

VERWIJDERING VAN MICROVERONTREINIGINGEN UIT EFFLUENTEN VAN RWZI'S



RAPPORT

2015
27

VERWIJDERING VAN MICROVERONTREINIGINGEN
UIT EFFLUENTEN VAN RWZI'S
EEN VERTALING VAN KENNIS EN ERVARING UIT
DUITSLAND EN ZWITSERLAND

RAPPORT

2015

27

ISBN 978-90-5773-677-3



COLOFON

UITGAVE Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

DIT PROJECT IS MOGELIJK GEMAAKT EN GEFINANCIERD DOOR
Interreg IV-B Project TAPES
STOWA
Waterschap de Dommel

BEGELEIDINGSCOMMISSIE
Manon Bechger, Waternet
Alexandra Deeke, Waterschap de Dommel
Anna Koenis, Hoogheemraadschap van Rijnland
Astrid Fischer, TU Delft
Tony Flameling, Waterschap de Dommel
Dennis Piron, Waterschap Rivierenland
Gerard Rijs, Rijkswaterstaat
Cora Uijterlinde, STOWA

MET DANK AAN
Rita Hochstrat, Fachhochschule Nordwestschweiz, Duitsland
Michael Thomann, Holinger AG, Zwitserland

PROJECTUITVOERING
Mirabella Mulder, Mirabella Mulder Waste Water Management
Demet Antakyali, Grontmij Germany, Köln
Sandra Ante, Grontmij Germany, Köln

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau
STOWA STOWA 2015-27
ISBN 978-90-5773-677-3

COPYRIGHT Teksten en figuren uit dit rapport mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

DISCLAIMER Deze uitgave is met de grootst mogelijke zorg samengesteld. Niettemin aanvaarden de auteurs en de uitgever geen enkele aansprakelijkheid voor mogelijke onjuistheden of eventuele gevolgen door toepassing van de inhoud van dit rapport.

TEN GELEIDE

De term microverontreinigingen is een verzamelnaam voor een grote groep stoffen met verschillende toepassingen en uiteenlopende chemische eigenschappen. Het gaat om geneesmiddelen, hormonen, weekmakers, brandvertragende stoffen, geperfluoreerde verbindingen, bestrijdingsmiddelen en biociden, geurstoffen, UV-filters, antioxidanten en meer.

Microverontreinigingen komen in het watermilieu terecht bij de productie van stoffen, via uitscheiding door mens en dier, bij bemesting of spuiten van bestrijdingsmiddelen. Ook komen ze vrij bij het gebruik van persoonlijke verzorgingsmiddelen of andere consumentenproducten. Veel microverontreinigingen komen via het afvalwater op rioolwaterzuiveringsinstallaties (rwzi) terecht. Hier wordt een deel van de stoffen verwijderd door afbraak en adsorptie aan actief slib. Wat niet wordt verwijderd, wordt met het effluent op het oppervlaktewater geloosd.

De concentraties van de aangetroffen stoffen in afvalwater, oppervlaktewater, grondwater en drinkwater zijn meestal laag. Ze liggen in de ordegrootte van nanogrammen tot microgrammen per liter. Effecten voor de mens (via drinkwater) zijn onwaarschijnlijk. Effecten voor waterorganismen moeten echter, ondanks de lage concentraties, wel serieus genomen worden. Op basis van de huidige kennis zijn effecten in afvalwater en oppervlaktewater bij milieuconcentraties reëel als de chronische, specifieke en mengseleffecten worden meegenomen in de risicobeoordeling van deze stoffen. Dit geldt met name voor kleinere wateren die sterk beïnvloed worden door rwzi-effluent.

Er zijn verschillende mogelijkheden voor emissiereductie van microverontreinigingen. Het betreft bronmaatregelen, technische maatregelen in de afvalwaterzuivering en drinkwaterbereiding, en alternatieve mogelijkheden waarbij deelstromen van afval of afvalwater apart worden behandeld (zogenoemde nieuwe sanitatie). Waar in de waterketen maatregelen het best genomen kunnen worden, en wie de kosten moet betalen, is nog onderwerp van een brede discussie.

De Unie van Waterschappen en de Vewin hebben in november 2014 het 'Plan van aanpak geneesmiddelen in de waterketen' aangeboden aan de staatsecretaris van Infrastructuur en Milieu. Hierin wordt ingezet op drie sporen: 1) probleemanalyse (hoe erg is het?), 2) bronaanpak (hoe kunnen we voorkomen dat de stoffen in de waterketen komen?) en 3) ketenaanpak (waar kunnen maatregelen het best genomen worden?). Dit rapport sluit aan bij het derde spoor. In dit rapport wordt bestaande kennis en ervaring uit het buitenland ontsloten ten aanzien van de mogelijkheden om microverontreinigingen uit effluenten van rwzi's te verwijderen. Deze kennis kan vervolgens worden ingezet in vervolgprojecten, zoals praktijkonderzoek naar nabehandeling van rwzi-effluenten in Nederland.

Ir. J.J. Buntsma
Directeur STOWA

SAMENVATTING

Risico's ten gevolge van de aanwezigheid van microverontreinigingen in het watermilieu zijn niet uit te sluiten, waardoor vanuit de maatschappij steeds meer aandacht gevraagd wordt om de belasting van het oppervlaktewater met (resten van) geneesmiddelen en andere microverontreinigingen terug te dringen. Effluentlozingen van rioolwaterzuiveringen (rwzi's) en riooloverstorten zijn zogenaamde hotspots voor de lozing van microverontreinigingen naar het watermilieu. STOWA en het Interreg IV-B project TAPES hebben het initiatief genomen om een eerste verkenning te laten uitvoeren naar de full-scale kennis en ervaring op het gebied van verwijdering van microverontreinigingen uit effluenten van communale rwzi's in Duitsland en Zwitserland. Het doel is de vertaling van deze kennis en ervaring naar de Nederlandse zuiveringspraktijk.

In deze verkenning wordt gebruik gemaakt van de kennis en ervaring, die is opgedaan in full-scale installaties, waar 80-100% van het rwzi-effluent wordt nabehandeld. De volgende technieken zijn full-scale gerealiseerd in Duitsland en Zwitserland:

- Ozonisatie gecombineerd met zandfiltratie
- Poedervormig ActiefKooldosering (PAK) gecombineerd met zandfiltratie
- Granulair ActiefKool (GAK) filtratie

In het geval van poederkooldosering en ozonisatie is een zandfilter nageschakeld: voor poederkooldosering voor de verwijdering van poederkooldeeltjes en voor ozonisatie om metaboliën te verwijderen, die nadelig kunnen zijn voor het watermilieu.

Deze technieken kunnen over het algemeen eenvoudig worden nageschakeld in Nederland op dezelfde wijze als in Duitsland en Zwitserland is gebeurd. Uiteraard dient er wel fysiek ruimte aanwezig te zijn om de nabehandelingsinstallaties te kunnen realiseren. Bovendien dienen maatregelen te worden genomen op het gebied van arbo-omstandigheden en veiligheid in het geval van ozonisatie of PAK-behandeling. Aanvullende eisen aan de kwaliteit van het te behandelen effluent zijn er nauwelijks, ervan uitgaande dat de rwzi's in Nederland voldoen aan de eisen conform de EU-richtlijn Stedelijk afvalwater ⁴. Hierbij moet slibuitspoeling vanuit de nabezinktanks zoveel mogelijk worden voorkomen, aangezien dit de nabehandelingsinstallatie vervuult en zorgt voor hogere kosten, vanwege een hogere benodigde ozon- of PAK-dosering of frequentere vervanging van GAK. Het ammonium- en fosfaatgehalte van het effluent beïnvloeden de prestaties van de nabehandeling nauwelijks. Nitraat leidt door omzetting in stikstofoxiden echter wel tot een hogere benodigde ozondosering. Daarnaast is een hoog bromidegehalte in het effluent wellicht beperkend voor de inzet van ozon, vanwege de omzet naar het giftige bromaat.

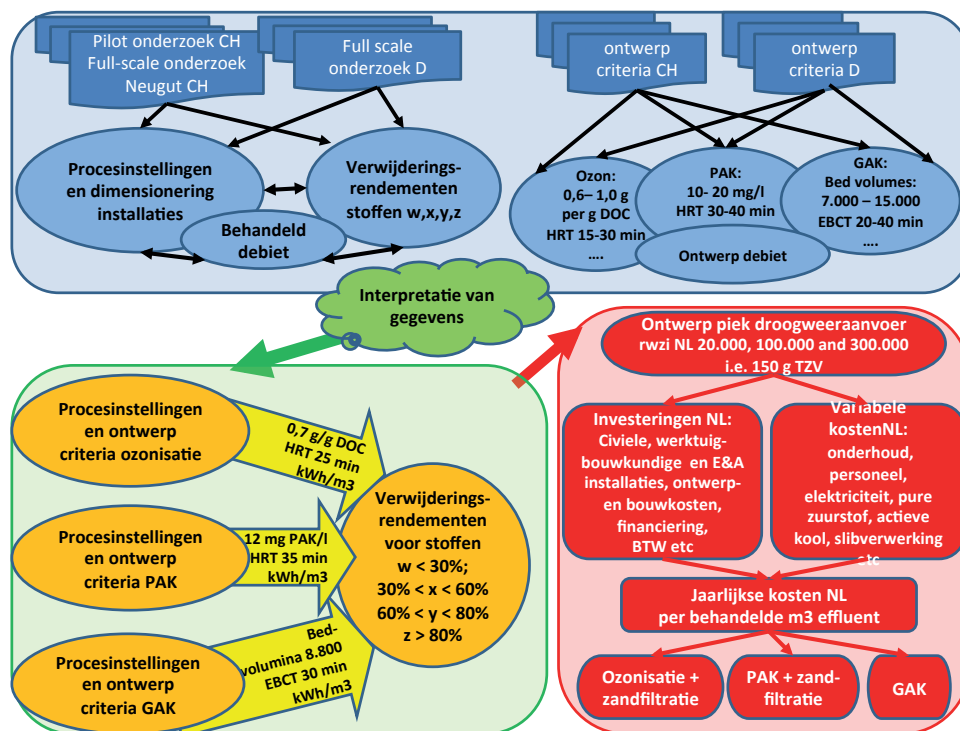
In Duitsland zijn 17 installaties uitgebreid met een full-scale nabehandeling ten behoeve van de verwijdering van microverontreinigingen. De technieken die gebruikt worden gaan uit van ozonisatie of actiefkool adsorptie zowel door dosering van poedervormig actiefkool (PAK) als granulair actiefkool filtratie (GAK). Anno 2015 staat voor 11 rwzi's in Duitsland de realisatie van een nabehandelingstap gepland. In Zwitserland is grootschalig pilotonderzoek uitgevoerd op 3 rwzi's met ozonisatie en dosering van actief poederkool. Full-scale is één rwzi uitgebreid met ozonisatie (incl. bestaande zandfiltratie in Neugut nabij EAWAG). In 2015

4 CZV < 125 mg/l, BZV < 20 mg/l en zwevende stof (SS) piekwaarde < 30 mg/l.

worden nog drie rwzi's uitgebreid: twee met een nageschakelde poederkooldosering en één met ozonisatie. Op basis van de kennis en ervaring met het ontwerp en de bedrijfsvoering van deze full-scale installaties, zijn in dit rapport uitgangspunten vastgesteld ten aanzien van de dimensionering van de installaties en overige ontwerp- en bedrijfsvoeringscriteria voor de Nederlandse situatie. De methode die gevolgd is om tot deze uitgangspunten te komen, is gevisualiseerd in figuur a.

FIGUUR A

WERKMETHODE VERTALING KENNIS EN ERVARING UIT DUITSLAND EN ZWITSERLAND NAAR DE NEDERLANDSE ZUIVERINGSPRAKTIJK



- 1 Eerst is vastgesteld op basis van welke ontwerpcriteria vergelijkbare verwijderingsrendementen kunnen worden behaald voor de verschillende gidsstoffen in Duitsland en Zwitserland. Deze criteria zijn gebaseerd op behaalde resultaten in grootschalig pilotonderzoek en full scale onderzoek in Duitsland en Zwitserland en op basis van expert judgement van Duitse en Zwitserse specialisten.
- 2 Vervolgens is de wijze van het bepalen van het ontwerpdebiet vastgesteld
- 3 Nu de dimensioneringsgrondslagen duidelijk zijn, kunnen de investeringskosten worden bepaald voor de benodigde procesonderdelen zoals tanks, leidingwerk, werktuigbouwkundige onderdelen zoals pompen en mixers, elektrotechnische werken en de benodigde procesautomatisering. Variabele kosten en primair energieverbruik kunnen worden berekend op basis van aannamen ten aanzien van benodigde hoeveelheden ozon, kool, chemicaliën en elektriciteit, slibproductie, benodigd personeel en onderhoud etcetera.
- 4 Tenslotte kunnen dan de indicatieve kosten en primair energieverbruik worden berekend voor drie schaalgroottes van rwzi's (20.000 i.e., 100.000 i.e and 300.000 i.e. 150 g TZV) Conform de werkwijze in figuur a, zijn indicatieve kosten berekend voor de Nederlandse situatie voor de realisatie van een nabehandeling van rwzi-effluent, met als doel de verwijdering van microverontreinigingen (zie tabel A).

TABEL A

INDICATIEVE KOSTEN VERWIJDERING MICROVERONTREINIGINGEN PER BEHANDELDE KUBIEKE METER RWZI-EFFLUENT; AANGENOMEN DOC
CONCENTRATIE RWZI EFFLUENT 11 MG/L

Capaciteit rwzi	20.000 i.e. 150 g TZV	100.000 i.e. 150 g TZV	300.000 i.e. 150 g TZV
Ozonisatie + zandfiltratie	€ 0,22	€ 0,18	€ 0,16
PAK + zandfiltratie	€ 0,26	€ 0,20	€ 0,18
GAK-filtratie	€ 0,28	€ 0,26	€ 0,26

De kostenberekeningen zijn gevoelig voor de aangenomen concentratie opgeloste organische stof (Dissolved Organic Carbon oftewel DOC) in het te behandelen rwzi-effluent. Als de DOC-concentratie 4 mg/l hoger of lager is dan de aangenomen 11 mg/l, dan zullen de kosten per m³ behandeld effluent toenemen respectievelijk afnemen met 15-20%. Indien al een nageschakelde behandeling in de vorm van zandfiltratie is gerealiseerd, zullen de kosten lager zijn, omdat de opvoerhoogte van het effluent kan worden geoptimaliseerd in relatie tot het zandfilter. Hierbij wordt benadrukt dat deze kosten indicatief zijn en gebaseerd zijn op kostenkengetallen en extrapolatie van kennis en ervaring uit Duitsland en Zwitserland. Alleen op basis van onderzoek in Nederland op praktijkschaal in combinatie met beleidsmatige vaststelling van de gewenste effluentkwaliteit, kunnen de kosten goed in beeld worden gebracht.

De te behalen verwijderingsrendementen zijn afhankelijk van de stof, de toegepaste techniek, de dimensioneringsgrondslagen hiervan en de wijze van implementatie. Over het algemeen zullen de meeste microverontreinigingen met ozonisatie, PAK-behandeling en GAK-filtratie verwijderd kunnen worden voor meer dan 30-80%, met uitzondering van persistente stoffen zoals röntgencontrastmedia ⁵. De kans op de vorming van milieuschadelijke metabolieten door ozonisatie is reden tot zorg. Of zandfiltratie in staat is om deze metabolieten adequaat genoeg te verwijderen is onderwerp van discussie in Zwitserland en Duitsland en dient nader onderzocht te worden voor de Nederlandse situatie.

De nabehandeling van effluent levert, conform de uitgangspunten in dit rapport, een forse verhoging op van het (primair) energieverbruik van behandeling van afvalwater door een rwzi: ozonisatie gevolgd door zandfiltratie leidt tot een verhoging van 30%, PAK-behandeling inclusief zandfiltratie tot 50% en GAK-filtratie tot meer dan 200%.

In dit rapport is voor GAK-filtratie uitgegaan van gebruik van verse actiefkool. De huidige wijze van regeneratie zorgt voor een granulair actiefkool met sterk verminderde adsorptie-eigenschappen voor de verwijdering van microverontreinigingen. Hierdoor zijn de kosten en het primaire energieverbruik van een GAK-filtratie vele malen hoger dan ozonisatie of PAK-behandeling in combinatie met zandfiltratie. Door de regeneratie van granulair actiefkool te optimaliseren, kan GAK-filtratie naar verwachting concurrerend worden met ozonisatie of PAK-behandeling.

5 Het verwijderingsrendement wordt bepaald op basis van een jaargewogen gemiddelde van het effluent van de voorbezinktank en het effluent van de nabehandeling van de rwzi. Biologische afbraak en adsorptie in het actief slib systeem draagt hierdoor bij aan het verwijderingsrendement.

DE STOWA IN HET KORT

STOWA is het kenniscentrum van de regionale waterbeheerders (veelal de waterschappen) in Nederland. STOWA ontwikkelt, vergaart, verspreidt en implementeert toegepaste kennis die de waterbeheerders nodig hebben om de opgaven waar zij in hun werk voor staan, goed uit te voeren. Deze kennis kan liggen op toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk-juridisch of sociaalwetenschappelijk gebied.

STOWA werkt in hoge mate vraaggestuurd. We inventariseren nauwgezet welke kennisvragen waterschappen hebben en zetten die vragen uit bij de juiste kennisleveranciers. Het initiatief daarvoor ligt veelal bij de kennisvragende waterbeheerders, maar soms ook bij kennisinstellingen en het bedrijfsleven. Dit tweerichtingsverkeer stimuleert vernieuwing en innovatie. Vraaggestuurd werken betekent ook dat we zelf voortdurend op zoek zijn naar de 'kennisvragen van morgen' – de vragen die we graag op de agenda zetten nog voordat iemand ze gesteld heeft – om optimaal voorbereid te zijn op de toekomst.

STOWA ontzorgt de waterbeheerders. Wij nemen de aanbesteding en begeleiding van de gezamenlijke kennisprojecten op ons. Wij zorgen ervoor dat waterbeheerders verbonden blijven met deze projecten en er ook 'eigenaar' van zijn. Dit om te waarborgen dat de juiste kennisvragen worden beantwoord. De projecten worden begeleid door commissies waar regionale waterbeheerders zelf deel van uitmaken. De grote onderzoekslijnen worden per werkveld uitgezet en verantwoord door speciale programmacommissies. Ook hierin hebben de regionale waterbeheerders zitting.

STOWA verbindt niet alleen kennisvragers en kennisleveranciers, maar ook de regionale waterbeheerders onderling. Door de samenwerking van de waterbeheerders binnen STOWA zijn zij samen verantwoordelijk voor de programmering, zetten zij gezamenlijk de koers uit, worden meerdere waterschappen bij één en het zelfde onderzoek betrokken en komen de resultaten sneller ten goede van alle waterschappen.

De grondbeginselen van STOWA zijn verwoord in onze missie:

Het samen met regionale waterbeheerders definiëren van hun kennisbehoeften op het gebied van het waterbeheer en het voor én met deze beheerders (laten) ontwikkelen, bijeenbrengen, beschikbaar maken, delen, verankeren en implementeren van de benodigde kennis.

SUMMARY

Municipal wastewater treatment plants play a key role in micropollutant entry to surface water bodies, as they are the collection point of urban wastewater. Conventional wastewater treatment processes are basically designed to remove macropollutants and remove micropollutants only partially. The non-removable part of micropollutants enters water bodies through the discharge of effluents of wastewater treatment plants. STOWA and the Interreg IV-B project TAPES have taken the initiative to do a first general study on the current knowledge on removal of micropollutants from effluents of municipal wastewater treatment plants in Germany and Switzerland. The objective of this study is to translate the current experience in full scale applications from Germany and Switzerland to Dutch conditions. The techniques which are extensively researched on a large scale on effluents of wastewater treatment plants are:

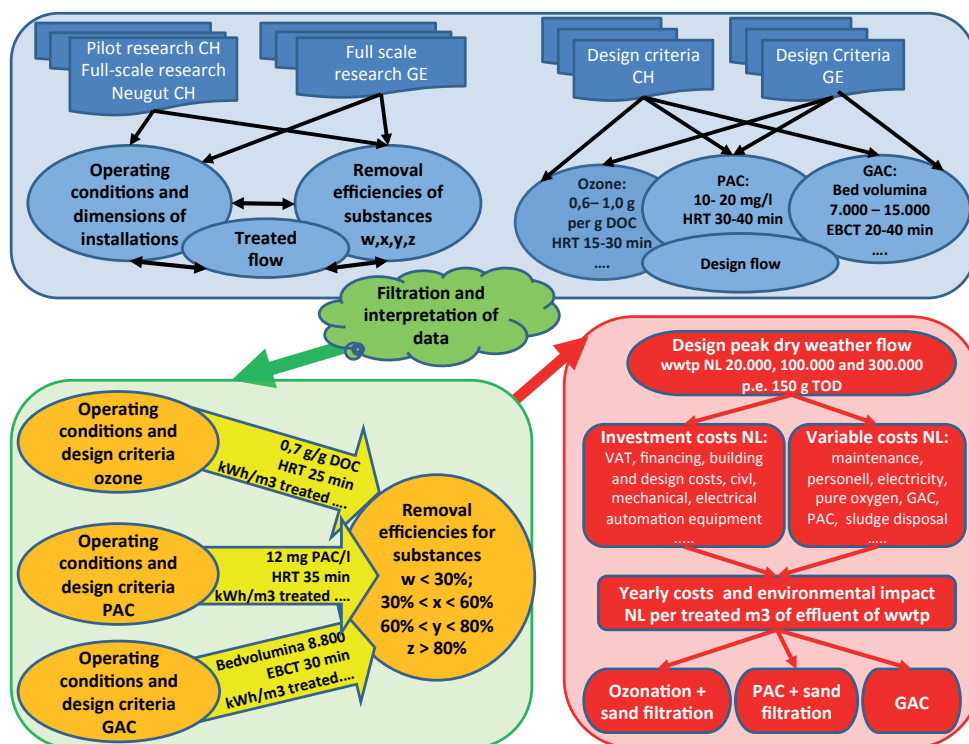
- Ozonation
- Powdered Activated Carbon (PAC) dosage and
- Granular Activated Carbon (GAC) filtration

These techniques can be easily implemented on Dutch wwtp, providing there is enough space for the posttreatment and the effluent quality meets the EU-Water Framework Directive. Also safety measures have to be implemented when using PAC-treatment or ozonation. Special attention has to be given to an increased amount of suspended solids in the effluent, because of malfunction of the settling tank. These solids can cause a GAC filter to clog, which increases costs. A high solids content will also increase the costs for ozonation and PAC-treatment. Also a high nitrate content in the effluent will increase costs for ozonation. Furthermore attention has to be given to the amount of bromide in the to be treated effluent, because of transformation into the bromate through ozonation.

At the present situation in Germany 17 full-scale installations have been implemented with a post treatment step and for another 11 wwtp's a post treatment is planned. Implemented techniques are ozonation, PAC- and GAC-treatment. In Switzerland large-scale research has been carried out at 3 wwtp's with ozonation and PAC-treatment. One full-scale post treatment is currently in operation with ozonation and sandfiltration at Neugut since 2015. Three other Swiss post treatment are under construction: one with ozonation and one with PAC-treatment. Based on the available knowledge and experience with designing and operating these full-scale post treatments, design criteria and operating conditions were established for the Dutch situation. The working method is visualized in figure b.

FIGURE B

WORKING METHOD COST ESTIMATES FOR MICROPOULLUTANT REMOVAL FROM EFFLUENTS IN WWTP IN THE NETHERLANDS



- 1 First removal rates, which presumably can be established for different substances are fixed under specific design and operating conditions. These are chosen based on the latest insights on average design and operating parameters for full scale plants and expert judgement of German and Swiss engineers and operators.
- 2 Secondly, the design flow is fixed for the Dutch situation.
- 3 Thirdly, investment costs and primary energy use are calculated based on dimensioning of civil structures like (settling) tanks and piping, mechanical equipment like pumps, ozone generators, mixing and aeration devices and electrical and automation equipment. Operational costs and primary energy are calculated based on assumptions on power consumption, consumption of chemicals and/or activated carbon, sludge production and costs for sludge processing, required personell and maintenance etcetera.
- 4 Finally, as an example costs and primary energy use are calculated for three scales of wastewater treatment plants which are common in the Netherlands: 20.000 p.e, 100.000 p.e and 300.000 p.e. 150 g TOD.

For these three techniques costs are estimated in this report for three scales of wastewater treatment plants, which are common in the Netherlands (see table B). It is stressed that these costs are indicative and are based on general assumptions. Defining minimum removal efficiencies for micropollutants in combination with large scale and full-scale research in the Netherlands is needed to calculate the costs accurately.

TABLE B

INDICATIVE COSTS / TREATED M³ OF WWTP EFFLUENT FOR MICROPOULLUTANT REMOVAL IN THE NETHERLANDS; ASSUMED DOC CONCENTRATION 11 MG/L

Capacity wastewater treatment plant =>	20.000 p.e. 150 g TOD	100.000 p.e. 150 g TOD	300.000 p.e. 150 g TOD
Ozonation + sand filtration	€ 0,22	€ 0,18	€ 0,16
PAC + sand filtration	€ 0,26	€ 0,20	€ 0,18
GAC	€ 0,28	€ 0,26	€ 0,26

The DOC concentration influences the calculated costs considerably. An increase or decrease in DOC-concentration of 4 mg/l, will result in an increase or decrease in costs by 15-20%. If sandfiltration is already implemented, the costs for post treatment will be lower than mentioned in this report.

The increase in the use of primary energy and environmental impact is also estimated. Ozonation followed by sandfiltration gives the lowest extra impact: the increase is about 30%. PAC-treatment increases primary energy consumption and environmental impact by 50% and GAC-treatment by more than 200%.

Removal efficiencies of micropollutants differ per post treatment. Depending on the substance, the technique and the way in which the technique is implemented, different substances will have different removal rates. In general persistent micropollutants like x-ray contrast media will not be removed by post treatment of wwtp effluent. Other micropollutants will generally be removed in the range of more than 30%-80% ⁶.

For ozonation, the formation of toxic transformation products is a topic of discussion. In Germany and Switzerland it is advised to implement a biological sand filtration step after ozonation, to remove any biodegradable transformation products formed during ozonation. Whether this sand filtration after ozonation is adequate enough is not known and should be further researched for the Dutch situation.

The variable costs and primary energy use of GAC-treatment are relatively high. This is mainly caused by the fact that in this report it is assumed, that regenerated coal is not effective enough for the removal of micropollutants from effluents of wastewater treatment plants. By optimizing regeneration of GAC, costs of GAC-treatment can be competitive with PAC-treatment or ozonation.

6 Based on the removal efficiency of the concentration in the outflow of the presettling tank and the effluent of the post-treatment: biological degradation of substances in the activated sludge system is thus incorporated in this removal rate. The removal rate is based on yearly average loads .

DE STOWA IN BRIEF

The Foundation for Applied Water Research (in short, STOWA) is a research platform for Dutch water controllers. STOWA participants are all ground and surface water managers in rural and urban areas, managers of domestic wastewater treatment installations and dam inspectors.

The water controllers avail themselves of STOWA's facilities for the realisation of all kinds of applied technological, scientific, administrative legal and social scientific research activities that may be of communal importance. Research programmes are developed based on requirement reports generated by the institute's participants. Research suggestions proposed by third parties such as knowledge institutes and consultants, are more than welcome. After having received such suggestions STOWA then consults its participants in order to verify the need for such proposed research.

STOWA does not conduct any research itself, instead it commissions specialised bodies to do the required research. All the studies are supervised by supervisory boards composed of staff from the various participating organisations and, where necessary, experts are brought in.

The money required for research, development, information and other services is raised by the various participating parties. At the moment, this amounts to an annual budget of some 6,5 million euro.

For telephone contact number is: +31 (0)33 - 460 32 00.

The postal address is: STOWA, P.O. Box 2180, 3800 CD Amersfoort.

E-mail: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl.

BEGRIPPENLIJST

Term	Betekenis
BZV	Biologisch zuurstofverbruik
CZV	Chemisch zuurstofverbruik
DOC	Afkorting voor Dissolved Organic Carbon. De DOC-waarde van rwzi-effluent wordt bepaald door het over een 0,45 µm filter te leiden. De fractie organische stof die niet wordt tegengehouden door het filter wordt DOC genoemd.
DWA	Droogweer aanvoer naar een rwzi
GAK	Afkorting voor granulair actiefkool
GAK-filtratie	Filtratie van rwzi-effluent in een neerwaarts doorstroomd vastbed filter gevuld met granulair actiefkool
GER-waarde	Gross Energy Requirement. Dit is de bruto energie-inhoud van een stof, uitgedrukt in primaire energie, volgend uit een impact-analysemethode. Deze analyse berekent hoeveel primaire energie benodigd is voor een hoeveelheid finaal product. Het gaat om de totale primaire energie, die de productie van een stof vergt over de hele voor-keten, waarbij alle energiestromen worden geteld, inclusief de chemische energie die is ingesloten in de ruwe materialen
HRT	Afkorting van Hydraulic Retention Time: Hydraulische verblijftijd
i.e.	Afkorting van inwonerequivalent
i.e. 150 g TZV	Berekening anno januari 2015 van inwonerequivalenten in afvalwater in Nederland volgens de formule $(4,57 \cdot \text{Nkj (g/d)} + \text{CZV (g/d)}) / 150 \text{ g}$
i.e. 60 g BZV	Berekening anno januari 2015 van inwonerequivalenten in afvalwater in Duitsland volgens de formule $\text{BZV (g/d)} / 50 \text{ g}$
i.e. 120 g CZV	Berekening anno januari 2015 van inwonerequivalenten in afvalwater in Zwitserland volgens de formule $\text{CZV (g/d)} / 120 \text{ g}$
Inwonerequivalent	Maat voor de belasting van het afvalwater (verontreiniging) die een inwoner gemiddeld per dag produceert.
Ozon	Ozon (O ₃) is een onstabiel molecuul, wat snel reageert met organische en anorganische verbindingen.
Ozonisatie	Effluent van een rwzi wordt in contact gebracht met ozon. Ozon wordt geproduceerd met zogenaamde ozongeneratoren door omgevingslucht of zuivere zuurstof bloot te stellen aan een hoog voltage elektriciteit. De geproduceerde ozon wordt vervolgens gemengd met het te behandelen rwzi-effluent in een contacttank. Deze contacttank is volledig luchtdicht. Niet alle ozon reageert weg en/of lost op in het rwzi-effluent, waardoor er een gedeelte restozon in de lucht achterblijft. Deze ozon is giftig en moet verwijderd worden in een speciale luchtbehandeling zoals bijvoorbeeld een actiefkoolfilter of katalytische luchtbehandeling. Het geozoniseerde effluent wordt vervolgens behandeld in een zandfilter om biologisch afbreekbare metabolieten te verwijderen, die door ozonisatie zijn ontstaan
PAK	Afkorting voor poedervorming actiefkool

PAK-behandeling	Effluent van een rwzi wordt in contact gebracht met in water opgelost poedervormig actiefkool (PAK) in een contacttank. Daarna wordt de PAK afgescheiden in een bezinktank. Het gereinigde effluent uit deze bezinktank wordt nabehandeld in een zandfilter om eventuele losse PAK-deeltjes te verwijderen. Het afgescheiden PAK-slib wordt afgevoerd tezamen met het spuislib van de actief slib tanks naar de slibverwerking. Een deel van de afgescheiden PAK kan tevens geretourneerd worden naar de actiefslib tank.
PLC	Een programmable logic controller (PLC, programmeerbare logische eenheid) is een elektronisch apparaat met een microprocessor die op basis van de informatie op zijn diverse ingangen, zijn uitgangen aanstuurt. Op rwzi's worden machines over het algemeen aangestuurd met PLC's waardoor ze een belangrijk onderdeel vormen in de automatisering van zuiveringsprocessen. Hoe de PLC zijn gegevens precies inleest, hangt af van de geïnstalleerde interfacekaarten en van de veldbusnetwerken waarlangs verschillende apparaten met elkaar gegevens uitwisselen
Primaire energie	Een energiehoeveelheid uitgedrukt in de vorm zoals wordt aangetroffen in de oorspronkelijk gewonnen energiedrager (bijv. hout, steenkool, olie, aardgas en uranium)
RWA	Regenweer aanvoer naar een rwzi
rwzi	Rioolwaterzuiveringsinstallatie
TSS	Totaal gesuspendeerd materiaal
TZV	Totaal zuurstofverbruik
Zandfiltratie	Filtratie van rwzi-effluent in een continue filter of vastbedfilter gevuld met zand
1-STEP®-filtratie	Behandeling van rwzi-effluent in een neerwaarts doorstroomd vastbedfilter met actiefkool als filtermedium. In vergelijking met GAK-filtratie vindt in het filter ook gelijktijdig biologische nitraatverwijdering en fysisch-chemische fosfaatverwijdering plaats

VERWIJDERING VAN MICROVERONTREINIGINGEN UIT EFFLUENTEN VAN RWZI'S EEN VERTALING VAN KENNIS EN ERVARING UIT DUITSLAND EN ZWITSERLAND

INHOUD

	TEN GELEIDE	
	SAMENVATTING	
	STOWA IN 'T KORT	
	SUMMARY	
	STOWA IN BRIEF	
	BEGRIPPENLIJST	
1	INLEIDING	1
	1.1 Aanleiding	1
	1.2 Doelstellingen	1
	1.3 Leeswijzer	2
2	ACHTERGRONDEN	3
	2.1 Oorsprong en effecten van microverontreinigingen	3
	2.2 Microverontreinigingen in de (afval)waterketen	4
	2.3 Wet- en regelgeving rondom microverontreinigingen	7
	2.4 Grootschalig pilotonderzoek en full-scale installaties in Duitsland en Zwitserland	8
3	OZONISATIE EN ACTIEF-KOOL BEHANDELING VAN RWZI-EFFLUENT	12
	3.1 Ozonisatie	12
	3.1.1 Werkingsprincipe	12
	3.1.2 Beheer en onderhoud	15
	3.2 Actiefkool adsorptie	17
	3.2.1 Werkingsprincipe	17
	3.2.2 Beheer en onderhoud	18
	3.3 Effectiviteit van ozonisatie, PAK- en GAK-behandeling van rwzi-effluent	20

4	DIMENSIONERING EN ONTWERPCRITERIA	23
4.1	Dimensioneringsgrondslagen in Duitsland en Zwitserland	23
4.2	Verwijderingsrendementen van microverontreinigingen	24
4.3	Ecotoxiciteit en de vorming van metabolieten	25
4.4	Dimensioneringsgrondslagen en ontwerpcriteria	28
	4.4.1 Synthese	28
	4.4.2 Ontwerpdebiet	30
	4.4.3 Processturing	31
5	INDICATIEVE KOSTEN	32
5.1	Uitgangspunten	32
5.2	Kostenberekeningen	34
5.3	Gevoeligheidsanalyse	36
5.4	Vergelijking met Duitse en Zwitserse kostenberekeningen	37
	5.4.1 Vergelijking met Duitse kostenberekeningen	38
	5.4.2 Vergelijking met Zwitserse kostenberekeningen	40
	5.4.3 Afsluitende opmerkingen	41
6	INVLOED OP HET PRIMAIR ENERGIEVERBRUIK	42
7	VERGELIJKING MET OVERIGE STOWA-STUDIES	44
7.1	Inleiding	44
7.2	Actiefkool filtratie	44
7.3	Ozonisatie	46
7.4	Conclusie	47
8	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	48
8.1	Overwegingen	48
8.2	Conclusies	49
8.3	Aanbevelingen	51
9	REFERENTIES	53
10	BIJLAGEN	58
	1. Overzicht onderzoek naar verwijdering van microverontreinigingen uit effluenten van rwzi's in Duitsland en Zwitserland	59
	2. Kostenberekeningen	63
	3. Invulbladen en resultaten rekenmodel STOWA 2012-30 primaire energiebehoefte	64
	4. Informatie TAPES project	

1

INLEIDING

1.1 AANLEIDING

Risico's ten gevolge van de aanwezigheid van microverontreinigingen in het milieu zijn niet uit te sluiten, waardoor vanuit de maatschappij steeds meer aandacht gevraagd wordt om de belasting van het oppervlaktewater met (resten van) geneesmiddelen en andere microverontreinigingen terug te dringen. De aanwezigheid van microverontreinigingen in oppervlaktewater en in (bronnen van) drinkwater wordt daarom ook vanuit de maatschappij als ongewenst beschouwd. Effluentlozingen van rioolwaterzuiveringen (rwzi's) en riooloverstorten zijn zogenaamde hotspots voor de lozing van microverontreinigingen naar het watermilieu. Hierdoor is nader onderzoek gewenst naar een kosteneffectieve wijze van het verwijderen van geneesmiddelenresten en andere microverontreinigingen uit effluenten van rwzi's [62].

Daarnaast krijgen geneesmiddelen(resten) en andere microverontreinigingen ook binnen de Europese Kader Richtlijn Water steeds meer aandacht: in het meest recente voorstel voor de Prioritaire Stoffenlijst van de KRW is voorgesteld om nieuwe stoffen op te nemen, waaronder twee geneesmiddelen: het ontstekingsremmende middel diclofenac en het actieve bestanddeel uit de anticonceptiepil (ethinyloestradiol). Vooralsnog is dit voorstel niet geïmplementeerd en is in plaats daarvan monitoring van de waargenomen concentraties van deze en andere microverontreinigingen in oppervlaktewater door de lidstaten voorgesteld [84].

Er bestaan momenteel geen lozingsvoorschriften in Nederland ten aanzien van de lozing van microverontreinigingen door rwzi's. Wel wordt in het kader van beleidsvorming nagedacht over de mogelijkheden en onmogelijkheden van zogenaamde 'end-of-pipe' oplossingen, door rwzi's uit te rusten met een effluentnabehandeling. Hiervoor is inzicht nodig in de wijze waarop deze nabehandeling van rwzi-effluent kan worden geïmplementeerd, de kosten hiervan en de overige effecten zoals invloed op de bedrijfsvoering van de rwzi's en energieconsumptie. Deze studie vormt een eerste aanzet voor de verkenning van deze aspecten, gebaseerd op de kennis en ervaring die is opgedaan in Duitsland en Zwitserland.

In Duitsland en Zwitserland is veel ervaring opgedaan met technieken voor de verwijdering van microverontreinigingen uit afvalwater op een grotere schaal dan in Nederland. Er is full-scale onderzoek op verschillende locaties uitgevoerd. De vraag is op welke wijze deze resultaten toepasbaar kunnen worden gemaakt voor de Nederlandse situatie. Met als doel om een realistisch beeld te krijgen van de mogelijkheden van de in te zetten technieken in de Nederlandse communale afvalwaterzuiveringspraktijk.

1.2 DOELSTELLINGEN

STOWA en het Interreg IV-B project TAPES (Transnational Action Programme on Emerging Substances; zie bijlage 4) hebben het initiatief genomen om een eerste verkenning te laten uitvoeren naar de full-scale kennis en ervaring op het gebied van verwijdering van microver-

ontreinigingen uit effluenten van communale rwzi's in Duitsland en Zwitserland. Het doel is de vertaling van deze kennis en ervaring naar de Nederlandse zuiveringspraktijk.

In deze verkenning wordt gebruik gemaakt van de kennis en ervaring die is opgedaan in de full-scale installaties, waar 80-100% van het rwzi-effluent wordt nabehandeld. De volgende technieken zijn full-scale gerealiseerd in Duitsland en Zwitserland:

- Ozonisatie gecombineerd met zandfiltratie
- Poeder ActiefKool dosering (PAK) gecombineerd met zandfiltratie
- Granular ActiefKool filtratie (GAK)

In het geval van poederkool dosering en ozonisatie is een zandfilter nageschakeld: voor poederkool dosering voor de verwijdering van poederkooldeeltjes en voor ozonisatie om metaboliën te verwijderen, die nadelig kunnen zijn voor het watermilieu. Deze nabehandeling wordt over het algemeen uitgevoerd in de vorm van een zandfilter.

Deze verkenning geeft eerste inzichten op het gebied van kosten en effecten van de implementatie van een effluent nabehandeling in de Nederlandse communale zuiveringspraktijk, door middel van ozonisatie en actiefkool adsorptie met als doel de verwijdering van microverontreinigingen. Hiervoor worden de invloed op de effluentkwaliteit, beheer en onderhoud, primaire energieconsumptie en kosten ingeschat op basis van de kennis en ervaring in Duitsland en Zwitserland. Voor drie veel voorkomende schaalgroottes van zuiveringen worden de indicatieve kosten per m³ behandeld effluent berekend: 20.000 i.e., 100.000 i.e. en 300.000 i.e. (150 g TZV).

1.3 LEESWIJZER

Na deze inleiding wordt in hoofdstuk 2 ingegaan op achtergrondinformatie ten aanzien van microverontreinigingen, zoals het onderzoek naar het voorkomen en verwijderen van microverontreinigingen in de waterketen en de wet- en regelgeving in Nederland, Duitsland en Zwitserland. Daarna beschrijft hoofdstuk 3 de technieken ozonisatie en actiefkool adsorptie: werkingsprincipes worden uitgelegd inclusief aspecten ten aanzien van beheer en onderhoud. Vervolgens worden in hoofdstuk 4 ontwerpcriteria en overige aannamen vastgesteld. Op basis van de informatie uit hoofdstuk 4 kunnen vervolgens de kosten en het primaire energieverbruik van de effluent nabehandeling worden berekend. Hoofdstuk 5 gaat in op de kosten, hoofdstuk 6 op het primaire energieverbruik. In hoofdstuk 7 worden de verkregen resultaten vergeleken met eerdere STOWA-publicaties. Het rapport sluit af met conclusies en aanbevelingen in hoofdstuk 8.

2

ACHTERGRONDEN

2.1 OORSPRONG EN EFFECTEN VAN MICROVERONTREINIGINGEN

Microverontreinigingen kunnen van natuurlijke oorsprong zijn, maar de meeste komen voort uit producten die doelbewust door de mens zijn gemaakt. Voorbeelden hiervan zijn pesticiden, geneesmiddelen, persoonlijke verzorgingsproducten, schoonmaakmiddelen en andere industriële producten zoals brandvertragers, anticorrosie- en antivriesmiddelen. Deze synthetische producten worden door industrieën, huishoudens en publieke instellingen zoals verzorgings-, verpleeg- en ziekenhuizen gebruikt. Na gebruik komen (resten van) deze stoffen in het afvalwater terecht. Deze stoffen hebben allen met elkaar gemeen, dat ze in zeer lage concentraties voorkomen in het oppervlaktewater (micro- tot picogram per liter), waardoor ze de term microverontreinigingen hebben gekregen. Ondanks de lage concentraties ontstaat steeds meer zorg over de effecten die deze microverontreinigingen hebben op het aquatisch ecosysteem. Via drinkwaterwinning uit oppervlaktewater zouden er ook effecten voor de volksgezondheid kunnen optreden.

De term microverontreinigingen wordt gebruikt voor een grote groep van verschillende soorten stoffen. In de EINECS-database (European Inventory for Existing Commercial Chemical Substances), zijn momenteel 100.000 stoffen geregistreerd. De groei van het aantal nieuwe stoffen is exponentieel [18]. De fysisch-chemische eigenschappen van al deze stoffen verschillen aanzienlijk. De stoffen kunnen polair zijn of apolair, biologisch afbreekbaar of persistent, hydrofiel of hydrofoob en deze eigenschappen kunnen wijzigen afhankelijk van omstandigheden zoals pH, temperatuur en de vorm waarin ze voorkomen (vast of vloeibaar). Ook vinden in de afvalwaterbehandeling, oppervlaktewater en bodemsediment biologische en fysisch-chemische processen plaats, waardoor bekende microverontreinigingen omgezet worden in metabolieten: stoffen waarvan vaak niet bekend is welke eigenschappen ze bezitten. Deze kunnen in sommige gevallen schadelijker zijn dan de bekende microverontreinigingen [19]. In het oppervlaktewater bevinden deze (resten van) microverontreinigingen zich in een cocktail, waarin lastig bepaald kan worden welke stoffen zich hierin in welke concentraties bevinden. Hierdoor is het gedrag en het effect van deze stoffen in het aquatisch milieu moeilijk te voorspellen.

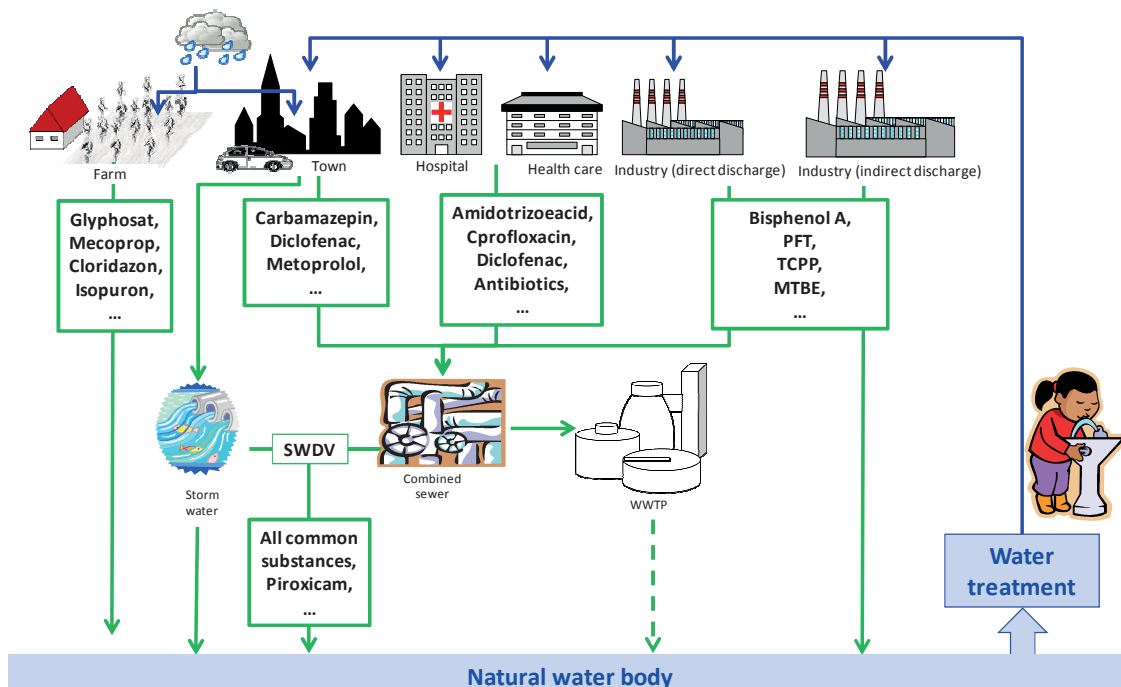
In verschillende wetenschappelijke studies is aangetoond dat microverontreinigingen schadelijke effecten aan organismen kunnen veroorzaken, ook in de lage concentraties waarin ze in het oppervlaktewater voorkomen. Veel van deze studies gaan in op de effecten van hormonen en enzymen, welke bij zeer lage concentraties in organismen metabolische functies reguleren [1]. Verschillende van deze hormoonverstorende stoffen komen in deze lage werkzame concentraties voor in het oppervlaktewater. Een bekend voorbeeld van het effect, dat hierdoor kan optreden in het aquatisch milieu, is het vervrouwelijken van manlijke vissen door de aanwezigheid van resten van de anticonceptiepil [2], [3], [4]. Naast invloed op de voortplanting hebben meerdere onderzoeken ook effecten aangetoond op de immuunfunctie en het gedrag. Diverse onderzoeken linken deze verandering in gedrag in vissen, amfibieën, kreeftachtigen

en schelpen aan concentraties aan microverontreinigingen, welke in de huidige situatie in Westers ontwikkelde landen in oppervlaktewater voorkomen [5][6][8][9][10][11][12][13][14]. De chronische toxiciteit van microverontreinigingen is zeer lastig te bepalen, vooral in het concentratiegebied waarin microverontreinigingen voorkomen in het milieu [15]. Sommige microverontreinigingen zijn tevens aangetoond in bloed, vet en moedermelk [19], wat een indicatie is dat deze microverontreinigingen zich ook kunnen accumuleren in de mens.

2.2 MICROVERONTREINIGINGEN IN DE (AFVAL)WATERKETEN

Microverontreinigingen komen op verschillende manieren in het oppervlaktewater terecht (zie figuur 1). Zo vinden er directe lozingen plaats vanuit de landbouw en door atmosferische depositie. Effluentlozingen van rioolwaterzuiveringen (rwzi's) en riooloverstorten zijn zogenaamde hotspots. Veel microverontreinigingen bevinden zich namelijk in afvalwater wat wordt geloosd door huishoudens en bedrijven. De rwzi's verwijderen deze microverontreinigingen vervolgens gedeeltelijk uit het afvalwater. Het ontwerp van de rwzi's is tot nu toe gericht op de verwijdering van organische stof, stikstof en fosfaat en niet op de verwijdering van microverontreinigingen. Met name de goed oplosbare biologisch slecht afbreekbare microverontreinigingen worden nauwelijks verwijderd. Andere microverontreinigingen worden gedeeltelijk afgebroken of geadsorbeerd aan het slib in rwzi's. Bij afbraak ontstaan zogenaamde metabolieten: de moederstof is als zodanig niet meer herkenbaar en meetbaar. Het aandeel aan (resten van) microverontreinigingen wat niet wordt verwijderd, wordt geloosd op het oppervlaktewater.

FIGUUR 1 HERKOMST VAN MICROVERONTREINIGINGEN IN OPPERVLAKEWATER VOOR LANDE MET EEN ONTWIKKELDE AFVALWATERINFRASTRUCTUUR NAAR [17], AANGEPAST; SWDV IS RIOOLOVERSTORT



Bronaankpak heeft uiteraard de voorkeur, waardoor producten en stoffen door milieuvriendelijkere varianten worden vervangen. De verwachting is dat hiermee, zeker op de korte en middellange termijn, het gehele probleem niet opgelost kan worden. Omdat niet alle stoffen

vervangen kunnen worden door alternatieven, zullen microverontreinigingen nog steeds via het riool in het milieu terecht komen. In combinatie met bronaanpak is daarom naar verwachting een aanvullende zuiveringstap voor de behandeling van stedelijk afvalwater nodig. In Duitsland en Zwitserland is hier de laatste decennia veelvuldig onderzoek naar verricht, zowel op pilotschaal als full-scale. Per januari 2015 functioneren 18 rwzi's full-scale nabehandelingsinstallaties in Duitsland en Zwitserland, waarin effluent van rwzi's wordt nabehandeld met als doel het verwijderen van microverontreinigingen. In deze nabehandelingstap wordt 80-100% van het rwzi-effluent behandeld. De technieken die worden toegepast, maken gebruik van ozonisatie of adsorptie aan actiefkool.

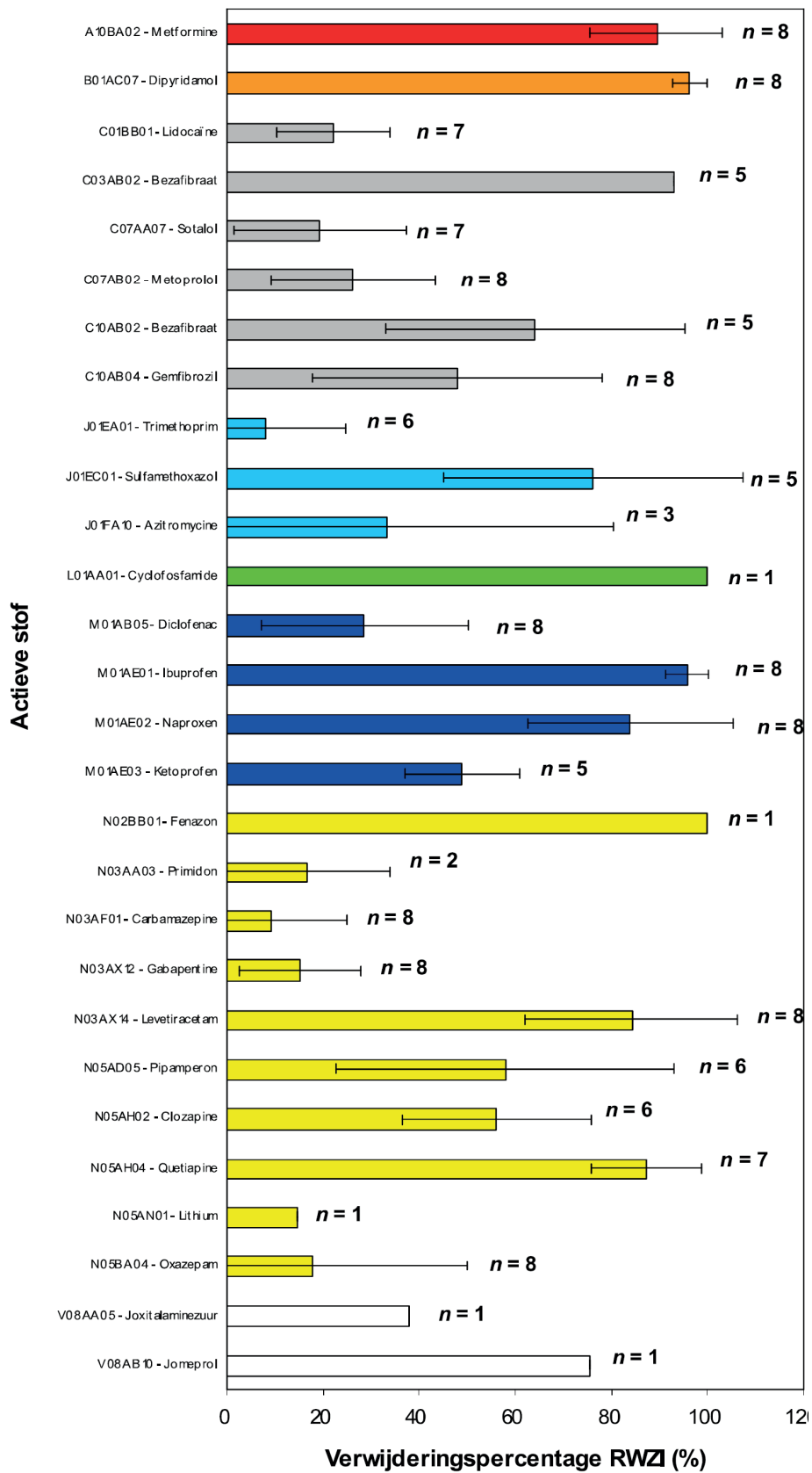
In Nederland is tot nu toe één full scale installatie gerealiseerd: het 1-STEP®-filter in Horstermeer. Het 1-STEP®-filter is een neerwaarts doorstroomd vastbedfilter met actiefkool als filtermedium. Naast de verwijdering van zwevende stof door filtratie vindt in het filter ook gelijktijdig biologische nitraatverwijdering en fysisch-chemische fosfaatverwijdering plaats. Het primaire doel van het huidige 1-STEP®-filter in Horstermeer is de verwijdering van stikstof, fosfaat en zwevende stof. Daarnaast vindt beperkt verwijdering van microverontreinigingen plaats door adsorptie aan actiefkool [54].

De mate waarin microverontreinigingen door de rwzi worden verwijderd, hangt af van de fysisch-chemische eigenschappen en de biologische afbreekbaarheid en varieert per stof. In figuur 2 zijn voor een aantal microverontreinigingen de huidige verwijderingsrendementen van Nederlandse rwzi's weergegeven. Uit figuur 2 kan worden afgeleid dat een groot aantal stoffen voor minder dan 40% wordt verwijderd door de rwzi. Hier vallen ook veelgebruikte geneesmiddelen zoals carbamazepine (betablocker) en diclofenac (ontstekingsremmer en pijnstiller).

Door het effluent van de rwzi na te behandelen kan het verwijderingsrendement van de meeste microverontreinigingen worden verhoogd. Op dit moment is er nog geen wet- en regelgeving die hiertoe verplicht in Europa. Paragraaf 2.3 gaat hier verder op in.

FIGUUR 2

VERWIJDERINGSRENDEMENTEN VAN MICROVERONTREINIGINGEN IN NEDERLANDSE RWZI'S, N STAAT VOOR HET AANTAL METINGEN WAAROP HET VERWIJDERINGSPERCENTAGE IS GEBASEERD [28]



2.3 WET- EN REGELGEVING RONDOM MICROVERONTREINIGINGEN

In Nederland is er tot op heden vooral op lab- of pilotschaal onderzoek gedaan naar de verwijdering van microverontreinigingen. Full-scale is slechts één installatie gerealiseerd in combinatie met zwevende stof, fosfaat- en stikstofverwijdering (1-STEP® filter). De redenen hiervoor zijn de afwezigheid van lozingsvoorschriften voor rwzi's en de hoge verwachte kosten, die gemoeid zijn met de implementatie van installaties voor nabehandeling van rwzi-effluent voor de verwijdering van microverontreinigingen. De politieke en beleidsmatige aandacht voor de problematiek rondom microverontreinigingen groeit echter. Steeds meer rapportages gaan in op de mogelijke schadelijke effecten van de verhoogde concentraties van microverontreinigingen in oppervlaktewater, zoals de grote rivieren Rijn en Maas. De lozingen van de vele rwzi's langs de Rijn en Maas dragen daar voor een aanzienlijk deel aan bij. Deze verhoogde concentraties microverontreinigingen in oppervlaktewater kunnen een negatief effect hebben op de aquatische ecologie, alsmede de drinkwatervoorziening bemoeilijken door de slechtere kwaliteit van het ingenomen water.

In Duitsland is het net zoals in Nederland niet wettelijk verplicht om microverontreinigingen uit stedelijk afvalwater te verwijderen. Wel wordt er sinds 2008 een investeringssubsidie van 70% vanuit de overheid gegeven, op de realisatie van installaties voor effluentnabehandeling met als doel verwijdering van microverontreinigingen, in de provincies Noord-Rijn Westfalen en Baden-Württemberg. Hierdoor zijn er op 17 rwzi's nabehandelingen gebouwd en worden momenteel voor vele rwzi's haalbaarheidsstudies uitgevoerd naar de realisatie ervan (zie bijlage 1). Minimale verwijderingsrendementen of effluenteisen ten aanzien van microverontreinigingen voor deze gesubsidieerde installaties op rwzi's, zijn in Duitsland nog niet bepaald.

Zwitserland heeft als eerste land in Europa de wetgeving rondom lozing van microverontreinigingen door communale rwzi's naar het oppervlaktewater aangepast. Deze nieuwe wetgeving gaat ervan uit, dat 100 van de 700 rwzi's moeten worden uitgebreid met installaties voor de nabehandeling van effluent. Met deze wetgeving wordt beoogd, dat in totaal 80% van de microverontreinigingen verwijderd worden uit het afvalwater van deze 100 rwzi's. In totaliteit zou dit er voor geheel Zwitserland op neer moeten komen, dat er een reductie wordt bewerkstelligd van 50% van de lozing van microverontreinigingen naar het oppervlaktewater door rwzi's. Voor deze wetgeving is een financieel afdraagsysteem afgesproken: voor de geselecteerde 100 rwzi's geldt, dat de beheerders vanaf 30 september 2015 per jaar een bedrag van 9 Zwitserse Frank afdragen aan de landelijke regering per inwonerequivalent ⁴, als er nog geen adequate effluentnabehandeling is gerealiseerd. Als tegenprestatie wordt 75% van de investering door de staat vergoed, indien de geselecteerde rwzi's een nabehandeling van het effluent realiseren. De 'heffing' van 9 euro per inwonerequivalent per jaar vervalt, indien de nabehandeling van het effluent voldoende presteert. Hiervoor zijn prestatie-indicatoren ontwikkeld met minimale verwijderingsrendementen voor verschillende microverontreinigingen. In eerste instantie gold tot december 2014 dat de volgende vijf stoffen voor meer dan 80% ⁵ verwijderd moesten worden:

- Carbamazepine (betablokker)
- Diclofenac (ontstekingsremmer en pijnstiller)
- Sulfamethoxazole (antibiotica)
- Benzotriazole (corrosieremmer)
- Mecoprop (herbicide)

⁴ Inwonerequivalenten à 120 g CZV, gebaseerd op de biologische ontwerpcapaciteit van de rwzi

⁵ Het verwijderingsrendement wordt bepaald op basis van een jaargewogen gemiddelde van het effluent van de voorbezinktank en het effluent van de rwzi. Biologische afbraak en adsorptie in het actief slib systeem draagt hierdoor bij aan het verwijderingsrendement

Op basis hiervan is berekend dat de invoering van een verplichte nabehandeling 133 miljoen Zwitserse Frank zou zijn voor 100 van de 700 rwzi's [66]. Deze zogenaamde gidsparameters zijn gekozen op basis van de volgende criteria [32]:

- Aanwezigheid van de stof in het oppervlaktewater
- Aanwezigheid van de stof in het afvalwater
- Slechte tot matige verwijdering van de stof door rwzi's
- Gebruik van de stof door huishoudens en bedrijven
- Verdeling van verschillende soorten farmaceutica en één bestrijdingsmiddel

In december 2014 is een nieuw voorstel door het ministerie van milieu (BAFU) gepresenteerd voor de gidsparameters. In dit voorstel worden 12 stoffen genoemd. Deze 12 stoffen zijn verdeeld in 2 groepen [67]:

- 1 Stoffen die goed verwijderd kunnen worden uit rwzi-effluent door nabehandeling
- 2 Stoffen die minder goed verwijderd kunnen worden uit rwzi-effluent door nabehandeling

Onder groep 1 vallen:

- Amisulprid (antipsychotica)
- Carbamazepine (betablokker)
- Citalopram (antidepressiva)
- Clarithromycine (antibiotica)
- Diclofenac (ontstekingsremmer en pijnstiller)
- Hydrochloorthiazide (middel tegen hoge bloeddruk; plasmiddel)
- Metoprolol (betablokker)
- Venlafaxin (antidepressiva)

Onder groep 2 vallen:

- Benzotriazol (corrosieremmer/antivriesmiddel)
- Candesartan (middel tegen hoge bloeddruk)
- Irbesartan (middel tegen hoge bloeddruk)
- Mecoprop (herbicide)

Als nieuwe eis geldt dat er een minimaal verwijderingsrendement van 80% behaald moet worden voor minimaal 4 stoffen uit groep 1 en een minimaal verwijderingsrendement van 50% voor 2 stoffen uit groep 2. Dit nieuwe voorstel wordt naar verwachting definitief in de zomer van 2015.

2.4 GROOTSCHALIG PILOTONDERZOEK EN FULL-SCALE INSTALLATIES IN DUITSLAND EN ZWITSERLAND

In Zwitserland en Duitsland is er veel labonderzoek en kleinschalig en grootschalig pilotonderzoek uitgevoerd voordat de full-scale installaties zijn gebouwd. De onderzoeken op lab- en kleine pilotschaal hebben ertoe geleid dat alleen de technieken ozonisatie en actiefkool adsorptie verder zijn onderzocht ⁶. Andere technieken dan ozonisatie en actiefkool adsorptie waren niet concurrerend genoeg vanwege behaalde verwijderingsrendementen in combinatie met eenvoud van bedrijfsvoering en kosten [32]. De technieken die op kleinere schaal

⁶ De resultaten van de pilot- en fullscale-onderzoeken in Duitsland en Zwitserland staan uitvoerig beschreven op respectievelijk <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/> en www.micropoll.ch. Op deze platforms wordt informatie uitgewisseld over technieken, monitoring en modellering van microverontreinigingen in de waterketen en ontvangend oppervlaktewater.

zijn onderzocht zijn nanofiltratie, fotolyse, ultrasone en fysisch-chemische behandelingen, reverse osmosis en geavanceerde oxidatie met UV in combinatie met een katalysator zoals peroxide, ozon en titanium [23][29][30][31][32].

In Duitsland zijn ondertussen 17 installaties uitgebreid met een full-scale nabehandeling ten behoeve van de verwijdering van microverontreinigingen. De technieken die gebruikt worden gaan uit van ozonisatie of actiefkool adsorptie zowel door dosering van poederkool (PAK) als granulair kool filtratie (GAK). Voor 11 rwzi's staat in Duitsland de realisatie van een nabehandelingstap gepland.

In Zwitserland is grootschalig pilotonderzoek uitgevoerd op 3 rwzi's met ozonisatie en dosering van actief poederkool. Full-scale is één rwzi uitgebreid met ozonisatie (incl. bestaande zandfiltratie in Neugut). In 2015 worden nog drie rwzi's uitgebreid: twee met een nageschakelde poederkooldosering en één met ozonisatie.

Een overzicht van de gerealiseerde full-scale installaties is weergegeven in tabel 1. In het algemeen wordt in deze installaties 80-100% van het effluent behandeld.

TABEL 1

FULL-SCALE INSTALLATIES VOOR NABEHANDELING VAN EFFLUENT TEN BEHOEVE VAN DE VERWIJDERING VAN MICROVERONTREINIGINGEN;
 PAK = NAGESCHAKELDE DOSERING VAN POEDERKOOLO
 GAK = NAGESCHAKELDE ACTIEFKOOLO FILTRATIE
 (STAND JANUARI 2015 [63]; VOOR MEER INFORMATIE ZIE BIJLAGE 1)

	Gereali- seerd	Bouwfase	Ontwerp- fase	Ontwerp- capaciteit rwzi [i.e.]	Techniek	Capaciteit effluentnabehandeling [m³/h]
RWZI's in Noord-Rijn Westfalen						
Aachen-Soers			x	480.000	Ozon	-
Bad Sassendorf	x			13.000	Ozon	$Q_{\max} = 300 \text{ m}^3/\text{h}$
Bad Oeynhausen	x			78.500	GAK	$Q_{\max} = 370 \text{ m}^3/\text{h}$
Barntrup	x			12.000	PAK	$Q_{\max} = 300 \text{ m}^3/\text{h}$
Detmold	x			135.000	Ozon	$Q_{\max} = 300 \text{ m}^3/\text{h}$
Duisburg Verlinden	x			30.000	Ozon	$Q_{\max} = 400 \text{ m}^3/\text{h}$
Dülmen		x		55.000	PAK	-
Espelkamp			x	33.000	Ozon	-
Gütersloh	x			150.600	GAK	$Q_{\max} = 840 \text{ m}^3/\text{h}$
Harsewinkel			x	570.000	-	$Q_{\max} = 300 \text{ m}^3/\text{h}$
Neuss Ost			x	280.000	-	-
Obere Lutter	x			380.000	GAK	$Q_{\max} = 960 \text{ m}^3/\text{h}$
Rietberg		x		46.500	GAK	$Q_{\max} = 360 \text{ m}^3/\text{h}$
Rheda			x	94.000	OzonK	$Q_{\max} = 1000 \text{ m}^3/\text{h}$
Schwerte	x			50.000	Ozon / PAK	$Q_{\max} = 1100 \text{ m}^3/\text{h}$
Warburg		x		70.000	Ozon	-
RWZI's in Baden-Württemberg						
Albstadt	x			125.000	PAK	$Q_{\max} = 3500 \text{ m}^3/\text{h}$
Büsnau		x		9.680	GAK	$Q_{\max} = 70 \text{ m}^3/\text{h}$
Emmingen-Liptingen	x			7.500	GAK	$Q_{\max} = 70 \text{ m}^3/\text{h}$
Freiburg			x	600.000	-	-
Hechingen	x			57.200	PAK	$Q_{\max} = 1440 \text{ m}^3/\text{h}$
Karlsruhe			x	700.000	PAK	-
Kressbron	x			24.000	PAK	$Q_{\max} = 900 \text{ m}^3/\text{h}$
Lahr	x			100.000	PAK	$Q_{\max} = 1260 \text{ m}^3/\text{h}$
Laichingen		x		35.000	PAK	$Q_{\max} = 540 \text{ m}^3/\text{h}$
Lautingen		x		36.000	PAK	$Q_{\max} = 800 \text{ m}^3/\text{h}$
Mannheim	x			725.000	PAK	$Q_{\max} = 1100 \text{ m}^3/\text{h}$ Toekomst $Q_{\max} = 5400 \text{ m}^3/\text{h}$
Öhringen			x	46.000	PAK	-
Ravensburg	x			184.000	PAK	$Q_{\max} = 4000 \text{ m}^3/\text{h}$
Sindelfingen	x			250.000	PAK	$Q_{\max} = 4000 \text{ m}^3/\text{h}$
Stockacher Aach	x			43.000	PAK	$Q_{\max} = 900 \text{ m}^3/\text{h}$
Stuttgart Mühlhausen			x	1.200.000	-	-
Ulm (Steinhäule)		x		440.000	PAK	$Q_{\max} = 5000 \text{ m}^3/\text{h}$ Toekomst $Q_{\max} = 9400 \text{ m}^3/\text{h}$
Wendlingen			x	170.000	PAK	-
Westerheim			x	5.500	GAK	-
RWZI's in Zwitserland						
Dübendorf (Neugut)	x			105.000	Ozon	Droogweer $_{\text{gem}} = 950 \text{ m}^3/\text{h}$ Regenweer $_{\text{gem}} = 1900 \text{ m}^3/\text{h}$
Herisau		x		34.000	PAK	Droogweer $_{\text{gem}} = 610 \text{ m}^3/\text{h}$ Regenweer $_{\text{gem}} = 1000 \text{ m}^3/\text{h}$
Werdhölzli			x	600.000	Ozon	-
Thunersee			x	200.000	PAK	-
Frenke			x	22.000	PAK	-

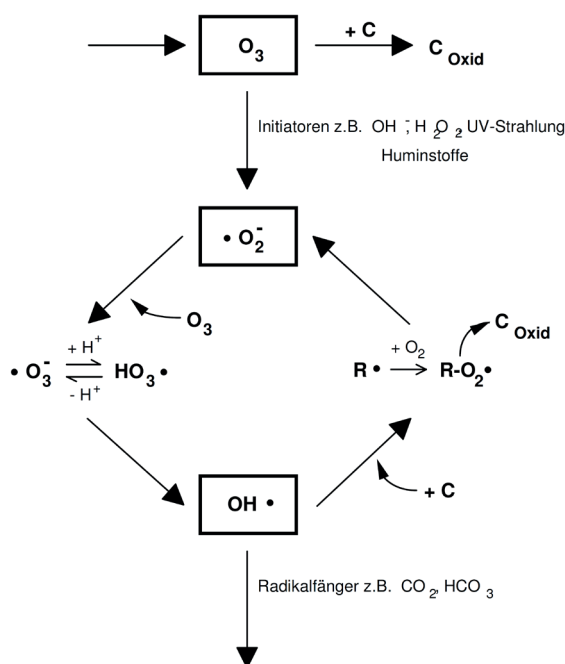
De kennis en ervaring uit het grootschalige pilotonderzoek en de gerealiseerde full-scale installaties in Duitsland en Zwitserland, zal in de volgend hoofdstukken gebruikt worden om de kosten en overige effecten van implementatie van ozonisatie of actiefkool adsorptie van rwzi-effluent in te schatten voor de Nederlandse situatie. Hiervoor worden allereerst de werkingsprincipes en aspecten ten aanzien van beheer en onderhoud besproken van de verschillende technieken in hoofdstuk 3. Hoofdstuk 4 gaat verder in op de ontwerpcriteria. Op basis van de informatie in hoofdstuk 4 worden de indicatieve kosten berekend in hoofdstuk 5 en de energieconsumptie in hoofdstuk 6.

3

Ozonisatie is een zogenaamde oxidatieve techniek. Ozon (O_3) is een onstabiel molecuul, wat snel reageert met organische en anorganische verbindingen. Hierdoor worden zuurstof- en hydroxylradicalen ($OH^\bullet$) gevormd. Deze radicalen reageren vervolgens met organische en anorganische verbindingen. Op deze manier wordt een kettingreactie bewerkstelligd tussen ozon, zuurstof- en hydroxylradicalen, organische en anorganische verbindingen en metaboliën hiervan (zie figuur 3).

FIGUUR 3

OXIDATIEROUTES OZONISATIE VAN RWZI-EFFLUENT [33]



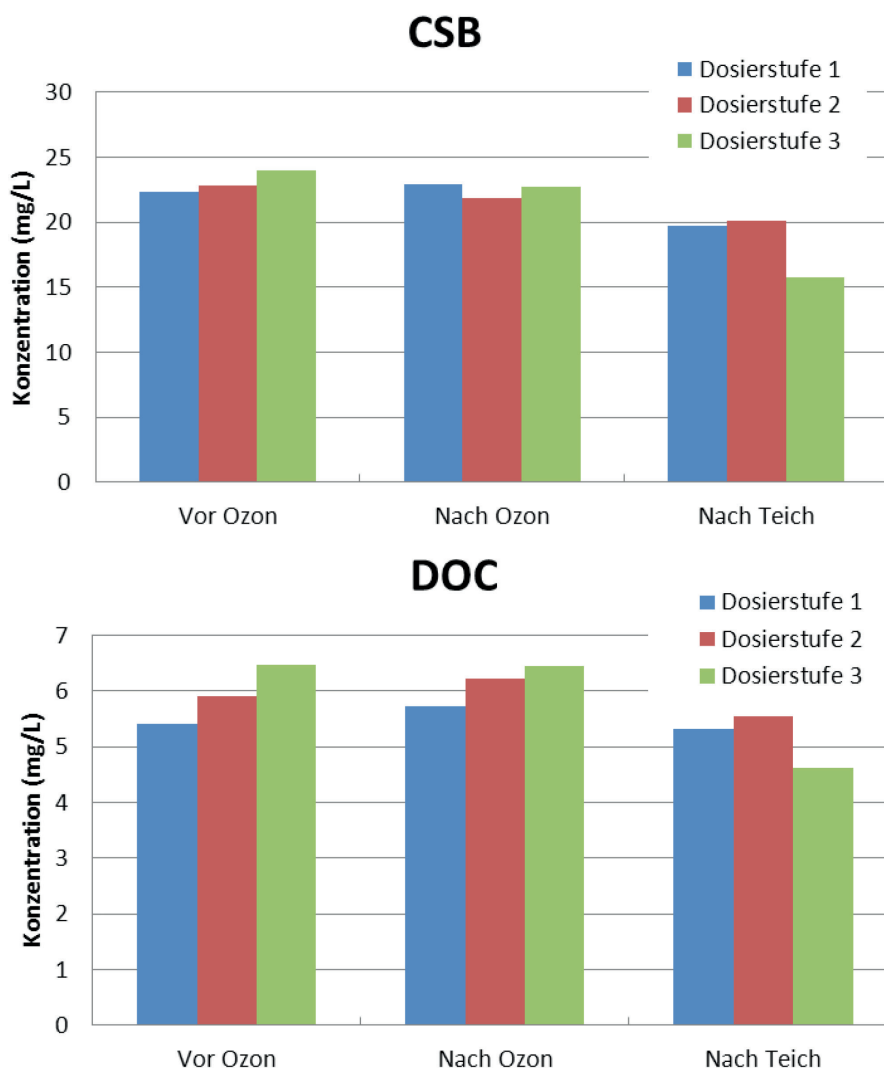
Niet alleen microverontreinigingen reageren met ozon, ook de overige aanwezige organische moleculen worden geoxideerd. Dit wordt concurrentie met organische stof genoemd. Dit betekent, dat de benodigde ozondosering hoger is als opgeloste organische stof aanwezig is, dan dat alleen microverontreinigingen aanwezig zouden zijn. De ozondosering wordt daarom uitgedrukt in gram ozon per gram opgeloste organische stof; in het Engels DOC (Dissolved Organic Carbon). De DOC-waarde van rwzi-effluent wordt bepaald door het over een $0,45\ \mu m$ filter te leiden. De fractie organische stof, die niet wordt tegengehouden door het filter wordt DOC genoemd. De DOC-gehalten in effluenten van zuiveringen in West-Europa variëren

tussen 7 en 15 mg/l [45]. DOC bestaat vooral uit biopolymeren (inclusief extracellulaire bacteriologische polymeren), eiwitten, suikers, humuszuren en andere organische opgeloste stoffen zoals microverontreinigingen [64]. Hoe hoger de DOC-concentratie, hoe meer ozon gedoseerd moet worden om dezelfde verwijderingsgraad van microverontreinigingen te behalen [32][38][44][45][46][47] [49]. Ook de aanwezigheid van nitriet en nitraat zorgt voor een hogere benodigde ozondosering, vanwege de omzetting in stikstofoxiden [56].

Door ozonisatie worden stoffen die aanwezig zijn in rwzi-effluent niet volledig gemineraliseerd. Om stoffen volledig te mineraliseren (tot CO_2 en H_2O) is een zeer grote hoeveelheid ozon nodig. De doseerhoeveelheid, die momenteel gebruikt wordt in afvalwaterbehandeling, is vele malen lager. Dit betekent dat bij ozonisatie van rwzi-effluent nagenoeg geen stoffen gemineraliseerd worden, maar dat microverontreinigingen en overige organische stof worden omgezet in andere onbekende stoffen, zogenaamde metabolieten. In figuur 4 is een voorbeeld hiervan weergegeven. Deze resultaten zijn afkomstig van full-scale ozonisatie experimenten op rwzi Bad Sassendorf [38]. Uit deze figuur blijkt, dat door ozonisatie de DOC-concentratie over het algemeen toeneemt. Dit wordt veroorzaakt doordat stoffen geoxideerd worden, die voor ozonisatie het 45 μm niet passeren en daarna wel. Alleen na een biologische behandeling in een lagune zakt de DOC-concentratie. Ditzelfde effect wordt waargenomen in zandfilters en wordt toegeschreven aan biologische afbraak [38][44][69][70].

FIGUUR 4

CZV- EN DOC-WAARDEN VOOR EN NA OZONISATIE; CSB = CZV; TEICH = LAGUNE; DOSIERSTUFE 1, 2 EN 3 ZIJN RESPECTIEVELIJKE OZONDOSERINGEN VAN 2, 5 EN 7 MG/L; DOC EFFLUENT GEMIDDELD 8,6 MG/L [38]



Afhankelijk van de stof worden deze door ozonisatie omgezet tot nagenoeg onschadelijke alcoholen of tot metabolieten, die nog toxische eigenschappen kunnen bezitten. Omdat het veelal niet bekend is welke metabolieten ontstaan, is het niet duidelijk welke eigenschappen deze nieuw gevormde stoffen bezitten. Omdat er nog geen gefundeerde uitspraken kunnen worden gedaan over de toxiciteit van geozoniseerd effluent, wordt daarom uit voorzorg na ozonisatie in Duitsland en Zwitserland een zandfilter nageschakeld [32][40][41][42]. De uitvoeringsvorm van deze zandfilters komt overeen met de Nederlandse zandfilters voor zwevende stof verwijdering met een hydraulische belasting tot maximaal 12 m/h, zonder aanvullende dosering van koolstofbron (voor meer informatie over metabolieten, ecotoxiciteit en verwijdering door zandfiltratie na ozonisatie, zie paragraaf 4.3).

In Nederland is er nog weinig bekend over het DOC-gehalte van het effluent. Er zijn weinig metingen aan verricht. Een steekproef uitgevoerd op rwzi's van Waterschap Rivierenland laat zien, dat het DOC-gehalte overeenkomt met de range van 7-15 mg/l, die ook voorkomt in Duitsland en Zwitserland (zie tabel 2). In hoeverre het DOC-gehalte over de tijd fluctueert, is niet bekend.

TABEL 2

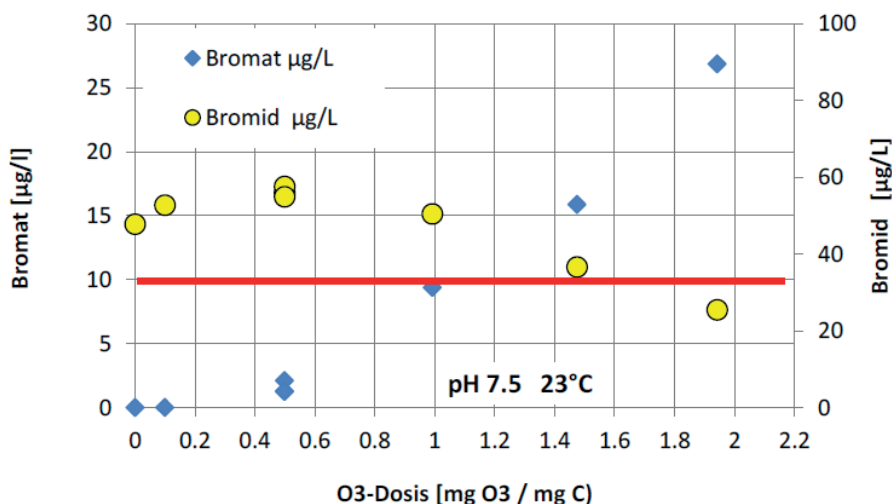
GEMETEN DOC-WAARDEN IN EFFLUENTEN VAN RWZI'S

RWZI	Datum	BZV (mg/l)	CZV (mg/l)	DOC (mg/l)
Nijmegen	13-02-2015	2,0	27	9,2
Wijk en Aalburg	12-02-2015	6,1	39	11,4
Aalst	18-02-2015	1,8	29	9,9
Bergharen	17-02-2015	-	-	11,2
Dodewaard	15-02-2015	-	-	16,1
Dreumel	17-02-2015	-	-	10,2
Papendrecht	15-02-2015	2,9	26	10,1
Vianen	18-02-2015	1,3	27	8,2
Zetten	15-02-2015	-	-	15,6
Nijmegen	19-02-2015	-	-	9,6
Tiel	19-02-2015	-	-	5,5

Belangrijk om te vermelden is dat ozondosering sowieso niet oneindig verhoogd kan worden vanwege de vorming van de carcinogene stof bromaat door oxidatie van bromide. In Duitsland en Zwitserland is de dosering daarom beperkt tot 1,0 – 1,5 g O₃ / g DOC. Deze grens wordt vastgesteld door te bepalen bij welke ozondosering de bromaatconcentratie hoger is dan 10 µg/l (=norm maximale waarde bij drinkwaterbereiding). Deze grens zal per rwzi verschillen en is afhankelijk van de DOC- en bromideconcentratie in het effluent; zie figuur 5.

FIGUUR 5

BROMAATVORMING BIJ VERSCHILLENDE OZONDOSERINGEN EN BROMIDECONCENTRATIES BIJ RWZI NEUGUT ZWITSERLAND [42]



Voor zover bekend zijn er weinig meetgegevens van bromideconcentraties in rwzi-effluenten in Nederland. De bromideconcentratie in het effluent van de rwzi's Tilburg en Eindhoven bedragen respectievelijk 50-150 en 90-150 µg/l [80][81]. Bij de pilot van AWZI Leiden Zuid-West bedroeg de bromideconcentratie in het effluent echter < 10 µg/l [73]. Nader onderzoek naar bromidegehalten in effluenten van rwzi's in Nederland en de invloed van ozonisatiebehandeling is gewenst. In Nederland is de bromideconcentratie in het oppervlaktewater vele malen hoger dan in Zwitserland: al bij het binnenkomen van de grote rivieren in Nederland, is het oppervlaktewater belast met bromide vanuit natuurlijke en antropogene bronnen in het buitenland. Bij Lobith in de Rijn bedraagt de jaarlijks gemiddelde concentratie bromide circa 120 µg/l en bij Eijsden in de Maas circa 70 µg/l [85].

Een vermeend voordeel van ozonisatie is de desinfectie van rwzi-effluent. Het doel van desinfectie is het vergaand verwijderen van bacteriën, virussen en parasitaire protozoën. Ozon wordt immers ook gebruikt om drinkwater te desinfecteren. In drinkwaterproductie wordt ozon als desinfectiestap toegepast na een aantal andere behandelingsstappen. Het ruwe te behandelen drinkwater is hierdoor al zeer schoon en bevat nagenoeg geen deeltjes en opgeloste organische stof, waarmee de ozon kan reageren. In vergelijking hiermee bevat rwzi-effluent nog een zeer hoog gehalte aan (opgeloste) organische stof. De doseringen, die worden toegepast voor nabehandeling van rwzi-effluent zijn hierop afgestemd, met als doel de verwijdering van microverontreinigingen. Ozonisatie in combinatie met zandfiltratie kan bekende darmbacteriën zoals *Escheria Coli* en intestinale enterococci verwijderen tot maximaal 90%. Hierdoor voldoet het rwzi-effluent in de Zwitserse pilotstudies aan de Europese zwemwater richtlijn [30][31]. In de Duitse full-scale ozon onderzoeken in Noord-Rijn Westfalen was dit niet het geval [38]. De hoogte van de ozondosering speelt hierin een grote rol. Daarnaast is de verwijdering van virussen in al deze gevallen beperkt [30][31][38]. Uit deze onderzoeken kan worden afgeleid dat ozonisatie van rwzi-effluent weliswaar een positieve bijdrage levert aan het verminderen van bacteriën en pathogenen, maar dat de gebruikte ozondoseringen in Duitsland en Zwitserland niet leiden tot desinfectie van het rwzi-effluent tot zwemwaterkwaliteit, laat staan tot drinkwaterkwaliteit voor humane consumptie.

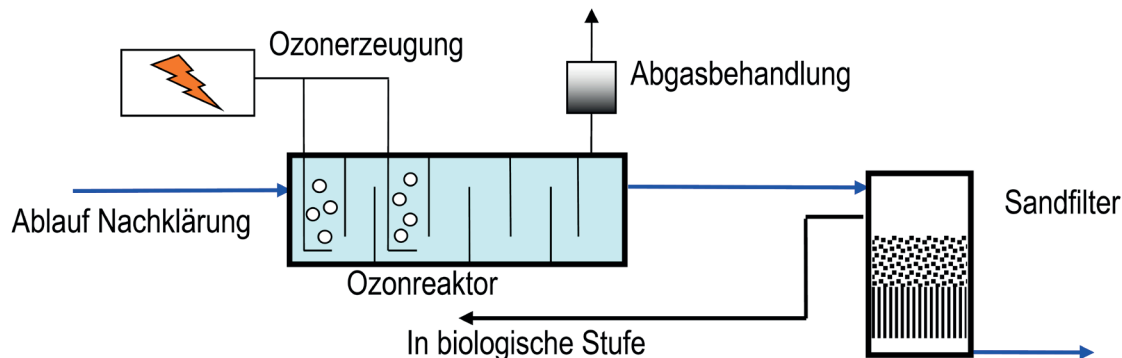
3.1.2 BEHEER EN ONDERHOUD

Ozon wordt geproduceerd met zogenaamde ozongeneratoren door omgevingslucht of zuivere zuurstof bloot te stellen aan een hoog voltage elektriciteit. De geproduceerde ozon wordt vervolgens gemengd met het te behandelen rwzi-effluent in een contacttank. Invoer van ozon

vindt plaats door beluchtingselementen, welke op de bodem van de contacttank van minimaal 5 meter diepte geïnstalleerd worden. Deze contacttank is volledig luchtdicht. Niet alle ozon reageert weg en/of lost op in het rwzi-effluent, waardoor er een gedeelte restozon in de lucht achterblijft. Deze ozon is giftig en moet verwijderd worden in een speciale luchtbehandeling zoals bijvoorbeeld een actiefkoolfilter of katalytische luchtbehandeling. Het geozoniseerde effluent wordt vervolgens behandeld in een zandfilter om biologisch afbreekbare metabolieten te verwijderen, die door ozonisatie zijn ontstaan (zie figuur 6).

FIGUUR 6

OZONISATIE VAN RWZI-EFFLUENT [32]



Ozon kan ook ingebracht worden in het rwzi-effluent met behulp van injectoren. In Duitsland zijn op rwzi Bad Sassendorf hiermee proeven uitgevoerd. De energieconsumptie bij toepassing van de injectoren bleek hoger te zijn dan bij toepassing van beluchtingselementen [38]. Aangezien injectoren verder nauwelijks full-scale zijn toegepast en er geen voordeel lijkt te zijn voor deze uitvoeringsvorm, wordt in dit rapport uitgegaan van het inbrengen van ozon in rwzi-effluent door middel van beluchtingselementen.

Ozon is onstabiel en kan niet worden opgeslagen en moet worden geproduceerd op de rwzi met ozongeneratoren. Deze zijn voornamelijk van het type 'Corona-discharge'. Met dit type generator wordt ozon uit zuurstof geproduceerd door het opwekken van een hoge spanning (10-20 kV) over elektroden, wat resulteert in een elektrische ontlading (corona discharge). Door botsing met elektronen wordt het molecuul zuurstof (O_2) ontleed in twee zuurstofatomen. Deze zuurstofatomen reageren vervolgens tot ozon (O_3) of terug naar zuurstof (O_2). In de corona wordt veel warmte geproduceerd. De hoeveelheid lucht of zuivere zuurstof, die langs de elektroden stroomt is onvoldoende om deze warmte af te voeren. Een hogere temperatuur leidt tot een lagere ozonproductie, omdat bij hogere temperaturen ozon sneller omgezet wordt in zuurstof. De corona-elektroden worden daarom gekoeld met water [56].

Ozon kan geproduceerd worden uit omgevingslucht of zuivere zuurstof. Voor grotere capaciteiten, zoals benodigd bij effluentnabehandeling van rwzi's, is ozongeneratie uit zuivere zuurstof het meest efficiënt. Deze opslag van zuivere zuurstof dient te voldoen aan de geldende richtlijnen hiervoor, zoals eisen op het gebied van explosie- en brandveiligheid. De zuivere zuurstof, waaruit de ozon wordt geproduceerd, dient verder vochtvrij te zijn. Stikstof reageert in de corona namelijk tot stikstofdioxide, wat onder vochtige omstandigheden salpeterzuur oplevert. Dit tast de elektroden en overige materialen in de ozongenerator aan. Om dit te voorkomen wordt de ingaande lucht gedroogd of gekoeld [56].

De geurdrempel van ozon is 0,01 ppm. De geur van ozon is in lage concentraties al snel herkenbaar, vanwege de onaangename prikkelende geur. Ozon kan in lage concentraties effec-

ten hebben op het centraal zenuwstelsel, met als gevolg hoofdpijn, verzwakte waakzaamheid en prestaties. Ozon is in hogere concentraties irriterend voor de ogen en de luchtwegen. Inademing van het gas kan longoedeem veroorzaken en kan op astma lijkende reacties teweegbrengen. Het inademen van een concentratie hoger dan 50 ppm gedurende meer dan 30 minuten kan fataal zijn [56]. Blootstelling van werknemers aan ozon moet daarom worden voorkomen. De Maximaal Aanvaardbare Concentratie (MAC-waarde) van ozon bedraagt in Nederland 0,06 ppm bij continue blootstelling gedurende 8 uur per dag, 5 uur per week. De maximale piekwaarde waaraan een persoon blootgesteld mag worden bedraagt 0,3 ppm gedurende 15 minuten ⁷. Om blootstelling te voorkomen, dient een ruimte waarin ozongeneratoren staan opgesteld en ozon wordt gebruikt te worden uitgerust met ozonmelders en bijbehorende monitoring systemen, die alarmeren en actief ingrijpen bij overschrijdingen door het afschakelen van de ozonproductie.

3.2 ACTIEFKOOL ADSORPTIE

3.2.1 WERKINGSPRINCIPE

Actiefkool kan worden geproduceerd uit koolhoudende materialen zoals hout, kokosnootschillen, turf, steenkool, bruinkool en halfproducten uit de olieraffinage van olie. Voor drinkwaterproductie en afvalwaterzuivering worden door de grote producenten specifiek geactiveerde koolsoorten aangeboden. Hiervoor wordt over het algemeen als uitgangsstof hout, turf, steenkool of bruinkool gebruikt. Deze materialen worden verder verkoold door middel van pyrolyse. Hierdoor neemt het koolstofgehalte toe en worden macro- en mesoporiën gevormd. Vervolgens wordt de kool geactiveerd met behulp van additieven, koolstofdioxide, stoom en hoge temperatuur (900-1200 °C), waardoor microporiën worden gevormd. Hierdoor ontstaat een zeer groot oppervlak waaraan stoffen kunnen adsorberen. Dit wordt uitgedrukt in m² per gram actiefkool. Voor de toepassing van actiefkool voor verwijdering van microverontreinigingen bedraagt het specifiek oppervlak circa 500 tot 1500 m²/g. Poedervormig actiefkool (PAK) is vermalen actiefkool en zeer fijn van structuur (< 100 µm); granulair actiefkool (GAK) bestaat uit korrels met een deeltjesgrootte van 0,5 – 1,0 mm [58].

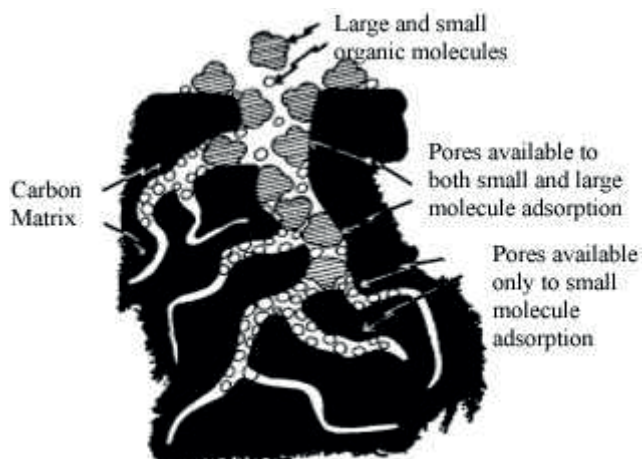
Het werkingsprincipe van actiefkool is gebaseerd op adsorptie. Verschillende stoffen adsorberen met verschillende snelheden op verschillende plekken in de actiefkool en worden daarmee compleet verwijderd. Hydrofobe stoffen adsorberen beter aan actiefkool dan hydrofiele stoffen. Bij een mix van hydrofobe en hydrofiele stoffen in het te zuiveren water, zullen met name de hydrofobe stoffen de beschikbare adsorptieplaatsen bezetten. Organische stof is over het algemeen ook hydrofoob. Als het te zuiveren water veel (opgeloste) organische stof bevat, zal het verwijderingsrendement van hydrofiele stoffen sterk nadelig beïnvloed worden, vanwege deze 'concurrentie met organische stof' [47][58].

De concurrentie met organische stof wordt bij toepassing van poedervormig actiefkool (PAK) vooral veroorzaakt door de opgeloste hoeveelheid koolstof (Dissolved Organic Carbon (DOC) [38] [39][43][44][47][49][51]. De DOC concurreert met microverontreinigingen om de beschikbare adsorptieplaatsen. Bij toepassing van granulair actiefkool (GAK) gebeurt dit ook, maar zorgt organische stof in de vorm van deeltjes ook voor een verlaging van het verwijderingsrendement, aangezien deze deeltjes de macroporiën bij granulair kool verstopen, waardoor de adsorptieplaatsen in de microporiën niet kunnen worden bereikt [47][51] (zie figuur 7).

⁷ Databank Grenswaarden Stoffen op de Werkplek (GSW)

FIGUUR 7

SCHEMATISCHE ILLUSTRATIE ADSORPTIE IN EEN ACTIEFKOOLDEELTJE [52]



Granulair actiefkool (GAK) en poedervormig actiefkool (PAK) worden beide al enige decennia toegepast in drinkwaterproductie. De laatste jaren worden beide vormen ook steeds meer toegepast en onderzocht voor de verwijdering van microverontreinigingen uit afvalwater. Het voordeel van GAK is dat het eenvoudig toe te passen is vanwege lage investeringen, de eenvoudige bedrijfsvoering (analoog aan een zandfilter) en de mogelijkheid om de beladen kool te regenereren. De toepassing van PAK vergt de realisatie van meer installaties (opslag- en doseerinstallaties, contacttank en zandfilter) en een grotere inspanning vanuit beheer en onderhoud. Door de kleinere deeltjesgrootte is de adsorptiecapaciteit per gram kool van PAK echter effectiever in het geval van de behandeling van rwzi-effluent, waardoor bij toepassing van PAK minder kool nodig is om hetzelfde verwijderingsrendement te bereiken dan bij toepassing van GAK [58].

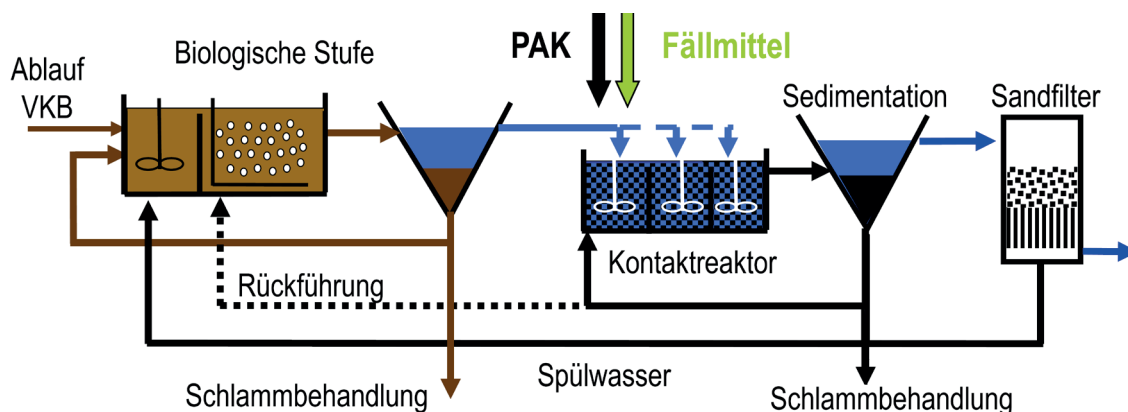
3.2.2 BEHEER EN ONDERHOUD

Poedervormig actiefkool (PAK)

Om poedervormig actiefkool toe te voegen aan rwzi-effluent, moet het eerst opgemengd worden met water. Deze slurry wordt vervolgens opgemengd met het rwzi-effluent in een contacttank. Daarna worden in deze contacttank polymeren en metaalzouten gedoseerd om de bezinkbaarheid van het koolslib te verbeteren. In deze contacttank adsorberen de microverontreinigingen aan de actiefkool. Het koolslib wordt vervolgens afgescheiden met een bezinktank en geretourneerd naar de contacttank. Een deel van het koolslib kan ook worden teruggeleid naar het actiefslibstelsysteem. Omdat niet alle poederkooldeeltjes worden afgescheiden door bezinking, wordt een zandfilter nageschakeld (zie figuur 8).

FIGUUR 8

PAK-BEHANDELING VAN RWZI-EFFLUENT [32], AANGEPAST



Er lopen momenteel ook proeven in Duitsland en Zwitserland om het poederkool te doseren in een contacttank vlak voor een vastbed zandfilter, zonder tussengeschakelde nabezinking. De resultaten hiervan zijn nog niet bekend. Full-scale is verder weinig ervaring opgedaan met deze uitvoeringsvorm. In dit rapport wordt daarom uitgegaan van de uitvoeringsvorm zoals weergegeven in figuur 8.

Ten aanzien van beheer en onderhoud is het ontwerp en de reiniging van het opslag- en doseersysteem van belang. Poederkool kan met zuurstof reageren en warmte ontwikkelen. In combinatie met een ontstekingsbron kunnen hierdoor stofexplosies ontstaan. Hiermee moet rekening worden gehouden in het ontwerp: de opslag- en doseerinstallaties dienen te voldoen aan Ex-normen met Ex-melders en bijbehorende systemen, die actief ingrijpen bij overschrijdingen. De vorming van stof buiten de installatie moet voorkomen worden door een adequaat ontwerp van de installaties (luchtdicht) en van de luchtbehandeling. Hierbij moet voorkomen worden, dat vocht bij het poederkool kan komen, aangezien dit tot verstopping leidt. Dit geldt met name voor de wijze van lossen van de kool [58].

Zodra het poederkool is opgelost in water, dient dit zo snel mogelijk gedoseerd te worden. De opslag- en doseerinstallatie dient zich daarom in de directe omgeving van de doseringslocatie te bevinden. Poederkool is abrasief en kan slijtage veroorzaken. Overmatige slijtage en verstoppingsproblemen kunnen worden vermeden met een juist ontwerp. Belangrijk hierin zijn de keuze van het juiste materiaal (roestvrij staal gelined met coating) en diameters voor het leidingwerk, zo min mogelijk haakse bochten en lange transportleidingen en realisatie van voldoende bereikbare plaatsen om het systeem door te spoelen [58]. Ervaringen in Duitsland waar full-scale nageschakelde poederkoolinstallaties zijn gerealiseerd zijn positief: er zijn weinig problemen met verstopping en slijtage. Een voorbeeld hiervan is de nageschakelde poederkoolinstallatie op rwzi Mannheim Duitsland. Na 30.000 bedrijfsuren (5 jaar in bedrijf) is een deel van de installatie leeggezet en geïnspecteerd. Geen van de onderdelen zoals de mengers in de contacttank, kettingruimers in de bezinktank, pompen en leidingwerk vertoonden overmatige slijtage [87].

Door de toevoeging van PAK, metaalzouten en polymeren wordt extra slib geproduceerd. Bij de gebruikelijke doseringen voor behandeling van effluenten van rwzi's van 10-20 mg PAK/l (zie hoofdstuk 4), zorgt dit voor een toename van de zuiveringsslibproductie van een rwzi met circa 10-20%.

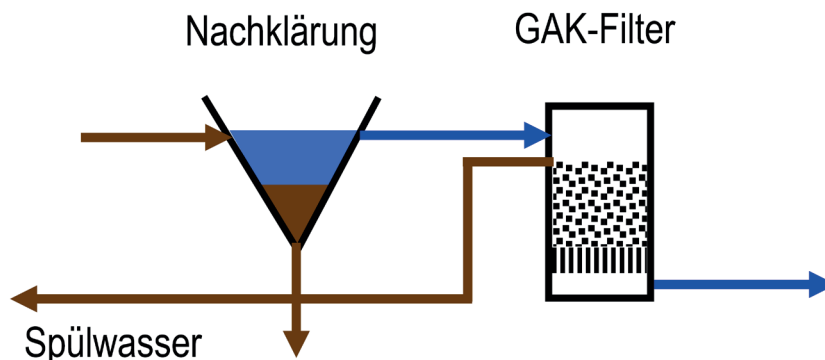
Granulair actiefkool (GAK)

Behandeling van rwzi-effluent met granulair actiefkool (GAK) bestaat uit een neerwaarts doorstroomd vastbedfilter gevuld met GAK. Aan het rwzi-effluent kan perslucht worden toe-

gevoegd om de biologische afbraak van stoffen te stimuleren. Om verstopping van het filter te voorkomen, wordt het filter periodiek teruggespoeld met effluent. Dit spoelwater is vervuild met deeltjes en organische stof en wordt teruggestuurd naar de zuivering voor behandeling (zie figuur 9).

FIGUUR 9

GAK-FILTRATIE VAN RWZI-EFFLUENT [32]



Het beheer en onderhoud van een GAK-filter is eenvoudig. Als alle adsorptieplaatsen voor een bepaalde stof in het actiefkool bezet zijn, dan is het filter verzadigd. Op dit moment zullen stoffen, die niet meer kunnen adsorberen in het behandelde rwzi-effluent achterblijven. Dit wordt doorbraak van het filter genoemd. Het moment waarop het filter doorbreekt is per stof verschillend, aangezien het aantal beschikbare adsorptieplaatsen voor de ene stof beperkter is dan voor de andere (zie paragraaf 3.2.1). Afhankelijk van welke stoffen tot welke graad verwijderd moeten worden, wordt bepaald wanneer de actiefkool in het filter moet worden vervangen. Het leegzet- en drainagesysteem van een GAK-filter moet hierop goed worden ontworpen.

De nozzles, waarmee het filter wordt teruggespoeld, kunnen verstoppert met kooldeeltjes en andere deeltjes. Dit speelt met name vlak na het vullen van het filter, als fijne deeltjes meespoeld worden met het behandelde rwzi-effluent of als het effluent waarmee wordt teruggespoeld veel deeltjes bevat. Ook kunnen deeltjes zijn uitgezakt in het filter, omdat er niet regelmatig genoeg is teruggespoeld. Frequentie teruggespoeling en intensieve teruggespoeling na vulling van het filter kan dit voorkomen. Daarnaast worden de meeste GAK-filters uitgevoerd met een luchtspoeling, waarmee met meer kracht kan worden teruggespoeld en de nozzles kunnen worden schoongebazen [58]. Bij niet goed functionerende nabezinktanks, waardoor slibuitspoeling optreedt, dient het GAK-filter bij voorkeur gebypassed te worden vanwege verstoppingsproblemen en een sterke afname van het verwijderingsrendement voor microverontreinigingen vanwege blokkade van de poriën.

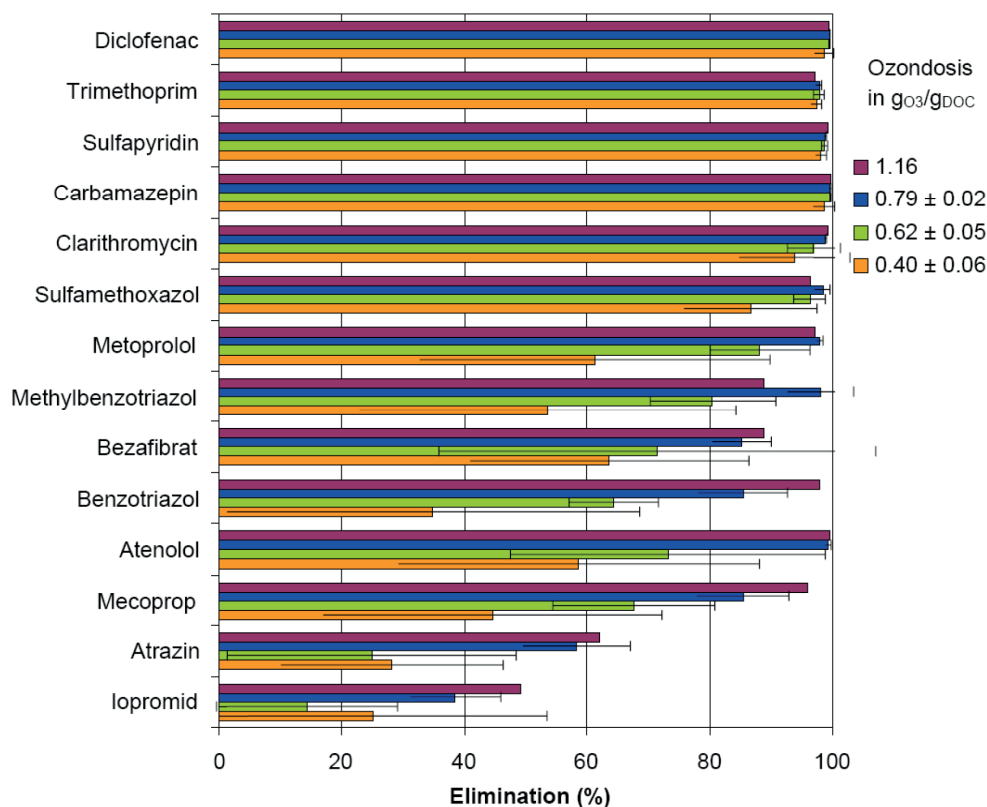
3.3 EFFECTIVITEIT VAN OZONISATIE, PAK- EN GAK-BEHANDELING VAN RWZI-EFFLUENT

Ozonisatie, dosering van poederkool (PAK) en GAK-filtratie hebben zich full-scale bewezen en zijn geschikt voor de verwijdering van microverontreinigingen uit rwzi-effluent. Vanwege het werkingsprincipe verschillen deze technieken in welke stoffen in welke mate worden verwijderd. Hierbij hebben de aangenomen dimensioneringsgrondslagen en ingestelde procesomstandigheden zoals ozon- en poederkooldoseringen een grote invloed op de verwijderingsrendementen.

Verwijderingsrendementen welke representatief zijn voor de behandeling van rwzi-effluent zijn weergegeven in de figuren 10, 11 en 12 voor respectievelijk ozonisatie, PAK-behandeling en GAK-filtratie.

FIGUUR 10

VERWIJDERINGSRENDEMENTEN OZONISATIE VAN RWZI-EFFLUENT BIJ VERSCHILLENDE OZONDOSERINGEN [31]



FIGUUR 11

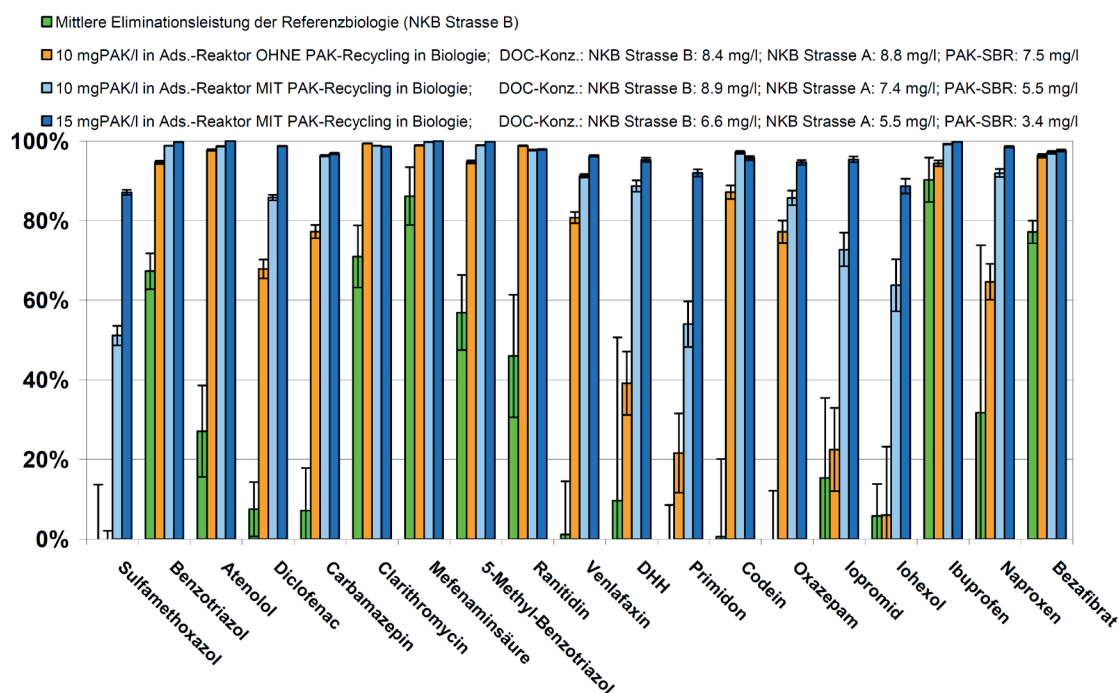
VERWIJDERINGSRENDEMENTEN PAK-BEHANDELING VAN RWZI-EFFLUENT BIJ VERSCHILLENDE PAK-DOSERINGEN [49];

GROENE BALKEN: GEMIDDELD VERWIJDERINGSRENDEMENT IN ACTIEFSLIBSYSTEEM;

ORANJE BALKEN: GEMIDDELD VERWIJDERINGSRENDEMENT DOSERING 10 MG PAK/L;

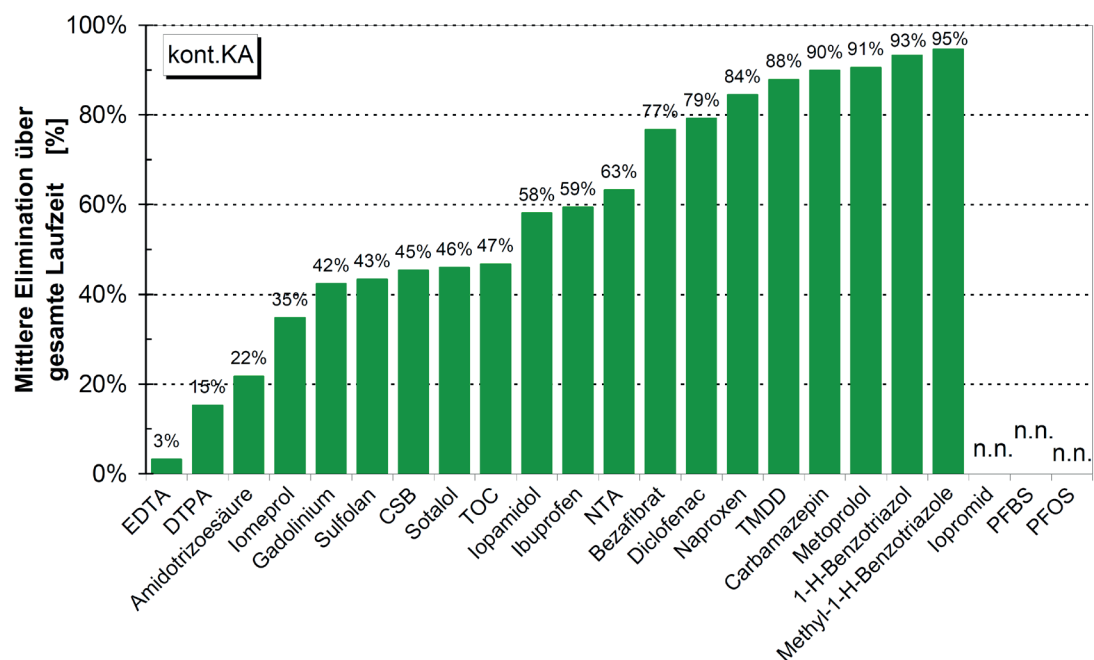
LICHTBLAUWE BALKEN: GEMIDDELD VERWIJDERINGSRENDEMENT DOSERING 10 MG PAK/L INCLUSIEF RECYCLING GEBRUIKT PAK NAAR ACTIEFSLIBSYSTEEM;

DONKERBLAUWE BALKEN: GEMIDDELD VERWIJDERINGSRENDEMENT DOSERING 15 MG PAK/L INCLUSIEF RECYCLING GEBRUIKT PAK NAAR ACTIEFSLIBSYSTEEM



FIGUUR 12

VERWIJDERINGSRENDEMENTEN GAK-FILTRATIE RWZI-EFFLUENT; DE VERWIJDERINGSRENDEMENTEN ZIJN WEERGEGEVEN ALS EEN GEMIDDELDE OVER DE GEHELE STANDTIJD VAN HET GAK FILTER VAN 6 MAANDEN [48]



Uit figuur 10 en 11 kan worden afgeleid dat de hoogte van de ozon- of poederkooldosering het verwijderingsrendement van met name moeilijk verwijderbare stoffen sterk beïnvloed. Hierbij is de ozondosering tevens afhankelijk van de DOC-concentratie, daarom wordt deze uitgedrukt in gram ozon per gram DOC. De effectiviteit van poederkool is ook afhankelijk van de DOC, maar wordt uitgedrukt in mg PAK/l effluent. Door het terugsturen van een deel van het actieve poederkool naar de biologie kunnen hogere verwijderingsrendementen worden behaald (lichtblauwe balken in figuur 11 ten opzichte van oranje balken). Voor GAK-filtratie is de standtijd en de contacttijd van het filter van belang. Verwijderingsrendementen voor GAK-filtratie worden weergegeven als een gemiddelde voor de gehele standtijd van het GAK-filter. Bij een langere standtijd zullen steeds meer microverontreinigingen 'doorbreken' waardoor het gemiddelde verwijderingsrendement afneemt (zie paragraaf 3.2).

4

DIMENSIONERING EN ONTWERPCRITERIA

Zoals is uitgelegd in hoofdstuk 3, verschillen de verwijderingsrendementen van stoffen sterk onder invloed van verschillende procescondities zoals ozon- en poederkooldosering, contact-tijden en de standtijd van granulair actiefkool. De verwijdering van microverontreinigingen door ozonisatie en actiefkool adsorptie is stofspecifiek. Onder dezelfde procescondities wordt de ene stof voor meer dan 90% verwijderd, de andere stof matig voor minder dan 30%. De aangenomen dimensionering en procescondities beïnvloeden de kosten en overige aspecten zoals energieconsumptie in sterke mate. Allereerst wordt daarom vastgesteld welke dimensioneringsgrondslagen en ontwerpcriteria gebruikt worden in de full-scale installaties in Duitsland en Zwitserland (paragraaf 4.1). Vervolgens wordt bepaald met welke ontwerpcriteria welke verwijderingsrendementen kunnen worden behaald (paragraaf 4.2).

Met name voor ozon heeft het focussen op fysisch-chemische verwijderingsrendementen een nadeel: de metabolieten die worden gevormd tijdens ozonisatie kunnen niet worden gemeten. Een 'verwijderingsrendement' van meer dan 90% kan daarom vertekend zijn, vanwege de vorming van (toxische) metabolieten. Een manier om te bepalen in hoeverre het verwijderingsrendement positief dan wel negatief bijdraagt aan de milieu-effecten vindt plaats aan de hand van bioassays. Hier wordt in paragraaf 4.3 op ingegaan. In paragraaf 4.4. wordt vervolgens een synthese gemaakt van de informatie in de paragrafen 4.1 t/m 4.3 om te komen tot dimensioneringsgrondslagen en ontwerpcriteria op basis waarvan de kosten en overige effecten voor de Nederlandse situatie kunnen worden ingeschat.

4.1 DIMENSIONERINGSGRONDSLAGEN IN DUITSLAND EN ZWITSERLAND

Voor dit rapport zijn de laatste inzichten verzameld ten aanzien van dimensioneringsgrondslagen en overige ontwerpcriteria voor ozonisatie, poederkooldosering en actiefkool filtratie. Deze kennis is afkomstig uit verschillende rapportages en 'expert judgement' van Duitse en Zwitserse specialisten. De resultaten hiervan zijn samengevat in tabel 3.

TABEL 3

ONTWERPCRITERIA NABEHANDELING VAN RWZI-EFFLUENT GERICHT OP DE VERWIJDERING VAN MICROVERONTREINIGINGEN (GEBASEERD OP [33] [38][39][41][42][50][65] EN EXPERT JUDGEMENT)

Onderwerp	Eenheid	Waarde
Ozonisatie		
Ozondosering	g O ₃ / g DOC	0,6 – 0,9
Ozondosering	mg O ₃ /l*	4 – 14
Hydraulische verblijftijd (HRT) contacttank	minuten	15 - 30 (reactor 10-25 min; verwijdering restozone 5 min)
Energieverbruik ozonproductie**	kWh/kg O ₃ * h	10
Energieverbruik overig**	W/behandelde m ³	45
PAK		
PAK-dosering	g PAK/ g DOC	0,7 – 1,4
PAK-dosering	mg PAK/l*	10-20
Coagulantdosering	mg/l	4 - 6
Polymeerdosering	mg 100% actief /l	0,2 - 0,3
Hydraulische verblijftijd (HRT) contacttank	minuten	30 - 40
Oppervlaktbelasting PAK-bezinker	m/h	2,0
Retourfactor PAK	-	0,5 – 1,0
Energieverbruik**	W/behandelde m ³	45
Zandfiltratie na ozonisatie of PAK		
Hydraulische belasting	m/h	12
Spoelwater	% inkomend debiet	5-10
Energieverbruik**	W/behandelde m ³	15
GAK		
Contacttijd (Empty Bed Contact Time)	min	20 - 40 minuten
Hydraulische belasting	m/h	6 - 10
Spoelwater	% inkomend debiet	5 - 15
Energieverbruik**	W/behandelde m ³	40
Vervanging kool	-	Na 7.000 – 15.000 bedvolumina (standtijd kool 4 – 12 maanden)

* Gebaseerd op Dissolved Organic Carbon (DOC) in rwzi-effluent van 7 - 15 mg/l

** Energieverbruik exclusief het oppompen van effluent naar de nabehandeling

4.2 VERWIJDERINGSRENDEMENTEN VAN MICROVERONTREINIGINGEN

In Zwitserland zijn minimale verwijderingsrendementen vastgelegd voor een selectie aan zogenaamde 'gidsparameters' (zie paragraaf 2.3). In Zwitserland is tot op heden 1 full-scale installatie gebouwd gebaseerd op ozonisatie en zandfiltratie. In Duitsland is op 17 rwzi's een full-scale installatie gerealiseerd. Minimale verwijderingsrendementen of effluenteisen ten aanzien van microverontreinigingen in effluenten in rwzi's, zijn in Duitsland nog niet bepaald (zie paragraaf 2.2). Voor de gerealiseerde full-scale installaties geldt dan ook dat de dimensionering en bedrijfsvoeringscondities van de Duitse installaties zeer verschillend zijn, alsmede de resulterende verwijderingsrendementen. Veelal zijn de kosten en verkregen financiering bepalend geweest, waardoor veel nabehandelingen gebouwd zijn op die rwzi's waar procesonderdelen en tanks konden worden hergebruikt zoals uit bedrijf zijnde zandfilters. Momenteel lopen er wel initiatieven om te komen tot een uniformere aanpak en ontwerp van nabehandelingsinstallaties, met name vanuit Noord-Rijn Westfalen [41][55].

Voor dit rapport is het van belang om eenduidige dimensioneringsgrondslagen, ontwerpcriteria en bedrijfsvoeringscondities vast te stellen, vanwege de grote invloed op de te verwachten kosten, effluentkwaliteit, energieconsumptie enzovoort. Deze worden bepaald door de minimale eisen ten aanzien van de verwijdering van microverontreinigingen. Dit is lastig, aangezien de verwijderingsrendementen per techniek en per stof verschillen. In verschillende onderzoeken zijn verschillende stoffen gemeten. Om toch eenduidige uitgangspunten te kunnen vaststellen is in de Duitse en Zwitserse studies gezocht naar stoffen, die veel gemeten zijn en waarvan de ontwerp- en bedrijfsvoeringscondities bekend zijn. Deze stoffen zijn weer gegeven in tabel 4. Voor deze stoffen geldt dat er representatieve data beschikbaar zijn van grootschalige installaties (capaciteit > 200 m³/h) voor de nabehandelingstechnieken ozonisatie, PAK-behandeling en GAK-filtratie.

TABEL 4 ONDERZOCHE STEFFEN IN DUITSLAND EN ZWITSERLAND WAARVOOR REPRESENTATIEVE DATA BESCHIKBAAR ZIJN TEN AANZIEN VAN VERWIJDERINGSRENDEMENTEN INCLUSIEF ONTWERP- EN BEDRIJFSVOERINGSCONDITIES [21][23][25][27][30][31][32][33][38][39][40][41][42][43][44][46][47][48][49][50][51][59][65]

Pijnstillers / ontstekingsremmers	Betablokkers	Antibiotica	Röntgen- contrastmiddelen	Overige
Ibuprofen	Carbamazepine	Ciprofloxacine	Amidotrizoïne zuur	Corrosiebeschermers en antivriesmiddel:
Diclofenac	Metoprolol	Clarithromycine	Iopamidol	Benzotriazol; metabolieten 4- Methylbenzotriazol
Moxifloxacine	Bisoprolol	Metronidazol	Diatrizoat	en 5-Methylbenzotriazol
		Sulfamethoxazol; metaboliet		Herbicide: Mecoprop
		N4-Acetyl- Sulfamethoxazol		

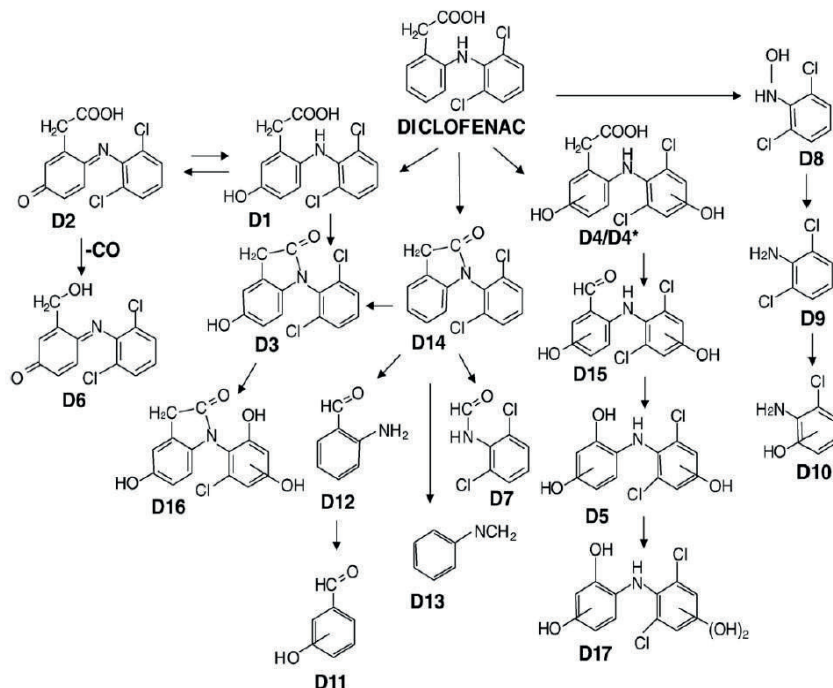
Voor de stoffen in tabel 4 is bepaald welke verwijderingsrendementen kunnen worden bepaald voor de verschillende technieken onder vastgestelde ontwerpcondities. Dit wordt nader behandeld in paragraaf 4.4.

4.3 ECOTOXICITEIT EN DE FORMING VAN METABOLIETEN

De kans op de vorming van metabolieten door ozonisatie van rwzi-effluent, die toxisch zijn of in een enkel geval toxischer zijn dan de moederstof, is een reden tot zorg. De afbraakroutes voor enkele individuele stoffen zijn op laboratoriumschaal onderzocht. Een voorbeeld van een stof, waarbij de metabolieten toxischer kunnen zijn dan de moederstof is weergegeven in figuur 13 voor het geneesmiddel diclofenac. Sommige metabolieten uit dit schema zijn toxischer dan de moederstof. Bovendien blijkt uit deze studie dat maximaal 20% van de moederstof tot onschadelijke metabolieten wordt omgezet, zelfs in het geval van hogere ozondoseringen en langere contacttijden dan gebruikelijk voor effluentbehandelingen van respectievelijk maximaal 1,5 g O₃/ g DOC en 1 uur. Bij de huidig gebruikte ozondoseringen en contacttijden (respectievelijk < 1,0 g O₃/gDOC en 10-25 minuten) blijft volgens dit onderzoek naar alle waarschijnlijkheid een toxische cocktail over van de moederstof diclofenac en haar metabolieten [34].

FIGUUR 13

DEGRADATION OF DICLOFENAC IN METABOLITES [34]



In veel studies naar ozonisatie op praktijkschaal zijn alleen fysisch-chemische rendementen bepaald. In een aantal is tevens gekeken naar acute toxiciteit en de invloed van ozonisatie van rwzi-effluent op de biologische afbreekbaarheid van de matrix. Studies die, naast acute toxiciteit, ook gekeken hebben naar chronische toxiciteit zijn zeer beperkt.

Ten aanzien van acute toxiciteit worden vaak de microtox, daphnia magna en algengroeiërmings testen uitgevoerd. Vaak wordt in Nederlandse onderzoeken op basis van deze testen geen acute toxiciteit waargenomen in het te behandelen effluent [54][71][75]. Ook wordt op basis van deze testen vastgesteld dat de toxiciteit niet toeneemt door ozonisatie, maar eerder afneemt. Ditzelfde beeld komt voort uit internationale onderzoeken [31][32][35][36][37][39]. Ook neemt de biologische afbreekbaarheid na ozonisatie over het algemeen toe en de hormoonverstorende werking af. In een aantal gevallen is er een stijging van de hormoonverstorende werking na een zandfilter waargenomen [32][38][39] [69][70].

Chronische toxiciteit is niet uit te sluiten, maar kan niet worden beoordeeld met de acute toxiciteits testen. Als hier wel naar wordt gekeken met 'in vivo' testen⁸ dan zijn de resultaten niet zo duidelijk. Zo werd in het grootschalige pilotonderzoek naar nageschakelde ozonisatie in het Zwitserse Lausanne een verbetering gevonden van de overall toxiciteit gebaseerd op gen- en mutagene toxiciteit. Dit in tegenstelling tot andere studies, waarin een verslechtering is gemeten. Dit verschil wordt toegewezen aan de langere contacttijd in het onderzoek van Lausanne van 1 uur ten opzichte van 20-25 minuten in de andere onderzoeken [70][77].

Ook de bioassays met forellen laten zien, dat de ontwikkeling van embryo's en de groei van de forellen beter was in het geozoniseerde effluent dan in het rwzi-effluent in het Zwitserse onderzoek van Lausanne. Wel werd waargenomen dat de resultaten slechter waren van ozonisatie dan die van de poederkool dosering, ook nadat het geozoniseerde effluent behandeld was in een zandfilter [39]. In andere onderzoeken zijn wel effecten waargenomen in bioassays

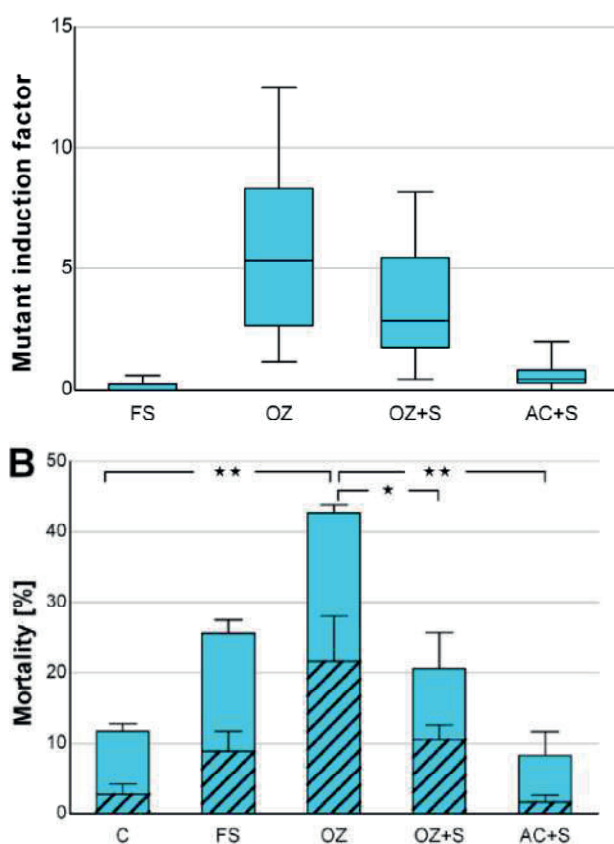
⁸ In vivo (Latijn, binnen (in het) leven) is een term die wordt gebruikt voor bio-assays die met het complete levende lichaam van een organisme plaatsvinden.

op geozoniseerd effluent, zoals een verminderde ontwikkeling van embryo's van forellen en de groei van forellen [78], een hogere sterfte van mosselen en wormen [77] en remming van de groei van eendenkroos [79]. Deze effecten worden daarna weer verminderd door nageschakelde zandfiltratie, waardoor ten opzichte van het effluent overall een lichte verbetering wordt bereikt [77][78][79]. Niet alleen metabolieten van microverontreinigingen worden ervan verdacht deze toxische effecten te veroorzaken. Ozonisatie van humuszuren kan aldehyden vormen, waarvan bekend is dat ze in zeer lage concentraties reageren met enzymen en DNA [70]. Een voorbeeld van de invloed van ozonisatie en actiefkoolbehandeling op de ontwikkeling van embryo's van forellen is weergegeven in figuur 14.

FIGUUR 14

INVLOED VAN OZONISATIE EN POEDERKOOI BEHANDELING VAN RWZI-EFFLUENT OP STERFTE VAN FORELLEN; GESTREEPT IS STERFTE ONDER EMBRYO'S

C = CONTROLE: REFERENTIE NATUURLIJKE HABITAT; FS = VOORBEZONKEN WATER; OZ = GEOZONISEERD RWZI-EFFLUENT; OZ + S = OZONISATIE + ZANDFILTRATIE; AC + S = POEDERKOOI + ZANDFILTRATIE [70]



Chronische toxiciteitstesten en 'in vivo'-testen zijn erg kostbaar. Op praktijkschaal is het lastig conclusies te trekken vanwege de grote mate van variatie in ozondoseringen en contacttijden. EAWAG Zwitserland voert momenteel grootschalig onderzoek uit naar de effecten van ozonisatie van rwzi-effluent op de full-scale installatie in Neugut. Op het effluent worden naast fysisch-chemische metingen en hormoonverstorende effectmetingen, bioassays uitgevoerd met forellen. Deze bioassays worden uitgevoerd op het full-scale geozoniseerd effluent met nageschakelde zandfiltratie. Daarnaast zijn pilots gebouwd waarin het geozoniseerde effluent behandeld wordt in een continue zandfilter en een granulair actiefkool filter. Ook op het behandelde water uit deze pilots worden effectmetingen en bioassays verricht. De resultaten worden verwacht eind 2016 [42].

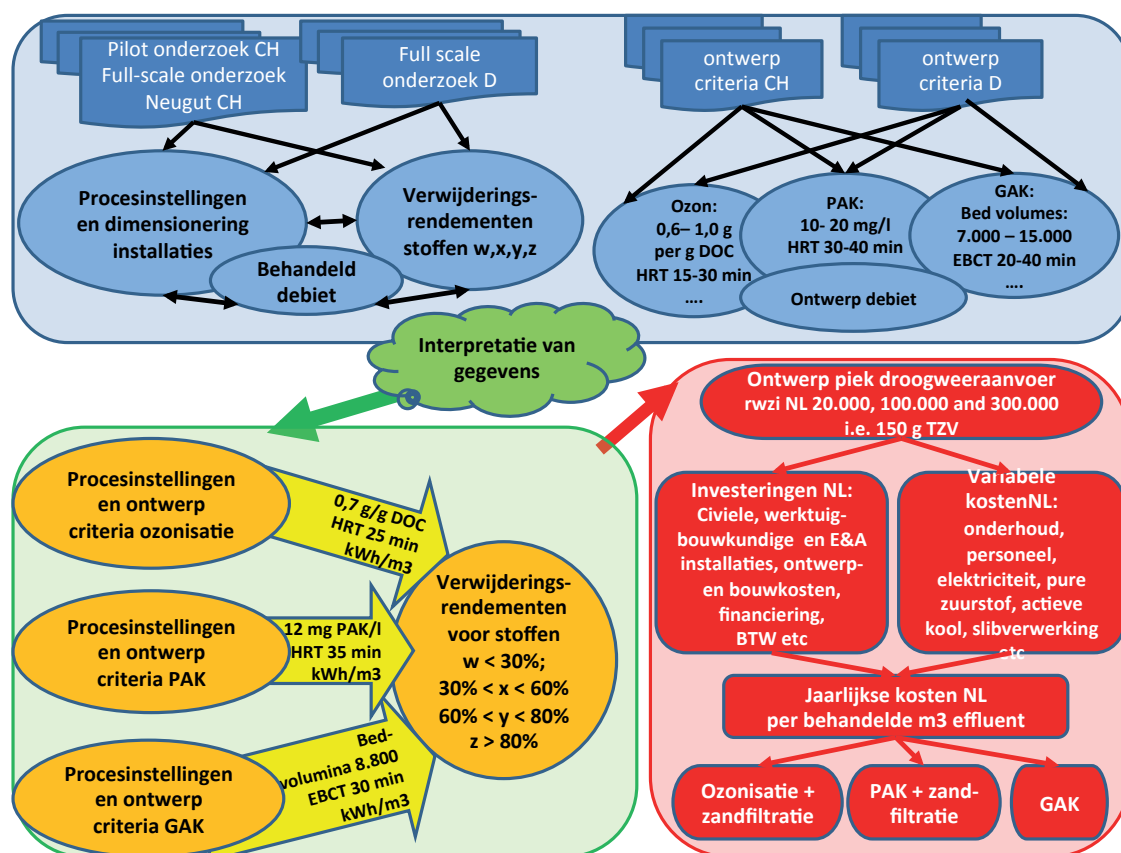
Omdat er nog geen gefundeerde uitspraken kunnen worden gedaan over de toxiciteit van geozoniseerd effluent, wordt in Duitsland en Zwitserland een biologisch zandfilter nageschakeld [32][40][41][42]. In dit rapport wordt hier ook van uitgegaan.

4.4 DIMENSIONERINGSGRONDSLAGEN EN ONTWERPCRITERIA

4.4.1 SYNTHESE

Gebaseerd op de informatie uit hoofdstuk 3 en de paragrafen 4.1 tot en met 4.3 kunnen uitgangspunten worden vastgesteld ten aanzien van de dimensionering van de installaties en overige ontwerp- en bedrijfsvoeringscriteria. De methode die gevolgd is om tot deze uitgangspunten te komen, is gevisualiseerd in figuur 15.

FIGUUR 15 WERKMETHODE VERTALING KENNIS EN ERVARING UIT DUITSLAND EN ZWITSERLAND NAAR DE NEDERLANDSE ZUIVERINGSPRAKTIJK



1. Eerst is vastgesteld op basis van welke ontwerpcriteria vergelijkbare verwijderingsrendementen kunnen worden behaald voor de geselecteerde stoffen uit paragraaf 4.2. Deze criteria zijn gebaseerd op behaalde resultaten in grootschalig pilotonderzoek en full scale onderzoek in Duitsland en Zwitserland en op basis van expert judgement van Duitse en Zwitserse specialisten[30] [31] [32] [38] [39] [40] [41] [42] [43] [44][48][49][50][51][59][60]. Deze verwijderingsrendementen zijn weergegeven in de tabellen 5 tot en met 7 en zijn gebaseerd op de volgende aannamen:
 - Ozonisatie: 0,7 g O₃/g DOC en een contacttijd van 25 minuten
 - PAK: 12 mg/l en een contacttijd van 35 minuten
 - GAK: contacttijd van 30 minuten en een standtijd 6 maanden (8.800 bedvolumina)
2. Vervolgens is de wijze van bepalen van het ontwerpdebiet vastgesteld (zie paragraaf 4.4.2)
3. Nu de dimensioneringsgrondbelangen duidelijk zijn, kunnen de investeringskosten worden be-

paald voor de benodigde procesonderdelen zoals tanks, leidingwerk, werktuigbouwkundige onderdelen zoals pompen en mixers, elektrotechnische werken en de benodigde procesautomatisering. Variabele kosten worden berekend op basis van aannamen ten aanzien van benodigde hoeveelheden ozon, kool, chemicaliën en elektriciteit, slibproductie, benodigd personeel en onderhoud etcetera. Een gedetailleerd overzicht van alle aannamen ten aanzien van de kostenberekeningen is weergegeven in paragraaf 5.1.

- 4 Tenslotte kunnen dan de indicatieve kosten en primair energieverbruik worden berekend voor 3 schaalgroottes van 20.000 i.e., 100.000 i.e and 300.000 i.e.

TABEL 5 AANGENOMEN VERWIJDERINGSRENDEMENTEN OZONISATIE + ZANDFILTRATIE ⁹

< 30%	30-60%	60-80%	> 80%
Diatrizoaat	Ciproflaxicine Iopamidol Mecoprop Ibuprofen	Benzotriazol Methyl-benzotriazol Metoprolol	Carbamazepine Clarithromycine Diclofenac Sulfamethoxazol Acetyl-sulfamethoxazol 17β estradiol

Gebaseerd op data uit [30][31][32][38][39][40][41][42][44][50] en expert judgement; ozondosering van 0,7 g O₃/g DOC, contact tijd 25 minuten en andere ontwerpcriteria zoals weergegeven in tabel 3; aangenomen DOC-concentratie rwzi effluent: 11 mg/l

TABEL 6 AANGENOMEN VERWIJDERINGSRENDEMENTEN PAK DOSERING + ZANDFILTRATIE ⁹

< 30%	30-60%	60-80%	> 80%
Diatrizoaat	Iopamidol Acetyl-sulfamethoxazol Mecoprop	Ciproflaxicine Diclofenac Sulfamethoxazol	Carbamazepine Clarithromycine Ibuprofen Metoprolol 17β estradiol Benzotriazol Methyl-benzotriazol

Gebaseerd op data uit [30][32][38][39][40][41][42][43][44][49][50] en expert judgement; PAK-dosering van 12 mg/l, contacttijd 35 minuten en andere ontwerpcriteria zoals weergegeven in tabel 3; aangenomen DOC-concentratie rwzi effluent: 11 mg/l

TABEL 7 AANGENOMEN VERWIJDERINGSRENDEMENTEN GAK FILTRATIE ⁹

< 30%	30-60%	60-80%	> 80%
Diatrizoaat	Iopamidol Acetyl-sulfamethoxazol Sulfamethoxazol Ciprofloxidine	Diclofenac Mecoprop Ibuprofen	Carbamazepine Clarithromycine Metoprolol 17β estradiol Benzotriazol Methyl-benzotriazol

Gebaseerd op data uit [32][40][41][42][48][50][51][59][60] en expert judgement, max bed volumes GAK 8.800 en andere ontwerpcriteria zoals weergegeven in tabel 3; aangenomen DOC-concentratie rwzi effluent: 11 mg/l

Zoals uitgelegd in hoofdstuk 3, zal er meer ozon of poederkool moeten worden gedoseerd en de granulaire kool vaker moeten worden vervangen bij een hogere DOC-waarde van het effluent. Aangezien niet duidelijk is wat de DOC-waarde van het Nederlandse rwzi-effluent is, wordt de invloed hiervan berekend in een gevoeligheidsanalyse in paragraaf 5.3. Stoffen, waarvan de verwijdering nu op 60-80% is aangenomen, kunnen over het algemeen voor meer dan 80% verwijderd worden door meer ozon of poederkool te doseren of minder bedvolumina

- ⁹ Het verwijderingsrendement wordt bepaald op basis van een jaargewogen gemiddelde van het effluent van de voorbezinktank en het effluent van de nabehandeling van de rwzi. Biologische afbraak en adsorptie in het actief slib systeem draagt hierdoor bij aan het verwijderingsrendement.

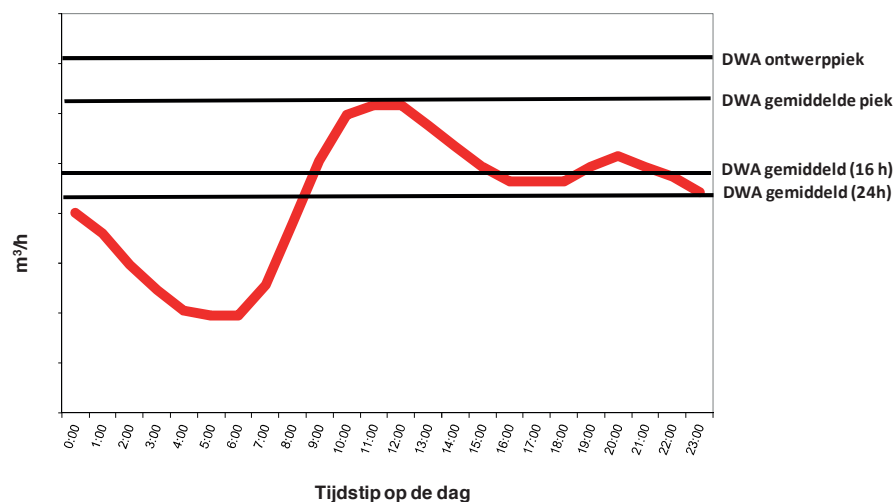
te behandelen in het GAK-filter. Hetzelfde geldt voor de 30-60% range (verhoging mogelijk naar 60-80%). Uiteraard zullen hierdoor de kosten ook stijgen. In welke mate dit gebeurt zal ook worden meegenomen in de gevoeligheidsanalyse (zie paragraaf 5.3).

4.4.2 ONTWERPDEBIET

In Duitsland en Zwitserland wordt over het algemeen ontworpen op de droogweeraanvoer. Deze droogweeraanvoer bevat echter pieken en dalen en het is niet goed vastgelegd welk debiet nu zou moeten worden aangehouden voor het ontwerp. Ontwerpparameters zoals DWA gemiddelde dagaanvoer, DWA-piek en DWA-ontwerppiek leiden tot veel miscommunicatie tussen ontwerpers, bedrijfsvoerders en beleidsvormers. Een typische grafiek voor een Nederlandse rwzi met een aantal van deze begrippen is weergegeven in figuur 16.

Voor een nageschakelde installatie zou de capaciteit in ieder geval gelijk moeten zijn aan de DWA-ontwerppiek zoals weergegeven in figuur 16. Bij deze capaciteit kan de droogweeraanvoer te allen tijde worden behandeld ¹⁰. In de tijden dat het regent kan de installatie op volle capaciteit draaien en de (verdunde) aanvoer behandelen tot de DWA-ontwerppiekcaciteit. Bij een RWA/DWA-verhouding van 3 komt deze aanname erop neer dat circa 80% van al het aangevoerde afvalwater over een jaar behandeld wordt (e.e.a. conform ontwerp zandfiltratie STOWA 2006-21; [86]). Dit komt overeen met de huidige ontwerppraktijk in Duitsland voor verwijdering van microverontreinigingen en de Nederlandse ontwerppraktijk voor zandfilters.

FIGUUR 16 TYPISCH DWA-PATROON VAN EEN NEDERLANDSE RWZI MET DAARIN VERSCHILLENDE ONTWERPPARAMETERS (MULDER, M. 2015; [68])



Of het ontwerpen op de droogweeraanvoer afdoende is, is momenteel aan discussie onderhevig in Zwitserland en Duitsland. De verwachting is dat microverontreinigingen zich ook bevinden in regenwateraanvoer, met name gedurende de eerste paar uur van regenweeraanvoer. In Zwitserland is de eerst full-scale installatie voor ozonisatie nu zo gerealiseerd dat al het regenwater kan worden behandeld. De contacttijd in de reactor neemt dan wel met 50% af ($RWA/DWA=2$), aangezien deze ontworpen is voor de droogweersituatie. Het vereiste jaargemiddelde verwijderingsrendement van meer dan 80% wordt op deze installatie gehaald voor de gidsparameters die golden tot 2014 in Zwitserland (zie paragraaf 2.3). Of dit ook het geval is voor de nieuwe Zwitserse gidsparameters en voor de Nederlandse situatie is de vraag.

10 De DWA-ontwerppiek is 15% hoger dan de gemiddelde DWA-piek. Per dag kan de DWA-piek $\pm 15\%$ verschillen ten opzichte van de jaargemiddelde DWA-piek. De DWA-ontwerppiek houdt rekening met deze variatie. Door een nabehandelingsinstallatie te ontwerpen op de DWA-ontwerppiek kan over het gehele jaar de gehele DWA behandeld worden.

In Nederland is de RWA/DWA-ratio hoger: in Zwitserland is deze gemiddeld 2, terwijl deze in Nederland gemiddeld 3 is en kan oplopen tot 4 à 5. Nader onderzoek zal moeten uitwijzen of ontwerpen op de droogweeraanvoer dezelfde resultaten oplevert als in Zwitserland.

4.4.3 PROCESSTURING

Ozonisatie en PAK

De ozondosering kan worden gestuurd op basis van het inkomende debiet in combinatie met de ozonconcentratie in het afgas. Poederkooldosering wordt meestal ook gestuurd naar rato van het inkomende debiet. Deze wijze van regelen levert over het algemeen niet de juiste benodigde hoeveelheid ozon of poederkool om microverontreinigingen te verwijderen. Dit komt omdat de effectiviteit van poederkool en ozon op de verwijdering van microverontreinigingen sterk afhankelijk is van de DOC-waarde van het effluent. De processturing zou idealiter moeten sturen op een minimaal te behalen verwijderingsrendement van microverontreinigingen. Dit betekent dat de hoeveelheid ozon of poederkool eigenlijk gestuurd zou moeten worden op het aantal grammen DOC wat er binnen een bepaalde tijdseenheid binnenkomt.

Het online meten van de DOC-concentratie van het effluent van rwzi's is nog niet mogelijk in de gewenste nauwkeurigheid. Wel is er een afgeleide parameter die sterk correleert met de vereiste afbraak van microverontreinigingen: de UVA_{254} . In deze methode wordt bij 254 nm gemeten hoeveel ultraviolet licht wordt gemeten in een oplossing. Het verschil dat wordt gemeten in lichtadsorptie voor en na behandeling door ozon en PAK blijkt goed te correleren met de fysisch-chemisch gemeten afname in microverontreinigingen. Ook deze verandering UVA_{254} is in sommige situaties niet nauwkeurig genoeg, met name in gevallen waar de contacttijd van het ozon of de poederkool langer is dan de gebruikelijke 20-30 minuten. De prestaties van ozon en poederkool worden dan hoger ingeschat dan op basis van de fysisch-chemische metingen het geval is. Dit kan te maken hebben met een betere afbraak van gevormde metabolieten, welke niet fysisch-chemisch worden gemeten. Meer onderzoek is nodig om te bepalen of de UVA_{254} methode geschikt is voor een adequate procescontrole van ozon- en poederkooldosering [38][41][42][50].

GAK

De procesregeling van een GAK filter is beperkt tot het aanhouden van een continue hydraulische belasting van het filter. Het verstoppert of vervuilen van het filter kan worden gemeten door drukverschil over het filter. Bij verlies van druk kan automatisch een water- of luchtspoeling worden gestart. Om de prestaties op het gebied van verwijderingsrendementen te bepalen, is het noodzakelijk om de concentraties van enkele indicatorstoffen in het influent en het effluent van het filter te bepalen. Op basis van de doorbraakcurvers van verschillende microverontreinigingen kan dan bepaald worden wanneer de kool vervangen moeten worden.

5

INDICATIEVE KOSTEN

5.1 UITGANGSPUNTEN

Op basis van de informatie uit de hoofdstukken 3 en 4 kunnen de indicatieve investeringskosten en variabele kosten worden berekend voor een effluentnabehandeling op communale Nederlandse rwzi's door ozonisatie, PAK- of GAK-behandeling. De berekening van de kosten per m³ effluent worden uitgevoerd voor drie schaalgroottes:

- Kleine rwzi van 20.000 i.e. 150 g TZV, ontwerpdebiet nabehandeling 180 m³/h
- Gemiddelde rwzi van 100.000 i.e. 150 g TZV, ontwerpdebiet nabehandeling 900 m³/h
- Grote rwzi van 300.000 i.e. 150 g TZV, ontwerpdebiet nabehandeling 2.700 m³/h

Het ontwerpdebiet van de nabehandeling is gebaseerd op 115% van de actuele droogweerpiek, hierdoor zal circa 80% van het totale inkomende afvalwater worden behandeld ¹¹

Voor de investeringskosten is ervan uitgegaan, dat er volledig geïnvesteerd moet worden in een effluentnabehandeling, met uitzondering van de beschikbaarheid van terrein. Dit betekent het volgende:

- Het effluent moet voor alle technieken over een lengte van 200 meter en een hoogte van 6 meter verpompt worden
- Er is geen ruimte beschikbaar in elektrisch vermogen in trafo's, verdeelstations, kabels etc.
- Er is geen ruimte beschikbaar voor uitbreiding van procesautomatisering op het gebied van procesautomatisering in bestaande computerapparatuur, veldbussen en PLC's ¹²

Overige algemene kostenuitgangspunten:

- Investeringskosten
 - Technische levensduur
 - Civiel: 30 jaar
 - Mechanisch en elektrisch: 15 jaar
 - Procesautomatisering: 5 jaar
 - Rente: 4%
 - Afschrijving: annuïtair
 - Onnauwkeurigheid: ± 35%
- Opslagfactor voor realisatie en projectkosten: 65% van de investering bestaand uit
 - Advies en ontwerp: 12%
 - Verzekeringen, vergunningen, bouwrentes: 15%
 - Projectmanagement, directievoering en toezicht: 8%
 - Tijdelijke installatie tijdens de bouw en opstart: 5%

¹¹ Gebaseerd op RWA/DWA-verhouding van 3

¹² Een programmable logic controller (PLC, programmeerbare logische eenheid) is een elektronisch apparaat met een microprocessor die op basis van de informatie op zijn diverse ingangen, zijn uitgangen aanstuurt. Op rwzi's worden machines over het algemeen aangestuurd met PLC's waardoor ze een belangrijk onderdeel vormen in de automatisering van zuiveringsprocessen. Hoe de PLC zijn gegevens precies inleest, hangt af van de geïnstalleerde interfacekaarten en van de veldbusnetwerken waarlangs verschillende apparaten met elkaar gegevens uitwisselen (Bron Wikipedia)

- Opleiding personeel: 2%
- Communicatie: 2%
- BTW: 21%
- Onderhoud (% van de investering)
 - Civiel: 0,5 %
 - Mechanisch, elektrisch en PA: 3%
- Personeelskosten
 - € 25.000 voor een kleine rwzi (20.000 i.e.), € 50.000 voor een gemiddelde rwzi (100.000 i.e.) en 75.000 voor een grote rwzi (300.000 i.e.)
- Variabele kosten (inclusief 21% BTW)
 - Elektriciteit: € 0,10/kWh
 - Pure zuurstof: € 0,20/kg
 - Poedervormig actiefkool: € 1.500 / m³
 - Granulair actiefkool: € 1.200 / m³
 - Coagulant: € 250 / ton
 - Polymeer: € 3 / kg (40%_{actief})
 - Slibverwerking (slibontwatering en slibeindverwerking) : 350 / ton droge stof¹³

Specifieke uitgangspunten per techniek

Ozonatie

- Contact tijd: 25 minuten
- Inbreng ozon door beluchtingselementen
- Diepte contact tank: 5 meter
- Ozondosering: 0,7 g O₃/g DOC
- Energieverbruik ozongeneratie: 10 kWh / kg geproduceerd ozon per uur
- Energieverbruik overige equipment: 45 W/m³ behandeld rwzi effluent inclusief zandfiltratie

PAK

- Contacttijd: 35 minuten
- Diepte contact tank: 5 meter
- Oppervlakte belasting bezinker: 2 m/h
- PAK dosering: 12 mg/l
- Retourfactor PAK: 0,8
- Coagulantdosering: 5 mg/l
- Polymeerdosering: 0,2 mg 100%_{actief}/l
- Energieverbruik: 60 W/m³ behandeld rwzi-effluent inclusief zandfiltratie

GAK

- Maximum TSS rwzi effluent: 10 mg/l
- Empty Bed Contact Time (contacttijd): 30 minuten
- Bedhoogte actiefkool: 2,5 m
- Terugspoelwater (20 m³/h per behandeld m³/h)
- Terugspoelwater: 10%
- Energieverbruik: 40 W/m³ behandeld rwzi effluent

¹³ Vanuit verschillende rwzi's worden verbeteringen in de slibontwaterbaarheid gemeld, maar deze zijn nog niet goed gefundeerd. Voor de kostenberekeningen is er daarom vanuit gegaan dat de poederkool die gedoseerd wordt, verwerkt moet worden à € 350 / ton droge stof.

Zandfiltratie

- Hydraulische belasting: 12 m/h
- Terugspoelwater: 5%

1-STEP® filtratie

- Standtijd kool: 12 maanden ¹⁴
- Hydraulische belasting: 10 m/h
- Terugspoelwater: 10%
- Andere investeringskosten en operationele kosten conform [54]

NB: Zandfilters kunnen net zoals het 1-STEP filter fosfaat en stikstof verwijderen. Hiervoor zijn doseringen van metaalzout en een koolstofbron noodzakelijk. De investeringen die hiervoor nodig zijn in de vorm van opslagtanks en doseerunits en chemicaliënverbruik hiervoor zijn niet meegenomen in deze kosteninschattingen.

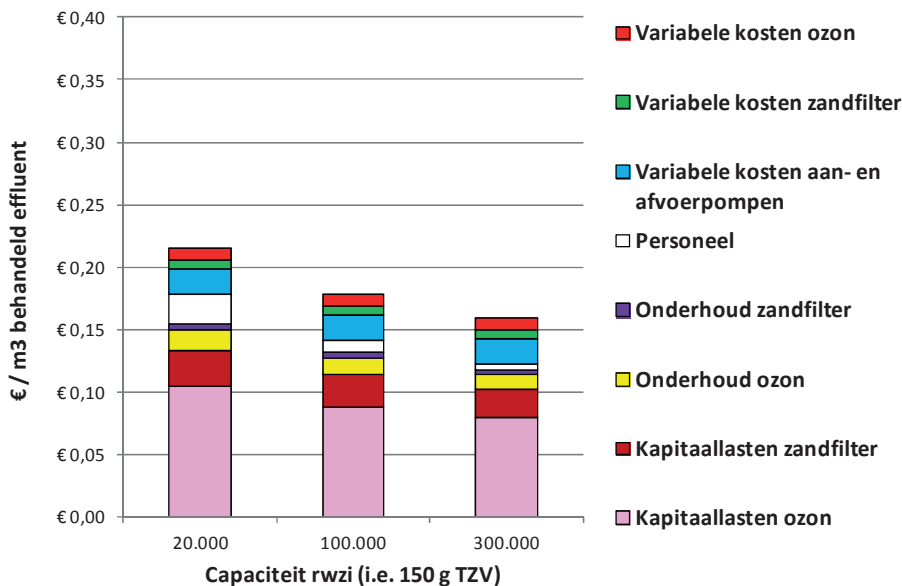
5.2 KOSTENBEREKENINGEN

Op basis van de uitgangspunten in paragraaf 5.1 kunnen de investeringskosten en variabele kosten worden berekend voor ozonisatie, PAK en GAK-behandeling van rwzi-effluent. Een specificatie van deze kosten is weergegeven in bijlage 2.

In de figuren 17, 18 en 19 zijn de jaarlijkse kosten weergegeven per m³ behandeld effluent voor respectievelijk ozonisatie, PAK- en GAK behandeling.

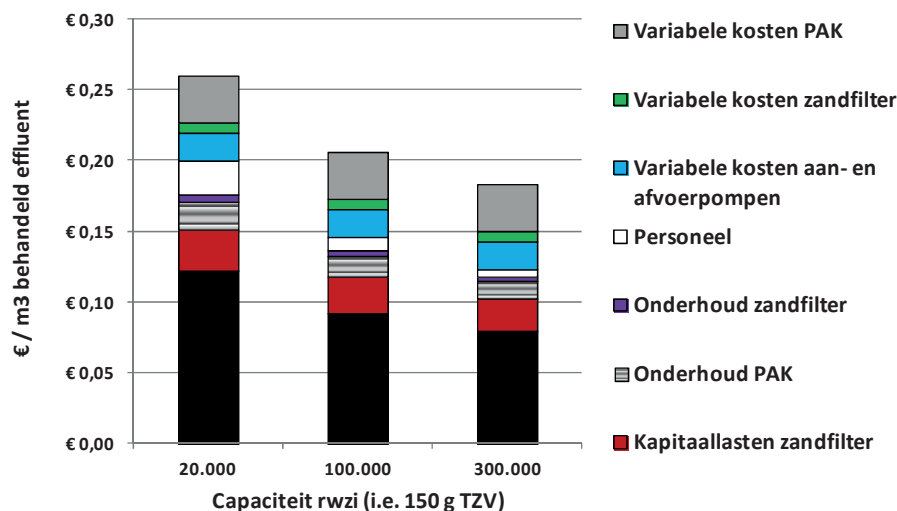
FIGUUR 17

OZONISATIE MET NAGESCHAKELDE ZANDFILTRATIE: JAARLIJKSE KOSTEN PER M³ BEHANDELD EFFLUENT

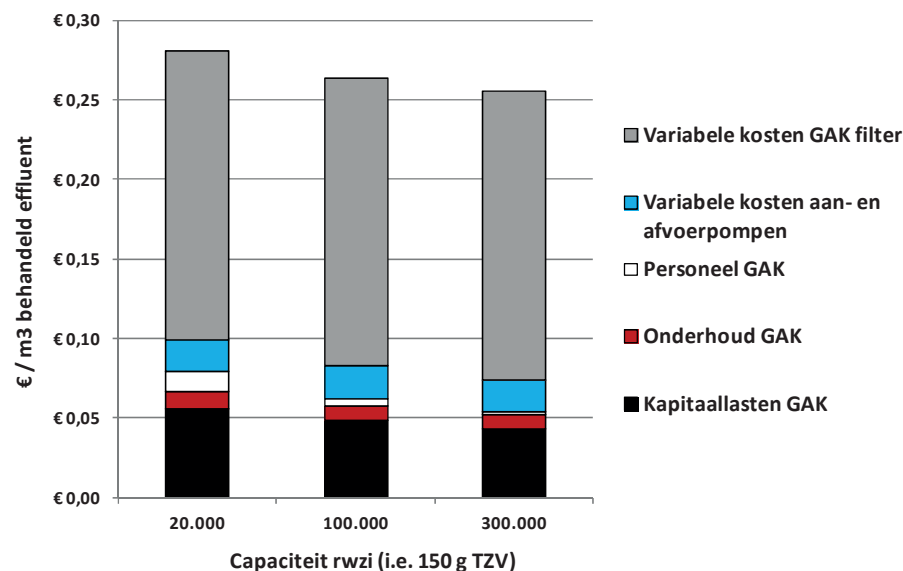


¹⁴ Deze aanname is gebaseerd op expert judgement. Er wordt vanuit gegaan dat de kool minder snel verzadigd raakt bij behandeling van geozoniseerd effluent, dan bij directe behandeling van rwzi-effluent in combinatie met stikstof- en fosfaatverwijdering. In het laatste geval bedroeg de standtijd 3 maanden, oftewel 10.000 bedvolumina, om een adequate verwijdering van microverontreinigingen te behalen conform de uitgangspunten in paragraaf 4.4; zie ook paragraaf 7.2.

FIGUUR 18

PAK MET NAGESCHAKELDE ZANDFILTRATIE: JAARLIJKE KOSTEN PER M³ BEHANDELD EFFLUENT

FIGUUR 19

GAK: JAARLIJKE KOSTEN PER M³ BEHANDELD EFFLUENT

Bij vergelijkbare verwijderingsrendementen voor microverontreinigingen uit rwzi-effluent (zie tabel 5 tot en met 7), blijkt dat ozonisatie inclusief zandfiltratie de minst dure variant is, gevolgd door PAK en daarna GAK. Het verschil in kosten wordt in hoofdzaak veroorzaakt door:

- Ozonisatie van effluent inclusief zandfiltratie gebruikt 2 keer zo veel elektriciteit als PAK inclusief zandfiltratie en 12 keer zoveel als GAK. Toch zijn de variabele kosten voor ozonisatie het laagst. De variabele kosten voor PAK-behandeling bestaan naast elektriciteit ook uit actiefkool, chemicaliën en slibverwerking. Voor GAK-filtratie bestaan de variabele kosten vooral uit actiefkool.
- De variabele kosten van GAK-filtratie zijn vijf keer hoger per behandelde m³ effluent dan voor PAK-behandeling. Dit wordt veroorzaakt door twee redenen. PAK is effectiever per gram kool dan GAK. Bovendien vindt er een continue dosering van PAK plaats, terwijl GAK in zijn geheel vervangen moet worden nadat gidsparameters van microverontreinigingen beginnen door te breken. De adsorptiecapaciteit is dan nog niet geheel gebruikt voor alle stoffen. Om dezelfde verwijderingsrendementen te bereiken is daarom meer granulair kool nodig dan poederkool.

- De investeringskosten voor ozonisatie en PAK liggen in dezelfde orde grootte. De investeringskosten voor GAK zijn vele malen lager, vanwege de eenvoud van deze installatie vergeleken met ozonisatie en PAK.

De kostenberekeningen zijn samengevat in tabel 8.

TABEL 8 KOSTEN VERWIJDERING MICROVERONTREINIGINGEN PER BEHANDELDE M³ RWZI-EFFLUENT; VERWIJDERING MICROVERONTREINIGINGEN > 30-80% AFHANKELIJK VAN DE STOF MET UITZONDERING VAN PERSISTENTE STOFFEN ZOALS RÖNTGENCONTRASTMIDDELEN*

Capaciteit rwzi	20.000 i.e.	100.000 i.e	300.000 i.e.
Ozonisatie + zandfiltratie	€ 0,22 ± € 0,04	€ 0,18 ± € 0,03	€ 0,16 ± € 0,03
PAK + zandfiltratie	€ 0,26 ± € 0,04	€ 0,20 ± € 0,03	€ 0,18 ± € 0,03
GAK	€ 0,28 ± € 0,04	€ 0,26 ± € 0,04	€ 0,26 ± € 0,04

* De onnauwkeurigheid van ± € 0,03 - € 0,04 in deze tabel geeft de invloed weer van een DOC concentratie in het rwzi effluent van 7 of 15 mg/l ten opzichte van de aangenomen 11 mg/l

5.3 GEVOELIGHEIDSANALYSE

De berekende kosten in paragraaf 5.2 zijn sterk afhankelijk van een aantal belangrijke aannamen. In een gevoeligheidsanalyse is bekeken wat de invloed is van deze aannamen op het gebied van:

- DOC-concentratie van het rwzi-effluent: 7 of 15 mg/l in plaats van 11 mg/l
- Hogere verwijdering van microverontreinigingen vereist hogere ozon- en poederkooldosering en hogere frequentie van de vervanging van GAK:
 - 1,0 g O₃/g DOC in plaats van 0,7 g O₃ / g DOC
 - 20 mg PAK/l in plaats van 12 mg PAK/l
 - 5.840 bedvolumina in plaats van 8.800 bedvolumina voor GAK\
- Hogere verwijdering van metabolieten na ozonisatie: 1-STEP®-filtratie

De resultaten van deze gevoeligheidsanalyse zijn weergegeven in tabel 9.

TABEL 9 GEVOELIGHEIDSANALYSE KOSTEN

	Ozonisatie incl. zandfiltratie	PAK incl. zandfiltratie	GAK
Gemiddelde kosten (zie par. 5.2)	100%	100%	100 %
Lagere of hogere DOC	80% - 120%	85% - 115%	85% - 115%
Hogere verwijdering bij zelfde DOC	120%	115%	115%
Hogere DOC en verwijdering	140%	130%	130%
1-STEP® filtratie in plaats van zandfiltratie na ozonisatie	135%	-	-

Als hogere verwijderingsrendementen moeten worden behaald voor stoffen, waarvan in tabel 9 is aangenomen dat deze voor 30- 60% worden verwijderd, dan nemen de kosten toe. Er is indicatief bepaald wat de kosten zouden zijn, indien alle gidsstoffen zoals genoemd in tabel 4, voor meer dan 60% verwijderd dienen te worden, met uitzondering van persistente stoffen zoals röntgencontrastmiddelen De invloed hiervan is weergegeven in tabel 10.

TABEL 10

KOSTEN VERWIJDERING MICROVERONTREINIGINGEN PER BEHANDELDE M³ RWZI-EFFLUENT; AANGENOMEN DOC CONCENTRATIE RWZI EFFLUENT 7-15 MG/L; VERWIJDERING MICROVERONTREINIGINGEN > 60 - 80% AFHANKELIJK VAN DE STOF M.U.V. PERSISTENTE STOFFEN ZOALS RÖNTGENCONTRASTMIDDELEN*

Capaciteit rwzi	20.000 i.e.	100.000 i.e	300.000 i.e.
Ozonisatie + zandfiltratie	€ 0,26 ± € 0,05	€ 0,22 ± € 0,04	€ 0,19 ± € 0,03
PAK + zandfiltratie	€ 0,30 ± € 0,04	€ 0,23 ± € 0,04	€ 0,21 ± € 0,03
GAK	€ 0,33 ± € 0,05	€ 0,31 ± € 0,04	€ 0,30 ± € 0,04

* De onnauwkeurigheid van ± € 0,03 - € 0,05 in deze tabel geeft de invloed weer van een DOC concentratie in het rwzi effluent van 7 of 15 mg/l ten opzichte van de aangenomen 11 mg/l

Niet alle microverontreinigingen zullen worden verwijderd door de nabehandeling van effluent met ozon, poederkool of granulair kool. Persistente microverontreinigingen zoals röntgencontrastmiddelen en complexvormers als EDTA blijven grotendeels in het effluent zitten. Metabolieten gevormd uit ozonisatie zullen tevens voor het overgrote deel niet verwijderd worden. Om de verwijdering van metabolieten te verhogen kan het 1-STEP[®] filter worden nageschakeld na ozonisatie in plaats van zandfiltratie [42][54]. Hierdoor worden de kosten per behandelde m³ effluent circa 35% hoger. Indien dit noodzakelijk is, dan is PAK-behandeling van effluent goedkoper dan ozonisatie gevolgd door 1-STEP[®] filtratie. De combinatie ozonisatie met nageschakeld 1-STEP[®] filter zal naar verwachting echter een breder pallet aan microverontreinigingen verwijderen, aangezien dan twee technieken met elkaar worden gecombineerd, die elk stofspecifiek microverontreinigingen in meer of mindere mate aanpakken.

Tenslotte wordt opgemerkt dat de kosten voor GAK-filtratie sterk worden beïnvloed door de effectiviteit van de regeneratie van de actiefkool. Op basis van de huidige regeneratiemethoden is het niet goed mogelijk om hoge verwijderingsrendementen te behalen met geregenereerde actiefkool. In dit rapport is daarom uitgegaan van vervanging van de actiefkool na de standtijd met verse actiefkool. De kosten voor de actiefkool bedragen hierdoor circa 70% van de totale kosten. Indien geregenereerd actiefkool gebruikt kan worden van € 500 / m³ in plaats van verse actiefkool van € 1200 / m³, dan is GAK-filtratie concurrerend qua kosten met ozonisatie en PAK-behandeling (beide met nageschakelde zandfiltratie).

5.4 VERGELIJKING MET DUITSE EN ZWITSERSE KOSTENBEREKENINGEN

Voordat een vergelijking kan worden gemaakt tussen de kostenberekeningen in dit rapport voor de Nederlandse situatie en Duitse en Zwitserse kostenberekeningen, moet eerst worden stilgestaan bij twee belangrijke punten:

- 1 De ontwerpcapaciteit van een rwzi in inwonerequivalenten (i.e.) wordt verschillend bepaald in Nederland, Duitsland en Zwitserland. In Duitsland wordt de capaciteit bepaald op basis van de inkomende hoeveelheid BZV ¹⁵, in Zwitserland op basis van de inkomende hoeveelheid CZV ¹⁶ en in Nederland op een combinatie van de inkomende hoeveelheid CZV en N-kjeldahl ¹⁷. Bij dezelfde afvalwatersamenstelling en afvalwaterhoeveelheden leidt dit tot verschillende ontwerpcapaciteiten in inwonerequivalenten. Dit betekent dat een Nederlandse zuivering met een biologische ontwerpcapaciteit van 100.000 i.e. 150 g TZV hetzelfde afvalwater behandelt als een Duitse rwzi met een ontwerpcapaciteit van 70.000 i.e. 60 g BZV en een Zwitserse rwzi met een ontwerpcapaciteit van 87.000 i.e. 120 g CZV (zie tabel 11) ¹⁸.

15 1 i.e. in Duitsland = 60 g BZV

16 1 i.e. in Zwitserland = 120 g CZV

17 1 i.e. in Nederland = 150 g TZV = CZV + 4,57 *Nkj

18 Gebaseerd op een gemiddelde influentsamenstelling met een CZV/BZV- verhouding van 2,5 en een CZV/Nkj-verhouding van 10

TABEL 11

VERSCHILLEN BEREKENINGEN ONTWERPCAPACITEIT RWZI'S IN INWONEREQUIVALENTEN

	Nederlandse Inwonerequivalenten (150 g TZV)	Duitse inwonerequivalenten (60 g BZV)	Zwitserse Inwonerequivalenten (120 g CZV)
1 i.e. 150 g TZV	1,0	0,70	0,87
20.000 i.e. 150 g TZV	20.000	14.000	16.000
100.000 i.e. 150 g TZV	100.000	70.000	87.000
300.000 i.e. 150 g TZV	300.000	210.000	261.000

- 2 In dit rapport wordt gebruik gemaakt van de geaccepteerde Europese methode voor omrekening van kosten in Zwitserse Frank naar euro's conform het rapport 'Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer' van januari 2015, waarin de kosten voor nabehandeling van effluent voor de verwijdering van microverontreinigingen uit rwzi-effluent onderbouwd worden voor Duitsland, onder andere door de prestaties van Duitse installaties te vergelijken met installatie in Zwitserland. In dit rapport wordt de waarde van 1,00 Zwitserse Frank gelijk gesteld aan € 0,50 [65].

5.4.1 VERGELIJKING MET DUITSE KOSTENBEREKENINGEN

Uit de tabellen 8 en 10 kan worden afgeleid dat de indicatieve kosten voor de verwijdering van microverontreinigingen uit effluenten van Nederlandse communale rwzi € 0,16 – 0,33 / m³ behandeld effluent bedragen, afhankelijk van de schaalgrootte van de zuivering, de implementatie van de techniek, de DOC-concentratie en de gewenste verwijdering.

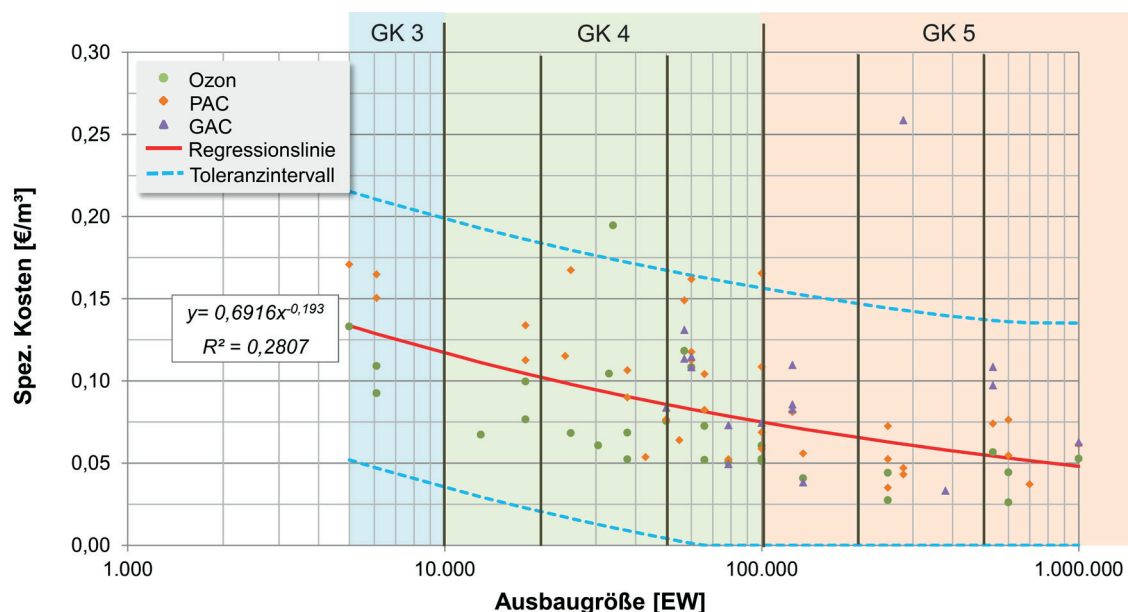
In januari 2015 is er een uitgebreid rapport verschenen in Duitsland ten aanzien van de impact op kosten en reductie van microverontreinigingen in oppervlaktewater door nabehandeling van rwzi-effluent. In dit rapport worden de resultaten van alle grootschalige pilot en full-scale onderzoeken voor verwijdering van microverontreinigingen uit rwzi-effluent beoordeeld en samengevat. Er is voor gekozen om de kosten voor een nageschakelde zandfiltratie, welke noodzakelijk is na ozonisatie en PAK-behandeling apart weer te geven. De reden hiervoor is dat vele rwzi's waarop de full-scale installaties in Duitsland zijn gerealiseerd, reeds zandfiltraties in bedrijf hadden, waarvan sommigen zelfs deels buiten bedrijf stonden vanwege overcapaciteit. De totale kosten die eerder gerapporteerd zijn voor deze installaties geven hierdoor een vertekend beeld. Voor rwzi's die niet beschikken over zandfiltratie zullen de kosten hoger zijn, niet alleen vanwege de noodzakelijke bouw van filterunits, maar ook vanwege de aanvullende kosten voor de aanleg van pompinstallaties en leidingwerk hiervoor en de extra variabele kosten voor het verpompen van het effluent. De resultaten van de Duitse studie zijn weergegeven in tabel 12 en figuur 20 [65].

TABEL 12

DUITSE KOSTENBEREKENINGEN VOOR DE VERWIJDERING VAN MICROVERONTREINIGINGEN UIT EFFLUENT VAN RWZI'S; DE KOSTEN ZIJN WEERGEGEVEN PER KUBIEKE METER INFLUENT NAAR DE RWZI [65]

Capaciteit rwzi Duitse i.e. 1 i.e. a 60 g BZV	Verwijdering microverontreinigingen €/ m ³ influent	Nageschakelde zandfiltratie €/ m ³ influent	Totale kosten €/ m ³ influent
15.000 i.e.	0,108	0,08	0,188
35.000 i.e.	0,092	0,08	0,172
75.000 i.e.	0,079	0,08	0,159
150.000 i.e.	0,069	0,05	0,119
350.000 i.e.	0,059	0,05	0,109
750.000 i.e.	0,051	0,05	0,101

FIGUUR 20

KOSTEN PER M³ INFLUENT VOOR DE VERWIJDERING VAN MICROVERONTREINIGINGEN EXCLUSIEF NAGESCHAKELDE ZANDFILTRATIE [65]

Tussen Nederlandse en Duitse kostenberekeningen voor het nabehandelen van effluent zijn een aantal algemene verschillen:

- Kapitaallasten in Nederland zijn 15% hoger dan in Duitsland
- Elektriciteit is 30% goedkoper in Nederland dan in Duitsland
- Personeel is 50% duurder in Nederland dan in Duitsland

Deze factoren zorgen ervoor, dat bij dezelfde overige aannamen, de kosten in Nederland per m³ behandeld effluent circa 10% hoger zijn. Dit kostenverschil is echter verwaarloosbaar in relatie tot de onnauwkeurigheid van de Duitse en Nederlandse kostenberekeningen.

De volgende zaken verklaren wel de verschillen tussen de Duitse kostenberekeningen in [65] en de Nederlandse kostenberekeningen in dit rapport

- De ontwerpcapaciteit van Nederlandse rwzi a 100.000 i.e. 150 g TZV komt overeen met een Duitse rwzi van 70.000 i.e. 60 g BZV/i.e (zie tabel 11). De totale kosten voor nabehandeling inclusief zandfiltratie bedragen hierdoor geen € 0,125 voor een Nederlandse zuivering van 100.000 i.e (=snijpunt 100.000 i.e. figuur 20: € 0,075 + € 0,05 zandfiltratie), maar € 0,16 (snijpunt 70.000 i.e. figuur 20: € 0,08 + € 0,08 zandfiltratie).
- In deze studie worden de kosten berekend per m³ influent. Gemiddeld is in de onderzochte Duitse studies circa 85% van het effluent behandeld [65]. De kosten per m³ effluent zijn hierdoor 18% hoger dan weergegeven in figuur 20.

Tenslotte wordt opgemerkt dat de verwijderingsrendementen zoals verondersteld in dit rapport in tabellen 5 t/m 7 niet in alle projecten in Duitsland behaald zijn. Zoals eerder is beschreven, zijn er anno januari 2015 geen eenduidige ontwerpcriteria vastgesteld in Duitsland voor nabehandelingsinstallaties voor de verwijdering van microverontreinigingen. Dit betekent dat in sommige projecten de kosten onrealistisch laag uitvallen vanwege het gebruik van een zeer lage ozon- of poederkooldosering, contacttijd enzovoort. Figuur 20 geeft duidelijk weer dat er een grote spreiding ontstaat als de kosten van de verschillende projecten met elkaar worden vergeleken. Het 95%-betrouwbaarheidsinterval laat een variatie zien van ± € 0,08 per m³ ten opzichte van de gemiddelde gerapporteerde kosten in tabel 12. Ook is GAK-filtratie veel

minder onderzocht dan ozonisatie en PAK-behandeling. Uit de projecten met GAK-filtratie komen significant hogere kosten naar voren. Daarnaast lijken de kosten voor ozonisatie iets lager dan voor PAK-behandeling. Deze zelfde conclusie is getrokken in dit rapport (zie paragraaf 5.2 en 5.3). Gezien het lage aantal GAK-projecten worden in deze paragraaf alleen de kosten voor ozonisatie en PAK-behandeling vergeleken met de kosten berekend in dit rapport.

De kosten berekend in dit rapport en de Duitse kostenberekeningen [65] zijn met elkaar vergeleken in tabel 13. Uit deze tabel kan worden geconcludeerd dat de kostenberekeningen in dit rapport binnen de bandbreedte van de Duitse kosten vallen.

TABEL 13 VERGELIJKING KOSTENBEREKENINGEN IN DIT RAPPORT VOOR DE NEDERLANDSE SITUATIE MET DUITSE KOSTENBEREKENINGEN VOOR NABEHANDELING VAN EFFLUENT MET ALS DOEL VERWIJDERING VAN MICROVERONTREINIGINGEN

Capaciteit rwzi	Capaciteit rwzi	Kosten dit rapport voor nabehandeling met ozon of PAK inclusief zandfiltratie	Kosten Duits rapport voor nabehandeling met ozon of PAK inclusief zandfiltratie	Kosten Duits rapport voor nabehandeling met ozon of PAK inclusief zandfiltratie [65]
Nederlandse i.e.'s (150 g TZV)	Duitse i.e.'s (60 g BZV)	Per m ³ behandeld effluent	Per m ³ behandeld effluent	Per m ³ influent (85% van het effluent wordt behandeld)
20.000 p.e.	14.000 p.e.	€ 0,22 - € 0,26 ± 0,05	€ 0,21 ± 0,08	€ 0,18 ± 0,08 *
100.000 p.e.	70.000 p.e.	€ 0,18 - € 0,20 ± 0,05	€ 0,19 ± 0,08	€ 0,16 ± 0,08 *
300.000 p.e.	210.000 p.e.	€ 0,16 - € 0,18 ± 0,05	€ 0,14 ± 0,08	€ 0,12 ± 0,08 *

* Zie tabel 12

5.4.2 VERGELIJKING MET ZWITSERSE KOSTENBEREKENINGEN

In Zwitserland zijn kostenscenario's berekend in het kader van de wijzigingen van de waterwet. Deze kostenberekeningen komen uit op 133 miljoen Zwitserse Franken per jaar [66]. De belangrijkste uitgangspunten voor deze kostenberekeningen waren:

- Verwijderingsrendementen > 80% van de gidsparameters ¹⁹ zoals voorgesteld door het milieuministerie [32]
- Behandeling van 80% van al het Zwitserse afvalwater, wat neerkomt op aanpassing van 100 rwzi's met een totale ontwerpcapaciteit van 4,5 miljoen Zwitserse inwonerequivalenten a 120 g CZV/i.e. Deze rwzi's hebben over het algemeen een ontwerpcapaciteit > 80.000 i.e. a 120 g CZV/i.e.
- De jaarlijkse kosten conform dit rapport bedragen CHF 29,60 oftewel € 14,30 per Zwitserse inwonerequivalent a 120 g CZV/i.e.

In dit rapport is berekend dat de realisatie van een nabehandelingsinstallatie voor rwzi-effluent voor een zuivering van 100.000 i.e. € 0,16 - 0,20 / m³ behandeld effluent bedraagt om dezelfde Zwitserse gidsparameters ¹¹ voor meer dan 80% te verwijderen. De ontwerpcapaciteit van een Nederlandse rwzi van 100.000 i.e. 150 g TZV komt overeen met een Zwitserse rwzi van 87.000 i.e. 120 g CZV/i.e. (zie tabel 11). In Nederland zijn in 2011 kostenscenario's ontwikkeld voor de behandeling van rwzi-effluent gebaseerd op ontwerpcapaciteiten van rwzi's [28]. Gebaseerd op de uitgangspunten voor deze studie kan berekend worden welke kosten gemoeid zijn met nabehandeling van effluenten van rwzi's groter dan 100.000 i.e. De vergelijkende kostenberekening is weergegeven in tabel 14.

¹⁹ Diclofenac, Carbamazepine, Sulfamethoxazole, Benzotriazole, Mecoprop

TABEL 14 VERGELIJKING KOSTEN VOOR DE IMPLEMENTATIE VAN NABEHANDELING VAN EFFLUENTEN VAN RWZI'S > 100.000 I.E., GEBASEERD OP MEER DAN 80% VERWIJDERING VAN DE ZWITSERSE GIDSPARAMETERS DOOR BAFU 2012 (DICLOFENAC, CARBAMAZEPINE, SULFAMETHOXAZOLE, BENZOTRIAZOLE, MECOPROP)

Behandeling effluenten rwzi's > 100.000 i.e.	Totale kosten	Kosten per Zwitserse i.e. (120 g CZV)	Kosten per Nederlandse i.e. (150 g TZV)	Bron
4.500.000 i.e. CH	€ 66,5 miljoen	€ 14,30	€ 12,40	Berekening Zwitserland 2011 [66]
13.500.000 i.e. NL	€ 150 – 190 miljoen	€ 12,80 – 16,20	€ 11,10 – 14,10	Berekening dit rapport anno 2015

Uit tabel 14 blijkt dat de Zwitserse berekende kosten overeenkomen met de kostenberekeningen in Nederland in dit rapport. De verschillen in kostenniveau's worden nog kleiner, als men rekening houdt met het feit dat in Nederland slechts 10% van het effluent wordt nabehandeld met een zandfilter [76] en voor de Zwitserse kostenberekeningen is uitgegaan van 40% [66]. De kosten zullen hierdoor in Nederland hoger zijn dan in Zwitserland het geval is, vanwege de benodigde investeringen zandfilters met aan- en afvoerend leidingwerk, pompinstallaties etc.

5.4.3 AFSLUITENDE OPMERKINGEN

Kostenberekeningen worden op veel verschillende manieren en met een grote onnauwkeurigheid of nauwkeurigheid gemaakt. Realisatiekosten worden soms wel, soms gedeeltelijk meegenomen. De totale jaarlijkse lasten worden zeer verschillend berekend, met of zonder subsidie en rente voor geleend geld. Aangenomen ozon en poederkooldoseringen verschillen aanzienlijk, evenals aangenomen vervanging van granulair kool. Verwijderingsrendementen zijn hierdoor niet eenduidig en vergelijkbaar. Het totale bedrag aan jaarlasten wordt gedeeld op influent, behandeld effluent, ontwerpequivalenten van rwzi's of verbruikt drinkwater per inwoner. Al deze verschillende aannamen leveren een vertekend beeld ten opzichte van elkaar.

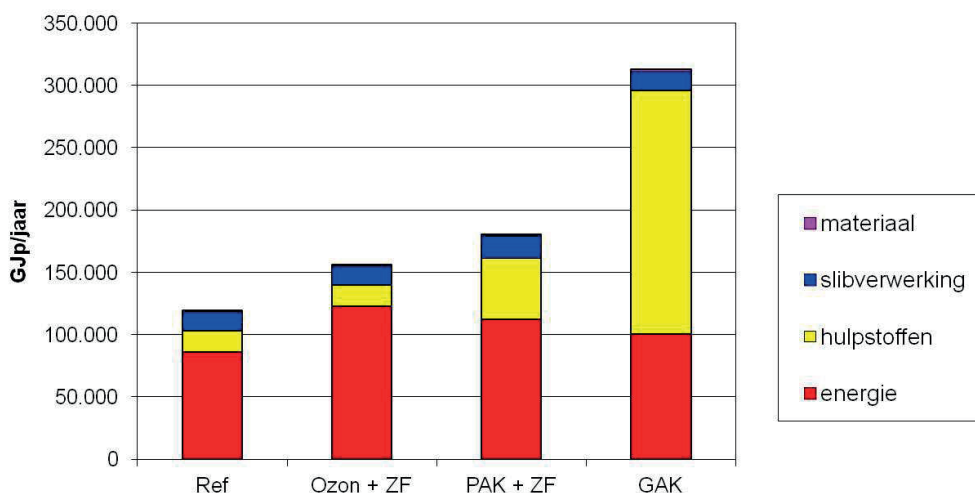
Wat over het algemeen ontbreekt zijn eenduidige uitgangspunten ten aanzien van de gewenste ontwerpprestaties en daarmee samenhangende ontwerpcriteria zoals ozon- en koolverbruik en groottes van installaties. Daarnaast is vaak niet duidelijk op welke wijze investeringen zijn verrekend in de jaarlasten en op welke wijze hergebruik van buiten bedrijf staande onderdelen heeft plaatsgevonden. Een andere berekeningwijze van deze elementen leidt tot verschillen tot meer dan 50-100% per m³ behandeld effluent. In dit rapport zijn eenduidige uitgangspunten ten aanzien van de prestaties en de berekening van de jaarlasten vastgelegd. Als deze uitgangspunten gestandaardiseerd worden naar Duitse en Zwitserse kostenstudies, blijkt dat de berekende kosten goed overeenkomen en verschillen verklaarbaar zijn.

6

INVLOED OP HET PRIMAIR ENERGIEVERBRUIK

Conform de methoden zoals beschreven in de rapporten STOWA 2012-06 en STOWA 2012-30, is berekend wat de invloed is van de verschillende methoden van effluentnabehandeling op het primaire energieverbruik van behandeling van afvalwater in een Nederlandse communale rwzi. Als referentie is hiervoor de standaard rwzi gebruikt conform STOWA 2012-30 van 310.000 i.e. 150 g met voorbezinking en gisting. De resultaten zijn weergegeven in figuur 21.

FIGUUR 21 INVLOED NABEHANDLING RWZI-EFFLUENT OP PRIMAIR ENERGIEVERBRUIK VAN DE REFERENTIE-RWZI UIT STOWA 2012-30 (310.000 150 G TZV)



De onderbouwing voor figuur 21 is weergegeven in bijlage 3: invulblad en resultaten rekenmodel primaire energiebehoefte conform STOWA 2012-30.

Uit figuur 21 blijkt dat met name GAK-filtratie een sterke verhoging veroorzaakt van het primaire energieverbruik van een rwzi: een factor 2,8 ten opzichte van de huidige situatie. Ozonisatie en PAK-behandeling (beide gevolgd door nageschakelde zandfiltratie) levert een stijging op van het primaire energieverbruik van respectievelijk 30% en 50%. PAK-behandeling vereist minder energie dan ozonisatie, maar de grote hoeveelheid energie die nodig is om de poederkool te produceren, zorgt ervoor dat de totale primaire energieconsumptie van een nabehandeling met PAK hoger is dan met ozon (beide met nageschakelde zandfiltratie).

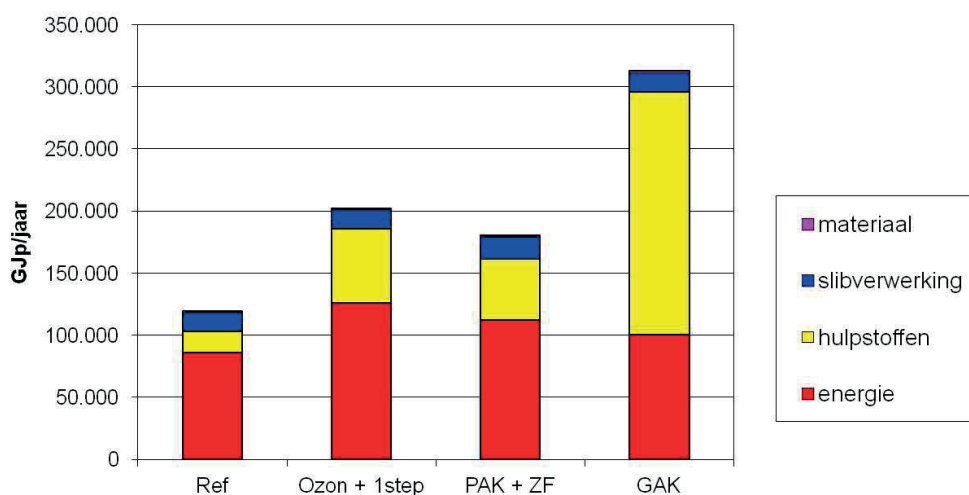
Het grote verschil tussen het gebruik van poederkool of granulair kool wordt veroorzaakt door het hogere verbruik van actiefkool bij GAK. Actiefkool is een grondstof van fossiele of natuurlijk oorsprong wat geactiveerd wordt met een hoog energieverbruik in de productieketen. Gezien het hoge verbruik van kool in GAK-filtratie ten opzichte van PAK-behandeling, komt GAK-filtratie hierdoor milieubelastender naar voren. Ditzelfde effect is ook waargeno-

men bij de kostenberekeningen (zie paragraaf 5.2). In dit rapport is voor GAK uitgegaan van vervanging door verse actiefkool. Indien geregenereerde kool gebruikt kan worden, daalt het primair energieverbruik van GAK-filtratie aanzienlijk. De toename is dan echter nog steeds hoger dan bij ozonisatie of PAK-behandeling, namelijk 100% ten opzichte van respectievelijk 30 en 50%.

Bij ozonisatie van rwzi-effluent speelt verder het mogelijke probleem van de metabolieten gevormd door oxydatie. Of zandfiltratie afdoende is om de toxiciteit van deze metabolieten voldoende te verminderen is een aandachtspunt. Een oplossing hiervoor wordt dan gezocht in het vullen van het nageschakelde zandfilter met actiefkool conform het 1-STEP® principe. Hierdoor verandert het primair energieverbruik van ozonisatie echter aanzienlijk en komt PAK-behandeling beter naar voren: zie figuur 22. Wel zal de combinatie ozonisatie met nageschakeld 1-STEP® filter naar verwachting een breder pallet aan microverontreinigingen verwijderen, aangezien dan twee technieken met elkaar worden gecombineerd, die elk stofspecifiek microverontreinigingen in meer of mindere mate aanpakken. Of dit het geval is, zal nader onderzoek moeten uitwijzen.

FIGUUR 22

INVLOED NABEHANDELING RWZI-EFFLUENT OP PRIMAIR ENERGIEVERBRUIK VAN DE REFERENTIE-RWZI UIT STOWA 2012-30 (310.000 150 G TZV)



7

VERGELIJKING MET OVERIGE STOWA-STUDIES

7.1 INLEIDING

Dit rapport beperkt zich tot verwijdering van microverontreinigingen door ozonisatie en adsorptie aan actiefkool. Kennis van praktijkonderzoek naar deze technieken in het buitenland is in de voorgaande hoofdstukken samengevat en doorvertaald naar de Nederlandse situatie. In dit hoofdstuk wordt bekeken in hoeverre deze resultaten overeenkomen met eerder Nederlands onderzoek. Dosering van poederkool ten behoeve van verwijdering van microverontreinigingen is in Nederland niet op praktijkschaal onderzocht. Ozonisatie en granulair actiefkoolfiltratie wel in de volgende rapporten:

- 2009-33 Nageschakelde zuiveringstechnieken op de AWZI Leiden Zuid-West. Verkenning actiefkooladsorptie en geavanceerde oxidatietechnieken
- 2009-34 Pilotonderzoek 1-STEP®-Horstermeer
- 2010-27 Actiefkoolfiltratie op afloop nabezinktank: Demonstratieonderzoek op vier rwzi's
- 2013-35 Monitoring 1-STEP®-Horstermeer

Verder is in 2005 het STOWA-rapport 'Verkenningen zuiveringstechnieken en KRW verschenen'. Dit rapport vormde de eerste indicatie voor kosten voor nabehandeling van effluent en wordt nog vaak aangehaald. De aannamen in dit rapport zullen daarom ook worden meegenomen in dit hoofdstuk ²⁰. In paragraaf 7.2 wordt ingegaan op de resultaten van het demonstratieonderzoek op vier rwzi's op het gebied van actiefkoolfiltratie en het full-scale onderzoek naar het 1-STEP® filter. Paragraaf 7.3 gaat in op de pilot met ozonisatie te Leiden Zuid-West.

7.2 ACTIEFKOOL FILTRATIE

De kosten voor actiefkool filtratie worden met name bepaald door de ontwerpcriteria ten aanzien van de contacttijd en de standtijd van de kool. In dit rapport bedragen deze 30 minuten en 6 maanden (8.800 bedvolumina). De variabele kosten voor de benodigde actiefkool bedragen in dit rapport hierdoor 70% van de totale kosten. In de Nederlandse studies is met kortere contacttijden en standtijden gerekend. Bovendien is uitgegaan van vervanging van de kool door geregenereerde kool a € 500 – 600 per m³ in plaats van verse kool a € 1.200 per m³. Dit is de voornaamste oorzaak waardoor de kosten, maar ook de verwijderingsrendementen in de eerdere Nederlandse onderzoeken lager zijn.

De verschillen tussen de aannamen in dit rapport en de Nederlandse studies zijn samengevat in tabel 15. Uit deze tabel blijkt dat met name hogere verwijderingsrendementen > 60-80% van moeilijk te verwijderen stoffen zoals diclofenac niet te behalen zijn bij standtijden langer

²⁰ In STOWA 2005-28 staan aannamen ten aanzien van actief kool filtratie; ozonisatie wordt niet behandeld.

dan 6 maanden. Dit wordt ook geconcludeerd in het STOWA 2010-27 rapport naar actiefkool filtratie. Hierin wordt een aantal malen benadrukt dat de standtijd van de actiefkool stofspecifiek is. De standtijd varieert in dit onderzoek veelal tussen de 5.000 tot meer dan 15.000 bedvolumina voor stoffen die (goed) verwijderd worden. Sommige stoffen zijn zeer slecht te verwijderen en kennen een standtijd < 2.000 bedvolumina (< ca 1 maand). In veel gevallen nadert de concentratie in het filtraat de concentratie in afloop nabezinktank na 9.000 a 12.000 bedvolumina, de verwijdering is dan gezakt naar rond de 20%. Ook het full-scale onderzoek naar het 1- STEP[®] filter op Horstermeer geeft aan dat de standtijd van het filter lager is dan in 2009 in het pilotonderzoek Horstermeer is aangenomen. In 2009 was het uitgangspunt voor de kostenberekeningen van het 1- STEP[®] filter op Horstermeer een standtijd van 1 jaar voor de verwijdering van microverontreinigingen en 4 jaar voor de verwijdering van stikstof en fosfaat. De kostenberekeningen welke op basis van de pilotresultaten uitkomen op € 0,07/m³ effluent gaan uit van regeneratie van de actiefkool na 35.000 bedvolumes (standtijd 10 maanden). Uit het full-scale praktijkonderzoek volgt dat na 15.000-20.000 bedvolumes (standtijd 4-6 maanden) het verwijderingsrendement voor de meeste geneesmiddelen echter al tot 0% is gedaald. Voor moeilijk te verwijderen stoffen zoals diclofenac is dit al het geval rond 10.000 bedvolumes oftewel een standtijd van 3 maanden (STOWA 2013-35).

Ook het toepassen van een kortere contacttijd bij dezelfde standtijddlaag lagere verwijderingsrendementen zien (zie tabel 15: vergelijking STOWA 2010-27 en dit rapport, waarbij dezelfde standtijd is toegepast maar een kortere contacttijd). Het STOWA rapport 2010-27 stelt dan ook dat de kosten met een factor 2-3 hoger worden, indien verwijderingsrendementen van meer dan 75% behaald moeten worden voor moeilijk verwijderbare stoffen. Een en ander is volledig in overeenstemming met het werkingsprincipe van granulair actief kool zoals beschreven in paragraaf 3.2.

TABEL 15 SAMENVATTING RESULTATEN EERDER STOWA-ONDERZOEK EN AANNAMEN IN DIT RAPPORT OP HET GEBIED VAN GAK-FILTRATIE VAN RWZI-EFFLUENT

		STOWA 2005 KRW-rapport	STOWA 2009 Pilot Leiden Zuid-West	STOWA 2010 AK op afloop NBT	STOWA 2009 1-step pilot	STOWA 2013 1-step full scale	Dit rapport
Contacttijd	min	20	20	20	12	13	30
Standtijd	mnd	8	10	6	10	3	6
Behandeld aantal bedvolumina	-	17.000	22.000	13.000	35.000	10.000	8.800
Benodigde hoeveelheid actiefkool / jaar voor rwzi 20.000 i.e.	m ³	105	83	170	50	180	210
Benodigde hoeveelheid actiefkool / jaar voor rwzi 100.000 i.e.	m ³	550	417	735	265	955	1100
Berekende jaarlasten 20.000 i.e.	€/m ³	0,35 ^a	0,17 ^b	0,24	-	-	0,29
100.000 i.e.	€/m ³	0,17 ^a	0,13 ^b	0,10	0,07	0,14	0,27
Te behalen verwijderingsrendementen:	Nvt						
Diclofenac	-		60-80% ^c	40-60%	10-20%	10-30%	60-80% ^d
Carbamazepine	-		60-80% ^c	60-80%	30-40%	40-60%	> 80% ^d
Sulfamethoxazol	-		20-40% ^c	20-40%	20-30%	10-20%	30-60% ^d
Metoprolol	-		> 80% ^c	> 80%	40-60%	60-80%	> 80% ^d

a Inclusief voorgeschakelde vlokkingfiltratie

b Exclusief voorgeschakelde vlokking- en zandfiltratie

c Inclusief voorgeschakelde vlokkingfiltratie

d Verwijderingsrendementen inclusief biologische behandeling in het actief slib systeem

Verder is van belang om te melden dat de rendementen op de pilotinstallatie te AWZI Leiden Zuid-West inclusief voorgeschakelde vlokingsfiltratie en zandfiltratie zijn. Dit zandfilter was gericht op verwijdering van nutriënten en zwevende stof. Hierdoor daalt de hoeveelheid organische stof in het effluent in de vorm van deeltjes en opgeloste organische stof. Beide zorgen voor een hogere standtijd van het actiefkool filter. Dit wordt ook bevestigd door labproeven die zijn gedaan op de actiefkool uit de pilotinstallatie van AWZI Leiden Zuid-West: na 6 maanden blijkt deze nog niet te zijn verzadigd met organisch materiaal en is conform de eisen vanuit de drinkwaterbereiding nog inzetbaar voor de verwijdering van microverontreinigingen. In het STOWA-onderzoek naar actiefkool filtratie in 2010 wordt echter al vergaande concurrentie waargenomen van organische stof en verwijdering van overige verontreinigingen vanaf 3.000 bedvolumina (standtijd 1-2 maanden). Hierdoor nemen de verwijderingsrendementen van moeilijk verwijderbare stoffen vanaf dit punt af. Daarnaast worden de concentraties aan microverontreinigingen in het te behandelen effluent van AWZI Leiden Zuid-West beïnvloed vanwege de fysisch-chemische binding en een klein gedeelte biologische afbraak. Hierdoor worden relatief hoge verwijderingsrendementen behaald bij een lagere contacttijd en een hogere standtijd.

Daarnaast wordt opgemerkt dat in de onderzoeken van 2009 en 2010 de detectiegrens van te verwijderen stoffen ≥ 10 ng/l bedroeg. Door verbetering in analysemethoden bedragen de detectiegrenzen voor de meeste microverontreinigingen in rwzi-effluent in de latere Duitse en Zwitserse onderzoeken over het algemeen 0,5 – 1,0 ng/l. Hierdoor zijn verwijderingsrendementen van stoffen in de Duitse en Zwitserse onderzoeken nauwkeuriger.

7.3 OZONISATIE

In Nederland is ozonisatie van rwzi-effluent op pilotschaal alleen onderzocht tijdens de experimenten op AWZI Leiden Zuid-West in 2009. Zoals genoemd in paragraaf 7.2 is de vergelijking van deze pilot lastig met de aannamen in dit rapport, omdat het effluent eerst werd voorbehandeld in een voorgeschakelde vlokingsfiltratie en biologische zandfiltratie. Verwijderingsrendementen van stoffen zijn erg afhankelijk van de hoeveelheid opgeloste organische stof en nitriet in het effluent (zie hoofdstuk 3). Daarnaast is de concentratie aan microverontreinigingen in het effluent van de pilot op Leiden Zuid-West over het algemeen lager dan in de Duitse en Zwitserse onderzoeken. Voor de stoffen metropolol en carbamazepine bedraagt dit bijvoorbeeld een factor 2-3, maar voor diclofenac en sulfamethoxazole een factor 10. Het is daarom aannemelijk dat op de pilot van Leiden Zuid West er hogere rendementen werden behaald met dezelfde ozondosering uitgedrukt in mg/l dan op niet voorbehandeld effluent, zoals in dit rapport is aangenomen. De resultaten van de pilot in Leiden Zuid-West zijn vergeleken met de aannamen in dit rapport in tabel 16.

TABEL 16 SAMENVATTING RESULTATEN EERDER STOWA-ONDERZOEK EN AANNAMEN IN DIT RAPPORT OP HET GEBIED VAN OZONISATIE VAN RWZI-EFFLUENT

		STOWA 2009 Pilot Leiden Zuid-West	STOWA 2009 Pilot Leiden Zuid-West	Dit rapport
Contacttijd	min	5	13	25
Ozondosering	mg/l	5	5	7,7 ^a
Berekende jaarlasten				
20.000 i.e.	€/m ³	-	0,10 ^b	0,18 ^c
100.000 i.e.	€/m ³	-	0,06 ^b	0,22 ^c
Te behalen				
verwijderingsrendementen:		> 90% ^d	> 90% ^d	60-80% ^e
Diclofenac		> 90% ^d	> 90% ^d	> 80% ^e
Carbamazepine		> 80% ^d	> 80% ^d	30-60% ^e
Sulfmethoxasol		70-80% ^d	80-90% ^d	> 80% ^e
Metoprolol				

a Aangenomen DOC effluent: 11 mg/l

b Exclusief voorgeschakelde vlokings- en zandfiltratie

c Inclusief nageschakelde zandfiltratie

d Inclusief voorgeschakelde vlokingsfiltratie

e Verwijderingsrendementen inclusief biologische behandeling in het actief slib systeem

Uit de pilot op Leiden Zuid-West blijkt dat bij een dosering van 5 mg/l en een contacttijd van 5 minuten vele microverontreinigingen tot beneden de detectiegrens van 10 ng/l worden verwijderd. Alleen voor metoprolol is een hogere contacttijd nodig. Uit het Duitse en Zwitserse onderzoek komt tevens naar voren dat er een verband is tussen verwijderingsrendementen van moeilijk verwijderbare stoffen, ozondosering en contacttijden. De contacttijd van 5 minuten is echter in het Duitse en Zwitserse onderzoek te kort voor de verwijdering van microverontreinigingen. Dit heeft wellicht te maken met de invloed van de voorbehandeling, waardoor concentraties van microverontreinigingen en organische opgeloste stof in Leiden Zuid-West lager zijn. De kosten zijn hierdoor niet te vergelijken, omdat de verwijderingsrendementen en dus de benodigde ozondosering en contacttijd niet vergelijkbaar zijn vanwege de invloed van de voorbehandeling van het effluent. Deze twee aannamen bepalen de kosten voor ozonisatie.

7.4 CONCLUSIE

De Nederlandse resultaten ten aanzien van het demonstratieonderzoek actiefkoolfiltratie en het 1-STEP® onderzoek komen goed overeen met de Duitse en Zwitserse resultaten. Voor het bereiken van verwijderingsrendementen > 60-80% van moeilijk te verwijderen geneesmiddelen zoals diclofenac, is een standtijd van 6 maanden en contacttijd van 30 minuten noodzakelijk. Vanwege deze aannamen is relatief veel kool nodig, wat in het geval van actiefkoolfiltratie circa 70% van de kosten bedraagt.

Ten aanzien van ozonisatie is de pilot op Leiden Zuid-West weinig representatief vanwege de kleine schaal en het feit dat er een voorgeschakelde behandeling van het effluent met een vlokingsfiltratie en zandfiltratie ten behoeve van nutriëntenverwijdering plaatsvond. Hierdoor is de organische stof belasting van het effluent naar verwachting sterk beïnvloed. In combinatie met de hogere detectiegrens van analyses, is hierdoor de benodigde ozondosering en contacttijd zeer onnauwkeurig in vergelijking met de Duitse en Zwitserse onderzoeken.

8

CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

8.1 OVERWEGINGEN

De kosten en primaire energieconsumptie van effluentnabehandeling voor de verwijdering van microverontreinigingen zijn sterk afhankelijk van:

- 1 De concentratie opgeloste organische stof in het rwzi-effluent (DOC = Dissolved Organic Carbon) en zwevende stof
- 2 De vereiste verwijderingsrendementen van microverontreinigingen in combinatie met de benodigde ozon- en poederkooldosering en vervangingsfrequentie van granulair actiefkool

De DOC-waarde in effluenten van Nederlandse rwzi's is nauwelijks onderzocht. Uit een steekproef blijkt dat deze overeenkomt met Zwitserse en Duitse effluentwaarden van 7 - 15 mg DOC/l. In dit rapport is aangenomen dat de gemiddelde DOC-waarde van Nederlands rwzi-effluent 11 mg/l bedraagt. Een hogere of een lagere DOC-waarde heeft een grote invloed. De kosten en energieconsumptie voor een nabehandeling op effluent met een DOC-waarde van 7 of 15 mg/l in plaats van 11 mg/l worden met 15-20% verlaagd of verhoogd voor respectievelijk PAK- of GAK-behandeling en ozonbehandeling van rwzi-effluent.

Een toename in zwevende stof zorgt met name voor problemen bij toepassing van granulair actiefkool (GAK), doordat deze deeltjes granulair kool verstoppert, waardoor de adsorptieplaatsen niet kunnen worden bereikt. Gemiddeld gezien is de zwevende stof concentratie in effluent kleiner dan 10-15 mg per liter voor Nederlandse goed functionerende rwzi's. Pieken worden meestal beperkt tot 30 mg per liter, maar kunnen bij slibuitspoeling hoger zijn dan 30 mg/l. Deze pieken komen beperkt voor en worden over het algemeen veroorzaakt door slecht bezinkbaar slib. Bij voortdurende belading van granulair kool met zwevende stof van gemiddeld meer dan 30 mg per liter, kan dit tot procesfalen leiden vanwege verstopping van het filter. Voor PAK-behandeling en ozonisatie van effluent geldt, dat overmatige aanwezigheid van zwevende stof niet leidt tot procesfalen, maar wel tot aanzienlijk hogere kosten vanwege een hogere benodigde PAK- of ozondosering om microverontreinigingen te verwijderen vanwege interferentie van de zwevende stof met adsorptie (PAK) en omzetting van microverontreinigingen (ozon). Daarnaast kan een verhoogde lozing van zwevende stof verstopping veroorzaken in het nageschakelde zandfilter.

Voor de Nederlandse situatie is niet bekend welke stoffen verwijderd moeten worden. De verschillende nabehandelingstechnieken zijn stofspecifiek. Sommige stoffen worden goed verwijderd, anderen slecht en dit verschilt per techniek. In dit rapport is uitgegaan van een dimensionering van de nabehandelingsinstallaties op basis van de verwijderingsrendementen die veelal vereist worden voor Duitse en Zwitserse gidsparameters. Voor de Nederlandse situatie kan dit anders uitpakken vanwege een andere selectie van zogenaamde gidsparameters.

Verder is niet bekend welke rol metabolieten spelen, die worden gevormd door ozonisatie. Afhankelijk van de stof en de procesomstandigheden kunnen metabolieten worden gevormd,

die nadelig kunnen zijn voor organismen in het watermilieu. Fysisch-chemische metingen geven hierover geen uitsluitsel; deze laten voor ozonisatie van rwzi-effluent hoge verwijderingsrendementen zien, aangezien deze alleen de moederstoffen meten en niet de (soms toxischer) metabolieten.

Een totaalbeoordeling van de giftigheid van het effluent door ecotoxicologische effectmetingen is de laatste decennia ontwikkeld. Deze ecotoxicologische effectmetingen zijn duur en laten voor verschillende ozonisatie-pilots geen eenduidig beeld zien. Ozonisatie verhoogt in een aantal studies de ecotoxiciteit van het effluent; nageschakelde zandfiltratie zorgt nagenoeg in alle gevallen ervoor dat dit effect weer verminderd wordt. In andere studies wordt echter een verlaagde ecotoxiciteit gemeten van rwzi-effluenten na ozonisatie. Nader onderzoek naar de effecten waarom dit in het ene geval wel en in het andere geval niet gebeurt, is noodzakelijk. Eerste resultaten vanuit Zwitsers onderzoek geven aan dat met name contacttijden in combinatie met ozondoseringen resultaten beïnvloeden.

Ozonisatie lijkt nu de goedkoopste techniek met het minste energieverbruik. Deze situatie verandert als nageschakelde zandfiltratie niet afdoende blijkt te zijn na ozonisatie om gevormde metabolieten te verwijderen en er maatregelen genomen moeten worden zoals nageschakelde actiefkoolfiltratie. Het nageschakelen van een zandfilter conform het 1-STEP-principe drijft de kosten en primaire energieconsumptie dan dermate op dat PAK-behandeling voordeliger is. E.e.a hangt weer af van welke microverontreinigingen tot in welke graad verwijderd moeten worden.

8.2 CONCLUSIES

Op basis van de kennis en ervaring met de verwijdering van microverontreinigingen uit effluenten van communale rwzi's in Duitsland en Zwitserland, is het mogelijk om een indicatie te geven van de effecten van implementatie van de volgende technieken voor de Nederlandse situatie:

- Ozonisatie
- Poedervormig ActiefKool dosering (PAK)
- Granulair ActiefKool filtratie (GAK)

Deze technieken kunnen over het algemeen eenvoudig worden nageschakeld in Nederland op dezelfde wijze als in Duitsland en Zwitserland is gebeurd. Uiteraard dient er wel fysiek ruimte aanwezig te zijn om de nabehandelingsinstallaties te kunnen realiseren. Indien al een nageschakelde behandeling in de vorm van zandfiltratie is gerealiseerd, zullen de kosten lager zijn, omdat de opvoerhoogte van het effluent dan kan worden geoptimaliseerd in relatie tot het zandfilter [76]. Aanvullende eisen aan de kwaliteit van het te behandelen effluent zijn er nauwelijks, ervan uitgaande dat de rwzi's in Nederland voldoen aan de standardeisen van de EU-richtlijn Stedelijk afvalwater: CZV < 125 mg/l, BZV < 20 mg/l en zwevende stof SS < 30 mg/l. Aandachtspunt is dat slibuitspoeling zoveel mogelijk moet worden voorkomen, aangezien dit de nabehandelingsinstallatie vervuult en zorgt voor hogere kosten, vanwege een hogere benodigde ozon- of PAK-dosering of frequentere vervanging van GAK. Daarnaast is een hoog bromidegehalte in het effluent wellicht beperkend voor de inzet van ozon, vanwege de omzet naar het giftige bromaat (zie aanbeveling 6 in paragraaf 8.3). Het ammoniumgehalte en fosfaatgehalte van het effluent beïnvloeden de prestaties van de nabehandeling nauwelijks. Nitraat leidt door omzetting van nitraat in stikstofoxiden echter wel tot een hogere benodigde ozondosering.

Gebaseerd op de kennis, ervaring en huidige ontwerpuitsgangspunten in Duitsland en Zwitserland, zijn indicatieve kosten berekend voor de Nederlandse situatie voor de realisatie van een nabehandeling van rwzi-effluent, met als doel de verwijdering van microverontreinigingen (zie tabel 17). Hiermee zullen naar verwachting de meest microverontreinigingen voor meer dan 30-80% kunnen worden verwijderd met uitzondering van persistente stoffen zoals röntgencontrastmedia en metabolieten gevormd door oxydatie van rwzi-effluent met ozon ²¹.

TABEL 17

INDICATIEVE KOSTEN VERWIJDERING MICROVERONTREINIGINGEN PER BEHANDELDE M³ RWZI-EFFLUENT; AANGENOMEN DOC CONCENTRATIE RWZI EFFLUENT 11 MG/L; VERWIJDERING MICROVERONTREINIGINGEN > 30-80% AFHANKELIJK VAN DE STOF MET UITZONDERING VAN PERSISTENTE STOFFEN ZOALS RÖNTGENCONTRASTMIDDELEN ²¹

Capaciteit rwzi (150 g TZV)	20.000 i.e.	100.000 i.e	300.000 i.e.
Ozonisatie + zandfiltratie	€ 0,22	€ 0,18	€ 0,16
PAK + zandfiltratie	€ 0,26	€ 0,20	€ 0,18
GAK-filtratie	€ 0,28	€ 0,26	€ 0,26

De kostenberekeningen zijn gevoelig voor de aangenomen DOC-concentratie: als de DOC-concentratie 4 mg/l hoger of lager is dan de aangenomen 11 mg/l, dan zullen de kosten per m³ behandeld effluent toenemen respectievelijk afnemen met 15-20%. Hierbij wordt benadrukt dat deze kosten indicatief zijn en gebaseerd zijn op kostenkentallen en extrapolatie van kennis en ervaring uit Duitsland en Zwitserland. Alleen op basis van onderzoek in Nederland op praktijkschaal in combinatie met beleidsmatige vaststelling van gewenste effluentkwaliteit, kunnen deze kosten goed in beeld worden gebracht.

De nabehandeling van effluent levert een forse verhoging op van het primair energieverbruik van behandeling van afvalwater door een rwzi: ozonisatie gevolgd door zandfiltratie leidt tot een verhoging van 30%, PAK-behandeling inclusief zandfiltratie tot 50% en GAK-filtratie tot meer dan 200%.

De verwijderingsrendementen van verschillende technieken zijn stofspecifiek. De kans op de vorming van milieuschadelijke metabolieten door ozonisatie is reden tot zorg. Of zandfiltratie in staat is om deze metabolieten adequaat genoeg te verwijderen is onderwerp van discussie in Zwitserland en Duitsland. Als nageschakelde zandfiltratie niet afdoende blijkt te zijn voor de behandeling van metabolieten voortkomend uit ozonisatie en er een 1-STEP[®] of GAK-filter moet worden nageschakeld in plaats van zandfiltratie, dan heeft PAK-behandeling de voorkeur vanuit het oogpunt van lagere kosten en primair energieverbruik. Wel zal de combinatie ozonisatie met nageschakeld 1-STEP[®] filter naar verwachting een breder pallet aan microverontreinigingen verwijderen, aangezien dan twee technieken met elkaar worden gecombineerd, die elk stofspecifiek microverontreinigingen in meer of mindere mate aanpakken.

In dit rapport is voor GAK-filtratie uitgegaan van gebruik van vers actiefkool. De huidige wijze van regeneratie zorgt voor een granulair actiefkool met sterk verminderde adsorptie-eigenschappen voor granulair actiefkool voor de verwijdering van microverontreinigingen. Hierdoor zijn de kosten en het primaire energieverbruik van een GAK-filtratie vele malen hoger dan ozonisatie of PAK-behandeling in combinatie met zandfiltratie. Door de regeneratie van granulair actiefkool te optimaliseren kan GAK-filtratie naar verwachting concurrerend worden met ozonisatie of PAK-behandeling.

21 Het verwijderingsrendement wordt bepaald op basis van een jaargewogen gemiddelde van het effluent van de voorbezinktank en het effluent van de nabehandeling van de rwzi. Biologische afbraak en adsorptie in het actief slib systeem draagt hierdoor bij aan het verwijderingsrendement.

8.3 AANBEVELINGEN

- 1 In Nederland is niet vastgesteld welke microverontreinigingen met welk rendement verwijderd moeten worden uit effluenten van communale rwzi's. De verschillende full-scale technieken met ozon en actiefkool verwijderen sommige stoffen goed, andere stoffen slecht. De verwijderingsrendementen zijn per techniek stofspecifiek. Voor de Nederlandse situatie dient daarom duidelijkheid te komen rondom 'gidsparameters' en de gewenste verwijdering hiervan.
- 2 Door ozonisatie van rwzi-effluent worden onbekende stoffen gevormd. Fysisch-chemische metingen laten verwijderingsrendementen > 99%. In werkelijkheid worden de stoffen alleen omgezet en niet verwijderd. De cocktail aan onbekende en bekende stoffen in gezoniseerd water kan leiden tot een ecotoxicologisch toxischer effluent dan het oorspronkelijke rwzi-effluent. Door nageschakelde zandfiltratie worden deze effecten over het algemeen weer weggenomen. In de meeste gevallen geven effectmetingen aan, dat de ecotoxicologische kwaliteit door effluentnabehandeling met ozon in combinatie met zandfiltratie is verbeterd ten opzichte van het originele rwzi-effluent. In Duitsland en Zwitserland zijn echter ook gevallen bekend dat de ecotoxicologische kwaliteit van rwzi-effluent niet is verbeterd. De oorzaken waarom dit wel of niet gebeurt, zijn niet bekend. De onnauwkeurigheid van zogenaamde effectmetingen om ecotoxiciteit van rwzi-effluent te bepalen is groot. Het in kaart brengen van alle metabolieten van stoffen die zich in het rwzi-effluent bevinden vereist zeer veel inspanning en is daarom onhaalbaar. Aanbevolen wordt meer onderzoek te doen naar effectmetingen met als doel om de nauwkeurigheid van deze metingen te verhogen en de werkingsmechanismen van ozonisatie en de vorming van metabolieten welke leiden tot een verhoogde ecotoxiciteit, beter te begrijpen.
- 3 De concentratie opgeloste organische stof in het rwzi-effluent (DOC = Dissolved Organic Carbon) van effluenten van Nederlandse rwzi's is niet goed bekend. Deze DOC-waarde beïnvloedt de kosten en de primaire energieconsumptie van de nabehandeling van effluenten van rwzi's in sterke mate. Er zal daarom meer inzicht moeten komen rondom DOC-waarden van de effluenten van Nederlandse rwzi's onder verschillende omstandigheden zoals belasting, seizoenen, zuiveringsconfiguraties etc.
- 4 GAK-filtratie heeft als voordeel dat de bedrijfsvoering hiervan vele malen eenvoudiger is dan ozonisatie of PAK-behandeling (beide nageschakeld door zandfiltratie). De kosten en de primaire energieconsumptie zijn op basis van de huidige uitgangspunten echter vele malen hoger dan voor ozonisatie of PAK-behandeling. Dit komt omdat voor de vereiste verwijderingsrendementen er verse actiefkool in het GAK-filter moet. Geregeneerde kool is in de huidige situatie niet effectief genoeg. Door de regeneratie van actiefkool te optimaliseren kunnen wellicht grote besparingen worden behaald in het gebruik van granulair actiefkool, waardoor GAK-filtratie concurrerend wordt met andere technieken. Aangezien GAK-filtratie een zeer eenvoudige techniek is vanuit het oogpunt van bedrijfsvoering, is onderzoek naar een effectievere regeneratie gewenst.
- 5 Het sturen van een effectieve ozon en poederkooldosering blijkt lastig in de full-scale installaties in Duitsland en Zwitserland. Aangezien de hoeveelheid ozon en poederkool die gedoseerd worden direct de kosten beïnvloeden, is meer inzicht nodig hoe dit effectiever kan worden gedaan.
- 6 Bromide kan door ozonisatie worden omgezet in het voor mens, dier en plant giftige bromaat. Het is niet bekend wat de bromidegehalten zijn in het effluent van rwzi's in Nederland en in welke mate deze zouden worden omgezet in bromaat bij de huidige normaliter toegepaste ozondosering voor effluentnabehandeling van 0,7 gram ozon per gram DOC. Als meer zuiveringen stroomopwaarts in Europa en in Nederland zelf, ozonisatie van rwzi-effluent gaan toepassen, wordt er meer bromaat geloosd naar het watermilieu, waardoor de bromaatconcentraties in oppervlaktewater stijgen. Nader onderzoek hiernaar is gewenst.

- 7 In Duitsland en Zwitserland is veelal gekozen voor ozon of actiefkool. Beide technieken verwijderen verschillende stoffen in verschillende mate vanwege hun werkingsprincipes en hebben elk zo hun voor- en nadelen. Een combinatie van beide technieken leidt wellicht tot de meest efficiënte en effectieve aanpak. Onderzoek hiernaar is gewenst.
- 8 De kosten en de primaire energieconsumptie zijn gebaseerd op behandeling van de droogweeraanvoer naar een zuivering. Dit betekent dat jaargemiddeld circa 15-20% van het effluent niet zal worden behandeld. Meer inzicht is nodig in wat voor effect dit heeft op het totale verwijderingsrendement van microverontreinigingen.

9

REFERENTIES

- [1] Colborn, T., Dumanoski, D., Meyers, J.P., 1996. Our stolen future: Are we threatening our fertility, intelligence, and survival? - A scientific detective story. Dutton Publishing, New York.
- [2] Desbrow, C., Routledge, E.J., Brighty, G.C., Sumpter, J.P. and Waldock, M., 1998. Identification of estrogenic chemicals in STW effluent. 1. Chemical fractionation and in vitro biological screening. *Environmental Science & Technology* 32(11), 1549-1558.
- [3] Hahlbeck, E., Griffiths, R. and Bengtsson, B.E., 2004. The juvenile three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.) as a model organism for endocrine disruption - I. Sexual differentiation. *Aquatic Toxicology* 70(4), 287-310.
- [4] Gross-Sorokin, M.Y., Roast, S.D. and Brighty, G.C., 2006. Assessment of feminization of male fish in English rivers by the environment agency of England and Wales. *Environmental Health Perspectives* 114, 147-151.
- [5] Waring, R.H. and Harris, R.M., 2005. Endocrine disrupters: A human risk? *Molecular and Cellular Endocrinology* 244(1-2), 2-9.
- [6] Purdom, C.E., Hardiman, P.A., Bye, V.V.J., Eno, N.C., Tyler, C.R., Sumpter J.P., 1994. Estrogenic effects of effluents from sewage treatment works. *Chem. Ecol.* 8 (4), 275-285.
- [7] Folmar, L.C., Denslow, N.D., Rao, V., Chow, M., Crain, D.A., Enblom, J., 1996. Vitellogenin induction and reduced serum testosterone concentrations in feral male carp (*Cyprinus carpio*) captured near a major metropolitan sewage treatment plant. *Environ. Health Perspect.* 104 (10), 1096-1101.
- [8] Harries, J.E., Sheahan, D.A., Jobling, S., Matthiessen, P., Neall, P., Routledge, E.J., 1996. A survey of estrogenic activity in United Kingdom inland waters. *Environ. Toxicol. Chem.* 15 (11), 1993-2002.
- [9] Routledge, E.J., Sheahan, D., Desbrow, C., Brighty, G.C., Waldock, M., and Sumpter, J.P., 1998. Identification of estrogenic chemicals in STW effluent. 2. In vivo responses in trout and roach. *Environ. Sci. Technol.* 32 (11), 1559-1565.
- [10] Jobling, S., Nolan, M., Tyler, C.R., Brighty, G., Sumpter, J.P., 1998. Widespread sexual disruption in wild fish. *Environ. Sci. Technol.* 32 (17), 2498-2506.
- [11] Metcalfe, C.D., Metcalfe, T.L., Kiparissis, Y., Koenig, B.G., Khan, C., Hughes, R.J., 2001. Estrogenic potency of chemicals detected in sewage treatment plant effluents as determined by in vivo assays with japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Environ. Toxicol. Chem.* 20 (2), 297-308.
- [12] Kloas, W., 2001. Effects of endocrine active substances (endocrine disruptors) on fish and amphibians. *Wasser und Boden* (1+2), 16-21 (in German).
- [13] Hansen, P.D., Dizer, H., Fischer, B., Grosch, U., Santana, F., Senesi, N., 2002. Early detection of 'new effects' in water: endocrine effects (Ecosystem Health - Public Health). *Contributions to waste management/contaminated sites (Abfallwirtschaft/Altlasten)* 23, 43-55 (in German).
- [14] Mills, L.J., Chichester, C., 2005. Review of evidence: Are endocrine-disrupting chemicals in the aquatic environment impacting fish populations. *Sci. Total Environ* 343 (1-3), 1-34.
- [15] Ott, M., Failing, K., Lang, U., Schubring, C., Gent, H. J., Georgii, S. (1999): Contamination of human milk in Middle Hesse, Germany—a cross-sectional study on the changing levels of chlorinated pesticides, PCB congeners and recent levels of nitro musks. *Chemosphere.* 1999; 38(1):13-32.

- [16] Neltner, T. G., Alger, H. M., Leonard, J. E., Maffini, M. V., 2013. Data gaps in toxicity testing of chemicals allowed in food in the United States. *Reproductive Toxicology* 42 (2013), 85-94.
- [17] Figuur by Mertsch, V. (2013)
- [18] Binetti, R., Costamagna, F. M., Marcello, I., (2008). Exponential growth of new chemicals and evolution of information relevant to risk control. *Ann Ist Super Sanità* (44) 1, 13-15.
- [19] Tang, J. Y. M., McCarty, S., Glenn, E., Neale, P. A., Warne, M. St. J., Escher, B. I., 2013. Mixture effects of organic micropollutants present in water: Towards the development of effect-based water quality trigger values for baseline toxicity. *Water Research* 47 (2013), 3300-3314.
- [20] Barjenbruch, M.: Erfahrungen zum Betrieb von Abwasserfiltrationen. Persönliche Mitteilung
- [21] Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2014): Kosten Mikroschadstoffelimination. Informationsbroschüre
- [22] DWA (2012): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). 8. Überarbeitete Auflage, Hrsg. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, ISBN 978-3-941897-55-7
- [23] Fahlenkamp, H.; Nöthe, T.; Nowotny, N.; Launer, M.; Jacker, A.; Ante, S.; Ingenhaag, S.; Von Sonntag, C. (2008): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen - Phase 3. Abschlussbericht. Hrsg.: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
- [24] Scheidig, K. et al. (2011): Klärschlamm-Verwertung nach dem Mephrec®-Verfahren, 7. Klärschlammstage 29.-31. März 2011, Fulda (2011)
- [25] Türk, J., Dazio, M., Dinkel, F., Ebben, T., Hassani, V., Herbst, H., Hochstrat, R., Matheja, A., Montag, D., Remmler, F., Schaefer, S., Schramm, E., Vogt, M., Werbeck, N., Wermter, P., Wintgens, T. (2013): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben 'Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP 9)', gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), AZ IV-7-042 600 001I, Vergabenummer 08/0581
- [26] Schröder, M. (1998): Bewertung der Abwasserfiltration als Verfahrensschritt der kommunalen Abwasserbehandlung. Dissertation. GWA 169. Hrsg: Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen. ISBN 3-932590-46-5
- [27] Jedeke, K. (2014): not published information from Competence Centre Micropollutants. NRW
- [28] Grontmij Nederland NV (2011): Zuivering van geneesmiddelen uit afvalwater
- [29] ISA & IWW (2008) , Abschlussbericht zu den Forschungsvorhaben: 'Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen - Gütebetrachtungen' 2008
- [30] Margot, J., Magnet, A., Thonney, D., Chevre, N., de Alencastro, F., Rossi, L. (2011). Traitement des micropolluants dans les eaux usées – Rapport final sur les essais pilotes à la STEP de Vidy (Lausanne). Ed. Ville de Lausanne.Assainissement Lausanne
- [31] Abegglen et al, (2009). Ozonung von gereinigtem Abwasser Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf, Dübendorf, 16. Juni 2009
- [32] Abegglen C., Siegrist H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen Nr.1214: 210 S.
- [33] HydroIngenieure (2012), Machbarkeits Spurenstoffelimination Kläranlage Harsewinkel, Machbarkeitsstudie zur Erläuterungsbericht Düsseldorf, November 2012
- [34] Coelho et al, (2009) Effects of ozone pre-treatment on diclofenac: Intermediates, biodegradability and toxicity assessment, *Science of the Total Environment* 407 (2009) 3572–3578

- [35] Hübner, U., Miehe, U., Jekel, M., 2012. Optimized removal of dissolved organic carbon and trace organic contaminants during combined ozonation and artificial groundwater recharge. *Water Res.* 46 (18), 6059e6068.
- [36] Scheurer, M., Godejohann, M., Wick, A., Happel, O., Ternes, T.A., Brauch, H.J., Ruck, W.K.L., Lange, F.T., (2012). Structural elucidation of main ozonation products of the artificial sweeteners cyclamate and acesulfame. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 19 (4), 1107e1118.
- [37] Zimmermann, S.G., Wittenwiler, M., Hollender, J., Krauss, M., Ort, C., Siegrist, H., von Gunten, U., 2011. Kinetic assessment and modeling of an ozonation step for full-scale municipal wastewater treatment: micropollutant oxidation, by-product formation and disinfection. *Water Res.* 45 (2), 605e617.
- [38] Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV) (2013). Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren, Vergabenummer 08-058/1 , Abschlussbericht zur Phase 2 (Januar 2012 bis Juni 2013) , Arge Spurenstoffe NRW, Teilprojekt 6 redigierte Fassung September 2013
- [39] Margot, J., Kienle, C., Magnet, A., Weil, M., Rossi, L., de Alencastro, L.F., Abegglen, C., Thonney, D., Chevre, N., Schärer, M., Barry, D.A., 2013. Treatment of micropollutants in municipal wastewater: ozone or powdered activated carbon? *Science of the Total Environment* 461–462 (2013) 480–498
- [40] Fachsymposium Mikroschadstoffe.NRW, Düsseldorf, 21.6.2012
- [41] Unpublished information on design criteria, Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW (2015)
- [42] Weiterbildungsveranstaltung 7. bzw. 14. November 2014 Ozonung in der Abwasserreinigung - ARA Neugut/Eawag (unpublished results)
- [43] Boehler, Zwickenpflug B, Hollender J, Ternes T, Joss A, Siegrist H., (2012) Removal of micropollutants in municipal wastewater treatment plants by powder-activated carbon, *Water Science and Technology* 66 (10), 2115-2121
- [44] Altmann, J., Ruhl A.S, Zietzschmann, F., Jekel, M., (2014) Direct comparison of ozonation and adsorption onto powdered activated carbon for micropollutant removal in advanced wastewater treatment, *Water Research* 55, p. 185-193
- [45] Katsoyiannis, A. and Samara, C (2007) The Fate of Dissolved Organic Carbon (DOC) in the Wastewater Treatment, *Env Sci Pollut Res* 14 (5) 284 – 292 (2007)
- [46] Bahr, C., Schumacher, J., Ernst, M., Luck, F., Heinzmann, B., Jekel, M., (2007). UVA as control parameter for the effective ozonation of organic pollutants in secondary effluent. *WaterSci. Technol.* 55 (12), 267-274.
- [47] Worch, E., et al (2010). Competitive adsorption of micropollutants and NOM onto activated carbon: comparison of different model approaches. *J. Water Supply: Res. Technol.dAQUA* 59 (5), 285-297.
- [48] Nahrsted, A. et al (2012): Spurenstoffelimination mit granulierter Aktivkohle auf dem Klärwerk „Obere-Lutter“. Vortrag auf der 45. Essener Tagung 2012, 16. März 2012
- [49] Zwickenpflug et al (2010), Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Abschlussbericht, EAWAG Dübendorf, September 2010
- [50] Proceedings Praxisseminar Strategien zur Spurenstoffelimination auf Kläranlagen (2014). Köln, 21.5.2014, DWA Landesverband Nordrhein-Westfalen
- [51] Böhler, M., Wittmer, A., Heisele, A., Wohlhauser, A., Salhi, L., von Gunten, U., Mc Ardell, C., Longrée, P., Beck, P. und Siegrist, H. (2013). Berichterstattung - Ergänzende Untersuchungen zur Elimination von Mikroverunreinigungen auf der Ara Neugut, Bafu, Bern
- [52] Adapted from Culp, G.L., and R.L. Culp. 1974. *New Concepts in Water Purification*. Van Nostrand Reinhold Co., New York.

- [53] Mertsch, V., Herbst, H., Alt K., (2013). Kosten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen, Proceedings Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Aachen 2013
- [54] STOWA (2013). Monitoring 1-STEP®filter Horstermeer, rapport nummer 2013-35
- [55] Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Gewässerbelastung mit nicht in der OGewV geregelten Microschadstoffen, 04.6.2014
- [56] <http://water.me.vccs.edu>
- [57] Federal Office for the Environment FOEN (2012). Micropollutants in municipal wastewater, Processes for advanced removal in wastewater treatment plants, Summary of the publication: «Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser»
- [58] Çeçen, F. and Aktaş, Ö. (2011) Removal of NOM, Nutrients, and Micropollutants in BAC Filtration, in Activated Carbon for Water and Wastewater Treatment: Integration of Adsorption and Biological Treatment, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Germany.
- [59] Benstöm, F.; Stepkes, H.; Rolfs, T.; Montag, D.; Pinnekamp, J. (2014). Untersuchung einer bestehenden Filterstufe mit dem Einsatz von Aktivkohle zur Entfernung organischer Restverschmutzung auf der Kläranlage Düren-Merken, Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV)
- [60] Merten, M. (2011). Spurenstoffelimination mittels Aktivkornkohle im Ablauf des Klärwerks Gütersloh-Putzhagen, Konzeptstudie für die Stadt Gütersloh, Aachen 2011
- [61] Fernando J. Beltrana et al (2009), Diclofenac removal from water with ozone and activated carbon, Journal of Hazardous Materials 163 (2009) 768–776
- [62] Motie 34000-J-20 DIK-FABER EN HACHCHI (2014)
- [63] <http://www.masterplan-wasser.nrw.de/karte/>; <http://www.koms-bw.de/klaeranlage/>
<http://www.micropoll.ch/anlagen-projekte/>
- [64] Haberkamp J. et al (2009), Impact of coagulation and adsorption on DOC fractions of secondary effluent and resulting fouling behavior in ultrafiltration, Waterresearch 41 (2007) 3794 – 3802
- [65] Hillenbrand, T., Tettenborn, F., Menger-Krug, E., Marscheider, F., Fuchs, S., Toshovski, S., Kittlaus, S., Metzger, S., Tjoeng, I., Wermter, P., Kersting, M., Abegglen, C. (2015). Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer, Umweltsbundesamt Dessau-Roßlau, Januari 2015
- [66] BG Ingenieure und Berater AG, Thomas Haltmeier und Vinitha Pazhepurackel (2012). Planung und Finanzierung - Elimination von Mikroverunreinigungen im Abwasser; Kosten der Elimination von Mikroverunreinigungen im Abwasser. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), 2 april 2012
- [67] Revision der Gewässerschutzverordnung für bessere Wasserqualität, (december 2014) <http://www.uvek.admin.ch/dokumentation/00474/00492/index.html?lang=de&msg-id=55786>
- [68] Mulder, M. (2015), Typical pattern of dry weather flow during the day to a wwtp in the Netherlands, Mirabella Mulder Waste Water Management
- [69] Macova, M. et al (2010) Monitoring the biological activity of micropollutants during advanced wastewater treatment with ozonation and activated carbon filtration, water research 44 (2010) 477 – 492
- [70] Magdeburg, A., Stalter, D., Schlusener, M. Ternes, T., Oehlmann, J., (2014) Evaluating the efficiency of advanced wastewater treatment: Target analysis of organic contaminants and (geno-)toxicity assessment tell a different story, water research 50 (2014) 35-47
- [71] STOWA (2008) Verkenning geneesmiddelen en toxiciteit effluent rwzi's. Rapportnummer 2008-06

- [72] STOWA (2005) Verkenningen zuiveringstechnieken en KRW. Rapportnummer 2005-28
- [73] STOWA (2009) Nageschakelde zuiveringstechnieken op de AWZI Leiden Zuid-West. Verkenning actief-kooladsorptie en geavanceerde oxidatietechnieken. Rapportnummer 2009-33
- [74] STOWA (2009) Pilotonderzoek 1-STEP Horstermeer. Rapportnummer 2009-34
- [75] STOWA (2010) Actiefkoolfiltratie op afloop nabezinktank. Demonstratieonderzoek op vier rwzi's. Rapportnummer 2010-27
- [76] STOWA (2009) Energieverbruik nageschakelde behandelingstechnieken op rwzi's. Rapportnummer 2011-W-09
- [77] Stalter D, Magdeburg A, Oehlmann J. (2010a) Comparative toxicity assessment of ozone and activated carbon treated sewage effluents using an in vivo test battery. *Water Res* 2010a;44:2610–20.
- [78] Stalter D, Magdeburg A, Weil M, Knacker T, Oehlmann J. (2010b) Toxication or detoxication? In vivo toxicity assessment of ozonation as advanced wastewater treatment with the rainbow trout. *Water Res* 2010b;44:439–48
- [79] Magdeburg A, Stalter D, Oehlmann J. (2012) Whole effluent toxicity assessment at a wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation using aquatic key species. *Chemosphere* 2012;88:1008–14.
- [80] Volz., J. (2010) Bromide in het stroomgebied van de Maas Resultaten van een meetcampagne in het jaar 2010, RIWA-Maas rapport
- [81] Volz., J. (2013) Bromidebronnen in het stroomgebied van de Maas Een kwalitatieve en kwantitatieve verkenning, Evidesrapport
- [82] STOWA (2012) GER-waarden en milieu-impactscores productie van hulpstoffen in de waterketen, rapport nr. 2012-06
- [83] STOWA (2012) Handleiding model milieuimpact en energiebehoefte van RWZI's, rapport nr. 2012-30
- [84] Voorstel voor een RICHTLIJN VAN HET EUROPEES PARLEMENT EN DE RAAD tot wijziging van Richtlijnen 2000/60/EG en 2008/105/EG betreffende prioritaire stoffen op het gebied van het waterbeleid, Brussel, 31.1.2012
- [85] RIWA Jaarrapporten Maas en Rijn 2013
- [86] STOWA (2006) Filtratietechnieken rwzi's. Stand van zaken en ervaringen met zandfiltratie Rapportnummer 2006-21
- [87] Hein, A. (2015), Proceedings VSA-bijeenkomst Zürich, 12.03.2015, Elimination von Mikroverunreinigungen Pulveraktivkohle im Klärwerk Mannheim

10

BIJLAGEN

BIJLAGE 1	OVERZICHT ONDERZOEK NAAR VERWIJDERING VAN MICROVERONTREINIGINGEN UIT EFFLUENTEN VAN RWZI'S IN DUITSLAND EN ZWITSERLAND
BIJLAGE 2	KOSTENBEREKENINGEN
BIJLAGE 3	INVULBLADEN EN RESULTATEN REKENMODEL STOWA 2012-30 PRIMAIRE ENERGIEBEHOEFTE
BIJLAGE 4	INFORMATIE TAPES PROJECT

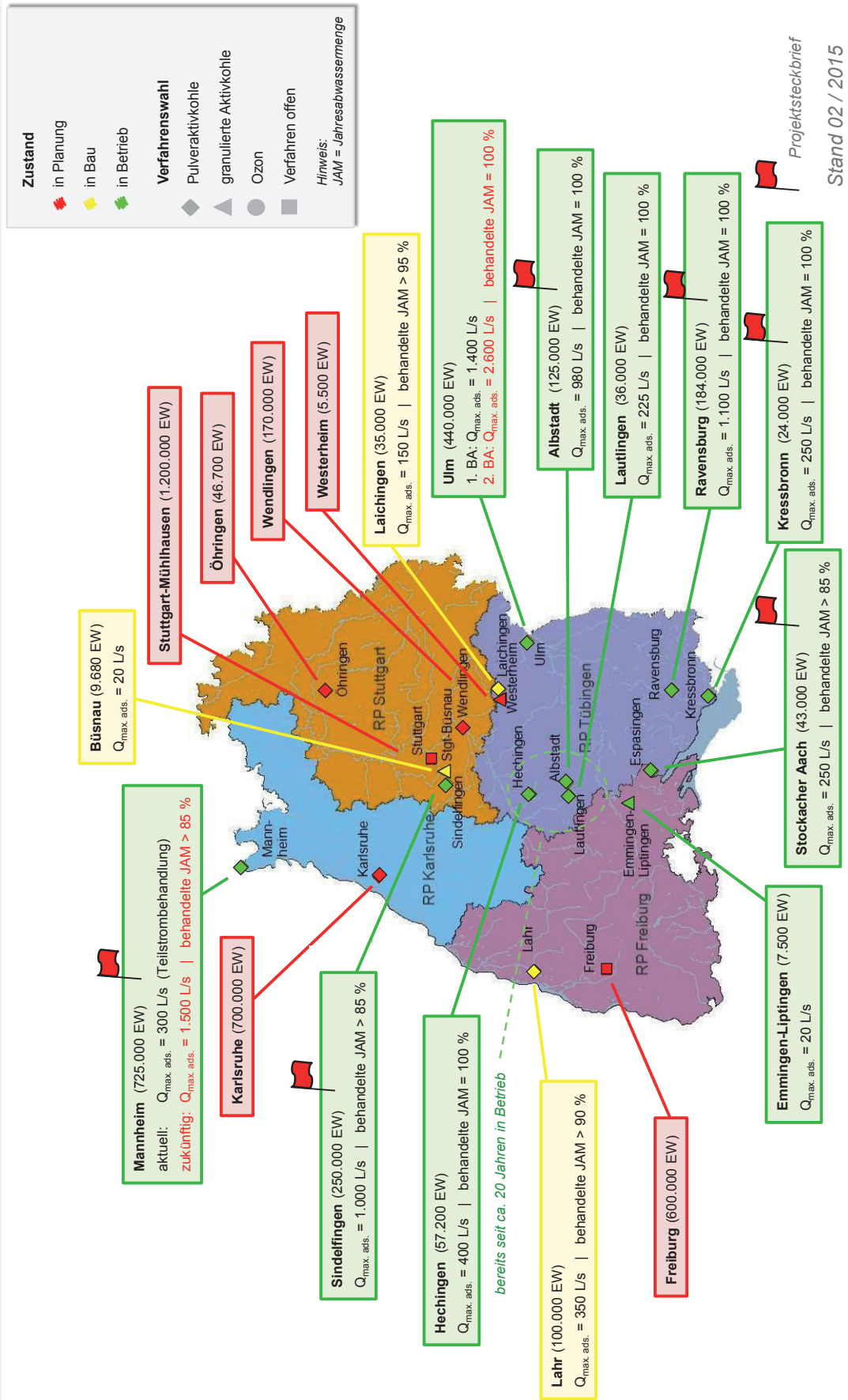
BIJLAGE 1

OVERZICHT ONDERZOEK NAAR VERWIJDERING VAN MICROVERONTREINIGINGEN UIT EFFLUENTEN VAN RWZI'S IN DUITSLAND EN ZWITSERLAND

Gebaseerd op informatie van:

www.masterplan-wasser.nrw.de/karte/
www.koms-bw.de/klaeranlage/
www.micropoll.com

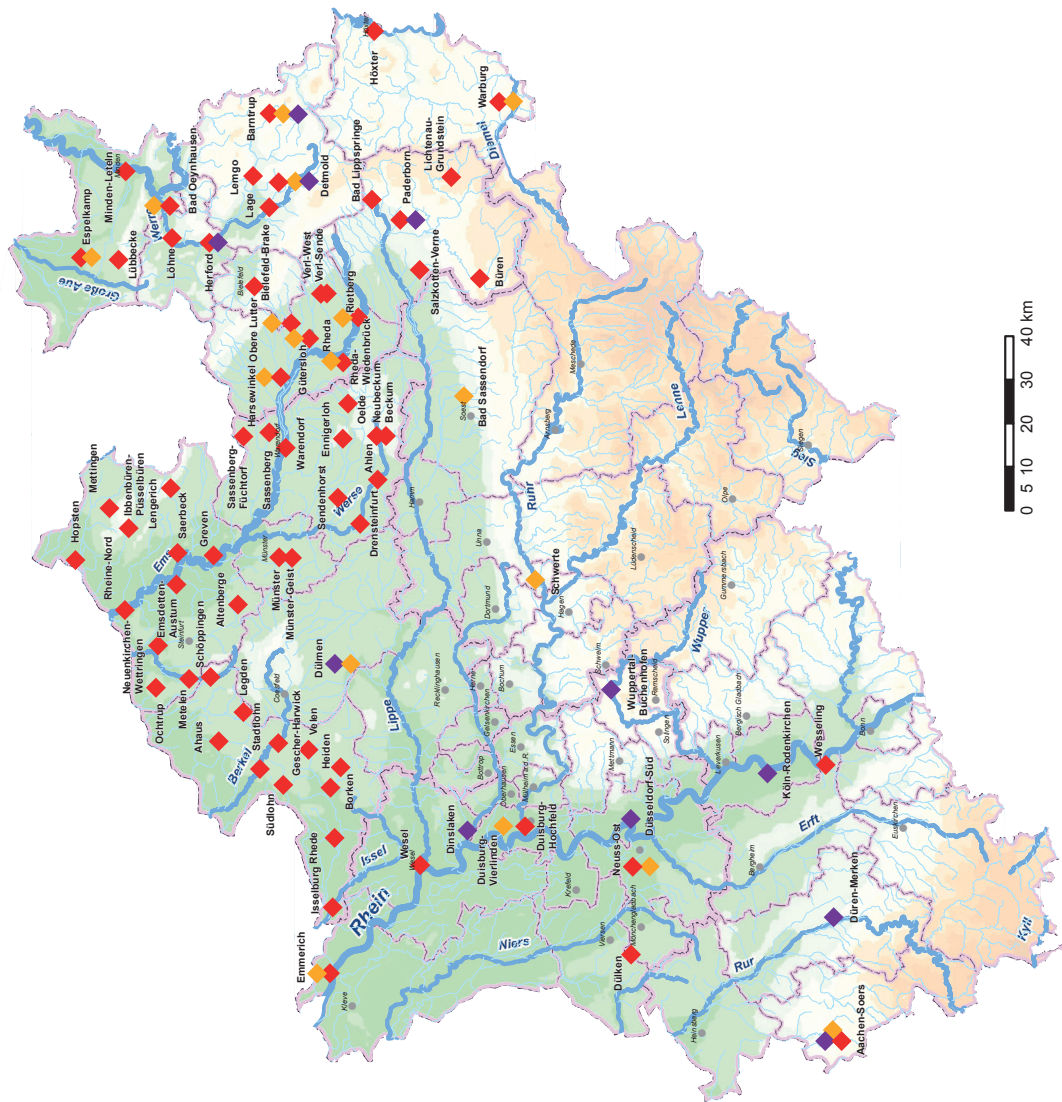
Kläranlagen mit einer Reinigungsstufe zur gezielten Spurenstoffelimination in Baden-Württemberg



Mikroschadstoffentfernung in kommunalen Kläranlagen in NRW (Stand 01/2015)



Ministerium für Klimaschutz, Umwelt,
Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen



Legende

- Großtechnische Untersuchungen auf Kläranlagen
- Machbarkeitsstudien für den Ausbau kommunaler Kläranlagen
- Kläranlagenausbau

Die vollständige Legende befindet sich auf der nächsten Seite

Anzahl Kläranlagen in NRW

Bemessung EW	Anzahl der Anlagen	Anschlussgröße [E]	Ausbaugröße [E]
≤ 10.000	253	729.372	935.196
10.001 - 100.000	313	9.491.737	11.734.327
> 100.000	68	17.714.589	22.315.388
Gesamt	634	27.935.698	34.984.911

Die aktuelle Karte befindet sich auf
www.masterplan-wasser.nrw.de



Gewässerstationierungskarte des Landes NRW © LANUV NRW, 2013

Mikroschadstoffentfernung in kommunalen Kläranlagen in NRW (Stand 01/2015)



Ministerium für Klimaschutz, Umwelt,
Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen

Großtechnische Untersuchungen

- ◆ **Aachen-Soers:** Abwasserzonung - Wasserverband Eifel-Rur
- ◆ **Barntrup:** Elimination von Mikroschadstoffen durch PAK und Abtrennung der Feststoffe unter Einsatz des Fuzzy Filters
- ◆ **Detmold:** Untersuchungen zum Einsatz von Ozon mit nachgeschaltetem GAK-Filter - nach der vorhandenen Filtration
- ◆ **Dinslaken:** Technikum auf der Kläranlage Emschermündung
- ◆ **Dülmen:** Den Spurenstoffen auf der Spur - Untersuchungen des Aktivkohleinsatzes auf der KA (Teil 3) - Lippeverband
- ◆ **Düren-Merken:** Untersuchung an einer bestehenden Filterzelle mit dem Einsatz der Aktivkohle zur Entfernung organischer Restverschmutzung - Wasserverband Eifel-Rur
- ◆ **Düsseldorf-Süd:** Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser unter Einsatz von Aktivkohleschlamm aus Trinkwasserwerken - StEB Düsseldorf
- ◆ **Herford:** Untersuchungen zum Einsatz von Pulveraktivkohle unter Nutzung der vorhandenen Activflow-Anlage
- ◆ **Köln-Rodenkirchen:** Umrüstung der Kölner BIOFOR-Filtrationsanlagen auf Spurenstoff-elimination - Phase 1 - StEB Köln
- ◆ **Paderborn:** Untersuchungen zur Verfahrens-kombination von Ozonung und Aktivkohlefiltration unter Nutzung der vorhandenen Filtration
- ◆ **Wuppertal-Buchenhofen:** Technische Erprobung des Aktivkohleinsatzes zur Elimination von Spurenstoffen in Verbindung mit vorhandenen Filteranlagen - Wupperverband

Machbarkeitsstudien

- ◆ Aachen-Soers
- ◆ Ahaus
- ◆ Ahlen
- ◆ Altenberge
- ◆ Bad Lippspringe
- ◆ Bad Oeynhausen
- ◆ Barntrup
- ◆ Beckum
- ◆ Bielefeld-Brake
- ◆ Borken
- ◆ Büren
- ◆ Detmold
- ◆ Drensteinfurt
- ◆ Duisburg-Hochfeld
- ◆ Dülken
- ◆ Emmerich
- ◆ Emsdetten-Autum
- ◆ Ennigerloh
- ◆ Espelkamp
- ◆ Gescher-Harwick
- ◆ Greven
- ◆ Gütersloh
- ◆ Harzewinkel
- ◆ Heiden
- ◆ Herford
- ◆ Hopsten
- ◆ Höxter
- ◆ Ibbenbüren-Püßelsbüren
- ◆ Isselburg
- ◆ Lage
- ◆ Legden
- ◆ Lemgo
- ◆ Lengerich
- ◆ Lichtenau-Grundstein

Kläranlagenausbau

- ◆ Aachen-Soers (in Planung)
- ◆ Bad Oeynhausen (in Planung)
- ◆ Bad Sassendorf
- ◆ Barntrup (in Planung)
- ◆ Detmold (in Planung)
- ◆ Duisburg-Vierlinden
- ◆ Dülmen (im Bau)
- ◆ Emmerich (in Planung)
- ◆ Espelkamp (in Planung)
- ◆ Gütersloh (Teilbetrieb)
- ◆ Harzewinkel (in Planung)
- ◆ Neuss-Ost (in Planung)
- ◆ Obere Lutter
- ◆ Rietberg (im Bau)
- ◆ Rheda (in Planung)
- ◆ Schwerte
- ◆ Warburg (in Planung)

Die aktuelle Karte befindet sich auf
www.masterplan-wasser.nrw.de



BIJLAGE 2

KOSTENBEREKENINGEN

KOSTENSPECIFICIATIE (€) BIJ GEMIDDELTE VERWIJDERING EN DOC RWZI EFFLUENT VAN 11 MG/L

Capaciteit RWZI (150 g TZV)	20.000	100.000	300.000
Ontwerpcapaciteit nabehandeling (m³/h)	180	900	2.700
Behandeld jaardebiet (m³/jaar)	1.024.920	5.124.600	15.373.800
Stichtingskosten			
Ozonisatie	1.200.000	4.800.000	12.800.000
Ozonisatie + zandfiltratie	1.500.000	6.200.000	16.500.000
Ozonisatie + 1-STEP filtratie	2.200.000	8.000.000	22.000.000
Poederkooldosering + zandfiltratie	1.700.000	6.400.000	16.600.000
Ozonisatie + poederkool + zandfiltratie	3.000.000	11.500.000	30.000.000
Actiefkoolfiltratie (GAK)	610.000	2.700.000	7.100.000
Jaarlasten			
Ozonisatie	180.000	730.000	1.940.000
Ozonisatie + zandfiltratie	230.000	920.000	2.450.000
Ozonisatie + 1-STEP filtratie	350.000	1.340.000	3.720.000
Poederkooldosering + zandfiltratie	270.000	1.060.000	2.820.000
Ozonisatie + poederkool + zandfiltratie	400.000	1.630.000	4.370.000
Actiefkoolfiltratie (GAK)	290.000	1.360.000	3.930.000
Kapitaalslasten			
Ozonisatie	110.000	460.000	1.220.000
Ozonisatie + zandfiltratie	140.000	590.000	1.570.000
Ozonisatie + 1-STEP filtratie	210.000	760.000	2.090.000
Poederkooldosering + zandfiltratie	160.000	610.000	1.570.000
Ozonisatie + poederkool + zandfiltratie	270.000	1.060.000	2.790.000
Actiefkoolfiltratie (GAK)	58.000	250.000	670.000
Onderhoudskosten			
Ozonisatie	43.000	130.000	270.000
Ozonisatie + zandfiltratie	47.000	150.000	330.000
Ozonisatie + 1-STEP filtratie	58.000	180.000	410.000
Poederkooldosering + zandfiltratie	50.000	150.000	330.000
Ozonisatie + poederkool + zandfiltratie	67.000	220.000	520.000
Actiefkoolfiltratie (GAK)	24.000	80.000	170.000
Overige variabele kosten			
Ozonisatie	31.000	160.000	460.000
Ozonisatie + zandfiltratie	38.000	190.000	560.000
Ozonisatie + 1-STEP filtratie	82.000	410.000	1.230.000
Poederkooldosering + zandfiltratie	62.000	310.000	930.000
Ozonisatie + poederkool + zandfiltratie	71.000	360.000	1.070.000
Actiefkoolfiltratie (GAK)	207.000	1.040.000	3.100.000

BIJLAGE 3

**INVULBLADEN EN RESULTATEN
REKENMODEL STOWA 2012-30
PRIMAIRE ENERGIEBEHOEFTE**

Involblad parameters: geel gearceerde velden invullen voor zover bekend							
Onderwerp	Eenheid		Parameter per jaar	Parameter per jaar	Parameter per jaar	Parameter per jaar	Invalhulp
Naam			Variant 1 Ref	Variant 2 Ozon + ZF	Variant 3 PAK + ZF	Variant 4 GAK	
Hoeveelheden							
Behandelde hoeveelheid afvalwater	m3		16.142.000	16.142.000	16.142.000	16.142.000	
Influent CZV	kg		11.862.500	11.862.500	11.862.500	11.862.500	
Influent Nkj	kg		1.113.250	1.113.250	1.113.250	1.113.250	
Effluent Nitot	kg		161.420	161.420	161.420	161.420	
Verwijderde i.e. 150 g TZV	i.e. 150 g TZV		301.000	301.000	301.000	301.000	
Behandelde i.e. in influent 150 g TZV	i.e. 150 g TZV		309.590	309.590	309.590	309.590	
Geproduceerd slib excl. nabehandeling	ton ontwaterd slib		18.600	18.600	22.274	18.600	
Drogeofgehalte slib	%		21,10%	21,10%	21,10%	21,10%	
Geproduceerd slib incl. nabehandeling	ton ds		3.925	3.925	4.700	3.925	
Transport vloeibaar slib	km		50	50	50	50	Invullen bij aanvoer extern slib naar rwzi
Transport vloeibaar slib	ton		10.000	10.000	10.000	10.000	Invullen bij aanvoer extern slib naar rwzi
Transport ontwaterd slib	km		100	100	100	100	Invullen bij afvoer ontwaterd slib van rwzi
Transport ontwaterd slib	ton		18.600	18.600	22.274	18.600	Invullen bij afvoer ontwaterd slib van rwzi
Inkoop energie							
<i>Inkoop energie</i>							
Inkoop elektriciteit	kWh		3.700.000	7.752.320	6.603.213	5.305.836	
Inkoop aardgas	Nm3		11.500	11.500	11.500	11.500	
Inkoop warmte	GJ						
<i>Inkoop brandstoffen</i>							
Diesel	kg		50.000	50.000	50.000	50.000	
Opwekking energie							
<i>Biogas</i>							
Hoeveelheid geproduceerd biogas	Nm3		2.270.000	2.270.000	2.270.000	2.270.000	Let op! 1 Nm3 biogas = 1,12 m3 biogas
Afgeakelde hoeveelheid biogas	Nm3		92.000	92.000	92.000	92.000	
Nuttig ingezette hoeveelheid biogas	Nm3		2.178.000	2.178.000	2.178.000	2.178.000	
- voor directe aandrijving	Nm3						
- voor WKK/gasmotor	Nm3		2.178.000	2.178.000	2.178.000	2.178.000	
- voor CV-ketel	Nm3						
Elektriciteit opgewekt uit biogas	kWh		4.330.000	4.330.000	4.330.000	4.330.000	
<i>Overig hernieuwbaar opgewekte energie</i>							
Elektriciteit							
Wind	kWh						
Water	kWh						
Warmte							
Warmtepomp	GJ						
<i>Aardgas</i>							
Elektriciteit opgewekt uit aardgas	kWh		0	0	0	0	
Levering van energie aan derden							
Levering van warmte aan derden	GJ						
Levering van elektriciteit aan derden	kWh						
Levering van groen gas aan derden							
Methaanpercentage	%		90	90	90	90	
Hoeveelheid geleverd groen gas	Nm3						
Inkoop hulpstoffen		Oplossing					
Actieve kool	kg	100%			182.500	1.085.200	NB let op bulkgewicht per m3 actieve kool
Actieve kool geregenereerd	kg	100%					NB let op bulkgewicht per m3 actieve kool
Aluminiumchloride, hydraatvorm	kg	100%					
Aluminiumsulfaat, poedervorm	kg	100%					Voor alle chemicalien geldt invullen:
Antiscalants (polycarboxylaten)	kg	100%					kg zoals geleverd in opgeloste vorm of poeder
Azijnzuur	kg	98%					Bij zuivere producten/poeder 100% invullen
Bio-ethanol	kg	100%					Bij oplossingen % oplossing invullen
Calciumoxide (ongebuste kalk; poeder)	kg	100%					
Glycerine uit epichloorhydrine	kg	100%					
Glycerine uit koolzaadolie	kg	100%					
Ijzer(III)chloride	kg	40%	800.000	800.000	1.037.615	800.000	
Ijzerchloridesulfaat	kg	100%					
Ijzersulfaat	kg	100%					
Kalkhydraat	kg	100%					
Kalkmelk op basis van gebuste kalk	kg						Geen % oplossing invullen
Koolstofdioxide, vloeibaar	kg	100%					
Magnesiumchloride	kg	54%					
Magnesiumchloride, anhydride	kg	100%					
Magnesiumchloride, hydraat, vaste vorm	kg	100%					
Magnesiumoxide	kg	100%					
Melasse uit suikerbieten	kg	100%					
Methanol	kg	100%					
Natriumaluminaat oplossing	kg	38%					
Natriumchloride (zout), poedervorm	kg	100%					
Natriumhypochloriet	kg	15%					
Natronloog kwikcelproces	kg	50%					
Natronloog, membraanproces	kg	50%					
Natronloog, productiemix	kg	50%	0				
Polymeër, anionisch	kg						Geen % oplossing invullen
Polymeër, anionisch, vloeibaar	kg						Geen % oplossing invullen
Polymeër, kationisch, poeder	kg						Geen % oplossing invullen
Polymeër, kationisch, vloeibaar	kg		175.000	175.000	178.285	175.000	Geen % oplossing invullen
Polyaluminiumchloride	kg	100%	10.000	10.000	10.000	10.000	
Polyaluminiumsulfaat, poeder	kg	100%					
Zoutzuur, reactie propyleen en chloor	kg	36%					
Zoutzuur uit de reactie van waterstof en chloor	kg	100%					
Zoutzuur uit het Mannheim proces	kg	100%					
Zuurstof (vloeibaar)	kg	100%					
Zwavelzuur, vloeibaar	kg	100%					
Materialen							
Gewapend beton	m3		11.440	12.190	12.490	12.140	
Levensduur gewapend beton	jaar		30	30	30	30	

Afwalwaterzuivering in GER-waarden									
Primair energieverbruik				Gjp/jaar		Gjp/jaar		Gjp/jaar	
Totaal				120130	100%	156689	100%	181125	100%
energie				86546	72%	123017	79%	112675	62%
hulpstoffen				17083	14%	17083	11%	48839	27%
slibverwerking				15151	13%	15151	10%	18136	10%
materiaal				1350	1,1%	1438	1%	1474	1%
Waarvan zelf opgewekt				42,2%		32,4%		28,0%	
Primaire energie in Gjp per behandelde i.e				0,39		0,51		0,59	
Primaire energie in Gjp per behandelde m3 afvalwater				0,0074		0,0097		0,0112	
				Omreken- factor	Eenheid	Ref	Ozon + ZF	PAK + ZF	GAK
				MJ/eenheid		GJ/jaar	GJ/jaar	GJ/jaar	GJ/jaar
Inkoop energie						35.799	72.270	61.928	50.251
<i>Inkoop energie</i>									
Inkoop elektriciteit	9,0	kWh				33.300	69.771	59.429	47.753
Inkoop aardgas	31,65	Nm3				364	364	364	364
Inkoop warmte	1110	GJ				0	0	0	0
<i>Inkoop brandstoffen</i>									
Diesel	42,7	kg				2.135	2.135	2.135	2.135
Opwekking energie						50.747	50.747	50.747	50.747
<i>Biogas</i>									
Hoeveelheid geproduceerd biogas	23,3	Nm3				52.891	52.891	52.891	52.891
Afgefactelde hoeveelheid biogas	23,3	Nm3				2.144	2.144	2.144	2.144
Nuttig ingezette hoeveelheid biogas	23,3	Nm3				50.747	50.747	50.747	50.747
- voor directe aandrijving		Nm3				0	0	0	0
- voor WKK/gasmotor		Nm3				0	0	0	0
- voor CV-ketel		Nm3				0	0	0	0
Elektriciteit opgewekt uit biogas	9,0	kWh				38.970	38.970	38.970	38.970
<i>Overig hernieuwbaar opgewekte energie</i>									
<i>Elektriciteit</i>									
Wind	9,0	kWh				0	0	0	0
Zon	9,0	kWh				0	0	0	0
<i>Aardgas</i>									
Elektriciteit opgewekt uit aardgas	9,0	kWh				0	0	0	0
Externe levering van energie buiten rwzi						0	0	0	0
Externe levering van warmte	1110	GJ				0	0	0	0
Externe levering van elektriciteit	9,0	kWh				0	0	0	0
Externe levering van groen gas									
Methaanpercentage		%							
Hoeveelheid geleverd groen gas	32,3	Nm3				0	0	0	0
Inkoop hulpstoffen						17.083	17.083	48.839	195.403
Actieve kool	164,3	kg				0	0	29.988	178.320
Actieve kool geregenereerd	43,1	kg				0	0	0	0
Aluminiumchloride, hydraatvorm	14,9	kg				0	0	0	0
Aluminiumsulfaat, poedervorm	9,4	kg				0	0	0	0
Antiscalants (polycarboxylaten)	29,6	kg				0	0	0	0
Azijnzuur	52,3	kg				0	0	0	0
Bio-ethanol	70,5	kg				0	0	0	0
Calciumoxide (ongebliste kalk; poeder)	5,8	kg				0	0	0	0
Glycerine uit epichloorhydrine	102,0	kg				0	0	0	0
Glycerine uit koolzaadolie	100,0	kg				0	0	0	0
Ijzer(III)chloride	6,5	kg				5.216	5.216	6.765	5.216
Ijzerchloridesulfaat	12,3	kg				0	0	0	0
Ijzersulfaat	3,4	kg				0	0	0	0
Kalkhydraat	4,4	kg				0	0	0	0
Kalkmelk op basis van gebliste kalk	4,3	kg				0	0	0	0
Koolstofdioxide, vloeibaar	10,9	kg				0	0	0	0
Magnesiumchloride	1,1	kg				0	0	0	0
Magnesiumchloride, anhydride	23,6	kg				0	0	0	0
Magnesiumchloride, hydraat, vaste vorm	3,3	kg				0	0	0	0
Magnesiumoxide	2,8	kg				0	0	0	0
Melasse uit suikerbieten	6,2	kg				0	0	0	0
Methanol	37,6	kg				0	0	0	0
Natriumaluminaat oplossing	8,1	kg				0	0	0	0
Natriumchloride (zout), poedervorm	3,3	kg				0	0	0	0
Natriumhypochloriet	2,6	kg				0	0	0	0
Natronloog kwikcelproces	11,3	kg				0	0	0	0
Natronloog, membraanproces	10,4	kg				0	0	0	0
Natronloog, productiemix	11,4	kg				0	0	0	0
Polymer, anionisch	76,6	kg				0	0	0	0
Polymer, anionisch, vloeibaar	62,2	kg				0	0	0	0
Polymer, kationisch, poeder	85,6	kg				0	0	0	0
Polymer, kationisch, vloeibaar	66,7	kg				11.673	11.673	11.892	11.673
Polyaluminiumchloride	19,4	kg				194	194	194	194
Polyaluminiumsulfaat, poeder	17,3	kg				0	0	0	0
Zoutzuur, reactie propyleen en chloor	0,9	kg				0	0	0	0
Zoutzuur uit de reactie van waterstof en chloor	28,0	kg				0	0	0	0
Zoutzuur uit het Mannheim proces	7,0	kg				0	0	0	0
Zuurstof (vloeibaar)	8,8	kg				0	0	0	0
Zwavelzuur, vloeibaar	2,1	kg				0	0	0	0
Materialen						1.350	1.438	1.474	1.433
Gewapend beton	3540	m3				1.350	1.438	1.474	1.433
Slibverwerking						15.151	15.151	18.136	15.151
Droging en verbranding van ontwaterd slib	0,81	kg				14.973	14.973	17.931	14.973
Transport vloeibaar slib	2,26	tonkm				37,7	37,7	37,7	37,7
Transport ontwaterd slib	2,26	tonkm				140,1	140,1	167,8	140,1

Invulblad parameters: geel gearceerde velden invullen voor zover bekend						
Onderwerp	Eenheid		Parameter per jaar	Parameter per jaar	Parameter per jaar	Parameter per jaar
			Variant 1	Variant 2	Variant 3	Variant 4
			Ref	Ozon + 1step	PAK + ZF	GAK
Naam						
Hoeveelheden						
Behandelde hoeveelheid afvalwater	m3		16.142.000	16.142.000	16.142.000	16.142.000
Influent CZV	kg		11.862.500	11.862.500	11.862.500	11.862.500
Influent Nkj	kg		1.113.250	1.113.250	1.113.250	1.113.250
Effluent Ntot	kg		161.420	161.420	161.420	161.420
Verwijderde i.e. 150 g TZV	i.e. 150 g TZV		301.000	301.000	301.000	301.000
Behandelde i.e. in influent 150 g TZV	i.e. 150 g TZV		309.590	309.590	309.590	309.590
Geproduceerd slib excl. nabehandeling	ton ontwaterd slib		18.600	18.600	22.274	18.600
Drogestofgehalte slib	%		21,10%	21,10%	21,10%	21,10%
Geproduceerd slib incl. nabehandeling	ton ds		3.925	3.925	4.700	3.925
Transport voelbaar slib	km		50	50	50	50
Transport voelbaar slib	ton		10.000	10.000	10.000	10.000
Transport ontwaterd slib	km		100	100	100	100
Transport ontwaterd slib	ton		18.600	18.600	22.274	18.600
Inkoop energie						
<i>Inkoop energie</i>						
Inkoop elektriciteit	kWh		3.700.000	8.123.000	6.603.213	5.305.836
Inkoop aardgas	Nm3		11.500	11.500	11.500	11.500
Inkoop warmte	GJ					
<i>Inkoop brandstoffen</i>						
Diesel	kg		50.000	50.000	50.000	50.000
Opwekking energie						
<i>Biogas</i>						
Hoeveelheid geproduceerd biogas	Nm3		2.270.000	2.270.000	2.270.000	2.270.000
Afgefactelde hoeveelheid biogas	Nm3		92.000	92.000	92.000	92.000
Nuttig ingezette hoeveelheid biogas	Nm3		2.178.000	2.178.000	2.178.000	2.178.000
- voor directe aandrijving	Nm3					
- voor WKK/gasmotor	Nm3		2.178.000	2.178.000	2.178.000	2.178.000
- voor CV-ketel	Nm3					
Elektriciteit opgewekt uit biogas	kWh		4.330.000	4.330.000	4.330.000	4.330.000
<i>Overig hernieuwbaar opgewekte energie</i>						
Elektriciteit						
Wind	kWh					
Water	kWh					
Warmte						
Warmtepomp	GJ					
<i>Aardgas</i>						
Elektriciteit opgewekt uit aardgas	kWh		0	0	0	0
Levering van energie aan derden						
Levering van warmte aan derden	GJ					
Levering van elektriciteit aan derden	kWh					
Levering van groen gas aan derden	%		90	90	90	90
Methaanpercentage						
Hoeveelheid geleverd groen gas	Nm3					
Inkoop hulpstoffen						
Actieve kool	kg	Oplossing		257.600	182.500	1.085.200
Actieve kool geregenereerd	kg	100%				
Aluminiumchloride, hydraatvorm	kg	100%				
Aluminiumsulfaat, poedervorm	kg	100%				
Antiscalants (polycarboxylaten)	kg	100%				
Aziijnzuur	kg	98%				
Bio-ethanol	kg	100%				
Calciumoxide (ongebuste kalk; poeder)	kg	100%				
Glycerine uit epichloorhydrine	kg	100%				
Glycerine uit koolzaadolie	kg	100%				
Ijzer(III)chloride	kg	40%	800.000	800.000	1.037.615	800.000
Ijzerchloridesulfaat	kg	100%				
Ijzersulfaat	kg	100%				
Kalkhydraat	kg	100%				
Kalkmelk op basis van gebluste kalk	kg					
Koolstofdioxide, voelbaar	kg	100%				
Magnesiumchloride	kg	54%				
Magnesiumchloride, anhydride	kg	100%				
Magnesiumchloride, hydraat, vaste vorm	kg	100%				
Magnesiumoxide	kg	100%				
Melasse uit suikerbieten	kg	100%				
Methanol	kg	100%				
Natriumaluminaat oplossing	kg	38%				
Natriumchloride (zout), poedervorm	kg	100%				
Natriumhypochloriet	kg	15%				
Natronloog kwikcelproces	kg	50%				
Natronloog, membraanproces	kg	50%				
Natronloog, productiemix	kg	50%	0			
Polymeer, anionisch	kg					
Polymeer, anionisch, voelbaar	kg					
Polymeer, kationisch, poeder	kg					
Polymeer, kationisch, voelbaar	kg					
Polyaluminiumchloride	kg	100%	175.000	175.000	178.285	175.000
Polyaluminiumsulfaat, poeder	kg	100%	10.000	10.000	10.000	10.000
Zoutzuur, reactie propyleen en chloor	kg	36%				
Zoutzuur uit de reactie van waterstof en chloor	kg	100%				
Zoutzuur uit het Mannheim proces	kg	100%				
Zuurstof (voelbaar)	kg	100%				
Zwavelzuur, voelbaar	kg	100%				
Materialen						
Gewapend beton	m3		11.440	12.190	12.490	12.140
Levensduur gewapend beton	jaar		30	30	30	30

Afwalwaterzuivering in GER-waarden									
Primair energieverbruik				Gjp/jaar		Gjp/jaar		Gjp/jaar	
Totaal				120130	100%	202354	100%	181125	100%
energie				86546	72%	126353	62%	112675	62%
hulpstoffen				17083	14%	59411	29%	48839	27%
slibverwerking				15151	13%	15151	7%	18136	10%
materiaal				1350	1,1%	1438	1%	1474	1%
Waarvan zelf opgewekt				42,2%		25,1%		28,0%	
Primaire energie in Gjp per behandelde i.e				0,39		0,65		0,59	
Primaire energie in Gjp per behandelde m3 afvalwater				0,0074		0,0125		0,0112	
		Omreken- factor	Eenheid	Ref	Ozon + 1step		PAK + ZF		GAK
		MJ/eenheid		GJ/jaar	GJ/jaar		GJ/jaar		GJ/jaar
Inkoop energie				35.799	75.606		61.928		50.251
<i>Inkoop energie</i>									
Inkoop elektriciteit	9,0	kWh	33.300		73.107		59.429		47.753
Inkoop aardgas	31,65	Nm3	364		364		364		364
Inkoop warmte	1110	GJ	0		0		0		0
<i>Inkoop brandstoffen</i>									
Diesel	42,7	kg	2.135		2.135		2.135		2.135
Opwekking energie				50.747	50.747		50.747		50.747
<i>Biogas</i>									
Hoeveelheid geproduceerd biogas	23,3	Nm3	52.891		52.891		52.891		52.891
Afgefactelde hoeveelheid biogas	23,3	Nm3	2.144		2.144		2.144		2.144
Nuttig ingezette hoeveelheid biogas	23,3	Nm3	50.747		50.747		50.747		50.747
- voor directe aandrijving		Nm3					0		0
- voor WKK/gasmotor		Nm3					0		0
- voor CV-ketel		Nm3					0		0
Elektriciteit opgewekt uit biogas	9,0	kWh	38.970		38.970		38.970		38.970
<i>Overig hernieuwbaar opgewekte energie</i>									
Elektriciteit									
Wind	9,0	kWh	0		0		0		0
Zon	9,0	kWh	0		0		0		0
<i>Aardgas</i>									
Elektriciteit opgewekt uit aardgas	9,0	kWh	0		0		0		0
Externe levering van energie buiten rwzi				0	0		0		0
Externe levering van warmte	1110	GJ	0		0		0		0
Externe levering van elektriciteit	9,0	kWh	0		0		0		0
Externe levering van groen gas		%							
Methaanpercentage									
Hoeveelheid geleverd groen gas	32,3	Nm3	0		0		0		0
Inkoop hulpstoffen				17.083	59.411		48.839		195.403
Actieve kool	164,3	kg	0		42.329		29.988		178.320
Actieve kool geregenereerd	43,1	kg	0		0		0		0
Aluminiumchloride, hydraatvorm	14,9	kg	0		0		0		0
Aluminiumsulfaat, poedervorm	9,4	kg	0		0		0		0
Antiscalants (polycarboxylaten)	29,6	kg	0		0		0		0
Azijnzuur	52,3	kg	0		0		0		0
Bio-ethanol	70,5	kg	0		0		0		0
Calciumoxide (ongebluste kalk; poeder)	5,8	kg	0		0		0		0
Glycerine uit epichloorhydrine	102,0	kg	0		0		0		0
Glycerine uit koolzaadolie	100,0	kg	0		0		0		0
Ijzer(III)chloride	6,5	kg	5.216		5.216		6.765		5.216
Ijzerchloridesulfaat	12,3	kg	0		0		0		0
Ijzersulfaat	3,4	kg	0		0		0		0
Kalkhydraat	4,4	kg	0		0		0		0
Kalkmelk op basis van gebluste kalk	4,3	kg	0		0		0		0
Koolstofdioxide, vloeibaar	10,9	kg	0		0		0		0
Magnesiumchloride	1,1	kg	0		0		0		0
Magnesiumchloride, anhydride	23,6	kg	0		0		0		0
Magnesiumchloride, hydraat, vaste vorm	3,3	kg	0		0		0		0
Magnesiumoxide	2,8	kg	0		0		0		0
Melasse uit suikerbieten	6,2	kg	0		0		0		0
Methanol	37,6	kg	0		0		0		0
Natriumaluminaat oplossing	8,1	kg	0		0		0		0
Natriumchloride (zout), poedervorm	3,3	kg	0		0		0		0
Natriumhypochloriet	2,6	kg	0		0		0		0
Natronloog kwikcelproces	11,3	kg	0		0		0		0
Natronloog, membraanproces	10,4	kg	0		0		0		0
Natronloog, productiemix	11,4	kg	0		0		0		0
Polymer, anionisch	76,6	kg	0		0		0		0
Polymer, anionisch, vloeibaar	62,2	kg	0		0		0		0
Polymer, kationisch, poeder	85,6	kg	0		0		0		0
Polymer, kationisch, vloeibaar	66,7	kg	11.673		11.673		11.892		11.673
Polyaluminiumchloride	19,4	kg	194		194		194		194
Polyaluminiumsulfaat, poeder	17,3	kg	0		0		0		0
Zoutzuur, reactie propyleen en chloor	0,9	kg	0		0		0		0
Zoutzuur uit de reactie van waterstof en chloor	28,0	kg	0		0		0		0
Zoutzuur uit het Mannheim proces	7,0	kg	0		0		0		0
Zuurstof (vloeibaar)	8,8	kg	0		0		0		0
Zwavelzuur, vloeibaar	2,1	kg	0		0		0		0
Materialen				1.350	1.438		1.474		1.433
Gewapend beton	3540	m3	1.350		1.438		1.474		1.433
Slibverwerking				15.151	15.151		18.136		15.151
Droging en verbranding van ontwaterd slib	0,81	kg	14.973		14.973		17.931		14.973
Transport vloeibaar slib	2,26	tonkm	37,7		37,7		37,7		37,7
Transport ontwaterd slib	2,26	tonkm	140,1		140,1		167,8		140,1

BIJLAGE 4

INFORMATIE TAPES PROJECT

Het onderzoek, beschreven in dit rapport, is een initiatief van STOWA en het Interreg IV-B project TAPES (Transnational Action Program on Emerging Substances). Het doel van het TAPES project is om een gezamenlijk kennisplatform te bouwen rond organische micro-verontreinigingen zoals pesticiden en resten van medicijnen die in de waterkringloop komen en die het oppervlaktewater en grondwater vervuilen. Voor de verwijdering van deze stoffen is meer inzicht nodig in de technieken in de drink- en of afvalwaterzuivering om deze stoffen te verwijderen, maar ook in de herkomst van deze stoffen voor het nemen van brongerichte maatregelen. De initiatiefnemers van het project bundelen hun kennis en delen dit met alle geïnteresseerden via de website www.tapes-interreg.eu.

De kennis die binnen Tapes verzameld wordt over nieuwe bedreigingen in de watercyclus is van groot belang voor eindgebruikers zoals waterschappen, drinkwaterbedrijven, beheerders van rwzi's, nationale en lokale bestuurders, de pers en het geïnteresseerde publiek. Het eindproduct van TAPES is een Beslissing Ondersteunend Systeem (BOS), dat gebruikt kan worden door partijen die op enige wijze met nieuwe bedreigingen in (drink)water te maken hebben.

Het systeem is een op internet gebaseerd kennis platform waarop informatie verstrekt wordt over milieuvreemde stoffen die voorkomen in de water cyclus. Het platform biedt twee mogelijkheden:

- 1 Een factsheet opvragen over specifieke milieuvreemde stoffen
- 2 Zelf meetgegevens uploaden van milieuvreemde stoffen en op basis hiervan informatie verkrijgen over een bepaalde water matrix, die van belang is voor de besluitnemer.

De eerste mogelijkheid bestaat uit de volgende informatie, en is per stof op te vragen;

- Gebruiksdoeleinde van de stof, zoals geneesmiddel, herbicide of brandvertragend middel.
- Gebruikers van de stof, zoals huishoudens, landbouw, industrie.
- Hoe komt de stof terecht in de watercyclus; door de RWZI, door lozingen, of runoff van besproeide velden. Dit biedt inzicht waar het beste ingegrepen kan worden.
- De belangrijkste chemische en fysische stof eigenschappen. Deze zijn geselecteerd op basis van hun invloed op de verwijderbaarheid van de stof in zuiveringstechnieken.
- Humaan toxicologisch effect, berekend op basis van het Benchmark Quotiënt.
- Overzicht van technische verwijderingsmogelijkheden. Dit omvat zowel drink- als afvalwaterzuiveringsefficiëntiegegevens van de meest voorkomende zuiveringstechnieken inclusief verwijzingen naar al bestaande literatuur.
- Overzicht van niet-technische verwijderingsmogelijkheden

De tweede mogelijkheid geeft een beknopte versie van de factsheet, maar dan voor meerdere stoffen tegelijk en is gebaseerd op eigen monitoringresultaten van oppervlaktewater. Hier geeft het BOS informatie over:

- Gebruikers van de stoffen, zoals huishoudens, landbouw, industrie.
- Hoe komen de stoffen terecht in de watercyclus; door de RWZI, door lozingen, of runoff

van besproeide velden. Daardoor wordt duidelijk waar het best ingegrepen kan worden in de watercyclus.

- Overzicht van technische verwijderingsmogelijkheden; zowel drink- als afvalwaterzuiveringsefficiëntie gegevens van de meest voorkomende zuiveringstechnieken inclusief verwijzingen naar al bestaande literatuur.
- Overzicht van niet-technische verwijderingsmogelijkheden.

Het BOS informeert besluitnemers, stakeholders en algemeen geïnteresseerden over milieuvreemde stoffen en maatregelen die genomen kunnen worden om verontreiniging van de watercyclus te voorkomen. Voor de watersector betekent dit dat het probleem van milieuvreemde stoffen in de watercyclus integraal wordt benaderd van bron tot tap, aansluitend bij de visies van VEWIN en de Unie van waterschappen. Dit leidt tot meer samenwerking en consensus in de watersector op het ingewikkelde dossier van milieuvreemde stoffen in de watercyclus en tot duurzame oplossingen. Verwacht wordt dat het BOS online is vanaf oktober 2015.

Partners in het TAPES project zijn TZW Karlsruhe Duitsland, De Watergroep (voorheen Vlaamse Maatschappij voor Watervoorziening) België, VITO België, KWR Watercycle Research Institute Nederland, Erftverband Duitsland, Fachhochschule Nordwestschweiz Zwitserland, Waterschap de Dommel Nederland, Waternet Nederland en de TU Delft.

Voor meer informatie zie www.tapes-interreg.eu