

Bedrijfstakonderzoek
BTO 2024.047 | maart 2024

Verkenning van oppervlaktewaterkwaliteit in relatie tot risico's voor grondwater bij groot-schalige infiltratie

Colofon



Verkenning van oppervlaktewaterkwaliteit in relatie tot risico's voor grondwater bij groot-schalige infiltratie

BTO 2024.047 | maart 2024

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

Opdrachtnummer

402045-366

Projectmanager

Martin van der Schans

Opdrachtgever

BTO – Thematisch onderzoek – Bronnen en omgeving

Auteurs

Dr. Inge van Driezum, Dr. Bas van der Grift, Dr.ir. Gijsbert Cirkel, Dr. Tessa Pronk

Kwaliteitsborger

Dr. Niels Hartog

Verzonden naar

Dit rapport is verspreid onder BTO-participanten en is openbaar

Keywords

Infiltratie, grondwater, waterkwaliteit

[Jaar van publicatie](#)
2024

Meer informatie

Dr. Inge van Driezum
T +31 (0)30 60 69 735
E inge.van.driezum@kwrwater.nl

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

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

KWR

maart 2024 ©

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.

Belang: effecten van oppervlaktewater infiltreren nog onvoldoende bekend

Steeds vaker wordt het infiltreren van oppervlaktewater als een kans gezien om aan de toenemende vraag naar drinkwater te voorzien, het verdrogende effect van grondwateronttrekkingen te compenseren of het grondwater aan te vullen. Vanuit technisch oogpunt is het mogelijk om oppervlaktewater te infiltreren, maar er is nog weinig bekend over de effecten van infiltratie van oppervlaktewater op de grondwaterkwaliteit en de grondwaterafhankelijke natuur.

Aanpak: twee casestudies naar macrochemie en verontreinigende stoffen

De aanwezigheid van verontreinigende stoffen in het oppervlaktewater is beschouwd en de macro-chemische kwaliteit van het oppervlaktewater is vergeleken met het ontvangende grondwater voor twee case studies (Rijn op de Veluwe en Drentse Aa nabij Assen). Op basis van de te verwachten persistentie (afbreekbaarheid), mobiliteit en toxiciteit is een prioritering gemaakt van de verontreinigende stoffen die na infiltratie de meeste risico's voor de grondwaterkwaliteit zouden kunnen opleveren. Daarnaast is in kaart gebracht welke bodem-chemische processen en welke veranderingen in macro-chemische samenstelling kunnen optreden na infiltratie. Ook is een overzicht gemaakt van het wettelijk kader rondom infiltratie.

Resultaten: veel stoffen potentieel risico voor grondwaterkwaliteit, macro-chemie varieert

Van de 339 aangetroffen stoffen die in de Rijn worden aangetroffen is op basis van stofeigenschappen ingeschat dat 184 stoffen een potentieel risico voor het grondwater vormen. In de Drentse Aa geldt dit voor 73 van de 119 aangetroffen stoffen. De belangrijkste stoffen in de Rijn zijn een mix van geneesmiddelen, PFAS, industriële stoffen en gewasbeschermingsmiddelen. In de Drentse Aa zijn dit gewasbeschermingsmiddelen en PAK's. Een aantal van de geprioriteerde stoffen zullen waarschijnlijk tijdens bodempassage worden afgebroken of geadsorbeerd (bijvoorbeeld zware PAK's). De concentraties van de gevonden stoffen verschillen aanzienlijk over de seizoenen en met afvoer van de rivier maar hierin is geen eenduidig patroon zichtbaar. Bij de Rijn verschilt de nutriënten, hardheid en zoutconcentratie

en van het oppervlaktewater van die van het grondwater. Dit zal bij infiltratie resulteren in een afwijkende grondwaterkwaliteit, wat mogelijk negatieve consequenties kan hebben, bijvoorbeeld voor grondwaterafhankelijke ecosystemen. Bij de Drentse Aa zijn de samenstelling van oppervlaktewater en grondwater juist gelijk omdat het lokale oppervlaktewater- en grondwatersysteem daar in nauwe verbinding staan.

Toepassing: potentie voor selectieve inname is beperkt, wettelijk kader verder uitwerken

Selectieve inname

Selectief innemen van het water uit de Rijn lijkt te weinig potentie te hebben om de belasting van het grondwater met verontreinigingen te kunnen verlagen. In de Drentse Aa lijken de mogelijkheden voor selectieve inname beter, al zouden er meer monsters genomen moeten worden en meer stoffen moeten worden geanalyseerd om hierover een volledig beeld te krijgen.

Wettelijk kader

Het wettelijk kader laat een belangrijk verschil zien tussen water dat geïnfilterd wordt met het oog op terugwinning en water dat in de bodem gebracht wordt zonder de intentie om het weer terug te winnen (afhankelijk van het gebruikte water en doel juridisch een bodemlozing of niet helder gereguleerd). Vanuit de KRW moet voor beide doelen echter een goede toestand van het grondwaterlichaam gewaarborgd zijn en moet de inbreng van verontreinigende stoffen worden voorkomen en beperkt. Daarnaast mag de zuiveringsinspanning voor drinkwaterproductie niet toenemen. De directe en lange-termijn-effecten van OMV's op het grondwater en op de grondwater afhankelijke ecosystemen moeten beter worden onderzocht. Het verdient aanbeveling om het juridisch kader voor een aantal verschillen systemen nader uit te werken.

Rapport

Dit onderzoek is beschreven in het rapport *Verkenning van oppervlaktewaterkwaliteit in relatie tot risico's voor grondwater bij grootschalige infiltratie* (BTO 2024.047).

Meer informatie

Dr. Inge van Driezum
T +31 (0)30 60 69 735
E inge.van.driezum@kwrwater.nl

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands



Inhoud

Managementsamenvatting	2	
1	Introductie	5
1.1	Aanleiding en Doel	5
1.2	Keuze voor casestudies	6
2	Duiding van risicostoffen bij infiltratie van oppervlaktewater	9
2.1	Methode voor schatting mobiliteit en persistentie van stoffen	9
2.2	Gebruikte waterkwaliteitsdata	14
2.3	Risicoprioritering van stoffen in oppervlaktewater	15
2.4	Analyse van temporele variatie stoffen in oppervlaktewater	22
2.5	Removal Requirement Index	24
2.6	Verwijdering organische microverontreinigingen tijdens bodempassage	25
2.7	Discussie	26
3	Macro-chemische waterkwaliteit en sporenelementen	28
3.1	Gebruikte waterkwaliteitsdata	28
3.2	Vergelijking anorganische waterkwaliteit in oppervlaktewater en grondwater	32
4	Wet & regelgeving grootschalige infiltratie	42
4.1	Ontstaan wetgeving rond infiltratie en aanvulling	42
4.2	Omgevingswet (huidig recht)	44
4.3	Toetsingskader	46
4.4	Aandachtspunten en juridische lacunes	50
5	Conclusies en aanbevelingen	52
6	Referenties	55
I	Bijlage – Prioritaire Stoffen in oppervlaktewater	58
II	Bijlage – afvoer en seizoenfluctuaties van geprioriteerde stoffen	77
II.I	Rijn bij Lobith	78
II.II	Deurzerdiep, Loonerdiep en Nijlandsloopje	90
III	Bijlage - afbraak OMV's tijdens bodempassage in infiltratiepanden	94
IV	Bijlage - Omgevings-, Standaard- en Toetsingswaarden	96
IV.I	Omgevingswaarden grondwaterlichamen	96
IV.II	Standaardwaarden grondwater	98
IV.III	Toetsingswaarden Infiltratie	100

Bijlage V en VI zijn opgenomen in een separaat rapport met nummer BTO 2024.045

1 Introductie

1.1 Aanleiding en Doel

De laatste jaren neemt de interesse voor het infiltreren van oppervlaktewater toe. Dit omdat het grootschalig infiltreren van oppervlaktewater er niet alleen voor kan zorgen dat de drinkwaterbedrijven aan de toenemende vraag naar drinkwater kunnen voldoen, maar ook het verdrogende effect van grondwateronttrekkingen kan compenseren. Ook waterschappen, het rijk en provincies (water en bodem sturend) zien infiltratie van oppervlaktewater als een kans om het grondwater aan te vullen. De Nederlands waterbedrijven hebben al een lange traditie met het infiltreren van oppervlaktewater ten behoeve van de drinkwaterproductie (Stuyfzand, 2010; Stuyfzand et al., 2007). Hierbij kan natuurlijk gedacht worden aan de vele decennia lang toegepaste duinfiltratie door de duinwaterbedrijven maar ook in andere gebieden wordt oppervlaktewater geïnfiltrerd. Vitens infiltreert bij de winningen Epe en Schalterberg op de Veluwe water uit de Veluwe Sprengel via infiltratieplassen en Waterbedrijf Groningen heeft bij de winning De Punt een diepinfiltratiesysteem om water uit de Drentse Aa te injecteren in de ondergrond. Deze voorbeelden laten zien dat het vanuit technisch oogpunt mogelijk is om oppervlaktewater te infiltreren. Het is echter nog niet bekend wat de invloed is van een veranderende samenstelling en kwaliteit van het grondwater op het grondwatersysteem zelf en omliggende terrestrische en aquatische ecosystemen. Daarnaast schrijven zowel het infiltratiebesluit bodembescherming als de Kaderrichtlijn Water voor dat er geen achteruitgang van de grondwaterkwaliteit op mag treden. Het doel van dit onderzoek is daarom om de waterkwaliteitsaspecten bij grootschalige infiltratie van oppervlaktewater in kaart te brengen: welke stoffen zijn de grootste bedreigingen/uitdaging voor infiltratie ten behoeve van grondwaterbeheer en kunnen deze stoffen misschien verwijderd worden tijdens bodempassage. Tevens wordt ook een beschouwing gegeven van de wet- en regelgeving rondom de grootschalige infiltratie van oppervlaktewater.

Een zorgpunt bij grootschalige infiltratie van oppervlaktewater is mogelijke verslechtering van de grondwaterkwaliteit en de **grondwaterafhankelijke** natuur. De kwaliteit van oppervlaktewater wordt door veel verschillende bronnen beïnvloed, denk hierbij bijvoorbeeld aan effluent van rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) en industriële afvalwaterzuiveringen (Beard et al., 2019; Schwarzenbach et al., 2006), afspoeling vanuit de landbouw (Verdonschot et al., 2022) en afstromend hemelwater vanuit de stad of van wegen (van Driezum et al., 2020). Via deze bronnen komen heel veel verschillende stoffen in het oppervlaktewater terecht. Voorbeelden hiervan zijn PFAS (Cousins et al., 2022), geneesmiddelen (Gunnarsson et al., 2019), industriële stoffen (van Wezel et al., 2018), gewasbeschermingsmiddelen (Sjerps et al., 2019) en meststoffen.

Veel van deze stoffen zijn organische microverontreinigingen (OMV's). Een deel van de OMV's is persistent in het oppervlaktewatersysteem en absorbeert slecht aan bodem en sediment waardoor ze grote afstanden af kunnen leggen in rivieren en makkelijk in het grondwater terecht komen. Deze groep stoffen is ook moeilijk te verwijderen in een conventionele drinkwaterzuivering en kan ook toxisch zijn voor mens en milieu. Deze combinatie van persistentie (P), mobiliteit (M) en toxiciteit (T) leidt tot wetenschappelijke en sociale zorgen (Hartmann et al., 2023) en is door de Europese Commissie al toegevoegd als gevarenklasse binnen de nieuwe verordening over indeling, etikettering en verpakking (Classification, Labelling and Packaging - CLP) van chemische stoffen. Tegelijk is het ook bekend dat veel stoffen uit het water door sorptie- en afbraakprocessen verwijderd worden tijdens infiltratie van oppervlaktewater. Het kan echter ook voorkomen dat al aanwezige stoffen in de bodem gemobiliseerd worden door desorptie, oplossing of gedeeltelijke afbraak.

Naast OMV's kan de macro-chemische samenstelling van het oppervlaktewater ook van invloed zijn op het grondwatersysteem. Deze kan namelijk dusdanig verschillen van de systeemeigen samenstelling van het grondwater dat

dit een negatieve invloed heeft op het grondwatersysteem zelf of de hiervan afhankelijk terrestrische en aquatische ecosystemen. Er kunnen bijvoorbeeld versnelt hydrogeochemische processen optreden of de bodem kan verzuren.

Om tot een integraal perspectief te komen voor het beschouwen van de oppervlaktewaterkwaliteit in relatie tot de risico's van grootschalige infiltratie voor de grondwaterkwaliteit zijn een aantal specifieke aspecten beschouwd. Allereerst is beschouwd: 1) welke stoffen in het oppervlaktewater voorkomen die een risico kunnen zijn voor het grondwatersysteem. Hiervoor is een methode ontwikkeld en toegepast op basis van de te verwachten persistentie, mobiliteit en toxiciteit van deze stoffen die een prioritering mogelijk maakt van de stoffen die na infiltratie het grootste risico lijken te vormen voor de grondwaterkwaliteit. Voor de mogelijke probleemstoffen is onderzocht of 2) de concentraties variëren in de tijd of met het debiet waardoor de risico's (deels) te ondervangen zijn middels temporeel selectieve inname van oppervlaktewater. Daarnaast is op basis van bestaande kennis kort beschouwd wat 3) de potentie en aandachtpunten zijn van verwijdering van deze stoffen tijdens bodempassage. Vervolgens zijn 4) de macro-chemische kwaliteitsverschillen tussen oppervlaktewater en systeemeigen grondwater samenstellingen in beeld gebracht en zijn de te verwachten bodemchemische processen en veranderingen in macro-chemische samenstelling in kaart gebracht die op kunnen treden als gevolg van infiltratie van water met een andere/afwijkende samenstelling dan het natuurlijk infiltrerende grondwater. Ook is 5) het wettelijk kader voor infiltratie van oppervlaktewater in kaart gebracht. Op basis van de verkregen inzichten is tot slot beschouwd welke aanbevelingen er gedaan kunnen worden voor het infiltratieregime of kwaliteitsnormen van het in te nemen oppervlaktewater en de belangrijkste kennis- en beleidsvragen daarbij.

1.2 Keuze voor casestudies

Voor dit onderzoek is de beschouwing van de effecten van grootschalige infiltratie van oppervlaktewater op het grondwater specifiek voor twee theoretische casestudies uitgewerkt. Hierbij is gekeken naar de kwaliteit van het te infiltreren oppervlaktewater, de kwaliteit van het grondwater en de mogelijkheden tot voorzuivering. Deze theoretische casestudies zijn gebaseerd op locaties van grondwaterwinningen van Vitens en Waterleidingmaatschappij Drenthe (WMD).

Wateraccu Veluwe

Vitens wil de mogelijkheden onderzoeken om op de Veluwe een 'wateraccu' te realiseren. Hiervoor zou water uit de IJssel en Rijn omhoog gepompt kunnen worden waarna het via infiltratievennen in de bodem van de Veluwe sijpelt. Doel van de infiltratie zou zijn om voldoende drinkwaterproductie mogelijk te maken en de droogvalling van sprengen in het gebied tegen te gaan (Figuur 1.1). De Veluwe heeft als het grootste en hoogste zandgebied op zich een grote volumetrische potentie voor grootschalige infiltratie van oppervlaktewater, waarbij gedacht wordt aan bijvoorbeeld de jaarlijkse infiltratie van 300 miljoen kubieke meter rivierwater.

2 Duiding van risicostoffen bij infiltratie van oppervlaktewater

In dit onderzoek wilden we voor de twee casestudies beschouwen welke stoffen de grootste bedreiging vormen voor de grondwaterkwaliteit bij grootschalige infiltratie van oppervlaktewater. Hiervoor zijn de mobiliteit en persistentie van de stof in de ondergrond van belang. Van een aantal stoffen is al bekend dat deze slecht verwijderd worden in de ondergrond en daarom veelvuldig worden waargenomen in grondwatermonsters. Voorbeelden hiervan zijn carbamazepine, 1H-benzotriazole en atrazine (Bertelkamp et al., 2016b; Huntscha et al., 2013; van Driezum et al., 2019). Andere stoffen die in hoge concentraties aanwezig zijn in het oppervlaktewater worden echter in het grondwater vrijwel direct afgebroken. Voorbeelden hiervan zijn metformine, diclofenac en het gewasbeschermingsmiddel MCPA (Hollender et al., 2018; Huntscha et al., 2013; van Driezum et al., 2019). Hierbij spelen de (bio)hydrochemische condities van het grondwatersysteem (zoals organische stofgehalte, redoxcondities en pH) uiteraard een rol maar de mobiliteit en persistentie zijn vooral stof specifieke eigenschappen. De mobiliteit van een stof is van belang aangezien dit beïnvloedt in welke mate de verspreiding van een stof in het grondwatersysteem geremd wordt door adsorptie of dat een stof zo sterk geadsorbeerd wordt in de sliblaag dat deze zelfs het grondwatersysteem niet bereikt. Deze mobiliteit wordt gangbaar beschreven door K_{oc} en K_{ow} . Daarnaast kan een stof, als deze het grondwatersysteem bereikt worden afgebroken door biochemische en geochemische processen. Deze afbreekbaarheid wordt vaak beschreven met de halfwaardetijd, $t_{1/2}$. Mobiliteit en persistentie hebben wij daarom gebruikt als factoren voor de duiding van risico's van OMV's voor de grondwaterkwaliteit bij infiltratie van oppervlaktewater. Daarnaast is ook de toxiciteit van stoffen beschouwd als relatieve indicatie voor de ernst van de verontreiniging.

2.1 Methode voor schatting mobiliteit en persistentie van stoffen

QSAR modellen voor stoffeigenschappen

Voor de duiding van de risicostoffen is een methode opgezet die gebruik maakt van bestaande tools. Voor een inschatting van zowel de mobiliteit en de biologische afbreekbaarheid hebben we gebruik gemaakt van EpiSuite package (Estimation Programs Interface) (EPA, 2012), OPERA (OPen (quantitative structure-activity Relationship Application) (Mansouri et al., 2018) en PubChem (Kim et al., 2016), alle drie voorspellingsmodellen voor diverse fysische, chemische en toxicologische parameters.

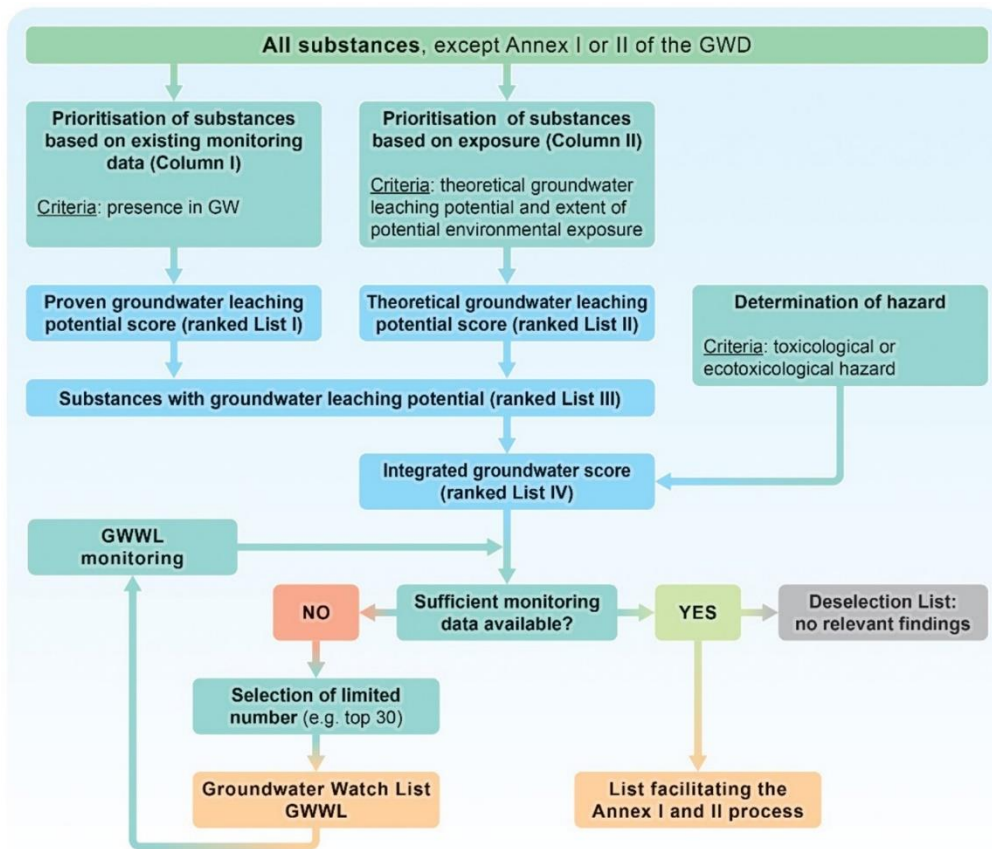
Het EpiSuite model BIOWIN bestaat uit 7 verschillende modellen die allen een maat geven voor de bioafbreekbaarheid ($t_{1/2}$) van een stof. Er wordt hierin onderscheid gemaakt tussen aerobe en anaerobe degradatie. Aerobe degradatie kan optreden als er voldoende zuurstof aanwezig is, meestal in het oppervlaktewater of net na infiltratie. Anaerobe degradatie kan optreden in afwezigheid van zuurstof, meestal in de dieper gelegen gedeeltes van het grondwater. De bioafbreekbaarheid in de BIOWIN modellen geeft alleen een indicatie van degradatie door microorganismen en varieert van uren tot maanden en langer. Stoffen met een lange biodegradatie tijd zijn persistent in het milieu, mits ze niet afgebroken worden door andere afbraakprocessen zoals hydrolyse of fotolyse. Voor de scope van dit onderzoek zijn deze laatste 2 processen niet relevant voor beschouwing van afbraak bij bodempassage, aangezien deze dan al in het oppervlaktewatersysteem had moeten plaatsvinden. Stoffen met een korte biodegradatie tijd worden vrij snel in het oppervlaktewater of in de ondieper gelegen gedeeltes van het grondwater afgebroken. In dit onderzoek zijn de modellen Biowin3 (expert survey ultimate biodegradation model) en Biowin7 (anaerobic biodegradation model) gebruikt om in te schatten of een stof biologisch wordt afgebroken in de ondergrond. Biowin3 geeft een score voor de volledige afbraak van een stof onder aerobe condities en Biowin7 geeft een

score voor de anaerobe afbreekbaarheid. Daarnaast wordt readily biodegradability ook gebruikt voor het inschatten van de persistentie.

Een maat voor de mobiliteit is de K_{OC} , de verdelingscoëfficiënt van een organische verbinding tussen water en bodem (water-organic carbon partitioning coefficient). Des te lager deze waarde, des te mobieler de stof is in de bodem. Een soortgelijke maat voor de mobiliteit van een stof is de K_{OW} . K_{OW} staat voor de verdelingscoëfficiënt van een organische verbinding tussen octanol en water. Voor deze parameter geldt ook: des te lager de waarde, des te mobieler de stof. De stof specifieke K_{OC} en K_{OW} waardes zijn ook uit EpiSuite afkomstig, respectievelijk uit de modellen KOCWIN en KOWWIN.

Groundwater Watchlist

In 2019 heeft de EU grondwaterwerkgroep een vrijwillige grondwater “watchlist” samengesteld en gepubliceerd voor de prioritering van risicostoffen in grondwater (Lapworth et al., 2019). Deze watchlist is gebaseerd op een aantal indicatoren die in kunnen schatten of een stof mobiel en persistent is in het grondwater. Hiervoor worden $t_{1/2}$ en K_{OC} en K_{OW} gebruikt. Voor de watchlist zijn door middel van deze criteria scores toegekend aan de verschillende stoffen. De scores die hieruit voortkomen zijn een maat voor de theoretische uitloging naar grondwater (zie Tabel 2.1). Daarnaast zijn stoffen die vaak in grondwater aangetoond zijn, gerangschikt. Voor de stoffen die op beide lijsten voorkomen is vervolgens het (eco)toxicologische risico beschreven (zie Figuur 2.1). Met deze methode worden de stoffen dus eerst gefilterd op de stoffeigenschappen persistentie en mobiliteit, waarna voor alleen de stoffen die voldoen aan de gestelde criteria voor deze eigenschappen een inschatting gemaakt wordt van de humane en ecologische toxiciteit.



Figuur 2.1 Totstandkoming van de vrijwillige grondwater watchlist (Lapworth et al., 2019)

PMT-tool

Een iets andere benadering is recentelijk toegepast door Hartmann et al (2023). Zij hebben een tool ontwikkeld (PMT Tool) met daarin een puntensysteem om de PMT eigenschappen van stoffen te berekenen (Hartmann et al., 2023). Deze tool is gratis te gebruiken via <https://rvszoekstelsysteem.rivm.nl/PmtTool> en geeft een inzicht in de persistentie, mobiliteit en toxiciteit van een stof. De PMT score wordt niet gebaseerd op individuele criteria (zoals bij eerder gepubliceerde methodes), maar op een semi-continue screening. De drie scores worden niet (zoals in andere modellen) per stuk bij elkaar opgeteld, maar hiervoor wordt een glijdende schaal gebruikt. Stoffen die geen directe kenmerkende PMT eigenschappen hebben kunnen hierdoor toch naar voren komen als potentiële PMT stoffen.

De persistentie wordt berekend op basis van het Biowin3 model van EpiSuite. De scores voor biologische afbreekbaarheid uit dit model zijn omgezet naar semi-continue halfwaardetijden. Stoffen die een halfwaardetijd hebben tussen 40 en 60 dagen krijgen een P-score tussen 0.33 en 0.5 en worden aangemerkt als persistent. Stoffen die heel persistent zijn krijgen een score van meer dan 0.5. Hun halfwaardetijd is dus langer dan 60 dagen (zie Tabel 2.1 voor een overzicht van de gebruikte waardes). De mobiliteits score wordt berekend met behulp van het KOCWIN model binnen EpiSuite. Ook daar wordt met behulp van een S-curve een semi-continue functie van gemaakt. Stoffen worden als mobiel gekarakteriseerd met een M-score hoger dan 0.33 en als heel mobiel als de M-score hoger is dan 0.5 (zie Tabel 2.1). De score voor de toxiciteit wordt berekend aan de hand van verschillende humane eindpunten. Sommige eindpunten (zoals carcinogeniteit) worden beschreven door meerdere modellen, die vervolgens verwerkt worden tot 1 score per eindpunt. Wanneer één van de eindpunten een 'toxic alert' geeft, komt de T-score op minimaal 0.33. Ook voor de T-score geldt dat de score bij een lage tot gematigde toxiciteit kleiner dan 0.33 is, een hoge T tussen 0.33 en 0.5 ligt en een zeer hoge T groter dan 0.5 is. Hierbij moet ook opgemerkt worden dat het voldoen aan twee eindpunten leidt tot een hogere T-score dan het voldaan aan één eindpunt, zelfs als deze eindpunten een lagere weging hebben.

Tabel 2.1. Inschatting mobiliteit en persistentie van stoffen en bijbehorende scores.

	Groundwater watchlist (Lapworth et al., 2019)	Biowin 3 in EpiSuite (EPA, 2012)	PMT Tool (Hartmann et al., 2023)
Persistentie ($t_{1/2}$) <i>Persistence score Lapworth et al. =</i> $MAX [(t_{1/2} \text{ sed}); (t_{1/2} \text{ wat}); (P/vP \text{ REACH regulation})]$	<u>Laag</u> In bodem: $t_{1/2} < 4$ months = 0 In water/sediment: $t_{1/2} < 2$ months = 0 In REACH, Annex XIII of the Regulation No 1907/2006: Not classified = 0	<u>Laag</u> Biowin 3: 4.75-5 = hours Biowin 3: 4.25-4.75 = hours-days Biowin 3: 3.75-4.25 = days Biowin 3: 3.25-3.75 = days-weeks	<u>Lage</u> tot gematigde P: $0 > 0.33$ ($t_{1/2} < 40$ dagen)
	<u>Hoog</u> In bodem: $4 \text{ months} < t_{1/2} < 1 \text{ year} = 0.5$ In water/sediment: $2 \text{ months} < t_{1/2} < 6 \text{ months} = 0.5$ In REACH, Annex XIII of the Regulation No 1907/2006: P = 0.5	<u>Hoog</u> Biowin 3: 2.75-3.25 = weeks Biowin 3: 2.25-2.75 = weeks-months	<u>Hoge</u> P: $0.33 < P < 0.5$ (40 dagen $> t_{1/2} > 60$ dagen)
	<u>Erg hoog</u> In bodem: $t_{1/2} > 1 \text{ year} = 1$ In water/sediment: Value between 0 and 1 $t_{1/2} > 6 \text{ months} = 1$ In REACH, Annex XIII of the Regulation No 1907/2006: vP = 1	<u>Erg hoog</u> Biowin 3: 1.75-2.25 = months Biowin 3: < 1.75 = longer 'recalcitrant'	<u>Erg hoge</u> P: > 0.5 ($t_{1/2} > 60$ dagen)
Mobiliteit (K_{OC} of K_{OW}) <i>Mobility Score Lapworth et al. =</i> $MAX [(log_{k_{oc}}); (log_{k_{ow}})]$	<u>Laag</u> $Log K_{OC} > 3 = 0$ $Log K_{OW} > 4 = 0$		<u>Lage</u> tot gematigde M: $0 > 0.33$ ($log K_{OC} > 3$)
	<u>Hoog</u> $2 < Log K_{OC} < 3 = 0.3$ $3 < log K_{OW} < 4 = 0.3$		<u>Hoge</u> M: $0.33 < M < 0.5$ ($2 < log K_{OC} < 3$)
	<u>Erg hoog</u> $1 < log K_{OC} < 2 = 0.6$ $log K_{OC} < 1 = 1$ $2 < log K_{OW} < 3 = 0.6$ $log K_{OW} < 2 = 1$		<u>Erg hoge</u> M: > 0.5 ($log K_{OC} < 2$)
Theoretical groundwater leaching score = (Persistence score + Mobility score)/2			
Toxiciteit <i>Hazard score Lapworth et al. =</i> $[["PBT/vPvB" \text{ score}] + ["CMR" \text{ score}]]$	<u>Laag</u> Not PBT (Persistent, Bioaccumulative and Toxic), not vPvB (very Persistent and very Bioaccumulative) = 0 CMR (Carcinogenicity, Mutagenicity, Reprotoxicity): examined and not classified = 0		<u>Lage</u> tot gematigde T: $0 > 0.33$

+ ("ED" score)]/number of fulfilled "criteria"	CMR: not examined = 0.25 CMR: examined and info not sufficient = 0.25 CMR: under examination = 0.25 ED (Endocrine disrupting effects): proven not ED = 0 ED: not examined = 0.25		
	<u>Hoog</u> PB = 0.5 or PB = 0.5 in which vPvB or PBT are 0 vPvB = 0.75 in which T=0 CMR: category 2 = 0.5 ED: suspected ED = 0.5		<u>Hoge T</u> : 0.33<T<0.5
	<u>Erg hoog</u> vPvBT = 1 PBT = 1 CMR: category 1 A/B = 1 Proven ED = 1		<u>Erg hoge T</u> : >0.5

2.2 Gebruikte waterkwaliteitsdata

Waterkwaliteitsdata is gedownload via het Waterkwaliteitsportaal voor locaties het Deurzerdiep, het Loonerdiep en het Nijlandsloopje in Drenthe en via de RIWA database voor de Rijn bij Lobith. Voor de locaties in Drenthe is data gebruikt tussen 2016 en 2022, voor de Rijn bij Lobith is data gebruikt tussen 2010 en 2021.

In de Rijn bij Lobith zijn meer parameters geanalyseerd dan in het Deurzerdiep, het Loonerdiep en het Nijlandsloopje in Drenthe. De Rijn heeft een veel groter stroomgebied dan de drie waterlopen in Drenthe en kan daardoor veel meer verschillende stoffen bevatten. Zowel stoffen afkomstig uit puntbronnen (bijvoorbeeld effluent van rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZIs) of industriële lozingen) als stoffen afkomstig uit diffuse bronnen (bijvoorbeeld landbouw) kunnen worden aangetroffen in de Rijn. De drie kleinere waterlopen in Drenthe worden voornamelijk gevoed door afstromend regenwater vanuit de natuur en vanuit agrarisch gebied, waardoor de kans op het aantreffen van bijvoorbeeld humane geneesmiddelen kleiner is. Hierdoor worden er minder stofgroepen geanalyseerd in Drenthe dan in de Rijn bij Lobith. De analyses in Drenthe spitsen zich vooral toe op gewasbeschermingsmiddelen en polyaromatische koolwaterstoffen (PAK's), beide stofgroepen komen voornamelijk in het oppervlaktewater door afspoelend hemelwater.

Alle parameters met eenheid ng/l of mg/l zijn omgezet naar µg/l. Een check op de eenheden bevestigde dat alle parameters daarna een enkele eenheid hadden. Voor de dataset Deurzerdiep zijn alleen locaties met meetpuntcode "2129", "2607", "2648" geselecteerd (Deurzerdiep, Loonerdiep en Nijlandsloopje). Deze zijn vervolgens geclusterd. Alle meetwaarden onder de rapportagegrens zijn gelijkgesteld aan '0', zie Tekstkader 1.

Tekstkader 1. Detectielimieten

Zowel in de Rijn bij Lobith als in het Deurzerdiep, het Loonerdiep en het Nijlandsloopje zijn stoffen waargenomen waarvoor de concentraties onder de detectielimiet waren. Er is, overeenkomstig met de prioritering vanuit de eerste kolom in de Europese grondwater watchlist (Lapworth et al., 2019), voor gekozen deze stoffen niet mee te nemen in de prioritering omdat er over de gehele meetperiode geen concentraties voor vastgesteld konden worden. Dit betekent dat sommige stoffen helemaal niet worden aangetroffen (geen onderscheidend analytisch signaal), maar dat andere stoffen wel worden aangetroffen maar hiervoor geen concentraties vastgesteld kunnen worden (metingen onder de bepalingsgrens, Limit of Quantification). Er kunnen dan dus bijvoorbeeld ook geen trendanalyses op uitgevoerd worden en er valt niks te zeggen over de belasting van de stof per seizoen.

Dit betekent niet dat de stoffen die nu beneden de detectielimiet aangetroffen worden of nog helemaal niet worden gemeten niet interessant zijn voor de grondwaterkwaliteit na infiltratie van oppervlaktewater. Voor deze stoffen geldt naast de criteria voor mobiliteit en persistentie, dat de blootstelling in het milieu ook relevant is. De hoogtes van de detectielimieten van de verschillende stoffen variëren sterk, orden van grootte.

Voor alle stoffen zijn modelvoorspellingen van enkele stoffeigenschappen gerelateerd aan persistentie, mobiliteit en toxiciteit (PMT) eigenschappen verzameld (zie paragraaf 2.1). Hiervoor zijn resultaten uit EPlsuite, Opera en Pubchem gebruikt. De eigenschappen uit OPERA-modellen zijn verzameld door ze te downloaden van het online 'Chemistry Dashboard' of de OPERA-gebruikersinterface (Mansouri et al., 2018). De eigenschappen berekend door PubChem zijn gedownload via functies in de open-source statistische gratis softwareomgeving 'R' met het ChemmineR-pakket (Cao et al., 2008). Eigenschappen die worden voorspeld door modellen in EpiSuite (US EPA, 2012) zijn verzameld door de EpiSuite software te downloaden en een lijst met CAS-nummers te uploaden.

Daarnaast is voor alle stoffen de mediaan, 90 percentiel, minimale en maximale concentratie berekend over de jaren en seizoenen met de beschikbare metingen. In Tabel 2.2 staan enkele statistieken over de voor de twee winningen verkregen datasets.

Tabel 2.2 Statistieken over de gebruikte datasets

	Gemeten Parameters	Meetmomenten	Aangetroffen Parameters	Geprioriteerd Parameters
Lobith	508	4353	339	184
Deurzerdiep, Loonerdiep en Nijlandsloopje	246	179	119	73

2.3 Risicoprioritering van stoffen in oppervlaktewater

Op basis van de verzamelde stoffeigenschappen is een risicoprioritering op basis van stoffeigenschappen toegepast op de stoffen aanwezig in de datasets voor de Rijn bij Lobith en het Deurzerdiep, het Loonerdiep en het Nijlandsloopje in Drenthe (Tabel 2.2). Deze prioritering is alleen toegepast op de stoffen die een maximum concentratie hadden die boven de bepalingsgrens (LOQ, zie tekstkader) uit kwam. De overige stoffen zijn niet meegenomen in de prioritering omdat hier geen kwantitatieve concentraties van beschikbaar waren.

Bij de prioritering is voor $\log K_{OC}$ en $\log K_{OW}$ de data uit de verschillende modellen geaggregeerd en is een gemiddelde waarde uitgerekend. Stoffen die een gemiddelde $\log K_{OC} < 3$ en een gemiddelde $\log K_{OW} < 4$ hebben zijn geprioriteerd omdat zij een hoge of erg hoge mobiliteit hebben.

Daarnaast is van al deze stoffen gekeken naar de gevoeligheid voor zowel aerobe als anaerobe afbraak. In grondwatersystemen zijn redoxomstandigheden grotendeels anoxisch en vindt eventuele afbraak daardoor vooral anaeroob plaats. Mede daarom zijn de stoffen die in potentie niet anaeroob afbreken ($Biowin7 < 0.5$) geprioriteerd boven stoffen die in potentie wel anaeroob afbreken.

Omdat naast persistentie en mobiliteit, de toxiciteit van stoffen ook belangrijk is zijn de stoffen ook geprioriteerd op PMT score, die ook toxiciteit meeweegt. Voor deze prioritering is een PMT-score $> 0,33$ gebruikt. Deze stoffen hebben een gemiddelde tot zeer hoge potentie om PMT (persistent, mobiel en toxisch) te zijn. Toxiciteitsdata is niet voor alle stoffen aanwezig, waardoor de PMT-score niet voor alle stoffen berekend kan worden.

2.3.1 Rijn bij Lobith

Van alle 508 parameters die tussen 2010 en 2021 in de Rijn bij Lobith zijn gemeten, worden 339 verschillende stoffen aangetroffen boven de detectielimiet (Tabel 2.2). Daarvan zijn in totaal 129 stoffen aangetroffen die relatief mobiel zijn, of te wel waarvan $\log K_{OC}$ kleiner is dan 3 en $\log K_{OW}$ kleiner dan 4 (Tabel 6.1 en

Tabel 6.2 in Bijlage I). Gecombineerd met de mate waarin een stof waarschijnlijk niet anaeroob afbreekt blijven er 97 verschillende geprioriteerde stoffen over. Deze 97 stoffen hebben een hoge mobiliteit en kunnen relatief gemakkelijk doordringen in het grondwater. Als ze eenmaal in het grondwater aanwezig zijn is het onwaarschijnlijk dat ze in belangrijke mate anaeroob afbreken. Tussen 2010 en 2021 zijn er ook 138 stoffen aangetroffen boven de detectielimiet die een PMT-score hebben van hoger dan 0,33 (

Tabel 6.3 en Tabel 6.4 in Bijlage I). Deze score betekent dat de stoffen potentieel persistent, mobiel en/of toxisch zijn. De persistentie is alleen gebaseerd op de mate waarin aerobe afbraak waarschijnlijk is. Wanneer de potentie voor anaerobe afbraak van deze 138 stoffen ook meegenomen wordt, blijven er 113 stoffen over die in potentie ook niet of nauwelijks anaeroob afbreken.

Een combinatie van beide prioriteringslijsten levert 184 verschillende stoffen op (Tabel 2.2), verdeeld over 13 categorieën (Tabel 2.3), die een hoge mobiliteit hebben, minder goed aeroob worden afgebroken of een hoge toxiciteit hebben (of een combinatie van deze drie eigenschappen). Gewasbeschermingsmiddelen en geneesmiddelen vormen de grootste groep stoffen, gevolgd door polyaromatische koolwaterstoffen (PAK's) en PFAS. Voor de meeste PAK's geldt dat de hoge PMT score veroorzaakt wordt door een hoge persistentie of toxiciteit. De mobiliteit in de bodem is lager. Dit betekent dat vooral de zwaardere PAK goed worden geabsorbeerd in de bodem en dat deze stoffen een minder negatieve invloed hebben op de grondwaterkwaliteit.

Wanneer er verder gefilterd wordt op stoffen die niet anaeroob afgebroken worden, blijven er 142 individuele stoffen over die aangetroffen worden in de Rijn bij Lobith. De stofgroepen die hierdoor het sterkst verkleint werden, zijn gewasbeschermingsmiddelen en industriële stoffen (zie Tabel 2.3). Deze stofgroepen bevatten dus relatief veel stoffen die mogelijk wel anaeroob afbreken.

Om uit de geprioriteerde stoffen een top tien samen te stellen van stoffen die de grootste potentie hebben om gemakkelijk en ver door te dringen in het grondwater en mogelijk toxisch zijn is gefilterd op de stoffen uit Tabel 6.1 (slechte anaerobe afbraak: biowin 7 score < -0,80 in combinatie met PMT-score > 0,50) en

Tabel 6.3 (PMT-score > 0,62). De combinatie van beide top-tien's heeft geleid tot 17 verschillende stoffen, deze zijn in blauw weergegeven in Tabel 6.1 en

Tabel 6.3. Er is gekozen om niet alleen op PMT-score te rangschikken omdat in de PMT-score een inschatting voor anaerobe afbraak ontbreekt. In het grondwater is naast aerobe afbraak ook de anaerobe afbraak van belang vanwege zowel oxische als anoxische omstandigheden in het grondwater. De PMT score van alle geprioriteerde stoffen is hoger dan 0,5 en wordt in veel gevallen veroorzaakt door een hoge score voor persistentie of mobiliteit. Deze hoge score geeft dus al een goede indicatie of de stof gemakkelijk in het grondwater door kan dringen als deze in het oppervlaktewater aanwezig is. Voor de bestrijdingsmiddelen uit deze top-17 geldt dat de hoge PMT-score voornamelijk wordt veroorzaakt door de toxiciteit van de stof, deze kunnen dus mogelijk makkelijker afbreken in het grondwatersysteem.

Uit de EpiSuite Biowin3 score blijkt dat alle stoffen behalve melamine en primidon geschatte halfwaardetijden van meer dan een paar maanden hebben. Drie van deze stoffen zijn aangemerkt als zeer zorgwekkende stof (ZZS) volgens REACH (melamine, PFHpA, en PFBS). Voor vier stoffen (jopromide, joxitalaminezuur, melamine en methenamine) zijn individuele drinkwaterrichtwaardes afgeleid en voor 1 stof geldt een grondwaterstreefwaarde en interventiewaarde (pirimicarb). Voor bestrijdingsmiddelen geldt een individuele en som-norm als drinkwaterkwaliteits-eis, voor PFAS zal vanaf 2026 hetzelfde gaan gelden. Voor de overige stoffen geldt de signaleringsparameter voor overige antropogene stoffen. Een overzicht van alle normen voor oppervlakte-, grond- en drinkwater is gegeven in Tabel 2.4.

Tabel 2.3 Stofklasse van de geprioriteerde stoffen die tussen 2010 en 2021 zijn aangetroffen in de Rijn (totale hoeveelheid gebaseerd op zowel aerobe als anaerobe afbraak)

Stofklasse	Hoeveelheid stoffen (totaal)	Hoeveelheid stoffen anaeroob <u>slecht</u> afbreekbaar	Hoeveelheid stoffen anaeroob <u>goed</u> afbreekbaar
Gewasbeschermingsmiddelen	59	40	19
Geneesmiddelen	46	39	7
Industriële stoffen	18	6	12
PAK	17	17	
PFAS	17	16	1
Oplosmiddelen	15	13	2
Zoetstof	4	2	2
Corrosion inhibitors	3	3	
Kunsthar	1	1	
Alkylfenolen	1	1	
PCB	1	1	
Metaalbinder	1	1	
Waterontharder	1	1	

Tabel 2.4. Top 17 stoffen in de Rijn bij Lobith inclusief de normen voor grondwater, oppervlaktewater en drinkwater

CAS-nummer	Naam	Grondwater streefwaarde (ng/L)	Grondwater interventiewaarde (µg/L)	Jaargemiddelde milieukwaliteits-eis oppervlaktewater (µg/L)	Maximaal aanvaardbare concentratie oppervlaktewater (µg/L)	Jaargemiddelde milieukwaliteits-norm oppervlaktewater (µg/L)	Maximaal aanvaardbare concentratie oppervlaktewater (µg/L)	Drinkwaterkwaliteitseis - chemische parameters (µg/L)	Drinkwaterkwaliteitseis - signaleringsparameter (µg/L)	Indicatieve drinkwaterrichtwaarde
27619-97-2	2-(perfluorhexyl)ethaan-1-sulfonzuur (6:2 FTS)							0,50 (PFAS totaal) ¹		
83881-51-0	cetirizine								1	
81103-11-9	claritromycine								1	
6190-65-4	desethylatrazine							0,5 (som) 0,1 (individueel)		
3089-11-0	hexa(methoxymethyl)melamine (HMMM)								1	
73334-07-3	jopromide								1	250 mg/L
28179-44-4	joxitalaminezuur								1	500 mg/L
84057-84-1	lamotrigine								1	
108-78-1	melamine					525	6000		1	0,28 microMolair
100-97-0	methenamine (urotropine)								1	500 µg/L
375-73-5	perfluorbutaansulfonzuur (PFBS)							0,50 (PFAS totaal) ¹ , 0,10 (som PFAS, selectie van 20) ^{1,2}		
375-85-9	perfluorheptaanzuur (PFHpA)							0,50 (PFAS totaal) ¹ , 0,10 (som PFAS, selectie van 20) ^{1,2}		

307-24-4	perfluorhexaanzuur (PFHxA)							0,50 (PFAS totaal) ¹ , 0,10 (som PFAS, selectie van 20) ^{1,2}		
2706-91-4	perfluorpentaansulfonzuur (PFPeS)							0,50 (PFAS totaal) ¹ , 0,10 (som PFAS) ^{1,2}		
2706-90-3	perfluorpentaanzuur (PFPeA)							0,50 (PFAS totaal) ¹ , 0,10 (som PFAS, selectie van 20) ^{1,2}		
23103-98-2	pirimicarb	0,9		0,09	1,8	0,09	1,8	0,5 (som) 0,1 (individueel)		
125-33-7	primidon								1	

¹ De norm voor PFAS totaal en som PFAS wordt van kracht op 12 januari 2026

² som PFAS bestaat uit 20 gedefinieerde stoffen, zie Europese Drinkwaterrichtlijn Bijlage III, Deel B, 3

2.3.2 Deurzerdiep, Loonerdiep en Nijlandsloopje

In het Deurzerdiep, het Loonerdiep en het Nijlandsloopje zijn tussen 2016 en 2022 in totaal 49 stoffen aangetroffen waarvan $\log K_{oc}$ kleiner is dan 3 en $\log K_{ow}$ kleiner dan 4 (Tabel 6.5 en Tabel 6.6 in Bijlage). Deze stoffen hebben dus een hoge mobiliteit en kunnen relatief gemakkelijk doordringen in het grondwater. Gecombineerd met de mate waarin een stof waarschijnlijk niet anaeroob afbreekt blijven er 34 verschillende stoffen over.

Tussen 2016 en 2022 zijn er ook 59 stoffen aangetroffen die een PMT-score hebben van hoger dan 0,33 (Tabel 6.7 en Tabel 6.8 in Bijlage I). Daarvan breken 49 stoffen in potentie niet of nauwelijks anaeroob af.

Uit een combinatie van Tabel 6.5, Tabel 6.6, Tabel 6.7 en Tabel 6.8 uit de Bijlage I blijkt dat er in totaal 73 verschillende stoffen zijn waargenomen met een hoge mobiliteit, een hoge aerobe persistentie en een hoge PMT-score. Er blijven uiteindelijk 57 individuele stoffen over die ook anaeroob slecht afbreken, ingedeeld in gewasbeschermingsmiddelen en PAK's (Tabel 2.5).

Om uit de 57 geprioriteerde stoffen een top tien samen te stellen van stoffen die de grootste potentie hebben om gemakkelijk en ver door te dringen in het grondwater is gefilterd op de stoffen uit Tabel 6.5 (slechte anaerobe afbraak: Biowin 7 score $< -0,40$ in combinatie met PMT-score $> 0,50$) en Tabel 6.7 (PMT-score $> 0,50$). De combinatie van beide top-tien's heeft geleid tot 15 verschillende stoffen, deze zijn in blauw weergegeven in Tabel 6.5 en Tabel 6.7 in Bijlage I. Er is gekozen om niet alleen op PMT-score te rangschikken omdat in de PMT-score een inschatting voor anaerobe afbraak ontbreekt. In het grondwater is naast aerobe afbraak ook de anaerobe afbraak van belang vanwege zowel oxische als anoxische omstandigheden in het grondwater. De PMT score van alle geprioriteerde stoffen is hoger dan 0,5 en wordt in veel gevallen veroorzaakt door een hoge score voor persistentie of toxiciteit.

Uit de EpiSuite Biowin3 scores blijkt dat alle stoffen behalve diuron en naftaleen geschatte aerobe halfwaardetijd hebben van langer dan een paar maanden. Geen van de stoffen zijn aangemerkt als zeer zorgwekkende stof (ZZS) volgens REACH. Voor bestrijdingsmiddelen geldt een individuele en som-norm als drinkwaterkwaliteitseis, voor PAK's een somnorm. Een overzicht van alle normen voor oppervlakte-, grond- en drinkwater is gegeven in Tabel 2.6.

Tabel 2.5. Stofklasse van de geprioriteerde stoffen die tussen 2016 en 2022 zijn aangetroffen in het Deurzerdiep, Loonerdiep en het Nijlandsloopje.

Stofklasse	Hoeveelheid stoffen totaal	Hoeveelheid stoffen anaeroob <u>slecht</u> afbreekbaar	Hoeveelheid stoffen anaeroob <u>goed</u> afbreekbaar
Gewasbeschermingsmiddelen	64	48	16
PAK	9	9	

Tabel 2.6. Top 15 stoffen in het Deurzerdiep, het Loonerdiep en het Nijlandsloopje, inclusief normen voor grondwater, oppervlaktewater en drinkwater.

CAS	naam	Maximaal toelaatbaar risiconiveau oppervlaktewater (µg/L)	Grondwater streefwaarde (µg/L)	Grondwater interventiewaarde (µg/L)	Grondwaterkwaliteitsnorm (µg/L)	Jaargemiddelde milieukwaliteitseis oppervlaktewater (µg/L)	Maximaal aanvaardbare concentratie milieukwaliteitseis oppervlaktewater (µg/L)	Jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm oppervlaktewater (µg/L)	Maximaal aanvaardbare concentratie milieukwaliteitsnorm oppervlaktewater (µg/L)	Jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm oppervlaktewater indicatief (µg/L)	Maximaal aanvaardbare concentratie milieukwaliteitsnorm oppervlaktewater indicatief (µg/L)	Drinkwaterkwaliteitseis - chemische parameters (µg/L)
74070-46-5	aclonifen							0,12	0,12			0,1 (individueel), 0,5 (som)
1912-24-9	atrazine		0,029	150				0,6	2			0,1 (individueel), 0,5 (som)
119446-68-3	difenoconazool							0,76	7,8			0,1 (individueel), 0,5 (som)
330-54-1	diuron		0,004			0,2	1,8					0,1 (individueel), 0,5 (som)
120068-37-3	fipronil	0,00007										0,1 (individueel), 0,5 (som)
36734-19-7	iprodion	0,5										0,1 (individueel), 0,5 (som)
330-55-2	linuron		0,003			0,17	0,29	0,17	0,29			0,1 (individueel), 0,5 (som)
51218-45-2	metolachloor		0,002			0,4	2,2	0,5	2,2			0,1 (individueel), 0,5 (som)
91-20-3	naftaleen		0,01	70		2	130					0,1 (som)
23103-98-2	pirimicarb		0,0009			0,09	1,8	0,09	1,8			0,1 (individueel), 0,5 (som)
60207-90-1	propiconazol (som cis- en trans-)	10										0,1 (individueel), 0,5 (som)
87392-12-9	S-metolachloor					0,4	2,1	0,4	2,1			0,1 (individueel), 0,5 (som)
107534-96-3	tebuconazol							0,63	14			0,1 (individueel), 0,5 (som)

5915-41-3	terbutylazine					0,32	1,8					0,1 (individueel), 0,5 (som)
23564-05-8	thiofanaat-me- thyl	0,56										0,1 (individueel), 0,5 (som)

2.4 Analyse van temporele variatie stoffen in oppervlaktewater

Het infiltreren van oppervlaktewater selectief ingenomen op bepaalde momenten in de tijd kan bijdragen aan het verlagen van de belasting van het grondwatersysteem met verontreinigingen als de concentraties daarvan sterk variëren in de tijd. Omdat verontreinigingen gezamenlijk aanwezig zijn in oppervlakte water is het belangrijk om in ogenschouw te nemen welke verontreinigingen daarbij de hoogste prioritering hebben.

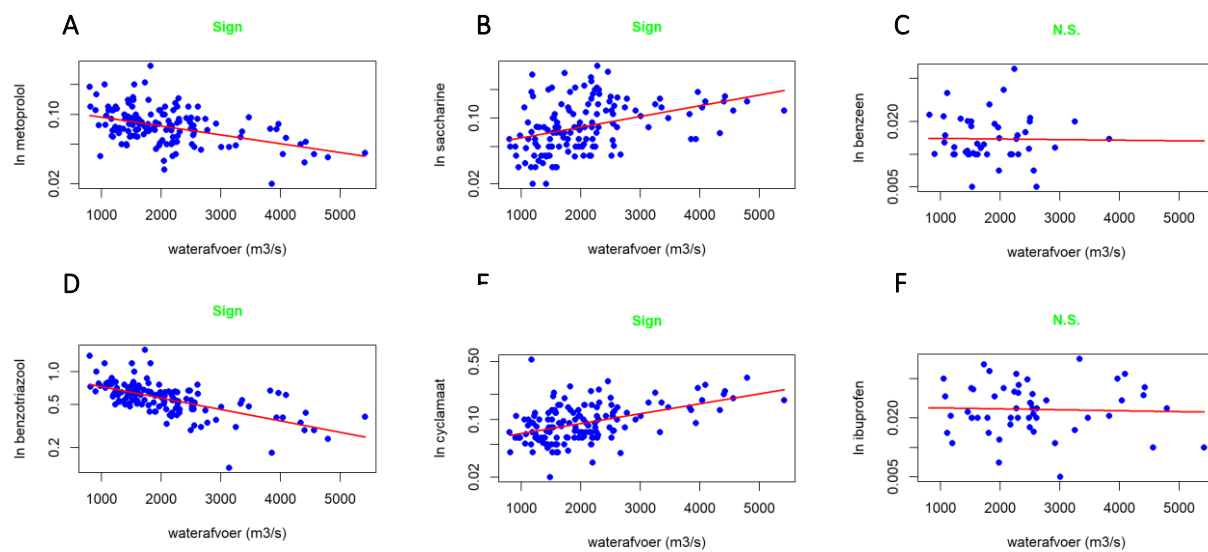
In deze paragraaf is onderzocht of de in het oppervlaktewater gevonden stoffen een temporele variatie vertonen met de afvoer en/of het seizoen. Hiervoor is voor alle in het oppervlaktewater aangetroffen stoffen door middel van lineaire regressie analyse onderzocht of de concentratie significant correleert met de afvoer en is bepaald of de seizoensgemiddelde concentraties variëren over de seizoenen, zie Bijlage II. Om uiteindelijk een uitspraak te doen over de potentie van selectieve inname is het, naast het aspect of de relatie wel of niet significant, van belang in welke mate de concentraties variëren met de afvoer en wat de langjarige trends zijn in de stofconcentratie. In Bijlage II zijn voor een aantal geprioriteerde stoffen in de Rijn en het stroomgebied van de Drentse Aa deze patronen nader beschouwd.

2.4.1 Rijn bij Lobith

Voor alle 184 stoffen is onderzocht of de concentraties correleren aan de afvoer in de Rijn (zie Figuur 2.2 voor zes voorbeelden en Bijlage II voor de gehele lijst van stoffen). Voor slechts 48 stoffen bleek dat hun concentraties significant correleren met de afvoer, voor 133 stoffen is dit niet het geval. De concentraties van 39 stoffen (voornamelijk geneesmiddelen, gewasbeschermingsmiddelen en PFAS) nemen af als de afvoer in de Rijn stijgt en die van 9 andere stoffen (4 PAK's, 2 zoetstoffen, een PFAS, één gewasbeschermingsmiddel en één geneesmiddel) nemen toe met een stijgende afvoer in de Rijn.

In Figuur 2.2 is te zien dat er voor alle stoffen minder metingen beschikbaar zijn voor afvoeren boven ongeveer 3000 m³/s. Daarnaast is tussen de stoffen een verschil te zien in de spreiding van de concentraties bij lagere afvoeren. Waar deze bij de ene stof hoog is (bijvoorbeeld voor sacharine), is deze voor een andere stof (bijvoorbeeld benzotriazool) relatief laag. De mogelijke oorzaken van deze verschillen worden in het BTO project 'Verbeterde Voorspelbaarheid Bronkwaliteit' nader onderzocht.

Naast de correlatie tussen de afvoer en de concentraties van de verschillende stoffen is ook gekeken naar de gemiddelde concentraties tijdens verschillende seizoenen. De gemiddelde concentraties van 54 van de 184 stoffen verschillen significant tussen de seizoenen, voor 130 stoffen is dit niet het geval. Verspreid over alle seizoenen worden er hoogste concentraties van stoffen gemeten, waarvan de meeste in de winterperiode (de maanden december, januari en februari). In dit seizoen worden de hoogste concentraties gemeten van 29 verschillende stoffen. Dit zijn voornamelijk geneesmiddelen en PAK's. In de lente, zomer en herfst worden respectievelijk hoogste concentraties aangetroffen van 5, 8 en 12 verschillende stoffen. Dit zijn voornamelijk gewasbeschermingsmiddelen en geneesmiddelen. De meeste van de 54 stoffen met een significant verschil tussen de seizoenen laten een correlatie met de afvoer zien, zowel positief als negatief.



Figuur 2.2. Correlatie tussen de genormaliseerde concentraties van A) het geneesmiddel metoprolol, B) de zoetstof saccharine, C) het oplosmiddel benzeen, D) de wasmiddelcomponent benzotriazool, E) het gewasbeschermingsmiddel cyclamaat en F) het geneesmiddel ibuprofen en de afvoer in de Rijn bij Lobith.

Ook de gemiddeld laagste concentraties van stoffen worden verspreid over alle seizoenen waargenomen. De zomer is het seizoen waarin de meeste stoffen met de laagste concentraties worden waargenomen (24 stoffen). In de winter, lente en herfst worden respectievelijk van 12, 10 en 8 stoffen de laagste concentraties aangetroffen.

Op basis van de gevonden verbanden tussen concentraties en afvoer en de gemiddelde concentraties tijdens de verschillende seizoenen kan er voor selectieve inname uit de Rijn geen duidelijk infiltratieregime voorgesteld worden en kan dus geconcludeerd worden dat selectieve inname geen potentie heeft. Meer dan 2/3 van de geprioriteerde stoffen laten helemaal geen significant verschil zien tussen de seizoenen en er is geen duidelijk patroon te herkennen in hoogste en laagste concentraties gedurende de seizoenen. Er is ook geen duidelijke relatie te herkennen tussen stofgroepen of bronnen van stofgroepen (diffuse of puntbronnen) en in welke seizoenen de hoogste of laagste concentraties gemeten worden.

2.4.2 Deurzerdiep, Loonerdiep en Nijlandsloopje

In het Deurzerdiep, het Loonerdiep en het Nijlandsloopje zijn de afgelopen jaren een stuk minder metingen verricht dan in de Rijn bij Lobith en zijn er geen waterafvoer gegevens beschikbaar. Hierdoor was het niet mogelijk om de correlatie tussen de concentratie van de stoffen en de afvoer te berekenen en kan niet voor alle stoffen overzicht worden gegeven van het verschil in concentraties tussen de seizoenen (zie Tabel 6.10 Bijlage II voor de gehele lijst van stoffen).

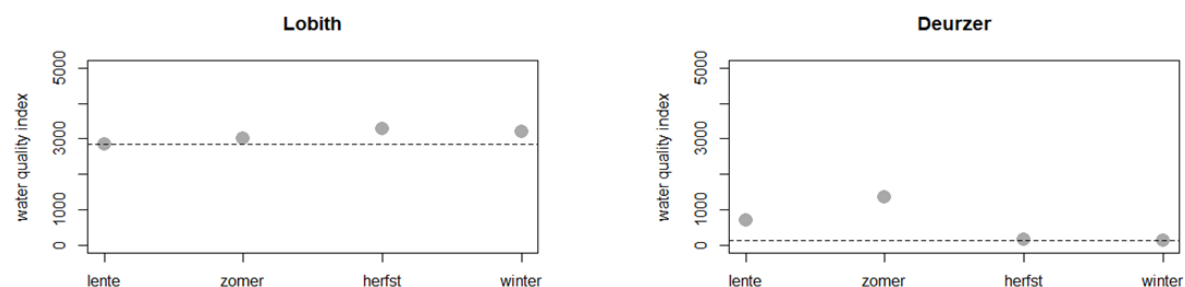
In het Deurzerdiep, het Loonerdiep en het Nijlandsloopje is een duidelijke relatie te zien tussen het applicaties seizoen en de aanwezigheid van de gewasbeschermingsmiddelen. Bijna al deze stoffen worden voornamelijk in de lente en zomer gedetecteerd met slechts een paar waarnemingen in de herfst en winter. De variatie in concentraties zijn echter hoog en er zijn relatief weinig metingen beschikbaar waardoor de seizoen verschillen als niet significant zijn beoordeeld (Tabel 6.10). Afgaande op de beschikbare data, lijkt selectieve inname uit de Drentse Aa potentie te hebben: de herfst en winter zijn de beste seizoenen voor de aanspraak van overtollig oppervlaktewater uit het Deurzerdiep. De hoeveelheid monsters en parameters die gemeten worden dienen echter wel uitgebreid te worden voor een compleet beeld.

2.5 Removal Requirement Index

Aan de hand van de maximale gemeten concentraties van de geprioriteerde stoffen per seizoen is voor zowel de Rijn bij Lobith als voor het Deurzerdiep, het Loonerdiep en het Nijlandsloopje de Removal Requirement Index (RRI) berekend. De RRI is onderdeel van de water quality index (WQI) (Pronk et al., 2021) en is een maat van de zuiveringsinspanning die geleverd moet worden om het bronwater te zuiveren tot drinkwater. De RRI is bepaald door per seizoen de percentuele overschrijding van de signaleringswaarde 0,1 µg/l per geprioriteerde parameter te berekenen. De RRI is berekend op basis van de maximale concentratie in het seizoen over de beschikbare datareeksen. Deze waarden zijn voor de parameters opgeteld per seizoen, wat resulteert in een totale percentuele overschrijding van gemeten stoffen per locatie, per seizoen.

Wanneer de concentratie van een stof bij de helft van de metingen hoger is dan de signaleringswaarde van 0,1 µg/L, is de RRI voor die stof 50%. Het percentage overschrijdingen van alle geprioriteerde stoffen per seizoen is bij elkaar opgeteld om tot een totale RRI te komen. De RRI geeft niet aan met welke concentratie de signaleringswaarde wordt overschreden, alleen in hoeveel gevallen een overschrijding voorkomt. De maximale score van een stof kan dus niet hoger zijn dan 100% en zegt dus niet meer over een concentratie dan dat deze hoger was dan de signaleringswaarde.

De RRI is voor dit rapport gebaseerd op de signaleringswaarde van 0,1 µg/L in oppervlaktewater omdat voor veel stoffen geen officiële norm is vastgesteld en de signaleringswaarde een indicatie geeft aan de waterbeheerder of de KRW doelen mogelijk in het geding zijn. De signaleringswaarde van 0,1 µg/L komt overeen met de grondwaternormen uit het BKMW voor bestrijdingsmiddelen. Voor overige antropogene stoffen geldt in het grondwater geen algemene norm. Voor bronnen van drinkwater is de norm (signaleringsparameter) 1,0 µg/L. Met bovengenoemde RRI is dus een veilige indicatie te geven over de invloed van het te infiltreren water op het grondwater.



Figuur 2.3. Removal Requirement Index voor de Rijn bij Lobith en het Deurzerdiep, het Loonerdiep en het Nijlandsloopje in Drenthe. De WQI is berekend per seizoen met data tussen 2010 en 2021 voor de Rijn bij Lobith en tussen 2016 en 2022 voor de waterlopen in Drenthe.

Zoals te zien is in Figuur 2.3 is de RRI in de Rijn bij Lobith hoger dan de RRI in Drenthe. Dit is gedeeltelijk te verklaren door de hoeveelheid geprioriteerde stoffen die zijn meegenomen in de berekening, maar ook door de verontreinigingsbronnen in het intrekgebied van de verschillende waterlopen. Het intrekgebied van de Rijn is veel groter dan van het Deurzerdiep, het Loonerdiep en het Nijlandsloopje en in de Rijn zijn ook veel meer RWZIs en industriële verontreinigingsbronnen die hun effluent op de rivier lozen.

Er zijn in totaal 53 geprioriteerde stoffen in de Rijn bij Lobith die de signaleringswaarde overschrijden in minimaal *één van de seizoenen. Sommige van deze stoffen overschrijden alleen de signaleringswaarde in een bepaald seizoen (zoals toluen en styreen in de winter of bentazon en isoproturon in de herfst), terwijl anderen stoffen veel vaker overschrijdingen laten zien van de signaleringswaarde (bijvoorbeeld amidotriazijnzuur, nitrilotriazijnzuur en gabapentine). De RRI voor de Rijn bij Lobith is het hoogste in de herfst, gevolgd door de winter, zomer en lente. Het verschil in RRI wordt voor veel stoffen niet veroorzaakt door een hoger percentage overschrijdingen in een bepaald

seizoen, maar door de afwezigheid van overschrijdingen van sommige stoffen in een seizoen. Zes van de top-17 stoffen in de Rijn overschrijden de signaleringswaarde. Twee stoffen (claritromycine en lamotrigine) overschrijden de signaleringswaarde slechts sporadisch, terwijl de andere vier stoffen (HMMM, jopromide, melamine en methenaminedine) veel vaker deze waarde overschrijden.

In het Deurzerdiep, het Loonerdiep en het Nijlandsloopje dragen 31 geprioriteerde stoffen bij aan de RRI. Dit zijn allen gewasbeschermingsmiddelen. De RRI is het hoogste in de zomer, gevolgd door de lente. In de herfst en winter zijn er nauwelijks overschrijdingen waargenomen. Dit ondersteunt de conclusies uit paragraaf 2.4.2 en is te verklaren door het applicatieseizoen. Buiten dit seizoen zijn de concentraties gewasbeschermingsmiddelen kleiner en worden ze ook minder vaak aangetroffen. Vijf van de top-15 stoffen in het Deurzerdiep overschrijden de signaleringswaarde en tegelijkertijd de grondwaternormen voor bestrijdingsmiddelen. De concentraties van linuron overschrijden de grondwaternorm alleen in de lente, terwijl de concentraties van pirimicarb, tebuconazol en terbutylazine alleen in de zomer hoger zijn dan de grondwaternorm. Voor metolachloor is dit zowel in de lente als in de zomer.

2.6 Verwijdering organische microverontreinigingen tijdens bodempassage

In de voorgaande paragrafen is vrij uitgebreid ingegaan op mogelijke probleemstoffen bij infiltratie van oppervlaktewater. In de praktijk zal de aanwezigheid van organische microverontreinigingen in het oppervlaktewater ertoe leiden dat een vorm van voorzuivering van het te infiltreren water noodzakelijk zal zijn. Naast een vorm van actieve voorzuivering van het oppervlaktewater zoals zandfiltratie, actieve kool filtratie of geavanceerde oxidatie biedt bodempassage mogelijkheden voor verwijdering van OMV's. Uit verschillende studies binnen en buiten Nederland is gebleken dat een aantal van de mogelijk probleemstoffen tijdens oeverinfiltratie af kunnen breken. Benzotriazol wordt bijvoorbeeld vaak en in relatief hoge concentraties aangetroffen in oppervlaktewater (Figuur 2.2) en wordt als mobiel en redelijk goed afbreekbaar gescoord in de prioritering (Tabel 6.1). Deze stof blijkt onder oxidische omstandigheden, ook als de stroomsnelheid in het grondwater hoog is, goed afgebroken te worden (van Driezum et al., 2019). Op zandgronden kan het echter zijn dat de afbraak minder snel verloopt en is de afbraak redox-afhankelijk (Bertelkamp et al., 2016a; Burke et al., 2014; Huntscha et al., 2012). De afbraak van sulfamethoxazol, een stof uit de top 17 risicostoffen in de Rijn, verloopt ook redox-afhankelijk en lijkt alleen gedeeltelijk af te breken onder oxidische omstandigheden. Onder anoxische omstandigheden is het mogelijk dat de stof volledig wordt afgebroken, al moet de verblijftijd dan wel hoog genoeg zijn (Hamann et al., 2016; Henzler et al., 2014; van Driezum et al., 2019).

Het is bekend dat het verwijderingsrendement tijdens bodempassage sterk kan verschillen tussen stoffen (Filter et al., 2021). Tevens is het al duidelijk dat de redoxomstandigheden, concentratie en samenstelling van opgelost en vast organische materiaal, mineralogische samenstelling van de bodem, beschikbaarheid van nutriënten en hydraulische retentietijden cruciale parameters zijn in de biologische omzetting van organische microverontreinigingen tijdens infiltratie (Filter et al., 2021; Ma et al., 2023; van der Grift et al., 2022; Filter, 2021 #118). Op een aantal van deze kenmerken kan sturing plaatsvinden. De afgelopen jaren zijn op twee locaties in Nederland (Berkheide en Heel) veldonderzoeken uitgevoerd naar de afbraak tijdens bodempassage van organisch microverontreiniging die vaak in oppervlaktewater voorkomen en een probleem kunnen zijn voor de drinkwaterbereiding (van der Grift et al., 2022). Uit dit onderzoek is naar voren gekomen dat de opbouw en samenstelling van de sliblaag een belangrijke rol lijkt te spelen, zie volgende paragraaf. Waarschijnlijk is het verwijderingsrendement van deze stoffen sterk locatie specifiek en onder andere afhankelijk van de kenmerken van de sliblaag, zie Bijlage III.

Bodempassage zal zeker niet voor alle in het oppervlaktewater aanwezige stoffen voldoende zuiveringsrendement opleveren. Er wordt immers altijd een mengsel aan stoffen geïnfiltreerd waarvan sommigen niet af zullen breken. Dat zijn de stoffen die bepalen wat de impact van de infiltratie is, die bepalen: 1) of/welke voorzuivering er nodig is, 2) wat de effecten op grondwaterafhankelijke natuur is en 3) welke zuiveringsaanpassingen bij

grondwaterwinningen moeten plaatsvinden. Dit betekent dat er enerzijds locatie specifieke monitoring/onderzoek nodig is om de verwijdering van de geprioriteerde stoffen en de controlerende mechanismes hierachter vast te stellen en anderzijds een afwegingskader moet worden ontwikkeld voor stoffen die niet of onvoldoende worden verwijderd tijdens bodempassage waarbij keuze moeten worden gemaakt voor de voorzuivering en een afweging moeten worden gemaakt van de hydrologische voordelen van infiltratie ten opzichte van de impact op de grondwaterkwaliteit. Ook illustreert dit dat, om de potentie van grootschalige oppervlaktewaterinfiltratie voor kwantitatief grondwaterbeheer te kunnen benutten, de noodzaak er onverminderd is om de oppervlaktewaterkwaliteit sterk te verbeteren.

2.7 Discussie

2.7.1 Prioritering van stoffen op basis van persistentie en mobiliteit

In dit onderzoek is een methode gebruikt om verontreinigingen die voorkomen in oppervlaktewater te kunnen prioriteren voor wat betreft de risico's voor grondwaterkwaliteit bij infiltratie. De resulterende geprioriteerde stoffen hebben allen een hoge mobiliteit, worden moeilijk afgebroken (zowel aeroob als anaeroob) en hebben een hoge PMT-score. Voor sommige stoffen geldt dat de hoogte van de PMT-score voornamelijk wordt bepaald door de persistentie of mobiliteit, voor andere stoffen (bijvoorbeeld gewasbeschermingsmiddelen) geldt dat de hoogte van de PMT-score voor een groot deel bepaald wordt door de score voor toxiciteit. Het voordeel van een aanpak zoals in dit rapport is voorgesteld is de reproduceerbaarheid en het feit dat alle mogelijk stoffen op een vergelijkbare wijze worden meegenomen. Er wordt immers gebruik gemaakt van online databases met stoffeigenschappen waarin in principe alle bekende stoffen zijn opgenomen. Hierin schuilt tevens een belangrijk nadeel. De stoffeigenschappen voor sorptie en afbraak in deze databases zijn met een QSAR model berekend en kennen vaak een grote onzekerheid. Zo is het recentelijk duidelijk geworden dat er nauwelijks correlatie bestaat tussen de halfwaardetijd (als maat voor biologische afbreekbaarheid) in de EpiSuite BIOWIN3 en BIOWIN4 en OPERA modellen (Post et al., 2024b).

Tevens is het bekend dat omstandigheden zoals de redoxpotentiaal, concentratie en samenstelling van opgelost en vast organische materiaal, mineralogische samenstelling van de bodem, beschikbaarheid van nutriënten en hydraulische retentietijden een grote invloed kunnen hebben op de biologische omzetting van organische microverontreinigingen tijdens infiltratie. Dit pleit in feite voor een benadering voor prioritering van de afbreekbaarheid van stoffen, waarbij in eerste instantie wordt uitgegaan van veld gemeten afbraakpotenties en indien deze niet beschikbaar is van online databases. In de *AquaPriori* Webtool wordt een eerste versie van een database ontwikkeld waarbij zowel onder veldomstandigheden gemeten halfwaarde-tijden als de OPERA waardes worden opgenomen (Post et al., 2024a). Voor schatting van de persistentie van stoffen in de ondergrond in toekomstige versies van de prioriteringstool lijkt een aansluiting op en verder ontwikkeling van de *AquaPriori* Webtool, inclusief de database met gemeten halfwaardetijden wenselijk.

Voor de prioritering van de mobiliteit van stoffen in de ondergrond is gebruik gemaakt van de klassieke en tevens standaard methode die gebaseerd is op hydrofobe sorptiemechanismen (zogenaamde K_{oc} of K_{ow} benadering). Algemeen kan gesteld worden dat de K_{oc} waarde van stoffen met meer zekerheid kan worden geschat dan de halfwaardetijd voor biologische afbraak. Zo is er een goede correlatie tussen de K_{oc} waarde voorspeld door EpiSuite en OPERA. De K_{oc} methode heeft echter de beperking dat deze niet afdoende is om het sorptiegedrag van geladen organische stoffen in bodems te beschrijven. Bij geladen (geïoniseerde) organische stoffen spelen, naast of in plaats van hydrofobe sorptiemechanismen aan organisch materiaal, elektrostatische interacties met geladen oppervlaktes van (minerale) bodemdeeltjes een rol in de verspreiding in de ondergrond. Omdat steeds meer van de stoffen die worden aangetroffen in oppervlaktewater geladen blijken te zijn, wordt aanbevolen om een verbeterde methode te ontwikkelen voor het schatten van de mobiliteit van stoffen in bodems die rekening met elektrostatische interacties.

Naast de bovenstaande aspecten rond de prioritering van stoffen op basis van stoffeigenschappen is er het aspect dat de gekozen aanpak gebaseerd is op de meetresultaten van de aangetroffen stoffen per locatie. Stoffen die niet worden gemeten kunnen nu ook niet in de prioritering naar voren komen. Mogelijk geeft dit geen groot vertekend effect omdat stoffenpakketten voor analyse normaal gesproken tot stand op basis van het vermoeden waarmee ze voorkomen. De stoffen die door RIWA Rijn worden gemeten zijn bijvoorbeeld van belang voor de drinkwatersector en geven inzicht in de zuiveringsinspanning. Wel zouden nieuwe of opkomende stoffen hierdoor gemist kunnen worden als meetprogramma niet geactualiseerd wordt waar nodig.

2.7.2 Prioritaire stoffen in grondwater

Voor een evaluatie van de prioriteringsmethode voor afbraak en persistentie zoals uitgewerkt in dit hoofdstuk is het zinvol om op stofniveau te beschouwen of deze ook worden aangetroffen in grondwater. Voor de twee casussen is dit nog niet gedaan. Het is dan van belang om zowel grondwatersystemen te beschouwen die niet door oppervlaktewaterinfiltratie zijn beïnvloed als grondwater dat wel gevoed wordt door oppervlaktewater waarin deze stoffen voorkomen. De prioriteringsmethode is immers gebaseerd op de in het oppervlaktewater waargenomen stoffen. Algemeen kan gesteld worden dat de Nederlandse meetnetten voor grondwaterkwaliteit zodanig zijn ontworpen om de effecten van infiltratie van oppervlaktewater te minimaliseren. De 'gangbare' databronnen met grondwaterkwaliteitsmetingen dus minder geschikt zijn een evaluatie van oppervlaktewater gevoede grondwatersystemen. De database met (historische) data van de waterbedrijven langs meetraaien gevoed door oppervlaktewater, die recentelijk door KWR is samengesteld ten behoeve van het AquaPriori project is een mogelijk geschikte databron hiervoor, zie (Post et al., 2024b). Aanbevolen wordt om een dergelijke evaluatie uit te voeren. Uiteraard moet dan wel eerst een controle worden uitgevoerd of de geprioriteerde stoffen daadwerkelijk zijn gemeten.

Generiek kan al wel gesteld worden dat, los van de casussen, een aantal van de in dit onderzoek geprioriteerde stoffen in oppervlaktewater ook nu al in het grondwater aangetroffen door lokale infiltratie van oppervlaktewater of vanuit andere bronnen zoals uitspoeling uit bodems of lekkage uit riolen. Dit geldt niet alleen voor gewasbeschermingsmiddelen, maar ook voor bijvoorbeeld, geneesmiddelen, oplosmiddelen, zoetstoffen en industriële stoffen zoals PFAS (Huntscha et al., 2013; Huntscha et al., 2012; Loos et al., 2010; Sjerps et al., 2019; van Driezum et al., 2019; Van Loon et al., 2020; van Loon et al., 2019). Ter illustratie, uit een recente Nederlandse studie van de provinciale grondwatermeetnetten blijkt dat er 31 verschillende geneesmiddelen worden aangetroffen in het grondwater en dat in 7% van de onderzochte filters geneesmiddelen worden aangetroffen boven de signaleringswaarde voor bronnen van drinkwater (0,1 µg/L). Hieronder zijn een aantal röntgencontrastmiddelen (waaronder jopromide) en bijvoorbeeld carbamazepine, primidon en sulfamethoxazol. Deze zijn als persistent en mobiel gecategoriseerd in de risicoprioritering uit paragraaf 2.3 en hebben de top-17 wel of net niet gehaald. Zes van de stoffen uit de top-17 betreffen PFAS, van deze stoffen is het bekend dat ze in grondwater worden aangetroffen.

3 Macro-chemische waterkwaliteit en sporenelementen

Naast de aanwezigheid van organische verontreinigingen in het oppervlaktewater die een achteruitgang van de grondwaterkwaliteit kunnen veroorzaken, dient bij de grootschalige infiltratie van oppervlaktewater ook rekening te worden gehouden met de macro-chemische en sporenelementen samenstelling van het oppervlaktewater. Deze kan dusdanig afwijken van de systeemeigen samenstelling van het grondwater dat de infiltratie de afbraak van organische verontreinigingen negatief beïnvloedt of een ongewenste verandering veroorzaakt voor bijvoorbeeld grondwinningen, waarbij dit kan leiden tot een toename van de zuiveringsinspanning, of voor grondwaterafhankelijke terrestrische en aquatische ecosystemen. De systeemeigen grondwatersamenstelling in Nederland is wordt grotendeels bepaald door de 'natuurlijke' infiltratie van regenwater en de -interactie met de bodem en de aquifer. Verschillende processen kunnen optreden bij de infiltratie van oppervlaktewater met een macro-chemische afwijkende samenstelling heeft die (deels) afwijkt van het water dat gewoonlijk het grondwatersysteem voedt. Een generiek overzicht van processen en een selectie van effecten op het grondwatersysteem zelf die kunnen optreden en de hiervan afhankelijke terrestrische en aquatische ecosystemen zijn weergegeven in Tabel 3.1.

Voor casestudies 'Wateraccu Veluwe' en 'Drentse Aa' is de macro-chemische samenstelling van het te infiltreren oppervlaktewater vergeleken met de systeemeigen samenstelling van het grondwater. Hierbij moet er mee rekening gehouden worden dat afhankelijk van de ondervonden biogeochemische reactiviteit van de ondergrond de grondwatersamenstelling voor bepaalde parameters sterk kan verschillen van die in het oorspronkelijk geïnfiltreerde water. Conservatieve componenten zoals chloride laten zich wel direct vergelijken. De analyse voor de twee casussen zoals gepresenteerd in dit hoofdstuk betreffen 1) een grondwatersysteem dat gevoed wordt met oppervlaktewater aangevoerd uit andere gebieden en met een relatief lage reactiviteit (Wateraccu Veluwe) waarbij de door infiltratie resulterende grondwaterkwaliteit relatief veel zal lijken op de ingefiltreerde waterkwaliteit en 2) een grondwatersysteem gevoed wordt met gebiedseigen oppervlaktewater en dat relatief reactief is (Drentse Aa) waar de interactie met ondergrondse reactiviteit de geïnfiltreerde waterkwaliteit mogelijk meer zal beïnvloeden.

3.1 Gebruikte waterkwaliteitsdata

Voor de Wateraccu Veluwe is gebruik gemaakt van de RIWA Rijn database - meetlocatie Lobith, de meetlocaties van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (LMG) op de Veluwe en de ruwwatersamenstelling van de Vitens winningen Edesebos (Ede), Amersfoortseweg (Apeldoorn) en De Haere ('t Harde) (Figuur 3.1). Voor het Rijnwater is data uit de periode 2010-2021 gebruikt. Voor de metalen die in het oppervlaktewater gewoonlijk zowel na filtratie over 0,45 µm en zonder filtratie worden gemeten zijn de meetgegevens na filtratie genomen. Het idee hierachter is dat de aan zwevende stof gebonden metalen uit het water verwijderd worden voorafgaand aan of tijdens de infiltratie van het oppervlaktewater. Voor de LMG meetpunten is data uit de gehele meetperiode tussen 1980 en 2022 gebruikt en voor de winningen van Vitens betreft dit data uit de periode 2020-2023.

Voor de casestudie Drentse Aa is de oppervlaktewaterkwaliteit data van het waterschap Hunze en Aa's van het Deurzerdiep en Loonerdiep en het Nijlandsloopje (onderdeel Drentse Aa systeem) gebruikt uit de periode 2013-2023 en LMG data betreft dit data uit de periode 1980-2022 (Figuur 3.2).

Tabel 3.1. Maatgevende processen die op kunnen treden bij infiltratie van oppervlaktewater met een afwijkende macro-chemische samenstelling van de systeemeigen grondwatersamenstelling en de mogelijke effecten op de grondwatersamenstelling en kwelafhankelijke ecosystemen.

proces	omschrijving proces	relevante stoffen in oppervlaktewater	relevante grondwaterparameters en bodembestanddelen	gevolg proces voor waterkwaliteit	mogelijke gevolg veranderde waterkwaliteit voor omgeving - grondwater afhankelijke ecosystemen	mitigatie mogelijkheden
oxidatie ondergrond	De ondergrond in NL is meestal gereduceerd als gevolg van aanwezigheid van BOM en pyriet of andere gereduceerde mineralen. Infiltratie van oxisch oppervlaktewater leidt tot het optreden van redoxprocessen in de ondergrond en daarmee tot een verandering van waterkwaliteit	O ₂ , NO ₃ en SO ₄	organisch materiaal, pyriet en eventueel andere gereduceerde mineralen zoals sideriet en glauconiet	In geval afbraak BOM: toename TIC (bicarbonaat, CO ₂), mogelijk ook DOM en ammonium In geval van pyriet: toename sulfaat, calcium, ijzer en mogelijk sporenelementen en afname pH. Indien SO ₄ elektronacceptor voor afbraak BOM dan toename sulfideconcentratie en neerslag (ijzer)sulfide mogelijk	toename zuiveringsinspanning (hardheid, ijzer, sulfaat) verhoogde TIC in kwelgebieden (heeft ook ecologische consequenties) accumulatie (ijzer)sulfides (m.n. in kwelgebieden)	beheer sliблаag in infiltratiepand waardoor oxidatoren al tijdens passage van de sliблаag worden gereduceerd en er dus geen afbraak van bodemreactiviteit plaatsvindt
basenverandering	Het grondwater zal in veel gevallen een ander macro-chemische samenstelling hebben dan het te infiltreren oppervlaktewater. Dit betreft zowel het absolute niveau van de concentraties alsmede de ratio's tussen verschillende kationen. Kationuitwisseling speelt dan een belangrijke rol bij de verandering in grondwaterwaterkwaliteit	Ca, Mg, Na, K, EGV	Ca, Mg, Na, K, EGV, kleimineralen	toename ionsterkte grondwater, verandering basenbezetting	ecologische effecten terrestrische ecosystemen	geen?
eutrofiering grondwater	veranderingen in de ionen- en nutriëntensamenstelling van het grondwater bij infiltratie van gebiedsvreemd water	NO ₃ , NH ₄ , PO ₄ , SO ₄	pyriet	eutrofiering, toename sulfaat, ijzer en hardheid	versnelde afbraak organisch materiaal, sulfide ophoping in beekdalen (risico op interne bodemverzuring) interne eutrofiering door sulfaataanvoer	voorzuiivering d.m.v. helofytenfilters die nutriënten opneemt

neerslag minerale fases/verstopping ondergrond	Het oppervlaktewater zal vaak kalkverzadigd zijn. Als na infiltratie OM afbraak plaatsvindt kan het water oververzadigd raken waarna calciumcarbonaat neerslaat waardoor het infiltratiesysteem verstopt kan raken.	Ca, Mg, HCO ₃	organisch materiaal: afbraak hiervan leidt tot toename HCO ₃ en CO ₂ in ondergrond	alkalinisering grondwater		geen?
---	---	--------------------------	--	---------------------------	--	-------

3.2 Vergelijking anorganische waterkwaliteit in oppervlaktewater en grondwater

3.2.1 Wateraccu Veluwe

Figuur 3.3 geeft in box en whiskerplots een overzicht van de macro-chemische samenstelling van het Rijnwater bij Lobith, het ondiepe en diepere grondwater op de Veluwe en het ruwwater van drie Veluwe drinkwaterwinningen. Dit figuur toont een duidelijk verschil in waterkwaliteit tussen het Rijnwater en het grondwater op de Veluwe. Het Rijnwater is zouter, harder en nutriëntenrijker dan het grondwater. De mediaan chlorideconcentratie in het Rijnwater is bijvoorbeeld bijna 80 mg/L terwijl deze voor alle verschillende grondwatertypes kleiner dan 20 mg/L. Ook de calcium- en magnesiumconcentraties (hardheid) in het Rijnwater zijn met mediaanconcentraties van respectievelijk bijna 80 en 11 mg/L flink hoger dan in het Veluwe grondwater en ditzelfde geldt voor de alkaliniteit. Het Rijnwater is verzadigd ten opzicht van calciumcarbonaat. Oplossen van (calcium)carbonaat heeft dus duidelijk invloed gehad op de samenstelling van het Rijnwater.

Daarnaast zijn ook de concentraties van de nutriënten NH_4 , NO_3 , SO_4 en PO_4 zijn in het Rijnwater hoger dan in het grondwater. Vooral in het verleden zal lokaal nitraatuitspoeling uit landbouwpercelen op de Veluwe hogere concentraties hebben gehad (van der Grift et al., 2011) dan de mediaanconcentratie van 10 mg/L in het Rijnwater. Ook deze infiltratie van NO_3 leidt tot verhoogde in de ondergrond, met name in het diepere grondwater zoals te zien is aan hoge P75 waarde en maximale concentratie in de LMG diep filters in Figuur 3.3. Kwelwater met nitraatconcentraties van rond de 10 mg/L kan eutrofiërend werken op natuur, vooral bij hogere kwelfluxen (Aggenbach et al., 2022). Ter indicatie: de stikstofbelasting van een kwelgebied per m^2 is bij een nitraatconcentratie van 10 mg/L en een kwelflux van 3 mm per dag gelijk aan de atmosferische depositie (ongeveer 1800 mol/ha/j). Bij hoger kwelfluxen dan 3 mm per dag is de stikstofbelasting van het beekdal via kwel dus hoger dan via atmosferische depositie. Een kwelflux van 3 mm per dag wordt niet als hoog beschouwd.

Ook de sulfaatconcentraties in het Rijnwater, met een mediaanwaarde van 55 mg/L, verdient aandacht. Sulfaat kan namelijk negatieve consequenties hebben voor de grondwater afhankelijke terrestrische ecosystemen (Aggenbach et al., 2022), zie ook Tabel 3.1. Infiltratie met Rijnwater levert hogere sulfaatconcentraties op dan van de sulfaatbelasting van het grondwater met infiltrerend regenwater en de sulfaatproductie in de ondergrond als gevolg van pyrietoxidatie met nitraat. Ter indicatie: een zwaveldepositie van ongeveer 440 mol/ha/j levert bij een grondwateraanvulling van 300 mm/j een sulfaatconcentratie van 14 mg/L. Wanneer dan nog 10 mg/L NO_3 door pyrietoxidatie wordt omgezet geeft naar SO_4 geeft dit een additionele concentratie van 10,5 mg/L. De gemeten sulfaatconcentraties in het Veluwe grondwater liggen veelal rond de 25 mg/L (zie Figuur 3.3; in LMG-diep komen ook hogere SO_4 concentraties voor, waarschijnlijk het gevolg van een atmosferische zwaveldepositie die het verleggen veel groter was dan tegenwoordig). De mediaan sulfaatconcentratie in het Rijnwater is dus ruim twee keer zo hoog als de som van deze twee 'normale' sulfaatbronnen.

In vergelijking met de macro componenten zijn de concentratie van de sporenelementen in het Rijnwater minder afwijkend van het grondwater (Figuur 3.4). Alleen de concentratie boor, barium en strontium zijn in het Rijnwater verhoogd ten opzichte van het grondwater. De hoge strontiumconcentratie in het Rijnwater zijn gerelateerd aan de hardheid van dit water. Zoals hierboven al is aangegeven heeft het oplossen van calciumcarbonaat een duidelijk invloed gehad op de samenstelling van het Rijnwater. Van strontium is bekend dat dit is ingebouwd in het kristalrooster van carbonaat, door oplossen van deze fases ontstaan verhoogde concentratie. Ook barium is vaak gecorreleerd aan de hardheid van water en heeft in Rijnwater voornamelijk een natuurlijke herkomst. Hoewel er rond de bronnen van boor in het Rijnwater nog veel onduidelijk is kan niet worden uitgesloten dat dit vooral door antropogene emissie in de Rijn terecht komt (Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2022).

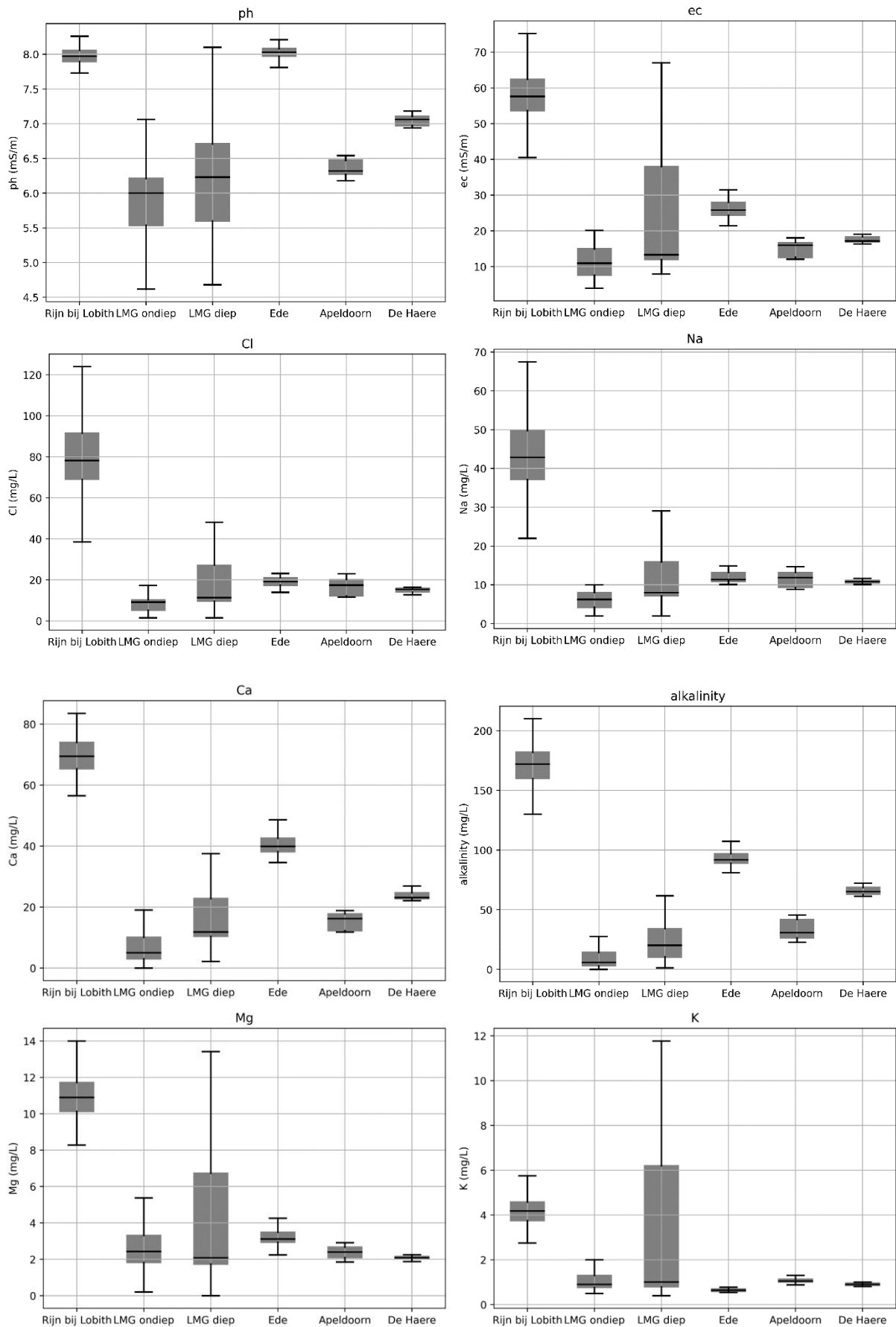
3.2.2 Drentse Aa

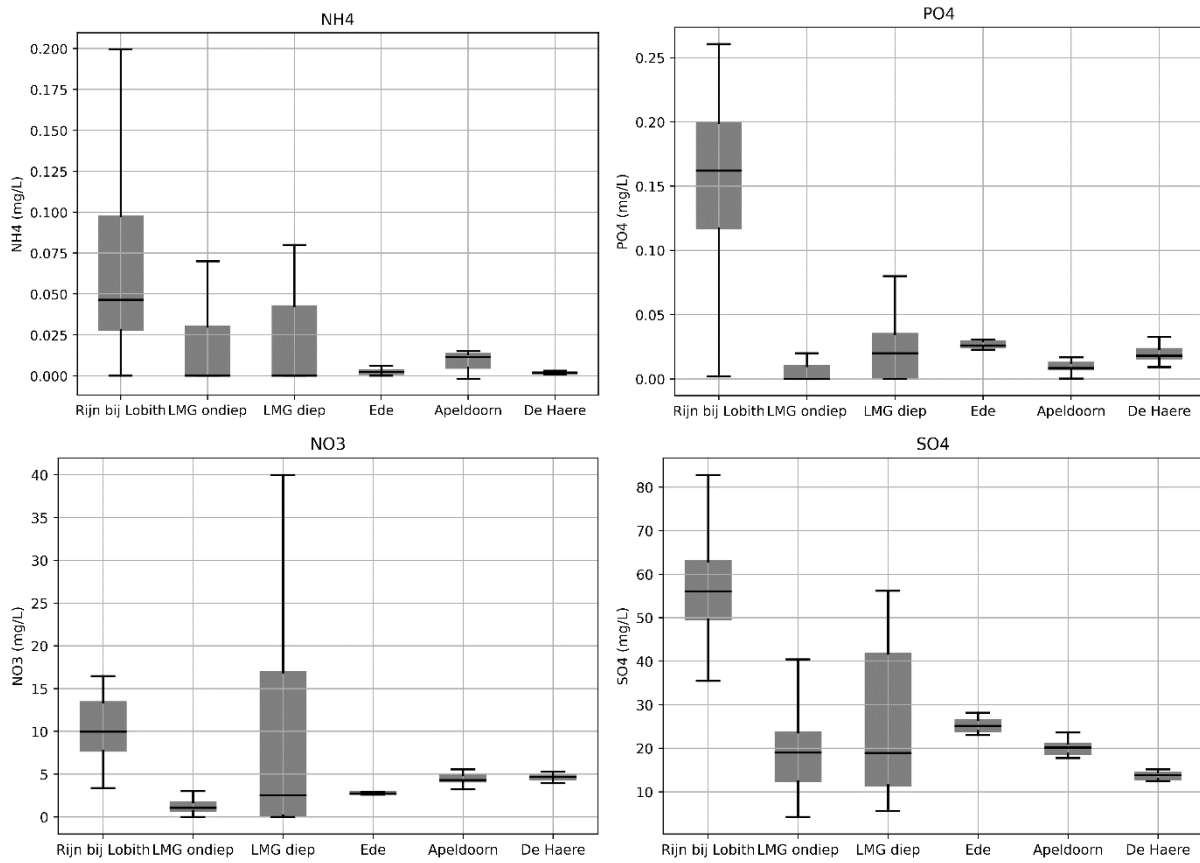
Voor de casestudie Drentse Aa is de macro-chemische samenstelling van het oppervlaktewater veel meer gelijk aan de systeemeigen grondwater (Figuur 3.5). Dit illustreert dat het Drentse Aa systeem gebiedseigen grondwater

draineert (Brakkee and Stofberg, 2022). Bij infiltratie van water uit de Drentse Aa wordt het gebiedseigen grondwater in feite weer in het systeem gebracht. Voor veel van de andere parameters, inclusief de nutriënten zijn de concentraties in het oppervlaktewater gelijk aan of zelfs lager dan in het oppervlaktewater. Ditzelfde geldt voor de concentraties aan sporenelementen (Figuur 3.6).

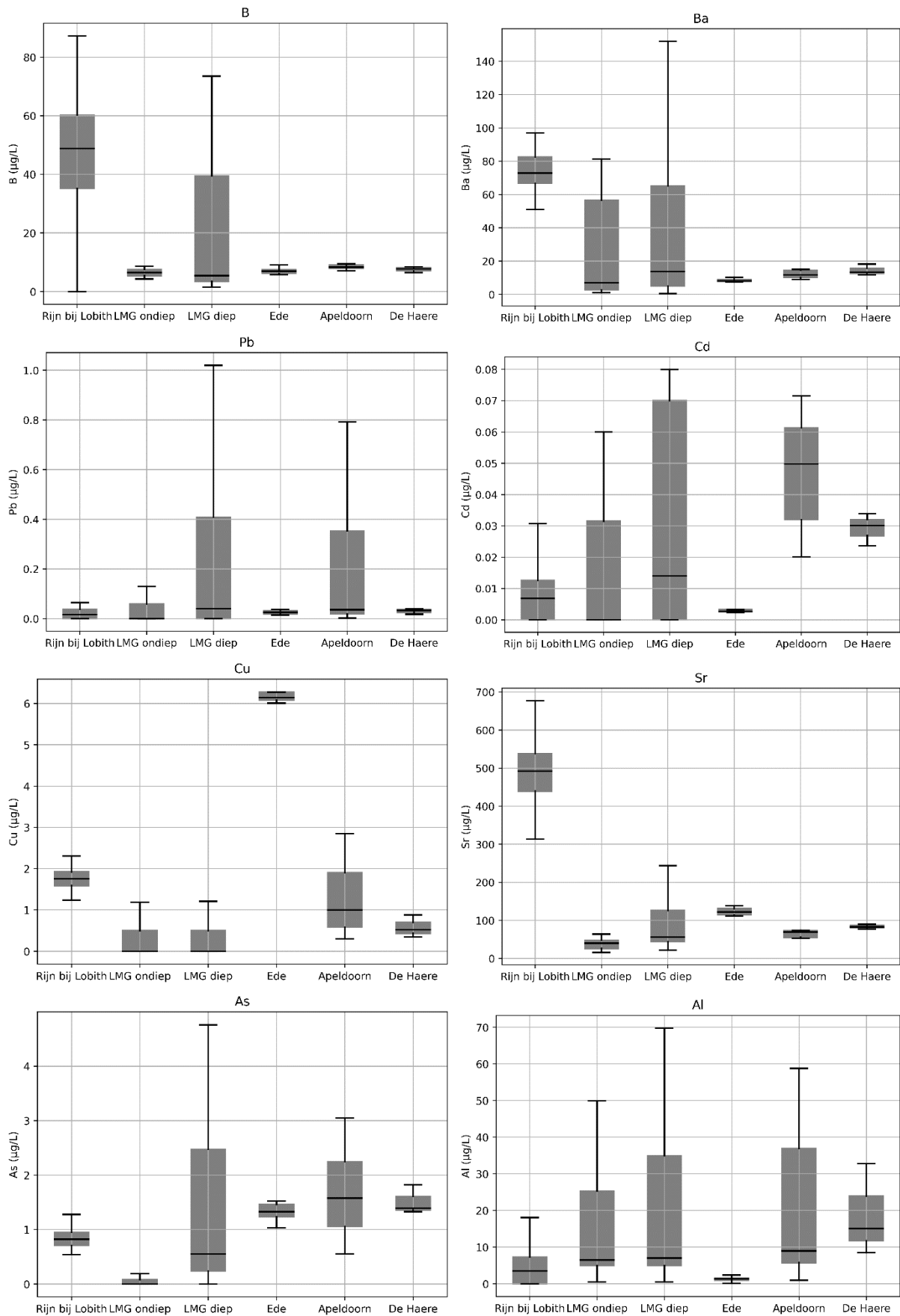
3.2.3 Mogelijkheden voorzuivering macro-chemische samenstelling

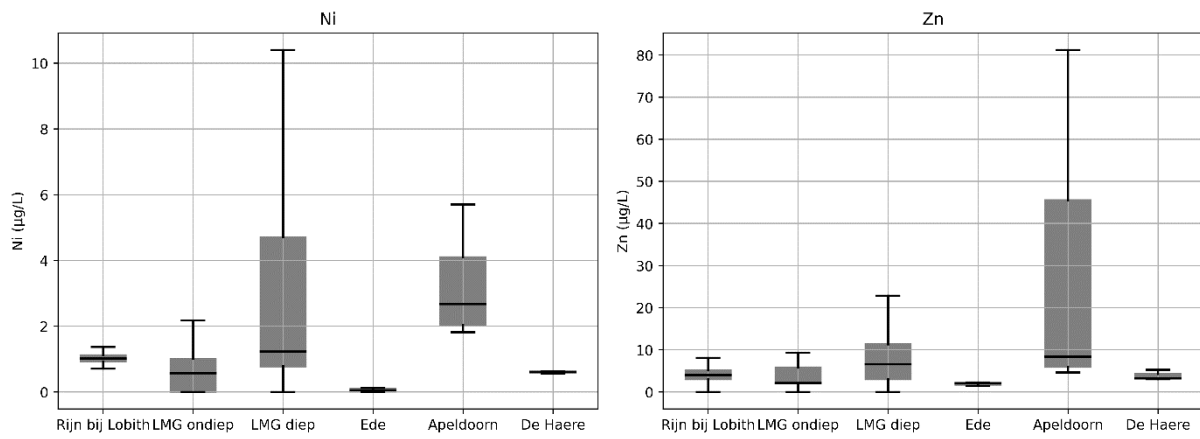
De mogelijkheden om door middel van voorzuivering de macro-chemische samenstelling van het te infiltreren oppervlaktewater te beïnvloeden zijn zeer beperkt. Een verlaging van de totale ionsterkte is bijvoorbeeld in de praktijk niet mogelijk (tenzij de voorzuivering plaatsvindt door een RO-installatie. Een voorzuivering voor verlaging van de nutriëntenconcentratie zou mogelijk nog wel gerealiseerd kunnen worden.



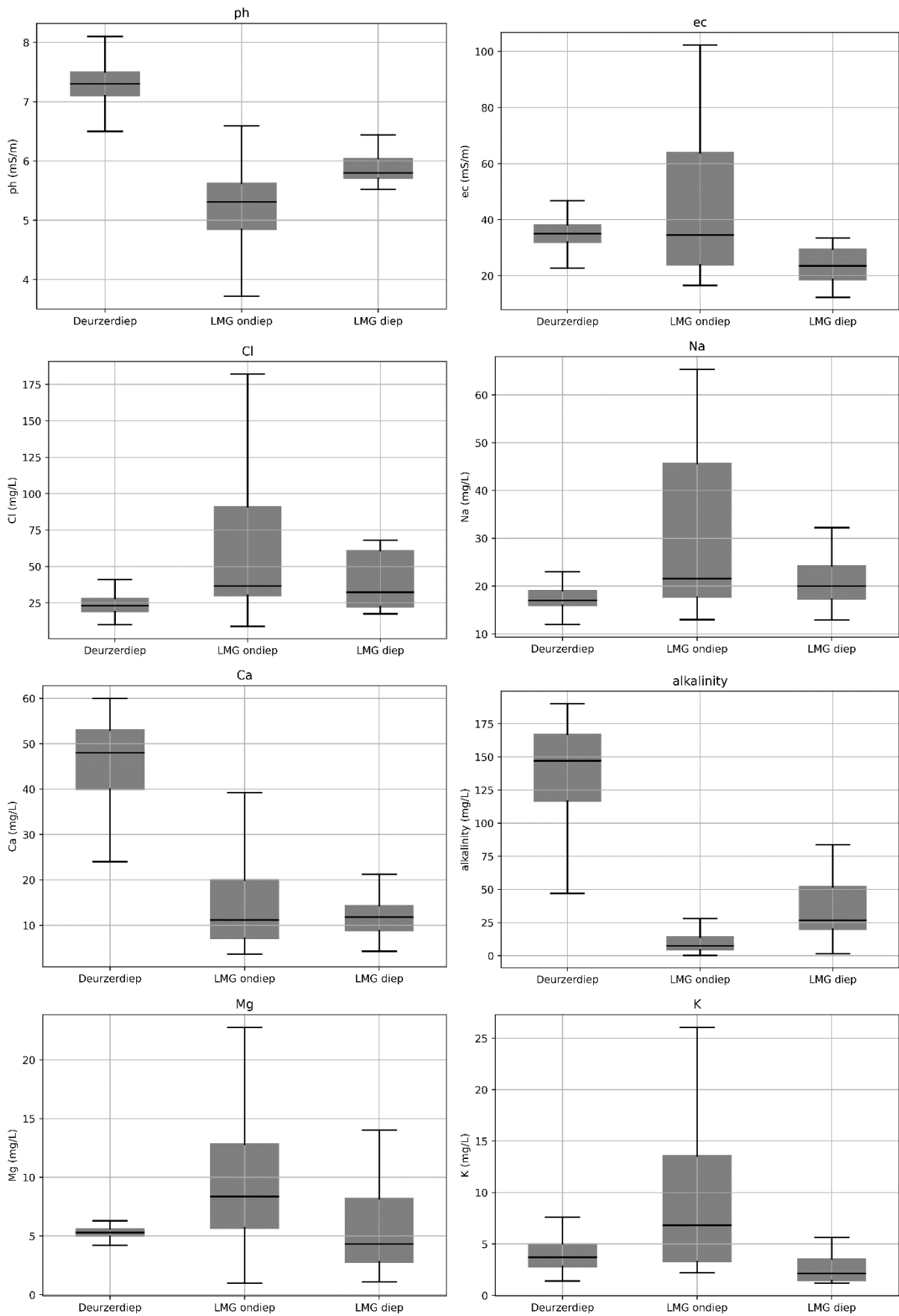


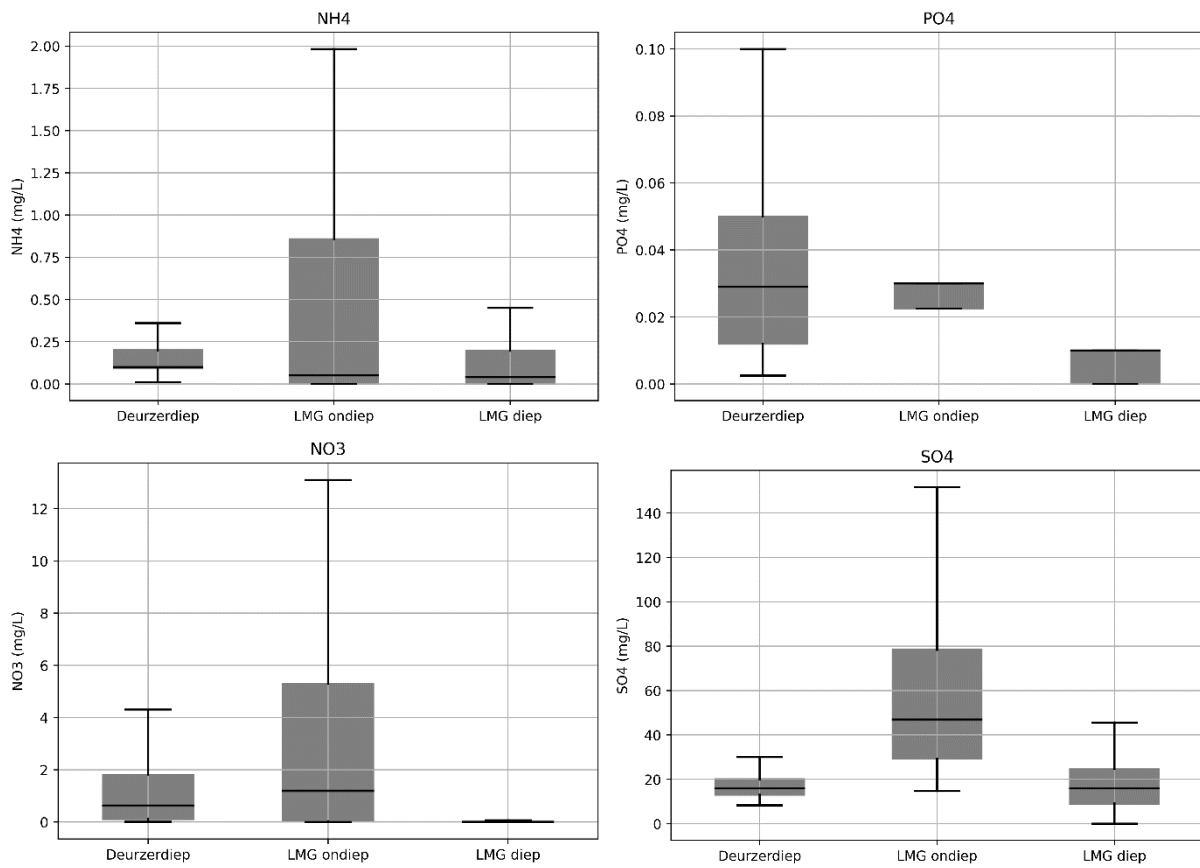
Figuur 3.3. Box en whiskerplots van concentraties van de macro-chemische componenten in het Rijnwater, het ondiepe (circa 8-10 mv) en diepe grondwater (circa 20-25 m-mv) en het ruwwater van drie winningen van Vitens op de Veluwe. De 'boxes' geven respectievelijk het 1^e kwartiel, de mediaan, en 3^e kwartiel weer, de 'whiskers' het 5^e en 95^e percentiel.



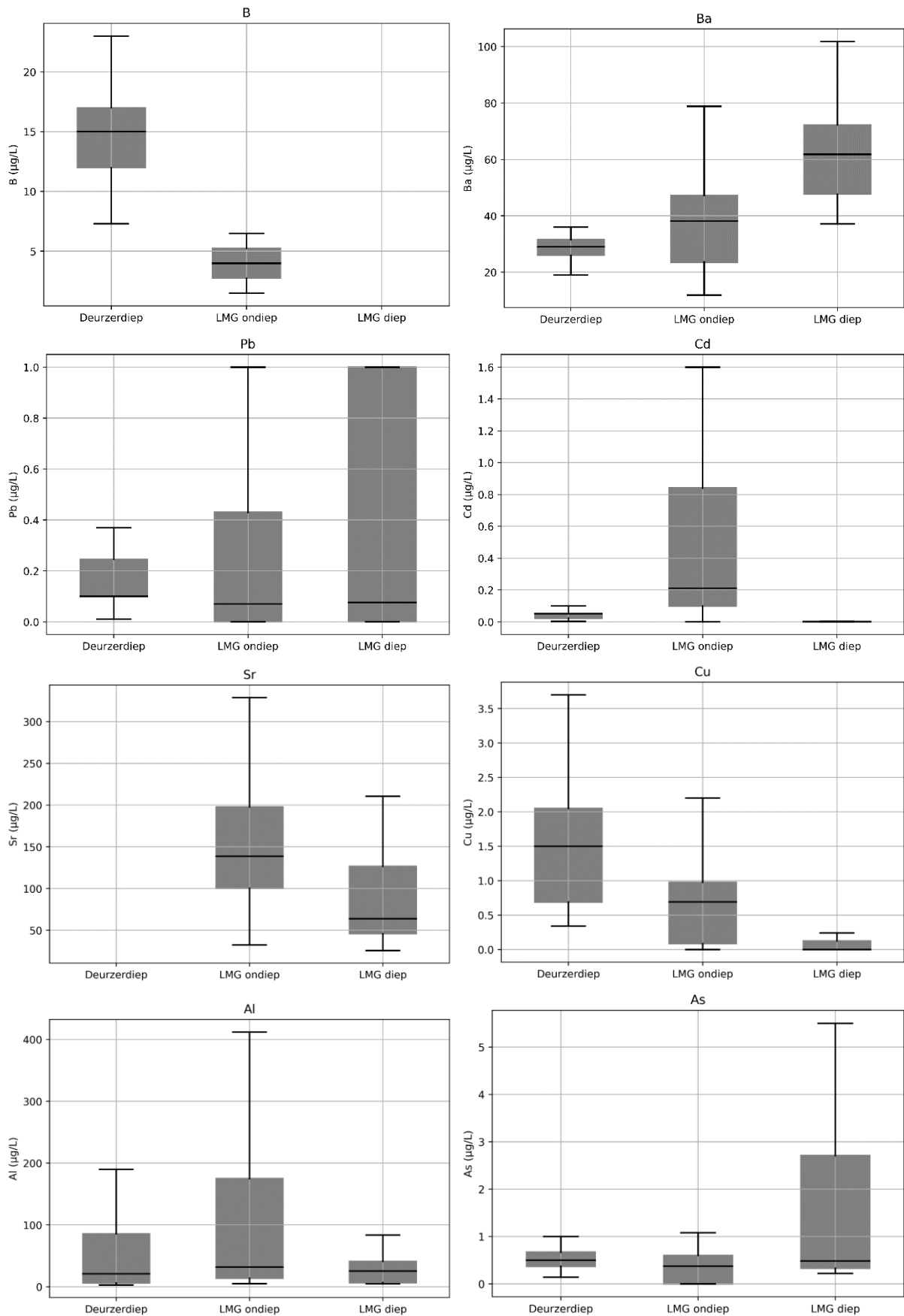


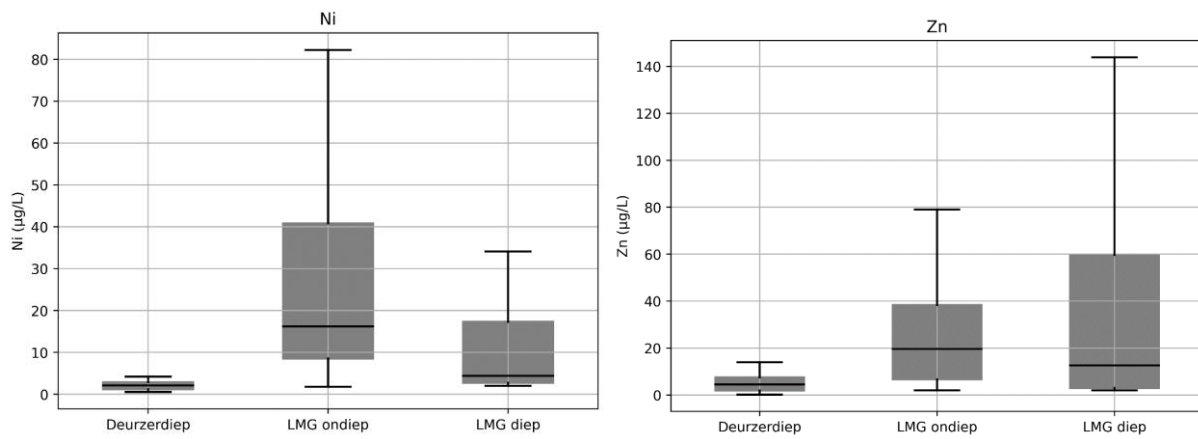
Figuur 3.4. Box en whiskerplot van concentraties sporenelementen in het Rijnwater, het ondiepe (circa 8-10 m) en diepe grondwater (circa 20-25 m) en het ruwwater van drie winningen van Vitens op de Veluwe.





Figuur 3.5. Box en whiskerplot van concentraties van de macro-chemische componenten in het oppervlaktewater van het Deurzerdiep en het Loonerdiep, het ondiepe (circa 8-10 m) en diepe grondwater (circa 20-25 m-mv) in het stroomgebied van de Drentse Aa. De 'boxes' geven respectievelijk het 1^e kwartiel, de mediaan, en 3^e kwartiel weer, de 'whiskers' het 5^e en 95^e percentiel.





Figuur 3.6. Box en whiskerplot van concentraties sporenelementen in het oppervlaktewater van het Deurzerdiep, het ondiepe (circa 8-10 m) en diepe grondwater (circa 20-25 m-mv) in het stroomgebied van de Drentse Aa. De 'boxes' geven respectievelijk het 1^e kwartiel, de mediaan, en 3^e kwartiel weer, de 'whiskers' het 5^e en 95^e percentiel.

4 Wet & regelgeving grootschalige infiltratie

Voor dit hoofdstuk is gebruik gemaakt van: *KWR 2022.102 Juridisch kader aanvulling watersysteem met industrieel restwater (Krajenbrink et al., 2022)*

4.1 Ontstaan wetgeving rond infiltratie en aanvulling

4.1.1 Achtergrond en oorsprong wetgeving

Door de sterke toename van de drinkwatervraag eind jaren '80 -begin jaren '90 van de vorige eeuw werden bestaande infiltratiegebieden uitgebreid met o.a. diepinfiltratiesystemen en werden diverse nieuwe initiatieven gestart om zowel oppervlakkig als op diepte water te infiltreren. Voorbeelden hiervan zijn de diepinfiltratie (proef)projecten bij de duinwaterbedrijven (DWAT, Waalsdorp en Leiduin), waterbedrijf Groningen (Weerdenbras), WZHO (Nieuwegein & Langerak), WMN (Leersum), WML & WOB (Someren) en open infiltratie bij de WOB (Project Infiltratie Maaskant). In dezelfde periode ontstonden zorgen over de kwaliteit van het grondwater en behoefte om regels te stellen ter bescherming van bodem en grondwater bij infiltratie van oppervlaktewater. Deze regels zijn vastgelegd in de Wet bodembescherming (artikel 12) en de Waterwet (artikel 1.1 en artikel 6.26).

Artikel 12 Wet bodembescherming stelt dat er middels algemene maatregel van bestuur regels worden gesteld aan het infiltreren van water zoals bedoeld in artikel 1.1. van de Waterwet¹. Waarbij aangegeven wordt in welke gevallen er gevaar is voor verontreiniging van het grondwater en welke voorschriften verbonden moeten worden aan de vergunning ter bescherming van het grondwater. Middels het Infiltratiebesluit bodembescherming is hieraan in 1993 nadere invulling gegeven.

4.1.2 Alleen oppervlaktewater of ook andere watertypen?

Hoewel de Waterwet in artikel 8.26 spreekt over *water*, wordt in het Infiltratiebesluit artikel 2 duidelijk dat het besluit alleen van toepassing is op infiltratie van *oppervlaktewater*. Voor andere waterbronnen zoals hemelwater en gezuiverd effluent of proceswater zijn de regels van het Infiltratiebesluit dus niet van toepassing. Dit komt voort uit het oorspronkelijke doel van het Infiltratiebesluit: reguleren van grootschalige infiltratie van oppervlaktewater ten behoeve van de drinkwatervoorziening. De afgelopen jaren is er steeds meer vraag ontstaan naar het infiltreren van andere watertypen (denk aan hemelwater bij de glastuinbouw). Bij gebrek aan een helder juridisch kader wordt in de praktijk daarom ook voor andere watertypen de systematiek en de normering van het Infiltratiebesluit aangehouden (Zuurbier et al., 2015).

4.1.3 Infiltreren = terugwinnen?

Bij infiltratie in de zin van de Waterwet wordt impliciet aangenomen dat het geïnfilterde water op een later moment weer (gedeeltelijk of geheel) wordt teruggewonnen. Er is daarom geen sprake van een bodemlozing. De Waterwet vereist dat er van aanvulling sprake moet zijn én van de intentie voor (latere) onttrekking van dat water. Of er ooit daadwerkelijk geïnfilterd water onttrokken gaat worden, doet hierbij niet terzake (de Putter et al., 2018b). Voor de bescherming van de grondwaterkwaliteit maakt het echter een wezenlijk verschil of geïnfilterd water daadwerkelijk wordt teruggewonnen, met het oog op verspreiding van in de bodem gebrachte stoffen. In de praktijk worden er op basis van artikel 4 Infiltratiebesluit door het bevoegd gezag dan ook voorschriften gesteld ten aanzien van de balans tussen infiltratie en terugwinning, de termijn waarbinnen deze in balans moeten zijn en de maximaal toegestane afwijking van deze balans. Hiermee wordt invulling gegeven aan de in art. 12 van de wet Bodembescherming gestelde eisen ten aanzien van regels voor het beschermen van de grondwaterkwaliteit bij infiltratie.

¹ Waterwet artikel 1.1: Infiltreren: in de bodem brengen van water, ter aanvulling van het grondwater, in samenhang met het onttrekken van grondwater

4.1.4 Bevoegd gezag

Sinds de inwerkingtreding van de Waterwet in 1996 is de verantwoordelijkheid voor de regulering van onttrekkingen en infiltraties verdeeld over Rijk, Provincie en Waterschap. Onttrekkingen en infiltraties in het beheergebied van het Rijk vallen onder het gezag van Rijkswaterstaat. De provincie is bevoegd gezag voor industriële onttrekkingen en infiltraties > 150.000 m³/jr, onttrekkingen en infiltraties ten behoeve van de openbare drinkwatervoorziening en voor onttrekkingen en infiltraties ten behoeve van bodemenergiesystemen. Voor de overige situaties is het waterschap bevoegd gezag.

4.1.5 Infiltratie, natuurlijke grondwateraanvulling of lozing?

Zoals aangegeven is het Infiltratiebesluit ontstaan uit de behoefte om grootschalige infiltratie van oppervlaktewater en de terugwinning hiervan ten behoeve van de drinkwatervoorziening te reguleren. Hierbij wordt er dus van uitgegaan dat het geïnfiltreerde water weer wordt onttrokken. Aangejaagd door de droogte van de afgelopen jaren ontstaan momenteel initiatieven om het grondwater aan te vullen met oppervlaktewater. Hierbij is geen intentie om dit water actief terug te winnen, het doel is om het grondwaterlichaam in een goede kwantitatieve toestand te houden. Deze manier van aanvullen valt echter niet onder natuurlijke aanvulling (i.e. aanvulling door het neerslagoverschot of wegzijging uit peilbeheerste sloten) omdat oppervlaktewater actief uit het oppervlaktewaterlichaam wordt genomen en via een hiervoor aangelegde voorziening gebruikt wordt om het grondwater aan te vullen. Hiermee lijkt het infiltratiebesluit op het oog niet van toepassing, het (zekere) oogmerk van terugwinning ontbreekt immers. Het gaat echter ook niet om een lozing omdat het niet gaat om afvalwater of afstromend hemelwater waar men zich van wilt ontdoen. Oogmerk is dus niet het zich 'ontdoen' van het water, maar juist om het creëren van een buffer in het grondwater voor drogere perioden, ten behoeve van alle gebruikers van het watersysteem, waaronder de landbouw, natuur, drinkwatervoorziening en industrie. Hieruit is mogelijk af te leiden dat later gebruik van het geïnfiltreerde water waarschijnlijk ('voorzienbaar') is, en er dus een 'oogmerk om later te onttrekken' aanwezig is. Hierdoor kan aangenomen worden dat er sprake is van infiltreren zoals de Waterwet dit bedoelt. Hiermee is dan het Infiltratiebesluit mogelijk toch van toepassing.

In de wetgeving zijn slechts twee routes voor aanvulling gereguleerd. Het gaat hierbij om lozing van afvalwater op de bodem (in beginsel verboden) en infiltratie van oppervlaktewater met het oog op terugwinning. Zoals uit bovenstaande blijkt is de juridische status van het aanvullen van grondwatersysteem met oppervlaktewater of andere waterstromen nog onvoldoende uitgewerkt.

Tabel 4.1 relevante wetgeving (voor inwerkingtreding van de Omgevingswet)

	Lozing op bodem	Infiltratie in de zin van de Waterwet
Algemeen	Directe aanvulling van het grondwater door actief afvalwater in de bodem te brengen. In beginsel vaak verboden, maar ontheffing met maatwerkvoorschrift mogelijk	Aanvulling van het grondwater middels infiltratie van oppervlaktewater met oog op terugwinning. Infiltratie ≠ lozing in de bodem
Benodigde vergunning	Omgevingsvergunning milieu of maatwerkvoorschrift (evt. integratie in bestaande vergunning door wijziging), in sommige gevallen vrijstelling + algemene regels	Watervergunning
Bevoegd gezag	- Gemeente (in de meeste gevallen) - Provincie (meeste IPPC-inrichtingen en enkele andere uitzonderingen)	- Provincie (omvang ≥ 150.000 m ³ /jr) - Waterschap (omvang < 150.000 m ³ /jr)
Relevante wetsartikelen	- Art. 2.2 Activiteitenbesluit - Art. 2.1 Wabo - Art. 2.1 Bor - Hfst 2-4 activiteitenbesluit	- art. 6.4 Waterwet - Infiltratiebesluit

In artikel 4 3^e lid van het Infiltratiebesluit wordt voorgeschreven dat het bevoegd gezag voorschriften opneemt in de vergunning ten aanzien van de beheersing van de hydrologische situatie zodanig dat verspreiding van het te infiltreren water zo veel mogelijk wordt beheerst, opdat het te infiltreren water grotendeels weer wordt onttrokken. Een vorm van hydrologische beheersing zal hiermee altijd onderdeel uitmaken van de voorschriften in de vergunning en daarmee ook van het systeem.

4.2 Omgevingswet (huidig recht)

4.2.1 Omgevingswet

Met de inwerkingtreding van de Omgevingswet op 1 januari 2024, zijn de milieuregels van het Rijk bij elkaar gebracht in het Besluit activiteiten leefomgeving (verder: Bal)². In hoofdstuk 3 van de Bal wijst het Rijk de milieubelastende activiteiten aan waarvoor rijksregels op het gebied van milieubescherming gelden. In het kader van deze studie zijn de volgende drie in de Omgevingswet genoemde activiteiten van belang: milieubelastende activiteiten, lozingsactiviteiten en wateronttrekkingsactiviteiten

Het lozen van afvalwater (bijv. industrieel effluent of RWZI-effluent) in de bodem geldt als een milieubelastende activiteit. Het lozen in oppervlaktewater valt niet onder de milieubelastende activiteiten, maar is een lozingsactiviteit op een oppervlaktewaterlichaam. Infiltreren in de zin van de Waterwet geldt als een wateronttrekkingsactiviteit. De reden voor het onderscheid tussen milieubelastende activiteiten en lozingsactiviteiten op een oppervlaktewaterlichaam is dat hiervoor verschillende bestuursorganen bevoegd gezag zijn: de milieubelastende activiteit heeft de gemeente of provincie als bevoegd gezag, terwijl de lozingsactiviteit op een oppervlaktewaterlichaam onder bevoegdheid van het Rijk (rijkswateren) of het waterschap (regionale wateren) valt.

In hoofdstuk 3 Bal zijn industriële sectoren onderverdeeld in verschillende afdelingen, bijvoorbeeld 'Complexe bedrijven' (afd. 3.3), 'Nutssector en industrie' (afd. 3.4) en 'Agrarische sector' (afd. 3.6; inclusief glastuinbouw). Per sector wordt aangegeven of de activiteiten in het nieuwe stelsel nog steeds vergunningplichtig zijn voor de milieubelastende activiteit en/of de lozingsactiviteit, waarbij IPPC-installaties in veel gevallen apart worden vermeld. Verder geeft hoofdstuk 3 Bal per sector aan welke algemene regels van hoofdstuk 4 en 5 Bal op die sector van toepassing zijn. De beoordelingsregels voor omgevingsvergunningen die van toepassing zijn op milieubelastende activiteiten en lozingsactiviteiten zijn opgenomen in het Besluit kwaliteit leefomgeving (verder: Bkl)³. Zo geldt voor de milieubelastende activiteit en de lozingsactiviteit bijvoorbeeld artikel 8.9 Bkl:

Artikel 8.9 Bkl (beoordelingsregels milieubelastende activiteit algemeen)

1. Voor zover een aanvraag om een omgevingsvergunning betrekking heeft op een milieubelastende activiteit, wordt de omgevingsvergunning alleen verleend als wordt voldaan aan de volgende criteria:

- a. milieuverontreiniging door de activiteit wordt geïntegreerd voorkomen of, wanneer dit niet mogelijk is, beperkt;*
- b. emissies in de lucht, het water en de bodem en het ontstaan van afval door de activiteit worden voorkomen of, wanneer dat niet mogelijk is, beperkt om een hoog niveau van bescherming van het milieu in zijn geheel te bereiken;*
- c. alle passende preventieve maatregelen tegen milieuverontreiniging worden getroffen;*
- d. de voor de activiteit in aanmerking komende beste beschikbare technieken worden toegepast;*
- e. er wordt geen significante milieuverontreiniging veroorzaakt;*

.....

En verder is artikel 8.22 Bkl van belang:

Artikel 8.22 Bkl (beoordelingsregels milieubelastende activiteit gevolgen voor watersystemen)

² <https://iplo.nl/regelgeving/omgevingswet/inhoud/besluit-activiteiten-leefomgeving/>

³ <https://iplo.nl/regelgeving/omgevingswet/inhoud/besluit-kwaliteit-leefomgeving/#h92945a1b-d0fa-57b4-956c-0466d61958c2>

1. Voor zover de aanvraag om een omgevingsvergunning betrekking heeft op een milieubelastende activiteit die gevolgen kan hebben voor watersystemen, en voor zover het gaat om het beschermen van het milieu, wordt de omgevingsvergunning alleen verleend als de activiteit verenigbaar is met het belang van:

- a. het voorkomen en waar nodig beperken van overstromingen, wateroverlast en waterschaarste;
- b. het beschermen en verbeteren van de chemische en ecologische kwaliteit van watersystemen; en
- c. het vervullen van maatschappelijke functies door watersystemen.

2. Bij de toepassing van het eerste lid wordt rekening gehouden met de waterbeheerprogramma's, regionale waterprogramma's, stroomgebiedsbeheerplannen, overstromingsrisicobeheerplannen en het nationale waterprogramma, die betrekking hebben op het betreffende Krw-oppervlaktewaterlichaam of grondwaterlichaam.

Dit betekent dat in het nieuwe stelsel de aanvraag van een vergunning moet passen binnen bijvoorbeeld het regionale waterprogramma van de provincie. Dat programma zou onder meer duidelijk moeten maken hoe de provincie gaat zorgen dat de doelen van de Europese Kaderrichtlijn water (verder: Krw) en Grondwaterrichtlijn (verder: Gwr) voor grondwaterlichamen worden bereikt. Voor lozingen in oppervlaktewater is het nationale waterprogramma van het Rijk of het waterbeheerprogramma van het waterschap vooral van belang.

4.2.2 Bevoegd gezag

Het brengen van water in de bodem met de bedoeling om het ook weer te onttrekken valt bij een omvang van meer dan 150.000 m³ per jaar onder bevoegdheid van de provincie. Hiervoor is een omgevingsvergunning voor een wateronttrekkingsactiviteit vereist (art. 16.3 en 16.4 Bal), met de provincie als bevoegd gezag. Bij een kleinere omvang geldt een vergunningplicht of algemene regels op grond van de waterschapsverordening. Uit de nota van toelichting uit Stb. 2018-293 op artikel 16.5 blijkt echter dat dat provinciale staten de grens van 150.000 m³ per jaar naar boven of naar beneden kunnen bijstellen bij industriële toepassingen, met het oog op doelmatig waterbeheer, en daarmee meer of minder activiteiten vergunningplichtig kunnen maken. Het oogmerk doelmatig waterbeheer houdt in dat deze grens aanpassing kan behoeven vanwege het voorkomen of beperken van (grond)wateroverlast of waterschaarste, het beschermen of verbeteren van de chemische (grond)waterkwaliteit of de vervulling van maatschappelijke functies van grondwaterlichamen.

Het toetsingskader is hetzelfde als onder het eerdere recht: beperken van wateroverlast en waterschaarste en het beschermen van de chemische kwaliteit van het grondwater (art. 8.84 en 8.89 Bkl). Het lozen van afvalwater op of in de bodem is een milieubelastende activiteit. Voor milieubelastende activiteiten zijn Burgermeester en wethouders bevoegd gezag, tenzij anders bepaald. Wanneer Gedeputeerde staten bevoegd gezag is, is uitgewerkt in art. 4.11, 4.3 Ow en 4.6 Ob en het Bal. De enige activiteit met effect op de grondwaterkwaliteit waarbij Gedeputeerde staten bevoegd gezag is staat in artikel 3.93 Bal (de open bodemenergiesystemen).

4.2.3 Infiltratie, grondwateraanvulling of lozing?

In de nieuwe wetgeving zijn dezelfde twee routes gereguleerd als onder het eerdere recht. Er is geen aanvullende wetgeving ontwikkeld die het duidelijker maakt of het wel of niet gaat om infiltreren. Zo is het infiltratiebesluit integraal overgenomen in artikel 8.89, 8.94 en bijlage XIX Bkl. De in de vorige paragraaf besproken vragen blijven over of grootschalig aanvullen met oppervlaktewater zonder direct hieraan gekoppelde terugwinning wel of geen infiltratie betreft in de zin van de Waterwet blijven dus bestaan onder de nieuwe wetgeving.

Tabel 4.2 Relevante wetgeving (Omgevingswet)

	Lozing op bodem	Infiltratie in de zin van de Waterwet
Algemeen	Directe aanvulling van het grondwater door water in de bodem te brengen is een Milieubelastende activiteit	Aanvulling van het grondwater middels infiltratie van oppervlaktewater met oog op terugwinning. Infiltratie ≠ lozing in de bodem
Benodigde vergunning	Omgevingsvergunning voor een milieubelastende activiteit	Omgevingsvergunning voor een wateronttrekkingsactiviteit (omvang ≥ 150.000 m ³ /jr) Op grond van waterschapsverordening (omvang < 150.000 m ³ /jr)
Bevoegd gezag	- Gemeente - Provincie (bij complexe bedrijven als bedoeld in afdeling 3.3 Bal)	- Provincie (omvang ≥ 150.000 m ³ /jr) - Waterschap (omvang < 150.000 m ³ /jr)
Relevante wetsartikelen	- hfst 2 t/m 5 Bal - art 8.9 Bkl - art 8.22 Bkl	- art. 16.3 Bal - art 16.4 Bal - art 8.84 en 8.89 Bkl (-waterschapsverordening)

4.3 Toetsingskader

4.3.1 Algemeen

Het direct in de bodem brengen van (nabehandeld) afvalwater, zonder de intentie om dit water weer terug te winnen, wordt juridisch gezien als een bodemlozing en was conform artikel 2.2 lid 1 Activiteitenbesluit verboden voor de beoogde toepassing. Het derde lid van artikel 2.2 Activiteitenbesluit gaf het bevoegde gezag echter de mogelijkheid om het verbod op te heffen door het stellen van een maatwerkvoorschrift. Dit maatwerkvoorschrift werd vaak geïntegreerd in de bestaande omgevingsvergunning milieu, waarvoor dan een wijziging moet worden aangevraagd. In het nieuwe stelsel van de Omgevingswet is het lozen in de bodem eveneens geregeld in de omgevingsvergunning voor de milieubelastende activiteit of een maatwerkvoorschrift op grond van het Bal. Of oppervlaktewater innemen om hiermee het grondwater aan te vullen ook gezien moet worden als een bodemlozing is echter de vraag. Er is immers geen intentie om zich te ontdoen van water.

De Krw (uit 2000) kent eveneens een verbod op de rechtstreekse lozing van verontreinigende stoffen in het grondwater, met uitzondering van een aantal specifiek benoemde activiteiten (art. 11 lid 3, sub j Krw). De inbreng van verontreinigende stoffen in grondwater als gevolg van grondwateraanvulling of grondwateropslag wordt hierbij niet vermeld. Daarbij echter bepaalt art. 4, lid 1, onder b, onder i Krw voor grondwater dat de lidstaten de nodige maatregelen ten uitvoer leggen *“met de bedoeling de inbreng van verontreinigende stoffen in het grondwater te voorkomen of te beperken en de achteruitgang van de toestand van alle grondwaterlichamen te voorkomen onder voorbehoud van (...) de toepassing van artikel 11, lid 3, onder j.”* Binnen de Omgevingswet laat het Rijk het aan de provincie over om te bepalen op welke wijze zij hier gevolg aan wil geven.

Op grond van art. 6 Gwr kan een lidstaat besluiten dat een ontheffing op het verbod op inbreng van verontreinigende stoffen in het grondwater kan worden gegeven:

- Voor de inbreng van verontreinigende stoffen die door de bevoegde autoriteiten worden beschouwd als voorkomend in een dermate kleine hoeveelheid of concentratie dat enig onmiddellijk of toekomstig gevaar van achteruitgang van de kwaliteit van het ontvangende grondwater is uitgesloten.
- Voor de inbreng van verontreinigende stoffen die het resultaat is van kunstmatige aanvulling of vergroting van grondwaterlichamen zoals is toegestaan volgens artikel 11, lid 3, onder f) Krw.

Dit betekent dat er aanknopingspunten zijn om de directe aanvulling/bodemlozing toe te staan met een vergunningvoorschrift of maatwerkvoorschrift, omdat de beoogde aanvulling kan bijdragen aan een goede kwantitatieve toestand van het grondwaterlichaam conform de Krw. Het gebruik van het nabehandeld afvalwater of oppervlaktewater zal echter in de meeste gevallen, zonder aanvullende maatregelen, strijdig zijn met het bereiken of in stand houden van een goede kwantitatieve toestand van het grondwaterlichaam, waardoor maatwerk- of vergunningvoorschriften nodig zijn.

4.3.2 Direct aanvullen van grondwater zonder oog op terugwinning

Voor het beoordelen van een aanvraag om water in de bodem te brengen is geen generiek toetsingskader voor de waterkwaliteit beschikbaar. Uitzondering hierop is het infiltreren van *oppervlaktewater* met oog op terugwinning voor de *drinkwatervoorziening*. Hiervoor was het Infiltratiebesluit bodembescherming⁴ van toepassing. Uit de Nota van toelichting van dat besluit volgt echter dat het nooit de bedoeling is geweest dat het Infiltratiebesluit bodembescherming ook zou gelden voor toepassingen anders dan voor de drinkwatervoorziening. Voor andere toepassingen (zoals infiltratie van industrieel restwater zonder terugwinning) is het dus nodig om te komen tot maatwerk/vergunningvoorschriften die een goede chemische kwaliteit van het grondwater waarborgen, maar ook recht doen aan de lokale omstandigheden en belangen van de vergunninghouder. In het nieuwe stelsel is de inhoud van het Infiltratiebesluit bodembescherming opgenomen in artikel 8.89 Bkl. Dat artikel geldt voor alle infiltraties waarvoor de provincie bevoegd gezag is (dus ook voor infiltraties voor de industrie met een hoeveelheid van 150.000 m³ per jaar of meer).

Ten aanzien van waterkwaliteit moet een maatwerk-/vergunningvoorschrift invulling geven aan in het bijzonder drie eisen (ontleend aan De Putter et al., 2018):

1. Een goede chemische toestand van het grondwaterlichaam moet worden gewaarborgd;
2. De inbreng van gevaarlijke en verontreinigende stoffen, als gevolg van het in de bodem brengen van restwater, moet worden voorkomen en beperkt (*prevent & limit*);
3. Er mag geen toename van de zuiveringsinspanning voor drinkwaterproductie optreden.

Eis 1 is vormgegeven in een aantal nationaal vastgestelde waarden voor de goede chemische toestand van het grondwaterlichaam als geheel. Wat de goede chemische toestand inhoudt, is uitgewerkt in Bijlage V van de Krw en de Gwr 2006. De hiervoor geldende normen bestaan uit Europees vastgestelde grondwaterkwaliteitsnormen voor nitraat en voor de werkzame stoffen van gewasbeschermingsmiddelen en biociden (zie Bkmw 2009, Bijlage 2, tabel 1 en 2)⁵. Daarnaast heeft Nederland per grondwaterlichaam zogenoemde drempelwaarden vastgesteld voor een zestal stoffen: chloride, nikkel, arseen, cadmium, lood en totaal-fosfor. Voor nikkel, cadmium en lood gelden overal dezelfde Europese milieukwaliteitseisen voor water (voorheen richtwaarden genoemd)⁶. Voor de overige stoffen verschillen de richtwaarden per grondwaterlichaam⁷. In Tabel 4.3 zijn de drempelwaarden voor de Nederlandse grondwaterlichamen samengevat.

De toestand van grondwaterlichamen wordt uitgedrukt in twee klassen: goed of ontoereikend. Monitoring van de grondwaterkwaliteit (provinciale taak) vindt plaats op de verschillende monitoringlocaties die voor het vaststellen van de goede chemische toestand van grondwaterlichamen zijn bepaald. Uit de monitoring wordt per meetlocatie (op grondwaterlichaam-niveau, dus niet op alle locaties) en per stofgroep uit Tabel 4.3 het jaargemiddelde van de gemeten concentraties bepaald. Vervolgens wordt daarvan over de planperiode van zes jaar een totaal gemiddelde uitgerekend. Deze gemiddelde meetwaarde wordt getoetst aan de grondwaterkwaliteitsnorm of drempelwaarde die voor de stof geldt. Als alle stoffen aan de eisen voldoen, is het grondwaterlichaam in een goede chemische

⁴ <https://wetten.overheid.nl/BWBR0005957/#Bijlage1>

⁵ Nb: Bijlage II Bkmw 2009 spreekt (ontleend aan de Grondwaterrichtlijn) over 'werkzame stoffen in bestrijdingsmiddelen, met inbegrip van de relevante omzettings-, afbraak- en reactieproducten daarvan.'

⁶ Bij wijziging van het Bkmw 2009 in 2015 is de term richtwaarde vervangen door EU-milieukwaliteitseis voor water

⁷ Zie: <http://www.infomil.nl/onderwerpen/integrale/handboek-eu/water/bescherming/uitvoeringeffecten/>.

toestand. Kanttekening hierbij is dat die toestand slechts op een beperkt aantal monitoringpunten wordt bepaald. In relatie tot specifieke lozingen in de bodem zal de doelstelling van een goede chemische toestand van het grondwaterlichaam in de praktijk niet snel in het geding zijn (tenzij de monitoringlocatie nabij ligt).

Tabel 4.3 Nationaal vastgestelde drempelwaarden voor de goede chemische toestand van grondwaterlichamen in Nederland. (zie Besluit kwaliteitseisen en monitoring water Bkwm, 2009)⁸. Marges geven aan dat de normen verschillen per grondwaterlichaam; voor de exacte drempelwaarden per grondwaterlichaam, zie Bkwm 2009, bijlage 2 tabel 2 en Bijlage IV.I van dit rapport

Parameter	Eenheid	Norm
Nitraat (NO ₃ ⁻)	mg/l	50
Totaal Fosfor (P)	mg P/l	2 – 6,9
Chloride (Cl ⁻)	mg/l	160 [#]
Arseen (As)	µg/l	13,2 – 18,7
Cadmium (Cd)	µg/l	0,35
Nikkel (Ni)	µg/l	20
Lood (Pb)	µg/l	7,4
Som pesticiden ^{##}	µg/l	0,5
Pesticiden ^{##} per stof	µg/l	0,1

[#]Chloridenorm geldt niet voor brakke en zoute grondwaterlichamen.

^{##}Volledige en meest recente door het bevoegd gezag gehanteerde stoffenlijst. De vastgestelde stoffenlijst moet meebewegen met de dynamiek van de toelating.

Anders dan de eerste eis, is de doelstelling van *prevent & limit* (eis 2) van toepassing op alle locaties en alle stoffen. Dit principe komt erop neer dat de inbreng ('lozing') van gevaarlijke stoffen moet worden voorkomen en van verontreinigende stoffen moet worden voorkomen of beperkt (zie bijlage VIII Krw). De eis aan stoffen in het te lozen water is hierbij een "hoeveelheid of concentratie die zo klein is dat enig onmiddellijk of toekomstig gevaar van achteruitgang van de kwaliteit van het ontvangende grondwater is uitgesloten". Vraag hierbij is wanneer dit het geval is. In de praktijk wordt gewerkt met de streef- en interventiewaarden uit oorspronkelijk de Circulaire bodemsanering 2013⁹. De hierin opgenomen streefwaarden, markeren de grens tussen schoon (niet beïnvloed door menselijke activiteiten) en verontreinigd grondwater. De streefwaarden voor grondwater zijn namelijk een ijkpunt voor de milieukwaliteit op de lange termijn. De lijst is als Standaardwaarden grondwater opgenomen in Bkl als Bijlage XVIIIa (zie Bijlage IV.II van deze rapportage). Gezien het feit dat in de hier beschreven methode voor aanvulling geen oogmerk is voor terugwinning op locatie is verspreiding van het geïnfilterde water inherent aan de opzet. Vanuit dit oogpunt is aansluiting bij de streefwaarden passend voor de beoordeling.

Belangrijk hierbij is de vraag hoe de samenstelling van het ontvangende grondwater zich verhoudt tot deze streefwaarden. Onder bepaalde omstandigheden kunnen natuurlijke achtergrondconcentraties namelijk hoger liggen dan de streefwaarden. Onder die omstandigheden kunnen de hogere regionale achtergrondconcentraties als uitgangspunt worden genomen. Merk hierbij op dat de parameterlijst en waarden in de Circulaire vrij gedateerd zijn (afgeleid in de periode 1989-1998) en niet uitputtend. Het RIVM constateerde hierbij (Swartjes et al., 2017) inconsistenties binnen de normering. Zo waren bijvoorbeeld de streefwaarden voor cadmium en lood hoger dan de Europese grondwaterkwaliteitsnorm, maar is juist de chloride-streefwaarde lager. Daarnaast is slechts een beperkt aantal bestrijdingsmiddelen opgenomen en ontbreken bijvoorbeeld macroparameters zoals nutriënten, sulfaat en natrium. In deze gevallen moet minimaal voldaan worden aan de Europese kwaliteitsnormen in Tabel 4.3.

Voor niet verontreinigende stoffen is de regionale grondwaterkwaliteit leidend in de normering, er mag immers geen achteruitgang optreden. Als voor een relevante verontreinigende stof (zie voor duiding de indicatieve lijst verontreinigende stoffen Krw, Bijlage VII of Bijlage 2 Infiltratiebesluit bodembescherming) geen norm beschikbaar is

⁸ <https://wetten.overheid.nl/BWBR0027061/>. N.b.: Normen kunnen veranderen. Daarom altijd de meest recente kwaliteitseisen hanteren uit de onderliggende documenten waarnaar gerefereerd wordt.

⁹ Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Stcrt. 2013, 16675, p. 16-18

kan contact worden opgenomen met het RIVM voor een ad-hoc-norm. Ook in de Memorie van Toelichting bij het wetsvoorstel Aanvullingswet bodem¹⁰ wordt opgemerkt dat het beoordelingskader voor grondwater op dit moment minder uitgewerkt is dan wenselijk. Niettemin is de stoffenlijst uit de Circulaire nagenoeg ongewijzigd opgenomen in Bkl als Bijlage XVIIIa Standaardwaarden grondwater (zie Bijlage IV.III van deze rapportage).

Om de huidige kwaliteit van het ontvangende grondwater te bepalen, is het raadzaam een verkennend bodemonderzoek te doen naar de huidige bodem- en grondwaterkwaliteit conform NEN 5740. De meetresultaten geven een indicatie van de achtergrondwaarden van de huidige grondwaterkwaliteit, die vervolgens kunnen worden getoetst aan de standaardwaarden grondwater.

Eis 3: Waar ondergrondse wateropslag of grondwateraanvulling plaatsvindt nabij locaties waar water bedoeld voor menselijke consumptie wordt onttrokken, is relevant dat door (provinciale) monitoring de grondwaterkwaliteit wordt gemeten. De kwaliteit van het onttrokken water mag niet verslechteren “teneinde het niveau van zuivering dat voor de productie van drinkwater is vereist, te verlagen”, en moet op termijn verbeteren (artikel 7, lid 2 en 3 van de Krw). Op termijn moet met ‘eenvoudige zuivering’ kunnen worden volstaan. In relatie tot deze eis is van belang dat er geen beroep op uitzonderingsbepalingen kan worden gedaan, daar waar dit voor eis 1 en 2 in principe wel mogelijk is.

De beoordeling van de aanvaardbaarheid van de bodemlozing is afhankelijk van de achtergrond van het voor grondwateraanvulling aan te wenden restwater (welke bronnen, welke processen, welke hulpstoffen, etc., en de hiermee samenhangende risico's voor de waterkwaliteit) en de mitigerende maatregelen. Kunnen bijvoorbeeld prioritairere stoffen conform Bkwmv 2009, bijlage 1 in het restwater terecht komen? Daarnaast hangen de benodigde voorschriften af van de specifieke risico's voor het lokale ontvangende watersysteem en functies die van dit watersysteem gebruik maken. Voor kwetsbare natuur of water voor drinkwaterproductie zullen andere aanvullende eisen nodig zijn dan wanneer het ontvangende systeem enkel landbouwkundig gebruik kent en er geen verspreiding buiten dit systeem optreedt. Bij toepassing voor directe landbouwirrigatie is bijvoorbeeld het belang van eisen ten aanzien van pathogenen (zowel voor mens als plant) groter dan wanneer het water een ruime bodempassage kent voordat het water in contact komt met gewassen of mensen. Daarnaast ligt het voor de hand om eisen te stellen om bedrijfstechnische problemen tijdig te detecteren en te verifiëren dat eventuele zuiveringsstappen voldoen (calamiteiten tijdig opmerken). Ook kan de vergunninghouder zelf strengere normen hanteren. Een dergelijke risicogebaseerde aanpak sluit goed aan bij de recente EU-verordening inzake minimum eisen voor hergebruik van water¹¹ (zie ook Dingemans et al. (2018)). Hoewel specifiek opgesteld voor direct hergebruik van gezuiverd communaal afvalwater voor landbouwirrigatie, geeft de richtlijn wel handvatten voor de aanpak.

4.3.2.1 Aanvullen van grondwater met oog op terugwinning

Sterk verwant aan de vorige variant is het aanvullen van grondwater, maar dan met het oog op terugwinning. Dit betekent dat er naast een systeem om water in de bodem te brengen ook een systeem wordt gebouwd om het geïnfiltreerde water weer terug te winnen. Buiten de drinkwatersector gaat het hierbij in de regel om seizoensberging waarbij een deel van het jaar water wordt geïnfiltreerd en een deel van het jaar water wordt onttrokken. Uitgaande van een zo efficiënt mogelijke terugwinning (i.e. streven is om het geïnfiltreerde water weer volledig terug te winnen) ontstaat een ander verspreidingsrisico. Door het terugwinnen zal de bel geïnfiltreerd water zich niet ongelimiteerd blijven verspreiden; wel treedt er aan de randen altijd menging op, wat zal resulteren in enige verspreiding. Geohydrologische modellering zal moeten uitwijzen hoeveel verlies er optreedt en wat dit betekent voor het omliggende grondwaterlichaam. Dit is immers sterk afhankelijk van locatie-specifieke eigenschappen van het watersysteem. Met modelberekeningen kan vervolgens worden gekeken of en zo ja hoe een langjarig evenwicht kan

¹⁰ <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/kst-34864-3.html>

¹¹ <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2020/741/oj>

ontstaan en welke verliezen/menging er optreden. In het vorige stelsel is een watervergunning nodig voor het infiltreren (en weer onttrekken) van het water. In het huidige stelsel gaat het om een omgevingsvergunning voor een wateronttrekkingsactiviteit. Vanaf 150.000 m³/jaar is hiervoor de provincie bevoegd gezag; daaronder is het waterschap bevoegd gezag.

Gezien het mogelijk beperktere verspreidingsrisico bij terugwinning van geïnfiltreerd water (oppervlaktewater/restwater) lijkt het in tegenstelling tot de situatie zonder terugwinning passender om voor deze route uit te gaan van de stoffenlijst en normen zoals opgenomen in Bijlage XIX Bkl (zie bijlage IV.III van deze rapportage). Wel blijven de drie eisen ten aanzien van waterkwaliteit van toepassing. Er moet dus in beeld worden gebracht of en zo ja in welke mate verspreiding van het geïnfiltreerde water optreedt en zo ja of dit dan valt onder een 'verwaarloosbare hoeveelheid of concentratie'.

Waterschappen stellen voor infiltraties, indien noodzakelijk/gewenst, eigen regels in de waterschapsverordening. Hiermee wordt een verbetering gerealiseerd ten opzichte van het huidige recht waar de praktijk in beginsel gebonden is aan de meetverplichtingen van het Waterbesluit en de Waterregeling. Waterschappen hebben straks de mogelijkheid voor specifieke toepassingen/activiteiten specifieke meetverplichtingen voor te schrijven (indien daar behoefte aan is). Mocht dus overgegaan worden op infiltratie en terugwinning dan moet worden getoetst welke regels het waterschap stelt in de waterschapsverordening.

Het Waterbesluit en de Waterregeling schrijven voor dat in de watervergunning voor infiltratie en grondwateronttrekking controle-/monitoringvoorschriften worden opgenomen ter borging van de grondwaterkwaliteit. Het gaat om monitoring van zowel kwantiteit als kwaliteit van het infiltratiewater, ongeacht de herkomst en dus watertype. Bij kleine toepassingen bestaat de mogelijkheid om af te wijken van de voorgeschreven meetfrequentie (waterhoeveelheid: ieder kwartaal; waterkwaliteit: iedere vier weken tot drie maanden) en te volstaan met bijvoorbeeld een halfjaarlijkse of jaarlijkse metingen. Daarbij moet wel worden aangetoond dat de bescherming van de chemische kwaliteit van het grondwater voldoende gewaarborgd blijft.

4.4 Aandachtspunten en juridische lacunes

Bij de behandeling van het juridische kader en het toetsingskader zijn verschillende aandachtspunten en juridische lacunes vastgesteld. Hieronder volgt een overzicht van de belangrijkste punten.

4.4.1 Algemeen

- Bij het aanvullen van het grondwatersysteem kan waterkwantiteit botsen met waterkwaliteit. Het aanvullen van het grondwatersysteem met oppervlaktewater of restwater is in kwantitatieve zin in veel gevallen gunstig, bijvoorbeeld in het licht van het tegengaan van waterschaarste. Echter, de waterkwaliteit kan negatief worden beïnvloed als de aanvulling gebeurt met water van afwijkende/inferieure kwaliteit. Er ontbreekt een duidelijk kader om deze aspecten goed af te wegen.
- Het bevoegd gezag dat verantwoordelijk is de beoordeling van de verschillende alternatieve routes is versnipperd. Welke overheidsinstantie bevoegd is bij een aanvraag van een vergunning of maatwerkvoorschrift, kan onder andere afhangen van het type oppervlaktewater, het watervolume, of er wel of niet wordt teruggewonnen en soms het type bedrijf. Het risico van deze spreiding van verantwoordelijke taken, is dat kennis over de juridische toetsingskaders en ervaring met beoordeling van vergunningaanvragen sterk versnipperd is, wat kan leiden tot rechtsongelijkheid. Met name de belangrijke verantwoordelijke rol van de gemeenten (of namens hen: de omgevingsdiensten) bij lozen in de bodem is een aandachtspunt vanwege de mogelijke kennislacunes die bij gemeenten of omgevingsdiensten kunnen bestaan. Zo is het toetsen van bodemlozingen geen standaard proces bij de omgevingsdiensten, in tegenstelling tot het toetsen van infiltratie en onttrekkingen. Dit kan in de toekomst een knelpunt vormen indien grootschaliger wordt ingezet op actieve grondwateraanvulling zonder terugwinning.

4.4.2 Aanvulling van het grondwater zonder oog op terugwinning (bodempluiging)

- De belangrijkste juridische lacune bij het aanvullen van het grondwatersysteem doet zich voor bij direct in de bodem brengen van oppervlaktewater of restwater zonder oog op terugwinning. Hiervoor is momenteel geen generiek beoordelingskader beschikbaar, met name als het gaat om waterkwaliteit. In de Memoorie van Toelichting bij het wetsvoorstel Aanvullingswet bodem (2018) is reeds door de wetgever opgemerkt dat het "beoordelingskader voor grondwater momenteel minder uitgewerkt is dan wenselijk". De lacune is vooral duidelijk bij de invulling van de eis prevent & limit Vanuit de Krw/Gwr. In principe moeten de provincies vaststellen op welke specifieke stoffen moet worden getoetst. Dit is echter nog niet gebeurd: men werkt met een Krw-lijst van stofgroepen, niet met afgeleide stoffen. In de praktijk wordt het Infiltratiebesluit bodembescherming voor bodempluiging vaak gebruikt maar het is momenteel onduidelijk of de normering hier in voldoende is om te voldoen aan prevent & limit.
- Daarnaast wordt nog steeds gewerkt met streef- en interventiewaarden uit oorspronkelijk de Circulaire bodembescherming (2013) De waarden zijn afgeleid voor de periode 1989-1998 en daarmee gedaateerd/verouderd. Bovendien is de lijst niet uitputtend, waarbij niet duidelijk is wat te doen met (opkomende) stoffen die niet op de lijst staan. Daarnaast is al geconstateerd (Swartjes et al., 2017) dat er inconsistenties zijn binnen de huidige normering. Voor sommige stoffen is de norm strenger dan de Europese grondwaternorm, terwijl die voor andere stoffen juist soepeler is. desondanks is de lijst uit de Circulaire toch vrijwel ongewijzigd overgenomen in de Bkl onder de Omgevingswet (onder de naam Standaardwaarden grondwater).
- Ten aanzien van meet- en registratieverplichtingen is voor lozing op de bodem/in het grondwater evenmin een kader beschikbaar. Het bevoegd gezag zal dus zelf voorschriften moeten opstellen. Wel kan worden aangesloten bij de systematiek voor infiltratie en grondwateronttrekkingen. Een probleem hierbij is wel dat de stofnormen voor achtergrondconcentraties in grondwater soms strenger zijn dan het Infiltratiebesluit.

4.4.3 Aanvulling van het grondwater met het oog op terugwinning (infiltratie)

- Bij infiltratie in de zin van de Waterwet wordt impliciet aangenomen dat het geïnfilterde water op een later moment weer (gedeeltelijk of geheel) wordt teruggewonnen. Er is daarom geen sprake van een bodempluiging. Echter, de Waterwet schrijft niet expliciet voor dat terugwinning ook daadwerkelijk plaatsvindt (de Putter et al., 2018a). Zoals eerder is vastgesteld, is het toetsingskader voor Infiltratie verder uitgewerkt en duidelijker dan voor de situatie bij een bodempluiging. Dit kan in theorie betekenen dat bij actieve aanvulling van grondwater met industrieel restwater of rwzi effluent, de route via het infiltratiebesluit wordt bewandeld waar het toetsingskader voor een bodempluiging eigenlijk meer van toepassing is. Niettemin maakt het voor de grondwaterkwaliteit een wezenlijk verschil of geïnfilterd water daadwerkelijk (gedeeltelijk) wordt teruggewonnen, met het oog op verspreiding van in de bodem gebrachte stoffen. Het is van belang om het verschil van bodempluiging en infiltratie duidelijker in de wetgeving te verankeren.

5 Conclusies en aanbevelingen

Risicostoffen in oppervlaktewater

In het huidige onderzoek is een aanpak ontwikkeld om op basis van gemeten stoffen in oppervlaktewater een eerste prioritering te maken van stoffen die bij (grootschalige) infiltratie van oppervlaktewater mogelijk een probleem kunnen vormen voor grondwaterafhankelijke functies. Hiervoor zijn bestaande tools gebruikt die op basis van stoffeigenschappen de persistentie, mobiliteit en toxiciteit (PMT) inschatten. Ook is getracht het onderscheid tussen de potentie voor aerobe, dan wel anaerobe afbraak in de ondergrond mee te nemen. In de Rijn zijn 508 stoffen gemeten waarvan 339 zijn aangetroffen in een concentratie boven de detectielimiet. Van deze 339 stoffen zijn er 184 geprioriteerd omdat deze potentieel een risico voor grondwater kunnen vormen op basis van de gestelde criteria voor mobiliteit, aerobe en/of anaerobe persistentie en toxiciteit. In de Drentse Aa zijn 246 stoffen gemeten, 119 aangetroffen en 73 geprioriteerd.

Van de 184 geprioriteerde stoffen in de Rijn bij Lobith zijn er 142 stoffen die naast een waarschijnlijk slechte aerobe afbraak, waarschijnlijk ook slecht afgebroken worden onder anaerobe omstandigheden. Deze longlist aan prioritaire stoffen is verder gerangschikt op basis hierboven beschreven stoffeigenschappen. De samenvoeging van 2 top 10's resulteerde in 17 stoffen die voor de beschouwing van de impact van grootschalige infiltratie op het grondwatersysteem het belangrijkste zijn.

Van de 73 geprioriteerde stoffen in het Deurzerdiep, het Loonerdiep en het Nijlandslompje zijn er 57 stoffen die naast een waarschijnlijk slechte aerobe afbraak, waarschijnlijk ook slecht afgebroken worden onder anaerobe omstandigheden. De samenvoeging van 2 top 10's resulteerde in 15 stoffen die het belangrijkste zijn voor de beschouwing van de impact van grootschalige infiltratie op het grondwatersysteem vanwege hun waarschijnlijk slechte anaerobe afbraak en hoge PMT-score.

De top 17 stoffen uit de Rijn bij Lobith bestaat uit een mix van geneesmiddelen, PFAS, industriële stoffen en gewasbeschermingsmiddelen. De top vijftien stoffen in het Deurzerdiep, het Loonerdiep en het Nijlandslompje bestaat voornamelijk uit gewasbeschermingsmiddelen en PAK's. Dit verschil in stoffen tussen de Rijn en het Deurzerdiep komt mede doordat erop verschillende stoffen wordt geanalyseerd. De methode voor de prioritering van de stoffen is gebaseerd op de meetresultaten van de aangetroffen stoffen per locatie. Waarschijnlijk geeft dit geen groot vertekenend effect omdat stoffenpakketten voor analyse normaal gesproken tot stand op basis van het vermoeden waarmee ze voorkomen, maar dit zou moeten worden bevestigd. Ook zouden nieuwe of opkomende stoffen gemist kunnen worden als een meetprogramma niet alert en uit voorzorg geactualiseerd wordt.

Onzekerheid in prioritering

De prioritering van stoffen is voor een belangrijk deel gebaseerd op stoffeigenschappen voor persistentie en mobiliteit uit de EpiSuite. Recentelijk is gebleken dat voor stoffen die in grondwater worden gemeten de persistentie volgens de Biowin3 score nauwelijks een relatie heeft met de halfwaardetijd met zoals berekend met het OPERA model voor biologische afbreekbaarheid (Post et al., 2024a). De schatting van de persistentie van stoffen kent dus een grote mate van onzekerheid. Daarom wordt aanbevolen om de prioriteringsmethode te toetsen door te onderzoeken in hoeverre de geprioriteerde stoffen ook worden aangetroffen in grondwatersystemen die al langere tijd gevoed worden door infiltreren. De database met historische data van de waterbedrijven langs meetraaien gevoed door oppervlaktewater die recentelijk door KWR is samengesteld ten behoeve van het AquaPriori project (Post et al., 2024b) is mogelijk een geschikte databron. Daarnaast wordt aanbevolen wordt om de toekomstige versie van de prioriteringstool aan te laten sluiten van de stoffendatabase van de AquaPriori Webtool die zowel onder veldomstandigheden gemeten halfwaardetijden als OPERA halfwaardetijden voor biologisch afbreekbaarheid bevat.

Tevens wordt aanbevolen om deze database actueel te houden met nieuw beschikbare halfwaardetijden uit veldmetingen.

De mobiliteit van stoffen is gebaseerd op de K_{oc} waarde. Hoewel deze stoffeigenschap veel beter kan worden voorspeld dan de halfwaardetijd voor biologische afbraak geldt voor deze, op hydrofobe adsorptie gebaseerde methode, dat deze niet afdoende is om het sorptiegedrag van geladen organische stoffen in bodems te beschrijven. Aanbevolen wordt om een verbeterde methode te ontwikkelen voor schatting van mobiliteit stoffen in bodems die rekening met elektrostatische bindingsmechanisme.

Potentie voor selectieve inname voor infiltratie beperkt

54 van de 184 stoffen in de Rijn bij Lobith (die zowel onder aerobe als onder anaerobe condities niet worden afgebroken) laten een significant verschil zien tussen de seizoenen. De hoogste concentraties van stoffen worden echter gemeten verspreid over alle seizoenen waardoor selectieve inname voor infiltratie weinig mogelijkheden lijkt te bieden om de verontreinigingsbelasting naar het grondwatersysteem te verlagen. In het Deurzerdiep worden de bestrijdingsmiddelen vooral in de lente en zomer aangetroffen. Het aantal geanalyseerde monsters en stofgroepen is echter beperkt. Voor duidelijkheid over de potentie voor selectieve inname is het aan te bevelen de hoeveelheid monsters en de te analyseren stofgroepen uit te breiden.

Verwijdering organische microverontreinigingen tijdens bodempassage

Uit verschillende studies binnen en buiten Nederland is gebleken dat een aantal van de geprioriteerde stoffen tijdens bodempassage af kunnen breken. Met name de eerste meters overgangszone tussen oppervlaktewater en grondwater lijkt hierbij belangrijk. De sliblaag heeft mogelijk een grote invloed op het creëren van omstandigheden die gunstig zijn voor afbraak.

Bodempassage zal zeker niet onder alle condities en voor alle in het oppervlaktewater aanwezige stoffen voldoende verwijdering opleveren. Er wordt immers altijd een mengsel aan stoffen geïnfilteerd waarvan sommigen niet af zullen breken. Dat zijn de stoffen die bepalen wat de algehele impact van de infiltratie op het grondwatersysteem is, die bepalen: 1) of/welke voorzuivering er nodig is, 2) wat de effecten op grondwaterafhankelijke natuur is en 3) welke zuiveringsaanpassingen bij grondwaterwinningen moeten plaatsvinden. Dit betekent dat locatie specifieke monitoring/onderzoek nodig is om de verwijdering van de geprioriteerde stoffen en de controlerende mechanismes hierachter vast te stellen. In geval van een uitkomst waarbij prioritaire stoffen niet of onvoldoende worden verwijderd zal een afweging moeten worden gemaakt van de hydrologische voordelen van infiltratie ten opzichte van een achteruitgang van de grondwaterkwaliteit. Ook illustreert dit dat, om de potentie van grootschalige oppervlaktewaterinfiltratie voor kwantitatief grondwaterbeheer te kunnen benutten, de noodzaak er onverminderd is om de oppervlaktewaterkwaliteit sterk te verbeteren.

Macro-chemische waterkwaliteit Rijn sterk verschillend met grondwater

Uit de twee casestudies blijkt dat bij de Drentse Aa nabij Assen de macro-chemische samenstelling van het water uit het Drentse Aa systeem niet sterk afwijkend is van de systeemeigen grondwatersamenstelling. De samenstelling van het Rijnwater verschilt echter sterk van het Veluwe grondwater, met name de zoutconcentratie, hardheid en de nutriëntenconcentraties in het Rijnwater zijn hoger dan in het grondwater. Hieruit blijkt dat maatwerk nodig is en per locatie goed moet worden beoordeeld of de macro-chemische kwaliteit van het te infiltreren water invloed heeft op de grondwaterkwaliteit en de grondwaterafhankelijke terrestrische en aquatische ecosystemen.

Zolang infiltratie niet leidt tot een verhoging van de zuiveringsinspanning zal vanuit drinkwaterperspectief een andere macro-chemische samenstelling van het te infiltreren oppervlaktewater geen probleem zijn, zie toetsingskader hieronder. Bij infiltratie zonder een beoogde terugwinning zal wel altijd rekening moeten worden gehouden met een afwijkende samenstelling gezien de risico's voor grondwaterafhankelijke ecosystemen. Deze risico's en eventuele locatie specifieke grenswaarden voor macro-chemische parameters in het oppervlaktewater moeten nog worden uitgewerkt.

Toetsingskader

Voor de juridische beschouwing van waterkwaliteitsvereisten bij infiltratie van oppervlaktewater is er een belangrijk wettelijk verschil tussen water dat direct in de bodem gebracht wordt zonder de intentie om dit weer terug te winnen en water dat in de bodem gebracht wordt met de intentie tot terugwinning.

De KRW beschrijft dat bij infiltratie van (oppervlakte)water zonder terugwinning, ook wel “aanvulling” genoemd, een goede chemische toestand van het grondwaterlichaam gewaarborgd moet zijn. Dit is de context voor het beschouwen van het in dit onderzoek gehanteerde perspectief op de effecten van infiltratie op grondwaterkwaliteit, voor grondwaterafhankelijke functies zoals natuur. Er gelden hiervoor Europees vastgestelde grondwaterkwaliteitsnormen voor nitraat en de werkzame stoffen van gewasbeschermingsmiddelen. Daarnaast gelden grondwaterkwaliteitsnormen of drempelwaardes waaraan wordt getoetst of het grondwaterlichaam zich in een goede chemische toestand bevindt. Deze eis is alleen van toepassing op specifieke verontreinigende stoffen en voor specifieke meetlocaties.

De tweede eis voor water dat in de bodem gebracht wordt zonder de intentie van terugwinning is dat de inbreng van gevaarlijke en verontreinigende stoffen voorkomen en beperkt moet worden (*prevent & limit*). Dit geldt voor alle stoffen waarbij de eis aan het te lozen water de volgende is: “hoeveelheid of concentratie die zo klein is dat enig onmiddellijk of toekomstig gevaar van achteruitgang van de kwaliteit van het ontvangende grondwater is uitgesloten”. Hierbij wordt gewerkt met Standaardwaarden voor grondwater. Deze waardes markeren de grens tussen schoon en verontreinigd water. Wanneer er voor een stof geen waarde bepaald is, kan ad hoc een norm worden vastgesteld door het RIVM.

Anders dan de twee voorgaande eisen, die gebaseerd zijn op ecotoxicologische effecten, is de derde eis gebaseerd op humaan toxicologische effecten. Vanuit de KRW mag er geen toename zijn in de zuiveringsinspanning voor drinkwaterproductie. De zuiveringsinspanning moet op termijn zelfs verbeteren, waardoor met ‘eenvoudige zuivering’ moet kunnen volstaan. De zuiveringsinspanning is gericht op humaan toxicologische normen die specifiek zijn voor bronnen van drinkwater. OMV's vallen hierbij onder de overige antropogene stoffen en hebben een generieke (niet stof-specifieke) norm. Voor sommige OMV's zijn specifieke drinkwaterrichtwaardes afgeleid. Deze zijn gebaseerd op humane toxicologie en niet op ecotoxicologie.

Gezien het mogelijk beperktere verspreidingsrisico bij terugwinning van geïnfiltrerd water (oppervlaktewater/restwater) lijkt het in tegenstelling tot de situatie zonder terugwinning passender om voor deze route uit te gaan van de stoffenlijst en normen zoals opgenomen in Bijlage XIX Bkl. In deze lijst staan normen voor macroparameters, zware metalen, gewasbeschermingsmiddelen, PAK's en gehalogeneerde koolwaterstoffen. Daarnaast zijn stofgroepen opgenomen waarvoor het bevoegd gezag aanvullende eisen kan stellen.

De drie eisen die hierboven beschreven staan voor de inbreng van water zonder de intentie op terugwinning gelden ook voor systemen waar terugwinning wel het doel is. Hierdoor moet ook voor deze systemen in beeld worden gebracht in welke mate verspreiding van het geïnfiltrerde water optreedt en of dit valt binnen een verwaarloosbare hoeveelheid of concentratie.

Het wettelijk kader en het daarbij behorende toetsingskader is van heel veel factoren afhankelijk. Er zijn veel verschillende mogelijkheden om grondwatersystemen aan te vullen en de waterkwaliteit van de bronnen fluctueert vaak. Voor een aantal stoffen zijn in verschillende wet- en regelgeving normen gesteld, maar voor een groot aantal stoffen ook nog niet. Het verdient aanbeveling om voor een aantal verschillende systemen uit te werken wat de mogelijke invloeden zijn van het infiltreren van oppervlaktewater en eventueel ander water op de grondwaterkwaliteit en hoe het juridisch kader hierop beter kan aansluiten.

6 Referenties

- Aggenbach, C., Nijp, J., van Loon, A. and van Diggelen, R. 2022. Met nutriënten verrijkt grondwater bedreigt kwelafhankelijke ecosystemen. H2O: tijdschrift voor drinkwatervoorziening en afvalwaterbehandeling/Vereniging van Exploitanten van Waterleidingbedrijven in Nederland; Koninklijk Nederlands Waternetwerk [Den Haag]-Rijswijk, 1968, currens, 1-9.
- Ahrens, L. and Bundschuh, M. 2014. Fate and effects of poly-and perfluoroalkyl substances in the aquatic environment: A review. *Environmental toxicology and chemistry* 33(9), 1921-1929.
- Beard, J.E., Bierkens, M.F. and Bartholomeus, R.P. 2019. Following the water: Characterising de facto wastewater reuse in agriculture in the Netherlands. *Sustainability* 11(21), 5936.
- Bertelkamp, C., Verliefde, A., Reynisson, J., Singhal, N., Cabo, A., De Jonge, M. and van der Hoek, J.P. 2016a. A predictive multi-linear regression model for organic micropollutants, based on a laboratory-scale column study simulating the river bank filtration process. *Journal of hazardous materials* 304, 502-511.
- Bertelkamp, C., Verliefde, A., Schoutteten, K., Vanhaecke, L., Bussche, J.V., Singhal, N. and van Der Hoek, J. 2016b. The effect of redox conditions and adaptation time on organic micropollutant removal during river bank filtration: A laboratory-scale column study. *Science of the Total Environment* 544, 309-318.
- Brakkee, E.A. and Stofberg, S.F. 2022. Waterstromen in het Drentse watersysteem Achtergrondrapportage: Ontwikkeling van een conceptueel model., KWR Water Research.
- Burke, V., Greskowiak, J., Asmuß, T., Bremermann, R., Taute, T. and Massmann, G. 2014. Temperature dependent redox zonation and attenuation of wastewater-derived organic micropollutants in the hyporheic zone. *Science of the Total Environment* 482, 53-61.
- Cao, Y., Charisi, A., Cheng, L.-C., Jiang, T. and Girke, T. 2008. ChemmineR: a compound mining framework for R. *Bioinformatics* 24(15), 1733-1734.
- Cousins, I.T., Johansson, J.H., Salter, M.E., Sha, B. and Scheringer, M. 2022. Outside the safe operating space of a new planetary boundary for per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environmental Science & Technology* 56(16), 11172-11179.
- de Putter, M.A.A., Handgraaf, S., Zuurbier, K.G. and Raat, K.J. 2018a. Bestuurlijk-juridisch onderzoek naar het grootschalig opslaan van zoet water in de (brakke) ondergrond, KWR Water Research Institute.
- de Putter, P., Handgraaf, S., Zuurbier, K.G. and Raat, K.J. 2018b. COASTAR Bestuurlijk-juridisch onderzoek naar het grootschalig opslaan van zoet water in de (brakke) ondergrond, p. 57, KWR, Nieuwegein.
- Dingemans, M.M.L., Bartholomeus, R.P. and Medema, G. 2018. Evaluation of the proposed EU regulation on minimum requirements for water reuse for irrigation., KWR Water Research Institute.
- EPA, U. 2012. Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows, v 4.11
- Filter, J., Zhiteneva, V., Vick, C., Ruhl, A.S., Jekel, M., Hübner, U. and Drewes, J.E. 2021. Varying attenuation of trace organic chemicals in natural treatment systems—a review of key influential factors. *Chemosphere* 274, 129774.
- Gobelius, L., Hedlund, J., Dürig, W., Tröger, R., Lilja, K., Wiberg, K. and Ahrens, L. 2018. Per- and polyfluoroalkyl substances in Swedish groundwater and surface water: implications for environmental quality standards and drinking water guidelines. *Environmental science & technology* 52(7), 4340-4349.
- Gunnarsson, L., Snape, J.R., Verbruggen, B., Owen, S.F., Kristiansson, E., Margiotta-Casaluci, L., Österlund, T., Hutchinson, K., Leverett, D. and Marks, B. 2019. Pharmacology beyond the patient—The environmental risks of human drugs. *Environment International* 129, 320-332.
- Hamann, E., Stuyfzand, P.J., Greskowiak, J., Timmer, H. and Massmann, G. 2016. The fate of organic micropollutants during long-term/long-distance river bank filtration. *Science of the Total Environment* 545, 629-640.
- Harmsma, S. 2022. Brononderzoek drinkwaterrelevante stoffen, p. 143, Arcadis, Rijkswaterstaat WVL.
- Hartmann, J., Rorije, E., Wassenaar, P.N.H. and Verbruggen, E. 2023. Screening and prioritising persistent, mobile and toxic chemicals: development and application of a robust scoring system. *Environmental Sciences Europe* 35(1).
- Henzler, A.F., Greskowiak, J. and Massmann, G. 2014. Modeling the fate of organic micropollutants during river bank filtration (Berlin, Germany). *Journal of contaminant hydrology* 156, 78-92.

- Hollender, J., Rothardt, J., Radny, D., Loos, M., Epting, J., Huggenberger, P., Borer, P. and Singer, H. 2018. Comprehensive micropollutant screening using LC-HRMS/MS at three riverbank filtration sites to assess natural attenuation and potential implications for human health. *Water research X* 1, 100007.
- Huntscha, S., Rodriguez Velosa, D.M., Schroth, M.H. and Hollender, J. 2013. Degradation of polar organic micropollutants during riverbank filtration: complementary results from spatiotemporal sampling and push-pull tests. *Environmental science & technology* 47(20), 11512-11521.
- Huntscha, S., Singer, H.P., McArdell, C.S., Frank, C.E. and Hollender, J. 2012. Multiresidue analysis of 88 polar organic micropollutants in ground, surface and wastewater using online mixed-bed multilayer solid-phase extraction coupled to high performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A* 1268, 74-83.
- Kim, S., Thiessen, P.A., Bolton, E.E., Chen, J., Fu, G., Gindulyte, A., Han, L., He, J., He, S. and Shoemaker, B.A. 2016. PubChem substance and compound databases. *Nucleic acids research* 44(D1), D1202-D1213.
- Krajenbrink, H., Handgraaf, S., Koeman, N., Cirkel, D.G. and Stofberg, S.F. 2022. Juridisch kader aanvulling watersysteem met industrieel restwater, KWR Water Research Institute.
- Lapworth, D.J., Lopez, B., Laabs, V., Kozel, R., Wolter, R., Ward, R., Vargas Amelin, E., Besien, T., Claessens, J. and Delloye, F. 2019. Developing a groundwater watch list for substances of emerging concern: a European perspective. *Environmental Research Letters* 14(3), 035004.
- Loos, R., Locoro, G., Comero, S., Contini, S., Schwesig, D., Werres, F., Balsaa, P., Gans, O., Weiss, S. and Blaha, L. 2010. Pan-European survey on the occurrence of selected polar organic persistent pollutants in ground water. *Water research* 44(14), 4115-4126.
- Ma, Y., Ma, M., Palomo, A., Sun, Y., Modrzynski, J.J., Aamand, J. and Zheng, Y. 2023. Biodegradation of trace sulfonamide antibiotics accelerated by substrates across oxic to anoxic conditions during column infiltration experiments. *Water Research*, 120193.
- Mansouri, K., Grulke, C.M., Judson, R.S. and Williams, A.J. 2018. OPERA models for predicting physicochemical properties and environmental fate endpoints. *Journal of cheminformatics* 10(1), 1-19.
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat 2022. Stroomgebiedbeheerplannen Rijn." Maas, Schelde en Eems 2022-2027.
- Post, V., van der Schans, M. and van der Grift, B. 2024a Verslag van veldmetingen en historische meetgegevens over afbraak van organische microverontreinigingen in grondwater, KWR, Nieuwegein.
- Post, V., van Eupen, M., van der Schans, M.L. and van der Grift, B. 2024b AquaPriori-Subsurface-User Manual, KWR Water Research Institute.
- Pronk, T., Hofman-Caris, R., Vries, D., Kools, S., ter Laak, T. and Stroomborg, G. 2021. A water quality index for the removal requirement and purification treatment effort of micropollutants. *Water Supply* 21(1), 128-145.
- RIWA 2021 Jaarrapport 2020 De Rijn, p. 144.
- RIWA 2022 Jaarrapport 2021 De Rijn, p. 139.
- Sadia, M., Nollen, I., Helmus, R., Ter Laak, T.L., Béen, F., Praetorius, A. and van Wezel, A.P. 2023. Occurrence, fate, and related health risks of PFAS in raw and produced drinking water. *Environmental Science & Technology* 57(8), 3062-3074.
- Schwarzenbach, R.P., Escher, B.I., Fenner, K., Hofstetter, T.B., Johnson, C.A., Von Gunten, U. and Wehrli, B. 2006. The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science* 313(5790), 1072-1077.
- Sjerps, R.M., Kooij, P.J., van Loon, A. and Van Wezel, A.P. 2019. Occurrence of pesticides in Dutch drinking water sources. *Chemosphere* 235, 510-518.
- Stuyfzand, P.J. 2010. Hydrogeochemical processes during riverbank filtration and artificial recharge of polluted surface waters: zonation, identification, and quantification. *Riverbank filtration for water security in desert countries*, 97-128.
- Stuyfzand, P.J., Segers, W. and van Rooijen, N. 2007 Behavior of pharmaceuticals and other emerging pollutants in various artificial recharge systems in the Netherlands.
- Swartjes, F., Schijven, J., Blok, T. and Otte, P. 2017. Opties voor een adequaat beoordelingskader voor grondwaterkwaliteit: Normen en instrumentarium voor de beoordeling van de grondwaterkwaliteit in de Omgevingswet.
- van der Grift, B., Klein, J., de Boorder, N. and Rozemeijer, J.C. 2011 Grondwater bijdrage aan oppervlaktewaterkwaliteit in de Drentse Aa en Schuitenbeek, Deltares, Utrecht.
- van der Grift, B., van der Schans, M.L. and Timmers, P. 2022 Verwijdering organische microverontreinigingen tijdens bodempassage: Synthese veldgegevens winningen Heel en Berkheide, p. 31, KWR Water Research.
- van Driezum, I., van der Aa, N. and van den Berg, H. 2020. Regenwater als alternatieve bron voor drinkwater - aandachtspunten voor kwaliteitscontrole. RIVM-briefrapport 2020-0185, 56.

- van Driezum, I.H., Derx, J., Oudega, T.J., Zessner, M., Naus, F.L., Saracevic, E., Kirschner, A.K., Sommer, R., Farnleitner, A.H. and Blaschke, A.P. 2019. Spatiotemporal resolved sampling for the interpretation of micropollutant removal during riverbank filtration. *Science of the Total Environment* 649, 212-223.
- Van Loon, A., Pronk, T., Raterman, B. and Ros, S. 2020. Grondwaterkwaliteit Nederland 2020. Anorganische parameters, bestrijdingsmiddelen, farmaceutica en overige verontreinigende stoffen in de grondwatermeetnetten van de provincies, KWR Watercycle Institute.
- van Loon, A., Sjerps, R. and Raat, K.J. 2019. Gewasbeschermingsmiddelen en hun afbraakproducten in Nederlandse drinkwaterbronnen.
- van Wezel, A.P., van den Hurk, F., Sjerps, R.M., Meijers, E.M., Roex, E.W. and Ter Laak, T.L. 2018. Impact of industrial waste water treatment plants on Dutch surface waters and drinking water sources. *Science of the Total Environment* 640, 1489-1499.
- Verdonschot, P., van der Lee, G. and Verdonschot, R. 2022 Nutriënten en het ecologisch functioneren van oppervlaktewateren: Deltafact, Kiwa NV.
- Waterstaat, M.v.l.e. 2018 Handreiking beoordeling van lozingen gericht op bescherming van drinkwaterkwaliteit.
- Zuurbier, K., de Putter, P., Paalman, M., van der Schans, M., te Winkel, T., Velstra, J. and Oude Essink, G.H.P. 2015 Technisch-juridische handreiking risicobeoordeling 'ondergrondse waterberging' (wordt ook als STOWA uitgave opgeleverd), p. 59, KWR, Nieuwegein.

I Bijlage – Prioritaire Stoffen in oppervlaktewater

Tabel 6.1 Stoffen die voorkomen in de Rijn met $\log KOW < 4$, $\log KOC < 3$ en $Biowin7 < 0.5$. De stoffen in blauw hebben de laagste potentie om anaeroob af te breken en de daarmee gecombineerde hoogste PMT-waardes van de gecombineerde lijsten uit tabel 10.1 en 10.3

CAS	Naam	Stofgroep	Mean log-KOW	Mean logKOC	BioWin3	Anaer Bio-Win7	ZZS volgens REACH	ZZS volgens KRW	PMT score	P score	M score	T score
3089-11-0	hexa(methoxymethyl)mela-mine (HMMM)	industrieel	1,71	0,99	1,2741	-4,3317			0,6	0,97	0,67	0,34
100-97-0	methenamine (urotropine)	(dier)geneesmiddelen	-1,34	1,32	1,8702	-4,1834			0,63	0,81	0,93	0,34
81103-11-9	claritromycine	geneesmiddel	3,18	1,77	1,2007	-3,463			0,58	0,98	0,61	0,33
83881-51-0	cetirizine	geneesmiddel	0,93	2,27	2,0015	-2,7961			0,55	0,73	0,69	0,33
137-58-6	lidocaïne	geneesmiddel	2,1	2,4	2,2226	-1,9177			0,49	0,57	0,47	0,44
93413-69-5	venlafaxine	geneesmiddel	3,1	2,63	1,9862	-1,6709			0,38	0,74	0,45	0,17
27203-92-5	tramadol	geneesmiddel	2,71	2,32	2,0921	-1,43			0,38	0,67	0,51	0,17
23103-98-2	pirimicarb	Gewasbeschermings-middel	1,6	1,91	2,2214	-1,3006			0,59	0,57	0,49	0,74
51218-45-2	metolachloor	Gewasbeschermings-middel	3,16	2,54	2,1862	-1,1361			0,58	0,6	0,43	0,74
41859-67-0	bezafibraat	geneesmiddel	3,94	2,46	2,1583	-1,1219			0,49	0,62	0,45	0,42
163515-14-8	dimethenamide-p	gewasbeschermings-middel	2,44	2,06	2,2039	-1,1157						
125-33-7	primidon	geneesmiddel	0,85	1,76	2,4183	-1,0665			0,52	0,41	0,61	0,56
67129-08-2	metazachloor	gewasbeschermings-middel	2,4	2,73	2,2083	-1,0106			0,56	0,58	0,42	0,74
73334-07-3	jopromide	geneesmiddel	-2,21	1,34	1,7847	-0,9546			0,64	0,85	0,93	0,33
102767-28-2	levetiracetam	geneesmiddel	-0,6	0,84	2,7146	-0,8791						
5915-41-3	terbutylazine	gewasbeschermings-middel	3,19	2,5	1,7571	-0,8266			0,6	0,86	0,42	0,61
84057-84-1	lamotrigine	geneesmiddel	1,65	2,73	1,9501	-0,8104			0,64	0,77	0,47	0,74
15972-60-8	alachloor	gewasbeschermings-middel	3,46	2,61	2,2172	-0,7203			0,51	0,57	0,38	0,61
60166-93-0	jopamidol	geneesmiddel	-2,07	1,38	1,9843	-0,6769			0,61	0,74	0,93	0,33

21312-10-7	acetyl-sulfamethoxazool	geneesmiddel	0,84	1,91	2,4175	-0,6603			0,52	0,41	0,55	0,63
28159-98-0	cybutryne	biocide	3,88	2,52	1,9114	-0,6509			0,47	0,79	0,39	0,33
15045-43-9	2,2,5,5-tetramethyltetrahydrofuraan	#N/A	2,28	1,87	2,4829	-0,6479			0,47	0,36	0,5	0,59
826-36-8	2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidon	industrieel	0,55	1,43	2,4338	-0,6053			0,51	0,42	0,82	0,4
1912-24-9	atrazine	Gewasbeschermingsmiddel	2,68	2,25	2,0002	-0,5787			0,59	0,73	0,47	0,61
526-73-8	1,2,3-trimethylbenzeen	industrieel	2,25	2,99	2,709	-0,5655			0,31	0,21	0,31	0,47
95-63-6	1,2,4-trimethylbenzeen	industrieel	3,42	2,97	2,709	-0,5655			0,31	0,21	0,31	0,47
108-67-8	1,3,5-trimethylbenzeen	industrieel	3,51	2,87	2,709	-0,5655			0,3	0,21	0,34	0,39
6190-65-4	desethylatrazine	gewasbeschermingsmiddel	1,6	1,8	2,0622	-0,5251			0,62	0,69	0,57	0,61
604-75-1	oxazepam	geneesmiddel	2,25	2,24	2,4867	-0,5071			0,47	0,35	0,55	0,56
886-50-0	terbutryn	gewasbeschermingsmiddel	3,68	2,78	1,9379	-0,5039			0,56	0,77	0,37	0,61
2706-91-4	perfluorpentaansulfonzuur (PFPeS)	PFAS	2,95	2,6	1,2566	-0,5008			0,69	0,97	0,45	0,77
66108-95-0	johexol	geneesmiddel	-2,95	1,57	2,0469	-0,4921			0,61	0,7	0,95	0,33
78649-41-9	jomeprol	geneesmiddel	-2,15	1,5	1,9843	-0,485						
330-54-1	diuron	herbicide	2,68	2,18	2,2709	-0,4139			0,58	0,53	0,44	0,85
60-00-4	ethyleendiaminetetra-ethaan-4-carboxylaat (EDTA)	metaalbinder, wordt oa gebruikt in wasmiddelen en tandartspraktijken.	-1,6	2,3	3,5022	-0,4106			0,23	0,02	0,95	0,68
143-24-8	tetra-ethyleenglycoldimethyl-ether (tetraglyme)	oplosmiddel	-0,67	0,55	2,6646	-0,4014	Ja		0,41	0,23	0,81	0,37
15545-48-9	chloortoluron	herbicide	2,43	2,11	2,4477	-0,3834			0,51	0,38	0,47	0,74
95-50-1	1,2-dichloorbenzeen	oplosmiddel/insecticide	3,14	2,78	2,4611	-0,3502			0,45	0,37	0,34	0,72
307-24-4	perfluorhexaanzuur (PFHxA)	PFAS	3,31	2,6	1,5083	-0,3141			0,65	0,93	0,49	0,61
122-34-9	simazine	herbicide	2,26	2,04	2,0312	-0,3072			0,61	0,71	0,51	0,61

66722-44-9	bisoprolol	geneesmiddel	1,87	1,77	2,5889	-0,2913			0,3	0,28	0,61	0,17
723-46-6	sulfamethoxazol	geneesmiddel	0,76	1,97	2,4297	-0,2907			0,56	0,4	0,58	0,75
95-47-6	1,2-dimethylbenzeen (o-xy- leen)	oplosmiddel	1,37	2,66	2,8149	-0,2892			0,34	0,15	0,37	0,68
83-15-8	N-acetyl-4-aminoantipyrine (AAA)	geneesmiddel, meta- boliet van metamizole	0,5	1,29	2,6249	-0,2295			0,48	0,26	0,7	0,61
106-47-8	4-chlooraniline	Used in the manufac- ture of pesticides, drugs and duestuffs	1,78	1,98	2,5757	-0,2257			0,5	0,29	0,51	0,84
112-49-2	triethyleenglycoldimethyl- ether (triglyme)	oplosmiddel	-0,47	0,57	2,7706	-0,1961	Ja		0,47	0,17	0,78	0,74
117-96-4	amidotrizoïnezuur	geneesmiddel	1,49	0,93	1,6871	-0,1932			0,59	0,89	0,69	0,33
29122-68-7	atenolol	geneesmiddel	0,11	1,22	2,6078	-0,1861			0,51	0,28	0,85	0,56
22071-15-4	ketoprofen	geneesmiddel	3,07	2,33	2,9265	-0,1707			0,26	0,11	0,49	0,33
375-73-5	perfluorbutaansulfonzuur (PFBS)	PFAS	2,41	2,09	1,5793	-0,1666	Ja		0,63	0,92	0,51	0,53
123-91-1	1,4-dioxaan	oplosmiddel	-0,3	0,51	2,9871	-0,1585	Ja		0,38	0,09	0,73	0,84
58-93-5	hydrochloorthiazide	geneesmiddel	-0,09	1,11	2,1997	-0,1549			0,61	0,59	0,64	0,61
1672-58-8	N-formyl-4-aminoantipyrine (FAA)	Drug metabolite	0,58	0,97	2,6559	-0,1499			0,46	0,24	0,68	0,61
611-14-3	2-ethyltolueen	oplosmiddel	3,54	2,96	2,7839	-0,1188			0,32	0,17	0,32	0,6
1746-81-2	monolinuron	Biociden	2,29	2,23	2,5182	-0,1071			0,51	0,33	0,48	0,87
93-65-2	mecoprop (MCP)	herbicide	3,06	1,83	2,7499	-0,1049			0,38	0,18	0,5	0,61
108-78-1	melamine	kunsthars	-1,05	0,75	2,2697	-0,0756	Ja		0,64	0,53	0,8	0,61
298-46-4	carbamazepine	geneesmiddel	2,4	2,67	2,677	-0,0744			0,33	0,22	0,46	0,33
1634-04-4	methyl-tertiair-butylether (MTBE)	oplosmiddel	1,09	1,21	2,7836	-0,0737			0,42	0,17	0,61	0,74
108-20-3	diisopropylether (DIPE)	oplosmiddel	1,63	1,52	2,9647	-0,0712			0,35	0,1	0,56	0,75
54-31-9	furosemide	geneesmiddel	2,12	1,72	2,2146	-0,0629			0,52	0,57	0,6	0,42
637-92-3	ethyl-tertiair-butylether (ETBE)	gasoline additive	1,6	1,61	2,7526	-0,0477			0,4	0,18	0,52	0,65

71-43-2	benzeen	oplosmiddel	2,07	2,01	2,4406	0			0,54	0,39	0,53	0,76
2706-90-3	perfluorpentaanzuur (PFPeA)	PFAS	2,35	2,09	1,8309	0,0202			0,63	0,83	0,55	0,54
15687-27-1	ibuprofen	geneesmiddel	3,68	2,49	2,9582	0,0334			0,2	0,1	0,44	0,17
34123-59-6	isoproturon	herbicide	2,81	2,37	2,6684	0,0547			0,35	0,23	0,42	0,44
37350-58-6	metoprolol	geneesmiddel	1,82	1,77	2,6511	0,0709			0,48	0,26	0,76	0,56
28179-44-4	joxitalaminezuur	geneesmiddel	0,86	0,63	1,7807	0,0711			0,62	0,85	0,83	0,33
59-89-2	N-nitrosomorfoline (NMOR)	geneesmiddel	-0,42	0,95	2,5488	0,0988						
110-82-7	cyclohexaan	oplosmiddel	3,34	2,57	3,0132	0,116			0,06	0,09	0,34	0,01
25057-89-0	bentazon	herbicide	2,27	1,55	2,6682	0,1294			0,33	0,23	0,48	0,33
94-75-7	2,4-dichloorfenoxiazijnzuur (2,4-D)	herbicide	2,74	1,62	2,604	0,136			0,45	0,27	0,54	0,61
94-74-6	4-chloor-2-methylfenoxya-zijnzuur (MCPA)	herbicide	2,79	1,74	2,7809	0,1665			0,37	0,17	0,5	0,61
29878-31-7	4-methyl-1H-benzotriazool	corrosion inhibitor	1,34	1,94	2,8301	0,178			0,35	0,15	0,51	0,56
136-85-6	5-methyl-1H-benzotriazool	corrosion inhibitor	1,38	1,94	2,8301	0,178			0,35	0,15	0,51	0,56
109-87-5	dimethoxymethaan	oplosmiddel	0,03	0,43	3,0137	0,1884			0,22	0,09	0,7	0,19
74223-64-6	metsulfuron-methyl	herbicide	1,9	2,05	2,1178	0,1951			0,47	0,65	0,48	0,33
1002-53-5	dibutyltin	Biociden, organotinverbinding	0,57	2,1	3,2811	0,1974						
51-28-5	2,4-dinitrofenol	herbicide	1,7	2,56	2,5095	0,2024			0,49	0,34	0,42	0,81
108-88-3	methylbenzeen (tolueen)	Oplosmiddel	2,66	2,37	2,9427	0,2053			0,32	0,11	0,44	0,69
6493-05-6	pentoxifylline	geneesmiddel	0,38	1,19	2,5617	0,214			0,39	0,3	0,61	0,33
110-71-4	1,2-dimethoxyethaan (monoglyme)	oplosmiddel	-0,21	0,5	2,9827	0,2144	Ja		0,38	0,09	0,72	0,81
100-88-9	cyclamaat	zoetstof	-0,31	0,62	2,8031	0,2755			0,28	0,16	0,82	0,17
18691-97-9	metabenzthiazuron	herbicide	2,4	2,63	2,7102	0,2952			0,31	0,21	0,44	0,33
60142-96-3	gabapentine	geneesmiddel	-1,26	1,1	2,9977	0,3178			0,29	0,09	0,85	0,34
1011-95-6	difenyltin	organotinverbinding	1,76	2,81	2,6401	0,3181						
60-80-0	fenazon	geneesmiddel	0,43	1,59	2,8052	0,3444			0,4	0,16	0,66	0,61
375-22-4	perfluorbutaanzuur (PFBA)	PFAS	1,92	1,58	2,1536	0,3544			0,57	0,62	0,61	0,48

100-42-5	ethenylbenzeen (styreen)	PAK	0,88	2,6	2,991	0,3565			0,23	0,09	0,4	0,32
10605-21-7	carbendazim	fungicide	1,52	2,33	2,73	0,3748			0,44	0,19	0,49	0,91
100-41-4	ethylbenzeen	PAK	3,13	2,69	2,9117	0,3758			0,26	0,12	0,38	0,41
22204-53-1	naproxen	geneesmiddel	3,19	2,25	2,9219	0,3878			0,32	0,11	0,51	0,56
139-13-9	nitrotriazijnzuur (NTA)	waterontharder	-2,88	1,72	3,6158	0,3995			0,13	0,01	0,94	0,18
3930-20-9	sotalol	geneesmiddel	0,27	1,05	2,7817	0,4189			0,4	0,17	0,71	0,56
95-14-7	benzotriazool	corrosion inhibitor	1,2	1,76	2,9359	0,4544			0,27	0,11	0,54	0,35
81-07-2	saccharine	zoetstof	0,75	1,18	2,7944	0,4544			0,32	0,16	0,61	0,33
77-73-6	dicyclopentadien	monomeer voor kunst- hars	3,12	2,96	2,907	0,4598			0,25	0,12	0,37	0,34

Tabel 6.2 Stoffen die voorkomen in de Rijn met logKOW<4 en logKOC<3 en Biowin7>0.5. Deze stoffen hebben de potentie om anaeroob af te breken

CAS	Naam	Stofgroep	Mean log- KOW	Mean logKOC	BioWin3	Anaer Bio- Win7	ZZS vol- gens REACH	ZZS volgens KRW	PMT score	P score	M score	T score
138261-41-3	imidacloprid	(dier)geneesmiddel	0,64	2,26	2,2134	0,5412			0,48	0,58	0,58	0,33
111988-49-9	thiacloprid	Gewasbeschermings- middel	1,82	2,88	2,2199	0,5412						
288-13-1	pyrazool	geneesmiddel, pesti- cide	0,21	1,39	3,0487	0,5498			0,25	0,08	0,59	0,33
60-51-5	dimethoat	gewasbeschermings- middel	0,77	1,17	2,7921	0,5825			0,38	0,16	0,63	0,53
78-87-5	1,2-dichloorpropan	industrieel	2,01	1,75	2,6031	0,5873			0,52	0,27	0,55	0,96
298-00-0	parathion-methyl	gewasbeschermings- middel	2,84	2,75	2,6017	0,6082			0,44	0,27	0,39	0,83
687-48-9	ethyldimethylcarbamaat	#N/A	0,88	1,21	2,8936	0,6234						
67-66-3	trichloormethaan	medische industrie (chloroform)	1,93	1,61	2,4158	0,6263			0,57	0,41	0,55	0,82
76-03-9	trichloorazijnzuur (TCA)	(dier)geneesmiddel	1,36	0,7	2,471	0,6447			0,54	0,36	0,68	0,62
288-88-0	1H-1,2,4-triazool	industrieel (meststof)	-0,65	0,69	3,0465	0,6452						
156-59-2	cis-1,2-dichlooretheen	industrieel	1,91	1,67	2,6386	0,6597			0,45	0,25	0,55	0,7

75-60-5	dimethylarseenzuur (DMAA)	geneesmiddel	0,36	0,98	2,8942	0,6769						
624-92-0	dimethyldisulfide (DMDS)	industrieel	1,81	1,57	2,991	0,6769			0,21	0,09	0,58	0,17
657-24-9	metformine	geneesmiddel	-1,19	1,05	2,9137	0,6769			0,33	0,12	0,96	0,34
55589-62-3	acesulfaam-K	zoetstof	-1,91	0,51	2,8386	0,683						
79-01-6	trichlooretheen	oplosmiddel	2,53	1,94	2,3893	0,7186	Ja		0,55	0,43	0,48	0,8
56038-13-2	sucralose	zoetstof	-1,06	0,86	2,3626	0,7435			0,62	0,45	0,87	0,61
124-58-3	monomethylarseenzuur (MMAA)	industrieel	-1,18	1,33	2,8899	0,7565						
127-18-4	tetrachlooretheen	industrieel	3,26	2,46	2,14	0,7775			0,53	0,63	0,34	0,7
1698-60-8	chloridazon	Gewasbeschermings- middel	0,91	2,05	2,5826	0,7792			0,46	0,28	0,58	0,61
461-58-5	dicyaandiamide (DCD)	industrieel (meststof)	-1,2	0,79	3,0134	0,8361			0,3	0,09	0,94	0,33
141-83-3	guanylureum	geneesmiddel	-1,19	0,5	2,9736	0,8361			0,29	0,1	0,78	0,33
5329-14-6	sulfaminezuur (amidosul- fonzuur, ASA)	industrieel	-2,97	0,74	2,9846	0,8361						
107-06-2	1,2-dichloorethaan	oplosmiddel	1,6	1,44	2,6341	0,8587	Ja		0,52	0,25	0,62	0,93
2465-59-0	oxipurinol	geneesmiddel	1,9	1,93	2,9758	0,9021			0,26	0,1	0,52	0,33
15090-23-0	3-(hydroxymethylfosfinoyl)- propionzuur (MPPA)	pesticide metaboliet	-1,14	0,26	3,2277	0,9953						
23560-59-0	heptenofos	Gewasbeschermings- middel	1,68	2,56	2,6259	1,0011			0,45	0,26	0,45	0,79
51276-47-2	glufosinaat	herbicide	-3,44	1,62	3,1879	1,0067			0,32	0,05	0,95	0,67
76-05-1	trifluorazijnzuur (TFA)	PFAS	0,68	0,47	2,7988	1,0229			0,34	0,16	0,75	0,34
1066-51-9	aminomethylfosfonzuur (AMPA)	Gewasbeschermings- middelen	-3,1	0,29	2,9782	1,0394			0,3	0,1	0,84	0,33
1071-83-6	glyfosaat	Gewasbeschermings- middel	-4,26	1,39	3,2146	1,2521			0,25	0,05	0,96	0,34
75-25-2	tribroommethaan	industrieel	2,38	1,79	2,7275	1,7475			0,42	0,2	0,49	0,79

Tabel 6.3 Stoffen die voorkomen in de Rijn met een PMT-score > 0.33 en Biowin7 < 0.5. De stoffen in blauw hebben de laagste potentie om anaeroob af te breken en de daarmee gecombineerde hoogste PMT-waardes van de gecombineerde lijsten uit tabel 10.1 en 10.3

CAS	Naam	Stofgroep	Mean log-KOW	Mean logKOC	BioWin3	Anaer Bio-Win 7	ZZS volgens REACH	ZZS volgens KRW	PMT score	P score	M score	T score
2706-91-4	perfluorpentaansulfonzuur (PFPeS)	PFAS	2,95	2,6	1,2566	-0,5008			0,69	0,97	0,45	0,77
307-24-4	perfluorhexaanzuur (PFHxA)	PFAS	3,31	2,6	1,5083	-0,3141			0,65	0,93	0,49	0,61
73334-07-3	jopromide	geneesmiddel	-2,21	1,34	1,7847	-0,9546			0,64	0,85	0,93	0,33
84057-84-1	lamotrigine	geneesmiddel	1,65	2,73	1,9501	-0,8104			0,64	0,77	0,47	0,74
108-78-1	melamine	kunsthars	-1,05	0,75	2,2697	-0,0756	Ja		0,64	0,53	0,8	0,61
100-97-0	methenamine (urotropine)	(dier)geneesmiddelen	-1,34	1,32	1,8702	-4,1834			0,63	0,81	0,93	0,34
375-73-5	perfluorbutaansulfonzuur (PFBS)	PFAS	2,41	2,09	1,5793	-0,1666	Ja		0,63	0,92	0,51	0,53
375-85-9	perfluorheptaanzuur (PFHpA)	PFAS	3,5	3,11	1,1857	-0,6483	Ja		0,63	0,98	0,42	0,61
2706-90-3	perfluorpentaanzuur (PFPeA)	PFAS	2,35	2,09	1,8309	0,0202			0,63	0,83	0,55	0,54
27619-97-2	2-(perfluorhexyl)ethaan-1-sulfonzuur (6:2 FTS)	PFAS	2,5	3,22	0,872	-0,7831			0,62	0,99	0,43	0,56
6190-65-4	desethylatrazine	gewasbeschermingsmiddel	1,6	1,8	2,0622	-0,5251			0,62	0,69	0,57	0,61
28179-44-4	joxitalaminezuur	geneesmiddel	0,86	0,63	1,7807	0,0711			0,62	0,85	0,83	0,33
58-93-5	hydrochloorthiazide	geneesmiddel	-0,09	1,11	2,1997	-0,1549			0,61	0,59	0,64	0,61
66108-95-0	johexol	geneesmiddel	-2,95	1,57	2,0469	-0,4921			0,61	0,7	0,95	0,33
60166-93-0	jopamidol	geneesmiddel	-2,07	1,38	1,9843	-0,6769			0,61	0,74	0,93	0,33
122-34-9	simazine	herbicide	2,26	2,04	2,0312	-0,3072			0,61	0,71	0,51	0,61
3089-11-0	hexa(methoxymethyl)melamine (HMMM)	industrieel	1,71	0,99	1,2741	-4,3317			0,6	0,97	0,67	0,34
355-46-4	perfluorhexaansulfonzuur (PFHxS)	PFAS	3,02	3,11	0,934	-0,8351	Ja		0,6	0,99	0,39	0,55
335-67-1	perfluoroctaanzuur (PFOA)	PFAS	4,27	3,62	0,8631	-0,9825	Ja		0,6	0,99	0,36	0,61
5915-41-3	terbutylazine	gewasbeschermingsmiddel	3,19	2,5	1,7571	-0,8266			0,6	0,86	0,42	0,61
117-96-4	amidotrizoïnezuur	geneesmiddel	1,49	0,93	1,6871	-0,1932			0,59	0,89	0,69	0,33

1912-24-9	atrazine	Gewasbeschermings- middel	2,68	2,25	2,0002	-0,5787			0,59	0,73	0,47	0,61
23103-98-2	pirimicarb	Gewasbeschermings- middel	1,6	1,91	2,2214	-1,3006			0,59	0,57	0,49	0,74
81103-11-9	claritromycine	geneesmiddel	3,18	1,77	1,2007	-3,463			0,58	0,98	0,61	0,33
330-54-1	diuron	herbicide	2,68	2,18	2,2709	-0,4139			0,58	0,53	0,44	0,85
51218-45-2	metolachloor	Gewasbeschermings- middel	3,16	2,54	2,1862	-1,1361			0,58	0,6	0,43	0,74
33213-65-9	bèta-endosulfan	insecticide	3,71	3,52	0,6245	-0,4157		Ja	0,57	1	0,3	0,61
60-57-1	dieldrin	insecticide	4,76	4,01	0,6733	-0,3951			0,57	1	0,23	0,8
72-20-8	endrin	insecticide	4,76	4,01	0,6733	-0,3951			0,57	1	0,23	0,8
375-22-4	perfluorbutaanzuur (PFBA)	PFAS	1,92	1,58	2,1536	0,3544			0,57	0,62	0,61	0,48
375-92-8	perfluorheptaansulfonzuur (PFHpS)	PFAS	4,14	3,62	0,6114	-1,1693			0,57	1	0,33	0,55
375-95-1	perfluornonaanzuur (PFNA)	PFAS	4,87	4,13	0,5404	-1,3168	Ja		0,57	1	0,31	0,61
115-32-2	dicofol	gewasbeschermings- middel	5,04	3,7	1,0235	-1,4443		Ja	0,56	0,99	0,29	0,62
67129-08-2	metazachloor	gewasbeschermings- middel	2,4	2,73	2,2083	-1,0106			0,56	0,58	0,42	0,74
723-46-6	sulfamethoxazol	geneesmiddel	0,76	1,97	2,4297	-0,2907			0,56	0,4	0,58	0,75
886-50-0	terbutryn	gewasbeschermings- middel	3,68	2,78	1,9379	-0,5039			0,56	0,77	0,37	0,61
83881-51-0	cetirizine	geneesmiddel	0,93	2,27	2,0015	-2,7961			0,55	0,73	0,69	0,33
60207-90-1	propiconazool	gewasbeschermings- middel	3,78	3,03	1,8002	-1,3765			0,55	0,84	0,35	0,56
71-43-2	benzeen	oplosmiddel	2,07	2,01	2,4406	0			0,54	0,39	0,53	0,76
335-76-2	perfluordecaanzuur (PFDA)	PFAS	5,53	4,64	0,2178	-1,651	Ja		0,54	1	0,25	0,61
1763-23-1	perfluorochtaansulfonzuur (PFOS)	PFAS	5,03	4,13	0,2887	-1,5035		Ja	0,53	1	0,27	0,55
21312-10-7	acetyl-sulfamethoxazool	geneesmiddel	0,84	1,91	2,4175	-0,6603			0,52	0,41	0,55	0,63
54-31-9	furosemide	geneesmiddel	2,12	1,72	2,2146	-0,0629			0,52	0,57	0,6	0,42

125-33-7	primidon	geneesmiddel	0,85	1,76	2,4183	-1,0665			0,52	0,41	0,61	0,56
826-36-8	2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidon	industrieel	0,55	1,43	2,4338	-0,6053			0,51	0,42	0,82	0,4
15972-60-8	alachloor	gewasbeschermingsmiddel	3,46	2,61	2,2172	-0,7203			0,51	0,57	0,38	0,61
29122-68-7	atenolol	geneesmiddel	0,11	1,22	2,6078	-0,1861			0,51	0,28	0,85	0,56
15545-48-9	chloortoluron	herbicide	2,43	2,11	2,4477	-0,3834			0,51	0,38	0,47	0,74
1746-81-2	monolinuron	Biociden	2,29	2,23	2,5182	-0,1071			0,51	0,33	0,48	0,87
91-20-3	naftaleen	PAK	3,26	3,03	2,33	-0,1909			0,51	0,48	0,35	0,8
106-47-8	4-chlooraniline	Used in the manufacture of pesticides, drugs and duestuffs	1,78	1,98	2,5757	-0,2257			0,5	0,29	0,51	0,84
608-93-5	pentachloorbenzeen	PAK	5,2	3,75	1,613	-1,2707		Ja	0,5	0,91	0,21	0,66
129-00-0	pyreen	PAK	4,9	4,49	1,9529	-0,1182	Ja		0,5	0,76	0,18	0,92
51-28-5	2,4-dinitrofenol	herbicide	1,7	2,56	2,5095	0,2024			0,49	0,34	0,42	0,81
120-12-7	antraceen	PAK	4,4	4,04	2,2194	-0,3817	Ja	Ja	0,49	0,57	0,22	0,96
41859-67-0	bezafibraat	geneesmiddel	3,94	2,46	2,1583	-1,1219			0,49	0,62	0,45	0,42
1420-07-1	dinoterb (2-tert-butyl-4,6-dinitrofenol)	Biociden	3,49	3,53	2,1734	-0,2751			0,49	0,61	0,26	0,74
118-74-1	hexachloorbenzeen (HCB)	gechloreerde PAK	5,76	4,02	1,3302	-1,5775		Ja	0,49	0,96	0,17	0,7
137-58-6	lidocaïne	geneesmiddel	2,1	2,4	2,2226	-1,9177			0,49	0,57	0,47	0,44
15307-86-5	diclofenac	geneesmiddel	4,31	2,63	2,2863	-0,8493			0,48	0,52	0,4	0,56
85-01-8	fenanthreen	PAK	4,44	4,05	2,2194	-0,3817	Ja		0,48	0,57	0,21	0,91
37350-58-6	metoprolol	geneesmiddel	1,82	1,77	2,6511	0,0709			0,48	0,26	0,76	0,56
83-15-8	N-acetyl-4-aminoantipyrine (AAA)	geneesmiddel, metaboliet van metamizole	0,5	1,29	2,6249	-0,2295			0,48	0,26	0,7	0,61
15045-43-9	2,2,5,5-tetramethyltetrahydrofuraan	#N/A	2,28	1,87	2,4829	-0,6479			0,47	0,36	0,5	0,59
28159-98-0	cybutryne	biocide	3,88	2,52	1,9114	-0,6509			0,47	0,79	0,39	0,33
74223-64-6	metsulfuron-methyl	herbicide	1,9	2,05	2,1178	0,1951			0,47	0,65	0,48	0,33
604-75-1	oxazepam	geneesmiddel	2,25	2,24	2,4867	-0,5071			0,47	0,35	0,55	0,56

307-55-1	perfluordodecaanzuur (PFDoA)	PFAS	6,78	5,66	0,4275	-2,3194	Ja		0,47	1	0,17	0,61
112-49-2	triethyleenglycoldimethylether (triglyme)	oplosmiddel	-0,47	0,57	2,7706	-0,1961	Ja		0,47	0,17	0,78	0,74
88-85-7	dinoseb (2-sec-butyl-4,6-dinitrofenol)	Biociden	3,61	3,57	2,3107	0,0833	Ja		0,46	0,49	0,26	0,74
1672-58-8	N-formyl-4-aminoantipyrine (FAA)	Drug metabolite	0,58	0,97	2,6559	-0,1499			0,46	0,24	0,68	0,61
29232-93-7	pirimifos-methyl	biociden	4,13	3,03	2,3485	-0,4453			0,46	0,46	0,26	0,83
95-50-1	1,2-dichloorbenzeen	oplosmiddel/insecticide	3,14	2,78	2,4611	-0,3502			0,45	0,37	0,34	0,72
7012-37-5	2,4,4'-trichloorbifenyl (PCB 28)	PCBs	5,64	4,43	2,0102	-1,0387			0,45	0,73	0,18	0,68
94-75-7	2,4-dichloorfenoxiazijnzuur (2,4-D)	herbicide	2,74	1,62	2,604	0,136			0,45	0,27	0,54	0,61
206-44-0	fluorantheen	PAK	5,1	4,61	1,9529	-0,1182	Ja		0,45	0,76	0,15	0,79
56-55-3	benzo(a)antraceen	PAK	5,64	5,12	1,8953	-0,3091	Ja		0,44	0,8	0,11	0,96
10605-21-7	carbendazim	fungicide	1,52	2,33	2,73	0,3748			0,44	0,19	0,49	0,91
53-86-1	indometacine	geneesmiddel	4,27	2,62	2,3587	-0,4425			0,44	0,45	0,44	0,42
754-91-6	perfluorooctaansulfonamide (PFOSA)	PFAS	5,21	4,93	0,0983	-1,5035			0,44	1	0,17	0,49
218-01-9	chryseen	PAK	5,68	5,15	1,8953	-0,3091	Ja		0,43	0,8	0,11	0,92
2991-50-6	N-ethylperfluorooctaan-sulfonamidoazijnzuur (N-Et-FOSAA)	PFAS	5,64	4,36	0,2727	-1,3443			0,43	1	0,23	0,33
50-32-8	benzo(a)pyreen	PAK	6,08	5,54	1,8422	-0,3091	Ja	Ja	0,42	0,82	0,09	0,96
205-99-2	benzo(b)fluorantheen	PAK	6,1	5,4	1,8422	-0,3091		Ja	0,42	0,82	0,11	0,79
42017-89-0	fenofibrinezuur	geneesmiddel	4,06	2,58	2,36	-0,8501			0,42	0,45	0,39	0,42
1634-04-4	methyl-tertiair-butylether (MTBE)	oplosmiddel	1,09	1,21	2,7836	-0,0737			0,42	0,17	0,61	0,74
140-66-9	4-tert-octylfenol	Alkylfenolen	5,05	4,01	2,3753	-0,5052	Ja		0,41	0,44	0,2	0,79
143-24-8	tetra-ethyleenglycoldimethylether (tetraglyme)	oplosmiddel	-0,67	0,55	2,6646	-0,4014	Ja		0,41	0,23	0,81	0,37

637-92-3	ethyl-tertiair-butylether (ETBE)	gasoline additive	1,6	1,61	2,7526	-0,0477			0,4	0,18	0,52	0,65
60-80-0	fenazon	geneesmiddel	0,43	1,59	2,8052	0,3444			0,4	0,16	0,66	0,61
72-54-8	p,p'-DDD	biociden	6,07	5,15	1,6575	-1,0084			0,4	0,9	0,1	0,77
3930-20-9	sotalol	geneesmiddel	0,27	1,05	2,7817	0,4189			0,4	0,17	0,71	0,56
207-08-9	benzo(k)fluorantheen	PAK	6,21	5,54	1,8422	-0,3091	Ja	Ja	0,39	0,82	0,09	0,79
53-70-3	dibenzo(a,h)antraceen	PAK	6,64	5,98	1,7847	-0,4999			0,39	0,85	0,07	0,96
6493-05-6	pentoxifylline	geneesmiddel	0,38	1,19	2,5617	0,214			0,39	0,3	0,61	0,33
110-71-4	1,2-dimethoxyethaan (monoglyme)	oplosmiddel	-0,21	0,5	2,9827	0,2144	Ja		0,38	0,09	0,72	0,81
123-91-1	1,4-dioxaan	oplosmiddel	-0,3	0,51	2,9871	-0,1585	Ja		0,38	0,09	0,73	0,84
93-65-2	mecoprop (MCP)	herbicide	3,06	1,83	2,7499	-0,1049			0,38	0,18	0,5	0,61
27203-92-5	tramadol	geneesmiddel	2,71	2,32	2,0921	-1,43			0,38	0,67	0,51	0,17
93413-69-5	venlafaxine	geneesmiddel	3,1	2,63	1,9862	-1,6709			0,38	0,74	0,45	0,17
94-74-6	4-chloor-2-methylfenoxya-zijnzuur (MCPA)	herbicide	2,79	1,74	2,7809	0,1665			0,37	0,17	0,5	0,61
191-24-2	benzo(ghi)peryleen	PAK	6,64	6,02	1,7892	-0,3091	Ja	Ja	0,37	0,85	0,07	0,92
309-00-2	aldrin	gewasbeschermingsmiddel	5,92	5,28	0,7173	-0,3638			0,36	0,99	0,07	0,61
465-73-6	isodrin	Biociden	5,62	5,28	0,7173	-0,3638			0,36	0,99	0,07	0,61
29878-31-7	4-methyl-1H-benzotriazool	corrosion inhibitor	1,34	1,94	2,8301	0,178			0,35	0,15	0,51	0,56
136-85-6	5-methyl-1H-benzotriazool	corrosion inhibitor	1,38	1,94	2,8301	0,178			0,35	0,15	0,51	0,56
108-20-3	diisopropylether (DIPE)	oplosmiddel	1,63	1,52	2,9647	-0,0712			0,35	0,1	0,56	0,75
193-39-5	indeno(1,2,3-cd)pyreen	PAK	6,82	6,05	1,7892	-0,3091		Ja	0,35	0,85	0,07	0,79
34123-59-6	isoproturon	herbicide	2,81	2,37	2,6684	0,0547			0,35	0,23	0,42	0,44
72-55-9	p,p'-DDE	biociden	6,58	5,36	1,7368	-0,7612			0,35	0,87	0,07	0,64
95-47-6	1,2-dimethylbenzeen (o-xyleen)	oplosmiddel	1,37	2,66	2,8149	-0,2892			0,34	0,15	0,37	0,68
50-29-3	p,p'-DDT	Biociden	6,87	5,61	1,1961	-1,1915			0,34	0,98	0,06	0,66

Tabel 6.4 Stoffen die voorkomen in de Rijn met een PMT-score>0,33. en Biowin7>0,5. Deze stoffen hebben de potentie om anaerob af te breken

CAS	Naam	Stofgroep	Mean log-KOW	Mean logKOC	BioWin3	Anaer Bio-Win7	ZZS volgens REACH	ZZS volgens KRW	PMT score	P score	M score	T score
138261-41-3	imidacloprid	Gewasbeschermingsmiddel/(dier)geneesmiddel	0,64	2,26	2,2134	0,5412			0,48	0,58	0,58	0,33
333-41-5	diazinon	Biociden	3,82	3,41	2,5306	0,5482			0,39	0,32	0,28	0,68
72490-01-8	fenoxycarb	Biociden	4,28	3,5	2,3923	0,5498			0,47	0,43	0,29	0,83
60-51-5	dimethoat	gewasbeschermingsmiddel	0,77	1,17	2,7921	0,5825			0,38	0,16	0,63	0,53
78-87-5	1,2-dichloorpropaan	industrieel	2,01	1,75	2,6031	0,5873			0,52	0,27	0,55	0,96
298-00-0	parathion-methyl	gewasbeschermingsmiddel	2,84	2,75	2,6017	0,6082			0,44	0,27	0,39	0,83
67-66-3	trichloormethaan	medische industrie (chloroform)	1,93	1,61	2,4158	0,6263			0,57	0,41	0,55	0,82
76-03-9	trichloorazijnzuur (TCA)	(dier)geneesmiddel	1,36	0,7	2,471	0,6447			0,54	0,36	0,68	0,62
156-59-2	cis-1,2-dichlooretheen	industrieel	1,91	1,67	2,6386	0,6597			0,45	0,25	0,55	0,7
79-01-6	trichlooretheen	oplosmiddel	2,53	1,94	2,3893	0,7186	Ja		0,55	0,43	0,48	0,8
56038-13-2	sucralose	zoetstof	-1,06	0,86	2,3626	0,7435			0,62	0,45	0,87	0,61
87-68-3	hexachloorbutadieen	Biociden	4,77	3,54	1,5838	0,7481		Ja	0,49	0,92	0,18	0,68
95737-68-1	pyriproxyfen	Biociden (dier)geneesmiddel	4,85	4,68	2,1224	0,7694			0,37	0,65	0,17	0,44
127-18-4	tetrachlooretheen	industrieel	3,26	2,46	2,14	0,7775			0,53	0,63	0,34	0,7
1698-60-8	chloridazon	Gewasbeschermingsmiddel	0,91	2,05	2,5826	0,7792			0,46	0,28	0,58	0,61
13457-18-6	pyrazofos	biociden	3,57	3,29	2,5932	0,8116			0,35	0,28	0,24	0,63
107-06-2	1,2-dichloorethaan	oplosmiddel	1,6	1,44	2,6341	0,8587	Ja		0,52	0,25	0,62	0,93
24017-47-8	triazofos	biociden	3,4	3,01	2,6825	0,9015			0,38	0,22	0,37	0,68
319-84-6	alfa-hexachloorcyclohexaan (alfa-HCH)	gewasbeschermingsmiddel	3,93	3,52	1,5174	0,9848			0,54	0,93	0,25	0,66
319-85-7	bèta-hexachloorcyclohexaan (bèta-HCH)	gewasbeschermingsmiddel	3,93	3,52	1,5174	0,9848			0,54	0,93	0,25	0,66

319-86-8	delta-hexachloorcyclohexaan (delta-HCH)	gewasbeschermings- middel	3,93	3,52	1,5174	0,9848			0,54	0,93	0,25	0,66
58-89-9	gamma-hexachloorcyclo- hexaan (gamma-HCH)	gewasbeschermings- middel	3,93	3,52	1,5174	0,9848		Ja	0,54	0,93	0,25	0,66
23560-59-0	heptenofos	Gewasbeschermings- middel	1,68	2,56	2,6259	1,0011			0,45	0,26	0,45	0,79
76-05-1	trifluorazijnzuur (TFA)	PFAS	0,68	0,47	2,7988	1,0229			0,34	0,16	0,75	0,34
75-25-2	tribroommethaan	industrieel	2,38	1,79	2,7275	1,7475			0,42	0,2	0,49	0,79

Tabel 6.5 Stoffen die voorkomen in het Deurzerdiep, Loonerdiep en het Nijlandsloupe met logKOW<4, logKOC<3 en Biowin7<0.5. De stoffen in blauw hebben de laagste potentie om anaeroob af te breken en de daarmee gecombineerde hoogste PMT-waardes van de gecombineerde lijsten uit tabel 10.5 en 10.7

CAS	naam	Stofgroep	mean log-KOW	mean logKOC	BioWin3	Anaer Bio-Win7	ZZS volgens REACH	ZZS volgens KRW	PMT score	P score	M score	T score
23103-98-2	pirimicarb	Gewasbeschermingsmiddel	1,6	1,91	2,2214	-1,3006			0,59	0,57	0,49	0,74
57837-19-1	metalaxyl	gewasbeschermingsmiddel	1,65	1,63	2,5095	-1,2256			0,44	0,34	0,56	0,44
70630-17-0	metalaxyl-M	gewasbeschermingsmiddel	1,65	1,63	2,5095	-1,2256			0,44	0,34	0,56	0,44
51218-45-2	metolachloor	Gewasbeschermingsmiddel	3,16	2,54	2,1862	-1,1361			0,58	0,6	0,43	0,74
87392-12-9	S-metolachloor	gewasbeschermingsmiddel	3,16	2,54	2,1862	-1,1361			0,58	0,6	0,43	0,74
107534-96-3	tebuconazol	Gewasbeschermingsmiddel	3,76	2,91	1,8132	-1,1158			0,59	0,84	0,39	0,61
163515-14-8	dimethenamid-P	gewasbeschermingsmiddel	2,44	2,06	2,2039	-1,1157						
23564-05-8	thiofanaat-methyl	Gewasbeschermingsmiddel	1,7	2,15	2,2407	-0,8405			0,65	0,47	0,7	0,86
5915-41-3	terbutylazine	gewasbeschermingsmiddel	3,19	2,5	1,7571	-0,8266			0,6	0,86	0,42	0,61
36734-19-7	iprodion	Gewasbeschermingsmiddel	2,98	2,11	2,0563	-0,6998			0,54	0,7	0,42	0,56
134-62-3	diethyltoluamide	biocide / insecticide	2,15	1,96	2,6474	-0,5924			0,38	0,24	0,52	0,44
1912-24-9	atrazine	Gewasbeschermingsmiddel	2,68	2,25	2,0002	-0,5787			0,59	0,73	0,47	0,61
330-54-1	diuron	herbicide	2,68	2,18	2,2709	-0,4139			0,58	0,53	0,44	0,85
330-55-2	linuron	herbicide	3,1	2,59	2,2355	-0,4139			0,57	0,56	0,39	0,85
101-21-3	chloorprofam	herbicide	3,44	2,65	2,4737	-0,2729			0,46	0,36	0,37	0,74
153719-23-4	thiamethoxam	insecticide	0,73	1,9	2,3393	-0,2458						
120-18-3	2-naftaleensulfonzuur	PAK	0,41	1,65	2,8812	-0,2088						
85-00-7	diquatdibromide	herbicide	-2,56	2,12	2,4389	-0,1674						
26225-79-6	ethofumesaat	herbicide	2,76	2,43	2,2875	-0,1165			0,33	0,51	0,41	0,17
93-65-2	mecoprop	herbicide	3,06	1,83	2,7499	-0,1049			0,38	0,18	0,5	0,61
16484-77-8	mecoprop-P	herbicide	3,06	1,83	2,7499	-0,1049						
23135-22-0	oxamyl	pesticide	-0,72	0,79	2,6604	-0,0501			0,49	0,23	0,73	0,7
96-45-7	ethyleenthioureum	fungicide	-0,62	0,96	2,9192	0,0282	Ja		0,4	0,11	0,69	0,81
25057-89-0	bentazon	herbicide	2,27	1,55	2,6682	0,1294			0,33	0,23	0,48	0,33

94-75-7	2,4-dichloorfe- noxyazijnzuur	herbicide	2,74	1,62	2,604	0,136			0,45	0,27	0,54	0,61
94-74-6	2-methyl-4-chloor- fenoxyazijnzuur	herbicide	2,79	1,74	2,7809	0,1665			0,37	0,17	0,5	0,61
21087-64-9	metribuzin	herbicide	1,63	1,95	2,5135	0,1836			0,46	0,33	0,47	0,61
94-82-6	2,4-dichloorfe- noxyboterzuur	herbicide	3,54	2,08	2,542	0,188			0,37	0,31	0,47	0,33
1918-00-9	dicamba	herbicide	2,18	1,45	2,3272	0,2047			0,49	0,48	0,6	0,42
114-26-1	propoxur	insecticide	1,64	1,75	2,6319	0,2278			0,44	0,25	0,55	0,63
98886-44-3	fosthiazaat	pesticide	2,05	1,86	2,573	0,2435			0,37	0,29	0,53	0,33
25606-41-1	propamocarb hy- drochloride	fungicide	0,28	1,35	2,6558	0,2896						
10605-21-7	carbendazim	fungicide	1,52	2,33	2,73	0,3748			0,44	0,19	0,49	0,91
41394-05-2	metamitron	herbicide	0,99	1,93	2,7743	0,4975			0,39	0,17	0,55	0,61

Tabel 6.6 Stoffen die voorkomen in het Deurzerdiep, Loonerdiep en het Nijlandsloopje met logKOW<4 en logKOC<3. Deze stoffen hebben de potentie om anaeroob af te breken

CAS	naam	Stofgroep	mean log- KOW	mean logKOC	BioWin3	Anaer Bi- oWin7	ZZS vol- gens REACH	ZZS vol- gens KRW	PMT score	P score	M score	T score
1469-48-3	tetrahydroftaali- mide	Gewasbeschermingsmiddel	0,55	1,19	2,8651	0,5279						
111988-49-9	thiacloprid	Gewasbeschermingsmiddel	1,82	2,88	2,2199	0,5412						
138261-41-3	imidacloprid	Gewasbeschermingsmid- del/(dier)geneesmiddel	0,64	2,26	2,2134	0,5412			0,48	0,58	0,58	0,33
111991-09-4	nicosulfuron	Gewasbeschermingsmiddel	-0,18	1,24	1,9076	0,5653			0,54	0,79	0,59	0,33
60-51-5	dimethoat	Gewasbeschermingsmiddel	0,77	1,17	2,7921	0,5825			0,38	0,16	0,63	0,53
135410-20-7	acetamiprid	Gewasbeschermingsmiddel	1,93	2,77	2,2863	0,6221			0,39	0,52	0,36	0,33
158062-67-0	flonicamid	Gewasbeschermingsmiddel	2,07	1,61	1,829	0,649						
1698-60-8	chloridazon	Gewasbeschermingsmid- del/diergeneesmiddel	0,91	2,05	2,5826	0,7792			0,46	0,28	0,58	0,61
69377-81-7	fluroxypyr	Gewasbeschermingsmiddel	1,55	1,05	1,7728	0,7856			0,57	0,85	0,66	0,33

69806-34-4	haloxyfop	Gewasbeschermingsmiddel	3,86	2,72	1,7145	0,7997			0,6	0,88	0,45	0,56
123312-89-0	pymetrozine	Gewasbeschermingsmiddel	0,24	2,04	2,5049	0,9289			0,52	0,34	0,67	0,61
1066-51-9	Aminomethylfos- fonzuur (AMPA)	Gewasbeschermingsmiddel	-3,1	0,29	2,9782	1,0394			0,3	0,1	0,84	0,33
62-73-7	dichloorvos	Biocide	1,14	1,78	2,5182	1,1011			0,52	0,33	0,53	0,79
1071-83-6	glyfosaat	Gewasbeschermingsmiddel	-4,26	1,39	3,2146	1,2521			0,25	0,05	0,96	0,34
13194-48-4	ethoprofos	Gewasbeschermingsmiddel	3,44	2,67	2,8174	1,2543			0,28	0,15	0,33	0,44

Tabel 6.7 Stoffen die voorkomen in het Deurzerdiep, Loonerdiep en het Nijlandsloopje met een PMT-score > 0.33 en Biowin7 < 0.5. De stoffen in blauw hebben de laagste potentie om anaeroob af te breken en de daarmee gecombineerde hoogste PMT-waardes van de gecombineerde lijsten uit tabel 10.5 en 10.7

CAS	naam	Stofgroep	mean logKOW	mean logKOC	BioWin3	Anaer Bi-oWin7	ZZS vol-gens REACH	ZZS vol-gens KRW	PMT score	P score	M score	T score
23564-05-8	thiofanaat-methyl	Gewasbeschermingsmiddel	1,7	2,15	2,2407	-0,8405			0,65	0,47	0,7	0,86
5915-41-3	terbutylazine	gewasbeschermingsmiddel	3,19	2,5	1,7571	-0,8266			0,6	0,86	0,42	0,61
23103-98-2	pirimicarb	Gewasbeschermingsmiddel	1,6	1,91	2,2214	-1,3006			0,59	0,57	0,49	0,74
107534-96-3	tebuconazol	Gewasbeschermingsmiddel	3,76	2,91	1,8132	-1,1158			0,59	0,84	0,39	0,61
1912-24-9	atrazine	Gewasbeschermingsmiddel	2,68	2,25	2,0002	-0,5787			0,59	0,73	0,47	0,61
51218-45-2	metolachloor	Gewasbeschermingsmiddel	3,16	2,54	2,1862	-1,1361			0,58	0,6	0,43	0,74
87392-12-9	S-metolachloor	gewasbeschermingsmiddel	3,16	2,54	2,1862	-1,1361			0,58	0,6	0,43	0,74
330-54-1	diuron	herbicide	2,68	2,18	2,2709	-0,4139			0,58	0,53	0,44	0,85
330-55-2	linuron	herbicide	3,1	2,59	2,2355	-0,4139			0,57	0,56	0,39	0,85
119446-68-3	difenoconazool	gewasbeschermingsmiddel	4,5	3,51	1,6006	-1,6322			0,55	0,91	0,3	0,63
60207-90-1	propiconazol (som cis- en trans-)	gewasbeschermingsmiddel	3,78	3,03	1,8002	-1,3765			0,55	0,84	0,35	0,56
36734-19-7	iprodion	Gewasbeschermingsmiddel	2,98	2,11	2,0563	-0,6998			0,54	0,7	0,42	0,56
120068-37-3	fipronil	insecticide	5,05	3,89	0,5767	-0,4371			0,53	1	0,2	0,74
74070-46-5	aclonifen	herbicide	3,91	3,4	2,067	-0,3299			0,53	0,69	0,27	0,77
91-20-3	naftaleen	PAK	3,26	3,03	2,33	-0,1909			0,51	0,48	0,35	0,8
129-00-0	pyreen	PAK	4,9	4,49	1,9529	-0,1182	Ja		0,5	0,76	0,18	0,92

23135-22-0	oxamyl	pesticide	-0,72	0,79	2,6604	-0,0501			0,49	0,23	0,73	0,7
1918-00-9	dicamba	herbicide	2,18	1,45	2,3272	0,2047			0,49	0,48	0,6	0,42
110488-70-5	dimethomorf	Gewasbeschermingsmiddel	2,98	3,07	1,9563	-1,416			0,48	0,76	0,43	0,33
85-01-8	fenantreen	PAK	4,44	4,05	2,2194	-0,3817	Ja		0,48	0,57	0,21	0,91
35554-44-0	imazalil	Gewasbeschermingsmiddel	3,91	3,64	2,1206	-0,9338			0,47	0,65	0,28	0,56
103055-07-8	lufenuron	Gewasbeschermingsmidde- len	6,04	3,98	0,0593	-0,7677			0,47	1	0,25	0,42
66332-96-5	flutolanil	gewasbeschermingsmiddel	4,02	3,09	1,8594	-0,6422			0,46	0,82	0,37	0,33
101-21-3	chloorprofam	herbicide	3,44	2,65	2,4737	-0,2729			0,46	0,36	0,37	0,74
21087-64-9	metribuzin	herbicide	1,63	1,95	2,5135	0,1836			0,46	0,33	0,47	0,61
206-44-0	fluorantheen	PAK	5,1	4,61	1,9529	-0,1182	Ja		0,45	0,76	0,15	0,79
94-75-7	2,4-dichloorfe- noxyazijnzuur	herbicide	2,74	1,62	2,604	0,136			0,45	0,27	0,54	0,61
13684-56-5	desmedifam	herbicide	3,34	3,08	2,4641	0,1418			0,45	0,37	0,38	0,63
57837-19-1	metalaxyl	gewasbeschermingsmiddel	1,65	1,63	2,5095	-1,2256			0,44	0,34	0,56	0,44
70630-17-0	metalaxyl-M	gewasbeschermingsmiddel	1,65	1,63	2,5095	-1,2256			0,44	0,34	0,56	0,44
56-55-3	benzo(a)antraceen	PAK	5,64	5,12	1,8953	-0,3091	Ja		0,44	0,8	0,11	0,96
114-26-1	propoxur	insecticide	1,64	1,75	2,6319	0,2278			0,44	0,25	0,55	0,63
10605-21-7	carbendazim	fungicide	1,52	2,33	2,73	0,3748			0,44	0,19	0,49	0,91
168316-95-8	spinosad	Gewasbeschermingsmiddel	6,05	4,44	1,388	-3,4225			0,43	0,96	0,25	0,33
218-01-9	chryseen	PAK	5,68	5,15	1,8953	-0,3091	Ja		0,43	0,8	0,11	0,92
40487-42-1	pendimethalin	Gewasbeschermingsmiddel	5,07	3,97	1,9537	-0,9819			0,42	0,76	0,18	0,56
66230-04-4	esfenvaleraat	gewasbeschermingsmiddel	6,39	5,12	2,0115	-0,612			0,42	0,73	0,13	0,78
50-32-8	benzo(a)pyreen	PAK	6,08	5,54	1,8422	-0,3091	Ja	Ja	0,42	0,82	0,09	0,96
205-99-2	benzo(b)fluoran- theen	PAK	6,1	5,4	1,8422	-0,3091		Ja	0,42	0,82	0,11	0,79
67564-91-4	fenpropimorf	gewasbeschermingsmiddel	5,21	3,96	1,9781	-2,1122			0,4	0,75	0,26	0,33
66063-05-6	pencycuron	gewasbeschermingsmiddel	5,04	3,51	2,2879	-0,6548			0,4	0,51	0,31	0,42
96-45-7	ethyleenthioureum	fungicide	-0,62	0,96	2,9192	0,0282	Ja		0,4	0,11	0,69	0,81
131860-33-8	azoxystrobin	fungicide	2,59	3,25	2,2406	-0,0803			0,39	0,55	0,33	0,33

41394-05-2	metamitron	herbicide	0,99	1,93	2,7743	0,4975			0,39	0,17	0,55	0,61
134-62-3	diethyltoluamide	biocide / insecticide	2,15	1,96	2,6474	-0,5924			0,38	0,24	0,52	0,44
93-65-2	mecoprop	herbicide	3,06	1,83	2,7499	-0,1049			0,38	0,18	0,5	0,61
94-74-6	2-methyl-4-chloor- fenoxyazijnzuur	herbicide	2,79	1,74	2,7809	0,1665			0,37	0,17	0,5	0,61
94-82-6	2,4-dichloorfe- noxyboterzuur	herbicide	3,54	2,08	2,542	0,188			0,37	0,31	0,47	0,33
98886-44-3	fosthiazaat	pesticide	2,05	1,86	2,573	0,2435			0,37	0,29	0,53	0,33

Tabel 6.8 Stoffen die voorkomen in het Deurzerdiep, Loonerdiep en het Nijlandsloopje met PMT score > 0,33. Deze stoffen hebben de potentie om anaeroob af te breken

CAS	naam	Stofgroep	mean log- KOW	mean logKOC	BioWin3	Anaer Bi- oWin7	ZZS vol- gens REACH	ZZS vol- gens KRW	PMT score	P score	M score	T score
52888-80-9	prosulfocarb	Gewasbeschermingsmiddel	4,26	3,45	2,6189	0,5146			0,35	0,26	0,28	0,61
138261-41-3	imidacloprid	Gewasbeschermingsmiddel	0,64	2,26	2,2134	0,5412			0,48	0,58	0,58	0,33
111991-09-4	nicosulfuron	Gewasbeschermingsmiddel	-0,18	1,24	1,9076	0,5653			0,54	0,79	0,59	0,33
60-51-5	dimethoat	Gewasbeschermingsmiddel	0,77	1,17	2,7921	0,5825			0,38	0,16	0,63	0,53
135410-20-7	acetamiprid	Gewasbeschermingsmiddel	1,93	2,77	2,2863	0,6221			0,39	0,52	0,36	0,33
1698-60-8	chloridazon	Gewasbeschermingsmid- del/diergeneesmiddel	0,91	2,05	2,5826	0,7792			0,46	0,28	0,58	0,61
69377-81-7	fluroxypyr	Gewasbeschermingsmiddel	1,55	1,05	1,7728	0,7856			0,57	0,85	0,66	0,33
69806-34-4	haloxyfop	Gewasbeschermingsmiddel	3,86	2,72	1,7145	0,7997			0,6	0,88	0,45	0,56
123312-89-0	pymetrozine	Gewasbeschermingsmiddel	0,24	2,04	2,5049	0,9289			0,52	0,34	0,67	0,61
62-73-7	dichloorvos	Biocide	1,14	1,78	2,5182	1,1011			0,52	0,33	0,53	0,79

II Bijlage – afvoer en seizoenfluctuaties van geprioriteerde stoffen

Deze bijlage geeft een overzicht van de afvoer- en seizoensfluctuaties van de geprioriteerde stoffen. Voor beide casestudies in een tabel seizoen fluctuaties weergegeven en voor de Rijn bij Lobith is de correlatie met de afvoer weergegeven. Daarnaast zijn voor alle geprioriteerde stoffen vier figuren gemaakt die zijn te zien via een interactieve weergave in het separate bijlagenrapport (BTO 2024.045).

1. De stofconcentratie tegen de water afvoer (alleen Lobith)
2. Een boxplot van de stofconcentraties per seizoen
3. De mediaan van de stofconcentraties over de jaren 2010-2021
4. Een barplot met indicatie van de somconcentratie (vracht) die per jaar geïnfiltreerd zou worden

De data zijn hiervoor nog verder verwerkt tot meetwaarden op maandbasis per jaar. Bij meerdere metingen in een maand-jaar is hier het gemiddelde van de metingen genomen. Door deze bewerking was het mogelijk de waterafvoer in een maand te koppelen aan een stofconcentratie in die maand omdat deze in de datasets niet altijd op dezelfde datum gemeten zijn. De data zijn hierbij van 'lang formaat' (een meetwaarde per stof per datum per rij) omgezet naar 'wijd formaat' (elke parameter een eigen kolom, rijen zijn maand-jaren).

Om de correlatie tussen de stofconcentratie en de waterafvoer te berekenen is het natuurlijke logaritme (\ln) van de stofconcentratie ($\mu\text{g/l}$) uitgezet tegen de waterafvoer (m^3/s). Met een lineaire regressie is getest of het verband significant ($p < 0.05$) is. Deze trendlijn is weergegeven in het plot. Was dit een significante trend dan is er in de titel van het plot 'Sign' (significant) gezet, anders 'N.S.' (niet significant). De metingen onder rapportagemiet zijn hierbij buiten beschouwing gelaten. Voor de locaties in Drenthe was geen waterafvoer beschikbaar.

Om de stofconcentraties per seizoen te kunnen vergelijken is de stofconcentraties uitgezet per maand in een boxplot. Meetwaarden onder de rapportagegrens zijn hier wel meegenomen. Hierdoor komt de mediaan regelmatig uit op '0' wat geïnterpreteerd kan worden als $<$ rapportagegrens. Er is getest of de stofconcentraties significant ($p < 0.05$) verschillen tussen de seizoenen. Was dit significant dan is er in de titel van het plot 'Sign' (significant) gezet, anders 'N.S.' (niet significant).

Per jaar zijn ook medianen berekend. Meetwaarden onder rapportagegrens zijn hier wel meegenomen. Hierdoor komt de mediaan regelmatig uit op '0' wat geïnterpreteerd kan worden als $<$ rapportagegrens. Met een lineaire regressie is getest of het verband significant ($p < 0.05$) is. Deze trendlijn is weergegeven in het plot alleen als dit het geval was.

Voor plot 4 zijn de gemeten concentraties per stof per seizoen opgeteld voor metingen in de periode 2010-2021. Vervolgens is er genormaliseerd op het aantal metingen dat gedaan is door het getal te delen door dit aantal. Dit is vervolgens vermenigvuldigd met 365 (dagen). Dit komt neer op een theoretische geïnfiltreerde jaarvracht bij 1 liter infiltratie per dag. Dit is geen realistische jaarvracht maar kan gebruikt worden om de stoffen en de seizoenen met elkaar te vergelijken.

II.1 Rijn bij Lobith

Tabel 6.9 Correlatie van 184 geprioriteerde stoffen in de Rijn met afvoer en seizoensfluctuatie en de hoeveelheid metingen boven de detectielimiet. Alle waarden in groen zijn significant. De stoffen met een asterisk behoren tot de top-veertien stoffen die gemakkelijk en ver door kunnen dringen in het grondwater en niet gemakkelijk anaeroob afbreken

	Stofgroep	p-waarde correlatie concentratie & afvoer	+ of - (& significante) correlatie met afvoer	p-waarde seizoenswaardes	Hoogste concentratie in seizoen	Laagste concentratie in seizoen	Metingen boven de detectielimiet
1,2,3-trimethylbenzeen	industrieel						2
1,2,4-trimethylbenzeen	industrieel	0,150		0,466			8
1,2-dichloorbenzeen	oplosmiddel/insecticide	0,878					5
1,2-dichloorethaan	oplosmiddel	0,401		0,397			15
1,2-dichloorpropaan	industrieel	0,290					3
1,2-dimethoxyethaan (monoglyme)	oplosmiddel						2
1,2-dimethylbenzeen (o-xyleen)	oplosmiddel	0,436		0,441			16
1,3,5-trimethylbenzeen	industrieel						
1,4-dioxaan	oplosmiddel	2,21E-16	Negatief	0,767			129
1H-1,2,4-triazool	industrieel (meststof)	0,064		0,550			12
2-(perfluorhexyl)ethaan-1-sulfonzuur*	PFAS	0,188		6,11E-10	Winter	Zomer	18
2,2,5,5-tetramethyltetrahydrofuraan							
2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidon	industrieel	0,829					6
2,4,4'-trichloorbifenyyl (PCB 28)	PCBs	0,001	Negatief	0,076			123
2,4-dichloorfenoxyzijnzuur (2,4-D)	herbicide						2
2,4-dinitrofenol	herbicide	0,339		0,958			23
2-ethyltolueen	oplosmiddel						
3-(hydroxymethylfosfinoyl)propionzuur (MPPA)	pesticide meta-boliet	0,172		0,119			40
4-chloor-2-methylfenoxyzijnzuur (MCPA)	herbicide	0,753					4
4-chlooraniline	Used in the manufacture of pesticides, drugs and duestuffs	0,817		0,186			8
4-methyl-1H-benzotriazool	corrosion inhibitor	2,06E-20	Negatief	0,006	Herfst	Winter	144
4-tert-octylfenol	Alkylfenolen						

5-methyl-1H-benzotriazol	corrosion inhibitor	1,07E-12	Negatief	0,257			144
acesulfaam-K	zoetstof	0,805		0,111			143
acetyl-sulfamethoxazool	geneesmiddel	0,734		1,11E-06	Winter	Zomer	30
Alachloor	gewasbeschermingsmiddel	0,157					5
Aldrin	gewasbeschermingsmiddel						
alfa-hexachloorcyclohexaan (alfa-HCH)	gewasbeschermingsmiddel	0,569		0,244			131
amidotriazoïnezuur	geneesmiddel	5,24E-16	Negatief	0,058			144
Aminomethylfosfonzuur (AMPA)	Gewasbeschermingsmiddelen	2,20E-19	Negatief	5,62E-07	Zomer	Winter	135
Antraceen	PAK	0,381		0,008	Herfst	Lente	16
Atenolol	geneesmiddel	0,452		2,07E-05	Winter	Zomer	60
Atrazine	Gewasbeschermingsmiddel	0,003	Negatief	0,515			69
Bentazon	herbicide	0,357		0,013			35
Benzeen	oplosmiddel	0,878		0,084			46
benzo(a)antraceen	PAK	0,495		0,012			109
benzo(a)pyreen	PAK	0,015		0,001	Winter	Lente	80
benzo(b)fluorantheen	PAK	0,004	Positief	0,004	Winter	Lente	138
benzo(ghi)peryleen	PAK	3,76E-05	Positief	0,001	Winter	Lente	143
benzo(k)fluorantheen	PAK	7,83E-05	Positief	0,002	Winter	Lente	133
benzotriazol	corrosion inhibitor	2,28E-16	Negatief	0,072			144
bèta-endosulfan	insecticide						2
bèta-hexachloorcyclohexaan (bèta-HCH)	gewasbeschermingsmiddel	6,47E-13	Negatief	1,33E-07	Herfst	Winter	144
bezafibraat	geneesmiddel	0,727		1,84E-09	Winter	Zomer	84
bisoprolol	geneesmiddel	0,521		1,52E-09	Winter	Zomer	84
carbamazepine	geneesmiddel	4,53E-18	Negatief	0,052			143
carbendazim	fungicide	0,089		0,072			61
Cetirizine*	geneesmiddel	0,062		0,007	Lente	Herfst	33
chloortoluron	herbicide	2,31E-04	Positief	1,91E-07	Winter	Zomer	86
chloridazon	Gewasbeschermingsmiddel	0,982		0,666			31
Chryseen	PAK	0,700		0,022			30
cis-1,2-dichlooretheen	industrieel	0,394		0,001	Winter	Zomer	23
Claritromycine*	geneesmiddel	0,201		3,54E-04	Winter	Zomer	40
Cybutryne	biocide						2
Cyclamaat	zoetstof	5,82E-09	Positief	2,85E-05	Winter	Herfst	143
cyclohexaan	oplosmiddel	0,735		0,306			12
delta-hexachloorcyclohexaan (delta-HCH)	gewasbeschermingsmiddel	0,404		0,100			40

Desethylatrazine*	gewasbescher- mingsmiddel	1,08E-04	Negatief	0,642			86
diazinon	Biociden	0,922		0,871			56
dibenzo(a,h)antraceen	PAK	0,645					5
dibutyltin	Biociden, orga- notinverbinding	0,116		0,564			95
diclofenac	geneesmiddel	0,980		8,60E-12	Winter	Zomer	144
dicofol	gewasbescher- mingsmiddel	0,084		0,221			30
Dicyaandiamide (DCD)	industrieel (meststof)	0,435		0,836			12
dicyclopentadien	monomeer voor kunsthars	0,168		0,028			9
dieldrin	insecticide						
difenyltin	organotinverbin- ding						
Diisopropylether (DIPE)	oplosmiddel	0,140		0,127			8
dimethenamide-p	gewasbescher- mingsmiddel	0,114		0,003	Zomer	Winter	68
dimethoaat	gewasbescher- mingsmiddel	0,132		0,004	Zomer	Winter	24
dimethoxymethaan	oplosmiddel	0,952		0,993			8
Dimethylarseenzuur (DMAA)	geneesmiddel	0,451		0,011			9
Dimethyldisulfide (DMDS)	industrieel	0,717		0,001	Winter	Herfst	37
Dinoseb (2-sec-butyl-4,6- dinitrofenol)	Biociden						
Dinoterb (2-tert-butyl- 4,6-dinitrofenol)	Biociden						
Diuron	herbicide	0,098		0,001	Zomer	Winter	27
Endrin	insecticide						
Ethenylbenzeen (sty- reen)	PAK	0,167		0,045			7
ethylbenzeen	PAK						2
ethyldimethylcarbamaat		0,143		0,123			11
ethyleendiaminetetra- ethaanuur (EDTA)	metaalbinder	1,06E-09	Negatief	0,002	Herfst	Zomer	144
ethyl-tertiair-butylether (ETBE)	gasoline additive	0,557		0,324			28
fenanthreen	PAK	0,027		0,033			122
fenazon	geneesmiddel	0,024		0,648			39
fenofibrinezuur	geneesmiddel	0,672					4
fenoxycarb	Biociden						2
fluorantheen	PAK	0,503		0,017			132
furosemide	geneesmiddel	0,980		3,16E-13	Winter	Zomer	22
gabapentine	geneesmiddel	0,097		0,022			102

gamma-hexachloorcyclohexaan (gamma-HCH)	gewasbeschermingsmiddel	0,576		0,276			143
glufosinaat	herbicide	0,758					5
glyfosaat	Gewasbeschermingsmiddel	0,971		0,085			60
guanylureum	geneesmiddel	0,030		2,69E-06	Winter	Lente	117
heptenofos	Gewasbeschermingsmiddel						
hexa(methoxymethyl)melamine (HMMM)*	industrieel	0,009	Negatief	0,025			44
Hexachloorbenzeen (HCB)	gechloreerde PAK	0,725		0,099			20
hexachloorbutadieen	Biociden	0,506		0,036			94
hydrochloorthiazide	geneesmiddel	0,821		1,13E-07	Winter	Zomer	101
Ibuprofen	geneesmiddel	0,766		6,17E-12	Winter	Zomer	53
imidacloprid	(dier)geneesmiddel	0,473		0,666			70
indeno(1,2,3-cd)pyreen	PAK	0,002	Positief	0,008	Winter	Herfst	136
indometacine	geneesmiddel	0,879					3
Isodrin	Biociden						
isoproturon	herbicide	0,536		0,017			113
Johexol	geneesmiddel	0,001	Negatief	5,74E-06	Lente	Zomer	143
Jomeprol	geneesmiddel	9,91E-06	Negatief	7,69E-07	Lente	Zomer	144
Jopamidol	geneesmiddel	6,88E-17	Negatief	0,019			144
Jopromide*	geneesmiddel	2,35E-06	Negatief	0,010	Lente	Zomer	144
Joxitalaminezuur*	geneesmiddel	0,001	Negatief	0,001	Lente	Zomer	48
Ketoprofen	geneesmiddel						
Lamotrigine*	geneesmiddel	2,90E-17	Negatief	0,004	Herfst	Lente	102
Levetiracetam	geneesmiddel	0,039		4,41E-04	Winter	Zomer	22
Lidocaïne	geneesmiddel	0,389		0,031			33
Mecoprop (MCPP)	herbicide	0,848		0,029			14
Melamine*	kunsthars	2,19E-11	Negatief	0,004	Herfst	Lente	96
metabenzthiazuron	herbicide	0,135		0,245			45
Metazachloor	gewasbeschermingsmiddel	0,291		0,309			55
Metformine	geneesmiddel	0,003	Positief	0,001	Winter	Herfst	120
Methenamine (urotropine)*	(dier)geneesmiddelen	0,002	Negatief	0,616			71
Methylbenzeen (tolueen)	Oplosmiddel	0,066		0,057			45
methyl-tertiair-butyl-ether (MTBE)	oplosmiddel	0,060		0,308			123
metolachloor	Gewasbeschermingsmiddel	0,036		0,002	Zomer	Herfst	96
metoprolol	geneesmiddel	4,12E-08	Negatief	0,005	Winter	Zomer	144
metsulfuron-methyl	herbicide						

monolinuron	Biociden	0,290		0,789			7
Monomethylarseenzuur (MMAA)	industrieel	0,321		0,005	Herfst	Winter	7
N-acetyl-4-aminoantipy- rine (AAA)	geneesmiddel, metaboliet van metamizole	0,003	Negatief	0,220			101
Naftaleen	PAK	0,909					4
Naproxen	geneesmiddel	0,257		1,37E-10	Winter	Zomer	33
N-ethylperfluorocetaan- sulfonamidoazijnzuur (N- EtFOSAA)	PFAS						
N-formyl-4-aminoantipy- rine (FAA)	Drug metabolite	8,28E-06	Negatief	0,895			102
Nitriolotriazijnzuur (NTA)	waterontharder	0,126		0,164			129
N-nitrosomorfoline (NMOR)	geneesmiddel	0,382		0,360			10
oxazepam	geneesmiddel	0,654		0,003	Herfst	Zomer	65
oxipurinol	geneesmiddel	7,17E-07	Negatief	0,132			60
p,p'-DDD	biociden						2
p,p'-DDE	biociden						
p,p'-DDT	Biociden	0,492					3
parathion-methyl	gewasbescher- mingsmiddel						2
pentachloorbenzeen	PAK	0,170		0,034			117
pentoxifylline	geneesmiddel	0,258					3
Perfluorbutaansul- fonzuur (PFBS)*	PFAS	7,09E-12	Negatief	0,076			143
Perfluorbutaanzuur (PFBA)	PFAS	0,303		0,104			132
Perfluordecaanzuur (PFDA)	PFAS	0,048		0,037			39
Perfluordodecaanzuur (PFDoA)	PFAS	0,005	Positief				5
Perfluorheptaansul- fonzuur (PFHpS)	PFAS						
Perfluorheptaanzuur (PFHpA)*	PFAS	0,004	Negatief	0,002	Herfst	Winter	86
Perfluorhexaansul- fonzuur (PFHxS)	PFAS	3,43E-05	Negatief	0,195			134
Perfluorhexaanzuur (PFHxA)*	PFAS	4,14E-15	Negatief	0,001	Herfst	Winter	142
Perfluornonaanzuur (PFNA)	PFAS	0,009	Negatief	0,035			40
Perfluorocetaansulfona- mide (PFOSA)	PFAS	0,056					4
Perfluorocetaansul- fonzuur (PFOS)	PFAS	0,518		0,802			100
Perfluorocetaanzuur (PFOA)	PFAS	0,003	Negatief	0,142			137

Perfluoropentaansulfonzuur (PFPeS)*	PFAS	0,002	Negatief	0,992			36
Perfluoropentaanzuur (PFPeA)*	PFAS	1,85E-09	Negatief	5,99E-07	Zomer	Lente	117
Pirimicarb*	Gewasbeschermingsmiddel	0,187		0,498			35
pirimifos-methyl	biociden	0,237		1,80E-04	Winter	Zomer	31
Primidon*	geneesmiddel	0,021		0,051			42
Propiconazool	gewasbeschermingsmiddel	0,052		0,799			61
Pyrazofos	biociden						
Pyrazool	geneesmiddel, pesticide	0,517		0,741			49
Pyreen	PAK	0,959		0,008	Winter	Lente	124
Pyriproxyfen	Biociden (dier)geneesmiddel	0,442		0,269			7
Saccharine	zoetstof	3,77E-06	Positief	3,97E-09	Winter	Herfst	142
Simazine	herbicide	0,108		0,012			55
Sotalol	geneesmiddel	0,004	Negatief	0,002	Winter	Zomer	106
Sucralose	zoetstof	4,99E-07	Negatief	0,075			141
sulfamethoxazol	geneesmiddel	2,12E-15	Negatief	1,25E-04	Herfst	Winter	100
Sulfaminezuur (amidosulfonzuur, ASA)	industrieel	6,86E-05	Negatief	0,076			12
terbutryn	gewasbeschermingsmiddel	1,78E-04	Negatief	0,590			49
terbutylazine	gewasbeschermingsmiddel	0,244		3,51E-08	Zomer	Winter	71
tetrachlooretheen	industrieel	0,011		0,004	Winter	Zomer	69
tetra-ethyleenglycoldimethylether (tetraglyme)	oplosmiddel						
thiacloprid	Gewasbeschermingsmiddel	0,418		3,89E-04	Zomer	Herfst	16
tramadol	geneesmiddel	2,70E-05	Negatief	0,019			59
triazofos	biociden						
tribroommethaan	industrieel	0,144		0,001	Herfst	Winter	33
tributyltin	Biociden	0,644		0,474			18
Trichloorazijnzuur (TCA)	(dier)geneesmiddel	0,749		0,645			38
trichlooretheen	oplosmiddel						2
trichloormethaan	medische industrie (chloroform)	0,195		0,237			76
Triethyleenglycoldimethylether (triglyme)	oplosmiddel						
Trifluorazijnzuur (TFA)	PFAS	0,521		0,048			60
venlafaxine	geneesmiddel	0,059		0,031			54

Top-17 stoffen in de Rijn

De stoffen uit de top-17 (zie hoofdstuk 2.3.1) laten geen duidelijk verschil zien in concentraties tussen de seizoenen. Elf van de zeventien stoffen hebben een significant verschil tussen de seizoenen, maar de hoogste en laagste concentraties worden verspreid over de seizoenen waargenomen. Twaalf van de zeventien stoffen correleren significant met de afvoer van de Rijn. Deze correlaties zijn allen negatief. Voor 5 van de 6 PFAS uit de top-17 geldt dat zij significant negatief correleren met de afvoer. Voor de andere stofgroepen geldt dat sommige stoffen wel en andere niet significant correleren met de afvoer. De waargenomen relaties tussen concentratie en afvoer voor de verschillende top-17 geprioriteerde stoffen bieden geen basis voor selectieve inname.

Hieronder worden een aantal voorbeelden van geprioriteerde stoffen uit de top-17 specifiek besproken.

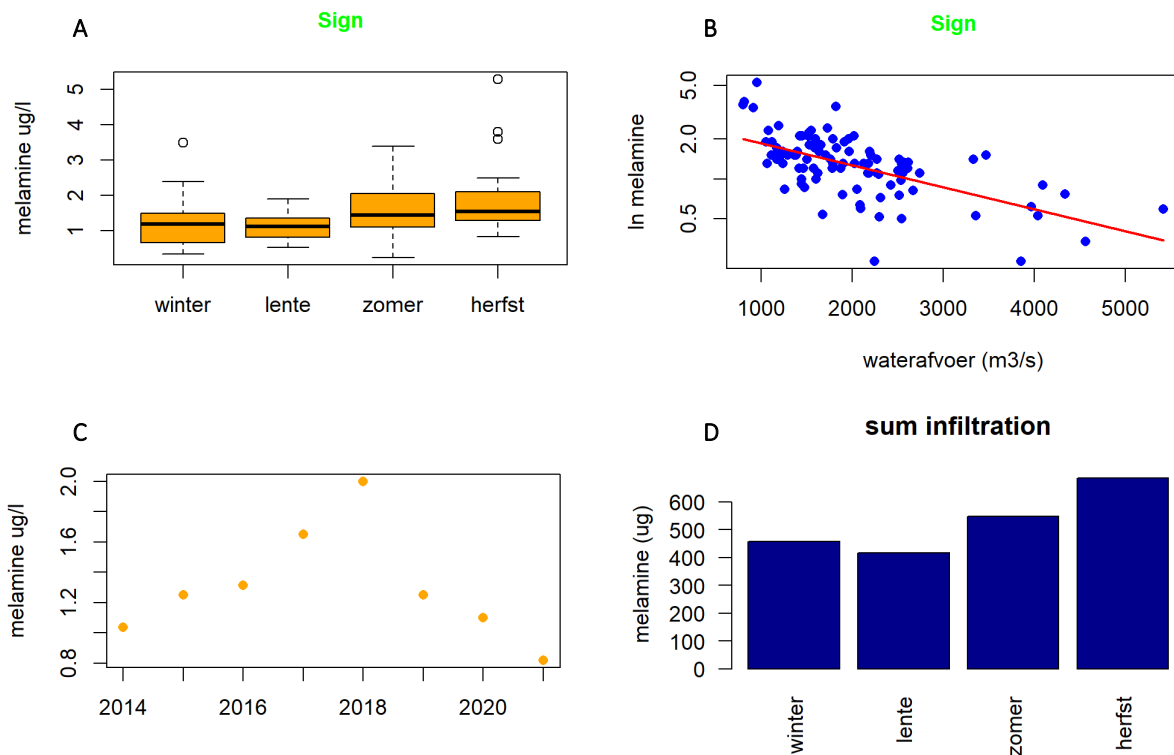
Melamine

Melamine staat op de lijst van Zeer Zorgwekkende Stoffen (ZZS) en het wordt vermoed dat de stof de vruchtbaarheid of het ongeboren kind schade toe kan brengen. Melamine wordt gebruikt voor de vervaardiging van kunststof serviesgoed en als bestanddeel van een aantal medicijnen. Naast het buitenland als belangrijke bron voor melamine in de Rijn zijn er ook een aantal binnenlandse bronnen aan te wijzen (Harmsma, 2022).

Figuur 6.1 laat de seizoensafhankelijkheid, de correlatie tussen concentratie en waterafvoer, het verloop van de gemiddelde jaarconcentratie en de theoretische geïnfiltreerde jaarvracht zien voor melamine. Te zien is dat de concentraties significant verschillen tussen de seizoenen en de gemiddeld laagste concentraties gemeten worden in de lente. Ook de concentraties in de winter zijn laag, wat te verklaren is door de significante negatieve trend van de concentratie melamine tegen de afvoer in de Rijn. De afvoeren van de rivier zijn in de winter gemiddeld hoger, waardoor de concentraties van de stof gemiddeld lager zijn.

De gemiddelde concentratie van melamine fluctueert per jaar. Van 2014 tot 2018 is een toenemende gemiddelde concentratie te zien, die in de jaren erna weer af lijkt te nemen. Uit het RIWA Rijn jaarrapport van 2020 blijkt dat ook de vracht een dalende trend laat zien (RIWA, 2021). De hoogte van de concentraties liggen geregeld boven de signaleringswaarde en de European River Memorandum (ERM) streefwaarde van 1,0 µg/L, maar ver onder de Nederlandse milieukwaliteitseisen, waaronder de drinkwaterrichtwaarde (0.28 µM, Tabel 2.4).

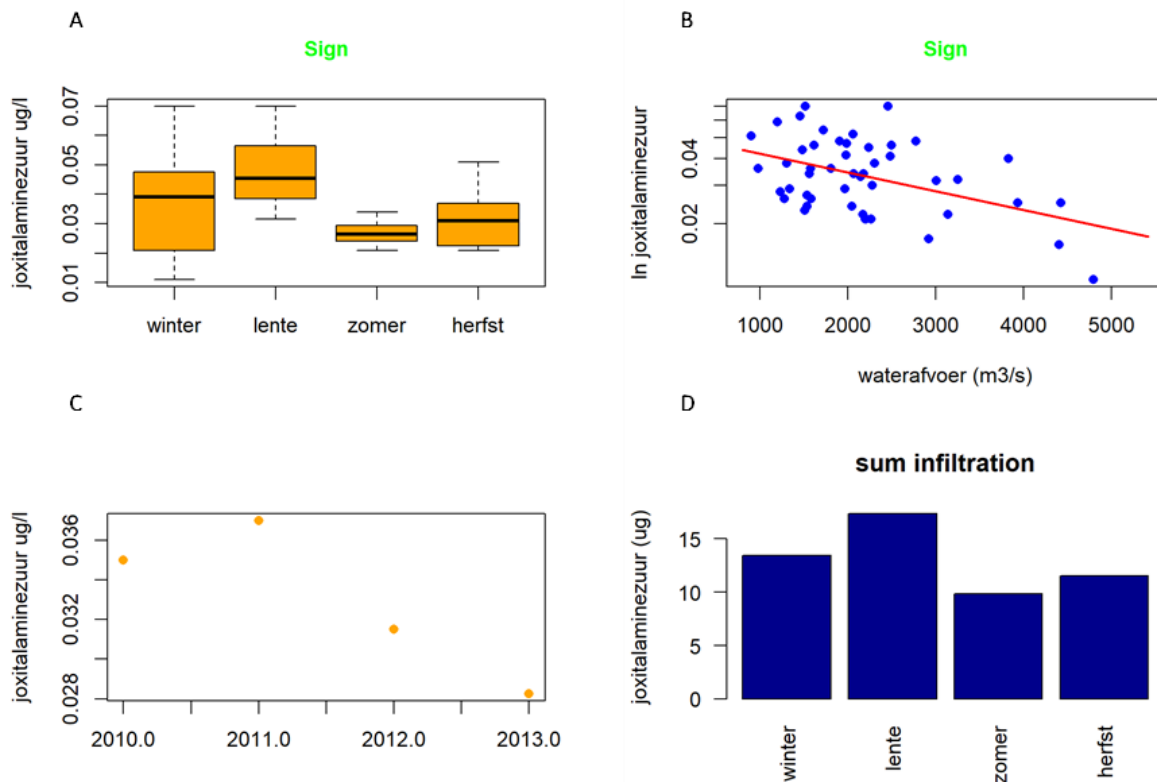
In Figuur 6.1 D is te zien hoeveel melamine er in een heel jaar theoretisch geïnfiltreerd zou worden als er per dag 1 liter water geïnfiltreerd zou worden (x365 dagen in een jaar) met een gemiddelde concentratie uit de herfst, lente, winter of zomer. Uit deze figuur blijkt dat de totale vracht van de stof het kleinste is als er in de lente water wordt ingenomen om te infiltreren. In de herfst zou de vracht het hoogste zijn. Dit is een theoretische weerspiegeling van de gemiddeld te verwachte vrachten per seizoen. De hoeveelheid te infiltreren water en de daadwerkelijke concentraties zijn nog van invloed op de daadwerkelijke vracht die geïnfiltreerd zou worden.



*Figuur 6.1 De concentratie van melamine in de Rijn bij Lobith met **A**) de seizoenafhankelijkheid (significant), **B**) de correlatie met de waterafvoer (significant), **C**) het verloop van de gemiddelde concentratie per jaar en **D**) de som van de theoretische geïnfilterde jaarvracht bij infiltratie van 1 liter per dag met gemiddelde concentraties per seizoen, gerekend over een heel jaar*

Joxitalaminezuur

Joxitalaminezuur is een röntgencontrastmiddel dat op veel plekken in het milieu wordt aangetroffen. In Figuur 6.2 zijn de seizoenafhankelijkheid, de correlatie tussen concentratie en afvoer, het verloop van de gemiddelde jaarconcentratie en de theoretische geïnfilterde jaarvracht van deze stof weergegeven. Joxitalaminezuur laat, net als melamine, een significant verschil zien tussen de seizoenen. In de lente worden de gemiddeld hoogste concentraties gemeten, ten opzichte van de gemiddeld laagste concentraties in de zomer, maar het verschil in hoogte van de concentratie is met minder dan een factor 2 niet sterk. Joxitalaminezuur laat ook een significant negatieve trend zien tussen concentratie en de waterafvoer van de Rijn.



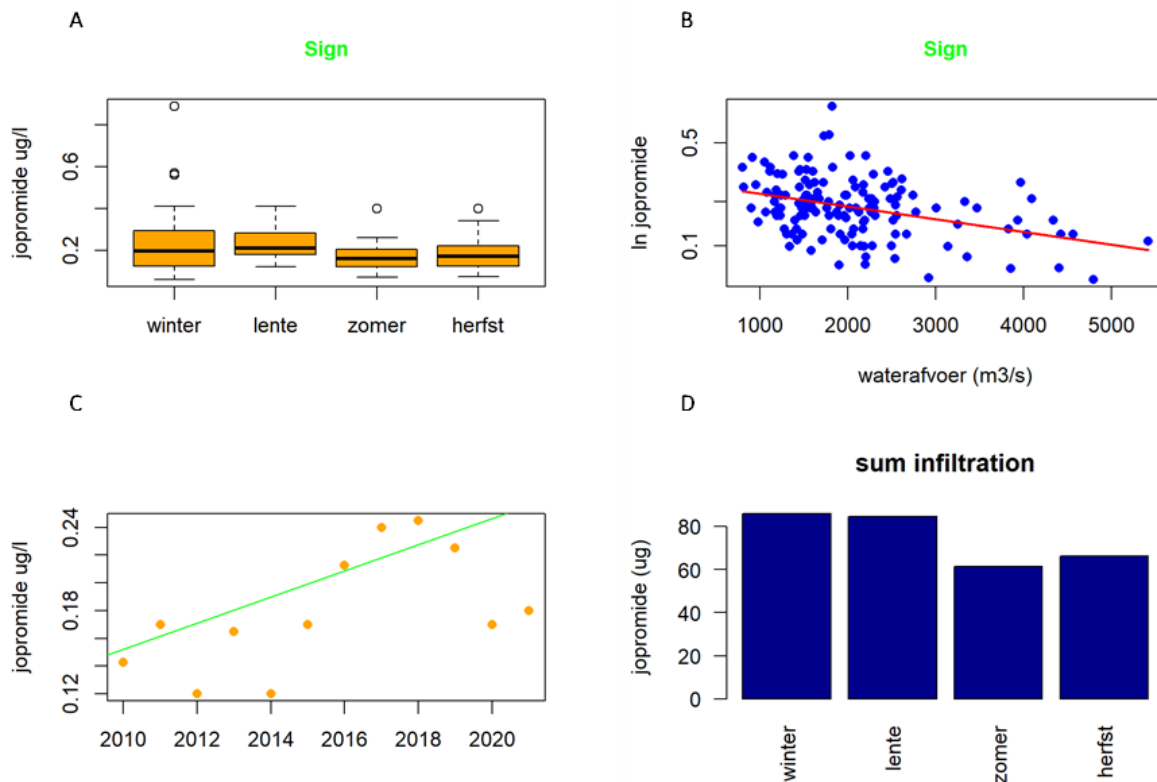
Figuur 6.2 De concentratie van joxitalaminezuur in de Rijn bij Lobith met A) de seizoenafhankelijkheid (significant), B) de correlatie met de waterafvoer (significant), C) het verloop van de gemiddelde concentratie per jaar en D) de som van de theoretische geïnfilterde jaarvracht bij infiltratie van 1 liter per dag met gemiddelde concentraties per seizoen, gerekend over een heel jaar

De gemiddelde concentratie joxitalaminezuur lijkt tussen 2010 en 2013 afgenomen te zijn. Na 2013 is deze stof niet meer geanalyseerd in de Rijn bij Lobith, waardoor niet duidelijk te zeggen is of deze trend zich heeft doorgezet. Op een aantal meetpunten stroomafwaarts (o.a. Nieuwegein en Nieuwersluis) werd de stof de afgelopen jaren wel geanalyseerd en aangetroffen. Hier is in 2020 en 2021 een dalende trend in concentratie te zien (RIWA, 2021; 2022). De concentraties hebben in de afgelopen jaren nooit de signaleringswaarde van 0,1 µg/L en de drinkwaterrichtwaarde van 500 mg/L overschreden.

Jopromide

Een ander röntgencontrastmiddel uit de top zeventien van stoffen in de Rijn bij Lobith is jopromide. In Figuur 6.1 zijn hiervoor de seizoenafhankelijkheid, de correlatie tussen concentratie en afvoer, het verloop van de gemiddelde jaarconcentratie en de theoretische geïnfilterde jaarvracht te zien. Beide stoffen laten een significant verschil zien tussen de seizoenen en een significante negatieve trend tussen de concentratie en de waterafvoer.

In de afgelopen jaren is de concentratie jopromide significant toegenomen in de Rijn bij Lobith. De signaleringswaarde van 0,1 µg/L wordt geregeld overschreden in het oppervlaktewater door jopromide.



Figuur 6.1 De concentratie van jopromide in de Rijn bij Lobith met A) de seizoenafhankelijkheid (significant), B) de correlatie met de waterafvoer (significant), C) het verloop van de gemiddelde concentratie per jaar en D) de som van de theoretische geïnfilterde jaarvracht bij infiltratie van 1 liter per dag met gemiddelde concentraties per seizoen, gerekend over een heel jaar

PFBS, PFPeS, PFPeA, PFHpA & PFHxA

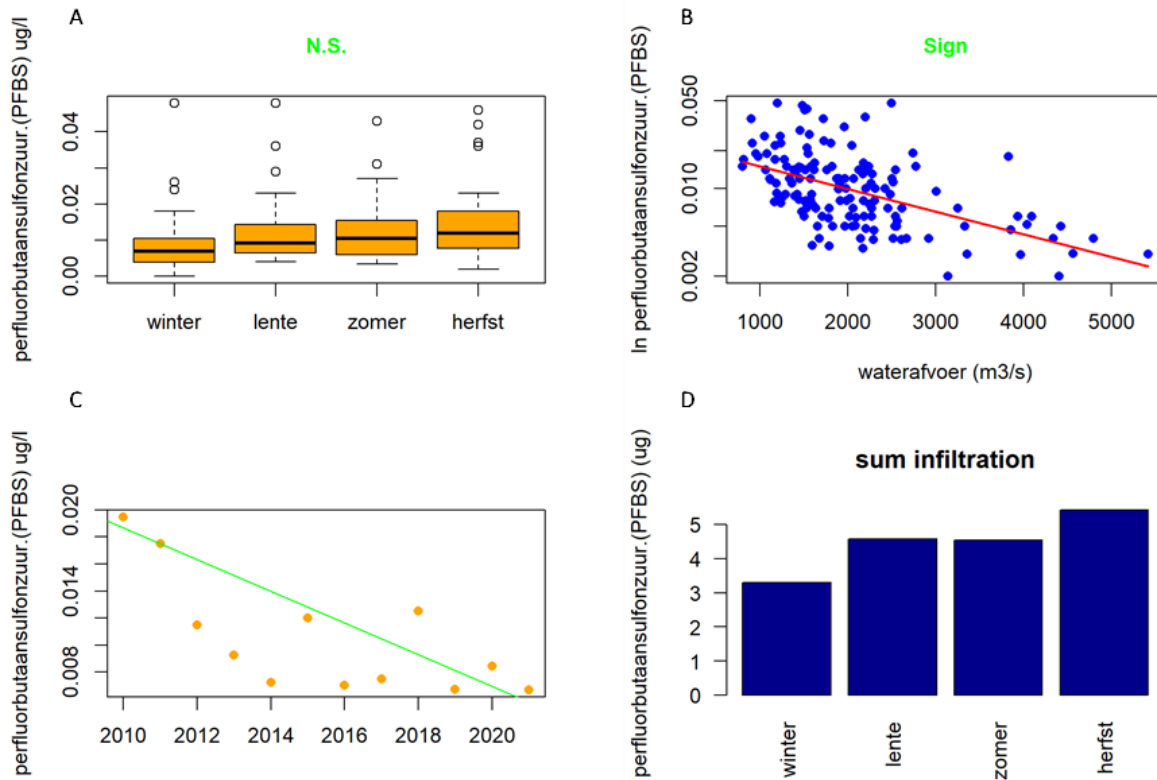
PFBS, PFPeS, PFPeA, PFHpA en PFHxA zijn PFAS met een korte keten waarvan bekend is dat ze ver door kunnen dringen in het grondwater en zelfs in drinkwater (Gobelius et al., 2018; Sadia et al., 2023). Het milieu wordt bijna constant belast door PFAS (Ahrens and Bundschuh, 2014; Gobelius et al., 2018) en er zijn veel verschillende bronnen voor het uitstoten van deze stoffen.

In Figuur 6.2 en Figuur 6.3 zijn de seizoenafhankelijkheid, de correlatie tussen concentratie en afvoer, het verloop van de gemiddelde jaarconcentratie en de theoretische geïnfilterde jaarvracht te zien voor PFBS en PFPeA. De figuren van de overige PFAS zijn te zien in het separate bijlagenrapport (BTO 2024.045).

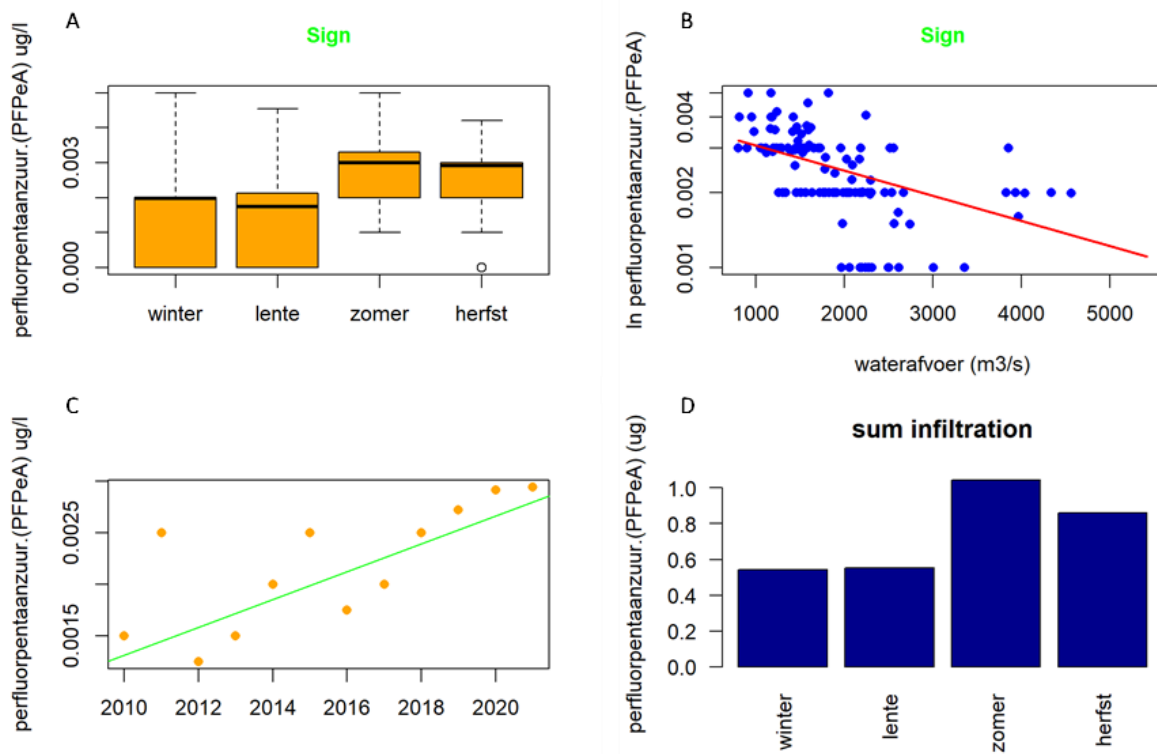
De PFAS PFPeA, PFHpA en PFHxA laten een significant verschil tussen de seizoenen zien, terwijl dit voor PFBS en PFPeS niet geldt. Er bestaat wel een significant negatieve correlatie tussen de concentratie van alle geselecteerde PFAS en de afvoer in de Rijn bij Lobith. Deze negatieve correlatie duidt erop dat er een constante aanvoer of bron voor deze stoffen is, iets dat wordt onderschreven door diverse onderzoeken (Ahrens and Bundschuh, 2014; Gobelius et al., 2018).

In de afgelopen jaren is de concentratie PFBS in de Rijn bij Lobith significant afgenomen. De concentraties van PFPeA en PFPeS zijn de afgelopen jaren echter significant toegenomen. Dit kan mede verklaard worden door de verbeterde analysetechnieken voor PFPeA en PFPeS waardoor steeds lagere concentraties gekwantificeerd kunnen worden. De concentraties onder de detectielimiet worden niet meegenomen in de berekeningen in dit rapport, waardoor oudere metingen met een 'hoge' detectielimiet niet meegenomen zijn in de trendbepaling (zie paragraaf 0).

Voor PFPeA, PFHxA en PFHpA geldt dat de gemiddelde concentraties in de zomer en herfst het hoogste zijn, met hogere concentraties voor PFPeA en PFHxA dan voor PFHpA. Geen van stoffen hebben de signaleringswaarde van 0,1 µg/L overschreden.



Figuur 6.2 De concentratie van PFBS in de Rijn bij Lobith met A) de seizoenafhankelijkheid (niet significant), B) de correlatie met de waterafvoer (significant), C) het verloop van de gemiddelde concentratie per jaar en D) de som van de theoretische geïnfiltreerde jaarvracht bij infiltratie van 1 liter per dag met gemiddelde concentraties per seizoen, gerekend over een heel jaar



Figuur 6.3 De concentratie van PFPeA in de Rijn bij Lobith met A) de seizoenafhankelijkheid (niet significant), B) de correlatie met de waterafvoer (significant), C) het verloop van de gemiddelde concentratie per jaar en D) de som van de theoretische geïnfiltreerde jaarvracht bij infiltratie van 1 liter per dag met gemiddelde concentraties per seizoen, gerekend over een heel jaar

II.II Deurzerdiep, Loonerdiep en Nijlandsloopje

Tabel 6.10 Seizoensfluctuatie en jaarfluctuatie van 34 geprioriteerde stoffen in het Deurzerdiep, het Loonerdiep en het Nijlandsloopje in Drenthe met bijbehorende p-waarden en hoeveelheid waarnemingen boven de detectiegrens. Alleen de trend van mecoprop is significant. De stoffen met een asterisk behoren tot de top-veertien stoffen die gemakkelijk en ver door kunnen dringen in het grondwater en niet gemakkelijk anaeroob afbreken

	Stofgroep	p-waarde seizoens- waardes	p-waarde jaarge- middelde	Metingen boven de de- tectielimiet
2,4-dichloorfenoxya- zijnzuur	herbicide	0,559	0,934	7
2,4-dichloorfenoxybo- terzuur	herbicide			
2-methyl-4-chloorfe- noxyazijnzuur	herbicide	0,187	0,908	30
2-naftaleensulfonzuur	PAK			
Acetamidrid	gewasbeschermingsmiddel			6
Aclonifen*	herbicide			
Aminomethylfosfon- zuur (AMPA)	Gewasbeschermingsmid- delen	0,020	1,82E-04	43
Atrazine*	Gewasbeschermingsmid- del			
Azoxystrobin	fungicide	0,355	0,292	28
Bentazon	herbicide	0,747	0,140	11
benzo(a)antraceen	PAK			
benzo(a)pyreen	PAK			
benzo(b)fluorantheen	PAK			
Carbendazim	fungicide			3
Chloorprofam	herbicide			5
Chloridazon	Gewasbeschermingsmid- del / Diergeneesmiddel	0,214	0,207	19
Chryseen	PAK			
Desmedifam	herbicide			2
Dicamba	herbicide			2
Dichloorvos	biocide			
Diethyltoluamide	biocide / insecticide	0,553	0,066	8
Difenoconazool*	gewasbeschermingsmiddel			
dimethenamid-P	gewasbeschermingsmiddel	0,029	0,612	18
Dimethoat	gewasbeschermingsmiddel			4
Dimethomorf	Gewasbeschermingsmid- del			3
Diquatdibromide	herbicide			
Diuron*	herbicide			5
Esfenvaleraat	gewasbeschermingsmiddel			4
Ethofumesaat	herbicide	0,472	0,733	9
Ethoprosfos	gewasbeschermingsmiddel			5
ethyleenthioureum	fungicide			5

Fenantreen	PAK			
Fenpropimorf	gewasbeschermingsmiddel			3
Fipronil*	insecticide			3
Flonicamid	gewasbeschermingsmiddel			
Fluorantheen	PAK			
Fluroxypyr	gewasbeschermingsmiddel			6
Flutolanil	gewasbeschermingsmiddel	0,117	0,809	8
Fosthiazaat	pesticide			2
Glyfosaat	Gewasbeschermingsmiddel	0,487	0,167	47
Haloxifop	gewasbeschermingsmiddel			
Imazalil	Gewasbeschermingsmiddel			
Imidacloprid	Gewasbeschermingsmiddel	0,654	0,112	13
Iprodion*	Gewasbeschermingsmiddel			
Linuron*	herbicide	0,323	0,338	11
Lufenuron	Gewasbeschermingsmiddelen			3
Mecoprop	herbicide	0,059	0,009	21
mecoprop-P	herbicide	0,435	0,148	22
Metalaxyl	gewasbeschermingsmiddel			
metalaxyl-M	gewasbeschermingsmiddel			5
Metamitron	herbicide	0,627	0,237	18
Metolachloor*	Gewasbeschermingsmiddel	0,661	0,141	17
Metribuzin	herbicide	0,403	0,139	12
Naftaleen*	PAK			2
Nicosulfuron	gewasbeschermingsmiddel			2
Oxamyl	pesticide			5
Pencycuron	gewasbeschermingsmiddel			3
Pendimethalin	Gewasbeschermingsmiddel	0,011	0,228	17
Pirimicarb*	Gewasbeschermingsmiddel			
propamocarb.hydrochloride	fungicide			2
Propiconazol*	gewasbeschermingsmiddel			
Propoxur	insecticide			3
Prosulfocarb	gewasbeschermingsmiddel	0,606	0,141	7
Pymetrozine	gewasbeschermingsmiddel			
Pyreen	PAK			
S-metolachloor*	gewasbeschermingsmiddel			6
Spinosad	Gewasbeschermingsmiddel	0,891	3,82E-04	23

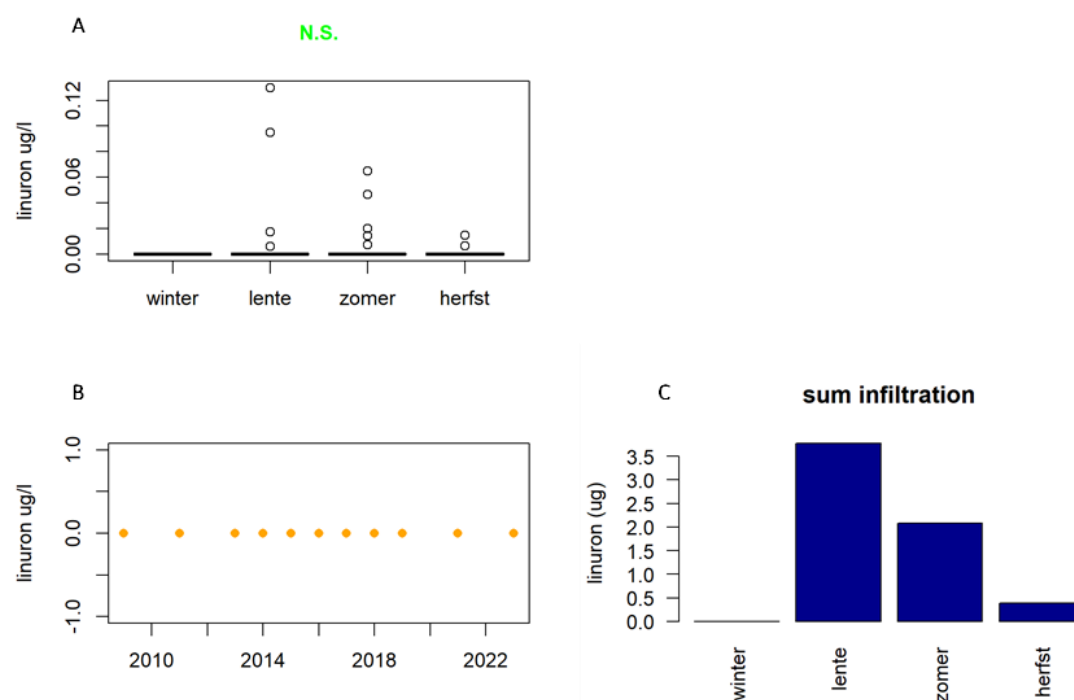
Tebuconazol*	Gewasbeschermingsmid- del	0,127	0,099	20
Terbutylazine*	gewasbeschermingsmiddel	0,076	0,384	11
Tetrahydroftaalimide	gewasbeschermingsmiddel			
Thiacloprid	Gewasbeschermingsmid- del			4
Thiamethoxam	insecticide			
thiofanaat-methyl*	Gewasbeschermingsmid- del			

Hieronder volgen twee voorbeelden van stoffen uit de top-15 in Drenthe.

Linuron

Linuron wordt gebruikt om de groei van grassen en onkruid te controleren en de groei van gewassen zoals sojabonen te stimuleren. Het gewasbeschermingsmiddel is een ZZS en een specifiek verontreinigende stof onder de KRW. Dit betekent dat de stof een probleem kan vormen in oppervlaktewater in Nederland en over zijn aanwezigheid gerapporteerd dient te worden. Dit valt dan onder de ecologische toestand van het oppervlaktewater. Linuron is aangetroffen in verzameld onttrokken grondwater in Nederland in concentraties boven de norm (van Loon et al., 2019).

In Figuur 6.4 is te zien dat er geen significante seizoensafhankelijkheid is voor linuron. De meeste metingen zijn uitgevoerd in de lente en zomer, maar er zijn niet voldoende meetgegevens om een significant verschil tussen de seizoenen vast te kunnen stellen. Of de gemiddelde concentraties toe- of afnemen in de laatste jaren is ook niet met zekerheid te zeggen aangezien er geen significante trend te zien is. De vracht die theoretisch geïnfiltreerd wordt lijkt het hoogste te zijn in de lente en de zomer, wat overeenkomt met het applicatieseizoen van linuron.

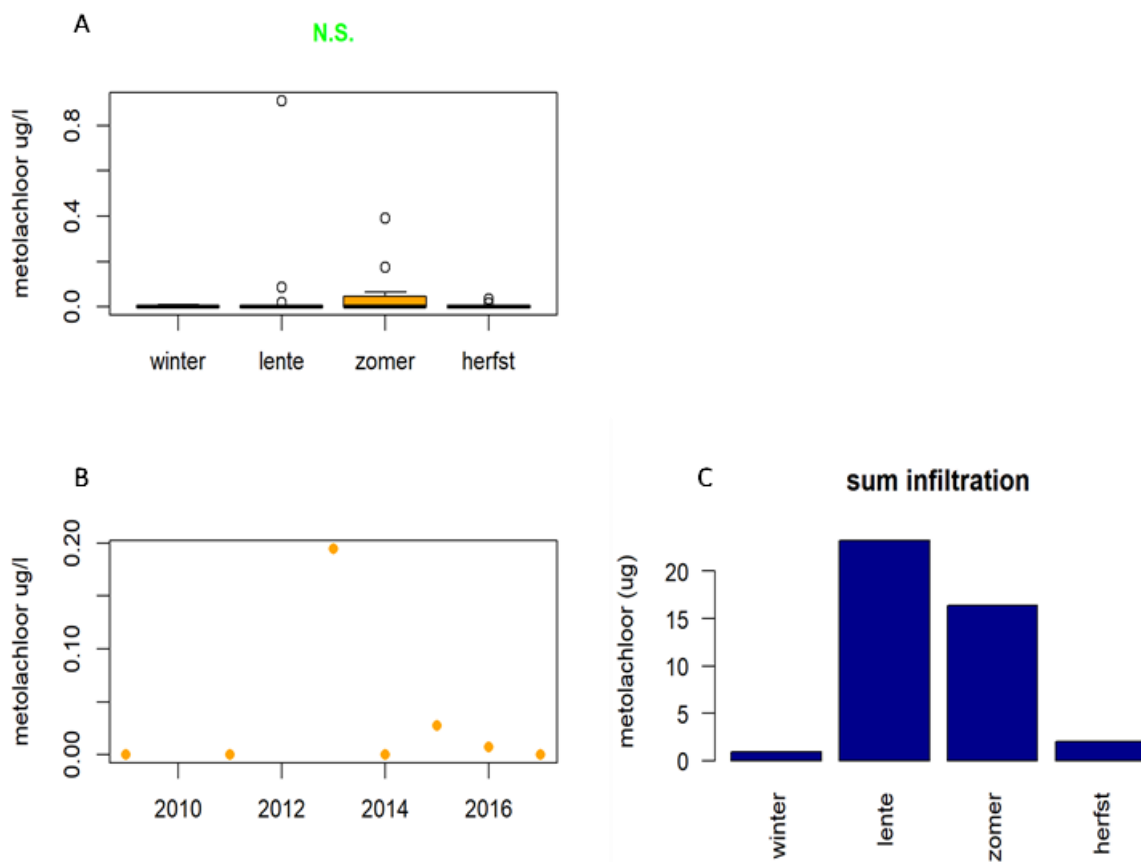


Figuur 6.4 De concentratie van linuron met A) de seizoensafhankelijkheid, B) het verloop van de gemiddelde concentratie per jaar en C) de som van de theoretische geïnfiltreerde jaarvracht bij infiltratie van 1 liter per dag met gemiddelde concentraties per seizoen, gerekend over een heel jaar

Metolachloor

Voor metolachloor zien we een soortgelijk beeld als voor linuron (zie Figuur 6.5). Metolachloor wordt gebruikt om de groei van grassen en onkruid te controleren in de teelt van onder andere mais en sojabonen. Ook deze stof is een KRW specifiek verontreinigende stof.

Ook voor metolachloor is geen significant verschil waargenomen tussen de seizoenen. In de gemiddelde jaarconcentraties van de stof is ook geen trend waargenomen. De vracht die theoretisch geïnfiltreerd wordt lijkt het hoogste te zijn in de lente en de zomer, wat overeenkomt met het applicatieseizoen van metolachloor.



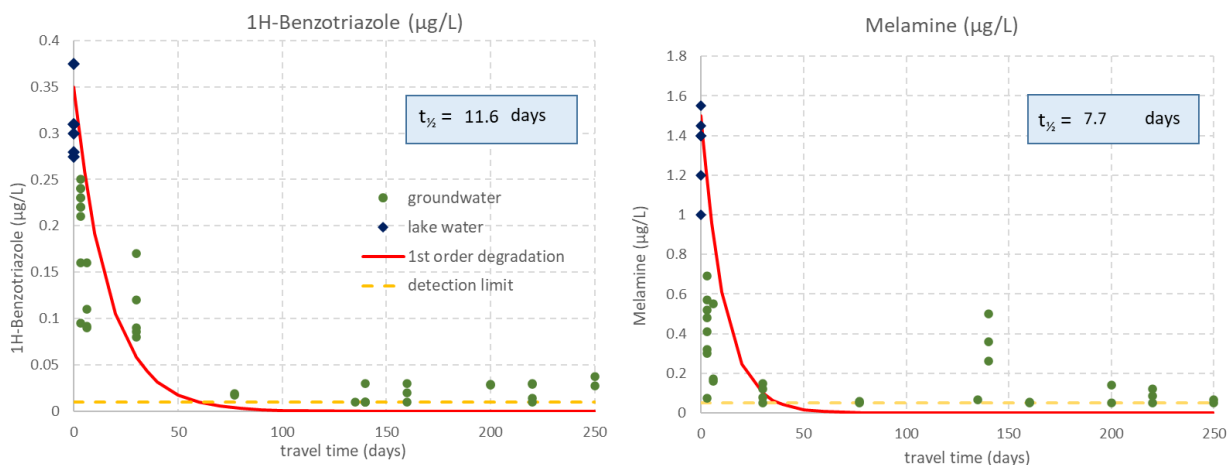
Figuur 6.5 De concentratie van metolachloor met A) de seizoensafhankelijkheid, B) het verloop van de gemiddelde concentratie per jaar en C) de som van de theoretische geïnfiltreerde jaarvracht bij infiltratie van 1 liter per dag met gemiddelde concentraties per seizoen, gerekend over een heel jaar

III Bijlage - afbraak OMV's tijdens bodempassage in infiltratiepanden

Uit eerder uitgevoerd onderzoek komt een beeld naar voren dat met name de eerste meters overgangszone tussen oppervlaktewater en grondwater belangrijk is voor de afbraak van OMV's tijdens bodempassage (van der Grift et al., 2022). Hierbij speelt de redox gradiënt en de bacterie populatie onder sliblaag mogelijk een belangrijke rol. Infiltratie van oppervlaktewater via een infiltratieplas kan mogelijk dus minder impact hebben op het grondwatersysteem in vergelijking met diepinfiltratie waar geen sliblaag aanwezig is. Vanwege het belang van de bevindingen uit dit onderzoek voor infiltratie van oppervlaktewater zijn de resultaten hieronder samengevat.

In het onderzoek bij de oeverinfiltratiewinning Heel van WML en de duininfiltratiewinning Berkheide van Dunea zijn een aantal benzotriazolen en HILIC (Hydrophilic Interaction Liquid Chromatography) stoffen gemeten waaronder melamine, die in het voorgaande hoofdstuk zijn aangemerkt als potentiële probleemstof voor het grondwater. Bij Heel zijn de concentraties van deze stoffen in het spaarbekken gemeten en in het geïnfiltreerde water langs een meetraai met filters net onder de waterbodem van het spaarbekken tot aan de pompput. Het grondwater in deze meetraai ontwikkelt zich van suboxisch nabij het spaarbekken naar anoxisch in de richting van de pompputten. Bij Berkheide is het water in twee infiltratiepanden gemeten en in twee peilbuizen met een filter op ongeveer 1 meter onder de waterbodem. De twee panden onderscheiden zich door een (sub)oxische pandbodem en een anoxische pandbodem

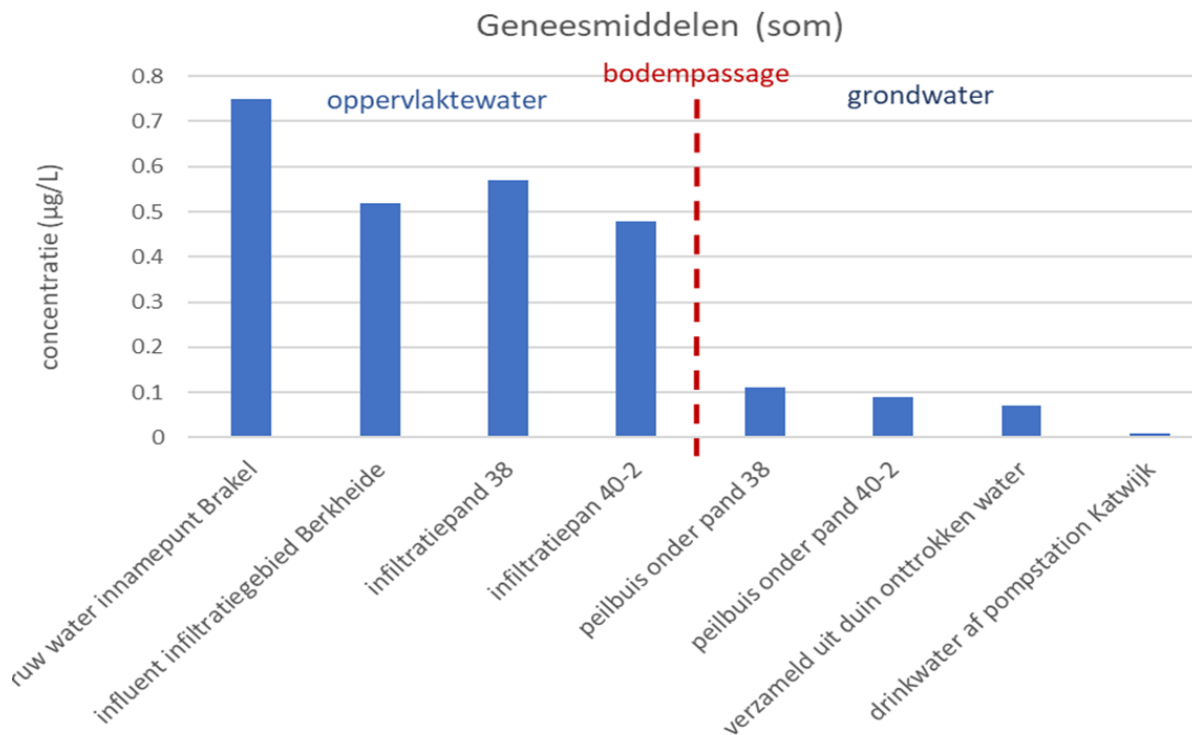
Uit dit onderzoek bleek dat vooral in de eerste meters bodempassage na infiltratie verwijdering van OMV's optreedt. Bij Heel bleek dat stoffen, die na ongeveer 1,5 jaar verblijftijd in het spaarbekken nog in het water aanwezig zijn in vergelijkbare concentraties als het Maaswater, na infiltratie in de bodem binnen enkele dagen tot weken uit het water verdwijnen (Figuur 6.6).



Figuur 6.6. Concentraties benzotriazol en melamine langs meetraai Galgenberg bij Heel en een geschatte eerste-orde afbraak. Concentraties onder de detectielimiet zijn op de detectielimiet geplot. De concentraties zijn niet gecorrigeerd voor verdunning met grondwater. In enkele filters met een reistijd van meer dan 75 dagen zijn effecten van verdunning waargenomen maar het bleek niet mogelijk zijn om dit eenduidig te kwantificeren.

In Berkheide was de verwijdering van een aantal van deze stoffen in de bodem onder de infiltratiepanden nog sneller. Onder het pand met een snelle overgang van oxische naar anoxische condities was de afbraak van OMV's minder snel dan onder het pand waar het water op 1 meter onder de waterbodem nog suboxisch was. Verder laten

meetgegevens van de drinkwaterproductie bij Berkheide zien dat, uitgaande van de concentraties in het ingenomen ruwwater, 58% van de totale verwijdering van de som aan geneesmiddelen die in het oppervlaktewater aanwezig is voor rekening komt van de korte bodempassage tot ongeveer 1.5 m onder de infiltratiepanden (Figuur 6.7). Ter vergelijking: 31% wordt verwijderd tijdens de voorzuivering van het ingenomen oppervlaktewater voor infiltratie van het water in de duinen, 3% tijdens de bodempassage vanaf ca 1.5 m diepte tot onttrekking en 8% tijdens de nazuivering van het onttrokken duinwater.



Figuur 6.7. Gemiddelde somconcentraties van de geneesmiddelen tijdens het zuiveringsproces van Dunea bij het waterwingebied Berkheide

De snelle verwijdering van OMV tijdens ondiepe bodempassage zijn waarschijnlijk het gevolg van de hoge biogeochemische activiteit in de overgangszone tussen oppervlaktewater en grondwater. Dit wordt weerspiegeld in de complexe gradiënten van redoxgevoelige parameters, reactieve bodembestanddelen zoals organische stof en ijzer(hydr)oxiden en, kalkgehalte, biologische activiteit en microbiële populaties in de eerste meter sediment onder de waterbodem. Het onderzoek heeft geleid tot de hypothese dat de dikte en samenstelling van de sliblaag vermoedelijk een belangrijke invloed heeft op de afbraakpotentie van OMV tijdens bodempassage. Vanuit de waterzuiveringstechnologie is bekend van bij langzame zandfiltratie de 'sliblaag' belangrijk is in het zuiveringsproces. Bij langzame zandfiltratie staat deze de 'sliblaag' bekend als Schmutzdecke. Deze bovenste laag van het langzame zandfilter, die bestaat uit organisch materiaal inclusief micro-organismen zoals bacteriën, schimmels en protozoa. Na verwijdering van deze laag heeft het zandfilter weer een langer tijd nodig om optimaal te functioneren. Mogelijk heeft de sliblaag tijdens bodempassage een vergelijkbare invloed: te dik en/of redoxreactief betekend geen infiltratie en ongunstige redoxomstandigheden tijdens bodempassage voor aerobe afbraak, afwezig betekend te weinig micro-organisme in de overgangszone die OMV kunnen afbreken.

Initiatiefnemers van infiltratieprojecten hebben zelf grote invloed op de vorming en eigenschappen van deze sliblaag via bijvoorbeeld de voorzuivering, pandbeheer, en slibverwijdering. Hiermee zou dus mogelijk gericht gestuurd kunnen gaan worden om de afbraakcapaciteit tijdens bodempassage te vergroten.

IV Bijlage - Omgevings-, Standaard- en Toetsingswaarden

IV.1 Omgevingswaarden grondwaterlichamen

Besluit kwaliteit leefomgeving – geconsolideerde Staatsbladversie

BIJLAGE IV BIJ DE ARTIKELN 2.14, EERSTE LID, EN 4.17, DERDE LID, VAN DIT BESLUIT (OMGEVINGSWAARDEN VOOR DE GOEDE CHEMISCHE TOESTAND VAN GRONDWATERLICHAMEN)

A. Omgevingswaarden voor de goede chemische toestand van grondwaterlichamen (grondwaterrichtlijn)

De volgende omgevingswaarden voor grondwaterlichamen zijn vastgesteld ter implementatie van de grondwaterkwaliteitseisen die zijn opgenomen in bijlage I bij de grondwaterrichtlijn.

Krw-verontreinigende stof	Omgevingswaarde
Nitraten	50 mg/l
Werkzame stoffen in bestrijdingsmiddelen, met inbegrip van de relevante omzettings-, afbraak- en reactieproducten daarvan	0,1 µg/l 0,5 µg/l (totaal) ¹

¹ Voor afbraakproducten van gewasbeschermingsmiddelen en biociden wordt onderscheid gemaakt op basis van humaan toxicologische relevantie. De Europese milieukwaliteitseis voor water van 0,1 µg/l geldt alleen voor humaan toxicologisch relevante afbraakproducten.

B. Omgevingswaarden voor de goede chemische toestand van grondwaterlichamen (nationaal)

De volgende omgevingswaarden voor grondwaterlichamen zijn door Nederland ter uitvoering van artikel 3, eerste lid, onder b, en zesde lid, van de grondwaterrichtlijn vastgesteld, rekening houdend met bijlage VIII bij de kaderrichtlijn water, met inachtneming van de richtsnoeren, bedoeld in bijlage II, onder A, bij de grondwaterrichtlijn en rekening houdend met de minimumlijsten, bedoeld onder B van die bijlage.

Grondwaterlichamen				Omgevingswaarde voor krw-verontreinigende stoffen					
Code	Omschrijving	Type		Cl mg/l	Ni µg/l	As µg/l	Cd µg/l	Pb µg/l	P-tot mg/l
NLGW0001	Zand Eems	Zand	Zoet	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0008	Zout Eems	Zout	Brak&zout		20	18,7	0,35	7,4	6,9
NLGW0002	Zand Rijn-Noord	Zand	Zoet	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0007	Zout Rijn-Noord	Zout	Brak&zout		20	18,7	0,35	7,4	6,9
NLGW0009	Deklaag Rijn-Noord	Deklaag	Zoet	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0015	Wadden Rijn-Noord	Duin	Zoet	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0004	Zand Rijn-Midden	Zand	Zoet	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0003	Zand Rijn-Oost	Zand	Zoet	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0010	Deklaag Rijn-Oost	Deklaag	Zoet	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0005	Zand Rijn-West	Zand	Zoet	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0011	Zout Rijn-West	Zout	Brak&zout		20	18,7	0,35	7,4	6,9
NLGW0012	Deklaag Rijn-West	Deklaag	Zoet	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0016	Duin Rijn-West	Duin	Zoet	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0006	Zand Maas	Zand	Zoet	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0013	Zout Maas	Zout	Brak&zout		20	18,7	0,35	7,4	6,9
NLGW0017	Duin Maas	Duin	Zoet	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0018	Maas-Slenk-diep	n.v.t.	Zoet	160	20	13,2	0,35	7,4	

NLGW0019	Krijt Zuid-Limburg	n.v.t.	Zoet	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGWSC0001	Zoet grondwater duingebieden	Duin	Zoet	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGWSC0002	Zoet grondwater dekzand	Zand	Zoet	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGWSC0003	Zoet grondwater kreekgebieden	n.v.t.	Zoet	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGWSC0004	Zout grondwater in ondiepe zandlagen	Zout	Brak&zout		20	18,7	0,35	7,4	6,9
NLGWSC0005	Grondwater diepe zandlagen	n.v.t.	Brak&zout		20	18,7	0,35	7,4	

IV.II Standaardwaarden grondwater

Besluit kwaliteit leefomgeving – geconsolideerde Staatsbladversie

BIJLAGE XVIII A BIJ DE ARTIKELEN 8.62C, 8.62L EN 8.62M VAN DIT BESLUIT (STANDAARDWAARDEN VOOR HET GRONDWATER)

Stof	Standaardwaarden grondwater in µg/l (opgelost) (tenzij anders aangegeven)
I Metalen	
Antimoon	0,15
Arseen	7,2
Barium	200
Cadmium	0,06
Chroom	2,5
Kobalt	0,7
Koper	1,3
Kwik	0,01
Lood	1,7
Molybdeen	3,6
Nikkel	2,1
Zink	24
II Anorganische verbindingen	
Cyaniden-vrij	5
Cyaniden-complex (pH < 5) ¹	10
Cyaniden-complex (pH > 5) ²	10
Bromide	0,3 mg Br/l
Chloride	100 mg Cl/l
Fluoride	0,5 mg F/l
III Aromatische verbindingen	
Benzeen	0,2
Ethylbenzeen	4
Tolueen	7
Xylenen	0,2
Styreen (vinylbenzeen)	6
Fenol	0,2
Cresolen (som)	0,2
Catechol(o-dihydroxybenzeen)	0,2
Resorcinol(m-dihydroxybenzeen)	0,2
Hydrochinon(p-dihydroxybenzeen)	0,2
IV Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)	
Naftaleen	0,01
Antraceen	0,0007
Fenantreen	0,003
Fluorantheen	0,003
Benzo(a)antraceen	0,0001
Chryseen	0,003
Benzo(a)pyreen	0,0005
Benzo(ghi)peryleen	0,0003
Benzo(k)fluorantheen	0,0004
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	0,0004
V Gechloreerde koolwaterstoffen	
Vinylchloride	0,01
Dichloormethaan	0,01
1,1-dichloorethaan	7

1,2-dichloorethaan	7
1,1-dichlooretheen	0,01
1,2-dichlooretheen (cis en trans)	0,01
Dichloorpropanen	0,8
Trichloormethaan (chloroform)	6
1,1,1-trichloorethaan	0,01
1,1,2-trichloorethaan	0,01
Trichlooretheen (Tri)	24
Tetrachloormethaan (Tetra)	0,01
Tetrachlooretheen (Per)	0,01
Monochloorbenzeen	7
Dichloorbenzenen	3
Trichloorbenzenen	0,01
Tetrachloorbenzenen	0,01
Pentachloorbenzeen	0,003
Hexachloorbenzeen	0,00009
Monochloorfenolen (som)	0,3
Dichloorfenolen	0,2
Trichloorfenolen	0,03
Tetrachloorfenolen	0,01
Pentachloorfenol	0,04
Polychloorbifenylen (som) ²	0,01
VI Bestrijdingsmiddelen	
DDT/DDE/DDD ⁴	0,004 ng/l
Aldrin	0,009 ng/l
Dieldrin	0,1 ng/l
Endrin	0,04 ng/l
HCH-verbindingen ⁵	0,05
α-HCH	33 ng/l
β-HCH	8 ng/l
γ-HCH	9 ng/l
Atrazine	29 ng/l
Carbaryl	2 ng/l
Carbofuran	9 ng/l
Chloordaan	0,02 ng/l
Endosulfan	0,2 ng/l
Heptachloor	0,005 ng/l
Heptachloor-epoxide	0,005 ng/l
Maneb	0,05 ng/l
MCPA	0,02
Organotinverbindingen	0,05-16 ng/l
VII Overige verontreinigingen	
Cyclohexanon	0,5
Ftalaten (som) ⁶	0,5
Minerale olie ⁷	50
Pyridine	0,5
Tetrahydrofuran	0,5
Tetrahydrothiofeen	0,5

¹ Zuurgraad: pH (0.01 M CaCl₂). Voor de bepaling pH groter dan of gelijk aan 5 en pH kleiner dan 5 geldt het 90-percentiel van de gemeten waarden.

² Zuurgraad: pH (0.01 M CaCl₂). Voor de bepaling pH groter dan of gelijk aan 5 en pH kleiner dan 5 geldt het 90-percentiel van de gemeten waarden.

³ Onder standaardwaarde polychloorbifenylen (som) wordt verstaan: de som van PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180. De standaardwaarde bevat niet PCB 118.

⁴ Onder DDT/DDD/DDE wordt verstaan: de som van DDT, DDD en DDE.

⁵ Onder HCH-verbindingen wordt verstaan: som van α-HCH, β-HCH, γ-HCH en δ-HCH.

⁶ Onder de ftalaten wordt de som van alle ftalaten verstaan.

⁷ De definitie van minerale olie wordt beschreven bij de analysenorm. Als sprake is van verontreiniging met mengsels (bijvoorbeeld benzine of huisbrandolie) dan moet naast het alkaangehalte ook het gehalte aan aromatische en/of polycyclische aromatische koolwaterstoffen worden bepaald.

IV.III Toetsingswaarden Infiltratie

Besluit kwaliteit leefomgeving – geconsolideerde Staatsbladversie

BIJLAGE XIX BIJ ARTIKEL 8.89, TWEDE LID, VAN DIT BESLUIT (TOETSINGSWAARDEN VOOR HET TE INFILTREREN WATER)

A. Toetsingswaarden voor het te infiltreren water

Nr.	Stof	Eenheid	Toetsingswaarde (opgelost) ¹
<i>MACRO PARAMETERS</i>			
1	zuurgraad (pH)	-	- ²
2	zwevende stof	mg/l	0,5 ³
3	calcium (Ca ⁺⁺)	mg/l	- ²
4	chloride (Cl ⁻)	mg/l	200 ^{2 3}
5	waterstofcarbonaat (HCO ₃ ⁻)	mg/l	- ²
6	natrium (Na ⁺)	mg/l	120 ^{2 3}
7	ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/l-N	2,5
8	nitraat (NO ₃ ⁻)	mg/l-N	5,6 ^{2 3}
9	totaal-fosfaat (PO ₄ ²⁻ -tot)	mg/l-P	0,4
10	sulfaat (SO ₄ ²⁻)	mg/l	150 ²
11	fluoride (F ⁻)	mg/l	1
12	cyaniden totaal (CN (tot))	µg/l	10
<i>ZWARE METALEN</i>			
13	arseen (As)	µg/l	10
14	barium (Ba)	µg/l	200 ³
15	cadmium (Cd)	µg/l	0,4
16	cobalt (Co)	µg/l	20
17	chrom (Cr)	µg/l	2
18	koper (Cu)	µg/l	15
19	kwik (Hg)	µg/l	0,05
20	nikkel (Ni)	µg/l	15
21	lood (Pb)	µg/l	15
22	zink (Zn)	µg/l	65
<i>BESTRIJDINGSMIDDELEN</i>			
23	som van de bestrijdingsmiddelen	µg/l	0,5 ⁴
<i>organochloorbestrijdingsmiddelen</i>			
24	som van de organochloorbestrijdingsmiddelen	µg/l	0,1
25	endosulfan	µg/l	0,05
26	o-HCH	µg/l	0,05
27	-HCH (lindaan)	µg/l	0,05
28	DDT (met inbegrip van DDD en DDE)	µg/l	0,05
29	dichloorpropeen	µg/l	0,05
30	aldrin	µg/l	0,05
31	dieldrin	µg/l	0,05

Nr.	Stof	Eenheid	Toetsingswaarde (opgelost) ¹
32	endrin	µg/l	0,05
33	heptachloor	µg/l	0,05
34	heptachloorepoxide	µg/l	0,05
35	hexachloorbutadieen	µg/l	0,05
36	hexachloorbenzeen	µg/l	0,05
<i>organofosforbestrijdingsmiddelen</i>			
37	azinfos-methyl	µg/l	0,1
38	dichloorvos	µg/l	0,1
39	dimethoat	µg/l	0,1
40	mevinfos	µg/l	0,1
41	parathion	µg/l	0,1
<i>triazines/triazinonen/aniliden</i>			
42	atrazine	µg/l	0,1
43	simazin	µg/l	0,1
44	metolachloor	µg/l	0,1
<i>chloorfenoxyherbiciden</i>			
45	2-methyl-4-chloorfenoxy-azijnzuur (MCPA)	µg/l	0,1
46	mecoprop	µg/l	0,1
47	2,4-dichloorfenoxy-azijnzuur (2,4 D)	µg/l	0,1
<i>ureumherbiciden</i>			
48	chloortoluron	µg/l	0,1
49	isoproturon	µg/l	0,1
50	metoxuron	µg/l	0,1
51	linuron	µg/l	0,1
<i>chloorfenolen</i>			
52	trichloorfenolen	µg/l	0,1
53	tetrachloorfenol	µg/l	0,1
54	pentachloorfenol	µg/l	0,1
<i>diversen</i>			
55	dinoseb	µg/l	0,1
56	2,4 dinitrofenol	µg/l	0,1
57	bentazon	µg/l	0,1
<i>OLIE</i>			
58	minerale olie	µg/l	200

Nr.	Stof	Eenheid	Toetsingswaarde (opgelost) ¹
<i>POLYCYCLISCHE AROMATISCHE KOOLWATERSTOFFEN (PAK's)</i>			
59	naftaleen	µg/l	0,1
60	anthraceen	µg/l	0,02
61	fenanthreen	µg/l	0,02
62	cryseen	µg/l	0,02
63	fluorantheen	µg/l	Σ 0,1
64	benzo(a)anthraceen	µg/l	
65	benzo(k)fluorantheen	µg/l	
66	benzo(a)pyreen	µg/l	
67	benzo(ghi)peryleen	µg/l	
68	indeno(1,2,3cd)pyreen	µg/l	
<i>GEHALOGENEERDE KOOLWATERSTOFFEN</i>			
69	trichlooretheen	µg/l	0,5
70	tetrachlooretheen	µg/l	0,5
71	trihalomethanen (THM's)	µg/l	2
72	dichloorfenolen	µg/l	0,5
73	adsorbeerbare organische halogeenverbindingen (AOX)	µg/l	30

¹ De toetsingswaarde voor zwevende stof gaat over de niet-opgeloste hoeveelheid materiaal.

² Punt van aandacht bij de vergunningverlening in verband met lokale situatie.

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

⁴ Dit gaat om de som van de concentraties van de in deze bijlage aangegeven bestrijdingsmiddelen, waarbij aan bepalingen waarvan het meetresultaat < detectiegrens is, een meetresultaat 0 wordt toegekend.

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

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

B. Families en groepen van stoffen

1. Organische halogeenverbindingen en stoffen waaruit die verbindingen kunnen ontstaan.
2. Organische fosforverbindingen.
3. Organische tinverbindingen.
4. Stoffen die een kankerverwekkende, mutagene of teratogene werking hebben.
5. Minerale oliën en koolwaterstoffen.
6. Cyaniden.

7. De volgende metaloiden en metalen en verbindingen daarvan:

- kwik;
- cadmium;
- lood;
- arsenicum;
- antimoon;
- tin;
- beryllium;
- uranium;

- thallium;
- tellurium;
- zilver.

8. De volgende metaloiden en metalen en verbindingen daarvan:

- zink;
- koper;
- nikkel;
- chroom;
- selenium;
- molybdeen;
- borium;
- vanadium;
- kobalt;
- barium;
- titaan.

9. Biociden en derivaten daarvan, die niet onder de families en groepen van stoffen, bedoeld onder 1 tot en met 7, vallen.
10. Stoffen met een schadelijke werking op de smaak of geur van het grondwater en verbindingen waaruit die stoffen in het water kunnen ontstaan en die het water ongeschikt maken voor menselijke consumptie.
11. Organische siliciumverbindingen die toxisch of persistent zijn en stoffen waaruit die verbindingen kunnen ontstaan, met uitzondering van die welke biologisch onschadelijk zijn of die snel worden omgezet in onschadelijke stoffen.
12. Anorganische fosforverbindingen en elementair fosfor.
13. Ammoniak, nitrieten en nitraten.
14. Chloriden, bromiden en fluoriden.
15. Sulfaten.

9. Biociden en derivaten daarvan, die niet onder de families en groepen van stoffen, bedoeld onder 1 tot en met 7, vallen.
10. Stoffen met een schadelijke werking op de smaak of geur van het grondwater en verbindingen waaruit die stoffen in het water kunnen ontstaan en die het water ongeschikt maken voor menselijke consumptie.
11. Organische siliciumverbindingen die toxisch of persistent zijn en stoffen waaruit die verbindingen kunnen ontstaan, met uitzondering van die welke biologisch onschadelijk zijn of die snel worden omgezet in onschadelijke stoffen.
12. Anorganische fosforverbindingen en elementair fosfor.
13. Ammoniak, nitrieten en nitraten.
14. Chloriden, bromiden en fluoriden.
15. Sulfaten.