

BTO 2014.203(s) | Januari 2014

BTO rapport

Invloed van verschillen
in de zuiveringen van
Berenplaat, Braakman en
Kralingen (Evides) op de
biologische stabiliteit
van het drinkwater

BTO

Invloed van verschillen in de zuiveringen van
Berenplaat, Braakman en Kralingen (Evides) op de
biologische stabiliteit van het drinkwater

BTO 2014.203(s) | april 2014

Opdrachtnummer

C222030/A309 in 2013

400395/001/002 in 2014

Projectmanager

Luc Hornstra

Opdrachtgever

BTO- Speerpuntonderzoek

Kwaliteitsborger

Paul van der Wielen

Auteur(s)

Hijnen, W.A.M., J.A. Bahlman, R. Schurer,

Verzonden aan

Dit rapport is selectief verspreid onder medewerkers
van BTO-participanten en is verder niet openbaar.

Jaar van publicatie
2014

Meer informatie

T
E

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
F +31 (0)30 60 61 165
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl



BTO | Januari 2014 © KWR

Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd,
opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand,
of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze,
hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën,
opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande
schriftelijke toestemming van de uitgever.

Voorwoord

Het onderzoek beschreven in dit rapport was onderdeel van het BTO speerpuntonderzoek dat is uitgevoerd voor Waterbedrijf Evides naar de biologische stabiliteit van een drietal drinkwaterlocaties. Vanwege het grote belang van dit onderwerp voor Evides is het BTO budget door Evides uitgebreid om het onderzoek zoals beschreven in dit rapport mogelijk te maken. Het onderzoek is voorbereid, begeleid en uitgevoerd door Wim Hijnen (KWR), Rinnert Schurer en Jan Bahlman (Evides) en de kwaliteit is geborgd door Paul van der Wielen (KWR). Monsternamen en analyses werden uitgevoerd door het laboratorium van KWR o.l.v. Ronald Italiaander en het chemische laboratorium onder begeleiding van Nanda Berg. De projectmanagement lag in handen van Luc Hornstra.

Management samenvatting

In 2013 is in het kader van het speerpuntonderzoek van het Bedrijfstak Onderzoek (BTO) van de Nederlandse drinkwaterbedrijven een onderzoek uitgevoerd bij Waterbedrijf Evides naar de invloed van de verschillende zuiveringsstappen van een drietal oppervlaktewater locaties op de biologische stabiliteit van het geproduceerde drinkwater. Aanleiding hiervoor was de behoefte van het bedrijf om inzicht te verkrijgen in de oorzaken van regelmatige wettelijke normoverschrijdingen van *Aeromonas* aantallen in het drinkwater van een aantal voorzieningsgebieden. In deze voorzieningsgebieden wordt drinkwater gedistribueerd dat is geproduceerd uit ruw water afkomstig uit de Brabantse Biesbosch bekkens. Speerpuntonderzoek in 2012 heeft aangetoond dat normoverschrijdingen van *Aeromonas* in het leidingnet zeer waarschijnlijk verband houdt met de aanwezigheid van complexe afbreekbare organische verbindingen (biopolymeren, bijv. eiwitten en polysachariden) in het drinkwater.

Verschil in biologische stabiliteit van drinkwater. Het drinkwater van locatie Berenplaat met relatief veel *Aeromonas* overschrijdingen bevat meer complexe afbreekbare organische verbindingen dan het drinkwater van Braakman waar geen sprake is van *Aeromonas* overschrijdingen. Omdat beide locaties uitgaan van dezelfde ruwwaterbron moet de oorzaak hiervoor gezocht worden in de verschillen van de zuiveringen. De belangrijkste verschillen waren onderwerp van het huidige onderzoek: verschillen in ruw water inname (wel/geen bekkenpassage), in coagulatie/vlokverwijdering (coagulant en vorm van vlokverwijdering), in desinfectie/oxidatie (UV vs. ozon) en in bedrijfsvoering van de actieve koolfilters.

Meetprogramma met biologische technieken. Met verschillende biologische en biochemische methoden is de invloed van de zuivering op de biologische stabiliteit van het water gemeten. Deze stabiliteit wordt gemeten met kwantitatieve methoden die de microbiologische groeipotentie, de concentratie van deeltjes-gebonden organische stoffen en de biomassa accumulatie potentie (biofouling) van het water bepalen. Dit is in de verschillende seizoenen van het jaar, uitgezonderd de winterperiode, uitgevoerd.

Invloed van de zuiveringsverschillen op de biologische stabiliteit. De resultaten laten duidelijke verschillen zien in de biologische kwaliteit van de ruwe grondstof van de zuiveringen. Bij Berenplaat, met een bekkenpassage voor de zuivering, is deze vooral in het voorjaar en de zomer duidelijk minder dan bij Braakman en Kralingen. Braakman had de beste biologische ruw waterkwaliteit. De eerste zuiveringstap met coagulatie/vlokverwijdering verlaagt het gehalte complexe afbreekbare verbindingen bij Braakman effectiever dan bij de andere twee locaties. De desinfectie met ozon bij de locaties Braakman en Kralingen verlaagt het gehalte complexe afbreekbare verbindingen, in tegenstelling tot de UV desinfectie bij Berenplaat, die hier geen invloed op heeft.

Eindconclusie. Na evaluatie van de gegevens wordt geconcludeerd dat het verschil in biologische stabiliteit van het drinkwater van Braakman, Berenplaat en Kralingen wordt veroorzaakt door een optelsom van verschillen waarvan het verschil in ruw waterkwaliteit als zeer belangrijk wordt gezien. Het belang van de andere drie verschillen nl., (i) effectiviteit van coagulatie/vlokverwijdering, (ii) aan- of afwezigheid van een oxidatieve desinfectiestap en (iii) bedrijfsvoering van actieve koolfilters lijken minder belangrijk en zijn met de huidige gegevens onderling qua invloed niet te onderscheiden.

Onderzoek 2014. Gezien de omschakeling begin 2014 van de locatie Braakman van ozon-naar UV-desinfectie zal het zwaartepunt van het vervolgonderzoek in 2014 liggen op deze locatie, waarbij het meetprogramma wordt uitgebreid naar de biologische stabiliteit in het leidingnet van dit pompstation. Daarnaast zal de dataset van 2013 bij de locaties Berenplaat en Braakman worden afgerond met een aantal ontbrekende metingen in de winterperiode wanneer de biologische processen in de zuivering nog niet actief zijn.

Samenvatting

In 2013 is in het kader van het speerpuntonderzoek van het Bedrijfstak Onderzoek (BTO) van de Nederlandse drinkwaterbedrijven een onderzoek uitgevoerd bij Waterbedrijf Evides naar de invloed van de verschillende zuiveringsstappen van een drietal oppervlaktewater locaties op de biologische stabiliteit van het geproduceerde drinkwater. Aanleiding hiervoor was de behoefte van het bedrijf om inzicht te krijgen in de oorzaken van regelmatige wettelijke normoverschrijdingen van *Aeromonas* aantallen in het drinkwater van een aantal voorzieningsgebieden waar drinkwater wordt gedistribueerd dat is geproduceerd uit ruw water afkomstig uit de Brabantse Biesbosch bekkens. In eerder onderzoek is geen verband aangetoond tussen de biologische stabiliteit van het drinkwater en de klassieke parameters AOC P17/Nox en BVS. De oorzaak voor deze normoverschrijdingen van *Aeromonas* is daarom nog onduidelijk. Speerpuntonderzoek in 2012 heeft aangetoond dat de biologische stabiliteit, gemeten met nieuwe meetmethoden voor het detecteren van complexe afbreekbare organische verbindingen (biopolymeren, bijv. eiwitten en polysachariden) in het drinkwater, lager is bij de locaties waar sprake is van normoverschrijdingen voor *Aeromonas* (Hijnen e.a., 2013). Deze minder goed afbreekbare verbindingen worden bepaald met een aangepaste AOC techniek (andere test stam A3), een Biomassa Productie Potentie test (BPP) en de concentratie deeltjes-gebonden organische koolstof en koolhydraten (POC en PCHC). Het effect van deze complex afbreekbare verbindingen op de biologische vervuilingspotentie van het water is bepaald met de aangepaste biofilmonitor, de Continue Biofouling Monitor (CBM).

Oorzaken voor het verschil in biologische stabiliteit. Eerder onderzoek in 2012 heeft een aantal oorzaken voor de verschillen in concentraties van deze moeilijk afbreekbare verbindingen in het drinkwater geïdentificeerd. De belangrijkste verschillen waren (i) de ruwwaterinname en daardoor de mindere biologische kwaliteit van het ruwe water, (ii) verschillen in coagulatie chemicaliën (aluminium vs. ijzer) en primaire vlokverwijdering (flotatie vs. sedimentatie), (iii) toepassen van wel of geen oxidatieproces in de zuivering (ozon vs. UV) en (iv) procescondities rondom de actieve koolfiltratie (contacttijden en reactivatie- en/of spoelfrequentie). Het onderzoek in 2012 was er echter niet speciaal op gericht om de invloed van deze verschillen in de zuivering op de biologische stabiliteit van het drinkwater in het distributienet te onderzoeken. Daarom zijn in het speerpunt onderzoek 2013 vooral metingen met de nieuwe methoden uitgevoerd in de zuivering om de invloed van de verschillende zuiveringsstappen op de verlaging van de groeipotentie en de concentratie deeltjes-gebonden organische materiaal van het geproduceerde water te bepalen. De metingen zijn verricht van april-december 2013.

Verlaging van de groeipotentie. De groeipotentie van het water bepaald met de AOC en BPP methoden wordt door de coagulatie/vlokverwijdering en de filtratieprocessen in de zuivering verlaagd. Het oxidatieproces met ozon en UV verhoogt de groeipotentie van het water door de vorming van laag moleculaire verbindingen. Hierbij zal de concentratie hoog moleculaire verbindingen zoals biopolymeren afnemen. Het verloop van de groeipotentie in de zuivering wordt hierna volgtijdig besproken:

- De grootste verlaging van de groeipotentie vond plaats in het coagulatie/vlok-verwijderingsproces en de snelfiltratie (tabel 3.1). Bij beide afzonderlijke processen (voor coagulatie zonder vlokhulpmiddeldosering) was de verlaging >50-80%. De

absolute verwijdering door het coagulatie/vlokverwijderingsproces was het hoogst bij Berenplaat met de hoogste belasting. De procentuele verlaging was het hoogst voor de coagulatie met flotatie en aluminiumzouten bij Braakman (70-84%), gevolgd door Kralingen (52-77%) en Berenplaat (50-67%).

- Door de dosering van een afbreekbaar vlokhulpmiddel in de koude periode bij KRL en BPL wordt het AOC gehalte na de coagulatie en primaire vlokverwijdering weliswaar verhoogd, maar er zijn geen aanwijzingen dat het AOC gehalte na de filtratieprocessen hierdoor ook verhoogd is.
- Het ozonproces dat bij Kralingen en Braakman is geplaatst tussen de coagulatie/vlokverwijdering en de snelfiltratie, verlaagde de concentratie AOC A3 bij deze locaties met 27-37% (tabel 3.2). Het UV-proces te Berenplaat dat na de snelfiltratie is geplaatst, verlaagde dit AOC gehalte met slechts 5%. De ozonisatie verhoogde de totale groeipotentie in het water gemeten met de BPP test sterk bij Kralingen en Braakman door de vorming van makkelijk afbreekbare verbindingen.
- De procentuele verlaging van groeibevorderende stoffen in de snelfilters was positief gecorreleerd met het aanbod (fig. 3.4). De concentratie moeilijk afbreekbare biopolymeren gemeten met AOC A3 wordt in de snelfilters bij de locaties Kralingen en Berenplaat absoluut en procentueel in gelijke mate verwijderd (tabel 3.3). De snelfilters van Braakman waren minder effectief in de verwijdering van groeibevorderende verbindingen (biopolymeren en totaal gemeten met de BPP test), mede door de lagere belasting van de snelfilters met deze stoffen. Oorzaak is de lage belasting en effectieve verwijdering van groeibevorderende stoffen in de voorafgaande flotatie met PAC.
- In de actieve koolfilters van de drie locaties nam de groeipotentie minder sterk af (<60%). Hierbij speelt het lagere aanbod in deze fase van de zuivering een rol. De koolfilters van Kralingen en Braakman verlaagden de groeipotentie minder dan de koolfilters bij Berenplaat. Naast het lagere aanbod op deze twee locaties in vergelijking tot het aanbod bij Berenplaat, spelen mogelijk ook andere factoren een rol, zoals langere standtijden (lagere reactivatie frequentie) en een lagere spoelfrequentie bij deze twee locaties. Onduidelijk is welk van deze factoren hierop de grootste invloed had op de verlaging van de groeipotentie.

Samenstelling van het gehalte groei bevorderende verbindingen. Opvallend was dat in het ruwe water en in fasen van de zuivering zonder een voorafgaande oxidatie (Berenplaat), het AOC gehalte voornamelijk bestaat uit moeilijk afbreekbare componenten bepaald met test stam A3 (tabel 3.14). Na oxidatie in de zuivering bij Kralingen en Braakman neemt de fractie makkelijk afbreekbare stoffen bepaald met test stam P17 duidelijk toe. Deze makkelijk afbreekbare fractie neemt weer af na een biologische filtratiestap, maar de verhouding met de moeilijk afbreekbare fractie in het drinkwater van de locaties met ozon (Kralingen en Braakman) blijft hoger dan bij de locatie zonder oxidatie (Berenplaat). Het gemiddelde gehalte AOC A3 en A3+P17 na actieve koolfiltratie was het hoogst bij de locatie Berenplaat (12,5 en 15,1 $\mu\text{g C/l}$), gevolgd door Kralingen (6,1 en 10,7 $\mu\text{g C/l}$) en Braakman (3,4 en 8,5 $\mu\text{g C/l}$).

Er was een significant lineair verband ($P < 0,001$) tussen de gegevens van de BPP test en de AOC metingen in de verschillende fasen van de zuivering (fig. 3.11). De BPP resultaten van het actieve koolfilteraat bevestigden de volgorde in groeipotentie bepaald met de AOC methode. Dit betekent dat deze parameter, die eenvoudiger is en minder kost, een goed algemeen beeld geeft van de groeipotentie van het water. Aanvulling met de AOC methode geeft daarna meer inzicht in de verhouding tussen de fractie makkelijk en moeilijk afbreekbare verbindingen.

Deeltjes-gebonden organische stoffen. Deze stoffen worden bepaald door middel van concentratie met ultrafiltratie en gemeten als totaal organisch materiaal (POC) en koolhydraten (PCHC). Evenals in 2012 is vastgesteld, was de concentratie deeltjes-gebonden organische stoffen in het drinkwater van Berenplaat hoger dan bij Braakman. De gegevens van beide jaren kwamen in orde van grootte goed overeen. Voor Berenplaat waren het gemiddelde POC en PCHC gehalte na actieve kool 137 en 58 µg C/l en bij Braakman was dat gemiddeld 38 en 17 µg C/l. Net als bij de groeipotentie lagen de concentraties POC en PCHC in het drinkwater bij Kralingen tussen die van Berenplaat en Braakman (75 en 38 µg C/l). De PCHC is in de meeste fasen van de zuivering 50% van de POC (fig. 3.12) en vertoont een goed verband met de groeipotentie parameters (fig.3.13). Uit een nadere karakterisering van de verbindingen die met de POC/PCHC worden gemeten in het water na de actieve koolfilters, blijkt dat de PCHC verbindingen tot maximaal 15% afbreekbaar zijn voor de test stam A3. De mate van afbreekbaarheid van de PCHC is variabel. Bij Braakman was deze zeer laag (0,4%) en bij Kralingen en Berenplaat hoog (10,8 - 15,5%) (tabel 3.16).

De deeltjes-gebonden organische stoffen werden door alle processen in de zuivering verlaagd. Bij coagulatie/vlokverwijdering (zonder vlokhelpmiddeldosering) was de verlaging bij Braakman het grootst (45-55%). Ozonisatie verlaagde het PCHC gehalte bij Kralingen en Braakman met 20-30%. De grootste verwijdering van de PCHC (60-70%) vond plaats bij de snelfilters van Kralingen en Berenplaat. De lage PCHC verwijdering bij Braakman door de snelfilters houdt verband met het lage aanbod na de flotatie en ozonisatie op deze locatie. De verlaging in de koolfilters bij de drie locaties was ≤40%.

Biologische vervuilingspotentie. De biologische vervuilingspotentie (biofouling) in het water gemeten met de CBM na de voorzuivering (na snelfiltratie) was hoog en vertoonde bij de drie locaties een sterke variatie. Er werden verschillen in de BAS waarden gemeten in de verschillende fasen van de zuivering en het distributiegebied tussen de drie locaties die niet makkelijk gerelateerd konden worden aan de biologische stabiliteit van het water gemeten met de AOC en BPP testen. Uit de analyse van de gegevens blijkt dat dit zeer waarschijnlijk het gevolg is van de samenstelling van de groeibevorderende verbindingen in het water bestaande uit makkelijk en moeilijk afbreekbare AOC fracties en de verhouding daartussen. Beide fracties hebben een verschillend effect op de BAS. Wanneer de groeipotentie voornamelijk wordt bepaald door moeilijk afbreekbare verbindingen is de BAS laag. Bij aanwezigheid van een hogere concentratie makkelijk afbreekbare verbindingen is de BAS hoog. Uit het onderzoek van 2012 dat met de huidige gegevens wordt bevestigd, blijkt dat de fractie moeilijk afbreekbare componenten in drinkwater beter gecorreleerd is met nagroei van *Aeromonas* in het voorzieningsgebied dan de fractie makkelijk afbreekbare verbindingen. De BAS na de zuivering is daarmee in situaties waar de verhoging wordt veroorzaakt door makkelijk afbreekbare verbindingen gevormd bij de nadesinfectie door ClO_2 geen goede voorspellende parameter voor nagroei problemen met *Aeromonas*. De biologische stabiliteit van het drinkwater als maat voor nagroeiproblemen kan op grond van deze resultaten het beste bepaald worden met de AOC en/of BPP test en de POC/PCHC meting in het uitgaande water. De meting met de CBM af pompstation en in het distributiegebied geeft inzicht in de snelheid van biologische vervuiling die te verwachten valt.

Uit gegevens van de ijzerafzetting en biomassa accumulatie in de CBM blijkt dat de rol van ijzer in de biologische vervuiling van het leidingnet nog niet duidelijk is, mogelijk omdat de invloed afhangt van de eigenschappen van de aanwezige groeibevorderende verbindingen in het drinkwater.

Algemene conclusies en aanbevelingen. Uit de resultaten van dit onderzoek wordt geconcludeerd dat het verschil in biologische stabiliteit van het drinkwater tussen Braakman en Berenplaat

- in de eerste plaats wordt veroorzaakt door een optelsom van factoren waarvan het verschil in de ruw waterkwaliteit tussen de locaties tijdens de onderzoeksperioden als eerst belangrijke oorzaak is geïdentificeerd.
- Een minder belangrijke oorzaak voor het verschil in biologische stabiliteit van het drinkwater die uit het onderzoek naar voren kwam was de afwezigheid van een oxidatieproces (ozon) op de locatie Berenplaat. Minder belangrijk omdat ook bij Kralingen met ozonisatie de biologische stabiliteit van het drinkwater lager was dan bij Braakman en er nagroeiproblemen in het voorzieningsgebied worden waargenomen.
- De derde oorzaak is een efficiënter coagulatie/vlokverwijderingsproces bij Braakman met aluminium en flotatie die de moeilijk afbreekbare AOC beter verlaagt dan het coagulatieproces met ijzertzouten en lamellen separator of vlokkendekenfiltratie (Kralingen en Berenplaat).

Het kwantitatieve verschil tussen de laatste twee oorzaken is minder groot en aanvullend onderzoek is nodig om dit beter te kunnen onderbouwen. Aangezien de desinfectie met ozon bij Braakman in begin 2014 is omgebouwd naar een desinfectie met UV licht en Evides heeft besloten dat ook voor Kralingen te doen (medio 2014), is dit aanvullend onderzoek van groot belang. In 2014 wordt de nadruk van het speerpuntonderzoek gelegd op het meten van de invloed van de zuiveringsaanpassing bij Braakman op de biologische stabiliteit in zowel de zuivering als in het leidingnet bij kortere en langere verblijftijd. Omdat bij de locaties de biologische stabiliteit van het drinkwater afhankelijk is van het aanbod in het ruwe water en de biologische activiteit in de zuivering, is de belasting van het leidingnet met afbreekbaar materiaal variabel. Op basis van de gegevens lijkt deze in de koude periode en het voorjaar en vroege zomer het hoogst te zijn. Om na te gaan of dat zo is worden in deze relatief koude periode metingen verricht in de zuivering bij de drie locaties (KRL/BPL/BRA) en in het voorzieningsgebied van Braakman en Berenplaat.

Inhoud

1	Inleiding	10
2	Onderzoeksopzet en methoden	12
2.1	De zuiveringen op de drie locaties	12
2.2	Globale onderzoeksopzet	13
2.3	Rapportage van het onderzoek	14
3	Resultaten	15
3.1	Verloop van de groeipotentie in de zuivering	15
3.2	De gemiddelde groeipotentie van het water	20
3.3	Het verloop van het gehalte deeltjes-gebonden organische stof in de zuivering	22
3.4	De gemiddelde concentratie POC en PCHC	26
3.5	Betekenis van de verschillende parameter en hun verband	28
3.6	De continue biofouling monitor (CBM) in de zuivering	35
3.7	De CBM in het reinwater en distributiesysteem	38
3.8	Cumulatieve biomassa productie en ijzerafzetting bepaald met de CBM	41
3.9	<i>Aeromonas</i> in de CBM	44
4	Discussie	46
4.1	Concentratie biopolymeren in aanvoer en verwijdering in de zuivering	46
4.2	Biologische stabiliteit van het water bepaald met de verschillende parameters	52
4.3	De biologische stabiliteit tijdens distributie en de rol van ijzer	53
4.4	Overall evaluatie van de gevonden resultaten	53
5	Eindconclusies en aanbevelingen	55
6	Referenties	57

1 Inleiding

Probleemstelling. Bij Waterbedrijf Evides is de afgelopen jaren een toename van het aantal overschrijdingen van de wettelijke norm voor *Aeromonas* waargenomen in een aantal voorzieningsgebieden van oppervlaktewaterzuiveringen en met name in het voorzieningsgebied van de productielocatie Berenplaat (Schurer, 2010). In het distributiesysteem van productielocatie Berenplaat worden in de zomer in sommige gebieden hoge aantallen *Aeromonas* waargenomen, terwijl in andere delen van het distributiesysteem de aantallen *Aeromonas* laag blijven. Daarnaast zijn de aantallen *Aeromonas* in het distributiesysteem van productielocatie Braakman juist laag, terwijl beide productielocaties gebruik maken van dezelfde ruwwaterbron nl. het water uit de spaarbekkens van de Biesbosch voor de productie van drinkwater. Tevens is in een eerdere adviesopdracht voor Evides vastgesteld dat het drinkwater van de productielocaties Berenplaat, Kralingen, Braakman en Baanhoek een hoge biofilmvormingssnelheid (BVS) heeft (van der Kooij et al., 2010). De conclusie van het onderzoek was dat de watersamenstelling in combinatie met de condities in het voorzieningsgebied bepalend zijn voor de nagroei van *Aeromonas*.

Samenstelling van het drinkwater en nieuwe methoden. In het BTO speerpuntonderzoek van 2012 is met nieuw ontwikkelde methoden (Van der Kooij en Veenendaal, 2011; 2013; Van der Kooij en Van der Wielen, 2012) aangetoond dat in de beoordeling van de biologische stabiliteit van het drinkwater niet alleen de hoeveelheid (laag moleculaire) gemakkelijk groeibevorderende verbindingen in het drinkwater van belang is, maar ook de (hoog moleculaire) moeilijker groeibevorderende verbindingen (Hijnen e.a., 2013). Op de locatie Berenplaat was de concentratie van deze moeilijk afbreekbare verbindingen in het drinkwater duidelijk hoger dan bij Braakman, waar geen nagroei problemen in het distributiesysteem worden waargenomen.

Verschillen tussen de locaties. In het speerpuntonderzoek van 2012 zijn ook de verschillen tussen de zuiveringen en distributiesystemen geïnventariseerd die verantwoordelijk zouden kunnen zijn voor de verschillen in watersamenstelling en nagroei problemen. In de zuivering zijn twee belangrijke verschillen tussen de locaties Berenplaat en Braakman geconstateerd: desinfectie en coagulatie. Het water wordt bij Braakman tussen de coagulatie en snelfiltratie gedesinfecteerd met ozon en bij Berenplaat met UV na de snelfiltratie. Ozon is een sterk oxidatief proces in tegenstelling tot UV bij de toegepaste UV dosis van 40 mJ/cm². Verder wordt bij de coagulatie te Braakman een aluminiumzout (PAC) toegepast in een flotatieproces terwijl bij Berenplaat de coagulatie plaatsvindt met een ijzerzout (FeCl₃) in vlokkendekenfilters met daarbij een aanvullende dosering in de winter van een biologisch afbreekbaar vlokhelpmiddel Wisprofloc (zetmeelderivaat). Aanvullende verschillen die mogelijk ook van invloed kunnen zijn bij Berenplaat zijn de toepassing van een lokale bekkenpassage die de kwaliteit van het Biesbosch water beïnvloedt en een andere bedrijfsvoering van de actieve koolfilters.

Doelstelling van het huidige project. De doelstelling van het speerpuntonderzoek in 2013 is om het effect van de ozonisatie/UV en coagulatie in de voorzuivering te bepalen op de concentratie afbreekbaar organisch materiaal in het water bij de productielocaties Kralingen, Berenplaat en Braakman. De resultaten van een dergelijk onderzoek geven inzicht in de mate waarin oxidatie en/of coagulatie met ijzerzouten in combinatie met een afbreekbaar

vlokhulpmiddel in de winter van invloed is op de biologische stabiliteit van het drinkwater. De continue biofouling monitor (CBM) is een nieuwe meettechniek waarmee de biologische stabiliteit van het drinkwater van pompstations kan worden bepaald. Eerder onderzoek liet zien dat de biofilmvormingssnelheid van het uitgaande water na choordioxide niet voorspellend was voor het optreden van *Aeromonas* nagroei. Een onderzoeksvraag is, op welke plaats in de zuivering de biologische stabiliteit van het drinkwater in relatie tot *Aeromonas* nagroei het beste kan worden bepaald: na de actieve koolfiltratie of in het uitgaande water na chloordioxide desinfectie en de reinwaterkelder.

2 Onderzoeksopzet en methoden

2.1 De zuiveringen op de drie locaties

De zuiveringen van de drie drinkwater productielocaties Berenplaat, Braakman en Kralingen zijn de belangrijkste onderzoeksobjecten in het huidige onderzoek. Deze drie zuiveringen hebben dezelfde ruw waterbron, het Brabantse Biesbosch water. In de drie zuiveringen wordt dat water achtereenvolgens gezuiverd met een coagulatie- en vlokverwijdering (primaire en secundaire met filtratie), hoofddesinfectie, actieve koolfiltratie en tot slot een nadesinfectie met chloordioxide. De belangrijkste verschillen in de zuiveringen zijn de waterinname, de coagulatie chemicaliën, de primaire vlokverwijdering, de hoofddesinfectie en de procesvoering van de actieve koolfilters. Een gedetailleerde beschrijving van de verschillen staat in onderstaande tabel (bron: Hijnen e.a., 2013).

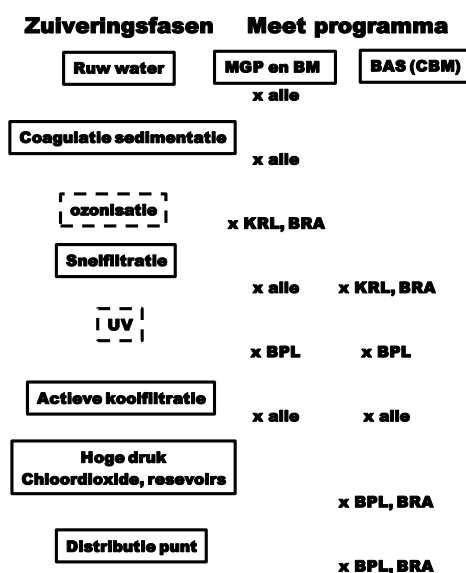
Tabel 2.1. Overzicht van de procesgegevens van de drie zuiveringen

Beschrijving	Berenplaat BPL	Braakman BRA	Kralingen KRA
Productie (Mm ³ /jaar)	97,5	11	35
Variaties (m ³ /h*1000)	10 – 14	1,1 – 1,5	3,5 – 4,5
Waterinname	Klein open bekken 80/20 WBB	Spaarbekken functioneert als standvat vullen/leveren	Direct
Microzeven µm	35	35	geen
Vlokmiddel (type; mg/l)	FeCl ₃ (5-6)	PAC ^a (2)	FeCl ₃ (6)
Vlokhulpmiddel (type; mg/l)	WF-N (0,3-0,5)	H ₂ SO ₄ /CO ₂	WF-N (0,3-0,5)
Periode van dosering	Winter (<12°C)	nvt ^a	Winter (<12°C)
pH coagulatie	7,2-7,5	7,0-7,2	7,1-7,3
Vlokverwijdering	VDF	FLOT	LAM
Dosering voor SF	NaOH pH 8.0	nvt	NaOH pH 8.0 FeCl ₃ (0,5 mg/l)
Dosering na AKF	NaOH pH 8.2 O ₂ (min. 5 mg/l)	NaOH pH 8.2	NaOH pH 8.2
Vulling SF(m/mm)	Antraciet/zand (0,5; 1,4-2,5) (1,0; 0,8-1,25)	Antraciet/zand (0,8; 1,4-2,5) (0,7; 0,7-1,25)	Antraciet/zand (0,7; 1,6-2,5) (0,8; 0,8-1,25)
Snelheid (m/h)	5,5 – 7,5	3,5 – 5,0	8-12
Contacttijd (min.)	12 – 16	18 – 25	9-11
Looptijden (h)	48-72	167	30
Spoeling (L/W)	ja	ja	ja
Vuilwater retour	nee	nee	Ja; recirculatie 4%
Locatie	na COA/voor DES ^a	na DES/voor AKF	na DES/voor AKF
Hoofddesinfectie	UV	O ₃	O ₃
Doseringen	40/70 mJ/cm ²	0,8-1,5 mg/l	1,0-1,4 mg/l
Contacttijd (min.)		17-26	ca. 8 min.
AKF type (mm) Chemviron	F400 (0,4-1,7)	F300 (0,6-2,4)	TL830(0,85-2,0)
Snelheid (m/h)	8-12	3,5 – 5,0	10-14
Contacttijd (min)	20-30	40-55	15-20
Looptijd (dg)	8-16	7	23
Spoeling (L/W; bedexp.)	L/W; 30%	W;20-30%	L/W; 30%
Vuilwater (FTU; 1 ^e filtraat)	ja	nee	ja
Reactivatie (jr; BV)	2; 40.000	6; 75.000	3; 90.000
Nadesinfectie	ClO ₂ (0,04-0,08)	ClO ₂ (0,03-0,05)	ClO ₂ (0,04-0,08)
Reinwaterkelder (m ³)	4x35000	2x1250/1x3750/ 1x8500	2x35000
Onderhoud/reiniging	1x/4 jr	1x/5 jr.	1x/2 jr.

^a PAC = poly-aluminium chloride; nvt = niet van toepassing; Anth. = antraciet; COA = coagulatie; DES = desinfectie; AKF = actieve kool; gg = geen gegevens

2.2 Globale onderzoekopzet

In het onderzoek van 2012 is de biologische stabiliteit van het water af-pompstation van Berenplaat en Braakman vergeleken om het verschil in *Aeromonas* nagroei tussen beide bedrijven te kunnen duiden. Het aantal verschillen in beide zuiveringen is echter hoog (tabel 2.1) waardoor het niet mogelijk was om de oorzaak van de waargenomen verschillen in biologische stabiliteit te kunnen toekennen aan een van deze factoren. In dit project is gekozen om de invloed van de zuiveringsverschillen op de biologische stabiliteit van het water te onderzoeken met een meetprogramma onder praktijkcondities. Met dit meetprogramma is de invloed van de verschillende processtappen in de zuivering op de biologische stabiliteit van het water gemeten gedurende verschillende perioden van het jaar (voorjaar, zomer, najaar en begin van de winterperiode). Om het onderscheidend vermogen van het onderzoek te vergroten, zijn naast metingen in de zuiveringen van Berenplaat en Braakman, ook metingen uitgevoerd bij de zuivering van Kralingen. De zuivering van Kralingen lijkt ten aanzien van het coagulatie proces meer op Berenplaat (beiden passen FeCl_3 toe en doseren Wisprofloc) maar is met betrekking tot het desinfectieproces vergelijkbaar met Braakman (beiden passen ozon toe). Met de vergelijking wordt getracht de betekenis van de diverse parameters voor de biologische stabiliteit van het drinkwater in kaart te brengen.



Figuur 2.1 Opzet van het meetprogramma.

In Figuur 2.1 is de opzet van het onderzoek schematisch weergegeven:

- De microbiologische groeipotentie (MGP) van het water tijdens de zuivering is gemeten met de AOC methode en de teststam *Flavobacterium johnsoniae* stam A3, gespecialiseerd in hoog moleculaire verbindingen (Sack e.a., 2009). In deze test wordt stam P17 standaard meegenomen om groei van stam A3 op laag moleculaire verbindingen als aminozuren te voorkomen. Daarnaast is de biomassa productie potentie (BPP) bepaald waaruit de cumulatieve biomassaproductie na 7 en 14 dagen is berekend (BPC_7 en BPC_{14}). Dit is een maat voor de aanwezigheid van groeibevorderende verbindingen in het water (Van der Kooij en Veenendaal, 2014).
- De hoeveelheid biomassa (BM) of deeltjes-gebonden organische stof (POC) is tijdens de zuivering bepaald door concentratie met behulp van de hemoflow-techniek

(ultrafiltratie) en vervolgens is het verkregen concentraat geanalyseerd door het meten van opgelost organisch koolstof (DOC) en de hoeveelheid deeltjes-gebonden koolhydraten (PCH) als maat voor de hoeveelheid biomassa (Van der Kooij e.a., 2013). Bij de laatste meting is naast het DOC gehalte van het concentraat ook het totaal organisch koolstof gehalte (TOC) bepaald, zonder voorfiltratie over 0,45 µm membraanfilter. Het DOC gehalte van het concentraat is gecorrigeerd voor (i) het DOC gehalte in het oorspronkelijk monster en (ii) de TOC/DOC verhouding in het betreffende monster.

- De betekenis van de POC en PCHC voor de groeipotentie van het water is bepaald door 10 ml van het concentraat te doseren aan 600 ml drinkwater van Tull en 't Waal in Nieuwegein als blanco water. Na pasteurisatie is het AOC gehalte gemeten met P17/Nox en P17/A3. Ook is de BPP test uitgevoerd.
- De biomassa-accumulatiesnelheid (BAS, pg ATP/cm².d; Van der Kooij en Veenendaal, 2011; Van der Kooij en Van der Wielen, 2012) is bepaald na de voorzuivering met coagulatie, filtratie en desinfectie, na de actieve koolfiltratie, na het reinwaterreservoir en op een locatie in het distributiesysteem. Met deze bepaling wordt de biofoulingspotentie van het water gemeten op basis van de accumulatie van actieve biomassa (ATP) op continu doorstroomde glasporels. In de laatste periode van het onderzoek zijn in de verschillende CBM's naast ATP ook *Aeromonas* aantallen bepaald om na te gaan of deze bacterie zich ook vermeerderd in de biofilm op de glasporels gedurende een looptijd van vier weken.

2.3 Rapportage van het onderzoek

Er zijn in dit onderzoek op een aantal locaties in het waterzuiveringsproces verschillende meetmethoden toegepast om inzicht te krijgen in de biologische stabiliteit van het water en de invloed van zuiveringsprocessen hierop. De resultaten zijn in hoofdstuk 3 beschreven in drie deelaspecten van de beschrijving van de biologische stabiliteit van water:

- De microbiologische groeipotentie van het water bepaald met de 'flessen' proeven (AOC, BPP);
- De concentratie deeltjes-gebonden organische stof (POC/PCHC) als maat voor de concentratie van potentieel afbreekbare en complexe organische verbindingen die in belangrijke mate van biologische oorsprong zijn;
- De biofoulingspotentie van het water op basis van biomassa accumulatie snelheid (BAS; pg ATP/cm².d) bepaald met de CBM.

De microbiologische groeipotentie en concentraties deeltjes-gebonden organische stof in het water is op een beperkt aantal momenten in het onderzoek bepaald. Bij de CBM wordt de biologische stabiliteit van het water continu beoordeeld aan de hand van de accumulatie van biomassa in glasporels op basis van biofilmvorming en/of biomassa adsorptie. Eerst wordt ingegaan op de invloed van de zuiveringsprocessen op de verschillende parameters (AOC, BPP, POC, PCHC) en wordt de gemiddelde samenstelling van het water beschreven. De invloed van de zuivering wordt beschreven aan de hand van het verloop van de absolute waarden van de parameters en de absolute en procentuele verandering van de verschillende parameters. Tot slot worden de verbanden tussen de verschillende biologische stabiliteits parameters getoetst om de betekenis van de afzonderlijke parameters voor de beschrijving van de biologische stabiliteit van het water aan te geven. Ook de BAS waarden worden in samenhang met de gegevens van de andere biologische stabiliteits parameter besproken.

In de discussie in hoofdstuk 4 wordt na de uitgebreide resultatenpresentatie ingegaan op de betekenis van de resultaten voor de doelstellingen van het onderzoek. Hieruit volgen de algemene conclusies en aanbevelingen in hoofdstuk 5.

3 Resultaten

3.1 Verloop van de microbiologische groeipotentie in de zuivering

Om het verloop van de microbiologische groeipotentie over de zuivering te tonen, zijn in figuur 3.1 de individuele waarden van BPC_{14} , AOC A3+P17 en AOC A3 uitgezet als functie van de looptijd (dagnummers van 2013). In de figuur waarin het AOC-A3 gehalte staat weergegeven, is ook de watertemperatuur weergegeven. Hieruit blijkt dat de eerste en laatste metingen zijn uitgevoerd in de periode met lage watertemperaturen. Bij de locaties Berenplaat en Kralingen werd op die momenten Wisprofloc (WP) gedoseerd. Bij de overige metingen was de watertemperatuur $>12^{\circ}\text{C}$. Uit de gegevens gepresenteerd in figuur 3.1 blijkt dat er duidelijke verschillen te zien zijn in de BPC_{14} waarden en het AOC A3 gehalte van het water tijdens de diverse stadia van de zuivering.

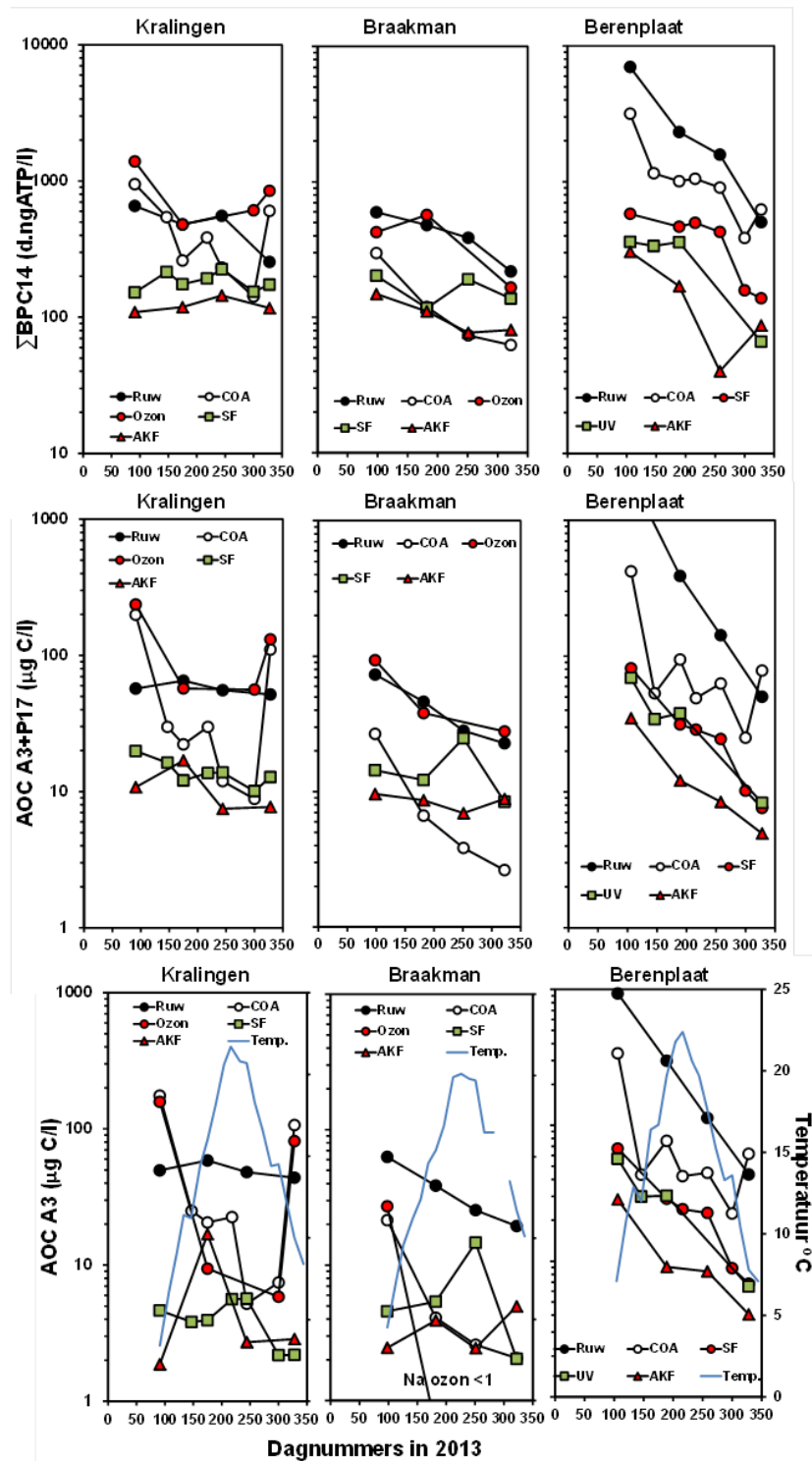
Ruw water. De microbiologische groeipotentie van het ruwe water van de locatie Berenplaat was duidelijk hoger dan de microbiologische groeipotentie van het ruwe water op de beide andere locaties (figuur 3.1). Bij alle locaties, maar vooral bij Berenplaat, nam de groeipotentie van het ruwe water van voorjaar naar najaar af.

Coagulatie/primaire vlokverwijdering. Op de drie locaties werd een duidelijk effect van het coagulatieproces op de microbiologische groeipotentie van het water waargenomen. Bij de locaties Berenplaat en Kralingen nam de microbiologische groeipotentie van het water toe in de koude perioden omdat er toen WP aan het coagulatieproces werd gedoseerd. Het AOC-A3 gehalte van WP is eerder bepaald en berekend op $0,4 \mu\text{g}$ biopolymeer-C/ μg WP (Hijnen e.a., 2013; range: 0,36-0,44). Op grond van het AOC verschil met de volgende of de vorige metingen in de periode zonder WP dosering kan worden geschat dat het water na het coagulatieproces in de periode met WP dosering bij Kralingen respectievelijk 0,38 en 0,25 mg WP bevatte in het voorjaar en najaar bij een dosering van 0,7 en 0,3 mg/l op deze dagen. Bij Berenplaat was het geschatte WP gehalte respectievelijk 0,74 en 0,10 mg/l bij een dosering van 0,8 en 0,3 mg/l. Hieruit blijkt dat WP maar gedeeltelijk met het slib wordt afgevoerd in de lamellen separator of vlokkendekenfiltratie en voornamelijk wordt verwijderd in de snelfilters.

Door het verhogende effect van de WP dosering op de microbiologische groeipotentie was zowel de absolute als de procentuele verlaging van de groeipotentie door het coagulatieproces in de totale periode bij Kralingen negatief (dus toename van de groeipotentie; tabel 3.1). Doordat bij Berenplaat in het voorjaar de belasting met natuurlijke groeibevorderende stoffen hoog was, is de gemiddelde verlaging van de groeipotentie in de totale periode nog steeds positief ondanks de verhoging door WP. In de periode zonder Wisprofloc (tabel 3.1) is de absolute verlaging van de groeipotentie het hoogst bij Berenplaat, gevolgd door Kralingen. Dit houdt verband met de hogere belastingen van beide zuiveringen met groeibevorderende stoffen. De gemiddelde procentuele verlaging van de groeipotentie was het hoogst bij Braakman (69,4 – 83,6%) en in de periode zonder WP het laagst bij Berenplaat (49,6 – 67,4%).

Het verloop van de procentuele verwijdering door het coagulatieproces in periode zonder WP dosering is weergegeven in figuur 3.2. Voor Braakman nam de verwijdering toe in de zomerperiode. De verlaging van het AOC-gehalte was bij Braakman het hoogst. Bij Kralingen was de procentuele verwijdering gemiddeld 6,5-8,8% lager dan bij Braakman en bij

Berenplaat was het verschil met Braakman 15,2-16,2%. Het verschil met de BPC₁₄ verlaging tussen Braakman en de andere twee locaties was groter (17,5-19,8%).

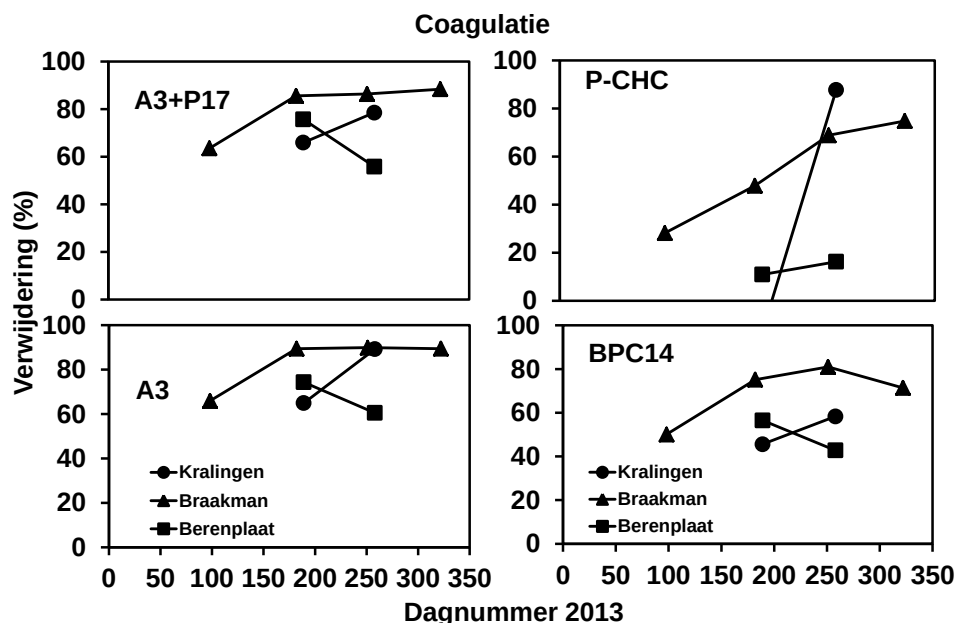


Figuur 3.1. Het gehalte AOC-A3 (biopolymeren), AOC-A3+P17 (biopolymeren plus laag moleculaire groeibevorderende verbindingen) en de BPC₁₄ (alle groeibevorderende componenten) in het water tijdens de diverse stadia van de zuivering over de periode 2013

Tabel 3.1. De gemiddelde ($\pm$ SD) absolute en procentuele verlaging van de groeipotentie door de drie verschillende coagulatie processen bepaald met de verschillende parameters in de totale periode en de periode zonder wisprofloc dosering bij de locaties Kralingen en Berenplaat

AOC en BPP	Kralingen Fe-lamel. (n=4)	Kralingen Fe-lamel. (n=2)	Braakman Al-flotatie (n=4)	Berenplaat Fe-vlok. Dek. (n=4)	Berenplaat Fe-vlok. Dek. (n=2)
Vlokmiddel	+ / -	-	Nvt ^a	+ / -	-
A3 (μ g C/l)	-27,0 $\pm$ 82,0	40,5 $\pm$ 3,4	29,1 $\pm$ 10,6	217,1 $\pm$ 271,4	145,3 $\pm$ 108,6
A3 (%)	-60,8 $\pm$ 165,8	77,1 $\pm$ 17,2	83,6 $\pm$ 11,8	39,2 $\pm$ 54,4	67,4 $\pm$ 9,8
A3+P17 (μ g C/l)	-28,5 $\pm$ 89,6	43,3 $\pm$ 0,5	32,6 $\pm$ 12,5	498,4 $\pm$ 777,5	187,2 $\pm$ 152,1
A3+P17 (%)	-54,5 $\pm$ 156,5	72,2 $\pm$ 8,9	81,0 $\pm$ 11,7	38,8 $\pm$ 64,4	65,8 $\pm$ 14,0
BPC ₁₄ (d.ngATP/l)	-25,2 $\pm$ 354,3	270,9 $\pm$ 74,1	281,9 $\pm$ 88,2	1403,9 $\pm$ 1704,7	994,8 $\pm$ 449,6
BPC ₁₄ (%)	-19,5 $\pm$ 90,6	51,9 $\pm$ 9,0	69,4 $\pm$ 13,5	32,6 $\pm$ 38,8	49,6 $\pm$ 9,7

^a nvt = niet van toepassing



Figuur 3.2. De procentuele verlaging van de groeipotentie van het water door de coagulatie-sedimentatie processen op de drie locaties bepaald met de verschillende parameters

Ozonisatie en UV desinfectie. Desinfectie door ozonisatie wordt op de locaties Braakman en Kralingen na de coagulatie en vóór de snelfiltratie toegepast (figuur 2.1). Het is een oxidatief proces waarbij het AOC gehalte wordt verhoogd (Van der Kooij e.a., 1989) door de afbraak van hoog moleculaire verbindingen naar laag moleculaire verbindingen. Hierbij worden met name carbonzuren gevormd die kunnen worden bepaald met de AOC stammen P17 en Nox. Door ozonisatie nam de groeipotentie van het water gemeten met de BPC₁₄ en het AOC gehalte A3+P17 toe (figuur 3.1). Op de locatie Berenplaat wordt UV desinfectie toegepast. UV desinfectie wordt niet beschouwd als een oxidatief proces maar heeft een beperkte invloed op de natuurlijke organische stoffen (NOM) in het water. Er werd een geringe verlaging van de BPC₁₄ waargenomen. De beide AOC-gehalten werden nauwelijks beïnvloed door het proces. De gemiddelde procentuele verandering van de groeipotentie van het water door de drie desinfectie processen is vermeld in tabel 3.2. Hieruit blijkt dat

ozonisatie het gehalte hoog moleculaire verbindingen bepaald met de AOC-A3 bij Kralingen met 27,3 % en bij Braakman met 37,5% verlaagd met als gevolg dat zowel de AOC-A3+P17 als de BPC₁₄ sterk werden verhoogd. UV desinfectie daarentegen verlaagde bij Berenplaat de BPC₁₄ met gemiddeld 37,7%.

Tabel 3.2. De gemiddelde ($\pm$ SD) absolute en procentuele verlaging en verhoging (negatieve waarde) van de groeipotentie door de drie desinfectie processen op de drie locaties bepaald met de verschillende parameters

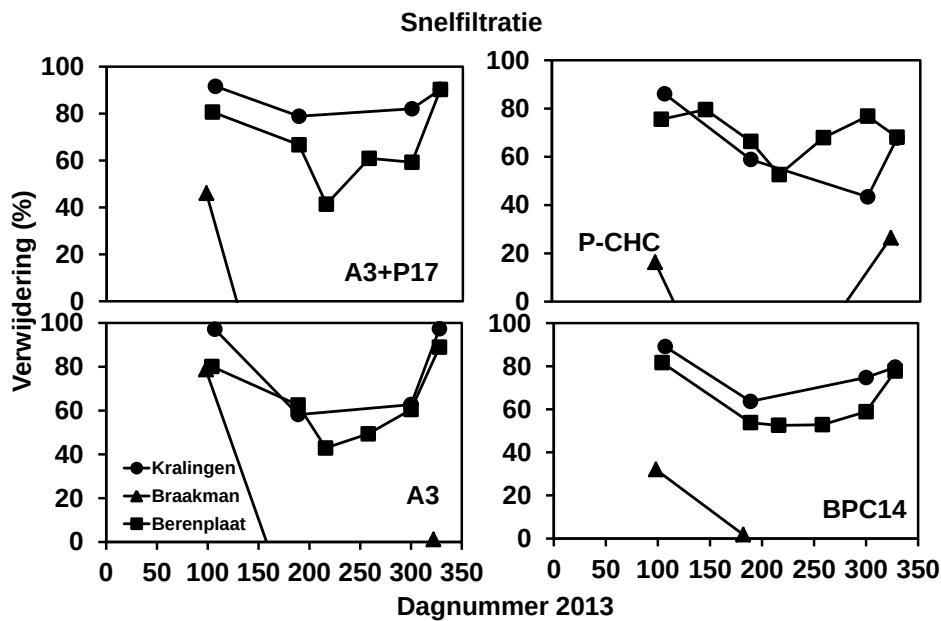
	Kralingen Ozon (n=4)	Braakman Ozon (n=3)	Berenplaat UV (n=3)
A3 ($\mu\text{g C/l}$)	13,9 $\pm$ 10,0	-0,4 $\pm$ 4,8	3,2 $\pm$ 6,6
A3 (%)	27,3 $\pm$ 18,9	37,5 $\pm$ 10,5	5,2 $\pm$ 10,5
A3+P17 ($\mu\text{g C/l}$)	-35,2 $\pm$ 11,0	-41,2 $\pm$ 22,4	1,7 $\pm$ 9,6
A3+P17 (%)	-182,7 $\pm$ 244,1	-559,3 $\pm$ 586,3	-4,8 $\pm$ 18,3
BPC ₁₄ (d.ngATP/l)	-343,3 $\pm$ 130,2	-227,3 $\pm$ 193,8	133,3 $\pm$ 77,3
BPC ₁₄ (%)	-125,1 $\pm$ 137,6	-195,4 $\pm$ 222,4	37,7 $\pm$ 14,5

Snelfiltratie. De secundaire vlokverwijdering na de coagulatie vindt plaats in een snelfilter. Bij de locaties Kralingen en Braakman is dit proces geplaatst na de ozonisatie. Bij Berenplaat is de snelfiltratie geplaatst direct na de coagulatie en vóór de UV desinfectie. Op de locaties Kralingen en Berenplaat nam de groeipotentie van het water door de snelfiltratie duidelijk af (figuur 3.2). De grootste absolute verlaging van de groeipotentie door de snelfiltratie werd waargenomen bij Berenplaat en Kralingen. Het AOC A3+P17 gehalte nam met ca. 100 $\mu\text{g/l}$ af en de BPC₁₄ met 600 – 800 d.ng/l (tabel 3.2). Bij Braakman was de absolute verlaging 41,5 $\mu\text{g/l}$ en 235 d.ng/l. De gemiddelde procentuele verlaging van de groeipotentie was het grootst bij Kralingen (76,8-85,7%). Bij de locatie Berenplaat was de verlaging 10-20% lager. De verlaging van de BPC₁₄ bij Braakman was gemiddeld 49,7% (tabel 3.2).

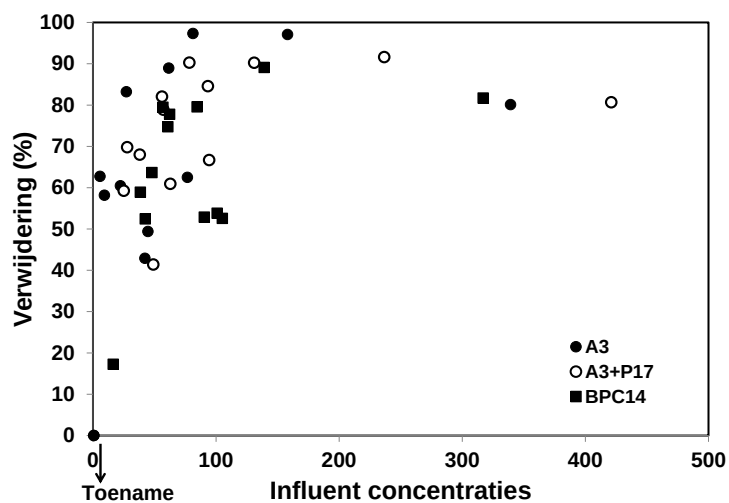
Opvallend was de negatieve correlatie van de verlaging van de groeipotentie met de periode in het jaar en daarmee de temperatuur (figuur 3.3). Bij locatie Braakman werd in de zomer een verhoging van het AOC-gehalte en de BPC₁₄ waargenomen. Verdere analyse van de gegevens toonde een positieve correlatie van de influent concentraties tot maximaal 100 $\mu\text{g AOC/l}$ en 100 d.ng/l BPC₁₄ met de procentuele verwijdering (figuur 3.4). Dat betekent dat het verschil in verwijdering van de filters ten aanzien van de verlaging van de groeipotentie niet eenduidig kan worden gekoppeld aan verschillen in procescondities wanneer deze niet zijn bepaald bij gelijke influent concentraties aan groeipotentie zoals in het huidige onderzoek.

Tabel 3.3. De gemiddelde ($\pm$ SD) absolute en procentuele verlaging van de groeipotentie door de drie verschillende snelfiltratie processen bepaald met de verschillende parameters

	Kralingen (n=4)	Braakman (n=3)	Berenplaat (n=6)
A3 ($\mu\text{g C/l}$)	60,1 $\pm$ 71,3	5,6 $\pm$ 14,9	72,1 $\pm$ 99,2
A3 (%)	78,8 $\pm$ 21,3	-260,5 $\pm$ 432,5	64,0 $\pm$ 18,6
A3+P17 ($\mu\text{g C/l}$)	106,6 $\pm$ 81,1	41,5 $\pm$ 32,7	91,1 $\pm$ 123,8
A3+P17 (%)	85,7 $\pm$ 6,2	74,1 $\pm$ 9,1	66,5 $\pm$ 17,2
BPC ₁₄ (d.ngATP/l)	669,0 $\pm$ 409,6	234,8 $\pm$ 212,3	812,9 $\pm$ 878,6
BPC ₁₄ (%)	76,8 $\pm$ 10,6	49,7 $\pm$ 31,2	62,9 $\pm$ 13,3



Figuur 3.3 De procentuele verwijdering van de diverse parameters door de coagulatie-sedimentatie processen op de drie locaties



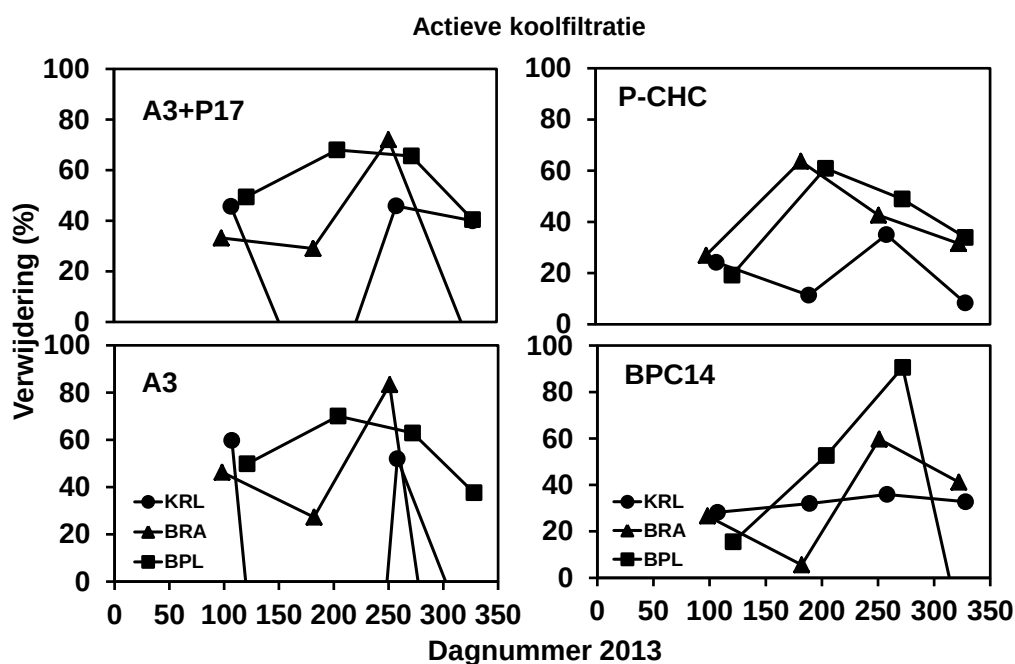
Figuur 3.4. Het verband tussen de groeipotentie in het influent en de procentuele verlaging door de snelfilters

Actieve koolfiltratie. De groeipotentie van het water nam verder af in de actieve koolfilters (figuur 3.1). De absolute en gemiddelde verlaging was lager dan in de snelfilters (tabel 3.4 in vergelijking tot tabel 3.3) en vooral bij de locaties Kralingen en Braakman was de procentuele verlaging variabel (figuur 3.5). Bij de locatie Berenplaat was de absolute verlaging van het AOC A3+P17 gehalte gemiddeld 20 $\mu\text{g C/l}$, bij Braakman 6,4 $\mu\text{g C/l}$ en bij Kralingen 3,9 $\mu\text{g C/l}$ (tabel 3.4). De procentuele verlaging van het AOC gehalte was bij Berenplaat eveneens het hoogst van de drie locaties (55,1-55,9%) en deze nam toe bij hogere watertemperaturen (figuur 3.5). Dit wijst op een belangrijke bijdrage van de biologische processen in het actievekool filterbed van Berenplaat. Bij Kralingen en Braakman werd gemiddeld een lagere AOC verlaging tot een AOC verhoging waargenomen. De BPC₁₄ verlaging was bij de locatie Berenplaat nogal variabel (figuur 3.5; in de winter laag en in de

zomer hoog), waardoor de gemiddelde procentuele BPC_{14} verlaging bij de drie locaties vergelijkbaar was (31,8-33,3%, tabel 3.4).

Tabel 3.4. De gemiddelde ($\pm SD$) absolute en procentuele verlaging van de groeipotentie door de drie verschillende actieve koolfiltratie processen bepaald met de verschillende parameters

	Kralingen (n=4)	Braakman (n=4)	Berenplaat (n=4)
A3 ($\mu\text{g C/l}$)	$-2,0 \pm 7,5$	$3,2 \pm 6,4$	$16,5 \pm 11,0$
A3 (%)	$-61,9 \pm 182,6$	$3,1 \pm 101,0$	$55,1 \pm 14,4$
A3+P17 ($\mu\text{g C/l}$)	$3,9 \pm 6,1$	$6,4 \pm 7,9$	$19,9 \pm 13,2$
A3+P17 (%)	$22,9 \pm 42,1$	$32,3 \pm 31,5$	$55,9 \pm 13,2$
BPC_{14} (d/ngATP/l)	$59,1 \pm 15,8$	$57,8 \pm 44,0$	$152,7 \pm 178,6$
BPC_{14} (%)	$32,2 \pm 3,2$	$33,3 \pm 22,9$	$31,8 \pm 52,2$

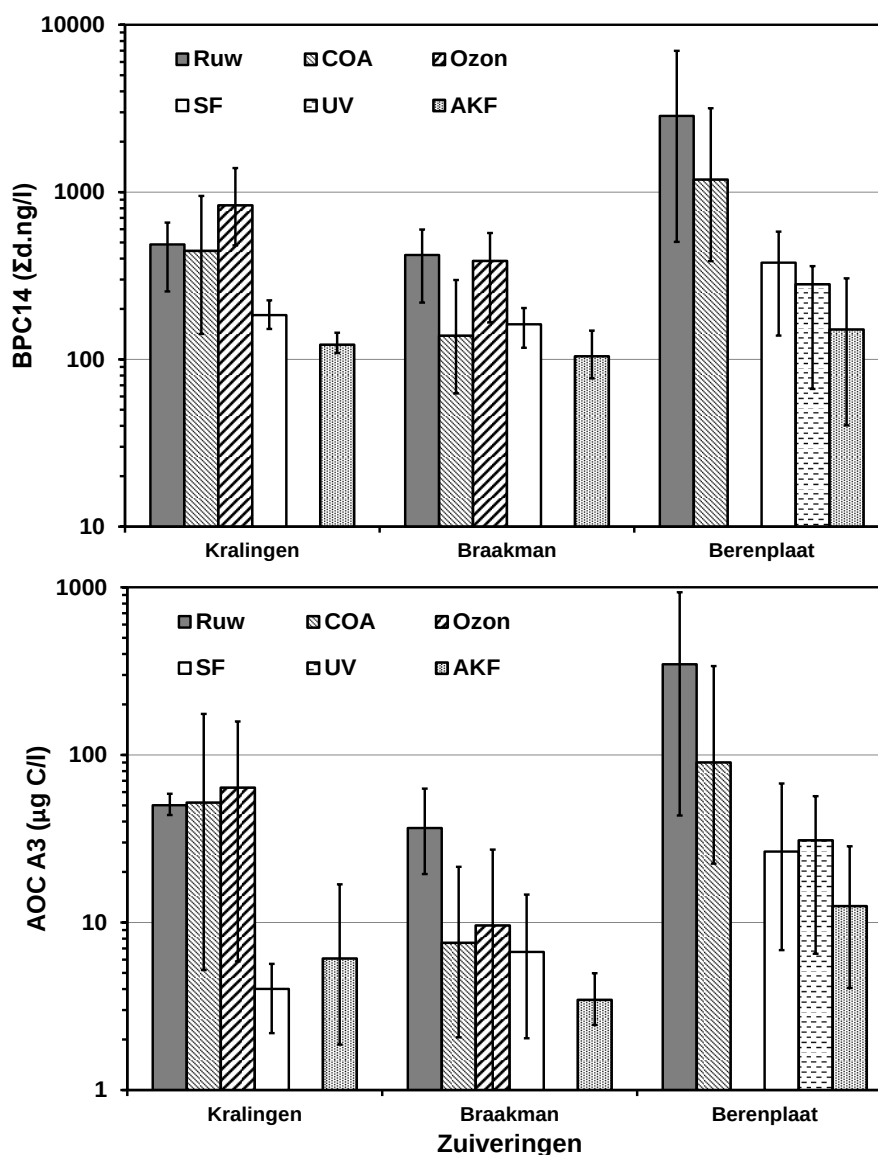


Figuur 3.5. De verlaging (%) van de verschillende parameters voor de groeipotentie van het water door de actieve koolfiltratie op de drie locaties

3.2 De gemiddelde groeipotentie van het water

Uit de gemiddelde groeipotentie van het water in de verschillende fasen van de zuivering weergegeven in figuur 3.6 en vermeld in tabel 3.5 valt op te maken dat het water van de locatie Berenplaat tijdens alle belangrijke fasen van de zuivering de hoogste groeipotentie heeft, gevolgd door Kralingen en dat de laagste groeipotentie is waargenomen in het water van de locatie Braakman. Voor zowel de biopolymeren (AOC-A3) als de totale concentratie groeibevorderende verbindingen (BPC_{14}) nemen de verschillen tussen de locaties van ruw naar rein af. Voor het eindproduct van de drie zuiveringen blijkt de groeipotentie bepaald in 2013 overeen te komen met de groeipotentie bepaald in 2012 (tabel 3.5).

In de zuiveringen van Kralingen en Berenplaat vindt de grootste verwijdering van groeipotentie (AOC-A3 en BPC_{14}) plaats in de snelfilters (figuur 3.6). Bij Braakman is dat een fase eerder, in het coagulatie proces (aluminium/flotatie).



Figuur 3.6. Het gemiddelde AOC-A3 gehalte en de BPC_{14} in 2013 na diverse stadia van de zuiveringen (foutenbalk geeft de range van de waarden)

Figuur 3.6 laat duidelijk zien dat de grootste verschillen in biologische waterkwaliteit tussen de locaties wordt gezien in het AOC-A3 gehalte, de parameter die gerelateerd is aan biomassa en biopolymeren. De verschillen in BPC_{14} aan het einde van de zuiveringen zijn minder groot.

De invloed van de WP, een biologisch afbreekbaar vlokhuelpmiddel op basis van een zetmeelderivaat, op de groeipotentie bij de locaties Kralingen en Berenplaat is bepaald door de gemiddelde groeipotentie te meten met de BPC_{14} in de periode met en zonder dosering. (tabel 3.6). De invloed is duidelijk waarneembaar na het coagulatie proces, maar na de snelfiltratie en de actieve koolfiltratie is dat effect verdwenen en zijn de BPC_{14} waarden in de perioden met en zonder dosering niet verschillend.

Tabel 3.5. Het gemiddelde ($\pm$ SD) AOC-A3 gehalte (biopolymeren) en de gemiddelde ($\pm$ SD) BPC_{14} waarden (totaal gehalte groeibevorderende verbindingen) in de diverse stadia van de zuivering van de drie locaties

		Kralingen	Braakman	Berenplaat
Ruw	A3	50,0 $\pm$ 6,2	36,6 $\pm$ 19,3	347,7 $\pm$ 406,3
COA	A3	51,8 $\pm$ 64,6	7,6 $\pm$ 9,3	90,1 $\pm$ 111,2
Ozon	A3	63,7 $\pm$ 71,9	9,6 $\pm$ 15,2	
SF	A3	4,0 $\pm$ 1,4	6,7 $\pm$ 5,5	26,5 $\pm$ 21,9
UV	A3			30,9 $\pm$ 20,5
AKF	A3 2013	6,1 $\pm$ 7,2	3,4 $\pm$ 1,2	12,5 $\pm$ 10,9
AKF	A3 2012	5,8 $\pm$ 0,6 ^a	4,0 $\pm$ 1,6	10,1 $\pm$ 1,5
Ruw	BPC_{14}	486 $\pm$ 171	420 $\pm$ 160	2852 $\pm$ 2862
COA	BPC_{14}	445 $\pm$ 278	138 $\pm$ 109	1186 $\pm$ 915
Ozon	BPC_{14}	832 $\pm$ 403	387 $\pm$ 205	
SF	BPC_{14}	184 $\pm$ 29	162 $\pm$ 41	379 $\pm$ 185
UV	BPC_{14}			281 $\pm$ 143
AKF	BPC_{14} 2013	122 $\pm$ 15	104 $\pm$ 33	151 $\pm$ 116
AKF	BPC_{14} 2012	181 $\pm$ 38 ^a	157 $\pm$ 32	210 $\pm$ 65

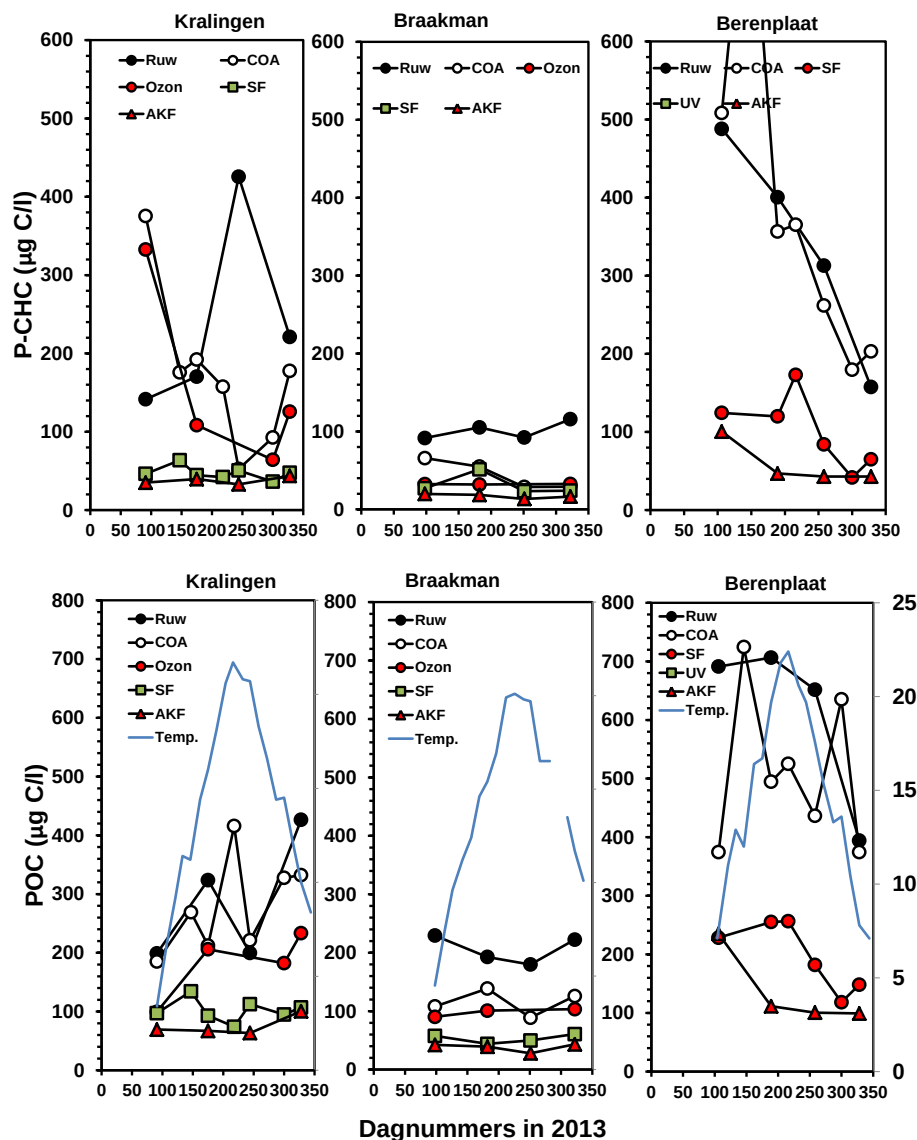
^a na RWK

Tabel 3.6. Gemiddelde ($\pm$ SD) groeipotentie (BPC_{14}) van het water in de periode met en zonder Wisprofloc dosering op de locaties Kralingen en Berenplaat

	Wisprofloc dosering	Kralingen	Berenplaat
Ruw	+	456 $\pm$ 284	3750 $\pm$ 4590
	-	517 $\pm$ 53	1953 $\pm$ 524
COA	+	777 $\pm$ 244	1897 $\pm$ 1801
	-	313 $\pm$ 156	902 $\pm$ 302
Ozon	+	1120 $\pm$ 386	
	-	545 $\pm$ 91	
SF	+	163 $\pm$ 15	360 $\pm$ 313
	-	192 $\pm$ 29	388 $\pm$ 156
UV	+		214 $\pm$ 208
	-		348 $\pm$ 16
AKF	+	113 $\pm$ 5	196 $\pm$ 154
	-	132 $\pm$ 18	99 $\pm$ 66

3.3 Het verloop van het gehalte deeltjes-gebonden organische stof in de zuivering

In het ruwe water, het water na de coagulatie, snelfiltratie, desinfectie en actieve koolfiltratie is het gehalte deeltjes-gebonden organisch koolstof (POC) en koolhydraten koolstof (PCHC) bepaald. De individuele gegevens als functie van de dagnummers in 2013 zijn weergegeven in figuur 3.7. In de figuur waarin het POC gehalte is weergegeven, is ook de watertemperatuur weergegeven. Hieruit blijkt dat de eerste en laatste metingen zijn uitgevoerd in de periode met lage watertemperaturen. Bij de locaties Berenplaat en Kralingen werd op die momenten WP gedoseerd. Bij de overige metingen was de temperatuur >12°C. Uit de gegevens gepresenteerd in figuur 3.6 blijkt dat er duidelijke verschillen te zien zijn in het POC gehalte van het water tijdens de diverse stadia van de zuivering.



Figuur 3.7. Het verloop van het POC en PCHC gehalte over de zuiveringen van de drie locaties in 2013

Ruw water. Het gehalte deeltjes-gebonden organische koolstof in het ruwe water van de drie locaties is duidelijk verschillend (figuur 3.7). Voor beide parameters geldt dat de hoogste waarden zijn waargenomen in het ruwe water van de Berenplaat, gevolgd door Kralingen en Braakman. Bij de Berenplaat is sprake van hoge waarden in het voorjaar die sterk dalen over het seizoen naar dezelfde waarden als bij de andere twee locaties. Bij Kralingen wordt een toenemende trend in het ruwe water gezien van voorjaar naar najaar en bij Braakman is het gehalte redelijk constant. De verhouding tussen de concentratie PCHC en de POC is op de locaties Berenplaat en Kralingen minder stabiel met soms meer PCHC dan POC (zie ook figuur 3.12). De oorzaak voor dit verschijnsel ligt zeer waarschijnlijk in de samenstelling van de POC en de invloed hiervan op de koolhydraten bepaling van Dubois (1956). De huidige bepaling is gebaseerd op een spectro-fotometrische kleurreactie met fenol na hydrolyse van de poly-sachariden en een ijklijn gebaseerd op glucose-C als modelstof. De compositie van de koolhydraten is echter verschillend en ook andere biopolymeren zoals eiwitten kunnen een kleurreactie veroorzaken en kunnen daarmee een vals positieve reactie geven in de koolhydraten bepaling. Onder die condities kan de PCHC

hoger zijn dan de POC. Het effect van de variërende koolhydratensamenstelling blijkt uit de gegevens na coagulatie in de periode met WP dosering.

Coagulatie. De invloed van de WP dosering, een zetmeelderivaat, op de PCHC concentratie blijkt uit de hoge waarden van deze parameter in voorjaar bij de locaties Kralingen en Berenplaat. Onder deze condities is de PCHC regelmatig hoger dan de POC (figuur 3.7). De verlaging van POC en PCHC is voor de verschillende coagulatie processen berekend en vermeld in tabel 3.7. Hierbij zijn de gegevens van Kralingen en Berenplaat genomen voor de totale periode en de periode zonder WP dosering. Uit de gegevens blijkt dat bij het coagulatieproces te Kralingen en Berenplaat de absolute en procentuele verwijderingen van de POC in de totale periode en de periode zonder WP dosering in dezelfde orde van grootte lagen. Bij de PCHC daarentegen was de absolute en procentuele verlaging in de periode met WP duidelijk lager (tabel 3.7). De locatie Braakman toonde de hoogste procentuele verwijdering van deze componenten uit het water (44,7 en 54,9% voor respectievelijk POC en PCHC) en deze nam gedurende de onderzoeksperiode toe (figuur 3.2). Gezien het beperkte aantal metingen bij Kralingen en Berenplaat ($n=2$) en de grote spreiding in de waarden is een statistische toetsing op verschil in effectiviteit niet zinvol. De grootste verlaging in de coagulatie processen te Berenplaat en Kralingen van deze componenten was 37,4% voor de PCHC door de lamellen separator te Kralingen.

Tabel 3.7. De gemiddelde ($\pm$ SD) absolute en procentuele verlaging van de deeltjes-gebonden organische stof door de drie verschillende coagulatie/sedimentatie processen bepaald in de periode zonder WP dosering

	Kralingen Fe - lamel. ($n=4$)	Kralingen Fe - lamel. ($n=2$)	Braakman Al - flotatie ($n=4$)	Berenplaat Fe - vlok. Dek. ($n=4$)	Berenplaat Fe - vlok. Dek. ($n=2$)
POC ($\mu\text{g C/l}$)	49,5 $\pm$ 63,6	44,0 $\pm$ 94,0	94,9 $\pm$ 30,0	174,5 $\pm$ 154,8	213,5 $\pm$ 2,4
POC (%)	13,2 $\pm$ 19,5	11,8 $\pm$ 32,0	44,7 $\pm$ 11,4	23,7 $\pm$ 26,0	31,5 $\pm$ 2,1
PCHC ($\mu\text{g C/l}$)	40,2 $\pm$ 251,6	175,7 $\pm$ 279,3	56,5 $\pm$ 25,4	7,2 $\pm$ 47,6	47,4 $\pm$ 5,0
PCHC (%)	-17,7 $\pm$ 107,0	34,7 $\pm$ 71,0	54,9 $\pm$ 21,3	-1,4 $\pm$ 20,2	13,6 $\pm$ 3,8

Ozonisatieprocessen. De beide oxidatieve processen met ozon verlaagden het POC en PCHC gehalte in water (figuur 3.7) met 20,5 – 37,9% (tabel 3.8).

Tabel 3.8. De gemiddelde ($\pm$ SD) absolute en procentuele verlaging van de concentratie deeltjes-gebonden organische koolstof door de twee ozonisatieprocessen van de locaties Kralingen en Braakman

	Kralingen Ozon ($n=4$)	Braakman Ozon ($n=3$)
POC ($\mu\text{g C/l}$)	51,8 $\pm$ 23,4	17,6 $\pm$ 19,0
POC (%)	37,9 $\pm$ 18,1	20,5 $\pm$ 5,9
PCHC ($\mu\text{g C/l}$)	100,6 $\pm$ 55,6	26,0 $\pm$ 10,5
PCHC (%)	28,7 $\pm$ 13,2	26,9 $\pm$ 34,0

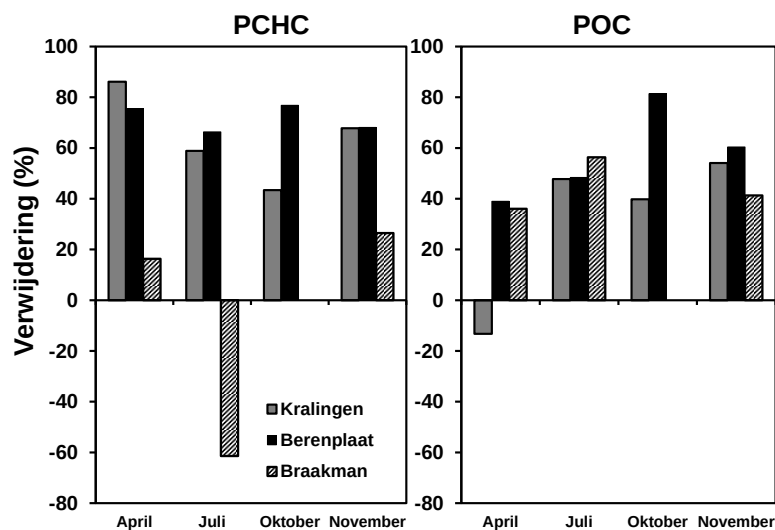
Deze resultaten komen goed overeen met de gemiddelde verlaging van het AOC-A3 gehalte van 27,3 en 37,5% door de ozonisatieprocessen te Kralingen en Braakman (tabel 3.2). In Kralingen was de absolute POC en PCHC verlaging respectievelijk 51,8 en 100,6 $\mu\text{g C/l}$ en bij

Braakman was dat lager, respectievelijk 17,6 en 26,0 $\mu\text{g C/l}$. Omdat UV niet wordt beschouwd als een oxidatief proces is het effect van het UV proces te Berenplaat op deze parameters niet bepaald.

Snelfiltratie. In de snelfilters nam het POC en PCHC gehalte op de drie locaties verder af (figuur 3.7). De gemiddelde absolute verlaging van het POC en PCHC gehalte was het hoogst bij Berenplaat, respectievelijk 305,9 en 277,9 $\mu\text{g C/l}$ (tabel 3.9). Bij Braakman was de absolute verlaging beperkt (44,0 en een toename van 1,9 $\mu\text{g C/l}$). De procentuele verlaging berekend uit alle gegevens was het hoogst bij Berenplaat (figuur 3.3 en tabel 3.9). Wanneer de in de tijd gepaarde gegevens van de drie locaties worden vergeleken (figuur 3.8) dan zijn de verschillen minder duidelijk. Alleen bleek dat de verwijdering van PCHC bij Braakman duidelijk lager was dan de PCHC verlaging bij de andere twee locaties. Verder bleek de PCHC en POC verwijdering te Berenplaat alleen in oktober duidelijk hoger dan bij de twee andere locaties.

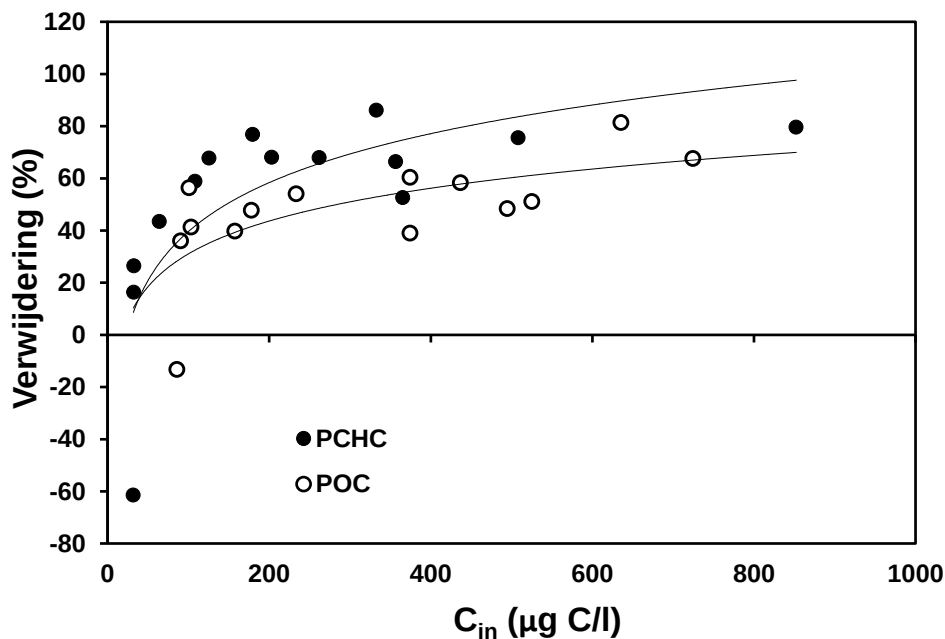
Tabel 3.9. De gemiddelde ($\pm\text{SD}$) absolute en procentuele verlaging van de deeltjes-gebonden organische stof door de drie verschillende snelfiltratie processen

	Kralingen (n=4)	Braakman (n=3)	Berenplaat (n=7)
POC ($\mu\text{g C/l}$)	65,5 $\pm$ 57,7	44,0 $\pm$ 12,2	305,9 $\pm$ 140,7
POC (%)	32,1 $\pm$ 30,8	44,6 $\pm$ 10,5	58,0 $\pm$ 13,8
PCHC ($\mu\text{g C/l}$)	114,0 $\pm$ 116,9	-1,9 $\pm$ 15,4	277,9 $\pm$ 195,6
PCHC (%)	62,6 $\pm$ 17,7	-6,2 $\pm$ 48,1	69,6 $\pm$ 9,0



Figuur 3.8. De procentuele verwijdering van PCHC en POC op vier verschillende perioden in het jaar 2013 bij de locaties Kralingen, Braakman en Berenplaat

Wanneer de gegevens verder worden geanalyseerd blijkt dat de procentuele verlaging afhankelijk is van de concentratie in het influent (figuur 3.9). Dit maakt een objectieve vergelijking van de prestaties van de snelfilters in het verwijderen van deze organische fractie in het water op basis van de verzamelde gegevens niet mogelijk. Daarnaast blijkt uit dit verband dat de verwijdering door de snelfilters afhankelijk van de influent concentratie naar een maximale waarde toegaat (figuur 3.8).



Figuur 3.9. Het verband tussen de influent concentraties PCHC en POC en de waargenomen verwijdering door de snelfilters op de drie locaties (links) en verandering van de PCHC/POC-verhouding (%) door de snelfilters als functie van de verhouding PCHC/POC in het influent

Actieve koolfiltratie. De POC en PCHC in het water daalde in geringe mate verder in de actieve koolfilters (figuur 3.7). De grootste absolute verlaging POC en PCHC van respectievelijk 62,0 en 40,0 µg C/l vond plaats in de koolfilters bij Berenplaat (tabel 3.10). De absolute verlaging van beide parameters lag bij Kralingen en Braakman in dezelfde orde van grootte. De procentuele verwijdering is laag (ca. 20%) in het voorjaar (figuur 3.5) en neemt voor de locaties Berenplaat en Braakman toe tot ca. 60% in de zomer en daalde vervolgens weer in het najaar. De laagste gemiddelde PCHC verwijdering werd waargenomen op locatie Kralingen (tabel 3.10). Anders dan bij de snelfilters was er geen verband tussen de influent concentratie en de mate van verwijdering. De gemiddelde procentuele PCHC verwijdering was bij Berenplaat en Braakman hoger dan de POC verwijdering.

Tabel 3.10. De gemiddelde ($\pm$ SD) absolute en procentuele verlaging van de deeltjes-gebonden organische stof door de drie verschillende actieve koolfiltratie processen

	Kralingen (n=4)	Braakman (n=4)	Berenplaat (n=4)
POC (µg C/l)	27,4±7,4	14,9±7,2	62,0±65,6
POC (%)	26,6±15,5	27,6±13,5	32,8±25,7
PCHC (µg C/l)	9,5±6,3	14,4±12,3	40,0±23,6
PCHC (%)	19,7±12,3	41,2±16,4	40,7±18,1

3.4 De gemiddelde concentratie POC en PCHC

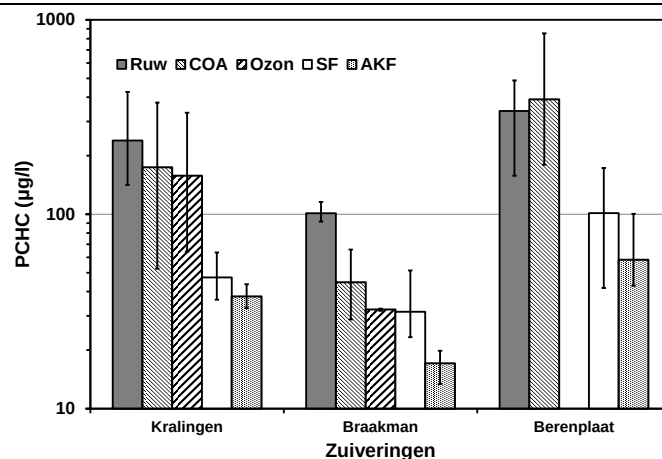
De gemiddelde concentratie POC en PCHC, bepaald met de hemoflowmethode in de diverse stadia van de zuivering, was in 2013 het hoogst op de locatie Berenplaat en het laagst bij Braakman (tabel 3.11). Dit bleek ook uit de gegevens van 2012 (Hijnen et al., 2013). De gehalten gemeten in 2012 bij Braakman kwamen in orde van grootte overeen met de gehalten gemeten in 2013. Voor Berenplaat waren de gehalten in het ruwe water gemeten in

2013 duidelijk hoger dan in 2012 en ook verderop in de zuivering voor en na actieve koolfiltratie was het POC en PCHC gehalte in 2013 hoger dan het POC en PCHC gehalte in 2012.

Om na te gaan of de WP dosering van invloed was op het gehalte PCHC zijn de gehalten in het water berekend in de periode met en zonder dosering (tabel 3.12). Er werden geen duidelijke en systematische verschillen in het PCHC gehalte gevonden die duiden op een effect van de WP dosering tijdens de meetperiode.

Tabel 3.11. Het gemiddelde ($\pm$ SD) PCHC en POC gehalte in de diverse stadia van de zuivering van de drie locaties

		Kralingen	Braakman	Berenplaat
Ruw	PCHC 2013	293 $\pm$ 128	101 $\pm$ 12	340 $\pm$ 141
COA	PCHC 2013	174 $\pm$ 112	45 $\pm$ 19	390 $\pm$ 233
Ozon	PCHC 2013	158 $\pm$ 120	32 $\pm$ 0,4	na
SF	PCHC 2013	47 $\pm$ 9	32 $\pm$ 13	101 $\pm$ 47
AKF	PCHC 2013	38 $\pm$ 5	17 $\pm$ 3	58 $\pm$ 28
Ruw	PCHC 2012	nb	106 $\pm$ 42	182 $\pm$ 27
SF	PCHC 2012	nb	33 $\pm$ 18	100 $\pm$ 67
AKF	PCHC 2012	nb	38 $\pm$ 19	35 $\pm$ 21
Ruw	POC 2013	287 $\pm$ 110	206 $\pm$ 24	611 $\pm$ 146
COA	POC 2013	281 $\pm$ 82	115 $\pm$ 22	509 $\pm$ 132
Ozon	POC 2013	180 $\pm$ 58	98 $\pm$ 7	na
SF	POC 2013	102 $\pm$ 19	53 $\pm$ 8	198 $\pm$ 58
AKF	POC 2013	75 $\pm$ 17	38 $\pm$ 7	137 $\pm$ 66
Ruw	POC 2012	nb	208 $\pm$ 46	397 $\pm$ 331
SF	POC 2012	nb	60 $\pm$ 29	176 $\pm$ 96
AKF	POC 2012	nb	60 $\pm$ 16	75 $\pm$ 42



Figuur 3.10. Verloop van het gemiddelde PCHC gehalte in de zuiveringen van de diverse locaties

Tabel 3.12. Gemiddelde ($\pm$ SD) PCHC gehalte in het water in de periode met en zonder WP dosering op de locaties Kralingen en Berenplaat

	WP dosering	Kralingen	Berenplaat
Ruw	+	181 $\pm$ 56	323 $\pm$ 234
	-	298 $\pm$ 181	357 $\pm$ 62
COA	+	277 $\pm$ 140	356 $\pm$ 216
	-	134 $\pm$ 59	403 $\pm$ 262
Ozon	+	229 $\pm$ 146	na
	-	86 $\pm$ 31	na
SF	+	47 $\pm$ 1	95 $\pm$ 42
	-	47 $\pm$ 10	105 $\pm$ 56
AKF	+	39 $\pm$ 6	72 $\pm$ 41
	-	36 $\pm$ 5	45 $\pm$ 3

3.5 Betekenis van de verschillende parameters en hun onderlinge verband

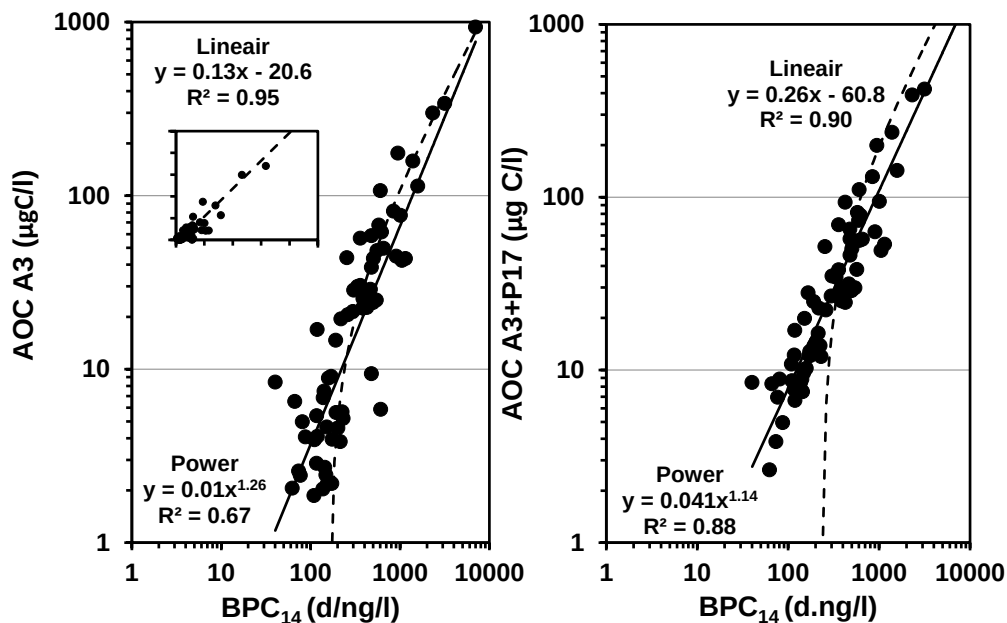
3.5.1 Microbiologische groeipotentie van het water

De microbiologische groeipotentie van het water is gemeten met de AOC methode met stam A3 (hoog moleculaire verbindingen) aangevuld met stam P17 die in de test groeit op laag moleculaire verbindingen. Daarnaast is de groeipotentie gemeten met de BPP test als een parameter voor alle groeibevorderende verbindingen in het water. Een maat voor de variatie in de resultaten van deze parameters is de relatieve standaard afwijking (rel. SD; $SD/AVG \cdot 100\%$). Deze is berekend per fase van de zuivering en is over het algemeen <10% (Bijlage 1). Alleen voor de parameter AOC A3 bij de monsters na ozon en snelfiltratie was de rel. SD 15,2 en 12,7% en voor de BPC_{14} na snelfiltratie was de rel. SD 32,3%. De hogere waarden verantwoordelijk voor deze hogere variatie werden gemeten op de locatie Braakman.

De BPC_{14} waarden van deze test blijken lineair gecorreleerd te zijn met zowel de AOC A3 gehalten als som van de gehalten AOC A3 plus P17 (figuur 3.11 en tabel 3.13). Omdat de datasets niet normaal maar log-normaal verdeeld zijn, worden de correlaties beter beschreven met de niet lineaire of non-parametrische correlatie zoals duidelijk blijkt uit figuur 3.11. De hogere R^2 (pasvorm) van de lineaire correlaties (tabel 3.13) wordt veroorzaakt door de grote invloed die een paar hoge waarden hebben op het verband; het gaat dan om een correlatie tussen twee clusters van waarden (zie miniatuur in figuur 3.11). De pasvorm van de correlatie van BPC_{14} met AOC A3+P17 is beter dan die van de correlatie met AOC A3, een resultaat die verwacht wordt op grond van de analysemethoden. Op grond van deze gegevens kan de invloed van de zuivering op de groeipotentie van het water grotendeels beschreven worden aan de hand van de BPC_{14} waarden en daar waar van belang, worden ingegaan op het effect van de zuivering op de specifieke AOC parameters.

Tabel 3.13. Lineaire regressie van de correlatie tussen de BPC_{14} en het AOC gehalte bepaald met de stammen A3 en P17 ($n=70$)

		Constante	Intercept	R^2
Parametrisch	A3	0.13 $\pm$ 0.003	-20.7	0.95
	A3+P17	0.26 $\pm$ 0.011	-60.8	0.90
Non-parametrisch	A3	1.26 $\pm$ 0.11	-1.95	0.67
	A3+P17	1.14 $\pm$ 0.05	-1.35	0.88



Figuur 3.11. De correlatie tussen de BPC_{14} waarden en het AOC gehalte bepaald voor A3 (biopolymeren equivalenten koolstof of EQ. -C) en bepaald voor A3+P17 (biopolymeren + acetaat eq. -C)

Wanneer de verhouding tussen het gehalte afbreekbare biopolymeren (A3) en het gehalte laag moleculaire afbreekbare verbindingen gemeten met P17 wordt berekend voor de verschillende fasen in de zuivering wordt duidelijk dat deze tot en met de coagulatie bij de drie locaties gelijk is en varieert tussen de 1,1 en 1,5 (tabel 3.14). Na de ozonisatie bij Kralingen en Braakman is deze verhouding duidelijk verhoogd, sterker bij Braakman dan bij Kralingen. In het verdere verloop van deze zuivering neemt deze verhouding weer af maar blijft bij de twee locaties met een oxidatieproces in de zuivering duidelijk hoger dan bij de locatie Berenplaat zonder oxidatieproces.

Tabel 3.14. De verhouding van het AOC gehalte gemeten met A3 (μg biopolymeren-C/l) met de som van A3 en P17 (μg biopolymeren en acetaat -C eq/l)

	Verhouding A3+P17 tot A3				
	Ruw	COA	OZON	SF	AKF
Kralingen	1.1±0.0	1.3±0,4	4.7±3,9	3.1±2,0	3.1±2,0
Braakman	1.2±0.0	1.4±0,2	31.1±28,2	2.8±1,1	2.7±0,9
Berenplaat	1.5±0,5	1.2±0,1		1.1±0,1	1.2±0,1

3.5.2 Het gehalte deeltjes-gebonden organische stof

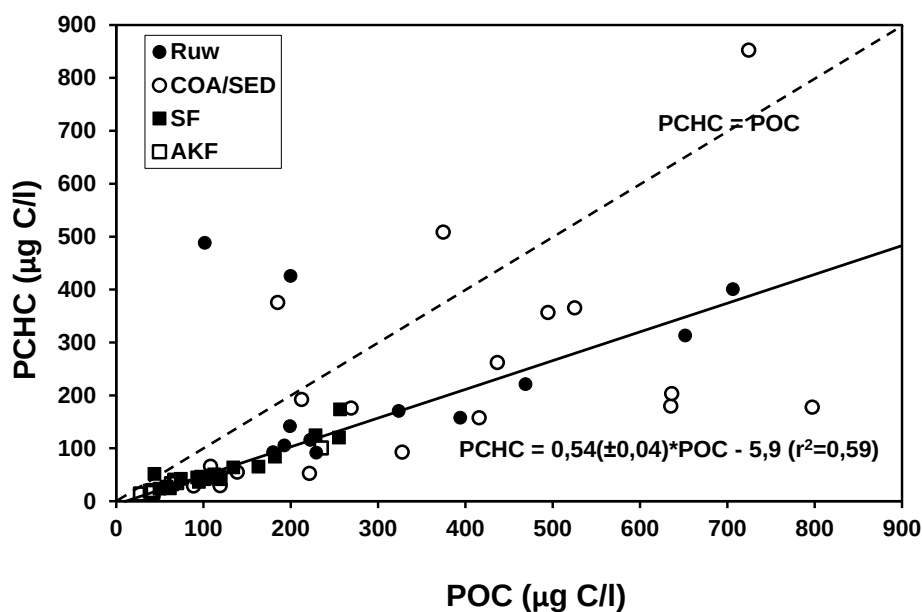
Als maat voor de aanwezigheid van deeltjesgebonden organische koolstof in het water is de Particulate Organic Carbon (POC) en Carbohydrate-C (PCHC) bepaald in $\mu\text{g C/l}$. Normaal wordt de POC concentratie bepaald door het TOC-gehalte in het concentraat te meten, maar in dit project is per abuis het DOC gehalte in de concentraten gemeten. Verschil tussen Totaal organisch koolstof (TOC) en opgelost organisch koolstof (DOC) is een voorfiltratie over een 0,45 μm filter. Daardoor is in dit onderzoek de fractie deeltjes-gebonden organische stof gemeten met een molecuulgrootte tussen 30 kDalton en deeltjesgrootte van 0,45 μm . Bij de laatste meting van het jaar is de verhouding tussen de DOC en TOC in de verschillende fasen van de zuivering bepaald (tabel 3.15), zodat meer duidelijkheid wordt

verkregen of met het bepalen van de DOC-fractie in het concentraat een deel van het POC wordt gemist. Hieruit bleek dat vooral in het water na coagulatie en ozonisatie 50% van de organische stof aan deeltjes gebonden was en met een filter van 0,45 µm werden verwijderd (voorfiltratie voor de DOC bepaling). Bij de andere concentraten bleek 80-90% van de organische stof gebonden te zijn aan deeltjes met diameter kleiner dan 0,45 µm (tabel 3.15). Anders dan bij de groeipotentiemetingen zijn de POC en PCHC gehalten in het water in enkelvoud bepaald waardoor de reproduceerbaarheid van deze parameter op basis van een duplo meting niet kan worden aangegeven.

Tabel 3.15. De verhouding tussen het DOC/TOC gehalte bepaald in de concentraten van de hemoflow bepaling van november 2013 bij de drie verschillende locaties

	Kralingen	Braakman	Berenplaat
Ruw	0,9	0,8	0,8
COA	0,4	0,5	0,6
Ozon	0,5	0,5	na ^a
SF	0,9	0,8	0,9
AKF	1.0	0,8	0,8

^a na = niet aanwezig



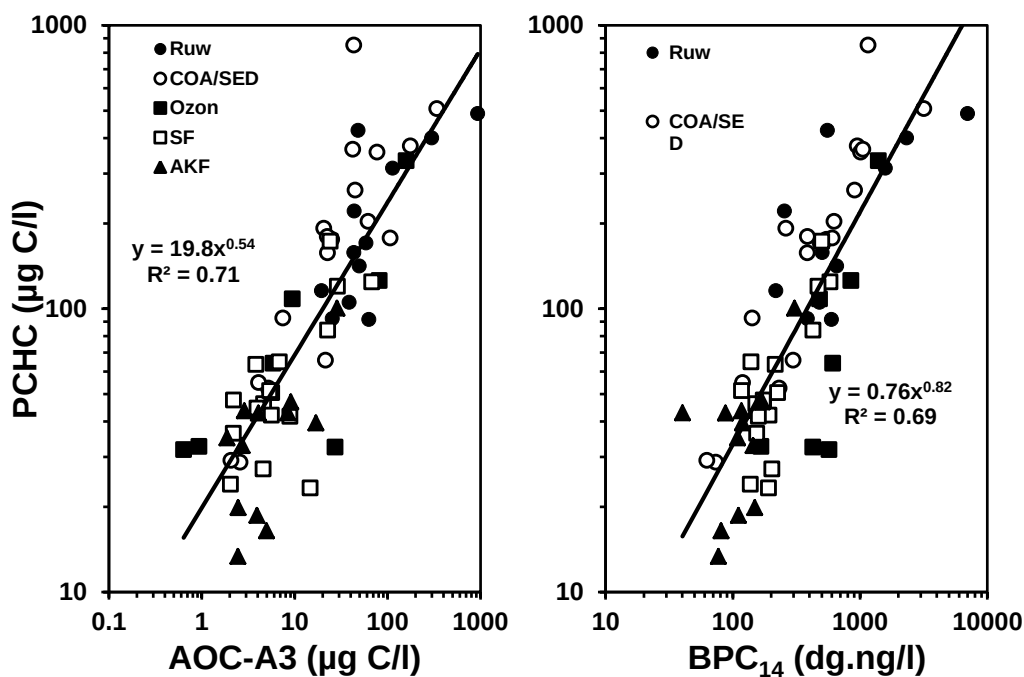
Figuur 3.12. Verband tussen het PCHC en POC gehalte (berekend uit de PDOC gecorrigeerd voor de verhouding TOC/DOC, tabel 3.8) in het water na de diverse stadia van de zuiveringen te Kralingen, Braakman en Berenplaat

Er bleek een lineair verband te bestaan tussen het PCHC en POC gehalte (figuur 3.12; waarden met een verhouding van PCHC/POC > 1,0 niet meegenomen) met een correlatie coëfficiënt van 0,54 en een matige regressie coëfficiënt van 0,59. Wanneer alleen de PCHC en POC gehalten in het water na snelfiltratie en actieve koolfiltratie worden gecorreleerd, is de correlatie coëfficiënt 0,51 en de pasvorm duidelijk beter ($r^2=0,87$).

3.5.3 Verband van de PCHC en POC met de groeipotentie

Met de groeipotentie van het water bepaald met de parameters AOC-A3 en de BPC₁₄ worden naast de makkelijk afbreekbare verbindingen ook de moeilijk afbreekbare

groeibevorderende verbindingen bepaald. Deze laatste groep van verbindingen zijn van biologische herkomst en veelal hoog molecuair en worden dan ook maar ten dele met de parameters POC en PCHC meegenomen. Nadere analyse van de gegevens wees uit dat er een duidelijk positief verband bestaat tussen de groeipotentie van het water bepaald met beide parameters (AOC-A3 en BPC₁₄) en de concentratie deeltjes-gebonden koolhydraten (figuur 3.13). Uit een analyse met de Kolmogorov-Smirnov test met de log-getransformeerde gegevens bleek dat de gegevens lognormaal verdeeld zijn ($p > 0.05$). De regressie coëfficiënten R^2 voor het verband van de log-getransformeerde resultaten van de AOC-A3 en BPC₁₄ met de PCHC waren respectievelijk 0,71 en 0,69. Een aantal van de biopolymeren zijn nog steeds kleiner zijn dan 30 kDa (bv laminarin, caseïne, amylose, etc.) en dergelijke verbindingen worden daarom niet met de hemoflow geconcentreerd, terwijl dit wel stoffen zijn die moeilijk afbreekbaar zijn zodat ze door stam A3 worden afgebroken (Sack et al., 2019). Een directe vergelijking tussen de hemoflowgegevens en de groeipotentie bepaald met AOC-A3 en BPC₁₄ is daarom lastig en is hier bekeken om het verband tussen biomassa en groeipotentie te onderzoeken.



Figuur 3.13. verband tussen de parameter deeltjes-gebonden koolhydraten (PCHC) en de parameters AOC-A3 en BPC₁₄

De monsters voor de groeipotentie en de hemoflow analyses zijn niet gelijktijdig gemeten. Het verschil was ca. 2 dagen. Het gaat hier dus om het verband tussen niet gepaarde metingen.

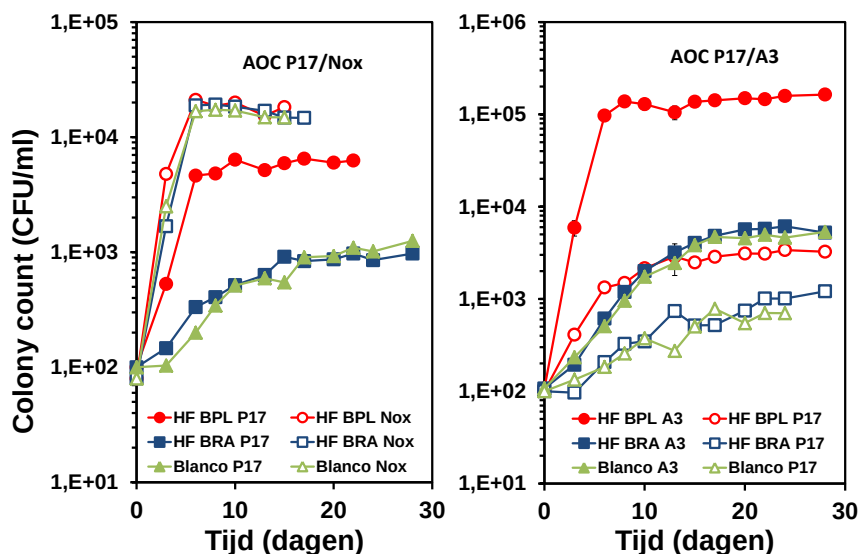
Aanvullend is de groeipotentie van de met de hemoflow geconcentreerde deeltjes-gebonden organische stof in het water na actieve kool bepaald. Hierbij waren de vragen:

- in hoeverre dragen de met POC en PCHC gemeten hoog moleculaire stoffen bij aan de groeipotentie van het water;
- En in welke mate verschilt dat tussen de locaties.

Groeipotentie van de deeltjes-gebonden organische stoffen. De hemoflow concentraten bevatten de deeltjes-gebonden organische stof van het actieve koolfiltraat na een

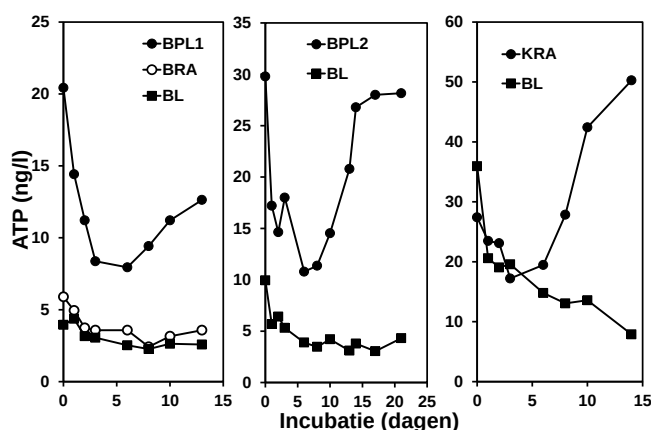
concentratie van het water met een factor van ca. 250 (c_p). Om de groeipotentie te kunnen meten werd het concentraat verdund in een blanco water (drinkwater van Tull en 't Waal). Omdat (i) vooraf niet bekend was wat de groeipotentie van dit blanco water was en (ii) onduidelijk was wat de groeipotentie van de concentraten was, is een lagere verdunningsfactor van 60 toegepast dan de oorspronkelijke concentratie factor c_p van 250. 10 ml concentraat 'na actieve kool' werd toegevoegd aan 600 ml blanco water voor de groeitesten. De flessen voor de AOC bepaling zijn gepasteuriseerd en geënt met P17/Nox of A3/P17. De BPC₁₄ is bepaald in hetzelfde water zonder pasteurisatie.

Uit figuur 3.14 blijkt dat de groei bij de klassieke AOC methode met stam P17/Nox in de blanco en de flessen met concentraat voor stam Nox niet verschilden voor de concentraten van Berenplaat en Braakman en alleen in de flessen met 10 ml concentraat van Berenplaat een toename van de groei van stam P17 werd waargenomen. Op grond van deze resultaten bevat het concentraat weinig C₁-carbonszuren (stam Nox) en alleen carbon- en/of aminozuren die door stam P17 worden benut. De groei van de teststammen A3 en P17 in de verschillende monsters toonde aan dat in het concentraat van de Berenplaat de concentratie complexe assimileerbare verbindingen gemeten met stam A3 duidelijk hoger was evenals de concentratie makkelijk assimileerbare verbindingen bepaald met stam P17. In de monsters met het concentraat van de actieve koolfilters van Braakman werd geen verhoging van het AOC-A3/P17 gehalte waargenomen.



Figuur 3.14. De groei van de teststammen Nox, P17 en A3 in de drinkwater van Tull en 't Waal (blanco) en in hetzelfde water met 10 ml concentraat van de hemoflow monsters na actieve koolfiltratie van de locaties Berenplaat (BPL 1; 11/7) en Braakman (BRA 12/09)

In figuur 3.15 zijn de BPP curven van de verschillende testen weergegeven. Uit het verloop van het ATP gehalte in de met concentraat verrijkte flessen is duidelijk te zien dat het gaat om minder makkelijk opneembare verbindingen: na een aanvankelijk snelle daling van het ATP gehalte, nam het gehalte na ca. 7 dagen snel toe.



Figuur 3.15. De biomassa productie curven van de bepaling van de afbreekbaarheid van de hemoflow concentraten (BL = blanco; BPL 1; 11/7 en BLP2 19/09)

Deze proef is eenmaal herhaald voor een tweede concentraat monster van Berenplaat van 19/09 (BPL2) en voor het concentraat van het actieve koolfiltraat van Kralingen van 27/11. De resultaten van de verschillende groeiproeven zijn omgerekend naar de verhoging van AOC-gehalte t.o.v. de blanco en samengevat in tabel 3.16. Voor de BPC_{14} is een omrekening naar AOC verricht op basis van de aanname dat 10 d.ngATP/l overeenkomt met 1 μC AOC-C/l (figuur 3.11). Uit de tabel blijkt duidelijk dat

- de groeipotentie van de concentraten van Berenplaat en Kralingen hoger is dan die van het concentraat van Braakman;
- de groeipotentie bepaald met de drie verschillende methoden in het concentraat van Berenplaat was aan eind van het voorjaar (11/07) lager dan aan het eind van de zomer (19/09);
- de groeipotentie bepaald in het concentraat van Kralingen in dezelfde orde van grootte lag als de groeipotentie bepaald voor het Berenplaat concentraat.

Tabel 3.16. De POC en PCHC gegevens van de hemoflow concentraten na actieve koolfiltratie van de drie locaties en de verhoging van de groeipotentie van deze concentraten gedoseerd aan het drinkwater van pompstation Tull en 't Waal (het KWR laboratorium; blanco) gemeten met de AOC bepaling en de BPP test

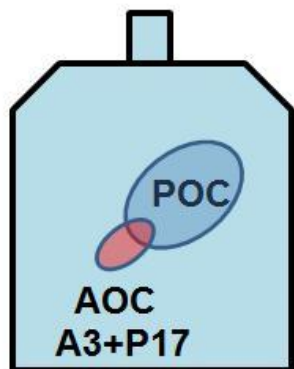
Locatie; HF ^a	Biomassa ^b		Groeipotentie van 10 ml in blanco ²			
	POC $\mu\text{g C/l}$	PCHC $\mu\text{g C/l}$	AOC P17/Nox $\mu\text{g eq. C/l}$	AOC A3 $\mu\text{g eq. C/l}$	AOC A3+P17 $\mu\text{g C/l}$	BPC_{14} $\mu\text{g C/l}$
	Monster ¹ ; dosis ²	Monster ¹ ; dosis ²	acetaat	biopolymeren	totaal	totaal
BRA 12/09	23,2; 95,0	13,4; 54,7	0,1	0,1	0,2	1,3
BPL 11/07	92,8; 316,7	46,9; 160,0	1,7	15,9	16,6	11,5
BPL 19/09	83,8; 338,3	42,9; 173,3	2,2	25,3	26,8	16,1
KRA 27/11	100,5; 353,3	43,6; 153,3	3,2	14,6	16,5	21,1

^a BRA, BPL, KRA = Braakman, Berenplaat, Braakman HF, hemoflow concentraat op dag/maand in 2013; ^b POC en PCHC in ¹monster (AKF) en ²dosis (10 ml dosering aan blanco)

Bijdrage POC aan groeipotentie. Beide parameters (groeipotentie en deeltjes-gebonden organische stof) zijn twee verschillende fracties van de NOM in het water waarmee voor een deel dezelfde organische stoffen worden bepaald. (zie bijgaand figuur). De omvang van de

POC fractie die bijdraagt aan de groeipotentie van het water gemeten met de AOC A3+P17 testen kan worden berekend uit de procentuele AOC fractie van de POC met de volgende formule:

$$AOC_{f,POC} = \frac{(AOC_{mt} - AOC_{bt})}{POC_w * (\frac{c_f}{v_f})} * 100$$



$AOC_{f,POC}$ is de AOC fractie (%) van de POC concentratie in het onderzochte monster (POC_w) berekend uit het AOC_{mt} gehalte van het concentraat bepaald in de groeitest en gecorrigeerd voor de AOC van het blanco water (AOC_{bt}) en de hoeveelheid POC die bij de groeitest is gedoseerd. Deze hoeveelheid POC is berekend uit de POC_w en de verhouding tussen de concentratiefactor van de hemoflow analyse c_f van ca. 250 en de verdunningsfactor v_f van de groeitest (10 ml/600 ml = 60).

Uit deze gegevens (tabel 3.17) blijkt dat de POC in het water van Braakman een geringe groeipotentie heeft per $\mu\text{g C}$ (0,2-0,4%) en bij Berenplaat en Kralingen is deze groeipotentie duidelijk hoger (5,2-7,9%). Op basis van deze fracties en de werkelijk gemeten POC concentraties in het water, is het AOC (A3+P17) gehalte berekend dat gerelateerd is aan de deeltjes-gebonden organische stof (AOC_{POC}). Hiervoor is de volgende formule gebruikt:

$$AOC_{POC,berekend} = \frac{AOC_{f,POC}}{100} * POC_w$$

Deze berekende AOC is vergeleken met het werkelijk gemeten AOC gehalte bij dezelfde monsternamen die 1 tot 2 dagen eerder was uitgevoerd (geen gepaarde monsters). Hieruit blijkt dat het AOC gehalte afkomstig van de deeltjes-gebonden organische stoffen bij Berenplaat en Kralingen voor 40-80% bepalend is voor het gemeten AOC gehalte. Bij Braakman echter is de bijdrage van deeltjes-gebonden organische stof aan de groeipotentie niet aantoonbaar.

Tabel 3.17. Het percentage afbreekbaarheid van de POC en PCHC in de concentraten bepaald met de AOC bepaling (A3+P17) en het daaruit berekende en gemeten AOC gehalte in het oorspronkelijke water, het AKF filtraat

	HF ^a	$AOC_{f,POC}$ %	AOC_{POC} Berekend	AOC Gemeten	Verhouding Berekend/gemeten
Braakman	12/09	0,2	0,0	8,6	0,0
Berenplaat	11/07	5,2	4,9	12,2	0,4
Berenplaat	19/09	7,9	6,6	8,5	0,8
Kralingen	27/11	4,7	4,7	7,7	0,6

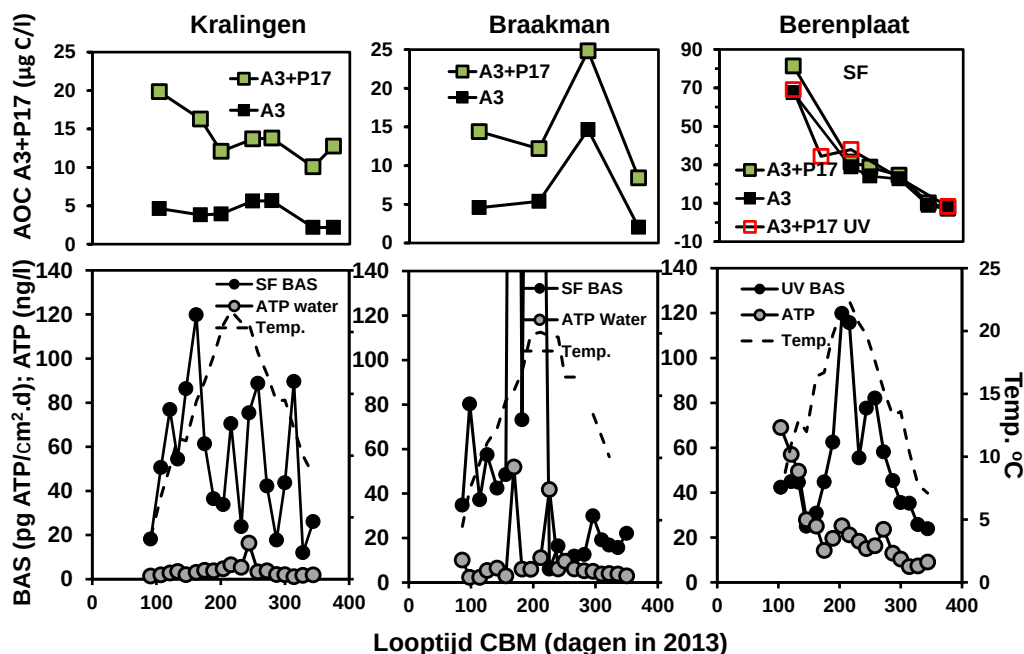
^a Hemoflow concentraten van verschillende data in 2013

Conclusie hieruit is dat de groeipotentie van het water bij de locaties Berenplaat en Kralingen voor een (belangrijk) deel wordt bepaald door stoffen die ook in de POC worden bepaald. Bij Braakman daarentegen lijkt de POC in het water niet bij te dragen aan de groeipotentie.

3.6 De continue biofouling monitor (CBM) in de zuivering

De biomassa-accumulatiesnelheid (BAS is een maat voor de vervuilingspotentie van het water met biomassa gebaseerd op biofilmvorming en/of adsorptie van biomassa in pg ATP/cm².d). Deze parameter is bepaald in het water voor en na de actieve koolfilters op de drie locaties en in het uitgaande water na hoge druk (HD) en één punt in het distributiegebied. De BAS waarde is gebaseerd op metingen in twee afzonderlijke cuvetten en hiervan is de onderlinge relatieve standaard afwijking (re SD) bepaald. Na SF, na AKF, HD en in het distributiegebied waren de re SD respectievelijk 25,0, 28,3, 15,2 en 29,5%. In vergelijking tot de variatie eerder gegeven voor de groeipotentie parameters, is dit is een relatief grote variatie die ook blijkt uit de range van de rel. SD waarden (1 - >100%). Dit laat zien dat het proces van biofilmvorming en biomassa adsorptie in de glasporels dat gedurende een periode van 4 weken plaatsvindt een variabele opbrengst heeft.

BAS voor actieve koolfiltratie. De BAS van het water voor actieve koolfiltratie in de meetperiode tussen april en december 2013 was hoog en vertoonde verschillende trends bij de drie locaties (figuur 3.16). Bij de locatie Kralingen nam de BAS in het begin van de periode met een stijgende watertemperatuur snel toe tot een waarde van 120 pg ATP/cm².d. Daarna werd een dalende trend waargenomen waarbij de BAS varieerde tussen de 35 en 90 pg ATP/cm².d. Op de locatie Braakman varieerde de BAS in de eerste 50 dagen van de meetperiode tussen 40 en 80 pg ATP/cm².d. Daarna volgde een periode van ca. 50 dagen met zeer hoge BAS waarden (350 tot 667 pg ATP/cm².d). Vanaf 15 augustus daalde de BAS sterk tot waarden tussen 3 en 31 pg ATP/cm².d. Bij Berenplaat was de BAS in de eerste dagen van de looptijd tot 25 juni 25-40 pg ATP/cm².d. Daarna werd een geleidelijke stijging waargenomen tot 120 pg ATP/cm².d bij de hoogste watertemperatuur. Tijdens de daarna volgende temperatuurdaling vanaf 5 augustus nam de BAS ook geleidelijk af tot ca. 25 pg ATP/cm².d.



Figuur 3.16. DE BAS WAARDEN voor DE Actieve Koolfilters van de drie locaties, de temperatuur en het ATP gehalte in het influent van de monitor (onder) en het AOC gehalte in het influent van de monitor (boven) als functie van de tijd

Het ATP gehalte (grijze bolletjes) in het influent van de monitoren als maat voor de aanwezigheid van actieve biomassa bleek niet gecorreleerd met de waargenomen BAS waarden. Alleen de twee hoge pieken ATP gemeten bij Braakman in de periode tussen dag 150 en 250 vielen samen met een periode waarin soms zeer hoge BAS waarden werden waargenomen in deze monitor. Nadere analyse van de actuele gegevens van de processen leverde geen procesparameters op die het zojuist beschreven beeld van de BAS na de voorzuiveringen konden verklaren. Het typische patroon waargenomen bij Braakman met hele hoge waarden in het eerste deel van de looptijd kan worden verklaard uit de ombouwactiviteiten van ozon naar UV. Tussen de snelfilters en actieve koolfilters zijn in de periode met hoge BAS waarden wijzigingen aan de watertransportleidingen doorgevoerd. Aangroei op de nieuwe leidingen en microbiologische problemen met de waterkwaliteit waren hiervan het gevolg (persoonlijke mededeling, Henk Castelijns).

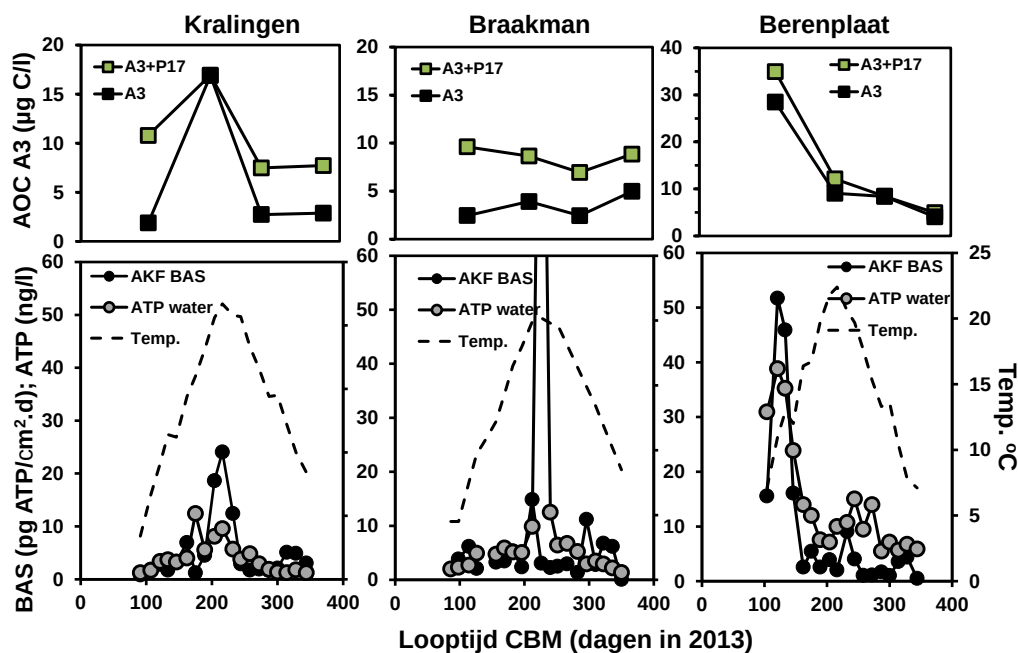
In figuur 3.16 zijn ook de AOC gehalten als functie van de looptijd weergegeven (vanwege de goede relatie van de AOC A3+P17 met de BPC₁₄ is deze hier niet weergegeven). Hieruit wordt duidelijk dat de fractie AOC A3 van het totale AOC gehalte duidelijk lager is bij de locaties met ozonisatie in de zuivering (Kralingen en Braakman). Bij Berenplaat bestaat het AOC gehalte bijna volledig uit biopolymeren bepaald met stam A3. Het aantal metingen van de groeipotentie was beperkt, vooral bij Braakman. Het verband tussen de groeipotentie van het water en de BAS waarden is als volgt:

- Bij locatie Kralingen varieerde het totale AOC gehalte van het influent tussen 10 en 20 µg C/l en daalde tijdens het voorjaar, waarna het in de zomer en najaar stabiliseerde. De fractie biopolymeren in het water gemeten met A3 was lager en vertoonde een vergelijkbare trend als het totale AOC gehalte met een lichte stijging in midden van de meetperiode. De BAS waarden varieerden tussen 12 en 120 pg ATP/cm².d. Ondanks de grote spreiding lijkt de gemiddelde BAS dalend te zijn over de looptijd;
- Bij de locatie Braakman werd in de nazomer een piek in het AOC gehalte waargenomen, die wordt veroorzaakt door een verhoogd gehalte biopolymeren (A3-fractie). De BAS waarden waren in de zomer soms zeer hoog en in de nazomer en najaar laag. De piek in het biopolymerengehalte in de nazomer had een relatief gering effect op de BAS waarde; de BAS-waarde in de nazomer was veel lager dan de BAS waarden in de vroege en late zomer.
- Tot slot nam bij Berenplaat het AOC gehalte, voornamelijk bestaande uit biopolymeren, af gedurende de looptijd van voorjaar naar najaar. De BAS-waarde bij Berenplaat nam toe tot de zomer en daalde daarna weer in het najaar. De BAS-waarde volgde daarbij sterk de watertemperatuur. De AOC gehalten waren eveneens duidelijk hoger dan bij Kralingen en Braakman (andere schaalverdeling). Dit verschil werd echter niet teruggevonden in de verschillen in BAS waarden van de verschillende locaties: bij Kralingen en vooral Braakman waren deze zelfs hoger dan bij Berenplaat. Dit verschil vormt een sterke aanwijzing dat biopolymeren gemeten met stam A3 een geringer effect hebben op de BAS dan de makkelijk afbreekbare verbindingen gemeten met stam P17. Het waargenomen verband tussen het verloop van de BAS waarden van het water te Berenplaat en de watertemperatuur is mogelijk te verklaren uit een hogere groei op biopolymeren in de glasparsels en/of meer biomassa adsorptie bij hogere watertemperaturen.

Op basis van bovenstaande gegevens blijkt dat het verschil in samenstelling van het AOC gehalte tussen de locaties met ozon (Kralingen en Braakman) en de locatie met UV (Berenplaat) van invloed is op zowel het kwantitatieve als kwalitatieve verband tussen het AOC gehalte en de BAS waarden van het water voor de actieve koolfilters.

BAS van het actieve koolfiltraat. De BAS waarde van het water nam bij alle drie locaties sterk af door de actieve koolfiltratie (figuur 3.17). Bij Kralingen was de BAS in de eerste 100 dagen looptijd < 5 pg ATP/cm².d. Bij de hoogste watertemperaturen tussen dag 204 en 244 werd een stijging tot een maximum waarde van 24 pg ATP/cm².d waargenomen en daarna nam de BAS weer af tot waarden < 5 pg ATP/cm².d. Bij Braakman vertoonde de BAS van het actieve koolfiltraat een vergelijkbaar patroon: variërend met de watertemperatuur tot een eenmalige hoge waarde van 14,9 pg ATP/cm².d op 1 augustus. De BAS gemeten in het actieve koolfiltraat van Berenplaat vertoonde een afwijkende trend: hoog tot > 50 pg ATP/cm².d bij aanvang van de meetperiode (voorjaar) gevolgd door een daling naar waarden < 5 pg ATP/cm².d in de zomer en najaar. In de warmste periode werd nog een kleine verhoging geconstateerd maar die was lager dan de hoogste waarden bij Kralingen en Braakman in diezelfde periode van het jaar.

De trends waargenomen in de BAS waarden van het actieve koolfiltraat van Kralingen en Berenplaat vertoonde een positieve correlatie met de groeipotentie en het ATP gehalte gemeten in het influent van de monitoren (figuur 3.17). Bij Kralingen namen het AOC en ATP gehalte in de eerste fase van de looptijd toe om daarna weer te dalen, een vergelijkbare trend als de BAS waarden. Bij Braakman was het AOC gehalte in het water na actieve kool stabiel en ook de BAS waarden vertoonde relatief weinig variatie. De hogere BAS waarden werden waargenomen in de periode met verhoogde watertemperatuur en ATP gehalten. Het AOC en ATP gehalte van het koolfiltraat te Berenplaat waren hoog in de aanvang van de looptijd evenals de BAS waarden. In het vervolg namen zowel het AOC gehalte als ook de BAS af. Ook het ATP gehalte van het actieve koolfiltraat vertoonde op alle drie de locaties een positieve correlatie met de gemeten BAS waarden.



Figuur 3.17. DE BAS WAARDEN na DE ACTIEVE KOOLFILTERs VAN DE DRIE LOCATIES, DE TEMPERATUUR EN HET ATP GEHALTE IN HET INFLUENT VAN DE MONITOR (ONDER) EN HET AOC GEHALTE IN HET INFLUENT VAN DE MONITOR (BOVEN) ALS FUNCTIE VAN DE TIJD

De ijzeraccumulatiesnelheid (FeAS) en mangaanaccumulatiesnelheid (MnAS) in de monitoren voor en na actieve koolfiltratie van de drie locaties zijn vermeld in tabel 3.18. Bij de twee locaties met ijzer als vlokmiddel bij de coagulatie, Kralingen en Berenplaat, waren de FeAS

waarden in het influent van de actieve koolfilters duidelijk hoger dan bij Braakman waar aluminiumzouten worden gebruikt als vlokmiddel. Dit verschil was grotendeels afwezig na de koolfilters. Alleen bij Kralingen was de gemiddelde FeAS van het water hoger dan de FeAS waarden bij Braakman en Berenplaat. Mogelijk wordt dit veroorzaakt door de secundaire ijzerdosering op deze locatie. Bij de MnAS waren de verschillen klein.

Tabel 3.18. De gemiddelde ijzer- en mangaanaccumulatiesnelheden (FeAS, MnAS; $\pm$ SD) in de CBM voor en na actieve koolfiltratie van de drie locaties

	Voor AKF (n=8)		Na AKF (n=8)	
	FeAS $\pm$ SD (mg Fe/m ² .d)	MnAS $\pm$ SD (mg Mn/m ² .d)	FeAS $\pm$ SD (mg Fe/m ² .d)	MnAS $\pm$ SD (mg Mn/m ² .d)
Kralingen	3,7 $\pm$ 3,0	0,09 $\pm$ 0,05	0,16 $\pm$ 0,24	0,007 $\pm$ 0,010
Braakman	0,1 $\pm$ 0,2	0,09 $\pm$ 0,20	0,05 $\pm$ 0,03	0,012 $\pm$ 0,009
Berenplaat	4,0 $\pm$ 3,9	0,09 $\pm$ 0,09	0,05 $\pm$ 0,04	0,002 $\pm$ 0,001

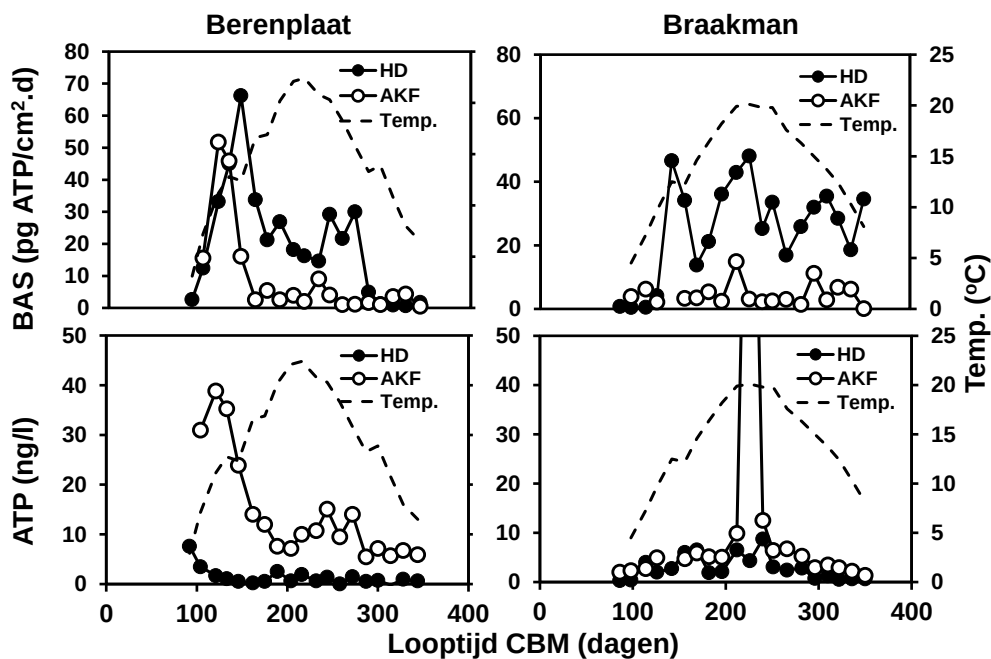
De deeltjes-gebonden Fe en Mn gehalten in de hemoflow monsters zijn in dit onderzoek niet bepaald.

3.7 De CBM in het reinwater en distributiesysteem

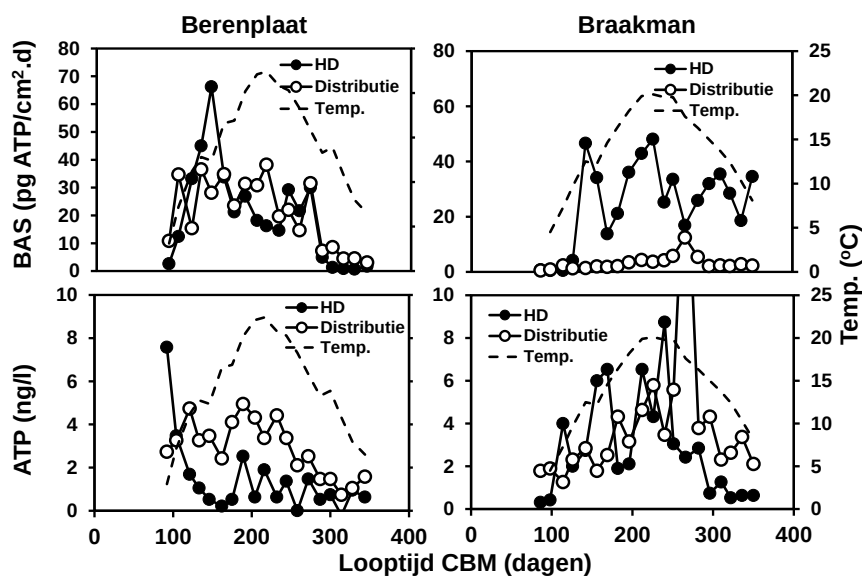
Bij Berenplaat en Braakman zijn eveneens het uitgaande water na de reinwaterkelder (hoge druk, HD) en het gedistribueerde drinkwater op een monsterpunt in het voorzieningsgebied met de CBM onderzocht. Uit de resultaten bleek dat de chloordioxidedosering voor de reinwaterkelder en/of het verblijf van het water in de reinwaterkelder de BAS waarden van het water te hebben verhoogd ten opzichte van de waarde direct na de actieve koolfilters (figuur 3.18). Er bleek geen verband te zijn met het ATP gehalte van het water. Ook was er geen duidelijk verband met de temperatuur; alleen bij Braakman was de BAS waarde in het uitgaande water (HD) verhoogd tijdens de periode met hogere watertemperatuur.

In het water na de HD is de groeipotentie in dit onderzoek niet bepaald. De verhoogde BAS waarden in het uitgaande water zijn te verklaren uit eerder onderzoek (Van der Kooij e.a., 2010). Deze auteurs hebben vastgesteld dat de biofilmvormende eigenschappen van het water en het AOC P17/Nox gehalte worden verhoogd na chloordioxidedosering en het verblijf in de reinwaterkelder. Het verloop van de BAS bij Berenplaat na de reinwaterkelder is vergelijkbaar met het verloop van de BAS na de actieve koolfiltratie en het AOC gehalte in dit water (figuur 3.17): hoog (voor het AOC gehalte slechts één meting) in het voorjaar gevolgd door een dalende trend over de rest van de periode. In het vroege voorjaar zijn de BAS waarden bij Braakman in het uitgaande water laag waarna de BAS snel stijgt tot een stabiel hoog en variabel niveau, vergelijkbaar met het patroon van de BAS na actieve kool (figuur 3.18).

De BAS waarde in het gedistribueerde water van de locatie Berenplaat nam na een geschatte verblijftijd van 24-40 uur alleen toe bij de hogere temperaturen, maar lag in de rest van de periode op een gelijk niveau als de BAS waarden in het uitgaande water (figuur 3.19). Bij de locatie Braakman nam de BAS waarde van het water na ca. 66-69 uur verblijf in het leidingnet duidelijk af.

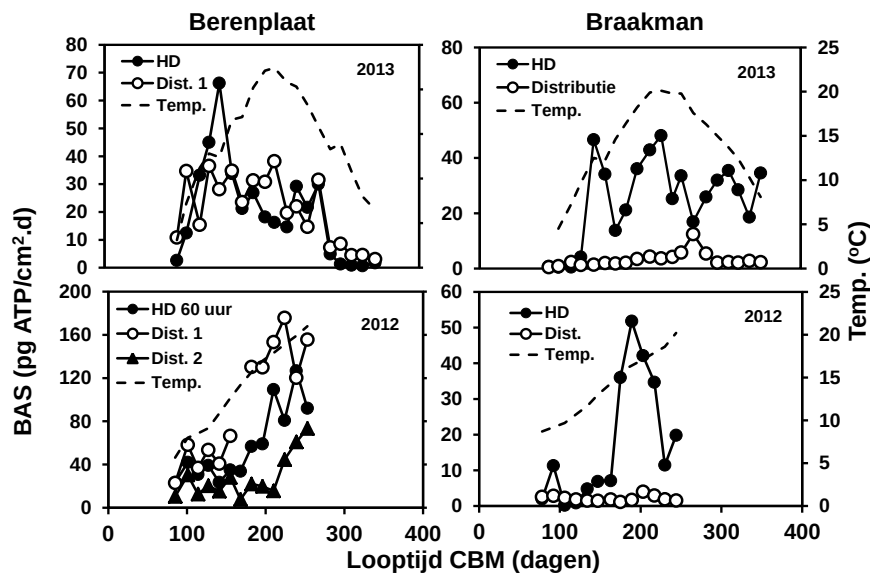


Figuur 3.18. De BAS waarden en temperatuur in het water na actieve koolfiltratie en de reinwaterkelder (Hoge druk, hd; boven) en het atp gehalte en de temperatuur in het influent van de monitoren (onder) als functie van de looptijd



Figuur 3.19. De BAS waarden na de reinwaterkelder (Hoge druk, hd) en in het distributiegebied (boven) en het atp gehalte en de temperatuur in het influent van de monitoren (onder) als functie van de looptijd in 2013

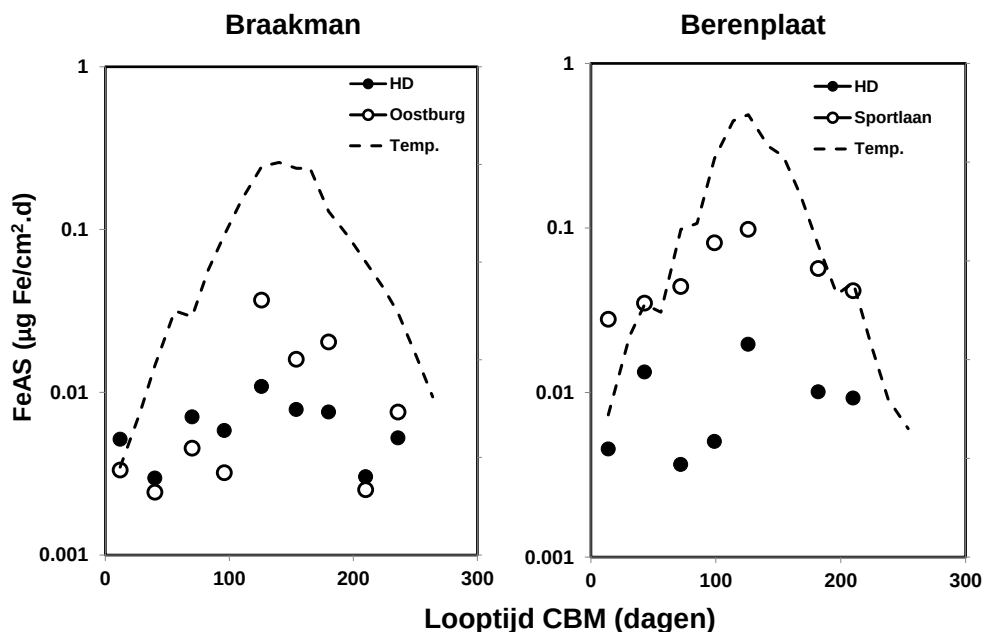
Ter vergelijking zijn de gegevens van 2012 (Hijnen e.a., 2013) eveneens toegevoegd (figuur 3.20). Het verloop van de watertemperatuur in 2012 was duidelijk trager dan in 2013 waar de temperatuur ca. 50 dagen eerder de waarde van 20°C heeft bereikt. Ook de toename van de BAS waarden in het water werd daardoor vertraagd.



Figuur 3.20. De BAS waarden na de reinwaterkelder (Hoge druk, hd) en in het distributieggebied gedurende het onderzoek 2013 (boven) en het onderzoek in 2012 (onder)

Op Berenplaat wordt zowel in het uitgaande water na een hydraulische verblijftijd van ca. 60 uur in een drukvat als in het leidingnet op het distributiepunt 1 (geschatte verblijftijd >96 uur) een hogere BAS waargenomen. Oorzaken voor de lagere BAS waarden in 2013 zijn: bij het distributiepunt is voor de meetperiode in 2013 een aanpassing verricht aan het leidingnet om pendelen van waterstromen te voorkomen. De gegevens van 2013 zijn dan ook betrouwbaarder om de algemene situatie in het leidingnet te beschrijven. Verder is het uitgaande punt van Berenplaat in 2013 direct na de reinwaterkelder bepaald zonder een tussen-geschakeld buffervat. De BAS waarden in het uitgaande water en het distributieggebied van Braakman in 2012 en 2013 lagen in dezelfde orde van grootte (figuur 3.20).

De FeAS en MnAS in de CBM van de HD en het leidingnet zijn vermeld in tabel 3.19. Hierin zijn ter vergelijking ook de FeAS gegevens van het eerdere onderzoek in 2012 opgenomen. De FeAS en MnAS zijn in het uitgaande water van beide locaties Berenplaat en Braakman niet verschillend. In zowel de CBM in het distributieggebied van Berenplaat en Braakman namen de FeAS toe. Bij Berenplaat van gemiddeld 0,09 in HD naar 0,55 mg Fe/m².d in het leidingnet. De toename van Braakman was geringer, van gemiddeld 0,06 naar 0,11 mg Fe/m².d. Deze verhoging werd in de warme periode waargenomen (figuur 3.21). Dat betekent dat bij Berenplaat in het leidingnet er sprake is van een toename van vervuiling met ijzer bij een gelijkblijvende BAS. Bij Braakman was er ook sprake van een lichte toename van de FeAS in het distributiesysteem in de warme periode (figuur 3.21), terwijl de BAS afnam. Dit laat zien dat onder deze condities geen positieve correlatie is tussen de ijzer accumulatie en de biomassa accumulatie in de CBMs gevoed met het drinkwater van Berenplaat en Braakman. Onder deze condities speelt ijzer dus geen rol in de waargenomen verschillen in BAS waarden. De samenstelling van de aanwezige groeipotentie speelt hier hoogstwaarschijnlijk een belangrijkere rol. Bij Braakman is het aandeel AOC-P17 in vergelijking AOC-A3 hoger dan bij Berenplaat. De AOC P17 fractie wordt sneller opgenomen in het leidingnet en heeft naar alle waarschijnlijkheid een beperktere rol in de biologische vervuiling van het leidingnet dan de AOC A3 fractie.



Figuur 3.21. De FEAS in de CBM van het uitgaande water (HD) en bij een punt in het distributiegebied van Braakman en Berenplaat

Tabel 3.19. De gemiddelde ijzer- en mangaan afzettingsnelheid (FeAS, MnAS; $\pm$ SD) in de CBM in het uitgaande water (HD) en in het distributiegebied van de locaties Braakman en Berenplaat gemeten in 2012 en 2013

	HD (n=8)		Distributie (n=8)	
	FeAS $\pm$ SD (mg Fe/m ² .d)	MnAS $\pm$ SD (mg Mn/m ² .d)	FeAS $\pm$ SD (mg Fe/m ² .d)	MnAS $\pm$ SD (mg Mn/m ² .d)
Braakman 2013	0,06 $\pm$ 0,02	0,012 $\pm$ 0,010	0,11 $\pm$ 0,12	0,005 $\pm$ 0,006
Braakman 2012	0,13 $\pm$ 0,17	0,01 $\pm$ 0,01	0,05 $\pm$ 0,00	<0,010 $\pm$ <0,010
Berenplaat 2013	0,09 $\pm$ 0,06	0,004 $\pm$ 0,002	0,55 $\pm$ 0,26	0,015 $\pm$ 0,010
Berenplaat 2012	0,17 $\pm$ 0,04	0,01 $\pm$ 0,00	5,4 $\pm$ 4,9	0,17 $\pm$ 0,17

3.8 Cumulatieve biomassa productie en ijzerafzetting bepaald met de CBM

Om de gegevens van de CBM van de verschillende monsterpunten onderling te kunnen vergelijken zou de gemiddelde BAS kunnen worden berekend (tabel 3.20). Dit beeld laat zien dat bij een hoge variatie (SD) het rekenkundig gemiddelde niet een goede maat van vergelijking is. Het geometrisch gemiddelde of de mediaan is een betere maat om de onderlinge BAS waarden te vergelijken. Hiermee kunnen de monsterpunten worden gerangschikt op de hoogte van de BAS. Op grond van de grote standaard afwijkingen en ook de hoge relatieve SD van de individueel bepaalde BAS waarden (eerder beschreven) zijn de verschillen voor de punten in de zuivering t/m het uitgaande water zeer waarschijnlijk niet statistisch significant.

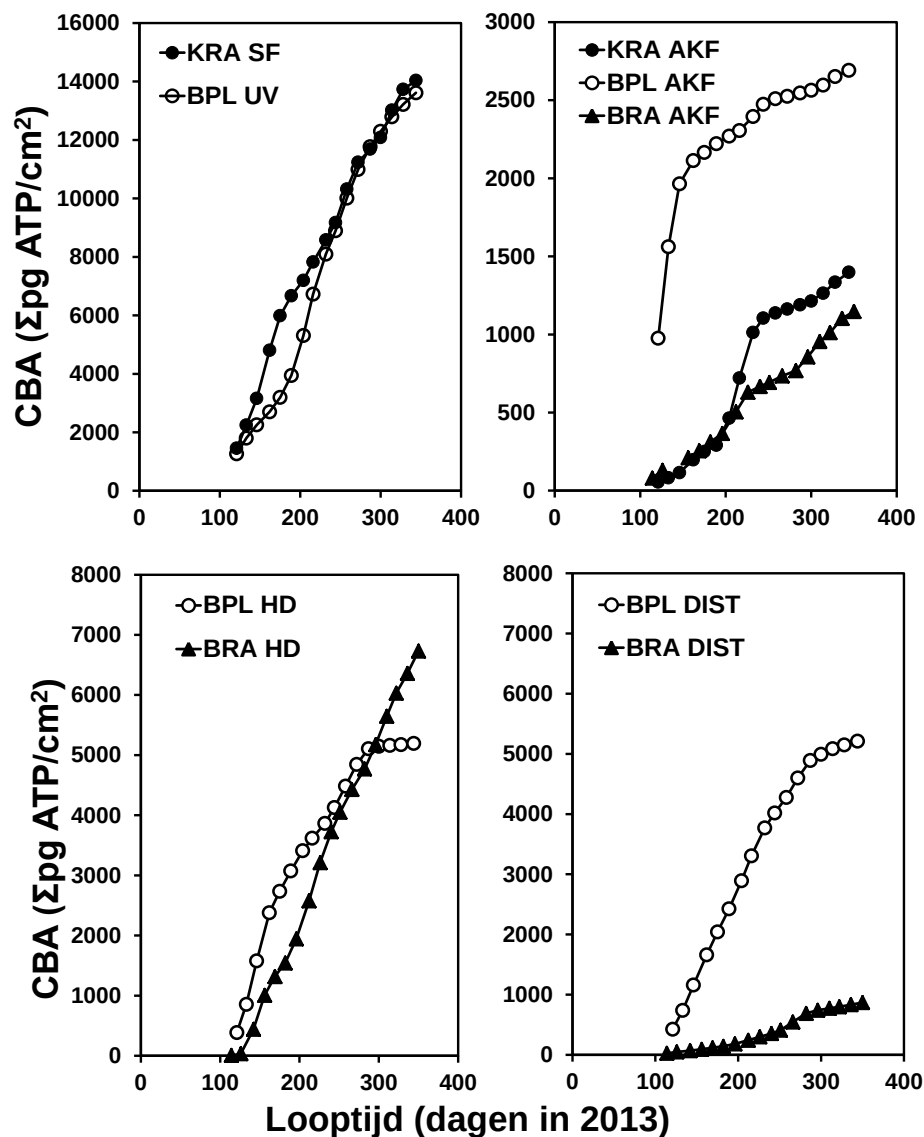
Tabel 3.20. De statistische beschrijving van de BAS waarden van de verschillende monsterpunten en een onderlinge kwalitatieve vergelijking

		SF/UV	AKF	Uitgaand	Distributie
Kralingen	Geom.	45,4	3,4		
	P50	50,6	2,9		
	AVG	53,6±24,3	5,3±6,2		
	Range	12,0-119,9	0,8-24,1		
Braakman	Geom.	38,4	3,1	14,5	2,5
	P50	32,4	3,2	21,2	2,3
	AVG	102,5±182,2	4,5±3,6	25,0±14,5	3,2±2,5
	Range	6,0-80,2	0,1-14,9	0,4-48,1	0,5-12,4
Berenplaat	Geom.	48,0	4,1	11,6	16,9
	P50	44,8	3,8	19,7	22,8
	AVG	53,6±27,7	9,5±14,5	20,5±17,0	21,4±12,0
	Range	25,0-119,8	0,5-51,7	0,7-66,2	3,1-38,2
Vergelijking		BPL = KRA > BRA	BPL > KRA = BRA	BRA > BPL	BPL > BRA

Een ander optie om de BAS gegevens van verschillende watersoorten kwantitatief te vergelijken is het bepalen van de cumulatieve biomassa productie CBA (pg ATP/cm²) van de verschillende BAS waarden gedurende dezelfde meetperiode in 2013 met de volgende formule:

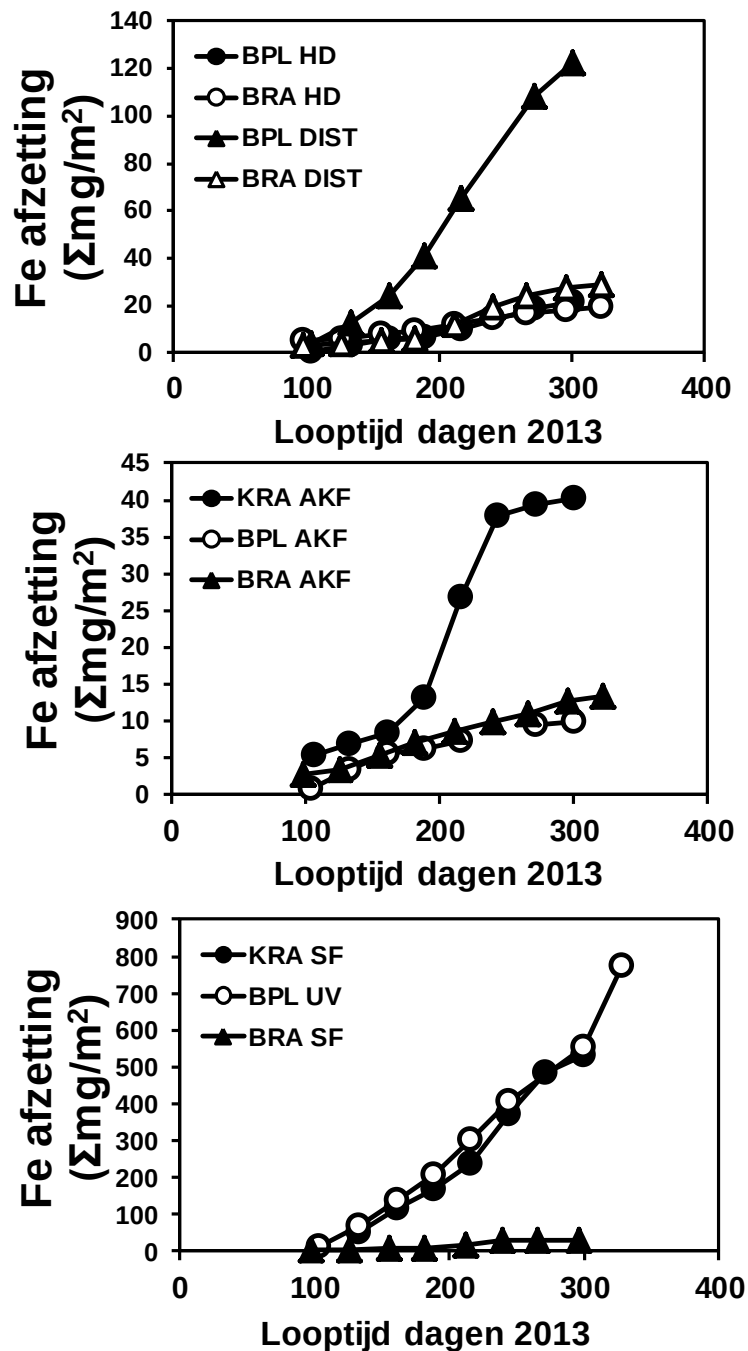
$$\sum_{i=1}^n CBA = \sum_{i=1}^n \left(\frac{(BAS_i + BAS_{i+1})}{2} * (t_{(i)} - t_{i+1}) \right)$$

De CBA is uitgezet als functie van de looptijd voor de monitoren voor en na AKF, HD en in het distributieggebied (figuur 3.22; voor Braakman is dit niet gedaan voor de CBM voor AKF door invloed werkzaamheden). Benadrukt wordt dat de CBA geen reële kwantitatieve maat is voor de cumulatieve vervuiling van het leidingnet. De vervuiling is het resultaat van de massabalans waarin ook biomassa afname door afvoer en afsterving een rol speelt. Het verloop van de CBA weergegeven in figuur 3.22 en de helling van het verloop van de CBA, zegt iets over de verandering in snelheid van biomassa accumulatie in de betreffende periode veroorzaakt door een toe- of afname in biofilmvorming en/of biomassa adsorptie. Met de CBA waarde wordt het oppervlak onder de BAS waarden berekend als maat voor de biologische stabiliteit van water en in de grafische weergave geeft de verandering in het verloop van de CBA de variatie in BAS waarden aan veroorzaakt door variaties in waterkwaliteit. Door het cumulatieve karakter van deze parameter worden alleen grote verandering in de BAS waarden opgemerkt. Omdat de CBA wordt berekend uit de BAS komt het verloop van de CBA overeen met de beschrijving van de absolute BAS waarden zoals hiervoor beschreven. De CBA berekend over een bepaalde periode als enige kwantitatieve maat voor de biologische stabiliteit van het water is onvoldoende; het verloop van de CBA geeft essentiële informatie over het verloop van de BAS. Het is daarom nog ter discussie of deze alternatieve beschrijving van de BAS een meerwaarde oplevert ten opzichte van het verloop van de absolute waarden en de mediaan of het geometrisch gemiddelde van de BAS over een bepaalde periode.



Figuur 3.22. De cumulatieve biomassa accumulatie (CBA; pg ATP/cm²) gemeten in de CBM gevoed met influent en effluent van de actieve koolfiltratie (Boven) en het uitgaande water en het water in het distributiegebied (onder) van de drie locaties (KRA, bpl en bra, kralingen, berenplaat en braakman)

Ook voor ijzer is de cumulatieve afzetting in de monitoren berekend en uitgezet in figuur 3.23. Hieruit worden dezelfde verschillen tussen de diverse watersoorten getoond als in de eerdere tabellen gegeven (tabel 3.17 en 3.18). De curve die tijdens de looptijd een verandering in de FeAS laat zien is die van Kralingen na AKF. Deze verandering is gelijktijdig met de tijdelijke verhoging van de BAS in dit water (figuur 3.17).



Figuur 3.23. De cumulatieve ijzerafzetting in de verschillende CBMs van de drie locaties

3.9 *Aeromonas* in de CBM

Aeromonas is een bacterie die wordt gerelateerd aan de biofilm. Daarom is nagegaan of en in welke mate *Aeromonas* in staat is zich in de CBM te vermeerderen of aan te hechten. Hiervoor zijn in de laatste fase van het onderzoek met de CBM, de *Aeromonas* aantallen in de CBM monsters bepaald (tabel 3.21). De aantallen zijn driemaal bepaald in de periode oktober-november 2013. Omdat in deze periode de water temperatuur al was gedaald tot beneden de 15°C, is de kans dat vermeerdering in de CBM plaatsvindt niet groot, ook omdat de contacttijd van een maand (incubatie periode van de cuvetten) relatief kort is.

Uit de gegevens bleek dat de *Aeromonas* aantallen in de CBM varieerden per pompstation en locatie. Na de voorzuivering met coagulatie, filtratie en desinfectie wordt in alle CBM's met een relatief hoge BAS *Aeromonas* waargenomen. De hoogste aantallen in Kralingen en de laagste in Berenplaat. In het voedingswater van de CBM was het *Aeromonas* aantal het hoogst bij Kralingen en het laagst bij Berenplaat (tabel 3.20), dus het *Aeromonas* aantal in de CBM lijkt gekoppeld aan het aantal in het influent. Bij Berenplaat is het *Aeromonas* aantal in het water na UV desinfectie, de voeding van de CBM, onder de detectiegrens van 1 KVE/100 ml. In de CBM's na de actieve koolfilters en in het uitgaande water (HD) werd *Aeromonas* niet aangetroffen terwijl in het actief koolfiltraat wel *Aeromonas* bacteriën werden aangetroffen. Blijkbaar zijn deze *Aeromonas* bacteriën niet in staat om zich initieel te hechten en vervolgens eventueel te vermeerderen in de CBM. Mogelijke oorzaak hiervan is de lagere BAS waarden in combinatie met een relatief korte tijd waarin de biofilm wordt gevormd in de CBM (4 weken). In het distributiesysteem werd *Aeromonas* wel aangetroffen in de CBM van Berenplaat met een hoog *Aeromonas* aantal in het influent en een lage BAS. Uit deze oriënterende metingen bij < 15 °C blijkt dat in de glasparsels beperkt sprake kan zijn van accumulatie en/of groei van *Aeromonas*. Hieronder een overzicht van de mogelijke relaties tussen *Aeromonas* in het influent, *Aeromonas* in de CBM en de BAS:

<i>Aeromonas</i> CBM	+	+ / -	-	(-)
C _{in}	Hoog	Hoog	Laag	Laag
BAS	Hoog	Laag	Laag	Hoog

Uit deze beperkte dataset blijkt dat de *Aeromonas* aanwezigheid in de CBM correleert met het *Aeromonas* aantal in het influent. Een positieve correlatie met de BAS waarden is niet gevonden. Dit zou kunnen duiden op een grotere rol van aanhechting van *Aeromonas* in de CBM in vergelijking tot de bijdrage van groei. Vanwege de lagere watertemperatuur is dat ook aannemelijk. Ook de relatief korte looptijd van een CBM cuvet van 4 weken draagt hieraan bij. Het aantal metingen is echter te gering om betrouwbare conclusies te trekken. Het voorkomen van specifieke micro-organismen in de glasparsels met biofilm zoals *Aeromonas* is een complex proces. De reden om *Aeromonas* in de CBM te meten is om meer inzicht te krijgen in het voorkomen en de groeifactoren van *Aeromonas* in water systemen. In een apart onderzoeksproject zal worden nagegaan of de CBM daar een geschikte tool voor is.

Tabel 3.20. Het gemiddelde aantal *Aeromonas* in de monsters van de CBM (kolonie vormende eenheden of KVE per cm²; n=3), het gemiddelde aantal *Aeromonas* in het water (KVE/100 ml) en de gemiddelde BAS waarden (pg ATP/cm².d) in de periode oktober-november 2013 bij een afnemende watertemperatuur van 15 naar 7°C; (* geen gegevens)

Locatie	Parameters	Kralingen	Braakman	Berenplaat
Voorzuivering	<i>Aeromonas</i> (KVE/100 ml)	97±85	57±60	0±0
	CBM BAS (pg ATP/cm ² .d)	37,8±31,3	19,4±6,1	33,2±6,2
	CBM <i>Aeromonas</i> (KVE/cm ²)	179±170	12,6±8,1	0,2±0,2
AKF	<i>Aeromonas</i> (kve/100 ml)	39±104	3,3±6,3	44±97
	CBM BAS (pg ATP/cm ² .d)	3,4±1,6	4,7±4,1	2,2±1,9
	CBM <i>Aeromonas</i> (KVE/cm ²)	0	0	0
Uitgaand (HD)	<i>Aeromonas</i> (KVE/100 ml)	nb	1,2±1,8	0±0
	CBM BAS (pg ATP/cm ² .d)	nb	29,1±6,3	1,9±0,5
	CBM <i>Aeromonas</i> (KVE/cm ²)	nb	0	0
Distributie	<i>Aeromonas</i> (KVE/100 ml)	nb	<10 ^a	62±60
	CBM BAS (pg ATP/cm ² .d)	nb	2,8±1,3	5,6±2,4
	CBM <i>Aeromonas</i> (KVE/cm ²)	Nb	0	11,2±17,0

4 Discussie

Het speerpuntonderzoek van Evides in 2012 had tot doel de mogelijke verschillen in zuivering, waterkwaliteit en distributiesysteem in kaart te brengen en te achterhalen of die verschillen verantwoordelijk kunnen zijn voor de verschillen in het optreden van wettelijke normoverschrijdingen van *Aeromonas* in het distributiesysteem van Berenplaat en Braakman. Uit de resultaten van 2012 werd vastgesteld dat de biologische stabiliteit van het drinkwater van Berenplaat lager was dan van Braakman, zowel 'af pompstation' als in het voorzieningsgebied. Dit verschil wordt voornamelijk veroorzaakt door een hogere concentratie moeilijker afbreekbare verbindingen in het water van de Berenplaat dan in het water van de Braakman. In 2012 zijn voor dit verschil in concentratie moeilijk afbreekbare verbindingen een aantal oorzaken geïdentificeerd die in het speerpuntonderzoek van Evides in 2013 nader zijn onderzocht en worden beschreven in het huidige rapport. Het ging om verschillen in de biologische kwaliteit van het ruwe water, na de coagulatie en primaire vlokverwijdering, na wel/geen oxidatieve stap (ozon of UV) en na de actieve koolfiltratie (reactivatiefrequentie, contacttijd). Daarnaast werd uit het onderzoek van 2012 niet duidelijk waar de biologische stabiliteit, bepaald met de CBM, het meest voorspellend is voor de biologische stabiliteit van het drinkwater in het distributiesysteem: (i) direct na de actieve koolfilters en dus voor de choordioxidedosering of (ii) in het uitgaande water direct na de reinwaterkelder (en dus na de chloordioxidedosering).

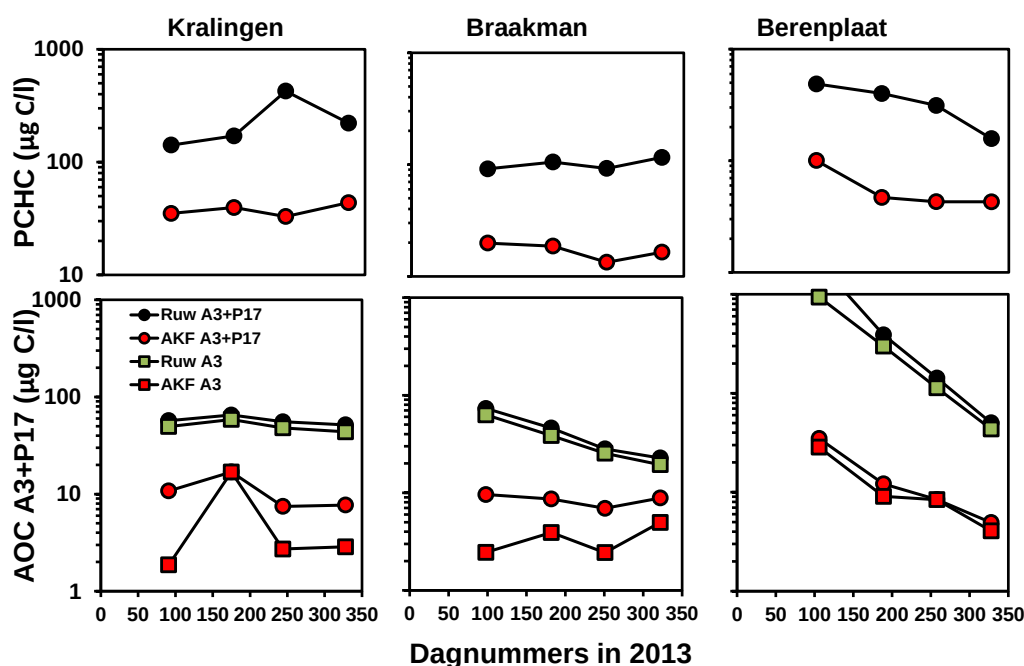
De belangrijkste doelstelling van het huidige Evides speerpuntonderzoek 2013 was om het effect van de ozonisatie/UV en het verschil in coagulatie in de voorzuivering op de concentratie afbreekbaar organisch materiaal te bepalen in het water van de productielocaties Kralingen, Berenplaat en Braakman. Met die resultaten kan vervolgens worden vastgesteld in welke mate oxidatie en/of coagulatie met ijzerzouten in combinatie met een afbreekbaar vlokhulpmiddel in de winter van invloed is op de biologische stabiliteit van het drinkwater en de aanwezigheid van moeilijk afbreekbare verbindingen (biopolymeren) in het bijzonder. Hierna wordt de invloed van de hierboven genoemde verschillen op de concentratie biopolymeren besproken.

4.1 Concentratie biopolymeren in het ruwwater en de verwijdering over de zuivering

Ruw water. In 2012 werd geconstateerd dat, met name in het voorjaar en begin van de zomer, de POC en PCHC concentratie en de groeipotentie bepaald met de BPP test (BPC_{14}) in het ruwe water van de Berenplaat hoger was dan in het ruwe water van de Braakman. In 2013 werd ditzelfde beeld in het huidige onderzoek bevestigd, waarbij de ruwwaterkwaliteit van Kralingen vergelijkbaar was met die van de Braakman. Het gemiddelde AOC-A3 gehalte in het ruwe water van Berenplaat was een factor 7 á 10 hoger en de BPC_{14} was een factor 5 hoger voor het ruwwater van Berenplaat in vergelijking met het ruwwater van Kralingen en Braakman (tabel 3.7). Ook het POC-gehalte in het ruwe water van Berenplaat was hoger dan het POC gehalte in het ruwe water van Kralingen (factor 2) en Braakman (factor 3). De oorzaken voor deze verschillen liggen in de bekkenpassage bij Berenplaat en voor Braakman een langere verblijftijd van het ruwe water in de transportleiding van Petrusplaat. Voor Braakman is deze verblijftijd 42-48 uur en voor Kralingen 12 uur.

De vraag in hoeverre de ruwwaterkwaliteit bepalend is voor de biologische stabiliteit van het drinkwater is afhankelijk van de invloed van de zuiveringsprocessen op de groeibevorderende stoffen in het water. Uit de gegevens van het actieve koolfiltraat blijkt dat

de biologische stabiliteit van het eindproduct van de zuivering afhankelijk is van de ruwwaterkwaliteit (figuur 4.1). Hoe hoger het gehalte aan groeibevorderende stoffen in het ruwwater, hoe hoger het gehalte was in het actieve koolfiltraat. Ook de vergelijkbare trends in het ruwe water en het water na AKF in de verschillende parameters (figuur 4.1) duiden op een kwantitatief effect van de ruwwaterkwaliteit op de biologische stabiliteit van het eindproduct van de zuivering.



Figuur 4.1 Verband tussen de groeipotentie (AOC A3+P17) en de concentratie deeltjes-gebonden organische (biologische) stoffen (PCHC) in het ruwe water en na de volledige zuivering in het actieve koolfiltraat

In tabel 4.1 is de procentuele verwijdering van de verschillende parameters door de drie zuiveringen beschreven. Hieruit blijkt dat deze voor de beide locaties Kralingen en Braakman vergelijkbaar is. De verlaging van de groeipotentie (AOC en BPC) was bij Berenplaat 10-20% hoger en de PCHC/POC verlaging door deze zuivering was vergelijkbaar met die gemeten in Kralingen en Braakman.

Tabel 4.1. De gemiddelde ($\pm$ SD) procentuele verlaging van de groeipotentie (AOC A3 en BPC14) en de deeltjes-gebonden organische stof door de drie zuiveringen over de onderzoeksperiode in 2013 ($n=4$); voor Berenplaat is tussen haakjes aangegeven de procentuele verwijdering die nodig zou zijn voor eenzelfde concentratie in het actieve koolfiltraat als bij Braakman

	Kralingen	Braakman	Berenplaat
AOC A3	86,4 $\pm$ 13,2 (93,1 $\pm$ 0,7)	84,9 $\pm$ 9,1	93,4 $\pm$ 3,2 (96,9 $\pm$ 3,3)
BPC14	71,7 $\pm$ 12,4 (75,7 $\pm$ 9,8)	73,8 $\pm$ 7,5	92,1 $\pm$ 6,6 (91,7 $\pm$ 8,5)
PCHC	81,1 $\pm$ 7,7 (91,6 $\pm$ 3,0)	83,0 $\pm$ 3,5	81,7 $\pm$ 7,0 (94,0 $\pm$ 3,3)
POC	72,3 $\pm$ 6,6 (85,3 $\pm$ 4,5)	81,9 $\pm$ 2,0	74,7 $\pm$ 11,3 (92,9 $\pm$ 3,0)

Deze gegevens tonen aan dat de zuiveringen bij een hogere concentratie AOC in het ruwe water zoals bij Berenplaat efficiënter functioneren. Deze efficiëntie verhoging van de AOC

verwijdering was echter niet voldoende om het verschil in het eindproduct tussen de locaties op te heffen (figuur 3.6). Voor de deeltjes-gebonden organische stoffen geldt dat procentuele verwijdering van de drie zuiveringen overeen komt waardoor de kwaliteit van het eindproduct dus wordt bepaald door het aanbod. Voor Kralingen en Berenplaat is in tabel 4.1 tussen haakjes aangegeven wat de verwijdering bij de huidige ruw water kwaliteit zou moeten zijn om dezelfde drinkwater kwaliteit te bereiken als in Braakman.

De verschillen in ruwwaterkwaliteit van de drie locaties zijn vastgesteld in de periode april 2012 – december 2013. In deze periode werd het plaatselijke waterbekken bij de Berenplaat doorstroomd wat een significante verslechtering van de biologische kwaliteit van het ruwe water geeft in het voorjaar. In de periode daaraan voorafgaand was bij Berenplaat geen sprake van bekkenpassage terwijl er toen ook al wel sprake was van meer nagroei van *Aeromonas* in het distributienet van de Berenplaat. Onduidelijk is of in deze periode ook sprake was van significante verschillen in de ruw waterkwaliteit tussen Berenplaat en Braakman. De analyse van de chlorophyl-A gegevens van beide perioden zoals beschreven in Bijlage 2, geeft daar geen duidelijk beeld van.

Invloed van het coagulatieproces. De belangrijkste verschillen in het coagulatieproces bij de drie bedrijven zijn de gebruikte vlok(hulp)middelen en de primaire vlokverwijdering. Het onderzoek laat zien dat de dosering van een afbreekbaar vlokhulpmiddel zoals Wisprofloc bij Kralingen en Berenplaat een AOC verhogend effect heeft op het water direct na de primaire vlokverwijdering. Er zijn echter geen aanwijzingen dat dosering van Wisprofloc nog van invloed is op de biologische stabiliteit van het geproduceerde drinkwater (tabellen 3.6 en 3.12). De metingen zijn verricht vlak voor en na de start/stop van de wisprodosering. In de winterperiode van 2013/2014 worden nog enkele aanvullende metingen verricht om deze conclusie verder te kunnen onderbouwen.

De andere verschillen bij het coagulatieproces zijn (i) het vlokmiddel; bij Kralingen en Berenplaat is dat gebaseerd op ijzerzouten (ijzerchloride) en bij Braakman op aluminiumzouten (polyaluminiumchloride) en (ii) de primaire vlokverwijdering; bij Kralingen en Berenplaat wordt deze verwijdering uitgevoerd met behulp van lamellenseparatoren resp. vlokkendekenfiltratie en bij Braakman met behulp van flotatie. In absolute zin werd de grootste verwijdering van groeipotentie en ook deeltjes-gebonden organische stof gerealiseerd door de coagulatie/vlokkendekenfiltratie bij Berenplaat wat werd veroorzaakt door de hoge belasting. De absolute verwijdering van deze stoffen bij Kralingen en Braakman was lager en lag in dezelfde orde van grootte. Uit de gegevens van de procentuele verwijdering door de coagulatieprocessen in de periode zonder Wisprofloc dosering, blijkt het aluminium/flotatie proces bij Braakman de groeipotentie en deeltjes-gebonden organische stoffen beter verwijdert dan de coagulatieprocessen met ijzer en lamellen of vlokkendekenfiltratie bij Kralingen en Berenplaat. De verschillen zijn echter niet groot; 10-20% met betrekking tot de groeipotentie (tabel 3.1) en 10-40% voor de deeltjes-gebonden organische stof (tabel 3.7). In de periode met Wisprofloc dosering kunnen deze processen niet met elkaar vergeleken worden omdat Wisprofloc zelf groeibevorderend is.

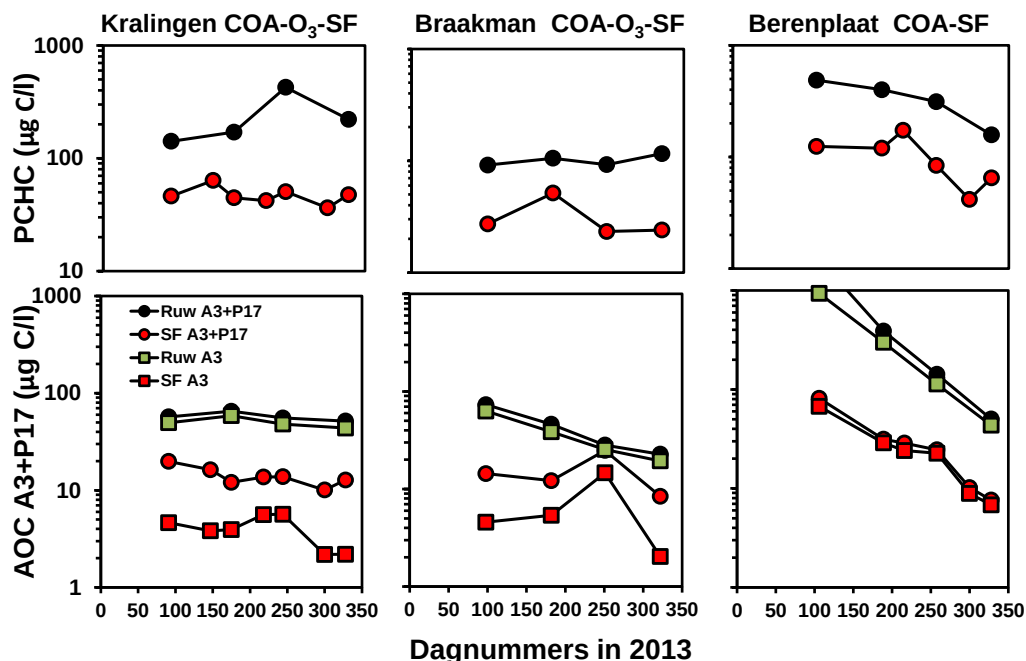
Invloed van de oxidatieprocessen met ozon. Een andere vraag die voortkwam uit de eerdere studie van 2012 was of de aanwezigheid van ozonisatie versus UV als hoofddesinfectie van invloed is op de biologische stabiliteit van het eindproduct. Uit de metingen is gebleken dat zowel de groeipotentie bepaald met AOC A3 als het POC/PCHC gehalte daalt na ozonisatie in de zuivering met ca. 20-38% (tabel 3.2 en 3.8). Door UV werd een geringe AOC A3 reductie van een paar microgram waargenomen. Een beantwoording van de vraag of de aanwezigheid van ozonisatie versus UV als hoofddesinfectie het verschil maakt in de biologische stabiliteit van het eindproduct tussen Berenplaat en Braakman is echter moeilijk te beantwoorden in het licht van de overige verschillen (ruwwaterkwaliteit en

de invloed van het coagulatieproces). In figuur 4.3 is de concentratie van de PCHC en het AOC gehalte in ruwwater vergeleken met de concentraties na snelfiltratie waarbij bij Kralingen en Braakman wel sprake is van een tussen-geschakelde ozonisatie en bij Berenplaat niet. Voor het PCHC gehalte is het effect van de ozonisatie niet vast te stellen, maar voor het AOC gehalte blijkt dat een voorzuivering met ozonisatie de fractie AOC A3 van het totale AOC gehalte duidelijk verlaagt in vergelijking met de voorzuivering zonder ozonisatie. Dit verschil wordt niet goed gemaakt door UV dat slechts een geringe AOC A3 reductie van 5% laat zien.

Snelfiltratie. Wanneer ervan uitgegaan wordt dat de verlaging van de groeipotentie in het coagulatieproces voornamelijk een fysisch proces is, dan is de eerste echte biologische stap in de zuivering om de groeipotentie en ook het gehalte deeltjes-gebonden organische stof te verlagen de snelfiltratie. De verlaging van de AOC-A3+P17 gehalten en BPC₁₄ waarden is daar in vergelijking tot de andere processen in de zuivering relatief groot (50-86%; tabel 3.3). De belangrijkste procesverschillen tussen de locaties zijn

- een voorbehandeling met ozon bij Kralingen en Braakman en niet bij Berenplaat;
- een secundaire ijzerdosering bij Kralingen;
- een toenemende contacttijd: Kralingen < Berenplaat < Braakman.

Aangezien voor deze processtap er een duidelijk positief verband bestond tussen de concentraties afbreekbare verbindingen in het influent en de mate van verwijdering (figuur 3.4 en 3.9) is een objectieve vergelijking van de werking van de snelfilters niet mogelijk.



Figuur 4.3 Invloed van de ozonisatie in de voorzuivering op de verlaging van de groeipotentie (AOC A3+P17) en de concentratie deeltjes-gebonden organische (biologische) stoffen (PCHC) in de voorzuivering

Actieve koolfiltratie. De laatste stap van de zuivering is een biologische actieve koolfiltratie. De verlaging van de groeipotentie van het water door dit proces was lager dan gemeten voor de snelfilters (tabellen 3.3 en 3.4) en vooral voor de locaties Kralingen en Braakman nogal variabel met soms een toename in AOC A3. Voor een objectieve vergelijking van de

prestaties van dit proces moet gecorrigeerd worden voor de verschillen in procescondities op de drie locaties. De gemiddelde procescondities van deze processtap in 2013 zijn vermeld in tabel 4.2 en deze tonen aan dat de filtersnelheid bij Braakman laag is t.o.v. van Kralingen/Berenplaat. Daardoor is er ook vrij veel verschil in contacttijd nl. Braakman > Berenplaat > Kralingen.

Tabel 4.2. De proceskenmerken van de actieve koolfiltraties, de biologische activiteit in het filtratieproces en de biologische kwaliteit van het filtraat

Procesgegevens	Kralingen	Braakman	Berenplaat
Snelheid (m/h)	12,4±1,1	5,3±0,4	9,8±0,7
Beddikte (m)	3,75	3,3	4,0
Contacttijd (min.)	18,1	37,6	24,4
Spoel freq. (dg)	23	7	8-16
Reactivatie freq. (jaar; BVx10 ³)	3; 90	6; 75	2; 40
Spec. verwijdering (mg AOC/m ³ .h)			
AOC A3+P17	13,0	10,3	48,8
BPC ₁₄	19,6	9,2	62,1
POC	6,6	1,5	172,6
Spec. O ₂ verbruik g/m ³ .h	3,2±2,6 ^a (n=10)	5,2±2,8 (n=10)	5,1±2,6 (n=20)
Filtraat gegevens			
AOC A3	6,1±7,2	3,4±1,2	12,5±10,9
AOC A3+P17	10,7±4,1	8,5±1,1	15,1±3,5
BPC ₇ (d.ng/l)	42,9±7,5	45,3±10,8	68,0±62,6
BPC ₁₄ (d.ng/l)	122±15	104±33	151±116
PCHC (µg C/l)	38±5	17±3	58±28
BAS (pg ATP/cm ² .d)	5,3±6,2	4,5±3,6	9,5±14,5
CBA ₂₅₀ (cumulatieve BAS pg/cm ² ; 250 dg)	1400	1150	2690
ATP filtraat (p50)	3,4	5,0	10,4
Dierl. org. (mg/m ³) uitgaand (P50-P90) ^b	0,4-2,8	0,7-5,0	3,1-17,1

^a biologische en fysische zuurstofverlaging door oververzadiging in het influent; ^b periode 2011-2012 (Hijnen e.a., 2013)

Op basis van de gegevens in tabel 4.2 kan de specifieke verwijdering van de verschillende parameters worden berekend in mg per m³ actief kool per uur als maat voor de biologische activiteit in het filterbed. Hieruit blijkt dat de hoogste biologische activiteit plaatsvindt in de koolfilters van de locatie Berenplaat en de laagste activiteit in de koolfilters op locatie Braakman. Dit komt overeen met de waarneming dat in influent en effluent van het actieve koolfiltraat op locatie Berenplaat een hoger biomassagehalte wordt waargenomen (figuur 3.7). Anders dan in 2012 berekend (Hijnen e.a., 2013) was het gemiddelde specifiek zuurstofverbruik bij Berenplaat gelijk aan het zuurstofverbruik bij Braakman (tabel 4.2).

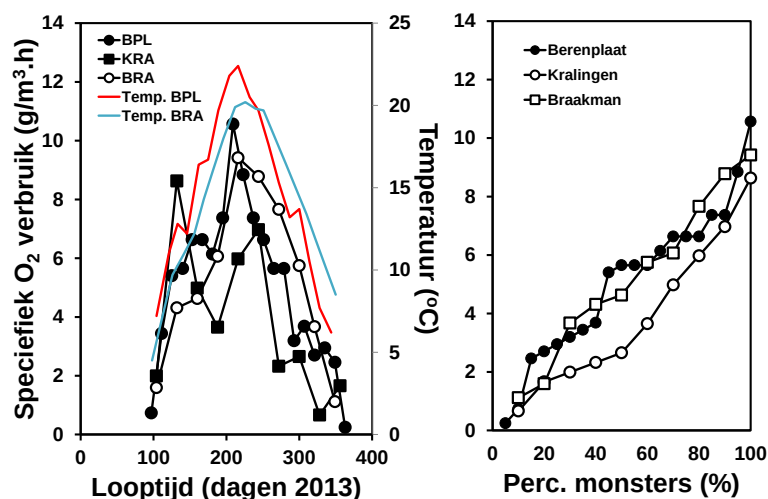
Ook de gemiddelde BAS in het filtraat is bij Berenplaat hoger dan bij Kralingen en Braakman (tabel 4.2). De hogere BAS en een snelle toename van de CBA (figuur 3.22) in Berenplaat werd voornamelijk waargenomen in de eerste fase van de looptijd (april – mei; figuur 3.17). In de laatste fase van de looptijd van de monitor te Berenplaat nam door een lagere BAS de CBA minder snel toe dan in de monitor van Braakman (figuur 3.22). Dit patroon van de CBA kan worden verklaard uit de invloed van de temperatuur op de biologische activiteit in de koolfilters die in het voorjaar vertraagd start en toeneemt naar de warmere periode (vergelijk verloop van het zuurstofverbruik in figuur 4.4). Dit patroon bij Berenplaat wijkt af van het patroon bij Braakman en Kralingen waar de BAS in het vroege voorjaar laag is (minder

aanbod groeibevorderende stoffen i.r.t. Berenplaat?) en alleen in de warme periode een verhoging vertoont (figuur 3.17). De reden voor dit verschil in toename bij dezelfde watertemperatuur is waarschijnlijk de verschillende verhouding makkelijk en moeilijk afbreekbare verbindingen. Bij Berenplaat meer moeilijk (AOC A3) dan makkelijk (AOC P17/NOX) afbreekbare verbindingen en bij Kralingen en Braakman meer makkelijk dan moeilijk afbreekbare verbindingen (reden ozonisatie!). Belangrijk punt van vervolgonderzoek in 2014 is in hoeverre deze dynamiek van de biologische activiteit in de zuivering leidt tot een lagere verwijdering van de groeibevorderende verbindingen tijdens koolfiltratie in de winter en een hogere belasting van het leidingnet met moeilijk afbreekbare verbindingen in die periode.

Mogelijke oorzaken voor het verschil in biologische activiteit in de koolfilters tussen de locaties kunnen zijn

- een verschillende samenstelling van het AOC gehalte in het influent. Meer biopolymeren en moeilijk en traag opneembare AOC in het influent bij Berenplaat en meer makkelijk opneembare AOC bij de locaties Kralingen en Braakman. Dit hangt samen met een hoger aanbod in het ruwe water en het ontbreken van een oxidatie op locatie Berenplaat;
- lagere reactivatie frequentie van de actieve kool bij Kralingen en Braakman. Het mechanisme achter dit verschil kan zijn een hogere biomassa-accumulatie in de filterbedden van Kralingen en Braakman door een langere standtijd. De variabele prestaties en soms negatieve verwijdering zijn hier een aanwijzing voor;
- een verschillende contacttijd in de filters.

Algemene conclusie uit deze waarnemingen is dat actieve koolfiltratie de biologische stabiliteit van het water verder verbetert afhankelijk van (i) de kwaliteit van het aangevoerde water en (ii) de biologische activiteit in het filterbed. De biologische activiteit wordt voornamelijk bepaald door de samenstelling van het influent, de watertemperatuur en de contacttijd over de kool.



Figuur 4.4 Het specifieke zuurstof verbruik in de koolfilters van de drie locaties als functie van de looptijd in 2013 en als verdeling voor de drie locaties

4.2 Biologische stabiliteit van het water bepaald met de verschillende parameters

4.2.1 Groeipotentie en deeltjes-gebonden organisch materiaal

De onderlinge samenhang van de verschillende nieuwe parameters die zijn ontwikkeld om de biologische stabiliteit van het water beter te kunnen bepalen, toont aan dat deze meer inzicht geven in de achtergrond van de biologische groei- en vervuilingspotentie van water tijdens de zuivering en produktie van drinkwater. Vooral de toevoeging van de analyses AOC A3 en BPP aan de al bestaande test AOC P17/Nox heeft duidelijk gemaakt dat complexe organische verbindingen afkomstig van biologische processen zoals poly-sachariden en eiwitten (biopolymeren) van belang zijn voor de biologische stabiliteit van drinkwater. Dit blijkt ook uit de groeiproeven met de deeltjes-gebonden organische stoffen in de concentraten van de hemoflow bepaling. Over de invloed van deze groep van groeibevorderende verbindingen, die bestaat uit een scala van meer of minder samengestelde organische verbindingen van verschillende molecuulgroottes, op de mate van biologische vervuiling en biofilmvorming is nog weinig bekend. Dit maakt het lastig om nu al eenduidige biologische stabiliteitscriteria voor drinkwater op te stellen en vergt meer onderzoek dat in het kader van het huidige meerjarenprogramma wordt uitgevoerd.

4.2.2 Continue biofouling monitor: meten voor of na de reinwaterkelder

Zoals eerder is vastgesteld door Van der Kooij e.a., 2010) waren de AOC P17/Nox en de biofilmvormings potentie (BVS) zoals bepaald in het uitgaande water na de reinwaterkelder als biologische stabiliteits parameters niet gecorreleerd met de verschillen in nagroei van *Aeromonas* in het distributienet van Berenplaat en Braakman. Een belangrijke reden hiervoor was het AOC verhogende effect door chloordioxide (Hornstra 2012) wat afpompstation wordt gemeten met AOC P17/Nox en bij Braakman hoger is dan bij Berenplaat: dit correleert niet met de genoemde *Aeromonas* problematiek.. De vraag is of de biologische stabiliteit gemeten met de CBM direct na de koolfilters vóór dosering van chloordioxide en verblijftijd in de reinwaterkelders een beter beeld geeft van de biologische stabiliteit van het water in het distributiegebied.

Ondanks de met de CBM gemeten hogere BAS-waarden na actieve kool bij Berenplaat in het voorjaar, is deze in het tweede deel van het jaar gelijk aan de BAS-waarde bij Braakman (figuur 3.17). Dit ondanks dat bij Braakman de biologische stabiliteit, op grond van de groeipotentie (AOC en BPP) en concentratie deeltjes-gebonden organische stof (POC/PCHC), hoger is dan bij Berenplaat (tabel 4.2). De lage BAS waarde van het actieve koolfiltraat te Berenplaat is om deze reden niet voorspellend voor de biologische stabiliteit van het geproduceerde water: in het distributiesysteem van Berenplaat zijn de nagroeiproblemen groter dan in het distributiesysteem van Braakman. Dit laat zien dat de biologische stabiliteit niet altijd met dezelfde parameters kan worden beoordeeld. De BAS waarde van het actieve koolfiltraat is gemeten direct na filters met een verschillende biologische activiteit in het filterbed (tabel 4.2). In de zomer-periode van het jaar met de hoogste biologische activiteit wordt in het filtraat van de koolfilters van Berenplaat zelfs een lagere BAS gemeten dan bij de Braakman. Hypothese is dat door de hoge biologische activiteit in het koolfilter de organische verbindingen en/of nutriënten (biologisch beschikbaar fosfaat) die verantwoordelijk zijn voor de eerste biofilmvorming in de CBM zodanig zijn verlaagd dat de "lag-fase" voor het ontwikkelen van een biofilm in de glasparsels wordt verlengd en de relatief korte incubatietijd van 4 weken onvoldoende is voor een hoge biomassa accumulatie snelheid (BAS). Als de CBM wordt geplaatst na het verblijf in de reinwaterkelder en een voorafgaande chloordioxide dosering met een gering oxidatief vermogen, komen voldoende voedingsstoffen en/of nutriënten (biologisch beschikbaar fosfaat) beschikbaar die deze groei-limitatie van de eerste biofilmvorming opheft en neemt de BAS toe (figuur 3.19). Consequentie van deze waarneming is dat het beoordelen van de biologische stabiliteit van het drinkwater geproduceerd met actieve koolfilters niet goed kan worden beoordeeld met

een CBM direct na het koolfilter. De CBM kan beter na reinwaterkelder en in het distributienet worden gemeten na kortere/langere verblijftijd. Nog belangrijker is de conclusies dat naast de BAS waarde van het water, tevens de groeipotentie en de concentratie deeltjes-gebonden organische stoffen gemeten moeten worden.

4.3 De biologische stabiliteit tijdens distributie en de rol van ijzer

In het distributiesysteem neemt bij Braakman de BAS duidelijk af terwijl bij Berenplaat de BAS waarde op een vergelijkbaar niveau blijft als in het uitgaande water. Deze waarneming houdt waarschijnlijk verband met het verschil in de samenstelling van afbreekbare verbindingen in het drinkwater. Bij een hogere fractie makkelijk afbreekbare verbindingen in het drinkwater, zoals bij Braakman, neemt de vervuilingspotentie van het water snel af in het leidingnet en vindt de biofilmvorming plaatst in het eerste deel van het leidingnet. Bij een hogere fractie moeilijk afbreekbare verbindingen zoals bij Berenplaat is de snelheid van vervuiling in het eerste gedeelte van het leidingnet lager maar vindt die plaats over een langer traject in het voorzieningsgebied. Deze hypothese zal met aanvullend onderzoek moeten worden onderzocht.

Er zijn aanwijzingen dat ijzerdeeltjes van invloed zijn op de biologische vervuilingssnelheid in het distributiesysteem. Bij hogere BAS waarden worden meestal ook hogere FeAS waarden gevonden. Onduidelijk is of ijzeraccumulatie in de CBM de BAS-waarde verhoogt of dat een hogere BAS meer ijzer bindt (kip of ei). Aannemelijk is dat beide processen kunnen optreden. Een aanwijzing voor een verhogend effect van ijzer op de BAS als voorspeller voor biofouling vormen de resultaten van een recent onderzoek waaruit blijkt dat Fe^{3+} dosering aan de CBM na AKF op Berenplaat de BAS verhoogt (Bereschenko e.a., 2014). Wanneer de FeAS-gegevens van het huidige onderzoek worden geanalyseerd blijkt dat de FeAS waarden na AKF in Berenplaat en Braakman niet verschillen en laag zijn (Tabel 3.18). Alleen bij Kralingen is de gemiddelde FeAS iets hoger. Dit was in de tijd gekoppeld aan een tijdelijke verhoging van de BAS. Bij Berenplaat nam de FeAS in het distributiegebied duidelijk toe terwijl de BAS waarde dezelfde trend volgt als de BAS-waarde afpompstation en na de zomerperiode (watertemperatuur < 15 °C) duidelijk afneemt. Bij Braakman was het juist omgekeerd: de FeAS nam licht toe of bleef gelijk in het voorzieningsgebied, terwijl de BAS waarden juist sterk afnamen. Deze gegevens laten zien dat de rol van Fe in de biofouling niet eenduidig is en er nader onderzoek nodig is om hierover meer inzicht te krijgen.

4.4 Overall evaluatie van de gevonden resultaten

De aanleiding van het BTO speerpuntonderzoek van Evides is de constatering dat de productielocaties van Evides die drinkwater produceren van het Brabantse Biesboschwater, met in grote lijnen vergelijkbare zuiveringsprocessen (coagulatie, vlokverwijdering, desinfectie en snel- en actieve koolfiltratie), verschillen in *Aeromonas* nagroei in hun voorzieningsgebieden. Het onderzoek beschreven in dit rapport is uitgevoerd als vervolg op het onderzoek in 2012. In het onderzoek 2012 is geconstateerd dat er door middel van het meten met een aantal aanvullende nieuwe meetmethoden verschillen zijn in de mate en het type van biologische stabiliteit van het drinkwater van de pompstations. Dit verschil zou een verklaring kunnen zijn voor de verschillen in nagroei die bij de pompstations worden waargenomen. Voor de verschillen werden een aantal mogelijke oorzaken aangedragen die waren gerelateerd aan het ruwe water en de zuivering.

Het onderzoek in 2013 was daarom gericht op het meten van biologische groeipotentie van het ruwwater en na de diverse zuiveringsstappen om te kunnen vaststellen welke van de belangrijkste zuiveringsverschillen de mogelijke oorzaak zijn voor het verschil in de biologische stabiliteit van het drinkwater. In het voorgaande hoofdstuk is de invloed van deze verschillen besproken en algemeen kan worden geconcludeerd dat het verschil in

biologische stabiliteit van het drinkwater wordt veroorzaakt door een optelsom van de invloed van de volgende zuiveringsaspecten:

1. Bekkenpassage bij Berenplaat die de biologische kwaliteit van het ruwe water in het voorjaar sterk negatief beïnvloedt (hoog gehalte aan biopolymeren), gecombineerd met onvoldoende verbetering van de biologische stabiliteit tijdens de zuivering van het water in deze periode. Reden is het ontbreken van voldoende biologische activiteit in de zuivering bij lagere watertemperatuur;
2. Afwezigheid van een oxidatiestap in de zuivering bij Berenplaat die het hoge gehalte biopolymeren in het ruwe water zou kunnen omzetten tot makkelijk afbreekbare organisch stoffen, waardoor het distributiesysteem wordt belast met een relatief hoge concentratie moeilijk afbreekbare stoffen die tot ver in de periferie voor hogere BAS-waarden zorgt;
3. Een lager zuiveringsrendement voor afbreekbare stoffen en biomassa van het coagulatie/vlokverwijderingsproces met het vlokmiddel ijzerchloride bij Berenplaat en Kralingen, mogelijk in combinatie met het gebruik van een groeipotentie verhogend vlokhulpmiddel.

Deze drie zuiveringsaspecten zijn hierboven in volgorde van afnemende invloed beschreven. Deze volgorde is gebaseerd op een beperkte kwantitatieve inschatting en gebaseerd op de onderzoeksperioden 2012-2013 waar sprake was van een bekkenpassage bij de Berenplaat. De grote rol van de bekkenpassage is gebaseerd op de negatieve invloed die dit heeft op de ruwwaterkwaliteit. Dat de ruw waterkwaliteit een belangrijk aspect is voor de biologische stabiliteit van het drinkwater blijkt uit de waarneming dat ook bij Kralingen met ozon als oxidatieve stap, maar met een mindere ruwwaterkwaliteit dan bij Braakman, de biologische stabiliteit van het drinkwater lager is dan bij Braakman en er *Aeromonas* nagroei optreedt in het net.

Voor het geven van meer onderbouwde conclusies is echter meer onderzoek nodig. Door verschillen in de ruwwaterkwaliteit is de rol van oxidatie niet goed vast te stellen. Evides heeft voor de toekomst gekozen om de desinfectieprocessen met ozon op al hun locaties te vervangen voor een desinfectie met UV. Bij Berenplaat en Baanhoek is deze ombouw al gerealiseerd en begin 2014 zal de Braakman overgaan van ozon naar UV. Omdat van de Braakman in 2012 en 2013 gegevens zijn verzameld over de biologische stabiliteit van het drinkwater is deze aanpassing een goede mogelijkheid om de invloed van ozon versus UV op de biologische stabiliteit van het drinkwater op praktijkschaal te volgen. Voor het speerpuntonderzoek 2014 is dan ook een vervolgonderzoek geformuleerd waarmee de biologische stabiliteit gemeten met nieuwe parameters tijdens de zuivering en in het distributienet nauwlettend zal worden gevolgd.

Daarnaast blijkt uit de gegevens van het huidige onderzoek 2013 dat de biologische stabiliteit van het drinkwater, vooral bij de locaties met een verhoogde *Aeromonas* nagroei, afhankelijk is van het seizoen. De resultaten van het speerpuntonderzoek in 2013 hebben aanwijzingen opgeleverd dat de biologische stabiliteit van het drinkwater in het vroege voorjaar laag is door een matige verwijdering in de zuivering. Dit is waarschijnlijk gerelateerd aan de mindere biologische activiteit bij lage watertemperatuur in de zuivering, waardoor het voorzieningsgebied in de winter en vroege voorjaar wordt gevoed met een relatief hoog gehalte groeibevorderende verbindingen, vooral biopolymeren, die in de zomerperiode aanleiding kunnen geven tot een verhoogde microbiologische activiteit in het voorzieningsgebied. Deze hypothese wordt in de winter van 2013/2014 getoetst door aanvullend metingen te doen in deze koude periode na de zuivering en ook in het voorzieningsgebied.

5 Eindconclusies en aanbevelingen

De resultaten van dit onderzoek tonen dat de oppervlaktewater zuivering van de locaties Kralingen, Braakman en Berenplaat in staat zijn om de biologische stabiliteit van het ruwe water sterk te verbeteren. Met het onderzoek zijn de verschillen en overeenkomsten tussen de drie locaties beschreven. Dit leverde de volgende conclusies op:

- De gegevens van 2013 bevestigen de verschillen in biologische stabiliteit van de eindproducten van de zuiveringen van Braakman en Berenplaat die in 2012 zijn waargenomen: een hoger gehalte aan moeilijk afbreekbare verbindingen in het drinkwater van Berenplaat in vergelijking met het drinkwater van Braakman. De concentratie van deze verbindingen in het drinkwater van Kralingen ligt daar tussenin.
- De concentratie moeilijk afbreekbare verbindingen in het ruwe water van de drie locaties verschilde significant. Vooral het ruwe water van de locatie Berenplaat bevatte met name in het voorjaar een hoog gehalte 'biopolymeren' vermoedelijk afkomstig van de biologische processen tijdens bekkenpassage van het Biesboschwater. De verwijderingsefficiëntie van de drie zuiveringen verschilde en er werd een hogere verwijdering gevonden bij een hogere belasting. Toch is de biologische stabiliteit van het ruwe water in belangrijke mate bepalend voor de uiteindelijke biologische stabiliteit van het geproduceerde drinkwater;
- De grootste verbetering van de biologische stabiliteit vindt plaats tijdens coagulatie, primaire vlokverwijdering en secundaire vlokverwijdering met snelfiltratie. De flotatie met aluminiumzouten bij Braakman verwijdert de moeilijk afbreekbare componenten in het water efficiënter dan lamellenseparator en vlokkendekenfiltratie met ijzerzouten bij Kralingen en Berenplaat;
- De vlokhulpmiddeldosering bij Kralingen en Berenplaat had geen meetbare invloed op de biologische stabiliteit van het water na de snelfilters;
- De BPP test laat zien dat de groeipotentie van het water toeneemt na ozonisatie. Met de 'nieuwe' AOC bepaling met stam A3 en P17 wordt duidelijk dat de concentratie moeilijk afbreekbare verbindingen (A3) wordt verlaagd door het proces en de concentratie makkelijk afbreekbare verbindingen (P17) toeneemt. De concentratie moeilijk afbreekbare verbindingen (A3) en deeltjes-gebonden organische stoffen gemeten met de hemoflow (POC/PCHC) worden door de ozonisatie met 20-40% verlaagd.
- De actieve koolfilters verbeteren de biologische stabiliteit van het drinkwater bepaald met AOC en BPP verder, maar zijn niet in staat om het gehalte moeilijk afbreekbare verbindingen voldoende te verlagen om de verschillen tussen de zuiveringen af te vlakken. De biomassa accumulatiesnelheid (BAS) bepaald met de CBM wordt bij de drie locaties door het actieve koolproces eveneens sterk verlaagd, vooral in de zomerperiode waar de biologische activiteit in het filterbed het hoogst is;
- De verschillen in de biologische stabiliteit van het water na actieve koolfiltratie die met de groeipotentietesten (AOC/BPC₁₄) en de deeltjes-gebonden organische stoffen (POC/PCHC) zijn vastgesteld, worden met de CBM (BAS) niet waargenomen. Dit toont aan dat de CBM niet geschikt is om de aanwezigheid van moeilijk afbreekbare verbindingen aan te tonen. De vermoedelijke reden hiervoor is dat de verregaande verlaging van de concentratie makkelijk afbreekbare verbindingen en nutriënten door de koolfilters in de zomerperiode bij verhoogde biologische

- activiteit in de filters en de relatief korte incubatietijd (4 weken) van de cuvetten in de CBM. In het vroege voorjaar wanneer de biologische processen nog niet volledig functioneren, was de BAS na de actieve koolfilters bij Berenplaat duidelijk verhoogd;
- In het drinkwater af-pompstation na de chloordioxide dosering en reinwaterkelder neemt de BAS toe. In het leidingnet van Berenplaat bij gelijke verblijftijd blijft de BAS hoog, maar bij Braakman neemt de BAS af. Dit verschil is terug te voeren op het verschil in samenstelling van de groeibevorderende verbindingen. Bij Braakman is de BAS in het drinkwater af-pompstation verhoogd door groei op alleen makkelijk afbreekbare verbindingen en bij Berenplaat door biomassa adsorptie en/of groei op een mengsel van makkelijk en moeilijk afbreekbare verbindingen. Deze resultaten tonen aan dat de biologische stabiliteit van drinkwater bepaald moet worden met zowel de groeipotentie testen als de CBM;
 - Uit de verschillen in ijzer-afzetting-snelheden in de CBMs van het huidige onderzoek kan geen duidelijke conclusie worden getrokken over de rol van ijzer bij de biologische stabiliteit van het drinkwater en de problemen met nagroei in voorzieningsgebied. De bijdrage van ijzer aan deze problemen is vermoedelijk variabel en afhankelijk van de samenstelling van de groeibevorderende verbindingen in het drinkwater.

Op grond van deze conclusies wordt aanbevolen om verder onderzoek te doen naar de invloed van (i) de ozonisatie in de zuivering, (ii) de winterperiode en (iii) het verblijf in het leidingnet op de biologische stabiliteit van het drinkwater.

6 Referenties

Hijnen, W.A.M., Bahlman, J.A. en Schurer, R. (2013) Oorzaken van verschillen in biologische stabiliteit van het drinkwater van Berenplaat en Braakman. BTO 2013.216(s), KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.

Hornstra, L. D. van der Kooij, P.W.J.J. van der Wielen en G.J. Medema (2012). ClO₂ desinfectie van het drinkwater van pompstation Andijk: 1. Desinfectie ter verlaging van KG22 en *Aeromonas* en 2. Desinfectie van virussen in het water van de proefinstallatie. Rapport KWR 2012.030. KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein..

Sack, E.L., van der Wielen, P.W. and van der Kooij, D. (2010) Utilization of oligo- and polysaccharides at microgram-per-litre levels in freshwater by *Flavobacterium johnsoniae*. J Appl Microbiol 108(4), 1430-1440.

Schurer, R. (2010) Nagroei voorzieningsgebieden oppervlaktewaterzuiveringen Evides. Inventarisatie 2010, Evides Waterbedrijf, Rotterdam.

Van der Kooij, D., Hijnen, W.A.M. and Kruithof, J.C. (1988). The effects of ozonation, biological filtration, and distribution on the concentration of easily assimilable carbon in drinking water. Ozone, Sci. & Engin. 11: 297.

Van der Kooij, D., Van der Wielen, P.W.J.J., Veenendaal, H.R. and Suylen, G.M.H. (2010) Invloed van ClO₂-dosering op de biologische stabiliteit en nagroei van *Aeromonas*. Rapport KWR 09.069, KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.

Van der Kooij, D. and Veenendaal, H.R. (2011) Bepaling van de biofilmvormende eigenschappen van drinkwater met een continue biofilmonitor (CBM). BTO 2011.050. KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.

Van der Kooij, D. & P.W.J.J. van der Wielen. 2012. Monitor for growth and deposit. Europese patentaanvraag 2009745

van der Kooij, D. & H. R. Veenendaal. 2014. Regrowth problems and biological stability assessment in the Netherlands. In: Microbial Growth in Drinking-Water Supplies. Problems, Causes, Control and Research Needs, van der Kooij, D. & P.W.J.J. van der Wielen (Eds). pp 291-337.

Van der Kooij, D. & H. R. Veenendaal. 2013. Bepaling van de concentratie van biomassa in drinkwater met behulp van de hemoflow. BTO 2013.044. KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.

Van der Wielen, P.W. and van der Kooij, D. (2010) Effect of water composition, distance and season on the adenosine triphosphate concentration in unchlorinated drinking water in the Netherlands. Water Res 44(17), 4860-4867.

Van der Wielen, P.W.J.J. & D. van der Kooij. 2013. Nontuberculous mycobacteria, fungi, and opportunistic pathogens in unchlorinated drinking water in the Netherlands. Appl. Environ. Microbiol. 79:825-834

Statistische gegevens metingen

*Tabel 1. De relatieve standaard afwijking (SD/AVG*100%) van de groeiproeven (n = 7-18) bepaald in de diverse stadia van de zuivering van de drie locaties*

	Ruw		COA		Ozon		SF		AKF	
	AVG	Min - Max	AVG	Min - Max	AVG	Min - Max	AVG	Min - Max	AVG	Min - Max
A3	8,0	0,6-16,6	7,8	0,3-25,5	15,2	0,5-44,0 ^a	12,7	0,3-101,8 ^a	7,4	1,1-25,0 ^a
A3+P17	7,6	1,4-17,7	9,8	0,1-35,9	8,0	0,2-40,7 ^a	9,4	1,0-65,1 ^a	7,5	0,2-29,5 ^a
BPC14	6,0	0,8-14,8	3,3	0,2-14,2	9,0	1,1-15,6	34,3	0,1-467,3 ^a	5,2	0,1-16,1

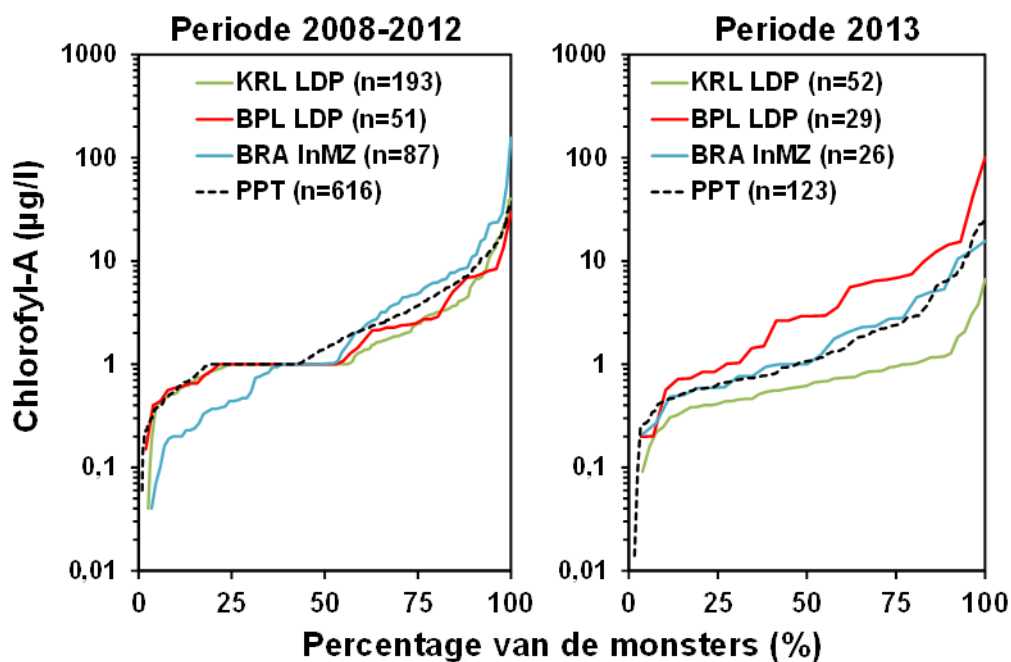
^aMaximum waarden gemeten bij Braakman

Tabel 2. De relatieve standaard afwijking van de BAS-waarden van de CBM geplaatst op vier locaties bij de drie locaties

	AVG	Min - Max
SF	25,0	0,5-82,6
AKF	28,3	0,3-128,4
HD	15,2	0,9-79,3
DIST	29,5	1,3-82,7

Bijlage I Chlorophyll-A in ruw water

Het chlorofyl-A gehalte geeft informatie over de hoeveelheid biomassa van algen in het ruwe water en is daarmee een mogelijke biologische waterkwaliteitsparameter die daar over de voorgaande periode meer informatie over kan geven. In de periode 2008-2012 (zonder bekkenpassage bij de Berenplaat) was de chlorofyl-A concentratie in ca. 38% van de metingen bij Berenplaat en Kralingen hoger dan bij Braakman (figuur 1).



FIGUUR 4.2. DE VERDELING VAN HET CHLOROFYL-A GEHALTE IN HET RUWE WATER VAN DE DRIE LOCATIES IN DE PERIODE VOOR (2008-2012) EN NA INTRODUCTIE VAN EEN BEKKENPASSAGE BIJ POMPSTATION LOCATIE BERENPLAAT (2013). ALS VOOR DE BIOLOGISCHE STABILITEIT VAN HET RUWE WATER

In 40% van de waarnemingen is dat juist omgekeerd, een hoger chlorofyl-A gehalte bij Braakman dan bij de andere twee locaties. Bij de lage chlorofyl-A gehalten volgt de verdeling van het chlorofyl gehalte bij Berenplaat en Kralingen de verdeling in het afgeleverde Biesbosch water (PPT) beter dan de verdeling bij lage concentratie bij Braakman. Aannemende dat de van Braakman waarnemingen nauwelijks onder invloed stonden van het plaatselijke bekken, zou het lagere chlorofyl gehalte bij Braakman kunnen wijzen op een verbetering van de waterkwaliteit van het Biesbosch water door een langere verblijftijd in de aanvoerleiding naar Braakman.

Voor het jaar 2013 is dat echter anders. Dan blijkt de verdeling in Braakman beter overeen te komen met de verdeling van het afgeleverde water van de Biesbosch (PPT). Bij Berenplaat werd een duidelijke verslechtering waargenomen ten opzichte van het aangevoerde Bies Boschwater (verhoging chlorofyl-A gehalte) door de bekkenpassage, terwijl bij Kralingen het chlorofyl-A gehalte duidelijk afnam (figuur 4.2). Hieruit blijkt dat uit de gegevens van het

chlorofyl-A gehalte in het ruwe water niet kan worden vastgesteld of vóór het introduceren van de bekkenpassage bij Berenplaat reeds sprake was van een verschil in biologische kwaliteit van het ruwe water tussen Berenplaat en Kralingen enerzijds en Braakman anderzijds. Uit het onderzoek in dit rapport blijkt wel duidelijk een negatief effect van de ruw water kwaliteit op de uiteindelijke biologische stabiliteit van het drinkwater .