

Bedrijfstakonderzoek
BTO 2022.050 | augustus 2022

**Behandeling van RO
concentraat: een
verkenning van
(micro)biologische
processen t.o.v.
fysisch-chemische
technieken**

Bedrijfstakonderzoek

KWR

Bridging Science to Practice

Rapport

Behandeling van RO concentraat: een verkenning van (micro)biologische processen t.o.v. fysisch-chemische technieken

BTO 2022.050 | augustus 2022

Dit onderzoek is onderdeel van het collectieve Bedrijfstakonderzoek van KWR, de waterbedrijven en Vewin.

Opdrachtnummer

402045-253

Projectmanager

Michiel Hootsmans

Opdrachtgever

BTO - Verkennend onderzoek

Auteur(s)

Peer Timmers, Luuk de Waal

Kwaliteitsborger(s)

Paul van der Wielen / Emile Cornelissen

Verzonden naar

Dit rapport is verspreid onder BTO-participanten.

Een jaar na publicatie is het openbaar.

Keywords

omgekeerde osmose, concentraat, microbiologie, waterbehandeling

Jaar van publicatie
2022

Meer informatie
Dr. P.H.A. Timmers
T +31306069636
E peer.timmers@kwrwater.nl

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

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

KWR

augustus 2022 ©

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

Samenvatting

Door verslechtering van de waterkwaliteit van conventionele bronnen passen drinkwaterbedrijven en bedrijven in andere sectoren steeds vaker membraanzuiveringstechnieken toe zoals nanofiltratie en/of omgekeerde osmose (RO). Reststromen van deze membraanscheidingstechnieken, het concentraat, zijn normaal 20-25% van het volume van de voedingsstroom en bevatten vier tot vijf keer hogere concentraties opgeloste stoffen. Voor behandeling van dit concentraat bestaat niet altijd een oplossing. Een mogelijkheid is lozing, maar het concentraat moet aan bepaalde eisen voldoen voordat deze geloosd mag worden. Daarbij zijn deze eisen weer afhankelijk van het lozingspunt. Met selectieve verwijdering kunnen deze stoffen er wellicht uitgehaald worden.

In deze inventarisatie is ingegaan op de mogelijkheid om bepaalde ongewenste stoffen in RO concentraat (micro)biologisch om te zetten waarbij een afscheidbare vorm van deze stoffen ontstaat die selectief verwijderd kan worden. Biologische processen worden al voor afvalwaterbehandeling in andere velden zoals de (bio)industrie toegepast, waarbij specifiek bepaalde stoffen microbiologisch verwijderd worden. Deze microbiologische technieken zijn in context geplaatst met (huidige) fysisch-chemische technieken.

Voor deze inventarisatie is met behulp van de REWAB database nauwkeurig berekend wat de chemische samenstelling is van potentiële RO concentraatstromen van verschillende watertypen, namelijk brak grondwater, duinfiltraat, oeverfiltraat, oppervlaktewater en zoet grondwater. Aan de hand daarvan zijn stoffen die typisch in lozings-kritische concentraties voor (kunnen) komen per watertype bepaald. Dit onderzoek focust op een specifiek aantal van deze stoffen namelijk fosfaat, ijzer, sulfaat, nitraat en ammonium. Aan de hand van deze kritische parameters en de chemische samenstelling van de verschillende watertypen is een uitgebreide literatuurstudie uitgevoerd en zijn interviews met experts afgenomen om de mogelijkheden te onderzoeken voor biologische behandeling van deze reststromen.

Uit deze inventarisatie bleek dat er verschillende biologische behandelingstechnieken mogelijk zijn voor de verwijdering van kritische parameters tot een afscheidbare fase. Ook is tijdens deze inventarisatie gebleken dat bepaalde fysisch/chemische processen mogelijk interessant zijn om te onderzoeken. Voor de verwijdering van specifieke stoffen zoals ammonium kan biologische behandeling met anammox interessant zijn. Voor de verwijdering van fosfaat kunnen waterstof-oxiderende bacteriën en denitrificerende fosfaat-accumulerende organismen (D-PAOs) onderzocht worden. Algen en/of diatomeeën zijn mogelijk inzetbaar voor de verwijdering van meerdere stoffen, maar zonlicht, benodigd oppervlak en biomassa productie kunnen een uitdaging vormen. Voor ijzerverwijdering kan fysisch/chemische vivianiet ($\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8(\text{H}_2\text{O})$) productie een mogelijkheid bieden.

Snelle zandfiltratie is ook een proces dat inzetbaar zou kunnen zijn voor de verwijdering van meerdere stoffen uit RO concentraat, zoals fosfaat, ijzer, mangaan, methaan en ammonium. Om deze reden is de (ontwikkeling van de) verwijdering van kritische stoffen PO_4 , Fe, Mn, CH_4 , SO_4 en NH_4 evenals een zevental organische microverontreinigingen gevolgd gedurende de behandeling van een zoet grondwater RO concentraatstroom middels een zuurstofrijk, biologisch actief snelfilter. Fosfaatverwijdering was vrijwel volledig en de verwijdering van ijzer, mangaan, methaan en ammonium was beperkt. Opvallend was dat sulfaat gevormd leek te worden tijdens de behandeling, en dat veel van de gedetecteerde OMV's gedesorbeerd werden van het ingelopen filtermateriaal. Meer onderzoek is daarom nodig om de toepasbaarheid/geschiktheid van snelle zandfiltratie voor behandeling van RO concentraat reststromen in kaart te brengen.

Meer informatie

dr. ir. Peer H.A. Timmers
T +31 30 606 9636
E peer.timmers@kwrwater.nl

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands



Inhoud

Rapport	2
Inhoud	4
1 Inleiding	5
1.1 Aanleiding en overzicht behandeling geconcentreerde reststromen BTO	5
1.2 Veelvoorkomende probleemparameters	6
2 Generieke identificatie lozingskritische stoffen	6
2.1 Visie concentraatbehandeling(stechnieken)	12
2.2 Biologische behandeling van RO concentraat	13
3 Literatuurstudie	14
3.1 Biologische verwijdering van specifieke stoffen	17
3.1.1 Fosfaat	17
3.1.2 Sulfaat	20
3.1.3 Nitraat en ammonium	22
3.1.4 Organische microverontreinigingen	31
3.2 Biologische verwijdering van meerdere stoffen	32
3.2.1 Fotoautotrofe biomassaproductie	32
3.2.2 Heterotrofe biomassaproductie	37
3.2.3 Snelle zandfiltratie	38
4 Discussie	47
5 Conclusies	51
5.1 Sulfaatverwijdering	51
5.2 Ammoniumverwijdering	51
5.3 Nitraatverwijdering	51
5.4 Fosfaatverwijdering	51
5.5 Verwijdering meerdere stoffen simultaan	51
6 Aanbevelingen	53
7 Referenties	54
I Toepassing NF/RO t.b.v. drinkwaterproductie	62
II Daily Light Integral calculation Nieuwegein – The Netherlands	63
III Overzichtstabel bedrijfsvoering pilot oxische zandfiltratie Kamerik	64

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en overzicht behandeling geconcentreerde reststromen BTO

De huidige en toekomstige praktijk van nanofiltratie (NF) en omgekeerde osmose (RO) concentraatstroommanagement is geïnventariseerd bij de Nederlandse drinkwaterbedrijven, zowel in het verleden (Hofs et al., 2012) alsook meer recent (de Waal, 2020). Een overzicht van de productielocaties waar NF en/of RO wordt toegepast in de drinkwaterzuivering is te vinden in Bijlage I. Uit de meest recente inventarisatie (de Waal, 2020) is onder andere gebleken dat in 2019:

- de breedst toegepaste methode van concentraatstroommanagement het (in)direct lozen van de concentraatstroom betreft, waarbij de stroom via het oppervlaktewatersysteem uiteindelijk in de zee komt;
- het verwacht aantal productielocaties waar NF en/of RO toegepast zal worden omtrent 2030 met circa 50% zal toenemen.

Deze laatstgenoemde verwachting is in lijn met de trend dat de bronkwaliteit voor drinkwater verslechtert (Kools, van Loon, Sjerps, & Rosenthal, 2019). Voor oppervlaktewater wordt deze kwaliteitsdaling hoofdzakelijk veroorzaakt door een toenemende zoutconcentraties (verziltig) en lozing van verontreinigingen zoals o.a. bestrijdingsmiddelen, medicijnresten en industriële stoffen. Voor grondwater wordt deze kwaliteitsdaling hoofdzakelijk veroorzaakt door toenemende zoutconcentraties (verziltig), de uitspoeling van nitraat en verontreinigingen met bestrijdingsmiddelen en oude bodemverontreinigingen. Daarnaast zullen verontreinigingen zoals microplastics, nanomaterialen en antibiotica in het milieu de toepassing van geavanceerde zuiveringstechnieken verhogen voor zowel drinkwater-, afvalwater- en industriële waterbehandeling.

In 2020 is de additionele zuiveringsinspanning die de Nederlandse drinkwaterbedrijven leveren ten gevolge van de verslechterde bronkwaliteit in kaart gebracht (de Waal & Hofman-Caris, 2021). In dit rapport zijn een viertal huidige toegepaste zuiveringstechnieken als 'geavanceerde zuiveringstechniek' aangemerkt, waarvan drie zuiveringstechnieken een geconcentreerde reststroom produceren (te weten ionenwisseling, nanofiltratie en omgekeerde osmose).

De huidige managementmethode van concentraatstromen is (in)directe lozing van deze stromen op een zoet- en/of zoutwaterlichaam (de Waal, 2020). Het ligt in de lijn der verwachting dat het aantal locaties waar geavanceerde zuiveringen toegepast zullen worden verder zal toenemen vanwege uitdagingen betreft de waterkwantiteit (groeïende bevolkingsaantallen, diverse initiatieven op het gebied van intersectoraal hergebruik van zoetwater (Koolen, 2020; STOWA, 2021)), eisen aan waterkwaliteit (aangescherpte kwaliteitstandaard Europees drinkwater (Europese Unie, 2020) en behalen van Kader Richtlijn Water doelen voor oppervlaktewaterkwaliteit (Europese Unie, 2000)). Hierdoor zal het steeds lastiger worden om de concentraatstromen te lozen op het oppervlaktewatersysteem.

1.2 Veelvoorkomende probleemparameters

Om huidige lozingen in de toekomst te kunnen blijven uitvoeren en lozingen op nieuwe locaties vergund te krijgen, zullen stoffen die in te hoge concentraties aanwezig zijn verwijderd moeten worden. Hoewel er geen algemeen beleid is over specifieke parameters in vergunningen, liggen er een aantal parameters voor de hand voor verwijdering:

- Nutriënten als stikstof, fosfaat en organisch materiaal zijn van belang met het oog op de huidige ontwikkelingen in de stikstofcrisis en de doelstellingen voor oppervlaktewaterkwaliteit die de Kader Richtlijn Water stelt;
- Zouten als natriumchloride gezien (de door klimaatverandering geïnitieerde) verzilting van grond- en oppervlaktewaterbronnen;
- Organische microverontreinigingen zoals medicijnresten gezien de vergrijzing van de bevolking (en de daarmee gepaard gaande ‘vergrijzing’ van het milieu)

In dit onderzoek verkennen we de mogelijkheden van biologische zuiveringsprocessen voor de behandeling van RO concentraatstromen gericht op verwijdering van voor Nederland relevante (lozingskritische) stoffen.

2 Generieke identificatie lozingskritische stoffen

Afhankelijk van de samenstelling van de waterbron, het type membranen in de installatie en de toegepaste recovery van het systeem (hoeveelheid productwater ten opzichte van de voeding) varieert RO concentraat in samenstelling. Daarnaast variëren de afgegeven vergunningen (en daarmee kritische parameters) per waterschap / waterbeherende instantie (de Waal, 2020). Omdat het te ver voert om in dit onderzoek in te gaan op een specifieke casus, zijn er manieren gevonden om deze variatie te ondervangen:

- De Europese normen voor de kwaliteit van oppervlaktewater dat gebruikt mag worden voor productie van voor menselijke consumptie bestemd drinkwater (Staatscourant, 2009) zijn als uitgangspunt genomen voor deze studie. De stoffen waarvan de concentraties in RO concentraatstromen boven deze normen uitkomen zijn derhalve geïdentificeerd als lozingskritische component. Lokale wet- en regelgeving kan echter andere eisen/normen stellen dan deze Europese norm, zeker als het desbetreffende oppervlaktewaterlichaam niet (direct) gebruikt wordt voor productie van drinkwater bedoeld voor menselijke consumptie;
- Uitgaande van de ruwwatergegevens over 2015-2019 in de ‘Registratie opgaven van Drinkwaterbedrijven – REWAB’-database is de RO-concentraatsamenstelling berekend wanneer de RO zonder enige voorbehandeling direct op dit ruwe water bedreven zou worden. In de praktijk zal de exacte samenstelling door toevoeging van anti-scalants en pH-modificatie op enkele parameters afwijken van deze theoretische en gemiddelde waterkwaliteitsamenstelling. Aangezien de REWAB database gegevens bevat van zoet grondwater, oeverfiltraat, duinfiltraat en oppervlaktewater maar niet van brak grondwater, is voor deze laatste categorie gebruik gemaakt van een overzichtsstudie voor Dunea (de Waal, Zuurbier, & Raat, 2020) waarin er uit de bekende brakke grondwatersamenstelling van locatie Meijndel (Dunea; (van Dooren et al., 2021)), pilotlocatie Noordbergum (Vitens), pilotlocatie Zevenbergen (Brabant Water) en pilotlocatie Ridderkerk PuRO (Oasen) en pilotlocatie Horstermeer (Waternet) de gemiddelde brak grondwatersamenstelling is berekend.

Uit de REWAB dataset inclusief brakgrondwater kwaliteitsgegevens zijn, per type voedingswater, de gemiddelde concentraties uitgerekend voor een aantal stoffen. Uitgangspunt hierbij is een aangenomen membraanretentie van

99% voor alle opgeloste zouten (behalve voor ammonium; 95% en waterstofcarbonaat; 90% (de Waal, 2020), opgeloste gassen; 0% en chemisch/fysische parameters zoals temperatuur en zuurgraad; 0%). De retentie van enkele specifieke organische microverontreinigingen (OMV's) is bepaald middels de bij KWR ontwikkelde Aquapriori webtool (Vries, Wols, Korevaar, & Vonk, 2017) aangevuld met gegevens uit een recente publicatie voor de verwijdering RO rejectie van Acesulfaam-K (Ebrahimzadeh et al., 2021). Voor de modellering binnen Aquapriori zijn voor brak grondwater de DOW FILMTEC XLE-440 membraanmodules gebruikt (de Waal et al., 2020) en voor zoet grondwater, duinfiltraat, oeverfiltraat en oppervlaktewater de Hydraunautics ESPA3 1Y membraanmodules (Ebrahimzadeh et al., 2021). Daarnaast is een standaard recovery van 80% aangehouden voor ieder voedingswatertype, behalve voor brak grondwater waar 50% recovery is aangehouden vanwege de anders onrealistisch hoog wordende osmotische drukverschillen. Voor alle voedingswatertypen is uitgegaan van een voedingsvolume van 707 m³/h (gemiddelde capaciteit winlocatie in Nederland bij 5% waterverlies conventionele zuiveringen (Vewin, 2020)) en een flux van 19.2 LMH.

De resulterende overzichtstabel met de gemiddelde Nederlandse concentraatsamenstelling per watertype is weergegeven in Tabel 1. In deze tabel zijn specifiek de volgende parameters opgenomen:

- Parameters met een aanwezige normstelling binnen de Europese regelgeving voor de kwaliteit van oppervlaktewater dat gebruikt mag worden voor productie van voor menselijke consumptie bestemd drinkwater (Staatscourant, 2009);
- Parameters die op basis van expert judgement relevant geacht worden voor toepassing van biologische concentraatbehandeltechnieken.

Tabel 1: Overzichtstabel met typerende RO concentraatsamenstellingen voor verschillende (drink)waterbronnen. De onderliggende gegevens voor duinfiltraat, oeverfiltraat, oppervlaktewater en zoet grondwater zijn gebaseerd op gegevens in de REWAB database (periode: 2015-2019). Voor brak grondwater is gebruik gemaakt van de beschikbare data van vijf brak grondwaterpilots die in de periode 2014-2020 operationeel zijn (geweest). Achter de gemiddelde waarde is (tussen de haakjes) het gemiddelde van alle jaar-minimalen en jaar-maximalen van dezelfde specifieke component-concentraties van alle Nederlandse locaties per voedingswatercategorie weergegeven. Wanneer de minimale- en/of maximale concentratie boven de Europese kwaliteitsnorm valt van een specifieke component, is een cursieve opmaak toegepast op deze waarde. Wanneer de gemiddelde concentratie boven de Europese kwaliteitsnorm valt van een specifieke component, is een vette opmaak toegepast op deze waarde.

Parameter	Eenheid	Brak grondwater	Duinfiltraat	Oeverfiltraat	Oppervlaktewater	Zoet grondwater	Europese norm oppervlaktewater kwaliteit
BZV, (biochem. zuurst.verbr.)	mg/l O ₂	-	15	-	16 (5-30)	-	-
CZV, chem. zuurstofverbr.	mg/l O ₂	-	45 (26-93)	56 (55-59)	116 (65-254)	25 (25-30)	-
EGV (elek. geleid.verm., 20 °C)	mS/m	1766 (693-3214)	328 (279-389)	312 (292-328)	252 (206-302)	200 (185-215)	80
gesuspendeerde stoffen	mg/l	28 (6,4-166)	9,5 (4,0-66)	-	67 (22-197)	1,0 (0,5-5,0)	50
temperatuur	°C	11 (10,9-11)	13 (7,0-19)	12 (12-13)	13 (4-22)	12 (11-12)	<25
zuurgraad	pH	7,2 (7,0-7,5)	7,9 (7,6-8,2)	7,3 (7,1-7,5)	8,0 (7,7-8,3)	7,2 (7,1-7,3)	7,0-9,0
totale hardheid	mmol/l	50 (2,5-106)	11 (8,7-12)	12 (11-13)	9,9 (8,5-11)	8,7 (8,0-9,5)	-
Opgeloste gassen							
methaan	µg/l	31 (9,3-57)	-	1567 (992-2319)	87 (83-90)	1963 (1586-2362)	-
koolstofdioxide	mg/l CO ₂	34 (32-35)	5,1 (3,8-7,7)	24 (18-31)	7,0 (4,1-10,7)	26 (22-31)	-
zuurstof	mg/l O ₂	1,8 (0,7-5,1)	5,0 (2,9-7,3)	0,7 (0,6-1,2)	8,6 (6,1-11)	1,7 (1,3-2,4)	>5
Opgeloste zouten							
aluminium	µg/l Al	5,0 (0,5-13,0)	1075 (294-2530)	10,5 (9,6-16)	310 (90-576)	42 (38-49)	-
ammonium *	mg/l NH ₄	5,5 (2,7-15)	0,4 (0,2-0,7)	9,8 (7,2-13)	1,5 (0,9-2,5)	2,3 (2,0-2,6)	1,5
arseen	µg/l As	10,4 (6,1-18)	7,0 (4,7-10,7)	12 (11-14)	6,5 (4,2-10,0)	9,3 (8,4-10,4)	20
barium	µg/L Ba	367 (224-497)	163 (141-185)	407 (387-426)	260 (210-321)	161 (150-173)	200
boor	µg/l B	437 (264-714)	251 (206-301)	448 (419-478)	198 (147-261)	269 (234-295)	1000
bromaat	µg/l BrO ₃	-	2,9 (2,3-3,6)	0,7 (0,7-1,0)	4,3 (4,1-5,9)	0,6 (0,6-1,3)	-
bromide	mg/l Br	37 (15-61)	0,9 (0,8-0,9)	0,4 (0,3-0,4)	0,5 (0,2-0,9)	0,4 (0,3-0,4)	-
cadmium	µg/L Cd	0,0 (0,0-0,1)	0,4 (0,3-0,4)	0,5	0,3 (0,3-0,6)	0,5	1,5
calcium	mg/l Ca	658 (353-1207)	341 (267-386)	397 (367-428)	311 (260-365)	292 (270-316)	-
chloride	mg/l Cl	6423 (1975-11111)	521 (416-690)	361 (317-400)	290 (202-408)	151 (125-181)	150
chrom (totaal)	µg/L Cr	0,6 (0,0-1,5)	5,0 (5,0-5,8)	2,7	6,9 (4,7-18)	3,3 (3,3-3,6)	20
cyanide (totaal)	µg/l CN	-	8,3	9,0	7,8 (7,8-7,9)	5,0	50

fluoride	mg/l F	0,4 (0,3-0,6)	0,7 (0,5-0,8)	1,0	0,8 (0,6-1,1)	0,7 (0,6-0,9)	1
fosfaat - ortho	mg/l P	0,9 (0,2-2,3)	0,2 (0,1-0,4)	4,6 (3,6-5,4)	0,3 (0,2-0,6)	1,0 (0,8-1,1)	0,294
fosfaat - totaal	mg/l P	0,5 (0,2-0,8)	0,3 (0,2-0,6)	-	0,5 (0,3-0,9)	0,1	0,294
ijzer **	mg/l Fe	25 (19-28)	1,4 (0,3-5,7)	18 (14-23)	6,3 (3,4-15)	18 (15-21)	0,3
kalium	mg/l K	113 (22-314)	25 (21-31)	22 (20-24)	24 (18-33)	14 (13-16)	-
koper	µg/l Cu	19 (0,1-128)	18	2,6	24 (15-90)	9,1 (7,9-10,5)	50
kwik	µg/L Hg	0,0	0,2	0,1	0,1 (0,1-0,2)	0,1	0,3
magnesium	mg/l Mg	405 (104-855)	55 (44-66)	56 (50-61)	44 (38-63)	33 (30-36)	-
mangaan	µg/l Mn	1499 (664-3192)	324 (101-842)	2562 (2095-3083)	537 (317-896)	917 (765-1097)	500
molybdeen	µg/l Mo	1,5 (0,8-2,1)	-	-	7,0 (5,6-9,3)	-	-
natrium	mg/l Na	2973 (803-5679)	289 (233-387)	217 (191-240)	174 (125-234)	103 (88-122)	120
nikkel	µg/l Ni	6,0 (2,5-13)	9,3 (9,0-10,2)	5,3 (5,3-5,5)	12 (10-18)	10,4 (8,6-14)	-
nitraat *	mg/l NO ₃	2,9 (1,8-9,2)	25 (10-47)	4,9 (4,8-5,1)	39 (22-61)	15 (11-20)	50
nitriet	mg/l NO ₂	0,1 (0,0-0,4)	0,2 (0,1-0,4)	0,0 (0,0-0,1)	0,3 (0,1-0,7)	0,1	-
seleen	µg/l Se	1,0 (0,0-5,7)	5,0	2,5	4,5 (4,5-4,6)	2,7	10
silicaat	mg/l Si	19 (15-27)	18 (12-27)	30 (23-38)	18 (11-26)	40 (38-42)	-
sulfaat	mg/l SO ₄	711 (105-1309)	283 (235-340)	201 (170-227)	219 (166-278)	116 (96-138)	100
waterstofcarbonaat	mg/l HCO ₃	606 (497-1037)	836 (755-919)	1167 (1077-1269)	821 (694-937)	916 (858-977)	-
zink	µg/l Zn	22 (8-44)	37 (36-44)	12 (11-25)	48 (30-78)	25 (21-35)	200
Koolstof, stikstof, zwavel							
AOC (assimileerbare organische koolstof)	µg ac-C/l	-	-	-	928 (332-1637)	-	-
AOC-Nox (Spirillum)	µg/l ac-C	-	-	-	20 (8,4-55)	-	-
AOC-P17 (Pseudomonas fluorescens)	µg/l ac-C	-	-	-	898 (312-1587)	-	-
opgelost organisch koolstof (DOC)	mg/l C	7,1 (5,4-10,0)	16 (13-20)	14 (12-16)	23 (18-31)	18 (14-23)	-
PAK, 6 van Borneff	µg/l	-	0,1	0,1	0,1	0,1	1
PAK, som 10	µg/l	-	0,1	0,1	0,1 (0,1-0,2)	0,1	1
PAK, som 16 van EPA	µg/l	-	-	0,1	0,2 (0,2-0,3)	0,2	1
totaal anorganisch koolstof	mmol/l	-	-	-	20 (18-22)	-	-

totaal organisch koolstof (TOC)	mg/l C	7,3 (5,6-10,2)	8,9 (7,7-10,5)	17 (15-19)	32 (27-40)	75 (69-84)	-
organisch gebonden stikstof	mg/l N	-	8,1 (1,7-81)	-	4,1 (2,1-20)	-	-
stikstof, Kjeldahl	mg/l N	-	8,7 (2,4-81)	13 (13-14)	5,7 (4,1-12)	-	-
AOS (ads. geb. zwavel)	µg/l S	-	-	-	361 (220-538)	-	-
Organische microverontreinigingen							
Acesulfaam-K	µg/l	-	3,2 (1,9-5,5)	-	4,1 (2,9-5,8)	1,5 (0,8-2,4)	-
BAM (2,6-dichlorobenzamide)	µg/l	-	0,1	0,1	0,1	0,1 (0,1-0,2)	-
Bentazon	µg/l	0,1 (0,1-0,2)	0,1	0,4 (0,3-0,4)	0,1 (0,1-0,2)	0,1	-
Cyclamaat	µg/l	-	0,4 (0,2-0,7)	-	0,4 (0,2-0,8)	0,4 (0,4-0,5)	-
EDTA	µg/l	-	18 (15-29)	22 (16-299)	50 (27-88)	10,0 (8,9-12)	-
Gabapentine	µg/l	-	1,2 (0,7-1,5)	-	0,8 (0,5-1,4)	0,2	-
Perfluoroctaanzuur (PFOA)	µg/l	-	-	24 (0,1-39)	0,01 (0,1-0,2)	0,1	-
Bacteriologische kwaliteitseisen							
Bacteriën coligroep (totaal)	kve/100 mL	-	44 (0-2063)	3,6 (3,6-3,7)	4356 (238-34586)	2,6 (2,5-3,0)	2000
<i>Escherichia coli</i>	kve /100 mL	-	21 (9,9-1147)	4,5	1862 (65-14462)	3,0	2000
Enterococcen	kve /100 mL	-	4,6 (0,0-101)	4,0	1135 (23-3165)	3,0	1000

- = geen data / norm beschikbaar voor deze parameter

* in aanwezigheid van zuurstof zal (een deel van) aanwezig ammonium biologisch worden omgezet tot nitraat (nitrificatie), waarbij iedere mg/L ammonium circa 3.44 mg/L nitraat gevormd. Afhankelijk van de specifieke concentraties kan dit ervoor zorgen dat nitraat ook een lozings-kritische parameter wordt.

** deze rij bevat ijzer-totaal metingen die voor alle anaerobe watertypen veelal gelijk zal zijn aan opgelost ijzer, de vorm van ijzer waarvoor de Europese norm geldig is. aangezien dat oppervlaktewater zuurstofhoudend water is, zal de concentratie opgelost ijzer waarschijnlijk onder de 0.3 mg/L norm zijn. Verklaring voor de hoge ijzer-totaal concentraties kan zijn dat het monsterpunt ruw oppervlaktewater zich benedenstrooms van de dosering van ijzer-coagulant bevindt.

Uit een onderlinge vergelijking tussen de Europese normstelling voor de kwaliteit van oppervlaktewater dat gebruikt mag worden voor de productie van voor menselijke consumptie bestemd drinkwater en de theoretisch berekende gemiddelde Nederlandse concentraatsamenstelling, zijn een aantal kritische parameters geïdentificeerd. De REWAB database is opgebouwd uit het jaargemiddelde, jaar-minima en jaar-maxima waarden per component. Voor iedere specifieke stof is de gemiddelde concentratie berekend van de jaargemiddelden over periode 2015 - 2019 van alle Nederlandse productielocaties (Tabel 1). Er is bewust gekozen om gemiddelden van deze jaar-extremen te laten zien, om zodoende eventuele uitbijters geen kans te geven het beeld direct sterk te beïnvloeden. Gevolg van deze keuze is echter wel dat er dus specifieke locaties zullen zijn waar concentraties van bepaalde stoffen hoger kunnen zijn dan de gegeven maximumrange in deze tabel. Voor het gros van de locaties zal echter gelden dat de waarden binnen de aangegeven range zullen vallen.

In onderstaande Tabel 2 zijn de geïdentificeerde lozings-kritische stoffen per watertype samengevat:

Tabel 2: Overzicht van parameters die typisch in lozings-kritische concentraties voor (kunnen) komen per watertype.

Watertype	Componenten met gemiddelde concentratie boven/onder de Europese kwaliteitsnorm	Stoffen met min/max concentratie boven/onder de Europese kwaliteitsnorm
Brak grondwater	Elektrisch geleidend vermogen, zuurstof, ammonium, barium, chloride, fosfaat, ijzer, mangaan, natrium, sulfaat	Gesuspendeerde stoffen, koper, nitraat*
Duinfiltraat	Elektrisch geleidend vermogen, chloride, fosfaat, ijzer, natrium, sulfaat	Gesuspendeerde stoffen, zuurstof, mangaan, nitraat*, bacteriën coligroep
Oeverfiltraat	Elektrisch geleidend vermogen, zuurstof, ammonium, barium, chloride, fosfaat, ijzer, mangaan, natrium, sulfaat	Fluoride, nitraat*
Oppervlaktewater	Elektrisch geleidend vermogen, gesuspendeerde stoffen, barium, chloride, fosfaat, ijzer, mangaan, natrium, sulfaat, bacteriën coligroep, enterococcon	Ammonium, fluoride, koper, nitraat, <i>E. coli</i>
Zoet grondwater	Elektrisch geleidend vermogen, zuurstof, ammonium, chloride, fosfaat, ijzer, mangaan, sulfaat	Natrium

*na nitrificatie

Samengevat zijn de parameters elektrisch geleidend vermogen, chloride, fosfaat, ijzer en sulfaat voor alle RO-concentraatstromen kritisch voor lozing, ongeacht voedingswatertype. Daarnaast kunnen de parameters ammonium, bacteriën coligroep, barium, enterococci, *E. coli*, fluoride, gesuspendeerde stoffen, koper, mangaan, natrium, nitraat en zuurstof kritisch zijn. In dit rapport ligt de focus op parameters die 1) in alle concentraatstromen kritisch zijn en waar binnen het BTO nog geen onderzoek naar wordt gedaan (fosfaat en sulfaat). Elektrisch geleidend vermogen, chloride en ijzer wordt onderzocht binnen het oxische-zandfiltratieproject (lopend bedrijfsonderzoek, rapport nog niet beschikbaar) en het project naar verwijdering van monovalente ionen uit complexe reststromen (verkennend onderzoek, rapport nog niet beschikbaar) en 2) parameters die in de huidige lozingsvergunningen van waterbedrijven voorkomen (stikstof, fosfaat, chemisch zuurstofverbruik) (de Waal, 2020).

2.1 Visie concentraatbehandeling(stechnieken)

Zoals in paragraaf 1.2 reeds genoemd stellen (lokale) overheden eisen aan de kwaliteit van diverse waterlichamen zoals oppervlaktewater en grondwater. Diezelfde overheden stellen echter (op basis van voortschrijdende inzichten) ook nieuwe en/of striktere eisen aan milieukwaliteit en eindproducten zoals drinkwater. De stoffen die uit water verwijderd dienen te worden alvorens het water voldoet aan de eisen voor drinkwater, mogen slechts met beperkte concentraties teruggebracht worden in het milieu. Er zijn een tweetal oplossingsrichtingen denkbaar welke bijdragen aan een meer duurzame manier van drinkwaterproductie (de Waal, 2020):

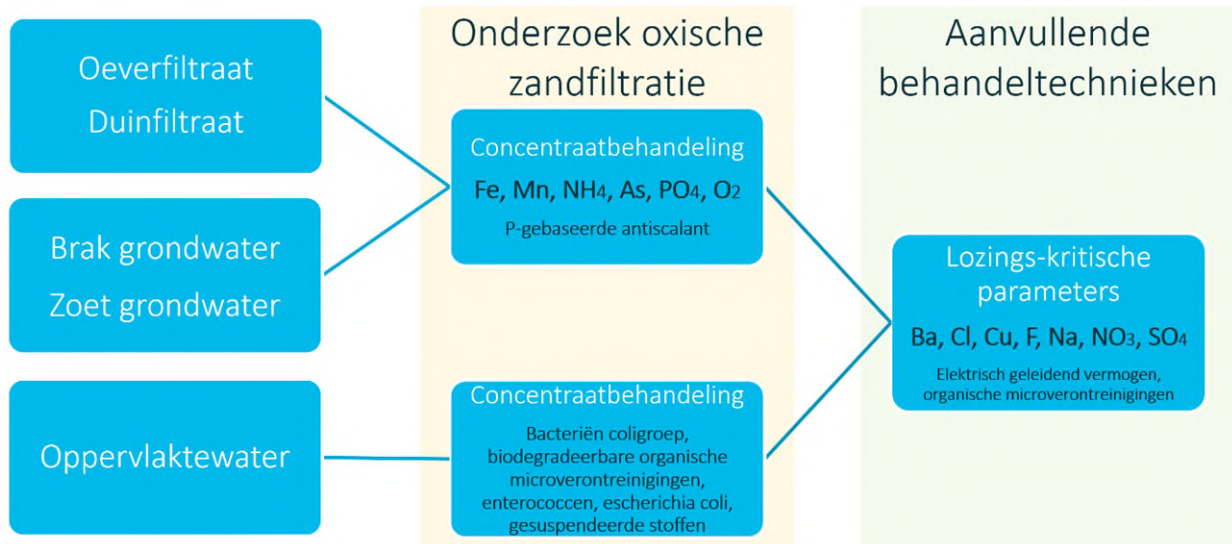
- de uit de waterzuivering resulterende reststromen worden vergaand geconcentreerd zodat de hoeveelheid van het onttrokken water dat uiteindelijk ten goede komt aan de drinkwaterproductie gemaximaliseerd wordt. Het nog aanwezige water in de hoog geconcentreerde resulterende reststroom wordt door middel van een (veelal energie-intensieve) laatste zuiveringsstap ontdaan van het nog aanwezige water, zodat er een vast/droog restproduct ontstaat hetgeen afhankelijk van de samenstelling en zuiverheid hergebruikt, gestort of verbrand kan worden;
- door selectieve verwijdering van (betreft lozingsvergunning kritische) stoffen uit de vloeibare/opgeloste fase in de reststroom naar een vaste/droge fase, kan er ondanks een hoge(re) concentratiefactor toch lozing plaatsvinden van de overblijvende vloeibare reststroom binnen de geldende normen / vergunningen op oppervlaktewater- of andere geschikte waterlichamen.

De gemeenschappelijke factor in deze twee oplossingsrichtingen is het genereren van een vaste/droge fase waardoor de aanwezige (kritische) stoffen uit de voedingsstroom niet in een vloeibare/opgeloste fase verwerkt hoeven worden. In veel gevallen bepaalt de selectiviteit op stofniveau of het uiteindelijk gevormde vaste/droge restproduct een hoogwaardige toepassing kan hebben binnen of buiten de drinkwatersector.

Binnen het Water in de Circulaire Economie (WiCE) programma is in 2020 een stip op de horizon gezet voor de Nederlandse watersector om in 2050 volledig circulair en klimaat- en milieupositief te zijn (Roest et al., 2020). Het ligt daarom voor de hand om selectieve verwijderingstechnieken te ontwikkelen die met een beperkte energiebehoefte waardevolle stoffen en/of lozings-kritische stoffen (zie Tabel 2) kunnen terugwinnen.

Uit een overzicht van binnen de Nederlandse watersector bekende reststroombehandelingstechnieken (niet-uitputtend) blijkt dat biosorptie, eutectische-vrieskristallisatie, adsorptie op ijzeroxide, oxische zand- en geactiveerde koolfiltratie en wervelbed kristallisatie technieken zijn die selectief één of meerdere stoffen uit een complexe watermatrix kunnen verwijderen naar een vaste fase (de Waal, 2020). Oxische zandfiltratie wordt binnen het bedrijfsonderzoek van 2020 & 2021 op pilotschaal getest bij Oasen voor verwijdering van ijzer, mangaan, methaan en gesuspendeerde stoffen, de omzetting van ammonium en biodegradeerbare organische microverontreinigingen (OMV's), en co-precipitatie van arseen en fosfaat.

De visie achter succesvolle toepassing van oxische zandfiltratie op RO concentraatstromen van drinkwaterbronnen zoals grondwater en oever- / duinfiltraat, is dat de resterende typische kritisch parameters voor iedere drinkwaterbron dezelfde zijn (zie Figuur 1). Door aanvullende zuiveringsprocessen te identificeren en te ontwikkelen (zowel voorafgaand (anoxisch) als nageschakeld (oxisch) aan de zandfiltratiestap) wordt toegewerkt naar een algemene concentraatmanagementstrategie met als doel de realisatie van een toekomstbestendige drinkwatervoorziening tegen minimale maatschappelijke kosten.



Figuur 1: Gezamenlijke visie van drinkwaterbedrijven en KWR betreft de behandeling van omgekeerde osmose concentraatstromen

2.2 Biologische behandeling van RO concentraat

In 2020 zijn binnen het 'oren en ogen' onderdeel van het verkennend onderzoek de mogelijkheden van biologische behandeling van omgekeerde osmose concentraat verkend (Timmers & de Waal, 2020). Uit deze studie bleek dat er relevante biologische processen zijn die de componenten ammonium, nitraat, sulfaat, sulfide, fosfaat, silica, calcium, magnesium, waterstofbicarbonaat, OMV's en zware metalen kunnen verwijderen uit complexe watermatrices naar een vaste, afscheidbare fase. Met het oog op de in Figuur 1 genoemde kritische parameters kan dus gesteld worden dat biologische processen potentie hebben om RO concentraat te behandelen.

In dit onderzoek zullen de verschillende biologische zuiveringsprocessen beschreven worden. Dit wordt gedaan op basis van verzamelde parameters uit de REWAB database (Tabel 1). Deze vormen de leidraad voor interviews met experts en een literatuurstudie. Het doel van de interviews was om te inventariseren welke technieken veelbelovend kunnen zijn voor behandeling van RO concentraat. Literatuur is uiteraard ook essentieel, maar hierin worden negatieve of praktische kanten van ervaringen vaak niet gemeld. Daarnaast is door middel van een pilotproef geïnventariseerd of oxische zandfiltratie gebruikt kan worden voor behandeling van RO concentraat.

3 Literatuurstudie

In deze literatuurstudie zijn diverse biologische zuiveringsprocessen opgenomen die potentie hebben voor verwijdering van stoffen in geconcentreerde reststromen. De nadruk ligt op specifieke stoffen die in te hoge concentraties voorkomen in geconcentreerde reststromen van drinkwaterproductie om deze reststromen zonder verdere behandeling te kunnen lozen op oppervlaktewater (Tabel 2). De ionen chloride, fosfaat, ijzer en sulfaat komen meestal in kritische concentraties voor bij toepassing van omgekeerde osmose membraanfiltratie (RO). Daarnaast komt ammonium vaak in kritische concentraties voor. Verwijdering van deze specifieke stoffen is dus gewenst voor bredere toepassing van RO.

De toegepaste selectiecriteria voor biologische zuiveringsprocessen binnen deze literatuurstudie zijn:

1. Er wordt specifiek gekeken biologische zuiveringstechnieken die de stoffen met kritische concentraties voor directe oppervlaktewaterlozing van de betreffende reststroom kunnen verwijderen (zie Tabel 2) gebaseerd op de Europese normen betreft de kwaliteit van oppervlaktewater dat geschikt is voor de productie van voor menselijke consumptie bedoeld water (Staatscourant, 2009);
2. De beschreven biologische zuiveringsprocessen verwijderen stoffen die niet reeds onderdeel zijn van andere lopende onderzoeken binnen het BTO;
3. Iedere biologische zuiveringstechniek heeft potentie om ten minste één kritische parameter voor lozing uit één van de gegeven typische geconcentreerde reststroom samenstellingen van oppervlaktewater, zoet grondwater, oeverfiltraat, duinfiltraat en brak grondwater te verwijderen. Een samenvatting van de (micro)biologische processen voor de verwijdering daarvan staat in Figuur 2.

Hieruit volgt dat de focus voor deze studie de als kritisch geïdentificeerde parameters fosfaat, sulfaat, nitraat, ammonium en organische microverontreinigingen. Merk op dat binnen het huidige bedrijfsonderzoek van het BTO een onderzoek naar verwijdering van ijzer uit anaeroob grondwater RO concentraat. IJzer kan worden verwijderd met beluchting en snelle zandfiltratie. De kritische parameter ijzer wordt om deze reden verder buiten beschouwing gelaten in deze literatuurstudie.

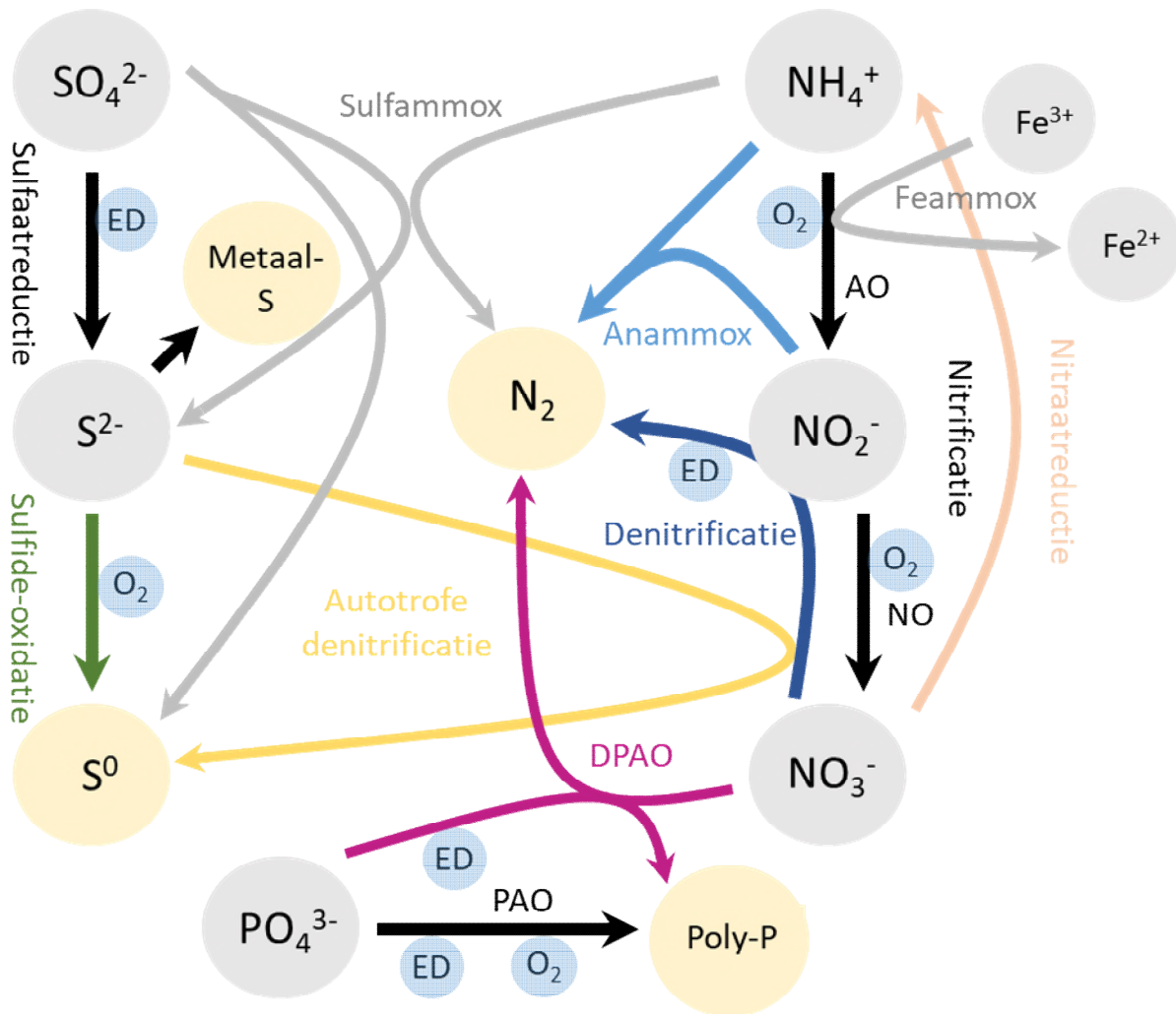
Van de biologische zuiveringsprocessen die voldoen aan deze selectiecriteria zijn de volgende eigenschappen zo volledig mogelijk in kaart gebracht:

- In hoeverre de fysisch-chemische parameters van de reststromen (o.a. pH, temperatuur, zoutconcentratie, zuurstofgehalte, nutriëntenconcentraties, redox potentiaal) geschikt zijn voor het betreffende biologische zuiveringsproces
- In hoeverre door het biologische zuiveringsproces gewenste of ongewenste bijproducten geproduceerd worden
- In hoeverre gewenste of ongewenste nevenprocessen op gang komen vanwege de biologische behandeling
- In hoeverre het praktisch haalbaar / realiseerbaar is voor een typische omvang/schaalgrootte van een drinkwaterproductielocatie¹
- In hoeverre het mogelijk is om de beoogde concentratieverlaging te halen voor lozing ten opzichte van de door de Europese unie gestelde waterkwaliteitseisen aan oppervlaktewater dat geschikt is voor productie van voor menselijke consumptie bestemd drinkwater
- In hoeverre logistieke en/of operationele condities (beluchten/niet beluchten, hoeveelheid benodigde extra zuiveringsstappen, benodigd oppervlak, etc.) toepassing van het betreffende biologische zuiveringsproces hinderen.

Voor deze inventarisatie is gebruik gemaakt van de meest recente literatuur en zijn experts op deze vlakken geïnterviewd. In volgende paragrafen wordt voor elke (micro)biologische zuiveringsproces hierop ingegaan, aan de hand van wat gevonden is in de literatuur en wat is aangeleverd door de experts. Daarnaast worden biologische zuiveringsprocessen in perspectief geplaatst tegenover fysisch-chemische behandelingen. Niet voor alle technieken is evenveel informatie bekend. Daarnaast is voor sommige technieken eerder duidelijk of het veelbelovend kan zijn of niet. Hierdoor wordt er op sommige technieken/processen dieper ingegaan dan anderen.

In hoofdstuk 3.1 worden eerst behandelingsmethoden beschreven voor verwijdering van specifieke stoffen zoals fosfaat, nitraat en sulfaat (Figuur 2) waarbij ook de verschillen tussen biologische processen en de meest gebruikte fysisch/chemische behandeling worden toegelicht. In hoofdstuk 3.2 worden biologische processen beschreven die gebruikt kunnen worden om meerdere stoffen tegelijk te verwijderen.

¹ In 2019 telde Nederland 221 winningen waaruit 1187 miljoen m³ drinkwater werd geleverd (Vewin, 2020). Uitgaande van een totaal (spoel)waterverlies van 5% bij conventionele zuivering, heeft de gemiddelde win-locatie een capaciteit van 5.65 miljoen m³/jaar. Uitgaande van 8000 productie uren per jaar is de gemiddelde capaciteit van een zuivering 707 m³/uur. Indien omgekeerde osmose (RO) met 80% recovery wordt toegepast op een dergelijke gemiddelde Nederlandse win-locatie, resulteert dat in 1.13 miljoen m³/jaar concentraat. Uitgaande van 8000 uur per jaar in bedrijf zijn van de RO, resulteert dit in een concentraat-productie capaciteit van 141 m³/uur. Reinwaterkelders kunnen een inhoud van 9500 m³ hebben (Waterforum, 2021), dus met zo'n bak als 'biologische reactor' zou je een verblijftijd van 2,80 dagen kunnen realiseren (67 uur).



Figuur 2: Schematische weergave van mogelijke biologische processen die gebruikt kunnen worden om specifieke stoffen (in grijs) uit RO concentraat om te zetten naar een afscheidbare fase (in geel). Processen die externe componenten zoals zuurstof (O_2) of een elektron donor (ED) nodig hebben zijn ook aangegeven. AO = ammoniumoxidatie, NO=nitrietoxidatie, DPAO = denitrificerende fosfaat-accumulerende organismen, PAO = fosfaat-accumulerende organismen.

3.1 Biologische verwijdering van specifieke stoffen

3.1.1 Fosfaat

Biologische verwijdering van fosfaat kan gedaan worden met fosfaat-accumulerende organismen (PAOs) (Figuur 2). Daarnaast zijn er behandelingstechnieken die naast fosfaat meerdere stoffen verwijderen, zoals snelle zandfiltratie of moerassen en wetlands. Fosfaat kan ook met fysische/chemische technieken verwijderd worden uit (afval)water, zoals met precipitatie of adsorptie.

Biologische verwijdering

PAOs worden gebruikt tijdens enhanced biological phosphorus removal (EPBR); een proces dat veel toegepast wordt voor fosfaatverwijdering in afvalwater. Dit proces behandelt normaal fosfaatconcentraties in afvalwater van gemiddeld 7 mg/L (Geertjes et al., 2016), waarbij effluentconcentraties rond de 0,1-0,5 mg/L fosfaat bevatten (Barbosa et al., 2020; Bunce et al., 2018; Kumar et al., 2019). Deze PAOs hebben alternerende cycli van aerobe/anaerobe groei nodig voor fosfaataccumulatie, wat betekent dat de zuivering uit een anoxische tank, gevolgd door een oxische tank moet bestaan. Daarnaast moet er belucht worden in de oxische tank en heeft dit proces een elektrondonor nodig (in de vorm van COD), wat extern toegevoegd moet worden indien niet voldoende aanwezig is in het RO concentraat. De fosfaatconcentraties in RO concentraat zijn lager dan in afvalwater en liggen gemiddeld rond 1,4 mg/L (minimaal 0,1 en maximaal 5,4 mg/L P). Door deze lagere fosfaatconcentratie in RO-concentraat zal specifieke biologische verwijdering met PAOs niet rendabel zijn. Daarnaast is EPBR een uitgebreid specifiek proces dat redelijk veeleisend is en is een elektrondonor nodig in het proces.

Naast PAOs die alternerende cycli van aerobe/anaerobe groei nodig hebben voor fosfaataccumulatie, zijn er ook denitrificerende PAOs (DPAOs) beschreven die in plaats van zuurstof nitraat kunnen gebruiken. Hierdoor wordt tegelijkertijd fosfaat en nitraat verwijderd in één anaeroob proces. Wel hebben deze PAOs nog steeds een externe koolstofbron als elektrondonor nodig (Mukherjee et al., 2019). Deze DPAOs zijn echter nog weinig onderzocht voor (grootschalige) toepassing en het is onbekend of DPAOs kunnen worden gebruikt voor behandeling van RO concentraat met lagere fosfaatconcentraties dan in afvalwater. Wel komen DPAOs voor in aerob granulair slib dat gebruikt wordt in de afvalwaterzuivering (Yarlagadda & M., 2019), wat aantoont dat ze wel degelijk inzetbaar zijn voor biologische behandeling bij hogere fosfaatconcentraties. Verhoogde zoutconcentraties hadden een negatief effect op fosfaataccumulatiesnelheden van PAOs en vooral op DPAOs, maar activiteit vond nog plaats bij een saliniteit van zelfs 16 g/L (Zhang et al., 2021). Dit maakt dat het proces bij zoutconcentraties van RO concentraat waarschijnlijk nog toepasbaar is.

In recent onderzoek is aangetoond dat biologische fosfaatverwijdering ook mogelijk is met waterstofoxiderende bacteriën, waar concentraties van 1,0 mg/L orthofosfaat verwijderd worden tot een effluentconcentratie van 0,008 mg/L orthofosfaat (Barbosa et al., 2020). Waterstofoxiderende bacteriën kunnen daarnaast tot zeer hoge zoutconcentraties van 60 gr/L NaCl groeien (Barbosa et al., 2020), wat de techniek op RO concentraat zeker mogelijk maakt.

Biologische fosfaatverwijdering met algen kan ook zeer lage eindconcentraties opleveren (<0,15 mg/L; genoemd in hoofdstuk 3.2). Daarnaast kunnen aquatische moeraslanden (wetlands) fosfaatconcentraties verlagen van 0,107 mg/L in het influent naar 0,023 mg/L in het effluent (Barbosa et al., 2020; Kumar et al., 2019). Deze techniek is daardoor ook mogelijk bruikbaar voor RO concentraat met lagere fosfaatconcentraties zoals verkregen uit oppervlaktewater, duinfiltraat en zoet grondwater. Het behandelen van zoutwater (8.7 gr/L NaCl) met moeraslanden lijkt ook geen probleem (Wang et al., 2021). Om te bepalen of wetlands toepasbaar zijn voor het behandelen van RO concentraat, moet net als voor algen (zie paragraaf 3.2.1), berekend worden hoeveel oppervlak nodig is om het fosfaat te verwijderen, wat een bottleneck voor toepassing kan zijn.

Fysische/chemische verwijdering

Precipitatie van fosfaat wordt voornamelijk gedaan door toevoeging van ijzer(III)zouten, waardoor er een neerslag ontstaat van fosforzouten. Deze worden vervolgens verwijderd door sedimentatie of centrifugatie. Het nadeel hiervan is dat het gevormde mineraal een ijzerslib is dat niet te hergebruiken is, omdat het fosfor niet te scheiden is van het ijzer in het gevormde mineraal. Er wordt op dit moment onderzoek gedaan naar precipitatie met ijzer(II)zouten, waardoor het ijzer(II)fosfaat mineraal vivianiet gevormd wordt. Dit is een kristalvormig mineraal, en geen ijzerslib, dat mogelijk herbruikbaar is. Recent is in het project genaamd ViviMag een innovatieve magnetische techniek onderzocht, waarbij getracht is om vivianiet uit het anaeroob afvalwaterslib te scheiden (*Pers comm Leon Korving, Wetsus/Brabantse Delta, & <https://www.vivimag.nl/>*). Hierbij kon 80% van het fosfor via vivianiet uit het afvalwater worden teruggewonnen (Prot et al., 2019). Ook op pilotschaal waren resultaten soortgelijk; 80% vivianiet kon teruggewonnen worden, waardoor 60% van het fosfaat uit afvalwater teruggewonnen kon worden (Wijdeveld et al., 2022). Voor anaeroob RO concentraatbehandeling is deze techniek ook mogelijk toepasbaar in de toekomst, waarbij fosfaat verwijderd en teruggewonnen kan worden via vivianiet na dosering van ijzer(II). Precipitatie van fosfaat is tot slot ook mogelijk met magnesium- of ammoniumzouten, waarbij struviet wordt gevormd, dat kan een hogere commerciële waarde heeft.

Wanneer precipitatie wordt toegepast, is de verwijdering van fosfaat proportioneel aan de massa van het toegevoegde zout. De molverhouding van het metaal:fosfaat neemt sterk toe wanneer eindconcentraties van enkele $\mu\text{g/L}$ fosfaat bereikt moeten worden in het effluent. Voor dergelijke grondige verwijdering van fosfaat is tot 20 mol metaal nodig om 1 mol fosfaat te verwijderen (*Pers comm Leon Korving, Wetsus/Brabantse Delta*). Toepassing van precipitatie op RO concentraat van oevergrondwater (4,6 mg orthofosfaat/L, zie Tabel 1) zou, als eerste stap naar verwijdering van fosfaat tot het niveau van $\mu\text{g/L}$, nog enigszins haalbaar zijn aangezien een eindconcentratie van het effluent van 1 mg P/L na conventionele bezinking het optimaal haalbare is (Bunce et al., 2018). De overige drinkwaterbronnen bevatten veelal <1 mg ortho-fosfaat per liter (zie Tabel 1), waarmee toepassing van precipitatie dus niet voordehand ligt vanwege de productie van een aanzienlijke hoeveelheid mineraal afvalproduct. Adsorptie aan ijzer(hydr)oxide oppervlakken is zowel affiniteit-gedreven, concentratie-gradient in bulk oplossing en op het deeltje gedreven en bovendien vindt er competitie plaats voor adsorptieplekken op basis van concentratie van diverse negatief geladen stoffen in oplossing (denk aan natuurlijk organisch materiaal, silica). Precipitatie in combinatie met andere technieken zoals filtratie in plaats van bezinking is wel in staat om een eindconcentratie van effluent fosfaat te verkrijgen van 0,011 mg/L (Newcombe et al., 2008). Deze verwijdering is vergelijkbaar met de hierboven genoemde biologische verwijdering door H_2 -oxiderende bacteriën, die effluentconcentraties van 0,008 mg/L orthofosfaat bereiken (Barbosa et al., 2020).

Voor het verwijderen van lagere concentraties fosfaat zijn andere processen zoals adsorptie, veelbelovender. Fosfaat kan chemisch geadsorbeerd worden (Hofman-Caris et al., 2015), mogelijk ook bij hoge zoutconcentraties. Waterbedrijf Waternet past ijzerzand en ijzergranulaat (beide reststoffen afkomstig van de drinkwaterproductie) toe om fosfaat te verwijderen uit oppervlaktewater (Voort, 2020). Deze filterbakken verstopten echter snel en zijn slecht te regenereren. Toepassing van ijzerzand voor adsorptie van fosfaat uit oppervlaktewater is echter wel bewezen effectief (90% verlaging van opgelost fosfaat en 80% verlaging van totaal-fosfaat) (Heemskerk et al., 2020). Adsorptie van fosfaat kan resulteren in zeer lage ($<0,01$ mg/L) concentraties fosfaat in het effluent. Daarnaast produceert adsorptie minder afval, doordat het adsorbens in sommige gevallen geregenereerd kan worden en dus het fosfor teruggewonnen kan worden (Kumar et al., 2019). Een nadeel van deze techniek is dat het vooral opgelost orthofosfaat verwijderd (Kumar et al., 2019). Daarnaast kan de methode uitgebreid worden voor verwijdering van zowel particulier als opgelost fosfaat.

De hierboven beschreven bevindingen zijn samengevat in Tabel 3.

Tabel 3: samenvatting van voor- en nadelen van fosfaat-verwijderende processen en op welk type concentraat het toegepast kan worden. In zwart de biologische processen, in grijs de fysisch-chemische processen.

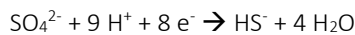
Proces	Type concentraat	+	-
DPAO's	Oppervlaktewater	Tegelijk fosfaat en nitraat verwijderen	Niet bekend of het werkt bij lage P-concentraties van RO concentraat en hogere zoutconcentraties in influent, elektrondonor nodig
H ₂ -oxiderende bacteriën	Alle	Kan P verlagen tot 8 µg/L in effluent, geen elektrondonor nodig	Waterstof en zuurstof nodig, veel biomassa productie en weinig onderzocht
Algen	Alle	Kan P verlagen tot <0,5 mg/L in effluent	Groot oppervlak en licht nodig
Moerassen/Wetlands	Oppervlaktewater, duinfiltraat en zoet grondwater.	Werkt bij zeer lage P concentraties in influent en kan P en andere stoffen tot zeer lage concentraties in effluent verwijderen	Groot oppervlak nodig
Precipitatie+bezinking	Oevergrondwater	Goedkoop en bekend proces	Verwijdert geen lage P concentraties in influent, veel metaal nodig, produceert afval
Precipitatie+filtratie	Oppervlaktewater, duinfiltraat, zoet grondwater, brak grondwater	Verwijdert lage P concentraties in influent	Veel metaal nodig, produceert afval
Vivianiet	Anaeroob oeverfiltraat, zoet grondwater en brak grondwater	Kan P verlagen tot zeer lage concentraties in effluent Terugwinning van fosfaat en ijzer mogelijk	Niet bekend of het werkt bij P-concentraties van RO concentraat in influent, veel metaal nodig, produceert mogelijk afval
Adsorptie	Alle	Kan P verlagen tot zeer lage concentraties in effluent. Terugwinning van fosfaat mogelijk	Veel metaal nodig, produceert afval, niet bekend of het werkt bij lage P-concentraties van RO concentraat in influent

3.1.2 Sulfaat

Biologische verwijdering

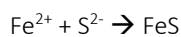
Biologische processen om sulfaat te verwijderen hebben als groot voordeel boven fysische/chemische processen dat het sulfaat omgezet kan worden naar sulfide en zwavel, welke afscheidbare fases vormen die mogelijk voor andere doeleinden gebruikt kunnen worden. Biologische sulfaatreductie gevolgd door biologische sulfideoxidatie zijn processen die ingezet kunnen worden om sulfaat in twee stappen om te zetten naar de afscheidbare, vaste stof zwavel.

In de eerste stap van het proces vindt sulfaatreductie plaats. Dit is de omzetting van sulfaat (SO_4^{2-}) naar sulfide (S^{2-} , HS^- of H_2S , afhankelijk van de pH):



In deze reactie moeten de elektronen (e^-) van een elektrondonor komen, dat een organische bron kan zijn, zoals een koolstofbron (i.e. methanol, ethanol, acetaat), of een anorganisch bron zoals waterstof. Er moet dus een extra elektrondonor toegevoegd worden aan het systeem.

Het ontstane sulfide zal deels een chemische reactie aangaan met (zware) metalen, zoals ijzer, zink en koper waarbij het een mineraal vormt en dus neerslaat in een vaste, afscheidbare fase, bijvoorbeeld met ijzer:



Dit FeS kan ook verder chemisch reageren tot het vormen van pyriet (FeS_2). Het overige sulfide zal moeten worden geoxideerd met, bijvoorbeeld sulfideoxiderende micro-organismen. Deze gebruiken zuurstof of nitraat om sulfide te oxideren naar de vaste stof zwavel of verder te oxideren naar sulfaat (zie Figuur 3).

Pathway of sulphide oxidation	Equation
Oxic	$2\text{HS}^- + 2\text{H}^+ + \text{O}_2 \rightarrow 2\text{S}^0 + 2\text{H}_2\text{O}$
	$2\text{S}^0 + 2\text{H}_2\text{O} + 3\text{O}_2 \rightarrow 2\text{SO}_4^{2-} + 4\text{H}^+$
	$2\text{HS}^- + 4\text{O}_2 \rightarrow 2\text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$
DNRA	$4\text{HS}^- + \text{NO}_3^- + 6\text{H}^+ \rightarrow 4\text{S}^0 + \text{NH}_4^+ + 3\text{H}_2\text{O}$
	$4\text{S}^0 + 7\text{H}_2\text{O} + 3\text{NO}_3^- \rightarrow 4\text{SO}_4^{2-} + 3\text{NH}_4^+ + 2\text{H}^+$
	$4\text{HS}^- + 4\text{NO}_3^- + 4\text{H}_2\text{O} + 4\text{H}^+ \rightarrow 4\text{SO}_4^{2-} + 4\text{NH}_4^+$
Denitrification	$5\text{HS}^- + 2\text{NO}_3^- + 7\text{H}^+ \rightarrow 5\text{S}^0 + \text{N}_2 + 6\text{H}_2\text{O}$
	$5\text{S}^0 + 2\text{H}_2\text{O} + 6\text{NO}_3^- \rightarrow 5\text{SO}_4^{2-} + 3\text{N}_2 + 4\text{H}^+$
	$5\text{HS}^- + 8\text{NO}_3^- + 3\text{H}^+ \rightarrow 5\text{SO}_4^{2-} + 4\text{N}_2 + 4\text{H}_2\text{O}$

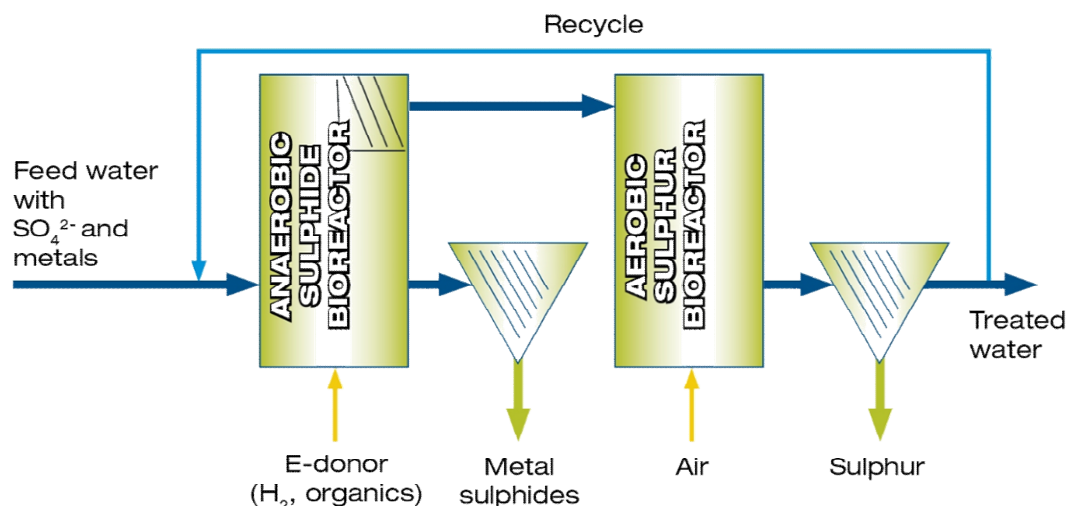
Figuur 3: Metabole routes voor het oxideren van sulfide via oxische sulfide oxidatie (zuurstofrijk), dissimilatoire nitraatreductie naar ammonium (DNRA) en via denitrificatie (Kamp, 2007).

Zoals in Figuur 3 te zien is, kan het sulfide geoxideerd worden met zuurstof (oxisch) of met nitraat als elektronenacceptor. Wanneer nitraat dient als elektronenacceptor, kan nitraat anaeroob wordt omgezet naar ammonium via 'dissimilatory' nitraatreductie (DNRA) of naar N_2 via denitrificatie. Met sulfide als elektron donor, wordt dit autotrofe denitrificatie genoemd. Dit proces kan mogelijk interessant zijn voor de simultane verwijdering van sulfaat en nitraat (zie paragraaf 3.1.3).

Het tweestapsproces van sulfaat naar sulfide naar zwavel, wordt op grote schaal toegepast voor de behandeling van industrieel afvalwater en wordt door het bedrijf Paques BV verkocht onder de naam SULFATEQ™ (Paques B.V., 2020b) (Figuur 2). Dit proces bestaat uit een eerste stap met anaerobe sulfaatreductie met waterstof of organisch materiaal als elektronendonor en een tweede stap waar sulfideoxidatie met zuurstof wordt uitgevoerd en waarbij vooral zwavel, en geen sulfaat geproduceerd wordt. Dit wordt gedaan door de verhouding van zuurstof en sulfide optimaal te houden, zodat de tweede oxidatiestap naar sulfaat niet optreedt (zie Figuur 3). Een mogelijk nadeel van dit proces is dat het uit twee stappen bestaat, wat operationeel meer belastend is. Bovendien is dat het toevoegen van een elektronendonor zoals waterstof of methanol kostbaar en vereist optimalisatie.

Bovenstaande methode kan ook uitgevoerd worden met passieve reactoren; dit zijn systemen waar ook een elektronendonor aan wordt toegevoegd zoals waterstof, ethanol, methanol of acetaat, maar waar verder geen operationele arbeid (vandaar passief) aan wordt verricht, zoals beluchting. Deze processen worden normaal toegepast op industrieel afvalwater waar de concentraties van sulfaat en/of metalen erg hoog zijn.

De vraag is of deze biologische processen ook efficiënt kunnen lopen bij de lagere sulfaatconcentraties die voorkomen in RO concentraat van drinkwaterproductie (100 – 700 mg/L) t.o.v. industrieel afvalwater waar deze technologie vooral in toegepast wordt. De zoetwater RO concentraatstromen bevatten gemiddeld 100-300 mg/L sulfaat en brak grondwater zit gemiddeld op circa 700 mg/L sulfaat. Deze concentraties zijn in principe hoog genoeg voor biologische behandeling met sulfaatreducerende bacteriën. Deze bacteriën kunnen namelijk tot zeer lage concentraties sulfaat reduceren. De aanwezigheid van andere stoffen in het RO concentraat, met name organisch koolstof, nitraat en/of ammonium, kunnen wel zorgen voor groei van andere, ongewenste micro-organismen die de biologische sulfaatreductie en sulfideoxidatie kunnen verstoren, wat tot onvoorspelbare resultaten kan leiden. Dit kan nog versterkt worden wanneer een koolstofbron als elektronendonor toegevoegd wordt, wat kan leiden tot competitie met andere heterotofe processen (zoals denitrificatie of fermentatie). Processturing is daarom een vereiste en verdient optimalisatie. Zoutconcentraties van RO concentraatstromen zijn geen probleem; sulfaat reducerende bacteriën komen voor in zoetwater, zoutwater en in zoutmeren met concentraties van >90 g/l Na⁺ (Timmers et al., 2018).



Figuur 2: Schematische weergave van de SULFATEQ technologie, waarbij sulfaat en metaalrijk water een biologische anaerobe behandeling ondergaat met waterstof, om sulfide te vormen. Het sulfide zal deels reageren met de metalen en zal precipiteren als metaalsulfide. Het overige sulfide wordt in een aerobe reactor met zuurstof biologisch omgezet in zwavel, dat ook weer sedimenteert.

Fysische/chemische verwijdering

Middels chemische precipitatie is het mogelijk om sulfaat te verwijderen / neer te slaan in een complexe oplossing. Wanneer kalk gebruikt wordt voor de neerslagreactie kan de sulfaatconcentratie verlaagd worden tot circa 1500-2000 mg/L SO₄. Aangezien de gemiddelde sulfaatconcentraties in RO concentraat tussen de 116 en 711 mg/L SO₄ (zie Tabel 1) variëren afhankelijk van het type voedingswater, lijkt toepassing van chemische sulfaatprecipitatie niet voordehandliggend. Effectieve verwijdering van sulfaat bij lagere concentraties kan ook via ionenwisselaars, omgekeerde osmose, nanofiltratie en elektrolyse (Darbi et al., 2003). Deze processen zijn echter voor het verwijderen van lozingskritische concentraties sulfaat uit RO concentraat niet effectief, aangezien er wederom een vloeibare reststroom ontstaat met (nog) hogere concentratie sulfaat die geloosd of behandeld moet worden. Het is onduidelijk in hoeverre deze geconcentreerde stromen wel geschikt zouden zijn voor chemische sulfaatprecipitatie.

De hierboven beschreven bevindingen zijn samengevat in Tabel 4.

Tabel 4: samenvatting van voor- en nadelen van sulfaat-verwijderende processen en op welk type concentraat het toegepast kan worden. In zwart de biologische processen, in grijs de fysisch-chemische processen.

Resumerend	Type concentraat	+	-
Biologische sulfaatreductie en sulfideoxidatie	Alle	Omzetting naar afscheidbaar zwavel en wegvangen zware metalen, mogelijk bij hoge zoutconcentraties in influent, kan tot lage concentraties sulfaat resulteren in effluent	Tweestapsproces, elektronendonor nodig, zuurstof nodig, niet bekend of het werkt bij lage influent concentraties van RO concentraat.
Precipitatie	Geen	Goedkoop en bekend proces	Produceert afval, kan geen lage concentraties sulfaat verwijderen uit influent
Ion-wisseling, RO, NF, electrolyse	Niet bekend	Kan lage concentraties sulfaat verwijderen in influent	Produceert vloeibare reststroom met sulfaat

3.1.3 Nitraat en ammonium

Biologische verwijdering

Biologische verwijdering van ammonium gebeurt via nitrificatie of anaerobe ammoniumoxidatie (Anammox). Biologische verwijdering van nitraat gebeurt via denitrificatie of nitraatreductie. Bij denitrificatie is stikstofgas (N₂) het eindproduct, bij nitraatreductie is ammonium het eindproduct. Omdat ammonium meestal geen gewenst product is in de (afval)waterzuivering, wordt nitraatreductie hieronder niet behandeld.

Nitrificatie en denitrificatie

Nitrificatie en denitrificatie zijn processen die al decennia worden toegepast in de afvalwaterzuivering van rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZIs) om ammonium en nitraat om te zetten naar stikstofgas. Hierbij wordt in het algemeen eerst via een processtap d.m.v. nitrificatie het ammonium omgezet naar nitraat. Daarna volgt een tweede processtap waar denitrificatie wordt uitgevoerd (het nitraat wordt omgezet naar stikstofgas).

Nitrificatie bestaat uit twee reacties: ammoniumoxidatie, dat uitgevoerd wordt door ammoniumoxiderende bacteriën (AOB) of ammoniumoxiderende archaea (AOA) en nitrietoxidatie, dat uitgevoerd wordt door nitrietoxiderende bacteriën (NOB), volgens onderstaande reacties:

Ammoniumoxidatie (nitritatie): $2\text{NH}_4^+ + 3\text{O}_2 \rightarrow 2\text{NO}_2^- + 4\text{H}^+ + 2\text{H}_2\text{O}$ (AOB, zoals *Nitrosomonas*, *Nitrospira* of AOA, zoals *Nitrososphaera*)

Nitrietoxidatie: $2\text{NO}_2^- + \text{O}_2 \rightarrow 2\text{NO}_3^-$ (NOB, zoals *Nitrobacter*, *Nitrospira*)

Nitrificatie is een aerob en autotroof proces, waarbij de micro-organismen CO_2 gebruiken als koolstofbron voor groei. Tot voor kort werd aangenomen dat ammoniumoxidatie en nitrietoxidatie niet door één en hetzelfde organisme uitgevoerd kan worden. Recent onderzoek heeft echter bewezen dat beide processen wel door één organisme kan worden uitgevoerd. Deze organismen behoren tot de zogenaamde Comammox (COMplete AMMONia OXidation), die onderdeel uitmaken van het genus *Nitrospira* (Daims et al., 2015; van Kessel et al., 2015).

Denitrificatie bestaat uit de reactie:



Denitrificatie is een anaeroob en vaak heterotroof proces. In deze reactie moeten de elektronen (e^-) van een elektronendonor komen, wat in het algemeen bij afvalwaterbehandeling ook de koolstofbron is en bestaat uit organische moleculen, zoals methanol, ethanol, acetaat.

Denitrificatie kan ook een autotroof proces zijn, waarbij de elektronendonor geen organisch molecuul is, maar een anorganische stof, zoals waterstof, gereduceerd zwavel (elementair zwavel, sulfide of thiosulfaat), gereduceerd ijzer, mangaan of arseen (Di Capua et al., 2019). Een toegepast proces genaamd SANI (Sulfate reduction Autotrophic denitrification and Nitrification Integrated) maakt gebruik van dit proces. In de eerste processtap is nog wel een organische elektronendonor nodig voor anaerobe sulfaatreductie naar sulfide. Dit wordt gekoppeld aan anaerobe autotrofe denitrificatie en aerobe nitrificatie. Door deze processen te schakelen wordt in totaal met behulp van de organische elektrondonor (i.e. het chemisch zuurstofverbruik (COD)) het ammonium en gevormde nitraat omgezet naar N_2 met behulp van sulfaat (Lu et al., 2012). Een nadeel voor toepassing voor behandeling van RO concentraat, is dat de zwavelbron (in ons geval sulfaat) eerst gereduceerd moet worden voor het vormen van zwavel of sulfide, wat in dit geval een toevoeging van een externe elektronendonor vereist (zie paragraaf 3.1.2). Vervolgens wordt het sulfide weer tijdens denitrificatie geoxideerd naar zwavel en/of sulfaat en dus niet verwijderd uit het (afval)water. Dit zou deels opgelost kunnen worden door recirculatie van het effluent dat sulfaat bevat, of door het specifiek remmen van de tweede processtap (de sulfideoxidatie) zodat alleen zwavel gevormd wordt (zie paragraaf 3.1.2, Figuur 3). Het SANI proces wordt toegepast op zoutwater met sulfaatconcentraties van >600 mg/L, RO concentraatstromen van brak grondwater bevatten sulfaatconcentraties die hoog genoeg zijn voor dit proces (zie Tabel 1). Dit maakt deze technologie mogelijk interessant wanneer het sulfaat ook verwijderd kan worden, maar daarvoor is dus de aanwezigheid van voldoende elektronendonor (organisch materiaal) vereist.

Nitrificatie/denitrificatie vindt normaal dus plaats in 2 processtappen (aerob/autotroof – anaeroob/heterotroof), maar kan ook plaatsvinden in één processtap. Dit kan door het gebruik van aerob granulair slib en wisselende cycli van aerobe en anaerobe fases. Dit zuiveringsproces is toegepast onder de naam Nereda (<https://www.royalhaskoningdhv.com/en-gb/nereda>). Het wordt veelvuldig gebruikt voor afvalwaterbehandeling

waarbij stikstof en fosfaat tegelijkertijd worden verwijderd, omdat de slibkorrels nitrificeerders, denitrificeerders en (D)PAOs bevatten (Yarlagadda & M., 2019).

Als nitrificatie/denitrificatie gebruikt zal worden voor het behandelen van anoxisch RO concentraat waar vooral ammonium in aanwezig is, dan zal het RO concentraat belucht moeten worden zodat oxische omstandigheden ontstaan voor nitrificatie. Om vervolgens het gevormde nitraat te verwijderen, zullen anoxische condities gecreëerd moeten worden, waar het nitraat wordt omgezet naar N₂. In het geval van anoxisch RO concentraat waarin stikstof voornamelijk als nitraat aanwezig is, zal enkel een stap van denitrificatie volstaan, maar is de aanwezigheid van voldoende elektronendonor (i.e. organisch materiaal) vereist, tenzij autotrofe denitrificatie een optie is.

Een oplossing om externe toevoeging van een elektronendonor en de toevoeging van zuurstof te reduceren voor het nitrificatie/denitrificatie proces, is het SHARON (“Stable High Ammonium Removal over Nitrite”) proces. Hierbij wordt volledige nitrificatie geremd, puur door het aanpassen van procescondities (i.e. temperatuur en verblijftijd) waardoor alleen de ammoniumoxidatie naar nitriet (nitritatie) optreedt. Dit nitriet wordt dan tijdens gedeeltelijke denitrificatie omgezet naar stikstofgas. Dit proces verloopt in een één- of tweestapsreactorsysteem. Het grote voordeel is dat geen volledige nitrificatie en denitrificatie optreedt, waardoor minder zuurstof en elektronendonor nodig is voor omzetting van ammonium naar stikstofgas (van Betuw et al., 2008; Wiegant et al., 2009).

De ammoniumoxidatie naar nitriet door AOB kan ook gevolgd worden door anaerobe ammoniumoxidatie (anammox). In dit proces wordt ammonium ook omgezet naar stikstofgas, maar hiervoor is minder beluchting nodig en geen toevoeging van een elektronendonor. Daarnaast kan dit proces ook in één reactor verlopen. Omdat deze optie aantrekkelijk lijkt voor behandelen van RO concentraat wordt hieronder dieper ingegaan op het anammoxproces. Nitraat wordt niet verwijderd in dit proces, dus voor RO concentraat met vooral hoge nitraatconcentraties is nog steeds een denitrificatiestap nodig.

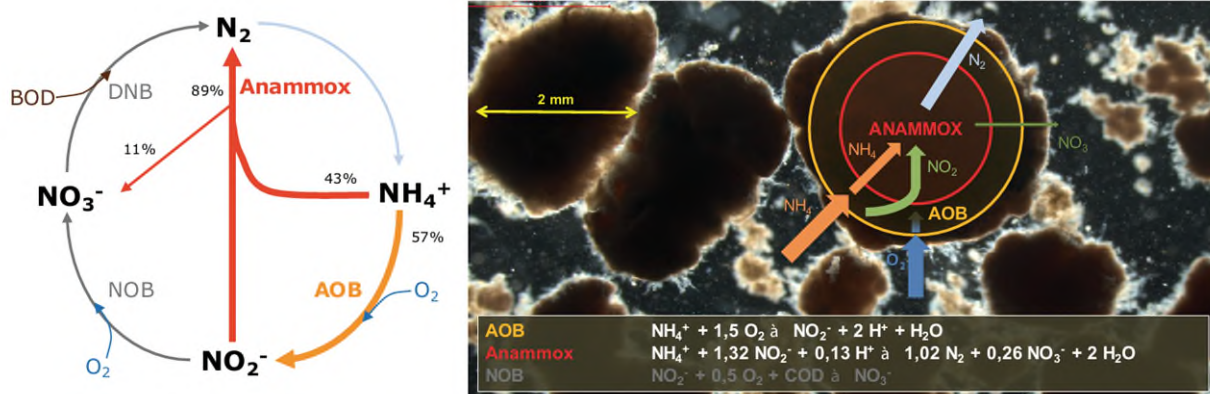
Anammox

Het anammoxproces is een wereldwijd toegepast proces waarbij eerst nitrificatie optreedt door AOBs. Dit nitriet wordt op zijn beurt samen met ammonium omgezet naar stikstof door anaerobe ammoniumoxiderende (anammox) bacteriën. Netto wordt ammonium dus compleet omgezet naar stikstofgas in één zuiveringsstap onder zuurstoflimiterende condities (Figuur 4):

Ammoniumoxidatie (nitritatie): $\text{NH}_4^+ + 1.5 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + 2 \text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$ (AOB, zoals *Nitrosomonas*, *Nitrospira*)

Anammox: $\text{NH}_4^+ + 1.5 \text{NO}_2 + 0.13 \text{H}^+ \rightarrow 1.02 \text{N}_2 + 0.26 \text{NO}_3^- + 2 \text{H}_2\text{O}$ (Anammox bacteriën)

Dit proces is dus anders dan de klassieke nitrificatie/denitrificatie, dat in een oxische en anoxische stap uitgevoerd moet worden en waarbij een elektronendonor nodig is. Dit heeft het gebruik van deze anammoxbacteriën zeer aantrekkelijk gemaakt en het proces is dan ook wereldwijd toegepast onder het ANAMMOX proces (Paques B.V., 2020a). Het grote voordeel t.o.v. nitrificatie/denitrificatie is dat AOB en anammoxbacteriën koolstofdioxide als koolstofbron gebruiken, en dus geen extra organische koolstofbron nodig hebben. Dit is extra van belang voor het behandelen van RO concentraat, waar de TOC waarden meestal niet hoog zijn en waar tijdens de behandeling idealiter geen extra organische koolstofbron aan toegevoegd wordt, in verband met ongewenst groei van andere, concurrerende micro-organismen. Een ander aspect van anammoxbacteriën is dat de autotrofe groei van deze organismen langzaam is en dus weinig biomassa produceert. Dit is aan de ene kant nadelig omdat groei nodig is voor voldoende omzetting van ammonium, maar aan de andere kant ook weer voordelig omdat er geen overtollige biomassa geproduceerd wordt, wat het proces duurzamer maakt omdat er geen slib geproduceerd wordt.



Figuur 4: Schematische stikstofcyclus met de rol van denitrificerende bacteriën (DNB) die organisch materiaal (BOD) nodig hebben, anaerobe ammoniumoxideerders (Anammox), ammoniumoxiderende bacteriën (AOB) en nitrietoxiderende bacteriën (NOB) die zuurstof nodig hebben (links) en een foto van vlokken van AOB en ANAMMOX bacteriën, waarbij de AOB het ammonium gedeeltelijk oxideren naar nitriet m.b.v. zuurstof en de ANAMMOX bacteriën het ammonium anaeroob oxideren naar stikstofgas met behulp van het gevormde nitriet (rechts). Uit: (Hoekstra et al., 2019) en (Hendrickx et al., 2017).

Voor het toegepaste ANAMMOX-proces, en vooral voor de eerste nitritatiestap, is bekend dat dit zeer goed opereert bij hogere ammoniumconcentraties (i.e. 10 mg/L) en hogere temperatuur (30 °C) dan wat aanwezig is in de RO concentraatstromen van dit onderzoek. Het wordt daarom vooral toegepast op industrieel afvalwater en sludge rejection water. De lage temperaturen (12 °C) en lage concentraties ammonium (gemiddeld 0,3 mg NH₄ per liter voor duinfiltraat, 7,6 mg NH₄ per liter voor oeverfiltraat) van het RO concentraat tijdens drinkwaterproductie zijn daarom een uitdaging. Onderzoek heeft echter aangetoond dat het gecombineerde nitritatie- en ANAMMOX-proces wel degelijk kan werken bij deze lage temperatuur (Tim Hendrickx et al., 2013). Daarnaast is aangetoond dat lage nitrietconcentraties (tot 0,04 g/L) de groei en specifieke activiteit van anammoxbacteriën juist kan stimuleren (Cho et al., 2020).

Er is in het verleden onderzoek uitgevoerd naar het toepassen van anammoxbacteriën voor het behandelen van municipaal afvalwater (Hendrickx et al., 2013) en er is op pilotschaal onderzoek uitgevoerd naar het toepassen van ANAMMOX in de hoofdstroom van de RWZI Dokhaven (Hendrickx et al., 2017). Het afvalwater van de RWZI Dokhaven heeft ook een aanzienlijk lagere temperatuur en lagere stikstofconcentraties, waardoor het ANAMMOX-proces verliep bij condities die ook verwacht worden bij RO-concentraat. De resultaten lieten zien dat de ammoniumconcentraties gemiddeld rond 20-30 mg/L waren en dat de temperatuur varieerde tussen 12 en 20 °C. Bij temperaturen lager dan 17 °C werd het ANAMMOX-proces problematisch en waren de snelheden niet hoog, maar nog wel actief en bleef ongeveer 3 mg/L over in het effluent. Daarnaast was de nitraatproductie 50% onder deze condities, terwijl onder optimale omstandigheden deze nitraatproductie rond de 11% is. De activiteit en groei van anammoxbacteriën werd pas geremd door zeer lage substraatconcentraties ammonium en nitriet van < 1 mg/L. Dergelijke lage concentraties kunnen echter al bereikt worden bij een ammonium en/of nitrietconcentratie van 5 mg/L, als gevolg van stofoverdrachtlimitatie vanuit de vloeistof naar de anammoxbacteriën. Een andere uitdaging voor RO concentraatbehandeling is dat ANAMMOX normaal de ammoniumconcentratie tot maximaal 5 mg/L verlaagd. Dat is om en nabij de heersende concentratie bij de meeste RO concentraat stromen.

Het toepassen van anammoxbacteriën voor de behandeling van RO concentraat is dus een uitdaging, vooral door de lage en wisselende ammoniumconcentraties tijdens de seizoenen en de lage temperatuur. Een systeem met retentie/immobilisatie van biomassa zal nodig zijn om de anammoxbacteriën in het systeem te houden, omdat er weinig groei zal optreden bij deze lage ammoniumconcentraties en lage temperatuur. Dit kan door middel van het gebruik van korrelslib (zoals gebruikt wordt door TU Delft en Paques B.V., Figuur 5) of vlokkelig slib (zoals gebruikt door Radboud Universiteit Nijmegen) dat kan settelen, maar kan ook door slibgroei op dragermateriaal en/of door middel

van membraanfilters. Het is hierdoor wellicht een optie om de zuivering met ANAMMOX te doen voor de RO stap, zodat ultrafiltratie de bacteriën tegenhoudt en ze in het systeem blijven. Een nadeel hiervan is dat de ammoniumconcentraties nog lager zijn (gemiddeld 1,1 mg NH₄ per liter, variërend tussen de 0,1 (duininfiltreat) en 2,8 (brak grondwater) mg NH₄ per liter) waardoor de kans dat het proces werkt nog kleiner is. Wanneer retentie/immobilisatie geen optie is, kan terugvoer van biomassa een optie zijn (recirculatie).



Figuur 5: Gesettled korrelslib van consortia van ammoniumoxiderende bacteriën en anammoxbacteriën. Uit:

<https://www.stowa.nl/sites/default/files/assets/PUBLICATIES/Publicaties%202017/STOWA%202017-27.pdf>

Ook is de keuze van de anammoxbacteriepopulatie erg belangrijk. Bij hogere zoutconcentraties (tot 30 g/L) is aangetoond dat vooral *Candidatus "Kuenenia stuttgartiensis"* goed kan groeien in slibvorm (Kartal et al., 2006). De bacterie "*Candidatus Brocadia sinica*" is aangepast aan lagere ammoniumconcentraties; doordat het een hoge affiniteit voor ammonium heeft dan andere anammox bacteriën zoals '*Candidatus Brocadia anammoxidans*' en '*Candidatus Kuenenia stuttgartiensis*' (Oshiki et al., 2011). "*Candidatus Brocadia sinica*" zou dus dat zou goede optie zijn voor het verwijderen van lage concentraties ammonium.

Aquacultuursystemen bevatten vaak ook anammoxbacteriën en ontvangen lage concentraties ammonium, dus het gebruik van deze biomassa voor het verder verrijken van anammoxbacteriën voor het behandelen van RO concentraat zou een goede mogelijkheid zijn. Deze Recirculating Aquacultures Systems (RAS) bevatten biofilms in de filtersystemen waar anammoxbacteriën zoals '*Candidatus Brocadia sp*' en '*Candidatus 'Kuenenia sp*' soorten aanwezig zijn (Van Kessel et al., 2011). Preliminare resultaten laten zien dat bij lage concentraties ammonium (rond 5 mg/L), het anammoxproces functioneert en 77% ammonium verwijdert (Cristian et al., 2013). In een ander onderzoek zijn de ammoniumconcentraties nog lager, tussen 0,5 en 1,4 mg/L waarbij ammoniumverwijdering tot wel 92% werd bereikt (Lu et al., 2020). In deze systemen wordt wel een veel hogere temperatuur (tussen 20-30 °C) gehanteerd dan het RO concentraat, en het zal dus moeten blijken of soortgelijke omzettingssnelheden ook bereikt kunnen worden bij 12 °C.

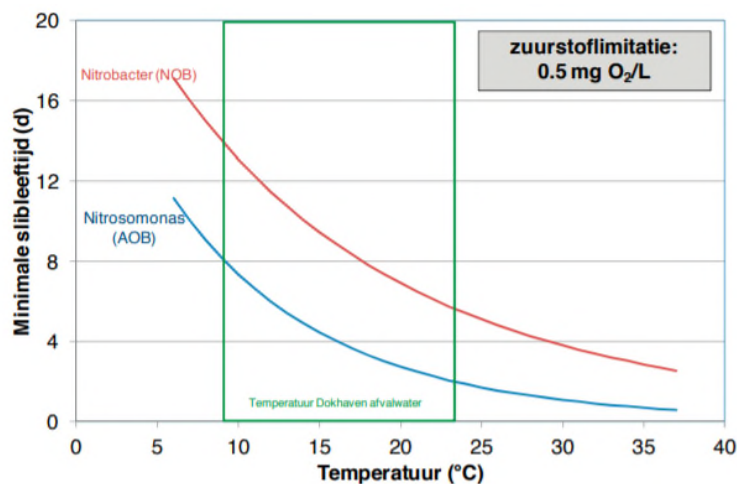
Biomassa verrijkt met anammoxbacteriën van het mariene genus "*Candidatus Scalindua*" toonde juist exceptioneel hoge activiteit bij 10-20 °C, wat impliceert dat dit genus geschikt is voor ammoniumverwijdering bij lage temperatuur (Kouba et al., 2019). Een ander onderzoek heeft ook aangetoond dat ammoniumverwijdering bij 10 °C nog steeds optrad met een activiteit van ongeveer 15 gr N/m³/d met effluentconcentraties lager dan 8 mg/L ammonium (Glibert et al., 2014). Het is ook mogelijk gebleken om biomassa van anammoxbacteriën in kleine stappen van 30 °C naar uiteindelijk 10 °C aan te laten passen, maar dit is dan weer uitgevoerd bij hogere ammoniumconcentraties van 25 mg/L (De Cocker et al., 2017).

Uit bovenstaande literatuur is dus duidelijk dat anammoxbacteriën goed kunnen functioneren bij een lage temperatuur met hogere ammoniumconcentraties, en bij hogere temperatuur met lagere ammoniumconcentraties. De combinatie van lage temperatuur en lage ammoniumconcentraties zoals aanwezig in RO concentraat van duinfiltraat en oeverfiltraat is nog niet onderzocht.

Een andere uitdaging is dat AOB en anammoxbacteriën concurreren met methaanoxiderende micro-organismen voor zuurstof. Aangezien gassen niet door een RO membraan worden tegengehouden is er (indien er methaan in het voedingswater aanwezig is) ook methaan aanwezig in het concentraat. Het concentraat kan ontdaan worden van methaan middels vacuümontgassing, uitblazen middels een gasstripper (striptoren) en/of middels biologische oxidatie met zuurstof onder vorming van koolstofdioxide en water. Aangezien methaan geen kritische lozingsparameter is, is biologische behandeling ervan niet meegenomen in deze studie.

Ook nitrietoxiderende bacteriën (NOB) concurreren voor het zuurstof, dus het is extra belangrijk dat de concentratie zuurstof optimaal is voor het AOB/ANAMMOX proces. Wanneer er niet genoeg zuurstof aanwezig is voor nitrificatie, zal er niet genoeg nitriet gevormd worden voor het ANAMMOX-proces. Aan de andere kant hebben anammoxbacteriën een anaeroob metabolisme, en kunnen deze juist niet tegen zuurstof. Daarnaast kunnen bepaalde anammoxbacteriën nitraat reduceren naar ammonium met organische zuren als elektronendonor bij anaerobe groei (Kartal et al., 2007), wat een ongewenst proces is voor RO concentraatbehandeling. De hoeveelheid zuurstof en de ratio van ammonium en nitriet is dus erg belangrijk om een optimale netto-omzetting van ammonium naar stikstofgas te hebben.

Een potentieel voordeel van de lage temperatuur van RO concentraat dat ontstaat bij drinkwaterproductie, is dat bij lage temperatuur en zuurstoflimitatie de AOB beter kunnen concurreren met NOB, omdat ze een lagere minimale slijbleeftijd hebben (Figuur 6). Daarnaast hebben AOB een hogere affiniteit voor zuurstof dan NOB.



Figuur 6: De minimale slijbleeftijd van nitrietoxiderende bacteriën (NOB) zoals Nitrobacter en ammoniumoxiderende bacteriën (AOB) zoals Nitrosomonas bij verschillende temperaturen en een zuurstoflimitatie van 0,5 mg O₂/L. Uit: <https://www.stowa.nl/sites/default/files/assets/PUBLICATIES/Publicaties%202013/STOWA%202013-39.pdf>

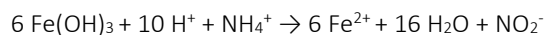
Sulfamox

Anaerobe ammoniumoxidatie kan ook gekoppeld worden aan sulfaatreductie, d.m.v. sulfaatreducerende ammoniumoxidatie (SULFAMMOX) (Makinia et al., 2021). Het is nog niet bekend hoe dit metabolische proces uitgevoerd wordt, maar sulfaat in plaats van zuurstof is hoogstwaarschijnlijk de elektronenacceptor voor anaerobe ammoniumoxidatie. Verder is aangetoond dat sulfaat en ammonium tegelijkertijd omgezet kunnen worden naar

sulfide en/of elementair zwavel en stikstofgas en/of nitriet en nitraat, respectievelijk (Liu et al., 2021). Het is daarnaast nog niet duidelijk of het een auto- of heterotroof proces is, maar wanneer organisch materiaal niet werd aangeboden, werd er vooral zwavel en geen sulfide geproduceerd tijdens het proces (Liu et al., 2021). Het proces lijkt daarnaast door andere bacteriën uitgevoerd te worden dan de normale anammoxbacteriën, maar het is nog niet vastgesteld welke bacteriën dit precies zijn (Liu et al., 2021; Makinia et al., 2021). Er zijn een aantal studies uitgevoerd in reactoren naar dit proces, maar het is nog niet op pilot of grotere schaal toegepast. De optimale omstandigheden heersen bij 25 °C – 35 °C en een pH van 7,0 – 8,0. Daarnaast werkt Sulfamox bij hoge concentraties ammonium en sulfaat. Zoals voor ANAMMOX, is het ook voor Sulfamox zaak dat de factoren gunstig gemaakt worden voor een efficiënte groei en omzetting, wat een delicaat proces is. Onderzoek heeft bijvoorbeeld aangetoond dat sulfamoxbacteriën concurreren met anammoxbacteriën voor nitriet, waardoor de sulfaatreducerende activiteit afneemt (Liu et al., 2021). Daarnaast trad er competitie met autotrofe denitrificatie op, omdat er vaak ook sulfide gevormd wordt tijdens Sulfamox en dat sulfide kan gebruikt worden binnen de denitrificatie (zie paragraaf 3.1.2). Kortom, het sulfamoxproces vereist nog zeer veel studie en optimalisatie voordat het toegepast kan worden. Omdat de reactievergelijking van dit proces niet bekend is, is ook niet duidelijk in welke verhouding ammonium en sulfaat verwijderd zullen worden. Wel heeft het theoretisch potentie, omdat er simultaan sulfaat en ammonium verwijderd kunnen worden, zonder toevoeging van een elektronendonor. Ammonium en sulfaat zijn beide veel aanwezig in vooral RO concentraat van oeverfiltraat, zoet grondwater en brak grondwater (zie Tabel 1).

Feammox

Anaerobe ammoniumoxidatie kan ook gekoppeld worden aan ijzer(III)reductie in de vorm van ijzerhydroxide mineralen (FeOH), d.m.v. Feammox. Dit proces is beschreven voor de bacterie *Acidimicrobiaceae* sp. strain A6, waarbij de bacterie ammonium anaeroob oxideert naar nitriet met behulp van ijzer(III) als elektronendonor (Ruiz-Urigüen et al., 2018):



Het gevormde nitriet kan daarna worden omgezet naar lachgas (N₂O), N₂, of weer terug naar ammonium via nitrietreductie of abiotische oxidatie van Fe(II). Dit proces is nog weinig onderzocht voor toepassing in (afval)waterzuivering en de efficiëntie lijkt ook zeer laag (20% omzetting in 40 dagen) (Yang et al., 2019). Meer onderzoek naar Feammox, net als voor Sulfamox, is daarom nodig voordat het toegepast kan worden. Wel heeft het theoretisch potentie, omdat er simultaan ijzer en ammonium verwijderd worden, die beide veel aanwezig zijn in vooral RO concentraat van oeverfiltraat, zoet grondwater en brak grondwater. Daarnaast is recentelijk aangetoond dat de bacterie *Acidimicrobiaceae* sp. strain A6 ook Perfluorooctaanzuur (PFOA) en Perfluorooctaansulfonaat (PFOS) af kan breken tijdens Feammox activiteit (Huang & Jaffé, 2019), twee persistente zorgwekkende microverontreinigingen (zie paragraaf 2.1.4).

Fysische/chemische verwijdering

Bij de productie van drinkwater wordt voor nitraat- en ammoniumverwijdering hoofdzakelijk een drietal fysisch/chemische technieken toegepast: omgekeerde osmose, elektrodialyse en anionwisseling (*Pers. comm. Ron Jong, 2021*). Deze drie technieken hebben gemeen dat ze het stikstof uit de hoofdstroom verwijderen naar een andere vloeibare reststroom. Indien aangenomen wordt dat de RO installatie reeds op maximale recovery draait, is verdere toepassing van RO geen optie tenzij er zeewater RO membranen (en bijbehorende drukken) toegepast zouden worden.

Indien er rekening gehouden wordt met de scalingpotentie van het te behandelen water en er monovalent-selectieve membranen worden toegepast, is het mogelijk om middels de elektrodialysetechniek een stikstofrijke(re) reststroom te produceren (Zhang et al., 2011).

Door toepassing van ammonium of nitraat-selectieve ionenwisselingsharsen is stikstof effectief te verwijderen uit RO concentraat-stromen. Voorbeeld is het in Duitsland ontwikkelde Carix-proces dat toegepast wordt op ten minste 17 reguliere drinkwaterproductielocaties met capaciteiten variërend tussen de 20 en 600 m³/uur (*Pers. comm. Ron Jong, 2021*). In dit proces vindt regeneratie van de anionwisselaar plaats met HCO₃⁻ (CO₂). Daarnaast worden nitraat, sulfaat en totale hardheid in één processtap verwijderd.

Enkele fysisch/chemische verwijderingsmethoden die niet op fullscale worden toegepast zijn capacatieve de-ionisatie, elektrocoagulatie, en (nano-)absorbentia (*Pers. comm. Ron Jong, 2021*). Capacatieve de-ionisatie is een techniek waarbij elektrostatische interactie wordt gebruikt om negatief en positief geladen ionen tijdelijk te immobiliseren om deze vervolgens in een geconcentreerde reststroom los te laten (de Waal, 2021). Door monovalente ioneselectieve membranen toe te passen op de opslagelektroden kan mogelijk enige selectiviteit behaald worden voor ammonium en nitraat.

Bij toepassing van elektrocoagulatie waarbij de anode langzaam oplost in het te behandelen water, kan aan de kathode elektrochemische reductie van nitraat naar stikstofgas plaatsvinden waardoor nitraat daadwerkelijk wordt verwijderd (*Pers. comm. Ron Jong, 2021*).

Ook zijn er diverse adsorbentia getest op adsorptie van nitraat; gebaseerd op koolstof zoals poederkool, natuurlijke materialen zoals klei, landbouwafval zoals kokosnoot schillen, industrieel afval zoals vliegias van vuilverbrandingsinstallaties, bioadsorbentia zoals bamboepoeder en overige adsorbentia zoals mesoporeus silica, nanoaluminium en andere nanomaterialen (*Pers. comm. Ron Jong, 2021*).

Samenvattend kan gesteld worden dat, bij conventionele drinkwatervoorziening waar mogelijk gebruik wordt gemaakt van nitraatarme bronnen, nitraatvorming dus bij voorkeur wordt vermeden in plaats van behandeld. Lopend onderzoek richt zich bijvoorbeeld op regeneratie van nitraatselectieve ionenwisselingsharsen met kaliumchlorideoplossing waardoor een kaliumnitraatstroom gegenereerd wordt die mogelijk toegepast kan worden door kunstmestproducenten (*Pers. comm. Ron Jong, 2021*). Bij biologische oxidatie van ammonium (zie hieronder) wordt ammonium omgezet naar nitraat (nitrificatie), een proces wat veelvuldig plaatsvindt in zandfilters (na beluchting). Bij toepassing van geavanceerde(re) zuiveringstechnieken (zoals omgekeerde osmose, ionenwisseling en elektrolyse) komen vaak hoger geconcentreerde reststromen vrij die niet meer direct losbaar zijn op oppervlaktewater en/of de lokale RWZI. Voor deze reststromen zijn tot op heden geen fysisch/chemische verwijderingsmethoden op fullscale toegepast.

De hierboven beschreven bevindingen zijn samengevat in Tabel 5.

Tabel 5: samenvatting van voor- en nadelen van nitraat en ammonium verwijderende processen en op welk type concentraat het toegepast kan worden. In zwart de biologische processen, in grijs de fysisch-chemische processen.

Proces	Type concentraat	+	-
Nitrificatie en denitrificatie	Ammonium en nitraatrijk concentraat	Omzetting ammonium naar stikstofgas	Meerdere stappen (oxisch/anoxisch), elektronendonor nodig, niet bekend of het werkt bij lage influent ammoniumconcentraties van RO concentraat
SHARON	Ammonium en nitraatrijk concentraat	Omzetting ammonium naar stikstofgas, volledige nitrificatie geremd	Meerdere stappen (oxisch/anoxisch), minder elektronendonor nodig, niet bekend of het werkt bij lage influent ammoniumconcentraties van RO concentraat

Denitrificatie	Nitraatrijk concentraat	Omzetting nitraat naar stikstofgas.	Elektronendonor nodig, niet bekend of het werkt bij lage influent nitraatconcentraties van RO concentraat
SANI	Ammoniumrijk concentraat	Simultane verwijdering van sulfaat en ammonium	Organische elektronendonor nodig, meerdere stappen nodig, niet bekend of het werkt op RO concentraat
Nereda	Ammonium en nitraatrijk concentraat	Simultaan verwijdering van ammonium of nitraat en fosfaat	oxische/anoxische cycli nodig, niet bekend of het werkt op RO concentraat
Anammox	Ammoniumrijk concentraat	Omzetting ammonium naar stikstofgas in één reactor, geen elektronendonor nodig	Niet aangetoond bij combinatie lage temperatuur, lage ammoniumconcentratie en hogere zoutconcentraties in influent
Sulfammox	Ammoniumrijk concentraat	Tegelijk ammonium- en sulfaatverwijdering	Nog weinig bekend
Feammox	Ammoniumrijk concentraat	Tegelijk ammonium- en ijzerverwijdering	Nog weinig bekend
Omgekeerde Osmose	Ammonium en nitraatrijk concentraat	Productwater bevat laag total dissolved solids gehalte	Aanwezigheid van ammonium in productwater vanwege diffusie ammonia door membraan
Elektrodialyse	Ammoniumrijk concentraat	Selectieve afscheiding ammonium mogelijk	Geconcentreerde(re) vloeibare reststroom met ammonium blijft over
Anionwisseling	Ammonium en nitraatrijk concentraat	Gelijktijdige verwijdering van sulfaat, nitraat en totale hardheid uit de hoofdstroom	Zoute regeneraatstroom bevat verwijderde ionen in hoge concentratie
Elektrocoagulatie	Nitraatrijk concentraat	Mogelijk elektrogedreven omzetting van nitraat naar stikstof	Nog weinig bekend
Adsorbentia	Ammonia en nitraatrijk concentraat	Diverse adsorbentia getest voor nitraatadsorptie	Verwijdering naar vaste fase, restproduct

3.1.4 Organische microverontreinigingen

Biologische verwijdering

De literatuur over specifieke micro-organismen die bepaalde OMV kunnen verwijderen neemt toe, waarbij sommige organismen in staat zijn om een breed scala aan OMV te verwijderen. Sterker nog, er is zoveel literatuur bekend over de specifieke verwijdering van OMV door bepaalde micro-organismen, dat het binnen deze inventarisatie niet mogelijk is om dit in zijn geheel in kaart te brengen. Daarnaast heerst er grote variabiliteit van gerapporteerde OMV-verwijdering en is informatie soms tegenstrijdig. Dit kan komen doordat 1) zoals eerder genoemd de OMV een breed scala aan stoffen met verschillende chemische eigenschappen en structuren omvat en 2) de stoffen ook nog eens in zeer lage concentraties voorkomen. De meeste biologische processen (ook die hierboven beschreven zijn in paragraaf 2.1) zijn namelijk ontworpen om stoffen te verwijderen die in de mg/L range voorkomen, en niet, zoals OMV, in de µg/L range. Micro-organismen kunnen door deze lage concentraties niet snel groeien op de afbraak van OMV. Recent is aangetoond dat tijdens snelle zandfiltratie micro-organismen wel degelijk groei vertoonden tijdens de verwijdering van OMV en dat daardoor deze verwijdering in de tijd drastisch toenam tot 99% (Timmers et al., 2022b). Biologische verwijdering van OMV in RO concentraat heeft daarom potentie, omdat OMV naast alle andere parameters, ook in hogere concentraties voorkomen. Dit zal de groei van OMV-verwijderende micro-organismen kunnen bevorderen.

OMV kunnen goed verwijderd worden tijdens andere processen waar micro-organismen wel energie uit halen om op te groeien (i.e. tijdens co-metabole afbraak). Tijdens nitrificatie bijvoorbeeld kunnen veel OMV biologisch omgezet te worden. Er zijn indicaties dat ammoniumoxiderende bacteriën (AOB), en vooral het ammoniamonooxygenase (AMO) enzym, bepaalde OMV met specifieke functionele groepen (alkyl, alifatische hydroxyl, ether, sulfide, aromatische ringen en aromatisch amines) kan omzetten tijdens co-metabole activiteit (Su et al., 2021). Ander onderzoek heeft aangetoond dat het AMO-enzym ook ibuprofen kan omzetten, en dat nitrificerende omstandigheden zorgen voor omzetting van naproxen en sulfamethoxazol (Fernandez-Fontaina et al., 2016). Zoals beschreven in paragraaf 3.1.3, kunnen ook tijdens het Feammox proces (simultane ijzer- en ammoniumverwijdering) de persistente stoffen PFOA en PFOS verwijderd worden.

Voor andere metabole processen is het voorsnog niet duidelijk of deze gekoppeld zijn aan co-metabole OMV-verwijdering. Er is wel een groot aantal publicaties verschenen waar OMV-verwijdering gerapporteerd wordt tijdens afvalwaterzuivering, in aeroob en in anaeroob slib. Hierbij lijkt het ook vaak te gaan om bovengenoemde autotrofe nitrificatie, of andere onbekende heterotrofe processen (Varjani et al., 2020). Door de complexiteit van afvalwaterzuivering en de lage concentraties van OMV is het vaak niet duidelijk tijdens welke afzonderlijke processen (bijv. fosfaatverwijdering, denitrificatie, etc) en met toevoeging van welke elektronendonoren (bijv. H₂, methanol, acetaat) OMV-verwijdering optimaal is.

Nog betere verwijdering wordt vaak gevonden in membraanbioreactoren, waarin het mogelijk is de retentietijd van de vaste fase (biomassa) los te koppelen van de waterfase (Pathak et al., 2020; Varjani et al., 2020). Hiermee kan de afbraak van OMV door langzaam groeiende bacteriën gestimuleerd worden, wat bijvoorbeeld een positief effect kan hebben op de verwijdering van medicijnresten (Rios-Miguel et al., 2021). Ook hierbij lopen vaak verschillende metabole processen tegelijk en is het niet te zeggen tijdens welke van de hierboven behandelde biologische processen de co-metabolische afbraak van OMV plaatsvindt, maar nitrificatie lijkt voor een groot scala aan OMV een belangrijke rol te spelen.

Foto-autotrofe processen zijn in staat om verschillende OMV te verwijderen. Foto-autotrofe verwijdering van meerdere lozings-kritische stoffen wordt hieronder in paragraaf 3.2 verder toegelicht.

Snelle zandfiltratie blijkt ook effectief te zijn voor het verwijderen van een breed scala aan OMV (Di Marcantonio et al., 2020; Timmers et al., 2022b). Verwijdering van meerdere kritische stoffen en OMV tijdens snelle zandfiltratie wordt hieronder in paragraaf 3.2.3 verder toegelicht.

Fysische/chemische verwijdering

Voor het behandelen van OMV in RO concentraat zijn geen specifieke processen onderzocht, aangezien er een breed scala aan OMV aanwezig zijn in RO concentraat die allen zeer uiteenlopende eigenschappen hebben. Daarnaast is de samenstelling en concentraties van OMV sterk afhankelijk van de waterkwaliteit van het voedingswater (zie Tabel 1). Het is om deze reden beter om te zoeken naar processen die een breed scala aan OMV tegelijkertijd verwijderen. In de literatuur zijn een aantal fysisch/chemische beschreven.

Adsorptie van OMV aan silicazeoliet en actief kool blijken effectieve methoden te zijn (Xiang et al., 2019). Van beladen actief kool is bekend dat het geregenereerd kan worden bij verhoogde temperatuur (en druk), waarbij (een deel van) de geadsorbeerde OMV gemineraliseerd worden waarna de kool wordt hergebruikt. Niet alle OMV adsorberen echter goed aan actief kool of worden tijdens de regeneratie goed en/of volledig verwijderd (Hofman-Caris, 2019a).

Chemische degradatie wordt toegepast tijdens geavanceerde oxidatieprocessen (AOP). Tijdens AOP worden reactieve zuurstofmoleculen geproduceerd (veelal ozon en/of hydroxylradicalen), die vervolgens OMV kunnen oxideren en daarmee gedeeltelijk afbreken en/of compleet mineraliseren (Hofman-Caris, 2019a). Toepassing van AOP geeft echter altijd kans op bijproductformatie, waardoor men zich moet realiseren dat het bijproduct een groter probleem voor de waterkwaliteit kan zijn dan de OMV. Een combinatie van AOP gevolgd door biologische zuiveringsprocessen, zoals duininfiltratie, lijkt vooralsnog goede resultaten te geven voor OMV-verwijdering (Timmers et al., 2022a).

De mogelijkheden van adsorptie aan actieve kool en toepassing van AOP voor de behandeling van RO concentraat is in Nederland (nog) niet veelvuldig onderzocht, laat staan toegepast. Voor AOP geldt dat hoe lager de concentratie actieve zuurstofmoleculen is, hoe minder ongewenste bijproducten er over het algemeen gevormd worden. Het ligt daarom niet in de lijn der verwachtingen dat een vier tot vijf keer hogere OMV-concentratie voordelig is voor toepassing van AOP.

Naast conventionele zuiveringstechnieken zijn recent ook elektrochemische zuiveringstechnieken tegen het licht gehouden betreffende de verwijdering van OMV (de Waal, 2021; Hofman-Caris, 2019b). Uit deze studie bleek dat er diverse elektrochemische zuiveringsprocessen potentie hadden voor OMV-verwijdering, echter waren de technieken nog in een vroeg stadium van hun ontwikkeling. Toepassing van capacatieve de-ionisatie op drinkwater toonde aan dat OMV op basis van hun lading met enige selectiviteit gescheiden konden worden en wellicht ook verwijderd. Aanvullend onderzoek is nodig om de daadwerkelijke potentie van deze (en andere) elektrochemische zuiveringstechnieken voor OMV-verwijdering vast te stellen.

3.2 Biologische verwijdering van meerdere stoffen

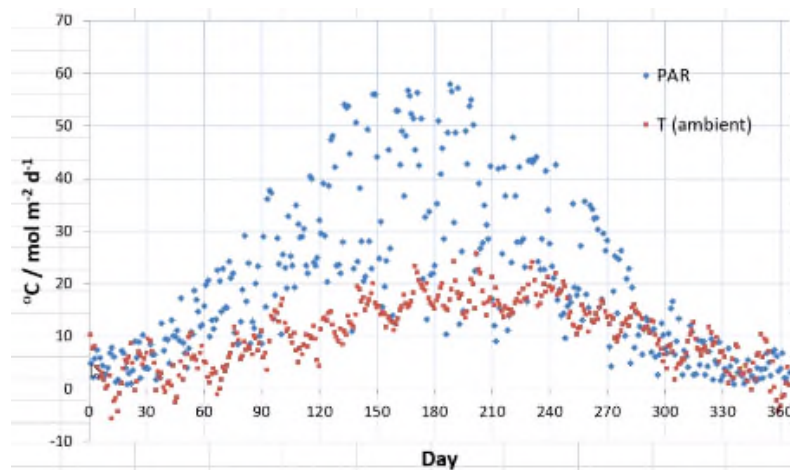
3.2.1 Fotoautotrofe biomassaproductie

Zoals eerder genoemd is het grote voordeel van het gebruik van algen (o.a. diatomeeën) en cyanobacteriën dat deze organismen onder aanwezigheid van licht de meeste stoffen (N, P, C en Si in geval van diatomeeën) verwijderen en vastleggen in een afscheidbare fase (i.e. biomassa). Dit proces wordt fotosynthese genoemd. Dit gebeurt tot zeer lage concentraties van nutriënten, wat voordelig is in het geval van de hier genoemde RO concentraatstromen. Algen vertonen namelijk groei tot 0,01 mg/L N of P (Uijterlinde et al., 2011). Algen en cyanobacteriën zijn autotroof. Een voordeel van fotoautotrofie is dat fotosynthese CO₂ consumeert en O₂ produceert, wat betekent dat er A) geen andere koolstofbron toegevoegd hoeft te worden en B) de nood van beluchting van het water voor eventueel aanvullende zuiveringsstappen (zoals snelle zandfiltratie) reduceert. Daarnaast wordt tijdens fotosynthese de pH van het water verhoogd, wat zorgt voor neerslag van overig fosfaat in de vorm van calcium of magnesiumfosfaat (Roeselers et al., 2008). Deze toename in pH zorgt daarnaast ook voor een afname in fecale bacteriën van de coligroep (Schumacher & Sekoulov, 2003) en *E. coli* (Maeng et al., 2018) in afvalwaterbehandeling. Veel fototrofe micro-organismen kunnen ook metalen accumuleren door bijvoorbeeld het uitscheiden van extracellulaire polysacchariden wanneer de pH is verhoogd. *Microcystis aeruginosa* en *Aphanothece halophytica* hebben een hoge

affiniteit voor zware metalen zoals koper, lood en zink. Naast bioaccumulatie zullen de zware metalen ook chemisch precipiteren bij hogere pH (Roeselers et al., 2008). Een ander voordeel is dat fotoautotrofe micro-organismen verschillende stikstofbronnen voor groei kunnen gebruiken. Cyanobacteriën hebben bijvoorbeeld de voorkeur voor ammonium, maar als dit niet (genoeg) aanwezig is gebruiken ze ook nitraat, nitriet, urea of aminozuren (Roeselers et al., 2008). Dit maakt cyanobacteriën inzetbaar op alle typen wateren waar RO concentraat uit ontstaat; oeverfiltraat en brak grondwater bevatten voornamelijk ammonium, terwijl de andere typen wateren voornamelijk nitraat bevatten.

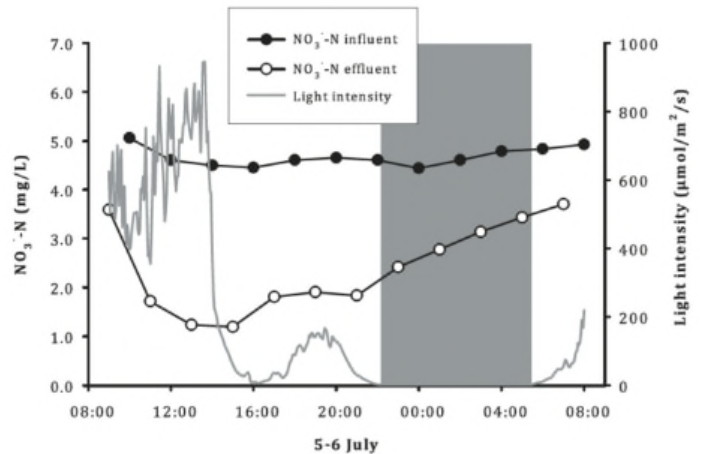
Groei in suspensie: lichtintensiteit en benodigd oppervlak

Het nadeel van het gebruik van fototrofe organismen is het benodigde licht. Het gebruik van artificieel licht is (nog) niet rendabel, ook niet met de komst van LED licht. In Nederland is het aantal zonuren per jaar vrij laag, vooral in de winter (Figuur 7). In de zomer is de biomassa-productie van fotoautotrofe micro-organismen maximaal ong. 12 g/ds/m²/d en in de winter daalt deze productie drastisch naar ongeveer 1-2 g/ds/m²/d (Uijterlinde et al., 2011). Dit betekent dat in de winterperiode deze organismen vrijwel niet actief zijn, en dus niet ingezet kunnen worden om RO concentraat te behandelen. Dit zou betekenen dat het RO concentraat opgespaard moet worden in winterperiodes, zodat dit in zomerperiodes behandeld kan worden, wat wellicht onhaalbaar is in de praktijk. De biomassa van algen bevat optimaal ongeveer 7,8% stikstof en 1,0% fosfor. Er kan dus maximaal 1 g/m²/d stikstof en 0,15 g/m²/d fosfor verwijderd worden onder optimale condities (Uijterlinde et al., 2011). Onder N-of P-limitatie is het aandeel in de geproduceerde biomassa anders en kunnen deze waarden variëren.



Figuur 7: De hoeveelheid beschikbaar zonlicht en de temperatuur gedurende een jaar in Nederland. Het beschikbare zonlicht voor fotosynthese is uitgedrukt in Photosynthetically Active Radiation (PAR) en is de frequentie van 400 tot 700 nanometer (afbeelding uit Pers. Comm. Marcel Janssen (WUR), 2021)).

Een tweede nadeel van het gebruik van natuurlijk zonlicht is dat ook gedurende de nacht de activiteit omlaaggaat, en er dus geen stikstof verwijderd wordt (Figuur 8). Daarnaast treedt zeer sterke verhoging van de pH op door de activiteit, waardoor deze gecontroleerd zou moeten worden door middel van dosering van pH-stabiliserende bestanddelen om activiteit en groei te behouden (Boelee et al., 2014). Daarnaast is de kleur van het RO concentraat van belang; wanneer het donker is, zullen algen moeilijk kunnen fotosynthetiseren. Naast de additionele kosten die kunstmatige verlichting met zich meebrengt in zowel investerings- als operationele kosten, is het bij de auteurs niet bekend of er LED lampen zijn die op een efficiënte manier het benodigde lightspectrum kunnen produceren. Bovendien is de aanwezigheid van humuszuren nadelig omdat ze 1) licht kunnen adsorberen en 2) toxisch kunnen zijn voor algen en cyanobacteriën.



Figuur 8: Pilotscale van een open fototrofe biofilmreactor (links) en de lichtintensiteit ($\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$) en nitraatconcentraties van influent en effluent gedurende twee dagen (rechts). Uit: Boelee et al., 2014.

Voor goede verwijdering van stikstof en fosfor met het gebruik van natuurlijk zonlicht, zullen lange retentietijden gehanteerd moeten worden, waardoor het benodigde oppervlak waar de algen/diatomeeën in moeten groeien al snel zeer groot uitvalt voor de verwijdering van ammonium uit het RO concentraat.

Aan de hand van het beschikbaar licht gedurende een jaar (aantal mol fotonen/ m^3/dag) en de benodigde afname in concentratie van bijvoorbeeld ammonium, kan berekend worden hoe groot het oppervlak ongeveer nodig is voor het behandelen van het RO concentraat. Uitgaande van een concentraatproductie van $1 \text{ m}^3/\text{dag}$, complete verwijdering van de gemiddelde Nederlandse concentraties ammonium en orthofosfaat in de vijf typen voedingswateren (zie Tabel 1) en de daily light integral berekening van SunTracker Technologies (zie bijlage II) zijn de waarden voor het benodigde oppervlakte berekend (Tabel 6; berekening gebaseerd op (Uijterlinde et al., 2011)). Per kubieke meter concentraatproductie varieert het benodigde oppervlak (afhankelijk van de bron) voor:

- Ammoniumverwijdering
 - in de zomer tussen de 55 en 1.341 vierkante meter
 - in de winter tussen de 546 en 13.383 vierkante meter
- Orthofosfaatverwijdering
 - In de zomer tussen de 153 en 3.512 vierkante meter
 - In de winter tussen de 1.524 en 35.058 vierkante meter

In de winter is er dus circa een factor tien meer oppervlakte nodig en voor een gemiddelde Nederlandse winlocatie ($707 \text{ m}^3/\text{uur}$ voeding (Vewin, 2020) $\Rightarrow 141 \text{ m}^3/\text{uur}$ RO concentraat (80% recovery)) kan de benodigde ruimte oplopen tot 45 km^2 voor ammoniumverwijdering en 119 km^2 voor orthofosfaatverwijdering. Dit komt respectievelijk overeen met 0,1% en 0,3% van het totale oppervlakte van Nederland.

Deze berekeningen laten zien dat toepassing van foto-autotrofe biomassa-productie voor verwijdering van stikstof en fosfor voor full-scale drinkwatertoepassingen praktisch niet toepasbaar lijken. Echter, door toepassing van high-recovery RO technieken ($>$ circa 90% recovery (de Waal & Huiting, 2018)) kan de hoeveelheid concentraat aanzienlijk worden teruggebracht waardoor er wellicht kansen ontstaan voor toepassing van deze methode van concentraatbehandeling. Een recovery van 90% (10x volumereductie van voedingsstroom) geeft een factor 2 maal minder volumineuze concentraatstroom vergeleken met 80% recovery (5x volumereductie van de voedingsstroom). Het verhogen van de RO recovery is dus een effectieve manier om het benodigde oppervlak voor behandeling van de resulterend RO concentraatstroom middels een oppervlakte-intensieve behandelingstechniek zoals algen. Daarnaast kan het groeien van algen in biofilms uitkomst bieden, wat hieronder verder behandeld wordt.

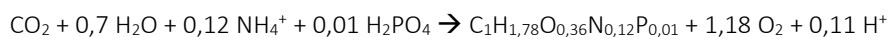
Een additionele optie is om de behandeling van RO concentraat met algen alleen in de zomer toe te passen en het concentraat in de winter op te sparen. Ervan uitgaande dat 8.000 uur per jaar drinkwater wordt geproduceerd waarvan 2.000 uur tijdens de winterperiode, wordt er 2.000 uur * 141 m³/uur concentraat op gemiddelde winlocatie = 282.000 m³ RO concentraat geproduceerd dat opgeslagen moet worden. Opslag is daardoor geen optie, omdat het maar mogelijk is om maximaal ongeveer 9.500 m³ op te slaan.

Tabel 6: Overzichtstabel van benodigde algenreactoren-oppervlakte onder optimale belichting en volledige verwijdering van het aanwezige ammonium en ortho-fosfaat.

Watertype	Brak grondwater		Duininfilttraat		Oeverfilttraat		Oppervlakte-water		Zoet grondwater	
	NH ₄ -N	Ortho-P	NH ₄ -N	Ortho-P	NH ₄ -N	Ortho-P	NH ₄ -N	Ortho-P	NH ₄ -N	Ortho-P
Verwijdering van:										
Benodigd oppervlakte zomer [m ²]	752	687	55	153	1341	3512	205	229	315	763
Benodigd oppervlakte winter [m ²]	7511	6859	546	1524	13383	35058	2048	2286	3141	7621

De uitgevoerde berekeningen bevestigen het beeld dat fotoautotrofe biomassa productie eerder toepasbaar zijn in zuidelijke landen, waar lichtintensiteit en temperaturen in het algemeen en gedurende het jaar hoger zijn.

Om te berekenen hoeveel biomassa geproduceerd wordt uit het beschikbaar ammonium, kan de volgende reactievergelijking gebruikt worden (Uijterlinde et al., 2011):



Uit bovenstaande reactievergelijking is af te leiden dat de molratio N:P van de biomassa compositie rond 12 is. Een belangrijk aspect voor algengroei is dat de N:P molratio van het water passend is bij de vereisten van biomassa productie, en dat deze molratio dus ook ongeveer 12 is. Fosfor is erg belangrijk en snel limiterend voor algengroei. Lage concentraties van stikstof en fosfor zijn vaak geen probleem zolang de ratio goed is; algen hebben namelijk een hoge affiniteit voor beide elementen (Collos et al., 2005). Uiteraard is groei dan wel langzamer en dus zijn omzettingen trager. Mocht fosfor limiterend zijn, dan kunnen cyanobacteriën uitkomst bieden. Deze hebben namelijk minder fosfor nodig voor groei. Een nadeel van cyanobacteriën is dat sommige cyanobacteriesoorten cyanotoxines produceren, die in het gezuiverd water terecht kunnen komen. In de RO-concentraatstromen van de vijf verschillende watertypen is de N:P ratio laag (tussen 1,6 en 4,7), wat betekent dat niet fosfor, maar eerder stikstof limiterend kan zijn voor algengroei, waardoor cyanobacteriën geen goed alternatief lijken te zijn.

Studies naar algengroei in suspensie zijn uitgevoerd, bijvoorbeeld pilotsystemen met algenvijvers voor het behandelen van RWZI effluent in Alkmaar. Deze vijvers hadden een oppervlakte van 112,5 m² met een diepte van 20-50 cm. In die studie is duidelijk naar voren gekomen dat algengroei gelimiteerd werd door licht. Voor deze pilotstudie was een gemiddelde specifieke algenproductie berekend van 7,5 mg ds/Wh PAR, aan de hand van beschikbare zonne-energie in Nederland van 490 kWh PAR/m²/jaar. Dit komt overeen met een jaarlijkse algenproductie van 36,5 ton ds/hectare. In de zomer was het mogelijk om aan de doelconcentratieverlaging van 2,2 mg/L stikstof en 0,15 mg/L fosfor in het effluent te voldoen. Fosfaat werd verwijderd door opname van fosfaat door algen, maar ook door de chemische precipitatie van fosfaat bij de verhoogde pH na algengroei. Scheiding van biomassa leek het beste te

werken met trommelfilters. Een punt van aandacht was wel de zeer hoge pH van 11 in het te lozen effluent, wat verholpen kan worden door CO₂ injectie (Uijterlinde et al., 2011).

Veel studies naar het gebruik van algen voor nutriëntenverwijdering tijdens de (afval)waterbehandeling zijn gedaan met de microalgen *Chlorella* en *Scenedesmus* (Johnson & Wen, 2009; Shi et al., 2007). Dit komt omdat deze organismen zeer competitief zijn voor nutriënten en daardoor snel domineren. De meeste systemen die (afval)water zuiveren zijn namelijk niet gebaseerd op een monocultuur, maar het zijn vaak mengcultures en open systemen. Wanneer wordt geselecteerd voor snelgroeiende organismen, zullen in niet-steriele, open omstandigheden deze organismen toch blijven domineren. Studies naar de afbraak van RO concentraat van afvalwaterzuivering door de microalgen *Chlorella* en *Scenedesmus* tonen aan dat goede verwijdering na 2 tot 16 dagen plaatsvond, afhankelijk van de specifieke stof (Wang et al., 2016).

Studies naar de zoetwaterdiatomeeën zoals *Pseudostaurosira*, *Nitzschia* en *Halamphora* toonden dat veel stoffen uit water vastgelegd werden in biomassa (o.a. zoals silicium, fosfaat, ammonium, ijzer, calcium, mangaan en bicarbonaat waarvan de verwijdering tussen de 60 en 95% is), maar met een retentietijd van minimaal twee tot vier dagen (Ikehata et al., 2019; Ikehata et al., 2017; Ikehata et al., 2018). Er zijn meerdere ongepubliceerde onderzoeken uitgevoerd naar het gebruik van zoet- en zoutwaterdiatomeeën. Dit onderzoek was alleen weinig succesvol, voornamelijk omdat bleek dat de diatomeeën lastig te groeien zijn. Dit kwam waarschijnlijk doordat silica, dat een belangrijk bestanddeel is voor diatomeeën, slecht oplost bij hoge concentraties. Hierdoor waren er veel schommelingen in groei en was de diatomeeëngroei lastig te stabiliseren, met veel periodes van sterfte (*Pers. Comm.* Marcel Janssen (WUR), 2021).

Groei in biofilms

Wanneer de benodigde oppervlakte voor algengroei een probleem is, kan dit deels gecompenseerd worden door algengroei in een biofilm te laten plaatsvinden en niet in een suspensie. Een biofilmsysteem is een aantrekkelijkere optie, omdat biofilms kunnen groeien met lagere hydraulische retentietijden doordat biomassa wordt geaccumuleerd, wat met volgend voorbeeld wordt geïllustreerd. In biofilms met algen voor 'polishing' behandeling van RWZI-effluent is een retentietijd van 0,3 tot 0,8 dagen nodig, terwijl dit 2-6 dagen was voor algengroei in een suspensie (Hofman, Beumer, Baars, Van Der Hoek, & Koppers, 1998). Het idee is dat met deze "polishing" vooral fosfaat en stikstofgehalten verlaagd worden uit het RWZI effluent, omdat deze vaak te hoog zijn bij lozing voor het bereiken van een goede oppervlaktewaterkwaliteit (Kools et al., 2019; Uijterlinde et al., 2011). Er zijn ook laboratoriumexperimenten met algensystemen die als biofilm groeiden op het effluent van een RWZI uitgevoerd (N. C. Boelee et al., 2014). Daarnaast is in navolging van deze laboratoriumstudie een pilotstudie uitgevoerd waar huishoudelijk afvalwater werd behandeld met een open biofilmsysteem waarin algen werden gekweekt (Figuur 8) (Boelee et al., 2013). De resultaten van deze studies toonden aan dat de doelconcentratieverlaging van 2,2 mg/L stikstof en 0,15 mg/L fosfor niet altijd gehaald kon worden, wat met name kwam door de lage temperatuur, lage lichtintensiteit, een suboptimale N:P ratio en een te hoge pH (pH>9) gedurende de dag (Boelee et al., 2012).

Een ander voordeel van algengroei in biofilms, is dat het scheiden van de biomassa van het gezuiverde water ook gemakkelijk of vrijwel niet nodig is (Roeselers et al., 2008; Schumacher & Sekoulov, 2003). Scheiding van biomassa van algengroei in suspensie is onderzocht met chemische flocculatie of autoflocculatie, bezinking, filtratie, flotatie, centrifugeren en ultrasone aggregatie. Deze scheidingstechnieken hebben allen specifieke voor- en nadelen en kosten daarnaast veel energie. Daarnaast vereist groei in biofilms nog minder energie omdat het systeem niet gemengd hoeft te worden.

De afscheidbare fase: biomassa

Een ander potentieel nadeel van biomassaproductie om stoffen te scheiden van water, is de geproduceerde biomassa zelf. Voor diatomeeën geldt dat de geproduceerde biomassa gebruikt kan worden voor andere doeleinden. Deze biomassa, ook wel diatomeeënaarde of diatomiet genaamd, wordt bijvoorbeeld gebruikt als mechanische filter voor

drinkwaterproductie waarbij vaste deeltjes en micro-organismen worden gescheiden van het ruwe water. Dit zou dus betekenen dat drinkwaterbedrijven zelf het product zouden kunnen hergebruiken, dan wel verkopen (Bhardwaj & Mirliss, 2005).

Voor algen geldt dat er behoorlijk wat biomassa geproduceerd wordt tijdens de opname van ammonium. Er zit gemiddeld tussen de 7 en 8,5 mg/L stikstof als ammonium in RO concentraat van oeverfiltraat en brak grondwater. Berekening van de biomassaproductie in gewicht (gr) uit de molverhoudingen van bovenstaande reactievergelijking levert 7.8% stikstof en 1.44% fosfor (gr/gr). Dit betekent dat 90 tot 109 mg/L biomassaproductie nodig is om deze ammoniumconcentraties totaal om te zetten naar biomassa. Er wordt ongeveer 141 m³/uur RO concentraat geproduceerd, wat resulteert in 12-15 kilogram biomassa/uur. De gescheiden biomassa zou mogelijk gebruikt kunnen worden voor bemesting, maar gezien de hoge biomassaproductie is het zeker nodig om dit goed te onderzoeken voordat RO concentraat met algen ingezet gaat worden.

OMV verwijdering

Fototrofe micro-organismen, zoals algen en diatomeeën, zijn in staat gebleken om verschillende OMV te verwijderen. *Pseudostaurosira trainorii* E. Morales PEWL001 verwijderde naast nutriënten ook 12 OMV (o.a. benzotriazole, atenolol, and trimethoprim) binnen vijf dagen in fotobioreactoren (Ikehata et al., 2018). De microalg *Scenedesmus quadricauda* is in staat om stoffen zoals cafeïne, benzafibraat, ibuprofen, diclofenac, en pentoxyfilline gedeeltelijk te verwijderen in fotobioreactoren met dosering van 10% CO₂ (Maeng et al., 2018).

De hierboven beschreven bevindingen zijn samengevat in Tabel 7.

Tabel 7: samenvatting van voor- en nadelen van cyanobacteriën en diatomeeën en op welk type concentraat het toegepast kan worden. In zwart de biologische processen, in grijs de fysisch-chemische processen.

Organisme	Type concentraat	+	-
Cyanobacteriën	Fosfor-gelimiteerd water	Verwijdert lage influent concentraties van meerdere stoffen (N, P, C en Si, OMV), geen koolstof bron nodig, consumeert CO ₂ , produceert O ₂	Hoge lichtintensiteit nodig en groot oppervlak, veel biomassa productie, mogelijk productie cyanotoxines
Algen	Stikstof-gelimiteerd wateren (alle RO concentraatstromen)	Verwijdert lage influent concentraties van meerdere stoffen (N, P, C, OMV, zware metalen en Si in geval van diatomeeën), geen organische koolstofbron nodig, consumeert CO ₂ , produceert O ₂	Hoge lichtintensiteit nodig en groot oppervlak, veel biomassaproductie

3.2.2 Heterotrofe biomassaproductie

Wanneer significante hoeveelheden organisch materiaal toegevoegd worden aan de RO-concentraatstromen als voedsel voor heterotrofe micro-organismen, kan de lozingsroute van het behandeld RO concentraat worden

bemoeilijkt. Veel vergunningen omvatten namelijk eisen ten aanzien van het chemisch zuurstofverbruik van het te lozen RO concentraat, en het chemisch zuurstofverbruik zal stijgen wanneer een overmaat aan organisch materiaal wordt toegevoegd aan het RO-concentraat. Er moet daarom worden gekozen voor het toevoegen van een zorgvuldig berekende benodigde hoeveelheid elektronendonoren voor heterotrofe groei zodat het behandeld concentraat mogelijk onder de lozingsnorm blijft. Wel kan de gevormde biomassa weer zorgen voor een toename van het CZV door sterfte.

Een alternatief zijn echter de energie-intensieve fysisch/chemische RO concentraat behandelmethoden. Een voorbeeld van een dergelijke techniek is de superkritische waterontzouting (Odu et al., 2015) of (voor afvalwater) superkritische wateroxidatie. Dit proces kan autothermisch verlopen wanneer de te behandelen stroom een chemisch zuurstofverbruik heeft van circa 120-150 gram/L (er komt dan evenveel energie vrij bij de oxidatie van de organische stoffen dan dat het energie kost om de reststroom naar superkritische condities te brengen (>380°C, <240 bar) (EnviroWiki, 2021)).

3.2.3 Snelle zandfiltratie

Snelle zandfiltratie is een techniek die al vele jaren wordt toegepast bij de productie van drinkwater uit diverse bronnen (Hofman-Caris, 2019a). Hoofdzakelijk wordt snelle zandfiltratie toegepast om ijzer, mangaan en ammonium te verwijderen uit de waterstroom in het filterbed. De verwijdering van ijzer en mangaan vindt plaats na beluchting van anaeroob (grond)water of dosering van coagulant aan zuurstofrijk water met neutrale pH door chemische oxidatie, biologische oxidatie of autokatalytisch, terwijl ammonium door nitrificatie wordt verwijderd.

OMV-verwijdering

Er zijn steeds meer indicaties dat snelle zandfilters een breed scala aan OMV biologisch kunnen verwijderen. Het is nog niet duidelijk in hoeverre OMV-verwijdering vooral biologische omzetting betreft of dat fysisch/chemische processen zoals sorptie ook een rol spelen. De omzetting van OMV in zandfilters kan namelijk verlopen via sorptie aan het filtermateriaal, maar ook door sorptie aan gevormde metaaloxides, waarbij de vorming van deze metaaloxiden deels weer door biologische activiteit kan komen. De biologisch gevormde metaaloxides hebben een andere structuur dan de fysisch/chemisch gevormde metaaloxides, wat weer een effect kan hebben op sorptie en afbraak van OMV (Wang et al., 2021). Ook treedt afbraak van OMV op tijdens andere, dominante biologische processen, zoals nitrificatie (zie paragraaf 2.1.4) en methaanoxidatie (Wang et al., 2021). Er zijn indicaties dat medicijnresten en pesticiden biologisch worden omgezet in snelle zandfilters (Wang et al., 2021). Uit ander onderzoek is ook gebleken dat zandfilters in staat zijn om een groot aantal OMV effectief te verwijderen, waarbij metformine en pyrazool zeer goed verwijderd kunnen worden (Di Marcantonio et al., 2020). Daarnaast is gebleken dat het enten van OMV-verwijderend filtermateriaal aan filtermateriaal dat dit niet doet, de verwijdering van OMV stimuleert, een duidelijke aanwijzing dat het hier om een biologisch gedreven proces gaat (van Bel et al., 2019; Timmers et al., in 2022b). Ander onderzoek heeft aangetoond dat cafeïne en atenolol zeer gemakkelijk verwijderd worden in snelle zandfilters, waarbij adsorptie en biologische omzetting beide een rol spelen. De OMV naproxen, carbamazepine, atrazine, trimethoprim, sulfamethoxazol en sulfadiazine werden alleen goed omgezet bij een langere contacttijd (4 uur), wat een aanwijzing is dat biologische omzetting een dominante rol speelt voor de omzetting van deze OMV (Zhou et al., 2022). De benodigde langere contacttijd kan te maken hebben met de zeer lage OMV-concentraties in het influent van snelle zandfilters. Het is daarom mogelijk dat de hogere OMV-concentraties in RO concentraat de biologische omzetting ervan zou kunnen stimuleren.

Behandeling van RO concentraat: pilotonderzoek proefhal Kamerik

Hoewel de watersector jarenlange ervaring heeft met snelfilters, zijn de precieze werkingsmechanismen van de processen in het zandbed verre van bekend en beschreven. Huidig lopend onderzoek binnen het thematisch deel van het BTO (Kennis Boven Water) en binnen het NWO-programma ("Dunea-Vitens: Sand Filtration," 2021) focust zich met name op conventionele grondwaterbehandeling zonder concentratiestap.

In het bedrijfsonderzoek 2020-2021 en 2021-2022 van het BTO is pilotonderzoek uitgevoerd waar RO concentraat van zoet grondwater behandeld wordt middels oxische zandfiltratie. De focus van dit onderzoek ligt op de fysisch-chemische procesvoering (i.e. verwijdering van opgelost ijzer en mangaan) en enkele biologische processen (nitrificatie van ammonium naar nitraat en methaanoxidatie van (opgelost) methaan). Daartoe is circa 1 m³ zand uit een lopend zandfilter uit de conventionele zuivering gehaald waarmee vervolgens op pilot-schaal (circa 1.5-2 m³/h) gedurende 12 achtereenvolgende weken de RO concentraatstroom is behandeld. Omdat binnen het hier beschreven verkennend onderzoek wordt geïnventariseerd hoe lozingskritische parameters van RO concentraat biologisch behandeld kunnen worden, is besloten om de reguliere, wekelijkse bemonstering van deze pilot uit te breiden met andere lozingskritische parameters (onder andere ammonium, fosfaat en sulfaat) en een drietal metingen van OMV. Op deze manier wordt de mogelijke potentie van snelle zandfiltratie voor de biologische verwijdering van lozingskritische parameters en OMV meegenomen in deze inventarisatie, aangezien hier nog geen literatuur over gevonden is.

Gedurende de 12 weken looptijd van de oxische-zandfiltratiepilot zijn de parameters in onderstaande Tabel 8 Tabel 8 wekelijks gemeten in het RO concentraat (zandfiltervoeding) alsook het zandfiltereffluent. De gemiddelde waarden van elk van deze parameters is opgenomen in de tabel. Ook is er eenmaal gedurende de proef een TOC-meting uitgevoerd: 35 mg TOC/L in de zandfilterinfluent (RO concentraat) en 32 mg TOC/L in het zandfiltereffluent. Naast de verlaging van concentratie van diverse stoffen (arseen, fosfaat, ijzer, mangaan, methaan, ammonium en mogelijk pH, silicaat en Kjeldahl stikstof), verandert de concentratie van sommige andere stoffen nauwelijks (calcium, magnesium, elektrisch geleidend vermogen, waterstofbicarbonaat), terwijl de concentratie van andere stoffen juist toenemen (koolstofdioxide, nitraat, nitriet, sulfaat en zuurstof). Het is bekend dat arseen, fosfaat, silicaat en natuurlijk organisch materiaal co-precipiteren met ijzer(hydr)oxiden en mangaan(hydr)oxiden die worden gevormd na beluchting (Ahmad et al., 2020; van der Wielen & van de Wetering 2021), en dat verklaart dat de concentraties van die stoffen afnemen in het filtraat. Ammonium wordt in het filterbed biologisch omgezet naar nitriet/nitraat, waarmee de af- en toename van deze stoffen ook verklaard is. Bij de (biologische) oxidatie van ijzer, mangaan en ammonium worden hydroniumionen gevormd, hetgeen een (lichte) daling van de pH en de stijging van CO₂ verklaart, gegeven het hoge bufferende vermogen van RO concentraat door het bicarbonaatgehalte.

Tabel 8: Overzichtstabel van de gemiddelde watersamenstelling over 12 weken in het influent (RO concentraat) en effluent van de oxische zandfilterpilot in de proefhal van Kamerik, Oasen

Waterkwaliteitsparameter	Eenheid	RO concentraat	Oxisch zandfilter filtraat
ammonium	mg NH ₄ /L	12	10
arseen	µg As/L	4,2	3,4
calcium	mg Ca/L	460	457
elektrisch geleidend vermogen	mS/m	219	201
fosfaat - totaal	mg PO ₄ /L	6	4,5
fosfaat - ortho	mg PO ₄ /L	2	0,1
ijzer	mg Fe/L	27	22
koolstofdioxide	mg CO ₂ /L	83	109
mangaan	mg Mn/L	2,2	1,8
magnesium	mg Mg/L	64	64
methaan	µg CH ₄ /L	1244	678
nitraat	mg NO ₃ /L	4,5	7,3
nitriet	mg NO ₂ /L	0,0	0,2
pH	-	7.5	7.3
silicaat	mg SiO ₂ /L	61	59

stikstof - kjeldahl	mg N/L	11	10
sulfaat	mg SO ₄ /L	116	142
waterstofbicarbonaat	mg HCO ₃ /L	1464	1421
zuurstof	mg O ₂ /L	<2	>10

Met het oog op de specifieke stoffen voor verwijdering uit RO concentraat (fosfaat, sulfaat, nitraat en OMV, zie hoofdstuk 2) is er een meer gedetailleerd (wekelijks) overzicht te vinden in Tabel 9. Het wekelijkse beeld van de verwijdering van fosfaat wijkt daarbij niet af van het totale beeld: de fosfaatverwijdering varieert tussen de 78%-99% door co-precipitatie van fosfaat op ijzer- en mangaan(hydr)oxideoppervlak welk afgevangen worden in het zandfilterbed. Een onverwachte en daarmee nieuwe observatie is het feit dat het sulfaatgehalte in het effluent van het oxische zandfilter significant toenam over vrijwel de gehele pilotperiode. Deze stijging kan mogelijk verklaard worden door de oxidatie van waterstofsulfide (opgelost H_2S gas) naar sulfaat op de mangaanoxidegecoate zanddeeltjes, omdat mangaanoxides deze reactie katalyseert (Edwards et al., 2011). Feit is wel dat een toename van het sulfaatgehalte in de behandelde concentraatstroom ongunstig is, gezien de kwaliteitseisen die aan het oppervlaktewater gesteld worden (Europese Unie, 2020). De totale hoeveelheid stikstof (Kjeldahl-N) in het behandelde RO concentraat bleef (volgens verwachting) gelijk aan de ingaande concentratie, hoewel een klein deel van de stikstof aanwezig als ammonia (biologisch) werd omgezet naar nitriet en/of nitraat. Bij lozing van het RO concentraat op een biologische rioolwaterzuivering is aanwezigheid van ammonia echter ongewenst vanwege de aanzienlijke zuurstofvraag van het nitrificatieproces. Wanneer een typische filtratiesnelheid voor langzame-zandfiltratie wordt toegepast (circa 0,2 m/h, verblijftijd in filterbed circa 4 uur, zie periode 5 – week 9 & 10 uit Tabel) stijgt het omzettingpercentage van ammonium significant (32%-45% in periode 5 vs 6%-21% in periode 1 t/m 4 en 6). Hoewel voldoende opgeloste zuurstof opgelost kon worden voor volledige ammoniumomzetting, vond deze omzetting dus slechts in beperkte mate plaats, zelfs bij bovengenoemde extreme verblijftijd in het filterbed. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat de 12 weken looptijd van de zandfiltratiepilot te kort is voor de nitrificatiepopulatie om zich aan te passen aan de concentraatsamenstelling met verhoogde ammoniumconcentraties. Daarnaast kan ook competitie hebben plaatsgevonden tussen ontijzering, ontmanging en nitrificatie, aangezien al deze (biologische) processen binnen een beperkte filterbedhoogte moesten ontvouwen. Door langdurigere testen uit te voeren en de microbiologische populatie te analyseren kan de potentie van deze (biologische) verwijderingsprocessen beter in kaart worden gebracht.

De monsters voor OMV-analyse zijn direct na monsternamen bewaard bij 4°C. Na afloop van de pilot zijn van deze 12 monsternamen (RO concentraat en effluent zandfilter) een drietal monsters gekozen (3x RO concentraat, 3x zandfiltereffluent; 6 monsters in totaal) en gekoeld vervoerd naar het Vitens lab voor analyse. Uiteindelijk is gekozen om monsters uit week 1, week 4 en week 10 te laten analyseren. Achterliggende redenen voor deze selectie zijn als volgt:

-in week 1 van de pilot was het relatief kort geleden dat het 'ervaren' filterzand uit de reguliere zuivering nog op regulier grondwater had gedraaid, en daarmee was de bacteriepopulatie in het filterbed nog maar beperkt blootgesteld aan de circa vier maal hogere ammoniumconcentraties in het concentraat, waarmee het een referentiepunt is.

-in week 4 van de pilot piekte de biologische omzetting van ammonium (en wellicht daarmee ook de afbraak van bepaalde OMV door co-metabole verwijdering tijdens nitrificatie)

-in week 10 van de pilot draaide het oxische zandfilter op een 10-15-maal zo lage capaciteit vergeleken met de voorgaande weken, waardoor de verblijftijd in het filterbed circa 10-15 maal langer was. Het is aannemelijk dat deze wijziging in bedrijfsvoering invloed heeft op OMV-verwijdering.

De naar Vitens vervoerde monsters zijn geanalyseerd op de volgende zeven OMV:

- 2,6-dichlorobenzamide (BAM), bentazon en cyclamaat (ook aangetroffen in influent van andere snelle zandfilters)
- Perfluorooctaanzuur (PFOA) (aanwezig in de QSPR database (Hofman-Caris, Wols, Vries, Korevaar, & Siegers, 2020))
- Acesulfaam-K en gabapentine (zowel in QSPR database en gevonden in andere voedingsstromen van snelle zandfilters)
- Ethyleendiaminetetra-azijnzuur (EDTA) (aanwezig in het grondwater op de pilot locatie in detecteerbare concentratie)

De ruwwatergegevens van het grondwater op de pilotlocatie uit de periode januari-juli 2020 tonen aan dat elk van deze zeven OMV bij ten minste een tweetal metingen in detecteerbare concentratie in het ruwwater aanwezig zijn geweest (20 januari en 16 april; Tabel 6). Gezien het feit dat naast alle macroparameters ook de OMV in circa viermaal hogere concentratie ten opzichte van regulier grondwater voorkomen (RO recovery circa 75%), is het waarschijnlijk dat in de onbehandelde RO concentraatmonsters een detecteerbare hoeveelheid van deze OMV aanwezig is. Bovendien is het om dezelfde reden ook relevant om te weten of OMV worden afgebroken in het zandfilter, aangezien significante concentratieverhogingen van OMV in het concentraat mogelijk in de toekomst relevant worden voor (het verkrijgen van) lozingsvergunningen.

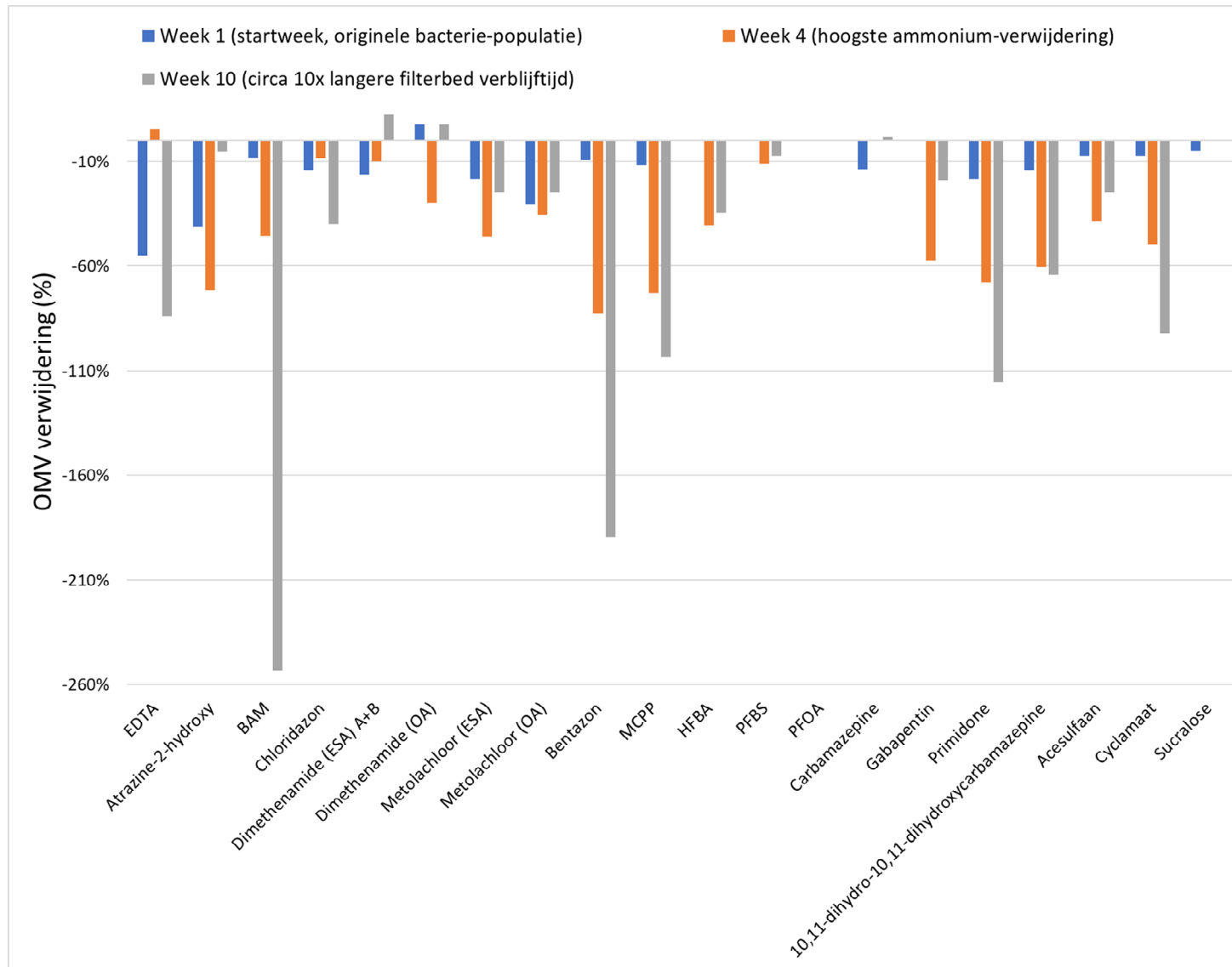
Naast bovengenoemde zeven OMV heeft het Vitens laboratorium ook diverse andere OMV geanalyseerd. De OMV die in concentraties aanwezig waren boven de detectiegrens waren herbicides & algicides, industriële stoffen, farmaceutische stoffen, zoetstoffen en een complexvormer. Een overzicht van de specifiek aangetroffen OMV, hun concentratie in het RO concentraat en het oxische zandfilterfiltraat en het daarbij behorende verwijderingspercentage zijn te zien in Tabel 10. De verwijderingspercentages van de OMV zijn weergegeven in Figuur 3. Het algehele beeld wat uit deze tabel en figuur naar voren komt is dat OMV in hogere concentraties in het filtraat van het zandfilter aanwezig waren dan in het RO concentraat zelf. Er is dus geen verwijdering van OMV in het filterbed aangetoond. Een mogelijke verklaring zou kunnen zijn dat vanwege de veranderende waterkwaliteit (ionsterkte 4-5x hoger dan regulier grondwater) desorptie van OMV van het filtermateriaal plaatsvindt. Reguliere putschakelingen op

de specifieke monsternamedagen zijn niet van invloed geweest op de analyseresultaten (*Pers. comm. Menno van Leenen (Oasen), 2021*).

Gezien de tegenvallende ijzerverwijdering, mangaanverwijdering en ammonium-omzetting en de desorptie van organische microverontreinigingen van het ingelopen filtermateriaal lijkt toepassing van zandfiltratie voor de behandeling van RO concentraat niet voordehandliggend. Verder en langduriger onderzoek zal uit moeten wijzen in hoeverre de performance van zandfiltratie op RO concentraat nog te verbeteren valt.

Tabel 10: overzicht van aangetroffen OMV's boven de detectiegrens in het RO concentraat, hun concentratie in het filtraat van het oxische zandfilter en het berekende verwijderingspercentage

Categorie	Aangetroffen OMV's boven detectiegrens analysemethode	Eenheid	Week 1 (16-9-2021)			Week 4 (7-10-2021)			Week 10 (18-11-2021)		
			concentraat	filtraat	%verwijdering	concentraat	filtraat	%verwijdering	concentraat	filtraat	%verwijdering
Complexvormers	EDTA	µg/L	19,20	29,80	-55%	29,40	27,80	5%	16,20	29,80	-84%
Herbicides & Algicides / + ionisatie	Atrazine-2-hydroxy	µg/L	0,04	0,05	-42%	0,05	0,08	-72%	0,06	0,06	-5%
	BAM	µg/L	0,14	0,15	-8%	0,10	0,14	-46%	0,04	0,15	-254%
	Chloridazon	µg/L	0,01	0,02	-14%	0,02	0,03	-8%	0,01	0,01	-40%
	Dimethenamide (ESA) A+B	µg/L	0,01	0,01	-17%	0,01	0,01	-10%	0,02	0,01	13%
	Dimethenamide (OA)	µg/L	0,01	0,01	8%	0,01	0,01	-30%	0,01	0,01	8%
	Metolachloor (ESA)	µg/L	0,02	0,02	-19%	0,01	0,02	-46%	0,02	0,02	-25%
	Metolachloor (OA)	µg/L	0,01	0,02	-31%	0,01	0,02	-36%	0,01	0,02	-25%
	Bentazon	µg/L	0,18	0,20	-10%	0,15	0,27	-83%	0,06	0,17	-189%
	MCPP	µg/L	0,06	0,07	-12%	0,04	0,06	-73%	0,03	0,06	-104%
Industriële componenten / -ionisatie	HFBA	µg/L	0,03	0,03	0%	0,03	0,05	-41%	0,02	0,03	-35%
	PFBS	µg/L	0,05	0,05	0%	0,06	0,07	-11%	0,04	0,05	-7%
	PFOA	µg/L	0,03	0,03	0%	0,03	0,03	0%	0,03	0,03	0%
Pharmaceutische componenten Groep 2 / + ionisatie	Carbamazepine	µg/L	0,01	0,01	-14%	0,01	0,01	0%	0,01	0,01	2%
	Gabapentin	µg/L	0,04	0,04	0%	0,03	0,04	-58%	0,04	0,05	-20%
	Primidone	µg/L	0,03	0,03	-19%	0,03	0,04	-68%	0,01	0,03	-115%
	Trans-10,11 dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepine	µg/L	0,06	0,07	-14%	0,07	0,11	-61%	0,05	0,07	-64%
Zoetstoffen negatieve ionisatie	Acesulfaan	µg/L	1,40	1,50	-7%	1,80	2,50	-39%	1,20	1,50	-25%
	Cyclamaat	µg/L	0,28	0,30	-7%	0,26	0,39	-50%	0,13	0,25	-92%
	Sucralose	µg/L	0,20	0,21	-5%	0,10	0,10	0%	0,28	0,28	0%



Figuur 3: Staafdiagram overzicht van de gemeten verwijderingspercentages van OMV's uit RO concentraat dat behandeld wordt met oxische zandfiltratie.

Aanvullend onderzoek & langdurige(re) testen bij constante proces-condities zijn nodig om de onderliggende reden voor toename van de OMV concentraties in het filter effluent beter in kaart te brengen. Meer details over de procescondities en performance van het oxische zandfilter is te vinden in (rapportage nog niet beschikbaar).

4 Discussie

Voordelen biologische behandeling

- Een voordeel van de biologische behandelingstechnieken t.o.v. van fysisch-chemische processen is dat biologische behandelingstechnieken vrij weinig afval- en bijproducten produceren. De afvalproducten die door biologische behandelingstechnieken geproduceerd worden zijn daarnaast vaak in afscheidbare fase, dit in tegenstelling tot fysisch-chemische processen zoals precipitatie.
- De hogere concentraties van achtergrondzouten in RO concentraat lijken voornamelijk geen probleem te vormen voor (micro)biologische behandelingsmethoden. Zover bekend lijken de meeste biologische processen namelijk ook plaats te vinden bij de hoge zoutconcentraties die in het RO-concentraat aanwezig zijn.
- Voor de meeste biologische behandelingstechnieken lijkt het daarnaast zeer goed mogelijk om te voldoen aan de door de EU opgestelde norm voor oppervlaktewaterkwaliteit. Sterker nog, de meeste biologische behandelingstechnieken zijn theoretisch in staat om nog lagere concentraties te bereiken dan deze norm.

Uitdagingen biologische behandeling

- Een aantal genoemde biologische behandelingstechnieken zijn onderzocht en toegepast op grote schaal. Vaak gaat het daarbij wel om het behandelen van (industriële) afvalwater. Dit betreft microbiële processen voor afvalstromen die verrijkt zijn in specifieke stoffen die in hoge concentraties voorkomen. Micro-organismen gedijen goed onder hoge concentraties van deze stoffen, omdat ze daar goed op kunnen groeien. Groei op specifieke stoffen zorgt er ook voor dat andere ongewenste micro-organismen niet de kans krijgen om te groeien, en dus concurreren om het substraat, wat een stabiel proces genereert. Het RO concentraat van de verschillende waterstromen bevat lage concentraties van veel verschillende stoffen, waardoor het waarschijnlijk lastiger is om specifieke microbiële processen plaats te laten vinden dan bij (industriële) afvalwater. In dat opzicht is behandeling van RO concentraat het meest veelbelovend met behandelingsmethoden die lage concentraties van meerdere stoffen verwijderen, zoals algen, snelle zandfilters, of andere natuurlijke processen zoals moeraslanden.
- Een andere uitdaging van veel van de beschreven biologische processen is dat vaak een organische koolstofbron als elektronendonator toegevoegd moet worden. RO concentraatbehandeling kan het beste toegepast worden onder autotrofe omstandigheden, zodat geen koolstofbron gedoseerd hoeft te worden en er CO₂ vastgelegd wordt in biomassa. Op deze manier wordt het CZV niet verhoogd en krijgen andere, ongewenste micro-organismen geen kans om te groeien op de koolstofbron. Wanneer wel gekozen wordt voor een biologisch proces waar een koolstofbron voor nodig is, is het wel mogelijk de dosering van deze koolstofbron zo te optimaliseren dat een residu niet overblijft in het te lozen behandeld concentraat.
- Verschillende behandelingsprocessen moeten worden toegepast om de verschillende stoffen te verwijderen. Daarnaast zijn voor een aantal biologische behandelingstechnieken die specifieke stoffen verwijderen meerdere stappen nodig waarbij oxidische en anoxische omstandigheden afgewisseld moeten worden. Dit geldt met name voor sulfaat-, fosfaat- en mogelijk voor ammonium/nitraatverwijdering. Dit heeft grote implicaties voor de toepassing van deze technieken en er zal daarom per techniek een kostenbatenanalyse gedaan moeten worden, wanneer overwogen wordt om een type RO concentraat te behandelen op een bepaalde locatie.

Deze factoren zijn in deze inventarisatie overwogen voor alle beschreven technieken. In onderstaande tabel zijn de beschreven technieken die het meeste veelbelovend zijn samengevat. De motivatie voor het beperken tot deze technieken wordt in de conclusies toegelicht.

De hierboven beschreven bevindingen zijn samengevat in Tabel 11.

Tabel 11: samenvatting van voor- en nadelen van biologische processen en op welk type concentraat het toegepast kan worden.

<i>Techniek</i>	Component	Geschikt voor type RO concentraat	Voordelen	Nadelen/onzekerheden
<i>Algen en cyanobacteriën</i>	Meerdere (vooral N, P)	Alle	Verwijderen lage concentraties van meerdere stoffen in influent	Hoge lichtintensiteit nodig en groot oppervlak, veel biomassa productie, mogelijke productie cyanotoxines door cyanobacteriën. Diatomeeën zijn lastig te groeien door silicium-opname
<i>Anammox</i>	Ammonium	Alle	Ammonium-verwijdering zonder nitraatproductie, geen TOC nodig	Niet aangetoond bij combinatie lage temperatuur, lage ammonium concentratie en hogere zoutconcentraties in influent
<i>Feammox</i>	Ammonium en ijzer	oeverfiltraat, zoet grondwater en brak grondwater	Tegelijk ammonium en ijzer verwijdering	Nog weinig bekend
<i>Biologische sulfaatreductie en sulfide-oxidatie</i>	Sulfaat en sulfide	Alle	Omzetting naar afscheidbaar zwavel en wegvangen zware metalen, mogelijk bij hoge zoutconcentraties in influent, kan lage concentraties sulfaat verwijderen in influent	Meerdere stappen, elektron donor nodig, zuurstof nodig, niet bekend of het werkt bij met samenstelling van RO concentraat
<i>Sulfammox</i>	Sulfaat en ammonium	Alle	Tegelijk ammonium en sulfaat verwijdering	Nog weinig bekend
<i>Vivianiet</i>	Ijzer en fosfaat	Oeverfiltraat, zoet grondwater en brak grondwater	Terugwinning van fosfaat en ijzer mogelijk	Niet bekend of het werkt bij lage influent concentraties van RO concentraat

<i>DPAO's</i>	Fosfaat en nitraat	Oppervlaktewater	Tegelijk fosfaat en nitraat verwijderen	Niet bekend of het werkt bij lage influent concentraties van RO concentraat en hogere zoutconcentraties, koolstofbron nodig
<i>H₂-oxiderende bacteriën</i>	Fosfaat en ammonium	Kan t/m 1 mg/L fosfaat verlagen tot 8 µg/L	Verwijdering tot zeer lage P concentraties in effluent, geen koolstofbron nodig	Waterstof nodig, zuurstof nodig, veel biomassa productie en weinig onderzocht
<i>Moerassen/Wetlands</i>	Meerdere (vooral P)	Oppervlaktewater, duinfiltraat en zoet grondwater. Kan t/m 0.107 mg/L verlagen tot 0.023 mg/L	Verwijdert zeer lage concentraties en andere stoffen in influent	Groot oppervlak nodig
<i>Snelle zandfiltratie</i>	Meerdere (vooral P, Fe, Mn, As, CH ₄ , NH ₄)	Alle	Bestaande techniek in klassieke waterzuivering	Nog niet duidelijk of het werkt voor RO concentraat, sulfaatvorming & OMV-desorptie

5 Conclusies

5.1 Sulfaatverwijdering

Voor de verwijdering van sulfaat bestaat nog geen toegepast alternatief voor de tweestapsbehandeling met sulfaatreductie en sulfideoxidatie. Wel is dit proces grootschalig toegepast op industrieel afvalwater en moet onderzocht worden of het haalbaar is voor RO concentraat. Het sulfamoxproces is aantrekkelijker, maar hier is nog onvoldoende over bekend om al als kansrijk te kunnen betitelen.

5.2 Ammoniumverwijdering

Voor ammoniumverwijdering is ANAMMOX als autotroof proces het meest veelbelovend. Andere ammoniumverwijderende processen hebben namelijk een elektronendonor nodig en bestaan vaak uit meerdere complexe stappen. Onderzocht moet worden of anammox toepasbaar is bij een combinatie van lage temperatuur en lage ammoniumconcentraties. Een ander aantrekkelijk alternatief, het Feammox proces, is nog niet goed genoeg onderzocht voor toepassing.

5.3 Nitraatverwijdering

Denitrificatie kan op meerdere manieren uitgevoerd worden onder anaerobe omstandigheden met toevoeging van elektron donor. Het moet nog onderzocht worden of groei van ongewenste micro-organismen problemen geeft wanneer denitrificatie wordt ingezet bij de lage nitraat concentraties van RO concentraat in combinatie met het toevoegen van elektron donor.

5.4 Fosfaatverwijdering

Voor de verwijdering van fosfaat lijken DPAOs en waterstofoxiderende micro-organismen het meest veelbelovend als biologische techniek. DPAOs hebben de voorkeur over PAOs omdat daarvoor geen afwisselende oxidisch/anoxische stappen nodig zijn en omdat denitrificatie tegelijkertijd plaatsvindt. Wel is een externe koolstofbron nodig als elektronendonor, terwijl waterstofoxiderende bacteriën geen externe koolstofbron nodig hebben. Deze technieken zijn beide nog niet genoeg onderzocht om op grote schaal toe te passen. Fysisch/chemische ijzer- en fosfaatverwijdering door het vormen van vivianiet is ook veelbelovend voor het behandelen van anaeroob RO concentraat (Goedhart, 2021). De uitdaging daarbij is echter wel om het gebruikte fosfaat te recupereren en/of een geschikte toepassing voor het ijzerfosfaatkristal te vinden. Verwijdering van fosfaat is ook mogelijk met moerassen/wetlands, maar het is nog onduidelijk hoe groot het oppervlak moet zijn, dus ook daar is nog onvoldoende bekend om het op grote schaal toe te passen.

5.5 Verwijdering meerdere stoffen simultaan

Het gebruik van algen of cyanobacteriën in suspensie lijkt geen toepasbare optie met de huidige concentraties in RO concentraat, aangezien het oppervlak dan veel te groot moet zijn. Wel kunnen algen en cyanobacteriën mogelijk in biofims ingezet worden, wat het benodigd oppervlak drastisch verlaagd. Algen produceren daarnaast ook zuurstof, waardoor de benodigde intensiviteit van de nageschakelde beluchting afneemt. Andere factoren die in beschouwing genomen moeten worden zijn de grote hoeveelheden biomassa die geproduceerd worden en de lichtlimitatie in Nederland, zeker gedurende de winterperiode. In het geval dat diatomeeën worden gebruikt, lijkt het lastig deze te

groeien, dat mogelijk te maken heeft met opname van silicium. Dit maakt deze techniek minder direct toepasbaar t.o.v. andere algen.

Toepassing van oxische snelle zandfiltratie voor behandeling van RO concentraat is succesvol in het verwijderen van fosfaat middels co-precipitatie aan het geoxideerde ijzer- of mangaanoppervlak. Tijdens de pilot van behandeling van RO-concentraat met oxische zandfiltratie werd een deel van het ijzer, mangaan, methaan en ammonium verwijderd. Sulfaat daarentegen liet een stijging van de concentratie zien. Voor veruit de meeste gedetecteerde OMV is een negatieve verwijdering gemeten; een mogelijke verklaring voor deze observatie is desorptie van OMV van het filtermateriaal vanwege de hogere ionische sterkte in oplossing. Vervolgonderzoek is nodig om de onderliggende reden(en) voor de lage verwijdering en desorptie te achterhalen voordat dit toegepast kan worden.

6 Aanbevelingen

- Van de behandelingsmethoden die lage concentraties van specifieke stoffen uit het RO-concentraat verwijderen, is ANAMMOX als autotroof proces het meest veelbelovend voor de verwijdering van ammonium. Het is aanbevelingswaardig om het ANAMMOX proces als zuiveringsstap (met en zonder nabehandeling met snelle zandfiltratie) voor RO-concentraat verder te onderzoeken. Het gebruik van anammoxbacteriën zou mogelijk in een vervolg onderzoek kunnen worden met de groep Ecologische Microbiologie van de Radboud Universiteit van Nijmegen. Men is daar in het bezit van ophopingsculturen van RAS systemen waar concentraties van ammonium vergelijkbaar zijn met die in het RO-concentraat, waardoor dus al anammoxbacteriën aanwezig zijn die zijn aangepast aan de ammoniumconcentratie in RO-concentraat. In dit vervolgonderzoek is het zaak deze anammoxgemeenschap nog verder te verrijken op lage concentraties ammonium en lage temperatuur en de inzetbaarheid van deze cultures te testen op verschillende RO concentraatstromen.
- Van de behandelingsmethoden die lage concentraties van meerdere stoffen verwijderen is het gebruik van algen een veelbelovend proces. Vervolgonderzoek zou zich moeten richten op het gebruik van biofilms met algen zodat het benodigd oppervlak beperkt wordt. Daarnaast zijn zonuren een belangrijke factor voor onderzoek en kan mogelijk het gebruik van artificieel licht met LED getest worden in de wintermaanden.
- Voor de biologische behandeling van sulfaat kan onderzocht worden hoe het bestaande SULFATEQ® proces aangepast moet worden voor de behandeling van RO concentraat.
- Andere biologische behandelingstechnieken zijn ook veelbelovend maar staan nog in het begin van de onderzoeksfase, zoals Femmamax, Sulfamax en biologische fosfaatverwijdering met DPAO bacteriën of waterstofoxiderende bacteriën. Het is daarom wijs om de ontwikkelingen in het onderzoek op deze methoden op de voet te volgen, dan wel aan te haken bij universiteiten en instituten die dit onderzoek uitvoeren.
- Tijdens deze inventarisatie is ook naar voren gekomen dat fysisch-chemische verwijdering van ijzer en fosfaat mogelijk kan zijn met vorming van vivianiet. Een mogelijke samenwerking met de TU Delft, Wetsus en Brabantse Delta die dit proces samen toepassen op pilotschaal, zou een vervolgstap kunnen zijn. Hierbij kan getest worden of anaeroob RO concentraat ook geschikt is om te behandelen met dit proces.

7 Referenties

Ahmad, A., Rutten, S., Eikelboom, M., de Waal, L., Bruning, H., Bhattacharya, P., & van der Wal, A. (2020). Impact of phosphate, silicate and natural organic matter on the size of Fe(III) precipitates and arsenate co-precipitation efficiency in calcium containing water. *Separation and Purification Technology*, 235(September 2019), 116117. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116117>

Anderson, M.A., Maleky, N., Komor, A.T., Ma, J., Zhao, Y. and Ikehata, K. (2018) A novel photobiological process for reverse osmosis concentrate treatment using brackish water diatoms. *Water Supply* 18(2), 594-602.

Barbosa, R.G., Sleutels, T., Verstraete, W. and Boon, N. (2020) Hydrogen oxidizing bacteria are capable of removing orthophosphate to ultra-low concentrations in a fed batch reactor configuration. *Bioresour Technol* 311, 123494.

Barbosa RG, van Veelen HPJ, Pinheiro V, Sleutels T, Verstraete W, Boon N. (2020). Enrichment of Hydrogen Oxidizing Bacteria from High Temperature and Salinity Environments. *Appl Environ Microbiol.* 30;87(4):e02439-20. doi: 10.1128/AEM.02439-20. Epub ahead of print. PMID: 33257312; PMCID: PMC7851685.

Betuw, W.v., Wiegant, W. and Kruit, J. (2008) SHARON-ANAMMOX SYSTEMEN. STOWA 2008-18.

Bhardwaj, V. and Mirliss, M.J. Diatomaceous Earth Filtration for Drinking Water. *Water Encyclopedia*, pp. 174-177. <https://doi.org/10.1002/047147844X.mw1818>.

Boelee, N.C., Janssen, M., Temmink, H., Shrestha, R., Buisman, C.J.N. and Wijffels, R.H. (2014a) Nutrient Removal and Biomass Production in an Outdoor Pilot-Scale Phototrophic Biofilm Reactor for Effluent Polishing. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 172(1), 405-422.

Boelee, N.C., Temmink, H., Janssen, M., Buisman, C.J.N. and Wijffels, R.H. (2012) Scenario Analysis of Nutrient Removal from Municipal Wastewater by Microalgal Biofilms. *Water* 4(2), 460-473.

Boelee, N.C., Temmink, H., Janssen, M., Buisman, C.J.N. and Wijffels, R.H. (2014b) Balancing the organic load and light supply in symbiotic microalgal–bacterial biofilm reactors treating synthetic municipal wastewater. *Ecological Engineering* 64, 213-221.

Boels, L., Keesman, K.J. and Witkamp, G.J. (2012) Adsorption of phosphonate antiscalant from reverse osmosis membrane concentrate onto granular ferric hydroxide. *Environ Sci Technol* 46(17), 9638-9645.

Bunce, J.T., Ndam, E., Ofiteru, I.D., Moore, A. and Graham, D.W. (2018) A Review of Phosphorus Removal Technologies and Their Applicability to Small-Scale Domestic Wastewater Treatment Systems. *Frontiers in Environmental Science* 6.

Cho, S., Kambey, C. and Nguyen, V.K. (2020) Performance of Anammox Processes for Wastewater Treatment: A Critical Review on Effects of Operational Conditions and Environmental Stresses. *Water* 12(1), 20.

Collos, Y., Vaquer, A. and Souchu, P. (2005) ACCLIMATION OF NITRATE UPTAKE BY PHYTOPLANKTON TO HIGH SUBSTRATE LEVELS1. *Journal of Phycology* 41(3), 466-478.

Corkal, D., Brault, L., Jin, Y.-C., Viraraghavan, T. and Darbi, A. (2003) Sulfate Removal from Water. *Water Quality Research Journal* 38(1), 169-182.

Cristian, S., Benone, P., Neculai, P., Marilena, T., Victor, C. and Magdalena, T. (2013) Preliminary research on the anammox process and control of nitrogen compounds in a recirculating aquaculture system. *Aacl Bioflux* 6, 27-33.

Daims, H., Lebedeva, E.V., Pjevac, P., Han, P., Herbold, C., Albertsen, M., Jehmlich, N., Palatinszky, M., Vierheilig, J., Bulaev, A., Kirkegaard, R.H., von Bergen, M., Rattei, T., Bendinger, B., Nielsen, P.H. and Wagner, M. (2015) Complete nitrification by *Nitrospira* bacteria. *Nature* 528(7583), 504-509.

Darbi, A., Viraraghavan, T., Jin, Y. C., Braul, L., & Corkal, D. (2003). Sulfate removal from water. *Water Quality Research Journal of Canada*, 38(1), 169–182. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2003.011>

De Cocker, P., Bessiere, Y., Hernandez-Raquet, G., Dubos, S., Mozo, I., Gaval, G., Caligaris, M., Barillon, B., Vlaeminck, S.E. and Sperandio, M. (2018) Enrichment and adaptation yield high anammox conversion rates under low temperatures. *Bioresour Technol* 250, 505-512.

de Waal, L. (2020). Huidige en toekomstige praktijk van NF/RO concentraat management. BTO 2020.019.

de Waal, L. (2021). BTO Verkennend Onderzoek kraamkamer: elektrochemische processen. BTO 2021.053.

de Waal, L., & Hofman-Caris, R. (2021). Additionele zuiveringsinspanning voor verwijdering van opkomende stoffen. BTO 2021.006.

de Waal, L., Zuurbier, K. G., & Raat, K. J. (2020). Brackish groundwater as drinking water source. *KWR* 2020.039.

Di Capua, F., Pirozzi, F., Lens, P.N.L. and Esposito, G. (2019) Electron donors for autotrophic denitrification. *Chemical Engineering Journal* 362, 922-937.

Di Marcantonio, C., Bertelkamp, C., van Bel, N., Pronk, T. E., Timmers, P. H. A., van der Wielen, P., & Brunner, A. M. (2020). Organic micropollutant removal in full-scale rapid sand filters used for drinking water treatment in The Netherlands and Belgium. *Chemosphere*, 260, 127630. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127630>

Dominika, G., Joanna, M. and Jacek, M. (2021) Sulfate reducing ammonium oxidation (SULFAMMOX) process under anaerobic conditions. *Environmental Technology & Innovation* 22, 101416.

Dunea–Vitens: Sand Filtration. (2021). Retrieved March 1, 2021, from <https://www.nwo.nl/en/researchprogrammes/partnership/partnership-programmas/dunea-vitens-sand-filtration>

Ebrahimzadeh, S., Wols, B., Azzellino, A., Martijn, B. J., & van der Hoek, J. P. (2021). Quantification and modelling of organic micropollutant removal by reverse osmosis (RO) drinking water treatment. *Journal of Water Process Engineering*, 42(May), 102164. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102164>

Edwards, S., Alharthi, R., & Ghaly, A. E. (2011). Removal of hydrogen sulphide from water. *American Journal of Environmental Sciences*, 7(4), 295–305. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2011.295.305>

EnviroWiki. (2021). Supercritical Water Oxidation (SCWO). Retrieved October 5, 2021, from [https://www.enviro.wiki/index.php?title=Supercritical_Water_Oxidation_\(SCWO\)](https://www.enviro.wiki/index.php?title=Supercritical_Water_Oxidation_(SCWO))

Europese Unie. (2000). RICHTLIJN 2000/60/EG Kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid.

Europese Unie. (2020). RICHTLIJN (EU) 2020/2184 Kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water.

Fernandez-Fontaina, E., Gomes, I. B., Aga, D. S., Omil, F., Lema, J. M., & Carballa, M. (2016). Biotransformation of pharmaceuticals under nitrification, nitratation and heterotrophic conditions. *Science of the Total Environment*, 541, 1439–1447. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.010>

Geertjes, K., Baas, K., Verschuren, S., Kaashoek, R. and Graveland, C. (2016) Fosfor-in-afvalwater en slib. Centraal Bureau voor de Statistiek.

Gilbert, E.M., Agrawal, S., Karst, S.M., Horn, H., Nielsen, P.H. and Lackner, S. (2014) Low Temperature Partial Nitrification/Anammox in a Moving Bed Biofilm Reactor Treating Low Strength Wastewater. *Environmental Science & Technology* 48(15), 8784-8792.

Goedhart, R. (2021). Vivianite Precipitation: a Novel Concept to Remove Iron from Groundwater: From waste to value (Technical University of Delft). MSc Thesis, <https://repository.tudelft.nl/islandora/object/uuid%3A959073e0-81a4-43f8-b53a-72aaafbec74e>

Heemskerk, J. Van, Koomen, A., Buijert, A., & Lieverse, T. (2020). Eerste grootschalige toepassing ijzerzandfilter een succes. *Vakblad H2O*, 15 juli 2021, 1–4.

Hendrickx, T., Kruit, J., Eggink, G., Geilvoet, S., Kip, C.v.E.T., Lotti, T., Kartal, B. and Hu, Z. (2013) Toepassing van Anammox in de hoofdstroom van RWZI. STOWA 2013-39.

Hendrickx, T., Vogelaar, J., Geilvoet, S., Duin, O., Kip, C.v.E.T. and Hoekstra, M. (2017) CENIRELTA: DEMONSTRATIEPROJECT ANAMMOX IN DE HOOFDSTROOM OP RWZI DOKHAVEN. STOWA 2017-27.

Hoekstra, M., Geilvoet, S.P., Hendrickx, T.L.G., van Erp Taalman Kip, C.S., Kleerebezem, R. and van Loosdrecht, M.C.M. (2019) Towards mainstream anammox: lessons learned from pilot-scale research at WWTP Dokhaven. *Environ Technol* 40(13), 1721-1733.

Hofman, J. A. M. H., Beumer, M. M., Baars, E. T., Van Der Hoek, J. P., & Koppers, H. M. M. (1998). Enhanced surface water treatment by ultrafiltration. *Desalination*, 119(1–3), 113–125. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(98\)00129-5](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(98)00129-5)

Hofman-Caris, R. (2019a). Afwegingen bij toepassing voor zuiveringstechnieken in de Nederlandse drinkwaterproductie. KWR 2019.041.

Hofman-Caris, R. (2019b). BTO VO “Ogen-en-oren” Elektrochemische technieken in drinkwaterzuivering. BTO 2019.043.

Hofman-Caris, R., Siegers, W., Hofman, J., Elings, J., Kolk, O. van der, & Jong, A. de. (2015). Granular iron(hydr)oxide for phosphate removal from water. KWR 2015.008.

Hofman-Caris, R., Wols, B., Vries, D., Korevaar, M., & Siegers, W. (2020). Voorspelling en validatie van de verwijdering van organische microverontreinigingen uit water; deel 1: stofselectie. BTO 2020.056.

Hofs, B., Cornelissen, E. R., Vries, D., Huiting, H., Nederlof, M. M., & Post, J. W. (2012). Geconcentreerde zoute reststromen. BTO 2012.014. Retrieved from <http://livelink.kwrwater.nl/livelink/livelink.exe/open/49553334>

Hu, Z., Lotti, T., Kreuk, M.d., Kleerebezem, R., Loosdrecht, M.v., Kruit, J., Jetten, M.S.M. and Kartal, B. (2013) Nitrogen Removal by a Nitrification-Anammox Bioreactor at Low Temperature. *Appl Environ Microbiol* 79(8), 2807-2812.

Huang, S. and Jaffé, P.R. (2019) Defluorination of Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) by *Acidimicrobium* sp. Strain A6. *Environ Sci Technol* 53(19), 11410-11419.

Ikehata, K., Zhao, Y., Kulkarni, H. V., & Li, Y. (2019). Treatment of RO concentrate from six potable reuse facilities in the southwestern USA with a new photobiological process. *Water Science and Technology: Water Supply*, 19(6), 1661–1667. <https://doi.org/10.2166/ws.2019.040>

Ikehata, K., Zhao, Y., Kulkarni, H. V., Li, Y., Snyder, S. A., Ishida, K. P., & Anderson, M. A. (2018). Water Recovery from Advanced Water Purification Facility Reverse Osmosis Concentrate by Photobiological Treatment Followed by Secondary Reverse Osmosis. *Environmental Science and Technology*, 52(15), 8588–8595. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00951>

Ikehata, K., Zhao, Y., Ma, J., Komor, A. T., Maleky, N., & Anderson, M. A. (2018). A novel photobiological process for reverse osmosis concentrate treatment using brackish water diatoms. *Water Science and Technology: Water Supply*, 18(2), 594–602. <https://doi.org/10.2166/ws.2017.142>

Ikehata, K., Zhao, Y., Maleky, N., Komor, A. T., & Anderson, M. A. (2017). Aqueous silica removal from agricultural drainage water and reverse osmosis concentrate by brackish water diatoms in semi-batch photobioreactors. *Journal of Applied Phycology*, 29(1), 223–233. <https://doi.org/10.1007/s10811-016-0907-3> Johnson, M.B. and Wen, Z. (2010) Development of an attached microalgal growth system for biofuel production. *Appl Microbiol Biotechnol* 85(3), 525-534.

Kamp, A. (2007) Growth and nitrate reduction of *Beggiatoa* filaments studied in enrichment cultures. PhD thesis.

Kartal, B., Koleva, M., Arsov, R., van der Star, W., Jetten, M.S.M. and Strous, M. (2006) Adaptation of a freshwater anammox population to high salinity wastewater. *Journal of Biotechnology* 126(4), 546-553.

Kartal, B., Kuypers, M.M.M., Lavik, G., Schalk, J., Op den Camp, H.J.M., Jetten, M.S.M. and Strous, M. (2007) Anammox bacteria disguised as denitrifiers: nitrate reduction to dinitrogen gas via nitrite and ammonium. *Environmental Microbiology* 9(3), 635-642.

Koolen, R. (2020). HHNK en PWN bouwen grote demo-installatie voor verwijdering micro's in Wervershoof. Waterforum website: <https://www.waterforum.net/hhnk-en-pwn-bouwen-grote-demo-installatie-voor-verwijdering-micros-in-wervershoof/>

Kools, S., van Loon, A., Sjerps, R., & Rosenthal, L. (2019). De kwaliteit van bronnen van drinkwater in Nederland. KWR 2019.072.

Kouba, V., Hurkova, K., Navratilova, K., Vejmelkova, D., Benakova, A., Laureni, M., Vodickova, P., Podzimek, T., Lipovova, P., van Niftrik, L., Hajslova, J., van Loosdrecht, M., Weissbrodt, D. and Bartacek, J. (2019) On anammox activity at low temperature: effect of ladderane composition, process conditions and dominant anammox population. *bioRxiv*, 2019.2012.2015.873869.

Kumar, P.S., Korving, L., van Loosdrecht, M.C.M. and Witkamp, G.J. (2019) Adsorption as a technology to achieve ultra-low concentrations of phosphate: Research gaps and economic analysis. *Water Res X* 4, 100029.

Li, Y., Kulkarni, H.V., Zhao, Y. and Ikehata, K. (2019) Treatment of RO concentrate from six potable reuse facilities in the southwestern USA with a new photobiological process. *Water Supply* 19(6), 1661-1667.

Liu, L.-Y., Xie, G.-J., Xing, D.-F., Liu, B.-F., Ding, J., Cao, G.-L. and Ren, N.-Q. (2021) Sulfate dependent ammonium oxidation: A microbial process linked nitrogen with sulfur cycle and potential application. *Environmental Research* 192, 110282.

Lu, H., Ekama, G.A., Wu, D., Feng, J., van Loosdrecht, M.C. and Chen, G.H. (2012) SANI(R) process realizes sustainable saline sewage treatment: steady state model-based evaluation of the pilot-scale trial of the process. *Water Res* 46(2), 475-490.

Lu, J., Zhang, Y., Wu, J. and Wang, J. (2020) Nitrogen removal in recirculating aquaculture water with high dissolved oxygen conditions using the simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification system. *Bioresource Technology* 305, 123037.

Maeng, S.K., You, S.H., Nam, J.Y., Ryu, H., Timmes, T.C. and Kim, H.C. (2018) The growth of *Scenedesmus quadricauda* in RO concentrate and the impacts on refractory organic matter, *Escherichia coli*, and trace organic compounds. *Water Res* 134, 292-300.

Makinia, J., Grubba, D., & Majtacz, J. (2021). Sulfate reducing ammonium oxidation (SULFAMMOX) process under anaerobic conditions. *Environmental Technology & Innovation*, 22, 101416.
<https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101416>.

Mukherjee, C., Chowdhury, R., Begam, M.M., Ganguli, S., Basak, R., Chaudhuri, B. and Ray, K. (2019) Effect of Varying Nitrate Concentrations on Denitrifying Phosphorus Uptake by DPAOs With a Molecular Insight Into Pho Regulon Gene Expression. *Front Microbiol* 10, 2586.

Nancharaiah, Y.V. and Sarvajith, M. (2019) Aerobic granular sludge process: a fast growing biological treatment for sustainable wastewater treatment. *Current Opinion in Environmental Science & Health* 12, 57-65.

Newcombe, R.L., Strawn, D.G., Grant, T.M., Childers, S.E. and Möller, G. (2008) Phosphorus Removal from Municipal Wastewater by Hydrous Ferric Oxide Reactive Filtration and Coupled Chemically Enhanced Secondary Treatment: Part II—Mechanism. *Water Environment Research* 80(3), 248-256.

Odu, S. O., Van Der Ham, A. G. J., Metz, S., & Kersten, S. R. A. (2015). Design of a Process for Supercritical Water Desalination with Zero Liquid Discharge. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 54(20), 5527–5535.
<https://doi.org/10.1021/acs.iecr.5b00826>.

Oshiki, M., Shimokawa, M., Fujii, N., Satoh, H. and Okabe, S. (2011) Physiological characteristics of the anaerobic ammonium-oxidizing bacterium 'Candidatus *Brocadia sinica*'. *Microbiology* 157(6), 1706-1713.

Paques B.V. (2020a). ANNAMOX. Retrieved July 6, 2020, from <https://en.paques.nl/products/featured/anammox>

Paques B.V. (2020b). SULFATEQ. Retrieved July 6, 2020, from <https://nl.paques.nl/products-nl/other/sulfateq>

Pathak, N., Tran, V. H., Merenda, A., Johir 1, M. A. H., Phuntsho, S., & Shon, H. (2020). Removal of organic micro-pollutants by conventional membrane bioreactors and high-retention membrane bioreactors. *Applied Sciences (Switzerland)*, 10(8). <https://doi.org/10.3390/APP10082969>.

Prot, T., Nguyen, V.H., Wilfert, P., Dugulan, A.I., Goubitz, K., De Ridder, D.J., Korving, L., Rem, P., Bouderbala, A., Witkamp, G.J. and van Loosdrecht, M.C.M. (2019) Magnetic separation and characterization of vivianite from digested sewage sludge. *Separation and Purification Technology* 224, 564-579.

Rios-Miguel, A. B., Jetten, M., & Welte, C. U. (2021). Effect of concentration and hydraulic reaction time on the removal of pharmaceutical compounds in a membrane bioreactor inoculated with activated sludge. *Microb Biotechnol.* 2021 Jul;14(4):1707-1721. doi: 10.1111/1751-7915.13837. Epub 2021 Jun 15. PMID: 34132479; PMCID: PMC8313272.

Roeselers, G., Loosdrecht, M.C. and Muyzer, G. (2008) Phototrophic biofilms and their potential applications. *J Appl Phycol* 20(3), 227-235.

Roest, K., Romgens, B., van Alphen, H., & Segrave, A. (2020). Stip op de horizon: Circulair Water 2050. BTO 2020.062.

Ruiz-Uriguen, M., Shuai, W. and Jaffe, P.R. (2018) Electrode Colonization by the Feammox Bacterium *Acidimicrobiaceae* sp. Strain A6. *Appl Environ Microbiol* 84(24).

Schumacher, G., Blume, T. and Sekoulov, I. (2003) Bacteria reduction and nutrient removal in small wastewater treatment plants by an algal biofilm. *Water Sci Technol* 47(11), 195-202.

Shi, J., Podola, B. and Melkonian, M. (2007) Removal of nitrogen and phosphorus from wastewater using microalgae immobilized on twin layers: an experimental study. *Journal of Applied Phycology* 19(5), 417-423.

Staatscourant. (2009). Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009. Staatscourant, 1–104. Retrieved from <https://wetten.overheid.nl/BWBR0027061/2017-01-01/0/#BijlageIII>

STOWA. (2021). Ultieme Waterfabriek, Fase 1. STOWA project 432.769. <https://www.stowa.nl/onderwerpen/circulaire-economie/producersen-van-grondstoffen/ultieme-waterfabriek-fase-1>

Su, Q., Schittich, A. R., Jensen, M. M., Ng, H., & Smets, B. F. (2021). Role of ammonia oxidation in organic micropollutant transformation during wastewater treatment: Insights from molecular, cellular, and community level observations. *Environmental Science and Technology*, 55(4), 2173–2188. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06466>

Timmers, P. H. A., Sloopweg, T., Knezev, A., van der Schans, M., Zandvliet, L., Reus, A., ... Lekkerkerker-Teunissen, K. (2022a). Improved drinking water quality after adding advanced oxidation for organic micropollutant removal to pretreatment of river water undergoing dune infiltration near The Hague, Netherlands. *Journal of Hazardous Materials*, 429, 128346. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128346>

Timmers P, Ferreira M.L., Siegers W. (2022b). Bioremediatie van snelfilters voor verwijdering van organische microverontreinigingen. BTO 2022.042.

Timmers, P., & de Waal, L. (2020). "Biologische behandeling van omgekeerde osmoseconcentraat". BTO 2020.042.

Timmers, P.H.A., van der Velden-Sloopweg, T., Knezev, A., Zandvliet, L., Reus, A.A., vugh, D., J.E., M., Knol, A.H., Stuyfzand, P. and Lekkerkerker, K. (2020) Effecten van geavanceerde oxidatie op de waterkwaliteitsveranderingen en microbiologie bij duinfiltratie. KWR 2020.066.

Timmers P. H. A., Vavourakis C. D., Kleerebezem R., Sinninghe Damsté J. S., Muyzer G., Stams A. J. M., Sorokin D. Y., Plugge C. M. (2018). Metabolism and Occurrence of Methanogenic and Sulfate-Reducing Syntrophic Acetate Oxidizing Communities in Haloalkaline Environments. *Frontiers in Microbiology*, 9, doi: 10.3389/fmicb.2018.03039.

Uijterlinde, C.A., Heijkoop, N.W. and sluis, J.W.v. (2011) Effluent polishing met algen. STOWA 2011-04.

van Bel, N., Bertelkamp, C. and Timmers, P.H.A. (2020) Biologische afbraak van organische microverontreinigingen in snelfilters van de drinkwaterzuivering. BTO 2020.028.

van Betuw, W., Wiegant, W., & Kruit, J. (2008). Sharon-Annamox Systemen. STOWA 2008-18.

van Dooren, T. C. G. W., Zuurbier, K. G., Raat, K. J., Zwolsman, J. J. G., & Dammers, P. H. (2021). Hydrogeologische referentiesituatie en voorlopig ontwerp puttenveld brakwaterpilot Scheveningen (Dunea). KWR 2021.023.

Van Kessel, M. A. H. J., Harhangi, H. R., Flik, G., Jetten, M. S. M., Klaren, P. H. M., & Op Den Camp, H. J. M. (2011). Anammox bacteria in different compartments of recirculating aquaculture systems. *Biochemical Society Transactions*, 39(6), 1817–1821. <https://doi.org/10.1042/BST20110743>

van Kessel, M. A. H. J., Speth, D. R., Albertsen, M., Nielsen, P. H., Op den Camp, H. J. M., Kartal, B., ... Lücker, S. (2015). Complete nitrification by a single microorganism. *Nature*, 528(7583), 555–559. <https://doi.org/10.1038/nature16459>.

Van der Wielen & van de Wetering (2021). De invloed van mangaan op biofilm en sediment in het distributiesysteem. BTO 2021.039.

Varjani, S., Pandey, A., Tyagi, R. D., Ngo, H. H., & Larroche, C. (2020). Emerging Organic Micro-Pollutants. In: *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering*. Elsevier Science.

Vewin. (2020). Kerngegevens drinkwater 2020.

Voort, J.-W. (2020). Fosfaatfilter bij Zwemlust - Blauwalgen bestrijden en proeflocatie voor AGV. *Winnovatie*: <https://www.winnovatie.nl/innovatie/fosfaatfilter-bij-zwemlust-blauwalgen-bestrijden-en-proeflocatie-voor-agv>

Vries, D., Wols, B., Korevaar, M., & Vonk, E. (2017). AquaPriori: a priori het verwijderingsrendement bepalen. KWR 2017.027.

Wang, J., de Ridder, D., van der Wal, A., & Sutton, N. B. (2021). Harnessing biodegradation potential of rapid sand filtration for organic micropollutant removal from drinking water: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 51(18), 2086–2118. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1771888>

Wang, X.X., Wu, Y.H., Zhang, T.Y., Xu, X.Q., Dao, G.H. and Hu, H.Y. (2016) Simultaneous nitrogen, phosphorous, and hardness removal from reverse osmosis concentrate by microalgae cultivation. *Water Res* 94, 215-224.

Wang Q., J. Ding, H. Xie, D. Hao, Y. Du, C. Zhao, F. Xu, Q. Kong, B. Wang. (2021). Phosphorus removal performance of microbial-enhanced constructed wetlands that treat saline wastewater, *Journal of Cleaner Production*, Volume 288, 125119, ISSN 0959-6526, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125119>

Waterforum. (2021). Aan de slag met reinwaterkelders van ca 9.5000 m3. Retrieved October 1, 2021, from <https://www.waterforum.net/aan-de-slag-met-reinwaterkelders-van-ca-9-5000-m3/>

Wiegant, W., van Betuw, W., Kruit, J., & Uijterlinde, C. (2009). Duurzame deelstroombehandeling voor stikstofverwijdering op rwzi heeft de toekomst. *H2O Online*, 40–43.

Wijdeveld, W. K., Prot, T., Sudintas, G., Kuntke, P., Korving, L., & van Loosdrecht, M. C. M. (2022). Pilot-scale magnetic recovery of vivianite from digested sewage sludge. *Water Research*, 212(April 2021), 118131. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118131>.

Xiang, Q., Nomura, Y., Fukahori, S., Mizuno, T., Tanaka, H. and Fujiwara, T. (2019) Innovative Treatment of Organic Contaminants in Reverse Osmosis Concentrate from Water Reuse: a Mini Review. *Current Pollution Reports* 5(4), 294-307.

Yang, Y., Peng, H., Niu, J., Zhao, Z. and Zhang, Y. (2019) Promoting nitrogen removal during Fe(III) reduction coupled to anaerobic ammonium oxidation (Feammox) by adding anthraquinone-2,6-disulfonate (AQDS). *Environ Pollut* 247, 973-979.

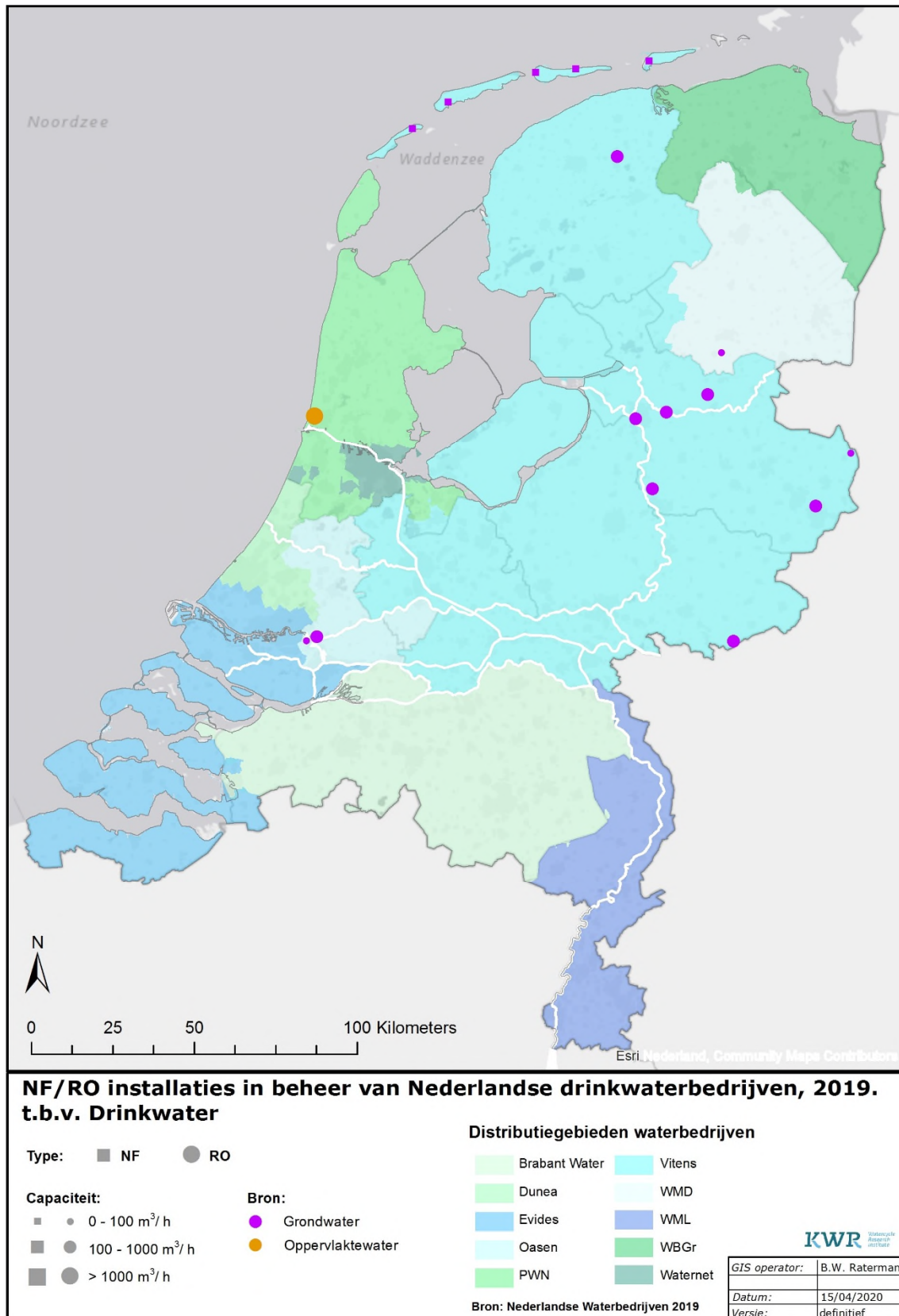
Yarlagadda, V. N., & M., S. (2019). Aerobic granular sludge process: A fast growing biological treatment for sustainable wastewater treatment. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 12, 57–65.
<https://doi.org/10.1016/j.coesh.2019.09.011>

Zhang, Y., Ghyselbrecht, K., Meesschaert, B., Pinoy, L., & Van der Bruggen, B. (2011). Electrodialysis on RO concentrate to improve water recovery in wastewater reclamation. *Journal of Membrane Science*, 378(1–2), 101–110. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2010.10.036>.

Zhang H., Z. Zhang, K. Jiang, Z. Li, K. Zhang, J. Ma, Y. Qian (2021). Salt effect on MUCT system performance of nitrogen and phosphorus removal, *Green Energy & Environment*, Volume 6, Issue 5, 2021, pp 670-677, <https://doi.org/10.1016/j.gee.2020.06.008>.

Zhou, J., Wang, D., Ju, F., Hu, W., Liang, J., Bai, Y., ... Qu, J. (2022). Profiling microbial removal of micropollutants in sand filters: Biotransformation pathways and associated bacteria. *Journal of Hazardous Materials*, 423(PB), 127167. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127167>.

I Toepassing NF/RO t.b.v. drinkwaterproductie



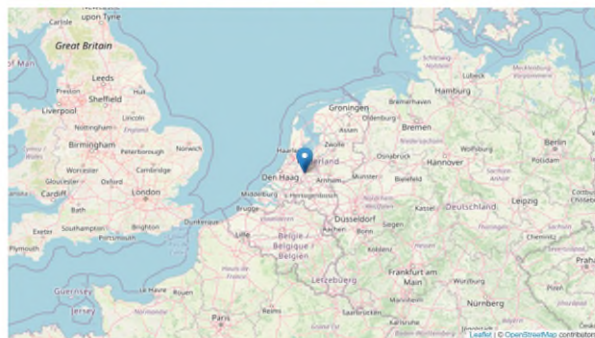
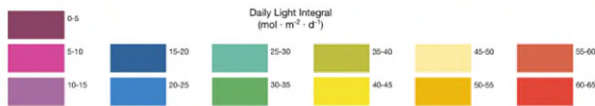
II Daily Light Integral calculation Nieuwegein – The Netherlands



Suite 303 - 31 Bastion Square, Victoria
British Columbia, Canada, V8W 1J1
www.suntrackertech.com

Outdoor DLI values for your location at: 52.019, 5.108

The Daily Light Integral (DLI) is a measure of how much daylight is delivered to a location over a 24-hour period. More specifically, it is defined as: "photosynthetic photon flux density (PPFD) integrated over a 24-hour period, typically coinciding with the 24 hours of a calendar day". It is expressed in moles of light per square meter per day.



Month	Daily Light Integral	Interquartile Range
January	4.810 (mol · m ⁻² · d ⁻¹)	2.863 -- 6.119
February	9.981 (mol · m ⁻² · d ⁻¹)	5.331 -- 13.874
March	17.493 (mol · m ⁻² · d ⁻¹)	11.894 -- 22.948
April	28.381 (mol · m ⁻² · d ⁻¹)	16.115 -- 33.402
May	33.927 (mol · m ⁻² · d ⁻¹)	26.706 -- 40.112
June	37.019 (mol · m ⁻² · d ⁻¹)	22.794 -- 46.236
July	35.995 (mol · m ⁻² · d ⁻¹)	28.023 -- 46.727
August	29.867 (mol · m ⁻² · d ⁻¹)	22.652 -- 36.513
September	19.215 (mol · m ⁻² · d ⁻¹)	13.990 -- 24.999
October	11.560 (mol · m ⁻² · d ⁻¹)	8.549 -- 14.567
November	5.744 (mol · m ⁻² · d ⁻¹)	3.693 -- 8.188
December	3.708 (mol · m ⁻² · d ⁻¹)	2.045 -- 4.934

III Overzichtstabel bedrijfsvoering pilot oxische zandfiltratie Kamerik

Week nummer	Filtratie snelheid	Zuurstof filtraat	Terugspoelcriterium	RT,bwl	RT,bed	Fe	Mn	NH4	CH4	Fe	Mn	NH4	CH4	Stabiele bedrijfsvoering?	Opmerking
	m/uur	mg O2/L	bar	min	min	%	%	%	%	Load [g/h verwijderd]	Load [g/h verwijderd]	Load [g/h verwijderd]	Load [g/h verwijderd]		
1	3.25	12.5	0.5	6,5	18,5	45%	45%	12%	-	25	6	2	-	Ja, 16-9-2021	
2	3.25	12.5	0.5	6,5	18,5	21%	5%	6%	41%	10	0	1	3	Ja, 23-9-2021	
3	3.25	12.5	0.5	6,5	18,5	0%	19%	?	57%	0	2	?	2	Ja, 30-9-2021	
4	2.5	12.5	0.5	10	22	5%	0%	21%	65%	2	0	4	1	Ja, 6-10-2021	
5	2.5	12.5	0.5	16	22	29%	0%	11%	56%	12	0	2	1	Ja, 13-10-2021	Mildere backwash
6	2.5	12.5	0.5	16	22	40%	0%	13%	-	15	0	2	-	Ja, 20-10-2021	Mildere backwash
7	2.5	12.5	0.2	16	22	12%	0%	1%	46%	4	0	0	1	Ja, 27-10-2021	Mildere backwash
8	2.5	12.5	0.2	16	22	29%	16%	13%	68%	14	1	2	1	Ja, 4-11-2021	Mildere backwash
9	0.2	12.5	0.2	176	247	66%	0%	56%	-	6	0	1	-	Ja, 11-11-2021	
10	0.2	12.5	0.2	176	247	45%	0%	52%	-	1	0	1	-	Ja, 18-11-2021	
11	2.5	2	0.2?	16	22									1.5 uur stilgestaan, 18-11-2021	
12	2.5	2	0.2?	16	22									Ja, 2-12-2021	

