigheid dat het eigendoms- of gebruiksrecht is aangetast door de gedoogplicht kan geen aanspraak op schadevergoeding worden gemaakt. Hoewel de schadevergoeding doorgaans wordt uitgekeerd aan de grondgebruiker, die door de beperkingen die aan het grondgebruik worden gesteld merkbare schade lijdt, kan het ook voorkomen dat schadevergoeding aan de grondeigenaar moet worden vergoed. Dit geval doet zich voor wanneer door de aanwezigheid van het werk de waarde van de grond aantoonbaar is gedaald. Deze waarde is direct afhankelijk van de planologische bestemming van de grond. Hoewel hierover genuanceerd wordt gedacht, ben ik van mening dat hierbij moet worden uitgegaan van de bestemming op het moment van het opleggen van de gedoogplicht en niet van een mogelijke toekomstige bestemming. Wanneer de huidige bestemming een agrarische is, kan mijns inziens bijvoorbeeld niet worden betoogd dat waardevermindering optreedt wanneer mogelijk te zijner tijd het bestemmingsplan zodanig zou worden gewijzigd, dat ter plaatse bouw mogelijk wordt. Dit is in mijn visie weliswaar een 'gemiste kans', maar deze is niet een direct gevolg van de aanleg of aanwezigheid van het werk, maar van een wijziging van het bestemmingsplan. Een dergelijke schade dient dan door de gemeente te worden vergoed op basis van artikel 49 WRO.

• • •

Campagne voor drinkwater bij GW van start

Ajax-aanvoerder Danny Blind en wethouder Ter Horst (Nutsbedrijven) gaven op 10 april jl. het startsein voor een nieuwe grootschalige publiekscampagne van Gemeentewaterleidingen Amsterdam. Samen hebben zij de eerste levensgrote poster (MUPI) opgehangen in een Publexbord in Amsterdam.

De campagne wijst de Amsterdammers op de goede kwaliteit, de prima smaak en de betrouwbaarheid van het Amsterdamse leidingwater. Op meer dan vijfhonderd plaatsen in de stad komen posters te hangen, de 'Watertram' krijgt een nieuw jasje en op AT5 zullen veelvuldig spotjes worden uitgezonden.
Aan de campagne wordt meegewerkt door drie Amsterdammers met landelijke bekendheid: Dieuwertje Blok, Huub Stapel en Danny Blind. De drie geven hun complimenten aan het drinkwater.
De campagne is een vervolg op de publiekscampagne van Gemeentewaterleidingen die in 1993 en 1994 werd gehouden. Deze campagne heeft tot doel bestaande misverstanden weg te nemen. Aanleiding voor deze campagne was dat de kennis van de kwaliteit van het Amsterdamse drinkwater bij de Amsterdammers terugliep. Dankzij deze campagne is het onder het Amsterdams publiek nu meer bekend dat het leidingwater zacht is, dat waterfilters en waterontharders niet nodig zijn en dat er géén chloor in het drinkwater zit.

De nieuwe campagne moet ertoe leiden dat Amsterdammers ook inzien hoe kostbaar het leidingwater is en men het belang en nut van waterbesparing onderkent. Hierdoor zal men er zuiniger mee omgaan, zo is de ervaring.
(Persbericht GWA)