

RUBBER- GRANULAAT OP KUNST- GRASVELDEN



RUBBER- GRANULAAT OP KUNST- GRASVELDEN



INHOUDSOPGAVE

| | | |
|----------|---|-----------|
| | TEN GELEIDE | 4 |
| | SAMENVATTING | 6 |
| 1 | INLEIDING | 10 |
| 1.1 | Aanleiding onderzoek | 11 |
| 1.2 | Doelstelling onderzoek | 11 |
| 1.3 | Leeswijzer | 12 |
| 2 | MATERIAAL EN METHODEN | 14 |
| 2.1 | Onderzoeksopzet | 15 |
| 2.2 | Bemonsterde locaties | 17 |
| 2.3 | Monstername | 17 |
| 2.4 | Chronische bioassays | 20 |
| 2.5 | Slimme Integrale Monitoring (SIMONI) | 21 |
| 2.6 | Chemische analyses | 23 |
| 2.7 | Toxische druk met msPAF analyse | 24 |
| 3 | RESULTATEN | 26 |
| 3.1 | Bioassay met de watervlo <i>D. magna</i> op drainagewater | 27 |
| 3.2 | SIMONI risicoanalyse van het drainagewater | 28 |
| 3.3 | Bioassays met waterbodem | 30 |
| 3.4 | Toxische druk | 33 |

| | | |
|----------|------------------------------------|-----------|
| 4 | DISCUSSIE | 36 |
| 4.1 | Milieueffecten in oppervlaktewater | 37 |
| 4.2 | Relatie chemie - ecologie | 38 |
| 4.3 | Eindoordeel en aanbevelingen | 42 |

| | | |
|--|--------------------|-----------|
| | REFERENTIES | 44 |
|--|--------------------|-----------|

| | | |
|---|---|-----------|
| | BIJLAGEN | 48 |
| 1 | Uitgangspunten onderzoek | 49 |
| 2 | Details bemonstering onderzoeklocaties | 53 |
| 3 | Methoden chronische bioassays | 56 |
| 4 | SIMONI risicoanalyse | 60 |
| 5 | specten drainagewater bemonstering metalen | 67 |
| 6 | Resultaten SIMONI risicoanalyse drainagewater | 68 |
| 7 | Resultaten chemie | 74 |

| | | |
|--|--------------------------|-----------|
| | STOWA IN HET KORT | 82 |
|--|--------------------------|-----------|

TEN GELEIDE



Alhoewel de milieueffecten in het huidige verkennende onderzoek veelal gering van omvang zijn, geven ze zorgen over hoe dit zich op termijn kan ontwikkelen.

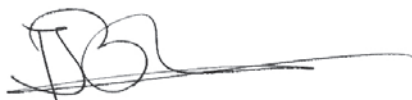
De waterschappen zijn belast met het beheer van de regionale oppervlaktewateren en het bevoegd gezag als het gaat om het lozen van drainagewater vanuit sportvelden. De afgelopen jaren is er veel maatschappelijke onrust ontstaan over het toepassen van rubbergranulaat op of in kunstgrasvelden en de mogelijke milieueffecten die deze toepassing kan hebben. De gezamenlijke waterschappen hebben daarom in samenwerking met het RIVM een verkennend onderzoek uitgevoerd met als doel te bestuderen of er milieueffecten op kunnen treden. Dit onderzoek ondersteunt de waterschappen met het uitvoeren van hun wettelijke taken en bij de afweging of eventuele aanvullende aandacht aan deze lozingen van drainagewater besteed moet worden. Daarnaast biedt dit onderzoek een handvat voor het beantwoorden van vragen van verontruste burgers.

Ten opzichte van sportvelden met natuurlijk gras zijn er bij de tien onderzochte kunstgrasvelden gemiddeld weinig consequente verschillen in de milieueffecten voor het aquatisch ecosysteem gevonden. Alleen de concentraties van enkele specifieke organische microverontreinigingen lagen in drainagewater telkens een factor 2-5 hoger dan bij referentievelden en veroorzaakten een verhoogde biologische respons in één van de 14 bioassays. Tegelijkertijd zijn er op zes van de tien individuele locaties wel verschillen op onderdelen van het onderzoek vastgesteld. Dit betrof vooral de indicatie dat de verontreinigingen in de waterbodem van deze zes locaties geleidelijk aan toenemen. Op vier locaties zijn ook effecten in bioassays vastgesteld.

Momenteel zijn deze effecten veelal gering in omvang maar op één locatie was sprake van een ernstiger situatie. Zolang de factoren die deze processen sturen onvolledig in beeld zijn, geven deze resultaten aanleiding tot zorg. Het is daarom wenselijk om meer kennis te krijgen over hoe deze milieueffecten zich in de tijd ontwikkelen en welke factoren dit proces sturen. STOWA zal dit onderzoek in overleg met de verantwoordelijke partijen vormgeven.

JOOST BUNTSMA,

Directeur STOWA



SAMENVATTING



De toepassing van rubbergranulaat op kunstgrasvelden leidde de afgelopen jaren tot veel maatschappelijke onrust. Naast de gezondheidsrisico's voor de mens, die in 2016 door het RIVM als praktisch verwaarloosbaar zijn beoordeeld, betrof deze onrust ook de risico's voor het milieu. Milieuverontreinigende stoffen kunnen uit rubbergranulaat vrijkomen en vervolgens terecht komen in de onderliggende bodem, het grondwater of via uitspoeling in het oppervlaktewater. Daarnaast vindt verspreiding van het rubbergranulaat zelf plaats. Om de mogelijke milieueffecten te beoordelen hebben het RIVM en de STOWA een gezamenlijk onderzoek opgezet, waarbij de effecten via twee aanvliegroutes zijn beoordeeld. Het RIVM (Verschoor *et al.*, 2018) richtte zich op chemische analyses en normtoetsing in drainage-, grond- en oppervlaktewater, waterbodem en bermgrond. Aanvullend hierop heeft de STOWA de effecten voor het aquatische ecosysteem beoordeeld met biologisch effect onderzoek volgens de Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit (ESF-TOX). De integrale beoordeling van beide onderzoeken is opgenomen in het RIVM-rapport.

Verspreid over Nederland zijn tien sportlocaties geselecteerd waar zowel een kunstgrasveld met rubbergranulaat als een veld met natuurlijk gras (het referentieveld) aanwezig was. De kunstgrasvelden hadden hierbij een ouderdom van ten minste 10 jaar. Bij iedere sportlocatie is bij beide velden zowel het drainagewater als de waterbodem bemonsterd. Met slechts tien onderzochte velden heeft dit verkennende onderzoek beperkingen en zijn de resultaten niet direct representatief voor alle in Nederland aanwezige kunstgrasvelden met rubbergranulaat. De tien velden zijn niet geselecteerd om een totaal beeld van de mogelijke milieueffecten te geven, maar eerder op inzicht in de kans op het optreden van milieueffecten.

Milieueffecten in de waterbodem zijn beoordeeld door het uitvoeren van langdurige (chronische) bioassays met een vlokreeft en larven van een dansmug. In deze testen wordt gekeken of de aanwezige verontreinigingen in de waterbodem een negatief effect hebben op de overleving of groei van deze dieren. Vergelijkbare testen zijn ook uitgevoerd met drainagewater, waarbij is gekeken naar eventuele effecten op de overleving en voortplanting van watervlooien. Daarnaast is onderzoek uitgevoerd met de slimme integrale monitoring (SIMONI) methodiek, het toxicologie-spoor van de ESF-TOX. Hiervoor zijn passieve samplers minimaal vier weken in het drainagewater geplaatst. Gedurende deze periode accumuleren de passieve samplers organische microverontreinigingen, zodat na deze blootstelling het extract van de samplers een tijdsgeïntegreerd beeld van de biologisch beschik-

bare microverontreinigingen geeft. Met deze extracten zijn vervolgens nog eens 14 kortdurende bioassays uitgevoerd, variërend van testen met een alg, watervlo en bacterie tot een batterij *in vitro* testen. *In vitro* testen reageren op de aanwezigheid van stoffen die bijvoorbeeld een specifiek werkingsmechanisme verstoren, zoals de hormonale huishouding of de omzetting van giftige stoffen. Het doel van deze teststrategie is om door blootstelling aan een geconcentreerd extract in kortdurende (acute) bioassays een indicatie te krijgen van mogelijke chronische effecten van organische microverontreinigingen.

Over de tien onderzochte sportlocaties gemiddeld zijn er weinig consequente verschillen in milieueffecten vastgesteld. Alleen de PXR-CALUX, één van de 14 kortdurende bioassays die werden uitgevoerd op extracten van de passieve samplers, liet in het drainagewater van kunstgrasvelden telkens een hogere respons zien dan bij referentievelden. Deze bevinding sluit aan op het chemische onderzoek van het RIVM, waaruit naar voren kwam dat de concentraties van twee verschillende benzothiazolen (stoffen die kenmerkend zijn voor rubbergranulaat) hoger waren in drainagewater van kunstgrasvelden. Deze verhoging lag veelal rondom een factor 2-5, maar liep op één locatie op tot boven een factor 100.

Tegelijkertijd zijn er op meerdere individuele locaties wel verschillen in milieueffecten vastgesteld. Zo werd in drainagewater van twee locaties een negatief effect op de overleving of voortplanting van de watervlo vastgesteld en werd in een derde locatie een sterk verhoogde respons in één van de andere kortdurende testen aangetroffen (Nrf2-CALUX). Daarnaast was er ook in twee van de tien onderzochte waterbodems rond de kunstgrasvelden sprake van milieueffecten (verminderde groei van muggenlarven en/of vlokreeften). Gezamenlijk over de verschillende bioassays zijn er bij vier van de tien sportaccommodaties biologische effecten vastgesteld.

Het parallel uitgevoerde chemische onderzoek (Verschoor *et al.*, 2018) wijst op een relatie met de aanwezigheid van rubbergranulaat in of op de kunstgrasvelden en geeft voor zes van de tien locaties aan dat de verontreinigingen in de waterbodem zijn toegenomen en dat drainagewater daar de meest waarschijnlijke oorzaak van is. Tegelijkertijd zijn de waargenomen biologische effecten niet uitsluitend door rubbergranulaat veroorzaakt (op één locatie was ook sprake van een sterk verhoogde ijzer-concentratie) en is nog onduidelijk wat de bijdrage van rubber in de technische onderlaag hierin is geweest.

Op de meeste onderzochte locaties zijn de biologische effecten veelal gering in omvang, maar op één van de tien locaties was sprake van een ernstiger situatie. Het huidige verkennende onderzoek geeft onvoldoende inzicht in de factoren die deze locatiespecifieke verschillen veroorzaken. Vanuit de optredende chemische processen is te verwachten dat milieueffecten pas op de langere termijn op gaan treden. De aanwezige technische onderlaag kan fungeren als een buffer waarin stoffen worden afgevangen totdat deze na vele jaren verzadigd raakt. Pas als hier sprake van is nemen concentraties in drainagewater toe en kan ook de waterbodem worden belast. Dat dit volgens het RIVM onderzoek op zes van de tien locaties momenteel lijkt plaats te vinden, is reden tot zorg aangezien daardoor niet kan worden uitgesloten dat de milieueffecten op termijn verder toe kunnen nemen.

Vervolgonderzoek is nodig om meer inzicht te krijgen in de factoren die deze locatiespecifieke verschillen sturen en de gevolgen die dit heeft voor de termijn waarop milieueffecten op kunnen gaan treden.

H1 INLEIDING

1.1 AANLEIDING ONDERZOEK

De afgelopen jaren is er veel maatschappelijke onrust ontstaan over de risico's van de toepassing van rubbergranulaat op kunstgrasvelden. Mede daarom heeft het RIVM in 2016 onderzoek gedaan naar de gezondheidsrisico's bij het sporten op kunstgrasvelden met rubbergranulaat (Oomen en De Groot, 2016). Ook de mogelijke milieueffecten zijn een bron van zorg. Zo kunnen stoffen uit het rubbergranulaat uitloggen en vervolgens terecht komen in de onderliggende bodem, het grondwater of via afspoeling in het oppervlaktewater.

Op basis van modelberekeningen heeft het RIVM geschat dat er een aanzienlijke hoeveelheid zink uit het rubbergranulaat weglekt, wat zich vervolgens ophoopt in de lagen onder het kunstgras maar pas na tien jaar of langer het grondwater kan bereiken (Verschoor, 2007). INTRON kwam tot dezelfde conclusie en trof ook in drainagewater-onderzoek geen verhoogde zinkconcentraties aan (Hofstra, 2007; 2008 en 2009a,b).

Deze studies hebben zich vooral gericht op de uitloging van metalen (met name zink). Uit onder andere het RIVM onderzoek van 100 kunstgrasvelden in 2016 blijkt dat rubbergranulaat ook diverse andere stoffen bevat waaronder PAK's, benzothiazolen en fenolen. Sommige van deze stoffen zijn vrij polair, goed oplosbaar in water en chemisch stabiel, terwijl tegelijkertijd over de verspreiding en het gecombineerde effect op het bodem- en waterleven onvoldoende bekend is. Andere stoffen hebben juist een voorkeur voor binding aan organisch materiaal, zoals zwevende stof, de waterbodem en de droge bodem.

In bovengenoemde studies is geen rekening gehouden met de verspreiding van het rubbergranulaat zelf tot buiten de velden. Een recente, indicatieve studie (Weijer *et al.*, 2017) laat zien dat er jaarlijks tot een paar honderd kilo rubbergranulaat per veld naar de omgeving kan verdwijnen. In nabijgelegen bermen, oppervlaktewater en waterbodems werden betekenisvolle hoeveelheden rubberdeeltjes aangetroffen. Het is niet bekend in welke mate deze meer directe route en blootstelling tot milieueffecten kan leiden.

1.2 DOELSTELLING ONDERZOEK

Mede op basis van bovenstaande overwegingen hebben het RIVM en de STOWA een gezamenlijk onderzoek opgezet om zo de milieueffecten van het toegepaste

rubbergranulaat nader te beoordelen. Deze mogelijke effecten zijn via twee aan-
vliegroutes beoordeeld. Het RIVM richtte zich op chemische analyses in drainage-,
grond- en oppervlaktewater, waterbodem en bermgrond¹ en baseerde haar conclusies op een vergelijking tussen kunstgras- en referentievelden als mede op eventuele overschrijdingen van milieukwaliteitsnormen. Aanvullend hierop heeft de STOWA de effecten voor het aquatische ecosysteem beoordeeld met biologisch effect onderzoek, zoals beschreven in de Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit (ESF-TOX; STOWA, 2016a).

In deze methode worden de effecten van het mengsel aan (extraheerbare) stoffen bepaald met een batterij biologische tests (bioassays). Bioassays of bioanalyses zijn biologische proeven met levende dieren en planten (*in vivo*) of weefsels en cellen (*in vitro*), waarmee de biologische activiteit of toxiciteit van het mengsel aan stoffen kan worden bepaald. Met een goed gekozen batterij bioassays kunnen de effecten van het totale mengsel van aanwezige stoffen (ook afbraakproducten en onbekende stoffen) worden bepaald. De ESF-Toxiciteit is ontworpen als een methodiek die aansluitend op normatieve beoordeling kan worden toegepast en aanvullende informatie oplevert over de aard en ernst van de verontreinigingen. Het huidige rapport is gericht op dit effectgerichte onderzoek en gaat in op de onderzoeksvraag: Zijn er milieueffecten voor het waterleven en hoe kunnen deze worden geduid naar aard en omvang? In het RIVM-rapport (Verschoor *et al.*, 2018) wordt de nadruk gelegd op de chemische resultaten van het onderzoek en worden de resultaten van beide onderzoeken in samenhang beoordeeld.

1.3 LEESWIJZER

In [hoofdstuk 2](#) wordt een beschrijving van het uitgevoerde onderzoek gegeven, waarbij onder andere wordt ingegaan op de bemonsterde locaties, de onderzoekszet en de uitgevoerde analyses. De resultaten van het onderzoek worden in [hoofdstuk 3](#) beschreven. De integrale beoordeling van de milieueffecten voor het aquatische ecosysteem is in [hoofdstuk 4](#) beschreven.

1 [De droge bodem direct naast de kunstgrasvelden](#)

.....

H2 MATERIAAL EN METHODEN



2.1 ONDERZOEKSOPZET

Bij het opstellen van de onderzoeksopzet zijn drie uitgangspunten (bijlage 1) gehanteerd, namelijk

- 1 *Worst-case aanpak*: selectie van kunstgrasvelden die minimaal 10 jaar oud zijn en een korte afstand tot het oppervlaktewater hebben.
- 2 *Gericht op rubbergranulaat*: in het onderzoek is geprobeerd om de invloed van andere factoren die milieueffecten veroorzaken of beïnvloeden (bijv. andere emissies naar oppervlaktewater) te beperken.
- 3 *Brede onderzoeks aanpak*: gebruik van verschillende methoden die elkaar kunnen versterken en aanvullen, waaronder passieve samplers, *in vitro* testen en chronische *in vivo* bioassays met drainagewater en waterbodembodem.²

Verspreid over Nederland zijn door het RIVM tien sportlocaties geselecteerd waar zowel een kunstgrasveld met rubbergranulaat als een veld met natuurlijk gras (het referentieveld) aanwezig was. Bij iedere sportlocatie is bij beide velden het drainagewater, het oppervlaktewater en de waterbodembodem bemonsterd. In tabel 2.1 zijn de uitgevoerde analyses weergegeven. Op enkele uitzonderingen na (zie §2.2) is dit schema van toepassing op alle 20 meetpunten (10 sportlocaties met een kunstgrasveld en een referentie veld). Het is bekend dat rubbergranulaat veel verschillende chemische stoffen bevat (zie Verschoor *et al.*, 2018). Qua chemische analyses heeft het onderzoek zich echter gericht op een aantal belangrijke ‘gidsstoffen’ die kenmerkend zijn voor rubbergranulaat en waarvan bekend is dat deze stoffen schadelijk kunnen zijn voor mens en/of milieu.

Met slechts 10 onderzochte velden kent dit verkennende onderzoek beperkingen inzake de extrapolatie naar alle in Nederland aanwezige kunstgrasvelden met rubbergranulaat. De tien velden zijn dan ook niet geselecteerd om een gemiddeld beeld van de mogelijke milieueffecten te geven, maar eerder op het geven van inzicht in de kans op het optreden van milieueffecten. Naarmate er in dit verkennende onderzoek meer milieueffecten worden vastgesteld, neemt de zorg over deze situaties toe. Extrapolatie naar andere kunstgrasvelden is echter pas mogelijk op basis van gedegen inzicht in de factoren, die het tot stand komen van emissies en milieueffecten beïnvloeden. Dit vergt een andere experimentele proefopzet.

² *Voor deze verkenning van milieueffecten is geen ecologisch onderzoek naar bioaccumulatie gedaan. Dit risico-spoor wordt uitsluitend op basis van chemische analyses beschouwd (Verschoor et al., 2018). Stoffen die ophopen in de opblaasbare passieve samplers zijn echter indicatief voor stoffen die kunnen accumuleren in waterdieren.*

TABEL OVERZICHT ANALYSES

2.1 Overzicht van de uitgevoerde analyses in de monsters van water en waterbodem.

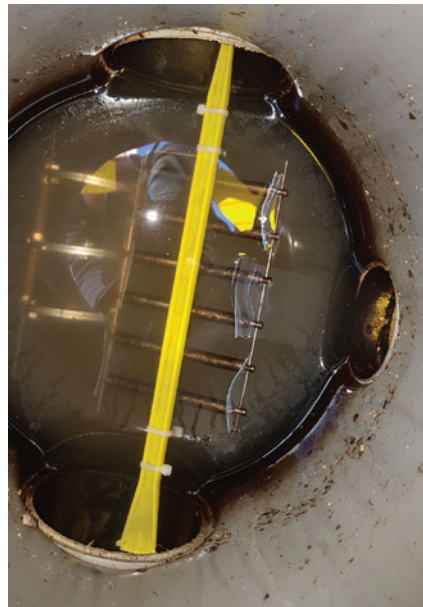
| | CHEMISCHE ANALYSES | BIOASSAYS MET VELDMONSTERS | BIOASSAYS MET PASSIVE SAMPLERS |
|------------------|--------------------|--|---|
| DRAINAGEWATER | Pakket A, B | Watervlo <i>D. magna</i> | 14 acute <i>in vitro</i> en <i>in vivo</i> 'SIMONI' bioassays |
| OPPERVLAKTEWATER | Pakket C | - | - |
| WATERBODEM | Pakket D | Mug <i>C. riparius</i> Vlokreeft <i>H. azteca</i> | - |

Pakket A: 17 metalen, minerale olie, 12 benzothiazolen en enkele ondersteunende parameters als DOC, pH, macro-ionen en nutriënten

Pakket B: in het extract van de passive samplers uitgehangen in drainagewater zijn PAK's (in siliconenrubbers) en benzothiazolen (in POCIS) geanalyseerd

Pakket C: 17 metalen, 12 benzothiazolen en enkele ondersteunende parameters als DOC, pH, macro-ionen en nutriënten

Pakket D: 17 metalen, 11 PAK's, minerale olie, 12 benzothiazolen en enkele ondersteunende parameters als organisch stof, lutum, pH, macro-ionen en nutriënten



TABEL ONDERZOEKLOCATIES

2.2 *Onderzoeklocaties met de data van de water/slib bemonsteringen & inzetten passieve samplers (1^{ste} datum) en 2e drainagewater bemonstering & uithalen van de passieve samplers (2^{de} datum)*

| LOCATIE | WATERSCHAP | CLUB | PLAATS | 1 ST E DATUM | 2 ^{DE} DATUM |
|---------|--|---------------------|----------------------|-------------------------|------------------------|
| 1 | Waterschap Amstel, Gooi & Vecht | Legmeervogels | Uithoorn | 30-1-2018 | 12-3-2018 |
| 2 | Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier | VV Schagen | Schagen | 31-1-2018 | 13-3-2018 |
| 3 | Hoogheemraadschap van Rijnland | FC Lisse DVO '32 | Lisse Vlaardingen | 1-2-2018 5-2-2018 | 12-3-2018 12-3-2018 |
| 4 | Hoogheemraadschap van Delfland | Voetbalver. BVV | Den Bosch | 6-2-2018 | 14-3-2018 |
| 5 | Waterschap Aa en Maas | Rohda Raalte | Raalte | 7-2-2018 | 13-3-2018 |
| 6 | Waterschap Drents Overijsselse Delta | FC Zoetermeer | Zoetermeer | 8-2-2018 | 12-3-2018 |
| 7 | Hoogheemraadschap van Schieland & Krimpenerwaard | Spp Coenderborg | Groningen | 12-2-2018 | 13-3-2018 |
| 8 | Waterschap Hunze en Aa's | HHC Hardenberg | Hardenberg | 13-2-2018 | 13-3-2018 |
| 9 | Waterschap Vechtstromen | RKTVC | Tiel | 14-2-2018 | 14-3-2018 |
| 10 | Waterschap Rivierenland | | | | |

2.2 BEMONSTERDE LOCATIES

In het onderzoek zijn tien sportparken betrokken ([tabel 2.2](#); [figuur 2.1](#)) die in dit rapport verder met de nummers uit deze tabel zijn aangeduid. In [bijlage 2](#) zijn gedetailleerde kaartjes opgenomen, waarin de ligging van beide velden (kunstgras en referentie) en de verschillende monsterpunten is aangeduid. In dezelfde bijlage is ook een tabel met enkele aanvullende gegevens over de locaties en monsterpunten opgenomen.

**2.3 MONSTERNAME
Drainagewater**

Bij de bemonstering van het drainagewater is de put gekozen waar het meeste volume passeert en die daarmee voor het huidige onderzoek het meest geschikt

FIG 2.1 LIGGING VAN DE TIEN GESELECTEERDE ONDERZOEKLOCATIES



was. Vanuit deze drainageput zijn watermonsters genomen voor zowel chemische analyses (al dan niet direct in het veld gefiltreerd) als bioassays. Vervolgens werden de passieve samplers in de drainageputten aangebracht en werd de put weer gesloten. Na een periode van minimaal vier³ weken zijn de putten weer opgegraven en de passieve samplers uitgehaald.

Om een beeld te krijgen van de variatie in de tijd is het drainagewater bij het uithalen van de passieve samplers nogmaals bemonsterd voor chemische analyses van de metaalconcentraties. Op een enkele locatie waren de drainageputten niet te vinden of ontoegankelijk en werd het drainagewater verzameld bij het uitstroompunt richting het oppervlaktewater (beide velden van locaties 7 en 10 en het referentieveld bij locatie 8). Dit heeft naar verwachting geen effect op de uitkomsten, aangezien het dezelfde waterstroom betreft die alleen enkele meters verder is bemonsterd.

Waterbodem en oppervlaktewater

Voor ieder veld zijn telkens vier punten bemonsterd en samengevoegd tot een mengmonster. Om verstoring te voorkomen werd eerst het oppervlaktewater en daarna de waterbodem bemonsterd. Het oppervlaktewater werd bemonsterd met een maatbeker aan een telescoopstok (1 liter). De waterbodem werd verzameld met een Eckman-happer met een bedieningsstang. Voor de meeste velden werd er op ieder punt één Eckman-hap verzameld, tenzij hiermee te weinig materiaal werd verkregen (dan werd er twee keer zoveel materiaal verzameld). De vier deelmonsters zijn in het veld samengevoegd tot een mengmonster, handmatig gemengd en vervolgens verdeeld over potten voor de verschillende analyses. De chemische analyses en de bioassays werden daardoor op hetzelfde materiaal uitgevoerd.

Passive samplers

Het SIMONI onderzoek (zie §2.5) werd uitgevoerd door passieve samplers (PS) minimaal vier weken uit te hangen in het drainagewater. Om de polaire stoffen te

3

Vanwege optredende vorst was de periode voor sommige locaties iets langer dan gepland (max 6 weken). Bij de interpretatie van de resultaten wordt hier rekening mee gehouden, aangezien de blootstellingsduur van invloed is op het geëxtraheerde watervolume. Dit wordt bij de siliconenrubbers bepaald via het analyseren van Performance Reference Compounds.

concentreren werden *polar organic chemicals integrated samplers* (POCIS) toegepast en siliconenrubbers (SR) werden gebruikt om de apolaire stoffen te concentreren. Op locatie 9 was het niet mogelijk om het drainagewater te bemonsteren. Op acht van de resterende negen locaties konden zowel het kunstgrasveld als de referentie worden bemonsterd. Op locatie 6 was het bemonsterde drainagewater afkomstig uit een gemengd systeem van zowel het kunstgrasveld als referentieveld. In totaal werden voor deze studie dus zeventien locaties bemonsterd (8 kunstgrasvelden, 8 referenties en 1 gemengd monster). De PS extracten werden onderzocht met chemische analyses en biologische effectmetingen (bioassays). De methoden voor het veld- en laboratoriumwerk zijn in detail beschreven in het rapport van Van der Oost en Nguyen (STOWA, 2016b).

2.4 CHRONISCHE BIOASSAYS

Bij het ontwikkelen van de SIMONI methode (Van der Oost *et al.*, 2017a) is er voor gekozen om parallel aan het uithangen van passieve samplers ook een *in situ* test met de watervlo *Daphnia magna* uit te voeren. Passieve samplers accumuleren namelijk geen anorganische stoffen, zoals metalen, ammonium en nitriet, terwijl deze stoffen wel ecologische effecten kunnen veroorzaken. Praktisch was het uitvoeren van een *in situ* test in de drainagewaterputten echter niet mogelijk. Als alternatief is gekozen voor het uitvoeren van een chronische test met *D. magna* in het laboratorium. In deze test, uitgevoerd conform de OECD 211 richtlijn, wordt gekeken naar eventuele effecten op de sterfte en reproductie bij blootstelling aan het onverdunde drainagewater gedurende 21 dagen (zie [bijlage 3](#) voor details over de testuitvoering, uitgevoerde controles en geldigheidscriteria).

Naast een emissie via uitloging en drainagewater, kan ook de directe verspreiding van rubbergranulaat (Weijer *et al.*, 2017) tot milieueffecten leiden. Voor organismen in de waterbodem loopt de blootstelling dan ook niet alleen via het water. Het rubbergranulaat in de waterbodem (de waterbodem vormt als het ware een 'sink') kan ook voor een directe blootstelling zorgen. Afhankelijk van de grootte van de (uit elkaar vallende) partikels kunnen dieren het oppervlakte afgrazen of deels inslikken. Dit kan tot een hogere blootstelling en daarmee sterkere effecten leiden. Daarnaast kan het inslikken van partikels ook de spijsvertering verstoren doordat er ruimte in de darmstelsels wordt ingenomen waar normaal voedsel zit. De ecologische risico's zijn daarom ook beoordeeld door het uitvoeren van chronische bioassays met zowel een grazer (de vlokreeft *Hyalella*

azteca, EPA-richtlijn 600/R-99/064) als een sediment-eter (de dansmug *Chironomus riparius*, OECD 218 richtlijn). In beide bioassays worden de dieren blootgesteld aan het sediment en wordt gekeken naar eventuele effecten op de overleving of groei van de organismen.

Ter voorbereiding zijn alle sedimentmonsters gezeefd over 5,6 mm. Hierdoor kon het grove materiaal, zoals takjes, blad en eventuele onrechtmatigheden als steen of puin worden verwijderd, terwijl tegelijkertijd de eventueel aanwezig rubbergranulaatkorrels niet zijn verwijderd (diameter <5mm).

In [bijlage 3](#) is een meer gedetailleerde beschrijving van de testuitvoering, uitgevoerde controles en geldigheidscriteria opgenomen.

2.5 SLIMME INTEGRALE MONITORING (SIMONI)

SIMONI (slimme integrale monitoring) is een monitoringstrategie voor een effect-gerichte beoordeling met bioassays. Het doel van de SIMONI strategie is om door blootstelling aan een geconcentreerd extract in kortdurende bioassays een indicatie te krijgen van de chronische effecten van organische microverontreinigingen. Belangrijk hierbij is de selectie van de voor waterkwaliteit meest relevante bioassays en de ontwikkeling van effectsignaalwaarden (ESW) voor deze bioassays. De ESW zijn indicatoren voor een mogelijk ecologisch effect. SIMONI is een van de twee sporen opgenomen in de Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit (ESF-TOX). Het principe van de beide sporen ([figuur 2.2](#)) is beschreven in STOWA (2016a).

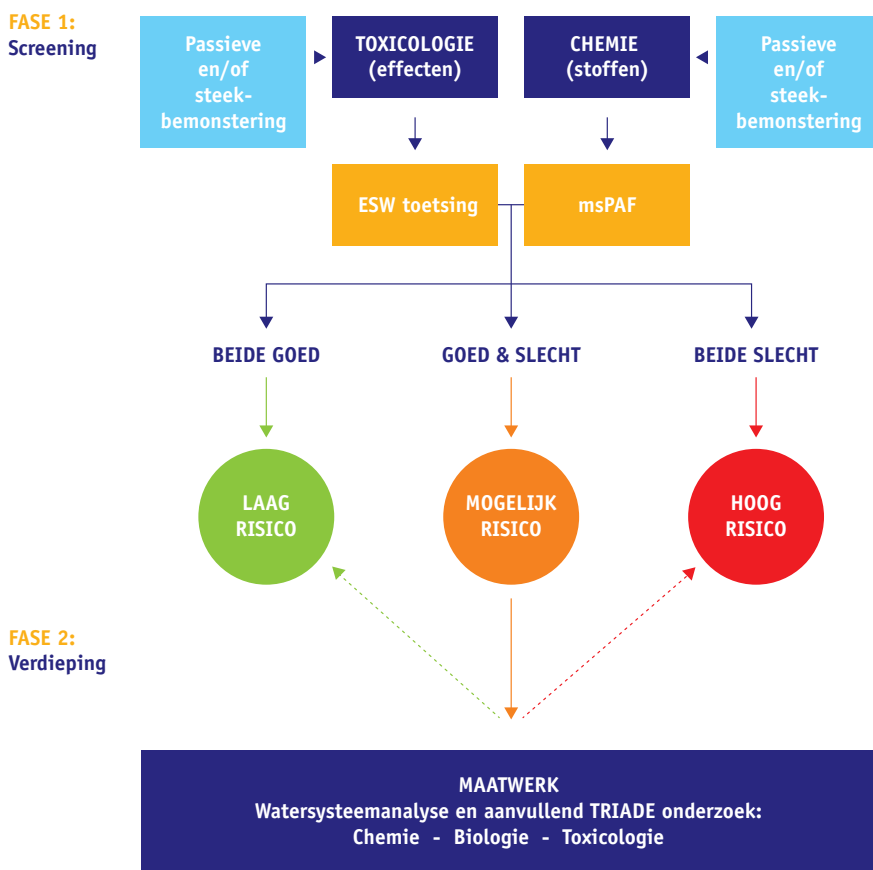
De SIMONI methode is gebaseerd op het uithangen en extraheren van passieve samplers (PS), waarna deze extracten in het laboratorium worden onderzocht met een batterij van 14 kortdurende bioassays. In [bijlage 4](#) is een overzicht gegeven van de voor de SIMONI methode geselecteerde toxicologische eindpunten, de bioassays waarmee deze geanalyseerd zijn en enkele voorbeelden van stofgroepen, die een respons in deze bioassays kunnen geven. De snelheid waarmee stoffen in de passieve samplers concentreren is onder andere afhankelijk van stoffeigenschappen, zoals polariteit.

De passieve sampler extracten, waaraan de bioassays werden blootgesteld, hebben dus niet dezelfde samenstelling als het drainagewater, maar geven een daarvan afgeleid beeld. De bioassays voor algemene toxiciteit met bacteriën (30 minuten

luminescentieremming met een mariene bacterie), algen (72 uur groeiremming met een zoetwater alg) en kreeftachtigen (48 uur immobiliteitstest met de zoetwatervlo) werden alle in duplo/triplo uitgevoerd op het laboratorium van Waterproef volgens aangepaste en gevalideerde OECD procedures. De CALUX-bioassays met genetisch gemodificeerde cellijnen werden in triplo bij drie concentraties uitgevoerd op het laboratorium van BioDetection Systems BV, Amsterdam. Alle methoden, inclusief de kwaliteitsborging, zijn in detail beschreven in Van der Oost *et al.* (2017b).

FIG 2.2 TOXICITEIT

Schematische weergave van het principe van de Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit.



Voor bioassays bestaan nog geen wettelijk vastgestelde normen. Om de resultaten van de bioassays toch te kunnen interpreteren zijn er voor de ESF Toxiciteit effect-sigitaalwaarden (ESW) ontwikkeld. De ESW voor acute *in vivo* bioassays zijn overgenomen van RIVM/RIZA (Durant *et al.*, 2009). De ESW voor de specifieke *in vitro* bioassays zijn vastgesteld aan de hand van literatuuronderzoek naar toxiciteitsgegevens van allerlei stoffen die een effect veroorzaken in de bioassays. Daarnaast is een veldonderzoek uitgevoerd op ecologisch goede locaties om de achtergrondeffecten van deze bioassays vast te stellen (Van der Oost *et al.*, 2017a). Met de combinatie van de theoretische en praktische benadering werd voor elke bioassay een ESW vastgesteld. Als het gemeten effect in de bioassay hoger is dan de ESW kan er sprake zijn van nadelige effecten voor het ecosysteem (Van der Oost *et al.*, 2017a). Het principe achter de afleiding van de ESW is nader toegelicht in [bijlage 4](#).

SIMONI 1.2-risicoanalyse

De verschillende typen bioassays hebben een gewichtsfactor, die hoger is naarmate ze een sterkere invloed op het ecosysteem kunnen aangeven. Bij de integrale SIMONI risicoanalyse worden de gegevens over de bemonstering en de extractie van de monsters ingevoerd, de bioassay resultaten omgerekend naar indicatieve waterconcentraties en vergeleken met de effectsignaalwaarden (ESW). Als het bioassay effect hoger is dan de ESW, dan is dat een indicatie van een verhoogd milieurisico (Van der Oost *et al.*, 2017a&b). Alle relatieve bioassay effecten (effect/ESW) worden met de gewichtsfactoren vermenigvuldigd en gecombineerd tot een totale risicoanalyse, de SIMONI-score. De overall SIMONI-score is een indicator voor de effecten van organische microverontreinigingen in het ecosysteem. SIMONI-scores hoger dan 1 zijn indicaties voor verhoogde milieurisico's, scores tussen 0,5 en 1 geven een merkbare invloed van microverontreinigingen aan met een acceptabel risico en scores lager dan 0,5 geven een laag risico aan (STOWA, 2016a; Van der Oost *et al.*, 2017a). Het principe van de risicoanalyse met een SIMONI onderzoek is nader toegelicht in [bijlage 4](#).

2.6 CHEMISCHE ANALYSES

De chemische analyses aan de waterbodem zijn uitgevoerd door Alcontrol (rubbergranulaat korrels; nutriënten en macro-ionen), Aquon (metalen, minerale olie, PAK's, PCB's en OCB's) en TNO (benzothiazolen). De chemische analyses aan het oppervlaktewater en drainagewater zijn uitgevoerd door Alcontrol met uitzondering van de benzothiazolen, die door TNO werden geanalyseerd. Metaal-concentraties

zijn hierbij in zowel gefiltreerd (0,45 µm) als in totaal water geanalyseerd. De chemische analyses aan de extracten van de siliconenrubbers (PAK's, PCB's en OCB's) zijn uitgevoerd door Waterproef, en TNO heeft de benzothiazolen in de POCIS extracten geanalyseerd.

Voor ieder drainagewater-monster zijn vier metaalconcentraties beschikbaar, namelijk totaal en opgelost van twee bemonsteringen. Een belangrijk verschil tussen de twee bemonsteringen was dat de eerste keer later op het laboratorium is gefiltreerd en de tweede keer direct in het veld. De analysesresultaten van de eerste serie zijn gebruikt voor het interpreteren van de bioassays. Andere aspecten die bij deze werkwijze een rol gespeeld hebben, zijn samengevat in [bijlage 5](#).

2.7 TOXISCHE DRUK MET MSPAF ANALYSE

De toxische druk in water wordt bepaald via een soorten-gevoeligheidsverdeling (Species Sensitivity Distribution, SSD; STOWA, 2016a). Aan de hand van bekende effecten op allerlei organismen wordt met de gemeten stofconcentraties bepaald welk percentage van de soorten een negatief effect kan ondervinden. Die fractie (van 0 tot 100 procent) wordt aangeduid als de potentieel aangetaste fractie (PAF). Deze toxische druk wordt per stof uitgerekend en vervolgens wordt het effect van alle aanwezige stoffen gecombineerd tot de toxische druk van het hele mengsel (de meer-stoffen-PAF, msPAF). De toxische druk van een locatie of monster wordt bepaald met een rekenmodel, waarin alle bekende stofconcentraties worden ingevoerd⁴. Dit model is als het chemiespoor opgenomen in de Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit (STOWA, 2016a). De berekening van de toxische druk van het chemiespoor is gebaseerd op acute (snel werkende) toxiciteit. Dit heeft twee voordelen. Zo zijn er veel meer gegevens voorhanden over de acute toxiciteit van stoffen dan over de chronische toxiciteit. Daarnaast vertoont acute toxiciteit vaak een directe relatie met soortenverlies en biodiversiteit. In STOWA (2016a) is beargumenteerd dat een toxische druk >0,5% een eerste indicatie is dat toxiciteit de diversiteit van de macrofauna mogelijk nadelig beïnvloed. Bij een toxische druk >10% is het effect van toxische stoffen op de macrofauna sterk⁵. De toxische druk van het drai-

4 *Voor een juiste vergelijking moeten de analysepakketten van de verschillende monsters gelijk zijn. Dit is voor het huidige onderzoek het geval.*

5 *Bij een msPAF>10% mag men verwachten dat 10% van de macrofauna-genera niet langer aanwezig is én dat een deel van de nog wel aanwezige taxa een negatief effect op overleving, groei of voortplanting ondervindt.*

nagewater is berekend met de opgeloste metaalconcentraties, zoals die tijdens de test met de watervlo zijn vastgesteld, aangevuld met de totaal concentraties van andere parameters.

Ook voor de waterbodem kan de toxische druk worden berekend en uitgedrukt in een msPAF-waarde. Deze methode is beschreven in de Handreiking Beoordelen Waterbodems (Ministerie I&M, 2010). Het grote verschil met de methode voor oppervlaktewater is dat er bij de waterbodem is gekozen om de berekeningen te baseren op chronische toxiciteit. De toxische druk op basis van chronische toxiciteit zal altijd hoger zijn dan op basis van acute effecten en daarmee vergt dit verschil ook andere (hogere) grenswaarden. In de Handreiking Beoordelen Waterbodems zijn ook grenswaarden gegeven: bij een waterbodem met een msPAF-waarde <20% mag verwacht worden dat de aanwezige verontreinigingen geen rol van betekenis spelen. Wordt deze grens overschreden dan is dat een aanwijzing dat er matig toxische effecten kunnen optreden. Bij een msPAF-waarde >50% worden sterke toxische effecten verwacht (Ministerie I&M, 2010).

H3 RESULTATEN

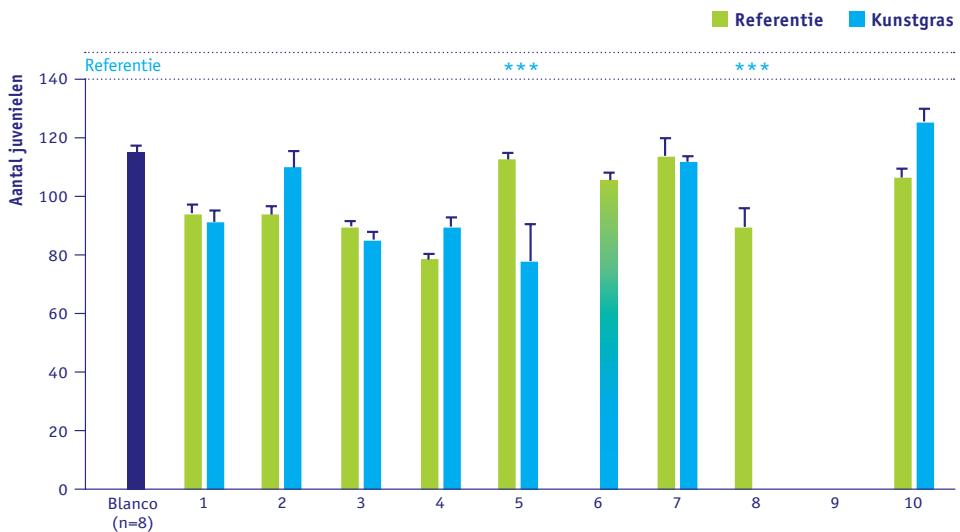
3.1 BIOASSAY MET DE WATERVLO *D. MAGNA* OP DRAINAGEWATER

De sterfte van de ingezette dieren was in vrijwel alle monsters $\leq 10\%$ en statistisch niet significant verschillend. De enige uitzondering was het drainagewater van het kunstgrasveld op locatie 8. In dit drainagewater waren alle tien ingezette waterlooien binnen 48 uur overleden⁶. In het drainagewater van het natuurlijke grasveld van deze locatie 8 is geen verhoogde sterfte vastgesteld.

De reproductie van de waterlooien is weergegeven in [figuur 3.1](#). In drainagewater van de kunstgrasvelden bleek de gemiddelde reproductie op de tien kunstgraslocaties niet significant te verschillen van de referentievelden. Voor de individuele locatie 5 was de reproductie in het drainagewater van het kunstgrasveld wel significant lager ($p < 0,001$; gepaarde test). Eenzelfde significant verschil was er ook op locatie 8, maar in dit geval veroorzaakt door de volledige sterfte.

FIG 3.1 REPRODUCTIE VAN DE WATERVLO IN DRAINAGEWATER

Weergegeven als het aantal juvenielen per overlevende watervlo. De figuur presenteert de gemiddelde waarden met hun standaardfout. De donkerblauwe balk is de blanco controle. Voor locatie 6 is het drainagewater een mengmonster van een kunstgrasveld en een referentieveld. Op locatie 9 is geen drainagewater bemonsterd.



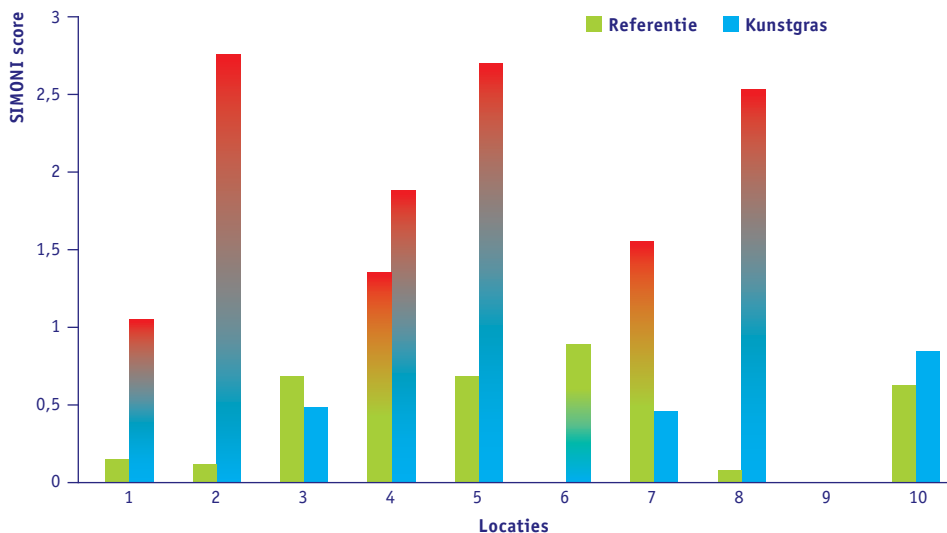
⁶ Deze test is opnieuw ingezet en ook in deze tweede test kwamen alle ingezette waterlooien binnen 48 uur te overlijden.

3.2 SIMONI RISICOANALYSE VAN HET DRAINAGEWATER

Om de resultaten van de bioassays met elkaar te kunnen vergelijken zijn de resultaten eerst omgerekend naar waterconcentraties en vervolgens per bioassay gedeeld door de effect signaalwaarde (ESW). Voor ieder monster en bioassay resulteert dit in een relatieve waarde (overschrijdingsfactor; zie [bijlage 6](#)). Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen metingen waar geen effect is gevonden, metingen waar een effect onder de ESW werd waargenomen en metingen waar een effect boven de ESW werd gevonden (mogelijk milieurisico). Vervolgens zijn de bioassay resultaten geïntegreerd tot een eindoordeel per monster door het berekenen van de SIMONI-score ([Figuur 3.2](#)). Een SIMONI-score >1 (een gemiddelde ESW overschrijding van 50% voor alle bioassays) wordt beschouwd als een verhoogd milieurisico.

FIG 3.2 SIMONI-SCORES VOOR HET DRAINAGEWATER

SIMONI-scores voor het drainagewater van 9 kunstgrasvelden en 8 referentievelden. Rood (SIMONI >1) is indicatief voor een verhoogd milieurisico door microverontreinigingen; op locatie 6 was het drainagewater een mengsel van het kunstgras en het referentieveld. Op locatie 9 is geen drainagewater bemonsterd.



Eindoordeel per monster

Op basis van de SIMONI-scores zouden de organische microverontreinigingen in het drainagewater van twee referentielocaties en vijf kunstgrasvelden een verhoogd risico voor waterorganismen kunnen vormen, als er geen verdunning met oppervlaktewater optreedt. In 6 van de 8 locaties (75%) werd de hoogste SIMONI-score waargenomen in het drainagewater van de kunstgrasvelden. Alleen op locaties 3 en 7 werden hogere SIMONI-scores gemeten in het water van de referentievelden. De gemiddelde SIMONI-score van de kunstgrasvelden ($1,56 \pm 0,97$) was significant hoger dan die van de referentievelden ($0,65 \pm 0,54$).

Resultaten per bioassay

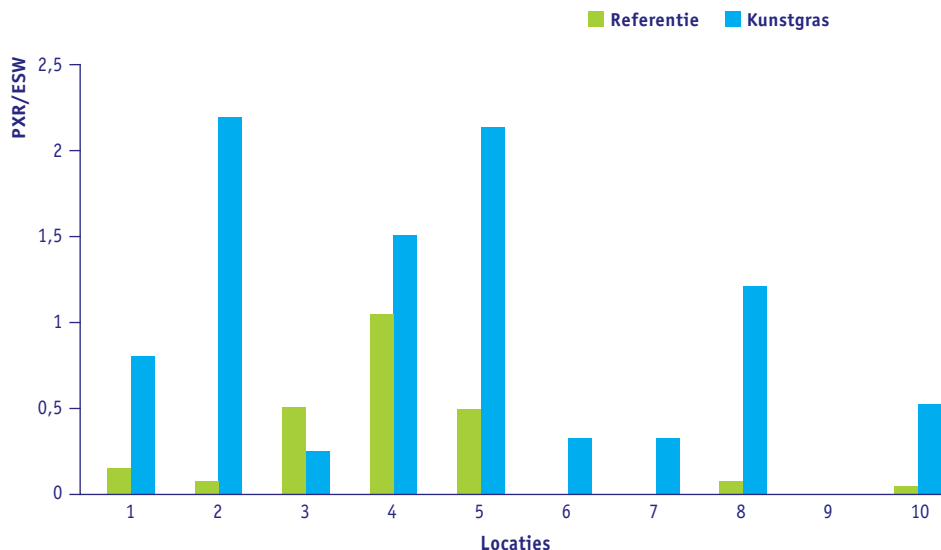
In de algemene bioassays (bacteriën, algen, watervlooien en cellen) werden vrijwel geen effecten gevonden. De bioassays die specifiek zijn voor hormoonverstorende effecten (bepaald met polaire passieve sampler extracten) vertonen wel regelmatig effecten, maar deze liggen alle onder de ESW. De effecten op de remming van de androgene en progestogene activiteit (respectievelijk anti-AR en anti-PR CALUX) waren meestal het hoogst in het drainagewater van de kunstgrasvelden.

De sterkste effecten werden waargenomen met specifieke bioassays in de apolaire passieve sampler extracten van het drainagewater. Vooral bij de bioassays voor oxidatieve stress (Nrf2 CALUX) en metabolisme van lichaamsvreemde stoffen via de Pregnaan X receptor (PXR CALUX) werden hoge ESW overschrijdingen waargenomen. Een verhoogde genotoxiciteit (P53 CALUX +S9) boven de ESW werd alleen op het referentieveld van locatie 7 waargenomen.

Uit de toxicologische profielen van de bioassay resultaten (zie [bijlage 6](#)) blijkt dat er grote verschillen tussen de locaties bestaan. In de meeste gevallen werden de hoogste gemiddelde effecten gevonden in het water van de kunstgrasvelden, maar door de grote spreiding tussen locaties werd voor de meeste bioassays geen significant verschil tussen de kunstgrasvelden en referentievelden gevonden. Alleen voor de PRX CALUX werd wel een significant verschil aangetoond met een hogere waarden (hoger risico) in het drainagewater van de kunstgraslocaties ([Figuur 3.3](#)).

FIG 3.3 RELatieve effecten (effect/ESW) van de PXR CALUX bioassay

In extracten van het drainagewater van kunstgrasvelden en nabijgelegen referentielocaties met natuurlijk gras.



De twee bioassays waarbij de hoogste ESW overschrijdingen werden gemeten (Nrf2 en PXR CALUX) zijn gevoelig voor een zeer groot aantal organische stoffen, en worden daarom vooral gebruikt als indicatoren voor de algemene chemische belasting. Het is daarom niet mogelijk om op basis van deze resultaten een groep stoffen aan te wijzen die verantwoordelijk is voor deze effecten. Een meer gedetailleerde rapportage van deze sectie is opgenomen in [bijlage 6](#).

3.3 BIOASSAYS MET WATERBODEM

Dansmug *Chironomus riparius*

Tijdens de testen zijn er, op één uitzondering na, geen overschrijdingen van de randvoorwaarden criteria voor O₂, pH, geleidbaarheid, ammonium en nitriet vastgesteld, waardoor deze parameters het testresultaat niet negatief hebben beïnvloed. De uitzondering betrof de pH van het sediment op locatie 9. Bij zowel het referentieveld als het kunstgrasveld lag de pH van de waterbodem rond de 6 (5,9 en 6,1), terwijl in de testrichtlijn een minimale pH van 6,6 wordt aangehouden. De

verhoogde sterfte, die bij beide velden van locatie 9 werd vastgesteld, is (deels) een gevolg van deze lage pH-waarde en geeft daarmee geen eenduidige indicatie over de mogelijke effecten van rubbergranulaat.

Voor de meeste andere locaties ligt de overleving van de ingezette dieren boven de 80% en verschilt die niet significant van het referentiesediment (Figuur 3.4) noch was er een significant verschil in de gemiddelde overleving tussen de kunstgras- en referentievelden. Ook voor iedere locatie afzonderlijk was de overleving nabij een kunstgrasveld in geen enkele locatie significant lager dan in de bijbehorende referentiesloot. Voor locatie 10 was er wel een significant verschil, maar hier was de overleving in het referentiemonster juist het laagst.

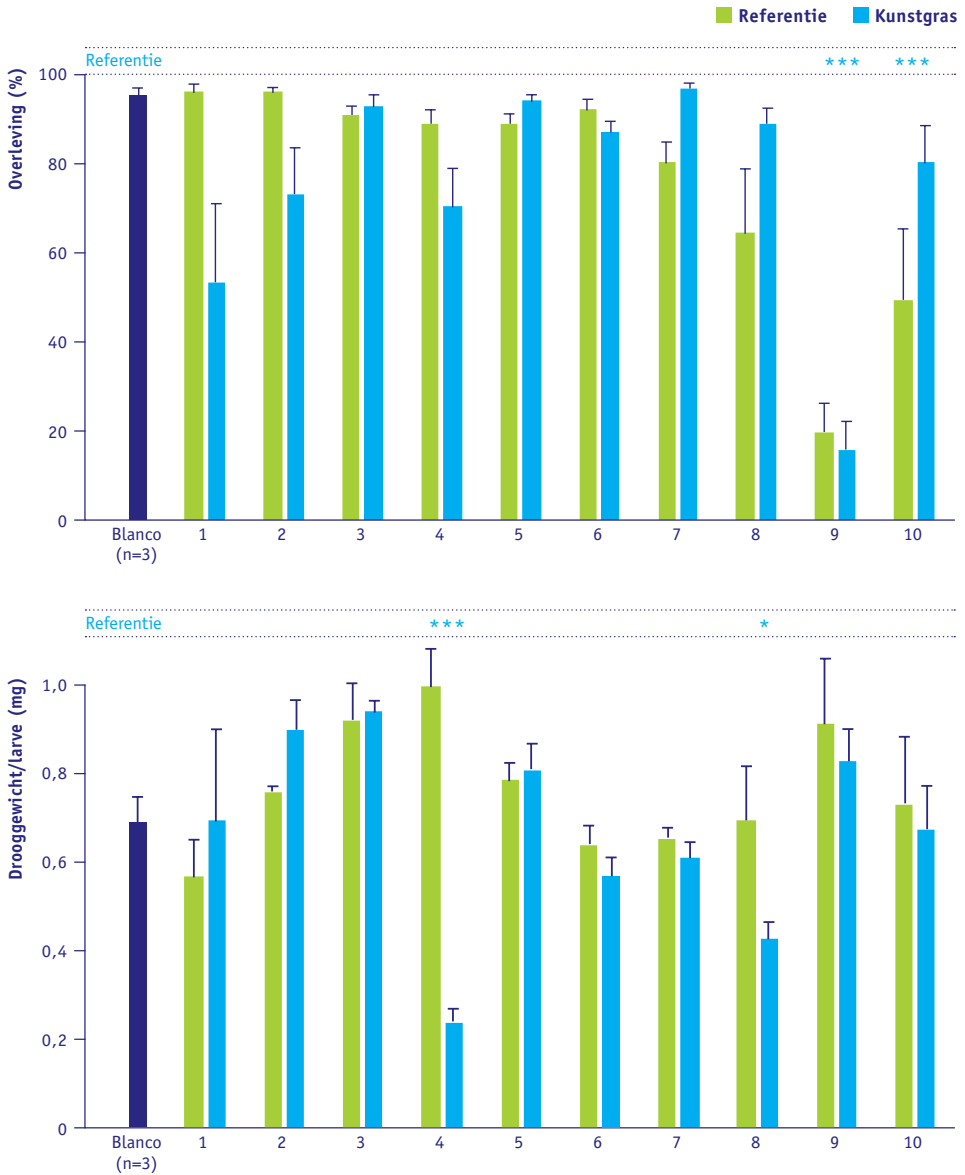
NOOT

De verhoogde gemiddelde sterfte die bij sommige monsters is aangetroffen (referentie van locaties 8 en 10 en kunstgrasvelden van locaties 1, 2 en 4) is waarschijnlijk een artefact van de gekozen monstervoorbereiding. In die gevallen was de overleving in sommige replica's goed en in andere beduidend lager, waarbij in replica's met een slechte overleving meerdere keren (mogelijke) predatoren werden aangetroffen, zoals watermijten. Normaliter worden de monsters over een kleinere maaswijdte gezeefd, maar dat zou in dit geval ook de verwijdering van rubberkorrels met zich mee hebben gebracht. De overlevende larven vertoonden in het algemeen een goede groei, die niet verschilde van de groei in het referentie sediment. Ook dit is een aanwijzing dat er geen sprake was van een toxisch effect op de muggenlarven in de betreffende waterbodemmonsters.

De groeisnelheid van de larven was in de meeste monsters gelijk of groter dan in het referentiesediment uit het Drontermeer. Dit verschil in groeisnelheid is waarschijnlijk veroorzaakt door verschillen in de voedselrijkdom van de waterbodem. Het gemiddeld drooggewicht van de larven verschilde significant tussen de locaties ($p < 0,001$), tussen het type veld (kunstgras vs. referentie; $p = 0,011$) en ook de interactie tussen beide variabelen was significant ($p < 0,001$). De significante interactie tussen beide variabelen (type veld en locatie) betekent dat het verschil in groei op een referentie of kunstgrasveld afhangt van de specifieke locatie. Dit blijkt ook uit de gegevens zoals in figuur 3.4. Voor de meeste locaties is er geen significant verschil tussen de larvale groei op de waterbodems bij het kunstgrasveld en het referentie veld. Voor locaties 4 en 8 was dit verschil wel significant, waarbij de groei bij het kunstgrasveld significant lager was dan bij het referentieveld.

FIG 3.4 OVERLEVING EN GROEI VAN DE DANSMUG

Overleving (boven) en groei (onder) van de dansmug *Chironomus riparius* in de verschillende waterbodemmonsters. Weergegeven zijn de gemiddelden met de standaardfout. De donkerblauwe balk geeft de resultaten voor het slibrijke referentiesediment uit het Drontermeer.



Vlokreeft *Hyaella azteca*

De overleving van de ingezette dieren ligt bij de meeste monsters boven de 80% en verschilt niet significant van het referentiesediment. Alleen de twee monsters van locatie 6 hebben een significant verhoogde sterfte, maar er is geen verschil tussen het kunstgras en referentieveld. Ook over alle locaties gezamenlijk is er geen significant verschil in de overleving tussen de kunstgras en referentie velden.

De groei van de vlokreeften verschilt significant tussen de locaties ($p < 0,001$), maar er is geen significant verschil tussen de kunstgras en referentie velden. Wel is er sprake van een significante interactie ($p < 0,001$) tussen deze twee variabelen. Dit betekent dat het eventuele verschil tussen een kunstgras- en een referentieveld tussen locaties verschilt. Dit is geïllustreerd in [figuur 3.5](#), waaruit blijkt dat locaties 2 en 7 een relatief grotere groei bij het kunstgrasveld kennen terwijl het omgekeerde geldt voor locatie 4. Alleen voor locatie 4 (lagere groei bij het kunstgrasveld) was dit verschil tussen beide velden statistisch significant.

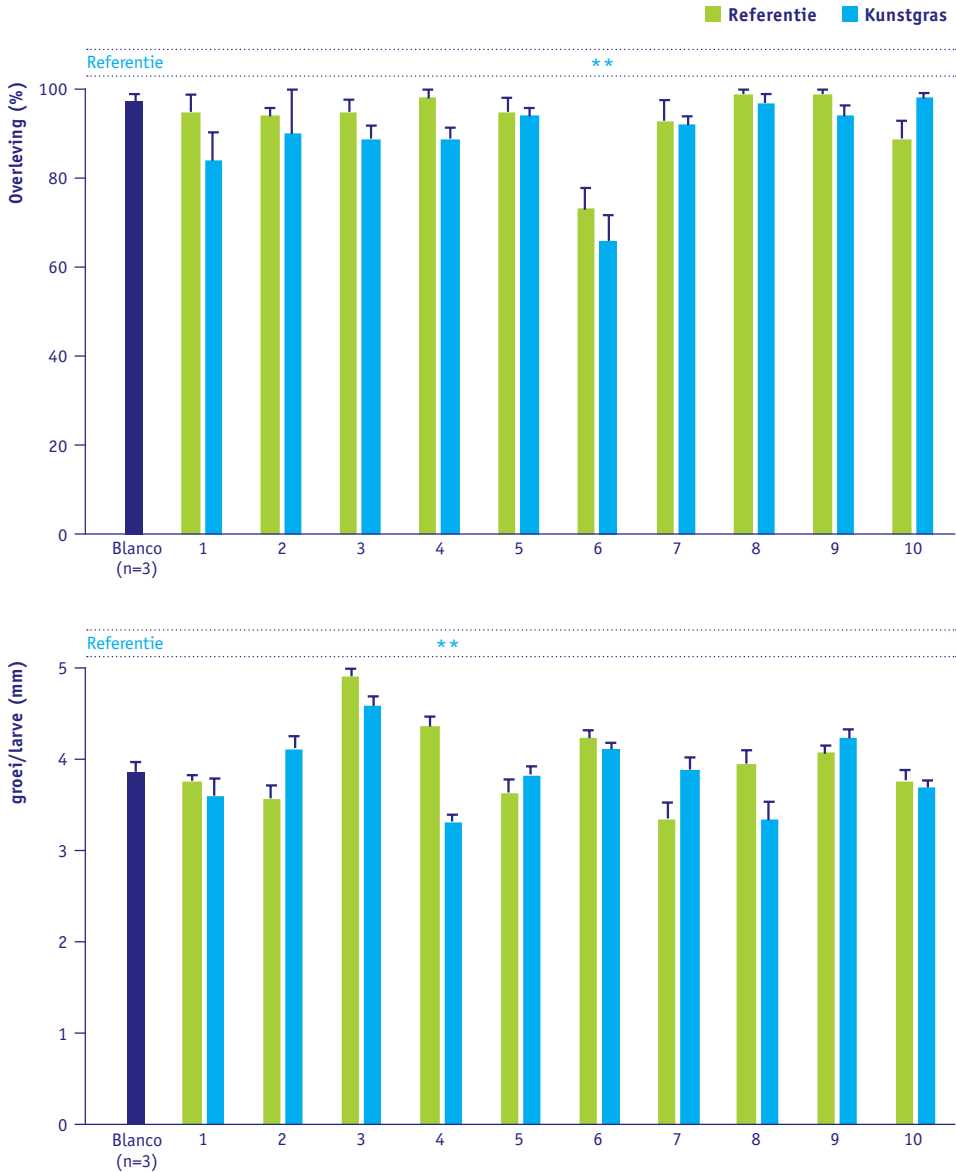
3.4 TOXISCHE DRUK

Op zowel de monsters van het drainagewater als die van de waterbodem werd een uitgebreid pakket chemische analyses uitgevoerd. De resultaten hiervan zijn in detail besproken door het RIVM (Verschoor *et al.*, 2018) en getoetst aan de verschillende normatieve kaders. Tegelijkertijd geven deze analyses ook inzicht in de toxische druk van het mengsel aan (geanalyseerde) verontreinigingen. Binnen de Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit vormt deze toxische druk berekening het tweede spoor in de beoordeling, naast de effectgerichte benadering (STOWA, 2016a). Ook voor de waterbodem kan de toxische druk worden berekend en uitgedrukt in een msPAF-waarde. Deze methode is beschreven in de Handreiking Beoordelen Waterbodems (Ministerie I&M, 2010). De resultaten van beide berekeningen zijn opgenomen in [tabel 3.1](#).

In het algemeen ligt de toxische druk van zowel het drainagewater als de waterbodem onder de laagste effectdrempel (groen in [tabel 3.1](#)). Dit betekent dat er vanuit de geanalyseerde stoffen weinig ecologische effecten zijn te verwachten, althans voor zover er van deze stoffen voldoende ecotoxicologische informatie voorhanden is. Dit is voor de geanalyseerde metalen en PAK's het geval, maar voor benzothiazolen veel minder.

FIG 3.5 OVERLEVING EN GROEI VAN DE VLOKREEFT

Overleving (boven) en groei (onder) van de vlokreeft *Hyaella azteca* in de verschillende waterbodemonmonsters. Weergegeven zijn de gemiddelden met de standaardfout. De donkerblauwe balk geeft de resultaten voor het slibrijke referentiesediment uit het Drontermeer.



In slechts één monster was de toxische druk zo hoog dat een sterk ecologisch effect werd verwacht, namelijk het drainagewater van het kunstgrasveld op locatie 8. Dit komt overeen met het feit dat alle watervlooiën in dit monster binnen 2 dagen kwamen te overlijden. Daarnaast was er in vijf monsters sprake van een licht verhoogde toxische druk. Dit betrof vier referentie monsters (drie drainagewater en een waterbodem) en één monster van een kunstgrasveld. Dit geeft aan dat het kunstgras niet de enige bron van verontreinigingen vormt. Zo blijkt uit de rapportage van het RIVM dat sommige monsters van drainagewater een hoog ijzergehalte kenden, indicatief voor zuurstofarmere situaties, waarmee naast ijzer ook andere metalen in verhoogde concentraties voor kunnen komen. Ook de uitspoeling van zink uit grasland is geen onbekend fenomeen (Bonten & Groenenberg, 2008) en hetzelfde geldt voor licht verhoogde PAK-gehalten in de waterbodem door allerlei diffuse verontreinigingen (zie licht verhoogde toxische druk in de waterbodem langs het referentieveld van locatie 5).

TABEL 3.1 TOXISCHE DRUK (MSPAF, %) VAN DRAINAGEWATER EN WATERBODEM

Tussen haakjes zijn de belangrijkste veroorzakende stoffen aangegeven. Door een verschil in berekeningsmethode tussen drainagewater en waterbodem zijn de criteria verschillend:

- Geen indicatie voor ecologisch effect (msPAF: drainagewater <0,5; waterbodem <20%)
- Indicatie voor mogelijke ecologisch effect (msPAF: drainagewater >0,5 en <10; waterbodem >20 en <50%)
- Indicatie voor sterk ecologisch effect (msPAF: drainagewater >10; waterbodem >50%)

| LOCATIE | DRAINAGEWATER | | WATERBODEM | |
|---------|-----------------------|---------------|-------------|-----------|
| | REFERENTIE | KUNSTGRAS | REFERENTIE | KUNSTGRAS |
| 1 | 0,0 | 0,2 | 6,9 | 3,0 |
| 2 | 0,4 | 0,1 | 4,8 | 5,4 |
| 3 | 0,2 | 0,1 | <1 | 6,3 |
| 4 | 1,4 (Zn, Cd) | 0,1 | 9,6 | 6,8 |
| 5 | 1,2 (Zn) | 3,8 (As, V) | 28,1 (PAKs) | 9,4 |
| 6 | 0,0 (gemengd monster) | 15,4 | 14,9 | |
| 7 | 0,1 | 0,2 | 4,2 | 11,3 |
| 8 | 1,1 (Zn) | 51,7 (Zn, Co) | <1 | 3,4 |
| 9 | - | - | <1 | <1 |
| 10 | 0,1 | 0,0 | <1 | 3,2 |

H4 DISCUSSIE



4.1 MILIEUEFFECTEN IN OPPERVLAKTEWATER

Het uitgevoerde onderzoek toont aan dat het toepassen van rubbergranulaat in kunstgrasvelden tot milieueffecten kan leiden. Deze effecten worden niet op alle velden aangetroffen, maar met het huidige onderzoek is het nog niet mogelijk om antwoord te geven op de vraag door welke factoren deze locatieverschillen worden veroorzaakt. Het parallel uitgevoerde chemische onderzoek (Verschoor *et al.*, 2018) laat zien dat de route via drainagewater naar oppervlaktewater de meeste van deze risico's veroorzaakt en dat de bijdrage van de rubberkorrels zelf (die zich ook naar de omliggende sloten verspreiden) gering is.

Zo bleek uit het passive sampler onderzoek dat in drainagewater van kunstgrasvelden de concentraties van sommige benzothiazolen significant hoger zijn dan bij de referentievelden (Verschoor *et al.*, 2018). Ook de uitgevoerde effectgerichte beoordeling geeft aan dat er een statistisch significant verhoogde chemische belasting in het drainagewater van kunstgrasvelden aanwezig is. Dit kwam vooral tot uiting in de PXR-CALUX, een bioassay indicatief voor het metabolisme van organische lichaamsvreemde stoffen. Ook de SIMONI eindscore verschilt tussen kunstgrasvelden en referentievelden en indiceert een verhoogd ecologisch risico aangezien de gemiddelde waarde voor de kunstgrasvelden groter was dan 1 (1,56 ten opzichte van 0,65 voor referentievelden). De respons van bioassays in de SIMONI-methode wordt beoordeeld via Effect Signaal Waarden. Deze ESW's zijn afgeleid door voor een groot aantal stoffen gegevens over de (chronische) toxiciteit te combineren met hun respons in de *in vitro* bioassay. Een ESW>1 betekent dat de chronische effectdrempel voor ten minste enkele soorten wordt overschreden (zie [bijlage 4](#)).

Naast dit algemeen optredende effect is er bij sommige locaties sprake van aanvullende milieueffecten. Deze effecten waren vooral merkbaar op één van de tien velden, waar het drainagewater een directe en volledige sterfte bij watervlooiën veroorzaakte. Afhankelijk van de concentraties en de mate van verdunning zal het effect van deze emissies op het oppervlaktewater worden verkleind. De chemische analyses in het oppervlaktewater lieten geen verschil zien tussen de concentraties bij beide type velden (Verschoor *et al.*, 2018). Tegelijkertijd gaven de chemische analyses in de waterbodem aan dat er op zes van de tien locaties sprake is van ophoping van aan rubbergranulaat geassocieerde stoffen (Verschoor *et al.*, 2018). Als dit proces voldoende lang aanhoudt, kunnen deze verhoogde gehalten in de waterbodem ook tot milieueffecten leiden. Dit werd bevestigd bij twee van de tien

velden waar aantoonbaar sprake was van negatieve effecten op het leven in de waterbodem. Hier bleek de groei van muggenlarven en vlokreeften statistisch significant te zijn verlaagd.

Deze constatering leveren twee vervolgvragen op namelijk de vraag of deze effecten verklaarbaar zijn vanuit de geanalyseerde stoffen en de vraag of kan worden achterhaald welke factoren maken dat kunstgrasvelden op sommige locaties hogere milieueffecten lijken te veroorzaken dan op andere locaties.

4.2 RELATIE CHEMIE - ECOLOGIE

Generieke verschillen tussen kunstgras- en referentievelden

De emissies vanuit kunstgrasvelden leidden alleen bij de PXR-CALUX bioassay (en daardoor ook bij de SIMONI-eindscore) tot een significant generiek verschil tussen de kunstgrasvelden en referentievelden. De PXR is een nucleaire receptor in gewervelde organismen, die de aanwezigheid van steroïden en lichaamsvreemde toxische stoffen detecteert en in reactie daarop de productie van eiwitten reguleert. Deze eiwitten zorgen voor de ontgiftiging en uitscheiding van deze stoffen⁷. Voor andere bioassays waren de verschillen beperkt tot individuele locaties, waren de scores wel verhoogd maar niet significant verschillend of was er überhaupt geen sprake van een verschil. Daarmee is het vooral van belang om na te gaan door welke stoffen de PXR-CALUX respons kan zijn veroorzaakt. Het is onmogelijk om alleen op basis van dit testresultaat een stofgroep aan te wijzen, die dit verhoogde effect heeft veroorzaakt. Dit komt omdat de PXR-CALUX wordt beschouwd als algemene indicator van chemische verontreiniging en voor zeer veel organische stoffen gevoelig is. Het is zeker mogelijk dat de aangetroffen benzothiazolen (of PAKs op sommige locaties) hieraan hebben bijgedragen, maar dit is niet meer dan een veronderstelling (over de respons van benzothiazolen op de PXR CALUX zijn momenteel geen gegevens beschikbaar).

Locatiespecifieke verschillen tussen kunstgras- en referentievelden

Naast de PXR-CALUX bioassay, waarmee een generiek verschil tussen kunstgras- en referentievelden werd aangetoond, zijn er voor enkele individuele locaties ook bij andere *in vitro* en *in vivo* bioassays verschillen tussen beide type velden vastgesteld.

⁷ Kliewer SA, Goodwin B, Willson TM, 2002. "The nuclear pregnane X receptor: a key regulator of xenobiotic metabolism". *Endocrine Reviews*. 23 (5): 687-702

Deze duiden daarmee niet op een algemeen verschil, maar kunnen wel een aanwijzing vormen dat onder bepaalde condities emissies vanuit kunstgrasvelden tot aanvullende milieueffecten kunnen leiden. Hieronder is ook voor deze situaties nagegaan of de waargenomen effecten zijn te begrijpen vanuit de uitgevoerde chemische analyses. Deze locatiespecifieke effecten zijn aangetroffen op locaties 2, 4, 5 en 8 en betreffen situaties waar ten minste voor één bioassay een significant hogere respons op het (drainagewater of waterbodemp) monster van het kunstgrasveld werd vastgesteld.

Locatie 2

Op locatie 2 werd er met de effectgerichte SIMONI methode een groot verschil tussen het kunstgras- en referentieveld gevonden. Het verhoogde ecologische risico op deze locatie werd vooral veroorzaakt door effecten in de Nrf2 en PXR-CALUX, testen die beide reageren op de aanwezigheid van organische microverontreinigingen. Zoals hierboven toegelicht voor de PXR-CALUX geeft het huidige onderzoek nog onvoldoende inzicht in de vraag door welke specifieke stoffen dit effect wordt veroorzaakt. Dit geldt ook voor de Nrf2 test. Het chemische onderzoek (Verschoor *et al.*, 2018) maakt wel duidelijk dat er een relatie met rubbergranulaat bestaat. Voor deze specifieke locatie moet echter ook rekening worden gehouden met een emissie vanuit de technische onderlaag, die op deze locatie uit een mengsel van zand en steagran bestaat. Mogelijk zijn de stoffen, die de *in vitro* effecten veroorzaken afkomstig uit dit materiaal.

Locatie 4

In de waterbodemp langs het kunstgrasveld van locatie 4 was de groeisnelheid van zowel de muggenlarven als de vlokreeften significant lager dan bij het referentieveld (en ook de PXR-CALUX op drainagewater gaf een verhoogde respons). Op basis van het standaardpakket met metalen, PAK's en minerale olie wordt deze waterbodemp als BBK-klasse <AW en daarmee als niet verontreinigd beschouwd. Ook het aantal rubberkorrels in de waterbodemp is voor locatie 4 niet beduidend hoger dan op de andere locaties, waar geen effecten zijn vastgesteld (Verschoor *et al.*, 2018). Alleen het gehalte aan tolyltriazole was in dit monster duidelijk verhoogd en ten minste een factor 5 hoger dan in de waterbodemp langs de andere kunstgrasvelden. Over de toxiciteit van tolyltriazole is echter weinig bekend, en het is daarmee niet uit te sluiten noch te onderbouwen dat deze (en/of andere niet geanalyseerde stoffen) aan het waargenomen effect hebben bijgedragen.

Locatie 5

In het drainagewater van het kunstgrasveld was de reproductie van de watervlo significant lager dan bij het referentieveld. De uitgevoerde toxische druk berekening liet een licht verhoogde waarde voor het kunstgrasveld zien (3,8 versus 1,2%; tabel 3.1), waarbij vooral de arseen en vanadium concentraties een rol speelden. Deze stoffen zijn niet direct te relateren aan de uitloging van rubbergranulaat en duiden eerder op andere (geochemische) processen. Zo werd dit drainagewater ook gekenmerkt door verhoogde totaal concentraties van ijzer, aluminium en mangaan (Verschoor *et al.*, 2018). Dit kan duiden op een invloed van minder zuurstofrijke condities, die wellicht een gevolg zijn van specifieke kenmerken van de bodemstructuur (de technische onderlaag bestond hier uit betongranulaat) of kweldruk. De totaal ijzerconcentraties in dit drainagewater bedroegen bijvoorbeeld 110 mg/l ten opzichte van 3,7 mg/l bij het referentieveld, meer dan een factor 25 hoger. Over de toxiciteit van ijzer voor *Daphnia magna* is helaas weinig bekend. In de USEPA database Ecotox is slechts één referentie voorhanden uit 1972⁸. Deze geeft een chronische EC₅₀-waarde van 5,2 mg/l. Ondanks de complexiteit van ijzertoxiciteit bij wisselende redoxsituatie⁹, blijkt uit deze vergelijking dat de ijzerconcentratie zeker aan de waargenomen effecten kan hebben bijgedragen. Tegelijkertijd kan ook de uitloging van stoffen uit het rubbergranulaat aan het effect hebben bijgedragen. De PXR-CALUX test liet tenslotte een duidelijk hogere respons in het drainagewater van het kunstgrasveld zien en verhoogde metaalconcentraties spelen in deze bioassay (met een extract van passieve samplers) geen rol. Daarnaast was de concentratie aan benzothiazolen meer dan een factor 20 hoger dan bij het referentieveld en waren ook de PAK-concentraties significant verhoogd. Met name de concentratie 2-hydroxybenzothiazole was met 4,4 µg/l zeer sterk verhoogd (concentratie bij het referentieveld was 11 ng/l; een factor 400 lager).

Locatie 8

In het drainagewater van het kunstgrasveld werd een sterk acuut effect vastgesteld, waarbij er binnen 2 dagen een volledige sterfte onder de watervlooiën optrad. De uitgevoerde toxische druk berekeningen geven aan dat zink hier een belangrijke rol in speelt. Zowel de totaal als de opgeloste concentraties zink waren

⁸ Biesinger & Christensen (1972). *J. Fish. Res. Board Can.* 29(12): 1691-1700
⁹ Hierom is ijzer ook niet in de toxische druk berekening meegenomen.

sterk verhoogd ten opzichte van het referentieveld. Zo bedroeg de opgeloste zinkconcentratie 3800 µg/l ten opzichte van 27 µg Zn/l bij het referentieveld (Verschoor *et al.*, 2018). Ook in een eerdere studie werd vastgesteld dat het drainagewater van dit kunstgrasveld sterk verhoogde zinkconcentraties bevat (totaal concentratie van 7000 µg/l; De Vries & van der Maas, 2018). In de literatuur zijn veel gegevens voorhanden over de effecten van zink op de watervlo *Daphnia magna*. Zo varieert de LC₅₀-waarde¹⁰ bij een blootstelling van 2 dagen tussen de 68 en 860 µg/l (gemiddeld 422 µg/l; vijf studies gerefereerd in EU-JRC, 2010). Hieruit blijkt dat de binnen twee dagen optredende volledige sterfte bij de watervlo goed kan worden verklaard vanuit de aanwezige opgeloste zinkconcentratie.

Ook het waterbodemmonster werd gekenmerkt door een verhoogd zinkgehalte van 1667 mg/kg (gestandaardiseerd), een waarde die redelijk dicht in de buurt van de interventiewaarde (2000 mg/kg) ligt. Gegevens over de toxiciteit van zink in waterbodem voor Chironomus soorten worden beschreven in ICBR (2009). Bij een blootstelling van 3 weken ligt de NOEC_{groei} voor de soort *C. tentans* op 850 mg/kg. Dit is een factor twee lager dan het aangetroffen gehalte. Tegelijkertijd is dit slechts een indicatie dat het verhoogde zinkgehalte in de waterbodem op locatie 8 het effect in de huidige bioassay met deze dansmug heeft veroorzaakt. Zo kan er sprake zijn van soortspecifieke verschillen in gevoeligheid maar kan ook de beschikbaarheid van zink sterk tussen waterbodems verschillen.

Op basis van alleen dit effectgerichte onderzoek is het moeilijk om eenduidig aan te tonen welke specifieke stoffen (binnen de aanwezige cocktail) de effecten hebben veroorzaakt. Wel toont het parallel uitgevoerde chemische onderzoek het verband met het toepassen van rubbergranulaat, op het veld óf in de onderlaag. Daarnaast kunnen de specifieke stoffen in sommige gevallen wel worden benoemd, zoals de sterk verhoogde zinkemissie op locatie 8. Aanvullend onderzoek via Effect Directed Analyses zou dit inzicht kunnen versterken.

Tegelijkertijd zijn er ook aanwijzingen dat naast het toegepaste rubbergranulaat ook andere factoren een rol kunnen spelen bij de waargenomen effecten. Dit trad

10

De LC₅₀-waarde geeft de concentratie aan, waarbij 50% van de testdieren in de gegeven testduur (in dit geval 2 dagen) komt te overlijden.

bijvoorbeeld op voor locatie 5, waar hoge ijzerconcentraties aan het effect op de reproductie van de watervlo hebben bijgedragen.

Beide factoren dienen daarom in samenhang te worden beschouwd, waarbij de onderlinge verhouding per locatie zal verschillen. Waar op locatie 8 de emissies vanuit het toegepaste rubbergranulaat (op of in het veld) een dominante rol spelen, lijken op locatie 5 de verhoogde ijzerconcentraties ten minste een redelijk aandeel in het effect op de watervlo te hebben gehad. Het uitgevoerde effectgerichte onderzoek laat daarmee zien dat de toepassing van rubbergranulaat op of in kunstgrasvelden tot milieueffecten kan leiden, maar geeft nog geen inzicht in de factoren die de mate waarin en het samenspel met andere bronnen van verontreinigingen beïnvloeden. Een uitgebreider, locatiespecifiek onderzoek zou hier voor nodig zijn.

4.3 EINDOORDEEL EN AANBEVELINGEN

Op basis van het huidige verkennende onderzoek lijken de emissies van drainagewater en rubberkorrels naar omliggende sloten meestal niet direct tot toxische situaties voor de ecologie te leiden. Tegelijkertijd is vastgesteld dat onder bepaalde condities ecologische effecten wel kunnen vóórkomen, zoals te zien bij het oudste veld (28 jaar oud) waar een volledige sterfte van watervlooien optrad die verklaarbaar is door de hoge zinkconcentraties in het drainagewater. Deze hoge emissies zijn gekoppeld aan de aanwezigheid van rubbergranulaat, op óf in het veld. Naast het gebruik als infill is rubber op dit veld namelijk ook aanwezig in de technische onderlaag (zand-rubber mengsel). Op basis van dit onderzoek is het niet mogelijk om aan te geven of deze emissie is versterkt door de hoge ouderdom van dit veld eventueel in combinatie met het verzadigd kunnen raken van de adsorptiecapaciteit in de onderlaag. Dit vergt aanvullend, locatiespecifiek onderzoek.

Naast dit sterke effect op één van de kunstgrasvelden lieten enkele *in vitro* bioassays, en vooral de PXR-CALUX test, een hogere biologische activiteit zien in het drainagewater van kunstgrasvelden met een statistisch significant verschil ten opzichte van de referentievelden met natuurlijk gras. Deze effecten zijn veroorzaakt door organische microverontreinigingen en geven aan dat er naast metalen ook verhoogde emissies van andere stoffen, zoals PAK's en benzothiazolen, uit het rubbergranulaat plaatsvinden, hetgeen door chemische analyses wordt bevestigd (Verschoor *et al.*, 2018).

De gevolgen van deze emissies zijn zichtbaar in de waterbodem, waar op zes van de tien locaties sprake lijkt van ophoping van aan rubbergranulaat geassocieerde stoffen (Verschoor *et al.*, 2018)¹¹. Als dit proces van ophoping voldoende lang optreedt, kan dit uiteindelijk tot effecten op het ecosysteem leiden. Dit werd bevestigd bij twee van de tien velden waar momenteel sprake is van negatieve effecten op het leven in de waterbodem. Het huidige verkennende onderzoek geeft onvoldoende inzicht in de vraag hoe deze milieueffecten zich in de tijd ontwikkelen. Hiervoor zou meer kennis verkregen moeten worden over de mate waarin de gehalten, en daarmee ecologische effecten, in de waterbodem kunnen toenemen en de factoren die dit proces sturen. Dit vergt aanvullend onderzoek. Ook is het wenselijk om het effect op de PXR-CALUX bioassay nader te onderzoeken. Dit betreft zowel het chemisch identificeren van de stoffen die het effect veroorzaken als de vertaling van *in vitro* respons naar *in vivo* effecten. Bij *in vitro* bioassays met celkweken (zoals deze PXR-CALUX) worden de invloeden van opname, distributie, metabolisme en uitscheiding namelijk niet meegenomen, terwijl deze factoren in levende organismen een grote invloed op het uiteindelijke effect kunnen hebben. Ook de optredende verdunning bij de emissie naar oppervlaktewater zou in dit onderzoek moeten worden meegenomen.

11

In Verschoor et al (2018) is beargumenteerd dat er (zeker voor metalen) eerst doorbraak moet plaatsvinden in de ondergrond en pas daarna zullen de concentraties in het drainagewater toenemen. Hoe snel dit proces gaat is momenteel onvoldoende bekend.

REFERENTIES



-
- Bonten, L.T.C. & J.E. Groenenberg (2008). Uitspoeling van zware metalen uit bodems in het landelijk gebied. Modelberekeningen ten behoeve van Emissieregistratie 2008. Alterra-rapport 1695.
- De Vries, H. & P. van der Maas (2018). Oriënterend onderzoek drainagewater kunstgrasvelden i.r.t. rubberkorrels. Uitgevoerd door WLN en waterschap Noorderzijlvest.
- Durand, A.M., S. Rotteveel, M.T. Collombon, E. van der Grinten, J.L. Maas en W. Verweij (2009). Toxicity measurements in concentrated water samples. Evaluation and validation. RIVM report 607013010/2009.
- EU-JRC (2010). European Union Risk Assessment Report. Zinc metal.
- Hofstra, U. (2007). Milieu- en gezondheidsaspecten van instrooirubber. Gemalen rubber van autobanden als instrooi materiaal op kunstgrasvelden. INTRON kenmerk A833860/R2006031.
- Hofstra, U. (2008). Vervolgonderzoek milieuaspecten instrooirubber. Verouderingsonderzoek en veldonderzoek. INTRON kenmerk A924220/R20070368.
- Hofstra, U. (2009a). Adsorptie van zink aan kunstgrasonderlagen. Hoelang blijft zink uit het rubber infill in het kunstgrassysteem?. INTRON kenmerk A845090/R20090029.
- Hofstra, U. (2009b). Zink in drainagewater onder kunstgrasvelden met SBR. Metingen 2008. INTRON kenmerk A844740/R20090015.
- ICBR (2009). Afleiding van milieukwaliteitsnormen voor Rijnrelevante stoffen. Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn. Rapportnr. 164.
- Maas, J.L., van de Guchte, C. & F.C.M. Kerkum (2002). Methodebeschrijvingen voor de beoordeling van verontreinigde waterbodems volgens de TRIADE-benadering. Methodebeschrijvingen voor enkele bioassays en veldstudies. RIZA Nota nr. 93.027.
- Ministerie van Infrastructuur & Milieu – DG Water (2010). Handreiking beoordelen waterbodems. 4 november 2010.
- Oomen, A.G. en G.M. de Groot (2016). Beoordeling gezondheidsrisico's door sporten op kunstgrasvelden met rubbergranulaat. RIVM rapport. 2016-0202.
- STOWA (2016a). Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit. Deel 1. Methode voor het in beeld brengen van de effecten van giftige stoffen in oppervlaktewater. STOWA rapportnr. 2016-15A.
- STOWA (2016b). Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit. Deel 4: SIMONI procedures voor effectgerichte monitoring. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, STOWA rapportnr. 2016-15D.

-
- Van der Oost, R., G. Sileno, M. Suarez Muños, M.T. Nguyen, H. Besselink & A. Brouwer (2017a). SIMONI (Smart Integrated Monitoring) as a novel bioanalytical strategy for water quality assessment: Part I. model design and effect-based trigger values. *Environ. Toxicol. Chem.* 36(9): 2385-2399.
- Van der Oost, R., G. Sileno, T. Janse, M.T. Nguyen, H. Besselink, A. Brouwer (2017b). SIMONI (Smart Integrated Monitoring) as a novel bioanalytical strategy for water quality assessment: Part II. Field feasibility survey. *Environ. Toxicol. Chem.* 36(9): 2400-2416.
- Verschoor, A.J. (2007). Leaching of zinc from rubber infill on artificial turf (football pitches). Bilthoven, RIVM rapport 601774001/2007.
- Verschoor, A.J., C.W.M. Bodar en R.A. Baumann (2018). Verkenning milieueffecten rubbergranulaat. RIVM Briefrapport 2018-0072.
- Weijer, A., J. Knol en U. Hofstra (2017). Verspreiding van infill en indicatieve massabalans. Rapport i.o.v. BSCN i.s.m. gemeenten Rotterdam, Utrecht, Amsterdam en Den Haag door SWECO & INTRON.

.....

BIJLAGEN



BIJLAGE 1

UITGANGSPUNTEN ONDERZOEK

Bij het opstellen van het huidige plan van aanpak zijn de volgende drie uitgangspunten gehanteerd.

1 WORST-CASE AANPAK

Het huidige onderzoek volgt dezelfde aanpak als het onderzoek van het RIVM: Het onderzoek is niet gericht op een representatieve beoordeling van de milieueffecten rondom alle kunstgrasvelden in Nederland maar beoogt op een beperkt aantal voorbeeld locaties inzicht te krijgen in de werking van het systeem en de omvang van de risico's. Hiertoe wordt een worst-case benadering gevolgd door op basis van het RIVM-onderzoek uit 2016 tien locaties te selecteren met kunstgrasvelden, die ten minste 10 jaar aanwezig zijn ("oudere velden"), waar de afstand tot de sloot gering is en waar het drainagewater ook in deze sloot wordt geloosd. Op deze tien locaties worden vervolgens zoveel mogelijk relevante compartimenten bemonsterd en beoordeeld. Als er in dit onderzoek milieueffecten worden vastgesteld, kan middels vervolgonderzoek in meer detail worden beoordeeld in welke mate dit voor andere kunstgrasvelden ook relevant kan zijn.

2 GERICHT OP RUBBERGRANULAAT ALS INSTROOIMATERIAAL

Het in het veld ingestrooide rubbergranulaat is niet de enige factor, die mogelijk ecologische effecten rondom kunstgrasvelden kan veroorzaken. Zo blijkt de ondergrond van deze velden een wisselende samenstelling te kennen, met soms sterk verhoogde gehalten aan verschillende milieuverontreinigingen. Ook kunnen er stoffen vrijkomen uit het eigenlijke kunstgras of de mat waarop deze vezels vastzitten. Daarnaast kunnen er in aanliggende sloten ook andere bronnen van verontreinigingen optreden (zoals bijv. een eventueel aanwezige riooloverstort) en worden eventuele ecologische effecten ook door andere aspecten beïnvloed zoals de voedselrijkdom van het water of de fysische structuur van de waterbodem. Het huidige onderzoek richt zich primair op de mogelijke milieueffecten van sec het rubbergranulaat dat als instrooimateriaal is gebruikt en het plan van aanpak is daar zo goed mogelijk op afgestemd. Dit betekent bijvoorbeeld een voorkeur voor het onderzoeken van drainagewater in plaats van oppervlaktewater. Tegelijkertijd is het vanuit een breder (maatschappelijk) perspectief ook relevant om aandacht

te besteden aan eventuele andere bronnen van verontreinigingen in en onder kunstgrasvelden om zo te voorkomen dat het onderzoek een verkeerde impressie bij het publiek geeft. Hiertoe wordt aanvullend gezocht naar al beschikbare onderzoeken naar de samenstelling van de ondergrond en geeft onderzoek op controle velden inzicht of de bron van eventuele effecten in het rubbergranulaat of in andere onderdelen van kunstgrasvelden gezocht moet worden.

3 BREDE ONDERZOEKSAANPAK, WAARBIJ VERSCHILLENDE METHODEN ELKAAR KUNNEN VERSTERKEN EN AANVULLEN

Hierboven is al aangegeven wat de toegevoegde waarde van ecotoxicologisch onderzoek kan zijn in aansluiting op een meer chemisch gericht onderzoek. Ook binnen ecotoxicologisch onderzoek zijn verschillende onderzoeksmethoden voorhanden, die ieder weer hun eigen voor- en nadelen hebben. Voor het huidige onderzoek wordt een brede aanpak gekozen, waarbij meerdere onderzoeksmethoden naast elkaar worden ingezet zodat deze elkaar kunnen versterken en aanvullen om zo een zo compleet mogelijke analyse op een beperkt aantal velden uit te kunnen voeren. Bijvoorbeeld:

- Chronische bioassays in drainagewater kunnen reageren op de effecten van mengsels en niet-geanalyseerde verbindingen maar betreffen eenmalige steekmonsters.
- Het water bemonsteren middels “passive samplers”, in combinatie met ecotoxicologische en chemische analyses op het extract, geeft wel dit tijdsgeïntegreerd beeld, maar deze methode reageert weer niet op eventueel uitspoelende metalen en ook niet op de mogelijke effecten van het rubbergranulaat zelf (vaste deeltjes in het sediment)
- Chronische bioassays met sedimentorganismen worden ingezet omdat deze kunnen reageren op mogelijke effecten van het begrazen of zelfs inslikken van kleine partikels rubbergranulaat.

Aanvullend op de hierboven beschreven uitgangspunten voor de gekozen onderzoeksopzet, zijn er in meer detail nog enkele andere aspecten relevant voor de opzet en uitvoering.

A KEUZE VOOR DRAINAGEWATER IN PLAATS VAN OPPERVLAKTEWATER

Deze keuze is gemaakt omdat drainagewater meer direct aan de eventuele emissies vanuit een kunstgrasveld zijn te relateren. Aanvullend heeft deze keuze ook

een tweetal andere voordelen.

- de concentraties zijn hoger en daardoor zijn milieueffecten beter in te schatten. Risico's voor het oppervlaktewater kunnen vervolgens worden beoordeeld aan de hand van ingeschatte verdunningsfactoren.
- drainagewater is meer uniform in fysisch/chemische samenstelling dan oppervlaktewater. Het mogelijk versturende effect van allerlei andere factoren is daardoor minder. Daardoor is er bij de interpretatie een eenvoudiger verband met rubbergranulaat en de aangetroffen stoffen mogelijk.

Drainagewater kan worden bemonsterd in de putten, die aan de zijkanten van de velden zijn aangebracht om het drainagewater op te vangen en door te geleiden. Indien deze putten niet bereikbaar of niet aanwezig zijn, zal de monsternamen plaatsvinden op de plaats waar het drainagewater het oppervlaktewater bereikt.

B **CONTROLES**

In het onderzoek is alleen gebruik gemaakt van sportvelden met natuurlijk gras als referentieveld. Bij de selectie van controle locaties wordt verder gelet op een zo goed mogelijke overeenkomst in aard en omvang met de belaste locaties. Voor de waterbodem betreft dit bijvoorbeeld de breedte en diepte van de sloot en de aard van het sediment. Op de controle locaties worden zoveel mogelijk dezelfde analyses uitgevoerd. Dit geldt voor het chemische onderzoek van het RIVM maar ook voor het ecologische onderzoek in dit project.

Ook is nagedacht over het eventueel toepassen van positieve controles. Hiertoe zou rubbergranulaat met onbelast water of waterbodem worden gemengd tot een hoog, maar realistisch gehalte om dit materiaal vervolgens aan dezelfde testen te onderwerpen. Uiteindelijk is besloten om dit niet in het huidige onderzoek op te nemen. De uitkomst van zo'n positieve controle hangt namelijk sterk af van een aantal factoren, waar momenteel nog te weinig inzicht in bestaat. Zo zal nieuw aan te kopen rubbergranulaat wellicht anders uitloggen dan het oude materiaal op de velden en kunnen er ook verschillen optreden tussen de velden. Ook de duur en intensiteit waarmee het materiaal wordt uitgeschud in water of gemengd met sediment is een belangrijke variabele, waar weinig inzicht in bestaat. Daarmee levert zo'n positieve controle weliswaar extra inzicht maar niet de gewenste zekerheid.

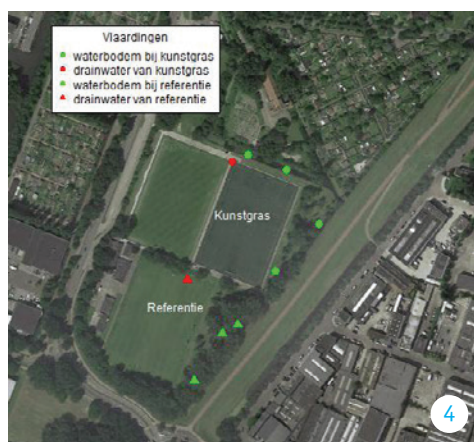
Naast het bewust gekozen verschil tussen kunstgrasvelden en referentievelden zullen in veldonderzoek altijd allerlei andere factoren de meetresultaten beïnvloeden. Dit geldt zeker voor de waterbodemmonsters. Deze kunnen verschillen in samenstelling (korrelgrootte, organisch stof etc) en kunnen ook door andere bronnen beïnvloed zijn. Daarnaast kan de sloot langs het referentieveld zowel boven- als benedenstrooms van het kunstgrasveld liggen maar het is ook mogelijk dat beide niet met elkaar zijn verbonden. Daarom is er gekozen voor een proefopzet waarbij er telkens paarsgewijze vergelijkingen mogelijk zijn met als enige consequente verschil de aan- of afwezigheid van een kunstgrasveld. Als in zo'n proefopzet een statistisch significant verschil wordt aangetroffen tussen de tien kunstgrasvelden ten opzichte van de tien referentievelden, dan is dat een sterke aanwijzing dat deze verschillen ook door deze factor zijn veroorzaakt. Bij zowel het chemische als het effectgerichte onderzoek is deze statistische analyse daarom als eerste uitgevoerd. Vervolgens kan het ook zo zijn dat er geen generiek verschil wordt aangetroffen maar wel een verschil op één of enkele locaties. In dat geval moet nauwkeuriger worden beoordeeld of het effect is te koppelen aan de aanwezigheid van rubbergranulaat. Vanuit de chemische analyses (Verschoor *et al.*, 2018) is dit gedaan door te kijken naar de set 'voor rubbergranulaat karakteristieke stoffen'. Voor het effectgerichte spoor is aansluiting op deze chemische beoordeling noodzakelijk. Deze meer integrale beoordeling is opgenomen in het RIVM rapport (Verschoor *et al.*, 2018).

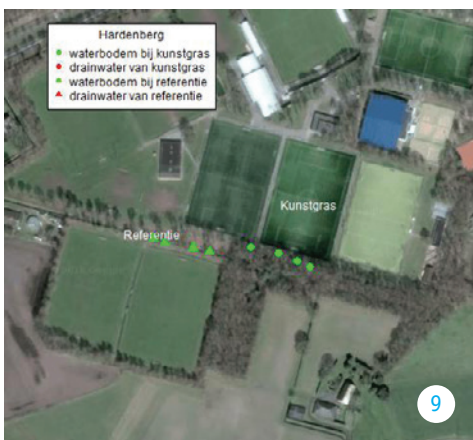
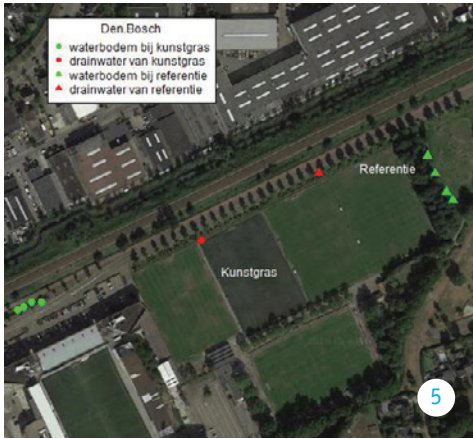
BIJLAGE 2 DETAILS BEMONSTERING ONDERZOEKLOCATIES

FIG LIGGING VAN DE MEETPUNTEN PER LOCATIE.

- waterbodem en oppervlaktewater kunstgrasveld
- drainagewater kunstgrasveld
- ▲ waterbodem en oppervlaktewater referentie veld
- ▲ drainagewater referentie veld

Voor de waterbodem is ieder individueel punt aangegeven (meestal 4), waarvan vervolgens een mengmonster is gemaakt.





| LOCATIE NR. | JAAR VAN AANLEG | TECHNISCHE ONDERLAAG | GEM. AFSTAND VAN VELD TOT SLOOT (M) VOOR KUNSTGRASVELD | BIJZONDERHEDEN |
|-------------|-----------------|----------------------|--|----------------|
| 1 | 2009 | Lava | ca. 21 | |
| 2 | 2006 | Zand-Steagran | ca. 12 | |
| 3 | 2008 | Lava | ca. 10 | |
| 4 | 2006 | Lava-zand | ca. 21 | |
| 5 | 2008 | Betonggranulaat | ca. 72 | 1) |
| 6 | 2009 | Granulight | ca. 26 | 2) |
| 7 | 2006 | Granulight | ca. 10 | 3) 6) |
| 8 | 1990 | Zand-rubber | ca. 16 | 4) |
| 9 | 2009 | Lava-zand | ca. 9 | 5) |
| 10 | 2003 | Lava-rubber | ca. 8 | 6) |

- 1) Waterbodem locatie ligt relatief ver van het kunstgras, maar dichterbij was niet mogelijk.
- 2) Drainagewater is een mengmonster van referentie én kunstgras. Ook voor waterbodem is onderscheid beperkt.
- 3) Referentie waterbodem ligt niet naast referentieveld maar verderop (geen sloot dichterbij aanwezig).
- 4) Drainagewater van natuurlijk grasveld kon voor de passieve samplers alleen bij uitstroom boven sloot worden bemonsterd
- 5) Geen drains gevonden
- 6) Bemonstering drainagewater voor de passieve samplers bij uitstroom boven sloot

BIJLAGE 3 METHODEN CHRONISCHE BIOASSAYS

Drainagewater; chronische test met de watervlo *Daphnia magna*

De chronische toxiciteitstest met de watervlo *Daphnia magna* is uitgevoerd volgens de OECD 211 richtlijn. Als effectparameter is de reproductie van de watervlooien bestudeerd. Juveniele watervlooien, met een leeftijd <24 uur bij het starten van de test, zijn gedurende 21 dagen individueel blootgesteld aan het te testen monster. Als controle is gebruik gemaakt van het controle medium Elendt. De test is in tienvoud uitgevoerd met in iedere replica 1 watervlo. Gedurende de test wordt het aantal levende jongen per volwassen watervlo bepaald. Juvenielen geproduceerd door volwassen watervlooien, die tijdens de test zijn dood gegaan, zijn niet meegenomen in de berekeningen. De testtemperatuur bedroeg 20 ± 1 °C en het lichtregime was 16 uur licht en 8 uur donker. Alle *Daphnia*'s zijn dagelijks gevoerd met algen (*Chlorella*) en bestudeerd op sterfte, aanwezigheid van juvenielen en afwijkend gedrag. De testoplossing werd twee maal per week verversd. Tevens zijn bij iedere verversing enkele randvoorwaarden gemeten om zo te controleren of deze de testresultaten mogelijk beïnvloed kunnen hebben. Dit betreft de pH, geleidbaarheid en zuurstofverzadiging als mede de ammonium- en nitrietconcentraties. Voor drainagewater werd verwacht dat de ion-samenstelling zowel qua sterkte als qua onderlinge verhouding van de verschillende macro-ionen, zou verschillen van 'gemiddeld' oppervlaktewater. Dergelijke verschillen kunnen effecten hebben op een organisme als de watervlo. Om dit te voorkómen werden de verschillende stockoplossingen van het controle medium Elendt voorafgaand aan de testen ook aan ieder drainagewater monster toegevoegd.

Tijdens het onderzoek werden acht controle testen met referentiemedium uitgevoerd. De resultaten van deze controle testen voldeden allen aan de geldigheids-criteria, vastgelegd in de internationale richtlijn OECD 211, aangezien de sterfte <20% (gem. 2,5%) en de reproductie >60 juvenielen per overlevende moeder (gem. 116) was. Verder zijn er tijdens de testen geen overschrijdingen van de randvoorwaarden criteria voor O₂, pH, geleidbaarheid, ammonium en nitriet vastgesteld. Daarmee voldoen de uitgevoerde testen aan de gestelde eisen qua kwaliteitsborging.

Waterbodem; chronische bioassay met de muggelarve *Chironomus riparius*

De bioassay met de dansmug *Chironomus riparius* is gebaseerd op de OECD-richtlijn 218 (2004). Ter voorbereiding van de bioassay zijn alle sedimentmonsters gezeefd over 5,6mm. Hierdoor kon het grove materiaal, zoals takjes, blad en eventuele onrechtmatigheden als snoeppapier, worden verwijderd, terwijl tegelijkertijd de eventueel aanwezig rubbergranulaatkorrels niet zijn verwijderd (diameter <5mm). Met dit gezeefde materiaal zijn vervolgens sediment-water mengsels gemaakt door 1 volumedeel sediment te mengen met 4 volumedelen water. Hiervoor is het zogenaamde Dutch Standard Water (DSW) gebruikt. De testsystemen zijn vervolgens weggezet om het sediment te laten bezinken. De test is uitgevoerd bij 20 °C met een dag/nacht regime van 16 om 8 uur. Alle monsters zijn in vijfvoud getest, waarbij aan iedere replica 20 1^{ste} stadium larven (<24 uur oud) van de dansmug *Chironomus riparius* zijn toegevoegd. De sediment-water systemen zijn drie keer per week gevoerd met Trouvit en regelmatig belucht. Tevens zijn aan het begin, gedurende en aan het einde van de bioassays enkele randvoorwaarden gemeten om zo te controleren of deze de testresultaten mogelijk beïnvloed kunnen hebben. Dit betreft de pH, geleidbaarheid en zuurstofverzadiging als mede de ammonium- en nitrietconcentraties. Na 16 dagen¹² zijn de vijf replica's uitgehaald en werd zowel de overleving als het totale larvale drooggewicht per replica vastgesteld. Als referentie is het niet-verontreinigde, slibrijke sediment uit de vaargeul van het Drontermeer gebruikt.

De uitgevoerde controle testen met slib uit het Drontermeer voldeden aan de geldigheidscriteria, aangezien de sterfte in alle gevallen onder de 10% lag (gem. 3,7%) en het drooggewicht ruim boven de 0,3 mg/larve lag (gem. 0,69mg). Ook zijn er, op één uitzondering na, geen overschrijdingen van de randvoorwaarden criteria voor O₂, pH, geleidbaarheid, ammonium en nitriet vastgesteld, waardoor deze parameters het testresultaat niet negatief hebben beïnvloed. De uitzondering betrof de pH van het sediment op locatie 9. Bij zowel het referentieveld als het kunstgrasveld lag de pH van de waterbodem rond de 6 (5,9 en 6,1), terwijl in de testrichtlijn een minimale pH van 6,6 wordt aangehouden. De verhoogde sterfte, die bij beide

12

In schoon, niet-vervuild sediment begint deze dansmug na iets meer dan 2 weken te verpoppen en uit te vliegen. Aangezien de bioassay is gericht op de larvale groeisnelheid zijn de testen beëindigd op het moment dat de eerste larven in het referentiesediment aan hun verpopping begonnen.

velden van locatie 9 werd vastgesteld, is dan ook (deels) een gevolg van deze lage pH-waarde en geven daarmee geen eenduidige indicatie over de mogelijke effecten van rubbergranulaat.

Waterbodem; chronische bioassay met de vlokreeft *Hyalella azteca*

De 28-daagse sediment test met deze vlokreeft is gebaseerd op de EPA-richtlijn 600/R-99/064. Ter voorbereiding van de bioassay zijn alle sedimentmonsters gezeefd over 5,6mm. Hierdoor kon het grove materiaal, zoals takjes, blad en eventuele onrechtmatigheden als snoeppapier, worden verwijderd, terwijl tegelijkertijd de eventueel aanwezig rubbergranulaatkorrels niet zijn verwijderd (diameter <5mm). Met dit materiaal zijn vervolgens sediment-water mengsels gemaakt door 1 volumedeel sediment te mengen met 4 volumedelen water. Hiervoor is het zogenaamde Borgmann medium gebruikt. Tijdens deze bioassay worden juveniele vlokreeften (7 dagen oud) gedurende 4 weken blootgesteld aan het te testen sediment. De test is bij 23 °C uitgevoerd met een dag/nacht lichtregime van 16 om 8 uur. Alle monsters zijn in vijfvoud getest, waarbij aan iedere replicatie 20 dieren zijn toegevoegd. De dieren zijn dagelijks gevoerd met het zogenaamde YCT (een mengsel van visvoer, gist en konijnenvoer) en aanvullend een oplopende Tetramin-suspensie. De sediment-water systemen zijn regelmatig belucht (meerdere keren per dag) en het bovenstaande water is eenmaal per week ververs (50%). Tevens zijn aan het begin, tijdens en aan het einde van de bioassays enkele randvoorwaarden gemeten om zo te controleren of deze de testresultaten mogelijk beïnvloed kunnen hebben. Dit betreft de pH, geleidbaarheid en zuurstofverzadiging als mede de ammonium- en nitrietconcentraties. Na 28 dagen zijn de overlevende dieren uit het sediment gezeefd, geteld en geconserveerd. Daarna is de lengte van ieder individu onder de microscoop opgemeten en vergeleken met de lengte van een representatief aantal dieren dat op t_0 werd bemonsterd. Bij deze bioassay is de groeisnelheid de belangrijkste parameter om eventuele effecten van een verontreinigd sediment aan te tonen. Aanvullend wordt ook naar de overleving van de dieren gekeken. Als referentie is het niet-verontreinigde, slibrijke sediment uit de vaargeul van het Drontermeer gebruikt.

Ook voor de vlokreeft voldeden de uitgevoerde controle testen met slib uit het Drontermeer aan de geldigheidscriteria, aangezien de sterfte in alle gevallen onder de 20% lag (gem. 5%) en de lengte na 28 dagen boven de 4,2 mm (gem. 5,6 mm). Verder zijn er geen overschrijdingen van de randvoorwaarden criteria voor O_2 , pH,

geleidbaarheid, ammonium en nitriet vastgesteld, waardoor deze parameters het testresultaat niet negatief hebben beïnvloed¹³.

13 *Net zoals bij de test met de mug Chironomus riparius werd voor locatie 9 ook in de test met de vlokreeft een lagere pH vastgesteld. De tolerantie voor lage pH waarden is bij H. azteca echter groter dan bij C. riparius, waardoor deze lagere pH de testresultaten in dit geval niet negatief heeft beïnvloed.*

BIJLAGE 4 SIMONI RISICOANALYSE

In [tabel B4.1](#) zijn de toxische eindpunten van de SIMONI fase 1 strategie, de bioassays en een selectie van stoffen die daar een effect op hebben weergegeven.

Omdat het zeer onwaarschijnlijk is dat er glucocorticoiden en antibiotica in het rubbergranulaat aanwezig zijn, zijn de GR-CALUX assay en de RIKILT antibiotica test niet uitgevoerd. Wel is er een aanvullende test naar eventuele hormoonverstoring door remmers van de progestogene activiteit (anti-PR CALUX) uitgevoerd, die gevoelig is voor zeer veel 'nieuwe' stoffen. Voor deze bioassay is nog geen ESW afgeleid, maar de resultaten werden getoetst aan een voorlopige ESW gebaseerd op de *effect-based trigger value* die door Escher *et al.* (2018)¹⁴ werd voorgesteld voor de anti-PR CALUX.

Afleiding van SIMONI effect-sigitaalwaarden (ESW) voor *in vitro* bioassays

Maas *et al.* (2003) hebben aanbevolen om signaalwaarden voor *in vitro* bioassays (specifieke toxiciteit) af te leiden met een aanpak op basis van toxische equivalenten (TEQ's) van geselecteerde stoffen die een hoge respons geven in de bioassays, gecombineerd met een benchmark-benadering met behulp van bekende chemische, toxicologische en biologische gegevens. Toxisch equivalente concentraties (TEQ) zijn een maat voor het effect van een mengsel van stoffen dat wordt vertaald naar het effect dat een bekende referentiestof zou veroorzaken (Escher & Leusch, 2012)¹⁵. De selectie van stoffen die wordt gebruikt voor het ontwerpen van signaalwaarden is gebaseerd op de relatieve effect potentie (REP). Dat is de verhouding tussen de effectconcentraties van de stof met die van de referentiestof van de bioassay. De REP waarde van de geselecteerde stoffen is tenminste 0.001. De door ons gevolgde procedure (zie [figuur B4.1](#); uitgebreid beschreven in Van der Oost *et al.*, 2017a) wordt hieronder kort samengevat.

14 *Science of the Total Environment* 628-629: 748-765.

15 *Bioanalytical Tools in Water Quality Assessment*. IWA, London, UK.

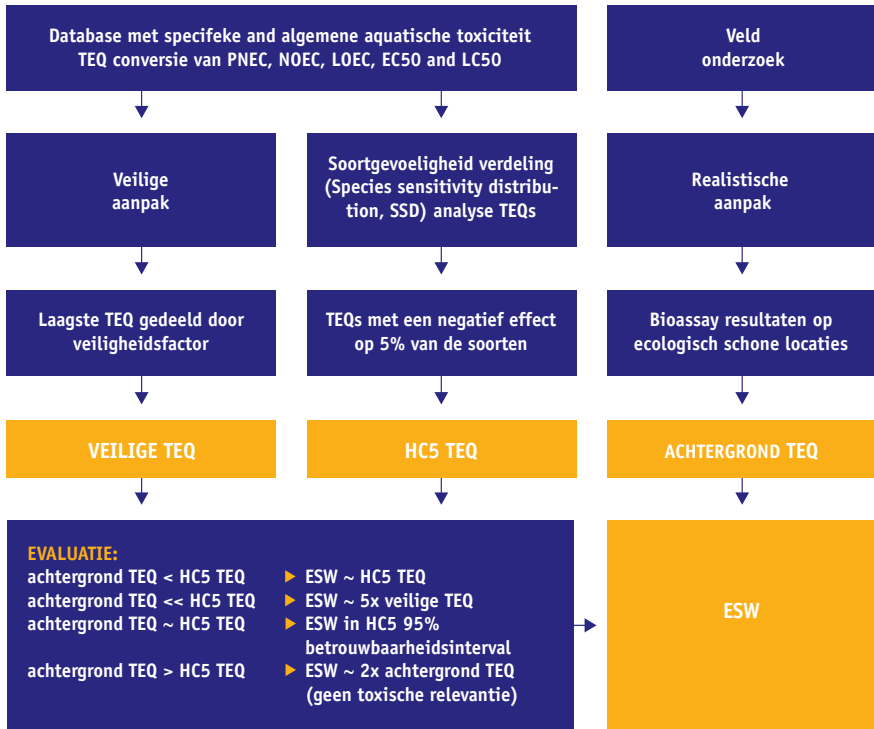
TABEL SIMONI STRATEGIE

B4.1 *Selectie van toxische eindpunten voor de fase 1 SIMONI strategie, bioassays om deze te bepalen en voorbeelden van stoffen die een effect geven in de bioassays.*

| EINDPUNT | BIOASSAY | RESPONS OP STOFFEN |
|--|---------------------|--|
| Algemene Toxiciteit (<i>in vivo</i>) | | |
| Bacteriën | Microtox | Alle stoffen |
| Fytoplankton | Algaltoxkit | Alle stoffen |
| Zooplankton | Daphniatoxkit | Alle stoffen |
| | In situ Daphnia | Alle stoffen |
| Celkweek | Cytotox CALUX | Alle stoffen |
| Specifieke Toxiciteit (<i>in vitro</i>) | | |
| Estrogene activiteit | ER CALUX | Natuurlijke en synthetische estrogenen, pseudo-estrogenen, bisfenol A, alkylfenolen, medicijnen, pesticiden |
| Anti-androgene activiteit | Anti-AR CALUX | Pesticiden, insecticiden, herbiciden, gebromeerde vlamvertragers, (pseudo-) androgenen, anabole steroïden, antibiotica, groeipromotors, estrogenen, polychloorbiphenylen (PCB's) |
| Glucocorticoïde activiteit | GR CALUX | Verschillende medicijnen, corticosteroïden |
| Omzetting giftige stoffen | PXR CALUX | Pesticiden, polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's), alkylfenolen, triazine pesticiden, medicijnen, PCB's |
| Omzetting giftige stoffen | DR CALUX | Polychloor dibenzo dioxinen (PCDD's) en furanen (PCDF's), PCB's, PAK's, gebromeerde stoffen |
| Omzetting giftige stoffen | PAH CALUX | Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) |
| Vetmetabolisme | PPARγ CALUX | Organotin verbindingen, perfluorverbindingen (bijv. PFOS, PFOA), esters, vetzuurderivaten |
| Antibiotica activiteit | RIKILT WaterSCAN | Vijf klassen antibiotica (tetracyclines, quinolonen, macroliden/ -lactam, sulfonamiden en aminoglycosiden), biociden (bijv. triclosan) |
| Oxidatieve stress | Nrf2 CALUX | Algemene chemische stress, reactive stoffen, fungiciden, insecticiden, fenolen, medicijnen, estrogenen |
| Genetische toxiciteit | P53 CALUX | Gechloreerde stoffen, aromatische aminen, PAK's |

FIG B4.1 EFFECT SIGNAALWAARDEN

Schematische weergave van de ontwikkeling van Effect Signaalwaarden (ESW's). TEQ = toxische equivalenten; ESW = Effect Signaalwaarde.



• *Literatuuronderzoek toxiciteitsgegevens: veilige TEQ*

Voor het afleiden van de ESW's zijn verschillende typen toxiciteitsdata uit de literatuur gebruikt, zoals de voorspelde concentraties zonder effect [PNEC, Predicted No Effect Concentration], concentraties zonder waarneembaar effect [NOEC, No Observed Effect Concentration], laagste waarneembaar effect concentraties [LOEC, Lowest Observed Effect Concentration], concentraties waarbij een 50% effect werd veroorzaakt [EC₅₀] of concentraties die dodelijk waren voor 50% van de proefdieren [LC₅₀]. De aquatische toxiciteitsgegevens (waterconcentraties) van alle geselecteerde stoffen zijn omgerekend naar de respectievelijke TEQ-waarden door ze te vermenigvuldigen met de REP's van de stoffen in de bioassay. Bij kortdurende proeven (acuut) zijn de waterconcentraties gedeeld door een veiligheidsfactor 10,

als indicator voor langdurige blootstelling (chronisch). De laagste van alle waargenomen TEQ concentraties, eventueel met veiligheidsfactor (PNEC, NOEC, LOEC/5, EC₅₀/10 en LC50/100) is aangenomen als ecologisch ‘veilig’ effect (veilige TEQ) voor een toxisch eindpunt.

- *SSD-analyse toxiciteitsgegevens: HC₅ TEQ*

Een tweede stap is gemaakt door soortengevoeligheidsverdeling (SSD) te analyseren voor de EC₅₀ TEQs van alle relevante stoffen, om de TEQ concentratie te schatten die gevaarlijk is voor 5% van de soorten (HC₅-TEQ, met HC5=Hazardous Concentration for 5 percent of the species). De HC₅-TEQ is beschouwd als indicatie voor een ‘laag ecologisch risico’.

- *Benchmark vergelijking met ecologisch goede locaties: achtergrond TEQ*

Ten slotte is een benchmark met beschikbare gegevens gebruikt om een realistische effect signaalwaarde (ESW) te bepalen, liefst onder de HC5-TEQ. De benchmark aanpak is toegepast op de bioassay responsen die werden gevonden op acht locaties met een goede ecologische toestand. Als de ecologie goed is kunnen we aannemen dat de gemiddelde bioassay responsen op deze locaties onder de voorgestelde laag-risico signaalwaarden moeten liggen. De gemiddelde bioassay respons op de ecologisch schone locaties werd beschouwd als de ‘achtergrond TEQ’.

- *Afleiding van de ESW*

De signaalwaarden voor specifieke effecten die voor deze ESF studie zijn afgeleid aan de hand van de veilige, HC5 en achtergrond TEQs, zijn weergegeven in [Tabel B4.2](#). Voor vijf bioassays is de voorgestelde signaalwaarden op basis van de Benchmark hoger dan de HC₅-TEQ (zie [Tabel B4.2](#), grijs). De ESW voor de PAH-CALUX valt echter nog wel binnen de statistische 95% betrouwbaarheidsintervallen van de HC5-TEQ. De CALUX bioassays voor anti-androgene activiteit, oxidatieve stress, afbraak van stoffen (Pregnaan X) en vetmetabolisme (PPAR γ) zijn gevoelig voor zeer veel stoffen, met grote verschillen in toxiciteit. Enkele van die stoffen met een zeer hoge toxiciteit kunnen in de SSD analyse zorgen voor een erg lage HC5-TEQ waarde. De ESW van deze bioassays zijn vooral aan de hand van de benchmark met ecologisch goede locaties (achtergrond TEQ) vastgesteld omdat de kans klein is dat het totale mengseffect in de bioassay wordt veroorzaakt door alleen de stoffen met de hoogste toxiciteit. De ESW van deze bioassays moeten worden gezien als gevoelige indicatoren van de chemische druk.

- **Genotoxiciteit**

Bij de normstelling van genotoxische stoffen, die mogelijk tot tumorvorming kunnen leiden (kankerverwekkend), wordt er op dit moment vanuit gegaan dat er geen veilig niveau is. De kansen nemen wel af bij lagere blootstelling, maar er blijft altijd een theoretische kans op effecten bestaan. Bij het interpreteren van bioassays voor genotoxiciteit (bijv. Ames, umuC en p53 CALUX) geldt hetzelfde en liggen de risico's hoger dan voor chronische toxiciteit. Hierom zijn de safe-sig-naalwaarden en laag-risico signaalwaarden, zoals die voor de algemene bioassays zijn afgeleid, nogmaals een factor 10 verlaagd, waardoor een laag-risico signaalwaarde van 0,005 TU (meetbare genotoxiciteit bij een 200x geconcentreerd monster) wordt voorgesteld.

De benchmark waarop de ESW afleiding is gebaseerd, met resultaten van het onderzoek van Waternet van 2010-2014, is opgenomen in Van der Oost *et al.*, 2017b. De veilige TEQ waarden en de effect signaalwaarden voor algemene en specifieke toxiciteit kunnen worden gebruikt voor het kwantificeren van de ecologische risico's. Door toetsing van de bioassay-resultaten aan die signaalwaarden kan onderscheid worden gemaakt tussen de locaties met verwaarloosbare, lage of potentieel verhoogde chemische risico's voor het ecosysteem.

Risicoanalyse met de fase 1 SIMONI methodiek

SIMONI geeft met effectmetingen een indicatie of het mengsel van alle aanwezige stoffen een nadelig effect heeft op waterorganismen. Hierbij wordt het ecologische risico beoordeeld met een batterij van vijftien bioassays (biologische testen met levende organismen of cellen). Met deze testbatterij worden de mogelijke risico's van het extraheerbare mengsel van (on)bekende organische stoffen en hun afbraakproducten geanalyseerd. Alle bioassay resultaten worden vergeleken met Effect Signaalwaarden (ESW), een soort normering voor bioassays die indicatief is voor ecologische risico's op basis van effectmetingen. Door het SIMONI model wordt met de ESW vergelijkingen een 'SIMONI-score' voor het milieurisico berekend. Een eerste indicatie van de risico's wordt verkregen door alle bioassay resultaten te delen door hun ESW, waarmee de relatieve bioassay reacties worden bepaald. Als deze relatieve reactie groter dan 1 is (bioassay effect > ESW) is er mogelijk sprake van een verhoogd milieurisico van de stoffen die een effect in die bioassay kunnen veroorzaken. Omdat het lastig is om op basis van alle individuele ESW overschrijdingen het algehele risico te schatten wordt een indicatie van het totale milieuo

TABEL SIGNAALWAARDEN

B4.2 *Afleiding van effect signaalwaarden (ESW) voor in vitro bioassys voor specifieke toxiciteit voor het aquatische ecosysteem, aan de hand van de veilige, HC5 en achtergrond TEQs.*

| BIOASSAY* | VEILIGE TEQ | HC5-TEQ** | ACHTERGROND | |
|-----------------------------------|------------------------------|----------------|-------------|-----|
| | | | TEQ | ESW |
| Estrogene activiteit | 0.0066 | 0.52 | 0.06 | 0.5 |
| ER CALUX [ng EEQ/L] | LOEC/estron | (0.019-5.4) | | |
| Anti-androgene activiteit | 0.00005 | 0.13 | 4.55 | 25 |
| anti-AR CALUX [µg F1EQ/L] | LC50/endosulfan | (0.05-0.27) | | |
| Dioxine-achtige activiteit | 0.4 | 137 | 13.18 | 50 |
| DR CALUX [pg TEQ/L] | LOEC/2,3,7,8-TCDD | (15-736) | | |
| Glucocorticoïde activiteit | 20 | 2145 | 0 | 100 |
| GR CALUX [ng DEQ/L] | LOEC/dexamethason | (116-14311) | | |
| PPARy vetmetabolisme | 0.00014 | 0.3 | 4.37 | 10 |
| PPARg CALUX [ng REQ/L] | PNEC/dibenzo[a.h] anthraceen | (0.002-6.9) | | |
| Toxische PAK activiteit | 0.04 | 41 | 62.7 | 150 |
| pah CALUX [ng BEQ/L] | LOEC/2,3,7,8-TCDD | (2.5-254) | | |
| Oxidatieve stress | 0.000006 | 0.034 | 4.25 | 10 |
| Nrf2 CALUX [µg CEQ/L] | NOEC/estradiol | (0.008-0.11) | | |
| Pregnaan X receptor | 0.000004 | 0.008 | 1.5 | 3 |
| PXR CALUX [ng N1EQ/L] | LOEC/chlorpyrifos-ethyl | (0.002-0.024) | | |
| Antibiotica activiteit: | Antibiotics activities: | | | |
| • Aminoglycosiden | 300 | 33222 | 0 | 500 |
| RIKILT [ng N2EQ/L] | PNEC/neomycine | (1546-219614) | | |
| • Macroliden/β-Lactam | 1.8 | 98 | 0 | 50 |
| RIKILT [ng PEQ/L] | EC50/tiamuline | (13-470) | | |
| • Sulfonamiden | 10 | 67037 | 7.06 | 100 |
| RIKILT [ng SEQ/L] | LOEC/sulfadiazine | (24675-148222) | | |
| • Tetracyclinen | 170 | 27275 | 0 | 250 |
| RIKILT [ng OEQ/L] | PNEC/oxytetracycline | (8292-68544) | | |
| • Quinolonen | 5.3 | 8759 | 0 | 100 |
| RIKILT [ng F2EQ/L] | EC50/triclosan | (2197-26050) | | |

* De activiteiten van de specifieke bioassays worden uitgedrukt als toxische equivalenten van de referentiestoffen (TEQ/L); EEQ = estradiol; F1EQ = flutamide; TEQ = 2378-TCDD; DEQ = dexamethasone; REQ = rosiglitazone; BEQ = benzo[a]pyrene; CEQ = curcumine; N1EQ = nicardipine; N2EQ = neomycine; PEQ = penicillin; SEQ = sulfamethoxazole; OEQ = oxytetracyclin; F2EQ = flumequine.

** 95% betrouwbaarheidsinterval (tussen haakjes)

DONKER GEARCEERD LAAG-RISICO SIGNAALWAARDEN (ESW) HOGER DAN HC5-TEQ

risico berekend met de SIMONI-score. De SIMONI-score wordt bepaald door een gewogen gemiddelde te nemen van alle uitgevoerde bioassay resultaten (1 t/m x). De weegfactoren zijn afhankelijk van de bioassays. Voor *in vivo* testen met hele organismen wordt een weegfactor 2 gehanteerd en voor *in vitro* testen met celkweek wordt een weegfactor 1 aangehouden. Het gewicht van de totale SIMONI batterij met 15 bioassays is 20, maar voor een risicoanalyse hoeft niet altijd het gehele pakket aan bioassays te worden geanalyseerd. De berekening van de SIMONI-score wordt uitgevoerd met de formule:

$$\text{SIMONI-score} = \frac{G_1 * B_1 / \text{ESW}_1 + G_2 * B_2 / \text{ESW}_2 + G_3 * B_3 / \text{ESW}_3 + \dots + G_x * B_x / \text{ESW}_x}{50\% * G_{\text{TOT}}}$$

Waarin: G = weegfactor; B = resultaat bioassay; ESW = effect signaalwaarde.

De som van de gewogen relatieve bioassay resultaten worden gedeeld door 50% van het totaalgewicht van alle uitgevoerde bioassays. Dit betekent dat bij een SIMONI-score >1 een gemiddelde overschrijding van >50% van de ESW's van alle bioassays wordt waargenomen. Op basis van veldvalidatie is vastgesteld dat SIMONI >1 indicatief is voor een verhoogd milieurisico door microverontreinigingen. Als de SIMONI-score tussen 0,5 en 1,0 ligt (dat is een gemiddelde ESW overschrijding >25%) is er al invloed van microverontreinigingen meetbaar, maar is het milieurisico aanvaardbaar. Een SIMONI-score <0,5 wordt gezien als een laag milieurisico. Uit de resultaten van bioassays komt niet naar voren welke stoffen de effecten veroorzaken. Hiervoor moet een nader onderzoek worden uitgevoerd op de locaties met de hoogste risico's.

BIJLAGE 5

ASPECTEN DRAINAGEWATER BEMONSTERING METALEN

Bij de gekozen werkwijze, met twee monsternamen rondes en het al dan niet direct in het veld filtreren, speelden meerdere argumenten een rol:

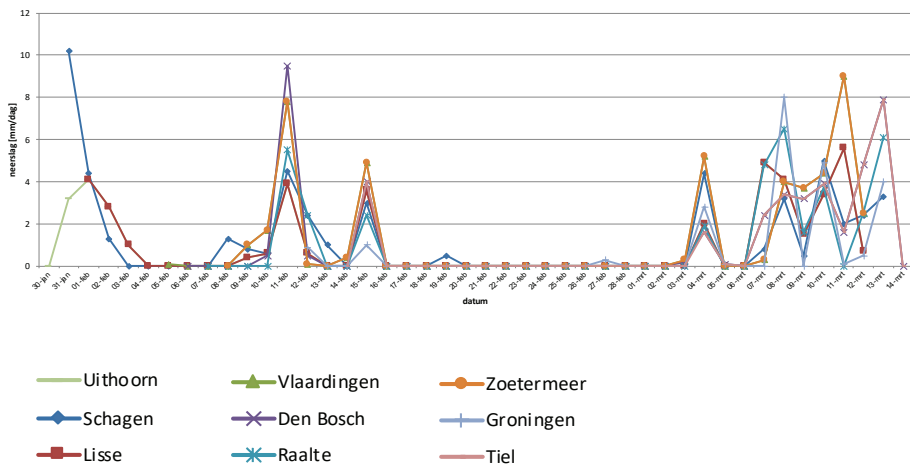
- Drainagewater verschilt qua samenstelling (macro-ionen, hardheid, DOC etc) zodanig van oppervlaktewater dat opgeloste concentraties in drainagewater een beperkte voorspellende waarde hebben voor de opgeloste concentraties na de emissie van drainagewater in oppervlaktewater. De vracht aan metalen (en daarmee dus de totaal concentratie) is daarmee een betere indicatie voor de eventuele milieubezwaarlijkheid dan de opgeloste concentraties.
- Bij het begrijpen van eventuele effecten in de test met de watervlo is het van belang dat juist de opgeloste concentraties bekend zijn, omdat die¹⁶ een sterkere relatie met effecten hebben dan de totaal concentratie. Daarom zijn de opgeloste metaalconcentraties bepaald door filtratie van de drainagemonsters ten tijde van de uitvoering van de *Daphnia* test.
- Meerdere monsters waren oranje van kleur, een indicatie voor ijzer. Dit indiceert dat het zuurstofgehalte in en rondom deze drainagewatersystemen wellicht relatief laag was waardoor er naast ijzer wellicht ook verhoogde concentraties aan mangaan en/of aluminium aanwezig kunnen zijn. Dit is echter een instabiel evenwicht: zodra het zuurstofgehalte stijgt kunnen deze stoffen uitvlokken en neerslaan. Dat was ook visueel te zien in de monstervaten. Om de actuele situatie, zoals die in het veld optreedt en in het oppervlaktewater wordt geloosd, te kennen zijn de opgeloste metaal concentraties ook bepaald door een directe filtratie tijdens de monsternamen. Daarnaast zijn in deze tweede monsternamen ronde ook de totaal concentraties weer bepaald zodat die met ronde 1 vergeleken kunnen worden om een indruk van temporele variatie te krijgen.

BIJLAGE 6 RESULTATEN SIMONI RISICOANALYSE DRAINAGEWATER

De opname van stoffen door de passieve samplers in het drainagewater is afhankelijk van een aantal externe factoren, zoals de stroomsnelheid van het water, de watertemperatuur en de hoeveelheid zwevend materiaal dat aan de samplers hecht. De stroomsnelheid van het water zal onder andere afhangen van de hoeveelheid neerslag die tijdens de blootstelling op de velden is gevallen (zie profielen in [figuur B6.1](#)). De uitwisselingsnelheden van de siliconen rubbers (Rs, bepaald met zogenaamde *Performance Reference Compounds*) vertoonden echter geen significante relatie met de totale hoeveelheden neerslag. Door de vorstperiode met lage temperaturen (tragere uitwisseling) en geringe hoeveelheden neerslag was dit geen optimale periode voor het uitzetten van passieve samplers, waardoor relatief lage Rs waarden werden gevonden. De geschatte watervolumes die met de polaire POCIS samplers werden verzameld varieerden van 7 tot 12,3 liter en die van de apolaire siliconen rubbers van 11 tot 123 liter.

FIG B6.1 NEERSLAGPROFIELEN

Neerslagprofielen van 9 onderzoek locaties tijdens de blootstelling van de passieve samplers.



SIMONI RISICOANALYSE MET IN VIVO/IN VITRO BIOASSAY BATTERIJ

De relatieve effecten van alle uitgevoerde bioassays zijn weergegeven in [tabel B6.1](#). De relatieve effecten in deze tabel zijn de naar waterconcentraties omgerekende bioassay effecten, gedeeld door de effect signaalwaarden (ESW) van de bioassay. De groene vakken zijn metingen waar geen effect werd gevonden, de gele vakken de metingen waar een effect onder de ESW werd waargenomen, en de oranje vakken de metingen waar een effect boven de ESW werd gevonden. Bij een bioassay effect hoger dan 10 keer de ESW is het veld rood gekleurd. De effecten boven de ESW zijn een mogelijke indicatie voor milieueffecten in oppervlaktewater. In de laatste kolom van de tabel zijn de SIMONI-scores, berekend met alle bioassay resultaten, weergegeven. Een SIMONI-score >1 (een gemiddelde overschrijding van 50% van de ESW van alle bioassays) wordt beschouwd als een verhoogd milieurisico. Als de SIMONI-score tussen 0,5 en 1,0 ligt is er al invloed van microverontreinigingen meetbaar, maar is het milieurisico aanvaardbaar. Een SIMONI-score <0,5 wordt gezien als een laag milieurisico.

De algemene bioassays (gemeten in de extracten van de apolaire samplers) vertonen geen of weinig effecten. De bioassays die specifiek zijn voor hormoonverstorende effecten (gemeten in de extracten van de polaire samplers) vertonen wel regelmatig effecten, maar deze liggen alle onder de ESW. De effecten op de remming van de androgene en progestogene activiteit (respectievelijk anti-AR en anti-PR CALUX) waren meestal het hoogst in het drainagewater van de kunstgrasvelden. De sterkste effecten werden waargenomen met de specifieke bioassays die werden uitgevoerd op de extracten van de apolaire passieve samplers. Vooral bij de bioassays voor oxidatieve stress (Nrf2 CALUX) en metabolisme van lichaamsvreemde stoffen via de Pregnaan X receptor (PXR CALUX) werden hoge ESW overschrijdingen waargenomen. Alleen op de referentie van locatie 7 werd een verhoogde genotoxiciteit (P53 CALUX +S9) waargenomen.

Op basis van de SIMONI-scores zouden de organische microverontreinigingen in het drainagewater op twee referentielocaties (25%) en vijf kunstgrasvelden (63%) een verhoogd risico voor waterorganismen kunnen opleveren, als er geen verdunning optreedt met het oppervlaktewater ([Figuur 3.2](#), [§3.2](#)). In 75% van de gevallen werd de hoogste SIMONI-score waargenomen in het drainagewater van de kunstgrasvelden. Alleen op locaties 3 en 7 werd een hogere SIMONI-score gemeten in het water van de referentievelden. De gemiddelde SIMONI-score van de kunstgrasvel-

TABEL RELATIEVE BIOASSAY EFFECTEN

B6.1

Relatieve bioassay effecten (effect/ESW) in passieve sampling extracten van het drainagewater van kunstgrasvelden (KUN) en nabijgelegen referentiesvelden met natuurgras (REF) met in één geval een mengwater (KURE); overall SIMONI-scores zijn indicatief voor milieueffecten (SIMONI-eindscore: >1 [rood] = verhoogd risico; 0,5-1 [oranje] = aanvaardbaar risico en < 0,5 [groen] = laag risico). SR (siliconenrubber) is een sampler voor apolaire stoffen; POCIS is een sampler voor meer polaire stoffen.

| LOCATIE | VLO | BAC | ALG | VLO | CEL | | ER | A-AR |
|------------|-------|-------|------|------|-------|-------|-------|-------|
| | WATER | SR | SR | SR | POCIS | SR | POCIS | POCIS |
| 1-KUN | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,65 |
| 2-KUN | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,08 | 0,04 | 0,05 | 0,21 |
| 3-KUN | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,09 | 0,00 | 0,00 | 0,24 |
| 4-KUN | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,03 | 0,09 | 0,18 |
| 5-KUN | 0,00 | 0,22 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,03 | 0,33 | 0,36 |
| 7-KUN | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,03 | 0,06 |
| 8-KUN | 5,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,08 | 0,00 |
| 10-KUN | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,09 | 0,01 | 0,07 | 0,14 |
| mean | 0,63 | 0,03 | 0,00 | 0,00 | 0,03 | 0,01 | 0,08 | 0,23 |
| SD | 1,77 | 0,08 | 0,00 | 0,00 | 0,04 | 0,02 | 0,11 | 0,20 |
| 6-KURE | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,31 |
| 1-REF | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 2-REF | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,17 |
| 3-REF | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 | 0,09 |
| 4-REF | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,12 |
| 5-REF | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 7-REF | 0,00 | 0,07 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,34 | 0,09 |
| 8-REF | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,14 |
| 10-REF | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,09 | 0,00 | 0,06 | 0,50 |
| mean | 0,00 | 0,01 | 0,00 | 0,00 | 0,01 | 0,00 | 0,06 | 0,14 |
| sd | 0,00 | 0,02 | 0,00 | 0,00 | 0,03 | 0,00 | 0,12 | 0,16 |
| T-TEST [P] | 0,351 | 0,531 | - | - | 0,298 | 0,054 | 0,667 | 0,323 |

| | A-PR POCIS | DR SR | PAH SR | PPAR SR | NRF2 SR | PXR SR | P53 SR-S9 SR+S9 | | SIMONI SCORE |
|--|---------------|----------|-----------|------------|------------|-----------|--------------------|-------|-----------------|
| | 0,12 | 0,02 | 0,10 | 0,00 | 0,66 | 8,13 | 0,00 | 0,12 | 1,03 |
| | 0,22 | 0,02 | 0,24 | 0,00 | 2,68 | 21,68 | 0,20 | 0,61 | 2,70 |
| | 0,14 | 0,07 | 0,11 | 0,00 | 1,03 | 2,85 | 0,00 | 0,00 | 0,48 |
| | 0,09 | 0,01 | 0,12 | 0,00 | 1,57 | 15,24 | 0,14 | 0,43 | 1,85 |
| | 0,26 | 0,02 | 0,85 | 0,00 | 1,56 | 21,30 | 0,14 | 0,00 | 2,65 |
| | 0,00 | 0,00 | 0,04 | 0,00 | 0,56 | 3,50 | 0,00 | 0,11 | 0,45 |
| | 0,00 | 0,00 | 0,10 | 0,00 | 1,23 | 12,15 | 0,00 | 0,00 | 2,48 |
| | 0,07 | 0,00 | 0,05 | 0,00 | 1,81 | 5,69 | 0,05 | 0,16 | 0,85 |
| | 0,11 | 0,02 | 0,20 | 0,00 | 1,39 | 11,32 | 0,07 | 0,18 | 1,56 |
| | 0,09 | 0,02 | 0,27 | 0,00 | 0,69 | 7,54 | 0,08 | 0,22 | 0,97 |
| | 0,17 | 0,00 | 0,02 | 0,00 | 4,33 | 3,51 | 0,00 | 0,46 | 0,90 |
| | 0,00 | 0,00 | 0,02 | 0,00 | 0,34 | 1,25 | 0,00 | 0,00 | 0,17 |
| | 0,00 | 0,00 | 0,02 | 0,00 | 0,24 | 0,84 | 0,00 | 0,00 | 0,13 |
| | 0,00 | 0,00 | 0,02 | 0,00 | 0,88 | 5,37 | 0,00 | 0,00 | 0,68 |
| | 0,00 | 0,00 | 0,02 | 0,00 | 2,15 | 10,26 | 0,00 | 0,22 | 1,33 |
| | 0,00 | 0,00 | 0,37 | 0,00 | 1,11 | 4,94 | 0,00 | 0,00 | 0,68 |
| | 0,12 | 0,01 | 0,01 | 0,00 | 12,99 | 0,11 | 0,00 | 1,22 | 1,52 |
| | 0,07 | 0,01 | 0,04 | 0,00 | 0,20 | 0,38 | 0,00 | 0,00 | 0,09 |
| | 0,33 | 0,01 | 0,07 | 0,00 | 4,14 | 0,44 | 0,00 | 0,09 | 0,60 |
| | 0,06 | 0,00 | 0,07 | 0,00 | 2,75 | 2,95 | 0,00 | 0,19 | 0,65 |
| | 0,12 | 0,00 | 0,12 | 0,00 | 4,34 | 3,62 | 0,00 | 0,42 | 0,54 |
| | 0,386 | 0,109 | 0,242 | - | 0,407 | 0,018 | 0,054 | 0,943 | 0,041 |

FIG B6.2 EFFECTEN CALUX

Relatieve effecten (effect/ESW) van anti-AR CALUX, anti-PR CALUX, DR CALUX, PAH CALUX, Nrf2 CALUX en PXR CALUX bioassays in extracten van het drainagewater van 9 kunstgrasvelden en 8 nabijgelegen referentielocaties met natuurlijk gras.



den ($1,56 \pm 0,97$) was significant hoger dan die van de referentievelden ($0,65 \pm 0,54$). In figuur B6.2 zijn de individuele effectprofielen van zes CALUX assays weergegeven. Hieruit blijkt dat er grote individuele verschillen zijn tussen de locaties. Voor 5 van de CALUX assays worden de hoogste gemiddelde effecten gevonden op de kunstgraslocaties. Alleen de Nrf2 CALUX, die indicatief is voor de oxidatieve stress door reactieve stoffen, heeft een hoger gemiddelde op de referentielocaties, maar dit wordt vooral veroorzaakt door het extreem hoge effect op de referentie van locatie 7. Door de hoge spreidingen zijn de meeste verschillen niet statistisch significant, behalve voor de PRX CALUX die een significant hoger effect geeft in het drainagewater van de kunstgraslocaties. Voor veel bioassays wordt een afwijkend beeld gevonden tussen locatie 1-5 (hogere effecten in de kunstgras velden) en locaties 7-10 (hogere effecten in de referentievelden). Opvallend is dat juist bij die laatste drie locaties geen passieve samplers in de drainageputten konden worden uitgehangen, maar dat de passieve samplers hier in plastic opvangbakken met uitloop naar de sloot werden geplaatst.

De twee bioassays waarbij de hoogste ESW overschrijdingen werden gemeten (Nrf2 en PXR CALUX) zijn gevoelig voor een zeer groot aantal organische stoffen, en worden daarom vooral gebruikt als indicatoren voor de algemene chemische verontreiniging. Het is daarom niet mogelijk om op basis van deze resultaten een groep stoffen aan te wijzen die verantwoordelijk is voor deze effecten.

BIJLAGE 7 RESULTATEN CHEMIE

Aanvullend op de chemische analyseresultaten, zoals besproken in het RIVM rapport (Verschoor *et al.*, 2018), zijn hieronder ook enkele overzichten opgenomen.

DRAINAGEWATER

TABEL CHEMISCHE ANALYSES

B7.1 Resultaten van de chemische analyses aan drainagewater inclusief de berekende toxische druk. Opmerkelijke resultaten zijn gearceerd.

| | | ZN ¹⁾ | AS ¹⁾ | V ¹⁾ | CO ¹⁾ | FE ²⁾ | TOXISCHE DRUK | DOOR... |
|-------------|-------------------------------|------------------|------------------|-----------------|------------------|------------------|------------------|---------|
| LOCATIE NR. | | G/L | G/L | G/L | G/L | MG/L | MSPAF (%) | |
| 1 | Natuurlijk gras | <10 | <5 | <2 | <2 | - | 0,0 | |
| | Kunstgras | <10 | 8,4 | 3,2 | <2 | 6,8 | 0,2 | |
| 2 | Natuurlijk gras | <10 | 5,0 | 6,4 | 2,5 | 7,2 | 0,4 | |
| | Kunstgras | <10 | <5 | <2 | <2 | 4,1 | 0,1 | |
| 3 | Natuurlijk gras | <10 | 7,8 | <2 | <2 | 11 | 0,2 | |
| | Kunstgras | <10 | <5 | 2,7 | 2,1 | 5,6 | 0,1 | |
| 4 | Natuurlijk gras | 41 | <2 | 2,1 | 3,1 | 150 | 1,4 | Zn, Cd |
| | Kunstgras | <10 | 5,9 | <2 | <2 | 13 | 0,1 | |
| 5 | Natuurlijk gras | 42 | <5 | 2,6 | <2 | 3,7 | 1,2 | Zn |
| | Kunstgras | <10 | 61 | 16 | <2 | 110 | 3,8 | As, V |
| 6 | Gemengd monster | <10 | <5 | <2 | <2 | 1,7 | 0,0 | |
| 7 | Natuurlijk gras | <10 | <5 | <2 | <2 | 12 | 0,1 | |
| | Kunstgras | <10 | 13 | <2 | <2 | 6,7 | 0,2 | |
| 8 | Natuurlijk gras | 27 | <5 | 2,1 | <2 | 0,6 | 1,1 | Zn |
| | Kunstgras | 3800 | <5 | <2 | 19 | 22 | 51,7 | Zn, Co |
| 9 | Geen drainagewater bemonsterd | | | | | | | |
| 10 | Natuurlijk gras | <10 | <5 | <2 | <2 | 0,2 | 0,1 | |
| | Kunstgras | <10 | <5 | <2 | <2 | 0,4 | 0,0 | |

-: niet bepaald

1) Opgeloste concentratie (watermonster gefiltreerd over 0,45 µm)

2) Totaal concentratie

EXTRACTEN PASSIVE SAMPLERS

In de extracten van de SR passieve samplers zijn de gehalten aan organochloor bestrijdingsmiddelen (OCB), polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) en polychloor bifenyleen (PCB) geanalyseerd en omgerekend naar waterconcentraties (tabel B7.2). Over het algemeen waren de gehalten van PCB's en OCB's erg laag (rond 1 ng/L), en niet significant verschillend tussen water van de kunstgras- en referentievelden. Alleen op het kunstgrasveld van locatie 8 werd een licht verhoogd gehalte aan pentachloorbenzeen (14 ng/L) aangetoond, waardoor het totaal OCB bij deze locatie duidelijk hoger is dan dat van de overige velden. De PAK gehalten lagen gemiddeld rond de 50 ng/L, en er was geen significant verschil tussen water van kunstgras en referentievelden. De PAK gehalten van locatie 5 waren duidelijk hoger dan die van de overige locaties, wat werd bevestigd door de verhoogde activiteit van de PAH CALUX op deze locatie (bijlage 6). De gehalten van alle gemeten stoffen zijn niet zo hoog dat ze een negatief effect op de ecologie zullen hebben.

WATERBODEM

In tabel B7.3 is een algemeen beeld gegeven van de milieuhygiënische kwaliteit van de bemonsterde waterbodems. Hiertoe zijn alle monsters getoetst cf. het besluit Bodem Kwaliteit (BBK). Verder zijn in deze tabel ook de gehalten van enkele onderliggende parameters opgenomen. De bemonsterde waterbodems blijken in het algemeen niet (Bbk-klasse <AW) of hoogstens licht (Bbk-klasse A) te zijn verontreinigd. In overeenstemming met de conclusies van het RIVM duidt ook dit meer algemene beeld niet op een duidelijk verschil tussen de kwaliteit van waterbodems bemonsterd naast een kunstgrasveld en een sportveld met natuurlijk gras. Er zijn een paar uitzonderingen, waar verhoogde metaalgehalten zorgen voor een Bbk-klasse B of zelfs >I oordeel. De veroorzakende metalen zijn molybdeen, nikkel, tin, zink, arseen en antimoon. Afgezien van zink zijn dit geen metalen die direct en eenduidig aan rubbergranulaat zijn te correleren. Verhoogde gehalten duiden dan eerder op andere emissies of lokaal afwijkende situaties (voor bijv. arseen). Het verschil tussen de waterbodemkwaliteit langs een kunstgrasveld en een veld met natuurlijk gras is opvallend groot voor locaties 7 en 9, zonder een direct aanwijsbare oorzaak en niet gerelateerd aan het kunstgrasveld (de ene keer is de waterbodem bij het kunstgrasveld het sterkst verontreinigd; bij de andere locatie is het andersom).

TABEL BESTRIJDINGSMIDDELEN IN HET DRAINAGEWATER

B7.2

Totaal en individuele gehalten van organochloor bestrijdingsmiddelen (OCB), polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) en polychloor bifenylen (PCB) in het drainagewater van kunstgrasvelden (KUN), referentievelden (REF) en een mengmonster van beide velden (KURE)

| | | 1 | | 2 | | 3 | |
|---------|------|------|------|------|------|-------|------|
| | | KUN | REF | KUN | REF | KUN | REF |
| som OCB | ng/L | 2,4 | 2,4 | 2,3 | 1,1 | 3 | 2 |
| som PAK | ng/L | 38,4 | 41,8 | 26,6 | 10,9 | 156,5 | 82,6 |
| som PCB | ng/L | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0 | 0,2 | 0,2 |

| | | 1 | | 2 | | 3 | |
|--------------------------------------|------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| | | KUN | REF | KUN | REF | KUN | REF |
| 2,4"-dichloordifenyldichloorethaan | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2,4"-dichloordifenyldichlooretheen | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2,4"-dichloordifenylylrichloorethaan | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 4,4"-dichloordifenyldichloorethaan | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 4,4"-dichloordifenyldichlooretheen | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 4,4"-dichloordifenylylrichloorethaan | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Alachloor | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Aldrin | ng/L | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0,2 | 0 |
| Cis-heptachloorepoxide | ng/L | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dieldrin | ng/L | 0,3 | 0,4 | 0,1 | 0 | 0,2 | 0 |
| Endrin | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0,1 |
| Hexachloorbenzeen | ng/L | 0,1 | 0,1 | 0 | 0 | 0,1 | 0,1 |
| Hexachloorbutadieën | ng/L | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0,2 | 0,1 |
| Heptachloor | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Isodrin | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Pentachloorbenzeen | ng/L | 0,4 | 0,1 | 0,5 | 0 | 0,2 | 0,1 |
| Trans-heptachloorepoxide | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0 |
| Telodrin | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Alfa-endosulfan | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Alfa-hexachloorcyclohexaan | ng/L | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0,1 | 0,1 |
| Beta-hexachloorcyclohexaan | ng/L | 0,5 | 0,4 | 0,4 | 0,4 | 0,4 | 0,4 |

| 4 | | 5 | | 6 | 7 | | 8 | | 10 | |
|------|-------|-------|-------|------|------|------|------|------|------|------|
| KUN | REF | KUN | REF | KURE | KUN | REF | KUN | REF | KUN | REF |
| 2,1 | 2,7 | 2,2 | 2,1 | 1,4 | 1,9 | 1,4 | 19,6 | 1,3 | 2,4 | 1,1 |
| 50,7 | 108,4 | 151,9 | 178,5 | 27 | 34,3 | 19,1 | 25,2 | 27,3 | 32,6 | 15,2 |
| 0,1 | 0,1 | 0,2 | 0,3 | 0,1 | 0,1 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0 |

| 4 | | 5 | | 6 | 7 | | 8 | | 10 | |
|-----|-----|-----|-----|------|-----|-----|------|-----|-----|-----|
| KUN | REF | KUN | REF | KURE | KUN | REF | KUN | REF | KUN | REF |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0,1 | 0 | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1,4 | 0 | 0,1 | 0 |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0,2 | 0,3 | 0,2 | 0 | 0 | 0,4 | 0,1 | 0,3 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0 | 0 | 0,1 | 0,1 | 0 | 0 |
| 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0,2 | 0,1 | 0,2 | 0,2 | 0,1 | 0 | 0 | 14,4 | 0 | 0,4 | 0 |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0,1 | 0,3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0,1 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0 |
| 0,4 | 0,4 | 0,4 | 0,4 | 0,4 | 0,4 | 0,4 | 0,6 | 0,4 | 0,7 | 0,4 |

| | | 1 | | 2 | | 3 | |
|--------------------------------------|------|------|-----|-----|-----|------|------|
| | | KUN | REF | KUN | REF | KUN | REF |
| beta-endosulfan | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Gamma-hexachloorcyclohexaan | ng/L | 0 | 0,1 | 0,1 | 0 | 0,1 | 0,1 |
| Delta-hexachloorcyclohexaan | ng/L | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| som a-, b-, c- en d-HCH | ng/L | 0,7 | 0,6 | 0,6 | 0,6 | 0,7 | 0,7 |
| som drins | ng/L | 0,3 | 0,4 | 0,3 | 0 | 0,5 | 0,2 |
| Acenafteen | ng/L | 8,4 | 8,9 | 2,8 | 1,5 | 27,4 | 18,8 |
| Acenaftyleen | ng/L | 1,2 | 1,2 | 1,3 | 0,9 | 2 | 1,7 |
| Anthraceen | ng/L | 0 | 0 | 0,4 | 0 | 0,5 | 0,1 |
| Benzo(a)antraceen | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Benzo(a)pyreen | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Benzo(b)fluorantheen | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Benzo(ghi)peryleen | ng/L | 0,2 | 0,3 | 0,3 | 0,1 | 0,7 | 0,6 |
| Benzo(k)fluorantheen | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Chryseen | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Dibenzo(a,h)antraceen | ng/L | 0,2 | 0,3 | 0,3 | 0,1 | 0,7 | 0,6 |
| Fenanthreen | ng/L | 6,4 | 7,2 | 2,5 | 1,1 | 57 | 20,4 |
| Fluoreen | ng/L | 7 | 8,1 | 2,7 | 1,4 | 32,2 | 16,6 |
| Fluorantheen | ng/L | 1,7 | 2,4 | 6,6 | 1,4 | 12,1 | 4,9 |
| Indeno(1,2,3-c,d)pyreen | ng/L | 0,1 | 0,2 | 0,2 | 0,1 | 0,4 | 0,3 |
| Naftaleen | ng/L | 11,7 | 11 | 3,8 | 3 | 16,1 | 14 |
| Pyreen | ng/L | 1,5 | 2,2 | 5,7 | 1,3 | 7,4 | 4,6 |
| 2,2',4,5,5'-pentachloorbifenyyl | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2,3',4,4',5-pentachloorbifenyyl | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2,2',3,4,4',5'-hexachloorbifenyyl | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2,2',4,4',5,5'-hexachloorbifenyyl | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2,2',3,4,4',5,5'-heptachloorbifenyyl | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2,4,4'-trichloorbifenyyl | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 2,2',5,5'-tetrachloorbifenyyl | ng/L | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

| 4 | | 5 | | 6 | 7 | 8 | | 10 | | |
|------|------|------|------|------|------|-----|-----|------|-----|-----|
| KUN | REF | KUN | REF | KURE | KUN | REF | KUN | REF | KUN | REF |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0,1 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0 |
| 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| 0,6 | 0,6 | 0,6 | 0,7 | 0,6 | 0,6 | 0,6 | 0,8 | 0,6 | 0,9 | 0,6 |
| 0,4 | 0,6 | 0,4 | 0,2 | 0,1 | 0,4 | 0,2 | 1,7 | 0,1 | 0,2 | 0 |
| 10 | 22 | 23,1 | 23,4 | 4,2 | 6,6 | 4,8 | 3,2 | 2,4 | 8,3 | 1,7 |
| 1,5 | 1,8 | 3,2 | 2,2 | 1 | 1,1 | 1 | 1,3 | 0,9 | 2 | 0,9 |
| 0,2 | 0,2 | 5,2 | 0,8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2 | 0,4 | 0 |
| 0 | 0 | 1,9 | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0 | 0,6 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0 | 2,3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0,2 | 0,4 | 0,4 | 0,9 | 0,3 | 0,2 | 0,1 | 0,4 | 0,1 | 0,1 | 0,2 |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0 | 3,6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0,2 | 0,4 | 0,7 | 1 | 0,2 | 0,2 | 0,1 | 0,4 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| 10,8 | 24,6 | 25,8 | 61,5 | 6,7 | 5,2 | 2,5 | 4,7 | 11,2 | 3,5 | 2,5 |
| 9,5 | 20 | 11 | 26,3 | 4 | 5,7 | 3 | 4,2 | 6,4 | 7,2 | 1,2 |
| 2,9 | 4,7 | 23,6 | 31,7 | 3,1 | 1,6 | 0,8 | 3,5 | 1,4 | 2,7 | 2 |
| 0,1 | 0,2 | 0,6 | 0,6 | 0,1 | 0,1 | 0 | 0,2 | 0,1 | 0 | 0,1 |
| 12,8 | 30,9 | 14,2 | 13,3 | 5,3 | 12,2 | 6,2 | 4,3 | 3,3 | 6,3 | 5 |
| 2,5 | 3,2 | 35,7 | 16,5 | 2,1 | 1,4 | 0,6 | 3 | 1,2 | 2 | 1,5 |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

TABEL CHEMISCHE ANALYSES AAN DE WATERBODEMMONSTERS

B7.3

Resultaten van de chemische analyses aan de waterbodemmonsters samengevat in het BBK-oordeel, enkele achterliggende parameters en de toxische druk. Opmerkelijke resultaten zijn gearceerd.

| Locatie nr. | BBK- OORDEEL | Veroorzaakt door: | ORG. STOF | LUTUM % | PH - | ZINK mg/kg | \sum PAK ₁₀ mg/kg | TOXISCHE DRUK msPAF (%) | |
|-------------|-----------------|----------------------|--------------|------------|---------|---------------|-----------------------------------|-------------------------------|------|
| 1 | Natuurlijk gras | <AW | | 5,8 | 2,4 | 7,8 | 108 | 0,4 | 6,9 |
| | Kunstgras | <AW | | 2,5 | 6,6 | 8,0 | 42 | <0,4 | 3,0 |
| 2 | Natuurlijk gras | <AW | | 8,3 | 24 | 7,7 | 73 | 0,9 | 4,8 |
| | Kunstgras | <AW | | 11 | 25 | 8,0 | 83 | 0,7 | 5,4 |
| 3 | Natuurlijk gras | B | Sn | 2 | <2 | 8,0 | 83 | <0,4 | <1 |
| | Kunstgras | <AW | | 4 | <2 | 7,7 | 151 | 0,4 | 6,3 |
| 4 | Natuurlijk gras | B | Mo,Ni,Sn | 30 | 14 | 7,7 | 215 | 0,8 | 9,6 |
| | Kunstgras | <AW | | 8,2 | 26 | 7,8 | 100 | 0,8 | 6,8 |
| 5 | Natuurlijk gras | A | | 1,9 | <2 | 7,3 | 55 | 3,7 | 28,1 |
| | Kunstgras | A | | 1,9 | 2,1 | 7,8 | 109 | 1,4 | 9,4 |
| 6 | Natuurlijk gras | B | Mo,Sn,Zn,As | 17 | 9,3 | 7,6 | 636 | 3,6 | 15,4 |
| | Kunstgras | B | Mo,Sn,Zn,As | 18 | 10 | 7,4 | 877 | 3,2 | 14,9 |
| 7 | Natuurlijk gras | <AW | | 7,8 | 31 | 7,5 | 100 | <0,4 | 4,2 |
| | Kunstgras | >I | As | 10 | 26 | 7,3 | 186 | 0,9 | 11,3 |
| 8 | Natuurlijk gras | A | | 4,7 | 4,3 | 7,2 | 380 | <0,4 | <1 |
| | Kunstgras | B | Zn | 5,7 | 4 | 7,1 | 1667 | 0,4 | 3,4 |
| 9 | Natuurlijk gras | >I | Sb | 3,9 | <2 | 6,1 | <15 | <0,4 | <1 |
| | Kunstgras | <AW | | 8,9 | <2 | 5,9 | <14 | <0,4 | <1 |
| 10 | Natuurlijk gras | <AW | | 13 | 33 | 7,6 | 76 | 0,3 | <1 |
| | Kunstgras | <AW | | 7,3 | 25 | 8,1 | 123 | 0,6 | 3,2 |

Voor zink kan wel een verband met de toepassing van rubbergranulaat verwacht worden. Voor locatie 6 is het zinkgehalte in beide sloten (kunstgras en referentie) verhoogd tot klasse B, waarbij moet worden opgemerkt dat beide monsterpunten zeer dicht bij elkaar in de buurt lagen. Voor locatie 8 is er een groot verschil in het zinkgehalte tussen het kunstgrasveld en de referentie namelijk 1667 versus

380 mg/kg gest. Deze 1667 mg/kg nadert de interventiewaarde van 2000 mg/kg en heeft waarschijnlijk verband met de hoge zinkconcentratie in het drainagewater van dit veld.

Om te beoordelen in welke mate de aangetroffen gehalten ook toxische effecten kunnen veroorzaken, is voor ieder waterbodemmonster de toxische druk berekend. Hierbij is gebruik gemaakt van de berekeningsmethode uit de Handreiking Beoordelen Waterbodems (Min I&M, 2010). De resulterende msPAF-waarden zijn ook in [tabel 3.2](#) opgenomen.

STOWA IN HET KORT

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

STOWA werkt in hoge mate vraaggestuurd. We inventariseren nauwgezet welke kennisvragen waterschappen hebben en zetten die vragen uit bij de juiste kennisleveranciers. Het initiatief daarvoor ligt veelal bij de kennisvragende waterbeheerders, maar soms ook bij kennisinstellingen en het bedrijfsleven. Dit tweerichtingsverkeer stimuleert vernieuwing en innovatie.

Vraaggestuurd werken betekent ook dat we zelf voortdurend op zoek zijn naar de 'kennisvragen van morgen' - de vragen die we graag op de agenda zetten nog voordat iemand ze gesteld heeft - om optimaal voorbereid te zijn op de toekomst.

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

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

De grondbeginselen van STOWA zijn verwoord in onze missie:

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



STOWA

Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

Bezoekadres

Stationsplein 89, vierde etage
3818 LE Amersfoort

t. 033 460 32 00
e. stowa@stowa.nl
i. www.stowa.nl

COLOFON

Amersfoort, Juni 2018

Uitgave

Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer | Postbus 2180 | 3800 CD Amersfoort

Auteurs

Jaap Postma (Ecofide) & Ron van der Oost (Waternet)

Projectuitvoering

Jaap Postma & Rineke Keijzers (Ecofide), Ron van der Oost (Waternet), Mai Thao Nguyen & Rob Visee (Stichting Waterproef)

Deze studie is tot stand gekomen dankzij een financiële bijdrage van de waterschappen Brabantse Delta, Drents Overijsselse Delta, Vechtstromen, de Dommel, Rivierenland en Noorderzijlvest, Waternet en de Hoogheemraadschappen van Schieland en Krimpenerwaard, Rijnland, Delfland en Hollands Noorderkwartier.

Het rapport is inhoudelijk getoetst door Ronald Gylstra (WS Rivierenland) en een wetenschappelijke klankbordgroep van vijf experts, die ook de toetsing van het RIVM onderzoek heeft verzorgd. Dit betrof Prof. Dr. Rob Comans, Prof. Dr. Bart Koelmans, Prof. Dr. Ad Ragas, Prof. Dr. Pim de Voogt en Ir. Theo Edelman.

Vormgeving Shapeshifter.nl | Utrecht

Druk DPP | Houten

STOWA 2018-37

ISBN 978.90.5773.805.0

Waternet 18.029800

Copyright

De informatie uit dit rapport mag worden overgenomen, mits met bronvermelding. De in het rapport ontwikkelde, dan wel verzamelde kennis is om niet verkrijgbaar. De eventuele kosten die STOWA voor publicaties in rekening brengt, zijn uitsluitend kosten voor het vormgeven, vermenigvuldigen en verzenden.

Disclaimer

Dit rapport is gebaseerd op de meest recente inzichten in het vakgebied. Desalniettemin moeten bij toepassing ervan de resultaten te allen tijde kritisch worden beschouwd. De auteurs en STOWA kunnen niet aansprakelijk worden gesteld voor eventuele schade die ontstaat door toepassing van het gedachtegoed uit dit rapport.

stowa

STICHTING
TOEGEPAST ONDERZOEK WATERBEHEER

stowa@stowa.nl www.stowa.nl
TEL 033 460 32 00 FAX 033 460 32 01
Stationsplein 89 3818 LE AMERSFOORT
POSTBUS 2180 3800 CD AMERSFOORT

