

KWR 2020.027 | Maart 2020

TKI Sluiten watercyclus Noord-Holland



TOPSECTOR
WATER



TKI Sluiten watercyclus Noord-Holland

KWR | Maart 2020

Opdrachtnummer

402135

Projectmanager

Ing. E.F. Beerendonk

Opdrachtgever

TKI Samenwerkingspartners Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (HHNK), PWN Technologies (PWN-T), PWN, Crown van Gelder (CvG), Tata Steel, Waternet

Auteurs

dr.ir. C. Bertelkamp, dr. M.M.L. Dingemans, dr. ing. K. Roest, dr. L. Hornstra, dr. Ir. C.H.M. Hofman-Caris, ir. A.A. Reus

Kwaliteitsborger

Prof.dr.ir. E.C. Cornelissen

Verzonden naar

Ronald Koolen (HHNK), Maaïke Hoekstra (HHNK), George Zoutberg (HHNK), Bram Martijn (PWN-T), Ruud van der Neut (PWN), Sabine Gabriel (PWN-T), Martin van de Pol (CvG), Tamara Roozendaal (Tata Steel), René van der Aa (Waternet), Leon Kors (Waternet)

Dit rapport is openbaar.

Keywords

Watercyclus, Watercyclus, RWZI-effluent, infiltratie, organische microverontreinigingen, bromaat, DOC, bio-assays, Ames, Calux, micro-organismen, bacteriën, virussen, antibioticaresistente genen, protozoa, SSRC

Jaar van publicatie
2020

Meer informatie

Dr.ir. C. Bertelkamp
T 0627249911
E cheryl.bertelkamp@kwrwater.nl

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



Maart 2020 ©

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.

Samenvatting

Het is de afgelopen jaren duidelijk geworden dat het effluent van rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) organische microverontreinigingen (OMV's), waaronder medicijnresten, bevat. RWZI's zijn in de regel ook niet ontworpen om dergelijke stoffen te kunnen verwijderen. In binnen- en buitenland wordt op dit moment onderzoek gedaan naar extra zuiveringsstappen om OMV's, en dan met name medicijnresten, te verwijderen, en op die manier de kwaliteit van het effluent, en daarmee ook van het oppervlaktewater waarop het geloosd wordt, te verbeteren.

Sluiting van de waterkringloop wordt de laatste jaren steeds interessanter. Enerzijds wordt het in sommige landen al toegepast om problemen met watertekorten als gevolg van droogte op te lossen c.q. te voorkomen. Anderzijds zou een verbeterde kwaliteit van RWZI-effluent ander gebruik dan lozing op het oppervlaktewater interessant kunnen maken. Dit leidde in dit project concreet tot de vraag welke mogelijkheden er zijn om de watercyclus in Noord-Holland te sluiten na verwijdering van OMV's op RWZI Wervershoof. Dit betekent dat de kwaliteit van het effluent vergelijkbaar moet zijn met de waterkwaliteit afkomstig van de Watertransportmaatschappij Rijn-Kennemerland (WRK) in Andijk.

In eerste instantie is onderzoek gedaan naar de kwaliteit van het effluent van Wervershoof en van het WRK-water. Het bleek dat het gehalte onopgeloste zwevende bestanddelen in het effluent ruim boven de limiet van het WRK-water ligt ($7,05 \pm 4,63$ mg/L versus ≤ 1 mg/L), en dat ook de gehalten aan ammonium en fosfaat regelmatig te hoog zullen zijn. Wat zware metalen betreft voldoet het effluent wel aan de eisen voor het infiltratiebesluit. Alleen voor lood kan geen uitspraak worden gedaan, omdat dat niet gemeten is. Dat laatste geldt ook voor natrium, fluoride en cyaniden.

Uit analyses van het effluent bleek dat de concentraties OMV's ongeveer een factor tien tot honderd hoger zijn dan in het WRK-water. Door ozon (O_3) toe te voegen aan het effluent kunnen deze concentraties echter worden verlaagd tot het niveau dat ook in het WRK-water wordt aangetroffen. Een O_3 : DOC verhouding van 0,25 (g/g) is hiervoor te laag, maar bij een verhouding van 1 worden bijna alle OMV's voor >90%, vaak zelfs >95%, verwijderd. Alleen PFOA is vrijwel niet te oxideren, en wordt nauwelijks verwijderd op deze manier. Toevoeging van waterstofperoxide (H_2O_2) om een zogenaamd "geavanceerd oxidatieproces" (AOP) te realiseren en bromaatvorming te beperken of te voorkomen leidt bij een dergelijk hoge ozonconcentratie niet tot zichtbaar hogere verwijdering van OMV's, maar kan wel het DOC-gehalte significant (circa 30%) verlagen.

Toepassing van keramische membraanfiltratie na ozonisatie van het effluent heeft geen effect op het gehalte aan opgeloste stoffen. Wel neemt hierdoor het gehalte aan nanodeeltjes (goud en zilver) af, maar niet tot het gehalte van het WRK-water. Hiervoor zou een extra filtratiestap nodig zijn, of zou een minimale mengverhouding WRK-water : RWZI-effluent moeten worden toegepast.

Toepassing van de lage ozon dosis leidt tot een positieve respons van het behandelde water in de Ames fluctuatietest. Verder suggereren de uitgevoerde CALUX testen dat een mogelijk ecologisch risico door een effect op de oestrogeen activiteit (ER α receptor) niet uitgesloten kan worden bij lozing van RWZI-effluent na ozonbehandeling. Behandeling van het effluent verwijdert de androgeen-, oestrogeen-, glucocorticoïd receptor- en progesteron-activiteit, en cytotoxiciteit bij alle drie de procesinstellingen (lage ozon dosis, hoge ozon dosis en O₃/H₂O₂). Er kon in deze testen geen onderscheid worden gemaakt tussen het effect van een hoge of lage ozon dosering of geavanceerde oxidatie, omdat alle metingen onder de detectielimiet waren. Zowel voor het WRK-water, het RWZI-effluent, als het met ozon behandelde effluent kan echter een ecologisch risico in relatie tot oxidatieve stress (Nrf2 receptor) niet worden uitgesloten. Hierbij is nog niet duidelijk of de stoffen die deze stress veroorzaken door de behandeling met ozon of O₃/H₂O₂ niet worden verwijderd, of dat de behandeling zelf mogelijk oxidatieve stress ook introduceert. Op basis van de resultaten van de Ames fluctuatietest kan echter worden geconcludeerd dat de lage ozon dosis de slechtste waterkwaliteit oplevert.

Het RWZI effluent zonder ozonbehandeling blijkt pathogenen en antibioticaresistentiegenen te bevatten, die een risico kunnen vormen bij hergebruik van het water. Indien een voldoende hoge ozon dosis wordt toegepast resulteert de combinatie van ozonisatie en keramische membraanfiltratie in een inactivatie/verwijdering van protozoa, bacteriën en virussen tot gehalten die lager zijn dan in het WRK-water. Ook de gehalten antibioticaresistentiegenen nemen door de behandeling van het effluent af. Dit betekent dat de risico's van hergebruik van behandeld water gelijk of lager zijn dan die van gebruik van WRK-water. Wel lijkt het erop dat geavanceerde oxidatie in dit geval minder effectief is voor desinfectie dan ozonisatie bij hoge ozon dosis.

Samenvattend kan worden gesteld dat de lage O₃ : DOC verhouding van 0,25 onvoldoende is om een goede waterkwaliteit te realiseren. Bij hogere O₃-doses kan echter wel een goede waterkwaliteit worden verkregen, die vergelijkbaar is met of beter dan die van het WRK-water. Voor wat betreft desinfectie en de afbraak van OMV's is een hoge ozon dosis voldoende of zelfs beter dan de combinatie van ozon met waterstofperoxide. Of een verhouding O₃ : DOC van 1 nodig is, of dat kan worden volstaan met een verhouding van 0,5 – 0,8, zal moeten worden uitgezocht. Dit hangt er ook van af of een verlaging van het DOC-gehalte nodig is, want dat wordt alleen in het O₃/H₂O₂ proces gerealiseerd.

Overigens leidt de nu toegepaste behandeling (met ozon (en eventueel H₂O₂)) en keramische membraanfiltratie niet tot verlaging van het aantal nanodeeltjes tot het niveau dat in WRK-water aanwezig is. Als dit nodig is, zal een extra filtratiestap moeten worden toegevoegd.

Dit project is uitgevoerd in het kader van het TKI topsector Water programma, in samenwerking met Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (HHNK), PWN Technologies (PWN-T), Crown van Gelder (CvG), Tata Steel, en Waternet. De auteurs willen de volgende personen bedanken voor hun constructieve bijdragen aan de discussies en experimenten: Ruud van der Neut (PWN), Sabine Gabriel en Bram Martijn (PWN-T), Ronald Koolen, George Zoutberg en Maaike Hoekstra (HHNK), Leon Kors en René van der Aa (Waternet), Tamara Roozendaal (Tata Steel), en Martin van de Pol (Crown van Gelder).

Inhoud

Samenvatting	3
---------------------	----------

Inhoud5

1	Inleiding	8
1.1	Achtergrond	8
1.2	Doel	9
1.3	Metten van verwijderingsefficiëntie	9
2	Huidige situatie	10
2.1	Wervershoof	10
2.2	WRK	10
2.3	Industriewater	11
2.4	Drinkwaterproductie	11
2.5	Kringloopsluiting (toekomst scenario)	11
3	Bureaustudie kansen en kaders waterhergebruik	13
3.1	Algemeen	13
3.2	Wet – en regelgeving met betrekking tot (afval)water	13
3.3	Kansen en kaders voor waterhergebruik in Wervershoof	15
3.3.1	Waterkwaliteitseisen	15
3.3.2	Bioassays	23
3.3.3	Microbiologische parameters	24
3.4	Risico-analyse voor hergebruik van RWZI-effluent	25
3.5	Case-studies watergebruik in Nederland en wereldwijd (case studies)	26
3.5.1	Effluent voor het aanvullen van het grondwaterpeil in Orange County	26
3.5.2	Effluent voor het aanvullen van het grondwaterpeil in België (Veurne-Ambacht)	28
3.5.3	Productie van drinkwater uit afvalwater in Windhoek, Namibië	29
3.5.4	Andere voorbeelden van hergebruik	30
3.5.5	Impact voor Nederland	33
3.5.6	Conclusie	33
4	Opzet pilot experiment – deel 1 meetcampagne	34
4.1	Pilotopstelling	34
4.2	Analyses	35
4.2.1	Geneesmiddelen	35
4.2.2	Bioassays	35
4.2.3	Microbiologische waterkwaliteit	37

5	Resultaten pilot experiment – deel 1 meetcampagne	39
5.1	Chemische waterkwaliteit	39
5.1.1	Geneesmiddelen	39
5.1.2	Nanodeeltjes	43
5.2	Bioassay resultaten	44
5.2.1	Ames test	44
5.2.2	-	45
5.2.3	CALUX testen	45
5.3	Microbiologische waterkwaliteit	48
5.3.1	Protozoa	48
5.3.2	Bacteriën	49
5.3.3	Virussen	51
5.3.4	Antibioticaresistentiegenen	52
5.3.5	Algemeen:	53
6	Opzet pilot experiment – deel 2 monitoringsprogramma	54
6.1	Waterkwaliteitsparameters	54
6.2	Bio-assays	55
6.3	Microbiologische parameters	56
7	Resultaten pilot experiment – deel 2 monitoringsprogramma	57
7.1	Waterkwaliteitsparameters	57
7.1.1	Samenstelling van het effluent	57
7.1.2	Dosering van OMV's	59
7.1.3	Afbraak van OMV's	59
7.1.4	Bromaatvorming	62
7.1.5	Reacties van DOC en ontwikkeling van UV-T	63
7.1.6	Vergelijking waterkwaliteit behandeld effluent met WRK-water	64
7.1.7	Conclusies	65
7.2	Bio-assays	66
7.2.1	Ames fluctuatietest	66
7.2.2	CALUX testen	68
7.3	Microbiologische parameters	72
7.3.1	Meetresultaten 2019	72
7.3.2	De verwijdering van micro-organismen door de gebruikte waterbehandelingsprocessen.	78
8	Discussie	81
8.1	Bioassays	81
8.2	Microbiologie	82
8.3	Oxidatie van componenten	83
8.3.1	Omzetting van OMV's	83
8.3.2	Bromaatvorming	85
8.3.3	Effecten op DOC	87
8.3.4	Infiltratie van behandeld water	88
9	Conclusie en aanbevelingen	89

9.1	Conclusies	89
9.1.1	Bioassays	89
9.1.2	Microbiologie	89
9.1.3	Waterkwaliteitsparameters	90
9.2	Aanbevelingen	91
9.2.1	Bioassays	91
9.2.2	Microbiologie	91
9.2.3	Waterkwaliteitsparameters	92
11	Implicaties van verschillende nabehandelingen van RWZI-effluent voor lozing en hergebruik	93
12	Referenties	97
I	Bijlage Waterkwaliteitseisen voor RWZI-effluent	102
II	Bijlage Waterkwaliteitseisen WRK-water (contract)	103
III	Bijlage Waterkwaliteitseisen in infiltratiebesluit	104
IV	Bijlage Waterkwaliteitseisen drinkwaterbesluit	107
V	Bijlage Analysedata van RWZI-effluent	112
VI	Bijlage Geneesmiddelenpakket A en B	117
VII	Bijlage Condities tijdens pilot deel 2	119
VIII	Bijlage Metingen van concentraties tijdens sessie 2	122
IX	Analyses van micro-organismen tijdens deel 1 meetcampagne	130
X	Analyses van micro-organismen tijdens deel 2 monitoringsprogramma	132

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

“Contaminants of emerging concern” (CECs), ook wel opkomende stoffen of “organische microverontreinigingen” genoemd, omvatten volgens de United States Environmental Protection Agency een breed scala aan stoffen, zoals nanodeeltjes, geneesmiddelen, producten voor persoonlijke verzorging, oestrogenachtige verbindingen, brandvertragende middelen, wasmiddelen, en sommige industriële chemicaliën. Daarnaast vormt ook antibiotica-resistentie een steeds grotere bron van zorg voor de waterschappen. Deze parameters hebben mogelijk belangrijke gevolgen voor de gezondheid van de mens en het aquatisch milieu (EPA, 2018).

Organische microverontreinigingen komen op diverse manieren in het milieu terecht. Een belangrijke bron is de lozing van RWZI-effluent. De aanwezigheid van organische microverontreinigingen in effluent wordt voornamelijk veroorzaakt door het feit dat afvalwaterzuiveringen niet ontworpen zijn voor de verwijdering van deze stoffen. Eisen met betrekking tot het lozen van afvalwatereffluent zijn volgens de UWWTD (Urban Wastewater Treatment Directive; <https://uwwtd.eu/>) gelimiteerd tot die voor nutriënten (stikstof en fosfor), zwevende stof en biologisch/chemisch zuurstofverbruik.

Organische microverontreinigingen kunnen negatieve effecten hebben op het ecosysteem, en de lozing van deze stoffen op oppervlaktewater is daarom niet wenselijk (Antakyali et al., 2015). Bovendien wordt oppervlaktewater vaak ook gebruikt als bron voor drinkwater, en ook daarom is de aanwezigheid van CEC's onwenselijk. In 2016 is er in Zwitserland een nieuwe waterbeschermingswet aangenomen (Bourgin et al., 2018). Deze wet heeft tot doel de oppervlaktewaterkwaliteit te verbeteren door de belasting met Organische microverontreinigingen ten gevolge van lozingen van afvalwaterzuiveringen te reduceren (Bourgin et al., 2018).

Andere landen zoals Frankrijk en Duitsland, maar ook Nederland volgen deze trend van aanvullende afvalwaterzuivering (Antakyali et al., 2015). Zo werd er in Oktober 2017 bekend dat de staatssecretaris van Infrastructuur en Waterstaat éénmalig 30 miljoen beschikbaar stelt om de waterschappen te ondersteunen in het onderzoek naar aanvullende zuivering voor geneesmiddelenc.q. microverontreinigingen (H₂O Nieuws, 25 Oktober 2017). Inmiddels is dit bedrag verhoogd tot in totaal 65 miljoen, waarvan 60 voor demonstratie installaties en vijf voor onderzoek (<https://www.stowa.nl/nieuws/weg-met-medicijnresten>;) In een brief van de ministers van infrastructuur en waterstaat en van landbouw, natuur en voedselkwaliteit aan de Voorzitter van de Tweede Kamer der Staten-Generaal (7 maart 2018) wordt gesteld dat het kabinet € 70 mln extra inzet voor bronmaatregelen en extra zuivering bij rioolwaterzuiveringsinstallaties, en € 10 mln voor monitoring en onderzoek als onderdeel van de Delta-aanpak Waterkwaliteit en Zoetwater. Het gaat dan met name om diverse nieuwe chemische stoffen, die een bedreiging kunnen vormen voor de waterkwaliteit, en om het inzichtelijk maken van de resterende opgaven om te voldoen aan de doelen van de Kaderrichtlijn Water (<https://zoek.officielebekendmakingen.nl/kst-27625-422.html>).

Er vindt momenteel veel onderzoek plaats naar verschillende zuiveringsprocessen die organische microverontreinigingen op een kostenefficiënte manier kunnen verwijderen (TKI geneesmiddelen uit effluent (<https://www.kwrwater.nl/projecten/geneesmiddelen-uit-effluent/> ; Hofman-Caris et al.,2017), TKI affiniteits adsorptie (<https://www.kwrwater.nl/actueel/catchamed-bindt-medicijnen-in-het-toilet/> Hofman-Caris et al.,2015; Hofman-Caris et al., 2018), biofiltratie (Muller et al., 2017, Bourgin et al., 2018,).

De concentraties van organische microverontreinigingen in RWZI-effluent hangen af van de omstandigheden, en zijn anders tijdens droogweerafvoer dan tijdens regenweerafvoer. Bij veel regenval kunnen gemengde rioleringen via overstort rechtstreeks ongezuiverd rioolwater, en dus organische microverontreinigingen, op het oppervlaktewater lozen. Indien organische microverontreinigingen op de rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) beter worden verwijderd, kan de waterkwaliteit van het RWZI-effluent in bepaalde gevallen hoger worden dan de kwaliteit van het oppervlaktewater waarop wordt geloosd, omdat dit ook organische microverontreinigingen bevat die via andere routes hierin terecht zijn gekomen. Vanuit milieuperspectief en verbetering van het ecosysteem is dit positief, maar een goede kwaliteit van RWZI-effluent opent tevens deuren naar hergebruik van dit water.

1.2 Doel

Het voornaamste doel van het huidige onderzoek is om vast te stellen welke mogelijkheden er zijn om de watercyclus te sluiten na verwijdering van organische microverontreinigingen op RWZI Wervershoof in Noord-Holland. In eerste instantie wordt onderzocht of het behandelde afvalwater-effluent aan de kwaliteit van WRK-water (voorgezuiverd water uit het IJsselmeer) kan voldoen.

Daarnaast is in het kader van het TKI project ook van belang om breder te kijken naar de mogelijkheden om behandeld RWZI effluent te gebruiken als aanvullende bron voor drinkwater. Dit is echter niet één van de beoogde doelen van de projectpartners op dit moment.

1.3 Meten van verwijderingsefficiëntie

Om de verwijderingsefficiëntie van RWZI's te kunnen bepalen, is het belangrijk eerst vast te stellen naar welke set organische microverontreinigingen gekeken moet worden. Dit moeten relevante stoffen zijn, dat wil zeggen de stoffen die dus onvoldoende verwijderd worden in een reguliere RWZI, en die goed te analyseren zijn in de complexe matrix die afvalwater is.

Om de efficiëntie van de aanvullende zuivering (de zogenaamde vierde trap) aan te tonen, heeft het Zwitsers federaal kantoor voor het milieu een lijst gemaakt van twaalf indicatorstoffen die gemiddeld in totaal voor 80% verwijderd moeten worden (Bourgin et al., 2018; FOEN, 2017). In Nederland wordt voor het onderzoek naar aanvullende zuiveringen op RWZI's op het ogenblik een lijst met elf gidsstoffen gehanteerd (benzotriazool, clarithromycine, carbamazepine, diclofenac, metropolol, hydrochloorthiazide, mengsel van 4- en 5-methylbenzotriazool, propanolol, sotalol, sulfamethoxazol, en trimethoprim). In het kader van de bovengenoemde stimuleringsregeling van het Ministerie I&W moet >70% van de organische microverontreinigingen verwijderd worden, berekend als het gemiddelde van de zuiveringsrendementen van zeven van de in totaal elf afzonderlijke gidsstoffen.

2 Huidige situatie

2.1 Wervershoof

RWZI Wervershoof is één van de 19 RWZI's van Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier. De RWZI is gebouwd in 1980 en later uitgebreid. In 2019 is het proces automatiseringssysteem vernieuwd. Ze verwerkt afvalwater uit West-Friesland. De installatie heeft een biologische capaciteit van 306.000 i.e. à 136 gr. TZV / dag en een hydraulische capaciteit van 7.900 m³ / uur. De gehele installatie bestaat uit (<https://www.beenen.nl/project/renovatie-en-nieuwbouw-rwzi-wervershoof/>):

- ontvanger;
- roostergoedinstallatie;
- anaerobe tank voorzien van mengers;
- anoxische tank met mengers;
- aerobe tank met mengers;
- oppervlaktebeluchting in straat 1;
- bellenbeluchting in straat 2 en 3;
- recirculatiepompen van anoxische tanks naar anaerobe tank;
- recirculatiepompen van aerobe tanks naar anoxische tanks;
- luchtcompressoren voor straat 2 en 3;
- zeven nabezinktanks;
- drie drijfslagafvoerputten;
- retourslibgemalen naar anoxische tanks;
- spuislibgemaal naar slibontwatering;
- mechanische slibontwatering met zeefbandpersen;
- polymeer doseerinrichting t.b.v. mechanische indikking en eindontwatering;
- slibtransportbanden naar slibslio's;
- bedrijfswaterinstallatie;
- luchtbehandeling met lavafilter;
- terreinwaterpompput;
- volledige geautomatiseerde bedrijfsvoering.

Het effluent wordt geloosd op de laagwatersloot van het gemaal Vier Noorder Koggen, tussen Medemblik en Enkhuizen. Bij waterbezwaar, dat soms optreedt, slaat dit gemaal uit op het IJsselmeer, waar 's zomers in en aan het water heel uitgebreid wordt gerecreëerd. Dat is dan ook de reden dat het effluent jaarlijks, in de maanden mei tot en met september, wordt gedesinfecteerd.

2.2 WRK

De N.V. Watertransportmaatschappij Rijn-Kennemerland (afgekort WRK) pompt sinds 1981 water bi WRK 3 uit het IJsselmeer. Dit water wordt door middel van coagulatie/filtratie en filtratie over actieve kool voorgezuiverd, en naar IJmuiden gepompt, waar het wordt gebruikt door Tata Steel en Crown van Gelder. Een deel van het voorbehandelde water wordt door PWN in de duinen geïnfilteerd. Na duinfiltratie wordt van dit water drinkwater gemaakt.

2.3 Industriewater

Het water dat door WRK 3 wordt ingenomen wordt gebruikt door Tata Steel en Crown van Gelder als industriewater. De eisen die hieraan worden gesteld zijn weergegeven in Bijlage III.

2.4 Drinkwaterproductie

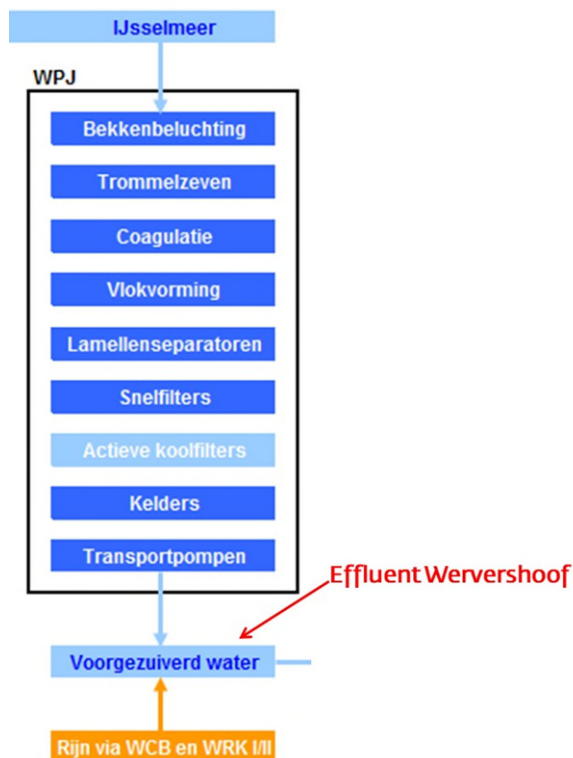
Bij PWN wordt het water voor Andijk in het IJsselmeer eerst ontharding door toevoeging van $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Vervolgens wordt het via trommelzeven ingenomen, en achtereenvolgens behandeld met ionenwisseling ("SIX"), keramische membraanfiltratie ("Ceramac"), UV/ H_2O_2 en filtratie over actieve kool.

Voor PS Bergen wordt het IJsselmeerwater ingenomen via trommelzeven, waarna flocculatie met behulp van toevoeging van ijzerchloride plaatsvindt. De gevormde vlokken worden via snelfiltratie (upflow filtratie) verwijderd, waarna een deel van het water via omgekeerde osmose wordt behandeld. De rest wordt eerst behandeld met een UV/ H_2O_2 proces, gevolgd door infiltratie in de duinen. Wanneer het water hieraan wordt onttrokken wordt het eerst belucht en wordt nog een keer snelfiltratie toegepast, waarna het wordt gemengd met het RO-permeaat.

Bij de zuiveringen Jan Lagrand en Haarlem wordt het water uit het IJsselmeer ook via trommelzeven ingenomen uit het IJsselmeer, waarna ijzerchloride wordt toegevoegd en de ontstane vlokken via snelfiltratie worden verwijderd. Ook nu wordt een deel van het water behandeld met RO, en wordt de rest geïnfiltrteerd in de duinen, na eerst behandeld te zijn met UV/ H_2O_2 . Nadat het water weer is opgepompt vindt ontharding plaats, gevolgd door beluchting en snelfiltratie, waarna het water met het RO-permeaat wordt gemengd.

2.5 Kringloopsluiting (toekomst scenario)

Het principe van kringloopsluiting in Noord-Holland is schematisch weergegeven in Figuur 1.



Figuur 1: Schematische weergave van de situatie na kringloopsluiting

Indien de kwaliteit van het effluent van Wervershoof vergelijkbaar is of kan worden met die van het water van de WRK, zou het daaraan toegevoegd kunnen worden voor duinfiltratie. Het kan dan ook als industriewater worden toegepast. In de toekomst zou eventueel ook nog onderzocht kunnen worden of van dit water, na duinfiltratie, drinkwater geproduceerd zou kunnen worden.

3 Bureaustudie kansen en kaders waterhergebruik

3.1 Algemeen

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de wet- en regelgeving en kaders voor waterhergebruik (paragraaf 3.2). In paragraaf 3.3 wordt gekeken naar de kansen en kaders voor hergebruik in Nederland, naar experimentele data betreffende de kwaliteit van het RWZI effluent van Wervershoof, en hoe zich dit verhoudt tot verschillende waterkwaliteitseisen (bijv. afvalwatereffluent, eisen overeengekomen met WRK contractanten, infiltratiebesluit en drinkwaterbesluit). Hierbij worden ook enkele testmethodes beschreven die op effluent kunnen worden toegepast. Daarna (paragraaf 3.4) wordt een aantal cases gepresenteerd omtrent waterhergebruik in Nederland en wereldwijd.

3.2 Wet – en regelgeving met betrekking tot (afval)water

Het Europees Parlement heeft dinsdag 12 februari 2019 ingestemd met nieuwe Europese minimumkwaliteitseisen om gezuiverd afvalwater uit rioolwaterzuiveringsinstallaties (rwzi's) te gebruiken voor directe irrigatie in de land- en tuinbouw. De instemming van het Europees Parlement is een eerste stap in de richting van een Europese wetgeving voor rwzi's als alternatieve irrigatiebron voor de land- en tuinbouw. Het EU-wetsvoorstel gaat alleen over afvalwaterhergebruik voor irrigatie in de land- en tuinbouw. Wel wil het Europees Parlement dat, wanneer de wetgeving na enkele jaren wordt geëvalueerd, wordt onderzocht of de wetgeving kan worden uitgebreid naar andere toepassingen van afvalwaterhergebruik, zoals grondwateraanvulling en irrigatie van parken, sportvelden en golfbanen. In de wetgeving moet volgens het Europees Parlement een uitzonderingsmogelijkheid worden ingebouwd voor innovatieve proefprojecten. Het voorstel ligt nu bij de Europese milieuministers. De verwachting was dat de Milieuraad zomer 2019 een positie in zou nemen, maar dit is nog niet gebeurd. Daarna kunnen de onderhandelingen beginnen met het Europees Parlement om tot een compromis te komen. Het duurt dus waarschijnlijk nog enkele jaren voordat deze EU-wetgeving daadwerkelijk in Nederland van kracht zal worden (Unie van Waterschappen, 2019).

De Nederlandse wet- en regelgeving is nog niet specifiek gericht op hergebruik van RWZI-effluent. De wetgever maakt onderscheid tussen het gebruik van oppervlaktewater en effluent dat (direct) afkomstig is van een inrichting, zoals een RWZI (Roex, Stofberg et al. 2017). STOWA-rapport 2015-035 (Zuurbier, Schans et al. 2015) geeft handvatten voor een beoordeling van de risico's van het gebruik van systemen waarbij zoet water (tijdelijk) in de bodem wordt geïnfiltrated voor latere toepassingen. Afhankelijk van de toepassing van het effluent wordt een afweging gemaakt of het moet worden beschouwd als afval of als nieuwe grondstof. Hierbij speelt ook de wijze van toediening (bovengronds of ondergronds) een rol.

Op Europees niveau zijn de volgende wetten van belang voor het gebruik van gezuiverd effluent:

- Kaderrichtlijn Water (2000/60/EG)
- Kaderrichtlijn Afvalstoffen (2008/98/EG)
- REACH Verordening (1907/2006) (voor chemische stoffen)
- Meststoffen Verordening (2003/2003/EG)

Voor het hergebruik van gezuiverd restwater moet in Nederland rekening worden gehouden met de volgende wetten:

- Waterwet
- Warenwet
- Wet hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden
- Afvalstoffenwet – Productregelgeving – plicht tot vergunning/melding/registratie
- Activiteitenbesluit en Besluit lozingen buiten inrichtingen
- Drinkwaterwet
- Waterschapswet – zorgplicht zuivering stedelijk afvalwater, dienstbaar
- Wet Milieubeheer
- Meststoffenwet
- Omgevingswet

In elk geval zal bij het vormen van beleid op het gebied van hergebruik rekening moeten worden gehouden met de volgende aspecten (WHO 2006):

- Gezondheidsrisico voor mens, dier en milieu
- Watervoorziening onder droge omstandigheden
- Beschikbaarheid van restwater voor (her)gebruik in tijd en ruimte
- De acceptatie van restwater in de landbouw
- Soorten beschikbaar restwater voor (her)gebruik
- Benedenstroomse toepassing van restwater na lozing op oppervlaktewater
- Kwaliteit van geogoste producten in de landbouw na toepassing van restwater
- Manier van toepassing van restwater in de landbouw

Voor gebruik als huishoudwater zal rekening moeten worden gehouden met het Drinkwaterbesluit. Hierin staat dat huishoudwater, conform artikel 4, enkel mag worden gebruikt voor toiletspoeling en dat de leverancier van het huishoudwater hier naar vermogen zorg voor moet dragen. In artikel 5 wordt gesteld dat als primaire bron van huishoudwater van daken afstromend hemelwater moet worden gebruikt. In geval van tekorten kan deze bron worden aangevuld met grondwater en/of drinkwater. Ander water (bijvoorbeeld gezuiverd RWZI-effluent) kan alleen worden gebruikt wanneer de toezichthouder (IL&T) van oordeel is dat het gebruik ervan geen nadelige gevolgen heeft voor de gezondheid van de consumenten en hen toebehorende goederen.

Mocht de toepassing van gezuiverd RWZI-effluent als drinkwater in beeld komen, dan zal rekening moeten worden gehouden met een set landelijke, provinciale en lokale wetten en regelingen voor decentrale drinkwaterwinning en distributie. Specifiek ten aanzien van de productie van drinkwater gaat het om:

- De Kaderrichtlijn water
- De Drinkwaterwet
- Het Drinkwaterbesluit
- Drinkwaterregeling.
- De Waterwet*
- Het Waterbesluit*
- Keur en legger (Waterschap)
- Provinciale Omgevingsverordening (en onderliggende wet en regelgeving in o.a. de wet Milieubeheer*)

*) In 2021 gaan een aantal van in bovenstaande opgenomen wetten en besluiten op in de nieuwe Omgevingswet

Deze wetten worden hieronder kort toegelicht, voor verdere informatie zie:

- <https://www.ilent.nl/onderwerpen/wet-en-regelgeving-drinkwater>
- <https://www.limburg.nl/onderwerpen/omgeving/omgevingsverordening/geconsolideerde/>
- <https://www.waterschaplimburg.nl/overons/regels-wetgeving-0/wetten-regels/>

Europese regelgeving is kaderstellend voor de nationale inzet op het gebied van de bescherming van drinkwaterbronnen. De KaderRichtlijn Water (2000/60/EG) verplicht Nederland om de oppervlaktewater- en grondwaterlichamen aan te wijzen die voor de drinkwatervoorziening worden gebruikt en deze te beschermen. Hiermee moet verdere achteruitgang van de kwaliteit worden voorkomen en uiteindelijk zelfs verbetering worden gerealiseerd zodat op termijn een lagere zuiveringsinspanning mogelijk is. (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2014). Deze regelgeving komt in beeld wanneer hergebruik van afvalwater leidt tot een lagere waterstand in oppervlaktewateren (waarop het effluent nu nog geloosd wordt).

De Drinkwaterwet is een zogenaamde raamwet waarin onder meer de organisatie van de openbare drinkwatervoorziening, de drinkwaterkwaliteit en leveringszekerheid en continuïteit, doelmatigheid en handhaving worden geregeld. Voorop staat hierbij steeds het belang van de volksgezondheid. In het Drinkwaterbesluit zijn de regels uit de Drinkwaterwet nader uitgewerkt met onder andere normen waaraan het Nederlandse drinkwater moet voldoen. De Drinkwaterregeling bevat een groot aantal uitvoeringsregels over o.a. huishoudwater, monitoring, tariefstelling en analysemethoden. In de Waterwet is vastgelegd wie bevoegd gezag is voor vergunningverlening ten aanzien van het onttrekken van grond- of oppervlaktewater.

3.3 Kansen en kaders voor waterhergebruik in Wervershoof

3.3.1 Waterkwaliteitseisen

3.3.1.1 Algemeen

De diverse betrokken partijen hebben allen data aangeleverd betreffende eerder uitgevoerde (pilot) experimenten, voornamelijk van het geanalyseerde RWZI effluent. Deze data zijn vergeleken met de diverse waterkwaliteitseisen die er bestaan zoals weergegeven in Bijlage I (afvalwatereffluent), II (WRK-water), III (het infiltratiebesluit) en IV (het drinkwaterbesluit). Op basis van interpretatie van deze zelfde data is ook een voorstel gedaan voor een monitoringsprogramma (zie hoofdstuk 4).

In het huidige project wordt er getracht afvalwatereffluent van Wervershoof op te werken tot een kwaliteit gelijk aan of beter dan die van WRK-water. De eisen voor WRK-water zijn beperkt (zie bijlage II) in vergelijking met de eisen beschreven in het infiltratie- of het drinkwaterbesluit. Het WRK-water wordt geïnfiltreerd in de duinen en het gezuiverde afvalwatereffluent zou om die reden aan de eisen beschreven in het infiltratiebesluit moeten voldoen.

Met het oog op de toekomst is het interessant om te kijken in hoeverre het afvalwatereffluent van Wervershoof kan voldoen aan de eisen die gesteld zijn in het drinkwaterbesluit. Dit geeft ook inzicht in de vereiste processen die nodig zouden zijn om het afvalwatereffluent te zuiveren tot drinkwaterkwaliteit.

In het onderzoek is speciaal aandacht gegeven aan de vorming van bromaat. Het effluent van Wervershoof bevat ongeveer 300 µg bromide/L, en toepassing van ozon in aanwezigheid van bromide kan leiden tot de vorming van bromaat. Noch in de waterkwaliteitseisen voor de WRK, noch in het infiltratiebesluit wordt bromaat genoemd, maar in het drinkwaterbesluit wordt aangegeven dat de maximaal toelaatbare concentratie 1 µg/L is (5 µg/L als ozon voor desinfectie wordt toegepast). Aangezien bromaat verdacht carcinogeen is, wil men de vorming hiervan zoveel mogelijk beperken of, indien mogelijk, voorkomen.

3.3.1.2 Data analyse

Van 4 april 2013 tot en met 26 december 2017 zijn er analyses uitgevoerd door Waterproef op RWZI Wervershoof voor het bepalen van de volgende parameters (in influent en effluent): CZV, BZV5, N_{Kj} , NH_4 , N_{tot} , P_{tot} , OB, SO_4 , TZV en Q. De resultaten hiervan zijn weergegeven in Tabel 1.

Tabel 1: Analyse resultaten reguliere bemonstering Wervershoof (waterproef)

Parameter	Influent		Effluent	
	Gemiddelde (min; max)	St.dev.	Gemiddelde (min; max)	St.dev.
CZV (mg O_2 /L)	672 (220;960)	154	36,4 (20,0; 80,0)	7,42
BZV5 (mg O_2 /L)	307 (86;480)	79	3,98 (0,96; 14,0)	1,61
N_{Kj} (mg N/L)	64,2 (18,0; 90,0)	15,9	4,96 (1,20; 31,0)	2,52
NH_4 (mg N/L)	46,6 (17,0; 62,0)	13,7	1,89 (0,27; 6,40)	1,65
NH_4 (mg Nnf/L)	-	-	3,67 (0,29; 29)	2,46
NO_2 (mg N/L)	-	-	0,18 (0,03; 0,48)	0,08
NO_3 (mg N/L)	-	-	1,38 (0,20; 4,50)	0,69
NO_x (mg N/L)	-	-	1,56 (0,26; 4,70)	0,73
N_{tot} (mg N/L)	64,2 (18,0; 90,0)	15,9	6,53 (1,46; 33,0)	2,81
PO_4 (mg Pnf/L)	-	-	0,23 (0,02; 7,90)	0,53
P_{tot} (mg P/L)	9,05 (2,10; 16,0)	2,51	0,42 (0,15; 8,00)	0,59
OB ¹ (mg/L)	305 (120; 520)	75,7	7,05 (1,87; 54,0)	4,63
Cl (mg/L)	165 (150; 180)	15,0	168 (150; 180)	14,7
SO_4 (mg/L)	52,3 (45,0; 59,0)	5,7	93,2 (62,0; 110)	15,1
TZV (mg O_2 /L)	970 (325; 1361)	218	58,2 (32,0; 201)	17,1
Q (m ³)	42.881 (21.210; 141.015)	19.720	44.490 (21.210; 509.623)	33.867

¹⁾ OB = Onopgeloste Bestanddelen, ook wel "gesuspenderde stoffen" genoemd.

In het infiltratiebesluit staat beschreven dat het zwevende stof gehalte hoogstens 0,5 mg/L mag zijn en het aandeel opgeloste bestanddelen mag volgens het WRK contract niet hoger zijn dan 1 mg/L. Het effluent van RWZI Wervershoof bevat gemiddeld $7,05 \pm 4,63$ mg/L onopgeloste bestanddelen, wat vele malen hoger is dan de hiervoor genoemde maximale waarden. In het infiltratiebesluit worden ook toetsingswaarden voor natrium (120 mg/L), fluoride (1 mg/L) en cyaniden totaal (10 μ g/L) gerapporteerd, maar alle drie deze componenten zijn niet gemeten in RWZI effluent in de periode april 2013 tot en met december 2017. Op basis van deze gegevens kan dus geen uitspraak gedaan worden of er aan deze criteria kan worden voldaan of niet.

De gemiddelde waarde voor ammonium in RWZI effluent is $1,89 \pm 1,65$ mg/L, terwijl de toetsingswaarde van het infiltratiebesluit gelijk is aan 2,5 mg/L-N. Dit criterium zal dus ook niet altijd worden gehaald. Hetzelfde geldt voor totaal fosfaat wat een gemiddelde waarde van $0,42 \pm 0,59$ mg/L heeft in het RWZI effluent, maar waar een toetsingswaarde van 0,4 mg/L-P voor geldt in het infiltratiebesluit. De gemiddelde waarden van chloride, nitraat en sulfaat in het RWZI effluent liggen ruim onder de toetsingscriteria genoemd in het infiltratiebesluit.

Tabel 2 geeft een overzicht van de zware metalen die eenmalig geanalyseerd zijn in het RWZI effluent van Wervershoof en de toetsingswaarden die genoemd staan in het infiltratiebesluit (IB). Voor de meeste metalen wordt voldaan aan de toetsingswaarde genoemd in het IB. Alleen voor lood kunnen geen uitspraken gedaan worden, omdat dit niet is geanalyseerd. Daarnaast dient opgemerkt te worden dat het hier slechts een éénmalige meting betrof, waardoor inzicht in de variatie van deze parameters als functie van de tijd ontbreekt, en het voldoen aan de gestelde toetsingswaarde van het IB dus slechts indicatief is.

Tabel 2: Analyse resultaten metalen RWZI Wervershoof en toetsingswaarde genoemd in IB

Parameter	Toetsingswaarde IB [$\mu\text{g/L}$]	RWZI Wervershoof [$\mu\text{g/L}$]
Arseen	10	1,8
Barium	200	12,3
Cadmium	0,4	<0,05
Cobalt	20	0,4
Chroom	2	<1,0
Koper	15	<3,0
Kwik	0,05	<0,02
Nikkel	15	5,3
Lood	15	Niet geanalyseerd
Zink	65	19,2

Tabel 3 geeft een vergelijking van de toetsingswaarde zoals gesteld in het infiltratiebesluit en de concentraties gemeten in het RWZI effluent van Wervershoof voor organochloorbestrijdingsmiddelen, organofosforbestrijdingsmiddelen, bestrijdingsmiddelen, triazines/triazinonen/aniliden, chloorfenoxyherbiciden, ureumherbiciden, chloorfenolen, diversen, olie, polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) en gehalogeneerde koolwaterstoffen.

Heptachloorepoxide, hexachloorbenzeen, azinfos-methyl, parathion, som van de bestrijdingsmiddelen, trichloorfenolen, tetrachloorfenol, pentachloorfenol, naftaleen, dichloorfenolen en AOX zijn niet geanalyseerd in het RWZI effluent. Voor deze parameters kan niet bepaald worden of zij aan de toetsingswaarde zoals bepaald in het infiltratiebesluit voldoen.

Alleen voor MCPA lijkt een hogere concentratie te zijn gemeten in het RWZI effluent dan de toetsingswaarde genoemd in het infiltratiebesluit. Hierbij dient opgemerkt te worden dat alle stoffen slechts één tot zes keer zijn gemeten in het RWZI effluent. Door het gelimiteerde aantal analyses is het zeer lastig generieke uitspraken te doen over of het RWZI effluent voldoet aan de toetsingswaarde zoals genoemd in het infiltratiebesluit en is de vergelijking zoals gepresenteerd in de tabel slechts indicatief van aard.

Tabel 3: Gemeten concentraties van organochloorbestrijdingsmiddelen, organofosforbestrijdingsmiddelen, bestrijdingsmiddelen, triazines/triazinonen/aniliden, chloorfenoxysterbicides, ureumherbicides, chloorfenolen, diversen, olie, polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) en gehalogeneerde koolwaterstoffen in vergelijking met de toetsingswaarden zoals bepaald in het infiltratiebesluit

Parameter	Toetsingswaarde IB [$\mu\text{g/L}$]	RWZI Wervershoof [$\mu\text{g/L}$]
<i>Organochloorbestrijdingsmiddelen (n = 1)</i>		
Som (org. chl. best. mid.)	0,1	-
Endosulfan	0,05	<0,02 (alpha en beta)
Alpha-HCH	0,05	<0,02
-HCH (lindaan)	0,05	<0,02
DDT (incl. DDD en DDE)	0,05	<0,02 (p,p'-DDT)
Dichloorpropeen	0,05	<0,03 (cis- en trans-1,3-)
Aldrin	0,05	<0,02
Endrin	0,05	<0,02
Heptachloor	0,05	<0,02
Heptachloorepoxide	0,05	Niet geanalyseerd
Hexachloorbutadieen	0,05	<0,01
Hexachloorbenzeen	0,05	Niet geanalyseerd
<i>Organofosforbestrijdingsmiddelen (n = 6)</i>		
Azinfos-methyl	0,1	Niet geanalyseerd
Dichloorvos	0,1	<0,01
Dimethoat	0,1	<0,01 (éénmalig 0,04)
Mevinfos	0,1	<0,01
Parathion	0,1	Niet geanalyseerd
<i>Bestrijdingsmiddelen (n = 1)</i>		
Som van de bestrijdingsmiddelen	0,5	Niet vastgesteld/geanalyseerd
<i>Triazines/triazinonen/aniliden (n = 6)</i>		
Atrazine	0,1	<0,02
Simazin	0,1	<0,02
Metolachloor	0,1	<0,01
<i>Chloorfenoxysterbicides (n = 6)</i>		
MCPA	0,1	0,12
Mecoprop	0,1	0,04
2,4-dichloorfenoxysterbicyzuur (2,4-D)	0,1	0,05
<i>Ureumherbicides (n = 6)</i>		
Chloortoluron	0,1	<0,02/<0,04
Isoproturon	0,1	<0,02/<0,04
Metoxuron	0,1	<0,02/<0,04
Linuron	0,1	<0,02/<0,04
<i>Chloorfenolen</i>		
Trichloorfenolen	0,1	Niet geanalyseerd
Tetrachloorfenol	0,1	Niet geanalyseerd
Pentachloorfenol	0,1	Niet geanalyseerd
<i>Diversen (n = 1)</i>		
Dinoseb	0,1	<0,05
2,4-dinitrofenol	0,1	<0,05
Bentazon	0,1	<0,02 (n = 6)

Parameter	Toetsingswaarde IB [$\mu\text{g/L}$]	RWZI Wervershoof [$\mu\text{g/L}$]
<i>Olie (n = 1)</i>		
Minerale olie	200	<0,05 (olie)
<i>Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) (n = 1)</i>		
Naftaleen	0,1	Niet geanalyseerd
Anthraceen	0,02	<0,002
Fenanthreen	0,02	<0,002
Cryseen	0,02	<0,003
Fluorantheen	} $\Sigma 0,1$	<0,003
Benzo(a)anthraceen		<0,006
Benzo(k)fluorantheen		<0,004
Benzo(a)pyreen		<0,003
Benzo(ghi)peryleen		<0,004
Indeno(123cd)pyreen		<0,004
<i>Gehalogeneerde koolwaterstoffen (n = 1)</i>		
Trichlooretheen	0,5	<0,03
Tetrachlooretheen	0,5	<0,03
Trihalomethanen (THM's)	2	0,13
Dichloorfenolen	0,5	Niet geanalyseerd
AOX	30	Niet geanalyseerd

Parameters zoals troebelingsgraad, zuurstof, zuurgraad (pH), verzadigingsindex, pH en gesuspendeerde stoffen, waarvoor eisen gelden in het WRK-water (contract), zijn niet gemeten in het RWZI effluent van Wervershoof. Er kan dus geen uitspraak gedaan worden over het wel of niet voldoen van deze parameters aan de eisen zoals overeengekomen met de WRK contractanten.

Waterproef heeft in 2017 een aantal experimenten uitgevoerd met de pilot opstelling op Wervershoof. Tabel 4 geeft de data weer waarop de verschillende experimenten zijn uitgevoerd en op welke punten in de pilot opstelling is bemonsterd. Tabel 5 geeft een overzicht van de stoffen die zijn geanalyseerd.

Tabel 4: Data waarop welke monsterpunten bemonsterd zijn in pilot opstelling van Wervershoof

Datum	Monsterpunten
20 april 2017	- 600 L vat influent pilot PWN-T - Effluent pilot opstelling
11 mei 2017	- Influent - 600 L vat influent pilot PWN-T - Effluent pilot opstelling
14 juni 2017	- Influent - 600 L vat influent pilot PWN-T - Effluent pilot opstelling
19 juli 2017	- Effluent totaal
16 augustus 2017	- Effluent totaal
14 september 2017	- Effluent totaal

Op 19 juli, 16 augustus en 14 september 2017 is alleen het “Effluent totaal” bemonsterd. Dit betreft het RWZI effluent. De resultaten van de gemeten concentraties OMVs staan in Tabel 40 in V Bijlage. In deze Tabel worden niet de OMVs weergegeven waarvan de concentratie onder de rapportagegrens lag of die niet zijn gedetecteerd (waarde = 0) in alle drie de analyses van het RWZI effluent. De resultaten van de algemene parameters in het “Effluent totaal” worden hier niet meer besproken, aangezien deze resultaten al verwerkt zijn in Tabel 1.

In de WRK contractwaardes is voor organische microverontreinigingen een signaleringswaarde vastgesteld van 0,1 – 1,0 µg/L. In het infiltratiebesluit staat vermeld dat de som van de bestrijdingsmiddelen maximaal 0,5 µg/L mag zijn (hieronder vallen de bestrijdingsmiddelen specifiek genoemd in het infiltratiebesluit, zie Bijlage III). Afzonderlijk mogen de bestrijdingsmiddelen in de meeste gevallen de waarde van 0,05 of 0,1 µg/L niet overschrijden. Naast bestrijdingsmiddelen worden er in het infiltratiebesluit ook specifieke eisen vermeld voor minerale olie, polycyclische aromatische koolwaterstoffen en gehalogeneerde koolwaterstoffen. In het drinkwaterbesluit geldt voor “overige antropogene stoffen” een maximale waarde van 1 µg/L. Hierbij dient opgemerkt te worden dat hieronder alleen stoffen vallen die een “bedreiging voor de drinkwatervoorziening kunnen vormen”.

De resultaten gepresenteerd in Tabel 40 laten zien dat er grote verschillen kunnen voorkomen in de concentraties van dezelfde stof over de tijd. Bovendien blijkt de signaleringswaarde van 0,1 µg/L voor de drie meetrondes van 19 juli, 16 augustus en 14 september 2017 respectievelijk voor 9, 7 en 21 van de 42 stoffen te worden overschreden. Hieronder vallen ook verschillende fungicides en insecticides welke niet specifiek genoemd staan in het IB. Het RWZI effluent voldoet, onbehandeld, dus niet aan de signaleringswaardes en/of eisen genoemd in het WRK contract en het IB.

Daarnaast is er op 20 april, 11 mei en 14 juni zowel het influent van de pilot (“600 L vat influent pilot PWNT”) als het effluent van de pilot (“effluent pilot opstelling”) bemonsterd. Deze resultaten zijn weergegeven in Tabel 41 tot en met Tabel 43 in Bijlage V. Deze tabellen geven alleen de stoffen weer die gedetecteerd zijn in het influent in een concentratie die boven de rapportagegrens ligt.

Van de 31 stoffen die op 20 april 2017 werden gedetecteerd in het influent van de pilot, werden er 23 verwijderd tot onder de detectiegrens door behandeling met de pilot. Zeven stoffen (1,2,3-benzotriazool, fosfamidon, gabapentine, irbesartan, spinosad A, trifluralin, en valsartan) waren nog steeds aanwezig in lage concentraties in het effluent van de pilot.

Van de 32 stoffen die op 11 mei 2017 werden gedetecteerd in het influent van de pilot, werden er 23 verwijderd tot onder de detectiegrens door behandeling met de pilot. Negen stoffen (1,2,3-benzotriazool, bezafibraat, ketoprofen, irbesartan, gabapentine, valsartan, diethyltoluamide, propachloor en trifluralin) waren nog steeds aanwezig in lage concentraties in het effluent van de pilot.

Van de 35 stoffen die op 14 juni 2017 werden gedetecteerd in het influent van de pilot, werden er 28 verwijderd tot onder de detectiegrens door behandeling met de pilot. Zeven stoffen (1,2,3-benzotriazool, gabapentine, valsartan, irbesartan, ketoprofen, bezafibraat, en trifluralin) waren nog steeds aanwezig in lage concentraties in het effluent van de pilot.

Hoewel de pilot een groot aantal stoffen verwijderd tot onder de detectiegrens, is een aantal stoffen nog steeds aanwezig. De meeste van deze stoffen worden gedetecteerd in concentraties < 0,1 µg/L. Er zijn echter een paar stoffen (1,2,3-benzotriazool, gabapentine en diethyltoluamide) die in een hogere concentratie dan 0,1 µg/L voorkomen in het effluent. Om aan de WRK contractwaardes te kunnen voldoen zullen deze stoffen nog extra verwijderd moeten worden.

Tabel 5: Organische microverontreinigingen en algemene parameters die geanalyseerd zijn in de experimenten van Waterproef

Abamectine	Chloridazon	Esfenvaleraat	Imazalil	Metoxuron	Sotalol
Acridine	Citalopram	Ethion	Imidacloprid	Metribuzin	Spinosad A
Alachloor	Clarithromycine	Ethofumesaat	Irbesartan	Oxamyl	Spinosad D
Aldicarb	Clindamycine	Ethoprofos	Irgarol	Oxazepam	Sulfamethoxazol
Aldicarb_sulfon	Clomazone	Ethylazinfos	Isoprocab	Pencycuron	Tebuconazool
Aldicarb-sulfoxide	Clozapine	Ethylbromofos	Isoproturon	Pentoxifylline	Terbutryne
Alachloor	Coumafos	Ethylparathion	Ketoprofen	Phoraat	Terbutylazine
Ametryn	Cypermethrin	Etridiazool	Kresoxim-methyl	Pipamperon	Tetrachloorinfos
Amisulpride	Cyprodinil	Fenamifos	Lidocaïne	Pirimicarb	Thiabendazol
Atrazine	Deltamethrin	Fenazon	Linuron	Prochloraz	Thiacloprid
Azoxystrobine	Desethylatrazine	Fenchloorfos	Malathion	Procymidon	Trans-fluoxastrobin
1,2,3-benzotriazool	Desethylterbutylazine	Fenoxycarb	Metalaxyl	profam	Triazofos
Bezafibraat	Desmetryne	Fenuron	Metamitron	Prometryne	Trifenyfosfinesulfide
Bifenox	Diazinon	Fenitrothion	Metazachloor	Propazine	Trifenyfosfineoxide
Bitertanol	Dichlobenil	Fenthion	Methabenzthiazuron	Propachloor	Trifloxystrobin
Boscalid	2,6-dichloorbenzamide	Fluacrypyrim	Methidathion	Propiconazool	Trifluralin
Captan	Dichloorvos	Flufenacet	Methiocarb	Propoxur	Trimethoprim
Carbamazepine	Diclofenac	Flutolanil	Methoxyfenozide	Propyzamide	Tris(2-butoxyethyl)fosfaat
Carbamazepine	Diethyltoluamide	Folpet	Methylazinfos	Prosulfocarb	Valsartan
Carbendazim	Dimethoaat	Fosalon	Methylbromofos	Pyraclostrobin	Venlafaxine
Chloridazon	Dimethomorf	Fosfamidon	Methyl-pirimifos	Pyrazofos	Vinclozolin
Chloorfenvinfos	Dimetridazol	Furalaxyl	Methylparathion	Pyrifenox	
Chlooroxuron	Dipyridamol	Gabapentine	Methyl tolclofos	Pyrimethanil	
Chloorprofam	Diuron	Gamma-hexachloorcyclohexaan	Mevinfos	Sebutylazine	Biochemisch zuurstofverbruik over 5 dagen
Chloorpyrifos	Dodemorf	Heptenofos	Metolachloor	Simazine	Chemisch zuurstofverbruik
Chloortoluron	Epoxiconazool	Hexythiazox	Metoprolol	Simetryn	Onopgeloste bestanddelen

HWL heeft driemaal een mengsel van organische microverontreinigingen geanalyseerd in het effluent van RWZI Wervershoof. Dit is gedaan op 19 juli 2017, 16 augustus 2017 en 14 september 2017. De resultaten van de organische microverontreinigingen die werden aangetroffen in concentraties boven de detectiegrens zijn weergegeven in Tabel 6.

In de WRK contractwaardes is voor organische microverontreinigingen een signaleringswaarde vastgesteld van 0,1 – 1,0 µg/L. In het infiltratiebesluit worden geneesmiddelen niet genoemd. In het drinkwaterbesluit geldt voor “overige antropogene stoffen” een maximale waarde van 1 µg/L. Hierbij dient opgemerkt te worden dat hieronder alleen stoffen vallen die een “bedreiging voor de drinkwatervoorziening kunnen vormen”.

De resultaten gepresenteerd in Tabel 6 laten zien dat de signaleringswaarde van 0,1 µg/L voor meer dan de helft van de stoffen (17 van de 28) overschreden wordt. Uitzonderingen zijn: bezafibraat, coffeine, diazepam, fenazon, lincomycin, naproxen, paracetamol, primidon, propranolol, theophylline, en trimethoprim. De signaleringswaarde van 1,0 µg/L zoals genoemd in de WRK contractwaardes en de maximale waarde van 1,0 µg/L genoemd in het Drinkwaterbesluit worden overschreden voor de volgende stoffen: carbamazepine, hydrochlorthiazide, metformin en metoprolol. Om te kunnen voldoen aan de eisen beschreven in het infiltratiebesluit, zal de aanwezigheid van geneesmiddelen geen probleem vormen. Voor de WRK contractwaardes en in het geval van het drinkwaterbesluit voldoet het RWZI effluent niet aan de gestelde signaleringswaardes en/of eisen.

Tabel 6: Organische microverontreinigingen geanalyseerd in effluent RWZI Wervershoof op 19 juli 2017, 16 augustus 2017 en 14 september 2017

Organische microverontreiniging	Eenheid	19-7-2017	16-8-2017	14-9-2017	Gemiddelde ± stdev
Atenolol (geneesmiddel)	ng/L	90	16	23	53 ± 52
Azitromycine (geneesmiddel)	ng/L	430	-	-	-
Bezafibraat (geneesmiddel)	ng/L	<0,7	0,7	0,8	0,7 ± 0
Bisoprolol (geneesmiddel)	ng/L	130	46	33	88 ± 59
Carbamazepine (geneesmiddel)	ng/L	670	45	24	358 ± 442
Clarithromycine (geneesmiddel)	ng/L	120	-	240	120 ± 85
Coffeine ()	ng/L	65	51	130	58 ± 10
Diazepam (geneesmiddel)	ng/L	<0,2	0,5	0,3	0,35 ± 0
Diclofenac (geneesmiddel)	ng/L	270	37	5	154 ± 165
Fenazon (geneesmiddel)	ng/L	0,4	0,7	0,3	0,55 ± 0
Furosemide (geneesmiddel)	ng/L	810	660	220	735 ± 106
Hydrochlorthiazide (geneesmiddel)	ng/L	2100	2100	700	2100 ± 0
Iopromide (geneesmiddel)	ng/L	110	6	14	58 ± 74
Lidocaine (geneesmiddel)	ng/L	140	28	14	84 ± 79
Lincomycine (geneesmiddel)	ng/L	0,4	1	0,3	0,7 ± 0
Losartan (geneesmiddel)	ng/L	230	87	62	159 ± 101
Metformin (geneesmiddel)	ng/L	3100	1800	3500	2450 ± 919
Metoprolol (geneesmiddel)	ng/L	1000	110	70	555 ± 629
Naproxen (geneesmiddel)	ng/L	4	<0,6	5	4 ± 2
Oxazepam (geneesmiddel)	ng/L	440	22	12	231 ± 296
Paracetamol (geneesmiddel)	ng/L	<1	13	<1	13 ± 7
Primidon (geneesmiddel)	ng/L	19	4	1	12 ± 11
Propranolol (geneesmiddel)	ng/L	52	62	35	57 ± 7
Sotalol (geneesmiddel)	ng/L	850	790	270	820 ± 42
Sulfamethoxasol (geneesmiddel)	ng/L	110	19	18	65 ± 64
Temazepam (geneesmiddel)	ng/L	140	26	12	83 ± 81
Theophylline (geneesmiddel)	ng/L	16	<15	<15	16 ± 1
Trimethoprim (geneesmiddel)	ng/L	18	16	29	17 ± 1

¹⁾ Indien de waarde <1, dan voor het berekenen van de standaarddeviatie uitgegaan van 1

In de periode september 2016 tot en met augustus 2017 is het effluent van Wervershoof elf keer geanalyseerd op medicijn(resten), zie Tabel 44 in Bijlage V. In de WRK contractwaardes vallen medicijnen en medicijnresten onder de noemer organische microverontreinigingen en is voor deze stoffen een signaleringswaarde vastgesteld van 0,1 – 1,0 µg/L. In het infiltratiebesluit worden medicijnen en medicijnresten niet genoemd. In het drinkwaterbesluit vallen medicijnen en medicijnresten onder de noemer “overige antropogene stoffen” die een maximale waarde van 1 µg/L mogen hebben. Hierbij dient opgemerkt te worden dat hieronder alleen medicijnen en medicijnresten vallen die een “bedreiging voor de drinkwatervoorziening kunnen vormen”. Wanneer een dergelijke “overige antropogene” stof wordt aangetroffen kan hierover een uitspraak worden gedaan op basis van aanvullend onderzoek, waaronder een gezondheidkundige risicobeoordeling.

De resultaten gepresenteerd in Tabel 44 laten zien dat de signaleringswaarde van 0,1 µg/L voor bijna alle stoffen overschreven wordt. Uitzonderingen zijn clindamycine, clozapine, sulfamethoxazool en trimethoprim. De signaleringswaarde van 1,0 µg/L zoals genoemd in de WRK contractwaardes en de maximale waarde van 1,0 µg/L genoemd in het Drinkwaterbesluit worden overschreden voor de volgende medicijn(resten): 1,2,3-benzotriazool, diclofenac, oxazepam, sotalol, gabapentine, irbesartan en valsartan. Om te kunnen voldoen aan de eisen beschreven in het infiltratiebesluit, zal de aanwezigheid van medicijn(resten) geen probleem vormen. Voor de WRK contractwaardes en in het geval van het drinkwaterbesluit voldoet het RWZI effluent niet aan de gestelde signaleringswaardes en/of eisen.

Het RWZI effluent van Wervershoof is nog niet geanalyseerd op nanodeeltjes, micro/nanoplastics, microbiologische parameters en/of bio-assays. Het voorgenomen monitoringsprogramma zou in theorie deze parameters moeten analyseren om een volledig beeld te kunnen krijgen van de kwaliteit van het RWZI effluent, maar ook om de verwijderingscapaciteit van de pilot voor deze parameters te kunnen bepalen.

3.3.2 Bioassays

Bioassays meten geen individuele stoffen in het water, zoals bij chemische analyses, maar meten het totale effect van actieve stoffen op levende cellen of organismen, en geven daarmee inzicht in de mogelijke risico's voor het ecosysteem en de menselijke gezondheid. Een bioassay is een testmethode met moleculen, cellen of levende organismen, waarin onwenselijke effecten van stoffen in allerlei typen water kunnen worden gemeten. De gemeten effecten zijn, afhankelijk van de gekozen set bioassays, relevant voor de humane gezondheid en/of het ecosysteem, en geven zo een beeld van chemische waterkwaliteit. Een bioassay meet het totale gezamenlijke effect van alle stoffen in het water die een effect veroorzaken in deze specifieke bioassay, mogelijk al bij lage concentraties en door onbekende stoffen. Een positieve uitslag geeft een indicatie dat er mogelijk effecten kunnen optreden op levende organismen, en dat er dus verder onderzoek nodig is. Dat betreft onderzoek naar de oorzaak van het effect (bv. de aanwezigheid van een bepaalde component of mengsel van componenten), en de relevantie van het effect op bv. humane gezondheid. Een positieve uitslag van een bioassay betekent dus niet automatisch dat het betreffende water een probleem vormt voor de gezondheid van mensen.

Verschillende stoffen hebben verschillende effecten die gemeten kunnen worden in verschillende bioassays. De uitkomsten van een bioassay studie hangen dus sterk af van de toegepaste set bioassays en dit is dus een belangrijke stap in de opzet van een effect-gericht meetprogramma of onderzoek. In het onderzoeksveld van toxicologie en ecotoxicologie zijn en worden immers veel testen ontwikkeld voor het onderzoeken van specifieke effecten van stoffen op de gezondheid van mensen of ecosystemen in het milieu. Sommige hiervan kunnen ook worden toegepast als bioanalytische tools voor het meten van waterkwaliteit. Bij de selectie van een zo relevant en efficiënt mogelijke set zijn de volgende overwegingen relevant: 1) ligt de nadruk op het verkrijgen van inzicht in mogelijke risico's voor gezondheid van mensen, milieu, of beide? 2) wil men inzicht verkrijgen in mogelijke risico's op een specifiek gezondheids- of milieu-effect? 3) wil men mogelijke risico's in relatie tot een specifieke stof(groep) in kaart brengen? 4) wil men kunnen vergelijken met eerdere metingen?

Ook voor de monstervoorbewerking zijn verschillende methoden beschikbaar, die soms meer of minder geschikt zijn voor de combinatie met een bepaalde bioassay, afhankelijk van het gedrag van verschillende soorten stoffen in de voorbewerking en de relevantie hiervan voor de effecten in een bioassay. In dit onderzoek is niet gevarieerd in de monstervoorbewerking, maar is gekozen voor standaard methodieken.

De meest eenvoudige methode is interpretatie op basis van de aanwezigheid van effecten (geen effect, effect). Het is daarbij belangrijk om inzicht te hebben in de zogenaamde limit of quantification: de laagste uitslag (in referentiestof equivalenten) die betrouwbaar kan worden bepaald. Er kan immers niet worden uitgesloten dat aanwezige stoffen een kleiner effect veroorzaken. Trendanalyses (worden responsen hoger of lager) kunnen inzicht geven in het gedrag van stoffen in een watersysteem en/of in de tijd, of in de invloed van zuiveringsprocessen. Deze methode is toegepast in dit onderzoek.

Bioassays zijn soms gevoeliger dan de detectielimiet in chemische analyses, en meten soms ook effecten van stoffen of mengsels van stoffen bij concentraties die lager zijn dan die waar risico's verwacht kunnen worden. Elke bioassay, ook als ze hetzelfde effect meten, heeft daarnaast een eigen gevoeligheid, en ook de relatieve activiteit van stoffen kan verschillen in verschillende bioassays voor hetzelfde biologische mechanisme. Toetsingswaarden waarbij bij overschrijding een mogelijk risico niet kan worden uitgesloten (effect-sigitaalwaarden of trigger values) zijn dus specifiek voor een bepaalde bioassay. Niet voor elke bioassay is een effect-sigitaalwaarde beschikbaar, en deze waarden kunnen zijn gebaseerd op verschillende uitgangspunten (humane toxiciteit, milieukwaliteit, waterkwaliteitsnormen) (Brand et al. 2013; Escher et al. 2015, 2018; van der Oost et al. 2017). Waar mogelijk is het gebruik van effect sigitaalwaarden toegepast in het onderzoek beschreven in dit rapport.

Bij een gevonden respons in een bioassay is nog niet bekend welke stof of stoffen hiervoor verantwoordelijk zijn. Als toxicologische kennis beschikbaar is over de effecten van een bepaalde stof in cellen of organismen kan, in combinatie met non-target screening, een gevonden effect in bioassays een indicatie zijn van om welke stoffen het zou kunnen gaan. De stoffen welke verantwoordelijk zijn voor een gemeten respons in een bioassay kunnen ook worden opgespoord door middel van effect-directed analysis (Zwart et al. 2018). In die methode wordt het complexe mengsel van stoffen, dat aanwezig is in een concentraat van een watermonster, opgedeeld in verschillende delen (fracties). Deze fracties kunnen dan weer worden getest in de bioassay om te onderzoeken in welke daarvan de voor de respons verantwoordelijke stof aanwezig is.

3.3.3 Microbiologische parameters

Afvalwater bevat ziekteverwekkende micro-organismen die, afhankelijk van de toepassing van het water voor een bedreiging van de gezondheid kunnen zorgen. Deze ziekteverwekkende micro-organismen kunnen ruwweg worden onderverdeeld in protozoa, bacteriën en virussen. De meeste ziekteverwekkers zijn van fecale herkomst, en zijn daarom in grote mate en soms hoge concentraties aanwezig in het influent en effluent van een RWZI. De laatste tijd is duidelijk geworden dat de bacteriën in rioolwater op steeds grotere schaal antibioticaresistentie-genen bevatten (ARG). Deze genen kunnen worden overgedragen op bacteriën die deze genen nog niet hebben, met als consequentie dat deze ontvangers ook resistent worden tegen antibiotica. Dit heeft tot gevolg dat bacteriële infectieziekten, die eerder konden worden behandeld, nu steeds lastiger of niet meer zijn te behandelen. Geneesmiddelen en chemische stoffen, maar ook oxidatieve processen, kunnen ook een rol spelen bij gen-overdracht en resistentie-ontwikkeling. Om deze reden worden, naast de micro-organismen, vaak ook de aanwezigheid en concentratie van ARGs gemeten in RWZI influent en effluent.

3.3.3.1 Protozoa

Protozoa zijn aanwezig in fecaliën in de vorm van sporen, (oo)cysten of eieren, en zijn in deze fase meestal enorm stabiel, wat betekent dat ze lang periodes kunnen overleven van droogte, hitte of zonlicht. Ook zijn veel protozoa bestand tegen desinfectie met chloor of andere oxidatieve stoffen, maar worden ze wel geïnactiveerd door UV-straling. Protozoa zijn groter dan bacteriën, en kunnen worden verwijderd door sedimentatie en filtratie. In Nederland zijn *Cryptosporidium* en *Giardia* de meest voorkomende protozoa.

3.3.3.2 Bacteriën

Afvalwater bevat een scala aan ziekteverwekkende bacteriën van fecale herkomst, waaronder *Campylobacter*, *Salmonella* etc in concentraties tot ongeveer 1×10^6 bacteriën per liter. Daarnaast worden ook in het water groeiende ziekteverwekkers zoals *Legionella* (de veroorzaker van veteranenziekte) in het water aangetroffen. Bacteriën zijn ongeveer 0,2 tot 2 um groot, en worden door een conventionele zuivering ten dele verwijderd, vooral door sedimentatie en bezinking. Een groot deel van de bacteriën is echter nog steeds aanwezig in het effluent. Toepassing van desinfectie van het effluent zorgt voor een flinke reductie van bacteriën, maar dit wordt in Nederland slechts incidenteel gedaan. Influent van een RWZI bevat tevens antibioticaresistente bacteriën, en biologisch actieve chemische verbindingen. Omdat RWZI's zijn gebaseerd op biologisch actieve systemen, worden RWZI's tevens gezien als een bacteriële smeltkroes, waarin overdracht van ARG naar bacteriën gemakkelijk plaats kan vinden.

3.3.3.3 Virussen

Virussen zijn de kleinste microbiologische bedreigingen, en hebben een grootte van tussen de 20 en 300 nm. Ze zijn daarom ook lastig uit effluent te verwijderen. Daarnaast zijn sommige virussoorten, zoals het norovirus enorm infectieus, wat betekent dat je maar weinig virusdeeltjes binnen hoeft te krijgen om ziek te worden. De meeste door water overgedragen virussen behoren tot de enterovirussen, die leiden bij een infectie tot buikgriepgerelateerde klachten. Een aantal virussen, zoals Hepatitis A en E, en het poliovirus veroorzaken serieuzere ziektebeelden. Virussen ontwikkelen zich permanent, met regelmatig nieuwe opkomende virussen tot gevolg (zoals H5N1 vogelgriep, SARS en ebola). Van deze virussen blijkt de kans op overdracht via water laag te zijn, maar alertheid is bij nieuwe virussen vereist.

Vanwege het kleine formaat worden virussen niet erg efficiënt verwijderd door sedimentatie en zandfiltratie. Nanofiltratie en RO membranen kunnen wel zorgen voor een flinke virusreductie (Hornstra et al, 2019), en virussen kunnen goed worden geïnactiveerd door oxidatieprocessen.

3.4 Risico-analyse voor hergebruik van RWZI-effluent

Om het effluent van een RWZI te kunnen hergebruiken, zal het aan een aantal eisen moeten voldoen. Die eisen hangen samen met het beoogde doel van het te gebruiken effluent.

Er is op dit moment een beperkt aantal guidelines beschikbaar die kwaliteitseisen definiëren waar het water voor hergebruik aan moet voldoen. Die zijn afkomstig van de WHO (safe use in agriculture 2006, potable reuse 2017), Australië, (Australian Guidelines for Water Recycling by NHMRC (agriculture 2006, augmentation of drinking water 2008) en de US, (the USEPA Guidelines for Water Reuse (USEPA 2012) and Title 22 of the State of California (CPDH 2015)). Daarnaast heeft de EU een richtlijn opgesteld waarin de eisen voor waterhergebruik worden gedefinieerd voor irrigatiewater. Alle guidelines gaan uit van een op risico gebaseerde benadering, wat betekent dat een richtlijn niet alleen is gebaseerd op het testen van het eindproduct, maar ook op een risico-analyse van de processen op basis van de meest relevante parameters.

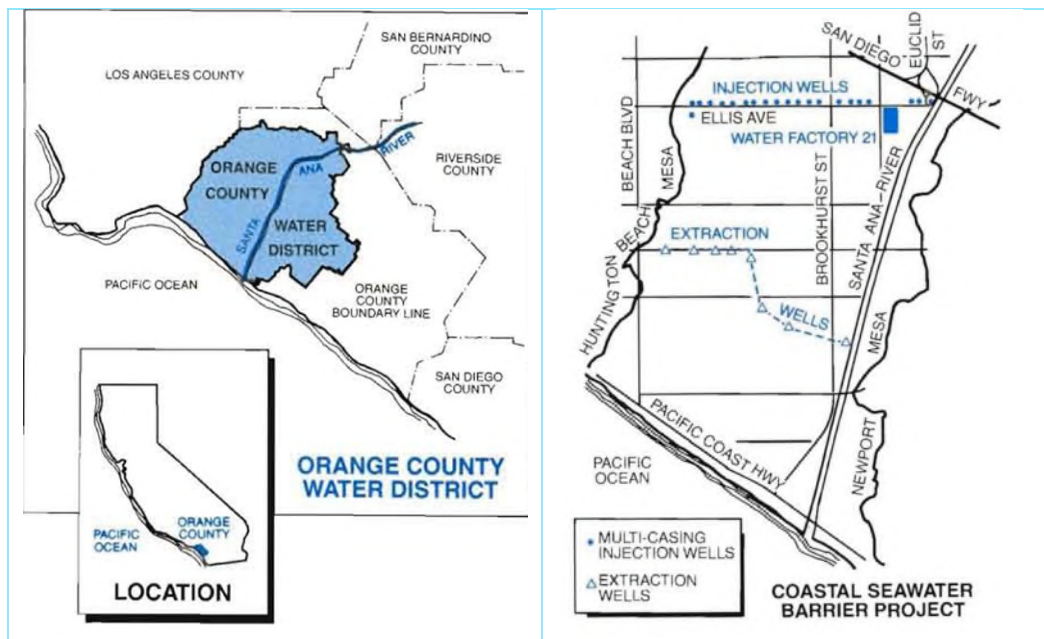
In het geval van hergebruik van water voor Wervershoof als aanvulling op WRK-water wordt het gezuiverde water van Wervershoof vergeleken met water van de WRK. Analoog met de bovenstaande benaderingen zou ook hier een op risico gebaseerde benadering de risico's het beste beschrijven. Hiervoor is het nodig om te weten voor welke toepassingen het WRK-water wordt gebruikt, en wat eventuele blootstellingsroutes zijn. Op basis van de hieruit volgende risico-analyse kan het beste worden bepaald welke monitoringsparameters belangrijk zijn voor de kwaliteit van het WRK-water, en welk minimaal meetprogramma deze kwaliteit kan garanderen.

3.5 Case-studies watergebruik in Nederland en wereldwijd (case studies)

Communaal afvalwater bestaat voor 35% uit huishoudelijk afvalwater, voor 15% afvalwater van bedrijven, voor 30% uit hemelwater, en voor 20% uit rioolvreemd water (bijvoorbeeld infiltrerend grond- of oppervlaktewater, dat onbedoeld in het riool belandt (Roex et al., 2016). Naarmate de kwaliteit van RWZI-effluent toeneemt (bijvoorbeeld door extra zuivering van het water), nemen ook de toepassingsmogelijkheden voor dit effluent toe, en wordt het interessanter om het effluent niet meer rechtstreeks op oppervlaktewater te lozen. Zeker met het oog op een meer en meer circulaire economie, komt hergebruik van effluent steeds meer in beeld. Vanwege klimaatverandering zullen we waarschijnlijk geconfronteerd worden met meer periodes van extreme droogte. Dit leidt tot een lagere aanvoer van rivieren, en daarmee samenhangend tot verzilting en een hogere concentratie van de vuillast. Hierdoor ontstaat behoefte aan een aanvullende bron voor water. In Nederland speelt dit in de praktijk nog geen rol van betekenis, maar wordt er in verkenningen (Hofman-Caris et al., 2019; van Alphen et al., 2019) en pilots (zoals Superlocal in Kerkrade: <https://www.superlocal.eu/forse-milieuwinst-bij-superlocal-door-slim-hergebruik-water/>) wel al serieus naar de mogelijkheden gekeken. Een voor de hand liggende toepassing is hier om het gezuiverde effluent in te zetten als huishoudwater. Andere toepassingen, waaraan gedacht kan worden, zijn proceswater voor de industrie, of irrigatiewater ten behoeve van de landbouw. Daarnaast kan worden gedacht aan bodeminfiltratie (ASR) voor de opvang van calamiteiten en het afvlakken van pieken. Technisch vormt dit geen probleem, maar het vraagt wel om een extra leidingnet en om aanpassing van de wet- en regelgeving (zie ook paragraaf 3.2). Het is echter in principe ook mogelijk om het effluent te gebruiken om er drinkwater van te maken. Technisch is ook dit geen probleem, maar vooral de maatschappelijke acceptatie zal hier een punt van aandacht zijn (Smith et al., 2019).

3.5.1 Effluent voor het aanvullen van het grondwaterpeil in Orange County

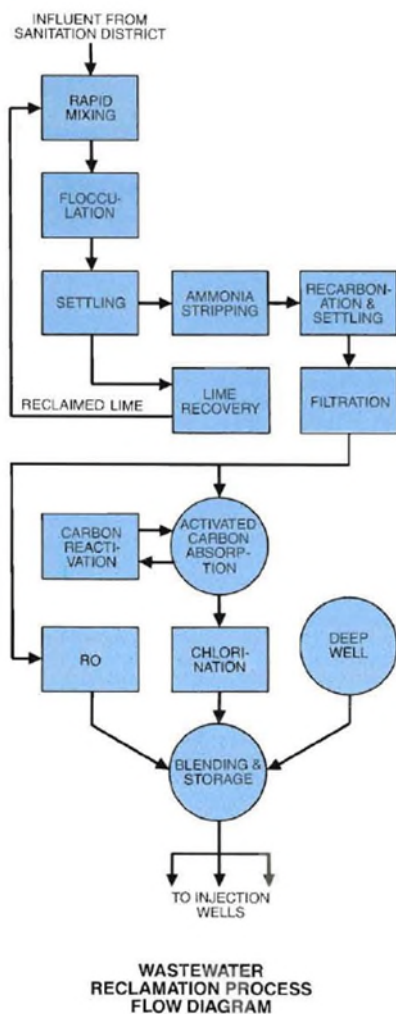
De droge zomer van 2018 heeft duidelijk gemaakt dat het grondwaterpeil ook in Nederland een bron van zorg kan zijn. Op andere plekken in de wereld speelt dit probleem al langer, en zijn en worden hiervoor oplossingen gezocht. Een voorbeeld hiervan is Orange County in de Amerikaanse deelstaat Californië (Figuur 2). Door onder andere de toenemende vraag naar drinkwater en droogte was het hier noodzakelijk om te zoeken naar andere bronnen voor het aanvullen van het grondwaterpeil.



Figuur 2: Orange County, California

Het Orange County Sanitation District (OCSD) is verantwoordelijk voor het zuiveren van residentieel, commercieel en industrieel afvalwater in deze regio (GWRS, 2018). Het OCSD beheert twee grote afvalwaterzuiveringsinstallaties: Fountain Valley en Huntington Beach (GWRS, 2018). Het ruwe afvalwater wordt behandeld met onder andere grof roosters, bezinkbasins om zand en gruis te verwijderen, bezinkers, actief-slib, trickling filters, en nogmaals bezinkers. Van oudsher werd dit secundair effluent na behandeling geloosd op de Grote Oceaan (GWRS, 2018).

In 1976 heeft het Orange County Water District de Water Factory 21 gebouwd en in gebruik genomen (OCWD, 2019a) (Figuur 3). Met een capaciteit van 15 MGD werd secundair effluent (OCSD) behandeld met kalk ontharding, ammonia stripping, conditionering door het toevoegen van carbonaat, multimedia filtratie, granulair actief kool (GAC) adsorptie en chloring (zie Figuur 3). In 1977 werd een omgekeerde osmose (RO) installatie, met een capaciteit van 5 MGD, toegevoegd aan de Water Factory 21. Daarnaast werd er diep grondwater onttrokken. Het eindproduct van de Water Factory 21 was dus een mengsel van GAC water, RO water en diep grondwater (zie Figuur 3). Dit water werd gebruikt om enerzijds een hydraulische barrière te vormen tegen zeewater intrusie in de zogenaamde Talbert Gap, en anderzijds om het grondwaterpeil aan te vullen (OCWD, 2019a).



Figuur 3: Water Factory 21 (OCWD, 2019a)

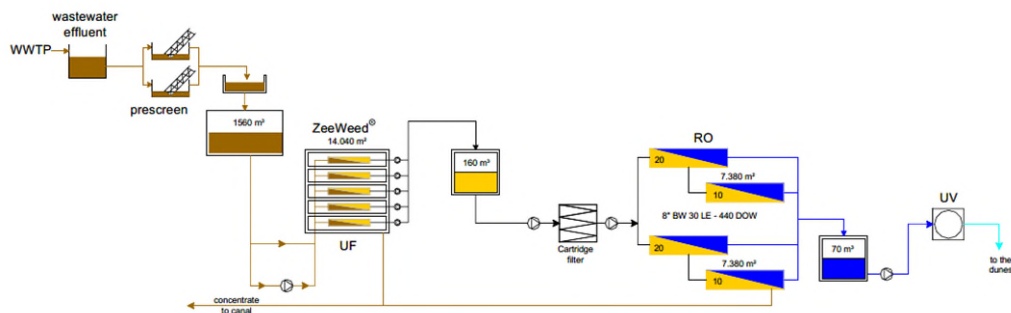
Zoals beschreven in de brochure van Water Factory 21 zakte het grondwaterpeil doordat er veel grondwater werd opgepompt (voor de productie van drinkwater). Hierdoor kreeg zeewater de gelegenheid verder landinwaarts te trekken. Om zeewater intrusie in Talbert Gap te voorkomen ligt er een rij extractieputten tussen Newport en Huntington Beach (Figuur 2). Het brakke water wordt hier onttrokken en vervolgens teruggevoerd richting de oceaan. Even verderop ligt een groot aantal injectieputten waar gezuiverd water uit Water Factory 21 wordt geïnjecteerd. De Water Factory is sinds 2004 niet meer operationeel. Voor de twee opvolgende jaren is nog wel een Interim Water Factory 21 (IWF 21) opgezet en in gebruik genomen. Hier kon ook personeel opgeleid/getraind worden om later het Groundwater Replenishment System (GWRS) te kunnen opereren.

Met dit GWRS is begonnen in 2008 (GWRS, 2018). In het GWRS wordt secundair effluent (OCSD) gebruikt als bron voor het produceren van infiltratiewater waarmee het grondwaterpeil aangevuld kan worden en zeewaterintrusie in drinkwaterputten bij Huntington Beach voorkomen kan worden. In feite is het GWRS dus de opvolger van Water Factory 21. Het secundair effluent wordt behandeld met microfiltratie, omgekeerde osmose en UV/ H₂O₂, alvorens het geïnfiltrerd wordt (GWRS, 2018). In 2008 is het GWRS begonnen met een capaciteit van 70 miljoen gallons (2,65 * 10 m³) per dag (MGD), wat in 2015 uitgebreid werd naar 100 MGD (GWRS, 2018). Hiervan wordt 30 MGD gebruikt om zeewaterintrusie van drinkwaterputten te voorkomen en 70 MGD gaat naar grote infiltratievijvers/bassins om het grondwaterpeil aan te vullen (GWRS, 2018). De verwachting is dat de productiecapaciteit verder zal toenemen naar 130 MGD in 2023 (GWRS, 2018).

Naast de Water Factory 21 en het GWRS project die gericht zijn op het aanvullen van het grondwaterpeil, is het OCWD in 1991 nog het Green Acres Project (GAP) gestart, waarbij secundair effluent wordt opgewerkt tot water dat gebruikt kan worden voor irrigatie, industrie en andere niet-drinkwater doeleinden (OCWD, 2019b). Dit project heeft als doel de vraag naar drinkwater te reduceren en daarmee ook de hoeveelheid onttrokken grondwater (OCWD, 2019b). Het GAP project heeft een capaciteit van 7,5 MGD en behandelt het secundair effluent tot tertiair effluent door middel van: coagulatie, flocculatie, dubbellaags filtratie (antraciet en zand) en chlooring (OCWD, 2019b).

3.5.2 Effluent voor het aanvullen van het grondwaterpeil in België (Veurne-Ambacht)

Ook dichterbij huis, in het Belgische Veurne-Ambacht, wordt al enkele jaren ervaring opgedaan met het gebruik van RWZI-effluent voor de aanvulling van het grondwaterpeil in de duinen (van Houtte et al., 2005). Deze auteurs beschrijven in hun studie hoe de Intercommunale Waterleidingmaatschappij van Veurne-Ambacht (IWVA) afvalwater effluent van RWZI Wulpen, beheerd door Aquafin, verder zuivert en vervolgens gebruikt als alternatieve bron om het grondwaterpeil in de duinen mee aan te vullen. Na een verblijftijd van minimaal 40 dagen kan het water uit de duinen onttrokken worden en gebruikt worden voor drinkwaterproductie (Van Houtte et al., 2005). Hierbij wordt afvalwater dus indirect gezuiverd tot drinkwater. Het gebruik van een alternatieve bron om het grondwaterpeil in de duinen aan te vullen was noodzakelijk om aan de toenemende drinkwatervraag te kunnen voldoen en zoutintrusie te voorkomen. In 2002 is er op locatie Torreele gestart met het zuiveren van afvalwater-effluent om water te produceren waarmee het grondwaterpeil in de duinen aangevuld kon worden (full-scale installatie, capaciteit 2.500.000 m³/jaar) (Van Houtte et al., 2005). Het RWZI-effluent wordt behandeld met: een grof rooster met openingen van 1 mm., Vervolgens wordt chloor aan het water gedoseerd, en wordt het gebufferd. Hierna wordt het behandeld met ultrafiltratie (90% filtraat, 10% spoelwater; maximale poriëgrootte 0,1 µm), waarmee maximaal 450 m³/uur kan worden behandeld. De minimale recovery bedraagt 85%. Aan het water worden, voordat in een nieuwe buffer terecht komt, ammoniumchloride en natriumhypochloriet gedoseerd om monochlooramine te vormen met als doel bio-fouling te voorkomen. Onder lage druk passeert het water vervolgens kaarsenfilters met poriën van 15 µm, waarna het naar de omgekeerde osmose (RO)-installatie gaat. Om neerslag op de RO-membranen te voorkomen worden zuur (pH-correctie) en anti-scalant gedoseerd. Eventueel wordt bestraling met UV (dosis 40 mJ/cm²) toegepast als extra desinfectiestap alvorens het water geïnfiltrerd wordt in de duinen van Sint-André (zie Figuur 4).



Figuur 4: Zuiveringsinstallatie voor het opwerken van afvalwater effluent tot infiltratiewater voor het duingebied (Van Houtte et al 2005)

Meer informatie over hergebruik van water in Europa kan worden gevonden via <https://www.water-reuse-europe.org/about-water-reuse/>

3.5.3 Productie van drinkwater uit afvalwater in Windhoek, Namibië

Sinds 1968 wordt in Windhoek afvalwater rechtstreeks gezuiverd tot drinkwater. Windhoek is de hoofdstad van Namibië, en bevindt zich in het droogste deel van Afrika ten zuiden van de Sahara. Op deze plek bevonden zich warmwaterbronnen, die ertoe leidden dat hier rond 1847 zich de eerste bewoners vestigden. Al in 1911 was het waterniveau zodanig gedaald, dat de bronnen geen water meer leverden, en men op grondwater overging. De dichtstbijzijnde rivier bevindt zich 750 km verderop. In 1933 is wel een kleine dam gebouwd, maar vanwege het kleine stroomgebied van de rivier, de grillige regenval en de hoge verdampingsgraad, leverde dit weinig op. Later werd de Goreangab dam gebouwd, maar dit bood onvoldoende oplossing voor de groeiende bevolking van Windhoek. In 1968 werd daarom begonnen met het geproduceerde drinkwater te mengen met extra gezuiverd RWZI-effluent. Met name de microbiologische veiligheid vormde hierbij een aandachtspunt, en om die reden is een multi-barrière proces ontwikkeld. Dit proces is inmiddels al meerdere keren verbeterd, en sinds 2002 is een nieuw proces in gebruik genomen (du Pisani en Menge, 2013). Om organisch materiaal te verwijderen worden “enhanced coagulation” (EC), dissolved air flotation (DAF) en snelfiltratie (RSF), gevolgd door ozon, biologisch actieve kool (BAC) en filtratie over granulaire kool (GAC) ingezet. Ultrafiltratie wordt gebruikt als tweede barrière tegen deeltjes. Kleur, smaak en geur worden verwijderd met behulp van O_3 , BAC en GAC. Een overzicht van het productieproces is weergegeven in Figuur 5.

Table 2 | Barriers provided in design for different critical parameters. A comparison between the Old Plant and the New Plant is made. The different treatment steps are abbreviated. (C: Complete barrier, P: Partial barrier)

	Barrier 1	Barrier 2	Barrier 3	Barrier 4
Old Plant				
Physical and organoleptic	CD/DAF/RSF : C	GAC : P		
Microbiological: bacteria and viruses	BPCL2 : C	BPCL2 : C	BPCL2 : C	
Biological: <i>Giardia</i> , <i>Cryptosporidium</i>	CD/DAF/RSF : C	BPCL2 : P	BPCL2 : P	BPCL2 : P
Organics and DBPs	CD/DAF/RSF : P	GAC : P		
Macro elements: Fe, Mn	GAC : P			
Stability	CD (Lime, NaOH) : C			
New Plant				
Physical and organoleptic	CD/DAF/RSF: C	UF: C	GAC: P	
Microbiological: bacteria and viruses	POZ: P	OZ: C	UF: C	BPCI2: C
Biological: <i>Giardia</i> , <i>Cryptosporidium</i>	CD/DAF/RSF: C	OZ: P	UF: C	BPCI2: P
Organics and DBPs	POZ: P	CD/DAF/RSF: P	OZ: P	BAC-GAC: P
Macro elements: Fe, Mn	POZ: P	CD/DAF/RSF: P	OZ: P	BAC-GAC: P
Stability	CD (NaOH): C			

Where MIX is mixture of dam and treated waste effluent, CD is chemical dosing, POZ is pre-ozonation, DAF is dissolved air flotation, RSF is dual media rapid sand filtration, OZ is ozone contact, BAC is biological activated carbon, GAC is granular activated carbon, UF is membrane ultra-filtration, CT is contact chamber, PS is high lift pumps Treatment chemicals added: PAC is powder activated carbon, O₃ is ozone, Fe is Ferric ion, HCl is hydrochloric acid, Poly is polymer, MnO₄ is permanganate, H₂O₂ is peroxide, BPCL₂ is break point chlorination, NaOH is caustic soda.

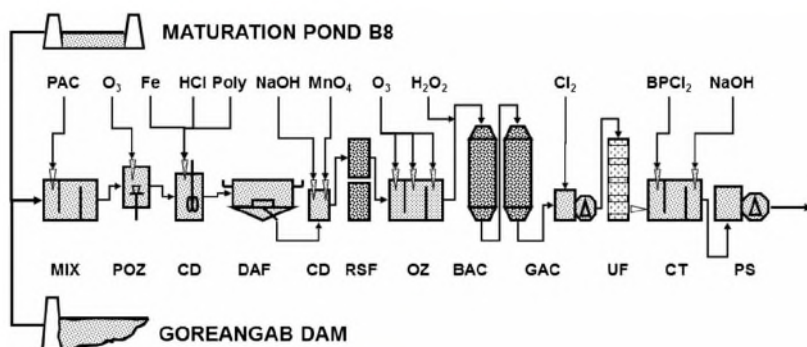


Figure 1 | Diagram of New Plant. For a description of symbols see Table 2.

Figuur 5: Zuivering van RWZI-effluent tot drinkwater in Windhoek, Namibië (Dus Pisani en Menge, 2013)

Vanwege de hoge kosten voor membranen is bij deze locatie gekozen voor EC, flocculatie, DAF en RSF, maar deze stappen zouden eventueel vervangen kunnen worden door membraanfiltratie. De casus in Windhoek laat in elk geval zien dat direct hergebruik als drinkwater, in gebieden waar geen andere alternatieven beschikbaar zijn, zeker tot de mogelijkheden behoort.

3.5.4 Andere voorbeelden van hergebruik

In een recent KWR-rapport (Dingemans, Bartholomeus et al. 2018) over de voorgestelde EU-regeling met betrekking tot de minimale eisen aan water voor hergebruik in irrigatie, worden ook nog enkele voorbeelden van hergebruik genoemd.

In Berlijn wordt RWZI-effluent gebruikt om het oppervlaktewater in een meer aan te vullen, dat vervolgens aquifers aanvult via infiltratie. Uiteindelijk wordt grondwater gebruikt voor de productie van drinkwater.

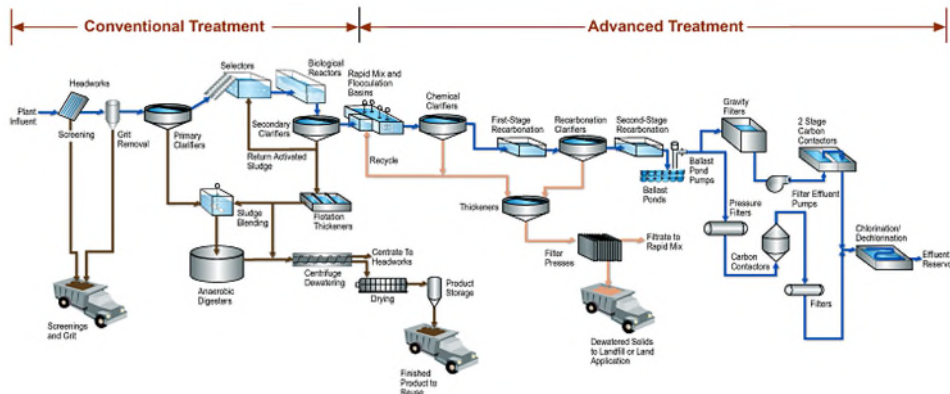
In Israël wordt RWZI-effluent behandeld en gebruikt voor irrigatie in de landbouw en in publieke werken.

In Singapore wordt gezuiverd afvalwater voor diverse niet-drinkwatertoepassingen gebruikt. Het wordt ook in een groot reservoir gebracht, en van daaruit gezuiverd tot drinkwater (“NEWater”). Op het ogenblik bestaat ongeveer 5% van het kraanwater in Singapore uit NEWater.

In de EU wordt in landen als Spanje, Italië, Frankrijk, Griekenland en Cyprus gezuiverd afvalwater hergebruikt.

In het International Space Station wordt afvalwater direct weer gezuiverd tot drinkwater.

De Upper Occocuan Servicy Authority in de deelstaat Virginia in de VS zuivert afvalwater sinds 1978. Dit gezuiverde water wordt geloosd in een groot meer, dat gebruikt wordt om er drinkwater van te maken (vergelijkbaar met het systeem van NWater in Singapore). Een afbeelding van het zuiveringsproces is weergegeven in Figuur 6. (UOSA).



Figuur 6: Afvalwaterzuivering bij Upper Occocuan Servicy Authority (<https://www.uosa.org/>)

De Water Cooperation in Perth, Australië, zuivert afvalwater met behulp van UF, RO, waarna het water gedesinfecteerd wordt met behulp van UV-straling, zodat het water voldoet aan de drinkwaternormen. Vervolgens wordt hiermee het grondwaterpeil aangevuld. Dit grondwater wordt dan weer gebruikt om er drinkwater van te maken (Water Cooperation).

In 2013 opende Colorado River Municipal Water District in Big Spring in Texas, VS, een productielocatie, waar RWZI-effluent direct wordt gezuiverd naar drinkwater. Een jaar later gebeurde datzelfde in Wichita Falls in Texas. In Big Spring wordt het water eerst gezuiverd via MF en RO, en vervolgens gedesinfecteerd met behulp van UV-straling. Vervolgens wordt het in een verhouding 20:80 gemengd met ruw water uit een meer, en wordt het mengsel gezuiverd tot oppervlaktewater. In Wichita Falls bevond zich al een MF/RO-installatie, omdat het water in de meren, die voor drinkwaterproductie werden gebruikt, brak is. Het gezuiverde afvalwater wordt hier in een verhouding 5:50 gemengd met oppervlaktewater, en tot drinkwater gezuiverd (Martin, 2014).

In Emalahleni, Mpumalanga, Zuid-Afrika bevindt zich een installatie waar zuur afvalwater uit de mijnbouw wordt gezuiverd. Het gaat hierbij zowel om water uit oude kolenmijnen, die niet meer in bedrijf zijn, als om water uit mijnen die wel nog worden geëxploiteerd. Er wordt een driestapsmembraanproces bij gebruikt, met UF en RO. Het gips, dat hierbij ontstaat, wordt als bouw materiaal verkocht, en drinkbaar water wordt aan de stad geleverd (Aveng Water).

In 1984 heeft het gemeentebestuur van Tokyo geëxperimenteerd met het gebruik van gezuiverd afvalwater voor toiletspoeling in 19 hoge gebouwen in het Tokyoite Shinjuku district (Water Reuse Europe; Gesui Metro Tokyo). Inmiddels wordt op meer plekken in Tokyo mensen aangeraden om gezuiverd afvalwater te gebruiken voor diverse toepassingen (geen drinkwater).

Binnen Europa is “Water Reuse Europe” actief, een organisatie zonder winstoogmerk, die gericht is op de industrie, en zich bezighoudt met water hergebruik. Ze probeert kennisuitwisseling tussen publieke en private partijen op het gebied van waterhergebruik te faciliteren, Europese kennis en diensten op dit gebied onder de aandacht te brengen van een wereldwijd publiek, Europese bedrijven te helpen hun oplossingen voor waterhergebruik te commercialiseren, het publiek op de hoogte te brengen van deze ontwikkelingen, en onderzoek en innovatie op het gebied van waterhergebruik te promoten (Water Reuse Europe).

Dergelijke voorbeelden worden ook beschreven in internationale waterhergebruik richtlijnen (WHO 2006; WHO 2017).

3.5.4.1 Hergebruik van RWZI-effluent in Nederland

Tot eind jaren '70 van de vorige eeuw werd huishoudelijk afvalwater en afvalwater uit de zuivel- en aardappelindustrie gebruikt voor irrigatie van gewassen in de omgeving. Aangezien de gehalten aan nutriënten en chemicaliën toenamen werd hiermee gestopt, om te voorkomen dat het grondwater teveel verontreinigd werd. Bovendien kwamen in die periode kunstmest op de markt, waardoor het ook niet meer nodig was op die manier nutriënten aan te leveren. Inmiddels worden de mogelijkheden om effluent weer nuttig toe te passen ook in Nederland weer verkend (Dingemans et al., 2018). Voorbeelden hiervan zijn:

- **Aanvulling grondwater**
In de jaren '90 van de vorige eeuw zijn pilot-studies uitgevoerd met effluent uit Ruurlo, om op landgoed de Wiersse het grondwaterpeil aan te vullen. Dit is echter daarna niet in praktijk gebracht.
- **Haaksbergen**
In Haaksbergen is in een pilotstudie sub-irrigatie van een maisveld met gezuiverd afvalwater toegepast. Hierbij werd vooral gekeken naar de emissie van CEC's (als geneesmiddelen) naar de wortelzone en het diepere grondwater.
- **Boer bier water**
Tijdens een pilotstudie bij de Bavaria brouwerij werd afvalwater van de brouwerij gebruikt voor irrigatie van een nabijgelegen veld. Normaalgesproken gebruiken zowel de brouwerij als de naburige landbouw veel grondwater, en op deze manier kan die hoeveelheid worden verminderd. Het effect van de irrigatie op zowel het grondwaterpeil als de vochtigheid van de bodem werd hierbij gemeten, en het bleek dat droogtestress op deze manier kon worden voorkomen.
- **Suikerunie**
Effluent van de Suikerunie werd behandeld via snelfiltratie, UF en RO, en vervolgens ondergronds opgeslagen (volgens het ASR-Coastal systeem). Opslag vond plaats in de herfst, en werd vervolgens voor irrigatie van kassen gebruikt in het voorjaar en de zomer.
- **La Trappe**
Zowel de La Trappe brouwerij en de OLV Koningshoeven Abdij in Berkel-Enschot willen de verschillende typen afvalwater die tijdens het brouwproces ontstaan, op locatie regenereren en zoveel mogelijk water en nutriënten hergebruiken. Er is onderzoek gedaan naar de mogelijkheden om verontreinigingen uit het water te verwijderen (met behulp van tropische planten), waarna het behandelde water kan worden hergebruikt voor irrigatie van de omliggende velden.

RWZI-effluent in Nederland officieel niet wordt gebruikt om er drinkwater van te maken. Het wordt in de regel geloosd op oppervlaktewater. In tijden van droogte bestaat het debiet van veel kleinere oppervlaktewateren voor het grootste deel uit effluent. Het oppervlaktewater wordt vervolgens echter soms wel weer gebruikt als bron voor drinkwater, waardoor indirect hergebruik wel degelijk voorkomt (Beard et al., 2019).

3.5.5 Impact voor Nederland

De impact van de wetgeving lijkt voor Nederland en de waterschappen als beheerders van RWZI's momenteel nog zeer beperkt. Het wetsvoorstel gaat namelijk niet over irrigatie vanuit sloten of grondwater. De Europese Commissie verwacht echter dat in de toekomst vanwege klimaatverandering ook in Nederland vaker een beroep zal worden gedaan op 'RWZI's als alternatieve irrigatiebron.

3.5.6 Conclusie

Hergebruik van gezuiverd RWZI-effluent ligt in de toekomst voor de hand. Klimaatverandering, bevolkingsgroei en maatschappelijke ontwikkelingen kunnen ertoe leiden dat de traditionele bronnen voor water te zwaar onder druk komen te staan, en hergebruik van afvalwater zou een (deel van de) oplossing voor dit probleem kunnen vormen. Diverse typen hergebruik zijn hierbij denkbaar, van laagwaardige toepassingen tot direct drinkwater. Wereldwijd wordt er onderzoek gedaan hiernaar, en zijn op sommige plekken dergelijke installaties op grote schaal in gebruik. Aan welke eisen de waterkwaliteit voor de volksgezondheid en de ecologie, en daarmee ook de waterbehandeling, moet voldoen, hangt af van de specifieke toepassing die in beeld is. Bij infiltratie in de ondergrond is een robuuste zuivering vereist, omdat het water aan het infiltratiebesluit moet voldoen, waarvoor op sommige gebieden de eisen zelfs strenger zijn dan voor drinkwater.

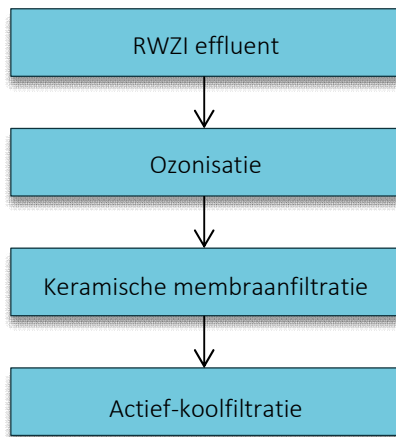
Voor de microbiologische waterkwaliteit kan bij bepaalde toepassingen cruciaal zijn. Afhankelijk van de toepassing moet het behandelde water minimaal voldoen aan gestelde eisen op het gebied van volksgezondheid en ecologie (wat wil zeggen, dat het toxicologisch en microbiologisch veilig moet zijn voor mens en milieu). Het is belangrijk hiermee rekening te houden met het ontwerpen van een behandelingsproces. Een risico-gestuurd monitoring programma voor chemische microverontreinigingen geeft inzicht in mogelijke risico's voor de gezondheid en het milieu. Screeningmethodes, zoals non-target screening en bioassays, kunnen richting geven aan een dergelijk meetprogramma.

Tot slot kan worden geconcludeerd dat bij grootschalige toepassingen van RWZI-effluent de betreffende wet- en regelgeving in het oog moet worden gehouden, en eventueel op tijd ontheffingen moeten worden aangevraagd bij het bevoegd gezag. Dergelijke ontheffingen zijn zeker voor pilotonderzoek mogelijk.

4 Opzet pilot experiment – deel 1 meetcampagne

4.1 Pilotopstelling

Er zijn twee meetcampagnes uitgevoerd met de pilot op Wervershoof, één op 25 juli en één op 12 september 2018 (beide onder droogweer condities). Figuur 7 geeft een schematische weergave van de pilotopstelling.



Figuur 7: Schematische opstelling pilot Wervershoof

Het RWZI effluent wordt behandeld met ozon en daarna keramische membraanfiltratie (CMF). Optioneel kan het water nog behandeld worden met actief-koolfiltratie, maar deze stap werd in de meetcampagnes van 25 juli en 12 september niet gebruikt.

De instellingen ten tijde van de meetcampagnes zijn weergegeven in Tabel 7.

Tabel 7: Instellingen pilot O₃-CMF

Datum	25 Juli 2018	12 September 2018
Debiet [L/h]	60	60
O ₃ dosis [mg/L]	0,2	0,2
CMF [lmh]	150	150
Temperatuur [°C]	28,8 ± 4,6	18,1 ± 0,8

De volgende punten zijn bemonsterd: het influent, na ozonisatie en na keramische membraanfiltratie. Daarnaast is ook een monster van het WRK-water genomen op productielocatie Andijk (monsterpuntcode PPJ-TL2-INF2, WRK III Zuidleiding na zandfiltratie en zonder AKF). De voeding van de pilot was een 24 uren monster van RWZI effluent (600 L).

4.2 Analyses

De hierboven beschreven vier monsters zijn geanalyseerd op de volgende parameters:

Chemische waterkwaliteit

- Geneesmiddelen pakket A en B (zie bijlage V)
- Nanodeeltjes (nAu en nAg)

4.2.1 Geneesmiddelen

De analyse van geneesmiddelen is bij KWR uitgevoerd volgens voorschrift: LOA-548: Bepaling van geneesmiddelen en metabolieten in water met behulp van UHPLC-MS/MS.

Verder zijn analyses uitgevoerd door HWL.

4.2.2 Bioassays

Aanvankelijk is gepoogd de meest relevante reporter gen CALUX bioassays te kiezen op basis van de werkingsmechanismen van de door HHNK geprioriteerde stoffen (carbamazepine, propranolol, trimethoprim, metoprolol, benzotriazol, mengsel van 4-methylbenzotriazol/5-methylbenzotriazol, hydrochloorthiazide, sulfamethoxazol, diclofenac, clarithromycine en sotalol) (persoonlijke communicatie: George Zoutberg). Echter, door de grote spreiding in bekende effecten kwam hieruit geen duidelijk beeld naar voren (Tabel 8).

De set CALUX testen is daarom gebaseerd op in 2018 door HHNK uitgevoerd onderzoek met de SIMONI methode. Die testen waarin responsen werden gemeten bij blootstelling aan het effluent van Wervershoof (Rutgrink 2018) zijn ook in dit onderzoek toegepast. In afwachting van de resultaten waar de keuze op kon worden gemaakt zijn de watermonsters [1] RWZI effluent, 2) RWZI effluent na behandeling met ozon, 3) RWZI effluent na behandeling met ozon en CMF; en 4) WRK-water] na verzameling onder droog-weer omstandigheden geëxtraheerd, geconcentreerd en bij -80°C opgeslagen op het chemisch laboratorium van KWR. Om voldoende zicht te krijgen op de variatie in bioassay responsen binnen en tussen dagen is 4-maal bemonsterd, 2-maal op elke van 2 verschillende dagen (25 augustus 2018 en 12 september 2018).

Op basis van de gevonden responsen in het SIMONI onderzoek door HHNK bij Wervershoof zijn de volgende CALUX testen geselecteerd:

- de ER CALUX voor estrogene stoffen
- de anti-AR CALUX voor stoffen met een remmende werking op de androgeenreceptor
- de anti-PR CALUX voor stoffen met een remmende werking op de progesterone receptor
- de GR CALUX voor stoffen die de glucocorticoid receptor activeren
- de cytotox CALUX voor cytotoxische effecten

De CALUX testen (Murk et al, 1996; Pieterse et al, 2013; Sonneveld et al, 2005; Van der Linden et al, 2014) zijn uitgevoerd bij BioDetection Systems (BDS) volgens de standaard protocollen van de leverancier. Responsen van de extracten zijn volgens de standaard protocollen bij de leverancier bemeten.

Daarnaast is de Ames test voor mutageniteit uitgevoerd op de watermonsters in verband met de mogelijkheid van de vorming van mutagene bijproducten bij de geavanceerde oxidatie processen (Vughs et al. 2018). De Ames test is uitgevoerd volgens standaard KWR protocollen zoals eerder beschreven (Heringa et al. 2011), met een aantal wijzigingen (met betrekking tot de gebruikte Salmonella stammen, samenstelling kweekmedia, statistiek en interpretatie). Uitzondering hierop is het aantal replicates (in dit onderzoek zijn het er vier in plaats van twee).

Tabel 8: Samenvatting verwachte activiteit van HHNK Zorgstoffen in SIMONI CALUX testen en de Ames test ten behoeve van de selectie van een relevante set bioassays. Bronnen U.S. EPA Chemistry Dashboard, PubChem, OECD QSAR Toolbox

Chemische stof	ER	AR	anti-AR	Nrf2	PAH/AhR	GR	DR	PPAR γ	PXR	TR	p53	Ames
carbamazepine	+/-	+		-	-	+/-	-	-	+	-	-	-
propranolol												-
trimethoprim	-	+/-	-		-	-	-	-		-	-	+/-
metoprolol	-	+		-	-	+	-	-	+		-	
benzotriazol	+	-	-	-	+/-	-		-	-	-	+/-	+/-
4-methylbenzotriazol												
5-methylbenzotriazol	-	-	-	-	+/-		-	-	-		-	-
hydrochloorthiazide	+/-	-	-	-	-	-	+/-	-	+/-	-	-	-
sulfamethoxazol	-	-	-		-	-		-		-	+/-	-
diclofenac												
clarithromycine	-	-	-		-	-		-		-	-	
sotalol	-	+/-	-		-	-		-		-	-	-

4.2.3 Microbiologische waterkwaliteit

De monsters zijn geanalyseerd op de aanwezigheid van protozoa, bacteriën en virussen. Daarnaast is van een aantal relevante antibiotica soorten bepaald of antibioticaresistentiegenen (ARG) voorkomen in het effluent en na de zuiveringsstappen.

Omdat ziekteverwekkende micro-organismen in gezuiverd water in meestal erg lage concentraties voorkomen, worden voor reguliere monitoring van watersystemen vaak concentraties van indicator organismen bepaald (zie Tabel 9). De verwijdering van deze routinematig te bepalen micro-organismen maakt het mogelijk om iets te kunnen zeggen over de verwijdering van deze micro-organismen door zuiveringsstappen, waarna deze resultaten kunnen worden gebruikt om een schatting te maken van de verwijdering van de ziekteverwekkers.

Tabel 9: Een overzicht van de indicator-organismen die worden toegepast om de verwijdering van ziekteverwekkende micro-organismen in water vast te stellen

Groep	Ziekteverwekkers oa	Indicator organisme
Protozoa	Cryptosporidium, Giardia	Clostridia Sporen
Bacteriën	Salmonella, Campylobacter	Bacteriën vd coligroep, E coli, Enterococccen
Virussen	Enterovirussen, hepatitis A en E	Colifagen

In deze studie is ervoor gekozen om van protozoa relevante ziekteverwekkers te meten in het RWZI effluent, en van bacteriën een relevante ziekteverwekker te meten in het RWZI effluent en tijdens/na de zuivering. Vanwege de complexiteit en kosten zijn geen ziekteverwekkende virussen gemeten. Daarnaast wordt de zuivering voor elke groep doorgemeten middels de indicator organismen.

4.2.3.1 Protozoa:

De ziekteverwekkers Cryptosporidium en Giardia worden gemeten in het effluent van de RWZI. De concentraties van deze ziekteverwekkers worden bepaald door een microscopische telling, waarbij Cryptosporidium en Giardia eerst worden gekleurd. Clostridia sporen (SSRC), het indicatororganisme voor protozoa, wordt geteld door middel van een kweek op een agar voedingsbodem.

4.2.3.2 Bacteriën

Campylobacter is een belangrijke door water overgedragen bacteriële ziekteverwekker. Deze wordt daarom in deze studie bepaald in het RWZI effluent en de vervolgstappen. Als bacteriële indicator organismen worden bacteriën van de coligroep, E. coli en enterococccen bepaald.

4.2.3.3 Virussen

Ziekteverwekkende enterovirussen kunnen we worden bepaald, maar de analyses zijn erg duur. Daarom worden in deze studie de concentratie van indicator organismen voor virussen bepaald. Een veel gebruikte indicator voor ziekteverwekkende virussen zijn somatische colifagen. Dit zijn virussen die van nature in hoge concentratie aanwezig zijn in fecaal besmet water zoals RWZI effluent. Deze virussen worden bepaald middels een kweekmethode, zodat alleen infectieuze virussen worden bepaald.

Daarnaast worden natuurlijke virussen gemeten waarvan is vastgesteld dat deze in oppervlaktewater in zeer hoge concentratie voorkomen (Hornstra et al, 2019). Door de hoge concentratie kunnen deze virussen ook na zuiveringsprocessen nog goed worden gemeten, waardoor de LRV (log removal value) van de afzonderlijke zuiveringsstappen goed kan worden bepaald. Deze virussen worden middels moleculaire technieken gemeten. Het gevolg daarvan is dat zowel infectieuze als niet infectieuze virussen worden gemeten.

4.2.3.4 Antibiotica resistentie genen.

Van afvalwater effluent is bekend dat dit ARG bevat, en dat deze door een conventionele zuivering niet volledig worden verwijderd. Omdat er niet veel informatie is over de aanwezigheid van ARGs onder Nederlandse condities, en de verwijdering van ARGs door zuiveringsprocessen, is besloten om in deze studie de concentratie van een aantal ARGs te bepalen in het RWZI effluent, en in het water na ozon en de keramische filters.

5 Resultaten pilot experiment – deel 1 meetcampagne

5.1 Chemische waterkwaliteit

5.1.1 Geneesmiddelen

Tabel 10 en Tabel 11 geven de verwijdering van geneesmiddelen in de pilot van Wervershoof op 25 juli en 12 september 2018. Indien hier “>” in de tabel staat, betekent dit dat de stof tot onder de analysegrens is verwijderd. Voor de berekening wordt dan uitgegaan van een “restconcentratie” gelijk aan de analysegrens. Sommige stoffen komen in lage concentraties voor, waardoor de berekening dan uitkomt op een relatief lage omzetting. Als voorbeeld: voor een stof die voorkomt in een concentratie van 0,02 µg/L bij een analysegrens van 0,01 kan hooguit een verwijdering van $(0,02-0,01)/0,02*100\% = 50\%$ worden berekend. Dit geeft een enigszins vertekend beeld van de verwijdering, die in werkelijkheid (veel) hoger kan zijn. In totaal zijn er 39 stoffen geanalyseerd (zie Bijlage VI). Op 25 juli werden hiervan 18 stoffen aangetroffen in het RWZI effluent, de concentraties van de overige stoffen lagen onder de detectiegrens. Van deze 18 stoffen werd er, na ozonisatie, slechts één teruggevonden. Dit was Niacine. Deze stof nam zelfs in concentratie toe na ozonisatie en keramische membraanfiltratie. Hierbij moet overigens worden aangetekend dat in eerder onderzoek was gebleken dat de analyse van niacine soms tot onverklaarbare resultaten leidt (Wols en Hofman-Caris 2012; Wols et al., 2013). Dit verklaart waarschijnlijk ook waarom de niacineconcentratie in dit geval toe lijkt te zijn genomen.

Op 12 september werden er 16 stoffen aangetroffen in het RWZI effluent. Twaalf hiervan werden na ozonisatie verwijderd tot onder de detectiegrens. Vijf stoffen (venlafaxine, metoprolol, atenolol, ketoprofen en niacine) werden nog terug gevonden in het effluent van het ozonisatie proces, in concentraties variërend van 0,02 – 0,42 µg/L. Keramische membraanfiltratie lijkt bij te dragen aan de verdere verwijdering van deze vijf stoffen met uitzondering van niacine. De concentraties in het influent van de keramische membraanfiltratie zijn laag en liggen dicht bij de detectiegrens. Verwijdering van deze stoffen met CMF is onwaarschijnlijk en het resultaat kan dus mogelijk het gevolg zijn van deze lage concentraties. Niacine vertoont persistent gedrag en is zelfs in een hogere concentratie aanwezig in het effluent van de pilot.

Niacine (123,1 g/mol) is ook wel beter bekend als vitamine B3 (Kondjoyan et al., 2018). Deze stof is van nature aanwezig in een aantal voedingsmiddelen zoals: vlees, vis, groente en eieren (Kondjoyan et al., 2018; Marcus 2013), maar mag ook als additief gebruikt worden onder E-nummer E375. Het is een polair molecuul met een Log P = 0,36 (Pubmed, 2018).

Tabel 10: Verwijdering van geneesmiddelen in pilot Wervershoof op 25 juli 2018

Geneesmiddel	Verwijdering na O ₃ (%)	Verwijdering na CMF (%)
Carbamazepine	>99	-
Sotalol	>99	-
Furosemide	>99	-
Metoprolol	99	-
Diclofenac	>98	-
Venlafaxine	>98	-
Clindamycin	>94	-
Atenolol	>92	-
Sulfamethoxazool	>91	-
Propranolol	>90	-
Naproxen	>86	-
Gemfibrozil	>83	-
Tramadol	>81	-
Ketoprofen	>75	-
Propyfenazon	>67	-
Diatrizoïnezuur	>50	-
Salbutamol	>50	-
Niacine	-12	-27

Tabel 11: Verwijdering van geneesmiddelen in pilot Wervershoof op 12 september 2018

Geneesmiddel	Verwijdering na O ₃ (%)	Verwijdering na CMF (%)
Venlafaxine	93	33
Metoprolol	86	31
Atenolol	80	50
Ketoprofen	67	50
Niacine	-35	17
Furosemide	>99	-
Sotalol	>99	-
Carbamazepine	>98	-
Diclofenac	>98	-
Clindamycin	>94	-
Sulfamethoxazool	>89	-
Propranolol	>89	-
Naproxen	>83	-
Tramadol	>77	-
Gemfibrozil	>75	-
Propyfenazon	>50	-

Tabel 12 en Tabel 13 laten de geneesmiddelen zien die geanalyseerd zijn in het WRK-water en het RWZI effluent. In het WRK-water worden slechts vijf geneesmiddelen gedetecteerd, namelijk carbamazepine (0,03 µg/L), diatrizoïnezuur (0,04 µg/L), niacine (0,18 µg/L, 0,17 µg/L), fenazon (0,01 µg/L) en sulfamethoxazool (0,01 µg/L). De concentraties van de meeste van deze stoffen liggen zeer dicht bij de detectiegrens van 0,01 µ/L, behalve voor niacine.

Voor het RWZI effluent liggen de concentraties van circa 20 – 22 stoffen onder de detectiegrens, de overige stoffen worden aangetroffen in concentraties variërend van 0,01 – 1,4 µg/L. Dit is grofweg een factor 10 – 100 hoger dan in het WRK-water. Indien de kwaliteit van het RWZI effluent vergelijkbaar moet zijn met die van het WRK-water, zullen deze geneesmiddelen dus verwijderd moeten worden.

Stoffen die voorkomen in het RWZI effluent in een concentratie van 0,5 µg/L of hoger, zijn: carbamazepine, diclofenac, furosemide, metoprolol, sotalol, tramadol en venlafaxine. Dit zijn stoffen die over het algemeen goed verwijderd (>80%) verwijderd worden met ozonisatie. Een uitzondering is niacine dat aanwezig is in een concentratie van 0,31 – 0,33 µg/L en niet gevoelig is voor de afbraak door middel van ozonisatie. Bovendien geeft analyse van deze stof af en toe problemen, waardoor de resultaten niet altijd betrouwbaar zijn.

Tabel 12: Geneesmiddelen pakket geanalyseerd in WRK-water en RWZI effluent 25 juli 2018

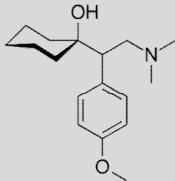
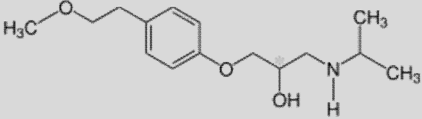
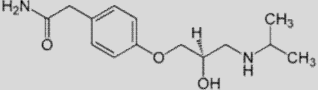
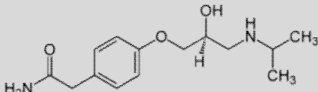
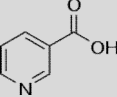
	WRK-water [µg/L]	RWZI effluent [µg/L]
Atenolol	<0.01	0,13
Bezafibraat	<0.01	<0.01
Carbamazepine	0,03	0,90
Clenbuterol	<0.01	<0.01
Clindamycin	<0.01	0,18
Cortisol	<0.03	<0.03
Cortisone	<0.03	<0.03
Cyclophosphamide	<0.01	0,01
Diatrizoïnezuur	0,04	0,02
Diclofenac	<0.01	0,62
Erythromycin A	<0.03	<0.03
Fluoxetine	<0.01	<0.01
Furosemide	<0.01	1,30
Gemfibrozil	<0.01	0,06
Ifosfamide	<0.01	<0.01
Ketoprofen	<0.01	0,04
Lincomycin	<0.01	<0.01
Metoprolol	<0.01	1,10
Metronidazole	<0.01	<0.01
Naproxen	<0.01	0,07
Niacine	0,18	0,33
Paracetamol (Acetaminophen)	<0.01	<0.01
Paroxetine	<0.05	<0.05
Pentoxifylline	<0.01	<0.01
Fenazon	<0.01	<0.01
Pindolol	<0.01	<0.01
Prednisolone	<0.05	<0.05
Propranolol	<0.01	0,10
Propyfenazon	<0.01	0,03
Salbutamol	<0.01	0,02
Sotalol	<0.01	0,97
Sulfachloropyridazine	<0.01	<0.01
Sulfadiazine	<0.01	<0.01
Sulfamethoxazool	0,01	0,11
Sulfaquinoxaline	<0.01	<0.01
Terbutaline	<0.01	<0.01
Tramadol	<0.10	0,53
Trimethoprim	<0.01	<0.01
Venlafaxine	<0.01	0,49

Tabel 13: Geneesmiddelen pakket geanalyseerd in WRK-water en RWZI effluent 12 september 2018

	WRK-water [$\mu\text{g/L}$]	RWZI effluent [$\mu\text{g/L}$]
Atenolol	<0.01	0,13
Bezafibraat	<0.01	<0.01
Carbamazepine	0,03	0,90
Clenbuterol	<0.01	<0.01
Clindamycin	<0.01	0,18
Cortisol	<0.03	<0.03
Cortisone	<0.03	<0.03
Cyclophosphamide	<0.01	0,01
Diatrizoïnezuur	0,04	0,02
Diclofenac	<0.01	0,62
Erythromycin A	<0.03	<0.03
Fluoxetine	<0.01	<0.01
Furosemide	<0.01	1,30
Gemfibrozil	<0.01	0,06
Ifosfamide	<0.01	<0.01
Ketoprofen	<0.01	0,04
Lincomycin	<0.01	<0.01
Metoprolol	<0.01	1,10
Metronidazole	<0.01	<0.01
Naproxen	<0.01	0,07
Niacine	0,18	0,33
Paracetamol (Acetaminophen)	<0.01	<0.01
Paroxetine	<0.05	<0.05
Pentoxifylline	<0.01	<0.01
Fenazon	<0.01	<0.01
Pindolol	<0.01	<0.01
Prednisolone	<0.05	<0.05
Propranolol	<0.01	0,10
Propyfenazon	<0.01	0,03
Salbutamol	<0.01	0,02
Sotalol	<0.01	0,97
Sulfachloropyridazine	<0.01	<0.01
Sulfadiazine	<0.01	<0.01
Sulfamethoxazool	0,01	0,11
Sulfaquinoxaline	<0.01	<0.01
Terbutaline	<0.01	<0.01
Tramadol	<0.10	0,53
Trimethoprim	<0.01	<0.01
Venlafaxine	<0.01	0,49

Het blijkt dat onder de gegeven omstandigheden vijf stoffen relatief moeilijk te verwijderen zijn (Tabel 14).

Tabel 14: Moleculaire structuur van microverontreinigingen die lastig te verwijderen zijn in het reguliere ozonproces

Stofnaam	structuur
Venlafaxine	
metoprolol	
atenolol	
ketoprofen	
niacine	

Over het algemeen reageert ozon vooral met elektronrijke verbindingen. Aangezien alle hierboven genoemde verbindingen minstens één aromaatring bevatten, zouden ze in principe allemaal afbreekbaar moeten zijn door ozon. Dat dit niet gebeurt heeft mogelijk te maken met de toegepaste ozondosis, en wellicht zou een hogere omzetting verkregen kunnen worden door de dosis te verhogen. Niacine zal het lastigste om te zetten zijn. Verder hebben allen verbindingen, afgezien van niacine, wel een stuk koolstofketen, waardoor ze op actieve kool geadsorbeerd zouden moeten kunnen worden. Hoe effectief die adsorptie verloopt hangt onder andere af van de aanwezigheid van andere componenten, waaronder effluent organisch materiaal (EfOM). In het algemeen bevat effluent een relatief hoge concentratie EfOM (in de ordegrrootte van mg/L), wat een sterke concurrentie betekent voor organische microverontreinigingen, die slechts in µg/L aanwezig zijn.

5.1.2 Nanodeeltjes

De concentratie nanozilver is 3 – 52 keer zo hoog in het RWZI effluent als in het WRK-water, voor nanogoud bedraagt dit een factor 3 – 5. In de meetcampagne van 25 juli (Tabel 15) is te zien dat de concentratie nanozilver afneemt na ozon en na CMF. Dit in tegenstelling tot de meetcampagne van 12 september waar een toename in concentratie nanozilver waar te nemen is na ozonisatie, welke wel weer afneemt na CMF. In de meetcampagne van 25 juli neemt de concentratie nanogoud af na ozonisatie, maar weer toe na CMF. Dit in tegenstelling tot de meetcampagne van 12 september waarin de concentratie nanogoud afneemt na ozonisatie en geen verdere afname toont na CMF.

Het beeld is wisselend maar de resultaten laten duidelijk zien dat de concentratie in RWZI effluent hoger is dan in het WRK-water en dat zelfs na behandeling met een combinatie van O₃ en CMF de concentratie in het effluent van de pilot hoger is dan in het WRK-water. Indien het effluent een kwaliteit water op moet leveren die vergelijkbaar is met het WRK-water, zal de verwijdering van nanodeeltjes nog moeten verbeteren met aanvullende zuiveringsprocessen zoals bijvoorbeeld actief-koolfiltratie of snelfiltratie (zand) (Bertelkamp et al., 2018).

Tabel 15: Resultaten nanogoud (NAU) en nanozilver (NAG) analyses in Wervershoof pilot

25 Juli 2018	Ag (ng/L)	NP/L	Average size (nm)	Au (ng/L)	NP/L	Average size (nm)
RWZI effluent	1,03	1562731	39	0,46	1785000	25
Na ozon	0,79	4031980	31	0,40	1604815	26
Na CMF	0,12	649446	30	0,69	3013889	26
WRK-water	0,02	54121	41	0,10	412222	25
12 September 2018	Ag (ng/L)	NP/L	Average size (nm)	Au (ng/L)	NP/L	Average size (nm)
RWZI effluent	1,10	2186992	42	0,74	168823	60
Na ozon	2,56	5345528	41	0,21	67529	56
Na CMF	1,62	1626016	48	0,21	85405	49
WRK-water	0,37	1055396	36	0,26	51813	65

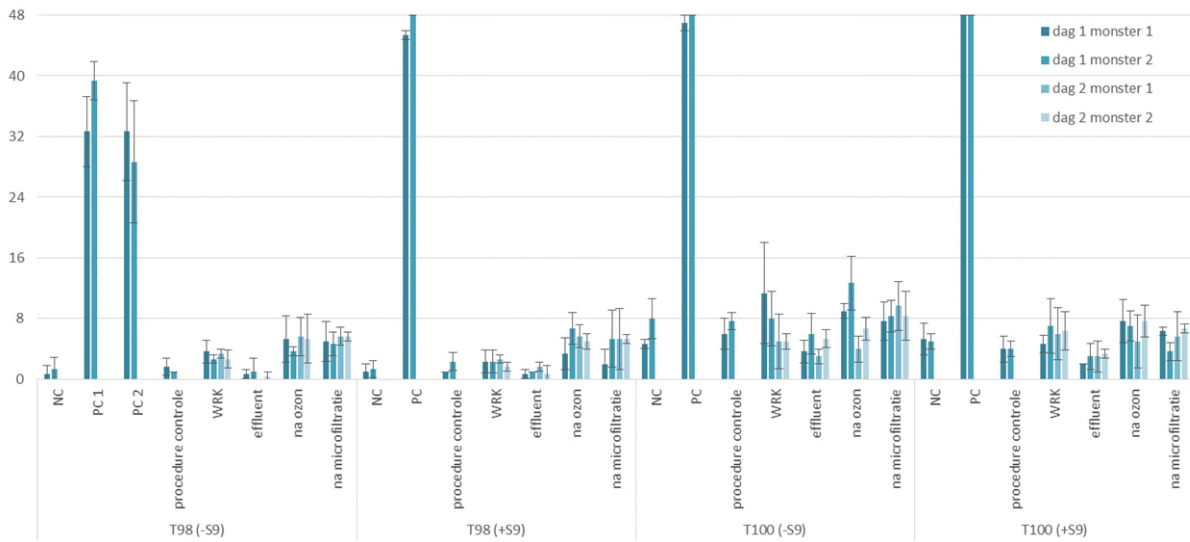
5.2 Bioassay resultaten

5.2.1 Ames test

De eerste stap van het uitwerken van Ames data is nagaan of de kwaliteitscriteria van de Ames test voldoen. De verwachte responsen van de negatieve (oplosmiddel) en procedure controles, en de positieve controle condities waren binnen de benodigde range. Omdat er enige cytotoxiciteit werd veroorzaakt door de procedure controles zijn de responsen van de watermonsters hiermee vergeleken.

De resultaten van de Ames test (met TA98 en TA100 stammen, in af- en aanwezigheid van S9 metabolisme) zijn weergegeven in Figuur 8. De staafdiagrammen representeren een gemiddelde van metingen in triplo, resultaten van de vier replicaties van watermonsters staan naast elkaar in Tabel 16. Hieruit kan worden geconcludeerd dat door blootstelling aan WRK-water geen mutageniteit wordt veroorzaakt in de Ames test. Dit wordt wel gezien bij blootstelling van de Ames test aan effluent, effluent na behandeling met ozon en effluent na behandeling met ozon en microfiltratie. Omdat het effluent cytotoxiciteit veroorzaakte in de Ames test kan niet worden uitgesloten dat de resultaten vals negatief zijn en kan niet worden onderscheiden of de responsen na ozon en microfiltratie niet worden verwijderd, óf het resultaat zijn van deze waterbehandelingen. Mutageniteit wordt met name gezien in de TA98 stam welke gevoelig is voor zogenaamde frameshift mutaties, een verandering in het leesraam van het DNA of RNA. De aanwezigheid van metabole activiteit (door toevoeging van S9 enzymen) lijkt geen invloed te hebben op de resultaten.

Bovenstaande conclusies veranderen niet als slechts 2 van de 4 replicates (welke combinatie dan ook) in acht worden genomen. Voor vervolgonderzoek is het dus niet nodig om af te wijken van het standaard protocol waarin de interpretatie van Ames data wordt gebaseerd op 2 onafhankelijk watermonsters. Daarnaast zullen in het vervolg meerdere verdunningen van de effluent monsters meegenomen worden om mogelijke cytotoxiciteit te verminderen en een betere interpretatie van de Ames data mogelijk te maken.



Figuur 8: Resultaten van de Ames fluctuatie test in TA98 en TA100 stammen, in af- en aanwezigheid van S9 metabolisme. De staafdiagrammen representeren een gemiddelde van metingen in triplo, resultaten van de 4 replicaties van watermonsters staan naast elkaar

Tabel 16: Responsen van de verschillende watermonsters in de Ames fluctuatie test. De hier weergegeven positieve (+) of negatieve (-) responsen, zijn vergeleken met de procedure controle. Mogelijke impact van cytotoxiciteit op de interpretatie zijn weergegeven in rood (in het geval van mogelijke vals negatieven) en in groen (in het geval van mogelijke vals positieven)

	WRK-water			RWZI effluent				RWZI effluent na behandeling met ozon				RWZI effluent na behandeling met ozon en CMF			
TA98 (-S9)	-	-	-	- (+?)	- (+?)	- (+?)	- (+?)	+	+ (-?)	+	+	+	+	+	+ (-?)
TA98 (+S9)	- ^a	-	-	- (+?) ^a	- (+?)	- (+?)	- (+?)	+ ^a	+	+	+	- ^a	+	+	+
TA100 (-S9)	+ ^b (-)	-	-	-	-	-	-	-	+ (-?)	-	-	-	-	+	-
TA100 (+S9)	-	+	-	- (+?)	- (+?)	-	- (+?)	+	+	-	+	-	-	-	-
Testresultaat	negatief			(mogelijk vals) negatief				positief				positief			

^a In deze conditie zijn 2 in plaats van 3 experimentele replicates

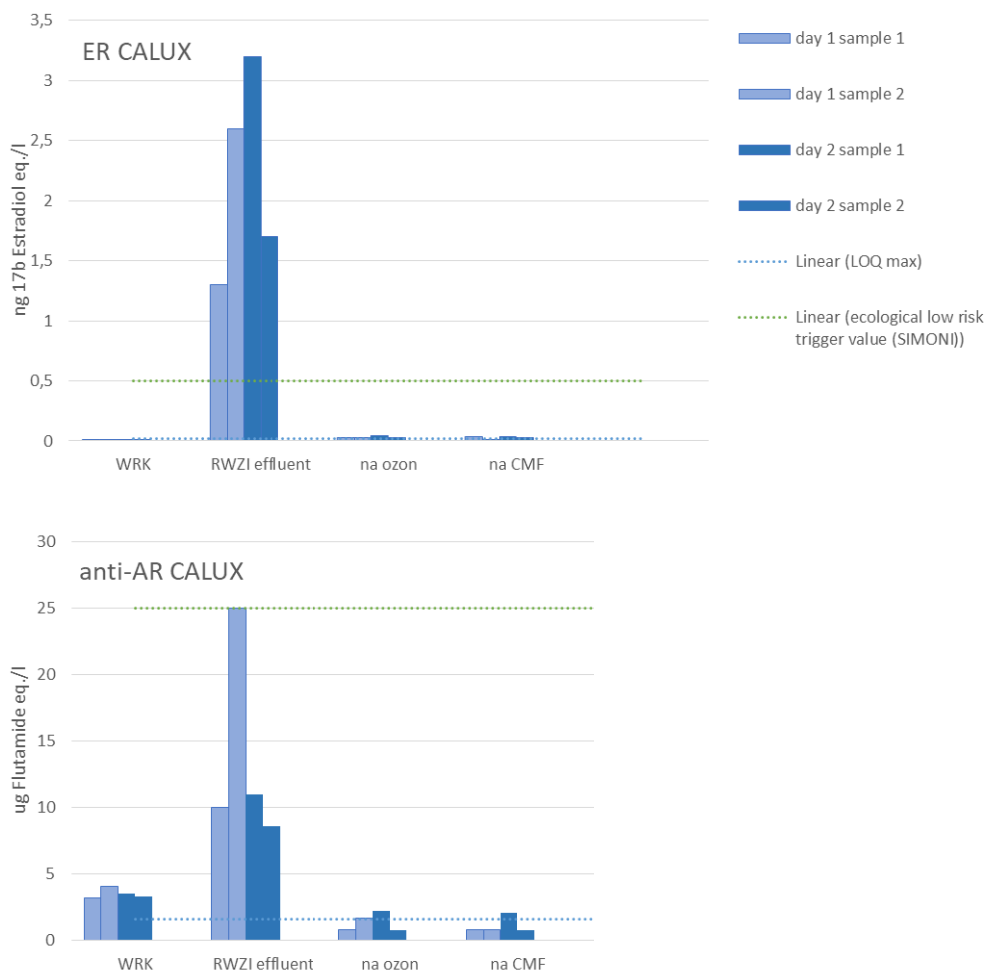
^b Hier is sprake van een uitzonderlijke (outlier) waarde

5.2.3 CALUX testen

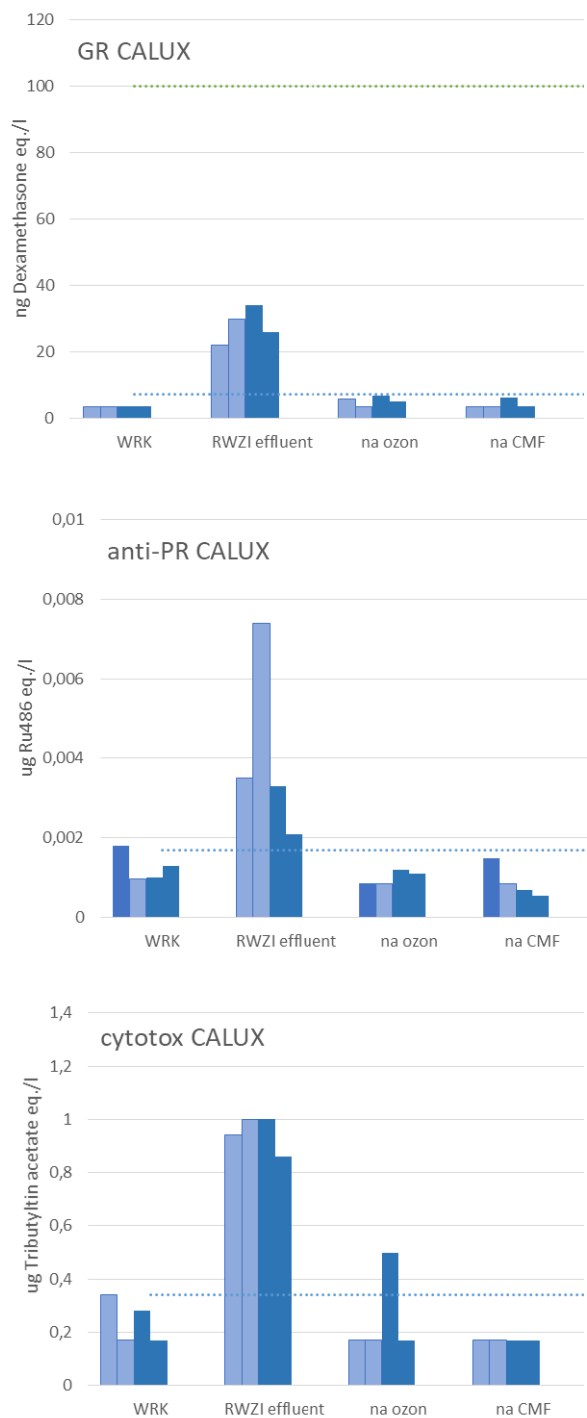
WRK-water leidt in de toegepaste CALUX testen (Tabel 17) tot beperkte effecten welke vaak onder de detectiegrens blijven. Grotere effecten worden waargenomen voor het RWZI effluent, en nabehandeling zorgt voor afname van de gevonden effecten tot een vergelijkbaar niveau als voor het WRK-water (Figuur 10). Alleen de respons van RWZI effluent in de CALUX voor estrogene effecten overschrijdt de effect-sigitaalwaarde. Mogelijke ecologische risico's binnen het verdunningsgebied dicht bij een lozingspunt kunnen hier dus niet worden uitgesloten. Geen van de responsen van WRK-water of van RWZI-effluent na aanvullende zuivering overschrijden ecologische effect-sigitaalwaarden (van der Oost et al. 2017).

Tabel 17: Samenvatting van CALUX responsen in de vier replikaat monsters. Elke respons boven de detectielimiet is hier gescoord als een positieve respons (+), overschrijding van de effect-sigitaalwaarde is aangegeven in rood

	WRK-water	RWZI effluent	RWZI effluent na behandeling met ozon	RWZI effluent na behandeling met ozon en CMF
ER CALUX	---	++++	++++	+ ++
anti-AR CALUX	++++	++++	- ++	- ++
GR CALUX	---	++++	+ ++	- ++
anti-PR CALUX	++++	++++	- ++	+ ++
cytotox CALUX	+ +-	++++	- ++	---



Figuur 9: CALUX resultaten. De weergegeven detectielimieten (LOQ; blauwe stippellijn) zijn de hoogste LOQ-waarden uit deze dataset. Aan meetwaarden <LOQ-is de waarde 0.5×LOQ toegekend. Effect-sigitaalwaarden (groene stippellijn) zijn afkomstig uit de SIMONI methodiek (Van der Oost et al, 2017). Voor Anti-PR en CYTOTOX CALUX zijn nog geen effect-sigitaalwaarden beschikbaar

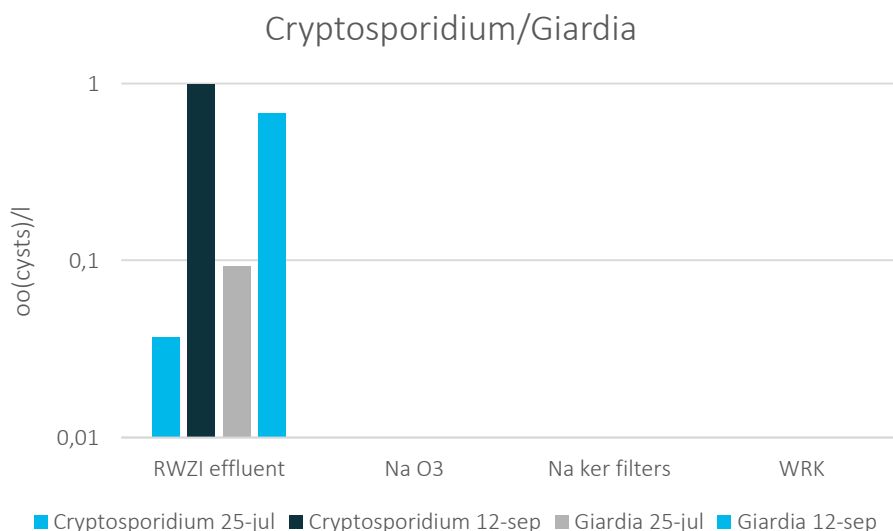


Figuur 10: CALUX resultaten (vervolg).. De weergegeven detectielimieten (LOQ; blauwe stippellijn) zijn de hoogste LOQ-waarden uit deze dataset. Aan meetwaarden <math>< LOQ</math>-is de waarde

5.3 Microbiologische waterkwaliteit

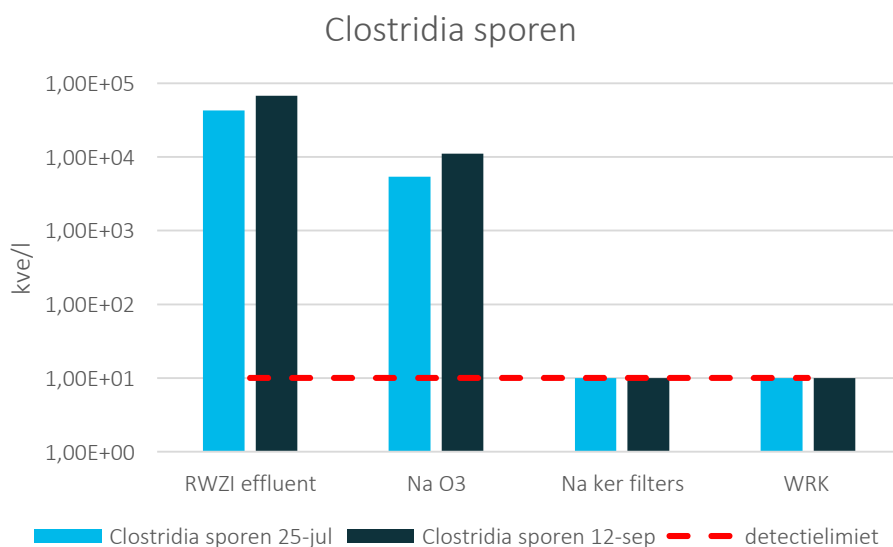
5.3.1 Protozoa

Protozoa *Cryptosporidium* en *Giardia* zijn geteld in het ruwe water, bemonsterd op 25 juli en 12 september 2018 (zie Tabel 57 in Bijlage IX en Figuur 11).



Figuur 11: De aantallen *Cryptosporidium* en *Giardia* in het effluent op 25-07 en 12-09 in (OO)CYSTEN/L

Als indicator organisme voor protozoa wordt gebruik gemaakt van *Clostridia* sporen. Deze komen in veel hogere aantallen voor in het effluent, en zijn tevens veel gemakkelijker aan te tonen dan *Cryptosporidium* en *Giardia*. *Clostridia* sporen zijn bepaald in het effluent en de daarna volgende processen en in WRK-water (Figuur 12 en Tabel 58 in Bijlage IX).

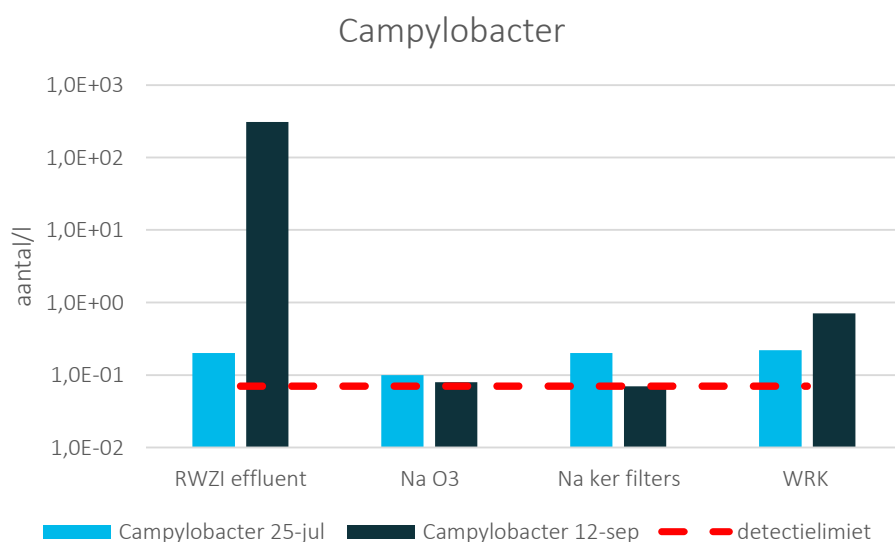


Figuur 12: *Clostridia* sporen in het effluent en na verschillende behandelingsstappen

Protozoa worden aangetoond in het RWZI effluent, en voor hergebruik is daarom verwijdering of inactivatie noodzakelijk. Clostridia sporen laten zien dat desinfectie resulteert in een geringe afname. Dit komt omdat protozoa over het algemeen goed bestand zijn tegen oxidatieve behandelingen. Op basis van hun grootte mag worden verwacht dat keramische filters een goede barrière is. De Clostridia sporen laten zien dat het aantal sporen na deze processtap onder de detectiegrens is gedaald. In WRK-water is het aantal Clostridia sporen op 25 juli onder de detectiegrens, en op 12 september gelijk aan de detectiegrens.

5.3.2 Bacteriën

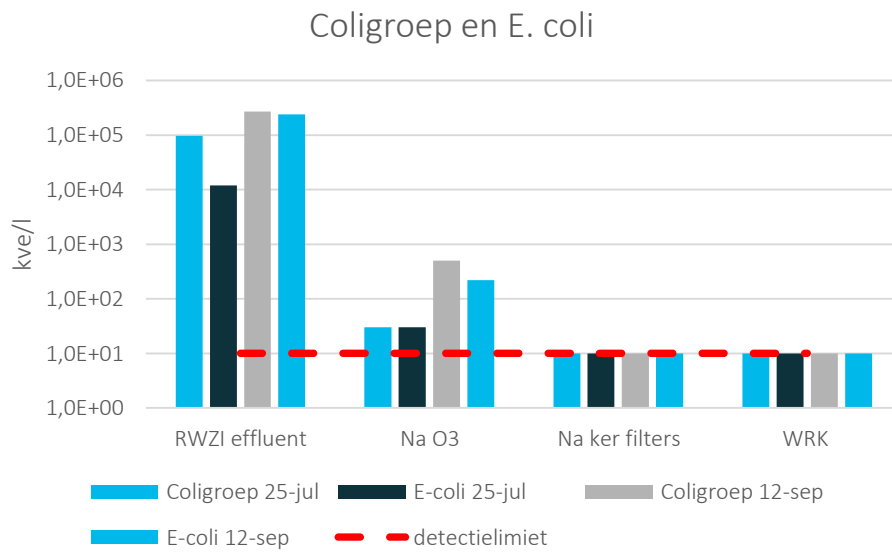
Voor het project is Campylobacter onderzocht als ziekteverwekker. Daarnaast zijn de indicator organismen zijnde; bacteriën van de coligroep, E coli en enterococcen onderzocht in het effluent en de opvolgende zuiveringsprocessen (zie Figuur 13 en Tabel 59 in Bijlage IX).



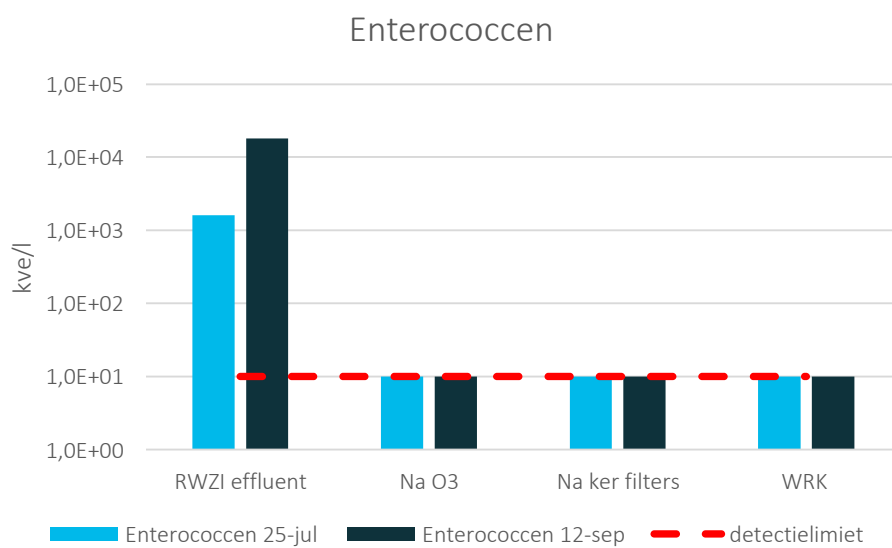
Figuur 13: Campylobacter in het effluent en na verschillende behandelingsstappen

Aantallen van ziekteverwekkers in RWZI effluent kunnen binnen een grote range fluctueren. De bovenstaande metingen laten zien dat Campylobacter op 25 juli onder de detectiegrens is in het effluent, en op 12 september worden ruim 300 campylobacter bacteriën per liter aangetroffen. Campylobacter aantallen zijn na de ozon dosering tot onder de detectiegrens gedaald. Campylobacter wordt wel in lage concentraties aangetroffen in het water van de WRK.

Als indicator organismen zijn bacteriën van de coli groep, E coli en Enterococcen, gebruikt; zie Figuur 14 en Figuur 15, en Tabel 60 en Tabel 61 in Bijlage IX



Figuur 14: Bacteriën van de Coligroep en E.coli in het effluent en na verschillende behandelingsstappen

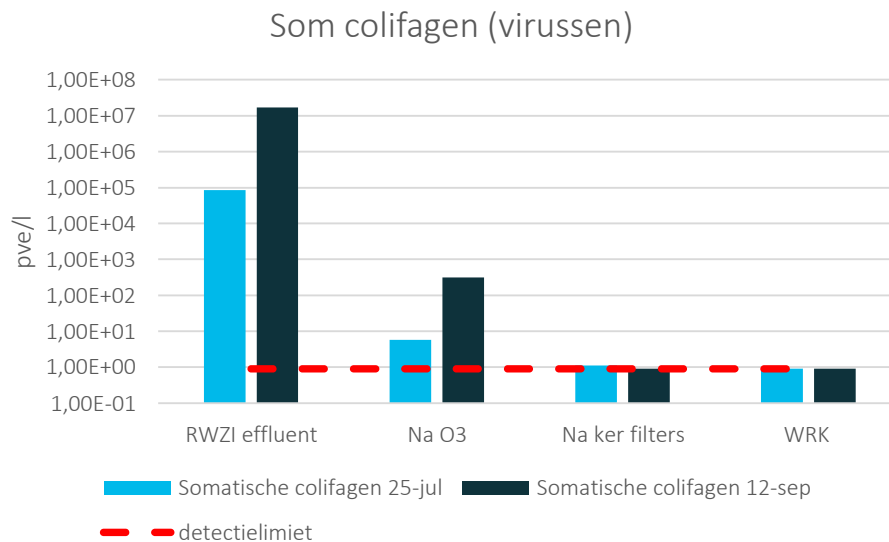


Figuur 15: Enterococcen in het effluent en na verschillende behandelingsstappen

De bacteriën uit de indicatorgroep laten zien dat ozon dosering zorgt voor een reductie van ongeveer 3 log. De monsters van 12 september bevatten meer bacteriën van de coligroep en E. coli dan de monsters van 15 juli. Bij deze monsters is de desinfectie door ozon niet voldoende om de E. coli bacteriën en bacteriën van de coligroep volledig te inactiveren. De volgende processtap, de keramische filters verwijdert de bacteriën tot onder de detectiegrens. Na de keramische filters zijn alle bacterieaantallen onder de detectiegrens. De indicator bacteriën zijn in het water van de WRK onder de detectiegrens, behalve het monster van 12 september waarbij het koloniegetal van de bacteriën van de coligroep 10 kve/l bedraagt, net op de detectiegrens.

5.3.3 Virussen

Het bepalen van ziekteverwekkende virussen in watermonsters is kostbaar, en wordt daarom slechts sporadisch uitgevoerd. Ook in dit onderzoek is dit niet gedaan. In plaats daarvan zijn de indicator virussen: somatische colifagen, bepaald. Deze zijn in hoge concentraties aanwezig in effluent (zie Figuur 16, en Tabel 62 in Bijlage IX).

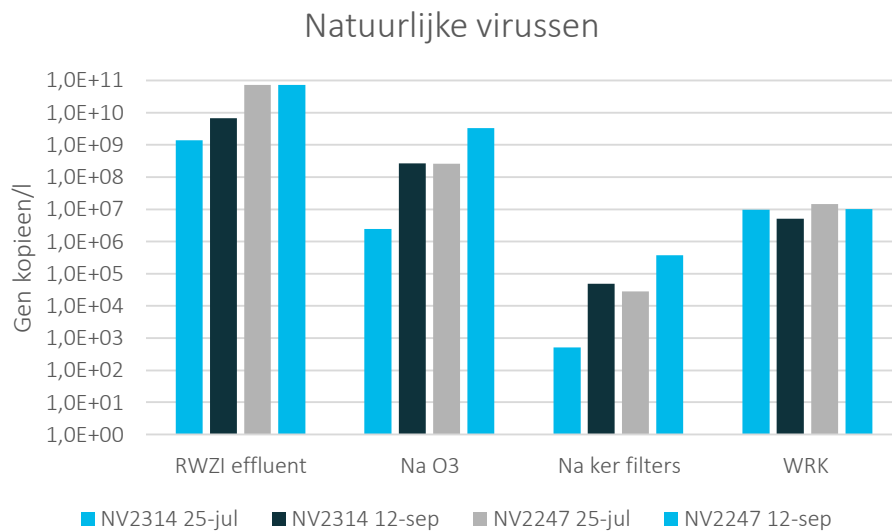


Figuur 16: Somatische colifagen op verschillende plekken in het proces, gemeten op 25 juli en 12 sept. 2019

Het aantal somatische colifagen is hoog in effluent, en in het monster van 12 september bedraagt het aantal colifagen $> 1,7 \cdot 10^7$ pve/l. Voor beide metingen laat de ozon een virusinactivatie zien van ruim 4 logeenheden. De keramische filters verwijderen de somatische colifagen vervolgens tot dichtbij of onder de detectie grens. Somatische colifagen worden niet aangetroffen in WRK-water.

Natuurlijke virussen komen in grote aantallen voor in effluent tot meer dan $1 \cdot 10^{10}$ pve/l voor virus NV2247. Door deze hoge concentraties kan de verwijdering van virussen door de verschillende zuiveringsstappen goed worden vastgesteld.

Natuurlijke virussen worden bepaald middels het tellen van genetisch materiaal, dit in tegenstelling tot de bepaling van somatische colifagen, waar de fagen worden geteld door kweek op voedingsmedia. Het voordeel van kweek is dat alleen een levensvatbaar (infectieus) virus resulteert in een plaque. Niet levensvatbare virussen geven geen signaal. Bij het tellen van genetisch materiaal worden ook virussen meegeteld die niet meer infectieus zijn, maar nog wel genetisch materiaal bevatten. De resultaten van de metingen zijn weergegeven in Figuur 17, en in Tabel 63 in Bijlage IX.



Figuur 17: natuurlijke virussen op diverse plekken in het proces, gemeten op 25 juli en 12 sept. 2019

Natuurlijke virussen worden door ozon en keramische filters respectievelijk geïnactiveerd en verwijderd. Echter omdat de virussen bij deze methode middels een techniek worden geteld die DNA moleculen bepaald, is deze het effect van ozon op de inactivatie van virussen niet goed vast te stellen. Blootstelling aan ozon kan namelijk het virus inactiveren, maar het DNA nog gedeeltelijk intact laten. In dat geval wordt er weinig afname in virus aantallen gemeten, terwijl het aantal infectieuze virussen wel is afgenomen. In dit geval laten de natuurlijke virussen wel een significante reductie zien van tussen de 1,3 en 2,8 log, wat betekent dat de ozon behandeling niet alleen het virusdeeltje maar ook het DNA heeft beschadigd.

Omdat de mate van virusinactivatie van natuurlijke virussen door ozon om bovengenoemde reden niet is vast te stellen wordt gekeken naar de verwijdering van virussen vanaf effluent tot na de keramische filters. De combinatie van ozon en keramische filters zorgt op 25 juli voor een verwijdering van 6,4 log voor zowel NV2314 en NV2247, en op 12 september voor een verwijdering van 5,1 log voor NV2314 en 5,3 log NV2247.

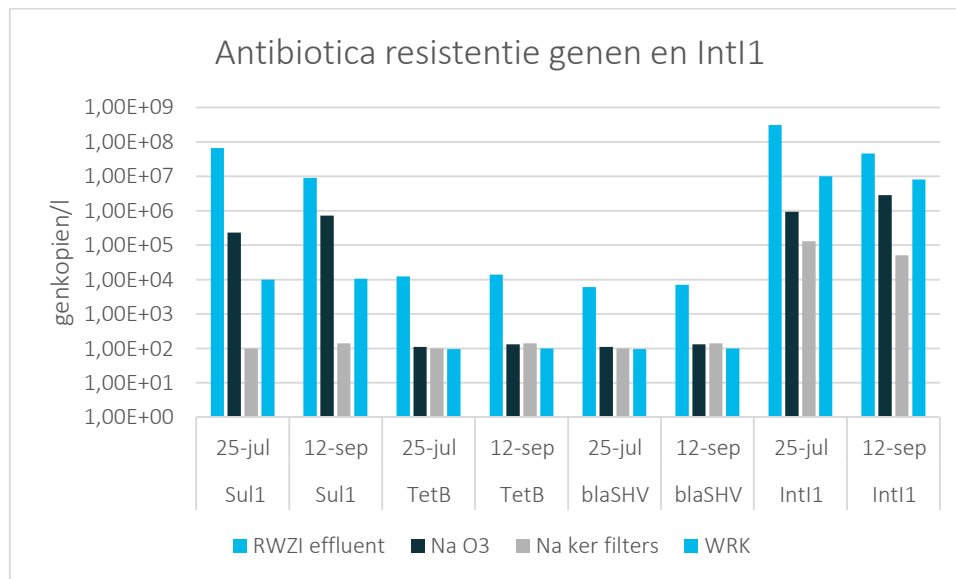
5.3.4 Antibioticaresistentiegenen

Door humaan gebruik van antibiotica komen antibiotica resistente bacteriën voor in RWZI effluent. Deze bacteriën dragen genen bij zich die ze resistent maken tegen verschillende soorten antibiotica. De monsters zijn onderzocht op aanwezigheid van antibioticaresistentiegenen tegen de volgende antibioticagroepen:

- Sulfonamiden (gen Sul1)
- Tetracycline (gen tetB)
- B-lactam (gen BlaSHV)
- Quinolonen (gen qnrS)

Verder is het gen *Int1* toegevoegd, omdat dit gen toeneemt in een bacteriepopulatie die bloot wordt gesteld aan antropogene vervuiling. Het wordt daarom toegepast als een “verzamel” marker om de vervuiling van geneesmiddelen, waaronder antibiotica en andere antropogene stoffen te bepalen.

Van de bovenstaande genen werd qnrS niet aangetroffen in de genomen monsters. De concentratie van de overige genen is weergegeven in Figuur 18.



Figuur 18: De aanwezigheid van ARG in het RWZI effluent en de zuiveringsstappen daarna

Antibioticaresistentiegenen Sul1, tetB en BlaSHV komen voor in RWZI effluent, waarbij met name Sul1 in een hoge concentratie wordt gedetecteerd. Na ozon en keramische filtratie nemen de genen af tot onder de detectiegrens. In het algemeen wordt het Sul1 gen ook in oppervlaktewater in hoge concentratie aangetroffen, en daarom is het vermoedelijk ook in het WRK-water aanwezig.

Int1 is naar verwachting in hoge concentratie aanwezig in RWZI effluent. Ozon en keramische filtratie zorgen voor een reductie van dit gen. De concentratie van het Sul1 gen en het Int1 gen is hoger in het op 25 juli bemonsterde effluent.

5.3.5 Algemeen:

Een vergelijking van het effluent van 25 juli met 12 september laat zien dat protozoa, bacterie en virusaantallen aanzienlijk hoger zijn in het effluent van 12 september. Mogelijk was het effluent minder verdund dan het effluent van 25 juli. Dit geldt niet voor de ARG. Deze zijn juist hoger in het effluent van 25 juli. Verder laat de combinatie van een desinfectieproces en een verwijderingsproces, zoals ozon en KMF de beste verwijdering van micro-organismen zien.

6 Opzet pilot experiment – deel 2 monitoringsprogramma

6.1 Waterkwaliteitsparameters

Voor dit deel van het onderzoek zijn 21 stoffen aan het effluent van de RWZI of aan het effluent van Wervershoof gedoseerd. Vervolgens is gemeten hoe de concentraties hiervan veranderden door behandeling met een lage concentratie ozon ($O_3/DOC = 0,25$), een “hoge” concentratie ozon ($O_3/DOC = 1$), en een hoge concentratie ozon in combinatie met H_2O_2 ($O_3/H_2O_2 = 4$; $O_3/DOC = 1$). Hiertoe werden de volgende analyses uitgevoerd (Tabel 18: Analyse van verschillende monsters tijdens pilotonderzoek (OMV = microverontreiniging; OW = oppervlaktewater):

Tabel 18: Analyse van verschillende monsters tijdens pilotonderzoek (OMV = microverontreiniging; OW = oppervlaktewater)

Datum	Monster	O_3/DOC	Gequenched	H_2O_2/O_3	CMF
21-8-2019	Effluent	0	nee	0	nee
	Effluent met OMV's	0	nee	0	nee
	Effluent met OMV's, Blanco experiment*)	0	nee	0	nee
22-8-2019	Effluent met OMV's	0,25	nee	0	nee
	Effluent met OMV's	0,25	ja	0	nee
	Effluent met OMV's	1,00	nee	0	nee
	Effluent met OMV's	1,00	ja	0	nee
28-8-2019	Effluent	0	nee	4**)	nee
	Effluent met OMV's	0	nee	4**)	nee
	Effluent met OMV's	1,00	nee	4	nee
	Effluent met OMV's	1,00	nee	4	ja
4-9-2019	OW	0	nee	0	nee
	OW met OMV's	0	nee	0	nee
	OW met OMV's	0,25	nee	0	nee
	OW met OMV's	1,00	nee	0	nee
	OW met OMV's	1,00	ja	0	nee
	OW met OMV's	1,00	nee	4	nee
	OW met OMV's	1,00	nee	4	ja

*) Bij dit experiment werd de installatie op de gebruikelijke manier bedreven, waarbij echter in plaats van ozon lucht door het systeem werd geborrelt (met andere woorden, alleen de ozongenerator stond niet aan, verder was alles hetzelfde als tijdens ozon-experimenten).

***) Dezelfde H_2O_2 -concentratie als uiteindelijk werd gebruikt bij een $O_3/DOC = 1,00$

De exacte condities zijn weergegeven in Tabel 45 t/m Tabel 50 in Bijlage VII. De metingen op 21 aug. zijn uitgevoerd onder droog weer condities (DWA = droog weer afvoer), de drie andere metingen vonden plaats onder regen weer condities (RWA = regen weer afvoer. Om het effect van RWA op het proces te kunnen bestuderen, zijn de monsters in dat geval verdund met drinkwater.

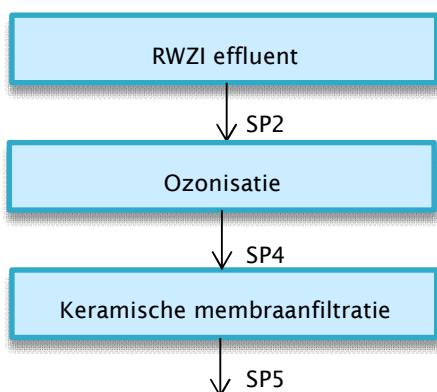
Bij dosering van ozon werden de monsters zowel zonder als met quenching met behulp van natriumsulfiet gemeten, omdat uit eerdere onderzoeken was gebleken dat quenching soms de analyse van de stoffen bemoeilijkt. De monsters waarbij alleen H_2O_2 was toegevoegd werden in duplo gemeten.

Meetsessies met RWZI-effluent zijn uitgevoerd op 21 en 22 aug. 2019, met oppervlaktewater op 28 aug. en 4 sept. 2019.

De gedetailleerde gegevens over de gemeten concentraties zijn weergegeven in Tabel 51 t/m Tabel 54 in Bijlage VIII.

6.2 Bio-assays

Voor het monitoringsprogramma zijn er twee meetcampagnes uitgevoerd, een op 7 augustus 2019 (dag 1) en een op 14 augustus 2019 (dag 2) (beide onder droog weer condities). Figuur 19 geeft een schematische weergave van de pilotopstelling en de monsterpunten.



Figuur 19: Schematische weergave van de pilot opstelling in Wervershoof en de monsterpunten voor de bioassays; SP: MONSTERPUNT

Tijdens beide meetcampagnes zijn er drie verschillende experimenten uitgevoerd, namelijk 1) laag ozon, 2) hoog ozon en 3) hoog ozon met waterstofperoxide (AOP). Dit resulteerde in drie monsters voor monsterpunten SP4 en SP5. Tabel 19 geeft het complete monsteroverzicht voor de bioassays.

Tabel 19: Monsteroverzicht bioassays

Monsteromschrijving bioassays	Monsterpuntomschrijving	Monsterpuntcode
SP2: RWZI effluent	Feed (RWZI effluent uit verzamelvat)	SP2: PAN-PIRWZI-TB-EFF
SP4: low dose – after O ₃	RWZI effluent na ozonisatie	SP4: PAN-PIRWZI-PIL- O ₃ -Low dose
SP4: high dose – after O ₃	RWZI effluent na ozonisatie	SP4: PAN-PIRWZI-PIL- O ₃ -High dose
SP4: AOP – after O ₃	RWZI effluent na ozonisatie	SP4: PAN-PIRWZI-PIL- O ₃ -AOP
SP5: low dose – after CMF	RWZI effluent na ozonisatie én keramische membraanfiltratie	SP5: PAN-PIRWZI-PIL-EFF-Low dose
SP5: high dose – after CMF	RWZI effluent na ozonisatie én keramische membraanfiltratie	SP5: PAN-PIRWZI-PIL-EFF-High dose
SP5: AOP – after CMF	RWZI effluent na ozonisatie én keramische membraanfiltratie	SP5: PAN-PIRWZI-PIL-EFF-AOP

Net als bij de voorgaande meetcampagne binnen dit project, is de Ames fluctuatietest uitgevoerd met de in Tabel 19 genoemde monsters. Vaststoffextractie (solid phase extraction, SPE) is uitgevoerd door KWR volgens standaard procedures.

De Ames fluctuatietest is uitgevoerd met bacteriestammen TA98 en TA100 in aanwezigheid en afwezigheid van metabole activatie (S9 leverenzymen van de rat) volgens standaard KWR protocollen (Heringa et al. 2011), met een aantal wijzigingen (met betrekking tot de gebruikte Salmonella stammen, samenstelling kweekmedia, statistiek en

interpretatie). Uitzondering hierop zijn 1) dat de duplo monsters (d.w.z. de monsters van 7 augustus 2019 en 14 augustus 2019) binnen één experiment zijn meegenomen, niet als twee separate experimenten, en 2) van RWZI effluent zijn tevens 0,5x en 0,25x verdunningen gemeten i.v.m. eerder gevonden cytotoxiciteit. De 0,5x en 0,25x verdunningen zijn geschat op basis van eerder KWR onderzoek in oppervlaktewater (Heringa et al. 2011).

Voor de beoordeling van de resultaten van de Ames fluctuatietest is niet alleen gekeken naar de mutagene respons (kleuromzetting van paars naar geel), maar ook naar de aanwezigheid van cytotoxiciteit (verminderde bacteriegroei) of stimulatie (verhoogde bacteriegroei). Verminderde bacteriegroei kan namelijk leiden tot een vals negatief resultaat (de positieve respons wordt gemaskeerd door minder kleuromzetting) en verhoogde bacteriegroei kan leiden tot een vals positief resultaat doordat er meer bacteriën aanwezig zijn voor kleuromzetting (de negatieve respons wordt in dit geval gemaskeerd). De responsen van alle vier de testcondities (twee bacteriestammen, met en zonder S9) zijn meegenomen in de beoordeling van het testresultaat.

De set CALUX testen voor in Tabel 19 genoemde monsters zijn geselecteerd op basis van de voorgaande meetcampagne, met als aanvulling een CALUX test voor oxidatieve stress, de Nrf2 CALUX. Tabel 20 geeft een overzicht van de CALUX die uitgevoerd zijn voor het monitoringsprogramma.

Tabel 20: Overzicht van uitgevoerde CALUX testen

CALUX test	Toxicologisch eindpunt/mechanisme
Anti-AR CALUX	Onderdrukken van androgeenreceptor ^a activatie
Cytotox CALUX	Celtoxiciteit/onderdrukken van eiwitexpressie
ERa CALUX	Oestrogeenreceptor ^b activatie
GR CALUX	Glucocorticoidreceptor ^c activatie
Nrf2 CALUX	Adaptieve stress ^d respons
Anti-PR CALUX	Onderdrukken van progesteronreceptor ^e activatie

^a De androgeenreceptor reageert op mannelijke geslachtshormonen zoals testosteron

^b De oestrogeenreceptor reageert op vrouwelijke geslachtshormonen zoals oestradiol

^c De glucocorticoidreceptor reguleert genen die betrokken zijn bij ontwikkeling, metabolisme en immuunrespons

^d De Nrf2 receptor reguleert de aanmaak van anti-oxidatief werkende enzymen

^e De progesteronreceptor reageert op het vrouwelijke geslachtshormoon progesteron

De uitvoering van de CALUX testen met de in Tabel 19 genoemde monsters is uitgevoerd door BioDetectionSystems (BDS). Voor alle monsters, met uitzondering van WRK-water, is SPE uitgevoerd door BDS. De CALUX testen (Murk et al, 1996; Pieterse et al, 2013; Sonneveld et al, 2005; Van der Linden et al, 2014) en SPE zijn uitgevoerd voor de extracten volgens de standaard protocollen van BDS. Daarbij zijn geen afwijkingen of opmerkingen gerapporteerd.

Met WRK-water is in meetcampagne 2 alleen de Nrf2 CALUX (Van der Linden et al, 2014) uitgevoerd, omdat deze in de voorgaande meetcampagne nog ontbrak. Om te kunnen vergelijken met de resultaten van de voorgaande meetcampagne, is de SPE van de WRK monsters door KWR uitgevoerd volgens de standaard KWR protocollen. De (ontbrekende) activiteit van WRK-water in de Ames test en de andere CALUX testen is reeds vastgesteld in de eerste fase van dit onderzoek.

Voor zowel de Ames fluctuatietest als de CALUX testen zijn de watermonsters getest als extracten in dimethylsulfoxide (DMSO).

6.3 Microbiologische parameters

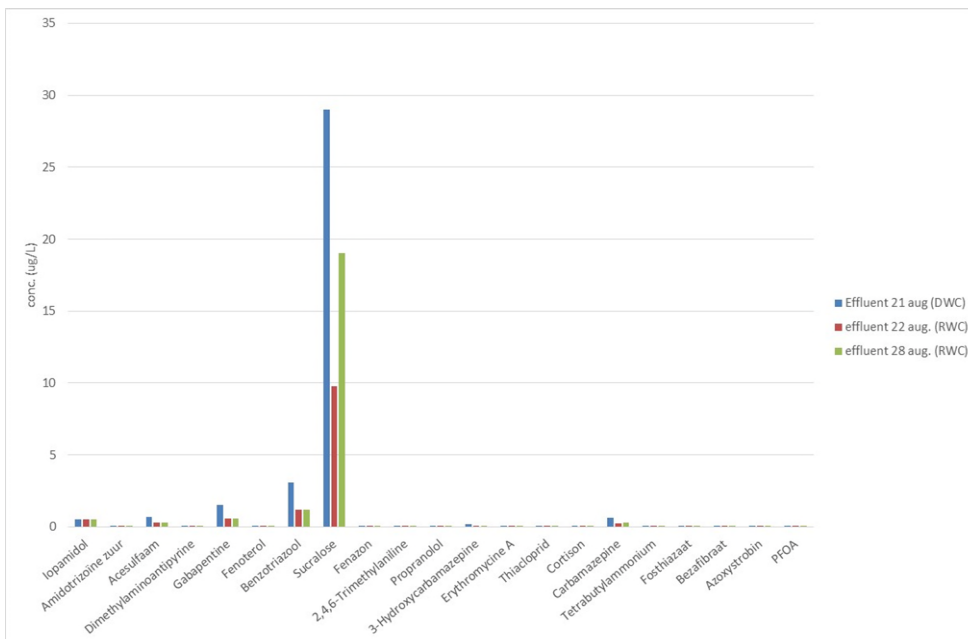
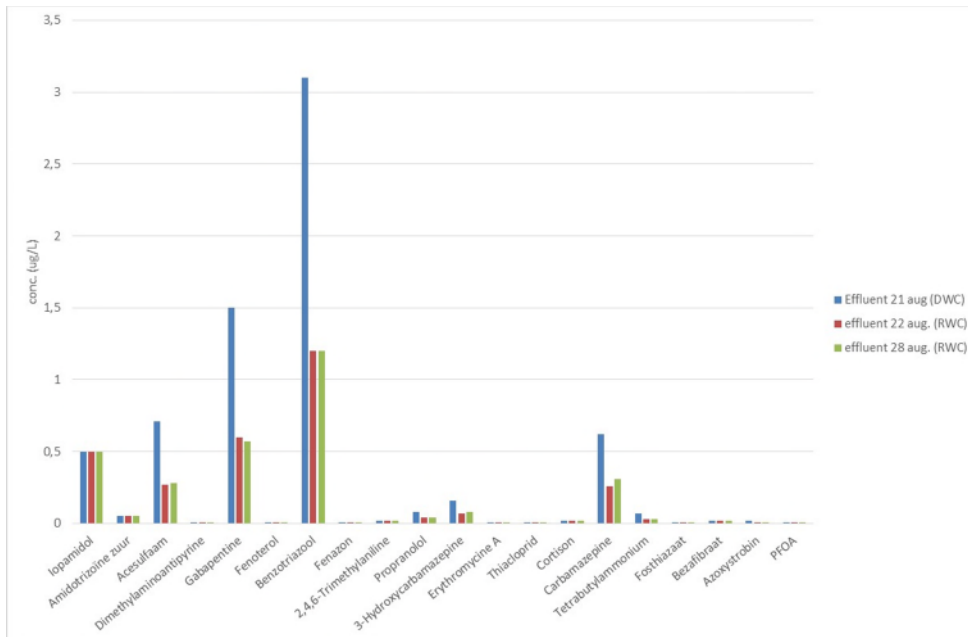
De opzet van deze experimenten was identiek aan die in de eerdere serie, die is beschreven in paragraaf 4.2.3

7 Resultaten pilot experiment – deel 2 monitoringsprogramma

7.1 Waterkwaliteitsparameters

7.1.1 Samenstelling van het effluent

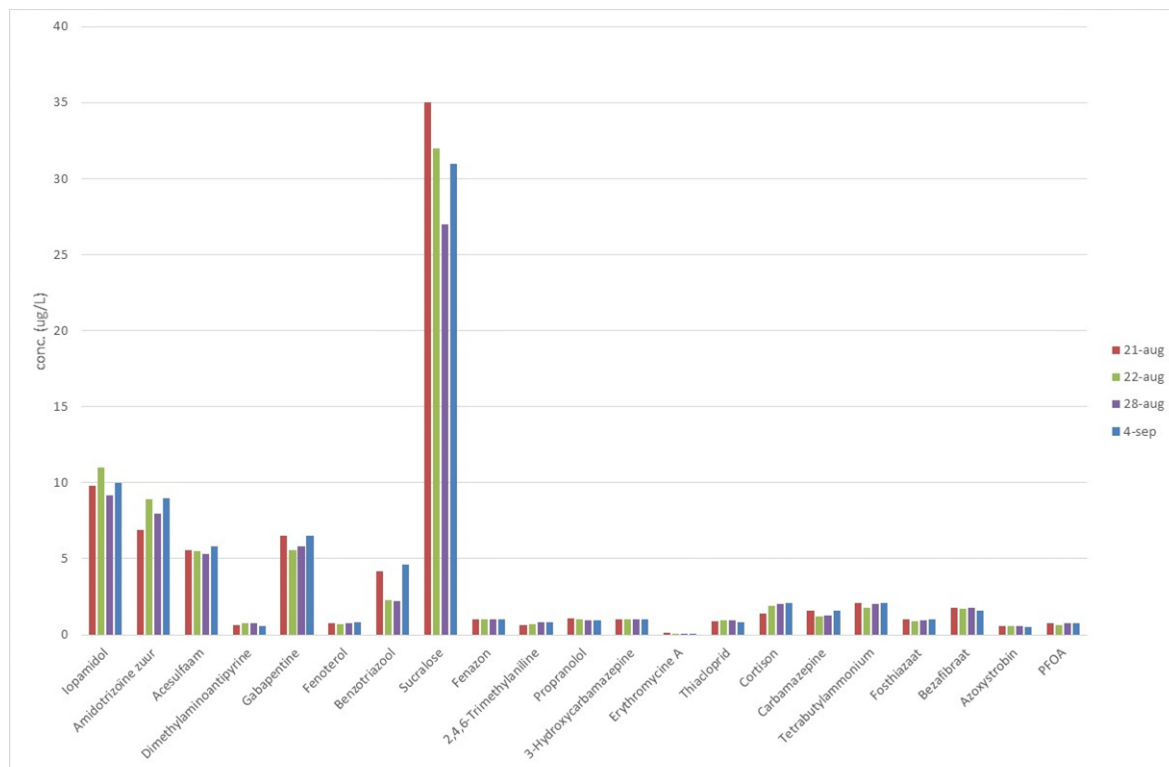
De samenstelling van het effluent op 21 augustus 2019, en van het met drinkwater verdunde effluent (22 en 28 augustus) is weergegeven in Figuur 20. Uit deze resultaten is te concluderen dat inderdaad alle concentraties OMV's verlaagd waren onder de gesimuleerde RWA. Bovendien valt op dat sommige componenten, met name acesulfaam K, gabapentine en benzotriazool, in significante concentraties voorkwamen (0,5 – 3 µg/L). Deze concentraties zijn echter nog zeker een factor tien lager dan de concentratie sucralose, dat in alle gevallen rond de 10 - 30 µg/L voorkwam.



Figuur 20: Samenstelling effluent tijdens testen. Boven zonder sucralose, beneden inclusief sucralose

7.1.2 Dosering van OMV's

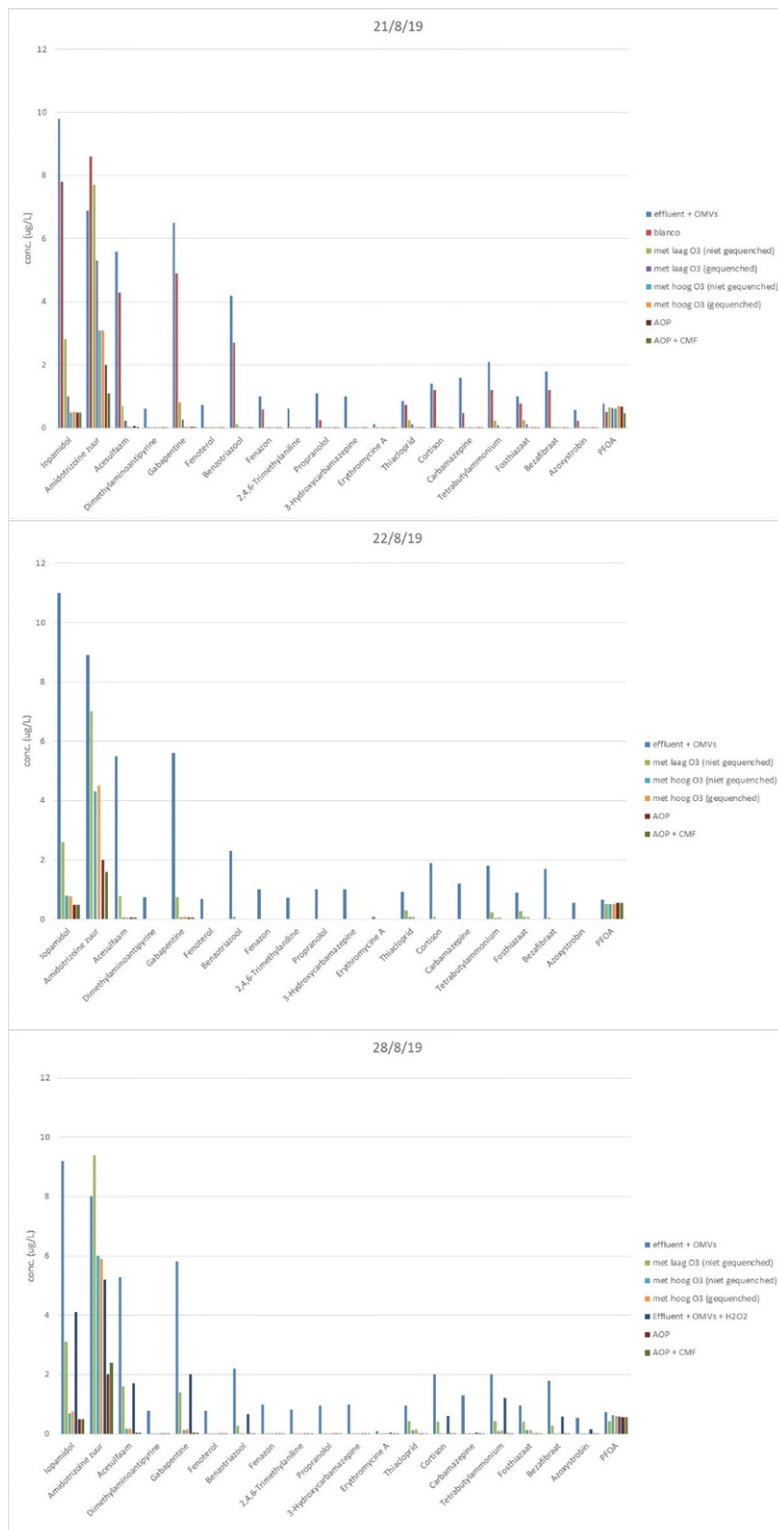
Om voldoende nauwkeurige metingen te kunnen uitvoeren, zijn OMV's aan het water gedoseerd. Het effect van deze dosering op de samenstelling van de oplossingen is weergegeven in Figuur 21. Hieruit kan geconcludeerd worden dat de dosering vergelijkbare concentraties opleverde in alle gevallen.



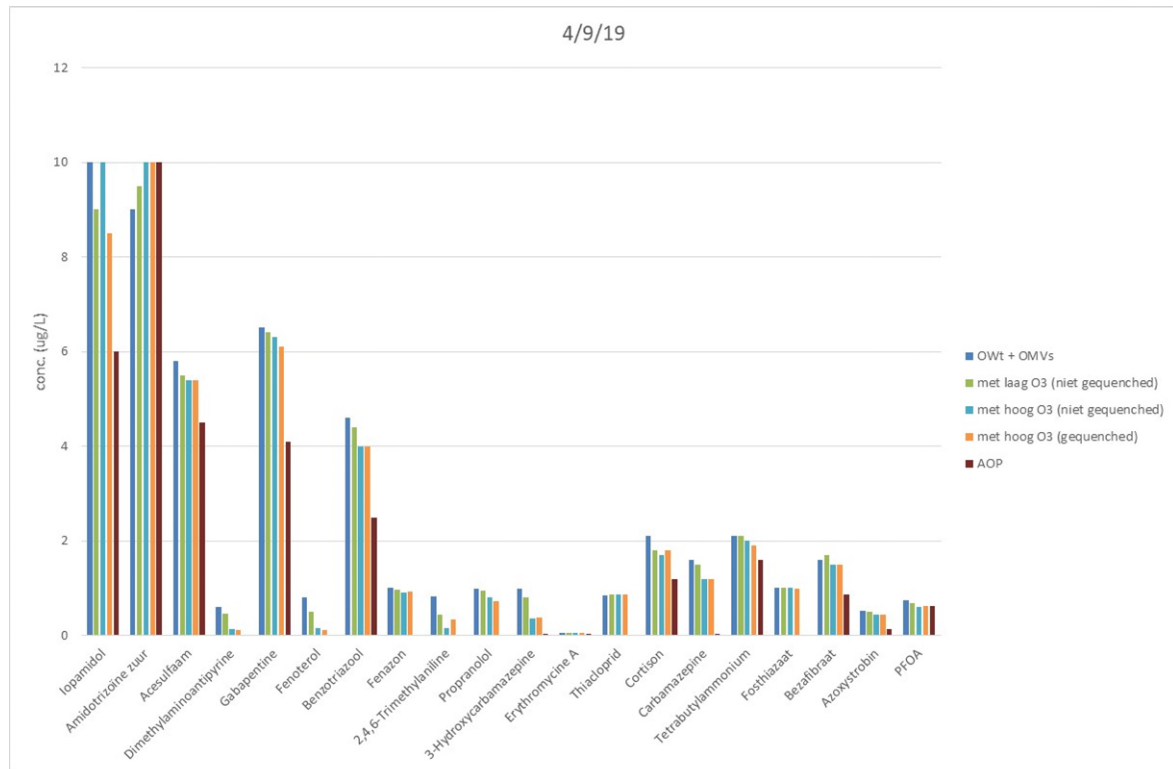
Figuur 21: Samenstelling van effluent met gedoseerde OMV's

7.1.3 Afbraak van OMV's

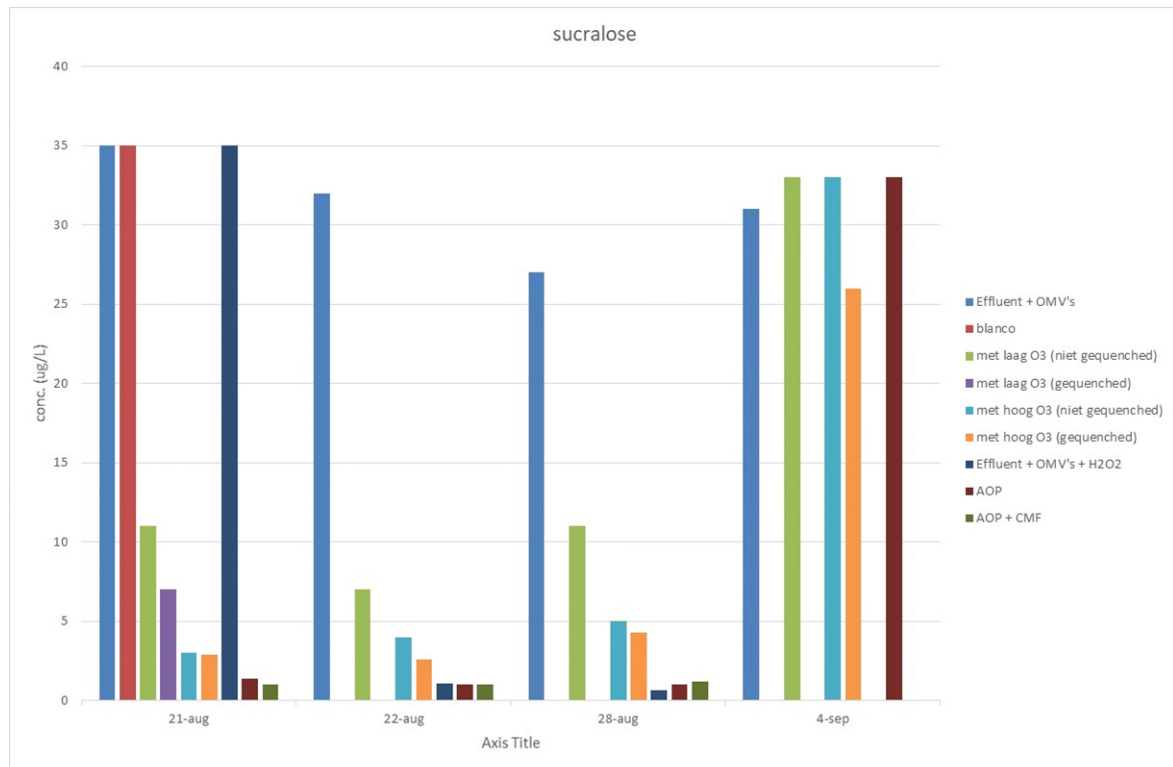
Experimenten met effluent, waaraan OMV's waren gedoseerd zijn uitgevoerd in Wervershoof op 21, 22 en 28 augustus 2019. Met monsters effluent zijn vervolgens ook experimenten uitgevoerd door HWL op 4 sept. 2019. In Figuur 22 zijn de gemeten concentraties onder verschillende omstandigheden in Wervershoof weergegeven, en in Figuur 23 van de experimenten bij HWL op 4 september. De resultaten voor sucralose zijn apart weergegeven in Figuur 24, omdat de concentratie hiervan zeker een factor 10 hoger ligt dan die van de andere componenten, en daardoor het beeld anders teveel vertekend wordt. Grafieken met omzettingsgegevens zijn weergegeven in VIII (Figuur 42 t/m Figuur 45).



Figuur 22: Concentraties van OMV's tijdens experimenten in Wervershoof. Boven 21 augustus, midden 22 augustus, beneden 28 augustus



Figuur 23: Concentraties van OMV's tijdens experimenten bij HWL op 4 september



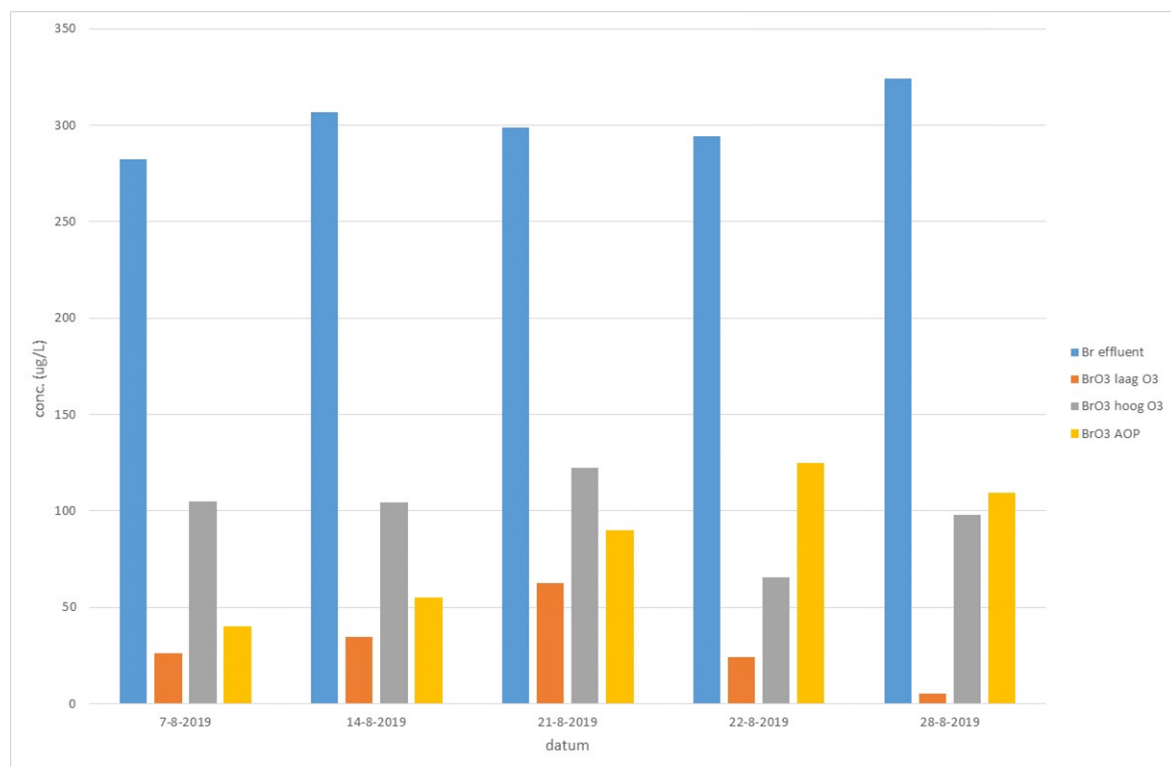
Figuur 24: Concentraties van sucralose tijdens experimenten

Uit Figuur 22 is op te maken dat het doorborrelen van de oplossing met lucht in de meeste gevallen lijkt te leiden tot een iets lagere concentratie van de OMV's. Aangezien het hier om niet-vluchtige verbindingen gaat is dit een opmerkelijk resultaat. Alleen bij amidotrizoïnezuur lijkt de concentratie door het doorborrelen gestegen te zijn, wat niet erg waarschijnlijk is. Het lijkt dan ook eerder te maken te hebben met de nauwkeurigheid van de metingen in deze matrix, dan met het feit dat er lucht door geborrelt werd. Voor de latere berekeningen van de omzetting van OMV's is uitgegaan van de analyses van het effluent met de OMV's, en is geen rekening gehouden met een eventueel effect van het doorblazen zelf.

7.1.4 Bromaatvorming

Een belangrijk nadeel van behandeling van bromidehoudend water met ozon is de vorming van het carcinogene bromaat. Daarom is ook tijdens deze testen gemeten wat er met het bromide- en bromaatgehalte van het water gebeurt onder de verschillende testomstandigheden.

Het bromidegehalte in het effluent en de bromaatontwikkeling tijdens verschillende processtappen zijn weergegeven in Figuur 25.



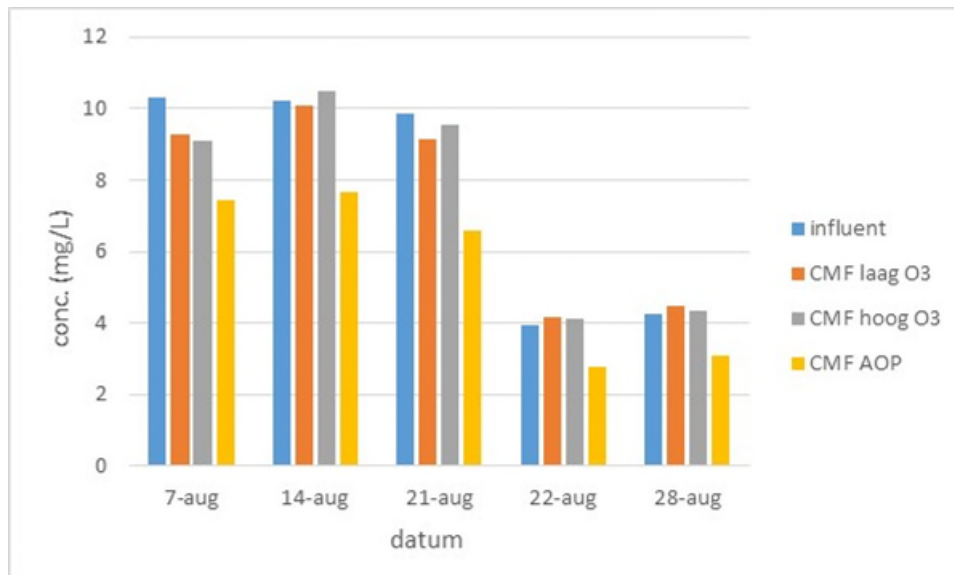
Figuur 25: bromidegehalte in het effluent en gevormd bromaat tijdens verschillende processtappen op verschillende dagen

Het bromidegehalte in het effluent schommelt rond de 300 µg/L. Bij een lage ozondosis wordt een klein deel hiervan omgezet in bromaat, maar bij een hogere ozondosis wordt veel meer bromaat gevormd, tot circa 100 µg/L. Tijdens de eerste drie experimenten was het bromaatgehalte aanzienlijk lager na dosering van H₂O₂, wat wordt veroorzaakt doordat het H₂O₂ met een deel van de O₃ reageert. Hierdoor kan die niet meer met bromide reageren, en wordt er minder bromaat gevormd (Lekkerkerker-Teunissen, Knol et al. 2012). Alleen bij de laatste twee dagen bleek het bromaatgehalte hoger te worden bij toevoeging van H₂O₂. Hiervoor is op dit moment geen verklaring.

7.1.5 Reacties van DOC en ontwikkeling van UV-T

Het effect van de verschillende parameters op het DOC-gehalte is weergegeven in Figuur 26.

De data waarop deze grafiek is gebaseerd, zijn weergegeven in Tabel 55 in Bijlage VIII. Voor de concentraties van het effluent is bij de experimenten van 22 en 28 aug. (onder RWA-condities) aangenomen dat het DOC-gehalte met een factor 2,5 verdund was ten opzichte van het oorspronkelijke gehalte (dat meestal één of twee dagen eerder was bepaald). Er zijn geen DOC-gehalten bekend van het verdunde effluent (RWA-condities) op 22 en 28 febr., en daarom is hiervoor uitgegaan van het DOC-gehalte van het onverdunde effluent met een verdunningsfactor van circa 2,5. Deze factor is niet helemaal correct, zoals blijkt uit Figuur 26. De verwachting is namelijk dat toevoeging van ozon tot een verlaging van de DOC-concentratie zou leiden (zoals ook onder DWA-condities op 7, 14 en 21 aug. het geval was), maar dat lijkt hier niet te gebeuren. De meest plausibele verklaring hiervoor is dat de verdunningsfactor is lager was dan 2,5.

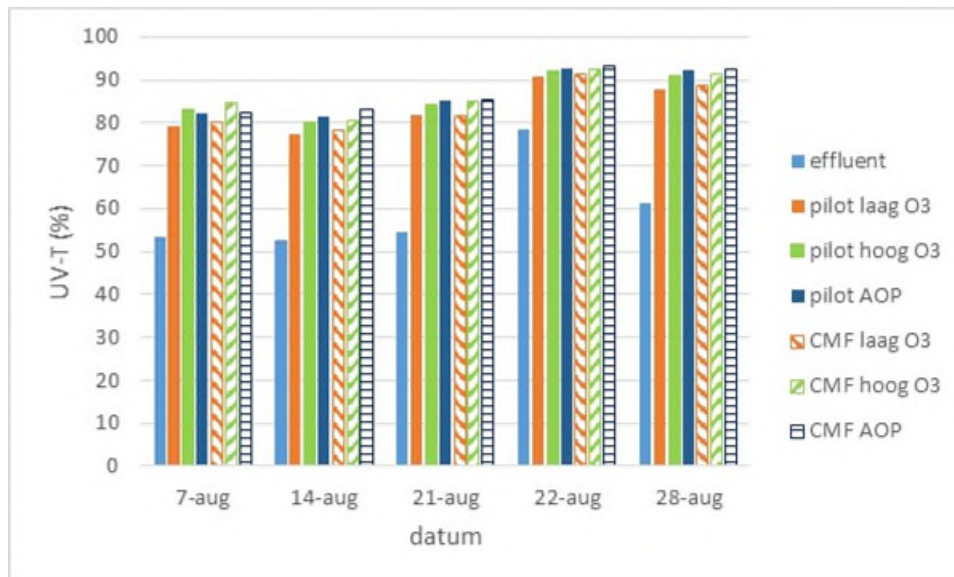


Figuur 26: DOC-concentraties tijdens de experimenten, als functie van de verschillende behandelingsparameters

In Figuur 27 is de ontwikkeling van de UV-T weergegeven. Aangezien geen data beschikbaar waren van de UV-T van verdunde monsters (op 22 en 28 aug.), is een schatting van de uitgangswaarde gemaakt op basis van de extinctie van het effluent, gemeten één of twee dagen voor de meting, en de wet van Lambert Beer:

$$E = \varepsilon \cdot c \cdot L$$

Waarin E de extinctie is, ε de molaire extinctiecoëfficiënt, c de concentratie en L de weglengte (meestal in cm). Hierbij is ervan uitgegaan dat de verdunningsfactor 2,5 was, maar deze waarde is een benadering. De werkelijke verdunningsfactor is waarschijnlijk iets lager geweest, zoals hierboven betoogd. De gebruikte data zijn weergegeven in Tabel 56 in Bijlage VIII.



Figuur 27: UV-T waarden tijdens de experimenten, als functie van de verschillende behandelingsparameters

De verwachting was dat membraanfiltratie de UV-T waarde niet of nauwelijks zou beïnvloeden, en dit blijkt inderdaad het geval te zijn. Toevoeging van ozon heeft al bij lage concentraties een groot effect, wat niet echt vergroot wordt door hogere concentraties ozon of ozon en H_2O_2 toe te voegen.

7.1.6 Vergelijking waterkwaliteit behandeld effluent met WRK-water

In paragraaf 5.1.1 en Bijlage V is een overzicht gegeven van concentraties van geneesmiddelen die voorkomen in het WRK-water en in het effluent van Wervershoof. Bovendien is voor een aantal geneesmiddelen in het effluent bekeken hoeveel verwijdering bereikt kan worden met behulp van de ozonpilot. Een vergelijking van deze data met de gegevens uit het pilotonderzoek deel 2 in dit rapport is gegeven in Tabel 21.

Tabel 21: Vergelijking van waterkwaliteitsgegevens van WRK en effluent Wervershoof met resultaten pilot deel 2. Onder elkaar resultaten van 21/8; 22/8; 23/8

Stofnaam	conc. WRK-water (µg/L)	conc. Effluent (µg/L)	afbraak in effluent (µg/L)	afbraak bij lage [O ₃] (%)	afbraak bij hoge [O ₃] (%)	afbraak bij AOP (%)
carbamazepine	0,03	0,66±0,16	98	99 99 99	99 99 99	99 99 99
diatrizoïnezuur	0,04			-18 21 -12	25 52 55	75 87 99
niacine	0,18					
fenazon	0,01	<0,01	--	99 99 99	99 99 99	99 99 99
sulfamethoxazool	0,01					
benzotriazool		2,19±0,54	92			
gabapentine		2,29±0,98	>99	76 87 88	98 99 99	99 99 97
bezafibraat		<0,04	0	84 96 97	99 99 99	99 99 99
azoxystrobine		0,01-0,06	82	98 98 98	98 99 98	98 98 98

Bij hoge ozondosis moet het mogelijk zijn de componenten in het effluent af te breken tot gelijk aan of lager dan de concentraties die voorkomen in het WRK-water. Infiltratie van het behandelde effluent moet dan ook geen probleem zijn, gelet op deze stoffen. Het kan echter afhangen van de aanwezigheid van andere stoffen in het effluent, die nu niet overal gemeten zijn, of dit in de praktijk ook geen problemen oplevert.

Alleen voor diatrizoïnezuur zijn de gegevens niet duidelijk, maar waarschijnlijk heeft dit te maken met de analyses in deze matrix. Verder kan uit deze tabel geconcludeerd worden dat het niet echt uitmaakt, of de reacties plaatsvinden bij droog weer of onder regenachtige omstandigheden.

7.1.7 Conclusies

Ozon is een heel effectieve oxidator voor de hier bestudeerde OMV's. Een O₃/DOC verhouding van 0,25 is misschien een beetje te laag, en bij een verhouding van 1 blijft er mogelijk een overmaat ozon over, maar waarschijnlijk is een verhouding van 0,5-0,75 voldoende om de meeste componenten voor minstens 90% om te zetten. Sommige stoffen, als PFOA, zijn heel lastig te oxideren, en daarbij heeft het weinig zin om ozon toe te voegen of de concentratie te verhogen. Toevoeging van H₂O₂ leidt wel tot een AOP, en bij sommige stoffen tot een iets hogere afbraak, maar het verschil is klein. Ozon toevoegen lijkt dus voldoende. Hierbij maakt het niet uit of onder DWA of RWA wordt gewerkt.

Quenchen van een ozonreactie lijkt niet nodig. Het zorgt niet voor minder afbraak van de OMV's, en kan hooguit storen bij de analyses.

H₂O₂ kan sommige stoffen ook al afbreken, zij het dat puur H₂O₂ veel minder effectief is dan O₃.

7.2 Bio-assays

7.2.1 Ames fluctuatietest

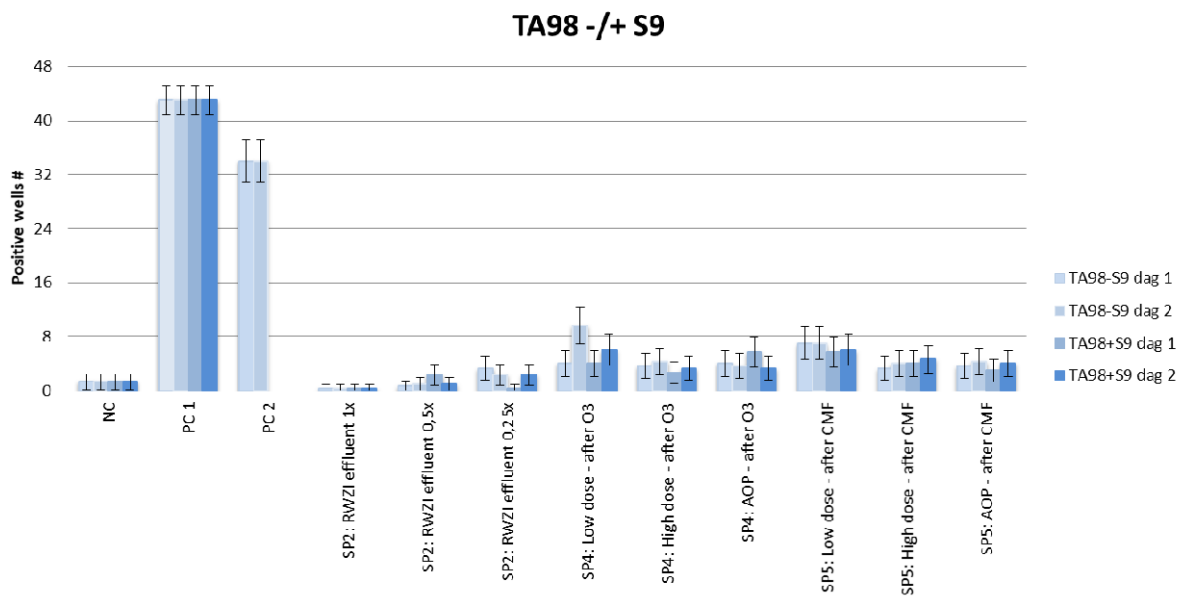
De respons van de negatieve (oplosmiddel en procedure) controles en de positieve controles van de Ames fluctuatietest voldeden aan de criteria voor een valide test, behalve de Evian procedure controle (Evian mineraalwater dat dezelfde extractieprocedure heeft ondergaan als de monsters) in bacteriestam TA100 zonder metabole activatie (S9) op beide monsterdagen en de Oasis procedure (blanco extractie) controle in TA100 zonder metabole activatie op dag 2.

De resultaten van de monsters zijn vergeleken met die van de Evian procedure controle. Omdat de Evian procedure controle bij TA100 zonder S9 niet aan de acceptatie criteria voldoet, zouden de resultaten vanwege een suboptimale testconditie als niet betrouwbaar kunnen worden beschouwd. De Evian procedure controle van dag 1 en de Oasis procedure controle van dag 2 voldeden echter wel aan de acceptatiecriteria van de leverancier van de Ames test kit (Xenometrix). Uit de historische data van KWR blijkt ook dat de gemiddelde respons voor de negatieve controle (oplosmiddel, DMSO) van TA100 een hogere waarde heeft dan TA98. De responsen waargenomen in meetcampagne 2 vallen binnen het 95% betrouwbaarheidsinterval van de KWR historische data. Daarom is de conclusie voor bacteriestam TA100 zonder S9 wel beschreven in dit rapport.

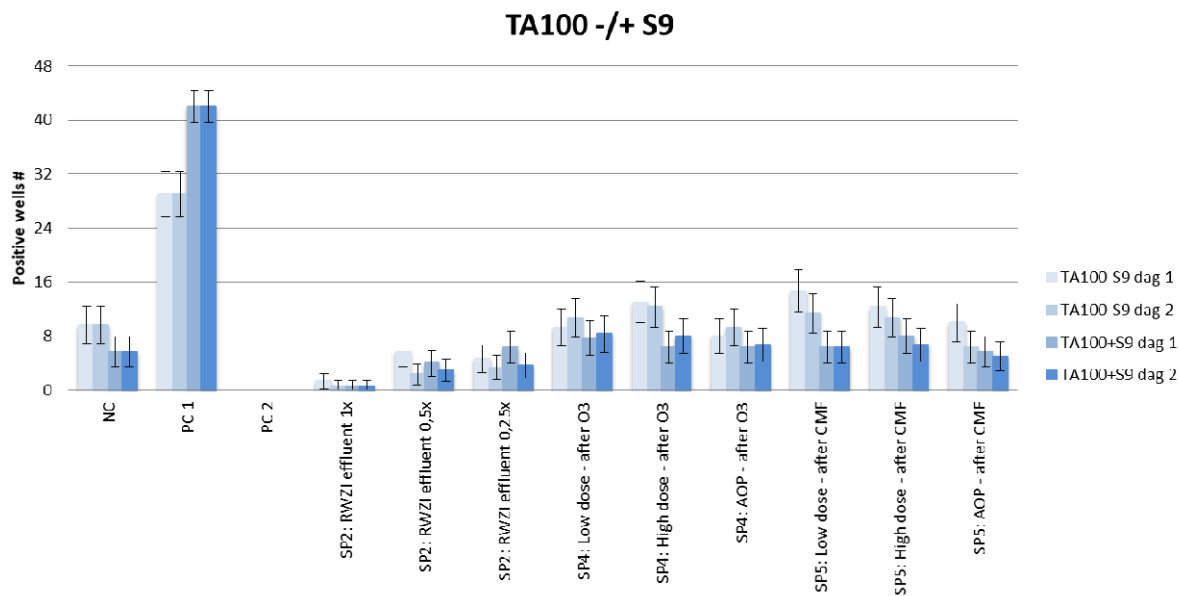
De resultaten van de Ames fluctuatietest zijn weergegeven in Figuur 28 en Figuur 29 en Tabel 22. Het RWZI liet dosis-gerelateerd cytotoxiciteit zien in bacteriestam TA98, zowel met als zonder S9 (data niet getoond). Onverdund RWZI effluent was (licht) cytotoxisch voor de bacteriën op beide monsterdagen en in alle testcondities in TA98. De 0,5x verdunning was cytotoxisch op beide monsterdagen zonder S9 en op dag 2 met S9. De 0,25x verdunning was alleen cytotoxisch zonder S9 op dag 2. In bacteriestam TA100 was zowel het onverdunde RWZI effluent alsmede de 0,5x en 0,25x verdunning cytotoxisch op dag 2 in afwezigheid van S9. In aanwezigheid van S9 was het onverdunde RWZI effluent cytotoxisch voor beide monsterdagen.

In beide bacteriestammen liet geen van de RWZI effluent verdunningen een mutagene respons zien in de Ames fluctuatietest. Voor de condities waar cytotoxiciteit is waargenomen, zou de negatieve respons een mogelijk vals negatief resultaat kunnen zijn. Echter, de negatieve respons van RWZI effluent in deze monsters wordt bevestigd door de niet-cytotoxische monsters. Het is ook niet aannemelijk dat een herhaling van het experiment met bacteriestam TA100 zonder S9 deze conclusie zal veranderen.

In zowel bacteriestam TA98 als TA100, zowel met als zonder S9, lieten enkele monsters genomen na ozonisatie en na ozonisatie en keramische membraanfiltratie bij de verschillende procesinstellingen een positieve respons zien in de Ames fluctuatietest voor één van de monsterdagen (voor details, zie tabel 22). Hoewel het monster genomen na ozonisatie op dag 2 een significant verhoogde bacteriegroei liet zien (data niet getoond), verandert de eindconclusie met betrekking tot mutageniteit voor dit monster niet. De enige monsters die op beide monsterdagen een positief resultaat lieten zien, zijn de monsters genomen na ozonisatie én keramische membraanfiltratie bij de lage ozon dosis. De conclusie m.b.t. het testresultaat van de overige procescondities, waarbij alle vier condities van de Ames test worden meegenomen, is door de suboptimale testconditie voor bacteriestam TA100 zonder S9 mogelijk niet betrouwbaar. Het is echter niet aannemelijk dat de conclusie verandert bij herhaling deze testconditie, omdat de negatieve controle wel binnen de historische data valt en (deels) aan de acceptatiecriteria van de leverancier van de Ames test kit voldoet.



Figuur 28: Resultaten van de Ames fluctuatietest in bacteriestam TA98, in af- en aanwezigheid van anabole activatie (S9). De staafdiagrammen representeren een gemiddelde van metingen in triplo



Figuur 29: Resultaten van de Ames fluctuatietest in bacteriestam TA100, in af- en aanwezigheid van metabole activatie (S9). De staafdiagrammen representeren een gemiddelde van metingen in triplo

Tabel 22: Responsen van de verschillende watermonsters in de Ames fluctuatietest

Ames bacteriestam (+/-S9)	SP2: RWZI effluent			SP4: RWZI effluent na ozonisatie			SP5: RWZI effluent na ozonisatie en keramische membraanfiltratie		
	1x	0,5x	0,25x	Lage ozon dosis	Hoge ozon dosis	AOP	Lage ozon dosis	Hoge ozon dosis	AOP
TA98 (-S9)	(-)/(-)	(-)/(-)	-/(-)	-/+	-/-	-/-	+/+	-/-	-/-
TA98 (+S9)	(-)/(-)	-/(-)	-/-	+/-	-/-	+/-	+/-	+/-	-/-
TA100 (-S9)	-/(-)	-/(-)	-/(-)	-/-	-/-	-/-	+/-	-/-	-/-
TA100 (+S9)	(-)/(-)	-/-	-/-	-/(+)	-/+	-/-	-/-	-/-	-/-
Testresultaat	Negatief(?)			Negatief(?)	Negatief(?)	Negatief(?)	Positief	Negatief(?)	Negatief(?)

^a Mogelijk vals negatief door cytotoxiciteit

Cursief: Negatieve controle voldeed niet aan acceptatiecriteria

(?) Resultaat niet eenduidig door suboptimale testconditie TA100 zonder S9

7.2.2 CALUX testen

De resultaten van de CALUX testen zijn weergegeven in Tabel 23, Figuur 30 en Figuur 31. De resultaten van de CALUX testen zijn door BDS gerapporteerd als bioanalytische equivalenten (BEQ) van de voor elke CALUX test specifieke referentiestoffen. Deze waarden zijn gebaseerd op een bredere dataset op basis van meerdere verdunningen.

De resultaten zijn vergeleken met de ecologische trigger waarden (signaalwaarde) van de Smart Integrated Monitoring (SIMONI) aanpak (Van der Oost et al. 2017). Wanneer er een meting onder de grens voor kwantificatie (limit of quantification, LOQ) was, is dit door de BDS aangegeven in de rapportage. Voor elke CALUX test is de LOQ anders en deze kan binnen dezelfde CALUX test per experiment verschillen. Tenzij anders aangegeven, is voor de weergave in de Figuur 30 gerekend met de helft van de maximale LOQ (worst case).

Tabel 23: Samenvatting van CALUX responsen in de duplo monsters> Elke respons boven de detectielimiet is gescoord als een positieve respons (+), overschrijding van de effect-sigitaalwaarde is aangegeven in rood

CALUX test	SP2: RWZI effluent	SP4: RWZI effluent na ozonisatie			SP5: RWZI effluent na ozonisatie en keramische membraanfiltratie		
		Lage ozon dosis	Hoge ozon dosis	AOP	Lage ozon dosis	Hoge ozon dosis	AOP
Anti-AR CALUX ^a	++	+ ^b	--	+-	--	+-	--
Cytotox CALUX ^a	++	--	--	--	--	--	--
ERa CALUX	++	--	--	-+ ^b	++ ^b	--	+ ^b
GR CALUX	++	--	--	--	--	--	--
Nrf2 CALUX	++	++	++	++	++	++	++
Anti-PR CALUX ^a	++	--	--	--	--	--	--

^a Geen ecologische trigger waarde beschikbaar

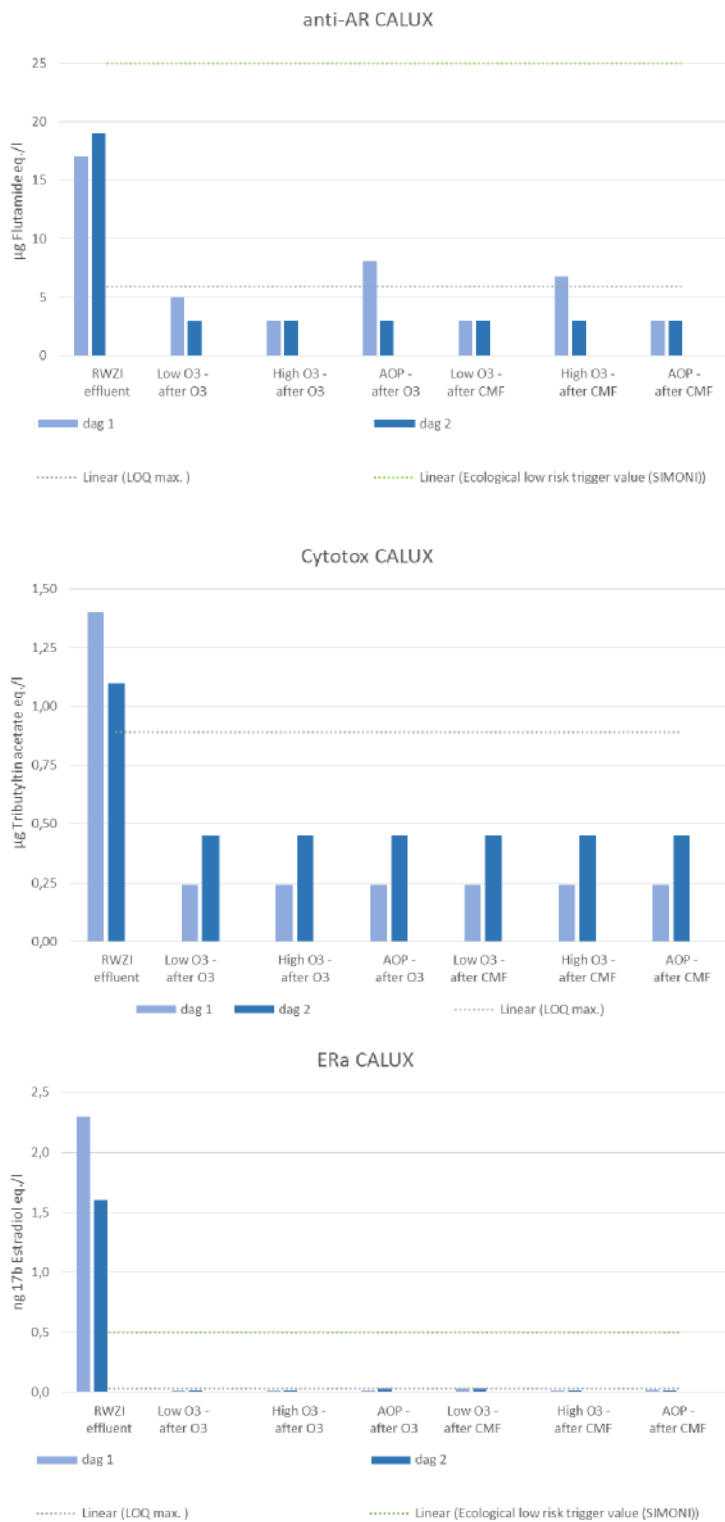
^b Meetwaarde lager dan maximale LOQ, niet biologisch relevant.

RWZI effluent monsters laten voor elke CALUX test op beide monsterdagen een positief resultaat zien. Nabehandeling met ozonisatie en keramische membraanfiltratie leidt in het algemeen tot een vermindering van effecten in de CALUX testen. In de anti-AR CALUX en de ERa CALUX zijn een aantal meetresultaten voor de verschillende procesinstellingen hoger dan de LOQ. De biologische relevantie van deze responsen is waarschijnlijk beperkt aangezien deze onder de hoogste LOQ uitkwamen (in alle metingen). Deze responsen blijven ook ver onder de effect-sigitaalwaarden voor mogelijke risico's voor de ecologie (van der Oost et al. 2017).

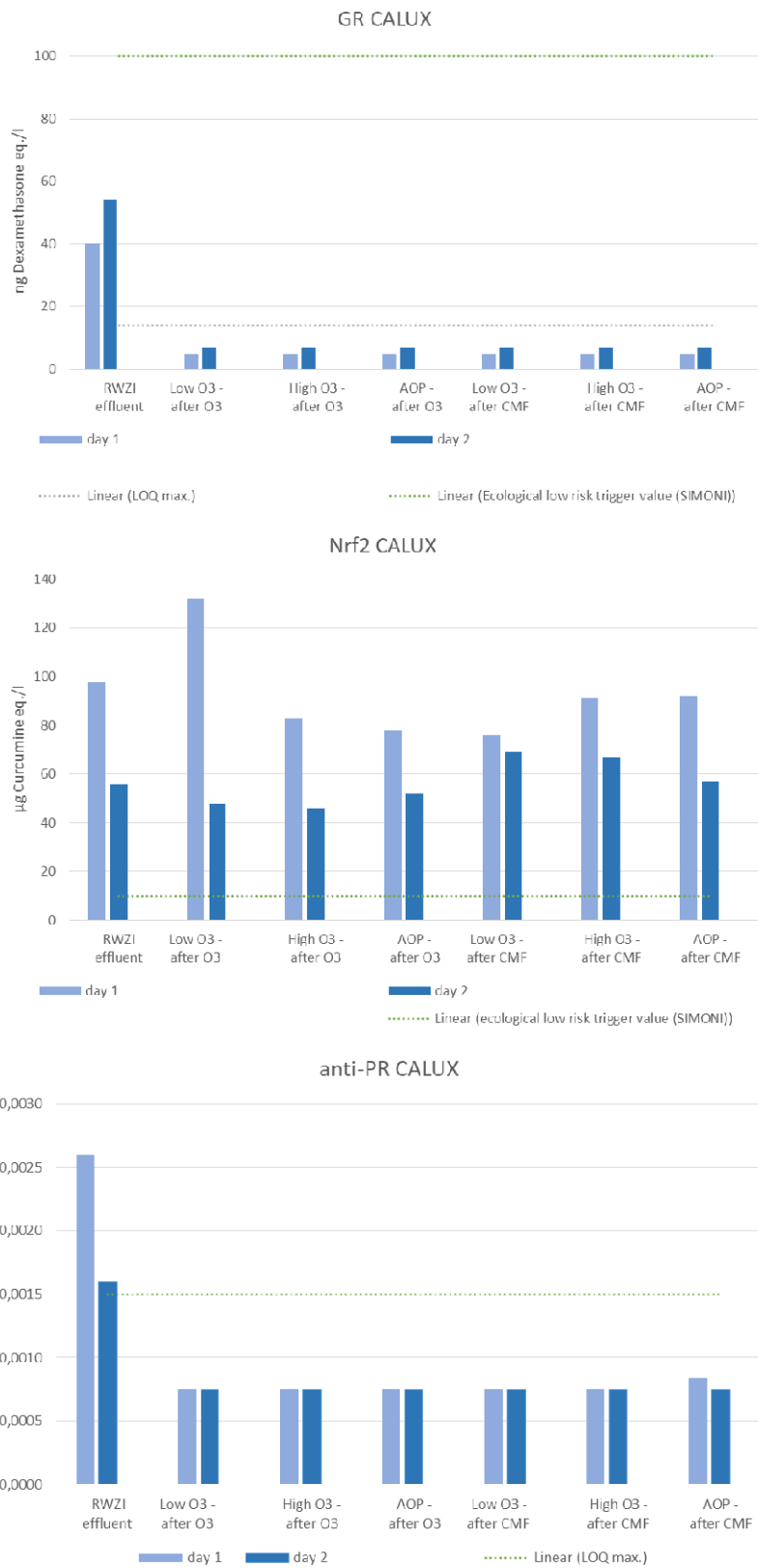
Terwijl in de andere hier toegepaste CALUX testen waterbehandeling zorgde voor afname van de CALUX responsen, is dit slechts beperkt het geval voor de Nrf2 CALUX. Voor elk monsterpunt bij elke procesinstelling positieve

responsen gezien die nauwelijks waren verminderd en in sommige gevallen verhoogd na waterbehandeling. Voor deze test was niet mogelijk de SIMONI effect-sigitaalwaarde te toetsen, omdat deze lager ligt dan de LOQ.

De WRK monsters die bemonsterd zijn voor vergelijking met de resultaten van de voorgaande meetcampagne, lieten in de Nrf2 CALUX voor beide meetdagen een duidelijke positieve respons zien (Tabel 24 en Figuur 32). De respons is hoger dan de RWZI effluent monsters en de monsters genomen tijdens het behandelingsproces. De respons van de procescontroles was beneden de detectielimiet.



Figuur 30: CALUX resultaten. De weergegeven detectielimieten (LOQ; grijze stippellijn) zijn de hoogste LOQ-waarden uit deze dataset. Meetresultaten onder LOQ-waarden zijn op 0.5xLOQ gezet. Effect-sigitaalwaarden (groene stippellijn) zijn afkomstig uit de SIMONI methodiek (Van der Oost et al. 2017). Voor ANTI-PR en CYTOTOX CALUX zijn nog geen effect-sigitaalwaarden beschikbaar

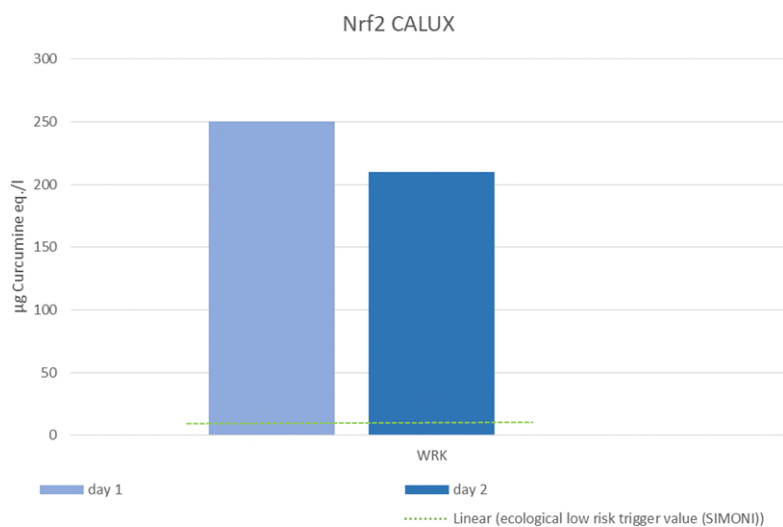


Figuur 31: vervolg CALUX resultaten. De weergegeven detectielimieten (LOQ; grijze stippellijn) zijn de hoogste LOQ-waarden uit deze dataset. Meetresultaten onder LOQ-waarden zijn op 0.5xLOQ gezet. Effect-sigitaalwaarden (groene stippellijn) zijn afkomstig uit de SIMONI methodiek (Van der Oost et al. 2017). Voor ANTI-PR en CYTOTOX CALUX zijn nog geen effect-sigitaalwaarden beschikbaar

De WRK monsters die bemonsterd zijn voor vergelijking met de resultaten van de voorgaande meetcampagne, lieten in de Nrf2 CALUX voor beide meetdagen een duidelijke positieve respons boven de signaalwaarde zien (Tabel 24 en Figuur 32). De respons is hoger dan de RWZI effluent monsters en de monsters genomen tijdens het behandelingsproces. De respons van de procescontroles was beneden de detectielimiet, maar de detectielimiet was al hoger dan de signaalwaarde (data niet getoond).

Tabel 24: Samenvatting van CALUX responsen in de duplo monsters. Elke respons boven de detectielimiet is gescoord als een positieve respons (+), overschrijding van de effect-sigtaalwaarde is aangegeven in rood

CALUX test	WRK
Nrf2 CALUX	++



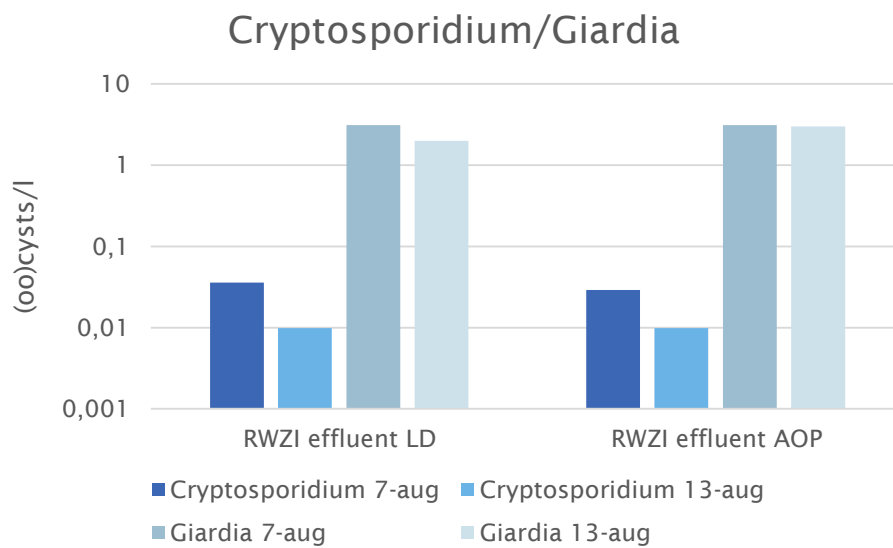
Figuur 32: Nrf2 CALUX resultaten van de WRK monsters bemonsterd ter vergelijking met de voorgaande meetcampagne. Effect-sigtaalwaarden (groene stippellijn) zijn afkomstig uit de SIMONI methodiek (Van der Oost et al. 2017)

7.3 Microbiologische parameters

7.3.1 Meetresultaten 2019

7.3.1.1 Protozoa

Cryptosporidium en Giardia zijn geteld in het ruwe water, bemonsterd op 7 en 13 augustus 2019. Er zijn op beide dagen 2 monsters genomen en geanalyseerd.

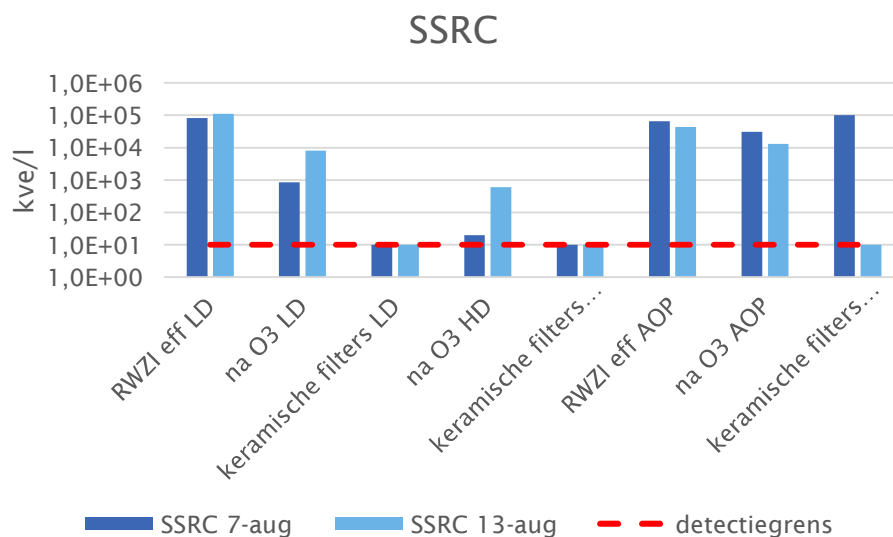


Figuur 33: De aantallen Cryptosporidium en Giardia in het RWZI effluent van 7 en 13 augustus

De Cryptosporidium aantallen van 7 augustus 2019 komen ongeveer overeen met de aantallen in het effluent van 25 juli 2018. Het monster op 12 september bevatte meer Cryptosporidium. De Giardia aantallen zijn bij de metingen van 2019 wat hoger dan in 2018. De getallen laten zien dat in het effluent van de RWZI protozoa aanwezig zijn. De aantallen daarvan kunnen variëren. Dit is volgens verwachting.

7.3.1.2 SSRC

Als indicator organisme voor de bovenstaande protozoa worden Clostridia sporen gebruikt. Deze komen in hoge aantallen voor in het effluent en kunnen daardoor gemakkelijker en goedkoper worden bepaald dan de protozoa.



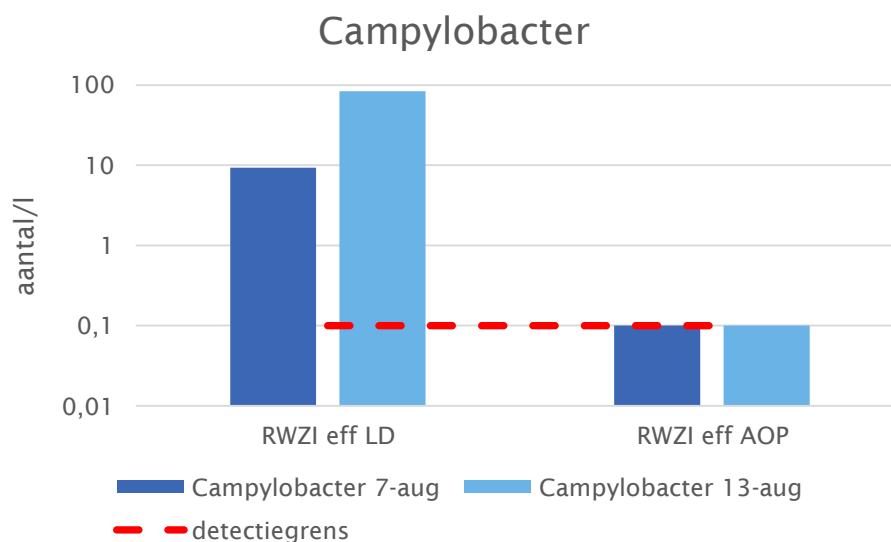
Figuur 34: De aantallen SSRC in het RWZI effluent van 7 en 13 augustus

Clostridia sporen komen in het effluent voor in een concentratie van ongeveer 1×10^5 kve/l. Ozon inactieveert de Clostridia sporen en reduceert de aantallen met gemiddeld 1,6 log na de lage dosis, en 2,9 log na de hoge dosis. Na de keramische filters zijn de aantallen Clostridia sporen onder de detectiegrens, wat betekent dat de verwijdering meer dan 3,7 logeenheden bedraagt. Het monster na AOP na de keramische filters van 7 augustus geeft een onwaarschijnlijk hoog resultaat, waar geen duidelijke oorzaak voor is. Dit is waarschijnlijk het resultaat van een menselijke fout bij monstername of analyse.

De aantallen sporen in het effluent liggen bij deze metingen in dezelfde range als de metingen van 2019. Wel is de inactivatie na ozon met 0,8 log iets lager dan bij de lage dosis metingen in 2019. Het aantal sporen na de keramische filtratie was onder de detectie grens.

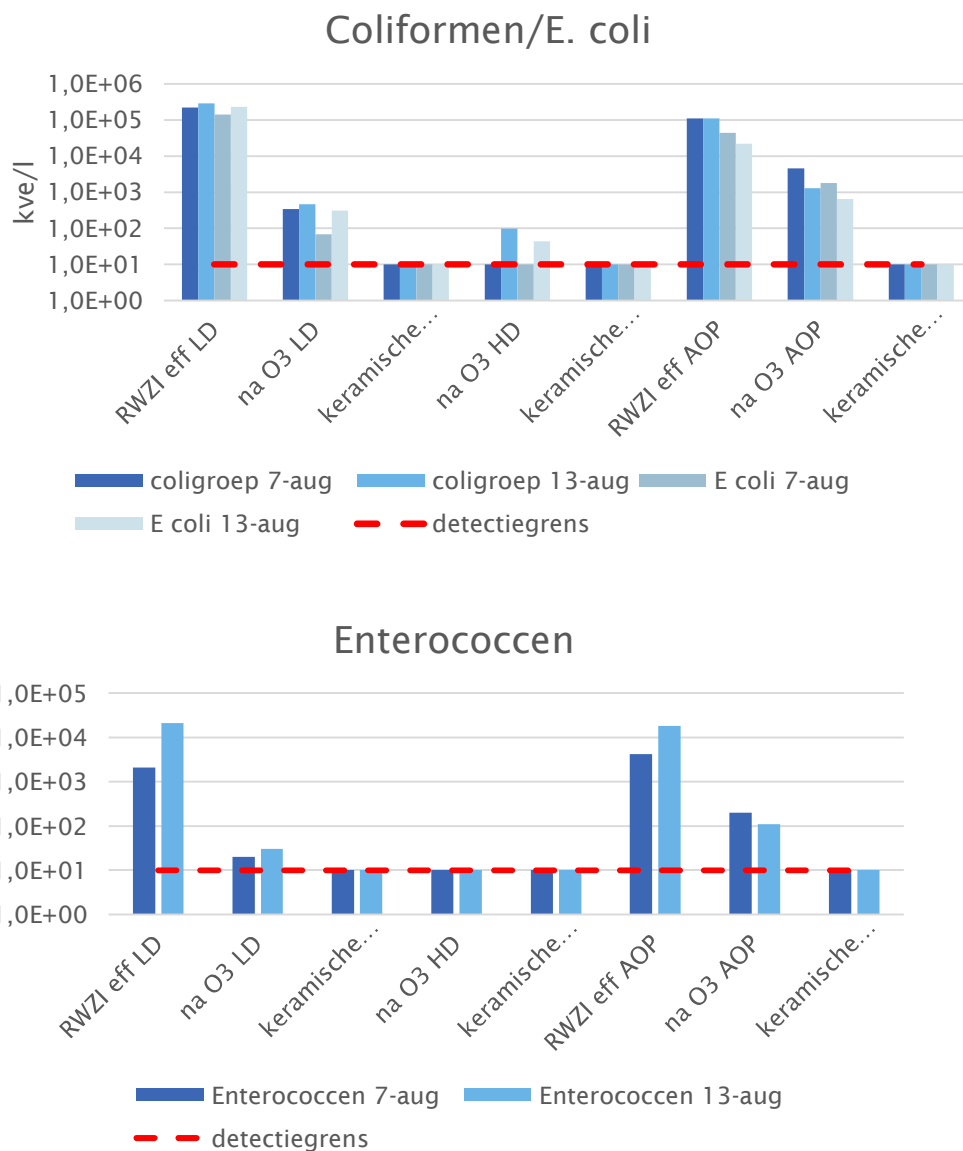
7.3.1.3 Bacteriën

Als pathogene bacterie zijn de aantallen Campylobacter vastgesteld in het RWZI effluent. Dit is op beide data 2 keer bemonsterd, 1 keer voorafgaand aan de ozon inactivatie experimenten, en 1 keer voorafgaand aan de AOP inactivatie.



Figuur 35: Aantal Campylobacter op 7 en 13 aug. 2019

Bij beide monsternames worden Campylobacter bacteriën gemeten in het RWZI effluent. Opvallend is wel dat bij de monstername van het effluent voor de AOP behandeling de Campylobacter aantallen onder de detectiegrens zijn. Ook bij de metingen in 2018 varieerden de Campylobacter aantallen van onder de detectiegrens tot 310 per liter.



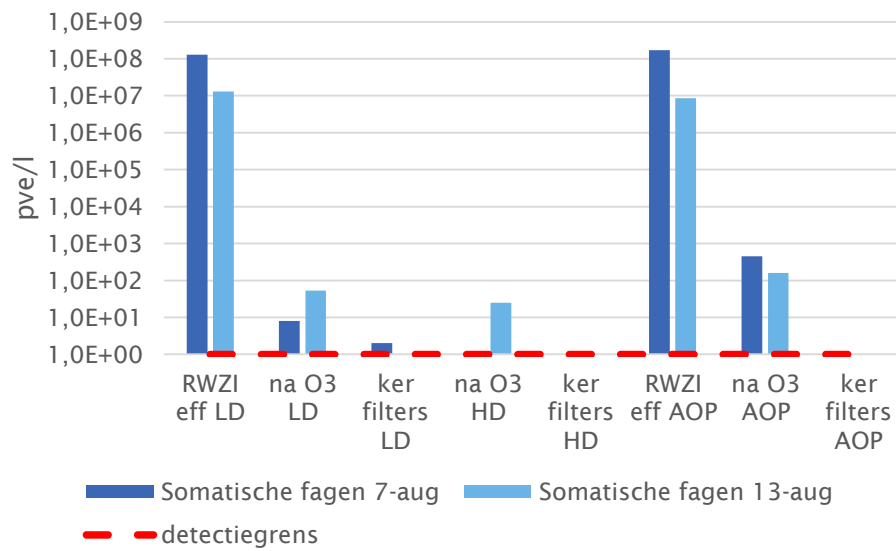
Figuur 36: aantallen Coliformen/E.coli en enterococcen tijdens monitoring op 7 en 13 aug. 2019

De bacterieaantallen laten een duidelijk effect zien van de verschillende desinfectie en processtappen. Ozon zorgt voor een reductie van bacteriën, waarbij een hogere dosis meer afdoding laat zien. Indien voor de keramische filtratie nog bacteriën aanwezig zijn, dan zorgt deze filtratiestap voor een reductie van de bovengenoemde bacteriën tot onder de detectiegrens. De gecombineerde O₃ AOP behandeling laat minder afdoding zien dan ozon alleen.

De resultaten van 2018 laten een vergelijkbaar beeld zien. De aantallen van de onderzochte bacteriesoorten in het effluent zijn ongeveer gelijk, en de resultaten van de behandeling laten ook een gelijk resultaat zien. De ozon behandeling resulteert in een duidelijke bacteriereductie, en de combinatie ozon en keramische filtratie laat in alle gevallen een reductie van bacteriën zien tot onder de detectiegrens.

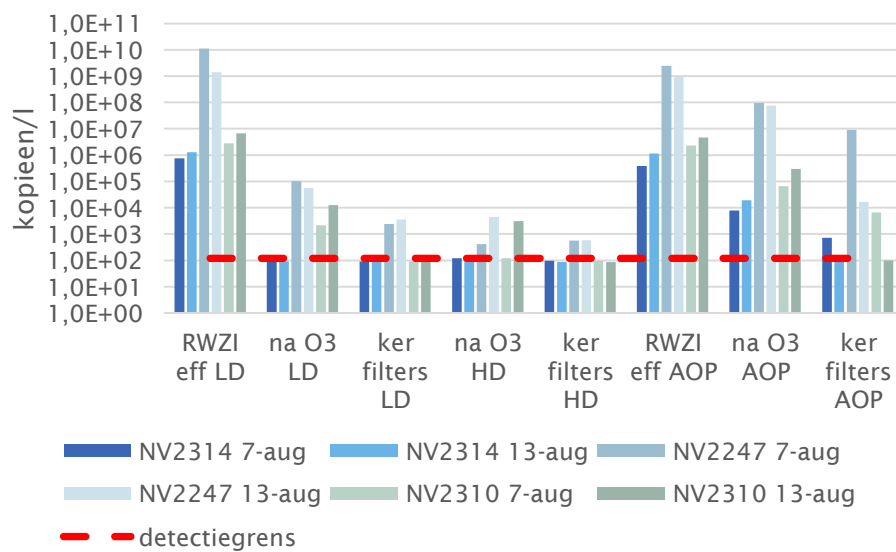
7.3.1.4 Virussen

Om de inactivatie van virussen te bepalen zijn de aantallen somatische colifagen gedetecteerd. Dit zijn indicatorvirussen en deze komen in hoge concentratie in het afvalwater voor.



Figuur 37: De inactivatie/verwijdering van somatische colifagen uit effluent na waterbehandeling

Figuur 37 laat zien dat somatische colifagen in grote aantallen voorkomen in het effluent van de RWZI. Ozon reduceert de aantallen met gemiddeld 6,3 en 6,9 log voor respectievelijk de LD en de HD. De gecombineerde peroxide/ozon behandeling laat een log verwijdering zien van 5,2 log, en is dus minder effectief dan de ozon alleen.



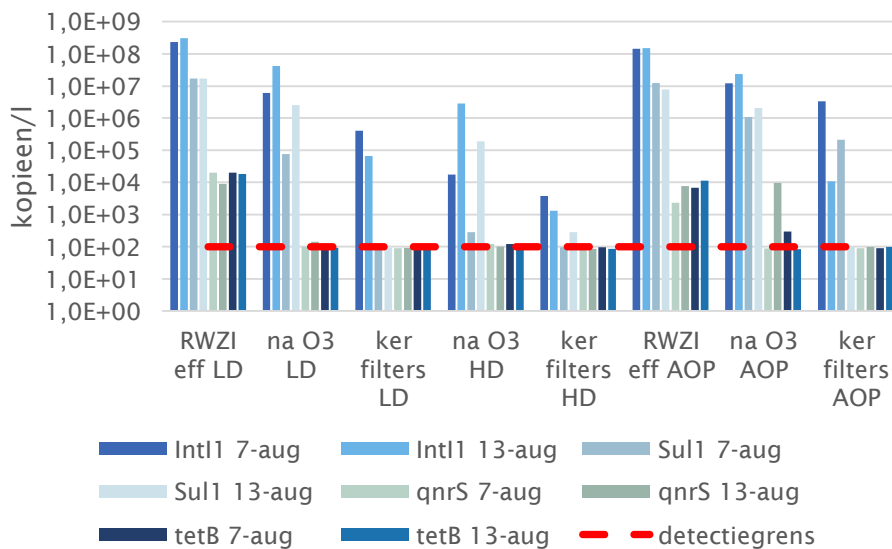
Figuur 38: aantallen kopieën van het genoom van natuurlijke virussen

De natuurlijke virussen worden geteld middels het bepalen van de aantallen kopieën van het genoom van deze virussen. Dit laat zien dat NV2314 en NV2310 in een concentratie aanwezig zijn van ongeveer 1×10^6 kopieën per liter. Virus NV2247 is in effluent aanwezig in een concentratie van meer dan 1×10^9 kopieën per liter. Ozon laat wel een reductie zien van deze virussen, wat betekent, omdat de methode is gebaseerd op de detectie van het virale DNA, dat het DNA van de virussen wordt afgebroken. De virussen NV2314 en NV2310 worden door ozon en keramische filtratie verwijderd tot onder de detectiegrens bij de LD en HD behandeling. Virus NV2247 laat een logreductie zien van 6,1 en 6,8 log bij respectievelijk LD en HD. Bij de AOP behandeling is de logverwijdering van NV2247 gemiddeld 3,6 log. Het verschil na de keramische filtratie bij de AOP monsters tussen 7 en 13 augustus is relatief groot.

Vergelijking met de experimenten uit 2018 laat zien dat het aantal somatische colifagen in het effluent varieert. Bij de meting van 25 juli 2018 worden $8,6 \times 10^4$ colifagen geteld, en 7 augustus $1,3 \times 10^8$. Dit heeft geen invloed op de resultaten, behalve dat bij een laag aantal colifagen de maar een beperkte logverwijdering kan worden vastgesteld.

Van de natuurlijke virussen is het virus NV2314 in de meest recente monsters in een duidelijk lagere concentratie aanwezig dan in de monsters van 2018. NV2247 is in beide gevallen wel in een hoge concentratie aanwezig. Voor de metingen in 2019 is tevens NV2310 bepaald, en deze komt ook in een duidelijk lagere concentratie voor dan virus NV2247.

7.3.1.5 Antibiotica resistentie genen



Figuur 39: Het aantal gen kopieën van de antibioticaresistentiegenen Sul1, qnrS en tetB, en het gen *Int1*, als marker voor antropogene activiteit, in het effluent en na de verschillende behandelingen.

Figuur 39 laat zien dat het gen *Int1* in een concentratie van 1×10^8 gen kopieën per liter aanwezig is, en het gen voor antibioticaresistentie Sul 1 in een concentratie van 1×10^7 gen kopieën per liter aanwezig is. De genen qnrS en tetB zijn in veel lagere concentraties aanwezig van ongeveer 1×10^4 gen kopieën per liter aanwezig. De combinatie van ozon en keramische filtratie reduceert het aantal ARG per liter tot onder of vlak bij de detectiegrens. De AOP behandeling laat zien dat de ozon stap ongeveer een gelijke vermindering laat zien als de LD ozon behandeling. Na de keramische filtratie zijn de ARG aantallen onder de detectiegrens, behalve van *Su1* op 7 augustus.

7.3.2 De verwijdering van micro-organismen door de gebruikte waterbehandelingsprocessen.

In 2018 is de logverwijdering bepaald middels 2 monsternames, waarbij het onbehandelde effluent, effluent na een ozon behandeling en effluent na ozon en keramische filtratie is onderzocht.

In 2019 zijn wederom 2 monsternames uitgevoerd, kort na elkaar, en bij deze monstername is de ozon dosis gevarieerd, en is tevens een AOP protocol gevolgd, waarbij peroxide en ozon werden gecombineerd. In de onderstaande tabellen is voor elk type organisme weergegeven wat het effect was van de behandeling op de afdoding en/of verwijdering van dat micro-organisme.

Tabel 25: SSRC (indicator organisme voor protozoa)

Log verwijdering SSRC		
	2019	2018
	SSRC	SSRC
RWZI eff LD		
na O ₃ LD	1,6	0,8
ker filters LD	> 4,0	> 3,7
na O ₃ HD	2,9	
ker filters HD	> 4,0	
RWZI eff AOP		
na O ₃ AOP	0,4	
ker filters AOP	> 4,0	

Protozoa zijn relatief groot. Verder zijn een aantal protozoa goed bestand tegen een aantal desinfectiestappen. Een fysische verwijderingsstap zoals keramische filtratie is daarom cruciaal. De ozon behandeling laat al een duidelijk effect zien op de inactivatie van SSRC, en in combinatie met keramische filtratie verminderen de aantallen SSRC tot onder de detectiegrens. AOP is duidelijk minder effectief dan ozon alleen.

7.3.2.1 Bacteriën

Tabel 26: log verwijdering van bacteriën

Log verwijdering bacteriën						
	2019			2018		
	coligroep	E coli	E coccen	coligroep	E coli	E coccen
RWZI eff LD						
na O ₃ LD	2,8	3,1	2,4	3,1	2,8	> 2,7
ker filters LD	> 4,4	> 4,3	> 2,8	> 4,2	> 3,7	> 2,7
na O ₃ HD	3,9	3,9	> 2,8			
ker filters HD	> 4,4	> 4,3				
RWZI eff AOP						
na O ₃ AOP	1,7	1,5	1,8			
ker filters AOP	> 4,4	> 3,5	> 2,9			

De ozon behandeling resulteert in ongeveer 3 tot 4 log afdoding, afhankelijk van de concentratie. AOP is duidelijk minder effectief. Ook bacteriën worden door een keramische filtratiestap goed verwijderd. De combinatie laat in alle gevallen een verwijdering zien tot onder de detectiegrens.

7.3.2.2 Virussen

Tabel 27: log verwijdering van virussen

Log verwijdering virussen	2019				2018		
	Som fagen	NV2314	NV2247	NV2310	Som fagen	NV2314	NV2247
RWZI eff LD							
na O ₃ LD	6,3				4,5		
ker filters LD	> 7,5		6,1		> 6,1	5,8	5,9
na O ₃ HD	6,9						
ker filters HD	> 7,5		6,8				
RWZI eff AOP							
na O ₃ AOP	5,2						
ker filters AOP	> 7,5	3,4	3,6	3,6			

Virussen zijn de kleinste micro-organismen, en daarmee ook een grotere bedreiging, omdat virussen het moeilijkst middels fysieke behandelingsstappen zijn te verwijderen. Virusmetingen zijn gedaan op 2 manieren. Somatische colifagen worden bepaald op een kweekmedium, waarbij virussen kunnen worden geteld omdat ze hun gastheer infecteren. Tellingen op kweekmedia tonen daarom altijd levensvatbare virussen aan. De natuurlijke virussen worden aangetoond door middel van detectie van hun DNA. Ook van een virus dat meer niet in staat is een gastheer te infecteren kan het DNA worden aangetoond. Een DNA test telt daarom zowel levende als dode virussen. Wel is het zo dat wanneer een virus wordt blootgesteld aan een hoge dosis desinfectiemiddel (in dit geval ozon), het virus en het DNA desintegreert. Dan neemt ook het signaal van de DNA test af.

De bovenstaande tabel laat zien dat de ozon behandeling bij de somatische colifagen resulteert in minimaal 6.3 log afdoeding. In 2018 is werd 4,5 log inactivatie waargenomen na ozon. Ozon alleen is dus erg effectief tegen virussen. De AOP behandeling in 2019 was minder effectief dan de ozon behandeling in 2019. De keramische filtratiestap verwijdert de virussen tot onder de detectiegrens. Hoewel sommige virussen op basis van hun grootte door het keramische membraan kunnen, laat de praktijk zien dat een groot deel van de virussen wordt tegengehouden.

De natuurlijke virussen worden gedetecteerd op basis van hun DNA, en omdat ozon een virus kan inactiveren zonder dat het DNA wordt beschadigd is de kwantificatie door DNA detectie na ozon geen representatief getal voor virusinactivatie. Daarom wordt bij de natuurlijke virussen gekeken naar het gecombineerde effect van ozon en keramische filtratie. NV2247 in 2019 en NV2314 en NV2247 in 2018 kwamen in hoge aantallen voor in het effluent en laten minimaal 6 log verwijdering zien voor de LD ozon en keramische filtratie, en bijna 7 log voor LD ozon en keramische filtratie. De AOP behandeling laat 3.6 log zien. Omdat de verwijdering hier minder is, kan dit ook met de andere virussen worden aangetoond, die in een minder hoge concentratie in het effluent aanwezig waren.

7.3.2.3 Antibioticaresistentiegenen (ARG)

Tabel 28: log verwijdering van antibioticaresistentiegenen

Log verwijdering ARG	2019				2018			
	Int11	Sul1	qnrS	tetB	Int11	Sul1	blaSHV	tetB
RWZI eff LD								
na O ₃ LD	1,2	1,6	2,1	2,3	1,9	1,8	> 1,7	> 2,0
ker filters LD	3,2	> 5,3	> 2,2	> 2,3	3,2	> 5,3	> 1,7	> 2,0
na O ₃ HD	3,1	3,4	2,1	> 2,2				
ker filters HD	5,1	5,0	> 2,2	> 2,3				
RWZI eff AOP								
na O ₃ AOP	0,9	0,8	0,7	1,7				
ker filters AOP	2,9	3,3	> 1,6	> 2,0				

De genen qnrS, tetB en blaSHV komen in het effluent weinig voor, en daardoor kan met deze genen een maximale verwijdering worden aangetoond van ongeveer 2 log. Dit wordt grotendeels door de ozon behandeling bewerkstelligd. Het gen Sul1 is wel in een hogere concentratie aanwezig, en wordt door de ozon stap zowel in 2018 als 2019 met 1,6 en 1,8 log verminderd. De LD ozon laat daarom een verwijdering zien van ongeveer 2 log, terwijl de HD ozon een verwijdering laat zien van 3.4 log. De keramische filters kunnen de hoeveelheid ARG nog iets verder terugdringen, maar het Sul1 gen is na de AOP behandeling nog aanwezig in na de keramische filtratie.

8 Discussie

8.1 Bioassays

In het eerste pilot experiment werden positieve responsen gezien in de Ames fluctuatietest, hoewel het niet duidelijk was of de responsen werden veroorzaakt of niet werden verwijderd door ozonisatie en nabehandeling met microfiltratie. Op basis van een beknopt literatuuronderzoek¹ kan worden geconcludeerd dat in de gevonden relevante studies steeds Ames test responsen werden aangetroffen na de behandeling van afvalwater met ozon (Tabel 29). Responsen nemen toe met hogere dosering van ozon en langere contacttijd. De effecten in de Ames fluctuatietest kan worden verminderd door nabehandeling met bv. actieve kool (GAC) (Heringa et al. 2011).

Tabel 29: Overzicht van Ames studies met afvalwater na behandeling met ozon en nabehandeling

Studie	Land	Positieve Ames respons in effluent	Positieve Ames respons in effluent na ozonatie ^a	Positieve Ames respons in effluent na ozonatie en nabehandeling ^b
Deze studie	Nederland	ja	ja	ja
1	Italië	ja	ja	–
2	Zwitserland	ja	ja	ja
3	Duitsland	nee	ja	ja
4	Duitsland	ja	ja	ja
5	Italië	nee	ja	–
6	Griekenland	ja	ja	–
7	Italië	nee	ja	–

^a Er zijn verschillende doses ozon gebruikt

^b Er zijn verschillende soorten nabehandeling toegepast

Duplo monsters genomen na ozonisatie én keramische membraanfiltratie laten een positieve respons zien in de Ames fluctuatietest bij de lage ozon dosis. De monsters die eerder in het waterbehandelingsproces (na ozonisatie met lage ozon dosis) zijn genomen, lieten slechts in één van beide monsters een positieve respons zien. Hoewel op basis van de evaluatiecriteria van de Ames fluctuatietest het testresultaat niet als positief wordt beschouwd, is er niet aannemelijk dat een mutageen effect toeneemt of geïntroduceerd wordt door keramische membraanfiltratie. Het is aannemelijk dat er na enkel ozonisatie met een lage ozon dosis ook stoffen aanwezig zijn die mutageniteit veroorzaken.

Hoewel de WRK monsters in de voorgaande meetcampagne niet of nauwelijks een respons lieten zien in de Ames fluctuatietest en uitgevoerde CALUX testen, geeft het WRK monster in de Nrf2 CALUX van meetcampagne 2 een duidelijke respons. De relatief grote verschillen in absolute responsen van de WRK monsters en andere monsters van meetcampagne 2 zouden veroorzaakt kunnen zijn door variaties in de monstervoorbewerking en verschillen (bij BDS) in dataverwerking door experimentele variatie. Aangezien de procescontroles geen respons lieten zien in de Nrf2 CALUX, duiden deze resultaten erop dat WRK-water verbindingen bevat die mogelijk oxidatieve stress veroorzaken.

¹ Er is gezocht op de termen 'Ames', 'Ozonation' en 'Wastewater' in Scopus en ScienceDirect.

Responsen op de androgeen receptor, cytotoxiciteit, de oestrogeen receptor, de glucocorticoid receptor en de progesteron receptor, onder de condities waarop de CALUX testen zijn uitgevoerd, zijn ver afgenomen na ozonisatie en na ozonisatie én ceramische membraanfiltratie. Hetzelfde geldt voor WRK-watermonsters genomen tijdens de eerste meetcampagne. De negatieve en verlaagde responsen van de anti-AR CALUX, cytotox CALUX, ERa CALUX, GR CALUX en anti-PR CALUX tonen aan dat stoffen die specifiek op deze receptoren werken tijdens het waterbehandelingsproces (gedeeltelijk) worden verwijderd. Dit effect is al waarneembaar na de eerste stap van het proces bij de laagste ozon dosis.

8.2 Microbiologie

Een opvallende maar consistente waarneming is dat de combinatie van peroxide en ozon bij alle geteste micro-organismen resulteert in minder afdoding dan wanneer ozon alleen wordt toegepast. Hier is in de literatuur wel onderzoek naar gedaan, maar vaak bleek het O_3/H_2O_2 proces juist effectiever te zijn voor desinfectie dan alleen O_3 . Dit is beschreven voor *Escherichia Coli* (Rodríguez-Chueca, Ormad Melero et al. 2015), *Clostridium perfringens* (Lanao, Ormad et al. 2008), pathogenen (Yasar, Ahmad et al. 2007), en *Giardia intestinalis* (Li and Ran 2015). Miguel, Lanao et al. (2016) rapporteren een kleine verbetering van de inactivatie van *Enterococcus* sp. bij toevoeging van lage concentraties H_2O_2 aan een systeem met ozon. Volgens Cho, Cates et al. (2011) biedt de combinatie O_3/H_2O_2 voordelen in die gevallen waar alleen ozon onvoldoende desinfectie geeft in de aanwezigheid van *Cryptosporidium parvum* en *Giardia Lamblia*. Voor MS-2 fagen en Coliformen blijkt ozon een zeer effectief desinfectant, maar niet voor aerobe sporen. Toepassing van een H_2O_2/O_3 proces leek echter geen duidelijk voordeel te bieden voor de desinfectie van deze aerobe sporen en fecale coliform bacteriën (Bandy, Ruiz-Haas et al. 2007, Bandy, Ruiz-Haas et al. 2009). Een mogelijke verklaring voor het effect wordt gegeven door Wolfe, Stewart et al. (1989), die aantonen dat het peroxoonproces (H_2O_2/O_3) minder goed gaat presteren voor de inactivatie van zowel bacteriën als virussen, als de verhouding H_2O_2/O_3 toeneemt, en er dus in verhouding minder O_3 beschikbaar is. Zij bestudeerden dit effect bij verhoudingen toenemend van 0,5 naar 0,8, terwijl in het huidige onderzoek een verhouding $H_2O_2:O_3 = 4$ werd toegepast. Wolfe et al. concluderen dan ook dat het belangrijk is dat de verhouding H_2O_2/O_3 wordt geoptimaliseerd. Li and Ran (2014) toonden aan dat het H_2O_2/O_3 proces in de regel wel effectiever is dan toepassing van alleen O_3 voor de inactivatie van *Giardia intestinalis*, maar dat de pH hierin een belangrijke rol speelt. Tachikawa and Yamanaka (2014) beschrijven dat een synergistisch effect van O_3/H_2O_2 (bij inactivatie van *Pseudomonas*) alleen werd waargenomen als eerst ozon, en daarna pas H_2O_2 werd toegevoegd. Bij het toepassen van de omgekeerde volgorde werd alleen een additief effect waargenomen. Dit is in lijn met eerder onderzoek van Finch, Yuen et al. (1992), die ook lieten zien dat er voor effectieve inactivatie van *Escherichia coli* een overmaat ozon nodig is. De verklaring van de in het huidige onderzoek waargenomen effecten is dus waarschijnlijk gelegen in het feit dat er eerst H_2O_2 werd toegevoegd en daarna een relatief lage dosis ozon.

Naast de oxidatieve processen speelt de KMF een belangrijke rol in de verwijdering van micro-organismen. Met name protozoa en bacteriën kunnen het KMF niet passeren. Omdat deze micro-organismen soms ook resistent zijn tegen oxidatieve stappen is de KMF een belangrijke stap in het proces voor wat betreft de microbiologische veiligheid. Virussen kleiner dan 100 nm kunnen de KMF wel passeren. In hoeverre dit ook daadwerkelijk plaatsvindt zou ik een aanvullende studie moeten worden bepaald.

8.3 Oxidatie van componenten

8.3.1 Omzetting van OMV's

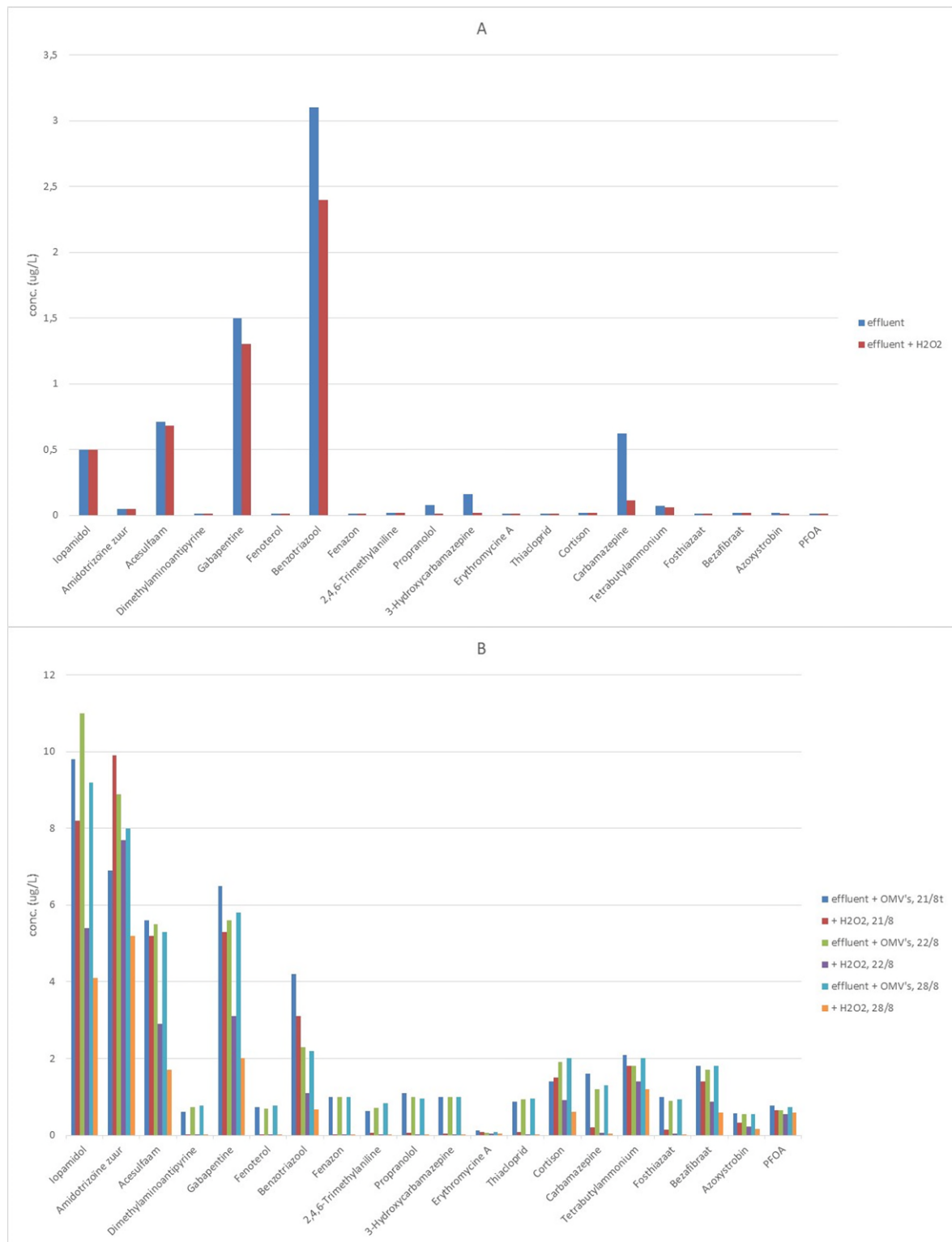
In de literatuur is wel onderzoek gedaan naar voorbehandeling van afvalwater of oppervlaktewater dat geïnfiltreerd wordt in de ondergrond. Yuan, Van Dyke et al. (2019) beschrijven welke kwaliteitsparameters van behandeld afvalwater (RWZI-effluent) verbeterd moeten worden als het water uiteindelijk geschikt moet zijn om er drinkwater van te kunnen maken. NF, RO, elektrolyse, precipitatie en ionenwisseling kunnen worden toegepast voor de verwijdering van anorganische componenten, als metalen en zouten. Voor de verwijdering van nitraat kunnen NF, RO, elektrolyse, reductie, ionenwisseling en biologische methoden kunnen worden toegepast, en voor de verwijdering van ammonia raden deze auteurs RO, elektrolyse, ionenwisseling en biologische processen aan. Voor de verwijdering van OMV's geven ze NF/RO, adsorptie op GAC of PAC, of geavanceerde oxidatie aan. Ozonisatie kan heel effectief zijn, afhankelijk van de structuur van de OMV.

De pH van een oplossing is belangrijk voor het type reactie dat ozon aangaat. Zo zullen bij hoge pH (>8) hydroxylradicalen kunnen worden gevormd. Hierdoor kan in dat geval toevoeging van ozon al direct tot een zogenaamd geavanceerd oxidatieproces worden gerekend, omdat dat gekarakteriseerd wordt door de aanwezigheid van hydroxylradicalen. De gemiddelde pH van het RWZI effluent van juli t/m september was 7,435, wat betekent dat dit zeer waarschijnlijk geen factor van betekenis is geweest.

Het toevoegen van ozon in lage dosis leidt in vrijwel alle gevallen tot een significante ($\geq 70\%$) verlaging van de OMV-concentraties. PFOA lijkt resistent tegen elke hier toegepaste behandeling, wat niet verwonderlijk is, aangezien deze verbinding zich in feite al in een geoxideerde toestand bevindt. Bij amidotrizoïnezuur worden opmerkelijke resultaten waargenomen: op 21 aug. leek de concentratie ten opzichte van de oorspronkelijke concentratie te zijn toegenomen, maar ten opzichte van de concentratie na doorborrelen met lucht iets te zijn afgenomen. Op 22 aug. leek de concentratie te worden verlaagd van circa 9 $\mu\text{g/L}$ tot ongeveer 7 $\mu\text{g/L}$, en op 28 aug. lijkt weer een toename van de concentratie door toevoeging van ozon zichtbaar te zijn. Dit wijst eerder in de richting van problemen met de nauwkeurigheid van de analyses, dan van echte veranderingen in de concentratie. Verhoging van de ozondosis van een O_3/DOC -verhouding 0,25:1 naar een verhouding van 1:1 leidde in vrijwel alle gevallen tot een omzetting $\geq 90\%$. De omzetting is weergegeven in Tabel 51 t/m Tabel 54 in Bijlage VIII. Omdat de vrees bestond dat een restant ozon voor verdere afbraak van OMV's zou kunnen leiden in de periode tussen het experiment en de analyse, is in sommige gevallen natriumsulfiet toegevoegd om de reactie te quenchen. Uit eerder onderzoek naar UV/ H_2O_2 experimenten was ooit gebleken dat de aanwezigheid van natriumsulfiet kan storen bij de analyses van OMV's. Daarom zijn ook metingen gedaan aan monsters waaraan geen sulfiet was toegevoegd. Uit bovenstaande resultaten blijkt dat nergens een lagere concentratie OMV's werd gemeten in niet gequenchte monsters dan in wel gequenchte monsters. Als er verschil zichtbaar was, dan leek de concentratie OMV verlaagd te zijn in het gequenchte monster, terwijl het doel van het quenchen nu juist was de reactie te stoppen. Dit lijkt inderdaad eerder te wijzen op een effect op de analyse, dan op een werkelijk effect op de omzetting, en daarom zijn de berekeningen van de omzetting gebaseerd op niet gequenchte monsters.

Aangezien bij toevoegen van de hoge dosis ozon vrijwel complete omzetting werd gevonden van de OMV's is het gemeten effect van een AOP (in dit geval $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$) klein. Alleen voor amidotrizoïnezuur, sucralose, thaocloprid, tetrabutylammonium, fosthiazaat, en zelfs voor PFOA, werd een (kleine) verbetering van de omzetting waargenomen op alle drie de monsterdagen in augustus.

Toevoeging van H_2O_2 aan het effluent leek bij sommige componenten ook te leiden tot een gedeeltelijke afbraak, zoals weergegeven in Figuur 40A. Daarom is dit effect ook gemeten in effluent waaraan OMV's gedoseerd waren (Figuur 40B). Inderdaad lijkt toevoeging van H_2O_2 voor de meeste OMV's tot een verlaging van de concentraties te leiden. Dit is opmerkelijk omdat het eerder, in UV/ H_2O_2 onderzoek, nooit is waargenomen dat H_2O_2 in afwezigheid van licht tot een significante afbraak leidde. Dit heeft mogelijk te maken met de aanwezigheid van andere componenten (zoals DOC) in het water, die wel met H_2O_2 reageren, en op die manier wellicht radicalen vormen, die weer verder kunnen reageren met OMV's.



Figuur 40: Effect van H₂O₂ op de concentraties van OMV's in het effluent (A) en in het effluent met eraan gedoseerde OMV's (B)

Aangezien het hier overal opgeloste OMV's betreft, was de verwachting dat CMF niet tot een significante verdere verlaging van de concentraties zou leiden. Dit klopt ook wel, afgezien van een paar gevallen waarin het een klein effect lijkt te hebben (sucralose en erythromycine A lijken op 21/8 een paar % extra omzetting te tonen, terwijl bij gabapentine juist een paar % minder afbraak lijkt te worden waargenomen, maar op andere dagen lag dit anders). Dit kan echter veroorzaakt zijn door onnauwkeurigheden in de analyseresultaten, die ook eerder al werden genoemd.

Uit de metingen kan niet worden geconcludeerd dat er een significant verschil is tussen DWA en RWA: in alle gevallen laat de omzetting hetzelfde beeld zien.

De analyses van de experimenten die op 4 sept. zijn uitgevoerd laten echter een geheel ander beeld zien, waarin toevoeging van ozon nauwelijks effect heeft op de concentraties OMV's. Het lijkt erop dat hier iets verkeerd gegaan is met de dosering van de ozon. Bij de AOP (Tabel 54) wordt wel een significante omzetting gevonden, maar dat kan veroorzaakt zijn door het H₂O₂ zelf, zoals eerder aangegeven.

8.3.2 Bromaatvorming

Uit het onderzoek is gebleken dat, afhankelijk van de omstandigheden, 1-26% van het bromide in bromaat is omgezet in bromaat. In de literatuur is veel onderzoek gedaan naar die omzetting (Yang, Dong et al. 2019). Yang et al. geven een overzicht van de verschillende processen die hierbij een rol kunnen spelen. Op basis van literatuurgegevens laten zij zien dat in synthetisch water 0,1 – 64,2% van het bromide in bromaat wordt omgezet, en in oppervlaktewater 1,3-52,0%. Dit is in lijn met de bevindingen in het huidige onderzoek. Er kunnen diverse reacties plaatsvinden, zoals weergegeven in Tabel 30. De reactie van ozon met bromide tot HBrO of BrO⁻ verloopt snel, maar de omzetting hiervan naar bromaat is de snelheidsbepalende stap. Het blijkt dat ozon wel BrO⁻ kan oxideren, maar niet de geprotoneerde vorm hiervan. Dat betekent dat deze reactie veel sneller verloopt bij relatief hoge pH-waarde. Bovendien kan ozon met hydroxyde-ionen reageren tot een hydroxyradicaal, wat ook weer voor verdere omzetting van HBrO of BrO⁻ kan zorgen (zie Tabel 30). Aangezien HBrO een pKa-waarde van 8,70 heeft en de pH van het effluent ongeveer 7,4 was, zal verdere oxidatie tot bromaat door ozon niet snel verlopen.

Afgezien van de hierboven genoemde reacties spelen ook nog het aanwezige (bi)carbonaat en NOM een rol bij de omzetting van bromide in bromaat. Bicarbonaat kan hydroxylradicalen afvangen en op die manier de bromaatvorming beperken. Bij hogere bicarbonaatconcentraties worden echter carbonaatraddicalen gevormd, die OBr⁻ omzetten naar BrO⁻, wat vervolgens door reageert naar bromaat.

Als NOM met ozon reageert is er minder ozon beschikbaar voor de reactie met bromide, waardoor de bromaatvorming beperkt wordt. Dit leidt echter tot de vorming van organobroomverbindingen. Hydroxylradicalen spelen hierin geen eenduidige rol, aangezien ze enerzijds door de interactie met NOM afgevangen kunnen worden, maar anderzijds ook blijken te kunnen worden gevormd.

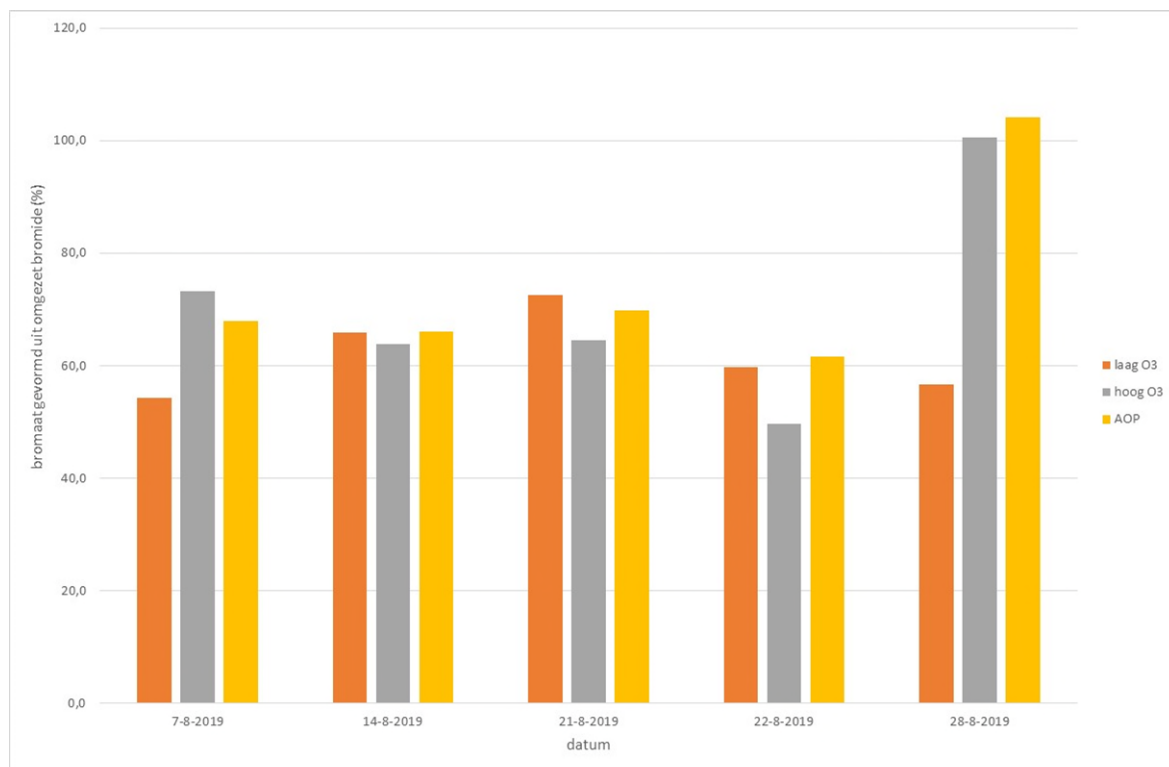
Uit een onderzoek van Delfos (2019) in de bench-opstelling van PWN-T was gebleken dat de bromaatvorming vrijwel kan worden voorkomen door H₂O₂ toe te voegen aan de ozon. Dat bleek echter in de installatie in Wervershoof onder de huidige omstandigheden niet het geval te zijn. Mogelijk heeft dit te maken met een andere procesvoering, waarbij ozon wordt gerecirculeerd in Wervershoof. Daarom zal in de nabije toekomst (2020) onderzoek worden gedaan naar de wijze van ozondosering in Wervershoof, en de effecten daarvan op de bromaatvorming.

Tabel 30: reacties die optreden tijdens reactie van bromide tot bromaat onder invloed van ozon (Yang, Dong et al. 2019)

Reactie	vergelijking	k (M ⁻¹ s ⁻¹)
1	$O_3 + Br^- \leftrightarrow BrO_3^- \rightarrow BrO^- + O_2$	160 - 258
2	$OH^\cdot + Br^- \rightarrow Br^\cdot + OH^-$	1,1*10 ¹⁰
3	$Br^\cdot + Br^- \rightarrow Br_2^\cdot$	1,0*10 ¹⁰
4	$Br_2^\cdot + Br_2^\cdot \rightarrow Br_3^- + Br^-$	1,8*10 ⁹
5	$Br_3^- + H_2O \rightarrow HOBr + 2Br^- + H^+$	--
6	$O_3 + OBr^- \rightarrow BrO_2^- + O_2$	100
7	$O_3 + OBr^- \rightarrow Br^- + 2O_2$	300
8	$O_3 + BrO_2^- \rightarrow BrO_2^\cdot + O_3^-$	8,9*10 ⁴
9	$OH^\cdot + HOBr \rightarrow BrO^\cdot + H_2O$	2*10 ⁹
10	$OH^\cdot + BrO^- \rightarrow BrO^\cdot + OH^-$	4,5*10 ⁹
11	$2BrO^\cdot + H_2O \rightarrow BrO^- + BrO_2^- + 2H^+$	4,9*10 ⁹
12	$OH^\cdot + BrO_2^- \rightarrow OH^- + BrO_2^\cdot$	1,9*10 ⁹
13	$OH^\cdot + BrO_2^\cdot \rightarrow H^+ + BrO_3^-$	2,0*10 ⁹
14	$Br^\cdot + OBr^- \rightarrow Br^- + BrO^\cdot$	4,1*10 ⁹

In Figuur 41 is weergegeven welk percentage van het gereageerde bromide is omgezet in bromaat. Hieruit blijkt dat over het algemeen 70% van het bromide tot bromaat door reageert. Dat betekent dat 30% wordt omgezet in andere broomhoudende verbindingen. Er is in deze experimenten geen duidelijk verband te zien tussen het percentage bromaatvorming en de reactieomstandigheden.

De huidige resultaten zijn overigens in overeenstemming met wat ander onderzoek bij Waterschap Aa en Maas in Aarle Rixtel heeft laten zien. Hier varieert het bromidegehalte in het RWZI effluent tussen 500 en 1000 µg/L, en werd ook vastgesteld dat toepassing van ozon weliswaar effectief is om het gehalte aan organische microverontreinigingen (als medicijnresten) te verlagen, maar dat hierbij (teveel) bromaat gevormd wordt (Didde 2019, Kras and Nederlof 2020). Ook hier wordt geconcludeerd dat meer onderzoek nodig is om de bromaatvorming te beperken.



Figuur 41: percentage van gereageerde bromide wat in bromaat is omgezet

8.3.3 Effecten op DOC

Zoals te zien is in Figuur 26, heeft het toevoegen van ozon een klein effect op de DOC-concentratie: die neemt met hooguit 10% af. Er is ook geen significant verschil te zien indien een lage of hoge ozon dosis wordt toegepast. Dit is verklaarbaar uit het feit dat ozon vooral reageert met elektronrijke verbindingen, en die vervolgens in kleinere stukken “knijpt”, waarbij het totale gehalte aan organisch materiaal niet noemenswaardig verandert. Dit is blijkbaar anders bij het toepassen van geavanceerde oxidatie, want dan neemt het DOC-gehalte met circa 30% af. Dit wijst erop dat bij AOP een deel van het DOC gemineraliseerd wordt, iets wat bij alleen ozon in veel mindere mate voorkomt. Of dit bij OMV’s ook het geval is, is op grond van de huidige meetgegevens niet te zeggen: met alleen een hoge ozon dosis werd al zoveel van de OMV’s afgebroken, dat de concentraties meestal onder de analysegrens kwamen te liggen, en een eventueel verschil dus niet meer zichtbaar was.

Uit de UV-T waarden komt een vergelijkbaar beeld naar voren: toevoeging van ozon leidt tot reacties van het DOC, waarbij vooral elektronrijke verbindingen, als aromaten, reageren. Dit leidt niet tot een lagere DOC-concentratie, maar wel tot een hogere UV-T. Het verhogen van de ozon dosis heeft hier weinig effect op, en ook het extra toevoegen van H₂O₂ niet, omdat dan alle stoffen die met ozon konden reageren waarschijnlijk al gereageerd hebben, waardoor groepen die ook UV-straling absorberen (zoals aromaten) al weggereageerd waren.

Deze resultaten zijn in lijn met het onderzoek van Kim, Park et al. (2019). Deze auteurs hebben bestudeerd welke voorbehandeling nodig zou zijn voor infiltratie van stedelijk oppervlaktewater, waarbij de nadruk, net als in de huidige studie, lag op een vergelijking van een behandeling met ozon en O₃/H₂O₂. Net als in de huidige studie vonden ook zij dat toevoeging van alleen ozon het DOC-gehalte slechts minimaal verlaagde, maar dat het wel een grote invloed had op de SUVA-waarde (en dus de UV-T), terwijl O₃/H₂O₂ wel tot een verlaging van het DOC-gehalte leidde. Dit werd ook toegeschreven aan een reactie van het ozon met vooral aromatische verbindingen. Als gevolg hiervan nam de biodegradeerbaarheid van het DOC-wel af, waardoor tijdens bodemfiltratie het gehalte verder daalde.

Wel wijzen deze auteurs erop dat het belangrijk is om bij toepassing van O_3/H_2O_2 ervoor te zorgen dat er geen overmaat H_2O_2 in het water achterblijft, omdat dit aerobe bacteriën kan uitschakelen, die juist voor die biodegradatie verantwoordelijk zijn. Verder geven zij aan dat toepassing van alleen ozon goedkoper is dan toepassing van een O_3/H_2O_2 proces.

Keramische membraanfiltratie heeft geen invloed op de UV-T. Voor DOC is ook de verwachting dat CMF hierop geen invloed zou moeten hebben, aangezien het om opgeloste componenten gaat, die door CMF niet verwijderd worden. Hiervan zijn echter geen data beschikbaar.

Jokela, Eskola et al. (2017) beschrijven dat bij infiltratie van oppervlaktewater biodegradatie van NOM optrad, wat in een verlaging van het TOC-gehalte van 6,5 – 11 mg/L (in het oppervlakte water) tot ongeveer 2 mg/L in het onttrokken water resulteerde. In verzadigde grondwaterzones leidde het echter ook tot een verlaging van de zuurstofconcentratie. Hierdoor kunnen ijzer en mangaan vanuit de bodem in oplossing gaan. Bij TOC-gehalten tot minstens 8 mg/L leverde dit echter geen problemen op. Er wordt gesuggereerd dat het beter kan zijn om ook wat hoog moleculaire fracties organisch materiaal te infiltreren, die normaal gesproken door de voorbehandeling worden verwijderd. Die zouden dan in de aquifer kunnen worden geadsorbeerd, waar ze organisch materiaal vasthouden en op die manier beter beschikbaar maken voor biodegradatie.

In vergelijking met WRK-water, dat gemiddeld 3 mg DOC/L bevat, bevat het behandelde effluent van Wervershoof veel meer DOC (circa 10 mg/L, na behandeling met O_3/H_2O_2 nog altijd minstens 7 mg/L). In Nederland worden er in het infiltratiebesluit geen eisen gesteld aan DOC-gehalten. Het DOC in het RWZI-effluent is relatief slecht biodegradeerbaar, aangezien goed degradeerbaar materiaal door het actief slib in het proces wordt afgebroken. Het is op dit moment onduidelijk wat de gevolgen zijn als water met een relatief hoog DOC-gehalte in de duinen wordt geïnfiltrerd. Dit is zeker een punt van aandacht, omdat ook de gehalten aan nutriënten in het water hoger kunnen zijn dan wat is toegestaan, waardoor niet kan worden uitgesloten dat de combinatie van nutriënten en DOC leidt tot nagroei van micro-organismen. Van de andere kant lijkt het onderzoek van Jokela, Eskola et al. erop te wijzen dat nadelen mee zouden kunnen vallen. Dit zou verder onderzocht moeten worden. Indien het behandelde effluent zou worden gemengd met WRK-water, zouden eventuele effecten, afhankelijk van de mengverhouding, te beperken zijn.

8.3.4 Infiltratie van behandeld water

Zoals in voorgaande paragrafen aangegeven, zorgt toevoeging van een voldoende hoge ozondosis voor >90% afbraak van de OMV's. Het DOC-gehalte verandert hierdoor echter niet, wat aangeeft dat de oorspronkelijke structuren wel reageren, maar dat de organische componenten niet volledig worden afgebroken. Dit betekent dus ook dat er transformatieproducten gevormd worden. Het is onmogelijk om te voorspellen welke producten dat precies zullen zijn, aangezien niet alleen de OMV's en het DOC met ozon reageren, maar gevormde radicalen ook onderling met elkaar reacties kunnen aangaan. Daarom verdient het aanbeveling om een filtratie over actieve kool na te schakelen, die organische moleculen (zowel DOC als transformatieproducten en mogelijk ook niet gereageerde OMV's) kan verwijderen. Met name relatief grote organische moleculen zullen via adsorptie op de kool verwijderd kunnen worden. Daarnaast zou in een dergelijk filter ook nog biodegradatie kunnen optreden, waardoor de kleinere transformatieproducten verder kunnen worden afgebroken (de Wilt et al. 2018). Dit zou de biologische stabiliteit van het water ten goede komen.

9 Conclusie en aanbevelingen

9.1 Conclusies

9.1.1 Bioassays

Duplo monsters genomen na ozonisatie én keramische membraanfiltratie laten een positieve respons zien in de Ames fluctuatietest bij de lage ozon dosis onder de condities waarop de test is uitgevoerd. RWZI effluent en de andere monsters genomen tijdens het waterbehandelingsproces laten geen positieve respons zien in beide duplo monsters. Dit duidt erop dat de positieve respons voor mutageniteit bij de lage ozon dosis door het waterbehandelingsproces wordt geïnduceerd.

Voor het onderzochte RWZI effluent kan een ecologisch risico in het verdunningsgebied bij het lozingspunt door een effect op oestrogeen activiteit (ER α receptor) niet worden uitgesloten op basis metingen op twee monsterdagen in beide monstercampagnes en onder de condities waarop de CALUX testen zijn uitgevoerd.

Voor WRK-water, het RWZI effluent en de monsters genomen tijdens het waterbehandelingsproces kan een ecologisch risico op oxidatieve stress (Nrf2) niet worden uitgesloten. Het is niet duidelijk of de in het RWZI effluent aanwezige stoffen welke de oxidatieve stress respons veroorzaken niet (volledig) door het waterbehandelingsproces worden verwijderd, of dat deze (ook) geïntroduceerd worden tijdens de waterbehandeling.

Op basis van de CALUX resultaten zorgt het waterbehandelingsproces voor verwijdering van de androgeen activiteit (anti-AR), cytotoxiciteit, oestrogeen activiteit (ER α), glucocorticoid receptor activiteit (GR) en progesteron activiteit (anti-PR)

Op basis van de resultaten van de Ames fluctuatietest kan geconcludeerd worden dat de chemische waterkwaliteit na behandeling met een lage ozon dosis het laagst is. Voor de CALUX testen zijn er geen duidelijke verschillen in respons tussen de verschillende procesinstellingen (lage ozon dosis, hoge ozon dosis en AOP) omdat vrijwel al deze metingen onder de detectielimiet waren.

9.1.2 Microbiologie

Onbehandeld afvalwater bevat ziekteverwekkende micro-organismen en antibioticaresistentiegenen, en is daarom, indien niet behandeld, een risicofactor bij hergebruik.

De combinatie van ozon en keramische membraan filtratie resulteert, bij een voldoende hoge ozon dosis, in een inactivatie/verwijdering van protozoa, bacteriën en virussen tot een aantal dat lager is dan in WRK-water. Dit was bij de metingen van 2018 en 2019 het geval. Hieruit kan worden geconcludeerd dat de microbiologische risico's door het gebruik van behandeld effluent gelijk of lager zijn dan van WRK-water.

Niet alleen ziekteverwekkende micro-organismen worden door de ozon keramische filtratie behandeling verminderd, maar ook de aanwezige antibioticaresistentie genen nemen in aantallen af.

De AOP behandeling, bestaande uit een combinatie van ozon en peroxide, is duidelijk minder effectief dan ozon alleen, en wordt dus vanuit microbiologisch perspectief niet aanbevolen. Voor microbiologische veiligheid wordt daarom de combinatie van een desinfectie en verwijderingsproces (zoals ozon en CMF) aanbevolen.

9.1.3 Waterkwaliteitsparameters

In het WRK-water kunnen carbamazepine (0,03 µg/L), diatrizoïnezuur (0,04 µg/L), nicacine (0,18 µg/L), fenacon (0,01 µg/L) en sulfamethoxazool (0,01 µg/L) worden aangetoond. In het RWZI-effluent van Wervershoof worden verschillende OMV's aangetroffen. De concentraties zijn ongeveer een factor tien tot honderd hoger dan de concentraties die in het WRK-water worden gemeten. Carbamazepine, diclofenac, furosemide, metoprolol, sotalol, tramadol en venlafaxine worden in het RWZI-effluent in een concentratie $\geq 0,5$ µg/l aangetroffen. Deze OMV's kunnen echter met behulp van ozon >80% worden verwijderd. Een uitzondering hierop vormt niacine, wat in concentraties van ongeveer 0,3 µg/L voorkomt en slecht verwijderbaar is met ozon. Van deze stof is echter ook bekend dat analyses soms onnauwkeurig zijn, waardoor de resultaten vertekend kunnen worden. Verder blijkt dat venlafaxine, metoprolol, atenolol, en ketoprofen door ozon niet volledig worden verwijderd.

Metingen van nanodeeltjes toonden aan dat de concentratie nanozilver in het RWZI-effluent een factor 3-52 keer zo hoog is als in het WRK-water, en dat er drie tot vijf keer zoveel nanogoud in voorkomt. Ozonisatie noch CMF blijkt deze concentraties nanodeeltjes zodanig te kunnen verlagen, dat een gehalte wordt verkregen dat overeenkomt met dat in WRK-water.

Uit de doseerexperimenten kan worden geconcludeerd dat een verhouding $O_3:DOC = 0,25$ zorgt voor een significante ($\geq 70\%$) afbraak van vrijwel alle OMV's, met uitzondering van PFOA. Deze verbinding reageert nauwelijks met een oxidator. Iopamidol, sucralose, thioclopride en fosthiazaat worden voor ongeveer 70% verwijderd, de andere stoffen laten een hogere verwijdering zien. Amidotrizoïnezuur laat enkele opmerkelijke resultaten zien (zoals een negatieve omzetting), die erop lijken te wijzen dat de analyseresultaten niet altijd even betrouwbaar zijn voor deze component.

Bij verhoging van de $O_3:DOC$ verhouding tot 1 worden alle stoffen (met uitzondering van PFOA) voor > 90% (in de meeste gevallen zelfs >95%) afgebroken. Sucralose wordt in veruit de hoogste concentratie (circa 30 µg/L) aangetroffen in het effluent, maar blijkt in alle gevallen bij dosering van de hoge ozondosis >95% te worden afgebroken. Toevoeging van H_2O_2 in een verhouding $H_2O_2 : O_3 = 4$ (bij de hoge ozondosis, gelijk aan het DOC-gehalte) laat geen hogere verwijdering zien dan toepassing van alleen ozon, maar mogelijk wordt dit veroorzaakt doordat de eerder toegepaste hoge ozondosis zelf er in de meeste gevallen al toe leidde dat concentraties onder de rapportagegrens werden bereikt.

RWA of DWA lijkt geen effect te hebben op de verwijdering van alle OMV's met behulp van een lage of hoge ozondosis of O_3/H_2O_2 .

Ozon reageert ook met het aanwezige DOC. Hierbij wordt in eerste instantie de structuur van het organisch materiaal veranderd, wat duidelijk blijkt uit een verhoging van de UV-T terwijl het DOC-gehalte nauwelijks verandert. Indien echter geavanceerde oxidatie wordt toegepast door H_2O_2 toe te voegen, neemt het DOC-gehalte wel significant (ongeveer 30%) af, wat erop wijst dat er dan wel mineralisatie optreedt (en het koolstofgehalte door ontwijking van CO_2 dus afneemt). In elk geval is het DOC-gehalte van het behandelde effluent 2,5-3,5 keer hoger dan het DOC-gehalte van het WRK-water. Het is op dit moment niet duidelijk of dit negatieve gevolgen heeft bij bijvoorbeeld infiltratie.

Ozon reageert daarnaast ook snel met bromide, wat in een concentratie van ongeveer 300 µg/L aanwezig is. In bench-scale experimenten bij PWN-T was gebleken dat door H_2O_2 toe te voegen aan de ozon de bromaatvorming aanzienlijk kan worden beperkt of zelfs voorkomen. Dat de resultaten in de pilot bij Wervershoof hiermee niet overeen kwamen kan mogelijk verklaard worden door de andere manier van procesvoering/ozondosering in Wervershoof. Hier zal verder onderzoek naar worden gedaan, om te zien of het toch mogelijk is bromaatvorming te voorkomen door waterstofperoxide te doseren, of door de ozon op een andere manier aan het systeem te doseren.

Volgens verwachting blijkt toepassing van keramische membraanfiltratie geen effect te hebben op de concentraties OMV's, aangezien dit opgeloste stoffen betreft.

9.2 Aanbevelingen

9.2.1 Bioassays

Het kan zinvol zijn om het onderzoek naar mogelijke toxische effecten breder toe te passen dan mutageniteit/de Ames fluctuatietest. Kandidaattesten voor vervolgonderzoek zijn bijvoorbeeld de umu assay, micronucleus test en testen voor neurotoxiciteit. De voorspellendheid van de Ames fluctuatietest voor nitrosamine bijproducten die kunnen ontstaan na ozonisatie kan worden vergroot door een extra bacteriestam toe te voegen.

Inzicht in welke stoffen verantwoordelijk zijn voor de waargenomen positieve respons voor de monsters genomen (na ozonisatie en) na ozonisatie en keramische membraanfiltratie, kan worden verkregen met non-target screening. Hierdoor kunnen stoffen geïdentificeerd worden die mogelijk verantwoordelijk zijn voor het de mutagene respons in de Ames fluctuatietest. De duidelijk positieve respons in de Nrf2 CALUX en het ontbreken van een vermindering van het effect tijdens het behandelingsproces kan ook verder onderzocht door middel van non-target screening.

Voor een goede interpretatie van de testresultaten van de Ames fluctuatietest en Nrf2 CALUX (en andere bioassays voor oxidatieve stress, zoals de AREc32) is aanvullend onderzoek nodig. Positieve responsen in dergelijke assays, in het bijzonder voor oxidatieve stress, zouden namelijk in een bepaalde mate reversibel kunnen zijn.

Om de resultaten van de cytotox CALUX, de GR-CALUX en de anti-PR CALUX beter te kunnen interpreteren, is het vaststellen van een signaalwaarde noodzakelijk.

Het voorgestelde vervolgonderzoek zal helpen om de huidige bevindingen te interpreteren op biologische relevantie, gezondheidskundig effect en vertaling naar de praktijk (i.e. welke extra maatregelen er genomen moeten worden in het waterbehandelingsproces). In lijn hiermee zou ook de duidelijk positieve respons van de Nrf2 CALUX voor de WRK monsters verder onderzocht kunnen worden.

Voor een goede vergelijking van responsen tussen verschillende monsters wordt aangeraden om deze binnen hetzelfde experiment te testen, bij voorkeur met dezelfde monstervoorbewerkingsmethode.

De detectielimiet van bv. de Nrf2 CALUX kan mogelijk worden verlaagd (door BDS) door een groter watervolume voor te bewerken en/of het watermonster na voorbewerking op te nemen in een lager volume oplosmiddel. Hierdoor zullen minder metingen onder de detectielimiet uitkomen, waardoor de interpretatie van de data vergemakkelijkt.

9.2.2 Microbiologie

De bron van hergebruik (niet nabehandeld RWZI effluent) bevat hoge aantallen ziekteverwekkende micro-organismen. Dit betekent dat het cruciaal is om de water behandeling gericht op het verwijderen/inactiveren van micro-organismen te waarborgen op een consistente werking. Immers, zelfs een kortdurend event van een verminderde werking, zal resulteren in enorm hoge aantallen ziekteverwekkers in het hergebruikte water. Een zeer robuuste zuiveringsstrategie, in combinatie met frequente monitoring om een constante werking te waarborgen, wordt daarom aanbevolen.

Bij hergebruik van afvalwater wordt in alle richtlijnen uitgegaan van een op risico gebaseerde benadering. Dit betekent dat eerst de mogelijke risico's van het hergebruik in kaart worden gebracht, waarna op basis van deze risico's een monitoringsprogramma kan worden opgesteld. Voor een aantal toepassingen bestaat een dergelijke risicobenadering (bijvoorbeeld hergebruik als irrigatiewater), en deze kan dan als leidraad dienen voor het verder uitwerken van een risico analyse voor een specifieke situatie. Deze benadering wordt hier ook aanbevolen. Afvalwater kan naast CEC en ziekteverwekkende micro-organismen organische verbindingen of andere groeibevorderende stoffen bevatten, in hogere concentraties dan in oppervlaktewater. Indien dit het geval is, dan kan dit resulteren in meer nagroei van micro-organismen en biofilmvorming in het distributiesysteem. Dit kan problemen geven van technische aard, zoals verstopping van druppelaars of verminderde werking van kleppen, etc maar ook zorgen voor een verminderde waterkwaliteit. Daarnaast kunnen zich in de biofilm opportunistische pathogenen ontwikkelen, die op hun beurt weer een risico kunnen vormen. Het is daarom belangrijk om het te hergebruiken water te toetsen op de hoeveelheid organische stof, en de groeipotentie voor micro-organismen, zodat dit zo laag mogelijk kan worden gehouden, om een consistentie waterkwaliteit te waarborgen. In deze studie is KMF alleen icm ozon bestudeert, en kan er daarom geen uitspraak worden gedaan over de DEC van de KMF stap alleen. Dit zou wel wenselijk zijn, omdat hiermee kan worden bepaald of en welke organismen de zuivering kunnen passeren als de desinfectie tijdelijk minder zou zijn. Het wordt daarom aanbevolen de verwijderingscapaciteit te bepalen van de KMF voor micro-organismen.

9.2.3 Waterkwaliteitsparameters

Voor wat betreft de verwijdering van OMV's lijkt op grond van deze resultaten de conclusie gerechtvaardigd dat een O_3 : DOC verhouding van 0,25 te laag, maar van 1 te hoog is, en dat een optimale dosering tussen ongeveer 0,5 en 0,75 zou liggen. Toevoeging van H_2O_2 is alleen zinvol indien het DOC-gehalte verlaagd moet worden. Het is aan te raden een onderzoek te doen met verschillende ozondoses, om de optimale dosis vast te kunnen stellen.

Toevoeging van H_2O_2 kan wel zinvol zijn om bromaatvorming tegen te gaan, maar er is verder onderzoek nodig naar de procesvoering in Wervershoof (zowel wat betreft de doseerwijze die wordt toegepast voor ozon, als wat betreft de combinatie met H_2O_2) om dit goed te kunnen controleren.

De combinatie van O_3 en keramische membraanfiltratie blijkt het gehalte aan nanodeeltjes (zilver en goud) wel iets te verlagen, maar onvoldoende om vergelijkbaar te worden met dat in WRK-water. Hiervoor zal mogelijk een extra filtratiestap moeten worden toegepast, als het hogere gehalte problematisch zou zijn. Verder is het aan te bevelen om onderzoek te doen naar de effecten van een hogere DOC-concentratie in combinatie met de aanwezigheid van nutriënten in infiltratiebekkens en de ondergrond. Het wordt aangeraden om het water na ozonisatie te filtreren over actieve kool. Hierdoor kunnen "grote" organische moleculen uit het DOC worden verwijderd. Daarnaast is het mogelijk dat in een dergelijk filter biodegradatie van transformatieproducten optreedt, wat de zowel de kwaliteit als de biologische stabiliteit van het water zal verbeteren.

11 Implicaties van verschillende nabehandelingen van RWZI-effluent voor lozing en hergebruik

Huidige situatie

Huidige RWZI's zijn ontworpen voor de verwijdering van deeltjes, stikstof en fosfor. Na een fysische zuivering vindt biologische zuivering plaats door actief slib. Door extra voorzieningen aan te brengen in de tanks met actief slib, kunnen nutriënten als stikstof- en fosforverbindingen uit het water worden verwijderd. Deze zuiveringsprocessen zijn echter niet ontworpen voor de afbraak en/of verwijdering van organische microverontreinigingen als medicijnresten. Over het algemeen worden die voor 40-70% uit het influent verwijderd (van Nieuwenhuijzen et al. 2017), maar er zijn, afhankelijk van het type organische microverontreiniging, grote verschillen. Sommige stoffen worden bijna totaal verwijderd, terwijl andere vrijwel ongehinderd de RWZI verlaten.

Ontwikkelingen

De laatste tijd vinden er veel ontwikkelingen plaats, aangezien het steeds duidelijker wordt dat geneesmiddelen in het milieu een probleem vormen. In het "Amendment of the Environmental Quality Standards Directive" (2008/105/EC) ("Wijziging van de richtlijn milieukwaliteitsnormen") van de EU uit 2013 wordt aangegeven dat data verzameld moeten worden over concentraties van bepaalde stoffen, waarvan men verwacht dat die het milieu kunnen beïnvloeden, de zogenaamde "Watchlist". Het is te verwachten dat in de nabije toekomst regelgeving zal worden ontwikkeld voor de emissie van dergelijke verbindingen via RWZI-effluent, en dat die ook van toepassing zal zijn in de Kaderrichtlijn Water. Het Ministerie van I en W heeft de 'Ketenaanpak Medicijnresten uit Water' opgezet. Dit is een samenwerking met de departementen VWS, LNV en lagere overheden, en met een brede vertegenwoordiging van stakeholders uit de zorg-, de farmaceutische- en de watersector. Het doel hiervan is de hoeveelheid medicijnresten in het water te verminderen, zonder mensen minder toegang tot zorg te geven. Recent is allerlei onderzoek uitgevoerd naar de aanwezigheid van geneesmiddelen in RWZI-effluent, en hoe die stoffen verwijderd kunnen worden (<https://www.rijksoverheid.nl/documenten/beleidsnotas/2019/02/12/ketenaanpak-medicijnresten-uit-water>). Daarnaast is er steeds meer belangstelling voor de circulaire economie, waarin hergebruik van afvalwater een rol speelt (<https://www.rijksoverheid.nl/onderwerpen/circulaire-economie/nederland-circulair-in-2050>).

Scenario 1

Op het ogenblik wordt het effluent van RWZI Wervershoof geloosd op het oppervlaktewater, zoals het effluent van de meest RWZI's in Nederland. Wervershoof is in een STOWA-studie naar het voorkomen van geneesmiddelen (Vissers, Vergouwen et al. 2017) aangemerkt als hotspot, wat betekent dat het effluent significante hoeveelheden organische microverontreinigingen bevat. Dit wordt bevestigd door de huidige TKI-studie. Bovendien bevat het effluent de protozoa *Cryptosporidium* en *Giardia*, Clostridia sporen, en natuurlijke virussen. Daarnaast is de aanwezigheid van antibioticaresistente genen aangetoond.

Om een beeld te krijgen van de mogelijke gezondheidsrisico's, die hergebruik van effluent met zich mee kan brengen, zijn bioassays getest. Deze laten zien dat het effluent ecologische risico's geeft dicht bij het lozingspunt in een verdunningsgebied, en dat ook risico's voor de humane gezondheid niet kunnen worden uitgesloten.

In ons omringende landen wordt relatief veel ozon toegepast of onderzoek gedaan naar de toepassing van ozon en/of actieve kool voor de zuivering van RWZI-effluent (Kovalova, Siegrist et al. 2013, Margot, Kienle et al. 2013, Altmann, Rehfeld et al. 2016). Onderzoek in Wervershoof toonde aan dat bij een relatief lage O_3/DOC -verhouding (1:4) de meeste organische microverontreinigingen in het RWZI-effluent voor $\geq 70\%$ worden afgebroken. Dit voldoet aan de eisen die op dit moment worden gesteld aan wat een extra effluentbehandeling zou moeten

bereiken, namelijk dat van de elf gedefinieerde gidsstoffen er minstens zeven in totaal, dus over de hele zuivering, voor minstens 70% moeten worden verwijderd vóór lozing op oppervlaktewater. De hier bepaalde waarde heeft wel betrekking op de moederstoffen, niet op daaruit mogelijk gevormde transformatieproducten, waar vooralsnog geen eisen aan worden gesteld. Een aandachtspunt bij het gebruik van ozon is de vorming van bromaat, zeker bij de relatief hoge bromideconcentraties in het RWZI-effluent van Wervershoof van ongeveer 300 µg/L. Inderdaad blijkt uit de huidige metingen dat een bromaatconcentratie van 20-50 µg/L bereikt kan worden, al werd in een ander onderzoek (Delfos 2019) een gehalte < 10 µg/L gemeten bij O₃/DOC-verhoudingen van 0,3 tot 0,8. Dit heeft wellicht te maken met de manier waarop ozon in het systeem wordt gebracht, en hier is dan ook verder onderzoek naar nodig. De in dit onderzoek verkregen resultaten komen overeen met resultaten van een pilotonderzoek bij Waterschap Aa en Maas in Aarle Rixtel, waar ook bromaatvorming als belangrijkste nadeel van de toepassing van ozon voor de zuivering van RWZI-effluent werd genoemd (Didde 2019, Kras and Nederlof 2020). Aan oppervlaktewater worden echter vooralsnog geen eisen gesteld wat betreft bromaatgehaltenes, hoewel bromaat verdacht carcinogeen is (Richardson et al. 2007).

Ozon blijkt Clostridia sporen te kunnen inactiveren, en reduceert de aantallen met gemiddeld 1,6 log na behandeling met een lage dosis. Ook de bacterieaantallen (Coliformen, E. coli en Enterococci) laten een duidelijke afname zien na behandeling met ozon. Virussen (somatische colifagen) laten een verwijdering zien van gemiddeld 6,3 log voor de lage ozondosis O₃/DOC = 1:4. De aanwezigheid van natuurlijke virussen wordt gemeten aan de hand van het aanwezige DNA. Als dit DNA aanwezig is, hoeft dat niet per se te betekenen dat het levende virussen betreft. Behandeling met ozon laat echter een afname van het DNA-materiaal zien, wat aantoont dat ozon in elk geval ook het DNA van de virussen deels afbreekt. Een lage ozondosis blijkt verder het aantal antibiotica resistentie genen (afhankelijk van het type) met ongeveer een factor tien tot honderd te verlagen.

Na een behandeling met een relatief lage ozondosis werd een positieve respons waargenomen in de Ames fluctuatietest, terwijl een response in het oorspronkelijke effluent afwezig was. De waargenomen responsen in de CALUX-testen voor RWZI effluent verminderden echter wel door behandeling met een lage ozondosis, met uitzondering van de CALUX test voor oxidatieve stress, waarbij de response nagenoeg gelijk bleef.

Uit deze testen is gebleken dat behandeling met een lage ozondosis de waterkwaliteit, wat betreft het gehalte aan organische microverontreinigingen, waarschijnlijk wel zodanig kan verlagen, dat lozing op het oppervlaktewater voldoet aan de aanvullende eisen van HHNK. Bepaalde toepassingen, zoals voor industriewater, glastuinbouw, en land- en tuinbouw (https://www.waterforum.net/glastuinbouw-nederland-blij-met-eu-akkoord-waterhergebruik-in-land-en-tuinbouw/?utm_source=Waterforum+Nieuwsbrief&utm_campaign=c9c0727d47-WaterForum+Nieuwsbrief+803_COPY_01&utm_medium=email&utm_term=0_92a303b9df-c9c0727d47-54285725) komen op deze manier binnen bereik. De biologische relevantie van de positieve respons in de Ames fluctuatietest bij lage ozon dosis zou wel verder onderzocht moeten worden.

Scenario 2: uitbreiding van de zuivering met hogere concentraties O₃, keramische membraanfiltratie, filtratie over actieve kool en eventueel UV-bestraling

Keramische membraanfiltratie (CMF) blijkt vooral een goede bijdrage te leveren aan het verwijderen van deeltjes en desinfectie. CMF is bijzonder effectief voor de verwijdering van micro-organismen. Clostridia wordt verwijderd tot onder de detectiegrens (dus $\geq 3,7$ log), en ook sporen, bacteriën, en virussen worden tot onder de detectiegrens verwijderd. Hoewel sommige virussen op basis van hun grootte mogelijk het membraan zouden kunnen passeren, blijkt in de praktijk dat het grootste deel van de virussen toch wordt verwijderd door een gecombineerde behandeling met ozon en CMF. Antibioticaresistentiegenen worden effectief door de ozonbehandeling verwijderd, al lijkt CMF hier ook nog wel aan bij te dragen.

Het effluent van RWZI Wervershoof is na behandeling met een lage dosis ozon en CMF nog niet geschikt voor alle hergebruik (zoals WRK-water) of infiltratie in de duinen (infiltratiebesluit, zie Bijlage III.) Hiervoor zou een extra zuivering noodzakelijk zijn. Om het effect daarvan te testen, zijn experimenten uitgevoerd met een hogere ozondosis, de combinatie ozon (hoge dosis) en waterstofperoxide (AOP), en een combinatie van ozon of AOP met keramische membraanfiltratie. Als het mogelijk is om het RWZI-effluent aan de eisen voor WRK-water of infiltratie

te laten voldoen, zou het wellicht in de toekomst ook mogelijk moeten worden om het water nog verder te zuiveren, zodat het, al dan niet via duinfiltratie, als drinkwater kan worden ingezet.

Uit het onderzoek is gebleken dat het verhogen van de ozondosis (tot 1:1) leidt tot verdere afbraak van organische microverontreinigingen tot $\geq 90\%$. Daarmee komen de concentraties microverontreinigingen op waarden gelijk aan of lager dan die in het WRK-water. Het water voldoet daarmee aan de eisen die op dit gebied gesteld worden aan het WRK-water. Het gehalte gesuspendeerde stof in het behandelde effluent is echter nog steeds (veel) hoger dan in het WRK-contract en infiltratiebesluit wordt aangegeven. Het RWZI-effluent voldoet ook niet altijd aan de normen die gesteld worden in het infiltratiebesluit voor wat betreft stikstof en fosfaat. Deze gehalten zijn niet meer gemeten na behandeling met ozon, maar het is onwaarschijnlijk dat ze hierdoor significant verlaagd zullen zijn. Aangezien natrium, fluoride en cyaniden niet gemeten zijn, kunnen we daar geen uitspraak over doen.

Het DOC-gehalte van het RWZI-effluent wordt door toepassing van alleen ozon niet verlaagd, al verandert wel de structuur ervan. Over het algemeen kan verwacht worden dat hierdoor kleinere moleculen ontstaan. Het DOC-gehalte kan wel verlaagd worden van ongeveer 10 mg/L tot circa 7 mg/L, door H_2O_2 aan het ozon toe te voegen. Daarmee is het gehalte aan opgeloste stof echter nog steeds hoger dan in het infiltratiebesluit aangegeven, en ook nu zullen de gehalten nutriënten niet aan de eisen kunnen voldoen. Het DOC-gehalte zou eventueel nog verlaagd kunnen worden door filtratie over actieve kool toe te passen, maar voor nutriënten zal dat niet tot verlaging van de concentraties leiden. Dat oxidatie leidt tot de vorming van transformatieproducten geldt niet alleen voor DOC, maar ook voor organische microverontreinigingen. De aanwezigheid van transformatieproducten kan gevolgen hebben voor de waterkwaliteit, zowel wat betreft de biologische stabiliteit van het water (doordat kleinere moleculen in de regel beter biologisch afbreekbaar zijn), als in bioassays.

Het gehalte zware metalen in het RWZI-effluent voldoet in de meeste gevallen wel aan het infiltratiebesluit. Alleen voor lood kan hier geen uitspraak worden gedaan, omdat dit niet geanalyseerd is.

Een apart punt van aandacht vormt de bromaatvorming door toepassing van ozon. De concentratie bromaat neemt toe met toenemende concentratie ozon, zoals ook was verwacht. In het onderzoek van Delfos (2019) leek de hoeveelheid gevormd bromaat onder de 10 $\mu\text{g/L}$ te blijven bij een O_3/DOC verhouding van 0,3 – 0,8. Hoewel verwacht werd dat de combinatie O_3/H_2O_2 tot lagere bromaatgehalten zou leiden, is dit in het huidige onderzoek niet in alle gevallen waargenomen. Mogelijk heeft dat te maken met de wijze waarop ozon aan het systeem gedoseerd is, en hier zal verder onderzoek naar gedaan worden. Stroomberg en van der Ploeg (2019) wijzen erop dat het bromidegehalte in de Rijn toeneemt, waardoor het risico op bromaatvorming tijdens drinkwaterzuivering met oxidatieve processen toeneemt. de Nijs, van Beelen et al. (2009) en Claessens, Reijnders et al. (2014) geven aan dat (oever)grondwaterwinningen regelmatig de norm voor bromaat in drinkwater overschrijden. Aangezien bromaat lastig te verwijderen is tijdens de drinkwaterzuivering, wordt hiervoor in het grondwater een norm voorgesteld van 1 $\mu\text{g/L}$, de maximale norm voor drinkwater. Indien ozon wordt gebruikt voor desinfectiedoeleinden, wordt een gehalte van 5 $\mu\text{g/L}$ in het drinkwater toegestaan. Voor oppervlaktewater en lozing op oppervlaktewater worden geen normen voor bromaat gesteld. Het in dit onderzoek gevonden bromaatgehalte is in elk geval significant hoger dan 1 $\mu\text{g/L}$ (tot circa 120 $\mu\text{g/L}$, afhankelijk van de omstandigheden), maar wellicht kan dat verlaagd worden door ozon op een andere manier in het systeem te brengen.

Uit de bromaatmetingen, die hier zijn gedaan na behandeling met ozon, bleek dat niet al het gereageerde bromide in bromaat is omgezet. Dit betekent dat er ook broomhoudende bijproducten gevormd zullen zijn, waarvan het effect op milieu of gezondheid (of in bioassays) vooralsnog niet duidelijk is. Ook hier is onderzoek nodig om te zien wat het effect van een andere wijze van ozondosering aan het systeem kan zijn.

Toepassing van keramische membraanfiltratie heeft nauwelijks tot geen effect op de hierboven genoemde componenten, zoals ook verwacht was. Wel blijkt CMF een belangrijke bijdrage te kunnen leveren aan desinfectie. Onbehandeld effluent bevat grote hoeveelheden ziekteverwekkende micro-organismen en antibioticaresistentiegenen, die een risico vormen bij hergebruik. De combinatie van ozon met CMF leidt bij voldoende hoge ozondosis tot gehalten protozoa, bacteriën en virussen die lager liggen dan die in WRK-water, wat betekent dat ook de microbiologische risico's kleiner zijn bij gebruik van het behandelde RWZI-effluent. Ook de aantallen antibioticaresistentiegenen nemen significant af door deze behandeling. De behandeling met O_3/H_2O_2

bleek echter minder effectief te zijn dan behandeling met alleen O_3 , wat mogelijk te maken heeft met de toegepaste verhouding tussen O_3 en H_2O_2 .

Behandeling met een lage ozondosis leidde tot een positieve respons in de Ames fluctuatietest, terwijl na behandeling met een hoge ozondosis een positieve respons afwezig was. Verder kan een ecologisch risico op oxidatieve stress door het behandelde effluent niet worden uitgesloten. Het is niet duidelijk geworden of dit veroorzaakt wordt door stoffen in het effluent die niet worden afgebroken of door stoffen die tijdens de oxidatie worden gevormd (zoals broomhoudende verbindingen). De waargenomen responsen in de andere CALUX-testen voor RWZI effluent verminderden echter wel door alle bij alle drie de procesinstellingen (hoge of lage ozondosis, AOP), maar er werd niet of nauwelijks verschil aangetroffen tussen de verschillende procesinstellingen omdat de meetwaarden zich onder de detectielimiet bevonden. De Ames fluctuatietest liet zien dat de waterkwaliteit van het met lage ozondosis behandelde water op dit gebied in elk geval het slechtste was.

Bovenstaande analyse toont aan dat de waterkwaliteit van het RWZI-effluent significant verbetert door toepassing van een hoge ozondosis en CMF. Dit leidt vooralsnog echter tot te hoge gehalten aan DOC en nutriënten, wat de biologische stabiliteit van het water negatief kan beïnvloeden. In het onderzoek, dat in dit rapport wordt beschreven, werd ook een te hoge concentratie bromaat gemeten (hoewel hiervoor tot nu toe geen echte normen zijn gesteld). Door O_3/H_2O_2 toe te passen en door de ozondosering aan het systeem te optimaliseren zou het mogelijk moeten zijn om het DOC-gehalte te verlagen, en bromaatvorming te beperken, maar verder onderzoek zal moeten uitwijzen of de effecten voldoende groot zullen zijn.

Indien men overweegt om de watercyclus rechtstreeks te sluiten, en het gezuiverde effluent, via duinpassage, tot drinkwaterkwaliteit op te werken, vormen bovengenoemde punten (DOC, nutriënten (dus biologische stabiliteit van het water) en bromaat) zeker een punt van aandacht. Daarnaast verdient het aanbeveling om een extra filtratiestap met bijvoorbeeld actieve kool toe te voegen, niet alleen om het DOC-gehalte te verlagen, maar ook om eventuele transformatie- en bijproducten van het oxidatieproces, te verwijderen. Fosfaat zou wellicht via adsorptie/precipitatie met ijzer verwijderd kunnen worden, en stikstof en bromaat zijn mogelijk via ionenwisseling of RO te verwijderen. Met name het bromaatgehalte is in het huidige onderzoek veel te hoog voor toepassing als drinkwater. Hier is meer onderzoek voor nodig, bijvoorbeeld naar het doseersysteem van ozon, om de bromaatvorming te voorkomen of in elk geval significant te beperken, om hoogwaardige toepassingen, als gebruik als drinkwater, mogelijk te kunnen maken.

12 Referenties

Altmann, J., D. Rehfeld, K. Träder, A. Sperlich and M. Jekel (2016). "Combination of granular activated carbon adsorption and deep-bed filtration as a single advanced wastewater treatment step for organic micropollutant and phosphorus removal." *Water Research* 92: 131-139.

Antakyali, D., Morgenschweis, C., de Kort, T., and Herbst, H., 2015. Micropollutants in the aquatic environment and their removal in wastewater treatment works. 9th European Waste Water Management Conference, 12 – 13 October 2015, Manchester, UK.

Aveng Water: <http://www.avengwater.co.za/projects/emalahleni-water-reclamation-plant>; <https://unfccc.int/climate-action/momentum-for-change/lighthouse-activities/emalahleni-water-reclamation-plant> <http://cocreatesa.nl/news/best-practice-the-emalahleni-water-reclamation-plant/> d.d.16-07-2019

Bandy, J., P. Ruiz-Haas, K. D. Cho, A. Salveson and K. G. Linden (2007). Microbial efficacy of innovative water reuse technologies. American Water Works Association - Water Quality Technology Conference and Exposition 2007: Fast Tracks to Water Quality.

Bandy, J., P. Ruiz-Haas, A. Salveson, J. Thurston-Enriquez and K. G. Linden (2009). Disinfection efficacy of innovative water reuse technologies. As part of WRF-02-009: Study of innovate treatment on reclaimed water. Water Quality Technology Conference and Exposition 2009.

Beard, J.E., Bierkens, M.F.P., Bartholomeus, R.P. (2019). Following the water: Characterising de facto wastewater reuse in agriculture in the Netherlands. *Sustainability (Switzerland)*, 11 (21), art. no. 5936, .

Bertelkamp, C., P. Bauerlein and W. Siegers (2018). Nanodeeltjes in de drinkwaterzuivering - Meetcampagne coagulatie/flocculatie en filtratie met actief kool en zand. Nieuwegein, KWR Water Research Institute.

Bourgin, M., Beck, B., Boehler, M., Borowska, E., Fleiner, J., Salhi, E., Teichler, R., von Gunten, U., Siegrist, H., McArdell, C.S. (2018). Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant upgraded with ozonation and biological post-treatments: Abatement of micropollutants, formation of transformation products and oxidation by-products. *Water Research* 129, pp. 486 – 498.

Cho, M., E. L. Cates and J.-H. Kim (2011). "Inactivation and surface interactions of MS-2 bacteriophage in a TiO₂ photoelectrocatalytic reactor." *Water Research* 45(5): 2104-2110.

Cirkel, G., Eertwegh, G.v.d., Stofberg, S., Bartholomeus, R.;(2017); Kennisdokument hergebruik van restwater voor de landbouw-watervoorziening. BTO 2017.009;

Claessens, J., H. F. R. Reijnders, J. A. Ferreira and H. H. J. Dik (2014). Trendanalyse van kwaliteit van grondwater in drinkwaterwinningsgebieden (2005 - 2012). Bilthoven, RIVM.

de Nijs, A. C. M., P. van Beelen, A. M. A. van der Linden and S. Wuijts (2009). Selectie van stoffen voor het KRW Meetnet Grondwater. Bilthoven, RIVM.

De Wilt, A., K. van Gijn, T. Verhoek, A. Vergnes, M. Hoek, H. Rijnaarts and A. Langenhoff (2018). "Enhanced pharmaceutical removal from water in a three step bio-ozone-bio process." *Water Research* 138: 97-105.

De Wilt, H. A. (2018). *Pharmaceutical removal: synergy between biological and chemical processes for wastewater treatment*. PhD, Wageningen University and Research.

Delfos, B. (2019). *Impact of ozonation and advanced oxidation regimes on degradation of micropollutants in Waste Water Treatment Plant effluent*. Wageningen.

Didde, R. (2019) *Aanpak medicijnresten vereist andere mentaliteit*, Binnenlands Bestuur; Ruimte en Milieu.

Dingemans, M., R. Bartholomeus and G. Medema (2018). *Evaluation of the proposed EU regulation on minimum requirements for water reuse for irrigation*. Nieuwegein, The Netherlands, KWR Water Research Institute.

Du Pisani, P. and J.G. Menge, *Direct potable reclamation in Windhoek: A critical review of the design philosophy of new Goreangab drinking water reclamation plant*. *Water Science and Technology: Water Supply*, 2013. 13(2): p. 214-226.

EPA (United States Environmental Protection Agency), <https://www.epa.gov/columbiariver/chemicals-emerging-concern-columbia-river> rapport accessed on 24 April 2018

Finch, G. R., W. C. Yuen and B. J. Uibel (1992). "Inactivation of escherichia coli using ozone and ozone - hydrogen peroxide." *Environmental Technology (United Kingdom)* 13(6): 571-578.

Gesui Metro Tokyo: <http://www.gesui.metro.tokyo.jp/english/aboutus/env-guide/06/> d.d. 16-07-2019

GWRS, 2018. *Groundwater Replenishment System Brochure*, GWRS Fountain Valley, CA 92708, USA (<https://www.ocwd.com/media/6615/gwrs-tech-brochure-may-2018.pdf>).

Hofman-Caris, C.H.M., P.S. Bäuerlein, W.G. Siegers, J. Ziaie, H.H. Tolkamp, and P. De Voogt, *Affinity adsorption for the removal of organic micropollutants in drinking water sources; Proof of principle*. *Water Science and Technology: Water Supply*, 2015. 15(6): p. 1207-1219.

Hofman-Caris, C.H.M., P.S. Bauerlein, and E. Buijzer, *Affinity adsorption; removal of pharmaceuticals at the source*. 2018, KWR Watercycle Research Institute: Nieuwegein.

Hofman-Caris, C.H.M., W.G. Siegers, K. van de Merlen, A.W.A. de Man, and J.A.M.H. Hofman, *Removal of pharmaceuticals from WWTP effluent: Removal of EfOM followed by advanced oxidation*. *Chemical Engineering Journal*, 2017. 327: p. 514-521

Hofman-Caris, C.H.M., G. Cirkel, H. Huiting, and L.d. Waal, *Stand-alone decentrale zuivering voor afgelegen gebieden*. 2019, KWR Watercycle Research Institute: Nieuwegein.

Hornstra, L.M., Rodrigues da Silva, T, Blankert, B, Heijnen, L, Beerendonk, E, Cornelissen E.R., Medema, G. *Monitoring the integrity of reverse osmosis membranes using novel indigenous freshwater viruses and bacteriophages*. *Environ. Sci.: Water Res. Technol* 2019

Infomil, 2018.

<https://www.infomil.nl/onderwerpen/integrale/activiteitenbesluit/activiteiten/installaties/rwzi/lozingsvoorschriften/>, accessed on 24 April 2018

IWVA <https://www.iwva.be/drinkwater/waterwinning/hergebruik.d.d.16-07-2019>

Jokela, P., T. Eskola, T. Heinonen, U. Tantt, J. Tyrväinen and A. Artimo (2017). "Raw water quality and pretreatment in managed aquifer recharge for drinking water production in Finland." *Water (Switzerland)* 9(2).

Kim, H. C., S. H. Park, J. H. Noh, J. Choi, S. Lee and S. K. Maeng (2019). "Comparison of pre-oxidation between O_3 and O_3/H_2O_2 for subsequent managed aquifer recharge using laboratory-scale columns." *Journal of Hazardous Materials* 377: 290-298.

Kovalova, L., H. Siegrist, U. Von Gunten, J. Eugster, M. Hagenbuch, A. Wittmer, R. Moser and C. S. McArdell (2013). "Elimination of micropollutants during post-treatment of hospital wastewater with powdered activated carbon, ozone, and UV." *Environmental Science and Technology* 47(14): 7899-7908.

Kras, R. and Nederlof, M. (2020) Ozontechniek scoort goed bij verwijdering van medicijnresten op RWZI Aarle-Rixtel, H2O Actueel.

Lanao, M., M. P. Ormad, C. Ibarz, N. Miguel and J. L. Ovelleiro (2008). "Bactericidal effectiveness of O_3 , O_3/H_2O_2 and O_3/TiO_2 on *Clostridium perfringens*." *Ozone: Science and Engineering* 30(6): 431-438.

Lekkerkerker-Teunissen, K., A. H. Knol, L. P. Van Altena, C. J. Houtman, J. Q. J. C. Verberk and J. C. Van Dijk (2012). "Serial ozone/peroxide/low pressure UV treatment for synergistic and effective organic micropollutant conversion." *Separation and Purification Technology* 100: 22-29

Li, S. F. and Z. L. Ran (2014). Inactivation of *giardia intestinalis* by H_2O_2/O_3 . *Applied Mechanics and Materials*. 675-677: 134-139.

Li, S. F. and Z. L. Ran (2015). "Inactivation of *Giardia intestinalis* by peroxone process (H_2O_2/O_3) and its disinfection mechanisms." *Journal of Donghua University (English Edition)* 32(3): 510-514.

Marcus, J.B. (2013). Chapter 7 – Vitamin and mineral basics: The ABCs of healthy foods and beverages, including phytonutrients and functional foods: healthy vitamin and mineral choices, roles and applications in nutrition, food science and the culinary arts. *Culinary Nutrition, The Science and Practice of Healthy Cooking*, pp. 279 – 331.

Margot, J., C. Kienle, A. Magnet, M. Weil, L. Rossi, L. F. de Alencastro, C. Abegglen, D. Thonney, N. Chèvre, M. Schärer and D. A. Barry (2013). "Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon?" *Science of the Total Environment* 461-462: 480-498.

Martin, L. Texas leads the way with first direct potable reuse facilities in US; *Water Online* 16-09-2014 (<https://www.wateronline.com/doc/texas-leads-the-way-with-first-direct-potable-reuse-facilities-in-u-s-0001.d.d.16-07-2019>)

Miguel, N., M. Lanao, P. Valero, R. Mosteo and M. P. Ormad (2016). "Enterococcus sp. Inactivation by Ozonation in Natural Water: Influence of H_2O_2 and TiO_2 and Inactivation Kinetics Modeling." *Ozone: Science and Engineering* 38(6): 443-451.

Müller, J., J.E. Drewes, and U. Hübner, Sequential biofiltration – A novel approach for enhanced biological removal of trace organic chemicals from wastewater treatment plant effluent. *Water Research*, 2017. 127: p. 127-138.

OCWD, 2019a. Water Factory 21 Brochure, Orange County Water District, Fountain Valley, CA, USA (<https://www.ocwd.com/media/2451/water-factory-21-brochure.pdf>) accessed on 9 July 2019

OCWD, 2019b. <https://www.ocwd.com/what-we-do/water-reuse/green-acres-project/> accessed on 9 July 2019

Richardson SD, Plewa MJ, Wagner ED, Schoeny R, Demarini DM. Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: a review and roadmap for research. *Mutat Res.* 2007 Nov-Dec;636(1-3):178-242. Epub 2007 Sep 12.

Rodríguez-Chueca, J., M. P. Ormad Melero, R. Mosteo Abad, J. Esteban Finol and J. L. Ovelleiro Narvi3n (2015). "Inactivation of Escherichia coli in fresh water with advanced oxidation processes based on the combination of O₃, H₂O₂, and TiO₂. Kinetic modeling." *Environmental Science and Pollution Research* 22(13): 10280-10290.

Roex, E., S. F. Stofberg, G. Cirkel and R. Bartholomeus (2017). *Deltafact: Hergebruik van effluent*. Amersfoort, STOWA.

Rutgerink 2018. SIMONI onderzoek bij zuiveringen in 2018. Biologische effectmetingen voor de invloed van microverontreinigingen in effluentwater op het oppervlaktewater. Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier.

Smith, H.M., Brouwer, S., Jeffrey, P., Frijns, J. (2018), Public responses to water reuse – Understanding the evidence. *Journal of Environmental Management*, 207, pp. 43-50.

Stroomberg, G. J. and M. van der Ploeg (2019). Meer aandacht voor de drinkwaterfunctie van oppervlaktewater. *Waterspiegel*, Vewin. 22: 36-39.

Tachikawa, M. and K. Yamanaka (2014). "Synergistic disinfection and removal of biofilms by a sequential two-step treatment with ozone followed by hydrogen peroxide." *Water Research* 64: 94-101.

Unie van Waterschappen: <https://www.helpdeskwater.nl/actueel/@206559/eu-minimumeisen/> d.d. 16-07-2019

UOSA: <https://www.uosa.org/DisplayContentUOSA.asp?ID=1021> d.d. 17-07-2019

Van Alphen, H.J., van Duuren, D., Koop, S., S.F. Stofberg, M. van Huijgevoort, L. De Waal, and R. Hofman-Caris, VO Radicaal nieuwe bronnen voor drinkwater. 2019, KWR Water Research Institute: Nieuwegein.

Van Houtte, E., Verbauwhede, J., Driessens, R. (2005) Sustainable groundwater management of a dune aquifer by re-use of wastewater effluent in Flanders. Herrier, J.L., Mees, A., Salman, J., Seys, H. Van Nieuwenhuysse and I. Dobbelaere (Eds), *Proceedings "Dunes and Estuaries 2005"* International Conference on Nature Restoration, Practices in European Coastal Habitats, Koksijde, Belgium, 19-23 September 2005, pp 327 – 333, VLIZ Special Publication 19, xiv + 685 pp.

van Nieuwenhuijzen, A., Bloks, B., Essed, A. and de Jong, C. (2017) Verkenning technologische mogelijkheden voor verwijdering van geneesmiddelen uit afvalwater. STOWA (ed), Amersfoort.

Vissers, M., L. Vergouwen and S. Witteveen (2017). LANDELIJKE HOTSPOTANALYSE GENEESMIDDELEN RWZI'S. Amersfoort, STOWA.

Vughis D, Baken KA, Kolkman A, Martijn AJ, de Voigt P. Application of effect-directed analysis to identify mutagenic nitrogenous disinfection by-products of advanced oxidation drinking water treatment. *Environ Sci Pollut Res Int.* 2018 Feb;25(5):3951-3964. doi: 10.1007/s11356-016-7252-6.

Water Cooperation: <https://www.watercorporation.com.au/water-supply/our-water-sources/groundwater-replenishment> d.d. 17-07-2019

Water Reuse Europe; <https://www.water-reuse-europe.org/> d.d. 16-07-2019

WHO, 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 2. Waste Water Use in Agriculture. World Health Organization.

Wolfe, R. L., M. H. Stewart, S. Liang and M. J. McGuire (1989). "Disinfection of model indicator organisms in a drinking water pilot plant by using PEROXONE." *Applied and Environmental Microbiology* 55(9): 2230-2241.

Wols, B. A. and C. H. M. Hofman-Caris (2012). "Review of photochemical reaction constants of organic micropollutants required for UV advanced oxidation processes in water." *Water Research* 46(9): 2815-2827.

Wols, B. A., C. H. M. Hofman-Caris, D. J. H. Harmsen and E. F. Beerendonk (2013). "Degradation of 40 selected pharmaceuticals by UV/H₂O₂." *Water Research* 47(15): 5876-5888.

Yang, J., Z. Dong, C. Jiang, C. Wang and H. Liu (2019). "An overview of bromate formation in chemical oxidation processes: Occurrence, mechanism, influencing factors, risk assessment, and control strategies." *Chemosphere* 237.

Yasar, A., N. Ahmad, H. Latif and A. A. A. Khan (2007). "Pathogen re-growth in UASB effluent disinfected by UV, O₃, H₂O₂, and advanced oxidation processes." *Ozone: Science and Engineering* 29(6): 485-492

Yuan, J., M. I. Van Dyke and P. M. Huck (2019). "Selection and evaluation of water pretreatment technologies for managed aquifer recharge (MAR) with reclaimed water." *Chemosphere* 236.

Zuurbier, K. G., M. v. d. Schans, M. Paalman, P. d. Putter, T. t. Winkel, J. Velstra and G. Oude Essibnk (2015). Technisch-juridische handreiking risicobeoordeling 'ondergrondse waterberging'. STOWA. Amersfoort.

Zwart N, Nio SL, Houtman CJ, de Boer J, Kool J, Hamers T, Lamoree MH. High-Throughput Effect-Directed Analysis Using Downscaled in Vitro Reporter Gene Assays To Identify Endocrine Disruptors in Surface Water. *Environ Sci Technol*. 2018 Apr 3;52(7):4367-4377.

I Bijlage Waterkwaliteitseisen voor RWZI-effluent

Volgens het lozingsvoorschrift “Behandeling van stedelijk afvalwater in een rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI)” in het activiteitenbesluit gelden voor het lozen van afvalwater de volgende eisen, zie Tabel I-1 (Infomil, 2018).

Tabel 31: Lozingseisen afvalwatereffluent (communaal)

Parameter	Grenswaarde	Eenheid	Opmerking
Biochemisch zuurstofverbruik (BZV)	20	mg/L	Etmaalmonsters, voor het berekenen van het aantal inwonersequivalenten gebruikt men BZV met 54 gram zuurstofverbruik per etmaal
Chemisch zuurstofverbruik (CZV)	125	mg/L	Etmaalmonsters
Opgeloste stoffen	30	mg/L	Etmaalmonsters
Fosfor	1	mg/L	Voortschrijdende jaargemiddelde concentraties
Stikstof	10	mg/L	Voortschrijdende jaargemiddelde concentraties

II Bijlage Waterkwaliteitseisen WRK-water (contract)

Tabel 32 geeft de waterkwaliteitseisen voor WRK-water weer zoals deze contractueel zijn vastgelegd.

Tabel 32: Contractueel vastgelegde waterkwaliteitseisen WRK-water

Parameter	Eenheid	Gemiddelde WCB	Gemiddelde WPJ	Jaargemiddelde contractwaarde	Maximum contractwaarde	Signaleringswaarde
Calcium	mg/L Ca	68,79	61,10	-	-	80
Troebelingsgraad	FTE	0,09	0,13	<0,5	-	-
Totale hardheid	mmol/L	2,20	2,06	-	-	-
Ammonium	mg/L NH ₄	<0,02	<0,02	-	-	-
Zuurstof of zuurstofverzadiging i.v.m. temperatuurafhankelijkheid	mg/L O ₂	9,04	9,19	8<x<10	-	-
Zuurgraad	pH	7,90	7,90	7,7<x<8,2	-	-
Verzadigingsindex	pH	0,32	0,21	0,1<x<0,4	-	-
Sulfaat	mg/L SO ₄	66,27	67,95	-	-	-
Gesuspendeerde stoffen	mg/L	<0,2	<0,2	<1	-	-
Temperatuur	°C	12,86	11,00	-	-	12 (Nov t/m Apr), 20 (Mei-Okt)
Chloride	mg/L	90	133	-	-	180
Organische microverontreinigingen	µg/L	Verzamelnaam vele stoffen;	-	-	-	0,1 – 1,0

III Bijlage Waterkwaliteitseisen in infiltratiebesluit

Tabel 33: Waterkwaliteitseisen in het infiltratiebesluit

Macro parameters	Eenheid	Toetsingswaarde (opgelost) ¹
Zuurgraad (pH)	-	- ²
Zwevende stof	mg/L	0,5 ³
Calcium (Ca ²⁺)	mg/L	- ²
Chloride (Cl ⁻)	mg/L	200 ^{2,3}
Waterstofcarbonaat (HCO ₃ ⁻)	mg/L	- ²
Natrium (Na ⁺)	mg/L	120 ^{2,3}
Ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/L-N	2,5
Nitraat (NO ₃ ⁻)	mg/L-N	5,6 ^{2,3}
Totaal-fosfaat (PO ₄ ²⁻ tot)	mg/L-P	0,4
Sulfaat (SO ₄ ²⁻)	mg/L	150 ²
Fluoride (F ⁻)	mg/L	1
Cyaniden totaal (CN (tot))	µg/L	10
Zware metalen		
Arseen (As)	µg/L	10
Barium (Ba)	µg/L	200 ³
Cadmium (Cd)	µg/L	0,4
Cobalt (Co)	µg/L	20
Chroom (Cr)	µg/L	2
Koper (Cu)	µg/L	15
Kwik (Hg)	µg/L	0,05
Nikkel (Ni)	µg/L	15
Lood (Pb)	µg/L	15
Zink (Zn)	µg/L	65
Bestrijdingsmiddelen		
Som van de bestrijdingsmiddelen	µg/L	0,5 ⁴
<i>Organochloorbestrijdingsmiddelen</i>		
Som (org.chl.bestr.mid.)	µg/L	0,1
Endosulfan	µg/L	0,05
α-HCH	µg/L	0,05
-HCH (lindaan)	µg/L	0,05
DDT (incl. DDD en DDE)	µg/L	0,05
Dichloorpropeen	µg/L	0,05
Aldrin	µg/L	0,05
Dieldrin	µg/L	0,05
Endrin	µg/L	0,05
Heptachloor	µg/L	0,05
Heptachloorepoxide	µg/L	0,05
Hexachloorbutadieen	µg/L	0,05
Hexachloorbenzeen	µg/L	0,05
<i>Organofosforbestrijdingsmiddelen</i>		
Azinfos-methyl	µg/L	0,1
Dichloorvos	µg/L	0,1
Dimethoat	µg/L	0,1

Mevinfos	µg/L	0,1
Parathion	µg/L	0,1
<i>Triazines/triazinonen/aniliden</i>		
Atrazine	µg/L	0,1
Simazin	µg/L	0,1
Metolachloor	µg/L	0,1
<i>Chloorfenoxxyherbiciden</i>		
2-methyl-4-chloorfenoxxy-azijnzuur (MCPA)	µg/L	0,1
Mecoprop	µg/L	0,1
2,4-dichloorfenoxxy-azijnzuur (2,4-D)	µg/L	0,1
<i>Ureumherbiciden</i>		
Chloortoluron	µg/L	0,1
Isoproturon	µg/L	0,1
Metoxuron	µg/L	0,1
Linuron	µg/L	0,1
<i>Chloorfenolen</i>		
Trichloorfenolen	µg/L	0,1
Tetrachloorfenol	µg/L	0,1
Pentachloorfenol	µg/L	0,1
<i>Diversen</i>		
Dinoseb	µg/L	0,1
2,4 dinitrofenol	µg/L	0,1
Bentazon	µg/L	0,1
Olie		
Minerale olie	µg/L	200
Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)		
Naftaleen	µg/L	0,1
Anthraceen	µg/L	0,02
Fenanthreen	µg/L	0,02
Cryseen	µg/L	0,02
Fluorantheen	µg/L	} Σ 0,1
Benzo(a)anthraceen	µg/L	
Benzo(k)fluorantheen	µg/L	
Benzo(a)pyreen	µg/L	
Benzo(ghi)peryleen	µg/L	
Indeno(123cd)pyreen	µg/L	
Gehalogeneerde koolwaterstoffen		
Trichlooretheen	µg/L	0,5
Tetrachlooretheen	µg/L	0,5
Trihalomethanen (THM's)	µg/L	2 ⁵
Dichloorfenolen	µg/L	0,5
Adsorbereerbare organische halogeenvverbindingen (AOX)	µg/L	30 ⁶

1 De toetsingswaarde voor zwevende stof betreft de niet opgeloste hoeveelheid materiaal.

2 Punt van aandacht bij de vergunningverlening i.v. lokale situatie.

3 In het infiltratiewater mag 70 dagen per jaar een concentratie aanwezig zijn boven de hier genoemde, waarbij de volgende maxima niet overschreden mogen worden: zwevende stof 2 mg/l; Cl⁻ 300 mg/l; Na⁺ 180 mg/l en NO₃⁻ 11,2 mg N/l; Ba 300 µg/l.

4 Dit betreft de som van de concentraties van de in deze lijst genoemde bestrijdingsmiddelen, waarbij bepalen waarvan het meetresultaat < detectiegrens is, een meetresultaat 0 wordt toegekend.

5 THM te bepalen als som van de concentraties van chloroform, broomdichloormethaan, dibroomchloormethaan en bromoform. Als een transportchloring wordt toegepast, is het toegestane maximum 70 µg/l.

6 Als een transportchloring wordt toegepast, is het toegestane maximum 100 µg/L.

IV Bijlage Waterkwaliteitseisen drinkwaterbesluit

Deze bijlage presenteert de eisen zoals weergegeven in het Drinkwaterbesluit (<http://wetten.overheid.nl/BWBR0030111/2015-11-28#BijlageA>).

IV.1 Microbiologische parameters

Tabel 34: Microbiologische parameters

Microbiologische parameters	Maximum waarde	Eenheid	Opmerkingen
<i>Escherichia coli</i>	0	kve/100 ml	kve = kolonievormende eenheden
Enterococci	0	Kve/100 ml	
Cryptosporidium	-		Noot 1
(Enterovirussen	-		Noot 1
Giardia	-		Noot 1
Campylobacter	-		Noot 1
Bacteriofagen	-	pve/l	pve = plaquevormende eenheden, Noot 1

1) Micro-organismen mogen krachtens artikel 21, eerste lid, en artikel 25 van de wet, niet in een zodanige concentratie in het drinkwater voorkomen dat nadelige gevolgen voor de volksgezondheid kunnen ontstaan. Voor bepaald micro-organismen, zoals virussen en protozoa (onder meer Cryptosporidium en Giardia), is het niet mogelijk om concentraties te meten op het zeer lage niveau, waarop blootstelling relevant is voor de gezondheid van de gebruiker. In plaats hiervan dient de eigenaar die gebruik maakt van oppervlaktewater als grondstof voor de bereiding van drinkwater op basis van metingen van de desbetreffende micro-organismen in de grondstof en gegevens over de verwijderingscapaciteit bij de verschillende zuiveringsprocessen (inclusief eventuele bodempassages) in overleg met de inspecteur een kwantitatieve risicoanalyse voor het bereide drinkwater op te stellen. De VROM-Inspectierichtlijn «Analyse microbiologische veiligheid drinkwater» dient hiertoe gebruikt te worden.

Voor het door middel van deze risicoanalyse berekende theoretische infectierisico geldt een grenswaarde van één infectie per 10 000 personen per jaar. De toetsing aan deze grenswaarde voor het infectierisico dient in elk geval te worden uitgevoerd voor Enterovirussen, Cryptosporidium en Giardia, maar geldt in principe ook voor andere pathogene micro-organismen. Indien het berekende infectierisico groter is dan de genoemde grenswaarde, dient de eigenaar met de inspecteur te overleggen over te nemen maatregelen.

De inspecteur kan bepalen dat voor kwetsbare grondwaterwinningen eenzelfde risicoanalyse wordt uitgevoerd.

Tot de groep van bacteriofagen worden in elk geval gerekend de somatische colifagen en de F-specifieke bacteriofagen.

IV.II Chemische parameters

Tabel 35: Chemische parameters

Chemische parameters	Maximum waarde	Eenheid	Opmerkingen
Acrylamide	0,10	µg/l	Noot 1
Antimoon	5,0	µg/l	
Arseen	10	µg/l	
Benzeen	1,0	µg/l	
Benzo(a)pyreen	0,010	µg/l	
Boor	0,5	mg/l	
Bromaat	1,0	µg/l	Bij desinfectie geldt een maximale waarde van 5,0 µg/l (als 90 percentielwaarde, met een maximum van 10 µg/l)
Cadmium	5,0	µg/l	
Chroom	50	µg/l	
Cyaniden (totaal)	50	µg/l	Noot 3
1,2-Dichloorethaan	3,0	µg/l	
Epichloorhydrine	0,10	µg/l	Noot 1
Fluoride	1,0	mg/l	
Koper	2,0	mg/l	Noot 2
Kwik	1,0	µg/l	
Lood	10	µg/l	Noot 2
Nikkel	20	µg/l	Noot 2
Nitraat	50	mg/l	Noot 4
Nitriet	0,1	mg/l	Noot 4
N-nitrosodimethylamine (NDMA)	12	ng/l	
Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) (som)	0,10	µg/l	Som van gespecificeerde verbindingen met concentratie hoger dan de detectiegrens. Noot 5
Polychloorbifenylen (PCB's) (individueel)	0,10	µg/l	Per stof
PCB's (som)	0,50	µg/l	Som van gespecificeerde verbindingen met concentratie > 0,05 µg/l. Noot 6
Pesticiden (individueel)	0,10	µg/l	Per stof. Noot 7. Voor aldrin, dieldrin, heptachloor en heptachloorepoxide geldt een maximum waarde van 0,030 µg/l.
Pesticiden (som)	0,50	µg/l	Som van afzonderlijke pesticiden met concentratie hoger dan de detectiegrens
Seleen	10	µg/l	
Tetra- en trichlooretheen (som)	10	µg/l	
Trihalomethanen (som)	25	µg/l	Noot 8
Vinylchloride	0,10	µg/l	Noot 1

1) Deze parameterwaarde heeft betrekking op de residuele monomeerconcentratie in het water, berekend aan de hand van specificaties inzake de maximum migratie van de overeenkomstige polymeer in contact met water, of betreft een feitelijk gemeten waarde.

2) Deze waarde geldt voor een monster van voor menselijke consumptie bestemd water dat via een passende steekproefmethode aan de kraan verkregen is, en dat representatief mag worden geacht voor de gemiddelde waarde die de verbruiker wekelijks binnen krijgt. Deze methode is beschreven in de «VROM-Inspectierichtlijn Harmonisatie Meetprogramma Drinkwaterkwaliteit».

3) Met behulp van de methode moet het totaal aan cyanide in elke vorm worden bepaald.

4) Ten aanzien van de concentraties nitraat en nitriet dient tevens te worden voldaan aan de voorwaarde dat $[\text{nitraat}]/50 + [\text{nitriet}]/3 < 1$, waarbij de rechte haken de concentratie in mg/l uitdrukken, voor nitraat in NO_3 , en voor nitriet in NO_2 .

5) De gespecificeerde verbindingen zijn: pyreen, benzo(a)antracene, benzo(ghi)peryleen, fenantreen, indeno(1,2,3-cd)pyreen, anthracene, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, chryseen en fluorantheen

6) De gespecificeerde verbindingen zijn: PCB nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180.

7) Onder pesticiden wordt verstaan: organische insecticiden, organische herbiciden, organische fungiciden, organische nematociden, organische acariciden, organische algiciden, organische rodenticiden, organische slimiciden en soortgelijke producten (onder meer groeiregulatoren). De norm van 0,1 µg/L geldt ook voor humaan toxicologisch relevante metaboliëten, afbraak- en reactieproducten van pesticiden. Voor metaboliëten van pesticiden en afbraak- of reactieproducten, die niet humaan toxicologisch relevant zijn, geldt een norm van 1,0 µg per liter.

8) De maximumwaarde geldt bij het gebruik van chloor(verbindingen) voor desinfectie; in de overige situaties geldt de maximumwaarde genoemd in Tabel IIIc bij gehalogeneerde alifatische koolwaterstoffen. De gespecificeerde verbindingen zijn: chloroform, bromoform, dibroomchloormethaan en broomdichloormethaan. De concentratie broomdichloormethaan mag niet hoger zijn dan 15 µg/L. De somwaarde van 25 µg/L geldt als 90 percentiel, met een maximum van 50 µg/L. Voor drinkwatervoorzieningen op mijnbouwinstallaties als bedoeld in artikel 1, onderdeel o, van de Mijnbouwwet, geldt als somwaarde 100 µg/L, waarbij het gehalte broomdichloormethaan maximaal 60 µg/L mag zijn.

IV.III Bedrijfstechnische parameters

Tabel 36: Bedrijfstechnische parameters

Bedrijfstechnische parameters	Maximum waarde (tenzij anders aangegeven)	Eenheid	Opmerkingen
Aeromonas (30°C)	1000	kve/100 ml	kve = kolonievormende eenheden
Ammonium	0,20	mg/l	
Bacteriën van de coligroep	0	kve/100 ml	
Chloride	150	mg/l	Jaargemiddelde
Clostridium perfringens (inclusief sporen)	0	kve/100 ml	
DOC/TOC	Geen abnormale verandering	mg/l	Noot 1
Geleidingsvermogen	125 bij 20°C	mS/m	
Hardheid (totaal)	>1	mmol/l	Totale hardheid te berekenen als aantal mmol Ca ²⁺ plus Mg ²⁺ /l. Normwaarde geldt uitsluitend bij toepassing van ontharding of ontzouting. Toetsing vindt plaats aan de 90 percentiel van de meetgegevens. Noot 2.
Koloniegetal bij 22°C	100	kve/ml	Geometrisch jaargemiddelde. Noot 2.
Saturatie Index (SI)	> -0,2	pH-eenheden	Jaargemiddelde.
Temperatuur	25°C		Geldt voor drinkwater
Vrij chloor	0,1 < mg/l < 0,3	mg/l	Noot 4
Waterstofcarbonaat	> 60	mg/l	
Zuurgraad	7,0 < pH < 9,5	pH-eenheden	
Zuurstof	>2	mg/l	

1) Indien DOC/TOC (dissolved organic carbon/total organic carbon) niet wordt bepaald, dan dient de oxideerbaarheid met KMnO₄ te worden bepaald (norm 5,0 mg/l O₂).

2) Deze parameter geldt niet voor water als bedoeld in artikel 14 van het Warenwetbesluit Verpakte waters.

4) Geldt alleen voor zover bij drinkwatervoorzieningen op mijnbouwinstallaties, als bedoeld in artikel 1, onderdeel o, van de Mijnbouwwet, natriumhypochloriet aan het drinkwater wordt toegevoegd ter desinfectie van het water. De contacttijd tussen het chloor en het water moet ten minste 30 minuten bedragen.

IV.IV Organoleptische/esthetische parameters

Tabel 37: Organoleptische parameters

Organoleptische/esthetische parameters	Maximum waarde	Eenheid	Opmerkingen
Aluminium	200	µg/l	Noot 1
Geur	Aanvaardbaar voor de gebruikers en geen abnormale verandering	-	Noot 2
Kleur	20	mg/l, Pt/Co	
IJzer	200	µg/l	
Mangaan	50	µg/l	
Natrium	150	mg/l	Jaargemiddelde (maximum 200 mg/l)
Smaak	Aanvaardbaar voor de gebruikers en geen abnormale verandering	-	Noot 2
Sulfaat	150	mg/l	
Troebelingsgraad	4 (tap), 1 (af pompstation)	FTE	FTE = formazine troebelingsseenheden, Noot 3.
Zink	3,0	mg/l	Na >16 uur stilstand

1) Bij (dreigende) overschrijding van een waarde voor aluminium van 30 µg/L dient dit aan de inspecteur gemeld te worden in verband met het eventueel gebruik van het drinkwater voor nierdialyse.

2) Analyse kan kwalitatief worden uitgevoerd. Indien het resultaat positief is dient een kwantitatieve analyse te worden uitgevoerd, bijvoorbeeld volgens de verdunningsmethode.

3) In aanvulling op de kwantitatieve eis geldt dat de troebelingsgraad aanvaardbaar voor de gebruikers dient te zijn en geen abnormale veranderingen mag vertonen.

IV.V Signaleringsparameters

Tabel 38: Signaleringsparameters

Signaleringsparameters ¹	Maximum waarde	Eenheid	Opmerkingen
AOX	-	µmol X/l	
Aromatische aminen	1	µg/l	Indien metaboliet van pesticiden dan 0,1 µg/l, Noot 2.
(Chloor)fenolen	1	µg/l	Indien metaboliet van pesticiden dan 0,1 µg/l, Noot 2.
Diglyme(n)	1	µg/l	
Ethyl tert-butyl ether (ETBE)	1	µg/l	
Gehalogeneerde monocyclische koolwaterstoffen	1	µg/l	Noot 4
Gehalogeneerde alifatische koolwaterstoffen	1	µg/l	Noot 4
Methyl tert-butyl ether (MTBE)	1	µg/l	
Monocyclische koolwaterstoffen / aromaten	1	µg/l	Noot 4
Overige antropogene stoffen	1	µg/l	Noot 3

1) Deze kwaliteitseisen zijn bedoeld voor het signaleren van mogelijke verontreinigingen. Wanneer de aangegeven waarde (1 µg/L) wordt gemeten is er geen risico voor de volksgezondheid, maar zal er nader onderzoek plaats vinden. Deze parameters (als groep) zijn bedoeld om de kwaliteit van de bron te bewaken.

2) Metabolieten van pesticiden, welke in humaan toxicologisch opzicht relevant zijn, vallen onder tabel II van deze bijlage. Voor de overige metabolieten geldt een norm van 1,0 µg/L (zie tabel II noot 7).

3) Met deze parameter worden stoffen bedoeld die niet behoren tot de andere parameters in deze tabel maar welke een bedreiging voor de drinkwatervoorziening kunnen zijn.

4) Voor enkele individuele stoffen uit deze parametergroep geldt ook een maximale waarde in tabel II.

IV.VI Parameters voor radon, tritium en indicatieve dosis voor drinkwater

Tabel 39: Parameters voor Radon, Tritium en Indicatieve Dosis voor drinkwater

Parameter	Maximum waarde	Eenheid	Opmerkingen
Radon	100	Bq/l	Noot 1, 3
Tritium	100	Bq/l	Noot 2, 3
Indicatieve Dosis	0,10	mSv	Noot 3

a. De lidstaten mogen voor radon een niveau bepalen dat niet mag worden overschreden en waaronder de optimalisering van de bescherming wordt voortgezet, zonder dat de watervoorziening op nationale of regionale schaal in gevaar wordt gebracht. Het niveau dat een lidstaat bepaalt ligt tussen 100 Bq/l en 1.000 Bq/l. Ter vereenvoudiging van de nationale wetgeving kunnen de lidstaten ervoor kiezen de parameterwaarde op dit niveau af te stemmen. Nederland legt op basis van bestaande metingen de grens op 100 Bq/L (uit eerdere monitoringsonderzoeken blijkt dat de maximale radonconcentratie in ruw water en drinkwater <20 Bq/L is).

b. Wanneer de radonconcentraties 1.000 Bq/l overschrijden worden remediërende maatregelen zonder meer billijk geacht om redenen van stralingsbescherming. Dit is tot nu toe in Nederland niet aan de orde. Indien nodig is de praktische maatregel: beluchten.

Noot 2: Hoge tritiumniveaus kunnen duiden op andere kunstmatige radionucliden. Als de tritiumconcentratie de parameterwaarde ervan overschrijdt, is een analyse van de aanwezigheid van andere kunstmatige radionucliden noodzakelijk. Dit is geregeld in de Drinkwaterregeling en, in samenhang daarmee, de desbetreffende richtlijn van de Inspectie Leefomgeving en Transport (hierna: ILT).

Noot 3: De wijze van monitoring en berekening van de indicatieve dosis is geregeld in de Drinkwaterregeling en, in samenhang daarmee, de desbetreffende richtlijn van de ILT.

V Bijlage Analysedata van RWZI-effluent

Tabel 40: Gemeten OMV concentraties en algemene parameters in RWZI effluent op 19 juli, 16 augustus en 14 september 2017

Omschrijving	19-jul-17	16-aug-17	14-sep-17
	Resultaat (µg/L)	Resultaat (µg/L)	Resultaat (µg/L)
Acridine	0,05	<rg	0,00
Azoxystrobine	0,04	0,02	0,01
1,2,3-benzotriazool	NG ¹	2,30	0,97
1,2,3-benzotriazool	NG	NG	0,80
Boscalid	0,05	0,03	0,04
Carbamazepine	0,77	0,62	0,20
Carbamazepine	NG	NG	0,17
Carbendazim	0,00	0,08	0,00
Citalopram	NG	NG	0,08
Claritromycine	NG	NG	0,05
Clozapine	NG	NG	0,03
Coumafos	0,02	<rg	<rg
Diclofenac	NG	NG	0,17
2,6-dichloorbenzamide	<rg	<rg	0,03
Diethyltoluamide	0,38	0,36	0,12
Dipyridamol	NG	NG	0,07
Diuron	0,02	0,00	<rg
Flutolanil	0,17	0,02	<rg
Gabapentine	NG	NG	0,63
Gamma-hexachloorcyclohexaan	NG	0,00	0,00
Imazalil	0,01	0,00	0,00
Imidacloprid	0,05	0,04	<rg
Irbesartan	NG	NG	0,21
Lidocaïne	NG	NG	0,02
Linuron	0,01	0,00	0,00
Metoprolol	1,15	1,03	0,37
Metoprolol	NG	NG	0,29
Oxazepam	NG	NG	0,17
Pencycuron	0,03	0,00	<rg
Pirimicarb	<rg	0,01	0,14
Prochloraz	0,00	<rg	0,17
Propiconazool	0,02	0,03	0,02
Pyraclostrobin	0,02	0,00	0,00
Pyrimethanil	<rg	<rg	0,24
Simazine	<rg	0,02	<rg
Sotalol	NG	NG	0,19
Spinosad A	0,13	0,10	<rg
Tebuconazool	0,07	0,03	<rg
thiabendazol	0,04	<rg	0,00
tris(2-butoxyethyl)fosfaat	NG	0,49	0,21
Valsartan	NG	NG	0,37
Venlafaxine	NG	NG	0,13

¹ NG = Niet Geanalyseerd

Tabel 41: Resultaten analyse 20 april 2017

Stof	RWZI Wervershoof, 600 L vat	RWZI Wervershoof, Effluent pilot	Verwijdering (%)
	inluent pilot PWNT (ug/L)	opstelling (ug/L)	
Azoxystrobine	0,055	<0,01	81,8
1,2,3-benzotriazol	2,578	0,2	92,2
Boscalid	0,244	<0,01	95,9
Carbamazepine	0,889	<0,02	97,8
Citalopram	0,133	<0,01	92,5
Claritromycine	0,084	<0,02	76,2
Clindamycine	0,034	<0,02	41,2
Clozapine	0,041	<0,01	75,6
Deltamethrin	0,151	<0,03	80,1
Diclofenac	0,456	<0,02	95,6
Diethyltoluamide	0,096	<0,02	79,2
Dipyridamol	0,046	<0,02	56,5
Flutolanil	0,061	<0,02	67,2
Fosfamidon	0,1	0,1	0,0
Gabapentine	2,282	0,102	95,5
Imidacloprid	0,022	<0,02	9,1
Irbesartan	1,06	0,024	97,7
Lidocaïne	0,077	<0,01	87,0
Metoprolol	1,204	<0,02	98,3
Oxazepam	0,779	<0,03	96,1
Pencycuron	0,105	<0,02	81,0
Pyrimethanil	0,016	<0,01	37,5
Simazine	0,013	<0,01	23,1
Sotalol	0,901	<0,04	95,6
Spinosad A	0,336	0,07	79,2
Spinosad D	0,119	<0,04	66,4
Sulfamethoxazol	0,121	<0,04	66,9
Trifluralin	0,03	0,03	0,0
Trimethoprim	0,039	<0,02	48,7
Valsartan	1,8338	0,0458	97,5
Venlafaxine	0,55	<0,01	98,2

Tabel 42: Resultaten analyse 11 mei 2017

Stof	RWZI Wervershoof, 600 L vat	RWZI Wervershoof, Effluent pilot	Verwijdering (%)
	inluent pilot PWNT (ug/L)	opstelling (ug/L)	
Acridine	0,035	<0,03	14,3
Azoxystrobine	0,049	<0,01	79,6
1,2,3-benzotriazool	2,7	0,2	92,6
Bezafibraat	0,04	0,04	0,0
Boscalid	0,063	<0,01	84,1
Carbamazepine	0,876	<0,02	97,7
Carbendazim	0,063	<0,02	68,3
Citalopram	0,137	<0,01	92,7
Clarithromycine	0,058	<0,02	65,5
Clindamycine	0,05	<0,02	60,0
Clozapine	0,034	<0,01	70,6
Diclofenac	0,2	<0,02	90,0
Diethyltoluamide	0,072	0,142	-97,2
Gabapentine	0,61	0,22	63,9
Imidacloprid	0,029	<0,02	31,0
Irbesartan	0,995	0,022	97,8
Ketoprofen	0,03	0,03	0,0
Lidocaïne	0,135	<0,01	92,6
Metoprolol	1,267	<0,02	98,4
Oxazepam	0,691	<0,03	95,7
Pencycuron	0,043	<0,02	53,5
Propachloor	0,07	0,021	70,0
Simazine	0,018	<0,01	44,4
Sotalol	0,95	<0,04	95,8
Spinosad A	0,201	<0,04	80,1
Sulfamethoxazol	0,079	<0,04	49,4
Trifluralin	0,03	0,03	0,0
Trimethoprim	0,026	<0,02	23,1
tris(2-butoxyethyl)fosfaat	0,622	<0,05	92,0
Valsartan	0,71	0,05	93,0
Venlafaxine	0,44	<0,01	97,7

Tabel 43: Resultaten analyse 14 juni 2017

Stof	RWZI Wervershoof, 600 L vat	RWZI Wervershoof, Effluent pilot	Verwijdering (%)
	inluent pilot PWNT (ug/L)	opstelling (ug/L)	
1,2,3-benzotriazool	2,501	0,2	92,0
Dipyridamol	0,074	<0,02	73,0
Valsartan	1,072	0,03	97,2
Gabapentine	1,597	0,06	96,2
Venlafaxine	0,442	<0,01	97,7
Diethyltoluamide	0,362	<0,02	94,5
Sotalol	0,606	<0,04	93,4
Metoprolol	0,983	<0,02	98,0
Oxazepam	0,535	<0,03	94,4
Carbamazepine	0,717	<0,02	97,2
Irbesartan	0,788	0,012	98,5
Diclofenac	0,324	<0,02	93,8
Clarithromycine	0,05	<0,02	60,0
Citalopram	0,115	<0,01	91,3
Ketoprofen	0,03	0,03	0,0
Clindamycine	0,036	<0,02	44,4
Sulfamethoxazol	0,067	<0,04	40,3
Carbendazim	0,055	<0,02	63,6
Imidacloprid	0,03	<0,02	33,3
Pencycuron	0,052	<0,02	61,5
Acridine	0,054	<0,03	44,4
Azoxystrobine	0,018	<0,01	44,4
Boscalid	0,039	<0,01	74,4
tris(2-butoxyethyl)fosfaat	3,889	<0,05	98,7
Spinosad A	0,109	<0,04	63,3
Bezafibraat	0,04	0,04	0,0
Lidocaïne	0,051	<0,01	80,4
Clozapine	0,045	<0,01	77,8
Flutolanil	0,122	<0,02	83,6
Metazachloor	0,06	<0,02	66,7
Propiconazool	0,059	<0,02	66,1
Pyrimethanil	0,012	<0,01	16,7
Tebuconazool	0,095	<0,03	68,4
Trifluralin	0,03	0,03	0,0
Terbutylazine	0,01	<0,01	0,0

Tabel 44: Medicijnen en medicijnresten geanalyseerd in het effluent van RWZI Wervershoof in de periode september 2016 tot en met augustus 2017

Geneesmiddel	Eenheid	26-9-16	11-10-16	7-11-16	1-12-16	13-1-17	9-3-17	19-4-17	11-5-17	5-6-17	19-7-17	16-8-17	Gemiddelde ± st dev
1,2,3-benzotriazool	µg/L	2,1	3	1,4	1,8	1,7	2,6	2,9	2,8	2	1,8	2	2,19 ± 0,54
Carbamazepine	µg/L	0,64	0,79	0,35	0,54	0,55	0,66	0,88	0,87	0,78	0,53	0,67	0,66 ± 0,16
Diclofenac	µg/L	0,62	1	0,54	0,7	0,6	0,32	0,22	0,18	0,65	0,57	0,59	0,54 ± 0,23
Metoprolol	µg/L	0,93	1,2	0,58	0,9	0,94	1	1,2	1,3	0,91	0,7	0,85	0,96 ± 0,22
Oxazepam	µg/L	0,61	0,77	0,4	0,5	0,49	0,53	0,74	0,71	0,54	0,49	0,57	0,58 ± 0,12
Sotalol	µg/L	0,49	0,93	0,32	0,53	0,44	0,59	1	1	0,78	0,46	0,53	0,64 ± 0,24
Gabapentine	µg/L	4	2,6	2,2	3	3,1	2,2	0,85	0,69	2,8	2	1,7	2,29 ± 0,98
Irbesartan	µg/L	0,72	0,81	0,39	0,76	0,73	0,75	1,1	1	0,79	0,72	0,86	0,78 ± 0,18
Valsartan	µg/L	1	1	1,1	1,3	1,9	1,7	0,92	0,66	1,9	0,94	0,57	1,18 ± 0,46
Amilsulpride	µg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-
Bezafibraat	µg/L	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	-
Citalopram	µg/L	0,11	0,13	0,09	0,1	0,09	0,11	0,13	0,13	0,12	0,1	0,1	0,11 ± 0,02
Claritromycine	µg/L	0,04	0,05	0,04	0,08	0,12	0,06	0,08	0,06	0,04	0,04	0,03	0,06 ± 0,03
Clindamycine	µg/L	<0,02	0,08	0,02	0,03	0,03	<0,02	0,04	0,05	0,04	0,04	0,06	0,04 ± 0,02
Clozapine	µg/L	0,05	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04	0,04	0,03	0,04	0,04	0,04	0,04 ± 0,01
Dimetridazol	µg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	-
Dipyridamol	µg/L	0,04	0,03	0,06	0,05	0,09	0,29	0,05	0,03	0,04	0,05	0,04	0,07 ± 0,07
Fenazon	µg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-
Ketoprofen	µg/L	0,07	0,04	0,05	0,07	0,08	0,05	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,04	0,06 ± 0,02
Lidocaine	µg/L	0,08	0,09	0,03	0,06	0,33	0,06	0,07	0,12	0,07	0,04	0,06	0,09 ± 0,08
Pentoxifylline	µg/L	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	-
Pipamperon	µg/L	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	-
Sulfamethoxazol	µg/L	<0,05	0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,06	<0,05	0,07	<0,05	<0,05	0,05	0,06 ± 0,01
Trimethoprim	µg/L	<0,02	<0,02	0,02	0,02	0,04	0,08	0,04	0,03	<0,02	<0,02	<0,02	0,04 ± 0,02
Venlafaxine	µg/L	0,28	0,42	0,18	0,33	0,3	0,35	0,46	0,44	0,33	0,29	0,31	0,34 ± 0,08

VI Bijlage Geneesmiddelenpakket A en B

Geneesmiddelen pakket A		Rapportagegrens (µg/l)
10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepine *	metaboliet	0,01
2-Hydroxy carbamazepine *	metaboliet	0,01
3-Hydroxy carbamazepine *	metaboliet	0,01
4-Acetaminophen sulfaat *	metaboliet	0,03
4-Formylaminoantipyrine *	metaboliet	0,01
AMPH *	metaboliet	0,01
Anhydro erythromycin A *	metaboliet	0,05
Bezafibraat		0,01
Carbamazepine		0,01
Carbamazepine-10,11-epoxide *	metaboliet	0,01
Clenbuterol		0,01
Clindamycin		0,01
Cortisol		0,03
Cortisone		0,03
Cyclophosphamide		0,01
Diatrizoic zuur		0,01
Diclofenac		0,01
Dimethylaminophenazone *	metaboliet	0,01
Erythromycin A		0,03
Fluoxetine		0,01
Furosemide		0,01
Ifosfamide		0,01
Ketoprofen		0,01
Metronidazole		0,01
Niacin		0,01
Oxcarbamazepine *	metaboliet	0,01
Paracetamol (Acetaminophen)		0,01
Phenazone		0,01
Pindolol		0,01
Propyphenazone		0,01
Salbutamol		0,01
Sulfadiazine		0,01

Geneesmiddelen pakket B		Rapportagegrens (µg/l)
Acetyl sulfadiazine *	metaboliet	0,01
Atenolol		0,01
Clofibril zuur *	metaboliet	0,01
Gemfibrozil		0,01
Hydroxy ibuprofen *	metaboliet	0,50
Lincomycin		0,01
Metoprolol		0,01
N4-Acetyl sulfamethoxazool *	metaboliet	0,01
Naproxen		0,01
Norfluoxetine *	metaboliet	0,50
o-Desmethyl metoprolol *	metaboliet	0,01
o-Desmethyl naproxen *	metaboliet	0,05
o-Desmethyl tramadol *	metaboliet	0,01
Paroxetine		0,05
Pentoxifylline		0,01
Prednisolone		0,05
Propranolol		0,01
Salicylzuur *	metaboliet	0,01
Sotalol		0,01
Sulfachloropyridazine		0,01
Sulfamethoxazool		0,01
Sulfaquinoxaline		0,01
Terbutaline		0,01
Tramadol		0,10
Trimethoprim		0,01
Venlafaxine		0,01
alpha-Hydroxy metoprolol *	metaboliet	0,01

VII Bijlage Condities tijdens pilot deel 2

Tabel 45: ozongegevens test 1, 7 aug. 2019

O ₃ -L	O ₃ dosage (gas)	2,6	g/m ³	Setpoint 3 - 30 minutes stabilizing
	PAN-PIRWZI-PIL-O ₃ -L	0	mg/l	ozone in water measured with indigo method
	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-L	0	mg/l	
O ₃ -H	O ₃ dosage (gas)	9	g/m ³	
	PAN-PIRWZI-PILO ₃ -H	1,84	mg/l	
	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-H	0,58	mg/l	
O ₃ -AOP	O ₃ dosage (gas)	9	g/m ³	
	PAN-PIRWZI-PIL-O ₃ -A	0	mg/l	
	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-A	0	mg/l	
	PAN-PIRWZI-TB-H ₂ O ₂	41,5	mg/l	

Tabel 46: ozongegevens test 1, 14 aug. 2019

O ₃ -L	O ₃ dosage (gas)	2,6	g/m ³	Setpoint 3 - 30 minutes stabilizing
	PAN-PIRWZI-PIL-O ₃ -L	0	mg/l	ozone in water measured with indigo method
	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-L	0	mg/l	
O ₃ -H	O ₃ dosage (gas)	9	g/m ³	
	PAN-PIRWZI-PILO ₃ -H	1,88	mg/l	
	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-H	0,095	mg/l	
O ₃ -AOP	O ₃ dosage (gas)	9	g/m ³	
	PAN-PIRWZI-PIL-O ₃ -A	0	mg/l	
	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-A	0	mg/l	
	PAN-PIRWZI-TB-H ₂ O ₂	46,5	mg/l	

Tabel 47: ozongegevens test 1, 21 aug. 2019

O ₃ -L	O ₃ dosage (gas)	2,6	g/m ³	Setpoint 3 - 30 minutes stabilizing
	PAN-PIRWZI-PIL-O ₃ -L	0,173	mg/l	ozone in water measured with indigo method
	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-L	0	mg/l	
O ₃ -H	O ₃ dosage (gas)	9	g/m ³	Setpoint 10
	PAN-PIRWZI-PILO ₃ -H	2,118	mg/l	
	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-H	0	mg/l	
O ₃ -AOP	O ₃ dosage (gas)	9	g/m ³	Setpoint 10
	PAN-PIRWZI-PIL-O ₃ -A	0	mg/l	
	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-A	0	mg/l	
	PAN-PIRWZI-TB-H ₂ O ₂	48	mg/l	target 40 mg/l

Tabel 48: ozongegevens test 1, 22 aug. 2019

O ₃ -L	O ₃ dosage (gas)	1	g/m ³	Setpoint 1 - 30 minutes stabilizing
	PAN-PIRWZI-PIL-O ₃ -L	0	mg/l	ozone in water measured with indigo method
	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-L	0	mg/l	
O ₃ -H	O ₃ dosage (gas)	4	g/m ³	Setpoint 5
	PAN-PIRWZI-PILO ₃ -H	1,591	mg/l	
	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-H	0,662	mg/l	
O ₃ -AOP	O ₃ dosage (gas)	4	g/m ³	Setpoint 5
	PAN-PIRWZI-PIL-O ₃ -A	0	mg/l	
	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-A	0	mg/l	
	PAN-PIRWZI-TB-H ₂ O ₂	16	mg/l	target 16 mg/l

Tabel 49: ozongegevens test 1, 28 aug. 2019

O ₃ -L	O ₃ dosage (gas)	1	g/m ³	Setpoint 1 - 30 minutes stabilizing
	PAN-PIRWZI-PIL-O ₃ -L	0	mg/l	ozone in water measured with indigo method
	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-L	0	mg/l	
O ₃ -H	O ₃ dosage (gas)	4	g/m ³	Setpoint 5
	PAN-PIRWZI-PILO ₃ -H	0,687	mg/l	
	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-H	0	mg/l	
O ₃ -AOP	O ₃ dosage (gas)	4	g/m ³	Setpoint 5
	PAN-PIRWZI-PIL-O ₃ -A	0	mg/l	
	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-A	0	mg/l	
	PAN-PIRWZI-TB-H ₂ O ₂	15	mg/l	target

Tabel 50: Reactieomstandigheden tijdens pilot deel 2. DWA = droog weer afvoer condities; RWA = regen weer afvoer

Datum	type test	condities	O ₃	H ₂ O ₂ /O ₃	O ₃ /DOC	flux CMF (L/m ² h)	DOC (mg/L)	H ₂ O ₂ (mg/L)	O ₃ (g/m ³)	CMF flow (L/uur)
7-8-2019	MD + bioassays	DWA	laag	0	0,25	150	10,3	0	2,6	59-61
	MD + bioassays	DWA	hoog	0	1	150	10,3	0	9	59-60
	MD + bioassays	DWA	hoog	4	1	150	10,3	41,5	9	59-60
14-8-2019	MD + bioassays	DWA	laag	0	0,25	150	10	0	2,8	59-60
	MD + bioassays	DWA	hoog	0	1	150	10	0	8,3	59-61
	MD + bioassays	DWA	hoog	4	1	150	10	46,5	8,6	59-60
21-8-2019	OMP's	DWA	laag	0	0,25	150	9,9	0	2,5	58-60
	OMP's	DWA	hoog	0	1	150	9,9	0	8,6	59-6
	OMP's	DWA	hoog	4	1	150	9,9	480	8,5	59-60
22-8-2019	OMP's	RWA	laag	0	0,25	150	?	0	1,1	58-60
	OMP's	RWA	hoog	0	1	150		016	4,4	58-60
	OMP	RWA	hoog	4	1	150		0	4,1	58-59
4-9-2019	OMP's	RWA	laag	0	0,25	150	?	0	1,1	58-60
	OMP's	RWA	hoog	0	1	150		15	4,7	58-60
	OMP's	RWA	hoog	4	1	150			4,6	58-60

VIII Bijlage Metingen van concentraties tijdens sessie 2

Tabel 51: Analyseresultaten van experimenten op 21/8/2019. Concentraties in µg/L

OMV	RWZI effluent t	effluent na dosering	Eff + OMV blanc	Eff + OMV + lage O ₃ (niet gequenched)	Eff + OMV + lage O ₃ (wel gequenched)	Eff + OMV + hoge O ₃ (niet gequenched)	Eff = OMV + hoge O ₃ (wel gequenched)	Effluent t + H ₂ O ₂	Eff + OM V + H ₂ O ₂	Eff + OM V + AOP	Eff + OMV + AOP + CMF
Iopamidol	0,5	9,8	7,8	2,80	1,0	0,5	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52
Amidotrizoïne zuur	0,05	6,9	8,6	7,70	5,3	0,05	3,1	3,1	3,1	3,1	3,1
Acesulfaam	0,71	5,6	4,3	0,69	0,24	0,71	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Dimethylaminoantipyrine	0,01	0,61	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Gabapentine	1,5	6,5	4,9	0,81	0,28	1,5	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Fenoterol	0,01	0,74	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Benzotriazol	3,1	4,2	2,7	0,13	0,02	3,1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Sucralose	29	35	35	11,00	7,0	29	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9
Fenazon	0,01	1,0	0,59	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
2,4,6-Trimethylaniline	0,02	0,62	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Propranolol	0,08	1,1	0,25	0,01	0,01	0,08	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
3-Hydroxycarbamazepine	0,16	1,0	0,01	0,01	0,01	0,16	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Erythromycine A	0,01	0,12	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Thiacloprid	0,01	0,87	0,73	0,25	0,12	0,01	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
Cortison	0,02	1,4	1,2	0,06	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Carbamazepine	0,62	1,6	0,48	0,01	0,01	0,62	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Tetrabutylammonium	0,07	2,1	1,2	0,23	0,09	0,07	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Fosthiazaat	0,01	1,0	0,78	0,25	0,12	0,01	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
Bezafibraat	0,02	1,8	1,2	0,05	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Azoxystrobine	0,02	0,57	0,24	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
PFOA	0,01	0,78	0,52	0,65	0,64	0,01	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70

Tabel 52: Analyseresultaten van experimenten op 22/8/2019. Concentraties in µg/L

OMV	RWZI effluent	effluent na dosering	Eff + OMV + lage O ₃ (niet gequenched)	Eff + OMV + hoge O ₃ (niet gequenched)	Eff = OMV + hoge O ₃ (wel gequenched)	Eff + OMV + H ₂ O ₂	Eff + OMV + AOP	Eff + OMV + AOP + CMF
Iopamidol	0,5	11	2,6	11	0,78	5,4	0,5	0,5
Amidotrizoïne zuur	0,05	8,9	7,0	8,9	4,5	7,7	1,2	1,6
Acesulfaam	0,27	5,5	0,78	5,5	0,06	2,9	0,05	0,05
Dimethylaminoantipyrine	0,01	0,74	0,01	0,74	0,01	0,01	0,01	0,01
Gabapentine	0,60	5,6	0,75	5,6	0,07	3,1	0,05	0,05
Fenoterol	0,01	0,69	0,01	0,69	0,01	0,01	0,01	0,01
Benzotriazol	1,2	2,3	0,07	2,3	0,01	1,1	0,01	0,01
Sucralose	9,8	32	7,0	32	2,6	12	1	1
Fenazon	0,01	1,0	0,01	1,0	0,01	0,01	0,01	0,01

2,4,6-Trimethylaniline	0,02	0,72	0,02	0,72	0,02	0,02	0,02	0,02
Propranolol	0,04	1,0	0,01	1,0	0,01	0,02	0,01	0,01
3-Hydroxycarbamazepine	0,07	1,0	0,01	1,0	0,01	0,01	0,01	0,01
Erythromycine A	0,01	0,07	0,01	0,07	0,01	0,04	0,01	0,01
Thiacloprid	0,01	0,93	0,29	0,93	0,09	0,03	0,01	0,01
Cortison	0,02	1,9	0,09	1,9	0,02	0,91	0,02	0,02
Carbamazepine	0,26	1,2	0,01	1,2	0,01	0,07	0,01	0,01
Tetrabutylammonium	0,03	1,8	0,24	1,8	0,05	1,4	0,01	0,01
Fosthiazaat	0,01	0,89	0,27	0,89	0,09	0,05	0,01	0,01
Bezafibraat	0,02	1,7	0,06	1,7	0,02	0,88	0,02	0,02
Azoxystrobine	0,01	0,55	0,01	0,55	0,01	0,23	0,01	0,01
PFOA	0,01	0,66	0,52	0,66	0,51	0,54	0,44	0,55

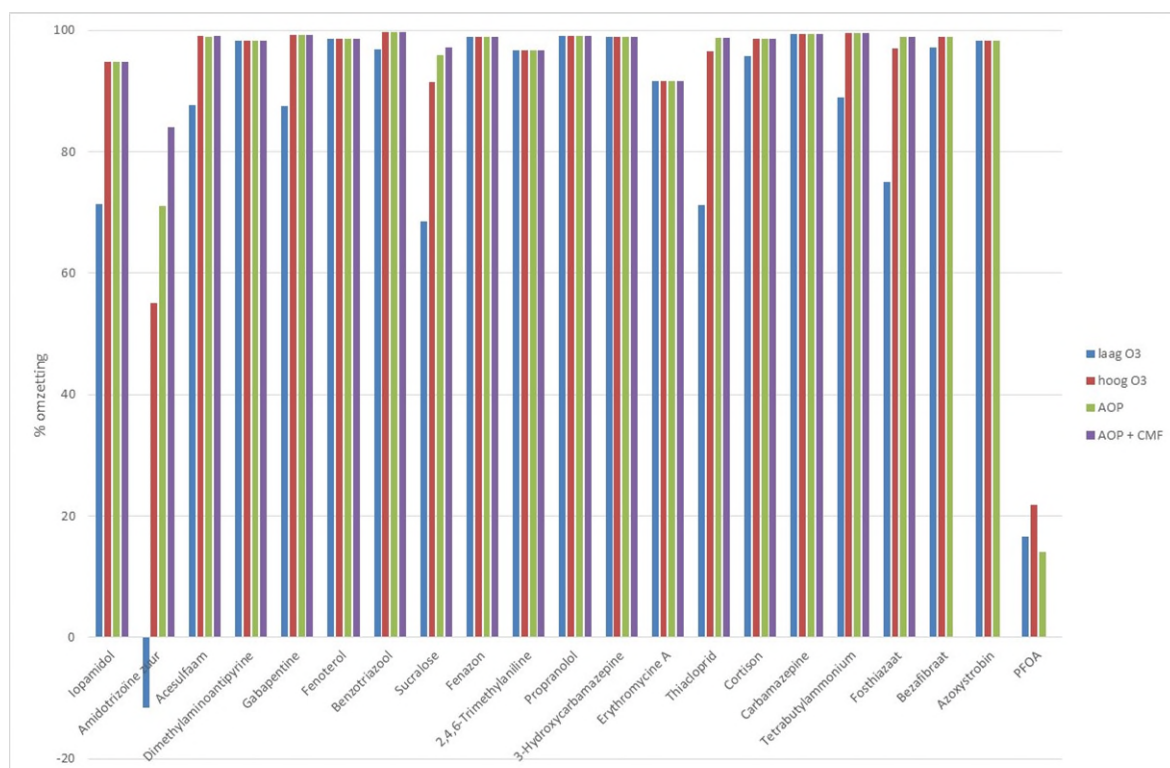
Tabel 53: Analyseresultaten van experimenten op 28/8/2019. Concentraties in µg/L

OMV	RWZI effluent	effluent na dosering	Eff + OMV + lage O ₃ (niet gequenched)	Eff + OMV + hoge O ₃ (niet gequenched)	Eff = OMV + hoge O ₃ (wel gequenched)	Eff + OMV + H ₂ O ₂	Eff + OMV + AOP	Eff + OMV + AOP+ CMF
Iopamidol	0,5	9,2	3,1	0,69	0,76	4,1	0,5	0,5
Amidotrizoïne zuur	0,05	8,0	9,4	6,0	5,9	5,2	2,0	2,4
Acesulfaam	0,28	5,3	1,6	0,17	0,17	1,7	0,05	0,05
Dimethylaminoantipyrine	0,01	0,78	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Gabapentine	0,57	5,8	1,4	0,13	0,15	2,0	0,05	0,05
Fenoterol	0,01	0,78	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Benzotriazool	1,2	2,2	0,28	0,01	0,01	0,67	0,01	0,01
Sucralose	19	27	11	5,0	4,3	7,6	1	1,2
Fenazon	0,01	1,0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
2,4,6-Trimethylaniline	0,02	0,83	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Propranolol	0,04	0,95	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01
3-Hydroxycarbamazepine	0,08	1,0	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Erythromycine A	0,01	0,09	0,01	0,01	0,01	0,04	0,01	0,01
Thiacloprid	0,01	0,96	0,44	0,14	0,15	0,01	0,01	0,01
Cortison	0,02	2,0	0,41	0,02	0,02	0,61	0,02	0,02
Carbamazepine	0,31	1,3	0,01	0,01	0,01	0,04	0,01	0,01
Tetrabutylammonium	0,03	2,0	0,43	0,08	0,10	1,2	0,01	0,01
Fosthiazaat	0,01	0,94	0,40	0,13	0,13	0,03	0,01	0,01
Bezafibraat	0,02	1,8	0,28	0,02	0,02	0,58	0,02	0,02
Azoxystrobine	0,01	0,55	0,01	0,01	0,01	0,16	0,01	0,01
PFOA	0,01	0,74	0,44	0,62	0,61	0,58	0,56	0,56

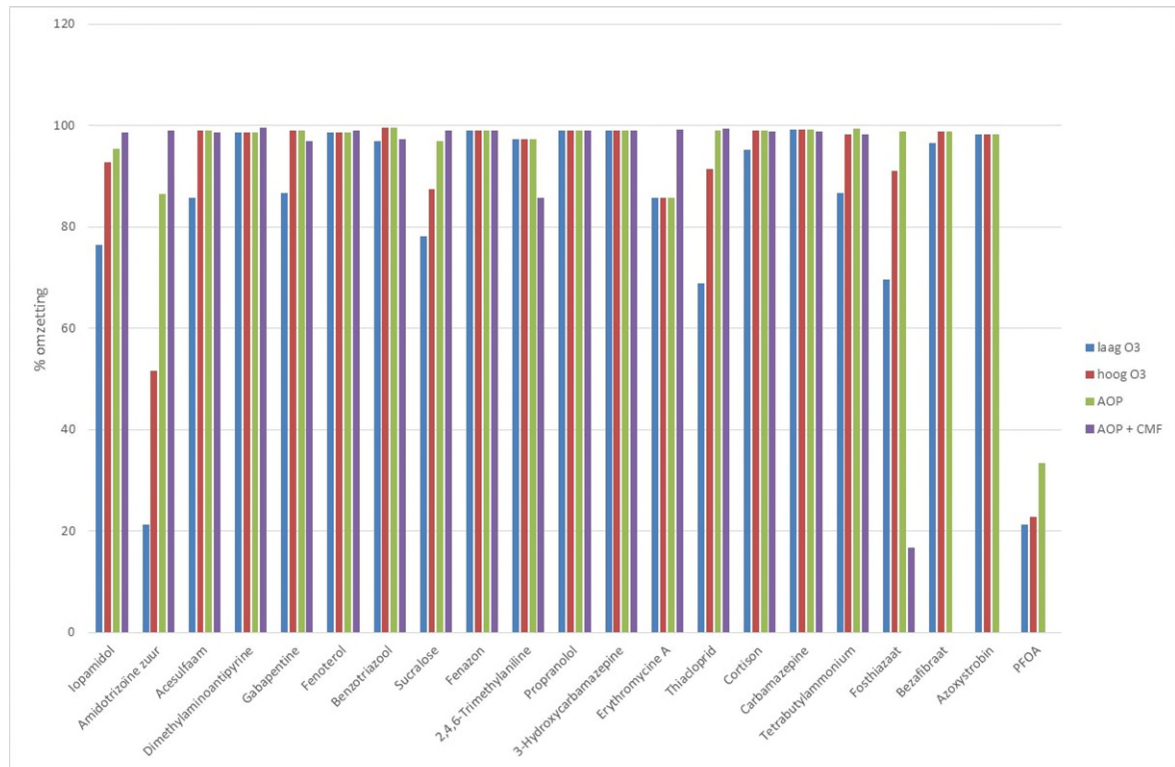
Tabel 54: Analyseresultaten van experimenten op 4/9/2019. Concentraties in µg/L

OMV	effluent na dosering	Eff + OMV + lage O ₃ (niet gequenched)	Eff + OMV + hoge O ₃ (niet gequenched)	Eff = OMV + hoge O ₃ (wel gequenched)	Eff + OMV + AOP
Iopamidol	10	9,0	10	8,5	6,0
Amidotrizoïne zuur	9,0	9,5	10	10	10
Acesulfaam	5,8	5,5	5,4	5,4	4,5
Dimethylaminoantipyrine	0,6	0,46	0,13	0,12	0,01
Gabapentine	6,5	6,4	6,3	6,1	4,1
Fenoterol	0,8	0,51	0,15	0,12	0,01
Benzotriazool	4,6	4,4	4,0	4,0	2,5
Sucralose	31	33	33	26	33

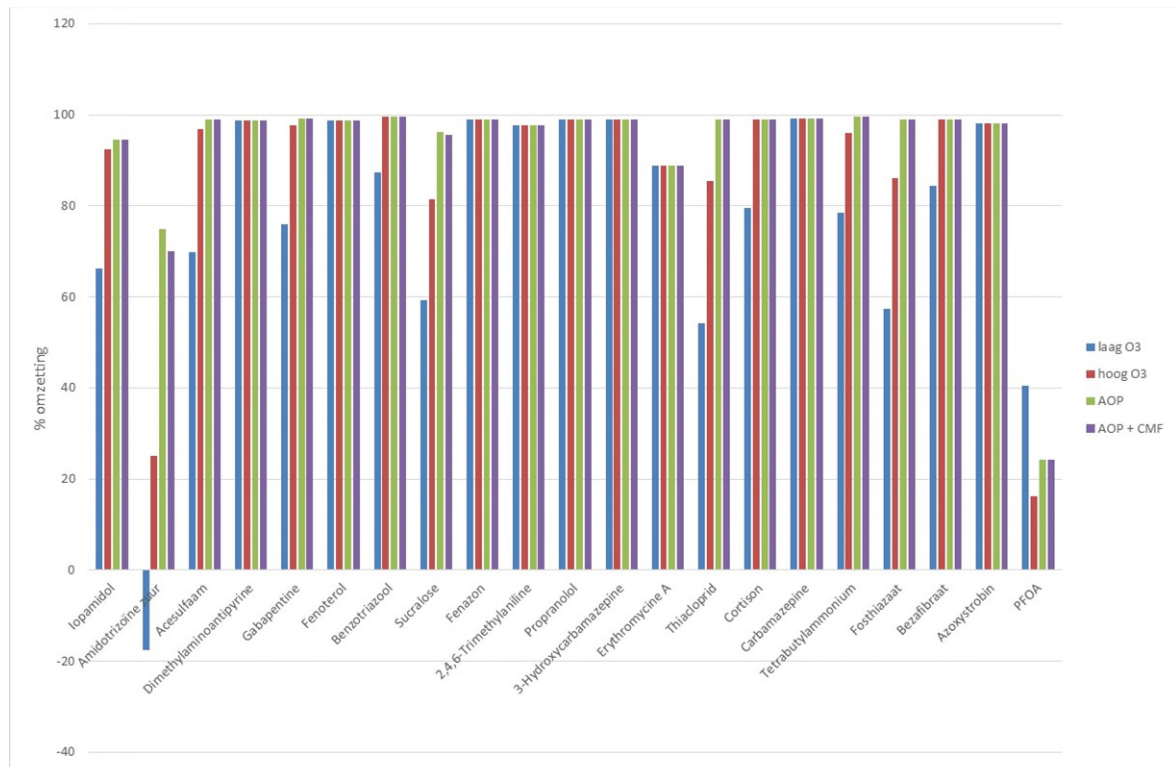
Fenazon	1,0	0,96	0,9	0,92	0,01
2,4,6-Trimethylaniline	0,83	0,43	0,16	0,33	0,02
Propranolol	0,98	0,94	0,81	0,73	0,01
3-Hydroxycarbamazepine	0,99	0,8	0,35	0,37	0,04
Erythromycine A	0,06	0,06	0,05	0,06	0,03
Thiacloprid	0,84	0,86	0,87	0,86	0,01
Cortison	2,1	1,8	1,7	1,8	1,2
Carbamazepine	1,6	1,5	1,2	1,2	0,03
Tetrabutylammonium	2,1	2,1	2,0	1,9	1,6
Fosthiazaat	1,0	1,0	1,0	0,99	0,02
Bezafibraat	1,6	1,7	1,5	1,5	0,87
Azoxystrobine	0,52	0,50	0,43	0,44	0,14
PFOA	0,75	0,69	0,61	0,62	0,63



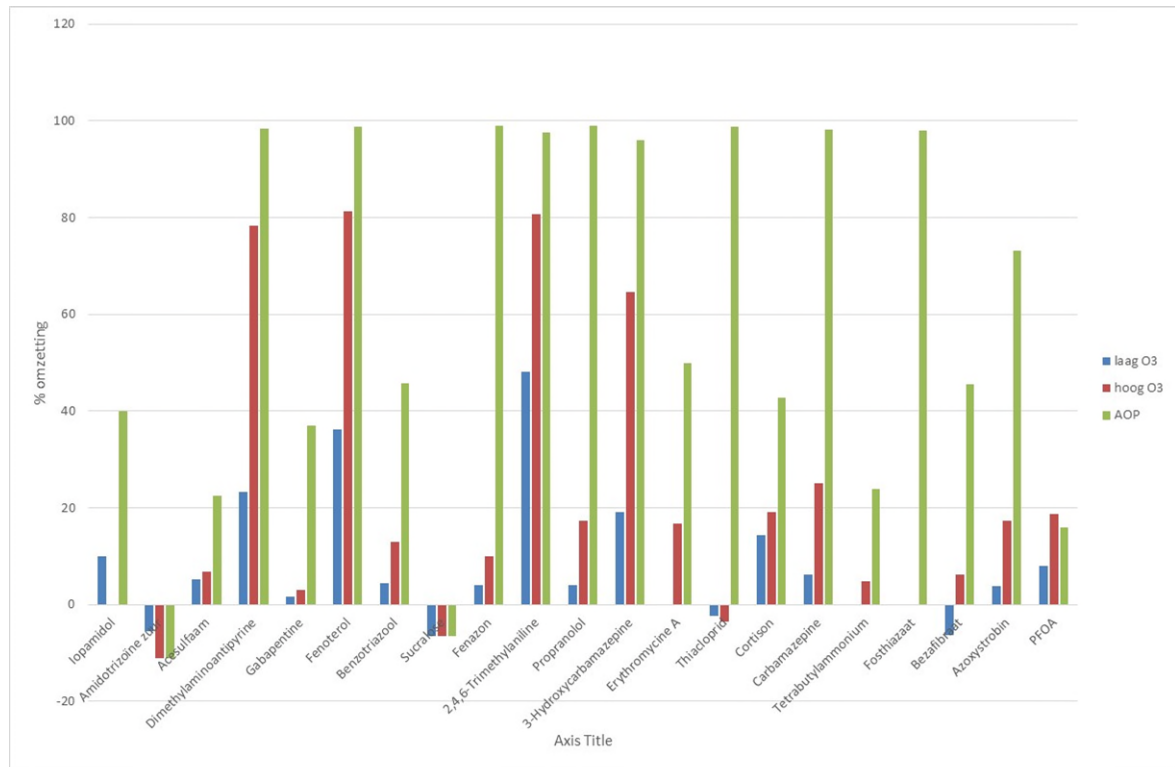
Figuur 42: Omzetting OMV's op 21/8/2019



Figuur 43: Omzetting DMV's op 22/8/2019



Figuur 44: Omzetting DMV's op 28/8/2019



Figuur 45: Omzetting DMV's op 4/9/2019

Tabel 55: DOC-concentraties van verschillende monsters

datum	monstercode	omschrijving	mg/L
6-aug	PAN-PIRWZI-TB-EFF	effluent	10,3
7-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-L	na CMF laag O ₃	9,3
7-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-H	na CMF hoog O ₃	9,11
7-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-A	na CMF AOP	7,43
13-aug	PAN-PIRWZI-TB-EFF	effluent	10,4
14-aug	PAN-PIRWZI-TB-EFF	effluent	10,2
14-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-L	na CMF laag O ₃	10,1
14-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-H	na CMF hoog O ₃	10,5
14-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-A	na CMF AOP	7,66
20-aug	PAN-PIRWZI-TB-EFF	effluent	9,88
21-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-L	na CMF laag O ₃	9,16
21-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-H	na CMF hoog O ₃	9,54
21-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-A	na CMF AOP	6,6
22-aug		berekend influent na verdunning	3,952
22-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-L	na CMF laag O ₃	4,15
22-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-H	na CMF hoog O ₃	4,115
22-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-A	na CMF AOP	2,8
27-aug	PAN-PIRWZI-TB-EFF	effluent	10,6
28-aug		berekend influent na verdunning	4,24
28-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-L	na CMF laag O ₃	4,5
28-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-H	na CMF hoog O ₃	4,35
28-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-A	na CMF AOP	3,08

Tabel 56: UV-T waarden van verschillende monsters

datum	monstercode	omschrijving	E (m ⁻¹)	UV-T (%)
6-aug	PAN-PIRWZI-TB-EFF	effluent	27,379	53,237
7-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-L	pilot laag O ₃	10,028	79,382
7-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-H	pilot hoog O ₃	8,021	83,136
7-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-A	pilot AOP	8,595	82,045
7-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-L	na CMF laag O ₃	9,519	80,317
7-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-H	na CMF hoog O ₃	7,348	84,435
7-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-A	na CMF AOP	8,371	82,469
13-aug	PAN-PIRWZI-TB-EFF	effluent	27,86	52,649
14-aug	PAN-PIRWZI-TB-EFF	effluent		
14-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-L	pilot laag O ₃	11,145	77,366
14-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-H	pilot hoog O ₃	9,585	80,196
14-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-A	pilot AOP	8,82	81,621
14-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-L	na CMF laag O ₃	10,683	78,193
14-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-H	na CMF hoog O ₃	9,415	80,51
14-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-A	na CMF AOP	8,003	83,171
20-aug	PAN-PIRWZI-TB-EFF	effluent	26,187	54,718
21-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-L	pilot laag O ₃	8,767	81,72
21-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-H	pilot hoog O ₃	7,397	84,339
21-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-A	pilot AOP	6,985	85,143
21-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-L	na CMF laag O ₃	8,774	81,707
21-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-H	na CMF hoog O ₃	7,093	84,932
21-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-A	na CMF AOP	6,803	85,501
22-aug		berekend effluent na verdunning	10,4748	78,56914009

datum	monstercode	omschrijving	E (m ⁻¹)	UV-T (%)
22-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-L	pilot laag O ₃	4,184	90,816
22-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-H	pilot hoog O ₃	3,585	92,077
22-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-A	pilot AOP	3,241	92,809
22-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-L	na CMF laag O ₃	3,937	91,333
22-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-H	na CMF hoog O ₃	3,487	92,285
22-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-A	na CMF AOP	3,091	93,13
27-aug	PAN-PIRWZI-TB-EFF	effluent	53,463	27,195
28-aug		berekend effluent na verdunning	21,3852	61,11502588
28-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-L	pilot laag O ₃	5,624	87,854
28-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-H	pilot hoog O ₃	4,032	91,134
28-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-A	pilot AOP	3,436	92,393
28-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-L	na CMF laag O ₃	5,217	88,681
28-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-H	na CMF hoog O ₃	4,012	91,176
28-aug	PAN-PIRWZI-PIL-EFF-A	na CMF AOP	3,368	92,538

IX Analyses van micro-organismen tijdens deel 1 meetcampagne

Tabel 57: *Cryptosporidium* en *Giardia* in het RWZI effluent op verschillende dagen

	Cryptosporidium		Giardia	
	25-jul	12-sep	25-jul	12-sep
RWZI effluent	0,037	1	0,093	0,68

Tabel 58: Analyses van *Clostridia* sporen op verschillende dagen in het effluent en na behandeling ervan

	Clostridia sporen	
	25-jul	12-sep
RWZI effluent	4,30E+04	6,80E+04
Na O ₃	5,40E+03	1,10E+04
Na ker filters	< 10	< 10
WRK	< 10	10

Tabel 59: *Campylobacter* in het effluent en na verschillende behandelingsstappen

	Campylobacter	
	25-jul	12-sep
RWZI effluent	< 0,2	310
Na O ₃	< 0,1	< 0,08
Na ker filters	< 0,2	< 0,07
WRK	0,22	0,71

Tabel 60: Analyses van bacteriën van de Coligroep en *E-coli* in het effluent en na verschillende behandelingsstappen

	Coligroep		E-coli	
	25-jul	12-sep	25-jul	12-sep
RWZI effluent	9,7E+04	2,7E+05	1,2E+04	2,4E+05
Na O ₃	3,0E+01	5,0E+02	3,0E+01	2,2E+02
Na ker filters	< 10	< 10	< 10	< 10
WRK	< 10	1,0E+01	< 10	< 10

Tabel 61: Analyses van Enterococci in het effluent en na verschillende behandelingsstappen

	Enterococci	
	25-jul	12-sep
RWZI effluent	1,6E+03	1,8E+04
Na O ₃	< 10	1,0E+01
Na ker filters	< 10	< 10
WRK	< 10	< 10

Tabel 62: Het aantal somatische colifagen in RWZI effluent, in het water na de volgende processtappen, en in WRK-water in pve/l (Plaque vormende eenheden).

	Somatische colifagen	
	25-jul	12-sep
RWZI effluent	8,60E+04	1,70E+07
Na O ₃	5,74	311
Na ker filters	1,11	< 0,9
WRK	< 0,9	< 0,9

Tabel 63: Het aantal natuurlijke virussen in RWZI effluent, in het water na de volgende processtappen, en in WRK-water in pve/l (Plaque vormende eenheden).

	NV2314		NV2247	
	25-jul	12-sep	25-jul	12-sep
RWZI effluent	1,4E+09	6,7E+09	7,2E+10	7,3E+10
Na O ₃	2,5E+06	2,7E+08	2,6E+08	3,3E+09
Na ker filters	5,1E+02	4,9E+04	2,8E+04	3,7E+05
WRK	9,7E+06	5,1E+06	1,5E+07	1,0E+07

X Analyses van micro-organismen tijdens deel 2 monitoringsprogramma

Tabel 64: Het aantal *Cryptosporidium* en *Giardia* (oo)cysten

	Cryptosporidium		Giardia	
	7-aug	13-aug	7-aug	13-aug
RWZI effluent LD	0,036	< 0,0099	3,1	2
RWZI effluent AOP	0,029	0,0099	3,1	3

Tabel 65: Aantallen SSRC op 7 aug. en 13 aug. 2019

	SSRC	SSRC
	7-aug	13-aug
RWZI eff LD	8,3E+04	1,1E+05
na O ₃ LD	8,6E+02	8,0E+03
keramische filters LD	< 10	< 10
na O ₃ HD	20	6,1E+02
keramische filters HD	< 10	< 10
RWZI eff AOP	6,5E+04	4,4E+04
na O ₃ AOP	3,1E+04	1,3E+04
keramische filters AOP	1,0E+05	< 10

Tabel 66: Aantal *Campylobacter* op 7 en 13 aug. 2019

	Campylobacter	
	7-aug	13-aug
RWZI eff LD	9,36	84
RWZI eff AOP	< 0,1	< 0,1

Tabel 67: aantallen Coliformen/*E.coli* tijdens monitoring op 7 en 13 aug. 2019

	coligroep		E coli	
	7-aug	13-aug	7-aug	13-aug
RWZI eff LD	2,2E+05	2,9E+05	1,4E+05	2,3E+05
na O ₃ LD	3,4E+02	4,7E+02	6,8E+01	3,1E+02
keramische filters LD	< 10	< 10	< 10	< 10
na O ₃ HD	< 10	9,9E+01	< 10	4,4E+01
keramische filters HD	< 10	< 10	< 10	< 10
RWZI eff AOP	1,1E+05	1,1E+05	4,4E+04	2,2E+04
na O ₃ AOP	4,6E+03	1,3E+03	1,8E+03	6,5E+02
keramische filters AOP	< 10	< 10	< 10	< 10

Tabel 68: aantallen enterococcon tijdens monitoring op 7 en 13 aug. 2019

	Enterococcon	
	7-aug	13-aug
RWZI eff LD	2,1E+03	2,1E+04
na O ₃ LD	20	30
keramische filters LD	< 10	< 10
na O ₃ HD	< 10	< 10
keramische filters HD	< 10	< 10
RWZI eff AOP	4,2E+03	1,8E+04
na O ₃ AOP	2,0E+02	1,1E+02
keramische filters AOP	< 10	< 10

Tabel 69: Het aantal somatische colifagen in het effluent en na de behandelingen

	Somatische fagen	
	7-aug	13-aug
RWZI eff LD	1,3E+08	1,3E+07
na O ₃ LD	8	54
ker filters LD	2	< 1
na O ₃ HD	< 1	25
ker filters HD	< 1	< 1
RWZI eff AOP	1,7E+08	8,6E+06
na O ₃ AOP	4,5E+02	1,6E+02
ker filters AOP	< 1	< 1

Tabel 70: De aantallen natuurlijke virussen in het effluent en na de behandelingen

	NV2314		NV2247		NV2310	
	7-aug	13-aug	7-aug	13-aug	7-aug	13-aug
RWZI eff LD	7,5E+05	1,3E+06	1,1E+10	1,4E+09	2,8E+06	6,7E+06
na O ₃ LD	< 100	< 92	1,0E+05	5,6E+04	2,1E+03	1,3E+04
ker filters LD	< 90	< 92	2,4E+03	3,5E+03	< 90	1,4E+02
na O ₃ HD	< 120	< 100	4,2E+02	4,5E+03	< 120	3,1E+03
ker filters HD	< 95	< 85	5,7E+02	5,9E+02	< 95	< 85
RWZI eff AOP	3,9E+05	1,2E+06	2,4E+09	9,2E+08	2,3E+06	4,6E+06
na O ₃ AOP	7,7E+03	1,9E+04	9,4E+07	7,5E+07	6,6E+04	3,0E+05
ker filters AOP	7,2E+02	< 99	9,0E+06	1,7E+04	6,5E+03	< 99