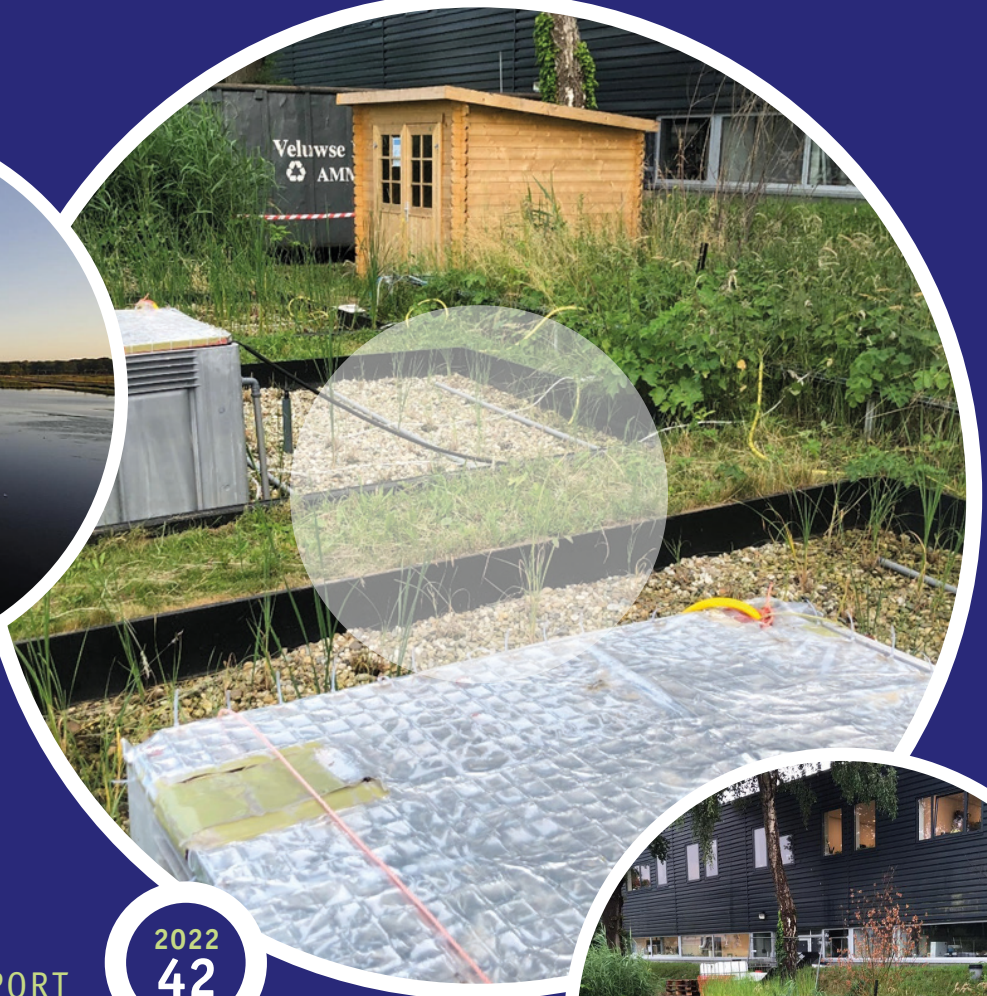




VERKENNING NATUURLIJKE ZUIVERINGSSYSTEMEN VOOR VERWIJDERING VAN ORGANISCHE MICROVERONTREINIGINGEN



RAPPORT

2022
42

VERKENNING NATUURLIJKE ZUIVERINGSSYSTEMEN VOOR VERWIJDERING
VAN ORGANISCHE MICROVERONTREINIGINGEN

RAPPORT

2022

42

ISBN 978.90.5773.984.2



stowa@stowa.nl www.stowa.nl

TEL 033 460 32 00

Stationsplein 89 3818 LE Amersfoort

POSTBUS 2180 3800 CD AMERSFOORT

Publicaties van de STOWA kunt u bestellen op www.stowa.nl

COLOFON

UITGAVE Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

AUTEURS Joost van den Bulk - TAUW
Mirit Hoek - TAUW
Fleur Rempe - TAUW
Johan Blom - TAUW
Thomas Wagner - Wageningen University & Research
Els Schuman - LeAF
Sanna Melita - LeAF
Ruud Kampf - Rekel Water
Arnoud de Wilt - RHDHV
Adrie Otte - SWECO

EXTERNE REVIEW
Alette Langenhoff - Wageningen University & Research
Dimitry van der Nat - Water Revival Systems

BEGELEIDINGSCOMMISSIE
Bernadette Lohmann - Waterschap Zuiderzeeland
Gerard Rijs - Rijkswaterstaat
Oscar van Zanten - Waterschap de Dommel
Arjen van der Mark - Wetterskip Fryslân
Miriam Verdurmen - Waterschap Vallei en Veluwe
Otto Schepers - Evides
Mirabella Mulder - Mirabella Mulder Wastewater Management
Cora Uijlterlinde - STOWA

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau bv
STOWA STOWA 2022-42
ISBN 978.90.5773.984.2

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

Natuurlijke zuiveringssystemen lijken goed in staat te zijn om organische microverontreinigingen te verwijderen uit RWZI-effluent en tegelijkertijd een bijdrage te leveren aan de verwijdering van nutriënten en pathogenen. Door de lage CO₂-footprint en lage kosten kunnen deze systemen een interessant alternatief zijn voor technologieën zoals ozon of actief kool.

Er spelen momenteel veel nieuwe ontwikkelingen bij het zuiveren van RWZI afvalwater, zoals het verwijderen van organische microverontreinigingen uit RWZI afvalwater en KRW-maatregelen. Veel aandacht gaat uit naar 'harde' technologie zoals ozon en actief kool, maar ook natuurlijke zuiveringstechnieken ontwikkelen zich in hoog tempo. In het kader van het "Innovatie Programma Microverontreinigingen uit RWZI-afvalwater" is in dit onderzoek een verkenning uitgevoerd naar de potentie van natuurlijke zuiveringssystemen voor de verwijdering van microverontreinigingen uit RWZI-effluent. Hierbij is eveneens de verwijdering van nutriënten, ecotoxiciteit en pathogenen beschouwd. Er is zowel gekeken naar klassieke natuurlijke systemen zoals vloeivelden, verticaal doorstroomde helofytenfilters en Waterharmonica's als naar innovatieve technieken.

In deze verkenning is gekeken naar literatuur waarin verwijdering van microverontreinigingen, waaronder enkele gidsstoffen uit RWZI-effluent, door natuurlijke systemen is beschreven. Uit deze studie komt naar voren dat de verschillende natuurlijke systemen in staat zijn om verwijderingsrendementen te halen die in de buurt komen van de door het IPMV gestelde eis van 70% over 7 van de 11 gidsstoffen. Harde garanties of dit verwijderingsrendement jaar rond gehaald kan worden, zijn echter nog niet te geven waardoor we aanbevelen om vervolgonderzoek uit te voeren in de vorm van metingen aan bestaande systemen en nieuw te realiseren pilots.

Natuurlijke systemen kunnen met name worden toegepast in die situaties waarbij ruimte rond de rwzi beschikbaar is. Natuurlijke systemen kunnen meerdere functies combineren; naast de verwijdering van organische microverontreinigingen dragen ze bij aan het verwijderen van nutriënten, de reductie van ecotoxiciteit, het langer vasthouden van water in het watersysteem en het realiseren van natuurwaarden. Nageschakelde natuurlijke zuiveringssystemen sluiten daarmee goed aan op actuele uitdagingen op het gebied van droogtebestrijding en het verbeteren van de waterkwaliteit.

Joost Buntsma
Directeur STOWA

SAMENVATTING

AANLEIDING

In het Innovatieprogramma Microverontreinigingen uit afvalwater (IPMV) worden technologieën onderzocht voor de verwijdering van microverontreinigingen uit RWZI-afvalwater die veelbelovend zijn maar onvoldoende bewezen om direct op grote praktijkschaal toe te passen op RWZI's in Nederland. Deze technologieën moeten een significante verbetering kunnen geven ten opzichte van de beschikbare bewezen technologieën voor de verwijdering van microverontreinigingen uit RWZI-afvalwater, zoals ozon en actieve kool, op kosten, CO₂-footprint en/of effluentkwaliteit.

In 2020 is voor invulling van het IPMV programma een internationale Call for Proposals uitgegaan. Er zijn 28 voorstellen ingediend en beoordeeld waarvan de top 4 is geselecteerd voor uitvoering, conform de richtlijnen van het IPMV. Hierin waren geen natuurlijke zuiveringssystemen opgenomen. De top 5-8 omvatte wel natuurlijke zuiveringssystemen, welke op basis van de beschikbare middelen in eerste instantie niet in IPMV-programma konden worden opgenomen. Gezien de hoge scores van deze natuurlijke zuiveringssystemen zijn de indieners van de top 5-8 gevraagd om een nadere gezamenlijke verkenning uit te voeren over de inzet van natuurlijke zuiveringssystemen. De resultaten van deze verkenning zijn beschreven in dit rapport.

DOEL EN METHODE

Het doel van dit onderzoek is om vast te stellen in welke mate nageschakelde natuurlijke zuiveringssystemen in staat zijn om organische microverontreinigingen te verwijderen uit RWZI-effluent. De vraag is of natuurlijke systemen een duurzaam en kosteneffectief alternatief kunnen zijn voor harde technologieën zoals ozon of actieve kool. Daarnaast bieden natuurlijke systemen de mogelijkheid om nutriënten en pathogenen te verwijderen en de ecotoxiciteit te verminderen. In deze verkenning is daarom eveneens de verwijdering van nutriënten en zware metalen meegenomen en de bijdrage die de systemen leveren aan het reduceren van pathogenen en ecotoxiciteit.

In dit onderzoek is gekeken naar literatuur waarin de verwijdering van enkele gidsstoffen voor microverontreinigingen uit RWZI-effluent door natuurlijke systemen is beschreven. Hierin is onderscheid gemaakt tussen verschillende types natuurlijke systemen. Denk hierbij aan zowel horizontaal als verticaal doorstroomde helofytenfilters en systemen mét en zonder toeslagmateriaal of beluchting. Aan de hand van de resultaten van het literatuuronderzoek is een doorvertaling gemaakt van de meest kansrijke natuurlijke systemen voor een 100.000 i.e. referentie RWZI. De systemen zijn vervolgens middels een MCA tegen elkaar afgewogen.

RESULTATEN

De in het literatuuronderzoek beschouwde systemen zijn in navolgende tabel verdeeld in groepen.

DE BESCHOUWDE SYSTEMEN VERDEELD IN GROEPEN (DE VIER VETGEDRUKTE SYSTEMEN BETREFFEN DE TOP 5-8 VAN IPMV CALL FOR PROPOSALS 2020)

Hoofdgroep	Subgroep	Uitvoering
Open water systemen		<ul style="list-style-type: none"> - Vijver - Vloeveld - Waterharmonica - O₃-Waterharmonica (hybride ozon-natuurlijk systeem)
Vast bed systemen	Horizontaal doorstroomd	<ul style="list-style-type: none"> - Horizontaal doorstroomd helofytenfilter - Belucht horizontaal doorstroomd helofytenfilter - LECA Filter (belucht horizontaal doorstroomd helofytenfilter met geëxpandeerde kleikorrels)
	Verticaal doorstroomd	<ul style="list-style-type: none"> - Verticaal doorstroomd helofytenfilter - Belucht verticaal doorstroomd helofytenfilter - Ecovorms (verticaal doorstroomd helofytenfilter met schimmels; niet belucht) - NFA Wetland (verticaal doorstroomd helofytenfilter met niet fossiele adsorbentia; niet belucht)

Uit het literatuuronderzoek komt naar voren dat meerdere natuurlijke systemen in staat zijn om verwijderingsrendementen te halen die in de buurt komen van de 80% gemiddeld voor 7 van de 11 gidsstoffen. 80% verwijdering door het natuurlijke systeem is nodig om over de hele waterzuivering (de bestaande RWZI + natuurlijke zuivering) de door het IPMV gestelde eis van 70% te halen, uitgaande van behandeling van 70% van het jaardebiet door het natuurlijke systeem en 30% verwijdering in de bestaande RWZI. Harde garanties of dit verwijderingsrendement jaar rond gehaald kan worden zijn echter nog niet te geven. Hiervoor is aanvullend onderzoek nodig in de vorm van metingen aan bestaande systemen en nieuw te realiseren pilots.

Op basis van het literatuuronderzoek en de uitwerking van een 100.000 i.e. referentie RWZI is een inschatting gemaakt van prestaties van kansrijke natuurlijke zuiveringssystemen. Deze prestaties zijn samengevat in onderstaande tabel. Te zien is dat de CO₂-footprint van natuurlijke systemen zeer laag uitvalt. Vooral de Waterharmonica en het verticaal doorstroomd helofytenfilter hebben een zeer lage footprint omdat ze geen toeslagstoffen vereisen en een laag energieverbruik hebben, maar ook de overige systemen hebben een relatief lage footprint. De kosten van de verschillende natuurlijke systemen lopen sterk uiteen en hangen samen met de ontwerpkeuzes die gemaakt worden. Voor verschillende systemen is een aanzienlijke bandbreedte gehanteerd die samenhangt met onzekerheden over de prestaties en, waar van toepassing, de levensduur van het adsorptiemateriaal.

INSCHATTING VAN VERWIJDERINGSRENDEMENT OP GIDSSTOFFEN, CO₂-FOOTPRINT EN KOSTEN NATUURLIJKE ZUIVERINGSSYSTEMEN IN VERGELIJKING MET REFERENTIE SYSTEMEN

Zuiveringssysteem	Verwijderingsrendement op 7 van de 11 gidsstoffen (%) *	CO ₂ -footprint (g CO ₂ /m ³ behandeld)	Kosten (ct/m ³ RWZI-effluent)
Natuurlijke systemen			
Waterharmonica	40 – 60%	4	9
Verticaal helofytenfilter (onbelucht)	60 – 80%	5-8	6-19
Ecovorms	70 – 90%	6	10
NFA filter	80%	18-136	8-42
LECA filter	45 – 85%	33-51	8-16
O ₃ -Waterharmonica	70 – 90%	40	14
Referentie systemen			
PACAS	70-75%	116	5
Ozon+zandfilter	80-85%	118	17
GAK	80-85%	325	26

* Het verwijderingsrendement in de tabel betreft enkel het rendement over de nazuivering zelf en dus niet het rendement over de gehele RWZI.

Als stelregel wordt gehanteerd dat een rendement van 80% over de nazuivering resulteert in een rendement van 70% over de gehele RWZI. Bij het berekenen van de verwijderingsrendement van 7 van de 11 gidsstoffen is aansluiting gezocht bij de berekeningswijze van het Innovatieprogramma 'Microverontreinigingen uit RWZI-afvalwater' van STOWA/IenW en de bijdrageregeling 'Zuivering medicijnresten' van IenW.

MCA

De zes natuurlijke systemen die nader zijn uitgewerkt voor een 100.000 i.e. referentie RWZI zijn tegen elkaar afgewogen in een Multi Criteria Analyse (MCA) waarbij de weging is gedaan voor een algemene situatie in Nederland. Hoewel er verschillen zijn tussen de natuurlijke zuiveringen op verschillende thema's zoals duurzaamheid, verwijdering microverontreinigingen, kosten, mate van bewezenheid, robuustheid en ruimtebeslag, zijn de verschillen over het geheel genomen beperkt. Er is geen systeem dat duidelijk beter scoort in deze MCA dan de andere systemen op basis van de beschikbare informatie. Omdat deze MCA gebaseerd is op een algemene situatie in Nederland kan de uitkomst van de MCA anders zijn voor een specifieke locatie.

VERTALING NAAR DE PRAKTIJK

Uit deze studie volgt dat natuurlijke zuiveringssystemen een duurzaam en kosteneffectief alternatief zijn voor harde technologieën zoals ozon of actief kool. Met natuurlijke systemen kunnen aanzienlijke verwijderingsrendementen gehaald worden op microverontreinigingen, nutriënten, ecotoxiciteit en pathogenen. Aanvullend onderzoek in de vorm van praktijkmetingen en pilots zijn nodig om de verwijderingsrendementen met meer zekerheid vast te kunnen stellen. Naast de verwijdering van microverontreinigingen zijn natuurlijke systemen in staat om de waterkwaliteit op andere gebieden zoals nutriënten en pathogenen te verbeteren. Ook dragen ze bij aan het langer vasthouden van water in het watersysteem waardoor ze een bijdrage leveren aan droogtebestrijding. Het vervullen van meerdere functies is de kracht van natuurlijke systemen. Vast staat dat natuurlijke zuiveringssystemen relatief veel ruimte vereisen. Voor een 100.000 RWZI is een oppervlak van 4 tot 37 hectare nodig. Voor kleinere RWZI's volstaan oppervlaktes van één tot enkele hectares. Systemen met een dergelijke omvang bieden mogelijkheden om te komen tot multifunctionele natuurlijke systemen die verder gaan dan enkel het verwijderen van microverontreinigingen. Zo kunnen ze bijdragen aan het vasthouden van gezuiverd effluent waardoor een meer geleidelijke afvoer naar het watersysteem mogelijk is. Het natuurlijke systeem kan bovendien onderdeel zijn van een natuur- of recreatiegebied waardoor functies gecombineerd worden. En tot slot kunnen natuurlijke zuiveringssystemen een belangrijke schakel zijn in het realiseren van de

KRW doelstellingen doordat ze ook geschikt zijn om nutriënten te verwijderen en de ecotoxiciteit te reduceren.

Kortom: Natuurlijke systemen kunnen case specifiek ingezet worden voor een diversiteit aan functies en dat is hun kracht. Enerzijds kunnen ze ingezet worden om gidsstoffen/microverontreinigingen uit RWZI-effluent te verwijderen. Denk hierbij aan het koppelen van natuurlijke zuiveringssystemen zoals een verticaal doorstroomd helofytenfilter in combinatie met een vloeiveld. Anderzijds kunnen natuurlijke systemen gezien worden als een belangrijk puzzelstukje om verschillende uitdagingen op het gebied van waterkwaliteit en waterkwantiteit op te lossen en bij te dragen aan natuur en/of recreatie.

CONCLUSIES

Uit het literatuuronderzoek volgt dat natuurlijke zuiveringssystemen in staat zijn om microverontreinigingen te verwijderen uit RWZI-effluent en dat het verwijderingsrendement sterk samenhangt met het systeem. Om de prestaties met meer zekerheid vast te stellen is er aanvullend onderzoek nodig in de vorm van het monitoren van praktijksystemen en het uitvoeren van pilots.

Belangrijk bij het interpreteren van de verwijderingsrendementen is dat er onderscheid gemaakt kan worden tussen de volgende twee doelen:

1. Behalen van de IPMV doelstelling 70% verwijdering van 7 van de 11 gidsstoffen over de gehele RWZI;
2. Realiseren van combinatie doelstelling voor het verwijderen van gidsstoffen/microverontreinigingen, KRW, klimaatadaptatie en natuur waarbij de IPMV doelstelling geen randvoorwaarde is.

1. IPMV doelstellingen 70% verwijdering 7 van de 11 gidsstoffen over de gehele RWZI

Ten aanzien van dit doel kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

- Waterharmonica's, niet beluchte horizontaal en verticaal doorstroomde helofytenfilters en beluchte LECA filters zijn naar verwachting niet in staat om de IPMV doelstelling van 70% verwijdering van 7 van de 11 gidsstoffen te realiseren over de gehele RWZI gedurende het hele jaar. Het rendement is mogelijk onderhevig aan seizoensinvloeden zoals temperatuur.
- Door innovaties op het gebied van natuurlijke systemen kan het verwijderingsrendement verhoogd worden tot naar verwachting meer dan 70% over de gehele RWZI; door bijvoorbeeld natuurlijke systemen te combineren met ozon (O₃-Waterharmonica) of door het toepassen van innovatieve systemen zoals het NFA filter met niet-fossiele adsorbentia of het schimmelfilter (Ecovorms)
- Voor alle beschouwde natuurlijke systemen is in beperkte mate informatie beschikbaar over het verwijderingsrendement op gidsstoffen waardoor aannames gedaan zijn voor het verwijderingsrendement over het jaar en de standtijd van het vulmateriaal. Middels gevoeligheidsanalyses zijn per systeem onder- en bovengrenzen gedefinieerd;

2. Combinatie doelstelling voor gidsstoffen, KRW, klimaatadaptatie en natuur

Alhoewel het verwijderingsrendement op gidsstoffen achter blijft bij harde technologieën zoals ozon of actief kool leveren natuurlijke systemen een belangrijke meerwaarde. Dat komt doordat natuurlijke systemen in staat zijn om tegen beperkte kosten en met een lage CO₂ footprint een aanzienlijke bijdrage te leveren aan zowel het reduceren van gidsstoffen als het verminderen van ecotoxiciteit, aanvullende N- en P verwijdering en het bufferen

van water tegen verdroging. Natuurlijke nazuiveringssystemen bieden daarmee belangrijke voordelen in vergelijking met ozon of actief kool en kunnen daarom beschouwd worden als 'no regret' maatregel. De volgende conclusies worden getrokken:

- Op basis van de geïnventariseerde literatuur is aangenomen dat natuurlijke systemen in staat zijn om 7 van de 11 gidsstoffen te verwijderen met een rendement van gemiddeld 40 – 90%, gerekend over het systeem zelf;
- Stikstof, fosfor, zwevende stof en pathogenen worden in natuurlijke nazuiveringssystemen vergaand verwijderd. Stikstof wordt voor 29 – 62% verwijderd, fosfor voor 40 – 90% en pathogenen voor log 1 tot log 4. Bovendien neemt de ecotoxiciteit van het behandelde effluent af met 50 – 85%. Hierdoor kunnen natuurlijke systemen een belangrijke bijdrage leveren aan de waterkwaliteit en kunnen ze als no-regret beschouwd worden voor het realiseren van de KRW doelen
- De CO₂-footprint van de beoordeelde systemen is vele malen lager in vergelijking met harde technologieën zoals ozon of actief kool en loopt uiteen van 4 tot 8 gram per m³ behandeld effluent voor de Waterharmonica, verticaal doorstroomd helofytenfilter en Ecovorms. De CO₂-footprint van het NFA filter bedraagt 18 – 136 gram afhankelijk van de standtijd van het vulmateriaal en het exacte ontwerp, en voor het LECA filter is dit 33 tot 51 gram. De CO₂-footprint van de O₃-Waterharmonica bedraagt 40 gram CO₂ per behandelde m³.
- De kosten van natuurlijke systemen liggen tussen de 6 en 42 cent per m³ RWZI-effluent waarbij de kosten sterk samen hangen met de ontwerpgrondslagen van het systeem (hydraulische belasting en verblijftijd):
 - Voor het NFA filter is er een grotere onzekerheid in de kosten, dit ligt aan het vervangingsstermijn van het NFA materiaal welke uiteenloopt van 1x per 2 jaar tot 1x per 10 jaar;
 - De kosten van de Waterharmonica bedragen 9 cent per m³ RWZI-effluent wat relatief laag is; De kosten van de O₃-Waterharmonica bedragen 14 cent per m³ RWZI-effluent;
 - De kosten van het verticaal doorstroomd helofytenfilter lopen uiteen van 7 tot 19 cent per m³ RWZI-effluent wat samen hangt met de gehanteerde range in de ontwerpbelasting van 0,1 tot 0,3 m/d. Een lagere ontwerpbelasting leidt naar verwachting tot een hoger rendement;
 - De kosten van het schimmelfilter zijn ingeschat op 10 cent per m³ RWZI-effluent;
 - De kosten van het LECA filter lopen uiteen van 8 tot 16 cent per m³ RWZI-effluent wat samen hangt met de gehanteerde range in de ontwerpbelasting van 1 tot 2 dagen hydraulische verblijftijd. Een langere verblijftijd leidt naar verwachting tot een hoger rendement.
- Natuurlijke systemen fungeren door hun grootte als een waterbuffer waardoor ze een bijdrage leveren aan het vasthouden van water en verdroging tegengaan. Bovendien zijn ze multifunctioneel inzetbaar als natuurontwikkeling en/of recreatie

Al met al kan de conclusie getrokken worden dat natuurlijke systemen een 'no regret' oplossing betreffen voor RWZI's die moeten voldoen aan de KRW en waar het noodzakelijk is om zowel gidsstoffen als nutriënten te verwijderen, de ecotoxiciteit en concentraties pathogenen te verlagen. Op kosten en duurzaamheid scoren natuurlijke systemen aanmerkelijk beter dan harde technieken zoals ozon of actief kool. Bovendien fungeren de systemen door hun grote oppervlakte als een natuurlijke waterbuffer waardoor water langer vastgehouden wordt in het systeem en leveren de systemen een bijdrage aan de natuurwaarden van een gebied. De ontwikkeling van natuurlijke zuiveringssystemen voor gidsstoffen past daardoor in een bredere landelijke ontwikkeling waarbij functies zoals het vasthouden van

schoon water, natuurontwikkeling, KRW-doelstellingen en de verwijdering van microverontreinigingen hand in hand kunnen gaan.

AANBEVELINGEN

De volgende aanbevelingen worden gedaan:

- Meetonderzoek aan bestaande natuurlijke zuiveringssystemen (waterharmonica's, verticaal doorstroomde helofytenfilters, LECA filter) om meer inzicht te krijgen in de verwijderingsrendementen over het jaar onder Nederlandse condities;
- Pilotonderzoek naar veelbelovende natuurlijke zuiveringstechnieken voor RWZI-effluent om verwijderingsrendementen en ontwerpgrondslagen met meer zekerheid vast te kunnen stellen (Ecovorms, NFA filter, O3-Waterharmonica);

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 aan 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.

VERKENNING NATUURLIJKE ZUIVERINGSSYSTEMEN VOOR VERWIJDERING VAN ORGANISCHE MICROVERONTREINIGINGEN

INHOUD

	TEN GELEIDE	
	SAMENVATTING	
	DE STOWA IN HET KORT	
1	INLEIDING	1
	1.1 Vraagstelling	2
	1.2 Methode	2
2	HUIDIGE STAND VAN KENNIS MICROVERONTREINIGINGEN VERWIJDEREN IN NATUURLIJKE SYSTEMEN	4
	2.1 Inleiding	4
	2.2 Beschouwde systemen	6
	2.2.1 Waterharmonica	6
	2.2.2 Vloeveld	7
	2.2.3 Verticaal doorstroomd helofytenfilter	7
	2.2.4 Horizontaal doorstroomd helofytenfilter	8
	2.2.5 Belucht helofytenfilter	8
	2.2.6 Natuurlijke systemen STOWA-call	9
	2.3 Literatuurdata m.b.t. verwijdering van microverontreinigingen in natuurlijke systemen	13
	2.3.1 Monsternamen in de diverse studies	13
	2.3.2 Som 4-,5-methylbenzotriazool	15
	2.3.3 Benzotriazool	16
	2.3.4 Carbamazepine	17
	2.3.5 Diclofenac	18
	2.3.6 Gabapentine	19
	2.3.7 Hydrochloorthiazide	19
	2.3.8 Irbesartan	20
	2.3.9 Metoprolol	21
	2.3.10 Sotalol	22
	2.3.11 Trimethoprim	23
	2.3.12 Venlafaxine	23
	2.3.13 Samenvatting van relevante verwijderingscondities	24

2.4	Beschouwing verwijderingsrendementen natuurlijke systemen	24
2.4.1	Open water systemen	26
2.4.2	Verticaal doorstroomde filters	29
2.4.3	Horizontaal doorstroomde filters	32
2.4.4	Natuurlijke systemen STOWA-call	34
2.5	Ecotoxiciteit, nutriënten, zwevend stof, pathogenen en metalen	39
2.5.1	Ecotoxiciteit	40
2.5.2	Zwevend stof verwijdering	41
2.5.3	Stikstof verwijdering	43
2.5.4	Fosfor verwijdering	46
2.5.5	Pathogenen	48
2.5.6	Metalen	50
2.6	Selectie systemen voor nadere uitwerking	51
3	NADERE UITWERKING SYSTEMEN	54
3.1	Inleiding	54
3.2	Uitgangspunten	54
3.3	Waterharmonica	57
3.4	Verticaal doorstroomd helofytenfilter	61
3.5	Ecovorms (verticaal doorstroomd helofytenfilter met schimmels)	65
3.6	Non-fossiel adsorbentia helofytenfilter	67
3.7	LECA filter	71
3.8	O ₃ -Waterharmonica	75
3.9	Doorvertaling naar 30.000 i.e.	81
4	MULTI CRITERIA ANALYSE	82
4.1	Inleiding	82
4.2	Methode	82
4.2.1	Vaststellen categorieën en criteria	82
4.2.2	Weegfactoren	82
4.2.3	Scores	83
4.3	Resultaat	84
5	SYNTHESE	86
6	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	88
7	LITERATUURLIJST	91
BIJLAGE 1	VERWIJDERING MICROVERONTREINIGINGEN	97
BIJLAGE 2	BIJVANGST DATA EN LITERATUUROVERZICHT	104
BIJLAGE 3	DIMENSIES, KOSTEN EN CO ₂ -FOOTPRINT PER SYSTEEM	105
BIJLAGE 4	DEFINITIE VAN DE OPGESTELDE CRITERIA IN DE MCA	109
BIJLAGE 5	MCA INPUT EN AANVULLENDE MCA RESULTATEN	110

1

INLEIDING

De RWZI is voor veel microverontreinigingen een belangrijke route naar het watermilieu. De huidige RWZI's zijn primair gericht op het verwijderen van organische stof en nutriënten, niet op het verwijderen van microverontreinigingen. Het Innovatieprogramma Microverontreinigingen uit afvalwater (IPMV) heeft tot doel om snel de weg vrij te maken voor veelbelovende verwijderingstechnieken, of mogelijke verbeteringen van bestaande technieken, zodat waterschappen binnen vijf tot zeven jaar meer beproefde verwijderingstechnieken tot hun beschikking hebben voor het verwijderen van microverontreinigingen. In het Innovatieprogramma Microverontreinigingen uit -afvalwater (IPMV) worden technologieën onderzocht, die een significante verbetering kunnen geven ten opzichte van huidige bewezen technieken voor de verwijdering van microverontreinigingen uit RWZI-afvalwater op kosten, CO₂-footprint of effluentkwaliteit. Dit programma focust op de verwijdering van microverontreinigingen en het effect van de lozing van deze en andere opkomende stoffen door RWZI's in het watermilieu. Daarnaast is er aandacht voor mogelijke bijvangst, zoals een verbetering van de verwijdering van stikstof, fosfaat en microplastics, vermindering van antibioticaresistentie en pathogenen.

De huidige bewezen nazuiveringstechnieken, zoals ozonisatie en actief kool zijn goed in staat om microverontreinigingen uit RWZI-afvalwater te verwijderen maar hebben zo hun nadelen. Ozonisatie kost veel energie en bij de oxidatie van effluent worden ook veel "nuttige" stoffen afgebroken en kunnen er afbraakproducten ontstaan zoals bromaat die weer schadelijk kunnen zijn voor de leefomgeving. Voor actief kool geldt dat de productie energie kost en dat actief kool veelal geproduceerd wordt uit grondstoffen van fossiele oorsprong. Dit zorgt voor uitputting van grondstoffen en een toename van de CO₂-emissies.

In 2020 is voor invulling van het IPMV een internationale Call for Proposals uitgegaan. Er zijn 28 voorstellen ingediend en beoordeeld, de top 4 aan voorstellen werden geselecteerd voor uitvoering, conform de richtlijnen van het IPMV. De top 5-8 omvatte natuurlijke zuiveringssystemen, welke op basis van de beschikbare middelen in eerste instantie niet in het IPMV konden worden opgenomen. Gezien de hoge scores van deze natuurlijke zuiveringssystemen zijn de indieners van de top 5-8 gevraagd om een nadere gezamenlijke verkenning uit te voeren voor inzet van natuurlijke zuiveringssystemen. De betrokken technieken en partijen staan in onderstaande tabel.

TABEL 1.1

TECHNIEKEN EN PARTIJEN

Technieken	Partijen
LECA (Lightweight Expanded Clay Aggregate) filter	TAUW / WUR
NFA (Non Fossil Adsorbent) Wetland	RHDHV / WUR
Ecovorms / witrotschimmels	SWECO / LeAF
O ₃ -Waterharmonica	TAUW / Rekel/water

Natuurlijke zuiveringssystemen combineren verschillende verwijderingsmechanismen zoals biologische afbraak, UV instraling en adsorptie waardoor ze in staat zijn om een grote diversiteit aan stoffen te verwijderen. Daarnaast dragen natuurlijke systemen bij aan de biodiversiteit en kunnen de systemen verschillende functies vervullen van waterberging, tot natuur en recreatie (He et al., 2018; He et al., 2021). Natuurlijke zuiveringstechnieken zijn in staat om water zowel te zuiveren als te ecologiseren zonder dat dit veel energie en/of grondstoffen vereist. Ecologiseren houdt in dat er een voedingsbodem ontstaat voor klein waterleven, die op hun beurt voedsel zijn voor grotere waterdieren.

1.1 VRAAGSTELLING

De centrale onderzoeksvraag die gesteld is betreft; *In hoeverre zijn natuurlijke zuiveringssystemen in staat om organische microverontreinigingen vergaand te verwijderen?*

Met als onderliggende vragen:

- *Wat zijn de werkingsprincipes van diverse types natuurlijke systemen en welke factoren zijn hierin van doorslaggevend belang om te komen tot een betere effluentkwaliteit op het gebied van organische microverontreinigingen? Hierbij wordt ingegaan op vegetatie, adsorbentia en procesvoering (waaronder verblijftijd, opbouw zones (na elkaar horizontaal en/of verticaal), periodiek bevoeien, extra beluchten).*
- *In welke mate zijn deze factoren bepalend voor de continuïteit van de zuiveringsprestaties op de lange termijn?*
- *Wat zijn plussen en minnen van de huidige beschikbare uitvoeringsvormen?*
- *Hoe scoren de technieken op de IPMV beoordelingscriteria CO₂-footprint, kosten en verwijderingsrendement gidsstoffen?*
- *Welke kennishiaten zijn er?*

1.2 METHODE

De doelstelling van het IPMV ten aanzien van de verwijdering van gidsstoffen is een overall verwijdering van 70% voor 7 van de 11 gidsstoffen over de gehele RWZI. Dit betekent dat de concentratie van deze 7 gidsstoffen bij het lozingspunt van de RWZI minimaal 70% lager moet zijn dan de concentratie in het influent. In het literatuuronderzoek in hoofdstuk 2 van deze studie wordt specifiek gekeken naar de verwijdering van gidsstoffen in de nageschakelde systemen. Om een rendement over de gehele RWZI te bepalen moet ook rekening gehouden worden met het feit dat de RWZI zelf al een deel van de gidsstoffen verwijderd en dat niet al het effluent van de RWZI over het nageschakelde systeem gaat. Voor deze studie hanteren we als uitgangspunt dat 70% van het effluent wordt behandeld in het nageschakelde systeem. Verder wordt in de RWZI al gemiddeld 30% van de gidsstoffen verwijderd. Grosso modo komt het er op neer dat een nageschakeld systeem circa 80% verwijdering moet realiseren op 7 van de 11 gidsstoffen om te komen tot een totaal verwijderingsrendement van 70%.

Om een beeld te schetsen van de huidige stand van kennis op het gebied van de verwijdering van microverontreinigingen door natuurlijke zuiveringssystemen is een literatuuronderzoek uitgevoerd (hoofdstuk 2). Hierin zijn alle natuurlijke zuiveringssystemen beschouwd waarmee aantoonbare ervaring is op het gebied van effluentnabehandeling in combinatie met de verwijdering van microverontreinigingen. Op basis van de resultaten van de literatuurstudie is een selectie gemaakt van de meest kansrijke systemen om nader uit te werken. Daarnaast worden ook de 4 geselecteerde STOWA voorstellen nader uitgewerkt; het belucht helofytenfilter met geëxpandeerde kleikorrels (LECA filter), het verticaal helofytenfilter met

schimmels (Ecovorms), verticaal helofytenfilter met niet-fossiele adsorbentia (NFA filter) en de combinatie van een Waterharmonica met ozon (O₃-Waterharmonica). Deze systemen zijn in hoofdstuk 3 uitgewerkt voor voorbeeldcases voor de Nederlandse praktijk. De systemen zijn uitgewerkt voor een 100.000 i.e. referentie RWZI met een doorkijk naar een 30.000 i.e. RWZI. Ook voor de kleinere RWZI's zijn natuurlijke zuiveringen interessant omdat er vanwege het kleinere debiet minder oppervlak nodig is en omdat de investeringskosten schaalbaar zijn. Voor harde technologieën zoals ozon en actief kool nemen de kosten per m³ bij een kleinere schaal juist sterk toe. Vervolgens zijn de natuurlijke systemen beoordeeld in een multicriteria-analyse (MCA) (hoofdstuk 4). Tot slot is in hoofdstuk 5 een beschouwing opgenomen van de toepassing van natuurlijke systemen waarbij niet alleen gekeken is naar het verwijderingsrendement op micro verontreinigingen maar waarbij ook gekeken is naar de mogelijkheden van natuurlijke systemen om zowel micro's als nutriënten te verwijderen, de ecotoxiciteit te reduceren en het effluent langer vast te houden in het watersysteem. Op basis hiervan worden in hoofdstuk 6 conclusies besproken en aanbevelingen gedaan.

De beschouwde natuurlijke systemen kunnen als 'stand alone' techniek worden gezien voor nabehandeling van RWZI-effluent. De systemen hebben echter deels overeenkomstige werkingsprincipes en kunnen elkaar ook aanvullen. In hoofdstuk 5, de synthese, wordt ingegaan op de samenhang van de technieken (unit operations). Hier wordt gekeken naar het logisch combineren van verschillende principes, technieken en concepten.

Op basis van de nadere uitwerking kunnen technologen en beleidsmedewerkers van waterschappen een gefundeerde keuze maken voor een natuurlijk systeem, afhankelijk van de specifieke situatie op een RWZI en de gekozen opties:

- A. Toepassing van een enkel systeem als 'stand alone' techniek als uitbreiding van de RWZI, voor upgrading van het effluent (afloop nabezinktank).
- B. Als inpassing in een integraal natuurlijk systeem wat naast effluentbehandeling ook recht doet aan de omgeving en waarbij functies zoals het creëren van natuurlijk, levend water, effluentbuffering, recreatie en natuur gecombineerd worden.

2

HUIDIGE STAND VAN KENNIS MICROVERONTREINIGINGEN VERWIJDEREN IN NATUURLIJKE SYSTEMEN

2.1 INLEIDING

De afvalwaterzuivering in Nederland is vanouds civieltechnisch opgelost in RWZI's, met de laatste vijftig jaar een steeds grotere procestechnologische inbreng (van Lohuizen, 2006). Naast de civieltechnische oplossingen is er in Nederland en andere Europese landen ook ruime ervaring met het behandelen van afvalwater in kleinschalige natuurlijke systemen zoals helofytenfilters en met het nabehandelen van RWZI-effluent in grotere natuurlijke systemen zoals Waterharmonica's. Waterharmonica's bestaan uit verschillende aan elkaar gekoppelde compartimenten waaronder watervlooienvijvers, rietsloten en vispaaivijvers.

Natuurlijke systemen bestaan al erg lang voor het zuiveren van water, de eerste helofytenfilters dateren al uit ongeveer 1960 en sinds 1996 zijn er op diverse plaatsen in Nederland Waterharmonica's aangelegd (STOWA 2013-07). Het merendeel van de natuurlijke systemen voor de complete zuivering van afvalwater zijn in Nederland gewoonlijk klein (type IBA), meestal voor één of enkele huishoudens. Over het algemeen betreffen dit verticaal doorstroomde helofytenfilters die voorafgegaan worden door een septic tank. Er zijn inmiddels enkele duizenden van deze helofytenfilters in Nederland. Een interessant voorbeeld is de nieuwe wijk Oosterwold waar in 2018 voor 15.000 inwoners gekozen is voor het aanleggen van helofytenfilters om het afvalwater van de nieuwe stadswijk decentraal te zuiveren (wetlantec).

Voor de behandeling van RWZI-effluent ligt de toepassing van natuurlijke systemen net wat anders. Het behandelde water heeft een andere samenstelling omdat de RWZI al veel N, P en SS heeft verwijderd). Gezuiverd afvalwater is helder. Het bevat nog wel veel deeltjes, de meeste afkomstig van het actief-slib proces, losse vlokken en ook nog veel losse bacteriën (STOWA 2012-10). Vanuit een ecologisch oogpunt is het nog 'dood water' en bevat het gezuiverde water nog voedingsstoffen en microverontreinigingen, de aanleiding van dit onderzoek (STOWA 2005-18). Natuurlijke systemen om de effluentkwaliteit van RWZI's te verbeteren voorafgaand aan lozing op oppervlaktewater worden in Nederland vaak aangeduid als Waterharmonica's. Waterharmonica's bestaan uit een combinatie van bezinkvijvers, (gedeeltelijk begroeide) open water systemen en watervlooienvijvers. Waterharmonica's worden zowel klein- als grootschalig toegepast als natuurlijke zuiveringssystemen om de kwaliteit van RWZI-effluent te verbeteren (STOWA 2013-07). Het concept van de Waterharmonica is gericht op toepassing van duurzame, energiezuinige en kostenefficiënte technieken waarmee een natuurlijke, ecologische schakel wordt gevormd tussen de RWZI in de waterketen en het ontvangende oppervlaktewater van het watersysteem. In 1994 is bij de RWZI Everstekooog

op Texel het eerste moerassysteem aangelegd naar het Waterharmonica-concept. Na Eversteekoog volgden Waterharmonica's onder meer bij Tilburg-Noord, het Land van Cuijk te Haps in 1999, Sint-Maartensdijk in 2000, het Waterpark Groote Beerze te Hapert in 2001, Aqualân te Grou in 2006, Ootmarsum in 2010, Sint-Oedenrode in 2011 en Soerendonk, Biest-Houtakker en Kristalbad (tussen Hengelo en Enschede) in 2012 (STOWA 2013-07). Ook in het buitenland is ervaring met de nazuivering van RWZI-effluent in natuurlijke systemen. Voorbeelden hiervan in Europa zijn grootschalige natuurlijke systemen in Zweden en Spanje. Als natuurlijke systemen in staat blijken te zijn om een wezenlijke bijdrage te leveren aan de verwijdering van microverontreinigingen dan kan dat een belangrijke toegevoegde waarde zijn voor deze systemen.

AANPAK

Om een compleet beeld te schetsen van de huidige stand van kennis ten aanzien van de verwijdering van gidsstoffen in natuurlijke zuiveringssystemen is een literatuur onderzoek uitgevoerd waarbij zowel wetenschappelijke literatuur als niet wetenschappelijk gepubliceerde meetgegevens gebruikt zijn. Er is gekeken naar bestaande natuurlijke zuiveringssystemen die mogelijk microverontreinigingen verwijderen uit RWZI-effluent. Per systeem zijn (voor zover beschikbaar) de volgende gegevens geïnventariseerd:

- Type systeem
- Werkingsprincipe per systeem (compartimenten, horizontaal/verticaal, beluchting, toeslagstoffen, adsorbentia)
- Kenmerken systeem (lab/pilot/demo/full scale, technology readiness level (TRL), verblijftijd, seizoensinvloeden, jaren in bedrijf, verbruik toeslagstoffen, lucht toevoer, beheer/onderhoud)
- Welke werkingsprincipes lijken doorslaggevend in het bereiken van een vergaande verwijdering van microverontreinigingen?

Vervolgens is per gidsstof uit het IPMV gekeken naar de verwijderingspercentages die gehaald kunnen worden met de verschillende systemen en worden ook de ingediende systemen uit de STOWA-call beschouwd. Ook wordt in dit hoofdstuk gekeken naar de eventuele bijvangst in de vorm van de reductie van nutriënten, zware metalen en ecotoxiciteit. In Tabel 2.1 zijn de beschouwde gidsstoffen opgenomen. Het doel is $\geq 80\%$ verwijdering voor 7 van de 11 gidsstoffen voor de nageschakelde natuurlijke zuiveringssystemen voor RWZI-effluenten.

TABEL 2.1

LIJST MET GIDSSTOFFEN

Stof
Som 4-,5-methylbenzotriazool
Benzotriazool
Carbamazepine
Diclofenac
Gabapentine
Hydrochloorthiazide
Irbesartan
Metoprolol
Sotalol
Trimethoprim
Venlafaxine

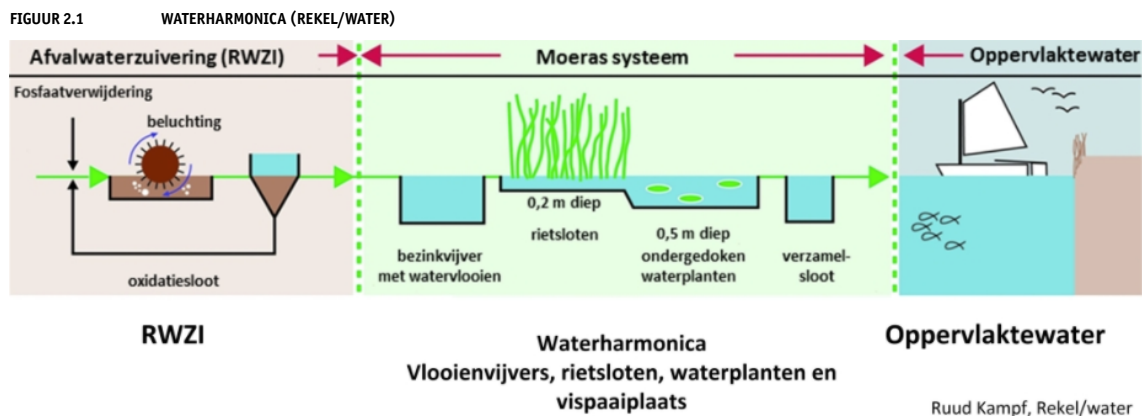
2.2 BESCHOUWDE SYSTEMEN

Tijdens het literatuuronderzoek zijn verschillende natuurlijke zuiveringssystemen aan bod gekomen. Deze worden hieronder eerst kort beschreven, daarna wordt ingegaan op de verwijdering van microverontreinigingen.

2.2.1 WATERHARMONICA

De “Waterharmonica” is een natuurlijke, ecologische schakel tussen de RWZI in de waterketen en het ontvangende oppervlaktewater van het watersysteem. Deze systemen zijn in staat nutriënten, zuurstofbindende componenten, zware metalen, organische microverontreinigingen, pathogenen en micro-organismen uit het RWZI-effluent te verwijderen, met variërende efficiëntie. Anderzijds maken deze systemen het RWZI-effluent door de lange verblijftijd en de aanwezige micro-organismen ecologisch gezien meer gelijk aan oppervlaktewater.

De Waterharmonica is een Nederlandse naam, er zijn in de wereld meer systemen met eenzelfde functie. De basis-uitvoering van de Waterharmonica in Nederland begint met een vlooienvijver met een hydraulische verblijftijd tot 4 dagen die zorgt voor verwijdering van slibdeeltjes uit de RWZI slib door verdere flocculatie en bezinking en ook door begrazing door watervlooien (voornamelijk *Daphnia magna*). Hierna volgt een ondiep open water, voor UV-blootstelling (fotodegradatie), en een dieper water waar achtereenvolgens riet, algen en waterplanten in groeien. Dit gedeelte fungeert als een fototrofe biofilmreactor waarin nutriënten en biologisch afbreekbare stoffen worden afgebroken en andere stoffen worden opgenomen (STOWA 2017-36).



Voor een overzicht van de in Nederland gerealiseerde Waterharmonica's met hun doelstellingen wordt verwezen naar STOWA 2013-07. In Figuur 2.2 zijn de vijvers van de Waterharmonica Kristalbad te zien waarmee effluent van de RWZI Enschede nagezuiverd wordt.

FIGUUR 2.2 HET EERSTE DEEL VAN DE WATERHARMONICA KRISTALBAD BESTAAT UIT DRIE PARALLELE, AFWISSELEND GEVOEDE/GELEEGDE VIJVERS): LINKS OP DE FOTO VLAK VOOR HET VULLEN EN DE RECHTS NA HET VULLEN). (FOTO RUUD KAMPF)



2.2.2 VLOEIVELD

Een vloeiveld is een open water systeem: het water stroomt horizontaal over het oppervlak en tussen de planten door. Het filter is begroeid met helofyten (riet of lisdodde) en eventuele andere waterplanten (Saniwijzer). De waterstroom in dit systeem is bovengronds en kan zowel een batchgewijze als continue aanvoer hebben. In dit systeem worden microverontreinigingen vooral verwijderd door fotodegradatie, aangevuld met microbiële afbraak en opname door planten (Ilyas & van Hullebusch, 2020).

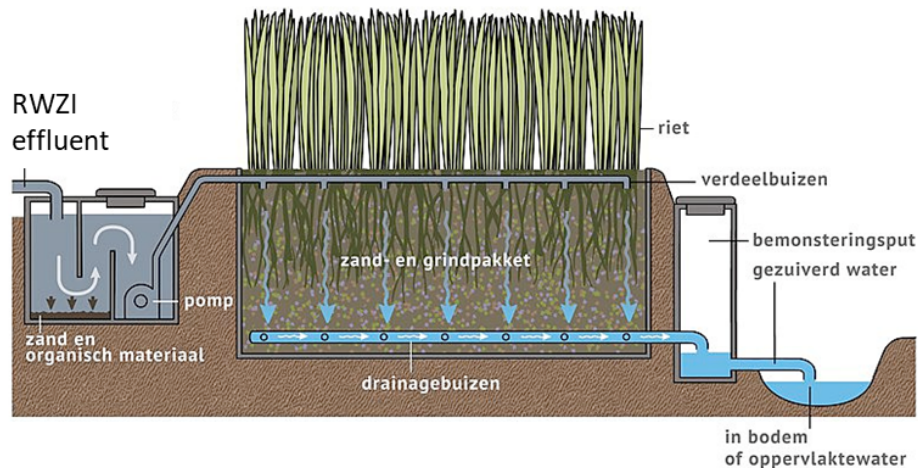
De vloeivelden die deel zijn van Zweedse Waterharmonica's maar ook die van bijvoorbeeld Kristalbad in Enschede/Hengelo worden batchgewijs gevuld om daarna weer op te drogen. De planten hoeven geen helofyten als riet en lisdodde te zijn. Vele grassoorten die natte omstandigheden aan kunnen zijn geschikt. Denk bijvoorbeeld aan Liesgras (*Glyceria maxima*) en vele soorten zeggen (*Carex spec.*).

2.2.3 VERTICAAL DOORSTROOMD HELOFYTENFILTER

Verticaal doorstroomde filters zijn compartimenten gevuld met filtermateriaal (vaak zand of grind) en beplant met plantensoorten zoals riet of grote lisdodde waar het water verticaal doorheen stroomt. Verticaal doorstroomde helofytenfilters, of infiltratievelden, bestaan vaak uit meerdere compartimenten die om de beurt worden belast. Het bed valt hierdoor intermitterend droog. Hierdoor kan tijdens droge perioden zuurstof in het bed dringen, waardoor organische stoffen aerobisch kunnen worden afgebroken en ammonium kan worden nitrificeerd. Het water wordt via infiltratieleidingen batchgewijs in de toplaag (vaak grind) van het filter gebracht. Het water zakt geleidelijk door het filterbed, bestaande uit filtermateriaal (ook wel substraatmateriaal) zoals zand of grind, langs de rietwortels naar de bodem van het helofytenfilter. In de poriën van het filterbed is lucht aanwezig waardoor het naar beneden sijpelende water intensief in contact komt met zuurstof en er biologische afbraak plaatsvindt. Door het batchgewijze bedrijf krijgt het filterbed de kans om zich opnieuw te vullen met lucht zodra het water er doorheen gezakt is. Onderweg wordt door microbiologische en fysische processen in de bodem het water gezuiverd (STOWA 2005-18). Aerobe biologische afbraak is het voornaamste proces voor de verwijdering van microverontreinigingen in dit systeem, hiernaast spelen ook sedimentatie, adsorptie en opname door planten een rol in de verwijdering (Ilyas & van Hullebusch, 2020).

Er bestaat ook een variant van het verticaal doorstroomde filter beplant met wilgen, welke zorgen voor een hoge evaporatie vanuit de bodem en transpiratie van de wilgen met als gevolg dat weinig tot geen effluent het systeem verlaat in de zomer. Daarbij zorgt dit filter ook voor een hoge productie van biomassa die gebruikt kan worden voor bijvoorbeeld houtpellets.

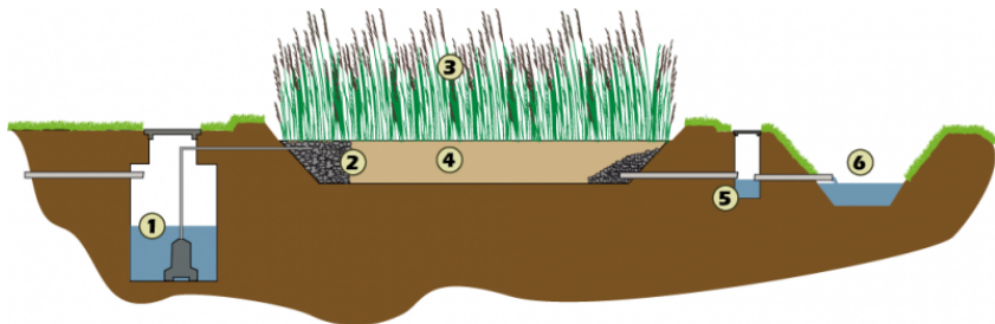
FIGUUR 2.3 VERTICAAL DOORSTROOMD HELOFYTENFILTER (SANIWIJZER)



2.2.4 HORIZONTAAL DOORSTROOMD HELOFYTENFILTER

Horizontaal doorstroomde filters zijn compartimenten gevuld met filtermateriaal (vaak zand of grind) en beplant met plantensoorten zoals riet of grote lisdodde. Het water stroomt ondergronds horizontaal door het filter. Na de bodempassage stroomt het water weer in een opvangput en wordt daar afgevoerd. In de bodem wordt het afvalwater via microbiologische en fysische processen gezuiverd (Saniwijzer). De waterstroom in dit systeem is ondergronds en heeft een continue aanvoer. Het waterniveau staat tot vlak onder de top van het filterbed, en door deze verzadiging speelt anaerobe biologische afbraak de grootste rol in het verwijderen van microverontreinigingen, aangevuld met verwijdering door het filter materiaal (sedimentatie, adsorptie en precipitatie) (Ilyas & van Hullebusch, 2020).

FIGUUR 2.4 HORIZONTAAL DOORSTROOMD HELOFYTENFILTER; 1) POMPPUT; 2) GROF GRIND; 3) RIET; 4) GROF ZAND; 5) EFFLUENT PUT; 6) OPPERVLAKTEWATER (WETLANTEC)

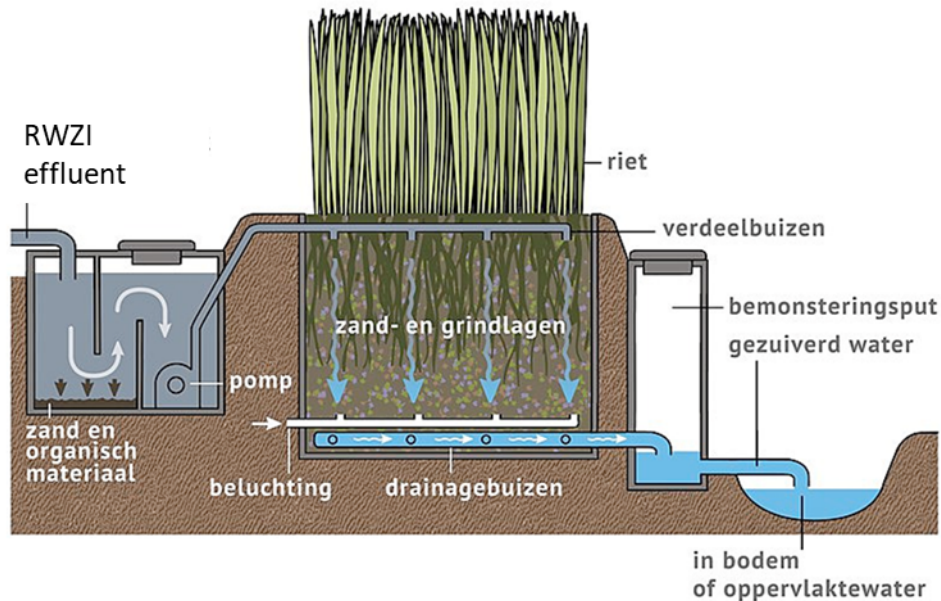


2.2.5 BELUCHT HELOFYTENFILTER

Bij een belucht helofytenfilter wordt het water (net zoals bij een verticaal helofytenfilter) via infiltratiebuizen in de toplaag van het filter gebracht. Direct onder de toplaag bevindt zich het waterpeil. Als substraatmateriaal (filtermateriaal) wordt doorgaans gebruik gemaakt van zand/grind. Door middel van een actieve beluchting met een beluchtingscompressor wordt lucht vanaf de bodem in het systeem gebracht. Op deze manier kan de prestatie van het helofytenfilter goed worden gecontroleerd en worden bijgesteld indien nodig (meer of minder zuurstof). De actieve beluchting zorgt voor het ontstaan van aerobe omstandigheden, nodig voor de aerobe biologische afbraak van microverontreinigingen. Vanwege de actieve

beluchting is de benodigde oppervlakte relatief klein ten opzichte van een verticaal doorstroomd helofytenfilter.

FIGUUR 2.5 BELUCHT HELOFYTENFILTER (SANIWIJZER)



2.2.6 NATUURLIJKE SYSTEMEN STOWA-CALL

Naar aanleiding van de 'STOWA call for proposals 2020 Innovatieprogramma microverontreinigingen uit RWZI-afvalwater (IMPV)', waarin werd gevraagd om ideeën voor fossielarme, biologische en natuurlijke technologieën voor de verwijdering van STOWA-gidsstoffen uit RWZI-effluent, zijn verschillende ideeën voor varianten van bestaande natuurlijke systemen ingediend: het LECA-filter, het NFA-filter, Ecovorms en de O₃-Waterharmonica. Deze systemen zijn gebaseerd op de natuurlijke systemen beschreven in sectie 2.2.1-2.2.4, met enkele aanpassingen om tot een hogere verwijderings-efficiëntie van microverontreinigingen te komen.

Tabel 2.2 geeft weer op welke systemen de ingediende systemen zijn gebaseerd. Een korte beschrijving van deze systemen volgt in secties 2.2.6.1-2.2.6.4. In hoofdstuk 3 worden deze systemen nader uitgewerkt.

TABEL 2.2 DE BESCHOUWDE SYSTEMEN VERDEELD IN GROEPEN (DE VIER VETGEDRUKTE SYSTEMEN BETREFFEN DE TOP 5-8 VAN IMPV CALL FOR PROPOSALS 2020)

Hoofdgroep	Subgroep	Uitvoering
Open water systemen		Vijver
		Vloeveld
Vast bed systemen	Horizontaal doorstroomd	Waterharmonica
		O₃-Waterharmonica (hybride ozon-natuurlijk systeem)
		Horizontaal doorstroomd helofytenfilter
	Verticaal doorstroomd	Belucht horizontaal doorstroomd helofytenfilter
		LECA Filter (belucht)
		Verticaal doorstroomd helofytenfilter
	Belucht verticaal doorstroomd helofytenfilter	
	Ecovorms (schimmels)	
	NFA Wetland (niet fossiele adsorbentia)	

2.2.6.1 LECA-FILTER

Een LECA-filter betreft een belucht horizontaal doorstroomd helofytenfilter gevuld met LECA korrels (geëxpandeerde kleikorrels) als substraatmateriaal, in plaats van zand/grind. LECA is een industrieel product opgebouwd uit silicium en aluminium, dat ontstaat door het verhitten van klei bij een temperatuur van 1100°C. Bij deze temperatuur kristalliseert de klei en ontstaat een micro-poreuze korrel met een fijnmazige interne structuur. Door deze structuur heeft LECA een groot specifiek oppervlak. Het materiaal kost circa 100 euro per m³ en is daarmee aanzienlijk goedkoper dan actief kool. De CO₂-footprint is met een CO₂-footprint van 68 kg CO₂/m³ (NEPD-1742-715_Leca-R--ISO-10-20) lager dan die van actief kool omdat het niet geproduceerd wordt uit steenkool maar uit klei. Doordat LECA korrels veel groter zijn dan zand, wat een grotere interstitiële ruimte betekent, kan het systeem bovendien hydraulisch hoger belast worden dan een belucht horizontaal doorstroomd helofytenfilter gevuld met zand. Beluchte LECA filters worden uitgevoerd als horizontaal doorstroomde systemen.

De grondstof klei in combinatie met de thermische bewerking resulteert in robuuste korrels die naar verwachting meer dan 10 jaar meegaan. Doordat de LECA korrels niet in beweging zijn wordt er geen slijtage van de korrels verwacht.

Naar verwachting zal een combinatie van adsorptie en biologische afbraak (bio-regeneratie) optreden in het LECA filter, wat ook het geval is bij beluchte actief koolfiltratie zoals het BODAC proces (STOWA 2020-46). Bio-regeneratie is hiermee bepalend voor de gehanteerde verwijderingsrendementen en standtijd van het adsorptiemateriaal. Bij bioregeneratie breken de op het adsorptiemateriaal aanwezige micro organismen de geadsorbeerde microverontreinigingen af waardoor het adsorptiemateriaal zichzelf regeneert. Het LECA filter wordt onder maaiveld gevoed waardoor het systeem vorstvrij blijft en het verwijderingsrendement op gidsstoffen ook in de winter naar verwachting op peil blijft.

2.2.6.2 NON-FOSSIELE ADSORBENTIA (NFA)-FILTER

Het NFA-filter is een verticaal doorstroomd filter waarin een laag non-fossiele adsorbentia is verwerkt als toeslagmateriaal. De keuze voor specifieke non-fossiele adsorbentia is gemaakt aan de hand van laboratoriumtesten waarin verschillende types substraatmateriaal zijn onderzocht op hun adsorptie van gidsstoffen en hydraulische doorlaatbaarheid d.m.v. abiotische schudtesten en kolomtesten (Lei et al., 2021): LECA, compost, boomschors, actief kool, biochar, kurk en lavasteen. Initiële schudtesten toonden aan dat actief kool en biochar de hoogste adsorptiecapaciteit voor de geteste microverontreinigingen had in diverse watermatrices en concentraties.

Daarnaast zijn deze substraatmaterialen ook beoordeeld op de hydraulische eigenschappen, kosten en milieubelasting (Lei et al., 2021). Als resultaat hiervan zijn in abiotische kolomexperimenten combinaties van verschillende materialen getest op de adsorptie van bovengenoemde microverontreinigingen, waarbij de combinatie van boomschors (bark) en biochar de hoogste verwijdering behaalde. Deze combinatie van materialen is verwerkt in een pilot systeem van 1 meter diep. In 2021 heeft deze pilot gelopen bij de universiteit van Wageningen, waarbij een traditioneel verticaal doorstroomd filter en 2 NFA-filters van allen 12 m² zijn beoordeeld op de verwijdering van gidsstoffen uit het effluent van RWZI Bennekom. Het door de Wageningen universiteit geteste NFA filter, met een vulling van boomschors en biochar, vormt de basis voor het NFA filter zoals het in dit rapport is uitgewerkt.

Net als in een verticaal doorstroomd filter vindt in het NFA-filter biologische afbraak, plantopname en adsorptie van microverontreinigingen plaats. De adsorptiecapaciteit van de

non-fossiele adsorbentia is groter dan dat van zand/grind in een verticaal doorstroomd filter. Daarnaast zorgt de toevoeging van een organisch materiaal als boomschors en biochar voor een extra koolstofbron voor de micro-organismen in het filter. Als gevolg daarvan kan de verwijderings-efficiëntie worden beschouwd als deze van een verticaal doorstroomd filter plus de additionele adsorptiecapaciteit. Net als bij het LECA-filter (2.2.6.1) is de verwachting dat biologische regeneratie van het verzadigde materiaal optreedt. Hierdoor zou deze additionele adsorptiecapaciteit voor een langere periode behouden kunnen worden en hoeft het materiaal niet te worden vervangen.

2.2.6.3 ECOVORMS

Het voorgestelde schimmelfilter voor deze studie is een verticaal doorstroomd helofytenfilter waar schimmels aan zijn toegevoegd. Op een verticaal doorstroomd helofytenfilter wordt een laag houtsnippers aangebracht die zijn geënt met een witrotschimmel. Periodiek wordt water gedoseerd dat door de houtsnipperlaag loopt en schimmelenzymen meeneemt.

Bij schimmelfilters worden organische stoffen afgebroken door de enzymen die sommige soorten schimmels (witrotschimmels) afscheiden. Deze schimmels breken in de natuur ligninen in hout af en zijn de enige organismen die dit kunnen. Ligninen zijn een groep stoffen die moeilijk afbreekbaar zijn, maar witrotschimmels hebben een enzymstelsel ontwikkeld die deze stoffen kan afbreken. Omdat ligninemoleculen te groot zijn om in de cel te worden opgenomen, scheidt de schimmel de enzymen uit (zogenaamde exo-enzymen). Ligninen worden dus extracellulair afgebroken, waarna de schimmel de afbraakproducten opneemt.

Witrotschimmels zijn van nature geen aquatische organismen en aanpassingen zijn nodig om ze te laten overleven in waterrijke omgevingen. Er zijn al wel praktische toepassingen van witrotschimmels in bioreactoren waarin afvalwaterstromen worden behandeld. Hierin worden biofilms met witrotschimmels of compacte pellets van mycelia van witrotschimmels toegepast. Belangrijk hierbij is het voorkomen van zuurstofloze of – arme condities. De witrotschimmels dienen in een systeem ingebracht te worden op een substraat, meestal een mengsel van stro en houtsnippers. Als dit substraat goed is doorgroeid, is er sprake van een schimmelbed. Dit schimmelbed kan in aanraking worden gebracht met het verontreinigde water, waarbij het water de enzymen meeneemt. Vervolgens doen de enzymen hun werk op de verontreinigingen.

Voor de behandeling van verontreinigd water zijn twee mogelijkheden:

- Het afvalwater wordt over het schimmelbed gesproeid, waarna het water door het schimmelbed zakt en aan de onderkant weer draineert.
- Er wordt schoon water door het schimmelbed geleid, waarbij het water de geproduceerde enzymen meeneemt. Dit enzymwater wordt gemengd met het te behandelen afvalwater (Saniwijzer).

In dit rapport wordt gefocust op de eerste variant. De hydraulische belasting, dimensies en overige kenmerken van dit systeem zijn uitgewerkt in hoofdstuk 3. Het schimmelbed wordt geïntegreerd in een verticaal doorstroomd helofytenfilter. Bovenop een standaard verticaal doorstroomd helofytenfilter wordt een laag van het schimmelbed aangebracht waar het water doorheen percoleert. Verder functioneert het filter identiek aan een normaal verticaal doorstroomd helofytenfilter. Het filterbed wordt periodiek belast, zodat het schimmelbed niet permanent onder water staat, want dat overleven de schimmels niet.

Nadat de enzymen de verontreinigingen in kleinere stukjes hebben afgebroken of de structuur hebben veranderd, zijn de afbraakproducten gemakkelijker op te nemen en af te breken voor in het helofytenfilter levende micro-organismen en planten. De verwijderingsmechanismen voor microverontreinigingen zijn enzymatische afbraak door extracellulaire enzymen, aerobe biodegradatie en eventueel ook plantopname en adsorptie.

Schimmels worden in de waterzuivering al langer toegepast. Een mooi overzicht van de toepassingen wordt gegeven in Singh (2006) en STOWA 2012-18. Hier wordt in paragraaf 2.4.4.2 nader op ingegaan. Schimmels worden daarbij vooral ingezet voor de afbraak van moeilijk afbreekbare stoffen in industrieel afvalwater.

2.2.6.4 O₃-WATERHARMONICA

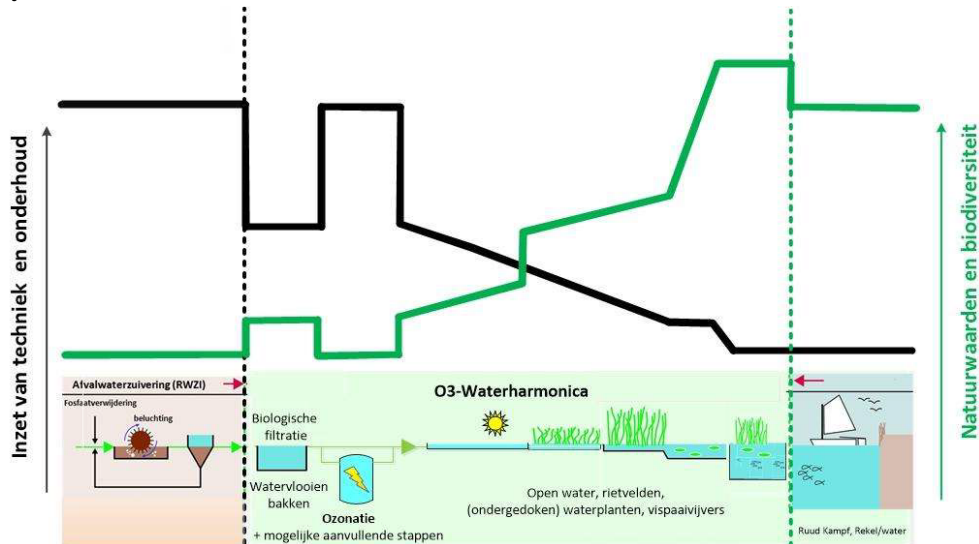
Het idee van de O₃-Waterharmonica komt voort uit een combinatie van de 2 nageschakelde technieken t.w. waterharmonica en ozon-oxidatie.

De Waterharmonica is een bewezen techniek voor het nabehandelen van effluent van RWZI's. Deze techniek is in staat een belangrijk deel van de medicijnen en andere microverontreinigingen te verwijderen. Ozon is eveneens een bewezen techniek. Ozontechnologie kan ook worden ingezet om medicijnen en andere microverontreinigingen te verwijderen uit effluent van RWZI's. De gedachtegang is een combinatie van twee bewezen technieken om een robuuste dubbele barrière te vormen voor organische microverontreinigingen. Deze O₃-Waterharmonica maakt gebruik van natuurlijke afbraak waar het kan en van lichte ozonisatie waar het moet.

De Waterharmonica is vanuit procestechnologisch opzicht te beschouwen als een samenstel van unit operations. De O₃-Waterharmonica berust op de gedachte hoe de natuurlijke processen in een Waterharmonica technisch ondersteund kunnen worden.

De O₃-Waterharmonica is weergegeven in Figuur 2.6 en integreert ozon technologie in de Waterharmonica. Hierbij is het uitgangspunt dat de Waterharmonica zo wordt ingericht dat de verwijdering van medicijnresten optimaal is. Ozon wordt ingezet om het rendement te verhogen: microverontreinigingen die in een Waterharmonica onvoldoende worden verwijderd kunnen door de combinatie met ozon alsnog worden verwijderd. De ozon-unit wordt geïntegreerd in de waterharmonica achter de vlooienvijvers, waar biologische filtratie, verwijdering van ammonium en rest-BZV en buffering plaatsvinden, waardoor de ozondosering naar verhouding laag is t.o.v. conventioneel ozon. Zo worden kosten en energie bespaard. Vervolgens stroomt het water door verschillende compartimenten als open water en rietvelden. Hier resulteren fotodegradatie en biologische afbraakprocessen in verdere afbraak van microverontreinigingen en afbraakproducten. De O₃-Waterharmonica is vanwege de eenvoud van het systeem ook in te zetten op kleinere zuiveringen.

FIGUUR 2.6

O₃-WATERHARMONICA

2.3 LITERATUURDATA M.B.T. VERWIJDERING VAN MICROVERONTREINIGINGEN IN NATUURLIJKE SYSTEMEN

In deze paragraaf worden de resultaten uit het literatuuronderzoek en meetgegevens aan bestaande natuurlijke zuiveringssystemen gepresenteerd, dit betreft Waterharmonica's, vloeivelden, helofytenfilters met toeslagmateriaal, horizontaal doorstroomde filters, verticaal doorstroomde filters en beluchte filters. De verwijderingspercentages die met de verschillende systemen behaald kunnen worden, worden besproken per gidsstof. De in deze paragraaf opgenomen verwijderingsrendementen betreffen de gemiddelde verwijderingsrendementen per gidsstof per studie over het effluent van de RWZI. Daarnaast wordt ingegaan op de mogelijke verwijderingsmechanismen per stof en per systeem aan de hand van de geobserveerde effecten van de systeemkarakteristieken. In Bijlage 1 zijn de verwijderingsrendementen van de afzonderlijke stoffen gespecificeerd per studie en per systeem. De resultaten uit paragraaf 2.3 worden in paragraaf 2.4 beschouwd per systeem waarna er conclusies getrokken worden over te behalen verwijderingsrendementen per systeem. In paragraaf 2.4.4 zijn eveneens de resultaten beschouwd van enkele studies die niet direct RWZI-effluent of indicatorstoffen betroffen maar die wel relevant zijn voor de in deze studie beschouwde natuurlijke systemen.

2.3.1 MONSTERNAME IN DE DIVERSE STUDIES

Om een indruk te krijgen van de wijze van monstername in de door ons bestudeerde artikelen zijn in Tabel 2.3 de kenmerken van de monstername per studie samengevat. Monstername door middel van steekmonsters is de meest gebruikte bemonsteringsmethode voor natuurlijke zuiveringssystemen (Kadlec & Wallace, 2009; Kahl et al., 2017). Steekmonsters zijn eenvoudig te nemen en vereisen geen automatische monstername apparatuur. Het nadeel van steekmonsters is dat deze bemonsteringsmethode minder representatief is als gevolg van dagelijkse variaties van de waterkwaliteit en variaties in de hoeveelheid water. Door de relatief lange hydraulische verblijftijd in natuurlijke zuiveringssystemen worden dagelijkse schommelingen echter afgevlakt en ontstaat automatisch een mengmonster van het effluent (Kahl et al., 2017). Dit geldt echter niet voor het influent van de natuurlijke systemen. Bij de monstername van de steekmonsters is over het algemeen geen rekening gehouden met de hydraulische verblijftijd in het systeem. Vaak is de monstername van in- en effluent op dezelfde dag. In de meeste studies is steekbemonstering toegepast over een week,

maand of jaar tijd, wat met gegevensmiddeling resulteerde tot verminderde onzekerheden die anders gepaard zouden gaan met steekmonsternamen (ook voor de toevoer van de systemen). Steekmonsters zijn bijvoorbeeld eens per maand genomen en dan een jaar lang; of eens per week en dat een maand lang. De concentraties of verwijderingsrendementen van die verschillende monsters zijn door ons gemiddeld, waardoor mogelijke uitschieters in een bepaald monster worden uitgemiddeld. De in de navolgende paragrafen weergegeven verwijderingsrendementen betreffen dus gemiddelden per studie. In een aantal artikelen is tijds- of volumeproportionele monsternamen toegepast.

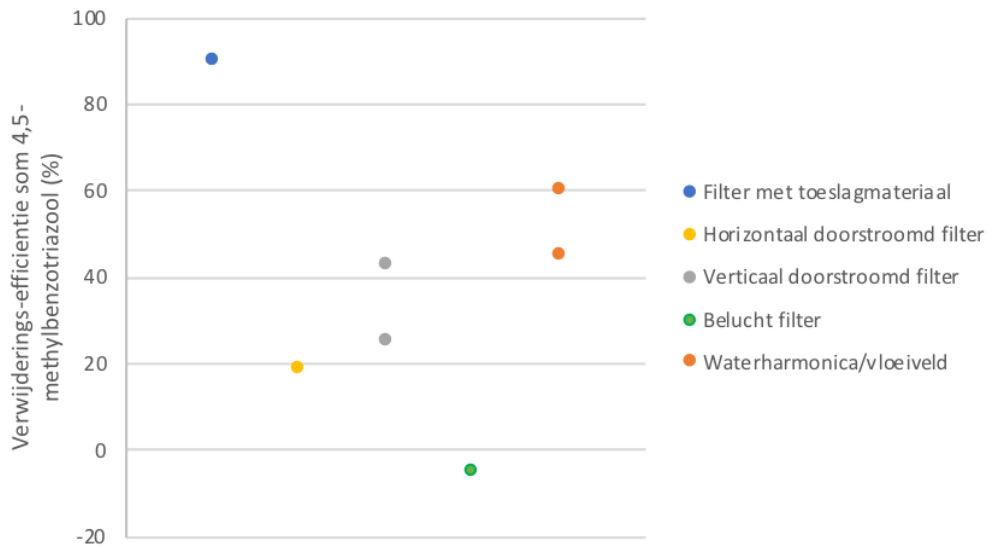
TABEL 2.3 MONSTERNAMEN VAN INFLUENT EN EFFLUENT PER ARTIKEL

Artikel / Bron	Type monster	Frequentie monsternamen	Periode monsternamen
Breitholz et al. (2012)	Steekmonster (Eskiltuna en Trosa); Samengesteld monster (Nynäshamn en Oxelösund)	Steekmonster: eenmalig Samengesteld monster: eenmalig 24h stroom-proportioneel (Nynäshamn) en dagelijks 1 steekmonster (Oxelösund)	Steekmonster: 1 dag in februari Samengesteld monster: 1x24h (Nynäshamn); 5 dagen (Oxelösund)
Brunsch et al. (2018)*	Steekmonsters op 4 dieptes	Eerste 3 maanden wekelijks, daarna maandelijks	3 jaar (half 2014 tot half 2017)
Brunsch et al. (2020)	Steekmonsters en samengestelde monsters over 1.5h	9x	6 maanden (mei-nov)
De Dommel	Verzamelmonster	2x	24h in juli en aug 2020
DOW Terneuzen	Steekmonsters	6 in de zomer, 5 in de winter	juni-juli + dec-jan
He et al. (2018)	Steekmonster	Eenmalig	juli 2015
Kahl et al. (2017)	Steekmonsters	Wekelijks	Een jaar (juni 2014-mei 2015), n=42. Augustus is niet meegenomen.
Lei et al. (in voorbereiding)	Steekmonster	Wekelijks	1 jaar (52 monsters genomen, waarvan 25 geanalyseerd)
Matamoros et al. (2008)	Steekmonsters	Dagelijks	5 opeenvolgende dagen in juni 2005 en februari 2006
Matamoros et al. (2010)	Steekmonsters	1 per seizoen, 8 totaal	Feb 2006 tot dec 2007
Matamoros et al. (2012)	Steekmonsters	Dagelijks (N=5 per sampling periode)	5 opeenvolgende dagen in juli 2009 en maart 2010
Matamoros et al. (2017)	Steekmonsters	2x	Mei 2014 en juli 2014
Petrie et al. (2018)	Tijdsproportionele samengestelde monsters	Elke 15 minuten	4x24h in juli 2015
Randefelt (2019)	Volume-proportionele bemonstering, samengestelde monsters	Eenmalig	1 dag in Juni 2019
Rühmland et al. (2015)	Steekmonsters (effluent) Tijd-proportionele (24h) monsters d.m.v. automatische monsternamen (influent)	Verschillend per periode	7 samples tussen 13-8 en 31-8 (2012), 7 samples tussen 20-8 en 12-9 (2013), 5 samples tussen 26-2 en 6-3 (2014). Tijd proportionele samples: 4 in 2012, 6 in 2013, 4 in 2014
Sossalla et al. (2021)	Steekmonsters	Wekelijks	Een jaar (mei 2018 – april 2019)
Verlicchi et al. (2013)	Samengestelde monsters	4x	4x4h over 4 dagen (n=4) in maart 2010
Wang et al. (2021a)	Steekmonsters	Dag 0, 2, 4, 6, 10 en 14	2 weken
Wang et al. (2021b)	Steekmonsters	Dag 0, 2, 4, 6, 10 en 14	2x2 weken (zomer en winter)

*Bemonstering vanaf start van het filter tot en met 3 jaar later (standtijd: 3 jaar)

2.3.2 SOM 4-,5-METHYLBENZOTRIAZOOL

FIGUUR 2.7 VERWIJDERING VAN DE SOM VAN 4,5-METHYLBENZOTRIAZOOL IN VERSCHILLENDE TYPEN NATUURLIJK SYSTEEM



De verwijdering van de som 4,5-methylbenzotriazool is onderzocht in één helofytenfilter-systeem, en de verwijdering in dit beluchte horizontaal doorstroomde systeem met LECA als substraat was negatief (Bijlage 1). In enkele andere systemen is de verwijdering van of 4-methylbenzotriazool of 5-methylbenzotriazool aangetoond en zijn verwijderingsrendementen gevonden van 19-90% (Figuur 2.7). De hoogste verwijdering van 90% som 4,5-methylbenzotriazool vond plaats in een verticaal doorstroomd helofytenfilter met toeslagmateriaal (NFA) voor extra adsorptie. Ook in een verticaal doorstroomd helofytenfilter met actief kool als toeslagmateriaal (biochar in de bovenste 10 cm en granulair actiefkool (GAC) in de onderste laag van 60-90 cm) werd 90% verwijdering behaald voor 4-methylbenzotriazool (Brunsch et al., 2018). Deze laatste waarde van Brunsch et al. (2018) betreft de gemiddelde verwijdering over drie jaar tijd. Uit metingen op verschillende dieptes in het filter is gebleken dat de verwijdering in de bovenste biochar laag na het eerste jaar afneemt. Er wordt echter wel verwacht dat biologische activatie van de biochar zal leiden tot verbeterde biologische afbraak van de microverontreinigingen, zoals ook is aangetoond in biologisch actief kool filters (Brunsch et al., 2018; Reungoat et al., 2011). Het is niet bekend hoe lang het duurt voordat de GAC laag verzadigd is in een helofytenfilter, omdat de totale verwijdering van de bestudeerde microverontreinigingen in het filter met actief kool altijd beter was dan in het conventionele filter zonder actief kool tijdens het driejarige onderzoek. In het conventionele verticale filter werd een verwijdering behaald van 0-50% (Brunsch et al., 2018).

De Spaanse Waterharmonica's in Empuriabrava waren in staat om 30-60% van 4- of 5-methylbenzotriazool te verwijderen na een retentie van 30 dagen, met hogere verwijdering in de zomer dan in de winter (Matamoros et al., 2010).

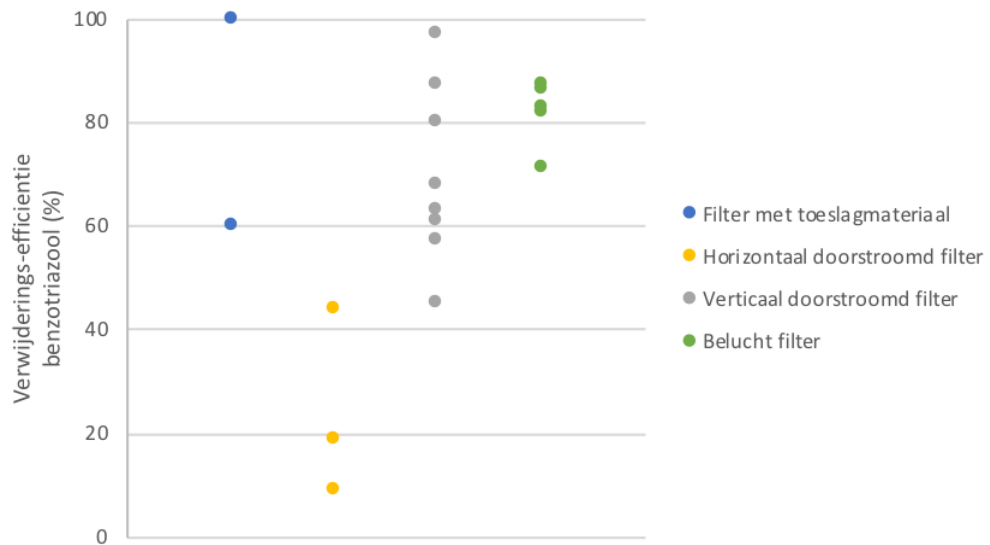
Al met al kan de conclusie getrokken worden dat de som 4,5-methylbenzotriazool slecht verwijderd wordt door natuurlijke systemen; minder dan 40%. Pas bij de zeer lange verblijftijden van Empuriabrava van ca 30 dagen werd een afbraak van 30 – 60% waargenomen. Door actiefkool toe te voegen aan het filterbed kan de som 4,5-methylbenzotriazool tot 90% verwijderd worden totdat verzadiging van het actiefkool optreedt.

2.3.3 BENZOTRIAZOOL

De verwijdering van benzotriazool uit communaal afvalwater door natuurlijke systemen is met name onderzocht in de helofytenfilter-onderzoeksfaciliteiten van de universiteit van Leipzig: de Langenreichenbach Ecotechnology Research Facilities (Nivala et al., 2013). Binnen deze faciliteiten worden verschillende types helofytenfilter getoetst op de verwijdering van microverontreinigingen uit het *ruwe* afvalwater van het naastgelegen dorpje Langenreichenbach, wat is voorbehandeld door een septische tank. Specifiek voor benzotriazool zijn gegevens van ruw afvalwater beschouwd omdat er zeer beperkt gegevens uit RWZI-effluent beschikbaar zijn. Ter referentie; in het actief slib van de RWZI wordt benzotriazool voor ca 50% verwijderd. Uit het onderzoek van de universiteit van Leipzig, en andere onderzoeken, is gebleken dat de benzotriazool verwijdering in helofytenfilters varieert van 9-100%, afhankelijk van het onderzochte systeem (Figuur 2.8).

FIGUUR 2.8

VERWIJDERING VAN BENZOTRIAZOOL IN VERSCHILLENDE TYPEN NATUURLIJK SYSTEEM

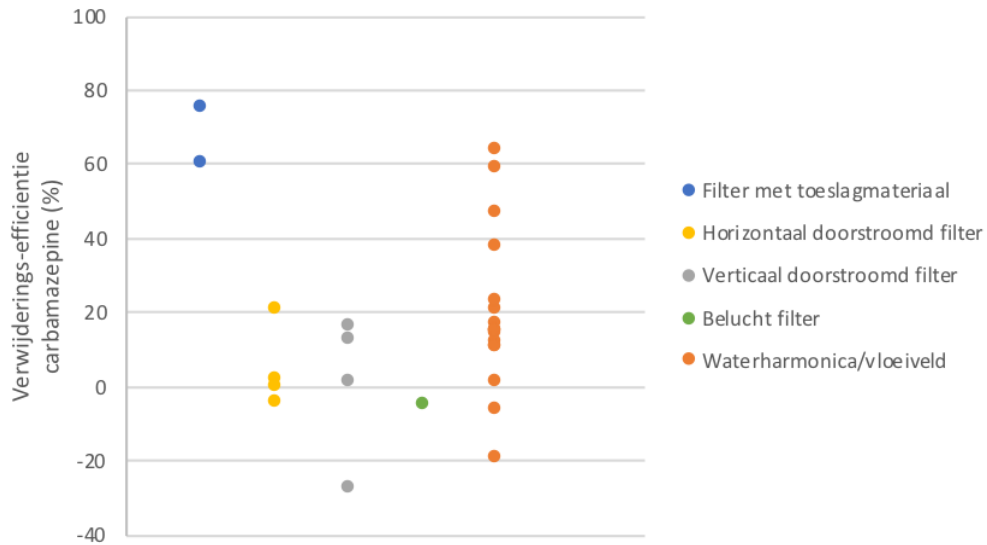


Een verticaal doorstroomd filter verwijderd benzotriazool het meest efficiënt, doordat de aerobe omstandigheden in verticale filters aerobe biologische afbraak stimuleren (Wagner et al., 2020). Deze aerobe omstandigheden kunnen ook worden gecreëerd in horizontaal doorstroomde filters door middel van actieve beluchting waardoor het verwijderingsrendement van horizontale systemen mogelijk hoger uitvalt. In de studie van Sosalla et al is vastgesteld dat het verwijderingsrendement van horizontaal doorstroomde systemen opliep van 44% naar 83% door deze actief te beluchten (Sosalla et al., 2021) (Bijlage 1: Tabel 7.2). Complete verwijdering van benzotriazool kan worden behaald door het toevoegen van actief kool als additioneel adsorptiemateriaal (Brunsch et al., 2018). Hier geldt hetzelfde als bij de som van 4,5-methylbenzotriazool: Het is niet bekend hoe lang het duurt voordat dit materiaal verzadigd is in een helofytenfilter (de standtijd van het filter bedroeg 3 jaar).

Op basis van bovenstaande kan worden geconcludeerd dat benzotriazool goed biologisch te verwijderen is in zuurstofrijke systemen. Voor verticaal doorstroomde helofytenfilters ligt het verwijderingsrendement tussen de 45 en 95% met een gemiddelde van 70% terwijl het verwijderingsrendement voor beluchte filters ca 80% bedraagt. Anaeroob breekt benzotriazool slecht af (minder dan 40%).

2.3.4 CARBAMAZEPINE

FIGUUR 2.9 VERWIJDERING VAN CARBAMAZEPINE IN VERSCHILLENDE TYPEN NATUURLIJK SYSTEEM

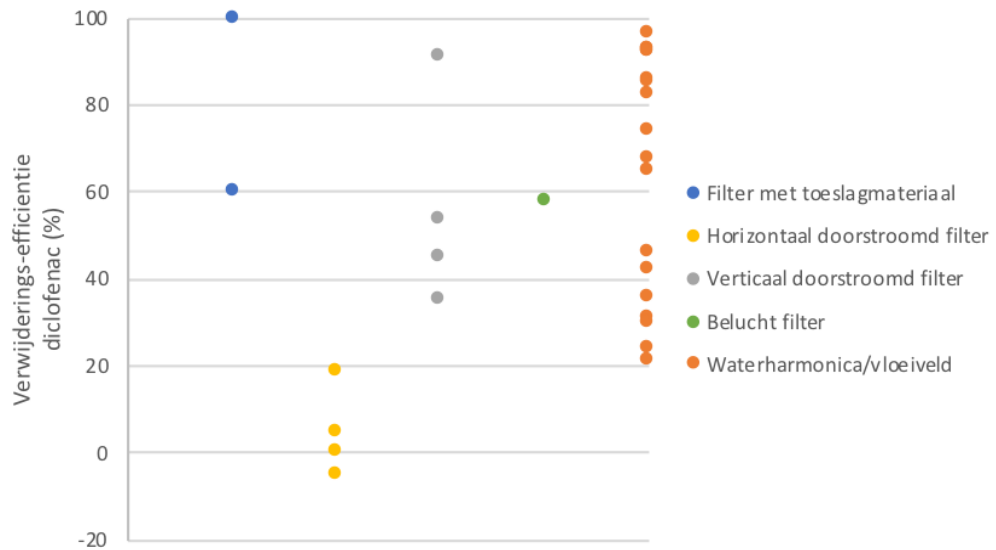


De verwijdering van carbamazepine uit RWZI-effluent is onderzocht in een groot aantal natuurlijke systemen. Het merendeel van deze systemen is niet in staat om carbamazepine verregaand te verwijderen: in een groot aantal gevallen wordt zelfs een hogere effluentconcentratie dan in het aangevoerde RWZI-effluent geobserveerd. Verregaande verwijdering wordt behaald door helofytenfilters met toeslagmateriaal, zoals actief kool (Brunsch et al., 2018; Lei et al., in voorbereiding), waarbij adsorptie naar verwachting het dominante verwijderingsmechanisme is. De standtijd van het filter bedroeg in het geval van Brunsch 3 jaar. Stimulatie van de biologische degradatie door bijvoorbeeld actieve beluchting zorgt in het geval van carbamazepine niet voor een hogere verwijdering. Enkele Waterharmonica's en vloeivelden blijken ook in staat te zijn om relatief hoge verwijderings-efficiënties voor carbamazepine te behalen. Ondergronds doorstroomde systemen zonder toeslagmateriaal doen het niet goed. Dit komt waarschijnlijk doordat carbamazepine afbreekt door fotolyse als gevolg van zonlicht dat in de waterkolom van een Waterharmonica met open water kan doordringen (Wang et al., 2021a).

Op basis van bovenstaande kan worden geconcludeerd dat carbamazepine slecht te verwijderen is in natuurlijke systemen. Voor horizontaal en verticaal doorstroomde helofytenfilters en beluchte helofytenfilters ligt het verwijderingsrendement onder de 20%. Voor Waterharmonica's loopt het verwijderingsrendement uiteen van -20% tot >60% wat naar verwachting samenhangt met de verblijftijd en zonintensiteit. Filters met toeslagmateriaal zijn in staat om carbamazepine voor 60 – 75% te verwijderen.

2.3.5 DICLOFENAC

FIGUUR 2.10 VERWIJDERING VAN DICLOFENAC IN VERSCHILLENDE TYPEN NATUURLIJK SYSTEEM

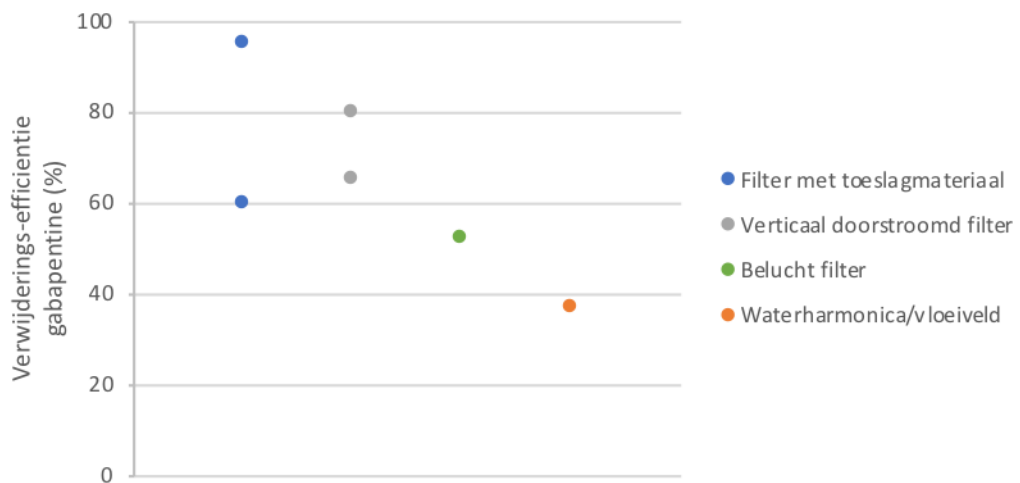


De verwijdering van diclofenac varieert van -5 tot 100%, en ook binnen de diverse types systemen is een hoge variatie waarneembaar (Figuur 2.10; Bijlage 1: Tabel 7.4). Helofytenfilters met toeslagmateriaal hebben een hoge verwijdering van 60 - 100%, mogelijk als gevolg van additionele adsorptie. Voor waterharmonica's, vloeiend en vijvers loopt het verwijderingsrendement uiteen van 20% tot 100% waarbij verregaande verwijdering onder andere bereikt wordt doordat diclofenac door zonlicht kan worden afgebroken in oppervlaktewater (Poirier-Larabie et al., 2016). Verticaal doorstroomde systemen zijn efficiënter in de verwijdering van diclofenac dan horizontaal doorstroomde systemen, wat een indicatie kan zijn voor een efficiëntere aerobe dan anaerobe biologische afbraak (Figuur 2.10). De relatief hoge verwijdering van ca 60% in het beluchte filter lijkt dit te bevestigen (Figuur 2.10). Ook in bodemexperimenten is gebleken dat diclofenac aerob sneller wordt afgebroken dan anaerob (Thelusmond et al., 2018).

Op basis van bovenstaande kan worden geconcludeerd dat diclofenac goed biologisch te verwijderen is in zuurstofrijke systemen. Helofytenfilters met toeslagmateriaal hebben een hoge verwijdering van 60 - 100% als gevolg van additionele adsorptie. Voor waterharmonica's, vloeiend en vijvers loopt het verwijderingsrendement uiteen van 20% tot 100% waarbij de verblijftijd en zoninstraling leidend zijn voor het te behalen rendement. Voor verticaal doorstroomde helofytenfilters ligt het verwijderingsrendement tussen de 35% en 90% terwijl het verwijderingsrendement voor beluchte filters ca 60% bedraagt. Anaerob breekt diclofenac slecht af (minder dan 20%).

2.3.6 GABAPENTINE

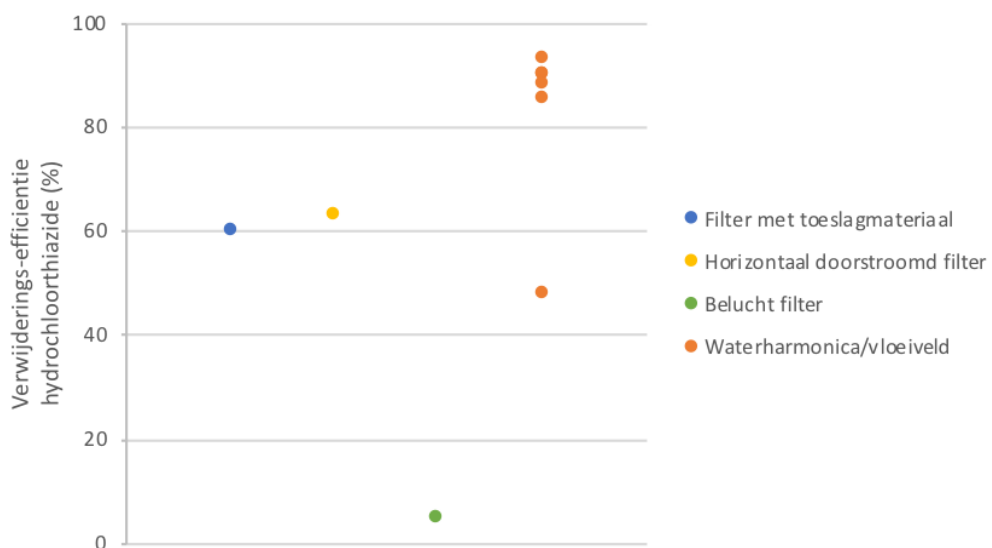
FIGUUR 2.11 VERWIJDERING VAN GABAPENTINE IN VERSCHILLENDE TYPEN NATUURLIJK SYSTEEM



De verwijdering van gabapentine uit RWZI-effluent door natuurlijke systemen is slechts in 6 studies beschreven waardoor het moeilijk is om conclusies te trekken (Bijlage 1: Tabel 7.5). De hoogste verwijdering van 60->90% werd behaald door een verticaal doorstroomd filter met actief kool als toeslagmateriaal (standtijd 3 jaar). Zonder toevoeging van dit materiaal haalt een verticaal doorstroomd filter een verwijdering van 60-80%. Deze relatief hoge verwijdering in een verticaal doorstroomd systeem kan een aanwijzing zijn dat gabapentine aerob biologisch afbreekbaar is, wat wordt bevestigd door (Henning et al., 2018) welke aerobe afbraak van gabapentine in oppervlaktewater/sediment systemen op laboratoriumschaal heeft aangetoond. Een belucht helofytenfilter met een verblijftijd van 12 uur leverde een verwijderingsrendement van 50%. Voor Waterharmonica's en vloeivelden is een verwijdering van circa 40% gemeten.

2.3.7 HYDROCHLOORTHIAZIDE

FIGUUR 2.12 VERWIJDERING VAN HYDROCHLOORTHIAZIDE IN VERSCHILLENDE TYPEN NATUURLIJK SYSTEEM

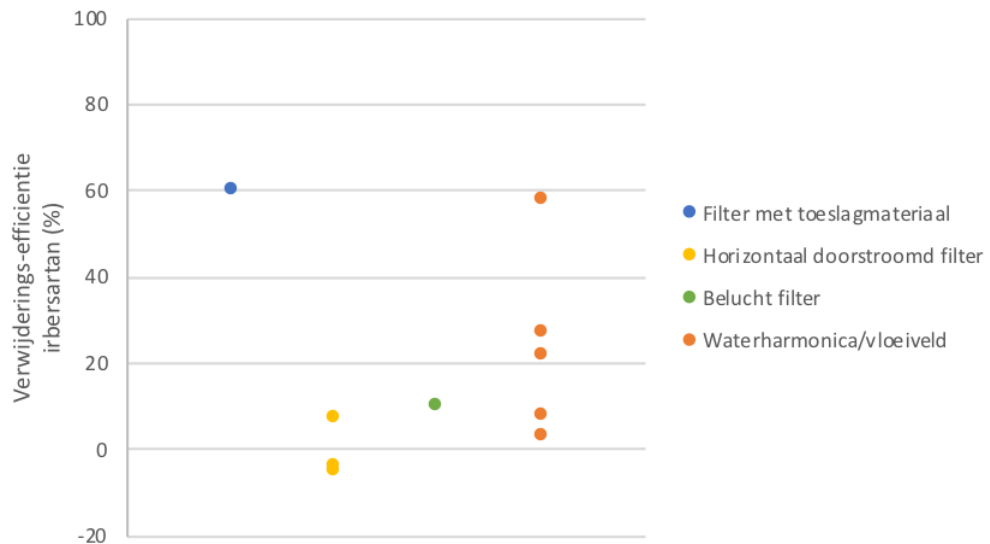


De verwijdering van hydrochloorthiazide is voornamelijk onderzocht in Waterharmonica-systemen in Zweden en ligt daar in de meeste gevallen boven de 80% en in een enkel geval op circa 50% (Figuur 2.12). Voor de overige systemen is de verwijdering van hydrochloorthiazide slechts in één studie onderzocht waardoor er geen conclusies getrokken kunnen worden over het verwijderingsrendement. Fotolyse-experimenten met oppervlaktewater hebben aangetoond dat hydrochloorthiazide snel afbreekt als gevolg van fotolyse (Baena-Nogueras et al., 2017), wat de hoge verwijdering van hydrochloorthiazide in Waterharmonica's verklaart. De lage verwijdering van hydrochloorthiazide in een belucht systeem kan een indicatie zijn dat hydrochloorthiazide slecht aerob biologisch afbreekbaar is. Dit is ook geconcludeerd a.d.h.v. rivieroeverinfiltratie-experimenten met oppervlaktewater in doorstroomde kolommen op lab-schaal (Bertelkamp et al., 2014). Het verwijderingsrendement van meer dan 60% in het horizontaal doorstroomde filter kan daardoor niet worden verklaard. Geconcludeerd wordt dat hydrochloorthiazide met een rendement van 50 - 80% te verwijderen is in Waterharmonica-systemen. In paragraf 2.4 wordt nader ingegaan op de belasting in relatie tot de verwijderingsrendementen.

2.3.8 IRBESARTAN

FIGUUR 2.13

VERWIJDERING VAN IRBESARTAN IN VERSCHILLENDE TYPEN NATUURLIJK SYSTEEM

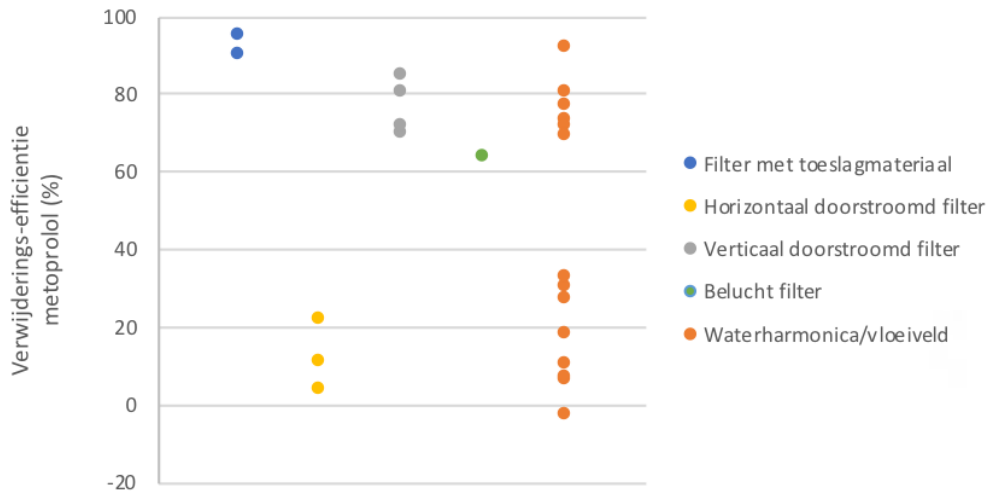


De verwijderingsrendementen voor irbesartan zijn opgenomen in Figuur 2.13. Irbesartan wordt slecht verwijderd in natuurlijke systemen. Met een rendement van 0 – 60% bereiken Waterharmonica's en vloeivelden het beste verwijderingsrendement. Horizontaal doorstroomde filters leveren nauwelijks verwijdering op. Voor het NFA en belucht filter is slechts één studie beschikbaar waarin 60% verwijdering werd bereikt door verticaal doorstroomde filters met toeslagmateriaal (NFA) en 10% verwijdering in het belucht filter (Bijlage 1: Tabel 7.7). De lage verwijdering in horizontaal doorstroomde filters en beluchte filters is een indicatie voor een slechte aerobe biologische afbreekbaarheid. In de literatuur wordt vermeld dat irbesartan afbreekt in oppervlaktewater als gevolg van fotolyse (Posselt et al., 2020), wat de enigszins hogere verwijdering in Waterharmonica-systemen met open water verklaart.

Geconcludeerd wordt dat irbesartan nauwelijks afbreekt in (beluchte) horizontaal doorstroomde helofytenfilters en met een rendement van 0 – 60% verwijderd wordt in Waterharmonica's en vloeivelden.

2.3.9 METOPROLOL

FIGUUR 2.14 VERWIJDERING VAN METOPROLOL IN VERSCHILLENDE TYPEN NATUURLIJK SYSTEEM

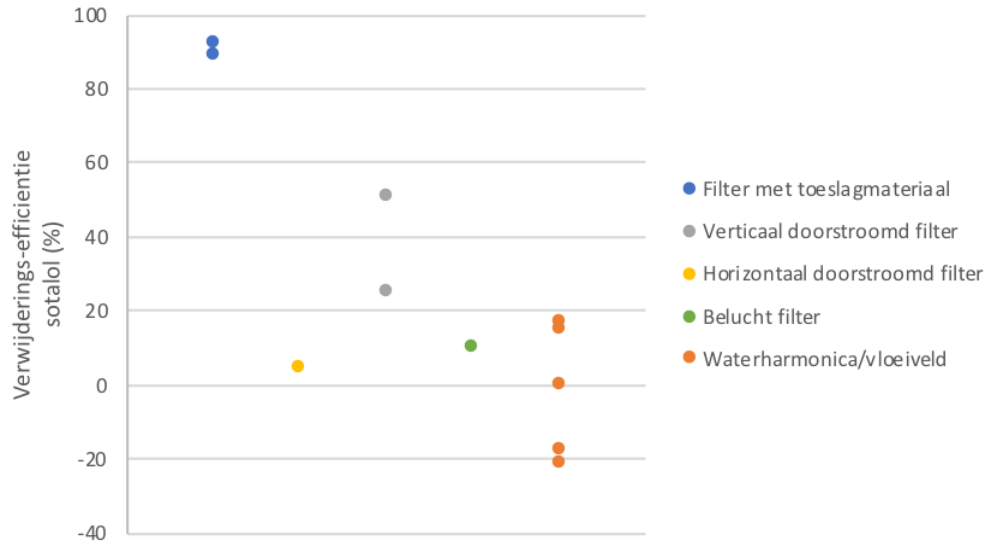


De verwijderingsrendementen voor metoprolol zijn opgenomen in Figuur 2.14. Metoprolol wordt voor minder dan 20% verwijderd in horizontaal doorstroomde filters en voor 70 – 90% verwijderd in verticaal doorstroomde filters. In filters mét toeslagmateriaal ligt het rendement nog iets hoger. Het feit dat de verwijdering in horizontaal doorstroomde filters lager is dan in verticaal doorstroomde filters is een aanwijzing dat aerobe biologische afbraak een relevant verwijderings-mechanisme voor metoprolol is. De verwijdering van metoprolol in Waterharmonica's en vijvers met open water varieert sterk en loopt uiteen van 0 tot 90%. Dit kan een gevolg zijn van de verblijftijd in het filter en de compositie van het RWZI-effluent, aangezien metoprolol niet direct afbreekt door zonlicht, maar indirect afbreekbaar is door de productie van reactieve radicalen als gevolg van bijvoorbeeld fotolyse van fulvinezuren in oppervlaktewater (Filipe et al., 2020).

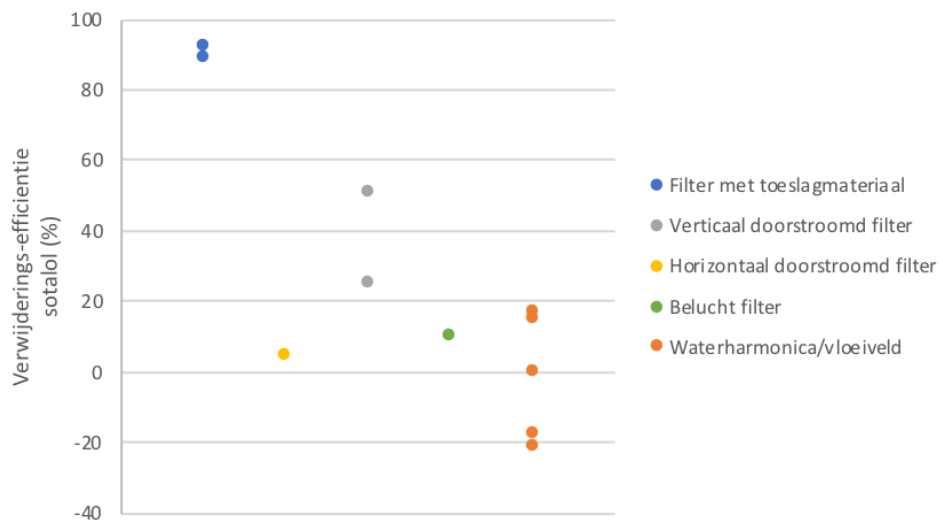
Geconcludeerd wordt dat metoprolol met een verwijderingsrendement van 70 – 90% goed verwijderd wordt in verticaal doorstroomde filters. De verwijdering in Waterharmonica's en vloëivelden loopt uiteen van 0 tot 90% en onderscheidt zich in systemen met een hoog rendement en systemen met een laag rendement. Dit dient nader onderzocht te worden. In horizontaal doorstroomde filters wordt metoprolol nauwelijks verwijderd.

2.3.10 SOTALOL

FIGUUR 2.15 VERWIJDERING VAN SOTALOL IN VERSCHILLENDE TYPEN NATUURLIJK SYSTEEM (LET OP: 2 PUNTEN MET DEZELFDE WAARDE (90% VERWIJDERING) VOOR FILTER MET TOESLAGMATERIAAL)



In tegenstelling tot metoprolol lijkt sotalol niet gevoelig te zijn voor fotolyse, met een maximale verwijdering van 17% in systemen met open water zoals Waterharmonica's en vijvers (Figuur 2.15; Bijlage 1).



Ook lijkt sotalol minder goed biologisch afbreekbaar dan metoprolol in doorstroomde systemen zoals het verticaal doorstroomd filter. Dit is in lijn met eerder geobserveerde lagere biologische afbreekbaarheid van sotalol dan metoprolol in actief slib (Maurer et al., 2007). Aerobe biodegradatie leidt tot een hogere sotalol verwijdering dan anaerobe biodegradatie in kolommen met aquifer sediment (Burke et al., 2017). De toevoeging van toeslagmateriaal (actief kool en NFA) met een hoge adsorptiecapaciteit in verticaal doorstroomde filters leidt tot een verwijdering van 85-95% (Bijlage 1).

Geconcludeerd wordt dat Sotalol met natuurlijke technieken niet goed verwijderd kan worden uit RWZI-effluent. Waterharmonica's en vloeivelden verwijderen sotalol voor minder dan 20% en verticaal doorstroomde filters behalen een rendement van 25 – 50%. Filters met toeslagmateriaal behalen een rendement van 85 tot 95%.

2.3.11 TRIMETHOPRIM

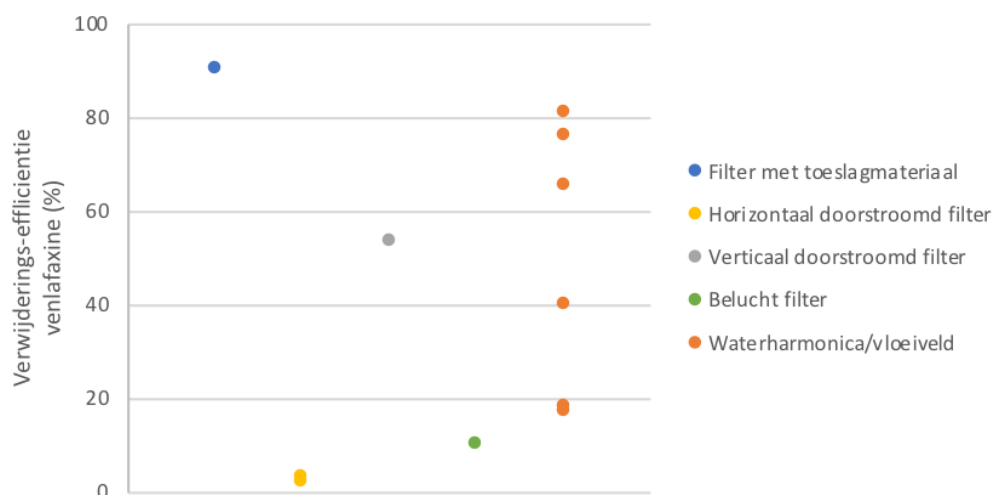
FIGUUR 2.16 VERWIJDERING VAN TRIMETHOPRIM IN VERSCHILLENDE TYPEN NATUURLIJK SYSTEEM



De verwijdering van trimethoprim is opgenomen in Figuur 2.16. Alleen voor horizontaal doorstroomde filters, Waterharmonica's en vloeivelden zijn in meerdere studies verwijderingsrendementen vastgesteld. Horizontaal doorstroomde filters leveren een verwijderingsrendement tussen de 40 en 70% op terwijl het verwijderingsrendement voor Waterharmonica's en vloeivelden uiteenloopt van 10 tot 90%. Hier wordt verder op ingegaan in Sectie 2.4.1. Ondanks dat het slechts enkele datapunten betreffen laten ook het beluchte filter en het verticaal doorstroomde filter goede verwijderingsrendementen zien. Geconcludeerd wordt dat de verschillende types natuurlijke systemen in staat zijn om trimethoprim verregaand te verwijderen (Bijlage 1: Tabel 7.10). De hoge verwijdering in verschillende types natuurlijk systeem maakt het lastig om een inschatting te maken van het dominante verwijderingsmechanisme.

2.3.12 VENLAFAXINE

FIGUUR 2.17 VERWIJDERING VAN VENLAFAXINE IN VERSCHILLENDE TYPEN NATUURLIJK SYSTEEM



De verwijdering van venlafaxine is opgenomen in Figuur 2.17. De verwijdering van venlafaxine is vooral onderzocht in Waterharmonica's en andere type systemen met open water, waarbij enkele systemen in staat zijn om verwijderings-percentages hoger dan 80%

te behalen. De verwijdering in open water systemen en doorstroomde filters is hoger in de zomer dan in de winter (Bijlage 1: Tabel 7.11), wat kan worden verklaard door een hogere UV input in de zomer en een lagere biologische verwijdering in de winter als gevolg van een lagere biologische activiteit door lage temperaturen. Dit geeft aan dat venlafaxine (gedeeltelijk) biologisch afgebroken kan worden in natuurlijke systemen. Het is niet duidelijk of zuurstofarme of zuurstofrijke omstandigheden de biologische afbraak van venlafaxine kunnen bevorderen, aangezien ook erg lage verwijderings-efficiënties zijn aangetroffen in zowel zuurstofrijke beluchte filters als zuurstofarme verzadigde horizontale filters (Bijlage 1: Tabel 7.11). Wel blijkt uit onderzoek van Lü et al. (2019) dat fotolyse een belangrijke rol speelt in de verwijdering van venlafaxine.

Geconcludeerd wordt dat venlafaxine in Waterharmonica's en vloeivelden verwijderd wordt met rendementen tussen de 20 en 80%. In paragraaf 2.4 wordt hier nader op ingegaan.

2.3.13 SAMENVATTING VAN RELEVANTE VERWIJDERINGSCONDITIES

De analyse van de verwijdering van de 11 verschillende gidsstoffen in natuurlijke zuiveringssystemen geeft een eerste indicatie welke condities van deze systemen ervoor kunnen zorgen dat een zo hoog mogelijke verwijderings-efficiëntie behaald wordt.

Uit Figuur 2.7 t/m Figuur 2.17 wordt duidelijk dat de toevoeging van een toeslagmateriaal met hoge adsorptie-capaciteit de verwijderings-efficiëntie voor 10 van de 11 gidsstoffen verhoogt. Voor hydrochloorthiazide geldt dat niet. Voorbeelden van dit toeslagmateriaal zijn actief kool en biochar van niet-fossiele afkomst. In de regel worden deze materialen in verticaal doorstroomde filters verwerkt. Een openstaande onderzoeksvraag m.b.t. de verwerking van dit soort materialen in natuurlijke systemen is de mate van verzadiging in de tijd. Meer experimenten zijn nodig om hierin inzicht te krijgen.

Uit Figuur 2.7 t/m Figuur 2.17 is verder af te leiden dat zuurstofrijke condities een positief effect hebben op de verwijdering van 6 van de 11 gidsstoffen. De aanwezigheid van zuurstof stimuleert de aerobe biologische afbraak van de gidsstoffen. Zuurstofrijke condities worden behaald in verticaal doorstroomde filters welke niet continu gevoed worden en in beluchte filters. Beluchting kan worden toegepast in zowel verticaal als horizontaal doorstroomde filters.

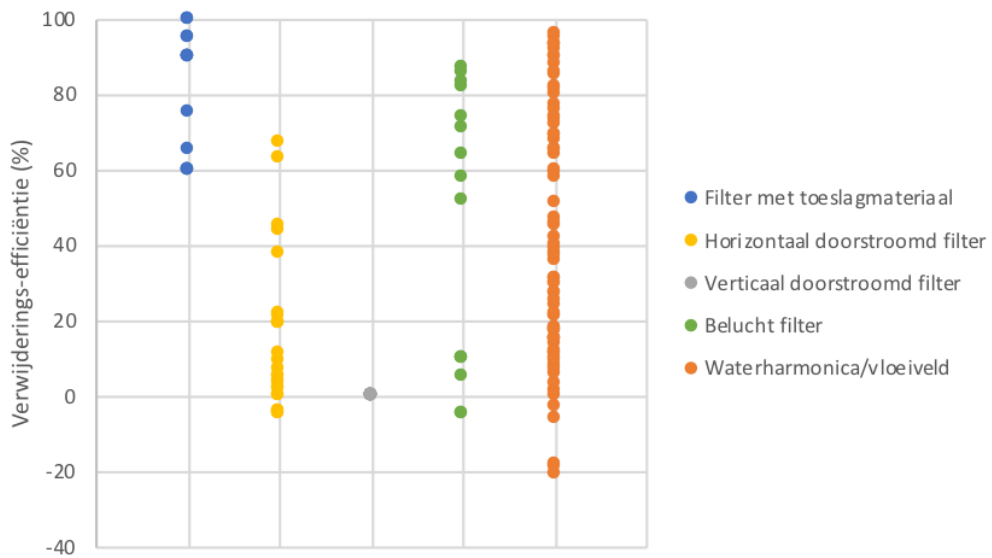
Een natuurlijk systeem met open water heeft een positief effect op de verwijdering van 7 van de 11 gidsstoffen als gevolg van afbraak door zonlicht: fotolyse. Open water wordt toegepast in Waterharmonica's en vloeivelden.

2.4 BESCHOUWING VERWIJDERINGSRENDEMENTEN NATUURLIJKE SYSTEMEN

In de voorgaande paragraaf is de verwijdering van de 11 gidsstoffen in verschillende typen natuurlijke zuiveringssysteem besproken. Hieruit zijn mogelijke verwijderingsmechanismen per gidsstof en per natuurlijke zuiveringssysteem aan de hand van de geobserveerde verwijderings-efficiënties en systeemkarakteristieken afgeleid. Deze paragraaf combineert deze kennis met de opgedane kennis over de verschillende typen natuurlijk systemen. Hieruit kunnen de meest efficiënte natuurlijke zuiveringssystemen voor de verwijdering van microverontreinigingen worden afgeleid. Daarnaast worden de verschillende systemen binnen één type systeem naast elkaar gelegd om de onderlinge verschillen in verwijderingsefficiëntie te verklaren en hieruit ontwerpregels af te leiden voor een optimaal ontwerp van een natuurlijk systeem voor de verwijdering van microverontreinigingen.

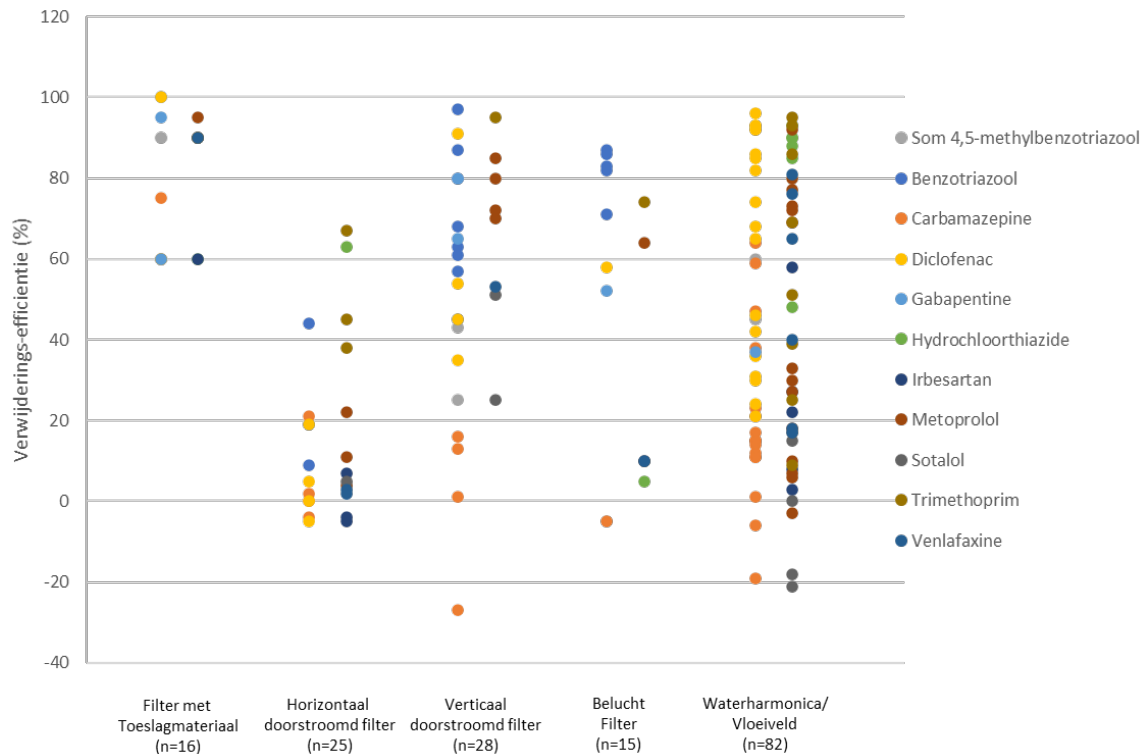
Figuur 2.18 zijn allereerst per systeem de gemeten verwijderingsrendementen van afzonderlijke gidsstoffen opgenomen. De gidsstoffen zijn in dit figuur niet gespecificeerd. Elk punt in de figuur vertegenwoordigt een verwijderingsrendement uit de literatuur voor één van de 11 gidsstoffen. Elk datapunt betreft dus een gemiddelde meetwaarde voor één stof uit één studie. Uit het figuur kan worden afgeleid dat er voor Waterharmonica's en vloeivelden aanzienlijk meer meetpunten zijn dan voor de overige systemen. Verder is te zien dat de verwijderingsrendementen voor het filter met toeslagmateriaal relatief hoog zijn terwijl ze voor het horizontaal doorstroomd filter juist relatief laag liggen. Mogelijk wordt het hoge rendement van het filter met toeslagmateriaal veroorzaakt door adsorptie aan het verse toeslagmateriaal. Voor de overige drie systemen is de spreiding zeer groot.

FIGUUR 2.18 OVERZICHT VAN ALLE DATAPUNTEN UIT DE LITERAATUUR-STUDIE. ELK DATAPUNT VERTEGENWOORDIGD EEN VERWIJDERINGS-EFFICIËNTIE VOOR 1 VAN DE 11 GIDSSTOFFEN, GESORTEERD PER SYSTEEM. HET AANTAL GIDSSTOFFEN EN HET AANTAL DATAPUNTEN PER GIDSSTOF VERSCHILT PER SYSTEEM



Om meer inzicht te krijgen in de gegevens zijn in Figuur 2.19 de verwijderingsrendementen per gidsstof weergegeven en zijn de kolommen per systeem uit elkaar getrokken zodat de afzonderlijke datapunten beter te zien zijn. Dit geeft een beter beeld van de prestaties van de afzonderlijke systemen. Zo zijn filters met toeslagmateriaal bijvoorbeeld goed in staat om diclofenac te verwijderen terwijl horizontaal doorstroomde filters diclofenac juist slecht verwijderen. Elk datapunt in Figuur 2.19 betreft een gemiddeld verwijderingsrendement van een stof uit één van de literatuurbronnen. In de navolgende paragrafen wordt ingegaan op de verwijderingsrendementen van de verschillende systemen. De weergegeven rendementen zijn berekend over het nageschakelde natuurlijke zuiveringssysteem en betreffen dus niet het verwijderingsrendement over de gehele RWZI. Het rendement over de gehele RWZI wordt in hoofdstuk 3 beschouwd.

FIGUUR 2.19 OVERZICHT VAN ALLE DATAPUNTEN UIT DE LITERATUURSTUDIE. ELK PUNT VERTEGENWOORDIGT EEN IN DE LITERATUUR GEVONDEN GEMIDDELDE VERWIJDERINGS-EFFICIËNTIE VAN 1 VAN DE 11 GIDSSTOFFEN IN ÉÉN VAN DE VIJF VERSCHILLENDE TYPEN NATUURLIJK SYSTEEM. VOOR MEER INFORMATIE OVER DEZE DATAPUNTEN WORDT VERWEZEN NAAR DE FIGUREN PER STOF (FIGUUR 2.7 TOT EN MET FIGUUR 2.17) EN DE TABELLEN IN BIJLAGE 1



2.4.1 OPEN WATER SYSTEMEN

In deze paragraaf wordt onderscheid gemaakt tussen vloeivelden, vijvers en Waterharmonica's. Waterharmonica's bestaan in veel verschillende uitvoeringsvormen, waar een vloeiveld of vijver een onderdeel van is ('unit operation'). Onder vloeivelden en vijvers worden in deze paragraaf systemen beschreven die alleen uit een vloeiveld of vijver bestaan en geen onderdeel zijn van een Waterharmonica. Wel vallen deze systemen dus onder te brengen in waterharmonica's en daarom kan de informatie over vloeivelden en vijvers ook meegenomen worden in het ontwerp van Waterharmonica's.

2.4.1.1 VLOEIVELDEN EN VIJVERS

De verwijderingspercentages van de gidsstoffen in vloeivelden en vijvers lopen uiteen van 9 tot 96%. Oorzaak hiervan is dat verschillende microverontreinigingen op verschillende manieren worden verwijderd, invloed van het seizoen (temperatuur en zoninstraling) en dat vloeivelden/vijvers op verschillende manieren uitgevoerd kunnen worden (verblijftijd, wel/ geen beplanting, diepte, etc.). Er zijn slechts vijf gidsstoffen gemeten in de bestudeerde vloeivelden en vijvers: carbamazepine, diclofenac, metoprolol, trimethoprim en venlafaxine.

Een verklaring voor het verwijderingsrendement op gidsstoffen in vloeivelden en vijvers is hun hoge potentie voor fotolyse, doordat deze systemen niet beplant of deels beplant zijn (tot 70% bedekking). Hierdoor kan zoninstraling microverontreinigingen direct of indirect (via radicalen en waterstofperoxide formatie) afbreken (Wang et al., 2021a). Dit resulteert in verwijdering van bijvoorbeeld diclofenac en carbamazepine, gezien meerdere studies bevestigen dat fotodegradatie een belangrijk mechanisme is om microverontrei-

nigingen te verwijderen (Matamoros et al., 2008 & 2012; Wang et al. 2021a). In diepere watergangen zoals kanalen of rivieren treedt fotolyse veel minder op omdat de zon niet voldoende diep kan toetreden in het water en er zich deeltjes in het water bevinden die fotolyse verhinderen.

Ook spelen seizoensinvloeden een belangrijke rol in de prestaties van vloeivelden en vijvers. Lagere temperaturen en minder zoninstraling in de winter resulteren in aanzienlijk lagere verwijderingsrendementen voor de gidsstoffen (gemiddeld 25% afname). Zeker voor stoffen die moeilijk biologisch afbreekbaar zijn, maar wel vatbaar zijn voor fotodegradatie (bijv. diclofenac) is het seizoen van invloed (Rühmland et al., 2015; Matamoros et al., 2008 & 2012; Wang et al., 2021b).

Door binnen de vloeivelden en vijvers te kijken naar de gemiddelde verwijdering van de gidsstoffen per studie blijkt dat de twee vijvers die in Rühmland et al. (2015) worden bestudeerd gemiddeld de hoogste verwijdering behalen (Tabel 2.4). In deze studie zijn vijf gidsstoffen (carbamazepine, diclofenac, metoprolol, trimethoprim en venlafaxine) geanalyseerd met een brede range aan verwijderbaarheid (slecht tot goed) (zie Sectie 2.3). Daarnaast zijn 33 monsters genomen over anderhalf jaar tijd in zomer- en winterperioden, waardoor deze studie representatieve data omvat. Het gemiddelde verwijderingspercentage van de gidsstoffen over deze periode is 66%. Kenmerkend aan de vijvers bestudeerd in deze studie is dat ze laag belast zijn (50 mm/d). Dit geldt ook voor het vloeiveld dat bestudeerd is in Matamoros et al. (2008), met een gemiddelde verwijdering van 62% en een belasting van 10 mm/d; terwijl de vijver in Matamoros et al. (2012) belast wordt met 190 mm/dag een lagere verwijdering behaalt. Dit laat zien dat de belasting van het systeem effect heeft op de capaciteit om hoge verwijderingsrendementen te behalen. Dit geldt niet alleen voor microverontreinigingen, maar ook voor andere stoffen (zie Hoofdstuk 2.5).

Verder is er geen direct verband gevonden tussen de leeftijd of de schaal van het systeem en het verwijderingsrendement van de bestudeerde systemen (bijvoorbeeld verbeterde biologische afbraak over tijd door selectie en/of adaptatie).

TABEL 2.4 GEMIDDELTE VERWIJDERING VAN DE GIDSSTOFFEN IN VLOEIVELDEN EN VIJVERS PER STUDIE

Literatuur	Type systeem	Gemiddelde verwijdering (%)	Aantal gemeten gidsstoffen
Matamoros et al. (2008)	Vloeiveld	62	2
Matamoros et al. (2012)	Vijver	40	2
Rühmland et al. (2015)	Vijver	66	5
Wang et al. (2021a)	Vijver	59	1
Wang et al. (2021b)	Vijver	33	2

2.4.1.2 WATERHARMONICA'S

De verwijdering van micro verontreinigingen in Waterharmonica's loopt uiteen van negatieve verwijdering tot bijna 100% verwijdering. Oorzaak hiervan is dat dit type systemen op vele manieren kan worden ingevuld. Ook worden deze systemen sterk beïnvloed door temperatuur en de mate van belasting. Als wordt gekeken naar de bovengrens kunnen Waterharmonica's in het meest optimistische scenario gemiddeld 67% verwijderen op 7 van de 11 gidsstoffen (winter- en zomerwaarden gemiddeld).

Net als in vloeivelden speelt fotolyse ook een belangrijke rol in Waterharmonica's. Hogere verwijderingsrendementen worden bijvoorbeeld behaald in Empuriabrava en Trosa, die compartimenten bevatten die niet of slechts deels beplant zijn, waardoor fotodegradatie bij kan dragen aan de afbraak van microverontreinigingen. Ook gegevens van de Waterharmonica Hapert bevestigen de positieve relatie tussen open water en microverontreiniging verwijdering door de bijdrage van fotodegradatie. Na het aanpassen van de Waterharmonica in 2017/2018, waarbij het oppervlak aan open water sterk is toegenomen en het oppervlak begroeid met riet en bomen is verminderd, is de verwijdering van stoffen die gevoelig zijn voor fotodegradatie sterk toegenomen (Tabel 2.5). Dit verklaart bijvoorbeeld de toegenomen verwijdering van diclofenac en carbamazepine van 21% en -6% in 2015 (He et al., 2018) naar 46% en 17% (meetgegevens van De Dommel). In beide gevallen zijn metingen in de zomer uitgevoerd. Ook onderzoek aan open en afgedekte mesocosms bevestigde dat fotodegradatie een belangrijk verwijderingsmechanisme is: zoninstraling resulteerde in verbeterde verwijdering van diclofenac (Tabel 2.5) (Matamoros et al., 2012).

Niet alleen het aandeel open water beïnvloedt de capaciteit van Waterharmonica's om microverontreinigingen te verwijderen, maar ook het seizoen. Metingen aan vier Zweedse Waterharmonica's in zowel de winter als zomer laten zien dat een hogere temperatuur en meer zoninstraling in de zomer resulteren in aanzienlijk toegenomen verwijdering van bijvoorbeeld diclofenac (gemiddeld 60% toename) en metoprolol (gemiddeld 41% toename) (zie ook Sectie 2.3 en Tabel 2.5) (Breitholz et al., 2012; Randefelt, 2019). Factoren die hierbij een rol spelen zijn verbeterde biologische activiteit door hogere temperaturen, meer plantopname door toegenomen begroeiing in voorjaar en zomer, en verhoogde fotodegradatie door hogere UV index.

De belasting van het systeem heeft ook effect op de capaciteit om hoge verwijderingsrendementen te behalen. De Waterharmonica's die een relatief hoge gemiddelde verwijdering van gidsstoffen behalen, zie Tabel 2.5, hebben een zeer lage tot gemiddelde oppervlaktebelasting van <170 mm/d; met uitzondering van Empuriabrava (hoog belast, 250 mm/d). (Nederlandse) Waterharmonica's met een lage gemiddelde verwijdering zijn zeer hoog belast met >430 mm/d. Matamoros et al. (2012) concludeerden dat een langere verblijftijd resulteert in betere verwijdering, wat in lijn is met de observatie dat een lagere oppervlaktebelasting resulteert in verbeterde verwijdering.

Verder is er geen direct verband gevonden tussen de leeftijd of de schaal van het systeem en het verwijderingsrendement van de bestudeerde systemen (bijvoorbeeld verbeterde biologische afbraak over tijd door selectie en/of adaptatie).

TABEL 2.5 GEMIDDELDE VERWIJDERING VAN DE GIDSSTOFFEN IN WATERHARMONICA'S PER STUDIE.

Literatuur	Type systeem	Gemiddelde verwijdering	Aantal gemeten gidsstoffen
Breitholz et al. (2012)*	Waterharmonica Eskiltuna	25	7
	Waterharmonica Nynäshamn	17	
	Waterharmonica Oxelösund	26	
	Waterharmonica Trosa	28	
Randefelt (2019)**	Waterharmonica Eskiltuna	61	4
	Waterharmonica Nynäshamn	89	
	Waterharmonica Oxelösund	69	
	Waterharmonica Trosa	84	
	Waterharmonica Hassleholm	56	
Breitholz et al. (2012); Randefelt (2019)***	Waterharmonica Eskiltuna	43	8
	Waterharmonica Nynäshamn	53	
	Waterharmonica Oxelösund	48	
	Waterharmonica Trosa	56	
Gegevens De Dommel	Waterharmonica Hapert	27	8
	Waterharmonica Land van Cuijk	38	
He et al. (2018)	Waterharmonica Hapert	7	3
	Waterharmonica Land van Cuijk	38	
Matamoros et al. (2010)	Waterharmonica Granollers	45	1
Matamoros et al. (2012)	Waterharmonica Empuriabrava	48 (zoninstraling)	2
		33 (afgedekt)	

* Breitholz et al. (2012) hebben bemonsterd in de winter.

** Randefelt (2019) heeft bemonsterd in de zomer

*** Gemiddelde van verwijdering gemeten in winter en zomer

2.4.2 VERTICAAL DOORSTROOMDE FILTERS

2.4.2.1 TRADITIONEEL VERTICAAL DOORSTROOMD FILTER

Er is een beperkte dataset met metingen van gidsstoffen aan helofytenfilters. De beschouwde literatuur laat zien dat het verticaal doorstroomd filter het hoogste verwijderingsrendement behaalt voor microverontreinigingen vergeleken met de traditionele systemen zonder technologische ingrepen (horizontaal doorstroomd filter, Waterharmonica/vloeiveld). In totaal zijn er vier studies gevonden waarin specifiek RWZI-effluent is toegepast op een verticaal doorstroomd helofytenfilter en de verwijdering van microverontreinigingen is geëvalueerd. Voor 9 van de 11 gidsstoffen zijn data gevonden. Voor hydrochloorthiazide en irbesartan zijn geen gegevens gevonden. Hoge gemiddelde verwijderingen worden geobserveerd voor trimethoprim (95%), metoprolol (77%), gabapentine (73%), benzotriazol (70%) en diclofenac (56%). Op basis van alle beschouwde literatuur kunnen verticaal doorstroomde filters een maximale verwijdering van 77% van 7/11 gidsstoffen behalen kijkend naar de bovengrens (zomer- en winterwaarden gemiddeld).

In één van de onderzoeken zijn voor 7 gidsstoffen de verwijderingsrendementen bepaald in een specifiek verticaal doorstroomd filter, namelijk het 'retention soil filter', gevuld met zand en calciumcarbonaat waarvan de bovenste 10cm rijk was aan organisch materiaal (afkomstig van een praktijkinstallatie) (Brunsch et al., 2020). Dit pilotschaal filter was al voor vier jaar bedreven voor aanvang van het onderzoek. Carbamazepine werd hierin niet verwijderd, maar de andere onderzochte gidsstoffen (benzotriazol en 4-methylbenzotriazol, diclofenac, gabapentine, metoprolol en sotalol) gaven een gemiddeld rendement van 70%. Wanneer carbamazepine hier wel in wordt meegenomen is het gemiddelde rendement van deze studie 60% (Tabel 2.6) (bemonstering in winter en zomer). Een mogelijke verklaring voor de relatief hoge verwijdering in dit filter is verbeterde biologische afbraak door de lange voedingstijd van het systeem (28h), wat resulteert in een lange contacttijd tussen biofilm en het effluent. Daarnaast heeft de organische bovenlaag mogelijk sorptie en biodegradatie van de gidsstoffen gestimuleerd.

Enkele factoren kunnen een negatieve invloed hebben op de verwijderings-efficiëntie van een verticaal doorstroomd filter: een hoog waterpeil en verzadiging van het verticaal doorstroomde filter resulteert in verminderde verwijdering van gidsstoffen die onder aerobe condities biologisch afbreekbaar zijn, zoals diclofenac. Dit verklaart de relatief lage gemiddelde verwijdering in het verzadigde verticaal doorstroomde filter bestudeerd door Rühmland et al. (2015) (Tabel 2.6). Verder kan ook het seizoensverloop zorgen voor een lagere verwijdering van gidsstoffen in het winterseizoen als gevolg van een lagere biologische activiteit in het systeem. Een tendens dat diclofenac en metoprolol beter in de zomer werd verwijderd dan in de winter is waargenomen (Brunsch et al., 2018). Daarnaast is er tijd nodig voor opstart van het filter. In Brunsch et al. (2018) is drie jaar onderzoek gedaan naar pilotfilters die bij aanvang van de studie waren opgestart. Waargenomen werd dat de rendementen gedurende deze eerste drie jaar over het algemeen verbeterde. Bijvoorbeeld, in de eerste twee zomers werd diclofenac met 22-46% verwijderd, en de laatste twee zomers was het rendement 56-71%. Mogelijk vergrootte het organisch materiaal, vooral aanwezig in de bovenste laag, in combinatie met een lange voedingstijd (28h) de sorptie en biodegradatie (Brunsch et al. 2018). Daarnaast heeft de microbiële gemeenschap tijd nodig om te evolueren naar een gemeenschap die in staat is om microverontreinigingen af te breken.

In tegenstelling tot de observaties in open water systemen lijkt een hoge belasting de verwijdering van gidsstoffen weinig te beïnvloeden in verticaal doorstroomde filters. Het verticale filter bestudeerd in Brunsch et al. (2018 en 2020) heeft een oppervlaktebelasting van 0,9 m/d, terwijl de verticaal doorstroomde filters bestudeerd in He et al. (2018) en Rühmland et al. (2015) gemiddeld tot laag belast zijn (0,18 en 0,05 m/d).

TABEL 2.6 GEMIDDELTE VERWIJDERING VAN DE GIDSSTOFFEN IN VERTICAAL DOORSTROOMDE FILTERS PER STUDIE

Literatuur	Type systeem	Gemiddelde verwijdering (%)	Aantal gemeten gidsstoffen
Brunsch et al. (2018)	Verticaal doorstroomd filter	41	7
Brunsch et al. (2020)	Verticaal doorstroomd filter	60	7
He et al. (2018)	Verticaal doorstroomd filter	37	3
Rühmland et al. (2015)	Verticaal doorstroomd filter, verzadigd	48	5
Kahl et al. (2017)*	Verticaal doorstroomd filter	70	1
Sossalla et al. (2021)*	Verticaal doorstroomd filter	74	1

* Kahl et al. (2017) en Sossalla et al. (2021) betreffen studies naar helofytenfilters die ruw huishoudelijk afvalwater behandelen. Deze studies zijn alleen gebruikt voor data van benzotriazool.

2.4.2.2 VERTICAAL DOORSTROOMD FILTER MET TOESLAGMATERIAAL

De toevoeging van adsorberend toeslagmateriaal in verticaal doorstroomde filters zorgt voor een verhoogde verwijdering van gidsstoffen uit RWZI-effluent. De extra verwijdering komt vermoedelijk door een combinatie van adsorptie en biologische afbraak, ofwel bioregeneratie van het toeslagmateriaal. Bij de opstart van een systeem met vers toeslagmateriaal wordt de verwijdering mogelijkwerwijs voornamelijk bepaald door adsorptie, over de tijd (maanden, enkele jaren) neemt de component biodegradatie de overhand waarna er een evenwicht ontstaat. Hoe dit mechanisme precies werkt is vooralsnog onbekend. Wel is in andere technologieën zoals de BO_3 -technologie en de BODAC technologie eenzelfde soort afbraakmechanisme (bioregeneratie van adsorbens) waargenomen. Er vindt momenteel wetenschappelijk onderzoek plaats naar het exacte verwijderingsmechanisme.

In Brunsch et al. (2018) worden 90 cm diepe pilot-schaal verticaal doorstroomde filters met en zonder de toevoeging van toeslagmateriaal met elkaar vergeleken. In de systemen met toeslagmateriaal werd biochar toegevoegd aan de bovenste 10 cm en actief kool gemixt

met zand in een laag van 30 cm, waarbij 43% van het volume bestond uit actief kool. De toevoeging van deze toeslagmaterialen zorgde voor een verhoogde verwijdering van de 7 gemeten gidsstoffen (benzotriazool, carbamazepine, gabapentine, diclofenac, metoprolol, sotalol en 4-methylbenzotriazool) en een lagere variatie van de verwijderings-efficiëntie als gevolg van seizoensgebonden effecten. De verhoogde verwijdering was met name sterk voor stoffen die moeilijk biologisch afbreekbaar zijn, zoals carbamazepine (75% met toeslagmateriaal vs. 13% zonder toeslagmateriaal).

Bij de Wageningen Universiteit is in samenwerking met waterschap Vallei en Veluwe in een promotieonderzoek onderzocht wat het effect is van de toevoeging van non-fossiele adsorbentia in verticaal doorstroomde filters op het verwijderingsrendement van microverontreinigingen. Twee systemen van 1 m diep met een 60 cm laag non-fossiele adsorbentia worden hier vergeleken met een conventioneel verticaal doorstroomd filter met zand als substraatmateriaal (Figuur 2.20). Deze systemen worden gevoed met het effluent van RWZI Bennekom, waarbij het effluent gespiked wordt met de gidsstoffen in een concentratie van 5 µg/L (Lei et al., in voorbereiding).

FIGUUR 2.20 EXPERIMENTEN VERTICAAL DOORSTROOMDE HELOFYTENFILTERS MET NON-FOSSIELE ADSORBENTIA BIJ DE WUR (FOTO DOOR Y.LEI)



Uit experimenten is gebleken dat in het eerste jaar de toevoeging van non-fossiele adsorbentia leidt tot een verhoogde verwijdering van benzotriazool, carbamazepine, irbesartan, diclofenac, venlafaxine, sotalol en hydrochloorthiazide vergeleken met een conventioneel verticaal doorstroomd filter (Tabel 2.7). Voor trimethoprim, metoprolol, de som van 4,5-methylbenzotriazool, sotalol en venlafaxine is de verwijderings-efficiëntie hoger dan 80% in het verticaal doorstroomd filter met toeslagmateriaal (Lei et al., in voorbereiding). Gemiddeld kan het NFA filter een verwijderingsrendement van 81% op 7 van de 11 gidsstoffen behalen.

Belangrijk is om te bepalen of het verhoogde verwijderingsrendement door toevoeging van de non-fossiele adsorbentia ook over meerdere jaren behouden blijft. Met andere woorden is er sprake van een adsorptie zonder bioregeneratie en vindt er daardoor op zeker moment doorslag van microverontreinigingen plaats. Of behoud het NFA-filter langdurig zijn verhoogde verwijderingsrendement.

TABEL 2.7

VERWIJDERING-EFFICIËNTIE VOOR GIDSSTOFFEN IN EEN VERTICAAL DOORSTROOMD FILTER MET TOESLAGMATERIAAL

Verwijderings-efficiëntie (gemiddelde Feb-Dec 2021)	Verticaal doorstroomd filter met zand en toeslagmateriaal als substraat
80-100%	Trimethoprim, metoprolol, som 4,5-methylbenzotriazool, venlafaxine, sotalol
40-80%	Benzotriazool, irbesartan, carbamazepine, diclofenac, hydrochloorthiazide, gabapentine
0-40%	

Enkele vragen rondom het gebruik van toeslagmateriaal in verticaal doorstroomde filters zijn nog niet beantwoord.

- Hoe lang duurt het voor dit toeslagmateriaal eventueel verzadigd is en het verhogend effect of de verwijderings-efficiëntie voor gidsstoffen verliest?
- Kan het toeslagmateriaal in-situ worden geregenereerd door de aanwezige micro-organismen (zoals in de BO_3 -technologie of het BODAC-filter)
- Dient het toeslagmateriaal te worden vervangen, en zo ja, in welke frequentie of hoeveelheid?

Om deze vragen te beantwoorden zijn experimenten nodig over een langere tijdsschaal. Wat met de huidige experimenten in Duitsland en Nederland duidelijk is geworden, is dat de toevoeging van toeslagmateriaal de benodigde opstarttijd van een verticaal doorstroomd filter drastisch vermindert: Normaal gesproken is 1 groeiseizoen nodig om de planten en micro-organismen te laten groeien en zich te laten aanpassen aan het verwijderen van gidsstoffen uit RWZI-effluent. Door toevoeging van toeslagmateriaal en de snelle werking van adsorptieprocessen wordt direct na aanleg een hoge verwijderings-efficiëntie behaald.

2.4.3 HORIZONTAAL DOORSTROOMDE FILTERS

2.4.3.1 TRADITIONELE HORIZONTAAL DOORSTROOMDE FILTER

Horizontaal doorstroomde helofytenfilters zijn niet in staat om de 11 gidsstoffen vergaand te verwijderen en bereiken een maximale verwijdering van 36% op 7 van de 11 gidsstoffen (zomer- en winterwaarden gemiddeld). De zuurstofarme condities in het filter verklaren de lage verwijderingsrendementen, omdat aerobe biologische afbraak, een belangrijk verwijderingsmechanisme voor de meeste microverontreinigingen in natuurlijke zuiveringssystemen (Hoofdstuk 2.3.13), niet of nauwelijks kan plaatsvinden. De verwijderingsrendementen voor hydrochloorthiazide (63%) en trimethoprim (tot 67%) liggen relatief hoog, terwijl venlafaxine (2-3%), sotalol (5%) en irbesartan (negatief tot 7%) niet tot nauwelijks worden verwijderd in horizontaal doorstroomde filters.

Uit de uiteenlopende verwijderingsrendementen van onder andere benzotriazool, diclofenac en trimethoprim blijkt dat het ontwerp en de eigenschappen van het systeem, zoals verblijftijd of oppervlakte, de mate van verwijdering beïnvloedt. Er is echter geen duidelijk verband te vinden tussen de systeemeigenschappen en hoge of lage verwijdering.

Er zijn slechts drie studies gevonden waarin horizontaal doorstroomde helofytenfilters worden toegepast om RWZI-effluent te behandelen. Het gemiddelde verwijderingsrendement

over de bestudeerde gidsstoffen, die overigens in elke studie een representatieve range aan verwijderbaarheid omvatten, verschilt weinig per studie (Tabel 2.8). Er kan hierdoor geen conclusie worden getrokken over welke condities en ontwerpparameters gunstig zijn voor het behalen van hoge verwijdering van microverontreinigingen.

TABEL 2.8 GEMIDDELTE VERWIJDERING VAN DE GIDSSTOFFEN IN HORIZONTAAL DOORSTROOMDE FILTERS PER STUDIE

Literatuur	Type systeem	Gemiddelde verwijdering (%)	Aantal gemeten gidsstoffen
Petrie et al. (2018)	Horizontaal doorstroomd filter	11	6
Verlicchi et al. (2013)	Horizontaal doorstroomd filter	18	7
Matamoros et al. (2017)	Horizontaal doorstroomd filter	17	4
Kahl et al. (2017)*	Horizontaal doorstroomd filter	19	1
Sossalla et al. (2021)*	Horizontaal doorstroomd filter	44	1

* Kahl et al. (2017) en Sossalla et al. (2021) betreffen studies naar helofytenfilters die ruw huishoudelijk afvalwater behandelen. Deze studies zijn alleen gebruikt voor data van benzotriazool.

2.4.3.2 BELUCHT HORIZONTAAL DOORSTROOMDE FILTER

Uit de resultaten gepresenteerd in Hoofdstuk 2.3 blijkt dat beluchte helofytenfilters in staat zijn om een aantal gidsstoffen vergaand te verwijderen ten opzichte van (anaerobe) horizontaal doorstroomde filters. Zoals in paragraaf 2.3.13 al is aangegeven, zorgen zuurstofrijke omstandigheden in het systeem voor een efficiëntere verwijdering van 6/11 gidsstoffen door aerobe biologische afbraak, vergeleken met zuurstofarme omstandigheden. Zo resulteert actieve beluchting van het systeem in een verbeterde verwijdering van bijvoorbeeld benzotriazool en diclofenac ten opzichte van niet-beluchte systemen, zoals te zien is in Figuur 2.8 en Figuur 2.10.

Door verbeterde aerobe biologische afbraak van microverontreinigingen en andere stoffen in beluchte helofytenfilters is een relatief klein oppervlak benodigd. Daarnaast zorgt beluchting voor een verkleinde kans op verstopping van het systeem (Ilyas & van Hullebusch, 2020).

De bestudeerde beluchte horizontaal doorstroomde helofytenfilters omvatten zowel een systeem gevuld met zand als een systeem gevuld met LECA. Het horizontaal doorstroomde beluchte helofytenfilter met zand heeft een hydraulische verblijftijd van circa 3,4 dagen en een oppervlak van 5,6m² (pilot schaal). De verwijdering van benzotriazool (83-87%) is gemeten na 5 en 10 jaar na het in gebruik nemen van het systeem.

Het LECA filter is op RWZI-schaal alleen toegepast voor behandeling van het effluent van de RWZI-Terneuzen en industriewater van DOW. Dit beluchte LECA helofytenfilter heeft een korte hydraulische verblijftijd van een halve dag en blijkt niet goed in staat om de meeste gidsstoffen vergaand te verwijderen. Som 4,5-methylbenzotriazool, carbamazepine, hydrochlorothiazide, irbesartan, sotalol en venlafaxine worden niet of nauwelijks verwijderd in het LECA filter van DOW Terneuzen (<10%). De verwijderingsrendementen van diclofenac, gabapentine, metoprolol en trimethoprim lagen in de range van 52-74%. Het LECA filter van DOW Terneuzen levert gemiddeld een rendement van 39% op 7 van de 11 gidsstoffen. De korte hydraulische verblijftijd, met als gevolg korte interactietijd tussen LECA, biomassa en verontreinigingen, verklaart de lage verwijderingsrendementen van de gidsstoffen. Ook was het systeem pas 1 jaar oud.

2.4.4 NATUURLIJKE SYSTEMEN STOWA-CALL

Deze paragraaf gaat specifiek in op de verwijdering van microverontreinigingen in de natuurlijke systemen die ingediend zijn als onderdeel van de STOWA call natuurlijke systemen. Dit betreft het LECA filter, het schimmelfilter (Ecovorms), NFA filter en de O₃-Waterharmonica. Van enkele van deze systemen is in paragraaf 2.3 slechts beperkt informatie opgenomen omdat de systemen nog niet op pilot schaal op RWZI-effluent getest zijn (Ecovorms, O₃-Waterharmonica). Op basis van beschikbare gegevens uit paragraaf 2.3 en aanvullende literatuur is in deze paragraaf een inschatting gemaakt van de verwijderingsrendementen van deze systemen op gidsstoffen. Hiervoor is ook literatuur over laboratorium experimenten en andere stoffen beschouwd.

2.4.4.1 LECA-FILTER

Naast het full-scale LECA filter bij DOW Terneuzen, waarvan de uitkomsten zijn opgenomen in het literatuuronderzoek, zijn ook 2 anderen studies gedaan naar de verwijdering van microverontreinigingen met LECA. Vanwege het gebruikte influent en de schaal dat verschilt van de andere onderzoeken zijn deze niet opgenomen in het overzicht in paragraaf 2.4.3. Echter laten beide onderzoeken wel de potentie zien van LECA in een belucht helofytenfilter.

Uit schudtesten op labschaal blijkt dat LECA goed stoffen adsorbeert, een voordeel ten opzichte van zand als filtermateriaal (Tahar et al., 2014). Uit deze testen is gebleken dat LECA op propranolol en metoprolol een verwijderingsrendement behaalt van 90% tot 100%. Voor carbamazepine lag dit tussen de 65 en 70% en diclofenac werd met 55% verwijderd. In het onderzoek van Auvinen et al. (2017) is een full-scale installatie bestaande uit een verticaal doorstroomd én horizontaal belucht helofytenfilter voor de behandeling van ziekenhuis en communaal effluent in België onderzocht. De resultaten van dit onderzoek zijn opgenomen in Tabel 2.9.

TABEL 2.9 VERWIJDERINGSRENDEMENT TIJDENS FULL-SCALE TESTEN OP RWZI EN ZIEKENHUIS EFFLUENT VAN DE STOFFEN CARBAMAZEPINE, DICLOFENAC, GABAPENTINE, METOPROLOL EN SOTALOL (AUVINEN ET AL., 2017)

Materiaal	Carbamazepine	Diclofenac	Gabapentine	Metoprolol	Sotalol
Influent (ng/L)	20,6 ±14,8	5,0 ±4,4	7,9 ±6,7	410 ±270	680 ±440
Effluent (ng/L)	1,28 ±300	50 ±90	<10	<10	<10
Verwijderingsefficiëntie (%)	94	99	100	98	99

Tijdens de full-scale testen (oppervlakte: 240 m², diepte: 1,1 m, hydraulische verblijftijd: 10 dagen, behandeld water: 6 – 16 m³/d, 2 jaar in bedrijf) is gebleken dat een combinatie van een verticaal doorstroomd en horizontaal belucht helofytenfilter in staat was om medicijn (resten) vergaand te verwijderen. Alle geteste medicijnen werden voor >95% verwijderd. Daarnaast is gebleken dat de verwijdering van gabapentine en sotalol versnelt wanneer het filter belucht wordt. De lange verblijftijd levert een verbetering op voor de verwijdering van carbamazepine en diclofenac maar resulteert ook in een groter systeem (Auvinen et al., 2017; Tahar et al., 2014).

Het LECA filter van DOW Terneuzen levert gemiddeld een rendement van 39% op 7 van de 11 gidsstoffen bij een hydraulische verblijftijd van 0,5 dag. De rendementen van het LECA filter bij DOW liggen niet in lijn met de goede verwijderingsrendementen geobserveerd in de studies van Auvinen en Tahar. Deze verschillen kunnen worden verklaard door de relatief korte hydraulische verblijftijd in het LECA filter bij DOW (0,5d), gezien de verblijftijd in het beluchte helofytenfilter met zand 3,4 dagen was, en 10 dagen in het systeem van Auvinen et al. (2017). Meerdere studies naar natuurlijke zuiveringsystemen hebben al aangetoond

dat een langere verblijftijd resulteert in hogere verwijdering van de gidsstoffen, doordat een langere interactietijd mogelijk is tussen de microverontreinigingen, zuurstof, rhizosfeer en micro-organismen (Auvinen et al., 2017; Brunsch et al., 2018; Verlicchi & Zambello, 2014). Daarnaast kan de leeftijd van het LECA filter ook invloed hebben op de effectiviteit om microverontreinigingen te verwijderen. Het beluchte helofytenfilter met zand was al 5 jaar in bedrijf op moment van de eerste metingen en 10 jaar na de tweede reeks metingen, zie paragraaf 2.4.3.2. Over de jaren heen kan door selectie en/of adaptatie de populatie micro-organismen zodanig ontwikkelen dat microverontreinigingen beter kunnen worden verwijderd (Brunsch et al., 2018; Vystavna et al., 2017).

Onze hypothese is dat de poreuze structuur van LECA in staat is om gidsstoffen te adsorberen waarbij zich geleidelijk een biofilm van selectieve micro-organismen op het LECA vormt die de geadsorbeerde gidsstoffen afbreekt. Door de actieve beluchting van het systeem (bellenbeluchting op de bodem) kan het systeem continu worden gevoed en door de beluchting, compartimentering en de eventuele toevoeging van toeslagstoffen zoals biochar kan het verwijderingsrendement op gidsstoffen verder worden geoptimaliseerd. Toeslagstoffen wordt in dat geval aan het einde van het filter toegevoegd om eventuele rest verontreinigingen te adsorberen. De rol van vegetatie zoals riet is naar verwachting beperkt. Het riet neemt een deel van de aanwezige nutriënten op, brengt zuurstof in en de micro-organismen in de wortelzone leveren een bijdrage aan de afbraak van microverontreinigingen. Visueel gezien is een met riet of wilgen begroeid systeem echter een stuk aantrekkelijker. Wilgen kunnen bovendien voor biomassa en houtpellets gebruikt worden.

2.4.4.2 ECOVORMS: VERTICAAL DOORSTROOMD FILTER MET SCHIMMELS

Uit de resultaten gepresenteerd in Hoofdstuk 2.3 en 2.5 blijkt dat verticaal doorstroomde helofytenfilters in staat zijn om een aantal gidsstoffen en andere stoffen vergaand te verwijderen. Toevoeging van schimmels zorgt voor een extra afbraakmechanisme (enzymatische afbraak), wat naar verwachting vooral voordelig is voor de afbraak van moeilijk afbreekbare stoffen.

Voor zover bekend zijn er geen natuurlijke systemen getest op afbraak van medicijnen (of andere microverontreinigingen) waarbij schimmels zijn geïntegreerd in een verticaal doorstroomd helofytenfilter. Wel is er veel onderzoek gedaan naar de afbraak van verschillende typen organische stoffen met schimmels alleen (zie voor een samenvatting STOWA 2012-18 en Singh, 2006). Schimmels worden wel grootschalig toegepast bij de ontkleuring van afvalwater uit textielververijen in ontwikkelingslanden. Dit geeft aan dat het enzymstelsel van schimmels niet-specifiek is en een groot aantal verschillende verbindingen kan omzetten. In onderstaande tabellen is een overzicht te zien van de afbraakpercentages en verblijftijden bij afbraak van een aantal verschillende typen stoffen met verschillende soorten schimmels. De gegevens uit deze tabellen zijn verkregen uit de besproken literatuur in STOWA 2012-18.

TABEL 2.10 VERWIJDERINGSRENDEMENTEN (%) EN VERBLIJFTIJDEN (TUSSEN HAAKJES) UIT EXPERIMENTEN MET AFBRAAK VAN VERSCHILLENDE TYPEN STOFFEN MET VERSCHILLENDE SOORTEN SCHIMMELS. UIT: STOWA 2012-18

Zwam / Stof	Pesticiden					
	Pentachloorfenol	Lindaan	1-naftol	Alachloor	Glyfosaat	
Phanerochaete chrysosporium	72 (1,5 h)					
Trametes versicolor	62 (8 d)					
Inonotus dryophilus	21 (8 d)					
Armillaria gallica	45 (7 d)					
A. mellea	48 (7 d)					
Ganoderma lucidum	68 (7 d)					
Lentinula edodes	79 (7 d)					
Pleurotus pulmonarius	65 (7 d)					
Polyporus sp.	77 (7 d)					
Volvariella volvacea	66 (7 d)					
Cunninghamella elegans				99 (4 d)		
DSPM95		81 (7 d/24 h)				
Heliscus lugdunensis			74 (5 d)			
Fusarium oxysporum						42 (20 d)
Conidiobolus 03-1-56		100 (24 h)				

Zwam / Stof	Hormonen				
	Estradiol	17 α -estradiol	Ethinyl-estradiol	estriol	17 α -ethinylestradiol
Phanerochaete chryso-sporium**		100 (8 h)	100 (8 h)		
Trametes versicolor*	100 (1 h)	100 (1 h)		100 (1 h)	100 (1 h)
Trametes versicolor**		100 (8 h)	100 (8 h)		
Clavariopsis aquatica					
UHH 1-6-18-4					
Phanerochaete sordida	98 (5 d)				
Phanerochaete sordida**	100 (2 h)				

Zwam / Stof	Farmaceutische en cosmetische stoffen							
	Carbama-zepine	Citalopram	Fluoxetine	Diclofenac	Fluoxetine	Hydrobromide, ibuprofen	Naproxen	Sulfame-thoxazol
Phanerochaete chrysosporium	100 (14 d)	100 (14 d)	54 (14 d)	100 (7 d)	24 (14 d)	100 (7 d)	100 (4 d)	100 (14 d)
Bjerkandera sp. R1	100 (14 d)	100 (14 d)	58 (14 d)	100 (4 d)	42 (14 d)	100 (7 d)	100 (14 d)	100 (14 d)
Bjerkandera adusta	100 (14 d)	100 (14 d)	48 (14 d)	100 (14 d)	20 (14 d)	100 (7 d)	100 (14 d)	100 (14 d)

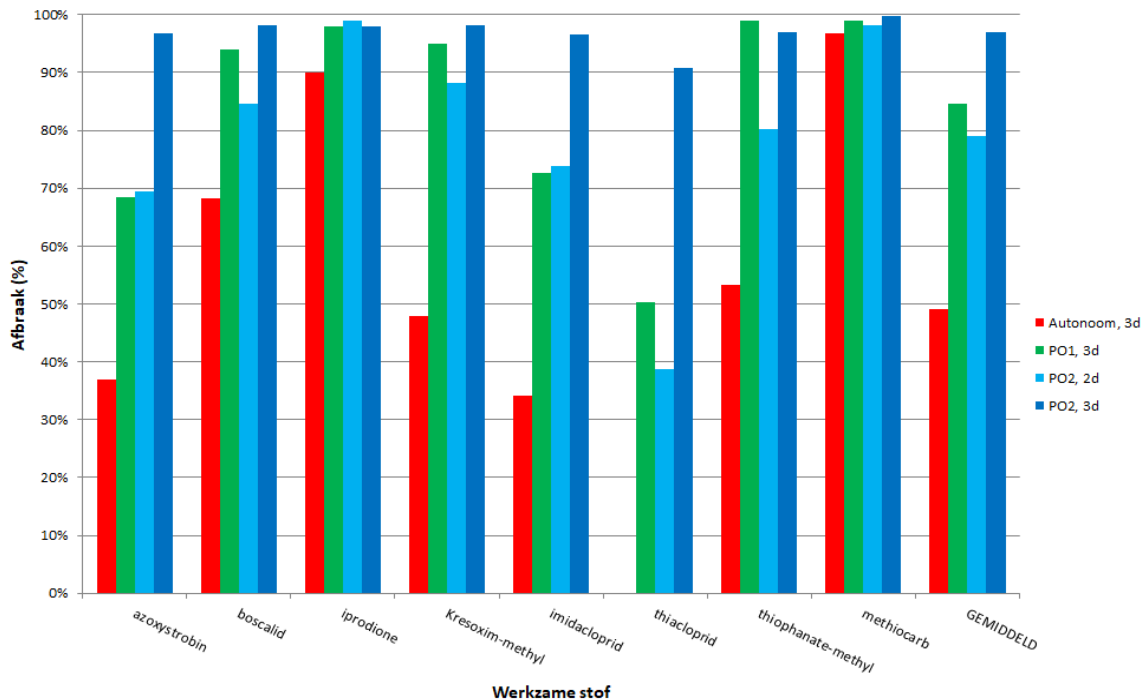
* laccases van de zwam in kwestie

** laccases en MnP van de zwam in kwestie

Filters met twee verschillende varianten van de gewone oesterzwam (witrotschimmels) zijn met succes toegepast bij de verwijdering van bestrijdingsmiddelen uit drainagewater uit de glastuinbouw (project Glas Zuiver Water in opdracht van LTO-Noord) (Van Driel & Otte, 2015). Bij deze proeven is geen gebruik gemaakt van een verticaal doorstroomd helofyten-filter, maar is het water alleen door een schimmelpakket geleid. De verwijderingspercentages in onderstaande figuur zijn dus behaald door de schimmels alleen.

Deze experimenten zijn als volgt uitgevoerd. Drainagewater uit een bassin is over een pakket met witrotschimmels gepompt, waarbij het water door het pakket percolerde. Dit water is weer teruggeleid naar het bassin. Het water is steeds 15 minuten per 3 uur over het pakket gepompt. Na 2 of 3 dagen zijn de concentraties in het bassin gemeten. Een apart bassin met onbehandeld water is naast het behandelde bassin geplaatst om de autonome afbraak te bepalen. De resultaten zijn te zien in onderstaande figuur. In de figuur is te zien dat een filtratie over een schimmelpakket een hogere afbraak geeft dan de autonome afbraak. Na 3 dagen laten alle geteste stoffen een afbraak van meer dan 90% zien bij schimmelvariant 2. Na 2 dagen is de gemiddelde afbraak iets minder dan 80%, terwijl de autonome afbraak minder is dan 50%. Deze bestrijdingsmiddelen zijn, evenals de gidsstoffen, verschillende stoffen met verschillende eigenschappen, molecuulstructuren en afbraakmechanismen. De hoge afbraakpercentages van deze stoffen geven een indicatie voor de te verwachten afbraakpercentages van de gidsstoffen die in deze rapportage beschouwd worden.

FIGUUR 2.21 RESULTATEN VAN AFBRAAKPROEVEN MET SCHIMMELS VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN UIT DE GLASTUINBOUW. PO1 EN 2: TWEE VERSCHILLENDE VARIANTEN VAN DE GEWONE OESTERZWAM (VAN DRIEL & OTTE, 2015)



In een recente studie van Tormo-Budowski et al. (2021) is de verwijdering bestudeerd van medicijnen uit synthetisch (steriel) en echt (niet steriel) afvalwater uit een ziekenhuis behandeld met de witrotschimmel *Trametes versicolor*. Zowel een geroerde tank als een filterbed is gebruikt. Voor deze studie is het filterbed het meest relevant. Het filterbed bestond uit met de schimmel doorgroeide rijststulzen. De verwijderingspercentages van het filterbed zijn weergegeven in onderstaande tabel. Het water is gedurende 14 dagen gerecirculeerd over het filterbed. Voor de meeste stoffen waren hoge verwijderingspercentages al bij de eerste meting na 2 dagen bereikt.

TABEL 2.11 RESULTATEN UIT TORMO-BUDOWSKI ET AL. (2021). INITIAL CONCENTRATION AND FINAL REMOVAL OF PHARMACEUTICALS AFTER THE TREATMENT OF SYNTHETIC AND NON-STERILE HOSPITAL WASTEWATER IN A TBB WITH *T. VERSICOLOR* FOR 336 H

Group of pharmaceutical	Compound	Sterile synthetic wastewater		Non-sterile hospital wastewater	
		Ci ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Removal (%)	Ci ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Removal (%)
Analgesics/anti-inflammatories	Acetaminophen	376.35 \pm 88.96	99.7 \pm 0.1	63.52	99.5
	Ketoprofen	356.51 \pm 27.10	53.8 \pm 17.5	N.D.	-
	Mefenamic Acid	10.15 \pm 1.66	91.9 \pm 1.2	N.D.	-
Anthelmintics	Albendazole	1.00 \pm 0.20	47.8 \pm 11.7	N.D.	-
Antibiotics	Azithromycin	150.61 \pm 8.49	86.4 \pm 1.5	N.D.	-
	Ceftiofur	658.48 \pm 55.99	99.9 \pm 0.0	N.D.	-
	Ciprofloxacin	112.19 \pm 19.34	85.4 \pm 3.6	N.D.	-
	Florfenicol	94.21 \pm 12.58	72.2 \pm 5.3	N.D.	-
	Lincomycin	411.28 \pm 48.19	74.1 \pm 8.6	N.D.	-
	Sulfamethoxazole	322.89 \pm 48.33	91.9 \pm 1.2	4.42	91.9
	Trimethoprim	41.10 \pm 4.82	93.7 \pm 0.9	3.14	77.4
Antihistamines	Diphenhydramine	222.25 \pm 24.52	95.2 \pm 0.2	9.32	92.6
β -blockers	Atenolol	90.54 \pm 28.70	99.0 \pm 0.5	N.D.	-
Fibrates	Gemfibrozil	N.S.	-	30.99	71.5
Methylxanthines	1,7-dimethylxanthine	N.S.	-	11.74	90.5
	Caffeine	N.S.	-	30.71	93.2
PDE inhibitors	Sildenafil	431.48 \pm 32.04	95.7 \pm 0.7	N.D.	-
Psychiatric drugs	Fluoxetine	150.29 \pm 11.24	99.1 \pm 0.2	N.D.	-
	Lorazepam	366.93 \pm 37.01	88.1 \pm 0.9	1.32	64.4
	Sertraline	53.47 \pm 8.04	98.7 \pm 0.0	N.D.	-

N.Q: non quantifiable; N.D.: not detected; N.S.: not spiked in synthetic wastewater.

-: Removal not determined; compound not detected or included at the start of the treatment

Bij de gemeten stoffen zaten twee monitoringsstoffen; azitromycine nam met 86% af en sulfamethoxazol met 92%; en één gidsstof: trimethoprim nam af met 94%. De overige gidsstoffen en monitoringsstoffen kwamen in het onderzoek niet voor. Omdat voor deze drie stoffen en een breed scala aan andere stoffen (gewasbeschermingsmiddelen), de verwijderingsrendementen hoog zijn en omdat deze stoffen sterk verschillen en andere afbraakmechanismen hebben, wordt verwacht dat ook de gidsstoffen met hoge rendementen verwijderd kunnen worden. Ook de toxiciteit nam af (immobilisatietest met *Daphnia magna* van 70 naar 10% en kiemingstest met *Lactuca sativa* van 90 naar 20%).

Schimmels hebben een grote potentie voor toepassing bij verwijdering van organische microverontreinigingen. Integratie in een natuurlijk zuiveringssysteem lijkt een logische vervolgstap en een verticaal doorstroomd helofytenfilter als basis past hierin. Als het filter beplant wordt met wilgen, kan het gekapte wilgenhout vervolgens gebruikt worden als substraat voor de schimmels.

Bij een pilot zal de grootste onderzoeksvraag zijn hoe de schimmels duurzaam geïntegreerd kunnen worden in een verticaal doorstroomd helofytenfilter.

2.4.4.3 O₃-WATERHARMONICA: DUBBELE BARRIÈRE

De O₃-Waterharmonica maakt gebruik van afgeslankte ozonisatie in combinatie met natuurlijke zuiveringstechnieken. Het doel hierbij is om zoveel mogelijk biologische verwijdering te gebruiken en zo min mogelijk ozon.

Onderstaande tabel laat zien wat de verwijderingspercentages zijn van afgeslankte ozonisatie (uitgangspunt was 0,4g O₃/g DOC) en de beschouwde vloeivelden en laagbelaste Waterharmonica's. Hierbij is uitgegaan van de verwijderingspercentages uit paragraaf 2.4.1. De laatste kolom geeft weer wat vervolgens de verwijderingspercentages zullen zijn bij integratie van beide technieken. Dit is de ondergrens, in werkelijkheid zullen sommige verwijderingspercentages bij elkaar opgeteld kunnen worden, dit is ook terug te zien in andere studies (STOWA 2020-25; STOWA 2020-18). Ook is de verwachting dat sommige moeilijk biologisch afbreekbare stoffen na ozonering wel op een biologische manier volledig afgebroken kunnen worden (de Wilt et al., 2018; Hollender et al., 2009; Lekkerkerker-Teunissen, 2012). Hierbij is de mogelijke biologische bromaatverwijdering in de O₃-Waterharmonica (debromificatie, in analogie met denitrificatie) een interessant aspect voor onderzoek (Lekkerkerker-Teunissen, 2012).

TABEL 2.12

VERWIJDERINGSRENDEMENTEN VAN GIDSSTOFFEN DOOR OZON EN IN DE WATERHARMONICA

Stof	Ozon*	Laagbelaste waterharmonica zonder ozon (hoog rendement)**	O ₃ -Waterharmonica
Som 4,5-methylbenzotriazool	15-55 %	45 %	>55 %
Benzotriazool	40-60 %		>60 %
Carbamazepine	70-90 %	46 %	>90 %
Diclofenac	75-95 %	85 %	>95 %
Gabapentine	35-55 %	37 %	>55 %
Hydrochloorthiazide	30-70 %	93 %	>93 %
Irbesartan	40-55 %	58 %	>58 %
Metoprolol	30-65 %	84 %	>84 %
Sotalol	60-85 %	17 %	>85 %
Trimethoprim	75-90 %	95 %	>95 %
Venlafaxine	50-60 %	65 %	>65 %

*Bij toepassing van 0,4g O₃/g DOC (BC IPMV - GAK en ozon; 20-01-2022)

** Maximale verwijderingsrendementen van Waterharmonica's en vloeivelden (paragraaf 2.3),

De hoge verwijderingspercentages van de O₃-Waterharmica zijn veelbelovend. Sommige leunen vooral op ozonisatie (Carbamazepine, Sotalol), sommige vooral op biologische afbraak (Hydrochloorthiazide, Metoprolol) maar de meeste op de combinatie van beide technieken. Met name de combinatie van ozonisatie en natuurlijke verwijdering zou een hoger rendement op kunnen leveren dan beide afzonderlijke technieken. Dit maakt dat de O₃-Waterharmonica in de 'breedte' en de 'diepte' van de verwijdering van microverontreinigingen een meerwaarde heeft ten opzichte van de stand alone technieken.

2.5 ECOTOXICITEIT, NUTRIËNTEN, ZWEVEND STOF, PATHOGENEN EN METALEN

De focus van deze paragraaf ligt op vermindering van ecotoxiciteit en de verwijdering van nutriënten, zwevend stof, pathogenen en zware metalen. Deze zogenaamde bijvangst zijn onderzocht op basis van de beschikbare data in de gebruikte literatuur om microverontreiniging verwijdering in natuurlijke zuiveringssystemen te analyseren. Op deze manier worden dezelfde systemen vergeleken als in Hoofdstuk 2.3 en 2.4. Omdat deze literatuur niet over alle bijvangst informatie bevat, zijn de beschikbare data vergeleken met referentiewaarden (gemiddelde verwijdering) verkregen uit generieke (review) artikelen. Deze waarden omvatten in de meeste gevallen niet alleen verwijdering in nageschakelde natuurlijke zuiveringssystemen, maar ook van systemen voor de behandeling van ruw afvalwater.

De vermindering van ecotoxiciteit en de verwijdering van nutriënten, zwevend stof en pathogenen uit communaal afvalwater in helofytenfilters is met name onderzocht in de helofytenfilter-onderzoeksfaciliteiten van de universiteit van Leipzig: de Langenreichenbach Ecotechnology Research Facilities (Nivala et al., 2013) (data gebruikt voor benzotriazool). Binnen deze faciliteiten worden verschillende types helofytenfilter getoetst op de verwijdering van microverontreinigingen en andere stoffen uit het ruwe afvalwater van het naastgelegen dorpje Langenreichenbach, wat is voorbehandeld door een septische tank (Kahl et al., 2017; Sossalla et al., 2021). Wegens een niet voldoende grote dataset voor bijvangsten in de gebruikte literatuur worden gegevens van studies op deze onderzoeksfaciliteit meegenomen voor de horizontaal, verticaal en beluchte helofytenfilters. In het WIPE onderzoek is het effect van Waterharmonica's op de ecotoxiciteit en pathogenen van verschillende RWZI effluënten onderzocht (Foekema et al., 2012).

2.5.1 ECOTOXICITEIT

Horizontaal doorstroomde filters kunnen ecotoxiciteit op *Daphnia magna* verminderen met gemiddeld 62% door verwijdering van de bestudeerde microverontreinigingen (16 microverontreinigingen waarvan 4 gidsstoffen) (Matamoros et al., 2017). In-vivo testen met *Daphnia*'s op de effluënten van RWZI's Grou, Cuijk en Hapert laten zien dat de ecotoxiciteit in Waterharmonica's aanzienlijk daalt (Foekema et al., 2012). Aerobe condities in verticaal doorstroomde systemen op ruw afvalwater (met en zonder actieve beluchting) en beluchting van horizontaal doorstroomde filters resulteert in verbeterde ecotoxiciteit reductie van 50% naar 60% tot >85%, gemeten in vijf bioassays en een algentest (solid phase extraction (SPE) als sample voorbehandeling) (Sossalla et al., 2020&2021). Dit geldt ook voor het LECA filter (belucht), waar het aquatische gezondheidsrisico als laag werd beoordeeld in een risico assessment vanwege de algehele efficiënte verwijdering van de bestudeerde medicijnen, ondanks dat dit filter gedeeltelijk hospitaal effluent behandelt (Auvinen et al., 2017).

Verlicchi & Zambello (2014) hebben het milieurisico van veelvoorkomende medicijnresten in RWZI-effluent vergeleken met dat in het effluent van vloeivelden en horizontaal doorstroomde filters en concludeerde dat deze nageschakelde systemen in staat zijn om de ecotoxiciteit van het RWZI-effluent te reduceren door (gedeeltelijke) verwijdering van microverontreinigingen. Twaalf medicijnen in het RWZI-effluent vormden een hoog risico, ten opzichte van zeven in nageschakelde horizontaal doorstroomde filters en drie in vloeivelden. Ook stoffen die een gemiddeld risico vormden waren zodanig verwijderd in beide zuiveringssystemen dat slechts vijf van de dertien medicijnen nog een risico vormden, kijkend naar concentratie en 'Predicted No Effect Concentration' (PNEC). Andere studies wijzen ook uit dat vloeivelden in staat zijn om toxiciteit van het RWZI-effluent te reduceren, met een verwijdering van 35,2 – 81,3% acute toxiciteit en 44,1 – 85,5% genotoxiciteit. De verwijdering van microverontreinigingen ging gepaard met de geobserveerde vermindering van toxiciteit. Samples waren voorbehandeld met SPE (Wang et al., 2021a&b).

De toxiciteit van het effluent van twee Nederlandse Waterharmonica's (Hapert en Land van Cuijk) en een verticaal doorstroomd helofytenfilter in Kaatsheuvel is gemeten met verschillende bioanalyses (He et al. 2018). Oestrogene activiteit door hormonen en antibiotica werd afgezwakt, terwijl neurotoxiciteit niet afnam. De algehele toxiciteit was positief gecorreleerd aan de bestudeerde medicijnresten (geanalyseerd door voorbehandeling van de samples met SPE). Ook uit het onderzoek van het KRW innovatieproject WIPE (Foekema et al., 2012) bleek dat de bestudeerde systemen een gunstig effect hebben op de toxicologische en bacteriologische waterkwaliteit door afname van het gehalte aan bestrijdingsmiddelen en oestrogene

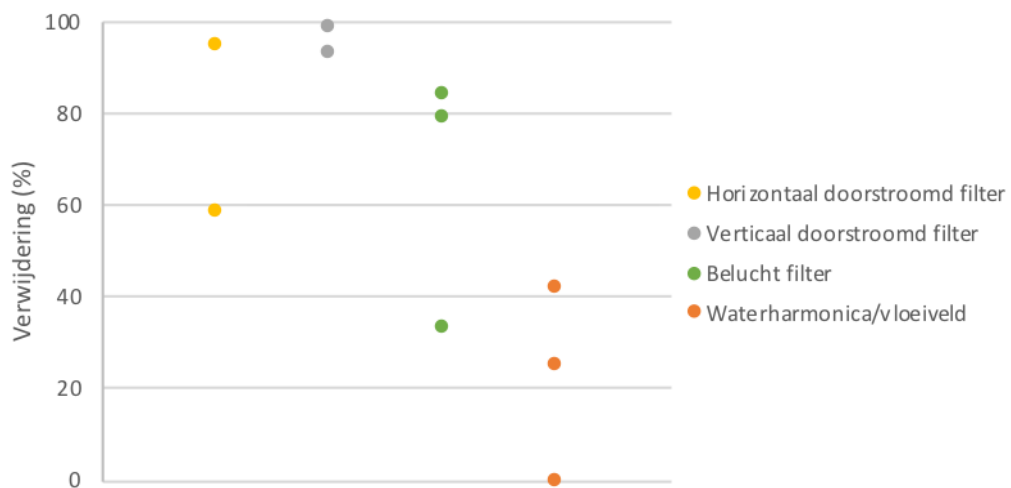
stoffen. Tegenstrijdige resultaten zijn gerapporteerd voor vier Zweedse Waterharmonica's, waar de ecotoxiciteit van het effluent is geanalyseerd met sub-chronische ecotoxiciteitstesten voor macro-algen en crustacean. De geobserveerde effecten (EC_{50} van 7,5 – 46% en LOEC van 11 – 90%)¹ konden niet worden gelinkt aan de gedetecteerde microverontreinigingen (medicijnen) of metalen in het effluent, maar waren waarschijnlijk veroorzaakt door hoge ammonium concentraties (Breitholz et al., 2012), zoals ook in 1978 – 1980 in Elburg. Het systeem in Elburg was hydraulisch laag belast (0,08 m/dag, maar het effluent bevatte 30 tot 40 mg/NH₄/l, dit zal zeker toxische effecten gehad hebben (STOWA 2012-11).

2.5.2 ZWEVEND STOF VERWIJDERING

Zwevend stof in RWZI-effluent bestaat voornamelijk uit kleine slibvlokken actief slib (inclusief pathogenen). De bestudeerde verticaal doorstroomde filters zijn goed in staat om zwevend stof te verwijderen, met een efficiëntie van 93 tot 99% (Figuur 2.22). Voor horizontaal doorstroomde filters is een gemiddelde tot hoge afname van zwevend stof gemeten (59-95%), gevolgd door beluchte filters (33-84%). Voor deze filters geldt dat het merendeel van de zwevende deeltjes verwijderd wordt door filtratie door bodem en planten in de eerste paar meter van het systeem (Spoelstra & Truijten, 2010).

Waterharmonica's en vloeivelden tonen een lage verwijdering van zwevend stof (0-42%), ondanks aanzienlijke bezinking en afbraak van zwevend stof afkomstig uit de RWZI in bijvoorbeeld de watervlooienvijver of in het vloeiveld. Dit verschijnsel kan worden verklaard door de zogenaamde zwevend stof paradox, waar bezinking en afbraak van RWZI zwevend stof wordt gecompenseerd door de productie van biologisch zwevend stof door algengroei en het afsterven van plantenresten. Oftewel, er vindt een conversie van de samenstelling van zwevend stof plaats in Waterharmonica's en vloeivelden, resulterend in een niet of nauwelijks veranderend zwevend stof gehalte (Kampf & Sala, 2009; Matamoros et al., 2008; STOWA 2012-11).

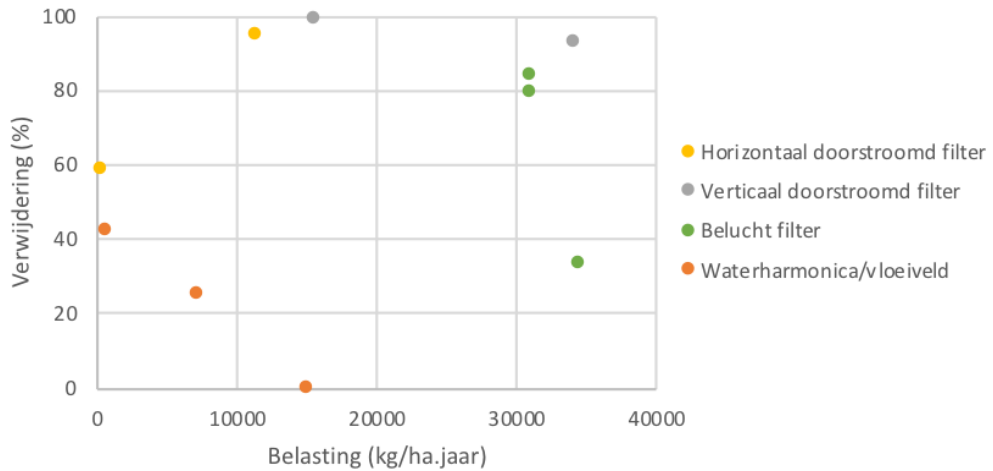
FIGUUR 2.22 VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE (%) VAN ZWEVEND STOF IN VERSCHILLENDE NATUURLIJKE ZUIVERINGSSYSTEMEN. ZIE BIJLAGE 2 VOOR ACHTERLIGGENDE DATA EN LITERATUURVERWIJZING



1 EC_{50} staat voor Half Maximal Effective Concentration. In dit geval de concentratie van het ingaande en uitgaande water waar 50% remming van de groeisnelheid van de algen werd geobserveerd. LOEC staat voor Lowest Observed Effect Concentration: Laagste concentratie waar een effect op de algen geobserveerd werd.

In Figuur 2.23 zijn de verwijderingsrendementen van zwevend stof uitgezet tegen de belasting van de verschillende systemen. Hieruit kan worden afgeleid dat Waterharmonica's en vloeivelden bij een hogere belasting waarschijnlijk minder goed in staat zijn om zwevend stof te verwijderen. Voor de overige systemen kan geen verband worden gelegd tussen de belasting en het verwijderingsrendement.

FIGUUR 2.23 ZWEVEND STOF VERWIJDERING (%) UITGEZET TEGEN ZWEVEND STOF BELASTING (KG/HA.JAAR). ZIE BIJLAGE 2 VOOR ACHTERLIGGENDE DATA EN LITERATUURVERWIJZING



Tabel 2.13 geeft een overzicht van de gemiddelde zwevend stof verwijdering in de bestudeerde systemen en generieke verwijdering gerapporteerd in de literatuur voor vergelijkbare natuurlijke zuiveringssystemen ingezet als primaire, secundaire of tertiaire rioolwaterzuivering. De referentiewaarden voor de horizontaal en verticaal doorstroomde filters liggen in lijn met de gemiddelde verwijdering in de bestudeerde systemen. Ook de referentiewaarde voor tertiaire waterzuivering in vloeivelden komt overeen met de gemiddelde TSS verwijdering in de bestudeerde systemen. In de bestudeerde beluchte filters ligt de gemiddelde TSS verwijdering lager dan in soortgelijke systemen omschreven in de literatuur. Een mogelijke verklaring is dat de beluchte filters uit de literatuur ruw afvalwater behandelen, waar hogere TSS concentraties en grotere TSS fracties (die makkelijker uitfilteren en bezinken) kunnen leiden tot efficiëntere verwijdering.

TABEL 2.13 GEMIDDELTE VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE (%) VAN ZWEVEND STOF (TSS) IN DE BESTUDEERDE NATUURLIJKE ZUIVERINGSSYSTEMEN EN IN SOORTGELIJKE SYSTEMEN UIT ANDERE STUDIES

	Horizontaal doorstroomd		Verticaal doorstroomd		Belucht filter		Waterharmonica / vloeiveld	
	%	Aantal	%	Aantal	%	Aantal	%	
Bestudeerde systemen	77	2	96	2	65	3	22	3
Generieke data	83 ^a	158	90-99 ^a	n.a.	87 ^b	4	73 ^a *	85
							23 ^c	37

^aSpoelstra & Truijten (2010); ^bIlyas & Masih (2017); ^cVymazal (2005); *Referentiewaarde voor vloeivelden (boven: vloeiveld als primaire, secundaire of tertiaire zuivering; onder: vloeiveld als tertiaire zuivering).

Wat betreft Waterharmonica's zijn overeenkomende resultaten gerapporteerd voor vijf andere Nederlandse Waterharmonica's: ook hier werd aan de hand van de zwevend stof concentraties, gemeten in de verschillende componenten van het systeem, geconcludeerd dat de hoeveelheid zwevend stof in een Waterharmonica nauwelijks afneemt (of zelfs toeneemt), maar dat de verschillende componenten wel een verandering teweeg brengen in de samenstelling van zwevende stof door conversie van zwevend stof: de zwevend stof

paradox (STOWA 2012-11). Om deze reden is het de vraag of het zinvol is om te spreken over een TSS verwijderingsrendement in Waterharmonica's, gezien de verandering van de samenstelling het belangrijkste winstpunt is.

2.5.3 STIKSTOF VERWIJDERING

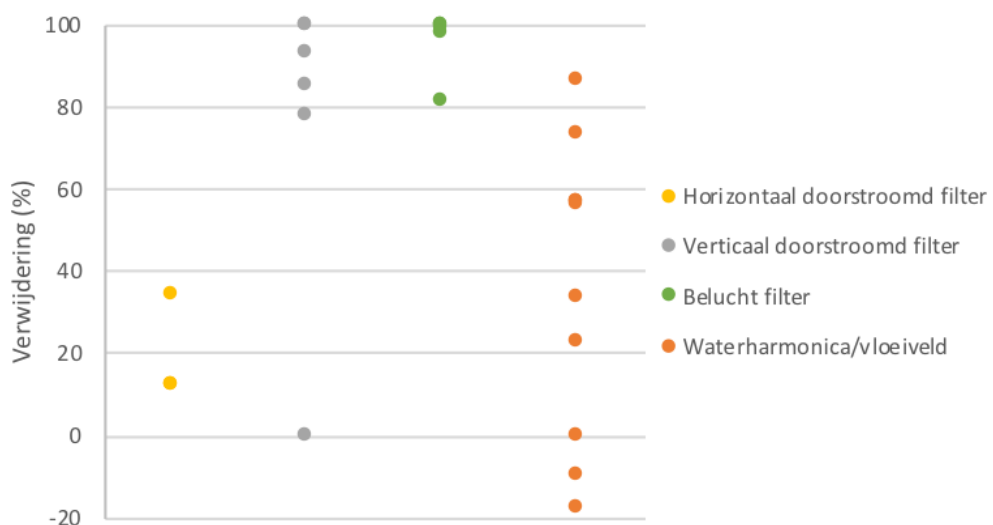
Nitrificatie in combinatie met denitrificatie is het belangrijkste mechanisme om stikstof te verwijderen in natuurlijke zuiveringssystemen. Nitrificatie vindt plaats wanneer de zuurstofconcentratie hoog genoeg is om de groei van strikt aerobe nitrificerende bacteriën te bevorderen. Het rendement van nitrificatie wordt daarom bepaald door het zuurstofgehalte, en verschilt hierdoor sterk per natuurlijk zuiveringssysteem. Om deze reden is nitrificatie een beperkende factor voor totaal-stikstofverwijdering in natuurlijke zuiveringssystemen. Denitrificatie wordt vervolgens bemoeilijkt door de lage koolstof concentraties in RWZI-effluent en de noodzaak van anaerobe/anoxische condities. Naast nitrificatie/denitrificatie draagt plantopname bij aan stikstofverwijdering, in vloeivelden en Waterharmonica's (STOWA 2000-10, STOWA 2013-07).

Ammonium

Aanwezigheid van zuurstof in natuurlijke zuiveringssystemen stimuleert de verwijdering van ammonium door nitrificatie, wat de hoge ammonium afname in beluchte filters en verticaal doorstroomde filters verklaart (Figuur 2.24). Zo resulteert actieve beluchting van verticaal doorstroomde helofytenfilters in 81 tot 99% afname, ten opzichte van 78 tot 100% afname in niet actief beluchte verticaal doorstroomde filters die tevens wel aerobe condities hebben (m.u.v. een uitschieter van 0% in het verticaal doorstroomde filter in Kaatsheuvel). Eveneens zorgt beluchting van horizontaal doorstroomde filters voor aanzienlijk verhoogde ammonium verwijdering (99%) vergeleken met anaerobe horizontaal doorstroomde filters (12-34%). De capaciteit van Waterharmonica's om ammonium te verwijderen varieert sterk van negatieve verwijdering tot meer dan 70% verwijdering. Deze verschillen in verwijderingsrendement worden veroorzaakt doordat elk Waterharmonica systeem bestaat uit verschillende nageschakelde compartimenten, met elk zijn eigen condities (bijvoorbeeld hoog/laag zuurstofgehalte, belasting, invloed watervogels, wel/geen vegetatie). Voor vloeivelden is de verwijdering van ammonium slechts in één studie vastgesteld, en bedroeg deze 87%.

FIGUUR 2.24

VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE VOOR AMMONIUM IN VERSCHILLENDE NATUURLIJKE ZUIVERINGSSYSTEMEN. VOOR DE LEESBAARHEID LOOPT DE VERTICALE AS VAN -20 TOT 100%. HIERDOOR VALLEN TWEE DATAPUNTEN (-1180 EN -2600%) VOOR DE WATERHARMONICA BUITEN HET BEREIK VAN DE GRAFIEK. ZIE BIJLAGE 2 VOOR ACHTERLIGGENDE DATA EN LITERATUURVERWIJZING

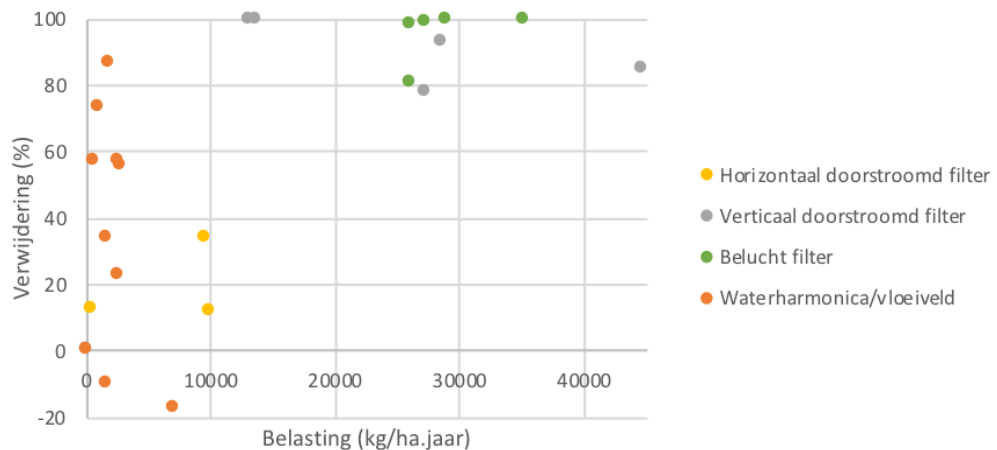


Hogere ammonium verwijdering in de zomer (>15% verschil tussen zomer en voorjaar of winter) duidt aan dat de verwijderingsmechanismen van ammonium (nitrificatie en plantopname) seizoensafhankelijk zijn door verbeterde biologische activiteit onder hogere temperatuur en meer begroeiing (Breitholz et al., 2012; Matamoros et al., 2008 & 2017; Randefelt, 2019). Daarnaast hebben metingen aan dezelfde systemen over een aantal jaren laten zien dat ammonium beter wordt verwijderd wanneer de macrofyten (bijvoorbeeld riet) bedekking toeneemt (Breitholz et al., 2012; Randefelt, 2019; Vystavna et al., 2017).

In Figuur 2.25 is te zien dat het verwijderingsrendement op ammonium voor Waterharmonica's en vloeivelden sterk uiteenloopt. Voor de helofytenfilters, die tevens hoger belast zijn in de bestudeerde literatuur, kan dit verband niet worden waargenomen. De verticaal doorstroomde helofytenfilters laten een zwakke afname in verwijderingsrendement zien bij een hogere belasting, terwijl de ammoniumverwijdering in beluchte filters redelijk stabiel blijft bij hogere belasting. Dit komt doordat actieve beluchting ervoor zorgt dat de zuurstofconcentratie geen beperkende factor zal vormen om ammonium bij hogere belasting te nitrificeren, terwijl in verticaal doorstroomde filters de zuurstofconcentratie, en daarmee nitrificatiecapaciteit, zal afnemen door hogere belasting.

FIGUUR 2.25

DE AMMONIUMVERWIJDERING (%) UITGEZET TEGEN DE AMMONIUMBELASTING (KG/HA.JAAR). VOOR DE LEESBAARHEID LOOPT DE VERTICALE AS VAN -20 TOT 100%. HIERDOOR VALLEN TWEE DATAPUNTEN (-1180 EN -2600%) VOOR DE WATERHARMONICA/VLOEIVELD BUITEN HET BEREIK VAN DE GRAFIEK. ZIE BIJLAGE 2 VOOR ACHTERLIGGENDE DATA EN LITERATUURVERWIJZING



Tabel 2.14 geeft een overzicht van het gemiddelde verwijderingsrendement van ammonium in de bestudeerde systemen en de referentiewaarden per systeem. Hieruit blijkt dat de gevonden ammoniumverwijdering voor verticaal doorstroomde filters en beluchte filters in lijn zijn met de referentiewaarden. De referentiewaarden voor horizontaal doorstroomde filters en vloeivelden liggen hoger dan de gemiddelde ammoniumverwijdering gemeten in de bestudeerde systemen. Mogelijke verklaringen hiervoor zijn dat het zuurstofgehalte in de bestudeerde systemen relatief laag lag t.o.v. een gemiddeld horizontaal doorstroomd filter of vloeiveld; en dat de vegetatie in de bestudeerde vloeivelden minder goed in staat was ammonium vast te leggen. De referentiewaarden en de gegevens van de bestudeerde systemen volgen een gelijke trend: hoge verwijdering in verticaal doorstroomde en beluchte filters, en relatief lage verwijdering in horizontaal doorstroomde filters en vloeivelden.

TABEL 2.14 GEMIDDELTE VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE (%) VAN AMMONIUM IN DE BESTUDEERDE NATUURLIJKE ZUIVERINGSSYSTEMEN EN IN SOORTGELIJKE SYSTEMEN UIT ANDERE STUDIES

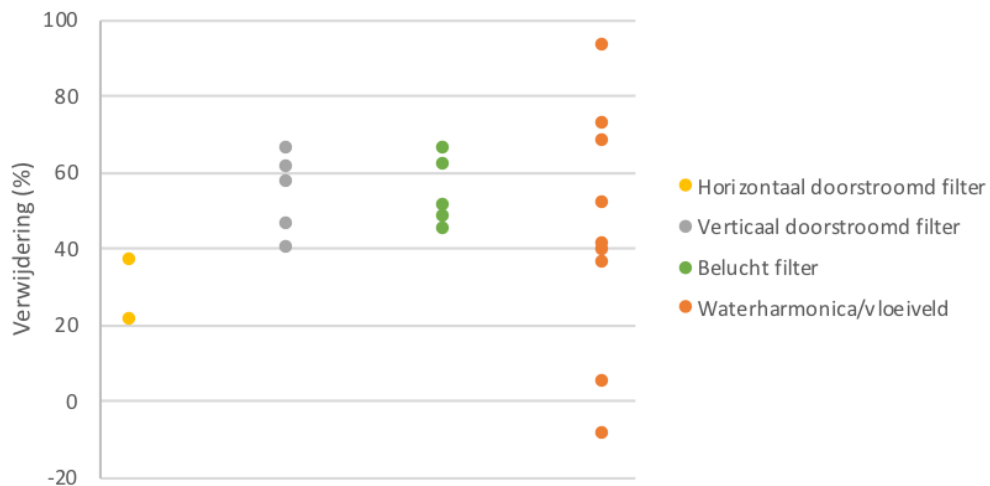
	Horizontaal doorstroomd		Verticaal doorstroomd		Belucht filter		Waterharmonica / vloeiveld	
	%	Aantal	%	Aantal	%	Aantal	%	Aantal
Bestudeerde systemen	20	3	76	7	96	5	36	10
Generieke data	48 ^a	151	84 ^a	80	89 ^b	26	55 ^a *	64

^aVymazal (2007); ^bIlyas & Masih (2017); *Referentiewaarde voor vloeivelden.

Totaal stikstof

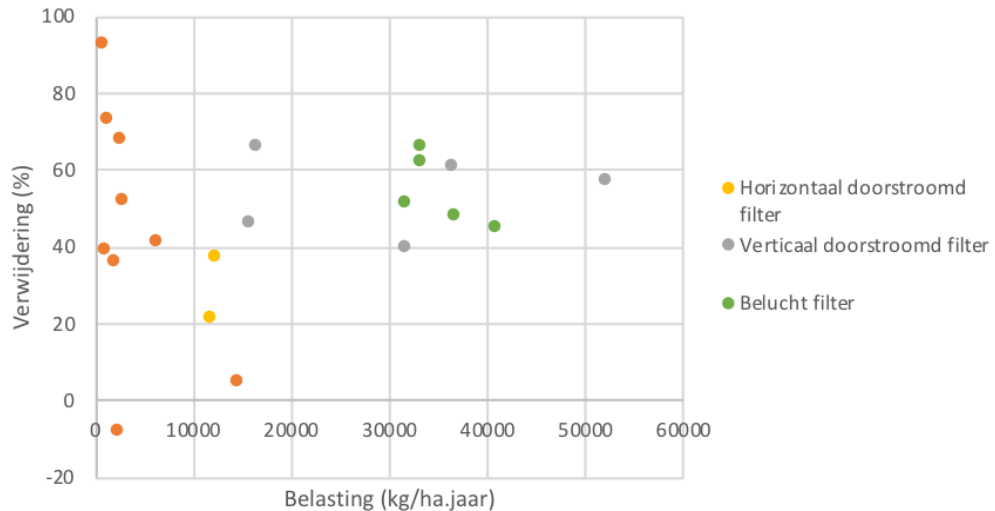
Figuur 2.26 laat zien dat afname van totaal stikstof (TN) hoger ligt in beluchte en verticaal doorstroomde filters (45-66% en 40-66%) dan in horizontaal doorstroomde systemen, in lijn met ammoniumverwijdering. Horizontaal doorstroomde filters behalen relatief lage TN verwijdering van 21 tot 37%, gelinkt aan de lage nitrificatie activiteit in anaerobe condities. Waterharmonica's en vloeivelden behalen uiteenlopende verwijderingsrendementen voor TN, variërend van -8,3 tot 93%. Hogere temperatuur, en dus verbeterde biologische activiteit, en meer begroeiing in de zomer resulteren in een toename van het TN verwijderingsrendement van gemiddeld 47% in vier Zweedse Waterharmonica's (Breitholz et al., 2012; Randefelt, 2019).

FIGUUR 2.26 VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE (%) VAN TOTAAL STIKSTOF (TN) IN VERSCHILLENDE NATUURLIJKE ZUIVERINGSSYSTEMEN. ZIE BIJLAGE 2 VOOR ACHTERLIGGENDE DATA EN LITERATUURVERWIJZING



In Figuur 2.27 is te zien dat het verwijderingsrendement op N-totaal voor Waterharmonica's en vloeivelden sterk uiteenloopt. Dit komt overeen met resultaten gerapporteerd in STOWA 2013-07. In de verticaal doorstroomde en beluchte helofytenfilters worden de verwijderingsrendementen minder sterk beïnvloed door belasting van het systeem, met slechts lichte afname in verwijderingsrendement bij hogere belasting. Voor de horizontaal doorstroomde filters is er te weinig data om een uitspraak te doen over invloed van belasting op TN verwijdering.

FIGUUR 2.27 TN VERWIJDERING (%) UITGEZET TEGEN TN BELASTING (KG/HA.JAAR). ZIE BIJLAGE 2 VOOR ACHTERLIGGENDE DATA EN LITERATUURVERWIJZING



Uit de referentiewaarden kan worden vastgesteld dat de stikstof afname in verticaal doorstroomde filters, beluchte filters en vloeivelden in lijn liggen met de bevindingen van de bestudeerde filters (Tabel 2.15). De referentiewaarde voor horizontaal doorstroomde filters ligt hoger dan de gemiddelde TN verwijdering gemeten in de bestudeerde systemen, zoals ook het geval was voor de gemiddelde verwijdering van ammonium. Gezien verticaal doorstroomde filters ammonium succesvol verwijderen, maar gelimiteerde denitrificatie plaatsvindt; terwijl horizontaal doorstroomde filters gunstige condities hebben voor denitrificatie, maar nadelige condities voor ammoniumverwijdering; zou een combinatie (hybride filter) de voordelen van beide systemen exploiteren door zowel aerobe als anaerobe condities te creëren (Vymazal, 2007). Ook zou gedeeltelijke verzadiging van een verticaal doorstroomd filter, waardoor deels anaerobe omstandigheden ontstaan, een effectieve aanpak zijn om nitrificatie/denitrificatie te stimuleren (Ávila et al., 2021). Voor Waterharmonica's is het lastig om een referentiewaarde te definiëren vanwege de sterke invloed van stikstofbelasting op verwijdering, verschillende compartimenten in het systeem en lokale omstandigheden (watervogels). Zo wordt in de Nederlandse Waterharmonica's gemiddeld 10-25% totaal stikstof verwijderd, terwijl Zweedse Waterharmonica's gemiddeld 25-50% verwijdering behalen.

TABEL 2.15 GEMIDDELTE VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE (%) VAN TOTAAL STIKSTOF (TN) IN DE BESTUDEERDE NATUURLIJKE ZUIVERINGSSYSTEMEN EN IN SOORTGELIJKE SYSTEMEN UIT ANDERE STUDIES

	Horizontaal doorstroomd		Verticaal doorstroomd		Belucht filter		Waterharmonica/ vloeiveld	
	%	Aantal	%	Aantal	%	Aantal	%	Aantal
Bestudeerde systemen	29	2	54	5	54	5	44	9
Generieke data	42 ^a	137	45 ^a	51	62 ^b	26	10-50 ^{c*}	18
							41 ^a	85

^aVymazal (2007); ^bIlyas & Masih (2017); ^cSTOWA 2013-07; *Bovenste referentiewaarde hoort bij de Waterharmonica, onderste waarde bij vloeivelden.

2.5.4 FOSFOR VERWIJDERING

De verwijdering van fosfor is anders dan die van stikstof. Er vinden namelijk geen valentieveranderingen plaats tijdens de assimilatie van anorganisch fosfor of afbraak van organisch fosfor door micro-organismen. Neerslag, sorptie en plantopname van fosfor zijn belangrijke verwijderingsprocessen in natuurlijke zuiveringssystemen. Daarnaast vormt accumulatie in de bodem/turf in vloeivelden het voornaamste lange-termijn verwijderingsmechanisme van fosfor (STOWA 2000-10; STOWA 2013-07; Vymazal, 2007).

Totaal fosfor (TP) concentraties en verwijdering zijn weinig gemeten in de bestudeerde natuurlijke zuiveringssystemen. Voor slechts twee verticaal doorstroomde filters en zeven Waterharmonica's waren data beschikbaar (Figuur 2.28). Het verticaal doorstroomde filter kan 50% totaal fosfor verwijderen, waarvan 40% orthofosfaat (Brunsch et al., 2020). Dit is waargenomen in een pilot verticaal doorstroomd filter gevuld met zand en calciumcarbonaat. Mogelijk heeft het calciumcarbonaat een rol gespeeld bij deze verwijdering. In het verticaal doorstroomde filter bij Kaatsheuvel is een negatief rendement van totaal fosfor gemeten van -50%, bij een lage ingaande fosfor concentratie van 0,08 mg P/l (He, 2018). Waterharmonica's bieden een uiteenlopende afname van totaal fosfor, variërend van negatieve verwijdering tot 60% verwijdering. Uit zomer- en wintermetingen aan vier Zweedse Waterharmonica's blijkt dat TP verwijdering hoger is in de zomermaanden (gemiddelde toename van 23%) (Breitholz et al., 2012; Randefelt, 2019).

FIGUUR 2.28

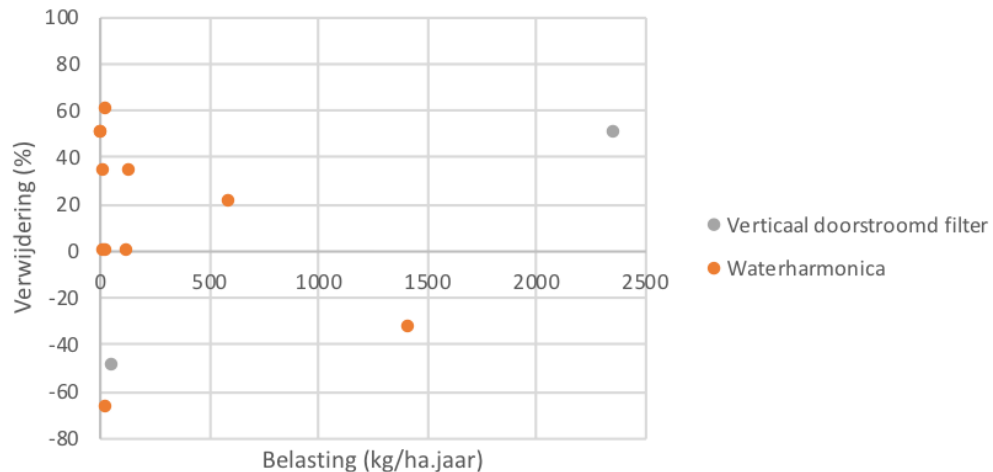
VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE (%) VAN TOTAAL FOSFOR (TP) IN VERSCHILLENDE NATUURLIJKE ZUIVERINGSSYSTEMEN. ZIE BIJLAGE 2 VOOR ACHTERLIGGENDE DATA EN LITERATUURVERWIJZING



Door het verwijderingsrendement van TP uit te zetten tegen de TP belasting (kg/ha.jaar) wordt duidelijk dat ook hier geldt dat een hogere belasting van Waterharmonica's resulteert in een sterk afnemend verwijderingsrendement (Figuur 2.29). Specifiek de Zweedse Waterharmonica's, die lager belast zijn dan de bestudeerde Nederlandse Waterharmonica's, behalen hoge verwijderingsrendementen voor TP. Dit komt overeen met resultaten gerapporteerd in STOWA 2013-07. Voor de verticaal doorstroomde filters is een omgekeerde trend te zien, wat kan worden verklaard doordat het filtersubstraat calciumcarbonaat bevatte wat mogelijk de vastlegging van TP heeft verbeterd bij hoge belasting (Brunsch et al., 2020).

FIGUUR 2.29

TP VERWIJDERING (%) UITGEZET TEGEN TP BELASTING (KG/HA.JAAR). ZIE BIJLAGE 2 VOOR ACHTERLIGGENDE DATA EN LITERATUURVERWIJZING



Uit review artikelen en referentiewaarden kan worden vastgesteld dat verticaal doorstroomde filters en beluchte filters TP redelijk goed kunnen verwijderen (60-65%) (Tabel 2.16). Horizontaal doorstroomde filters en vloeivelden bereiken een lagere verwijdering (41-49%). Beluchting van het filter zou mogelijk kunnen resulteren in een lichte verbetering van de verwijdering van TP (Ilyas & Masih, 2018). Een referentiewaarde definiëren voor Waterharmonica's is lastig, gezien de verwijdering van totaal fosfor in Waterharmonica's sterk afhangt van de belasting (zie Figuur 2.29 en STOWA 2013-07). In de Nederlandse Waterharmonica's varieert het rendement van -40 tot 40% onder hoge fosfor belasting (200-800 kg/ha.jaar), ten opzichte van 25-90% in Zweedse Waterharmonica's onder lage fosforbelasting (<200 kg/ha.jaar) (STOWA 2013-07). Daarnaast beïnvloeden de verschillende compartimenten waaruit een Waterharmonica bestaat de verwijdering van fosfor. Neem bijvoorbeeld de Waterharmonica in Klaterwater, waar 99% fosfor verwijdering wordt bereikt door de combinatie van een zandfilter, verticaal doorstroomd rietfilter en vijvers (STOWA 2013-07).

TABEL 2.16 GEMIDDELDE VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE (%) VAN TOTAAL FOSFOR (TP) IN DE BESTUDEERDE NATUURLIJKE ZUIVERINGSSYSTEMEN EN IN SOORTGELIJKE SYSTEMEN UIT ANDERE STUDIES

	Horizontaal doorstroomd		Verticaal doorstroomd		Belucht filter		Waterharmonica / vloeiveld	
	%	Aantal	%	Aantal	%	Aantal	%	
Bestudeerde systemen	n.a.	n.a.	0	2	n.a.	n.a.	13	11
Generieke data	41 ^a	149	60 ^a	78	65 ^b	10	-40-90 ^{c*}	17
							49 ^a	85

^aVymazal (2007); ^bIlyas & Masih (2018); ^cSTOWA 2013-07; *Bovenste referentiewaarde hoort bij de Waterharmonica, onderste waarde bij vloeivelden.

2.5.5 PATHOGENEN

Het grootste deel van de pathogenen in afvalwater, voornamelijk afkomstig van menselijke uitwerpselen, wordt verwijderd in de RWZI. Het RWZI-effluent bevat echter nog altijd een aanzienlijke hoeveelheid pathogenen, waaronder bacteriën en virussen. Nageschakelde natuurlijke zuiveringssystemen kunnen het aantal pathogenen verder verminderen door een combinatie van verschillende processen: fysisch (sedimentatie, filtratie, sorptie aan organisch materiaal); biologisch (afsterving, retentie in biofilm, competitie voor nutriënten); fotolyse (afbraak door UV/zonlicht) en chemisch (oxidatie) (STOWA 2013-07)

Beluchte helofytenfilters, zowel horizontaal als verticaal doorstroomd, verwijderen *E.Coli* het meest efficiënt, gevolgd door verticaal doorstroomde helofytenfilters (Figuur 2.30). Hieruit blijkt dat aanwezigheid van zuurstof in het helofytenfilter, zowel in actief beluchte filters als

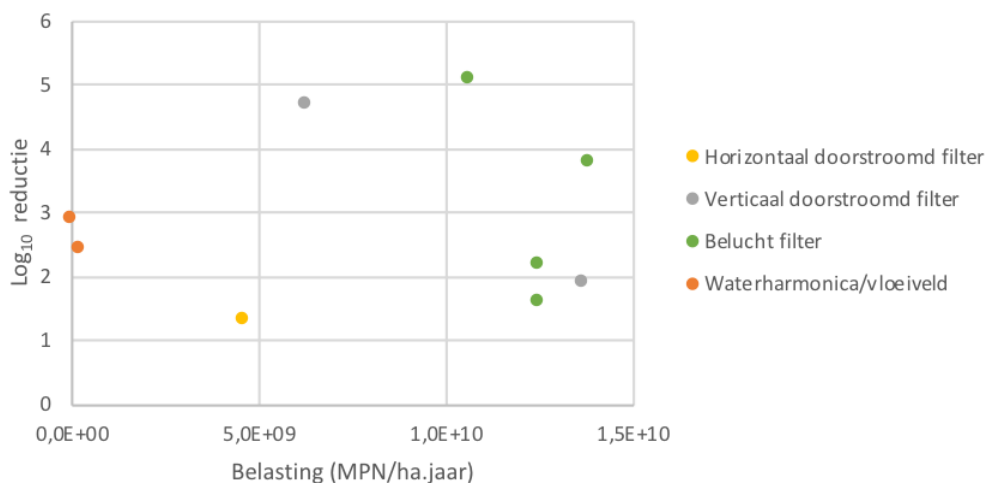
in verticaal doorstroomde filters, resulteert in hoge reductie van de *E.Coli* belasting (log 1,6-5,1 reductie). Door actieve beluchting wordt de *E.Coli* verwijdering verbeterd van log 1,3 reductie in een horizontaal doorstroomd filter naar log 3,8 tot 5,1 reductie in een belucht horizontaal doorstroomd filter (Sossalla et al., 2020&2021). Waterharmonica's en vloeivelden zijn ook in staat om goede desinfectie te bereiken (log 2,4 tot log 2,9 reductie) (Matamoros et al., 2008; STOWA 2012-11). Onderzoek bij Waterharmonica Hapert heeft bijvoorbeeld aangetoond dat de natuurlijke nazuivering van het RWZI-effluent in Waterharmonica Hapert de microbiële kwaliteit van het water vergaand verbetert (Hommes-de Vos et al., 2021).

Naast beluchting heeft het seizoen ook invloed op de efficiëntie van natuurlijke zuiverings-systemen om pathogenen te verwijderen. Hogere temperatuur, meer UV-instraling en/of meer predatie in de zomer kunnen leiden tot verbeterde verwijdering van *E. Coli* en fecale Coliformen (Matamoros et al., 2008; STOWA 2012-11). Ook een hogere hydraulische verblijftijd, resulterend in lagere belasting, heeft een positief effect op de verwijdering van pathogenen (STOWA 2012-11). De resultaten gepresenteerd in Figuur 2.31 lijken hiermee overeen te komen, maar er zijn te weinig datapunten per systeem om een sterk verband vast te kunnen stellen.

FIGUUR 2.30 VERWIJDERING VAN PATHOGENEN (E. COLI EN FECALE COLIFORMEN) IN VERSCHILLENDE NATUURLIJKE ZUIVERINGSSYSTEMEN, UITGEDRUKT IN LOG₁₀ REDUCTIE. ZIE BIJLAGE 2 VOOR ACHTERLIGGENDE DATA EN LITERatuurVERWIJZING



FIGUUR 2.31 LOG₁₀ REDUCTIE VAN PATHOGENEN UITGEZET TEGEN DE BELASTING (MPN/HA.JAAR) VAN HET SYSTEEM. ZIE BIJLAGE 2 VOOR ACHTERLIGGENDE DATA EN LITERatuurVERWIJZING



Naast *E. Coli* en fecale Coliformen heeft He et al. (2018) de aanwezigheid van antibiotica resistente genen (ARGs) geanalyseerd. Hieruit bleek dat het verticaal doorstroomde helofytenfilter in Kaatsheuvel 57-100% en de Waterharmonica van Land van Cuijk 14-95% van alle bestudeerde ARGs verwijderden. In de Waterharmonica van Hapert neemt de hoeveelheid ARGs echter toe, met uitzondering van gen *ermB* (70% verwijdering) (He et al., 2018).

Referentiewaarden voor de verwijdering van pathogenen in horizontaal doorstroomde en verticaal doorstroomde filters komen overeen met de geobserveerde verwijdering in de bestudeerde systemen (Tabel 2.17). Uit metingen in verschillende Nederlandse Waterharmonica's is gebleken dat de bacteriologische en virale samenstelling van het water een logaritmische afname volgt met de loop van het systeem. De pathogenen worden gemiddeld met log 1 tot log 2 eenheden gereduceerd over het gehele Waterharmonica systeem. Hierdoor liggen de *E. Coli* concentraties in de meeste gevallen onder de zwemwaternorm van 900 MPN *E. Coli* per 100 mL. De verwijdering is afhankelijk van de hydraulische verblijftijd in de Waterharmonica: bij 1,5 dag neemt de *Coli* concentratie circa log 1 eenheid af en bij een verblijftijd van 3 dagen is log 2 reductie haalbaar. De verdeel/bezink/watervlooienvijvers, met een verblijftijd van circa 1 dag, kunnen 60-80% verwijdering bereiken. Na de helofytenfilters, met een extra verblijftijd van 1-1,5 dag, is 99% (log 2) van de pathogenen verwijderd (STOWA 2012-11).

TABEL 2.17 GEMIDDELTE VERWIJDERING (LOG₁₀ REDUCTIE) VAN PATHOGENEN (*E. COLI* EN FAECALE COLIFORMEN) IN DE BESTUDEERDE NATUURLIJKE ZUIVERINGSSYSTEMEN EN IN SOORTGELIJKE SYSTEMEN UIT ANDERE STUDIES

	Horizontaal doorstroomd		Verticaal doorstroomd		Belucht filter		Waterharmonica / vloeiveld	
	Log ₁₀	Aantal	Log ₁₀	Aantal	Log ₁₀	Aantal	Log ₁₀	Aantal
Bestudeerde systemen	1,3	1	3,3	2	3,2	4	2,7	2
Generieke data	1,1 ^a	51	3 ^b	n.a.	n.a.	n.a.	1-2 ^d *	4
							2-4 ^b	85
							0,96 ^c	26

^aVymazal (2005); ^bSpoelstra & Truijen (2010); ^cGhermandi et al. (2007); ^dSTOWA 2012-11; *Bovenste referentiewaarde hoort bij de Waterharmonica, onderste waarden bij vloeivelden (als zuivering in geheel of als tertiaire zuivering).

2.5.6 METALEN

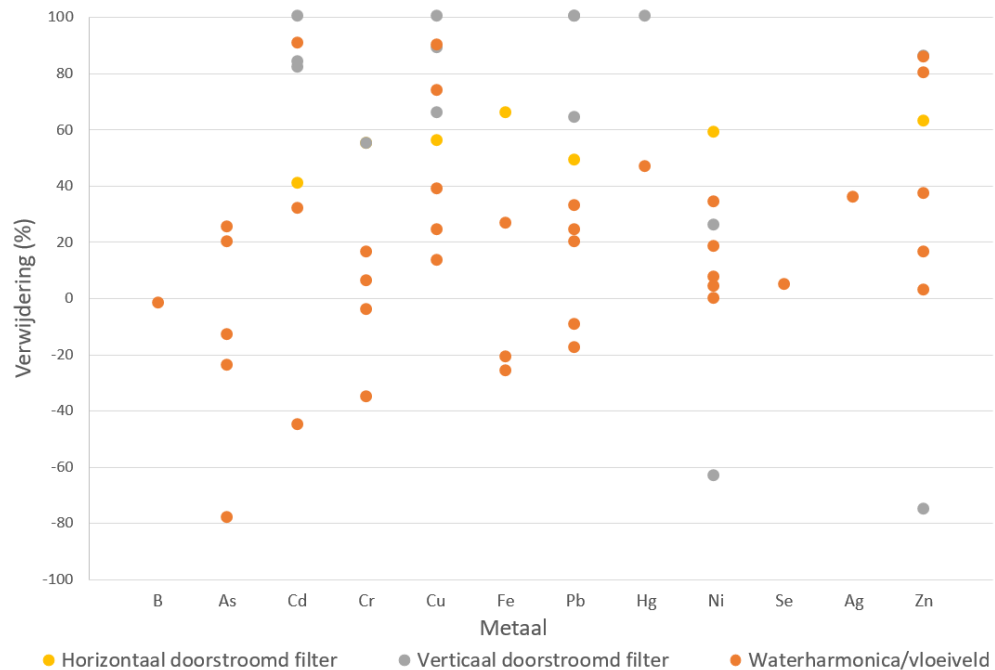
RWZI-effluent bevat lage concentraties zware metalen en lozing op oppervlaktewateren kan resulteren in accumulatie in sediment en waterplanten. Daarnaast zorgt biologische beschikbaarheid van sommige zware metalen voor ophoping in de voedselketen, wat resulteert in potentiële gezondheidsrisico's voor mens en dier (Liu et al., 2020). De rol van natuurlijke zuiveringssystemen in het verwijderen van veelvoorkomende zware metalen in RWZI-effluent is onderzocht voor horizontaal doorstroomde filters, Waterharmonica's en vloeivelden (Breitholz et al., 2012; Ghermandi et al., 2007; Kumari & Tripathi, 2015). Data voor verticaal doorstroomde filters is voornamelijk gebaseerd op behandeling van ruw huishoudelijk afvalwater, met concentraties in dezelfde range als de RWZI-effluent data (Lesage et al., 2006; Liu et al., 2020). Voor het verkrijgen van data over de verwijdering van zware metalen in natuurlijke zuiveringssystemen is extra literatuur geraadpleegd, de horizontaal en verticaal doorstroomde filters komen daarom niet volledig overeen met de systemen als beschreven in de tabellen van Hoofdstuk 2.3.

Over het algemeen behalen verticaal doorstroomde filters het hoogste verwijderingsrendement op zware metalen (tot 100% voor cadmium, koper, lood en kwik), gevolgd door horizontaal doorstroomde filters (41-66%) (Figuur 2.32). Voor Waterharmonica's en vloeivelden zijn uiteenlopende verwijderingsefficiënties gevonden. De Waterharmonica's

van Oxelösund en Trosa behaalden hoge verwijdering van cadmium (91%), koper (74 en 90%) en zink (80 en 86%) vergeleken met de Waterharmonica's van Eskilstuna (negatief tot 13%) en Nynäshamn (negatief tot 25%) (Breitholz et al., 2012). Vloevelden presteren gemiddeld met een verwijderingsefficiëntie van 32% cadmium, 39% koper en 37% zink (Ghermandi et al., 2007). Voor andere metalen zoals boor, arseen, chroom, ijzer en seleen, zijn relatief lage (en in sommige gevallen zelfs negatieve) efficiënties gerapporteerd voor alle Waterharmonica's en vloevelden. In Waterharmonica's worden zware metalen voornamelijk verwijderd door vastlegging van fijn zwevend slib in het voorbezinkbassin, door bezinking en filteren door watervlooiën. Hierdoor wordt verdere diffuse verontreiniging door zware metalen in het Waterharmonica systeem voorkomen (STOWA 2000-10).

FIGUUR 2.32

VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE (%) VAN ZWARE METALEN IN VERSCHILLENDE NATUURLIJKE ZUIVERINGSSYSTEMEN. VOOR DE LEESBAARHEID VAN DE GRAFIEK LOOPT DE VERTICALE AS VAN -100 TOT 100%, HIERDOOR VALLEN 6 DATAPUNTEN (-998 TOT -121 %) BUITEN HET BEREIK VAN DE GRAFIEK



2.6 SELECTIE SYSTEMEN VOOR NADERE UITWERKING

Op basis van de resultaten uit het literatuuronderzoek en de beschouwing van de verwijdering van de gidsstoffen in de verschillende natuurlijke zuiveringssystemen is een aantal natuurlijke zuiveringssystemen geselecteerd om nader uitgewerkt te worden voor een 100.000 en 30.000 i.e. referentiezuiivering. Deze systemen zijn geselecteerd op basis van de volgende selectiecriteria:

- Potentie om binnen 5 – 10 jaar minimaal 70% verwijdering op gidsstoffen en 50% reductie ecotoxicologische effecten te behalen
- Duurzaamheid (CO_2 -footprint < 70 g/m^3)
- Bijvangst (reductieve ecotoxiciteit)

Uit paragraaf 2.4 komt naar voren dat natuurlijke systemen in staat zijn om microverontreinigingen te verwijderen. Navolgend zijn voor de afzonderlijke systemen de gemiddelde verwijderingsrendementen opgenomen die in de verschillende studies bereikt zijn waarbij we eveneens aangeven hoe veel van de gidsstoffen er voor de afzonderlijke systemen maximaal geanalyseerd zijn.

Verticaal doorstroomde helofytenfilters leveren een gemiddeld verwijderingsrendement op van 37% tot 60% waarbij er per studie maximaal 7 van de 11 gidsstoffen geanalyseerd zijn. **Vloevelden** leveren een gemiddeld verwijderingsrendement op van 33 tot 66% waarbij er per studie maximaal 5 van de 11 gidsstoffen geanalyseerd zijn. Voor **Waterharmonica's** zijn gemiddelde verwijderingsrendementen gemeten van 33% tot 56% waarbij er per studie maximaal 8 van de 11 gidsstoffen geanalyseerd zijn. Hiermee voldoen de bovengenoemde systemen niet aan het doel van 70% verwijdering op 7 van de 11 gidsstoffen maar zijn ze zeker in staat om een significante bijdrage te leveren aan het reduceren van gidsstoffen. Bovendien kunnen de bovengenoemde systemen geoptimaliseerd worden met aanvullende zuiveringsstappen waardoor een zuiveringsrendement van 70% wel haalbaar is. Daarnaast is gebleken dat bovengenoemde systemen ook op de lange termijn continue zuiveringsprestaties leveren voor wat betreft gidsstoffen en realiseren ze een goede bijvangst, door een gemiddeld tot hoge reductie van ecotoxiciteit, en een afname van nutriënten, zwevend stof en metalen (zie Sectie 2.5). Omdat natuurlijke zuiveringssystemen in staat zijn om water zowel te zuiveren als te ecologiseren zonder dat dit veel energie en/of grondstoffen vereist, scoren ze ook goed op duurzaamheid. Dit zal nader worden toegelicht in Hoofdstuk 3.

Naast bovengenoemde natuurlijke zuiveringssystemen, zijn ook de geselecteerde systemen uit de STOWA call: het verticaal doorstroomde helofytenfilter met toeslagmateriaal (NFA), Ecovorms (schimmelfilter), het LECA filter (belucht) en de O₃-Waterharmonica, geselecteerd voor nadere uitwerking. Deze systemen zijn allen gebaseerd op een van bovengenoemde bestaande systemen met een innovatieve toevoeging van bepaalde functies om de verwijdering van microverontreinigingen te stimuleren. Het **NFA** filter betreft in feite een verticaal doorstroomt helofytenfilter met extra adsorptiecapaciteit. Voor het NFA filter is op pilot schaal een verwijderingsrendement van 81% op 7 van de 11 gidsstoffen gemeten (2.4.2.2). Mogelijk dat dit hoge verwijderingsrendement wordt veroorzaakt door adsorptie aan de verse toeslagstof. Het **LECA filter** is op semi praktijschaal getest bij DOW Terneuzen waarbij een verwijderingsrendement van 39% op 7 van de 11 gidsstoffen is gemeten bij een verblijftijd van 12 uur (2.4.3.2). In vergelijking met andere natuurlijke systemen is 12 uur kort waardoor het verwijderingsrendement bij een langere verblijftijd naar verwachting hoger zal uitvallen. Zo volgt uit paragraaf 2.4.3.2 dat het verwijderingsrendement van een met zand gevuld belucht filter bij een verblijftijd van 3,4 dagen meer dan 80% bedroeg en wordt in paragraaf 2.4.4.1 beschreven dat alle gidsstoffen bij een verblijftijd van meer dan 10 dagen voor meer dan 95% verwijderd werden. Voor wat betreft **Ecovorms** en de **O₃-Waterharmonica** zijn nog geen verwijderingsrendementen op gidsstoffen beschikbaar vanuit de praktijk. Aangezien de Waterharmonica reeds in staat is om een verwijderingsrendement van 33 - 56% op 7 van de 11 gidsstoffen te halen is de verwachting dat de O₃-Waterharmonica relatief eenvoudig aan de gestelde 70% verwijdering kan voldoen door het doseren van een beperkte hoeveelheid ozon. Voor Ecovorms is op basis van de hoge verwijderingsrendementen in studies naar schimmels (STOWA 2012-18 en Singh, 2006) een verwijderingsrendement van 70% procent op 7 van de 11 gidsstoffen haalbaar geacht waarbij in deze studie een bandbreedte van 50 – 90% aangehouden wordt omdat de werking van schimmels in een verticaal helofytenfilter zich in de praktijk nog moet bewijzen.

Al met al kunnen we concluderen dat niet alle geselecteerde natuurlijke systemen in staat zijn om het vereiste rendement van 70% te halen, met uitzondering van het NFA filter en de O₃-Waterharmonica, maar dat deze systemen zeker de potentie hebben om binnen 5-10 jaar minimaal 70% verwijdering op de gidsstoffen te behalen. Eventueel door het maken van

slimme combinaties zoals die reeds voorgesteld is bij de O₃-Waterharmonica. Natuurlijke systemen leveren daarnaast een hoge bijvangst door reductie van ecotoxiciteit, nutriënten, zwevend stof en metalen. Daarnaast zijn deze systemen aangedragen omdat ze duurzaam zijn: ze hebben een lage CO₂-footprint en voldoen daarmee aan bovenstaande selectiecriteria (nader toegelicht in Hoofdstuk 3).

3

NADERE UITWERKING SYSTEMEN

3.1 INLEIDING

De geselecteerde systemen worden in dit hoofdstuk concreet uitgewerkt voor een 100.000 i.e. referentiezuiivering. Voor de geselecteerde systemen zijn kwantitatieve en kwalitatieve aspecten uitgewerkt:

Kwantitatieve aspecten:

- Dimensioneringsgrondslagen (hydraulische verblijftijd, oppervlaktebelasting, opbouw lagen, toevoer lucht, etc)
- Verwijdering microverontreinigingen (afhankelijk van standtijd en eventuele verzadiging adsorbens)
- Effluentverbetering (biologische effectmeting en overige criteria zoals zwevende stof (SS), stikstof (N) en fosfaat (P))
- Bedrijfsvoering en onderhoud (frequentie klein en groot onderhoud)
- Ruimtebeslag
- Kosten (inclusief en exclusief grondverwerving)
- CO₂-footprint

Kwalitatieve aspecten:

- Effluenthergebruik
- Mogelijkheden tot multifunctioneel ruimtegebruik (natuur, recreatie, educatie)
- Natuurlijke uitstraling van systeem
- Geur en geluid naar omgeving

Omdat natuurlijke systemen naar verwachting ook op kleinere RWZI's zullen worden toegepast is een doorvertaling gemaakt van de dimensies en kosten van de natuurlijke zuiveringen voor een RWZI met een kleinere schaalgrootte (bijvoorbeeld 30.000 i.e.). In Bijlage 3 zijn de dimensies, kosten en CO₂-footprint van de verschillende systemen samengevat.

3.2 UITGANGSPUNTEN

DIMENSIONERING

Als referentie RWZI voor deze haalbaarheidsstudie geldt een RWZI met een capaciteit van 100.000 i.e. a 150 gram TZV. De uitgangspunten voor deze referentie RWZI zijn vastgesteld door de STOWA en zijn opgenomen in Tabel 3.1. Ook is hier een referentie RWZI van 30.000 i.e. aan toegevoegd, gebaseerd op de gegevens van een 100.000 i.e. RWZI.

TABEL 3.1

UITGANGSPUNTEN 100.000 EN 30.000 I.E. REFERENTIE RWZI (RICHTLIJNEN HAALBAARHEIDSSSTUDIE IPMV)

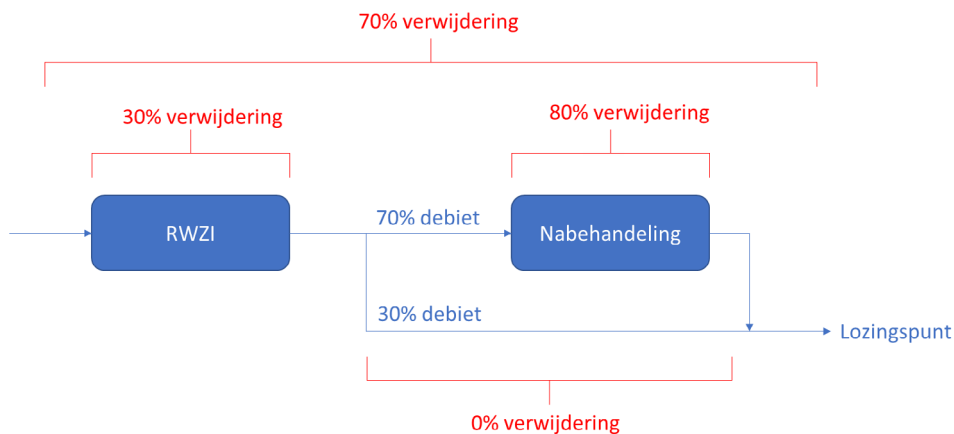
Aspect	Eenheid	100.000 i.e.	30.000 i.e.
Capaciteit RWZI	i.e. 150 g TZV	100.000	30.000
Dagdebiet	m ³ /dag	21.000	6.300
Jaardebiet	m ³ /jaar	7.665.000	2.299.500
DWA-piek	m ³ /h	900	
Ontwerp DWA-piek	m ³ /h	1.040	
Hydraulische capaciteit aanvullende zuivering	m ³ /h	1.040	312
Hydraulische capaciteit aanvullende zuivering	m ³ /dag	24.960	7.488
Minimaal behandeld debiet nageschakelde installatie	m ³ /j	5.365.500	1.609.650

VERWIJDERING GIDSSTOFFEN

Het doel van de beschouwde natuurlijke systemen is om een overall verwijdering van 70% te krijgen voor 7 van de 11 gidsstoffen over de gehele RWZI. Dit betekent dat de concentratie van deze 7 gidsstoffen bij het lozingspunt van de RWZI minimaal 70% lager moet zijn dan de concentratie in het influent. In de literatuurstudie in hoofdstuk 2 is enkel gekeken naar de verwijdering van gidsstoffen in de nageschakelde systemen, maar de RWZI's verwijderen zelf ook al een deel. Verder moet er rekening mee gehouden worden dat niet al het effluent van de RWZI over het nageschakelde systeem gaat. Voor deze studie hanteren we als uitgangspunt dat 70% van het effluent wordt behandeld in het nageschakelde systeem. Verder wordt in de RWZI al gemiddeld 30% van de gidsstoffen verwijderd. Grosso modo komt het er op neer dat een nageschakeld systeem circa 80% verwijdering moet realiseren op 7 van de 11 gidsstoffen om te komen tot een totaal verwijderingsrendement van 70%. Dit is schematisch weergegeven in Figuur 3.1. Per systeem zal worden aangegeven of er aanvullende technieken nodig zijn om het vereiste rendement van 70% te realiseren.

FIGUUR 3.1

VERWIJDERINGSRENDERMENT GIDSSTOFFEN OVER HELE RWZI EN OVER NABEHANDELING



Noot: In deze studie is als uitgangspunt gehanteerd dat 70% van het RWZI effluent nabehandeld wordt in de natuurlijke nazuivering. Afhankelijk van de opzet van het natuurlijke systeem kunnen systemen zoals de Waterharmonica tot wel 100% van het RWZI effluent behandelen door RWA te bufferen in het systeem en vervolgens geleidelijk te behandelen. De verblijftijd in de natuurlijke zuivering loopt hierdoor terug maar het totale verwijderingsrendement op micro verontreinigingen neemt naar verwachting toe.

KOSTEN

Voor de kosten gaan we uit van de richtlijnen haalbaarheidsstudie IPMV. In Tabel 3.2 wordt de opbouw van kale bouwkosten naar stichtingskosten weergegeven.

TABEL 3.2 OPBOUW VAN KALE BOUWKOSTEN NAAR STICHTINGSKOSTEN

Kosten opbouw	Percentage
Kale bouwkosten	
Onvolledigheid	0%
Opslag aannemerskosten	25%
Factor bouwkosten naar stichtingskosten	80%

De uitgangspunten voor overige algemene kosten staan in Tabel 3.3.

TABEL 3.3 ALGEMENE KOSTEN

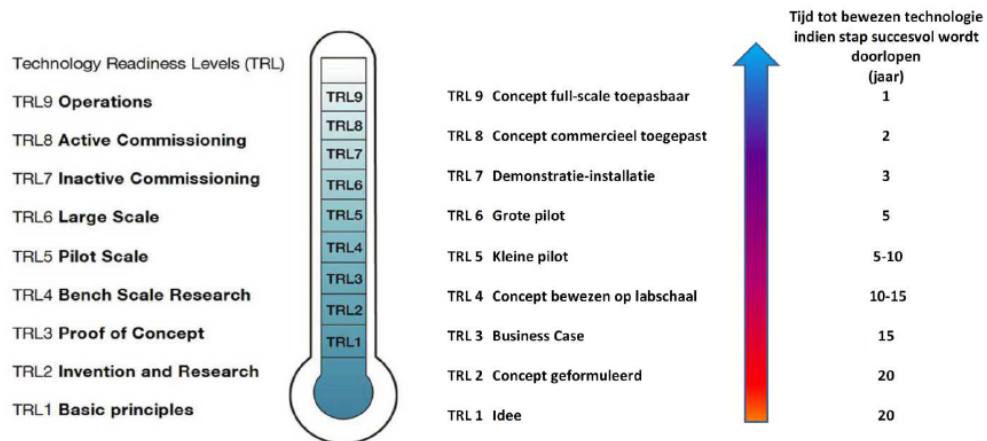
Kosten	Eenheid	Waarde
Rente	%	4
Grond aankoop ²	EUR/ha	62.000
Personeelskosten	EUR/FTE.j	50.000
Elektriciteit	EUR/kWh	0,1
Polymeer	EUR/kg ingekocht product	3
Zuivere zuurstof	EUR/kg	0,2
IJzerchloride en Aluminiumchloride	EUR/ton 40% product	120
Poederkool	EUR/kg	2
Granulair kool	EUR/m ³	1.200
Gereactiveerd kool	EUR/m ³	500
Methanol	EUR/ton	355
Slibverwerking	EUR/ton ds	600
Productie spoelwater	EUR/m ³	0,04
Verwerking spoelwater op RWZI	EUR/m ³	0,01

TECHNOLOGY READINESS LEVEL

De toepasbaarheid van een technologie wordt mede bepaald door de zogenaamde technology readiness level (TRL). De TRL geeft aan in welk stadium van ontwikkeling de technologie zich bevindt. Bij een TRL van 1 gaat het nog om een idee en bij een TRL van 9 is het concept full-scale toepasbaar, zie ook Figuur 3.2.

- 2 Voor vrijwel alle Nederlandse Waterharmonica's is geen grond gekocht, maar was of de grond al in bezit van de waterbeheerder of door andere organisaties ter beschikking gesteld. Daarnaast is er, zoals in STOWA 2013-07 beschreven, sprake van vermeden kosten en opbrengsten. Daarom wordt er bij de kostenberekening ook een optie meegenomen zonder kosten van aankoop van grond. Voor inschattingen van kosten zullen aannames van het Hoogheemraadschap van Delfland voor de Waterharmonica van project S.C.H.O.O.N. gebruikt worden.

FIGUUR 3.2 TECHNOLOGY READINESS LEVELS, BRON: (MULDER, 2019)



3.3 WATERHARMONICA

DIMENSIONERINGSGRONDSLAGEN

De Waterharmonica is een Nederlandse benaming, er zijn in de wereld meer moeras-systemen met eenzelfde functie, bijvoorbeeld in Zweden (Kampf, 2020). De basis-uitvoering van de Waterharmonica in Nederland begint met een vlooienvijver met een hydraulische verblijftijd tot 4 dagen die zorgt voor verwijdering van slibdeeltjes uit de RWZI slib door verdere flocculatie en bezinking, maar vooral door consumptie door watervlooien (voornamelijk *Daphnia magna*). Hierna volgt een ondiep open water, voor UV-blootstelling (fotodegradatie), en een dieper water waar achtereenvolgens riet, algen en waterplanten in groeien. Dit gedeelte fungeert als een fototrofe biofilmreactor waarin restanten van nutriënten en biologisch afbreekbare stoffen worden afgebroken en andere stoffen worden opgenomen.

De Waterharmonica's in Nederland zijn 'middel tot hoog belast: hydraulische belasting van 0,1 tot meer dan 0,3 m/dag'. Dit is hoger dan de belasting van de meeste internationale voorbeelden, zeker van de Zweedse. De belasting van een Waterharmonica voor medicijnenverwijdering zou volgens de laatste inzichten beter lager kunnen zijn. De lagere belasting, langere verblijftijd, geeft meer ruimte voor een hogere biodiversiteit in de Waterharmonica, maar geeft ook meer verwijdering van de gidsstoffen. Hier op wordt verderop in deze paragraaf ingegaan.

De belangrijkste kenmerken waaronder de dimensies, het verwijderingsrendement op gidsstoffen, kosten en CO₂-footprint van de Waterharmonica zijn samengevat in Tabel 3.4. In het vervolg van deze paragraaf worden de kenmerken nader toegelicht. Er is uitgegaan van een zeer laag belaste Waterharmonica omdat hiermee het verwijderingsrendement voor de gidsstoffen gemaximaliseerd wordt.

TABEL 3.4 DIMENSIONERINGSGRONDSLAGEN EN UITWERKING WATERHARMONICA

Aspect	Eenheid	Waterharmonica
Hydraulische verblijftijd	dagen	8,5
Oppervlaktebelasting	m/d	0,05
Voeding	Batchgewijs/ continue	Continue
Diepte	m	0,1-2,0
Vlooienvijvers	verblijftijd	3-4 dagen
Verwijdering DOC vlooienvijvers (aanvoer 11 mg/l)	mg/l	1,5
Factor bruto netto oppervlak	-	1,25
Opvoerhoogte	m	2 *
Verwijderingsrendement (7 van 11 gidsstoffen)	%	40 – 60%
Oppervlakte (netto)	m ²	300.000
Energiegebruik Waterharmonica	wh/m ³ behandeld	8
CO ₂ -footprint	g CO ₂ /m ³ behandeld	4

* Nagenoeg alle Waterharmonica's worden onder vrij verval gevoed

VERBETERING EFFLUENTKWALITEIT

Verwijdering gidsstoffen

In paragraaf 2.4.1.2 is het verwijderingsrendement van Waterharmonica's beschouwd. Er zijn veel studies beschikbaar van Waterharmonica's waarbij de spreiding in verwijderingsrendementen groot is. Er zijn gemiddelde verwijderingsrendementen gemeten van 33% tot 56% waarbij er per studie maximaal 8 van de 11 gidsstoffen geanalyseerd zijn. Door het hanteren van een lange verblijftijd en het maximaliseren van de zoninstraling wordt het verwijderingsrendement geoptimaliseerd. In deze studie is een gemiddeld verwijderingsrendement berekend tussen de 40-60% voor 7 van de 11 gidsstoffen. Hiervoor is uitgegaan van de verwijderingsrendementen van de gidsstoffen diclofenac, hydrochloorthiazide, irbesartan, metoprolol en trimethoprim uit Breitholz et al. (2011) en Randefeldt (2019). Verder is voor som-methylbenzotriazol en gabapentine het verwijderingsrendement ingeschat op 40% (Matamoros et al. 2010 en gegevens Hapert).

Uitgaande van de behandeling van 70% van het jaardebiet in het verticaal doorstroomd helofytenfilter, wordt het rendement over de hele RWZI inclusief natuurlijk systeem daarmee niet >70%. Mogelijk dat het rendement van de Waterharmonica verder toeneemt als de belasting verder gereduceerd wordt maar dit zou betekenen dat het oppervlak zeer groot wordt. Voor het huidige ontwerp is een oppervlaktebelasting gehanteerd van 0,05 m/d wat resulteert in een systeem van 30 hectare. Bovendien zijn er te weinig meetgegevens beschikbaar om te kunnen vaststellen wat de toename in rendement is bij een lagere belasting en vanaf wanneer een verwijderingsrendement van minimaal 80% wordt behaald.

Door een Waterharmonica te combineren met een lage ozon dosering kan het benodigde verwijderingsrendement mogelijk wel worden gerealiseerd: O₃-Waterharmonica. Zie verder paragraaf 3.8.

Verwijdering zwevende stof

Waterharmonica's en vloeivelden tonen een lage verwijdering van zwevend stof (0-25% en 2-42%), ondanks aanzienlijke bezinking en afbraak van zwevend stof afkomstig uit de RWZI in bijvoorbeeld de watervlooienvijver of in het vloeiveld. Dit verschijnsel kan worden verklaard door de zogenaamde zwevend stof paradox, waar bezinking en afbraak van RWZI zwevend stof wordt gecompenseerd door de productie van biologisch zwevend stof door algengroei en het afsterven van plantenresten (zie paragraaf 2.5.2).

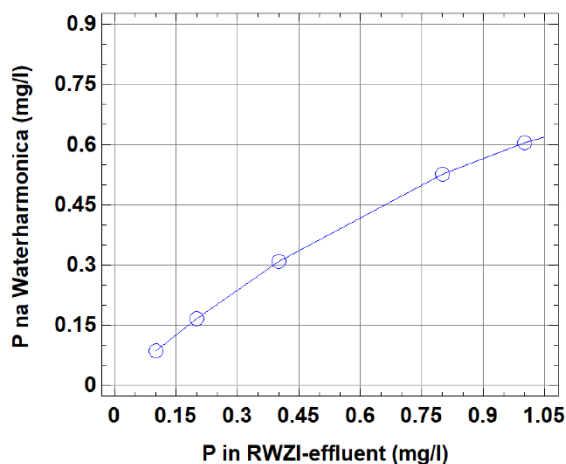
Verwijdering nutriënten

Op fosfor bieden Waterharmonica's een uiteenlopende afname, variërend van negatieve verwijdering tot 96% verwijdering, met een gemiddelde verwijdering van $26 \pm 51\%$. Uit metingen aan vier Waterharmonica's over zeven jaar tijd blijkt dat de capaciteit van natuurlijke zuiveringssystemen om fosfor te verwijderen aanzienlijk toeneemt over tijd met 58% gemiddeld (zie paragraaf 2.5.4). Voor de verwijdering van de nutriënten en zwevende stof is een voldoende lage belasting essentieel.

Dit is weergegeven in Figuur 3.3. Bij een belasting van 0,05 m/dag, ofwel 50 mm per dag, is de watertoevoer 182,5 m³/ha.jaar. Dan zijn bij fosfor-gehalten in het RWZI effluent van 0,15; 0,3 en 0,6 mg/l de P-belastingen respectievelijk 27; 55 en 110 kg P/ha.jaar. In Boomen & Kampf (2013) is geprobeerd om uit de Nederlandse en Zweedse Waterharmonica's (Flykt, 2010) een voorspelling te doen voor fosforverwijdering.

FIGUUR 3.3

GEFUNDEERDE INSCHATTING VAN DE INVLOED VAN DE FOSFORGEHALTES IN EFFLUENT VAN EEN RWZI OP DE CONCENTRATIE IN DE AFLOOP VAN EEN WATERHARMONICA MET EEN BELASTING VAN 0,05 M/DAG (GEBASEERD OP BOOMEN EN KAMPF, 2013)



Voor stikstof is een gelijke benadering gevolgd. Bij de hydraulische belasting van 0,05 m/dag zijn bij stikstofgehalten in het effluent van 1; 2 en 10 mg/l de N-belastingen respectievelijk 180; 900 en 1.800 kg N/ha.jaar. De stikstofverwijdering kan bij verlaging van de belasting oplopen van ca 50 naar 90 % (STOWA 2000-10).

De nutriëntenverwijdering in Waterharmonica's neemt bij lagere belasting sterk toe, vooral fosfor wordt bij lage dosering in de groei van biomassa verbruikt, zeker bij doseringen van lager dan 50 kg/P/ha.jaar (STOWA 2013-07).

Reductie ecotoxiciteit van organische stoffen

De bestudeerde Waterharmonica's hebben een gunstig effect op de toxicologische waterkwaliteit door afname van het gehalte aan bestrijdingsmiddelen en oestrogene stoffen (zie paragraaf 2.5.1).

Een Waterharmonica is een geheel natuurlijk systeem, en voegt geen ecotoxiciteit toe. Wel was er vanaf het begin (Eversteekoog) de discussie of er door het scheppen van uitgebreide 'technische natuur, gevoed door effluent, zonder verdunning met oppervlaktewater geen te grote ecotoxische risico's waren. Of kort weg, is het mogelijk om biomassa te kweken op effluent. Dit is onderzocht met de Planton-ecoassay (algen- en Daphniagroetest in licht en donker, op 80 l schaal, Stowa 2003-12). Dit onderzoek op effluent van negen RWZI's,

waarvan er al vier voorzien waren van een Waterharmonica, wees uit dat zolang de RWZI's niet overbelast waren de basale biomassagroei niet verstoord werd. Dit wordt bevestigd met uitgebreid ecotoxisch onderzoek in het WIPE-onderzoek (Foekema, 2012), en de metingen in de Waterharmonica Hapert (Hommers-de Vos van Steenwijk, 2021). Ook het uitgebreide onderzoek op mesocosm-schaal op de RWZI's Everstekeoog, Grou, Horstermeer, Garmerwolde en Empuriabrava wees grote ecotoxische effecten, maar functioneerde ook als een in-situ alarmering voor mogelijke verstoring (STOWA 2013-07)

Verwijdering metalen

De Waterharmonica's van Oxelösund en Trosa behaalden hoge verwijdering van cadmium (91%), koper (74 en 90%) en zink (80 en 86%) vergeleken met de Waterharmonica's van Eskilstuna (-45-13%) en Nynäshamn (-260-25%) (Breitholz et al., 2012). Vloeiervelden presteren gemiddeld met een verwijderingsefficiëntie van 32% cadmium, 39% koper en 37% zink (Ghermandi et al., 2007). Voor andere stoffen, zoals boor, arseen, chroom, ijzer en seleen, zijn relatief lage (en in sommige gevallen zelfs negatieve) efficiënties gerapporteerd voor alle Waterharmonica's en vloeiervelden. In Waterharmonica's worden zware metalen voornamelijk verwijderd door vastlegging van fijn zwevend slib in het voorbezinkbassin (vlooienvijver), door bezinking en filteren door watervlooiën. Hierdoor wordt verdere diffuse verontreiniging door zware metalen in het Waterharmonica systeem voorkomen, zie paragraaf 2.5.6 (STOWA 2000-10).

Verwijdering pathogenen

Door de gekozen lange verblijftijd van 8,5 dagen door zeer lage belasting voor IMPV-Waterharmonica's (0,05 m/dag) en vooral de optimalisatie van de vlooienvijvers zal de reductie van pathogenen nagenoeg volledig zijn, en ruimschoots voldoen aan de zwemwaternorm van 900 MPN *E. Coli* per 100 mL (zie paragraaf 2.5.5).

BEDRIJFSVOERING EN ONDERHOUD

Een Waterharmonica vergt weinig onderhoud omdat de werktuigbouwkundige en civiele onderdelen beperkt zijn. Het systeem dient 1-2x per jaar gemaaid te worden. Hiervoor moet het systeem rondom toegankelijk zijn voor een tractor met maaivoorziening. Toegangs- en onderhoudspaden zijn meegenomen in het bruto benodigde grondoppervlak.

RUIMTEBESLAG

Het netto oppervlak van de Waterharmonica is 300.000 m². Dit bestaat uit verschillende onderdelen: vlooienvijvers, ondiep open water, rietcompartiment en vijvers met ondergedoken waterplanten, in veel gevallen (deels) uitgevoerd als vispaaivijver.

KOSTEN

De investeringskosten worden weergegeven in Tabel 3.5 en de jaarlijkse kosten in Tabel 3.6. De investeringskosten komen op ongeveer 7,7 miljoen euro, inclusief grondaankoop. De jaarlijkse kosten zijn hierbij 9 cent per m³ RWZI-effluent en 12 cent per behandelde m³ water.

TABEL 3.5 INVESTERING (O.B.V. STICHTINGSKOSTEN)

Aspect	Eenheid	Kosten
Aanleg basissysteem	EUR	2.225.000
Opvoergemaal	EUR	150.000
Bouwkosten	EUR	2.375.000
Stichtingskosten	EUR	5.343.750
Verwerven grond	EUR	2.325.000
Totale investering (stichtingskosten + grondaankoop)	EUR	7.669.000

TABEL 3.6 JAARLIJKSE KOSTEN

Aspect	Eenheid	Kosten
Afschrijving	EUR/j	309.000
Energie	EUR/j	4.000
Beheer en onderhoud	EUR/j	210.000
Afschrijving grond	EUR/j	134.000
Rentelasten grondaankoop	EUR/j	93.000
Totale kosten	EUR/j	658.000
Kosten per m ³ behandeld	EUR/m ³	0,12
Kosten per kuub volledig RWZI debiet	EUR/m ³	0,09

CO₂-FOOTPRINT

Het energieverbruik van Waterharmonica's is gering. Vanwege de IMPV uitgangspunten opgenomen dat het effluent van de RWZI 2 meter opgepompt wordt. Dit is in Nederland zelden het geval. Voor vergelijk met de andere processen is hiervoor een energiegebruik berekend van 43.000 kWh/jaar. Dit resulteert in een CO₂-footprint van 4 g CO₂/m³ behandeld water en 3 g CO₂/m³ RWZI-effluent.

Bij de CO₂-footprint wordt opgemerkt dat in een Waterharmonica binding van CO₂ op zal treden in biomassa. Dit is nu niet meegenomen in de waarde in de tabel. Alleen de CO₂ die verbonden is aan het gebruik van energie is weergegeven. Als uitgegaan wordt van een binding van CO₂ in een Waterharmonica vergelijkbaar met een rietmoeras (3,3 ton CO₂/ha.j) dan zou bij een zeer laag belaste Waterharmonica sprake kunnen zijn van een CO₂ emissie van -12 g CO₂/m³ behandeld waarmee de CO₂-footprint door energiegebruik van een Waterharmonica meer dan volledig gecompenseerd wordt (Wösten, 2020).

TRL

De Waterharmonica is een bewezen techniek, die op veel plaatsen in Nederland en wereldwijd ingezet wordt (STOWA 2013-07). De Waterharmonica is TRL9.

3.4 VERTICAAL DOORSTROOMD HELOFYTFILTER

DIMENSIONERINGSGRONDSLAGEN

Tabel 3.7 toont de uitgangspunten en de dimensionering voor het verticaal doorstroomd helofytenfilter. De hydraulische belasting van een verticaal doorstroomd helofytenfilter ligt bij de zuivering van RWZI-effluent gebruikelijk tussen de 0,1-0,3 m/d. Bij het specifieke verticale filter 'retention soil filter' die ook wordt genoemd in sectie 2.4.2.1, is de belasting hoger. Echter, in dit ontwerp is gekozen voor een lagere belasting passend bij een 'traditioneel' ontwerp van een verticaal doorstroomd helofytenfilter. Zowel de 0,1 als 0,3 m/d zijn voor

de dimensionering als uitgangspunt gebruikt. Dit resulteert in een range voor wat betreft het ruimtebeslag, de kosten en de CO₂-footprint. Een verticaal filter wordt batchgewijs gevoed. Door het filter, dat uit meerdere hectares bestaat, op te delen in compartimenten die op verschillende momenten gevoed worden, is voorzien dat het benodigd buffervolume voor batchgewijze voeding relatief klein kan worden gehouden. Bij de kostenberekening en CO₂-footprint van de buffer is uitgegaan van een vlooienvijver.

TABEL 3.7

UITGANGSPUNTEN EN DIMENSIONERING VERTICAAL DOORSTROOMD HELOFYTFILTERS VOOR EEN 100.000 I.E. REFERENTIEZUIVERING

Aspect	Eenheid	Verticaal doorstroomd helofytenfilter (hoog belast)	Verticaal doorstroomd helofytenfilter (laag belast)
Oppervlaktebelasting	m/d	0,3	0,1
Diepte filter	m	1	1
Hydraulische verblijftijd	uur	6*	6*
Oppervlakte (netto)	ha	4,9	14,7
Oppervlakte (bruto)	ha	6,1	18,4

*berekend op basis van 4 voedingen per dag.

VERBETERING EFFLUENTKWALITEIT

Verwijdering gidsstoffen

In paragraaf 2.4.2.1 is het verwijderingsrendement van verticaal doorstroomde helofytenfilters beschouwd. Gezien het beperkte aantal literatuurstudies en gidsstoffen dat hierin is geanalyseerd, en de variatie in verwijderingsrendementen die zijn gevonden, is niet exact bekend wat het gemiddelde rendement van 7 van de 11 gidsstoffen zal zijn in een verticaal doorstroomd helofytenfilter. Op basis van Brunsch et al. (2020) en He et al. (2018), de twee meest relevante studies die zijn gevonden, lijkt het aannemelijk dat het verwijderingsrendement tussen de 60-80% uitkomt gemiddeld voor 7 van de 11 gidsstoffen. De beschouwde gidsstoffen betreffen diclofenac, som 4,5-methylbenzotriazol, benzotriazol, gabapentine, metoprolol en sotalol. Trimethoprim was in deze onderzoeken niet meegenomen, maar op basis van de verwijdering ervan in een verzadigd verticaal doorstroomd filter (Rühmland et al. 2015) wordt ervan uitgegaan dat een rendement van minimaal 80% van deze stof kan worden behaald. Uitgaande van de behandeling van 70% van het jaardebiet in het verticaal doorstroomd helofytenfilter, wordt waarschijnlijk het rendement over de hele RWZI inclusief natuurlijk systeem daarmee niet >70%. Bij het ontwerp is een range in oppervlaktebelasting van 0,1 tot 0,3 m/d aangehouden. De verwachting is dat een lagere belasting leidt tot een hoger verwijderingsrendement en dus dat het rendement hoger zal zijn bij 0,1 m/d dan bij 0,3 m/d. Er zijn echter te weinig meetgegevens beschikbaar om te kunnen vast stellen wat de toename in rendement is bij een lagere belasting en vanaf wanneer een verwijderingsrendement van minimaal 80% wordt behaald. Mogelijk dat dit het geval al is bij een belasting van 0,1 m/d, maar dit is op dit moment niet bekend. Meer metingen zijn nodig om het rendement van de gidsstoffen, ook door het jaar heen, te kunnen vaststellen in een verticaal doorstroomd helofytenfilter.

Verwijdering nutriënten en zwevende stof

Verticaal doorstroomde filters zijn goed in staat om zwevend stof te verwijderen, met een efficiëntie van 93 tot 99% (Figuur 2.22). Aanwezigheid van zuurstof in natuurlijke zuiveringssystemen stimuleert de verwijdering van ammonium door nitrificatie, wat de hoge ammonium afname in verticaal doorstroomde filters verklaart (78-100%, Figuur 2.24). Het rendement wordt deels beïnvloed door de seizoenen (zie ook 2.5.3). Door de nitrificatie en de slechtst beperkte denitrificatie laten verticaal doorstroomde helofytenfilters vaak een toename of alleen een lichte afname van nitraat zien (zie ook 2.5.3). Een standaard verticaal

filter is niet ontworpen op fosfaat verwijdering, maar indien gewenst kan ijzerzand, of een materiaal met calcium, worden toegevoegd om fosfaatverwijdering te bewerkstelligen. Dat zal in ieder geval in de eerste jaren een verhoogd rendement opleveren, tot verzadiging optreedt. In het ontwerp is nu niet voorzien dat ijzerzand wordt toegepast, en de fosfaatverwijdering zal laag zijn (naar verwachting ongeveer 0-10%).

Reductie ecotoxiciteit van organische stoffen

Aerobe condities in verticaal doorstroomde helofytenfilters (met en zonder actieve beluchting) resulteren in een reductie van de ecotoxiciteit van 50% naar 60 tot >85% (zie ook sectie 2.5.1).

Verwijdering metalen

Verticaal doorstroomde filters kunnen leiden tot 100% verwijdering van cadmium, koper, lood en kwik (zie ook sectie 2.5.6).

Reductie pathogenen

De geraadpleegde literatuur laat voor verticaal doorstroomde filters een reductie van *E.coli* van log 1,9-4,7 zien (zie ook sectie 2.5.5).

BEDRIJFSVOERING EN ONDERHOUD (FREQUENTIE KLEIN EN GROOT ONDERHOUD)

Vervangen en verwerken vulmateriaal

Zand en grint zijn een inert materiaal en zullen daarom niet vervangen hoeven te worden gedurende de levensduur van het filter. Indien het aan het einde van de levensduur verwijderd moet worden dan is de verwerking van het zand en het grint afhankelijk van de aanwezige verontreinigingen. Het dient dan te worden getoetst op het Besluit Bodemkwaliteit. Licht verontreinigde grond wordt ingezet in de bouw terwijl zwaarder verontreinigde grond dient te worden gereinigd.

Onderhoud

Een verticaal doorstroomd helofytenfilter vergt weinig onderhoud omdat de werktuigbouwkundige en civiele onderdelen beperkt zijn. De toevoer pomp zal periodiek onderhouden moeten worden. Het systeem dient 1x per jaar gemaaid te worden. Hiervoor moet het systeem rondom toegankelijk zijn voor een tractor of graafmachine met maaivoorziening. Toegangs- en onderhoudspaden zijn meegenomen in het bruto benodigde grondoppervlak.

RUIMTEBESLAG

Het ruimtebeslag voor een verticaal doorstroomd filter ligt tussen de 5-15 hectare voor een 100.000 i.e. zuivering. Het bruto oppervlak, dus het benodigd oppervlak inclusief toegangs- en onderhoudspaden, komt op 6-18 hectare.

KOSTEN

De investeringskosten worden weergegeven in Tabel 3.8 en de jaarlijkse kosten in Tabel 3.9. De stichtingskosten komen op ongeveer 150 euro/m². De totale investeringskosten inclusief grondaankoop zijn dan 7,9 tot 23 miljoen euro. Afhankelijk van de toegepaste oppervlaktebelasting liggen de jaarlijkse kosten tussen de 0,06-0,19 euro per m³ (op basis van het volledige RWZI debiet).

TABEL 3.8 BOUW- EN STICHTINGSKOSTEN VERTICAAL DOORSTROOMD FILTER

Aspect	Eenheid	verticaal doorstroomd filter (hoog belast)	verticaal doorstroomd filter (laag belast)
Kale bouwkosten	EUR	€ 3.358.000	€ 9.728.000
Stichtingskosten	EUR	€ 7.554.000	€ 21.887.000
Grond aankoop	EUR	€ 380.000	€ 1.139.000
Totale investering (stichtingskosten + grondaankoop)	EUR	€ 7.934.000	€ 23.026.000
Stichtingskosten per hectare	EUR/ha	€ 1.542.000	€ 1.489.000

TABEL 3.9 JAARLIJKSE KOSTEN VERTICAAL DOORSTROOMD FILTER

	Eenheid	verticaal doorstroomd filter (hoog belast)	verticaal doorstroomd filter (laag belast)
Afschrijving	EUR/j	€ 437.000	€ 1.266.000
Energie	EUR/j	€ 4.000	€ 4.000
Beheer en onderhoud	EUR/j	€ 34.000	€ 103.000
Rentelasten grondaankoop	EUR/j	€ 15.000	€ 46.000
Grondaankoop incl. afschrijving 30 jaar	EUR/j	€ 22.000	€ 66.000
Totale jaarlijkse kosten	EUR/j	€ 491.000	€ 1.419.000
Jaarlijkse kosten per hectare	EUR/ha.j	€ 100.000	€ 97.000
Kosten per m ³ behandeld water	EUR/m ³	€ 0,09	€ 0,27
Kosten per m ³ volledig RWZI debiet	EUR/m ³	€ 0,06	€ 0,19

CO₂-FOOTPRINT

De CO₂-footprint is, zoals verwacht mag worden van een natuurlijk systeem, erg laag (Tabel 3.10). In de berekening is meegenomen de CO₂-footprint van het vulmateriaal (zand) en de CO₂-footprint van het elektriciteitsverbruik welke nodig is voor de toevoer pomp.

TABEL 3.10 CO₂-FOOTPRINT VERTICAAL DOORSTROOMD FILTER

	Eenheid	verticaal doorstroomd filter (hoog belast)	verticaal doorstroomd filter (laag belast)
Vulmateriaal	ton CO ₂ /jaar	7	20
Energieverbruik	ton CO ₂ /jaar	23	23
Totaal	ton CO ₂ /jaar	29	42
per m ³ behandeld	g CO ₂ /m ³	5	8
per m ³ volledig RWZI debiet	g CO ₂ /m ³	4	6

TRL

Het verticaal doorstroomde filter is een reeds bestaande technologie en wordt in de praktijk toegepast. Het heeft dus een TRL van 9. Een voorbeeld is het verticaal doorstroomde helofytenfilter bij de zuivering in Kaatsheuvel waarin met een 0,8 ha filter ongeveer 10% van het effluent van RWZI Kaatsheuvel wordt behandeld (Smits, 2006; STOWA 2013-07). Voor zover bekend is in Nederland niet een dergelijk filter aangelegd voor specifiek de verwijdering van microverontreinigingen en is een dergelijk filter ook nog niet goed doorgemeten wat betreft de verwijdering van deze stoffen. De toepassing van dit type filter voor de behandeling van (een deelstroom van) effluent van middelgrote en grote zuiveringen in Nederland waarvoor meerdere hectares nodig zijn, is ook niet bekend.

3.5 ECOVORMS (VERTICAAL DOORSTROOMD HELOFYTFILTER MET SCHIMMELS)

DIMENSIONERINGSGRONDSLAGEN

De dimensioneringsgrondslagen voor een schimmelfilter zijn nagenoeg identiek aan die van een verticaal doorstroomd helofytenfilter zoals beschreven in paragraaf 3.4. Voor dit systeem is een hydraulische belasting van 0,2 m/d is aangehouden (Tabel 3.11). De opbouw van het filter is hetzelfde, maar er is een laag aan toegevoegd. De bovenste laag bestaat uit een laag van 40 cm houtsnippers, die geënt worden met een witrotschimmel. Hiervoor kan het best een witrotschimmel gebruikt worden die goed gedijt onder de klimaatomstandigheden ter plekke. De meeste ervaring is opgedaan met de gewone oesterzwam (project Glas Zuiver Water in opdracht van LTO-Noord) (Van Driel & Otte, 2015). Deze soort is efficiënt te kweken en overleeft goed, maar het is nog niet duidelijk of deze schimmel de hoogste verwijderingspercentages haalt.

TABEL 3.11

DIMENSIES, PRESTATIES, KOSTEN EN DUURZAAMHEID VERTICAAL DOORSTROOMD HELOFYTFILTERS MET SCHIMMELS VOOR 100.000 I.E. REFERENTIEZUIVERING

Aspect	Eenheid	Schimmelfilter (laagbelast)
Minimaal behandeld debiet in nageschakelde installatie	m ³ /j	5.365.500
Oppervlaktebelasting	m/d	0,2
Diepte filter	m	1
Hydraulische verblijftijd	uur	3
Oppervlakte (netto)	ha	7,4
Oppervlakte (bruto)	ha	9,2

VERBETERING EFFLUENTKWALITEIT

Verwijdering gidsstoffen

Voor verticaal doorstroomde helofytenfilters is in paragraaf 3.4 een gemiddeld verwijderingsrendement vastgesteld van 60-80% voor 7 van de 11 gidsstoffen. De verwijdering van gidsstoffen in het Ecovorms concept is naar verwachting beter dan bij een traditioneel verticaal doorstroomd helofytenfilter zonder schimmels. Gezien de hoge verwijderingsrendementen van schimmels op medicijnen en gewasbeschermingsmiddelen in paragraaf 2.4.4.2 kan aangenomen worden dat het Ecovorms concept tot een hogere verwijdering leidt. Omdat praktijkgegevens voor het Ecovorms concept op RWZI-effluent ontbreken is een inschatting gemaakt. Voor het Ecovorms concept is uitgegaan van een verwijdering die 10 procentpunten hoger is dan die van het verticaal doorstroomd helofytenfilter. Het rendement komt daarmee uit op 70-90%.

Verwijdering nutriënten en zwevende stof

De verwijdering van nutriënten en zwevend stof zijn gelijk aan die van een standaard verticaal doorstroomd helofytenfilter (zie Hoofdstuk 2.5).

Reductie ecotoxiciteit van organische stoffen

Uit de studie van Tormo-Budowski et al. (2021) blijkt dat de ecotoxiciteit van filtering door een schimmelpakket afneemt. Verwacht mag worden dat dit ook het geval is bij een verticaal doorstroomd helofytenfilter waaraan schimmels zijn toegevoegd.

Verwijdering metalen

De verwijdering van metalen is hoger dan die van een verticaal doorstroomd helofytenfilter zonder schimmels. Metalen hechten zich aan mycelia van schimmels (STOWA, 2012-18).

Reductie pathogenen

De reductie van pathogenen is gelijk aan die van een verticaal doorstroomd helofytenfilter zonder schimmels (zie Hoofdstuk 2.5).

BEDRIJFSVOERING EN ONDERHOUD (FREQUENTIE KLEIN EN GROOT ONDERHOUD)

In grote lijnen zijn de bedrijfsvoering en onderhoud gelijk aan die van een standaard verticaal doorstroomd helofytenfilter zoals beschreven in paragraaf 3.4. Er zal echter regelmatig moeten worden geïnspecteerd of de schimmels nog voldoende aanwezig en vitaal zijn.

De houtlaag zal naar verwachting eens per 5 jaar moeten worden ververs, omdat de schimmels de houtlaag afbreken. De oude houtlaag hoeft niet te worden verwijderd, maar er dient een nieuwe houtlaag op de oude te worden gestort.

Het systeem wordt zodanig ontworpen, dat de overlevingskansen van de schimmels optimaal zijn. Desondanks zou het kunnen voorkomen dat de schimmels niet overleven of niet meer vitaal genoeg zullen zijn. In dat geval dient de houtlaag opnieuw geënt te worden met verse schimmels. Of, en zo ja, hoe vaak dit nodig zal zijn, is op dit moment nog niet bekend.

RUIMTEBESLAG

Het ruimtebeslag komt overeen met het ruimtebeslag voor het verticaal doorstroomd filter. Voor een verticaal doorstroomd filter ligt tussen de 5-15 hectare voor een 100.000 i.e. zuivering. Het bruto oppervlak, dus het benodigd oppervlak inclusief toegangs- en onderhoudspaden, komt op zo'n 9 hectare.

KOSTEN

De kosten van een schimmelfilter zijn identiek aan die van een verticaal doorstroomd helofytenfilter, vermeerderd met de kosten van de houtsnipperlaag en het enten van schimmels. Bij een kostprijs van houtsnippers van € 40,-/m³, is de meerprijs van de houtsnippers € 120.000/ha. Het opkweken van schimmels en het mengen van de schimmels met de houtsnippers kost € 62.000/ha. In totaal kost het schimmelfilter €182.000/ha meer dan een verticaal doorstroomd helofytenfilter.

Beheer, onderhoud en vervangingen van de houtlaag kost € 30.500/jaar.

In onderstaande tabel staan de stichtingskosten, onderhoudskosten en kosten per m³ behandeld water weergegeven bij toepassing bij een RWZI van 100.000 i.e..

TABEL 3.12

BOUW- EN STICHTINGSKOSTEN SCHIMMELFILTER

Aspect	Eenheid	verticaal doorstroom filter
Kale bouwkosten	EUR	€ 5.406.000
Stichtingskosten	EUR	€ 12.163.000
Grond aankoop	EUR	€ 570.000
Totale investering	EUR	€ 12.732.000
(stichtingskosten + grondaankoop)		
Stichtingskosten per hectare	EUR/ha	€ 1.655.000

TABEL 3.13

JAARLIJKSE KOSTEN SCHIMMELFILTER

Aspect	Eenheid	verticaal doorstroom filter
Afschrijving	EUR/j	€ 644.000
Energie	EUR/j	€ 4.000
Beheer en onderhoud	EUR/j	€ 110.000
Rentelasten grondaankoop	EUR/j	€ 23.000
Grondaankoop incl. afschrijving	EUR/j	€ 33.000
Totale jaarlijkse kosten (incl. grondaankoop en afschrijving)	EUR/j	€ 792.000
Jaarlijkse kosten per hectare	EUR/ha.j	€ 108.000
Kosten per m ³ behandeld water	EUR/m ³	€ 0,15
Kosten per m ³ volledig RWZI debiet	EUR/m ³	€ 0,10

CO₂-FOOTPRINT

De CO₂-footprint van een schimmelfilter is bijna gelijk aan die van een verticaal doorstroomd helofytenfilter (Tabel 3.14). De houtlaag wordt langzaam afgebroken door de schimmels, waarbij CO₂ vrijkomt, maar dit is kortcyclisch CO₂. Het filter wordt beplant met wilgen, waarbij het geoogste wilgenhout wordt versnipperd en als substraat aan het filter wordt toegevoegd voor de schimmels. De houtlaag heeft dus een kleine CO₂-footprint.

TABEL 3.14

CO₂-FOOTPRINT SCHIMMELFILTER

	Eenheid	schimmelfilter
Vulmateriaal	ton CO ₂ /jaar	10
Energieverbruik	ton CO ₂ /jaar	23
Totaal	ton CO ₂ /jaar	33
per m ³ behandeld	g CO ₂ /m ³	6
per m ³ volledig RWZI debiet	g CO ₂ /m ³	4

TRL

Een verticaal doorstroomd helofytenfilter heeft een TRL van 9. Schimmeltechnologie voor afbraak van microverontreinigingen heeft een TRL van 4.

3.6 NON-FOSSIEL ADSORBENTIA HELOFYTENFILTER

DIMENSIONERINGSGRONDSLAGEN

De dimensionering van het niet-fossiel adsorbentia helofytenfilter (NFA-filter) is gebaseerd op het promotieonderzoek van Yu Lei aan de Wageningen Universiteit tussen 2017 en 2022. Op een pilotschaal is een NFA-filter met een oppervlakte van 12 m² en diepte van 1 m onderzocht. Parellel aan het NFA-filter is als referentie ook een conventioneel verticaal doorstroom helofytenfilter bedreven onder exact dezelfde condities. De dimensionering en het bedrijven van het NFA-filter komt (hydraulisch) in grote mate overeen met een verticaal doorstroomd helofytenfilter zoals beschreven in paragraaf 3.4. De oppervlaktebelasting zoals aangehouden in het promotieonderzoek is 0,25 m/uur. De verwachting is dat dit verhoogd kan worden. Het NFA-filter wordt 3 maal per etmaal gevoed. De hydraulische verblijftijd is circa 8 uur. Ook hiervoor zijn optimalisaties te verwachten, bijvoorbeeld 4 maal per etmaal voeden en een hydraulische verblijftijd van circa 6 uur.

Door de batch-gewijze voeding worden aerobe condities verkregen in het NFA-filter. Ook wordt zuurstof in het filter gebracht middels de vegetatie bovenop het filter die via het

wortelsysteem de micro-organismen in de ondergrond van zuurstof voorzien. De toplaag is voorzien van grote lisdodde. Het NFA-wetland is niet voorzien van beluchting.

FIGUUR 3.4

NFA-FILTER EN REFERENTIE HELOFYTENFILTER BIJ DE WAGENINGEN UNIVERSITEIT VOOR HET NFA-FILTER PILOTONDERZOEK



De bovenlaag (10 cm) en onderlaag (30 cm) van het NFA-filter bestaat uit zand en grind. Dit dient voornamelijk voor de juiste (hydraulische) aan- en afvoer van water. De vulling tussen de boven- en onderlaag bestaat uit een mix van biochar en houtresten (60 cm). De biochar is vervaardigd uit kippenmest dat middels een vergassingsproces (géén stoomactivatie) wordt opgewerkt tot adsorbens. Het vergassingsproces vergt geen input van externe energie en draait volledig op de energie die vrijkomt uit de kippenmest zelf. De kippenmest is een restmateriaal uit de pluimveesector waarvan de geldelijke waarde laag is t.o.v. bijvoorbeeld steenkool. Als houtrest wordt de bast van bomen gebruikt, dit komt als restmateriaal vrij bij groenonderhoud en in de houtindustrie en wordt als kleine snippers zonder enige opwerkingsstap in het NFA-wetland gebruikt. Zowel de biochar als de houtsnippers zijn lokaal (in Nederland) beschikbaar en van niet-fossiele herkomst en zijn daardoor duurzamer dan bijvoorbeeld fossiele adsorbentia zoals uit steenkool vervaardigd actief kool. De keuze voor biochar en houtresten is gebaseerd op uitvoerige lab-testen naar verschillende materialen en combinaties van materialen waarbij biochar en houtresten als combinatie op waterdoorlatendheid (permeabiliteit) en verwijdering van microverontreinigingen het beste scoorden (Lei et al., 2021). Als vervangingstermijn voor de biochar is een bandbreedte aangehouden van minimaal 2 jaar tot maximaal 10 jaar.

Voor het NFA-filter zijn twee varianten uitgewerkt, 'NFA-WUR' gebaseerd op de huidige dimensionering van de pilottesten bij de WUR, en 'NFA 2.0' waarin de voorziene mogelijkheden tot verbetering van het filter zijn verwerkt. Het voornaamste verschil is de oppervlaktebelasting. In de WUR pilottesten is deze parameter nog niet geoptimaliseerd, wel zijn er aanwijzingen vanuit het pilotonderzoek dat er ruimte voor verbetering is.

TABEL 3.15

ONTWERPRICHTLIJNEN EN DIMENSIES VOOR 100.000 I.E. REFERENTIEZUIVERING NFA-FILTER

Aspect	Eenheid	NFA - WUR	NFA 2.0
Hydraulische verblijftijd	uren	8	6
oppervlaktebelasting	m/d	0,25	0,5
Diepte filter	m	1	1
Oppervlakte (netto)	ha	5,9	2,9
Oppervlakte (bruto)	ha	7,4	3,7

VERBETERING EFFLUENTKWALITEIT

In het NFA-wetland spelen voornamelijk de mechanismen sorptie en biodegradatie een grote rol in de verwijdering van microverontreinigingen. Specifiek resulteert de combinatie van deze processen door de aanwezigheid van adsorbentia (het NFA-materiaal) in een bio-regeneratie proces. Aerobe condities in het filter zijn essentieel voor de benodigde biologische processen. Naast sorptie en biodegradatie speelt ook phytoremediatie een rol. De aanwezigheid van vegetatie zorgt voor enige mate van afbraak van microverontreinigingen door opname in de wortels en verdere afbraak in de planten zelf (He, 2018). De combinatie van bovengenoemde verwijderingsmechanismen resulteert in een gemiddelde verwijdering van 81% op 7 uit de 11 gidsstoffen (Sectie 2.4.2.2). Fotodegradatie speelt in het NFA-wetland geen rol.

In lab-testen met de mix van biochar en hout die vooraf zijn gegaan aan de pilottesten met het NFA-filter zijn relatief hoge verwijderingsrendementen behaald. Een rendement van >80% voor benzotriazool, cafeïne, carbamazepine, diclofenac, furosemide, mecoprop, metoprolol, propranolol, sulfamethoxazol en trimethoprim. Voor irbesartan was dit 60-80%.

Na de lab-testen zijn de pilottesten uitgevoerd gedurende een periode van 1 jaar. Hierbij is de vergelijking met een conventioneel verticaal doorstroomd helofytenfilter gemaakt. Uit deze experimenten (Lei et al., submitted) is gebleken dat in het eerste jaar de toevoeging van non-fossiele adsorbentia leidt tot een verhoogde verwijdering van benzotriazool, carbamazepine, irbesartan, diclofenac, venlafaxine, sotalol en hydrochloorthiazide vergeleken met een conventioneel verticaal doorstroomd filter (sectie 2.4.2.1). Voor trimethoprim, metoprolol, de som van 4,5-methylbenzotriazool, sotalol en venlafaxine is de verwijderings-efficiëntie hoger dan 80% in het verticaal doorstroomd filter met toeslagmateriaal.

In de pilottesten is ook gebleken dat er een de concentratie fosfor toeneemt door behandeling in het NFA-filter. Een eerste indicatie is dat de concentratie P-totaal toenam van 0,2 tot 1,0 mg/L (oploop en afloop pilot). Deze verhoging komt vermoedelijk door het loslaten van fosfor uit de biochar. Voor een praktijktoepassing zal hier een oplossing voor moeten worden bedacht. Een beproefde optie is de toevoeging van ijzer aan het NFA-filter, bijvoorbeeld in de vorm van ijzerzand. Alternatief moet voor een andere adsorbent worden gekozen. Een minder duurzaam alternatief zou conventioneel granulair actiefkool kunnen zijn. Doordat de adsorbens jarenlang in het NFA-filter ligt zonder vervangen of thermisch geregenereerd moeten worden is de CO₂-footprint van de adsorbent zeer laag.

BEDRIJFSVOERING EN ONDERHOUD (FREQUENTIE KLEIN EN GROOT ONDERHOUD)

Vervangen en verwerken vulmateriaal

Naar verwachting zal de mix van biochar en houtresten langzaam vergaan door verwerking en biologische afbraak. De biochar en houtresten zullen dan op een zeker moment aangevuld moeten worden. Vanuit pilotonderzoek is te zeggen dat dit na het 1e jaar nog niet nodig is. Nader onderzoek moet uitwijzen wanneer het wel nodig is. Als uitgangspunt voor deze studie

is een bandbreedte aangehouden van minimaal 2 jaar tot maximaal 10 jaar. Hierbij speelt ook mee dat vooralsnog niet eenduidig vast te stellen is of het verwijderingsmechanisme voor microverontreinigingen op bioregeneratie van het toeslagmateriaal berust, of op adsorptie aan het toeslagmateriaal. Als blijkt dat laatstgenoemde het geval is zal het toeslagmateriaal waarschijnlijk frequenter vervangen moeten worden. De verwachting is dat bij het aanvullen van het toeslagmateriaal geen materiaal vrij komt dat verwerkt moet worden. Zand en grind zijn een inert materiaal en zullen daarom niet vervangen hoeven te worden gedurende de levensduur van het filter.

Onderhoud

Gelijk aan andere verticaal doorstroomde helofytenfilters vergt het NFA-filter weinig onderhoud omdat de werktuigbouwkundige en civiele onderdelen beperkt zijn. De toevoerpomp zal periodiek onderhouden moeten worden. Het systeem dient 1x per jaar gemaaid te worden. Hiervoor dient het systeem rondom toegankelijk te zijn voor een tractor met maaivoorziening. Toegangs- en onderhoudspaden zijn meegenomen in het bruto benodigde grondoppervlak.

RUIMTEBESLAG

Het ruimtebeslag voor een verticaal doorstroomd filter ligt tussen de 2,9 en 5,9 hectare voor een 100.000 i.e. zuivering. Het bruto oppervlak, dus het benodigd oppervlak inclusief toegangs- en onderhoudspaden komt op 3,7 tot 7,4 hectare.

KOSTEN

De investeringskosten worden weergegeven in Tabel 3.16 en de jaarlijkse kosten in Tabel 3.17. De stichtingskosten komen op ongeveer 210 euro/m². Afhankelijk van de toegepaste oppervlaktebelasting liggen de jaarlijkse kosten per m³ RWZI-effluent tussen de 0,08-0,15 euro indien het adsorptiemateriaal eens in de 10 jaar vervangen moet worden en 0,21-0,42 euro als vervanging eens per 2 jaar noodzakelijk is.

TABEL 3.16

BOUW- EN STICHTINGSKOSTEN NFA-FILTER

Aspect	Eenheid	NFA-WUR	NFA 2.0
Kale bouwkosten	EUR	€ 5.523.000	€ 2.848.000
Stichtingskosten	EUR	€ 12.427.000	€ 6.408.000
Grond aankoop	EUR	€ 456.000	€ 228.000
Totale investering (stichtingskosten + grondaankoop)	EUR	€ 12.883.000	€ 6.636.000
Stichtingskosten per hectare	EUR/ha	€ 2.114.000	€ 2.180.000

TABEL 3.17

JAARLIJKSE KOSTEN NFA-FILTER

	Eenheid	NFA-WUR	NFA 2.0
Afschrijving	EUR/j	€ 1.056.000 – 3.156.000	€ 539.000 – 1.589.000
Energie	EUR/j	€ 4.000	€ 4.000
Beheer en onderhoud	EUR/j	€ 41.000	€ 21.000
Rentelasten grondaankoop	EUR/j	€ 18.000	€ 9.000
Totale jaarlijkse kosten (excl. grondaankoop)	EUR/j	€ 1.120.000 – 3.220.000	€ 573.000 – 1.623.000
Jaarlijkse kosten per hectare	EUR/ha.j	€ 190.000 – 548.000	€ 195.000 – 552.000
Kosten per m ³ behandeld water	EUR/m ³	€ 0,21 – 0,60	€ 0,11 – 0,30
Kosten per m ³ volledig RWZI debiet	EUR/m ³	€ 0,15 – 0,42	€ 0,08 – 0,21

CO₂-FOOTPRINT

De CO₂-footprint is, zoals verwacht mag worden van een natuurlijk systeem, laag (Tabel 3.18). In de berekening is de CO₂-footprint van het vulmateriaal (biochar, houtresten en zand) en de CO₂-footprint van het elektriciteitsverbruik van de toevoerpomp meegenomen. De bandbreedte in de CO₂-footprint wordt veroorzaakt door de periode die gehanteerd is voor de afschrijving van het vulmateriaal (minimaal 2 jaar, maximaal 10 jaar).

TABEL 3.18

CO₂-FOOTPRINT NFA-FILTER

	Eenheid	NFA-WUR	NFA 2.0
Vulmateriaal	ton CO ₂ /jaar	144 – 706	71 – 355
Energieverbruik	ton CO ₂ /jaar	23	23
Totaal	ton CO ₂ /jaar	167 – 731	95 – 377
per m ³ behandeld	g CO ₂ /m ³	31 – 136	18 – 70
per m ³ volledig RWZI debiet	g CO ₂ /m ³	22 – 95	12 – 49

TRL

Het NFA-filter is een technologie die momenteel op pilotschaal wordt getest. Daarmee heeft het, afhankelijk van de interpretatie, een TRL van 5 (kleine pilot) of 6 (grote pilot).

3.7 LECA FILTER**DIMENSIONERINGSGRONDSLAGEN**

De dimensioneringsgrondslagen voor het LECA filter zijn gebaseerd op het full-scale LECA filter zoals gerealiseerd bij DOW Terneuzen en onderzoek uitgevoerd aan een praktijkinstallatie door Auvinen et al. (2017). Het systeem zoals gerealiseerd bij DOW Terneuzen heeft een hydraulische verblijftijd van 0,5 dag. Voor deze studie wordt uitgegaan van een verblijftijd van 1 tot 2 dagen om een verregaande verwijdering van gidsstoffen te bereiken zonder toevoeging van biochar. Een hydraulische verblijftijd van 1 dag geldt hierbij als ondergrens en een verblijftijd van 2 dagen als bovengrens. Het effluent van de RWZI wordt via een pompstap direct naar het LECA filter gepompt met een oppervlaktebelasting van 0,17-0,34 m/d (Tabel 3.19).

Het belucht helofytenfilter gevuld met LECA lijkt op een gangbaar horizontaal doorstroomd helofytenfilter en bestaat uit een ondoorlatende onderafdichting (PE-folie) met op de bodem beluchtingsleidingen. RWZI-effluent doorstroomt het LECA filter in horizontale richting (subsurface) waarbij het intensief in contact komt met zuurstof. Het systeem is vaak beplant met riet of andere specifiek geselecteerde planten maar dat is niet noodzakelijk. Buiten de pompputten en enkele verhardingen voor de schakelkasten/blowers zijn er geen civiele constructies nodig. Door het filter gedeeltelijk in te graven en de vrijkomende grond te benutten als omringende dijken kan het systeem met een grondbalans van 0 uitgevoerd worden (afhankelijk van de specifieke situatie).

TABEL 3.19

ONTWERPRICHTLIJNEN EN DIMENSIES VOOR 100.000 I.E. REFERENTIEZUIVERING

Aspect	Eenheid	LECA filter
Hydraulische verblijftijd	dagen	1 - 2
Oppervlaktebelasting	m/d	0,17 - 0,34
Diepte filter	m	1,0
Oppervlakte (netto)	ha	4,3 - 8,6
Oppervlakte (bruto)	ha	5,4 - 10,8

VERBETERING EFFLUENTKWALITEIT

Verwijdering gidsstoffen en hydraulische verblijftijd

In paragraaf 2.4.4.1 is het verwijderingsrendement van LECA filters beschouwd. Gezien het beperkte aantal literatuurstudies en gidsstoffen dat hierin is geanalyseerd is het niet exact bekend wat het gemiddelde rendement van 7 van de 11 gidsstoffen zal zijn in een LECA filter. In de studie van DOW Terneuzen (2021) wordt geconcludeerd dat een LECA filter met een verblijftijd van 12 uur gemiddeld een rendement oplevert van 39% als alle gemeten gidsstoffen worden meegenomen. Bij het maken van een inschatting van het rendement van 7 van de 11 gidsstoffen is gekeken naar de stoffen die het best worden verwijderd in deze systemen. Uitgaande van het gemiddelde verwijderingsrendement voor de stoffen diclofenac, gabapentine, metoprolol, trimethoprim, irbesartan en venlafaxine en een ingeschat rendement van 52% voor benzotriazol (gelijk aan rendement gabapentine) resulteert dit voor het LECA filter in een verwijderingsrendement van 46% voor 7 van de 11 gidsstoffen bij een verblijftijd van 12 uur. Dit rendement lijkt misschien laag maar hangt voor een groot deel samen met de korte verblijftijd.

Uit paragraaf 2.4.4.1 volgt verder dat bij een verblijftijd van 10 dagen alle 5 de gemeten gidsstoffen (diclofenac, carbemzepine, gabapentine, metoprolol en sotalol) voor meer dan 95% worden verwijderd (Auvinen et al., 2017). Voor beluchte helofytenfilters gevuld met zand is bekend dat ze bij een verblijftijd van 3 dagen zeer goede rendementen opleveren voor diclofenac (93%) en benzotriazol (87%).

Omdat we voor het LECA filter niet meer gegevens beschikbaar hebben is er een bandbreedte opgesteld voor de verwijdering van 7 van de 11 gidsstoffen bij een verblijftijd van 1 tot 2 dagen. De ondergrens betreft de circa 45% verwijdering zoals vastgesteld bij DOW bij een verblijftijd van 0,5 dag. Op basis van de resultaten met beluchte systemen met een langere verblijftijd (Auvinen et al., 2017) wordt ingeschat dat een bovengrens van 85% kan worden aangehouden. Voor LECA filters met een hydraulische verblijftijd van 1 tot 2 dagen komen we daarmee op een gemiddeld verwijderingsrendement van 45 – 85% voor 7 van de 11 gidsstoffen.

Verwijdering nutriënten en zwevend stof

Beluchte filters gevuld met zand behalen een gemiddelde fosfor verwijdering van 65% (zie sectie 2.5.4). Gezien LECA een percentage ijzer bevat, zijn beluchte filters gevuld met LECA in staat om vergaand fosfor te verwijderen (in ieder geval >65%). Daarnaast stimuleert de aanwezigheid van zuurstof de verwijdering van ammonium door nitrificatie: tot 100% in een belucht filter met zand (zie sectie 2.5.4) en >98% in een belucht filter gevuld met LECA (Auvinen et al., 2017). Dit resulteert in een hoge TN verwijdering van maximaal 66% in een belucht filter met zand en circa 50% in een belucht filter met LECA. Van beluchte helofytenfilters gevuld met zand is bekend dat ze zwevende stof verwijderen met 33% tot 84% (zie ook sectie 2.5.2). Naar verwachting geldt dit in mindere mate voor LECA filters omdat de poriegrootte van het LECA groter is.

Reductie ecotoxiciteit en pathogenen

Aerobe condities in beluchte helofytenfilters resulteert in verbeterde ecotoxiciteit reductie van 50% naar 60 tot >85%, gemeten in vijf bioassays en een algentest met SPE als sample voorbehandeling (Sossalla et al., 2020 & 2021). Dit geldt ook voor het LECA filter (belucht), waar het aquatische gezondheidsrisico als laag werd beoordeeld vanwege de algehele efficiënte verwijdering van de bestudeerde medicijnen, ondanks dat dit filter gedeeltelijk hospitaal effluent behandelt (Auvinen et al., 2017). Door de verblijftijd in het systeem en biologische afbraak onder zuurstofrijke condities veroorzaakt door actieve beluchting zullen eveneens virussen, pathogenen (o.a. *E.Coli*) en bacteriën effectief uit RWZI-effluent verwijderd worden in het LECA filter.

Verwijdering metalen

Het is niet bekend in hoeverre LECA filters in staat zijn om metalen uit RWZI te verwijderen.

BEDRIJFSVOERING EN ONDERHOUD*Vervangen en verwerken vulmateriaal*

Uit de literatuur is bekend dat LECA filters 10 jaar in bedrijf kunnen zijn zonder dat vervanging van de korrels nodig is. Van vervanging zal vooral sprake zijn als het hoofddoel van het filter is om fosfaat af te vangen maar dat is in dit geval niet zo. Uitgangspunt van deze studie is dat het LECA de gehele levensduur van 30 jaar mee kan zonder dat vervanging nodig is. Aan het einde van de levensduur kan de LECA afgegraven/leeg gezogen worden. De verdere verwerking van de vrijgekomen LECA is afhankelijk van de kwaliteit van het product. Mogelijk kan de LECA thermisch worden behandeld om vervolgens weer te worden toegepast. Een alternatief is thermisch reinigen gevolgd door toepassing van de vrijgekomen LECA als laagwaardige grondstof voor de bouw. Het is nu nog niet bekend op welke manier LECA het beste gereinigd kan worden en of hergebruik mogelijk is. Dit moet in de toekomst worden vastgesteld als er daadwerkelijk een noodzaak is om de inhoud van het LECA filter te vervangen.

Onderhoud

Het LECA filter vereist net als een infiltratieveld weinig onderhoud omdat de werktuigbouwkundige en civiele onderdelen beperkt zijn. Onderdelen die periodiek onderhoud vereisen betreffen de toevoer pomp en de kleine compressors die het systeem van lucht voorzien. Het systeem dient 1x per jaar gemaaid te worden. Hiervoor dient het systeem rondom toegankelijk te zijn voor een tractor met maaivoorziening.

RUIMTEBESLAG

Het LECA filter resulteert voor de 100.000 i.e. referentiezuivering in een bruto oppervlakte van 5,4 tot 10,8 hectare bij een hydraulische verblijftijd van minimaal 1 en maximaal 2 dagen.

KOSTEN

De bouwkosten voor een LECA filter van 43.000 m² zijn geraamd op 4,5 miljoen en 8,8 miljoen EUR voor een systeem van 86.000 m². Dat is inclusief de kosten voor toevoer en afvoer van effluent. Daar boven op komen de kosten voor de aankoop van grond a €62.000 per hectare. Hier komen aannemerskosten a 25% overheen gevolgd door een toeslagpercentage van 80% om te komen tot stichtingskosten. Onvolledigheidstoelagen zijn niet van toepassing omdat het LECA filter een compleet systeem betreft wat door één leverancier geleverd wordt.

Doordat het systeem nauwelijks onderhoud behoeft, afgezien eventueel verwijderen van de

vegetatie in het winterseizoen, zullen de OPEX laag zijn.

De variabele operationele kosten van het LECA filter zijn naar verwachting laag omdat het systeem weinig energie, toeslagstoffen en beheer/onderhoud behoeft. Het merendeel van de kosten betreft daarom investeringskosten. De verhouding is nu nog niet vast te stellen.

TABEL 3.20 BOUW EN STICHTINGSKOSTEN LECA FILTER

Aspect	Eenheid	LECA filter
Bouwkosten	EUR	4.500.000 – 8.800.000
Stichtingskosten	EUR	10.000.000-20.000.000
Grondaankoop	EUR	340.000 – 670.000
Totale investering	EUR	10.400.000 – 20.500.000

TABEL 3.21 JAARLIJKSE KOSTEN LECA FILTER

	Eenheid	LECA filter
Afschrijving	EUR/j	582.000 – 1.145.000
Energie	EUR/j	15.000
Beheer en onderhoud	EUR/j	30.000 – 61.000
Rentelasten grondaankoop	EUR/j	13.000-27.000
Grondaankoop incl. afschrijving 30 jaar	EUR/j	19.000-39.000
Totaal kosten per jaar incl. afschrijving grond	EUR/j	647.000 – 1.259.000
Kosten per m ³ behandeld	EUR/m ³	0,12 – 0,24
Kosten per m ³ volledig RWZI debiet	EUR/m ³	0,08 – 0,16

ENERGIEVERBRUIK

Het energieverbruik voor het opvoeren van RWZI-effluent naar het filter is berekend op 0,008 kWh/m³ behandeld water, uitgaande van 2 meter opvoerhoogte. Voor de beluchting van het systeem is op basis van praktijkervaringen uitgegaan van een energieverbruik van 0,02 kWh/m³. In totaal resulteert dit in een verbruik van 0,03 kWh/m³.

CO₂-FOOTPRINT

De CO₂-footprint is gebaseerd op het elektriciteitsverbruik van het systeem en het gebruikte vulmateriaal (LECA). Uitgaande van een hydraulische verblijftijd van 1 tot 2 dagen vereist het systeem 43.000 m³ tot 86.000 m³ LECA om 14.700 m³ /dag te behandelen. De LECA resulteert daarmee in een totale CO₂ productie van 2,5 tot 5,0 miljoen kg CO₂ (68 kg CO₂/m³ bron: NEPD-1742-715_Leca-R--ISO-10-20). Verder is uitgegaan van afschrijving van het systeem in 30 jaar. De gecombineerde CO₂-footprint voor de LECA en het elektriciteitsverbruik van het systeem bedraagt 33 tot 51 g/m³ behandeld en 23 tot 36 g/m³ RWZI-effluent. Er zijn geen verdere hulpstoffen nodig.

TABEL 3.22 CO₂-FOOTPRINT LECA-FILTER

	Eenheid	LECA
Vulmateriaal	ton CO ₂ /jaar	97 – 195
Energieverbruik	ton CO ₂ /jaar	80
Totaal	ton CO ₂ /jaar	177 – 274
per m ³ behandeld	g CO ₂ /m ³	33 – 51
per m ³ volledig RWZI debiet	g CO ₂ /m ³	23 - 36

TRL

Het LECA filter is een bewezen techniek, die op veel plaatsen in Nederland en daarbuiten ingezet wordt voor de behandeling van huishoudelijk afvalwater. Voor de verwijdering van gidsstoffen is de TRL 5. Het LECA filter kan binnen 3 jaar TRL 8 worden door een monitoringsprogramma uit te voeren op een bestaand LECA filter of een pilot LECA filter te realiseren.

3.8 O₃-WATERHARMONICA

Het concept van de “Waterharmonica” is gericht op toepassing van duurzame, energiezuinige en kostenefficiënte technieken waarmee een natuurlijke, ecologische schakel wordt gevormd tussen de RWZI in de waterketen en het ontvangende oppervlaktewater van het watersysteem. Het inpassen van ozon zorgt voor een meer vergaarde verwijdering van microverontreinigingen. De schakel tussen RWZI en oppervlaktewater richt zich hiermee op een hoger rendement terwijl zo min mogelijk concessies worden gedaan aan het natuurlijke karakter van de Waterharmonica. Het streven blijkt echter een fossielarme, biologische en natuurlijke techniek.

Het is logisch om optimaal gebruik te maken van wat de Waterharmonica op een natuurlijke wijze kan en ozonering zo efficiënt mogelijk in te passen. De basis-uitvoering van de Waterharmonica in Nederland begint met een vlooienvijver met een hydraulische verblijftijd tot 4 dagen die zorgt voor verwijdering van slibdeeltjes uit de RWZI slib door verdere flocculatie en bezinking, maar vooral door consumptie door de watervlooien (voornamelijk *Daphnia magna*) (STOWA 2012-10 en STOWA 2013-07). Om de ozondosering zo laag mogelijk te houden lijkt de meest logische locatie voor ozonisatie direct na de vlooienvijver.

DIMENSIONERING

De positionering van de ozonisatie binnen de O₃-Waterharmonica is belangrijk voor de optimalisatie van het effect en de minimalisatie van de ozondosering. Er zijn verschillende processen die hierbij een rol spelen:

- a. Buffering
- b. Verwijdering van zwevende stof in de vlooienvijvers door bezinking en begrazing
- c. Omzetting van niet geoxideerde stikstofverbindingen
- d. Afbraak van organische stof
- e. Omzetting van afbraakproducten van organische microverontreinigingen en bromaat

Ad a)

Naast de locatie kan ook het bufferen van water zorgen voor een effectievere integratie van ozonering in de Waterharmonica. Door het bufferen over van het debiet in de vijvers kan de ozonisatie kleiner zijn en optimaal en zeer gelijkmatig worden ingezet. Dat betekent een lager verbruik van ozon en een kleinere installatie door de lagere DWA-piek om dezelfde verwijdering van microverontreinigingen te bereiken (STOWA 2020-06).

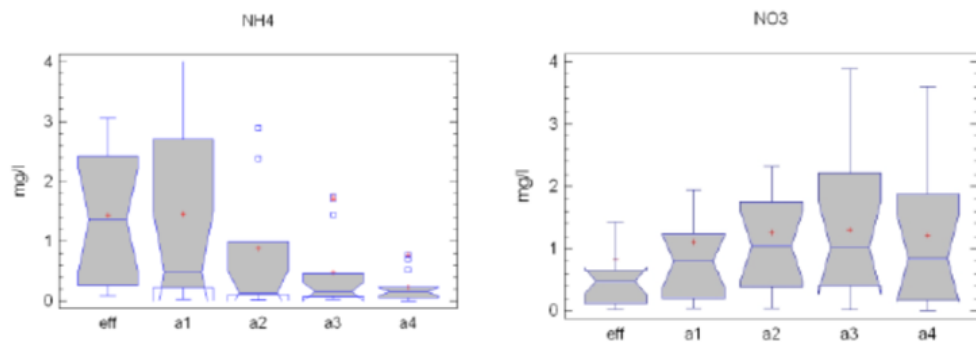
Ad b)

Het verwijderen van zwevende stof is een bekend effect van de eerste vijvers van de Waterharmonica. In de watervlooienvijvers worden door de biologische filtratie de kleinere deeltjes verwijderd. Daarnaast wordt, ook gedurende periodes van mogelijk slibverlies, zwevend stof effectief verwijderd (STOWA 2012-10 en 11). Dit leidt tot een lager verbruik van ozon.

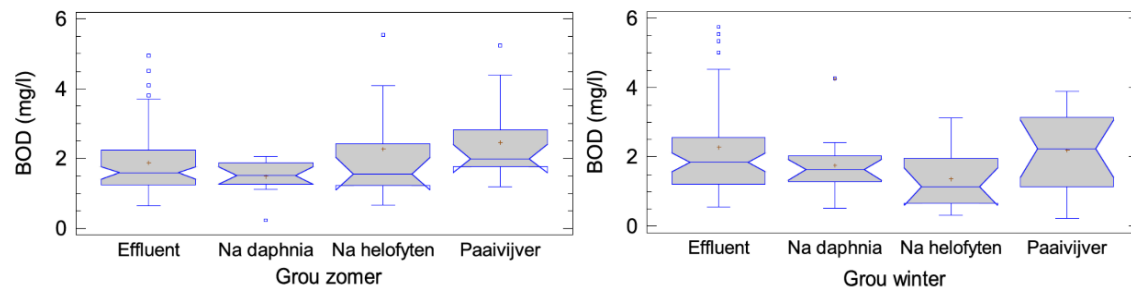
Ad c) en d)

Voorbehandeling in de watervlooienvijvers leidt tot oxidatie van eventueel nog niet geoxideerde stikstof (verlaging ammoniumgehalten en ammoniumpieken, zie Figuur 3.5) en eventuele resten organisch materiaal (BOD), zie Figuur 3.6. Van Gijn et al. (2021a&2021b) laten zien dat organisch materiaal reageert bij de afbraak van medicijnen met ozon. Om energie en kosten te besparen wordt het aanbevolen om eerst op biologische wijze het gehalte aan organisch materiaal te verlagen. Uit onderzoek naar Waterharmonica Aqualân Grou blijkt dat het BOD gehalte daalt in de vlooienvijvers (van den Boomen et al., 2012). Dit is de DOC-fractie die als eerste ozon zal consumeren. Het gehalte aan DOC blijft min of meer constant, maar verandert wel van aard, zoals de veranderingen van BOD suggereren. Dit betekent een effectiever gebruik van ozon. Een effectiever gebruik betekent: minder onderdosering (hoger verwijderingsrendement) en minder overdosering (minder verspilling van ozon en minder bromaatvorming) (STOWA 2018-46, STOWA 2018-67; STOWA 2020-06). Na de vlooienvijvers stijgt de BOD weer door natuurlijke processen.

FIGUUR 3.5 VERLOOP VAN AMMONIUM- EN NITRAATCONCENTRATIES IN VLOOIENVIJVERS OP 1M³-MESOCOSM-SCHAAL (VAN DEN BOOMEN ET AL., 2012)



FIGUUR 3.6 VERLAGING VAN HET BOD GEHALTE IN DE WATERVLOOIENVIJVERS (VAN DEN BOOMEN ET AL., 2012)



Ad e)

Een ondiepe open waterzone direct na de ozon-stap zorgt voor toetreding van natuurlijk UV. Dit zal het effect van de gedoseerde ozon verhogen (Sharrer & Summerfelt, 2007). Hierdoor is minder ozon nodig. Dit zou een effectievere ozonatie met een lager energiegebruik moeten opleveren. Ook zal ondiepe open waterzone en de met riet beplante ondiepe waterzone eventueel gevormde toxische restproducten opvangen en deels afbreken voordat geloosd wordt op oppervlaktewater.

Het is daarom logisch om de ozonisatie tussen de vlooienvijvers en een ondiep deel te situeren. Hierbij moeten de vijvers worden ingericht voor hydraulische en kwaliteitsbuffering. De verblijftijd zou bijvoorbeeld 2 dagen kunnen zijn, gerealiseerd in drie vijvers.

DIMENSIONERINGSGRONDSLAGEN

Voor deze studie is als uitgangspunt gehanteerd dat de Waterharmonica een gelijke toevoer heeft als de overige systemen. Met een belasting van 0,05 m./d is gekozen voor een zeer laag belaste Waterharmonica. In de praktijk kan eenvoudig het totale RWZI debiet van 21.000 m³/d door de O₃-Waterharmonica worden geleid, de hydraulische belasting neemt hierdoor toe tot circa 0,07 m/d wat nog steeds erg laag is. Het uitgangspunt is verder dat maximaal 14.700 m³/d via de ozonisatie wordt geleid. Er is dus sprake van een 'bypass' van 30% van het RWZI-effluent langs de ozonisatie, maar 100% van de aanvoer kan worden behandeld.

De volgende dimensioneringsgrondslagen zijn gebruikt voor het ontwerp:

TABEL 3.23

DIMENSIONERINGSGRONDSLAGEN EN DIMENSIONERING O₃-WATERHARMONICA

Aspect	Eenheid	O ₃ -Waterharmonica
Hydraulische verblijftijd	dagen	8,5
Oppervlaktebelasting	m/d	0,05
Voeding	Batchgewijs/ continue	Continue
Diepte	m	0,1-2,0
Vlooienvijvers	verblijftijd	3 dagen
Verwijdering DOC vlooienvijvers (aanvoer 11 mg/l)	mg/l	1,5
Opvoerhoogte	m	2
Voorbehandeling ozon	-	Voorfilter (grof)
Dosering O ₃	g O ₃ / g DOC	0,35
Conversie O ₃ uit O ₂	-	1:10
Menging O ₃ met water		diffusors
Energieverbruik O ₃	kWh/kg O ₃	10
Verwijderingsrendement (7 van 11 gidsstoffen)	%	70 – 90%
Oppervlakte (netto)	ha	30
Oppervlakte (bruto)	ha	37,5
Zuurstofverbruik	kg/jaar	178.403
Totale ozondosering	kg/jaar	17.840
Energiegebruik voorfilter en pompen	wh/m ³ behandeld	8
Energiegebruik ozonisatie	wh/m ³ behandeld	33
CO ₂ -footprint per m ³ behandeld	g CO ₂ /m ³	40
CO ₂ -footprint per m ³ RWZI-effluent	g CO ₂ /m ³	28

Een deel van de dimensioneringsgrondslagen is identiek aan de bekende Waterharmonica. Toegevoegd is de ozonisatie. Uitgaande van een gemiddelde DOC concentratie van 11 mg/l in het effluent van de RWZI (STOWA 2015-27) is de benodigde hoeveelheid ozon berekend. Hiervoor wordt aangenomen dat in de vlooienvijver (waarna ozonatie wordt toegepast) 1,5 mg/l DOC wordt verwijderd. Uitgangspunt is dat 0,35 gram O₃ per gram DOC wordt gedoseerd (regulier is een dosering van 0,7 g O₃ / g DOC). Verder wordt er van uitgegaan dat ozonisatie 10 kWh per kg O₃ vergt.

Al met al wordt met de O₃-Waterharmonica een hoger verwijderingspercentage gehaald en liggen de CO₂-footprint en kosten hoger dan voor de Waterharmonica zonder ozon.

VERBETERING EFFLUENTKWALITEIT

Verwijdering gidsstoffen

Zoals vastgesteld in paragraaf 2.4.4.3 kan de O₃-Waterharmonica in theorie een verwijderingsrendement halen van 87% op 7 van de 11 gidsstoffen. Door toevoeging van ozon worden

ook de moeilijk biologisch afbreekbare stoffen zoals sotalol en gabapentine verwijderd, zie paragraaf 2.4.4.3. Het rendement kent onzekerheden aangezien er nog geen ervaring is met de cumulatie van het rendement van ozon en de Waterharmonica. Ook wordt niet de volledige stroom met ozonisatie behandeld, is de ozondosering relatief laag en zullen er verschillen zijn tussen de zomer en winter situatie. Het rendement kan echter gestuurd worden door in de zomer een lagere ozon dosering te hanteren dan in de winter.

Voor het verwijderingsrendement van de O₃-Waterharmonica is een bandbreedte aangenomen van 70% - 90% op 7 van de 11 gidsstoffen. De ondergrens van 70% verwijdering is gezien de lange verblijftijd van 8,5 dag en de dosering van ozon conservatief te noemen en heeft vooral te maken met de grote fluctuaties in verwijderingsrendement die in Waterharmonica's gesignaleerd zijn.

Verwijdering nutriënten en zwevende stof

In principe is de effluentverbetering hetzelfde als bij een 'gewone' Waterharmonica. Verder heeft ook het doseren van ozon nog effect op de effluentverbetering.

Ozon is goed in staat zwevende stof te reduceren. De studie van Moussavi et al. (2008) laat zien dat de afname van zwevende stof afhangt van de ozon dosering. Zo is de verwijdering van zwevende stof bij 0,5 g O₃/g TS ongeveer 55% en bij 2 g O₃/g TS 80%.

Verder heeft ozon weinig effect op de concentraties N en P in het water.

Reductie ecotoxiciteit van organische stoffen

Ook hier spelen dezelfde processen als bij de conventionele Waterharmonica een rol. Echter heeft ook ozon hier effect op.

Ammonium kan goed worden verwijderd met ozon. Wel is deze reactie afhankelijk van de pH, bij een pH tussen de 7 en 9 verloopt de oxidatie van ammonium het best (Singer & Zilli, 1975).

Omdat ozon niet alle microverontreinigingen compleet verwijdert maar wel deels afbreekt in kleinere moleculen is het belangrijk dat deze transformatie producten geen negatief effect hebben op de toxiciteit. Gezien er in het concept O₃-Waterharmonica na ozonering nog een biologische stap plaatsvindt worden ook veel van de gedeeltelijk afgebroken medicijnresten nog verder afgebroken en wordt er een afname in toxiciteit verwacht. Ook de Wilt et al. (2018) laat het positieve effect van biologische nabehandeling zien.

Een belangrijke reden om zo min mogelijk ozon te willen doseren is de vorming van bromaat. Op grond van literatuur (o.a. STOWA 2018-46) en praktijkervaring is bekend dat bij lage ozondosering minder bromaat wordt gevormd. Dit is aangetoond in praktijktesten met behandeling van effluent op RWZI Aarle-Rixtel van waterschap Aa en Maas. Het doel van de O₃-Waterharmonica is een aanzienlijk lagere ozondosis dan bij een stand-alone ozonisatie. Er zal dan minder bromaat gevormd worden, maar dit hangt ook af van het voorkomen van piekdoseringen en de bromideconcentratie en zal in de praktijk bepaald moeten worden.

Uit literatuur blijkt dat denitrificerende condities kunnen leiden tot verwijdering van bromaat. Dit is mede aangetoond met kolomexperimenten (Lekkerkerker, 2012). Zie Figuur 3.7.

FIGUUR 3.7

BROMAATVERWIJDERING IN INLAATWATER BIJ DRINKWATERPRODUCTIE VAN DUNEA (LEKKERKERKER, 2012)

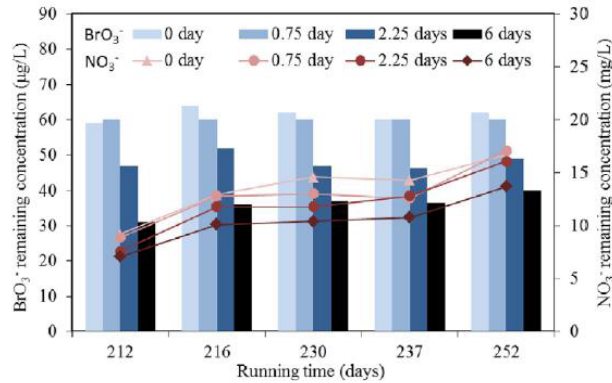


Fig. 7. BrO₃⁻ removal and normalized concentrations of BrO₃⁻ and NO₃⁻ in the 8 m anoxic column set-up containing MAR water as the influent. BrO₃⁻ and NO₃⁻ in the influent were 63 ± 4 µg/L and 13 ± 3.8 mg/L respectively. Influent DO was below 0.6 mg/L. T = 11.5 ± 0.5 °C.

Biologische bromaatverwijdering is net als denitrificatie een anoxisch proces, met opgelost koolstof als energiebron, en in dit geval de bromaat (BO₃⁻) als zuurstofbron. Het is mogelijk dat de in de O₃-Waterharmonica biologische bromaatverwijdering optreedt. Dit zal in de praktijk bepaald moeten worden.

Verwijdering metalen

Er wordt verwacht dat ozonisatie geen tot weinig effect zal hebben op de verwijdering van metalen, gezien zware metalen in conventionele Waterharmonica's voornamelijk worden verwijderd in het voorbezinkbassin en/of in de vlooienvijver (stap vóór de ozondosering) (STOWA 2000-10).

Verwijdering pathogenen

Ozonisatie heeft een desinfecterende werking door inactiveren van virussen en bacteriën en zal daarom resulteren in een hogere reductie van pathogenen in de O₃-Waterharmonica (>log₂ reductie).

BEDRIJFSVOERING EN ONDERHOUD

Naast de gebruikelijke bedrijfsvoering dient ook de ozoninstallatie te worden onderhouden.

RUIMTEBESLAG

Het ruimtebeslag van de O₃-Waterharmonica is even groot (netto 30 hectare, bruto 37,5 hectare) als dat van de Waterharmonica.

KOSTEN

Naast de kosten voor de Waterharmonica komen bij dit systeem ook kosten voor ozon dosering. Daarnaast is ook een ozon installatie nodig. De kosten voor ozonisatie zijn onzeker omdat de technologie in ontwikkeling is. Aan de hand van recent gerealiseerde ozon installaties hanteren we voor deze studie een totaal van 3 miljoen euro voor de bouwkosten van de ozon installatie. Dit betreffen de totale bouwkosten dus inclusief gebouw, verhardingen, leidingwerk, elektrische installatie en hekwerk. Dit betreft een inschatting met een grote mate van onzekerheid welke in een eventuele vervolgfase verder gedetailleerd dient te worden.

TABEL 3.24 INVESTERING (OBV STICHTINGSKOSTEN)

Aspect	Eenheid	Kosten (EUR)
Bouwkosten	EUR	€ 5.375.000
Stichtingskosten	EUR	€ 12.094.000
Grondaankoop	EUR	€ 2.325.000
Totale investering	EUR	€ 14.419.000
Stichtingskosten per ha	EUR	€ 403.000

TABEL 3.25 JAARLIJKSE KOSTEN

Aspect	Eenheid	Kosten (EUR)
Afschrijving	EUR/j	699.000
Kosten O ₃ (als vloeibaar zuurstof)	EUR/j	29.000
Energie	EUR/j	26.000
Beheer en onderhoud	EUR/j	210.000
Rentelasten grondaankoop	EUR/j	93.000
Grondaankoop incl. afschrijving	EUR/j	134.000
Totale jaarlijkse kosten	EUR/jaar	€ 1.099.000
Jaarlijkse kosten per hectare	EUR/ha.j	€ 37.000
Kosten per kuub behandeld	EUR/m ³	€ 0,20
Kosten per kuub volledig RWZI debiet	EUR/m ³	€ 0,14

CO₂-FOOTPRINT

De CO₂-footprint ligt hoger dan bij een Waterharmonica zonder ozon dosering. Het filter wat voorzien is vóór de ozon installatie heeft een energieverbruik van 8 Wh/m³. Voor de ozon installatie wordt uitgegaan van een O₃ dosering van 0,35 gram O₃ per gram DOC en een influent DOC van 9,5 gram. Het energieverbruik van de ozon installatie bedraagt 10 kWh/kg O₃ bij de productie van ozon uit zuurstof. Dit resulteert in een energieverbruik van 0,35*9,5*10 = 0,033 kWh/m³. In totaal resulteert dit in (8Wh+33Wh) = 41 Wh/m³. Vermenigvuldigd met een energieverbruik van 0,53 gram CO₂/Wh resulteert dit in een aanvullende CO₂-footprint van 21,86 gram CO₂/m³. Daar boven op komt de CO₂ emissie van de gebruikte zuurstof welke 0,42 kg CO₂ per kg vloeibaar gedoseerde zuurstof bedraagt. Uitgaande van een conversie van 10% (kg O₂ per kg O₃) resulteert dit in ((0,35*9,5*0,42)/10%) 14 gram CO₂/m³. In totaal resulteert dit in een aanvullende CO₂ emissie van (21,86+14=) 36 gram CO₂ per behandeld m³ ten opzichte van een conventionele Waterharmonica welke een CO₂ emissie heeft van 4,2 gram CO₂/m³.

TABEL 3.26 CO₂-FOOTPRINT O₃-WATERHARMONICA

	Eenheid	O ₃ Waterharmonica
Zuurstof	ton CO ₂ /jaar	75
Energieverbruik	ton CO ₂ /jaar	139
Totaal	ton CO ₂ /jaar	214
per m ³ behandeld	g CO ₂ /m ³	40
per m ³ volledig RWZI debiet	g CO ₂ /m ³	28

TRL

De Waterharmonica is een bewezen techniek, die op veel plaatsen in Nederland en daarbuiten ingezet wordt (STOWA 2013-07). De Waterharmonica is TRL 9. Ook ozonisatie van gezuiverd afvalwater is een bekende technologie (Stowa 2018-67 en Stowa 2015-27). Ozonisatie is ook TRL 9. De O₃-Waterharmonica is een nieuwe combinatie van twee robuuste TRL 9 technieken, waarbij het ineenschuiven en combineren van techniek en natuur de

uitdaging is, en nu TRL 3-4 is. We verwachten echter dat de combinatie deze twee systemen in de O₃-Waterharmonica binnen drie jaar TRL 7 zal zijn, en kort daarna ook TRL 8.

3.9 DOORVERTALING NAAR 30.000 I.E.

In paragrafen 3.3 t/m 3.8 zijn de dimensies en kosten uitgewerkt van diverse natuurlijke zuiveringssystemen nageschakeld aan een 100.000 i.e. referentiezuivering. De benodigde bruto oppervlaktes lopen uiteen van minimaal 4 hectare voor een NFA filter tot 37 hectare voor een waterharmonica. Dit zijn aanzienlijke oppervlaktes die niet altijd beschikbaar zijn in de nabijheid van een RWZI.

Dit brengt ons bij de schaalgrootte van natuurlijke zuiveringssystemen. Vanwege het benodigd oppervlak zijn natuurlijke zuiveringssystemen vooral in beeld voor kleinere RWZI's. Een kleiner debiet betekent immers een kleinere natuurlijke zuivering. In deze paragraaf wordt een doorvertaling gemaakt naar de toepassing van natuurlijke zuiveringssystemen op kleinere RWZI's. Specifiek is hierbij uitgegaan van een RWZI met een capaciteit van 30.000 i.e. Juist voor kleinere RWZI's die lozen op gevoelig oppervlaktewater liggen natuurlijke systemen voor de hand. Kleinere zuiveringen liggen vaker in onbebouwd gebied. Bovendien vertonen de bouwkosten van een natuurlijk zuiveringssysteem een meer lineair verloop in vergelijking met harde technologieën zoals ozon of actief kool waardoor kleinere natuurlijke systemen relatief betaalbaar zijn in vergelijking met technieken zoals ozon of actief kool.

In navolgende tabel is voor een RWZI van 30.000 i.e. een lineaire doorvertaling gemaakt van de in paragrafen 3.3 t/m 3.8 uitgewerkte natuurlijke zuiveringssystemen. Het benodigde oppervlak loopt uiteen van 1 tot 11 hectare terwijl de investeringskosten tussen de 2,3 en 7,0 miljoen euro liggen.

TABEL 3.27 LINEAIRE DOORVERTALING OPPERVLAK EN INVESTERING NATUURLIJKE ZUIVERINGSSYSTEMEN NAAR 30.000 I.E. RWZI

	Waterharmonica	VHF	Ecovorms	LECA	NFA	O ₃ Waterharmonica
Oppervlak (ha)	11	2 - 6	3	2 - 3	1	11
Investing (miljoen EUR)	2,3	2,4 - 7,0	3,8	3,1 - 6,1	2,0	4,3

4

MULTI CRITERIA ANALYSE

4.1 INLEIDING

Dit hoofdstuk beschrijft de Multi Criteria Analyse (MCA) die is toegepast om de systemen die voor een 100.000 i.e. RWZI nader zijn uitgewerkt in hoofdstuk 3 met elkaar te vergelijken. Het betreft de volgende systemen:

- Waterharmonica
- Verticaal doorstroomd helofytenfilter (VHF)
- Ecovorms (verticaal doorstroomd helofytenfilter met schimmels)
- NFA filter
- LECA filter
- O₃-Waterharmonica

De MCA is een handvat om verschillende systemen met elkaar te vergelijken. In een MCA worden criteria benoemd die door de deelnemende belanghebbenden relevant worden gevonden in de beoordeling van de verschillende systemen. Deze criteria worden gegroepeerd in categorieën, en aan zowel elke categorie als aan elk individueel criterium wordt een weegfactor toegekend. De te vergelijken systemen krijgen scores voor alle criteria, die op een genormaliseerde manier worden verwerkt en daarna gewogen. In dit project is gekozen voor een weging door de BC-leden en de scores door het projectteam te laten toekennen. De scores zijn vastgesteld op basis van de resultaten die zijn gerapporteerd in het voorgaande hoofdstuk. Waar nodig is deze informatie door het projectteam aangevuld met eigen expert judgement. De volledig ingevulde MCA geeft voor elk systeem een genormaliseerde en gewogen totaalscore, gevisualiseerd in een staafdiagram. In sectie 4.2 wordt in meer detail de opzet van de MCA besproken en daarna volgt het resultaat.

4.2 METHODE

4.2.1 VASTSTELLEN CATEGORIEËN EN CRITERIA

De categorieën en de daaronder vallende criteria zijn vastgesteld door het projectteam in overleg met de BC. Dit omvat zowel kwantitatieve criteria (bijvoorbeeld de verwijderingsrendementen van de gidsstoffen), als meer kwalitatieve criteria (zoals bijvoorbeeld natuurlijke uitstraling). Er is geprobeerd om de categorieën en criteria zo te kiezen dat deze voldoende onderscheidend zijn voor de te vergelijken systemen. In Tabel 4.1 is de lijst met categorieën en criteria weergegeven, met in Bijlage 4 een overzicht van de definitie van elk criterium.

4.2.2 WEEGFACTOREN

De weegfactoren zijn opgesteld door de BC-leden, met een schaal van 1-5, waarbij 5 de hoogst mogelijke (positieve) score is. Eerst zijn de weegfactoren door de individuele BC-leden onafhankelijk van elkaar ingevuld. Vervolgens zijn deze tijdens een gezamenlijk gesprek besproken, waarna alle BC-leden hun definitieve weging konden bepalen. De

uiteindelijke weging die in de MCA is toegepast, is het gemiddelde van deze individuele eindwegingen (Tabel 4.1). Opgemerkt wordt dat bij het bepalen van de weging uit is gegaan van een algemene situatie in Nederland. Er is geen specifieke situatie of RWZI in gedachten gehouden.

TABEL 4.1 TOEGEPASTE CATEGORIEËN (VETGEDRUKT), CRITERIA, WEEGFACTOREN EN GENORMALISEERDE SCORES. WH = WATERHARMONICA, VHF = VERTICAAL DOORSTROOMD HELOFYTENFILTER, EV = ECOVORMS, NFA = NFA FILTER, LECA = LECA FILTER EN O₃-WH = O₃-WATERHARMONICA

	Weging (1-5)	Genormaliseerde score					
		WH	VHF	EV	NFA	LECA	O ₃ -WH
1 Verwijdering microverontreinigingen	5,0						
Gidsstoffenverwijdering	5,0	0	0	1	1	0	1
2 Verwijdering nutriënten, pathogenen, ecotox en zwevende stof	3,6						
NH ₄ verwijdering	4,0	1	2	2	2	2	1
N totaal verwijdering	2,8	1	1	1	1	1	1
P verwijdering	3,0	1	1	1	0	2	1
Pathogeenverwijdering	2,6	1	1	1	1	1	1
Verlaging ecotoxiciteit	5,0	2	2	2	2	2	2
Zwevende stof verwijdering	2,2	1	2	2	2	2	1
3 Duurzaamheid	4,2						
CO ₂ -footprint	4,2	2	2	2	1	2	1
4 Circulariteit	1,8						
Grondstoffenproductie (riet of wilgen)	1,8	1	1	1	1	1	1
5 Mate van bewezenheid	3,6						
Technology Readiness level (TRL)	3,2	2	2	0	1	1	0
Bewezenheid op lange termijn (>5 jaar)	4,2	2	1	0	0	2	0
6 Flexibiliteit	2,2						
Modulariteit / mobiliteit	1,2	0	0	0	0	0	1
Aflakken RWA pieken	2,6	1	1	1	1	1	1
7 Kosten	4,8						
kosten per m ³	4,8	2	2	2	1	2	2
8 Ruimte en omgeving	2,0						
Multifunctioneel landgebruik	2,2	2	1	1	1	1	2
Natuurlijke uitstraling	1,4	2	1	1	1	1	2
Effect op biodiversiteit	1,4	2	1	1	1	1	2
Geur- en geluidemissie	1,8	2	2	2	2	2	2
9 Beheer en onderhoud	2,0						
Beheer en onderhoud	2,2	1	2	2	2	2	0
10 Robuustheid irt verwijdering micro's	3,8						
Stuurbaarheid van het proces	3,4	0	0	0	0	1	1
Prestatie door het jaar heen	4,0	0	1	1	2	1	2
11 Tegengaan verdroging	2,8						
Effluenthergebruik mogelijkheden	2,8	1	1	1	1	1	2
12 Ruimtebeslag	1, 3, 5						
Benodigd oppervlakte	1, 3, 5	0	2	2	2	2	0

4.2.3 SCORES

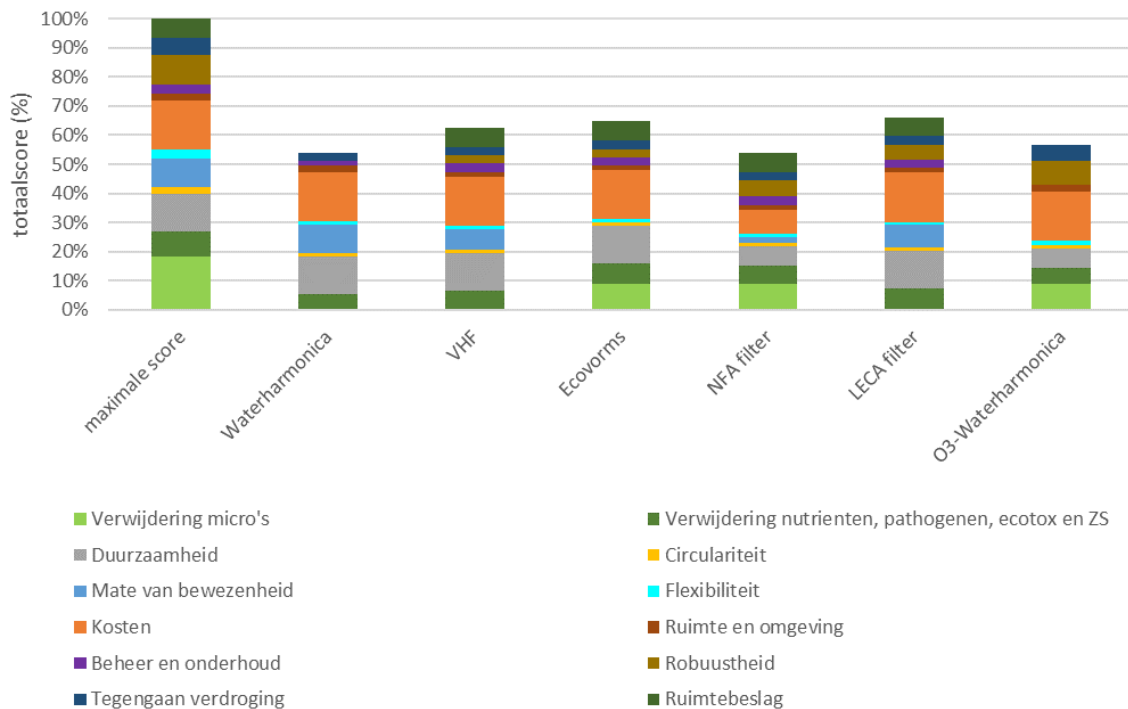
Het toekennen van de scores is gedaan op basis van de tot nu toe beschikbare informatie, zoals gepresenteerd in het voorgaande hoofdstuk. Daarnaast is waar nodig de informatie aangevuld door het projectteam, op basis van eigen expert judgement. De score per criterium is vervolgens genormaliseerd naar een score van 0, 1 en 2 (laag, middel, hoog). Indien de informatie voor een systeem opgegeven was als een range, is door projectteam en BC

gezamenlijk besloten om bij de normalisering van de score het gemiddelde van deze range te nemen. De genormaliseerde scores zijn opgenomen in Tabel 4.1, en de gebruikte inputgegevens en meer informatie over de normalisering van de scores zijn weergegeven in bijlage 4.

4.3 RESULTAAT

Figuur 4.1 laat de resultaten van de MCA zien. Hierin is het totaalresultaat weergegeven en ook in welke mate elke categorie bijdraagt aan deze totaalscore. Hoe hoger het resultaat, hoe beter een systeem scoort ten opzichte van een ander systeem. Door de uitkomsten naast elkaar te zetten wordt duidelijk hoe de systemen ten opzichte van elkaar scoren. In de meest linkerbalk, genoemd 'maximale score', is aangegeven wat het totaalresultaat zou zijn als een systeem op elk criterium maximaal scoort. In de figuur zijn de sterke en zwakke punten van elk systeem goed zichtbaar. Zo scoren de bestaande systemen waterharmonica, VHF en LECA filter goed op duurzaamheid en de twee nieuwere systemen, NFA filter en O₃-waterharmonica, juist beter op de verwijdering van microverontreinigingen. Ecovorms scoort op deze beide punten goed, maar juist weer niet op mate van bewezenheid.

FIGUUR 4.1 RESULTAAT VAN DE MCA VOOR DE ZES BESCHOUWDE SYSTEMEN. ZOWEL DE TOTAALSCORE ALS DE BIJDRAGE VAN DE VERSCHILLENDE CATEGORIEËN AAN DEZE TOTAALSCORE IS WEERGEGEVEN. MET DE LINKERBALK 'MAXIMALE SCORE' WORDT DE TOTAALSCORE WEERGEGEVEN ALS OP ELK CRITERIUM MAXIMAAL WORDT GESCOORD



Het totaalresultaat laat zien dat over het geheel genomen de verschillen beperkt zijn tussen de systemen. Met name als ook de onzekerheid in de invoerdata wordt meegenomen. In de invoerdata is bij sommige criteria namelijk een range opgegeven waarvan in de verwerking vervolgens het gemiddelde is genomen. Voor het criterium kosten, dat zwaar weegt in de totaalscore (Tabel 4.1), is ter illustratie het MCA resultaat uitgewerkt met zowel de onder- als bovenkant van de opgegeven range (bijlage 4). Het onderscheid tussen de systemen wordt dan nog kleiner. Het illustreert dat op basis van de huidige informatie en wegingsfactoren er geen systeem is dat duidelijk beter scoort dan de andere systemen.

Ruimtebeslag is een categorie waarvoor het lastig was voor de BC om voor een algemene

situatie in Nederland de mate van belangrijkheid aan te geven en dus om een weegfactor toe te kennen. Er is gekozen om de MCA door te rekenen met verschillende weegfactoren: 1, 3 en 5. Bovenstaande uitwerking (Figuur 4.1) is gemaakt op basis van een weegfactor 3 (neutraal) voor ruimtebeslag. Om het effect van de weegfactor te laten zien, zijn in bijlage 4 ook de resultaten met weegfactor 5 (heel belangrijk) en weegfactor 1 (heel onbelangrijk) weergegeven. In de vergelijking heeft dit vooral effect op de totaalscore van de Waterharmonica en O₃-Waterharmonica vanwege het duidelijk grotere ruimtebeslag van deze systemen ten opzichte van de andere systemen.

Voor de andere criteria en categorieën heeft de BC een weegfactor vastgesteld voor een algemene Nederlandse situatie. Daarnaast zijn de scores toegekend op basis van de huidige (op sommige punten beperkte) kennis van de beschouwde systemen. Voor specifieke situaties kunnen de weging en de scores anders uitvallen waardoor het MCA resultaat ook anders uitvalt. Bepaalde criteria kunnen bijvoorbeeld meer of minder van belang zijn. Ook kunnen nieuwe inzichten en kennis door pilots of ander onderzoek de weging en de scores, en dus de uitkomsten van de MCA, beïnvloeden. Daarom wordt aanbevolen om voor een specifieke situatie de MCA opnieuw uit te voeren en dan gebruik te maken van de nieuwste gegevens over de systemen en de weging opnieuw te bepalen aan de hand van relevante locatie-specifieke informatie.

Tot slot wordt opgemerkt dat alle zes systemen waar een nadere uitwerking voor is gedaan zijn meegenomen in deze MCA. Er zijn in dit project geen minimale eisen gesteld per categorie of criterium waaraan een systeem moet voldoen. Bij het selecteren van een systeem voor een specifieke situatie ligt het voor de hand om randvoorwaarden op te stellen. Voorafgaand aan de MCA kan worden gekeken welke systemen aan de randvoorwaarden voldoen en zullen alleen deze systemen in de MCA worden vergeleken.

5

SYNTHESE

UITDAGINGEN

Om het oppervlaktewater en grondwater te beschermen is het noodzakelijk dat organische microverontreinigingen verwijderd worden uit RWZI-effluent. De verwijdering van organische microverontreinigingen zal de komende jaren daarom een belangrijkere plek gaan krijgen. Dit gaat hand in hand met de ontwikkelingen die er spelen met betrekking tot de KRW doelstellingen en de zorg voor voldoende grond- en oppervlaktewater. Dit betekent voor de waterschappen grote uitdagingen. In dit hoofdstuk plaatsen we de resultaten uit deze studie in een breder perspectief en beschrijven we welke rol natuurlijke zuiverings-systemen kunnen vervullen.

MEER DAN DE VERWIJDERING VAN ORGANISCHE MICROVERONTREINIGINGEN

In hoofdstuk 2 van deze studie hebben we vastgesteld dat natuurlijke zuiveringssystemen een aanzienlijke bijdrage kunnen leveren aan de verwijdering van organische microverontreinigingen. Afhankelijk van het type systeem en de belasting worden verwijderingsrendementen van 40-80% gehaald op 7 van de 11 gidsstoffen, gerekend over de toe- en afvoer van de nageschakelde systemen. Van geen van de natuurlijke systemen kan met zekerheid geconcludeerd worden dat ze voldoen aan de eis van 70% verwijdering van 7 van de 11 gidsstoffen over de gehele RWZI. Hiervoor is aanvullend onderzoek nodig in de vorm van praktijkmetingen en pilots. Een belangrijk punt van onderzoek betreffen daarbij de fluctuaties in het verwijderingsrendement over het jaar en de mate waarin het verwijderingsrendement terugloopt in de winter. Voor een systeem zoals de O₃-waterharmonica of het NFA filter is het echter erg aannemelijk dat de eis van 70% gehaald wordt. In het geval van de O₃-waterharmonica komt dat door de combinatie met ozon en in het NFA filter door de adsorptiecapaciteit van de toegepaste biochar. Ook de combinatie van een lage poederkooldosering op de RWZI met een nageschakeld natuurlijk systeem levert naar verwachting een voldoende hoog verwijderingsrendement op. Dit dient middels aanvullend onderzoek te worden vastgesteld.

Het feit dat natuurlijke systemen (nog) niet bewezen voldoen aan de eis van 70% verwijdering betekent niet dat natuurlijke systemen niet geschikt zijn voor de verwijdering van gidsstoffen. Natuurlijk zuiveringssystemen zijn in staat om aanzienlijke verwijderingsrendementen te realiseren tegen een zeer lage CO₂-footprint. Bovendien leveren ze een belangrijke bijdrage aan het reduceren van ecotoxiciteit en de verwijdering van nutriënten, pathogenen en metalen. De systemen leiden dus tot een algehele verbetering van de waterkwaliteit die verder gaat dan enkel het verwijderingsrendement op gidsstoffen/microverontreinigingen. Ook leveren de systemen een bijdrage aan droogtebestrijding doordat ze water langer vasthouden in het watersysteem, dragen ze bij aan biodiversiteit en zijn ze zeer duurzaam in vergelijking met harde technologieën zoals ozon of actiefkool. Er zijn dus voldoende redenen om de toepassing van deze systemen te overwegen. Vast staat dat het vervullen van meerdere functies de kracht is van natuurlijke systemen.

In hoofdstuk 3 wordt geconcludeerd dat natuurlijke zuiveringssystemen een aanzienlijke hoeveelheid ruimte vereisen. Voor een 100.000 RWZI is een oppervlak van 5 tot 30 hectare nodig. Voor kleinere RWZI's volstaan oppervlaktes van 1 tot enkele hectares. Systemen met een dergelijke omvang bieden mogelijkheden om te komen tot multifunctionele natuurlijke systemen die verder gaan dan enkel het verwijderen van gidsstoffen/microverontreinigingen. Zo kunnen ze bijdragen aan het tijdelijk bergen van gezuiverd effluent waardoor een meer geleidelijke afvoer naar het watersysteem mogelijk is. Het natuurlijke systeem kan bovendien onderdeel zijn van een natuur- of recreatiegebied waardoor functies gecombineerd worden. En tot slot kunnen natuurlijke zuiveringssystemen een belangrijke schakel zijn in het realiseren van de KRW doelstellingen doordat ze zeer geschikt zijn om nutriënten te verwijderen, water te bergen, natuurwaarden scheppen, effluenten aan zwemwaternormen kunnen laten voldoen en de ecotoxiciteit te reduceren.

CASE SPECIFIEK

Kortom: Natuurlijke systemen kunnen case specifiek ingezet worden voor een diversiteit aan functies en dat is hun kracht. Enerzijds kunnen ze ingezet worden om case specifiek gidsstoffen/microverontreinigingen uit RWZI-effluent te verwijderen. Denk hierbij aan het koppelen van natuurlijke zuiveringssystemen zoals een verticaal doorstroomd helofytenfilter in combinatie met een vloeiveld of een Waterharmonica in combinatie met een lage ozon dosering. Anderzijds kunnen natuurlijke systemen gezien worden als een belangrijk puzzelstukje om verschillende uitdagingen op het gebied van waterkwaliteit en waterkwantiteit op te lossen en bij te dragen aan natuur en/of recreatie. Uiteindelijk is het beste systeem daarom enkel case specifiek te bepalen. Dit volgt ook uit de resultaten van de MCA in hoofdstuk 4. Elk systeem heeft sterkere en zwakkere kanten. Zo vereist het ene systeem veel ruimte terwijl het andere systeem een hogere CO₂-footprint oplevert. Afhankelijk van de specifieke situatie moet het beste systeem geselecteerd worden.

6

CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

CONCLUSIES

De centrale onderzoeksvraag van dit onderzoek luidt: *In hoeverre zijn natuurlijke zuiverings-systemen in staat om organische microverontreinigingen vergaand te verwijderen?*

Om deze vraag te beantwoorden is er literatuuronderzoek uitgevoerd naar het verwijderingsrendement van natuurlijke zuiveringssystemen op enkele gidsstoffen voor organische microverontreinigingen. Op basis van het literatuuronderzoek is een inschatting gemaakt naar de verwijderingsrendementen, kosten en duurzaamheid van natuurlijke systemen voor een 100.000 i.e. referentie RWZI welke samengevat zijn in Tabel 6.1.

TABEL 6.1 INSCHATTING VAN VERWIJDERINGSRENDEMENT OP GIDSSTOFFEN, CO₂-FOOTPRINT EN KOSTEN NATUURLIJKE ZUIVERINGSSYSTEMEN

	Verwijderingsrendement op 7 van de 11 gidsstoffen (%) *	CO ₂ -footprint (g CO ₂ /m ³ behandeld)	Kosten (ct/m ³ RWZI-effluent)
Waterharmonica	40 – 60%	4	9
Verticaal helofytenfilter	60 – 80%	5-8	6-19
Ecovorms	70 – 90%	6	10
NFA filter	80%	18-136	8-42
LECA filter	45 – 85%	33-51	8-16
O ₃ -Waterharmonica	70 – 90%	40	14
Referentie systemen			
PACAS	70-75%	116	5
Ozon+zandfilter	80-85%	118	17
GAK	80-85%	325	26

* Het verwijderingsrendement in de tabel betreft enkel het rendement over de nazuivering zelf en dus niet het rendement over de gehele RWZI. Als stelregel wordt gehanteerd dat een rendement van 80% over de nazuivering resulteert in een rendement van 70% over de gehele RWZI. Bij het berekenen van de verwijderingsrendement van 7 van de 11 gidsstoffen is aansluiting gezocht bij de berekeningswijze van het Innovatieprogramma 'Microverontreinigingen uit RWZI-afvalwater' van STOWA/IenW en de bijdrageregeling 'Zuivering medicijnresten' van IenW.

Uit het literatuuronderzoek volgt dat natuurlijke zuiveringssystemen in staat zijn om microverontreinigingen te verwijderen uit RWZI-effluent en dat het verwijderingsrendement sterk samenhangt met het systeem. Om de prestaties met meer zekerheid vast te stellen is er aanvullend onderzoek nodig in de vorm van het monitoren van praktijksystemen en het uitvoeren van pilots.

Belangrijk bij het interpreteren van de verwijderingsrendementen is dat er onderscheid gemaakt kan worden tussen de volgende twee doelen:

1. Behalen van de IPMV doelstelling 70% verwijdering van 7 van de 11 gidsstoffen over de gehele RWZI;
2. Realiseren van combinatie doelstelling voor gidsstoffen, KRW, klimaatadaptatie en natuur waarbij de IPMV doelstelling geen randvoorwaarde is.

1. IPMV doelstellingen 70% verwijdering 7 van de 11 gidsstoffen over de gehele RWZI

Ten aanzien van dit doel kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

- Waterharmonica's, niet beluchte horizontaal en verticaal doorstroomde helofytenfilters en beluchte LECA filters zijn naar verwachting niet in staat om de IPMV doelstelling van 70% verwijdering van 7 van de 11 gidsstoffen te realiseren over de gehele RWZI gedurende het hele jaar. Het rendement is mogelijk onderhevig aan seizoensinvloeden zoals temperatuur.
- Door innovaties op het gebied van natuurlijke systemen kan het verwijderingsrendement verhoogd worden tot naar verwachting meer dan 70% over de gehele RWZI; door bijvoorbeeld natuurlijke systemen te combineren met ozon (O₃-Waterharmonica) of door het toepassen van innovatieve systemen zoals het NFA filter met niet-fossiele adsorbentia of het schimmelfilter (Ecovorms)
- Voor alle beschouwde natuurlijke systemen is in beperkte mate informatie beschikbaar over het verwijderingsrendement op gidsstoffen waardoor aannames gedaan zijn voor het verwijderingsrendement over het jaar en de standtijd van het vulmateriaal. Middels gevoeligheidsanalyses zijn per systeem onder- en bovengrenzen gedefinieerd;

2. Combinatie doelstelling voor gidsstoffen, KRW, klimaatadaptatie en natuur

Alhoewel het verwijderingsrendement op gidsstoffen achter blijft bij harde technologieën zoals ozon of actief kool leveren natuurlijke systemen een belangrijke meerwaarde. Dat komt doordat natuurlijke systemen in staat zijn om tegen beperkte kosten en met een lage CO₂ footprint een aanzienlijke bijdrage te leveren aan zowel het reduceren van gidsstoffen als het verminderen van ecotoxiciteit, aanvullende N- en P verwijdering en het bufferen van water tegen verdroging. Natuurlijke nazuiveringssystemen bieden daarmee belangrijke voordelen in vergelijking met ozon of actief kool en kunnen daarom beschouwd worden als 'no regret' maatregel. De volgende conclusies worden getrokken:

- Op basis van de geïnventariseerde literatuur is aangenomen dat natuurlijke systemen in staat zijn om 7 van de 11 gidsstoffen te verwijderen met een rendement van gemiddeld 40 – 90%, gerekend over het systeem zelf;
- Stikstof, fosfor, zwevende stof en pathogenen worden in natuurlijke nazuiveringssystemen vergaand verwijderd. Stikstof wordt voor 29 – 62% verwijderd, fosfor voor 40 – 90% en pathogenen voor log 1 tot log 4. Bovendien neemt de ecotoxiciteit van het behandelde effluent af met 50 – 85%. Hierdoor kunnen natuurlijke systemen een belangrijke bijdrage leveren aan de waterkwaliteit en kunnen ze als no-regret beschouwd worden voor het realiseren van de KRW doelen
- De CO₂-footprint van de beoordeelde systemen is vele malen lager in vergelijking met harde technologieën zoals ozon of actief kool en loopt uiteen van 4 tot 8 gram per m³ behandeld effluent voor de Waterharmonica, verticaal doorstroomd helofytenfilter en Ecovorms. De CO₂-footprint van het NFA filter bedraagt 18 – 136 gram afhankelijk van de standtijd van het vulmateriaal en het exacte ontwerp, en voor het LECA filter is dit 33 tot 51 gram. De CO₂-footprint van de O₃-Waterharmonica bedraagt 40 gram CO₂ per behandelde m³.
- De kosten van natuurlijke systemen liggen tussen de 6 en 42 cent per m³ RWZI-effluent waarbij de kosten sterk samen hangen met de ontwerpgrondslagen van het systeem (hydraulische belasting en verblijftijd):
 - Voor het NFA filter is er een grotere onzekerheid in de kosten, dit ligt aan het vervangingsstermijn van het NFA materiaal welke uiteenloopt van 1x per 2 jaar tot 1x per 10 jaar;
 - De kosten van de Waterharmonica bedragen 9 cent per m³ RWZI-effluent wat relatief

- laag is; De kosten van de O₃-Waterharmonica bedragen 14 cent per m³ RWZI-effluent;
- De kosten van het verticaal doorstroomd helofytenfilter lopen uiteen van 7 tot 19 cent per m³ RWZI-effluent wat samen hangt met de gehanteerde range in de ontwerpbelasting van 0,1 tot 0,3 m/d. Een lagere ontwerpbelasting leidt naar verwachting tot een hoger rendement;
- De kosten van het schimmelfilter zijn ingeschat op 10 cent per m³ RWZI-effluent;
- De kosten van het LECA filter lopen uiteen van 8 tot 16 cent per m³ RWZI-effluent wat samen hangt met de gehanteerde range in de ontwerpbelasting van 1 tot 2 dagen hydraulische verblijftijd. Een langere verblijftijd leidt naar verwachting tot een hoger rendement.
- Natuurlijke systemen fungeren door hun grootte als een waterbuffer waardoor ze een bijdrage leveren aan het vasthouden van water en verdroging tegengaan. Bovendien zijn ze multifunctioneel inzetbaar als natuurontwikkeling en/of recreatie

Al met al wordt de conclusie getrokken dat natuurlijke systemen een 'no regret' oplossing betreffen voor RWZI's die moeten voldoen aan de KRW en waar het noodzakelijk is om zowel gidsstoffen als nutriënten te verwijderen, de ecotoxiciteit en concentraties pathogenen te verlagen. Op kosten en duurzaamheid scoren natuurlijke systemen aanmerkelijk beter dan harde technieken zoals ozon of actief kool. Bovendien fungeren de systemen door hun grote oppervlakte als een natuurlijke waterbuffer waardoor water langer vastgehouden wordt in het systeem en leveren de systemen een bijdrage aan de natuurwaarden van een gebied. De ontwikkeling van natuurlijke zuiveringssystemen voor gidsstoffen past daardoor in een bredere landelijke ontwikkeling waarbij functies zoals het vasthouden van schoon water, natuurontwikkeling, KRW-doelstellingen en de verwijdering van microverontreinigingen hand in hand kunnen gaan.

AANBEVELINGEN

De volgende aanbevelingen worden gedaan:

- Meetonderzoek aan bestaande natuurlijke zuiveringssystemen (waterharmonica's, verticaal doorstroomde helofytenfilters, LECA filter) om meer inzicht te krijgen in de verwijderingsrendementen over het jaar onder Nederlandse condities;
- Pilotonderzoek naar veelbelovende natuurlijke zuiveringstechnieken voor RWZI-effluent om verwijderingsrendementen en ontwerpgrondslagen met meer zekerheid vast te kunnen stellen (Ecovorms, NFA filter, O₃-Waterharmonica);

7

LITERATUURLIJST

STOWA rapporten:

- STOWA 2000-10
- STOWA 2005-18
- STOWA 2012-10
- STOWA 2012-11
- STOWA 2012-18
- STOWA 2013-07
- STOWA 2015-27
- STOWA 2017-36
- STOWA 2018-46
- STOWA 2018-67
- STOWA 2020-06
- STOWA 2020-18
- STOWA 2020-25
- STOWA 2020-46

Auvinen, H., Gebhardt, W., Linnemann, V., Du Laing, G., & Rousseau, D. P. (2017). Laboratory- and full-scale studies on the removal of pharmaceuticals in an aerated constructed wetland: effects of aeration and hydraulic retention time on the removal efficiency and assessment of aquatic risk. *Water Science & Technology*.

Ávila, C., García-Galán, M. J., Borrego, C. M., Rodríguez-Mozaz, S., García, J., & Barceló, D. (2021). New insights on the combined removal of antibiotics and ARGs in urban wastewater through the use of two configurations of vertical subsurface flow constructed wetlands. *Science of the total environment*, 755(Part 2), 142554.

Baena-Nogueras, R., González-Mazo, E., & Lara-Martín, P. A. (2017). Degradation kinetics of pharmaceuticals and personal care products in surface waters: photolysis vs biodegradation. *Science of the total environment*, 590-591, 643-654.

Bertelkamp, C., Reungoat, J., Cornelissen, E. R., Singhal, N., Reynisson, J., Cabo, A. J., . . . Verliefde, A. R. (2014). Sorption and biodegradation of organic micropollutants during river bank filtration: a laboratory column study. *Water research*, 231-241.

Boomen, R. M., Kampf, R., & Claassen, T. H. (2012). Waterharmonica Aqualân Grou. Vijf jaar monitoring.

Breitholz, M., Näslund, M., Stråe, D., Borg, H., Grabic, R., & Fick, J. (2012). An evaluation of free water surface wetlands as tertiary sewage water treatment of micro-pollutants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 78(1), 63-71.

- Brunsch, A. F., ter Laak, T. L., Christoffels, E., Rijnaarts, H. H., & Langenhoff, A. A. (2018). Retention soil filter as post-treatment step to remove micropollutants from sewage treatment plant effluent. *Science of the total environment*, 637-638(1), 1098-1107. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.063>
- Brunsch, A. F., Zubieta Florez, P., Langenhoff, A. A., ter Laak, T. L., & Rijnaarts, H. H. (2020). Retention soil filters for the treatment of sewage treatment plant effluent and combined sewer overflow. *Science of the total environment*, 699, 134426.
- Burke, V., Greskowiak, J., Grünenbaum, N., & Massmann, G. (2017). Redox and Temperature Dependent Attenuation of Twenty Organic Micropollutants - A Systematic Column Study. *Water environmental research*, 89(2), 155-167.
- Carvalho, P. N., Basto, M. C., Almeida, C. M., & Brix, H. (2014). A review of plant – pharmaceutical interactions: from uptake and effects in crop plants to phytoremediation in constructed wetlands. *Environmental Science and Pollution*.
- de Wilt, A., van Gijn, K., Verhoek, T., Vergnes, A., Hoek, M., Rijnaarts, H., & Langenhoff, A. (2018). *Water research*, 97-105.
- Ekperusi, A. O., Sikoki, F. D., & Nwachukwu, E. O. (2019). Application of Common Duckweed (*Lemna minor*) in Phytoremediation of Chemicals in the Environment: State and Future Perspective. *Chemosphere*, 223, 285-309.
- Filipe, O. M., Santos, E. B., Otero, M., Gonçalves, E. A., & Neves, M. G. (2020). Photodegradation of metoprolol in the presence of aquatic fulvic acids. Kinetic studies, degradation pathways and role of singlet oxygen, OH radicals and fulvic acids triplet states. *Journal of hazardous materials*.
- Foekema, E. (2012). *De invloed van moerassystemen op de milieukwaliteit van rwzi effluent en aanbevelingen tot optimalisering*. IMARES.
- Ghermandi, A., Bixio, D., & Thoeye, C. (2007). The role of free water surface constructed wetlands as polishing step in municipal wastewater reclamation and reuse. *Science of the total environment*, 380(1-3), 247-258.
- H2O. (2021). Verbetering microbiologische waterkwaliteit RWZI-effluent door nazuivering met waterharmonica. *H2O*.
- He, Y. (2018). *Removal of pharmaceutically active compounds in constructed wetlands: mechanisms and application*. Doctoral dissertation, Wageningen University and Research.
- He, Y., Nurul, S., Schmitt, H., Sutton, N. B., Murk, T. A., Blokland, M. H., . . . Langenhoff, A. A. (2018). Evaluation of attenuation of pharmaceuticals, toxic potency, and antibiotic resistance genes in constructed wetlands treating wastewater effluents. *Science of the Total Environment*, 631-632(1), 1572-1581.
- Hendrickx, T., Meskus, E., & Keiski, R. (2002). Influence of the nutrient balance on biofilm composition in a fixed film process. *Water science and technology*, 46(4-5), 7-12.
- Henning, N., Kunkel, U., Wick, A., & Ternes, T. A. (2018). Biotransformation of gabapentin in surface water matrices under different redox conditions and the occurrence of one major TP in the aquatic environment. *Water research*, 290-300.

- Hollender, J., Zimmermann, S. G., Koepke, S., & Krauss, M. (2009). Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration. *Environmental science & technology*, 43(20), 7862-7869.
- Ilyas, H., & Masih, I. (2017). The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal: A review. *Journal of Environmental Management*, 198, 372-383.
- Ilyas, H., & Masih, I. (2018). The effects of different aeration strategies on the performance of constructed wetlands for phosphorus removal. *Environmental science and pollution research*, 25, 5318 – 5335.
- Ilyas, H., & van Hullebusch, E. (2019). Role of Design and Operational Factors in the Removal of Pharmaceuticals by Constructed Wetlands. *Water*, 11.
- Ilyas, H., & van Hullebusch, E. (2020). Performance comparison of different types of constructed wetlands for the removal of pharmaceuticals and their transformation products: a review. *Environmental Science and Pollution Research*.
- Ilyas, H., Masih, I., & van Hullebusch, E. D. (2020). Pharmaceuticals' removal by constructed wetlands: a critical evaluation and meta-analysis on performance, risk reduction, and role of physicochemical properties on removal mechanisms. *J Water Health*, 18(3), 253-291.
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2009). *Treatment Wetlands*. CRC Press.
- Kahl, S., Nivala, J., van Afferden, M., Müller, R. A., & Reemtsma, T. (2017). Effect of design and operational conditions on the performance of subsurface flow treatment wetlands: Emerging organic contaminants as indicators. *Water Research*, 125(15), 490-500.
- Kampf, R. (2020). Opgehaald van waterharmonica: www.waterharmonica.nl
- Kampf, R., & Sala, L. (2009). *Natural processes to convert treated waste water into a usable surface water. A Dutch-Catalan cooperation. Jornada "Aigua a la carta. Processos i tecnologies: L'adequació de la qualitat de les aigües als diferents usos"*. Barcelona.
- Kumari, M., & Tripathi, B. D. (2015). Effect of *Phragmites australis* and *Typha latifolia* on biofiltration of heavy metals from secondary treated effluent. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12, 1029 – 1038.
- Lei, Y., Langenhoff, A. A., Bruning, H., & Rijnaarts, H. H. (2021). Sorption of micropollutants on selected constructed wetland support matrices. *Chemosphere*, 275, 130050. doi:10.1016/j.chemosphere.2021.130050
- Lei, Y., Rijnaarts, H., & Langenhoff, A. (submitted). Micropollutant removal from wastewater treatment plant effluent by mesocosm constructed wetlands: effect of matrices and pre-treatments.
- Lei, Y., Wagner, T., Rijnaarts, H., de Wilde, V., & Langenhoff, A. (in preparation). Removal of selected micropollutants in pilot constructed wetlands.
- Lekkerkerker-Teunissen, K. (2012). Advanced oxidation and managed aquifer recharge: A synergistic hybrid for organic micropollutant removal.
- Lesage, E. (2006). *Behaviour of heavy metals in constructed treatment wetlands*. Universiteit Gent. Opgehaald van <http://hdl.handle.net/1854/LU-468563>

- Li, Y., Zhu, G., Jern Ng, W., & Tan, S. (2014). A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design, performance and mechanism. *Science of The Total Environment*, 908–932.
- Liu, M., Li, X., He, Y., & Li, H. (2020). Aquatic toxicity of heavy metal-containing wastewater effluent treated using vertical flow constructed wetlands. *Science of the total environment*, 727, 138616.
- Liu, X., Liang, C., Liu, X., Lu, S., & Xi, B. (2020). Intensified pharmaceutical and personal care products removal in an electrolysis-integrated tidal flow constructed wetland. *Chemical Engineering Journal*, 394.
- Lü, J., Xu, Z. W., & Wang, Y. (2019). Influencing Factors and Transformation Mechanism of Venlafaxine Degradation by UV. 2278-2286.
- Matamoros, V., García, J., & Bayona, J. M. (2008). Organic micropollutant removal in a full-scale surface flow constructed wetland fed with secondary effluent. *Water Research*, 42(3), 653-660.
- Matamoros, V., Jover, E., & Bayona, J. M. (2010). Occurrence and fate of benzothiazoles and benzotriazoles in constructed wetlands. *Water Science & Technology*, 191-198.
- Matamoros, V., Rodríguez, Y., & Bayona, J. M. (2017). Mitigation of emerging contaminants by full-scale horizontal flow constructed wetlands fed with secondary treated wastewater. *Ecological Engineering*, 99, 222-227.
- Matamoros, V., Sala, L., & Salvadó, V. (2012). Evaluation of a biologically-based filtration water reclamation plant for removing emerging contaminants: A pilot plant study. *Bioresource Technology*, 104, 243-249.
- Maurer, M., Escher, B. I., Richle, P., Schaffner, C., & Alder, A. C. (2007). Elimination of -blockers in sewage treatment plants. *Water research*, 41(7), 1614-1622.
- Mo, W., Cornejo, P., Malley, J., & Kane, T. (2018). Life cycle environmental and economic implications of small drinking water system upgrades to reduce disinfection byproducts. *Water research*.
- Moussavi, G., Asilian, H., & Jamal, A. (2008). Effect of ozonation on reduction of volume and mass of waste activated Sludge. *Journal of Applied Sciences Research*, 122-127.
- Mulder, M. (2019, 4 23). Richtlijnen haalbaarheidsstudie innovatieprogramma microverontreinigingen uit afvalwater. STOWA.
- Nivala, J., Headley, T., Wallace, S., Bernhard, K., Brix, H., van Afferden, M., & Müller, R. A. (2013). Comparative analysis of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, Germany. *Ecological engineering*, 61, 527-543.
- Nivala, J., Kahl, S., Boog, J., van Afferden, M., Reemtsma, T., & Müller, R. A. (2019). Dynamics of emerging organic contaminant removal in conventional and. *Science of the Total Environment*, 1144-1156.
- Petrie, B., Rood, S., Smith, B. D., Proctor, K., Youdan, J., Barden, R., & Kasprzyk-Hordern, B. (2018). Biotic phase micropollutant distribution in horizontal sub-surface flow constructed wetlands. *Science of the total environment*, 630, 648-657.

- Poirier-Larabie, S., Segura, P. A., & Gagnon, C. (2016). Degradation of the pharmaceuticals diclofenac and sulfamethoxazole and their transformation products under controlled environmental conditions. *The science of the total environment*.
- Posselt, M., Mechelke, J., Rutere, C., Coll, C., Jeager, A., Raza, M., . . . Benskin, J. P. (2020). Bacterial Diversity Controls Transformation of Wastewater-Derived Organic Contaminants in River-Simulating Flumes. *Environmental science & technology*, 5467-5479.
- Randefelt, J. (2019). *Removal efficiency of pharmaceuticals in full scale constructed wetlands*. Uppsala Universitet.
- Reungoat, J. E. (2011). Biofiltration of wastewater treatment plant effluent: Effective removal of pharmaceuticals and personal care products and reduction of toxicity. *Water research*, 45(9), 2751-2762.
- Rühmland, S., Wick, A., Ternes, T., & Barjenbruch, M. (2015). Fate of pharmaceuticals in a subsurface flow constructed wetland and two ponds. *Ecological Engineering*, 80, 125-139.
- Saniwijzer. (sd). Opgehaald van Saniwijzer: Nieuwe sanitatie in de praktijk: <https://www.saniwijzer.nl>
- Schreijer, M., & Kampf, R. (2000). *Nabehandeling van RWZI-effluent tot bruikbaar oppervlaktewater in een moerassysteem*. STOWA 2000-10.
- Sharrer, M., & Summerfelt, S. (2007). Ozone followed by UV for bacteria inactivation in RAS.
- Singer, P. C., & Zilli, W. B. (1975). Ozonation of ammonia in wastewater. *Water research*, 9(2), 127-134.
- Singh, H. (2006). *Mycoremediation. Fungal bioremediation*. John Wiley & Sons Inc. doi:ISBN-13: 987-0-471-75501-2
- Smits, M. (2006). *Zuiver water op de Efteling*. Opgehaald van <https://edepot.wur.nl/8462>
- Sossalla, N. A., Nivala, J., Escher, B. I., Reemtsma, T., Schlichting, R., van Afferden, M., & Müller, R. A. (2020). Resilience of Micropollutant and Biological Effect Removal in an Aerated Horizontal Flow Treatment Wetland. *Water*, 12(11), 3050.
- Sossalla, N. A., Nivala, J., Reemtsma, T., Schlichting, R., König, M., Forquet, N., . . . Escher, B. I. (2021). Removal of micropollutants and biological effects by conventional and intensified constructed wetlands treating municipal wastewater. *Water Research*, 201(1), 117349.
- Spoelstra, J., & Truijten, G. (2010). *Handboek Groene Waterzuivering*. van Hall-Larenstein.
- Tahar, A., Choubert, J., Miegé, C., Esperanza, M., Le Menach, K., Budzinski, H., . . . Coquery, M. (2014). Removal of xenobiotics from effluent discharge by adsorption on zeolite and expanded clay: an alternative to activated carbon? *Environmental Science and Pollution Research*.
- Thelusmond, J.-R., Kawka, E., Strathmann, T. J., & Cupples, A. M. (2018). Diclofenac, carbamazepine and triclocarban biodegradation in agricultural soils and the microorganisms and metabolic pathways affected. *The science of the total environment*, 1393-1410.
- Tormo-Budowski, R., Cambronero-Heinrichs, J. C., Durán, J. E., Masís-Mora, M., Ramírez-Morales, D., Quirós-Fournier, J. P., & Rodríguez-Rodríguez, C. E. (2021). Removal of pharmaceuticals and ecotoxicological changes in wastewater using *Trametes versicolor*: A comparison of fungal stirred tank and trickle-bed bioreactors. *Chemical Engineering Journal*, 128210.

- van den Boomen, R., & Kampf, R. (2013). *Waterharmonica's in Nederland 1996-2012: van effluent tot bruikbaar oppervlaktewater*. STOWA 2013-07.
- van den Boomen, R., Kampf, R., Mulling, B., & Dekker, A. (2012). *Waterharmonica, onderzoek naar zwevend stof en pathogenen*. STOWA 2012-11.
- van Driel, R., & Otte, A. (2015). *Eindrapportage Glas Zuiver Water*.
- van Gijn, K., Chen, Y. L., van Oudheusden, B., Gong, S., de Wilt, H. A., Rijnaarts, H. H., & Langenhoff, A. A. (2021a). Optimizing biological effluent organic matter removal for subsequent micropollutant removal. *Journal of Environmental Chemical Engineering*.
- van Gijn, K., Maasdam, R., Sohler, J., de Wilt, A., Rijnaarts, H., & Langenhoff, A. (2021b). Optimizing micropollutant removal by ozonation; Interference of effluent organic matter fractions. *Ozone: Science & Engineering*, 579-591.
- van Lohuizen, K. (2006). *Afvalwaterzuivering in Nederland, Van beerput tot oxidatiesloot*. Lelystad: RWS-RIZA.
- Verlicchi, P., & Zambello, E. (2014). How efficient are constructed wetlands in removing pharmaceuticals from untreated and treated urban wastewaters? A review. *Science of The Total Environment*, 470-471(1), 1281-1306.
- Verlicchi, P., Galletti, A., Petrovic, M., Barceló, D., Al Aukidy, M., & Zambello, E. (2013). Removal of selected pharmaceuticals from domestic wastewater in an activated sludge system followed by a horizontal subsurface flow bed — Analysis of their respective contributions. *Science of the total environment*, 454-455, 411-425.
- Vymazal, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25(5), 478-490.
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the total environment*, 380(1-3), 48-65.
- Vystavna, Y., Frkova, Z., Marchand, L., Vergeles, Y., & Stolberg, F. (2017). Removal efficiency of pharmaceuticals in a full scale constructed wetland in East Ukraine. *Ecological Engineering*, 108(Part A), 50-58.
- Wagner, T. V., Parsons, J. R., Rijnaarts, H. H., de Voogt, P., & Langenhoff, A. A. (2020). Benzotriazole removal mechanisms in pilot-scale constructed wetlands treating cooling tower water. *Journal of Hazardous Materials*, 384.
- Wang, Y. K., Ma, X. Y., Tang, L., Wang, X. C., Zhang, S., Ngo, H., & Yu, M. (2021a). Capability of shallow open-water unit for emerging contaminants attenuation and ecological safety improvement in a treated effluent polishing process. *Journal of Water Process Engineering*, 40, 101788.
- Wang, Y. K., Wang, X. C., & Ma, X. Y. (2021b). Micropollutants and biological effects as control indexes for the operation and design of shallow open-water unit ponds to polish domestic effluent. *Journal of Hazardous Materials*, 418, 126306.
- Wetlantec. (sd). *Helofytenfilter*. Opgehaald van Wetlantec: <https://www.wetlantec.com/nl/helofytenfilter/>
- Wösten et al (2020). Kansenkaart voor bescherming van koolstofvoorraad en CO₂-emissiereductie in natte natuur en multifunctionele klimaatbuffers: Technische achtergrondmemo.

BIJLAGE 1

VERWIJDERING MICROVERONTREINIGINGEN

SOM 4,5-METHYLBENZOTRIAZOOL

TABEL 7.1 VERWIJDERING VAN DE SOM VAN 4,5-METHYLBENZOTRIAZOOL IN NATUURLIJKE SYSTEMEN UIT VERSCHILLENDE STUDIES

Verwijderings efficiëntie (%)	Type natuurlijk systeem	Influent	Influent concentratie	Schaal/locatie	Bron
90 (alleen 4M)	Verticaal doorstroomd filter, actief kool laag	RWZI-effluent	0.8 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al. (2018)
90	NFA filter (verticaal doorstroomd filter, toeslagmateriaal)	RWZI-effluent, gespiked met 5 µg/L	5 µg/L	Pilot, Nederland	Lei et al. (nog niet gepubliceerd)
60 (zomer) 45 (winter) (alleen 4M)	Waterharmonica Empuriabrava	RWZI-effluent	-	Full-scale, Spanje	Matamoros et al. (2010)
45 (zomer) 30 (winter) (alleen 5M)	Waterharmonica Empuriabrava	RWZI-effluent	-	Full-scale, Spanje	Matamoros et al. (2010)
43 (alleen 4M)	Verticaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	0.71 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al., (2020)
0-50 (alleen 4M)	Verticaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	0.8 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al. (2018)
19 (alleen 5M)	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	3.5 µg/L	Full-scale, Spanje	Matamoros et al. (2017)
Negatief	LECA – horizontaal belucht	RWZI-effluent + industriewater	-	Full-scale pilot, Nederland	DOW Terneuzen; TAUW; 2021

BENZOTRIAZOOL

TABEL 7.2 VERWIJDERING VAN BENZOTRIAZOOL IN NATUURLIJKE SYSTEMEN UIT VERSCHILLENDE STUDIES

Verwijderings efficiëntie (%)	Type natuurlijk systeem	Influent	Influent concentratie	Schaal/locatie	Bron
100	Verticaal doorstroomd filter, actief kool laag	RWZI-effluent	4 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al. (2018)
97	Verticaal doorstroomd filter, 2 in serie	Ruw afvalwater, septische tank	22 µg/L	Pilot, Duitsland	Sossalla et al. (2021)
87	Verticaal doorstroomd filter, 2 in serie	Ruw afvalwater, septische tank	15 µg/L	Pilot, Duitsland	Kahl et al. (2017)
87	Horizontaal doorstroomd filter, belucht	Ruw afvalwater, septische tank	15 µg/L	Pilot, Duitsland	Kahl et al. (2017)
86	Horizontaal doorstroomd filter, belucht	Ruw afvalwater, septische tank	22 µg/L	Pilot, Duitsland	Sossalla et al. (2021)
83	Horizontaal doorstroomd filter, belucht	Ruw afvalwater, septische tank	22 µg/L	Pilot, Duitsland	Sossalla et al. (2021)
82	Verticaal doorstroomd filter, belucht	Ruw afvalwater, septische tank	22 µg/L	Pilot, Duitsland	Sossalla et al. (2021)
80	Verticaal doorstroomd	RWZI-effluent	3.3 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al. (2020)
71	Verticaal doorstroomd filter, belucht	Ruw afvalwater, septische tank	15 µg/L	Pilot, Duitsland	Kahl et al. (2017)

Verwijderings efficiëntie (%)	Type natuurlijk systeem	Influent	Influent concentratie	Schaal/locatie	Bron
68	Verticaal, 2 in serie, circulerend	Ruw afvalwater, septische tank	22 µg/L	Pilot, Duitsland	Sossalla et al. (2021)
63	Verticaal doorstroomd	Ruw afvalwater, septische tank	15 µg/L	Pilot, Duitsland	Kahl et al. (2017)
61	Verticaal, 2 in serie, circulerend	Ruw afvalwater, septische tank	15 µg/L	Pilot, Duitsland	Kahl et al. (2021)
60	NFA filter (verticaal doorstroomd filter, toeslagmateriaal)	RWZI-effluent	5 µg/L	Pilot, Nederland	Lei et al. (nog niet gepubliceerd)
57	Verticaal doorstroomd filter	Ruw afvalwater, septische tank	22 µg/L	Pilot, Duitsland	Sossalla et al. (2021)
45 (20-70%)	Verticaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	4 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al. (2018)
44	Horizontaal doorstroomd filter	Ruw afvalwater, septische tank	22 µg/L	Pilot, Duitsland	Sossalla et al. (2021)
19	Horizontaal doorstroomd filter	Ruw afvalwater, septische tank	15 µg/L	Pilot, Duitsland	Kahl et al. (2017)
9	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	3.3 µg/L	Full-scale, Spanje	Matamoros et al. (2017)

CARBAMAZEPINE

TABEL 7.3 VERWIJDERING VAN CARBAMAZEPINE IN NATUURLIJKE SYSTEMEN UIT VERSCHILLENDE STUDIES

Verwijderings efficiëntie (%)	Type natuurlijk systeem	Influent	Influent concentratie	Schaal/locatie	Bron
70-80	Verticaal doorstroomd filter, actief kool laag	RWZI-effluent	0.6 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al. (2018)
64 (zomer) 27 (winter)	Vijver	RWZI-effluent	0.2 µg/L	Pilot, China	Wang et al. (2021b)
60	NFA filter (verticaal doorstroomd filter, toeslagmateriaal)	RWZI-effluent	5 µg/L	Pilot, Nederland	Lei et al. (nog niet gepubliceerd)
59	Vloeienveld	RWZI-effluent	0.2 µg/L	Pilot, China	Wang et al. (2021a)
38 (winter) 16 (zomer)	Vijver Empuriabrava	RWZI-effluent	0.6 (winter) 0.2 (zomer)	Full-scale, Spanje	Matamoros et al. (2012)
30 (zomer) 47 (winter)	Vloeienveld	RWZI-effluent	0.4 µg/L	Full-scale, Spanje	Matamoros et al. (2008)
0-25	Verticaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	0.6 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al. (2018)
23 (zomer) 21 (winter)	Waterharmonica (Oxelösund)	RWZI-effluent	0.7 µg/L (zomer) 1.0 µg/L (winter)	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012); Randefelt (2019)
21	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	1.9 µg/L	Full-scale, Spanje	Matamoros et al. (2017)
17	Waterharmonica Hapert	RWZI-effluent	0.3 µg/L	Full-scale, Nederland	De Dommel
16 (zomer) 0 (winter)	Verticaal doorstroomd	RWZI-effluent	2.2 µg/L	Full-scale, Duitsland	Rühmland et al. (2015)
15	Waterharmonica (Hässleholm)	RWZI-effluent	0.6 µg/L	Full-scale, Zweden	Randefelt (2019)
15	Vijver met planten	RWZI-effluent	2.2 µg/L	Full-scale, Duitsland	Rühmland et al. (2015)
15 (winter) 5 (zomer)	Waterharmonica Empuriabrava	RWZI-effluent	0.6 (winter) 0.2 (zomer)	Pilot, Spanje	Matamoros et al. (2012)
14 (winter) 13 (zomer)	Waterharmonica Empuriabrava, afgedekt	RWZI-effluent	0.6 (winter) 0.2 (zomer)	Pilot, Spanje	Matamoros et al. (2012)
12	Vijvers (Eskilstuna)	RWZI-effluent	0.4 µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012)

Verwijderings efficiëntie (%)	Type natuurlijk systeem	Influent	Influent concentratie	Schaal/locatie	Bron
11 (zomer) 25 (winter)	Vijver zonder planten	RWZI-effluent	2.2 (zomer) µg/L 5.0 (winter)	Full-scale, Duitsland	Rühmland et al. (2015)
11	Waterharmonica (Nynäshamn)	RWZI-effluent	0.9 µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012)
2	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	1.1 µg/L	Pilot, Engeland	Petrie et al. (2018)
1	Verticaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	0.7 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al. (2020)
1	Waterharmonica Land van Cuijk	RWZI-effluent	0.2 µg/L	Full-scale, Nederland	He et al. (2018)
0	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	1.1 µg/L	Pilot, Engeland	Petrie et al. (2018)
-4	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	0.4 µg/L	Pilot, Italië	Verticchi et al. (2013)
-6	Waterharmonica Hapert	RWZI-effluent	0.2 µg/L	Full-scale, Nederland	He et al. (2018)
-19	Waterharmonica (Trosa)	RWZI-effluent	0.3 µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012)
-27	Verticaal doorstroomd filter Kaatsheuvel	RWZI-effluent	0.2 µg/L	Full-scale, Nederland	He et al. (2018)
Negatief	LECA – horizontaal belucht	RWZI-effluent + industriewater	-	Full-scale pilot, Nederland	DOW Terneuzen; TAUW; 2021

DICLOFENAC

TABEL 7.4 VERWIJDERING VAN DICLOFENAC IN NATUURLIJKE SYSTEMEN UIT VERSCHILLENDE STUDIES

Verwijderings efficiëntie (%)	Type natuurlijk systeem	Influent	Influent concentratie	Schaal/locatie	Bron
100	Verticaal doorstroomd filter, actief kool laag	RWZI-effluent	1.6 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al. (2018)
96 (zomer) 73 (winter)	Vloeveld	RWZI-effluent	1.3 µg/L	Full-scale, Spanje	Matamoros et al. (2008)
93 (zomer) 24 (winter)	Waterharmonica (Nynäshamn)	RWZI-effluent	0.4 (zomer) 0.4 (winter) µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012); Randefelt (2019)
93 (zomer) 78 (winter)	Waterharmonica Empuriabrava	RWZI-effluent	1.1 (zomer) 0.5 (winter)	Pilot, Spanje	Matamoros et al. (2012)
92 (zomer) 30 (winter)	Waterharmonica (Trosa)	RWZI-effluent	0.6 (zomer) 0.6 (winter) µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012); Randefelt (2019)
92 (zomer) 36 (winter)	Waterharmonica (Oxelösund)	RWZI-effluent	0.5 (zomer) 0.5 (winter) µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012); Randefelt (2019)
91	Verticaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	1.6 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al. (2020)
0-90	Verticaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	1.6 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al. (2018)
86	Waterharmonica (Hässleholm)	RWZI-effluent	0.7 µg/L	Full-scale, Zweden	Randefelt (2019)
85 (zomer) 31 (winter)	Vijvers (Eskilstuna)	RWZI-effluent	0,5 (zomer) 0.5 (winter) µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012); Randefelt (2019)
82 (zomer) 50 (winter)	Vijver onbeplant	RWZI-effluent	2.2 (zomer) 3.2 (winter)	Full-scale, Duitsland	Rühmland et al. (2015)
74 (zomer) 30 (winter)	Vijver Empuriabrava	RWZI-effluent	1.1 (zomer) 0.5 (winter)	Full-scale, Spanje	Matamoros et al. (2012)
68 (zomer) 36 (winter)	Waterharmonica Empuriabrava, afgedekt	RWZI-effluent	0.2 (zomer) 0.6 (winter)	Pilot, Spanje	Matamoros et al. (2012)
65	Vijver beplant	RWZI-effluent	2.2 (zomer) 3.2 (winter)	Full-scale, Duitsland	Rühmland et al. (2015)
60	NFA filter (verticaal doorstroomd filter, toeslagmateriaal)	RWZI-effluent	5 µg/L	Pilot, Nederland	Lei et al. (nog niet gepubliceerd)
58	LECA – horizontaal belucht	RWZI-effluent + industriewater	-	Full-scale pilot, Nederland	DOW Terneuzen; TAUW; 2021

Verwijderings efficiëntie (%)	Type natuurlijk systeem	Influent	Influent concentratie	Schaal/locatie	Bron
54	Verticaal doorstroomd filter Kaatsheuvel	RWZI-effluent	0.05 µg/L	Full-scale, Nederland	He et al. (2018)
46	Waterharmonica Hapert	RWZI-effluent	0.3 µg/L	Full-scale, Nederland	De Dommel
42	Waterharmonica Land van Cuijk	RWZI-effluent	0.04 µg/L	Full-scale, Nederland	He et al. (2018)
35 (zomer) 20 (winter)	Verticaal doorstroomd filter, verzadigd	RWZI-effluent	2.2 (zomer) 3.2 (winter)	Full-scale, Duitsland	Rühmland et al. (2015)
21	Waterharmonica Hapert	RWZI-effluent	0.1 µg/L	Full-scale, Nederland	He et al. (2018)
19	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	2.7 µg/L	Full-scale, Spanje	Matamoras et al. (2017)
5	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	0.3 µg/L	Pilot, Italië	Verlicchi et al. (2013)
-5	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	2.1 µg/L	Pilot, Engeland	Petrie et al. (2018)
0	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	2.1 µg/L	Pilot, Engeland	Petrie et al. (2018)

GABAPENTINE

TABEL 7.5 VERWIJDERING VAN GABAPENTINE IN NATUURLIJKE SYSTEMEN UIT VERSCHILLENDE STUDIES

Verwijderings efficiëntie (%)	Type natuurlijk systeem	Influent	Influent concentratie	Schaal/locatie	Bron
90-100	Verticaal doorstroomd filter, actief kool laag	RWZI-effluent	2.2 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al. (2018)
40-90	Verticaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	2.2 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al. (2018)
80	Verticaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	2.2 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al. (2020)
60	NFA filter (verticaal doorstroomd filter, toeslagmateriaal)	RWZI-effluent	5 µg/L	Pilot, Nederland	Lei et al. (nog niet gepubliceerd)
52	LECA – horizontaal belucht	RWZI-effluent + industriewater	-	Full-scale pilot, Nederland	DOW Terneuzen; TAUW; 2021
37	Waterharmonica Hapert	RWZI-effluent	1.5 µg/L	Full-scale, Nederland	De Dommel

HYDROCHLOORTHIAZIDE

TABEL 7.6 VERWIJDERING VAN HYDROCHLOORTHIAZIDE IN NATUURLIJKE SYSTEMEN UIT VERSCHILLENDE STUDIES

Verwijderings efficiëntie (%)	Type natuurlijk systeem	Influent	Influent concentratie	Schaal/locatie	Bron
93	Waterharmonica (Nynäshamn)	RWZI-effluent	2.4 µg/L	Full-scale, Zweden	Randefelt (2019)
90	Waterharmonica (Hässleholm)	RWZI-effluent	1.4 µg/L	Full-scale, Zweden	Randefelt (2019)
90	Waterharmonica (Trosa)	RWZI-effluent	3.0 µg/L	Full-scale, Zweden	Randefelt (2019)
88	Vijvers (Eskilstuna)	RWZI-effluent	1.2 µg/L	Full-scale, Zweden	Randefelt (2019)
85	Waterharmonica (Oxelösund)	RWZI-effluent	2.6 µg/L	Full-scale, Zweden	Randefelt (2019)
63	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	1.2 µg/L	Pilot, Italië	Verlicchi et al. (2013)
60	NFA filter (verticaal doorstroomd filter, toeslagmateriaal)	RWZI-effluent	5 µg/L	Pilot, Nederland	Lei et al. (nog niet gepubliceerd)
48	Waterharmonica Hapert	RWZI-effluent	0.9 µg/L	Full-scale, Nederland	De Dommel
5	LECA – horizontaal belucht	RWZI-effluent + industriewater	-	Full-scale pilot, Nederland	DOW Terneuzen; TAUW; 2021

IRBESARTAN

TABEL 7.7 VERWIJDERING VAN IRBESARTAN IN NATUURLIJKE SYSTEMEN UIT VERSCHILLENDE STUDIES

Verwijderings efficiëntie (%)	Type natuurlijk systeem	Influent	Influent concentratie	Schaal/locatie	Bron
60	NFA filter (verticaal doorstroomd filter, toeslagmateriaal)	RWZI-effluent	5 µg/L	Pilot, Nederland	Lei et al. (nog niet gepubliceerd)
58	Vijvers (Eskilstuna)	RWZI-effluent	0.7 µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012)
27	Waterharmonica (Trosa)	RWZI-effluent	1.5 µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012)
22	Waterharmonica Hapert	RWZI-effluent	1.4 µg/L	Full-scale, Nederland	De Dommel
10	LECA – horizontaal belucht	RWZI-effluent + industriewater	-	Full-scale pilot, Nederland	DOW Terneuzen; TAUW; 2021
8	Waterharmonica (Nynäshamn)	RWZI-effluent	0.7 µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012)
7	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	0.3 µg/L	Pilot, Italië	Verlicchi et al. (2013)
3	Waterharmonica (Oxelösund)	RWZI-effluent	0.7 µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012)
-4	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	0.7 µg/L	Pilot, Engeland	Petrie et al. (2018)
-5	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	0.7 µg/L	Pilot, Engeland	Petrie et al. (2018)

METOPROLOL

TABEL 7.8 VERWIJDERING VAN METOPROLOL IN NATUURLIJKE SYSTEMEN UIT VERSCHILLENDE STUDIES

Verwijderings efficiëntie (%)	Type natuurlijk systeem	Influent	Influent concentratie	Schaal/locatie	Bron
95	Verticaal doorstroomd filter, actief kool laag	RWZI-effluent	1.1 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al. (2018)
92 (zomer) 76 (winter)	Vijver onbeplant	RWZI-effluent	2.0 µg/L	Full-scale, Duitsland	Rühmland et al. (2015)
50-90	Verticaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	1.1 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al. (2018)
90	NFA filter (verticaal doorstroomd filter, toeslagmateriaal)	RWZI-effluent	5 µg/L	Pilot, Nederland	Lei et al. (nog niet gepubliceerd)
85	Verticaal doorstroomd filter Kaatsheuvel	RWZI-effluent	1.1 µg/L	Full-scale, Nederland	He et al. (2018)
80 (winter) 64 (zomer)	Verticaal doorstroomd filter, verzadigd	RWZI-effluent	2.0 µg/L	Full-scale, Duitsland	Rühmland et al. (2015)
80 (zomer) 30 (winter)	Waterharmonica (Nynäshamn)	RWZI-effluent	0.034 (zomer) 1.5 (winter) µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012); Randefelt (2019)
77 (zomer) 18 (winter)	Waterharmonica (Oxelösund)	RWZI-effluent	2.2 (zomer) 1.0 (winter) µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012); Randefelt (2019)
73	Vijver beplant	RWZI-effluent	2.0 µg/L	Full-scale, Duitsland	Rühmland et al. (2015)
72	Verticaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	0.9 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al. (2020)
72	Waterharmonica Land van Cuijk	RWZI-effluent	0.4 µg/L	Full-scale, Nederland	He et al. (2018)
69 (zomer) 27 (winter)	Waterharmonica (Trosa)	RWZI-effluent	0.03 (zomer) 1.3 (winter) µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012); Randefelt (2019)
64	LECA – horizontaal belucht	RWZI-effluent + industriewater	-	Full-scale pilot, Nederland	DOW Terneuzen; TAUW; 2021
33	Waterharmonica (Hässleholm)	RWZI-effluent	2.1 µg/L	Full-scale, Zweden	Randefelt (2019)
22	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	5 µg/L	Pilot, Engeland	Petrie et al. (2018)
11	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	0.2 µg/L	Pilot, Italië	Verlicchi et al. (2013)
10 (zomer) -3 (winter)	Vijvers (Eskilstuna)	RWZI-effluent	0,01 (zomer) 0.6 (winter) µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012); Randefelt (2019)

Verwijderings efficiëntie (%)	Type natuurlijk systeem	Influent	Influent concentratie	Schaal/locatie	Bron
7	Waterharmonica Hapert	RWZI-effluent	1.8 µg/L	Full-scale, Nederland	De Dommel
6	Waterharmonica Hapert	RWZI-effluent	1.4 µg/L	Full-scale, Nederland	He et al. (2018)
4	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	5 µg/L	Pilot, Engeland	Petrie et al. (2018)

SOTALOL

TABEL 7.9 VERWIJDERING VAN SOTALOL IN NATUURLIJKE SYSTEMEN UIT VERSCHILLENDE STUDIES

Verwijderings efficiëntie (%)	Type natuurlijk systeem	Influent	Influent concentratie	Schaal/locatie	Bron
85-95	Verticaal doorstroomd filter, actief kool laag	RWZI-effluent	1.0 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al. (2018)
90	NFA filter (verticaal doorstroomd filter, toeslagmateriaal)	RWZI-effluent	5 µg/L	Pilot, Nederland	Lei et al. (nog niet gepubliceerd)
51	Verticaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	0.8 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al. (2020)
0-50	Verticaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	1.0 µg/L	Pilot, Duitsland	Brunsch et al. (2018)
17	Waterharmonica (Oxelösund)	RWZI-effluent	0.5 µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012)
15	Vijvers (Eskilstuna)	RWZI-effluent	0.7 µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012)
<10	LECA – horizontaal belucht	RWZI-effluent + industriewater	-	Full-scale pilot, Nederland	DOW Terneuzen; TAUW; 2021
5	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	0.3 µg/L	Pilot, Italië	Verlicchi et al. (2013)
<0	Waterharmonica Hapert	RWZI-effluent	0.2 µg/L	Full-scale, Nederland	De Dommel
-18	Waterharmonica (Trosa)	RWZI-effluent	1.0 µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012)
-21	Waterharmonica (Nynäshamn)	RWZI-effluent	0.7 µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012)

TRIMETHOPRIM

TABEL 7.10 VERWIJDERING VAN TRIMETHOPRIM IN NATUURLIJKE SYSTEMEN UIT VERSCHILLENDE STUDIES

Verwijderings efficiëntie (%)	Type natuurlijk systeem	Influent	Influent concentratie	Schaal/locatie	Bron
95	Vijver beplant	RWZI-effluent	0.1 µg/L	Full-scale, Duitsland	Rühmland et al. (2015)
95 (zomer) 89 (winter)	Verticaal doorstroomd filter, verzadigd	RWZI-effluent	0.1 µg/L	Full-scale, Duitsland	Rühmland et al. (2015)
93 (zomer) 46 (winter)	Vijver onbeplant	RWZI-effluent	0.1 µg/L	Full-scale, Duitsland	Rühmland et al. (2015)
80-100	NFA filter (verticaal doorstroomd filter, toeslagmateriaal)	RWZI-effluent	5 µg/L	Pilot, Nederland	Lei et al. (nog niet gepubliceerd)
86	Waterharmonica (Trosa)	RWZI-effluent	0.3 µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012)
74	LECA – horizontaal belucht	RWZI-effluent + industriewater	-	Full-scale pilot, Nederland	DOW Terneuzen; TAUW; 2021
69	Waterharmonica (Oxelösund)	RWZI-effluent	0.2 µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012)
67	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	0.6 µg/L	Pilot, Engeland	Petrie et al. (2018)
51	Waterharmonica (Nynäshamn)	RWZI-effluent	0.1 µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012)
45	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	0.6 µg/L	Pilot, Engeland	Petrie et al. (2018)
39	Waterharmonica Hapert	RWZI-effluent	0.6 µg/L	Full-scale, Nederland	De Dommel
38	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	0.04 µg/L	Pilot, Italië	Verlicchi et al. (2013)
25	Vijvers (Eskilstuna)	RWZI-effluent	0.2 µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012)
9	Vijver	RWZI-effluent	0.1 µg/L	Pilot, China	Wang et al. (2021b)

VENLAFAXINE

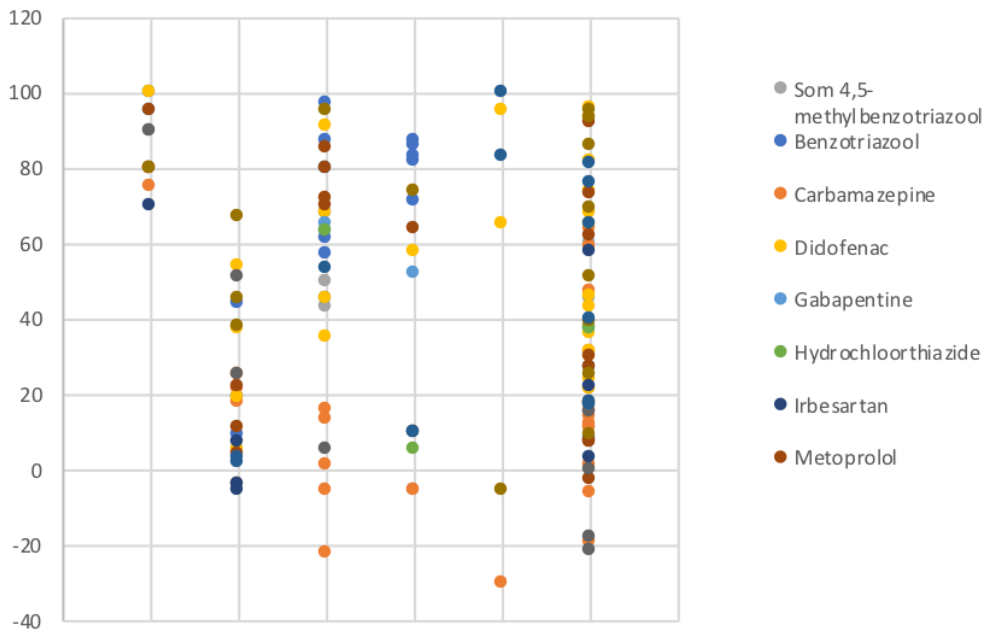
TABEL 7.11 VERWIJDERING VAN VENLAFAXINE IN NATUURLIJKE SYSTEMEN UIT VERSCHILLENDE STUDIES

Verwijderings efficiëntie (%)	Type natuurlijk systeem	Influent	Influent concentratie	Schaal/locatie	Bron
90	NFA filter (verticaal doorstroomd filter, toeslagmateriaal)	RWZI-effluent, gespiked met 5 µg/L	5 µg/L	Pilot, Nederland	Lei et al. (nog niet gepubliceerd)
81 (zomer) 64 (winter)	Vijver onbeplant	RWZI-effluent	0.1 µg/L	Full-scale, Duitsland	Rühmland et al. (2015)
76	Vijver beplant	RWZI-effluent	0.1 µg/L	Full-scale, Duitsland	Rühmland et al. (2015)
65	Waterharmonica (Trosa)	RWZI-effluent	0.3 µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012)
53 (zomer) 25 (winter)	Verticaal doorstroomd filter, verzadigd	RWZI-effluent	0.1 µg/L	Full-scale, Duitsland	Rühmland et al. (2015)
40	Vijvers (Eskilstuna)	RWZI-effluent	0.3 µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012)
18	Waterharmonica (Oxelösund)	RWZI-effluent	0.3 µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012)
17	Waterharmonica (Nynäshamn)	RWZI-effluent	0.2 µg/L	Full-scale, Zweden	Breitholz et al. (2012)
10	LECA – horizontaal belucht	RWZI-effluent + industriewater	-	Full-scale pilot, Nederland	DOW Terneuzen; TAUW; 2021
3	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	0.5 µg/L	Pilot, Engeland	Petrie et al. (2018)
2	Horizontaal doorstroomd filter	RWZI-effluent	0.5 µg/L	Pilot, Engeland	Petrie et al. (2018)

OVERZICHT VERWIJDERING PER GIDSSTOF PER SYSTEEM

FIGUUR 7.1

DE VERWIJDERING PER GIDSSTOF PER SYSTEEM



BIJLAGE 2

BIJVANGST DATA EN LITERATUUROVERZICHT

TABEL 7.12 DE REDUCTIE VAN PATHOGENEN EN VERWIJDERING VAN AMMONIUM, NITRAAT, TOTAAL STIKSTOF (TN), TOTAAL FOSFOR (TP) EN ZWEVEND STOF (TSS)

Literatuur / Bron	Type natuurlijk systeem	Pathogenen (log ₁₀)	NH ₄ -N (%)	Verwijdering			
				NO ₃ -N (%)	TN (%)	TP (%)	TSS (%)
Breitholz et al. (2012)	Waterharmonica Eskilstuna		-18		5	0	
Breitholz et al. (2012)	Waterharmonica Nynäshamn		34		36	50	
Breitholz et al. (2012)	Waterharmonica Oxelösund		-2600		39	50	
Breitholz et al. (2012)	Waterharmonica Trosa		-10		-8	-67	
Brunsch et al. (2020)	Verticaal doorstroomd		n.a.	n.a.		50	
He et al. (2018) & STOWA 2012-11	Waterharmonica Hapert		23	-44		-33	0
	Verticaal doorstroomd filter Kaatsheuvel	2,4	0	37		-50	
	Waterharmonica Land van Cuijk		-1180	66		21	25
Kahl et al. (2017)	Horizontaal belucht		100	negatief	45		
Kahl et al. (2017)	Horizontaal doorstroomd filter		12	negatief	21		
Kahl et al. (2017)	Verticaal doorstroomd, Reciprocating		85	negatief	57		
Kahl et al. (2017)	Verticaal doorstroomd, belucht		99	negatief	51		
Kahl et al. (2017)	Verticaal doorstroomd filter		78	negatief	40		
Kahl et al. (2017)	Verticaal doorstroomd, 2 in serie		100	negatief	46		
Matamoros et al. (2017)	Horizontaal doorstroomd filter		mei: 5±17 juli: 20±12				mei: 72±11 juli: 45±8
Matamoros et al. (2008)	Vloeienveld	zomer: 3.7 winter: 2.1	zomer: 94 winter: 79				zomer: 42 winter: -
Randefelt (2019)	Waterharmonica Eskilstuna		57		41	33	
Randefelt (2019)	Waterharmonica Hassleholm		57		68	0	
Randefelt (2019)	Waterharmonica Nynäshamn		73		73	60	
Randefelt (2019)	Waterharmonica Oxelösund		0		93	0	
Randefelt (2019)	Waterharmonica Trosa		56		52	33	
Sossalla et al. (2021)	Horizontaal filter, belucht	3,8-5,1	100	<LOD	48		33
Sossalla et al. (2021)	Horizontaal doorstroomd filter	1,3	34	<LOD	37		95
Sossalla et al. (2021)	Verticaal doorstroomd, Reciprocating	1,9	93	negatief	61		93
Sossalla et al. (2021)	Verticaal filter, belucht	2,2	98	negatief	62		79
Sossalla et al. (2021)	Verticaal belucht, geen vegetatie	1,6	81	negatief	66		84
Sossalla et al. (2021)	Verticaal doorstroomd, 2 in serie	4,7	100	<LOD	66		99

BIJLAGE 3

**DIMENSIES, KOSTEN EN CO₂-FOOTPRINT
PER SYSTEEM**

Parameter	eenheid	Waterharmonica - zeer laag >50%	VHF max	VHF min	VHF+Schimmel >80%	LECA min >60%	LECA max >70%	NFA WUR	NFA 2.0	03- eenheid in de Waterharmonica
Verwijderingsrendement gidsstoffen (11)	%	40-60%	60-80%	60-80%	70-90%	45-85%	45-85%	75%	75%	80
Verwijderingsrendement gidsstoffen (7 beste)	%	40-60%	60-80%	60-80%	70-90%	45-85%	45-85%	80%	80%	70-90%
Technische aspecten										
Dimensionering										
Voeding	m3/dag									
Voeding	batchgewijs / continue	continue	batchgewijs	batchgewijs	batchgewijs	continue	continue	batchgewijs	batchgewijs	batchgewijs
Voeding: percentage van dagaanvoer										
Voedingsdebiet	m3/dag		4	4	4					
Voedingsfrequentie	# / dag		4	4	4					
Totaal voedingstijd	uur per dag		4	4	4					
diepte	m	0,1 - 2,0	1	1	1	1	1	1	1	1
hydraulische verblijftijd	dagen	8,5	0,25	0,25	0,25	1	2	0,33	0,25	0,1-2,0
oppervlaktebelasting	m ² /d (m ³ /m ² /dag)	0,05	0,3	0,1	0,2	0,34	0,17	0,25	0,5	8,5
oppervlak netto	ha	30	4,9	14,7	7,4	4,3	8,6	5,9	2,9	30,0
factor bruto netto oppervlak		1,25	1,25	1,25	1,25	1,25	1,25	1,25	1,25	1,25
oppervlak bruto	ha	37,50	6,125	18,375	9,1875	5,4	10,8	7,4	3,675	37,5
Opvoerhoogte	m	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Compartmenten	#	5	6	6	6	6	ntb	8	6	5
buffer verblijftijd	dag		0,34	0,34	0,34			0,34	0,34	
Volume buffer	m ³		5.000	5.000	5.000	nvt	nvt	5.000	5.000	
Vervangingstermijn - Gehele systeem	jaar	30	30	30	30	30	30	30	30	30
Vervangingstermijn - Houtsnippers	jaar				30					
Vervangingstermijn - NFA-materiaal	jaar							2	10	
Verbruiken										
Energieverbruik opvoeren	kWh/m ³ behandeld	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008
Energieverbruik anders dan opvoeren water	kWh/m ³ behandeld				0,02	0,02	0,02			0,04
Energieverbruik totaal	kWh/jaar	42.924	42.924	42.924	42.924	150.234	150.234	42.924	42.924	262.910
Productie										
Specifieke productie maaisel	ton/ha/jaar	30	30	30		30	30	30	30	30
Maaisel totaal	ton/jaar	900	147	441	-	130	259	176	88	900
CO2 emissie gebruik zuurstof	g CO2/m ³									14

Kosten	Waterharmonica - zeer laag	VHF max	VHF min	VHF+Schimmels	LECA min	LECA max	NFA WUR	NFA 2.0	03- eenheid in de Waterharmonica
Investering									
Aanleg basissysteem		€ 650.000	€ 650.000	€ 650.000	€ 1.000.000	€ 1.000.000	€ 520.000	€ 520.000	
Aanleg basissysteem	€ 2.225.000	€ 3.185.000	€ 9.555.000	€ 4.777.500	€ 4.323.529	€ 8.647.059	€ 3.057.600	€ 1.528.800	€ 5.225.000
Opvoergemaal (afloop NBT 2 meter opvoeren)	€ 150.000	€ 150.000	€ 150.000	€ 150.000	€ 150.000	€ 150.000	€ 150.000	€ 150.000	€ 150.000
buffer		€ 22.500	€ 22.500	€ 22.500			€ 22.500		
Houtsnipper				€ 0					
Schimmels				€ 455.700					
NFA-materiaal							€ 2.293.200	€ 1.146.600	
Kale bouwkosten	€ 2.375.000	€ 3.357.500	€ 9.727.500	€ 5.405.700	€ 4.473.529	€ 8.797.059	€ 5.523.300	€ 2.847.900	€ 5.375.000
onvolledigheid	0%	€ 0	€ 0	€ 0	€ 0	€ 0	€ 0	€ 0	€ 0
opslag aanemerskosten	25%	€ 839.375	€ 2.431.875	€ 1.351.425	€ 1.118.382	€ 2.199.265	€ 1.380.825	€ 711.975	€ 1.343.750
factor bouwkosten naar stichtingskosten	80%	€ 3.357.500	€ 9.727.500	€ 5.405.700	€ 4.473.529	€ 8.797.059	€ 5.523.300	€ 2.847.900	€ 5.375.000
Stichtingskosten	€ 5.343.750	€ 7.554.375	€ 21.886.875	€ 12.162.825	€ 10.065.441	€ 19.793.382	€ 12.427.425	€ 6.407.775	€ 12.093.750
Grondaankoop	€ 2.325.000	€ 379.750	€ 1.139.250	€ 569.625	€ 335.074	€ 670.147	€ 455.700	€ 227.850	€ 2.325.000
Totale investering (stichtingskosten + grondaankoop)	€ 7.668.750	€ 7.934.125	€ 23.026.125	€ 12.732.450	€ 10.400.515	€ 20.463.529	€ 12.883.125	€ 6.635.625	€ 14.418.750
Eenhedsprijs - stichtingskosten per hectare	€ 178.125	€ 1.541.709	€ 1.488.903	€ 1.654.806	€ 2.328.061	€ 2.289.031	€ 2.113.508	€ 2.179.515	€ 403.125
Jaarlijkse kosten									
Afschrijving Gehele helolyterfilter	€ 309.030	€ 436.870	€ 1.265.720	€ 644.083	€ 582.085	€ 1.144.653	€ 420.293	€ 221.369	€ 699.383
Afschrijving NFA-materiaal							€ 2.735.653	€ 318.072	
Huur O3-installatie									
Kosten O3 (als vloeibaar O2); optie terplaatse produceren met zonne									
Afschrijving Houtsnipper	€ 4.292	€ 4.292	€ 4.292	€ 0					€ 29.000
Energie					€ 15.023	€ 15.023	€ 4.292		
Beheer en onderhoud	€ 210.000	€ 34.300	€ 102.900	€ 30.265	€ 30.265	€ 60.529	€ 41.160	€ 20.580	€ 210.000
Rentelasten grondaankoop	€ 93.000	€ 15.190	€ 45.570	€ 22.785	€ 13.403	€ 26.806	€ 18.228	€ 9.114	€ 93.000
Grondaankoop inclusief afschrijving 30 jaar	€ 134.455	€ 21.961	€ 65.883	€ 32.941	€ 19.377	€ 38.755	€ 26.353	€ 13.177	€ 134.455
Jaarlijkse kosten excl afschrijving grond									
Totale jaarlijkse kosten (incl. rentelasten grondaankoop)	€ 616.322	€ 490.653	€ 1.418.483	€ 781.410	€ 640.777	€ 1.247.012	€ 3.219.626	€ 573.428	€ 1.057.674
Jaarlijkse kosten per hectare	€ 20.544	€ 100.133	€ 96.495	€ 106.314	€ 148.207	€ 144.212	€ 547.556	€ 195.043	€ 35.256
Kosten per kuub behandeld (incl rentelasten grond)	€ 0.115	€ 0.091	€ 0.264	€ 0.146	€ 0.119	€ 0.232	€ 0.600	€ 0.107	€ 0.197
Kosten per kuub volledig rwzi debiet (incl rentelasten grond)	€ 0.080	€ 0.064	€ 0.185	€ 0.102	€ 0.084	€ 0.163	€ 0.420	€ 0.075	€ 0.138
Jaarlijkse kosten incl afschrijving grond									
Totale jaarlijkse kosten	€ 657.777	€ 497.424	€ 1.438.795	€ 791.567	€ 646.751	€ 1.258.961	€ 3.227.752	€ 577.490	€ 1.099.129
Jaarlijkse kosten per hectare	€ 21.926	€ 101.515	€ 97.877	€ 107.696	€ 149.589	€ 145.594	€ 548.937	€ 196.425	€ 36.638
Kosten per kuub behandeld	€ 0.123	€ 0.093	€ 0.268	€ 0.148	€ 0.121	€ 0.235	€ 0.602	€ 0.108	€ 0.2049
Kosten per kuub volledig rwzi debiet	€ 0.086	€ 0.0649	€ 0.188	€ 0.103	€ 0.084	€ 0.164	€ 0.421	€ 0.075	€ 0.143

CO2 footprint										
Vulmateriaal - Zand										
Vulmateriaal - LECA									195	
Vulmateriaal - Houtsnippen (van VHF, versnipperd)										
Vulmateriaal - NFA-materiaal										71
CO2 emissie gebruik zuurstof										74,9
Energieverbruik									80	23
Totaal									274	731
Footprint per kuub behandeld									51	18
Footprint per kuub volledig rwzi debiet									36	12

BIJLAGE 4

DEFINITIE VAN DE OPGESTELDE CRITERIA IN DE MCA

Categorieën en criteria	Definitie
1 Verwijdering microverontreinigingen	
Gidsstoffenverwijdering	verwijderingsrendement van 7 van de 11 gidsstoffen over de natuurlijke zuivering (inlaat en afloop natuurlijke zuivering)
Verlaging ecotoxiciteit	verlaging ecotoxiciteit volgens de effectmetingen beschreven in de handreiking biologische effect-monitoring (organische stoffen)
2 Verwijdering nutriënten, pathogenen en zwevende stof	
Pathoogverwijdering	reductie in pathogenen in afloop natuurlijke zuivering tov inlaat natuurlijke zuivering
NH ₄ verwijdering	NH ₄ verwijdering in afloop natuurlijke zuivering t.o.v. inlaat natuurlijke zuivering
N totaal verwijdering	N totaal verwijdering in afloop natuurlijke zuivering t.o.v. inlaat natuurlijke zuivering
P verwijdering	P verwijdering in afloop natuurlijke zuivering t.o.v. inlaat natuurlijke zuivering
Zwevende stof verwijdering	zwevende stof verwijdering in afloop natuurlijke zuivering tov inlaat natuurlijke zuivering
3 Duurzaamheid	
CO ₂ footprint	CO ₂ footprint van inkoop fossiele brandstoffen, hulpstoffen en materiaal voor bouw
4 Circulariteit	
Grondstoffenproductie (riet of wilgen)	hoeveelheid materiaal die ingezet wordt als circulair product (bijv. bodemverbeteraar); het gaat bij deze systemen dan om het maaisel
5 Mate van bewezenheid	
Technology Readiness level (TRL)	TRL op de schaal van 0-9
Bewezenheid op lange termijn (>5 jaar)	de technologie is wel of niet 5 jaar of langer bedreven, en bewezen op de verwijdering van micro's
6 Flexibiliteit	
Modulariteit / mobiliteit	de technologie is zodanig mobiel, dat deze eenvoudig na maximaal 5 jaar draaien, tegen lage kosten op een andere RWZI kan worden ingezet
Afvlakken RWA pieken	mate waarin RWA kan worden meegenomen in de nazuivering (zonder hier op ontworpen te zijn)
7 Kosten	
kosten per m ³	totale jaarlijkse kosten inclusief rentelasten grondaankoop, per m ³ volledig rwzi debiet
8 Ruimte en omgeving	
Multifunctioneel landgebruik	Mogelijkheden voor multifunctioneel gebruik (recreatie, natuur, waterbuffering, klimaatadaptatie) waterbuffering = klimaatadaptatie?
Natuurlijke uitstraling	Heeft het systeem een natuurlijke uitstraling?
Effect op biodiversiteit	Vergroting van de biodiversiteit in directe omgeving
Geur- en geluidemissie	Emissie van geur en geluid
9 Beheer en onderhoud	
Beheer en onderhoud	maaien, leidingen controleren, pomp onderhoud
10 Robuustheid	
Stuurbaarheid van het proces	Aantal knoppen waaraan je kunt draaien om de prestaties bij te sturen (en de eenvoud daarvan)
Prestatie door het jaar heen	Mate waarin het systeem constant presteert door het hele jaar heen (dus in de verschillende seizoenen)
11 Tegengaan verdroging	
Effluenthergebruik mogelijkheden	De mogelijkheid om effluent te hergebruiken voor natuurwater
12 Ruimtebeslag	
Benodigd oppervlakte	

BIJLAGE 5

MCA INPUT EN AANVULLENDE MCA RESULTATEN

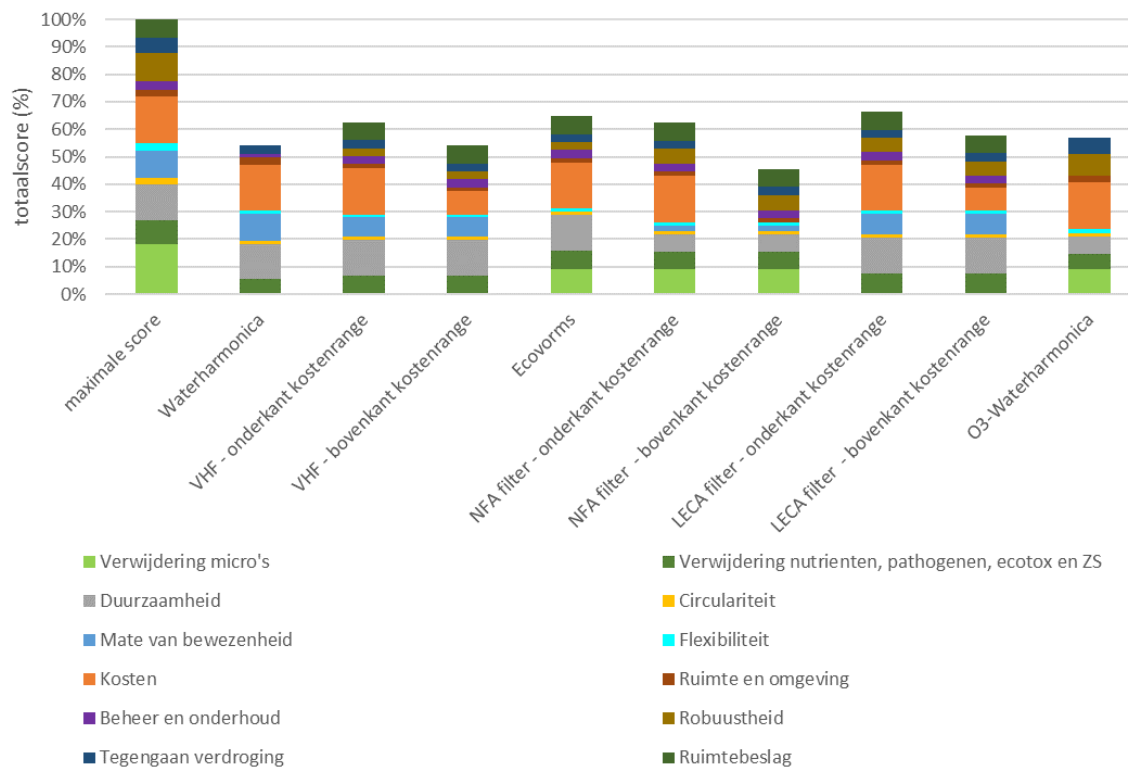
TABEL BIJLAGE 4 -1 OVERZICHT VAN DE DATA GEBRUIKT IN DE MCA

	eenheid	Waterharmonica	VHF	Ecovorms	NFA filter	LECA filter	O3-Waterharmonica
Verwijdering micro's	%	40-60%	60-80%	70-90%	80%	45-85%	70-90%
Gidsstoffen verwijdering	%	negatief tot 87%	78-100%	78-100%	78-100%	81-100	negatief tot 87%
Verwijdering nutriënten, pathogenen en ZS	%	negatief tot 93%	geen tot weinig	geen tot weinig	geen tot weinig	geen tot weinig	negatief tot 93%
NH4 verwijdering	%	25-50	0-10%	0-50%	negatief	60-70	25-50
N totaal verwijdering	%	1-2	1,6-4,7	2-5	1,6-4,7	1,6-5,1	2
P verwijdering	log reductie	40-80	>50%	>50%	>50%	>50%	>50%
Pathogeenverwijdering	%	<50%	93-99%	93-99%	93-99%	33-84%	<50%
Ecotoxiciteit verlagng	%						
Zwevende stof verwijdering	%						
Duurzaamheid							
CO2 footprint	gram Co2/m3	3	4-6	4	12-95	23-36	28
Circulariteit							
Grondstoffenproductie (riet of wilgen)		middel	middel	middel	middel	middel	middel
Mate van bewezenheid							
Technology Readyness level (TRL)		9	9	1-4	5	7	3-4
Bewezenheid op lange termijn (>5 jaar)		ja	ja	nee	nee	ja	nee
Flexibiliteit							
Modulariteit / mobiliteit		niet mobiel	niet mobiel	niet mobiel	niet mobiel	niet mobiel	gedeeltelijk (ozon)
Afvalken RWA pieken		gedeeltelijk	gedeeltelijk	gedeeltelijk	gedeeltelijk	gedeeltelijk	gedeeltelijk
Kosten							
kosten per m3	ct/m3	9	7-19	10	8-42	8-16	14
Ruimte en omgeving							
Multifunctioneel landgebruik		goed	redelijk	redelijk	redelijk	redelijk	goed
Natuurlijke uitstraling		hoog	middel	middel	middel	middel	hoog
Effect op biodiversiteit		hoog	middel	middel	middel	middel	hoog
Geur- en geluidemissie		geen geur en geluid	geen geur en geluid	geen geur en geluid	geen geur en geluid	geen geur en geluid	geen geur en geluid
Beheer en onderhoud							
Beheer en onderhoud		middel	laag	laag	laag	laag	hoog
Robuustheid							
Stuurbaarheid van het proces		niet	niet	niet	niet	enigszins	enigszins
Prestatie door het jaar heen		erg fluctuerend	enigszins fluctuerend	enigszins fluctuerend	redelijk constant	enigszins fluctuerend	redelijk constant
Tegegaan verdroging							
Effluentgebruik mogelijkheden		middel	middel	middel	middel	middel	hoog
Ruimtebeslag							
Benodigde oppervlakte (netto)	ha	30	4,9-14,7	7,4	2,9-5,9	4,3-8,6	30

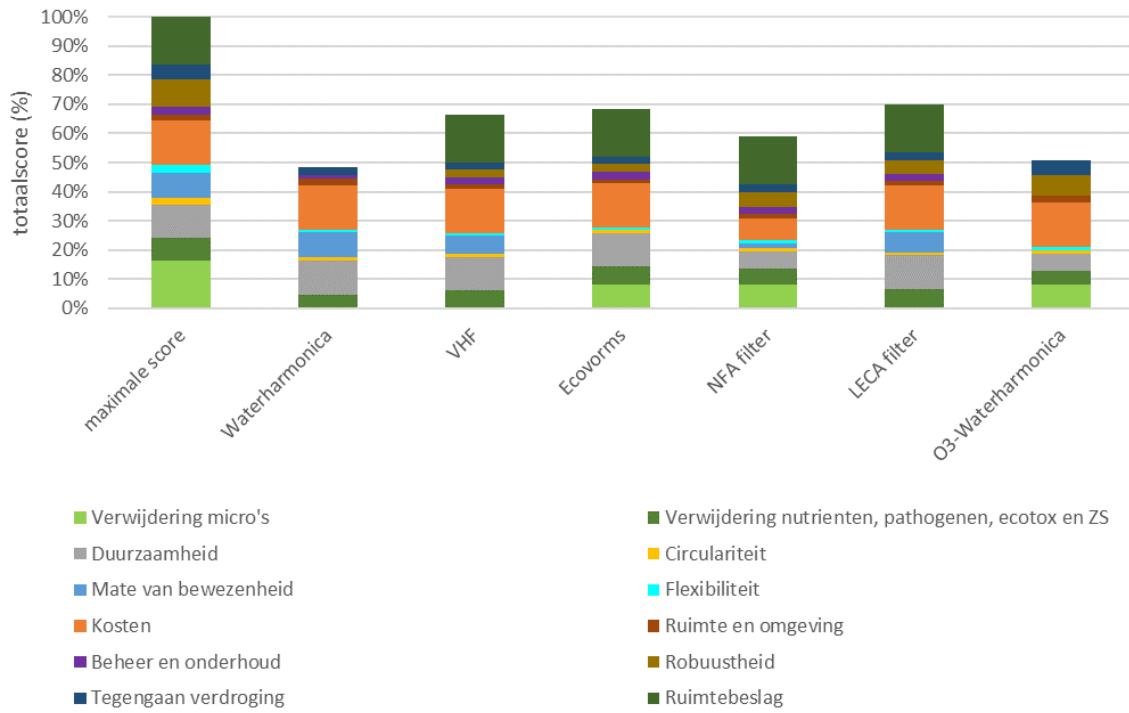
TABEL BIJLAGE 4 -2 TOEGEPASTE REGELS VOOR NORMALISERING VAN DE SCORE

Verwijdering micro's	eenheid			
Gidsstoffen verwijdering	%	0=<80%	1=80%-90%	2=>90%
Verwijdering nutriënten, pathogenen en ZS				
NH4 verwijdering	%	0=toename	1= 0-50% reductie	2=50-100%
N totaal verwijdering	%	0=toename	1= 0-50% reductie	2=50-100%
P verwijdering	%	0=toename	1= 0-50% reductie	2=50-100%
Pathogeenverwijdering	log reductie	0=toename	1=0-3 log reductie	2= 4-6 log reductie
Ecotoxiciteit verlagings	%	0=<50%	2=>50%	
Zwevende stof verwijdering	%	0=toename	1= 0-50% reductie	2=50-100%
Duurzaamheid				
CO2 footprint	gram Co2/m3	0= >70 g/m3	1=35-70	2=<35
Circulariteit				
Grondstoffenproductie (riet of wilgen)		0=laag	1=middel	2=hoog
Mate van bewezenheid				
Technology Readyness level (TRL)		0=1-4	1=5-7	2=8-9
Bewezenheid op lange termijn (>5 jaar)		0=geen	1= 1-5 jaar	2=>5 jaar
Flexibiliteit				
Modulariteit / mobiliteit		0=niet	1=gedeeltelijk	2=helemaal
Afvalkosten RWA pieken		0=niet	1=gedeeltelijk	2=volledig
Kosten				
kosten per m3	ct/m3	0=>30	1=0,15-0,30	2=≤0,15
Ruimte en omgeving				
Multifunctioneel landgebruik		0=geen	1 = redelijk	2= goed
Natuurlijke uitstraling		0=laag	1=middel	2=hoog
Effect op biodiversiteit		0=laag	1=middel	2=hoog
Geur- en geluidemissie		0=geur en geluid	1=geen geur of geen geluid	2=geen geur en geen geluid
Beheer en onderhoud				
Beheer en onderhoud		0=hoog	1=middel	2=laag
Robuustheid				
Stuurbaarheid van het proces		0=niet	1=enigzins stuurbaar	2=goed stuurbaar
Prestatie door het jaar heen		0=erg fluctuerend	1=enigzins fluctuerend	2= redelijk constant
Tegengaan verdroging				
Effluenthergebruik mogelijkheden		0=laag	1=middel	2=hoog
Ruimtebeslag				
Benodigde oppervlakte	ha	0= 20-30 ha	1=10-20 ha	2= 0-10 ha

FIGUUR BIJLAGE 4-1 MCA RESULTAAT WAARBIJ NIET UIT IS GEGAAN VAN HET GEMIDDELTE QUA KOSTEN, MAAR DE ONDERKANT EN BOVENKANT VAN DE KOSTENRANGE VOOR HET VHF, NFA FILTER EN LECA FILTER IS MEEGENOMEN. DE LINKERBALK MET 'MAXIMALE SCORE' GEEFT HET RESULTAAT WEER ALS OP ELK CRITERIUM MAXIMAAL ZOU WORDEN GESCOORD



FIGUUR BIJLAGE 4 - 2 MCA RESULTAAT WAARBIJ 'RUIMTEBESLAG' ALS HEEL BELANGRIJK WORDT GEWOGEN (WEEGFACOR 5). DE LINKERBALK MET 'MAXIMALE SCORE' GEEFT HET RESULTAAT WEER ALS OP ELK CRITERIUM MAXIMAAL ZOU WORDEN GESCOORD



FIGUUR BIJLAGE 4 - 3 MCA RESULTAAT WAARBIJ 'RUIMTEBESLAG' ALS HEEL ONBELANGRIJK WORDT GEWOGEN (WEEGFACOR 1). DE LINKERBALK MET 'MAXIMALE SCORE' GEEFT HET RESULTAAT WEER ALS OP ELK CRITERIUM MAXIMAAL ZOU WORDEN GESCOORD

