Introductie van de biologisch actieve koolfiltratie te Leiduin

Samenvatting
In het najaar van 1987 zijn bentazon, atrazine en metolachloor in het Amsterdamse drinkwater aangetoond. Dit is aanleiding geweest de gehele zuiveringsfilosofie te toetsen op aspecten van microbiologische stabiliteit, toxiciteit, ecologie en kosten.
Dit heeft in 1988 geleid tot een kredietaanvrage van f 20.10^6 voor Weesperkarspel en in 1989 tot een kredietaanvrage van f 125.10^6 voor Leiduin.
In juni 1993 is de biologisch actieve koolfiltratie in Weesperkarspel officieel in gebruik gesteld en op 27 september 1995 zal dit het geval zijn in Leiduin.
De biologisch actieve koolfiltratie omvat een geringe ozondosis gevolgd door een actieve koolfiltratie. Door de ozon wordt een beperkte hoeveelheid organische stoffen in beter assimileerbare brokstukken omgezet, die de biologische afbraakcapaciteit van in en op kool geadsorbeerde organische stoffen sterk bevorderd. Dit moge blijken uit de hoge zuurstofconsumptie en aanzienlijke pH-daling.
Hierbij wordt voor circa 50% van de meest biodegradabele humuszuren, een groot deel van de AOX en 100% van de tot nu toe meestal sterk polaire, gedoseerde, pesticiden verwijderd uit de waterfase en voor het grootste deel omgezet in koolzuur en water.
Door de geringe dosis van 0,5 tot 1,5 mg O_3/l wordt bovendien een voldoende einddesinfectie van *Aeromonas* in de zomer en *E-coli* in de winter bereikt zonder dat de hoeveelheid bromaat boven de norm van 5 μg/l stijgt en het AOC-gehalte in het eindprodukt boven de norm van< 10 μg/l.
Door de aanzienlijke verwijdering van organische stoffen als nutriënten voor microbiologische groei in het algemeen, het aldus voorkomen van de noodzaak van een veiligheidsdesinfectie en van de volledige verwijdering van toxische organische stoffen in het bijzonder, wordt de ecologische belasting aanzienlijk verminderd.
Door de voorafgaande beperkte ozonisatie, wordt een zodanige biodegradatie op gang gebracht, dat de looptijd van de koolfilters wordt verlengd met een factor 10. Hierdoor wordt het gebruik van grondstof en energie en de hoeveelheid vrijkomende afvalstoffen gedecimeerd.
Biologisch actieve koolfiltratie blijkt een robuuste technologie te zijn, die tot nu toe ruimschoots aan de gestelde kwaliteitseisen voldoet, tegen kosten die minstens concurrerend zijn met zowel de meer conventionele als ook de recentere membraantechnologieën.

1. Inleiding

Nadat 18 juni 1987 de centrale deelontharding zowel te Leiduin als ook in Weesperkarspel door de toenmalige minister van VROM, drs. E. H. T. M. Nijpels, officieel in gebruik was gesteld, werden in het najaar van 1987 door de afdeling Waterkwaliteitsbewaking van Gemeentewaterleidingen de pesticiden bentazon, atrazine en metolachloor in het door Leiduin geproduceerde drinkwater aangetoond in concentraties boven de toegestane norm van 0,1 μg/l.

DR. IR. A. GRAVELAND
Gemeentewaterleidingen
Amsterdam

DR. IR. J. P. VAN DER HOEK
Gemeentewaterleidingen
Amsterdam

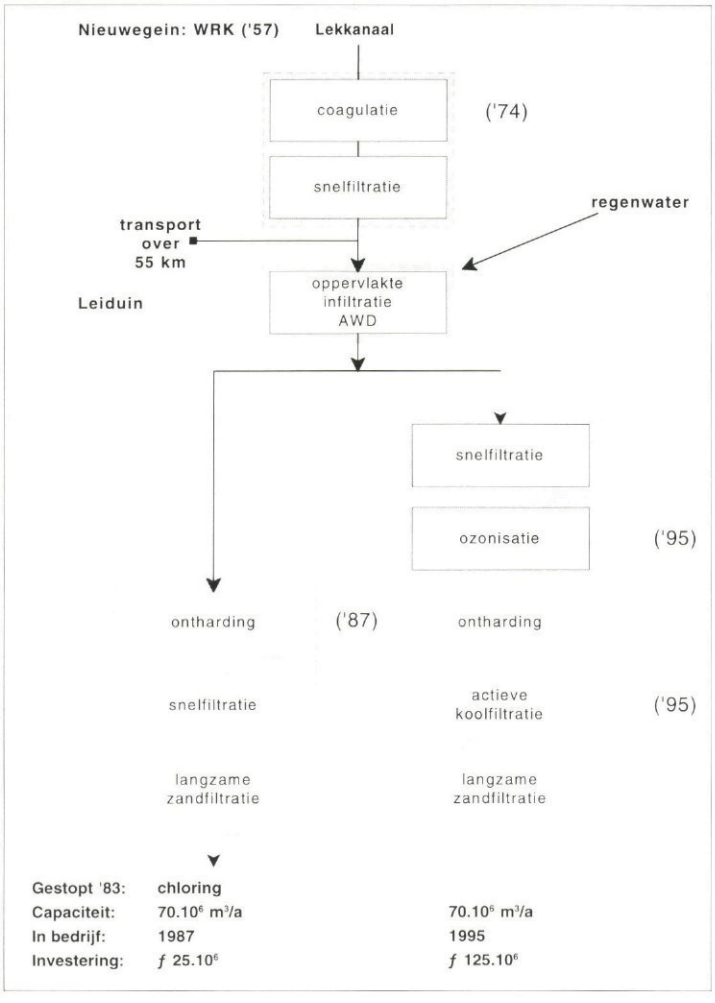
Wat al langer werd gevreesd, namelijk dat deze nogal polaire organische micro's uit het Rijn(Lekkanaal-)water door de duinen zouden kunnen doorslaan en niet door de beschikbare zuiveringsstappen voldoende zouden worden verwijderd, werd in werkelijkheid aangetoond door de steeds verfijndere analysemethoden. Verwacht mocht worden, dat dit nog slechts het begin zou zijn van een lange lijst van andere organische micro's van industriële, agrarische en huishoudelijke herkomst.
In het algemeen kan worden gesteld, dat de aard en de hoeveelheid van alle (duizenden) organische stoffen door het beschikbare zuiveringssysteem onvoldoende onder controle waren. Niet alleen uit toxisch, maar ook uit microbiologisch en organoleptisch oogpunt. Immers in de zomerperiode (T = 20-23 °C) kan het aantal *Aeromonasbacteriën* oplopen en tijdens lange vorstperioden het aantal *E-coli*. Bovendien kan de smaak wel eens te wensen over laten.
Bij de te kiezen oplossingsrichting dienden tegelijk al deze kwaliteitsaspecten te worden verbeterd, waarbij het gebruik van chloor of chloorbleekloog sinds 1983 een achterhaalde optie is.
Bovendien moest een oplossing worden gekozen, waardoor het milieu uit het oogpunt van gebruik van grondstoffen en energie en uit het oogpunt van het vrijkomen van afvalstoffen, minimaal zou worden belast.
Tenslotte diende een proces te worden gekozen met een maximale leveringszekerheid en minimale kosten.
In deze bijdrage zullen al deze facetten systematisch aan de orde komen. Zij hebben in 1988 geleid tot een kredietaanvrage van f 20.10^6 voor Weesperkarspel en in 1989 tot een kredietaanvrage van f 125.10^6 voor Leiduin.
2 Juni 1993 is de biologisch actieve koolfiltratie in Weesperkarspel officieel ingebruik gesteld door de Commissaris van de Koningin in de Provincie Noord-Holland, dr. J. A. van Kemenade [1] en zal op 27 september 1995 de biologisch actieve koolfiltratie in Leiduin officieel in gebruik worden gesteld door de minister van VROM, mevrouw M. de Boer.

Deze bijdrage zal worden afgesloten met een hoeveelheid resultaten, verkregen onder bedrijfs- en proefinstallatieomstandigheden.

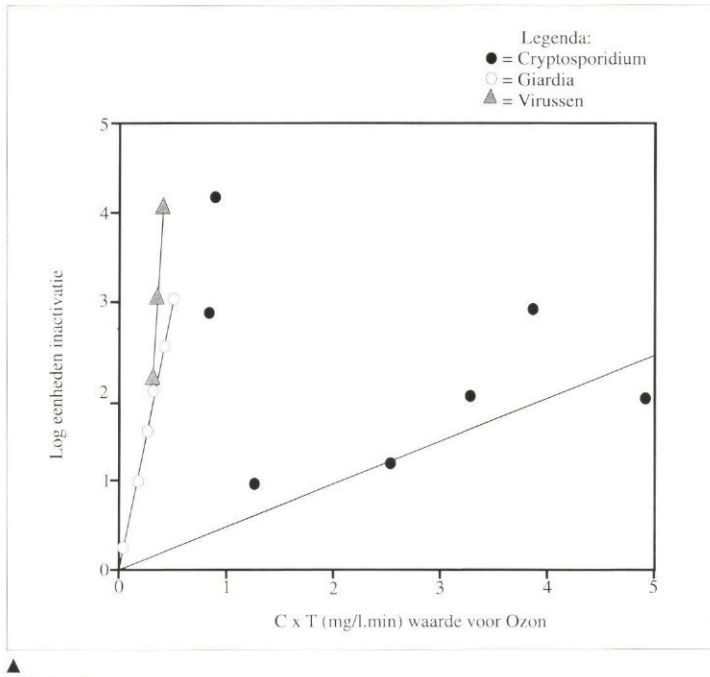
2. Doelstellingen

De doelstellingen, die aan de oplossingsrichting moeten worden gesteld kunnen worden onderscheiden in de volgende groepen:
1. Drinkwaterkwaliteitseisen:
1.1. Microbiologisch
1.2. Toxicologisch
1.3. Organoleptisch
2. Ecologie
Minimaal gebruik van grondstoffen en energie en minimale produktie van afvalstoffen
3. Leveringszekerheid
4. Minimale kosten

Ad.1.1.: *Microbiologie*
Om een microbiologisch betrouwbaar en biologisch stabiel drinkwater te produceren, dat ook tijdens distributie dat blijft, dienen enerzijds de microorganismen afkomstig van het ruwe water door desinfectie voldoende te worden geïnactiveerd en dienen anderzijds de nutriënten, vooral de organische stoffen zover te worden verwijderd dat geen of nagenoeg geen biologische nagroei tijdens opslag en distributie optreedt.
Het water van de Rivierduinwaterleiding ondergaat een voorzuivering in Nieuwegein



Afb. 1 - Zuiveringsschema van de Rivierduinwaterleiding vóór en na de invoering van de biologisch actieve koolfiltratie.



Afb. 2 - De mate van inactivatie van verschillende micro-organismen als functie van de CT-waarden voor ozon.

door de WRK bestaande uit een coagulatie en snelfiltratie (afb. 1). Na transport wordt het WRK-water in de Amsterdamse Waterleidingduinen geïnfiltreerd en na een gemiddelde verblijftijd van drie maanden teruggewonnen via open kanalen.

Naar de huidige stand van kennis vormen de duinen een goede barrière tegen virussen, maar kunnen tijdens de open winning nieuwe infecties plaatsvinden met *Aeromonas* in de zomer en *E-coli* gedurende lange vorstperioden.
Met de uitbreiding van een beperkte desinfectiestap en een aanzienlijke verlaging (ca. 50%) van het DOC-gehalte in het algemeen en van de gemakkelijk biodegradabele organische stoffen in het bijzonder, is de stellige verwachting, dat microbiologisch betrouwbaar drinkwater wordt geproduceerd, gerechtvaardigd.
In parameters uitgedrukt, moet het geproduceerde water voldoen aan de volgende eisen:
- log-inactivatie = 3
- CT_{O3} = 2 mg.min/l (afb. 2)
- DOC = 1 mg/l
- AOC = 10 μg/l [3].

Ad.1.2. *Toxicologie*
Om aan de strenge toxicologische eisen van de wet te voldoen dienen zowel de toxische stoffen, afkomstig van het ruwe water, zoals gehalogeneerde koolwaterstoffen, pesticiden, oplosmiddelen etc. voldoende te worden verwijderd, als ook de vorming van nieuwe stoffen, tijdens de zuivering zoveel mogelijk te worden voorkomen.
In meetbare parameters uitgedrukt, moet de eindkwaliteit voldoen aan:
- per pesticide = 0,1 μg/l
- alle pesticiden = 0,5 μg/l
- per gehalogeneerde koolwaterstof, geen pesticide zijnde = 1,0 μg/l
- AOX = 5 μg/l
- BrO_3^- = 5 μg/l.

Ad. 1.3. *Organoleptisch*
Inzake reuk, kleur en smaak zal, wanneer aan bovengestelde eisen wordt voldaan, aan de wettelijke normen ruimschoots worden voldaan.

Ad. 2. *Ecologie*
In de oplossingsrichting moeten zo weinig mogelijk grondstoffen en energie worden gebruikt en dient een zo klein mogelijke hoeveelheid van zo weinig mogelijk milieu-verontreinigende afvalstoffen te worden geproduceerd.

Ad. 3. *Leveringszekerheid*
De te kiezen oplossing dient een zekere robuustheid te vertonen, dat wil zeggen, dat het systeem zo weinig mogelijk aan storingen onderhevig is, al geanalyseerde stoffen ruimschoots worden verwijderd, niet met een hoge frequentie hoeft te worden bemonsterd en geanalyseerd en nog niet geanalyseerde stoffen met een grote kans eveneens worden verwijderd.

Ad. 4. *Minimale kosten*
De kosten moeten zo laag mogelijk worden gehouden.

3. Waarom organische stoffen verwijderen?

Het totale aantal organische stoffen in oppervlaktewater zal waarschijnlijk enkele duizenden bedragen.
De grootste hoeveelheid zal in het algemeen van natuurlijke oorsprong zijn, zoals de persistente humus- en vulvinezuren.
Organische stoffen, opgelost in water, kunnen een aantal functies verrichten, die hier in een viertal groepen worden onderverdeeld.

In de eerste plaats worden organische stoffen als voedingsstof voor biologische groei van micro-organismen gebruikt. Hieronder kan zich een aantal pathogene (ziekteverwekkende) micro-organismen bevinden.
In het verleden probeerde men via de curatieve maatregel van een eind-

desinfectie of veiligheidsdesinfectie met behulp van chloorgas of met natrium- of calciumhypochloriet deze microorganismen te inactiveren.
Nu is bekend, dat dit enerzijds zelfs met hoge doses van de genoemde desinfectantia onvoldoende wordt bereikt en anderzijds aanzienlijke hoeveelheden vluchtige trihalomethanen (THM) en niet-vluchtige gehalogeneerde koolwaterstoffen (AOX) worden geproduceerd, die carcinogeen verdacht zijn.
Dit zijn in 1983 voor Gemeentewaterleidingen redenen geweest de desinfectie met chloorbleekloog te stoppen. Wel is zij voor eventualiteiten stand-by gebleven.

In de tweede plaats kunnen organische stoffen toxisch, mutageen, carcinogeen of teratogeen zijn. Hierbij kan men denken aan de al genoemde gehalogeneerde koolwaterstoffen (THM, AOX), pesticiden, oplosmiddelen, etc. etc.

In de derde plaats kunnen organische stoffen reuk, kleur en/of smaak aan het water veroorzaken. Dit zijn redenen om organische stoffen te verwijderen.

In de vierde en laatste plaats kunnen organische stoffen ook positieve effecten vertonen, als inhibitoren bij de corrosie van gietijzeren leidingen en bij de scaling van calciumcarbonaat in waterverwarmingsapparatuur, zoals boilers en geisers.
Daarom moeten organische stoffen, met name de natuurlijke humus- en vulvinezuren, niet volledig worden verwijderd, maar tot een DOC = 1-2 mg/l.
Hierdoor kunnen de negatieve facetten van microbiologische groei en toxiciteit worden geminimaliseerd en de positieve effecten van de inhibitie worden gemaximaliseerd.

4. Hoe organische stoffen verwijderen?

Organische stoffen kunnen geheel of gedeeltelijk op verschillende manieren uit water worden verwijderd. Hieronder zullen deze manieren in een viertal groepen worden onderverdeeld:

– *Fysische processen*
Organische stoffen kunnen worden onderscheiden naar hun polariteit. Organische stoffen met een hoge polariteit, met andere woorden polaire stoffen worden tot hoge concentraties opgelost in water en zullen zwakker, bijvoorbeeld op actieve kool, worden geadsorbeerd.
Organische stoffen met een lage polariteit, met andere woorden apolaire stoffen, worden minder goed in water opgelost en sterker geadsorbeerd op het oppervlak van actieve kool.
Bij een doorgaand adsorptieproces kunnen apolaire stoffen aanvankelijk geadsorbeerde polaire stoffen van een actieve kool oppervlak verdringen of wel desorberen.
In het algemeen kan worden gesteld, dat de adsorptie van organische stoffen op actieve kool of andere adsorbentia erg onvolledig is en relatief snel afneemt.
Een ander fysisch proces voor de verwijdering van organische stoffen is de occlusie (insluiting) van organische stoffen in de vlokken van een coagulatieproces. Ook hier is de effectiviteit (ca. 30%) zeer beperkt.

– *Chemische processen*
Door chemische oxydatie met hulp van sterke oxydatiemiddelen, zoals ozon en/of waterstofperoxyde, kunnen organische stoffen geheel of gedeeltelijk tot koolzuur en water worden omgezet. Dit is sterk afhankelijk van de doses van de oxydatiemiddelen, pH en UV-straling, waardoor meer OH°-radicalen worden gevormd.
In het algemeen kan worden gesteld, dat de verwijdering onvolledig plaatsvindt en de hoeveelheid ongewenste nevenprodukten groot is.

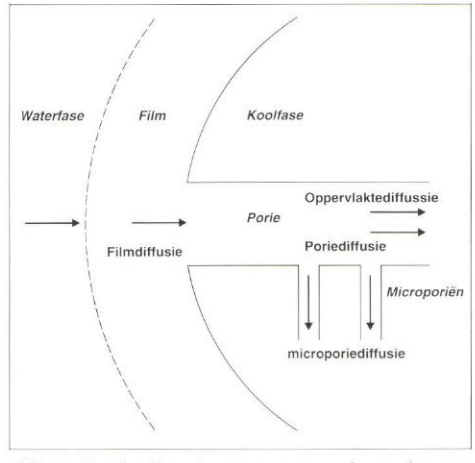
– *Biologische processen*
Door een lage dosis ozon (0,5-1,5 mg/l) wordt met organische stoffen de hoeveelheid AOC (Assimileerbaar Organische Koolstof) vergroot tot 100-150 μg/l.
Hierdoor neemt de hoeveelheid bacteriën of totale biologische activiteit of biodegradatiecapaciteit voor organische stoffen, geadsorbeerd op actieve kool, sterk toe (ca. 10x). De hoeveelheid DOC wordt door de verhoogde biologische activiteit gehalveerd en in proefinstallatieonderzoek gedoseerde pesticiden, zelfs in zeer hoge concentraties, worden tot nu toe volledig verwijderd.
Door de lage ozondosis worden enerzijds geen of weinig halogenen geoxydeerd en is de desinfectiecapaciteit voldoende vergroot (CT = 2-3).

– *Membraanprocessen*
Hierbij moet worden gedacht aan hyper-, nano- en ultrafiltratie. In de genoemde volgorde worden vooral pesticiden in afnemende mate verwijderd. Om mechanische, colloïdale, organische en biologische vervuiling te minimaliseren moet een intensieve voorzuivering plaatsvinden.
Het lozen van de concentraten van de verwijderde verontreinigingen moet ecologisch verantwoord worden uitgevoerd. Aangezien de organische micro's tot zeer lage concentraties dienen te worden verwijderd is een totaal-stroom behandeling vereist. Dit verhoogt de totale kosten per geproduceerde kubieke meter water aanzienlijk; circa 2-3 maal hoger dan voor biologisch actieve koolfiltratie.

Om redenen van eindkwaliteit, nevenprodukten, desinfectie, milieubelasting en kosten heeft Gemeentewaterleidingen gekozen voor biologisch actieve koolfiltratie.

5. Hoe werkt BACF?

Alvorens het te behandelen water door de koolfilters wordt gevoerd, wordt eerst een kleine hoeveelheid ozon in het water opgelost. Deze ozon oxydeert een beperkt deel van de organische stoffen en breekt ze in kleinere, beter assimileerbare, organische molecuulbrokstukken. De hoeveelheid AOC wordt hierdoor verhoogd tot 100-150 μg/l.
Deze kleinere, organische, molecuulbrokstukken, de overige organische stoffen en zuurstof diffunderen naar de koolkorrels, door de waterfilm en in de poriën van de koolkorrels (afb. 3).



Afb. 3 - Een koolkorrel met macro- en microporiën met transport van de waterfase, via film, naar de poriën.

Daar worden de organische stoffen geadsorbeerd en door bacteriën geheel of gedeeltelijk gebiodegradeerd tot koolzuur en water, volgens:

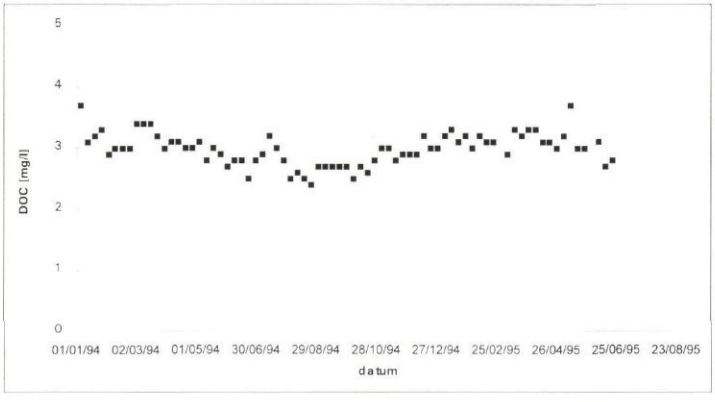
$$C_nH_{2n}O_n + nO_2 \xrightarrow{\text{bacteriën}} nCO_2 + nH_2O$$

(geads.org.st.) $H_2CO_3 \rightarrow H^+ + HCO_3^-$

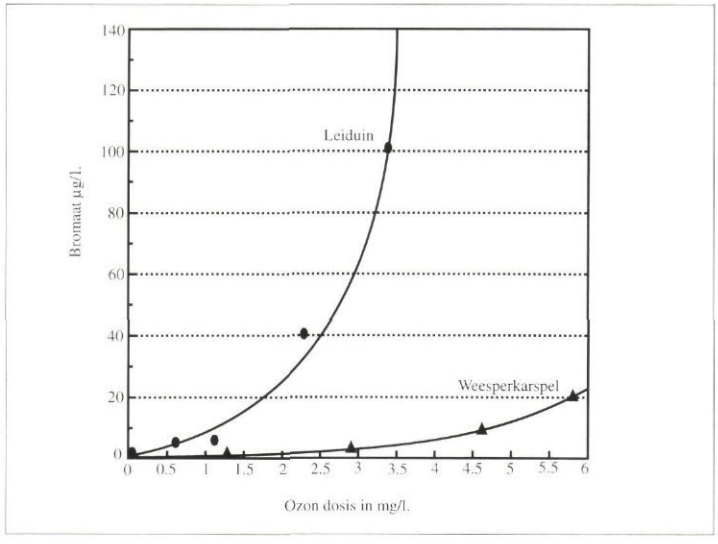
gemeten: $\frac{\Delta O_2}{\Delta DOC} \left(= \frac{32}{12}\right) = 2{,}6 - 2{,}7$

$\frac{\Delta CO_2}{\Delta DOC} \left(= \frac{44}{12}\right) = 3{,}7$

Tijdens de koolfiltratie treedt een sterke zuurstof-consumptie en een sterke pH-daling op. Dit bewijst de biodegradatie. Tijdens de hogere temperaturen van de zomerperiode zijn genoemde zuurstofconsumptie en pH-daling sterker dan bij lage tempe-



Afb. 4 - DOC-gehalte in REIN-water te Weesperkarspel.



Afb. 5 - Produktie van bromaat als gevolg van de ozon-dosis in Leiduin en Weesperkarspel.

raturen in de winterperiode, zonder dat de daling in DOC of verwijdering van pesticiden ingrijpend vermindert (afb. 4). Dit wijst erop, dat noch de biodegradatie, noch de adsorptie van de organische stoffen op het kooloppervlak, maar de diffusie door de poriën de traagste, dat wil zeggen de snelheidsbepalende stap van het gehele proces is.
Dit moge worden bevestigd door de daling van de DOC-waarde, voornamelijk bestaand uit de grote, traag bewegende, humus- en vulvinezuren van circa 50% en de verwijdering van 100% van de vele kleinere, sneller diffunderende, pesticiden.
Door het hoge AOC-niveau wordt de dichtheid van biologische organismen, zoals bacteriën in het water en na adsorptie van de organische stoffen ook op het kooloppervlak sterk verhoogd. Dit grote aantal bacteriën is in staat grote hoeveelheden geadsorbeerde organische stoffen van zowel humuszuren als ook van organische micro's, tot koolzuur en water af te breken.
Kortom, door een beperkte hoeveelheid ozon wordt de biodegradatie zodanig sterk bevorderd, dat het kooloppervlak, waarop organische stoffen kunnen worden geadsorbeerd, slechts beperkt bezet is en de adsorptie normaal niet de snelheidsbeperkende of de traagste stap in het totale proces is. Het fenomeen en de mate van de biodegradatie bij verschillende temperaturen moet onderscheiden worden beschouwd van de verwijdering van organische stoffen door diffusie door de poriën en adsorptie op het uit- en inwendig kooloppervlak.
Immers in Weesperkarspel blijkt, dat in de winterperiode het zuurstofverbruik is gedaald tot 2 mg/l, na 5,5 mg O_2/l in de zomerperiode; terwijl het DOC-gehalte in de winter slechts weinig minder daalt, van 5,5 naar 3,0 mg DOC/l, in plaats van 5,5 naar 2,5 mg DOC/l in de zomerperiode (afb. 4).
Hieruit moge worden geconcludeerd, dat in de zomerperiode het kooloppervlak door biodegradatie, zodanig onbezet is geraakt, dat in de winterperiode weliswaar de biodegradatie gemeten aan het zuurstofverbruik, bijna driemaal lager is dan in de zomerperiode, maar de verwijdering door adsorptie bijna op gelijk niveau blijft.

6. Effecten van ozon

Met de dosering van ozon worden twee effecten beoogd:
1. Door middel van oxydatie van een zeer beperkte hoeveelheid van de in totaal aanwezige organische stoffen, wordt het gehalte aan brokstukken organische stof, die goed geassimileerd (genuttigd) kunnen worden door biologische organismen, het zogenaamde AOC-gehalte (Assimileerbaar Organische Koolstof) sterk vergroot.
2. Door ozon wordt een sterk desinfecterend vermogen bereikt. In afbeelding 2 [3], is voor enkele micro-organismen de mate van inactiviteit in logeenheden uitgezet.
Naarmate de pH hoger wordt, verloopt de spontane desintegratie van ozon naar zuurstof sneller.
Om voldoende CT-waarde te bereiken, is derhalve de pH-waarde een vrijheidsgraad ter optimalisatie.
De ozondosis kan niet ongelimiteerd worden verhoogd vanwege eventuele ongewenste neveneffecten van ozon, zoals de oxydatie van halogenen, bijvoorbeeld tot bromaat (norm $BrO_3^- = 5$ µg/l) (afb. 5) en een gehalte aan AOC hoger dan circa 10 µg/l in het eindprodukt na de langzame zandfiltratie.
Afhankelijk van de temperatuur moet derhalve de ozondosis worden geoptimaliseerd om enerzijds de biodegradatie en de desinfectie te maximaliseren en de genoemde, ongewenste, neveneffecten te minimaliseren [4].

7. Kwaliteitseisen

Overeenkomstig de kwaliteitseisen gesteld onder 'Doelstellingen' moet de BACF zodanig worden ontworpen, dat voldaan wordt aan de volgende eisen:
- CT = 1-2 mg.min/l
- DOC = 1 mg/l
- AOC = 10 µg/l
- per pesticide = 0,1 µg/l
- alle pesticiden = 0,5 µg/l
- per gehalogeneerde koolwaterstof = 1,0 µg/l
- AOX = 5 µg/l
- BrO_3^- = 5 µg/l.

8. Plaats van ozonisatie en actieve koolfiltratie in het totale zuiveringssysteem

De oorspronkelijke zuivering te Leiduin bestond uit (afb. 1):
- centrale deelontharding
- beluchting
- poederkooldosering
- snelfiltratie
- langzame zandfiltratie.

Ozonisatie moet worden uitgevoerd met een water dat al een lage troebeling heeft om te voorkomen, dat aanwezige organische stoffen worden geoxydeerd. Dit wil zeggen, dat ozonisatie moet worden voorafgegaan door een snelfiltratie (afb. 1).
Verder dient ozonisatie te worden uitgevoerd in een water met een zo laag mogelijke pH-waarde om de spontane desintegratie naar zuurstof zoveel mogelijk te vertragen.
Dit houdt in dat de ozonisatie aan de ontharding vooraf moet gaan.
Langzame zandfiltratie dient altijd de laatste stap te zijn. Onder meer om capaciteitsredenen, moet de reinigingsfrequentie van langzame zandfilters zo laag mogelijk zijn.

Derhalve resteert de vraag naar de gewenste volgorde van ontharding en actieve koolfiltratie of omgekeerd.
Bij onvoldoende aandacht bij de bedrijfsvoering van de ontharding is het risico niet uitgesloten, dat enige troebeling vrijkomt bij de ontharding. Deze troebeling zou tot een versnelde verstopping van de langzame zandfilters kunnen leiden.
Alle filters in korte tijd reinigen zou capaciteitsverlies tot gevolg kunnen hebben.
Daarom is gekozen voor de volgorde van ontharding - actieve koolfiltratie. Koolfilters kunnen zonodig veel sneller worden teruggespoeld dan langzame zandfilters gereinigd.
De verwachting is, dat de reinigingsfrequentie van de langzame zandfilters in het nieuwe systeem aanzienlijk lager zal liggen dan in het voorgaande systeem. Dit is ook in Weesperkarspel al gebleken.

9. Economische optimalisatie

De totale kosten voor de biologisch actieve koolfiltratie worden voornamelijk bepaald door de kapitaalslasten en exploitatiekosten.
De ozonisatiekosten worden bepaald door de investeringen en de energiekosten om een ozondosis tussen 0,5 en 1,5 mg/l mogelijk te maken. Deze kosten zijn daarmee vastgelegd.
De totale kosten bij de actieve koolfiltratie worden door investeringen en de reactivatiekosten bepaald.
De reactivatiekosten zijn afhankelijk van de kwaliteitseis die het eerst wordt bereikt (afb. 6).
In Leiduin blijkt dit tot nu toe de eis van AOX = 5 μg/l te zijn. Uit alle tot nu herhaalde analyses blijken de pesticiden na koolfiltratie niet meer aantoonbaar te zijn. Zelfs bij doses van 25-40 μg/l van verschillende, ook zeer polaire, pesticiden in de proefinstallaties, blijken deze uit het analytische gezichtsveld te zijn verdwenen [5].
De piekwaarden van de tot nu toe gevonden pesticiden in het water van het Lekkanaal, de ruwwaterbron van WRK I en II, blijken de laatste jaren circa 0,3 μg/l te bedragen gedurende enkele weken per jaar.
Wanneer voor de meest kritische parameter van AOX de kapitaalslasten en reactivatiekosten per kubieke meter geproduceerd drinkwater worden gesommeerd, blijken deze totale kosten een minimum te bereiken bij een schijnbare contacttijd van het water in het koolfilter van 30-40 minuten. De looptijd van de koolfilters bedraagt dan minstens 1,5 jaar (afb. 6 en 7).
De kapitaalslasten bedragen 16 ct/m^3 en de reactivatiekosten 4 ct/m^3.

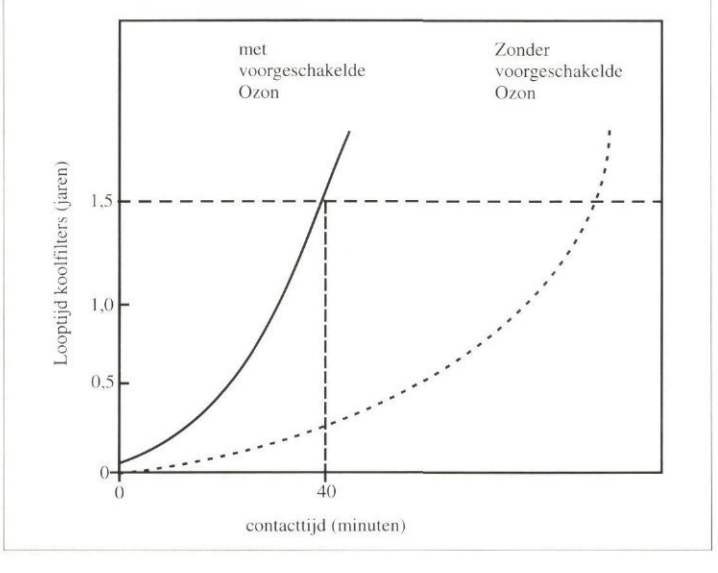
10. Ontwerpcriteria

Voor de produktie van 70.10^6 m^3/jr of voor een gemiddelde uurproduktie van 8000 m^3/uur wordt van een schijnbare contacttijd van 40 minuten uitgegaan. Dit wil zeggen dat de schijnbare contacttijd bij een gemiddelde uurproduktie op de maximumdag (135%) van 10.800 m^3/hr ca. 30 minuten bedraagt.
Voor het terugspoelen van de filters moeten de al vermelde uurcapaciteiten met 5% worden verhoogd.
Om circa 15% op de reactivatiekosten te besparen is de koolfiltratie in Leiduin in twee stappen van gemiddeld elk 20 minuten schijnbare contacttijd ontworpen.
De filters in eerste positie worden het zwaarst belast. Als er hiervan één voor reactivatie wordt afgevoerd, wordt een filter, die in tweede positie stond, overgeschakeld naar eerste positie en wordt een filter in tweede positie weer gevuld met gereactiveerde kool.
De schijnbare filtratiesnelheid dient maximaal 10 m/hr te bedragen.
Omdat zowel nieuwe, 'maagdelijke', kool als ook gereactiveerde kool zoveel ongebluste kalk (CaO) bevat, dat bij bevochtiging de pH wordt verhoogd en het water in de kool verder wordt onthard, dient gedurende max. 1 week de pH van het aangevoerde water met behulp van zoutzuur te worden verlaagd tot 6,0 à 6,5. Hierdoor wordt voorkomen dat zich calciumcarbonaat ($CaCO_3$) in de kool afzet (afb. 8).
Tijdens normaal bedrijf moet de SI-waarde vóór koolfiltratie nul bedragen, om na-ontharding in de koolfilters te voorkomen. Daarom is een geringe zoutzuurdosering nodig tussen de ontharding en koolfiltratie.
Vanwege het hoge zuurstofverbruik tijdens de biodegradatie van de organische stoffen in de koolfiltratie, moet na elke koolfiltratiestap zuurstof worden gedoseerd aan het effluent.
Na de laatste koolfiltratiestap dient zoveel natronloog aan het effluent te worden toegevoegd, dat de SI-waarde na de langzame zandfiltratie +0,5 bedraagt. Dit is nodig om aantasting van beton en het oplossen van koper en lood uit leidingen te voorkomen.

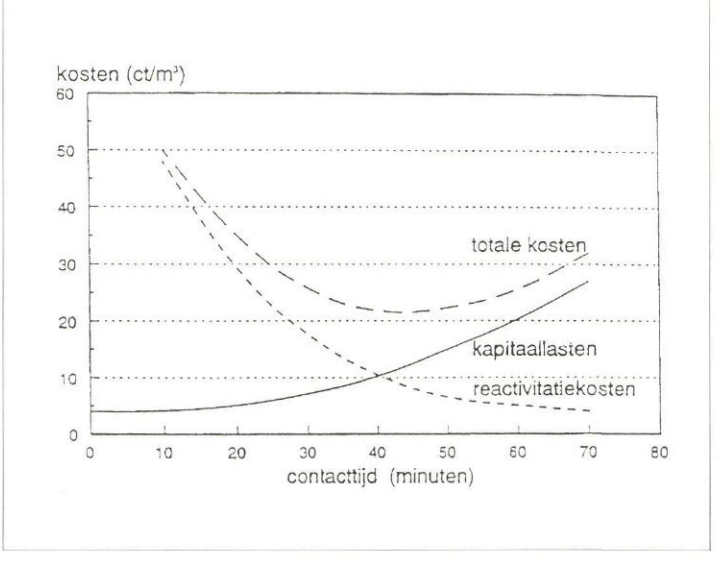
11. Bedrijfsvoering

Naast de al onder de ontwerpcriteria genoemde aspecten, moeten hier nog

Afb. 6 - Looptijd van koolfilter als functie van de schijnbare contacten met en zonder voorafgaande ozonisatie.

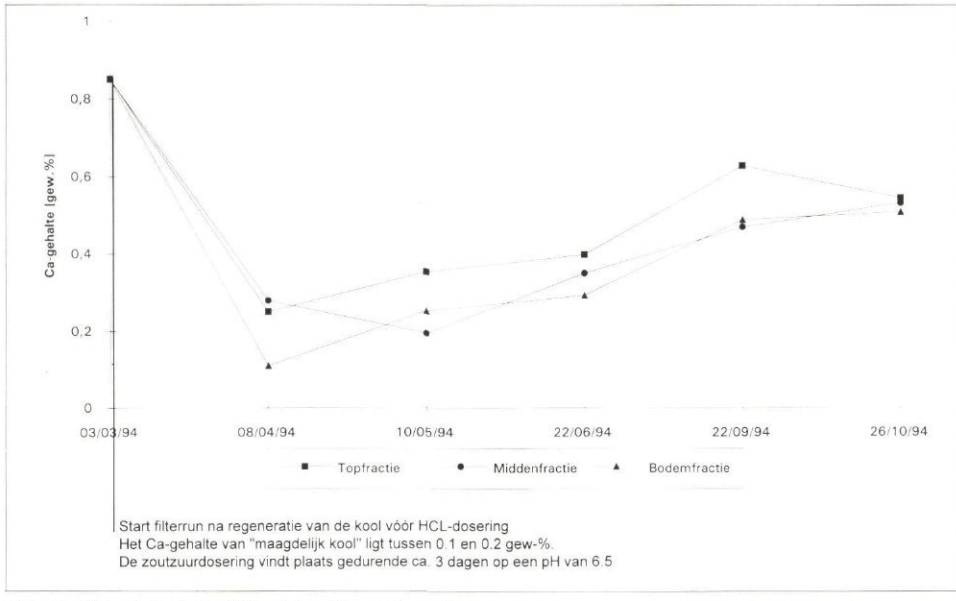


Afb. 7 - Kosten koolfiltratie als functie van de schijnbare contacttijd.

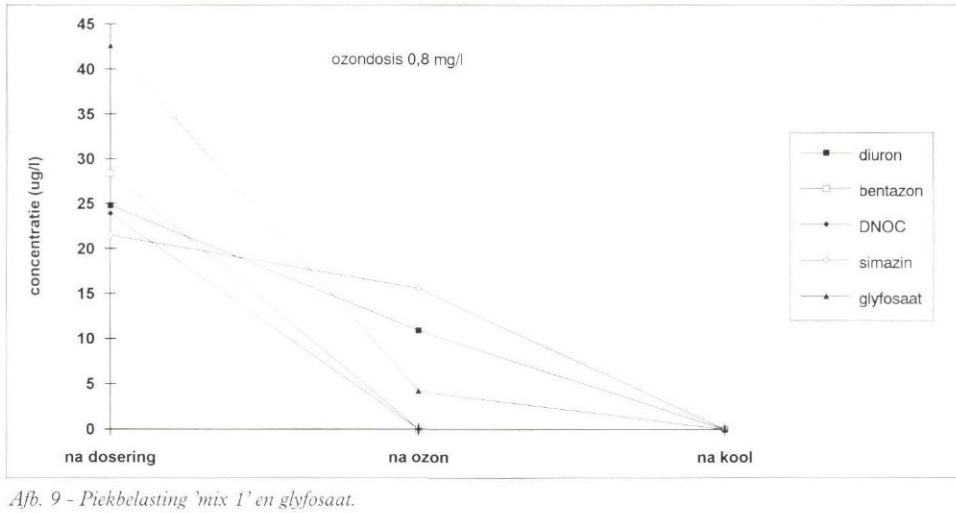


drie andere worden vermeld.
In de eerste plaats blijkt in de bovenste laag van een koolfilter veel biologisch materiaal te worden gevormd. Hierdoor worden de koolkorrels aan elkaar gekit. Bij terugspoelen vormt deze bovenlaag hechte mudballs. Door een gelijktijdige water/luchtspoeling kunnen zij weer ongedaan worden gemaakt. Hierdoor wordt voorkomen, dat zij tijdens terugspoelen zich naar de bodem zouden bewegen en desorptie zouden veroorzaken en verstopping van de filters op lange termijn (cummulatief effect).
In de tweede plaats is contractueel met de leveranciers van de kool vastgelegd, dat zij ook de kool reactiveren en het verlies van de kool door transport en de reactivatie als zodanig, wordt aangevuld met kool, die een gelijk, of in ieder geval bekend, aantal malen is gereactiveerd en niet, zoals gebruikelijk is, met nieuwe kool. Op deze wijze kan de invloed van het aantal malen reactiveren op de effectiviteit van de verwijdering van organische stoffen zuiverder worden gevolgd.

In de derde plaats heeft Gemeentewaterleidingen besloten de gebruikte kool niet in eigen beheer te reactiveren.
Hiervoor zijn de volgende argumenten gebruikt:
- Reactiveren is een activiteit van een geheel eigen professionaliteit en vraagt een hoge graad van opleiding en training.
- Reactiveren dient vol-continu te worden uitgevoerd. Dit vraagt een aanzienlijke uitbreiding in de personele formatie.
- De investeringen zijn hoog.
- Vanwege de lange looptijd van de koolfilters van minstens 1,5 jaar is de totale hoeveelheid te reactiveren kool per jaar van beide Amsterdamse drinkwater produktiebedrijven te klein voor een economische bedrijfsvoering.
- De uiteindelijke looptijd van de kool bevat nog een aantal onzekerheden, zoals de vraag of een DOC = 2,5 mg/l in Weesperkarspel voldoende laag is voor minimale aantallen *Aeromonasbacteriën* en minimale detritusvorming. Als de nieuwe analysemethoden voor al aanwezige stoffen verder worden ontwikkeld, kan dit eventueel gevolgen hebben voor de looptijd van de koolfilters.
- Het huidige systeem van ozonisatie en actieve koolfiltratie kan nog verder worden geoptimaliseerd.

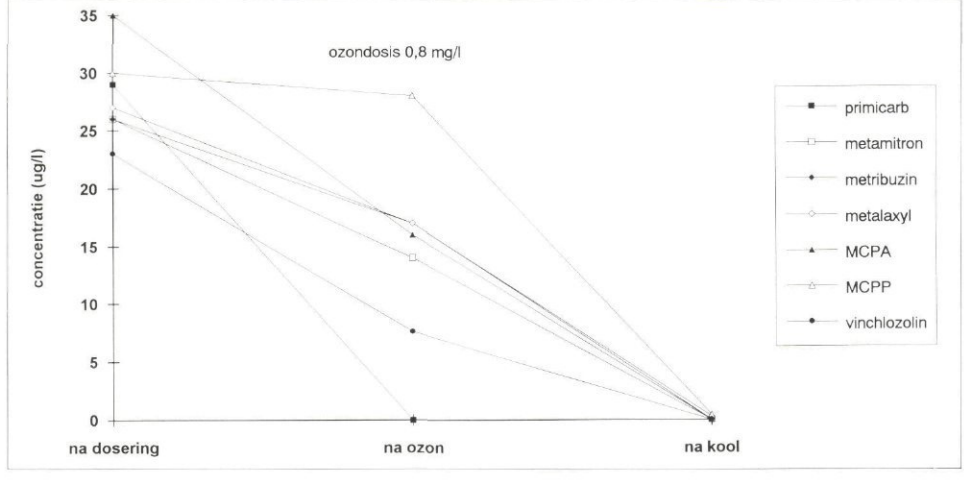


Afb. 8 - CA-gehalte in koolfilter 11 te Weesperkarspel.



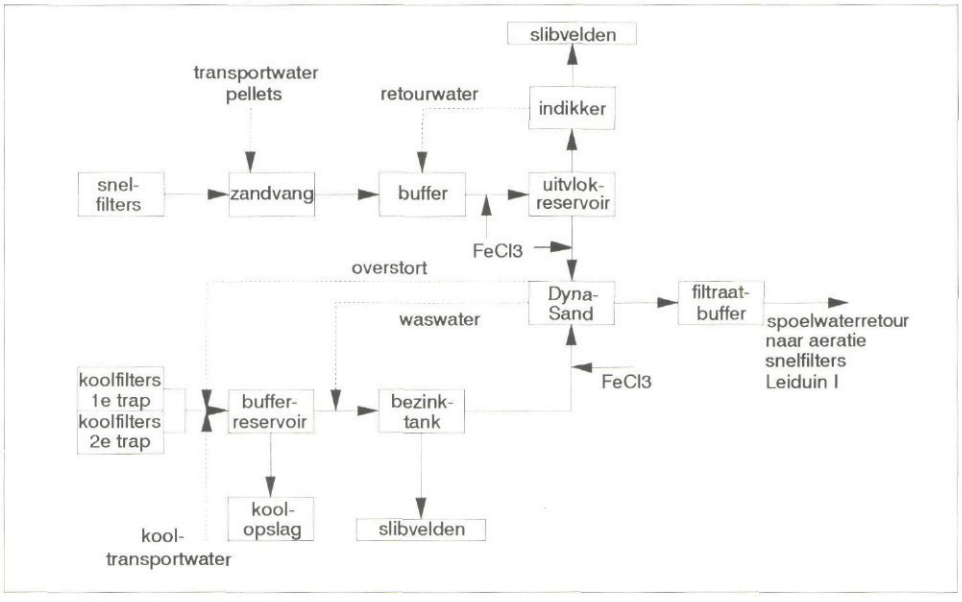
Afb. 9 - Piekbelasting 'mix 1' en glyfosaat.

Afb. 10 - Piekbelasting 'mix 2'.



12. **Spoelwaterbehandeling**

Om redenen van economische optimalisatie en van waterbesparing wordt het water, dat vrijkomt bij de terugspoeling van zowel snelfilters als ook van koolfilters zodanig behandeld, dat de kwaliteit gelijk of beter is dan die van het aangevoerde ruwe water (afb. 11).
Omdat het genoemde spoelwater in de tijd stootsgewijs vrijkomt, moet dit water kwantitatief in een reservoir worden gebufferd. Hierdoor kan een gelijkmatige stroom worden behandeld. Na het buffer-



Afb. 11 - De spoelwaterbehandeling.

reservoir volgt een bezinkreservoir, waarin slijtagekool, hogere organismen en eventueel calciumcarbonaat bezinken.
Als het water op deze wijze van de grovere deeltjes is ontdaan, wordt een geringe hoeveelheid ferrichloride (ca. 1 mg Fe/l) gedoseerd. Daarna wordt dit water behandeld in een opwaartse filtratie met een moving bed (Dynasandfilter) met een relatief fijne zandfractie.
Het effluent, dat voldoet aan de bovengestelde eisen, wordt tenslotte in de hoofdstroom vóór de snelfiltratie teruggevoerd.
Bij deze behandeling komt circa 20 ton per jaar steekvast materiaal vrij uit het bezinkreservoir en circa 10 ton droge stof voornamelijk ijzerhydroxydehoudend slib. Deze circa 30 ton vrijkomende stoffen per jaar bevatten nauwelijks of geen toxische stoffen. Hierdoor kan een milieuvriendelijke bestemming worden gevonden.
Bij het voorgaande zuiveringssysteem werd gemiddeld 3 mg/l poederkool gedoseerd. Dit leverde circa 300 ton droge stof op per jaar.
De hoeveelheid afvalstoffen is op deze wijze gedecimeerd.

13. Milieueffecten

Door de biologisch actieve koolfiltratie wordt van de totale hoeveelheid organische stoffen ongeveer de helft biologisch afgebroken tot koolzuur en water. De resterende hoeveelheid organische stoffen in het water bestaat voornamelijk of vrijwel geheel uit persistente humuszuur. Door de genoemde biodegradatie wordt voorkomen, dat de verwijderde toxische stoffen worden verplaatst naar andere milieucompartimenten. Dit is het geval bij alle andere beschreven zuiveringsmethoden. Doordat door de biologisch actieve koolfiltratie ook humuszuur als nutriënten voor biologische groei, aanzienlijk worden verwijderd, ontstaat een biologisch stabiel eindprodukt. Hierdoor wordt een veiligheidsdesinfectie met de navenante milieugevolgen, overbodig.

De looptijd van de koolfilters wordt door de voorafgaande geringe ozondosis en biodegradatie met een factor tien verlengd, ten opzichte van koolfiltratie zonder voorafgaande ozonisatie en zonder biodegradatie (afb. 6).
Deze tienmaal lagere reactivatiefrequentie betekent evenzoveel lager energieverbruik voor transport en reactivatie bij 900-1000 °C, minder gebruik aan energiedragers en koolzuurproduktie, maar ook minder grondstofverbruik voor de aanvulling van koolverlies.

De eerder beschreven spoelwaterbehandeling en -hergebruik leiden tot een grotere waterbesparing.

De totale hoeveelheid vrijkomende afvalstoffen is gedecimeerd in hoeveelheid en de verontreinigingen in de vrijkomende afvalstoffen zijn zeer sterk teruggebracht vergeleken met het voorgaande zuiveringssysteem.

Samenvattend kan worden gesteld, dat de toegepaste biotechnologie bij de biologisch actieve koolfiltratie ecologisch tot een aantal aanzienlijke verbeteringen leidt.

14. Voorlopige resultaten

Door halvering van het DOC-gehalte en vooral de sterke biodegradatie van de meest biodegradabele stoffen en door het lage AOC-niveau wordt de microbiologische stabiliteit van het water aanzienlijk verbeterd, met name het aantal *Aeromonasbacteriën* in de zomer. Door de geringe ozondosis zal het aantal *E-coli* in langere vorstperioden onder controle blijven.

Het AOX-gehalte bedroeg in het voorgaande zuiveringssysteem steeds circa 15 μg/l. Dit zal worden teruggebracht tot circa het detectieniveau van 5 μg/l.
In de proefinstallatie zijn cocktails van een aantal vaak sterk polaire pesticiden met concentraties van 2, 5 en 25 μg/l gedoseerd. In alle gevallen bleken de pesticiden volledig te worden verwijderd of minstens verlaagd tot beneden de concentratie van 0,1 μg/l (afb. 9 en 10) [5].
In de toekomst moeten nog veel organische micro's en metabolieten worden geanalyseerd.

Bij een ozondosis van 0,5-1,5 mg/l blijft het BrO_3^--gehalte beneden de toekomstige norm van 5 μg/l, ondanks het bromidegehalte van circa 200 μg Br^-/l en een DOC-waarde van circa 2 mg/l. Ook de gehaltes van andere geoxydeerde halogenen moeten worden geanalyseerd [4].

In afbeelding 8 wordt aangegeven wat het calciumgehalte is gedurende een koolcyclus.
Overwogen kan worden het calciumgehalte te verlagen door zoutzuurdosering vóórdat de kool wordt gereactiveerd.

Literatuur

1. Graveland, A. (1993). *Biologisch actieve koolfiltratie in Weesperkarspel in gebruik.* H_2O,26, 312.
2. Graveland, A. (1994). *Proceedings Aquatech Congress, September 1994, Amsterdam: Application of biological activated carbon filtration at Amsterdam Water Supply.* Water Supply 14, 233.
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, 11-15 November 1990, San Diego.
4. Hoek, J. P. van der, e.a. (1992). *Biologisch actieve koolfiltratie: optimalisatie van de ozondosis in relatie tot bromaatvorming en AOC-produktie.* H_2O 28, 276.
5. Hoek, J. P. van der, e.a. (1995). *Proceedings of IHE Workshop on removal of pesticides,* 21 April 1995, Delft.

● ● ●