



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Cumulatie ZZS en vergunningverlening (vervolgonderzoek 2023)

Cumulatie ZZS en vergunningverlening (vervolgonderzoek 2023)

RIVM-briefrapport 2023-0411

Colofon

© RIVM 2023

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave.

Het RIVM hecht veel waarde aan toegankelijkheid van zijn producten. Op dit moment is het echter nog niet mogelijk om dit document volledig toegankelijk aan te bieden. Als een onderdeel niet toegankelijk is, wordt dit vermeld. Zie ook www.rivm.nl/toegankelijkheid.

DOI 10.21945/RIVM-2023-0411

C.W.M. Bodar (auteur), RIVM
W. ter Burg (auteur), RIVM
M. Faber (auteur), RIVM
R. van Herwijnen (auteur), RIVM
M. Hof (auteur), RIVM
L. van Leeuwen (auteur), RIVM
M. Naus (auteur), RIVM
M. Pronk (auteur), RIVM

Contact:
Charles Bodar
Centrum Veiligheid van Stoffen en Producten
charles.bodar@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van de Beleidsdirectie Omgevingsveiligheid en Milieurisico's van het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat in het kader van het project Impulsprogramma Chemische stoffen.

Dit is een uitgave van:
**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
Nederland
www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Cumulatie ZZS en vergunningverlening (vervolgonderzoek 2023)

Bedrijven krijgen van de overheid een vergunning voor de hoeveelheid chemische stoffen, waaronder Zeer Zorgwekkende Stoffen (ZZS), die ze mogen uitstoten. De industrie stoot vaak mengsels van verschillende stoffen tegelijk uit naar water en lucht, maar de vergunningverlener beoordeelt meestal de risico's per stof en niet van het hele mengsel. Mensen en het milieu kunnen aan zulke mengsels worden blootgesteld. De schadelijke effecten van een mengsel kunnen groter zijn dan de effecten van één stof (cumulatie). Hoe groot die kans is, hangt af van de samenstelling, de concentraties en de schadelijkheid van de stoffen.

In een eerder onderzoek heeft het RIVM verkend welke mogelijkheden er zijn om bij de vergunningverlening meer rekening te houden met het effect van een mengsel. Die mogelijkheden zijn nu verder uitgewerkt.

Het RIVM heeft onder andere methoden ontwikkeld om de effecten van stoffenmengsels voor mens en milieu te kunnen inschatten bij de vergunningverlening. Uitvoeringsinstanties, zoals omgevingsdiensten, kunnen deze methoden gebruiken. Het RIVM beveelt aan de voorstellen met uitvoeringsinstanties verder uit te werken, zodat ze in de praktijk goed zijn uit te voeren.

Ook heeft het RIVM een methode ontwikkeld om in kaart te brengen waar in Nederland ZZS het meest voorkomen en/of effecten hebben op mens en milieu. Deze informatie kan bijvoorbeeld helpen bij het al dan niet toestaan van uitstoot in een gebied waar al veel schadelijke stoffen in het milieu zitten.

Het RIVM benadrukt dat er nog onzekerheden zijn in deze methode en kaarten. Dat komt voor een groot deel door een gebrek aan gegevens over ZZS. Het RIVM werkt aan een database die meer gegevens over de uitstoot van ZZS door bedrijven op gaat leveren. Zo ontstaat naar verwachting een beter beeld van ZZS-mengsels in het milieu.

In algemene zin benadrukt het RIVM om zo min mogelijk ZZS naar de leefomgeving uit te stoten. Dat verkleint de mogelijke cumulatieve effecten van ZZS voor mens en milieu.

Kernwoorden: ZZS, Zeer Zorgwekkende Stoffen, emissies, vergunningen, cumulatie, mengsels, milieudruk

Synopsis

Cumulation of SVHCs and permit issuance (follow-up study 2023)

In the Netherlands, companies are required to obtain government permits that dictate the amount of chemicals, including Substances of Very High Concern (SVHCs; Dutch ZZS), they can emit. Typically, industrial companies emit mixtures of various substances simultaneously to water and air. However, permit issuers often assess risks on a per-substance basis rather than considering the entire mixture. People and the environment may be exposed to these mixtures. The risk that a mixture will have harmful effects (cumulation) could be higher than the probability of the constituent substances having harmful effects individually. The level of this risk depends on the mixture's composition, the concentrations of the individual substances and the hazard posed by them.

In a previous study, RIVM explored possibilities to better account for the effects of mixtures in the permitting process. These possibilities have now been developed further.

Among other things, RIVM has devised methods to actually gauge the effects of substance mixtures on humans and the environment during the permit issuance process. Authorities, such as environmental services, can use these methods in their work. RIVM recommends working together with these authorities to refine the proposed methods for practical applicability.

Furthermore, RIVM has created a method to map where SVHCs are most prevalent and/or where their effects on humans and the environment are most significant in the Netherlands. This information can aid decisions on permitting emissions in areas already burdened with significant environmental pollutants.

RIVM emphasises that uncertainties still exist in these methods and maps, mainly due to a lack of data on SVHCs. RIVM is developing a database that is expected to provide more information on the emission of SVHCs by companies, which will lead to a better understanding of SVHC mixtures in the environment.

In a general sense, RIVM stresses the importance of minimising the emission of SVHCs into the living environment. This will reduce the potential cumulative effects of these SVHCs on humans and the environment.

Keywords: SVHC, Substances of Very High Concern, emissions, permits, cumulation, mixtures, environmental pressure

Inhoudsopgave

Samenvatting — 9

1 Inleiding — 15

- 1.1 Achtergrond en doel — 15
- 1.2 Cumulatie — 16
- 1.3 Leeswijzer — 16

2 Algemene achtergrond vergunningverlening ZZS — 17

- 2.1 Inleiding — 17
- 2.2 Water — 17
 - 2.2.1 ABM — 18
 - 2.2.2 Immissietoets — 18
- 2.3 Lucht — 20
 - 2.3.1 Inleiding — 20
 - 2.3.2 Toetsen van emissies aan grensmassastroom en emissiegrenswaarden — 20
 - 2.3.3 Sommatiebepaling — 21
 - 2.3.4 Immissies — 21
- 2.4 Bodem — 22

3 Sommatie bij luchtemissies — 23

- 3.1 Inleiding — 23
- 3.2 Toelichting sommatiebepaling voor lucht — 23
 - 3.2.1 Emissietoets — 23
 - 3.2.2 Immissietoets — 25
- 3.3 Reden van vervallen sommatiebepaling — 25
- 3.4 Effect van vervallen sommatiebepaling — 26
 - 3.4.1 Aantal gevallen waarin wijzigingen effect hebben voor toegestane emissies bedrijven — 26
 - 3.4.2 Maximale verruiming emissienorm — 27
- 3.5 Mogelijkheden andere stofklasse indelingen, inclusief sommatie — 29
 - 3.5.1 Aanleiding en doel — 29
 - 3.5.2 Stofklassen op basis van toxicologische effecten — 29
 - 3.5.3 Depositienormen voor bodemverontreinigende stoffen — 33
- 3.6 Conclusies en aanbevelingen — 36

4 ZZS-milieudruk in kaart — 37

- 4.1 Inleiding — 37
 - 4.1.2 Samenhang met andere projecten — 38
- 4.3 Analyse van beschikbare gegevens — 39
 - 4.3.1 Emissies van ZZS — 39
 - 4.3.2 Concentraties van ZZS in het milieu — 42
 - 4.3.3 Toxische druk van ZZS in oppervlaktewater — 43
- 4.4 Kaartweergaven van ZZS druk — 45
 - 4.4.1 Lucht — 46
 - 4.4.2 Oppervlaktewater — 47
- 4.5 Conclusies en aanbevelingen — 52

5 Methodieken voor beoordelen mengselrisico's (immissietoets) — 55

5.1	Inleiding en doel — 55
5.2	Bestaande algemene benaderingen voor de beoordeling van cumulatie/ mengseltoxiciteit (mens) — 55
5.3	Lucht — 60
5.3.1	Inleiding — 60
5.3.2	Aanpak voor cumulatie in vergunningverleningsproces — 61
5.3.3	Conclusies en aanbevelingen — 65
5.4	Water — 68
5.4.1	Inleiding — 68
5.4.2	Casussen — 68
5.4.3	Werkwijze — 69
5.4.4	Resultaten — 70
5.4.5	Onzekerheden en aandachtspunten in de HI-methode — 72
5.4.6	Conclusies en aanbevelingen — 73
6	Conclusies en aanbevelingen — 77
7	Referenties — 83
	Dankwoord — 85
	Afkortingenlijst — 87
	Bijlage 1 — 89
	Bijlage 2 — 108

Samenvatting

Bedrijven stoten in veel gevallen meerdere stoffen uit naar het milieu, waaronder Zeer Zorgwekkende Stoffen (ZZS). Op die manier wordt de leefomgeving van deze bedrijven gelijktijdig blootgesteld aan mengsels van deze stoffen (cumulatie). De vergunningverlening speelt een belangrijke rol bij het beheersen van de uitstoot van stoffen door bedrijven, maar cumulatie-aspecten blijven grotendeels buiten beeld.

In 2021 rees vanuit de politiek de vraag om te onderzoeken of, en zo ja, hoe cumulatie kan worden meegenomen bij de risicobeoordeling in de vergunningverlening. Het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) vroeg vervolgens het RIVM om zich te buigen over dit vraagstuk. Het RIVM constateerde dat cumulatie van ZZS inderdaad niet of nauwelijks wordt meegenomen in de huidige vergunningverlening. Maar het RIVM benadrukte ook dat er technisch-wetenschappelijke opties zijn om dit wél te doen. Het RIVM adviseerde deze mogelijkheden nader te onderzoeken en daarbij ook na te gaan in welke situaties het meenemen van cumulatie-effecten het meest zinvol is. Per kamerbrief heeft de Staatssecretaris van IenW laten weten deze aanbevelingen op te pakken via het starten van het voorliggende tweede fase onderzoek.

Dit tweede fase onderzoek spitste zich toe op de beantwoording van de volgende vier kennisvragen:

1. *Sommatie*. In de Omgevingswet verandert de invulling van de zogenoemde 'sommatiebepaling'. De vraag is of deze wijziging niet onbedoeld leidt tot een versoepeling van het emissiebeleid ten aanzien van cumulatie van stoffen.
2. *ZZS-milieudruk in kaart*. Kan het RIVM een methode ontwikkelen om de verdeling van de druk van ZZS in Nederland inzichtelijk te maken? Met het in kaart brengen van de ZZS-belasting kan informatie beschikbaar komen om te beoordelen waar het meewegen van cumulatie van ZZS relevant kan zijn en gebieden te prioriteren.
3. *Methodieken beoordelen mengselrisico's*. Aan het RIVM de vraag om concrete methoden uit te werken om cumulatie van stoffen mee te nemen bij de vergunningverlening (lucht en water).
4. *Metalen*. Bedrijven stoten metalen uit naar water en lucht, waaronder zware metalen als lood. Omwonenden kunnen worden blootgesteld aan deze metalenmengsels. De risicobeoordeling van metalenmengsels kent echter nog verschillende wetenschappelijke kennishiaten. Het RIVM wordt verzocht om een aantal van deze leemtes in te vullen aan de hand van een of meer relevante casussen (onder meer depositiestof bij Tata Steel Nederland).

De resultaten van de eerste drie onderdelen zijn in dit rapport beschreven. Het rapport over metalen verschijnt naar verwachting medio 2024.

De conclusies en aanbeveling per onderdeel zijn:

1. Sommatie

Het Nederlandse luchtemissiebeleid heeft stoffen ingedeeld in stofklassen. De stofklasse waarin een stof is ingedeeld bepaalt welke specifieke beperkingen er gelden voor de uitstoot van die stof naar lucht. Verder geldt er een sommatiebepaling die (beperkt) rekening houdt met gelijktijdig optredende luchtemissies van stoffen. ZZS zijn onderverdeeld in drie stofklassen, ERS, MVP1 en MVP2. In het Besluit activiteiten leefomgeving (Bal) onder de Omgevingswet blijft de sommatiebepaling *binnen* deze ZZS-stofklassen behouden. De sommatie *over* de verschillende ZZS-stofklassen vervalt echter met de inwerkingtreding van de Omgevingswet. Deze wijziging lijkt voornamelijk ingegeven te zijn vanuit praktische motieven en de aanname dat de negatieve gevolgen voor de leefomgeving gering zijn. Het RIVM heeft nu in meer detail gekeken naar wat de gevolgen kunnen zijn van deze wijziging. Onze analyse laat zien dat het percentage bedrijven waarop deze wijziging invloed kan hebben gering is. Bovendien geldt dat de kans klein is dat het, in voorkomende gevallen, leidt tot een verruiming van de toegestane emissies. Deze conclusies gelden in algemene zin, de kans dat een individueel bedrijf hierop een uitzondering vormt is niet nul.

In het verlengde van de IenW-kennisvraag over de sommatiebepaling zijn nog twee andere aspecten rond de beoordeling van luchtemissies bekeken: a) een alternatieve stofklasse-indeling en b) de depositie van stoffen vanuit lucht naar bodem en water.

a) Duitsland kent een andere stofklasse-indeling dan Nederland voor zorgstoffen (lucht) waarbij onderscheid is gemaakt tussen de verschillende soorten ZZS (mutageen, reprotoxisch, carcinogeen). De vraag is of deze indeling voordelen biedt ten opzichte van het huidige systeem in Nederland, mede in relatie tot cumulatie. We bevelen niet aan om de Duitse stofklasseindeling nader te verkennen voor een mogelijke plek in het Nederlandse vergunningverleningsproces. De voordelen lijken niet op te wegen tegen de nadelen. We zijn niet overtuigd dat deze aanpak tot een betere bescherming van mens en milieu leidt in Nederland. De Duitse systematiek geeft ook niet meer of betere handvatten voor het meenemen van cumulatie bij de vergunningverlening.

b) In tegenstelling tot Nederland hebben Duitsland en Vlaanderen in hun emissiebeleid ook specifiek aandacht voor stoffen die via depositie op de bodem terecht kunnen komen. Ze hebben hiervoor depositiewaarden afgeleid voor enkele stoffen en Duitsland benoemt bovendien ook een klasse 'bodemverontreinigende stoffen'. We hebben de systematiek in Vlaanderen en Duitsland niet in detail uitgezocht, maar denken wel dat deze aanpak nuttige aanknopingspunten biedt om op voort te bouwen in Nederland. Onze aanbeveling is daarom om bij de vergunningverlening beter te kijken naar stoffen (ZZS in het bijzonder) die op basis van milieugedrag, zoals persistentie, relevant zijn voor depositie naar bodem en water. We benoemen verschillende mogelijkheden om hier vervolgens mee om te gaan waarbij ook aandacht nodig is voor de cumulatie van de stoffen. Een deel van deze aspecten wordt inmiddels al opgepakt in nieuw, lopend RIVM-onderzoek.

2. ZZS-miliedruk in kaart

Het RIVM heeft een methode ontwikkeld om een geografisch beeld te krijgen van de miliedruk door de aanwezigheid van ZZS-mengsels in Nederland. De beschreven methodiek maakt onderscheid tussen ZZS-druk door emissies, concentraties en effecten van ZZS, waarmee idealiter de causaliteitsketen (emissies → concentraties → effecten) wordt gevolgd. We laten ook kaartbeelden zien als een *ruwe indicatie* van de verkregen resultaten. We wijzen er op dat ZZS-emissies vanuit diffuse bronnen, zoals verkeer en huishoudens, *niet* zijn meegenomen in onze analyses. De focus van het huidige ZZS-emissiebeleid ligt immers in eerste instantie bij de uitstoot van ZZS door industriële (punt)bronnen.

Het RIVM benoemt een aantal onzekerheden in de ontwikkelde methodiek. Eén daarvan is de geringe beschikbaarheid van emissiegegevens voor ZZS. De Emissieregistratie is vooralsnog de belangrijkste bron voor zulke ZZS-emissiegegevens, maar deze database bevat op dit moment slechts informatie voor 90 verschillende ZZS. We concluderen daaruit dat de emissiekaartbeelden naar alle waarschijnlijkheid een onderschatting geven van de daadwerkelijke ZZS-miliedruk door bedrijven. We bevelen daarom aan om de uitgevoerde analyses te verbeteren met de gegevens die beschikbaar komen via de ZZS-emissiedatabase die momenteel in ontwikkeling is. Met deze database komen meer data beschikbaar voor zowel het aantal ZZS als het aantal bedrijven met ZZS-emissies, inclusief hun geografische ligging in Nederland.

Een andere beperking is het geringe aantal ZZS die in lucht worden gemeten. Dit beperkt zich nu tot enkel een handvol stoffen. Het systematisch meten van meer ZZS in lucht achten we zinvol om de ZZS-druk beter in beeld te krijgen. Dit vraagt om een nadere analyse om welke stoffen dit in eerste instantie zou moeten gaan.

We geven enkele opties om de methodiek te verfijnen. Het RIVM heeft er in de kaartbeelden voor gekozen om de geografische spreiding van de druk te koppelen aan de beheersgebieden van omgevingsdiensten (lucht) en waterschappen (water). Dit is een betrekkelijk grofmazige insteek. De score 'verhoogde druk' geldt nu immers voor een geheel gebied, terwijl het werkelijke probleem veel lokaler kan spelen. In dat opzicht is verfijning van de methodiek wenselijk, bijvoorbeeld door meer in te zoomen op de verdeling van de individuele locaties in een gebied of een andere, meer kleinschalige gebiedsindeling te kiezen.

Alleen voor het compartiment water was het mogelijk om de drie stappen in de causaliteitsketen, dat wil zeggen emissies, concentraties én effecten in beeld te brengen. De causale verbanden tussen deze stappen kunnen we echter (nog) niet zichtbaar maken voor water. We geven een aantal verklaringen voor het vooralsnog ontbreken van deze causale verbanden. Dit betreft onder meer dat de criteria voor de identificatie van ZZS breder zijn dan de giftigheid voor waterorganismen. Zo is een kankerverwekkende ZZS niet op voorhand (zeer) giftig voor waterorganismen. Verder worden er in oppervlaktewater deels andere ZZS gemeten dan dat er

emissiegegevens voor zijn. En ook kunnen gemeten ZZS-concentraties beïnvloed zijn door andere emissiebronnen die zorgen voor een achtergrondblootstelling. Denk hierbij vooral ook aan diffuse bronnen van ZZS (zie boven).

De methode voor het berekenen van toxische druk (effecten) door ZZS-mengsels gaat uitsluitend over effecten op waterorganismen. Het meten van toxische druk bij mensen is complexer. Voor lucht ontbreken veelal gegevens over werkelijke concentraties en is de koppeling met gezondheidseffecten op nationale schaal nog niet te maken. Er lopen diverse onderzoeksprojecten om hier meer grip op te krijgen (o.a. PARC, PoC TSN). Het is belangrijk om de in dit onderzoek opgedane kennis actief te delen met deze initiatieven en, omgekeerd, bij het nadenken over vervolgonderzoek naar cumulatie van stoffen gebruik te maken van de onderzoeksresultaten van anderen.

Ondanks de bovengenoemde onzekerheden achten we het zinvol om nader te verkennen wat de mogelijke handelingsperspectieven zijn wanneer er een betrouwbaar(der) zicht is op de verdeling van de ZZS-druk in Nederland. Een denkrichting hierbij is dat een vergunningverlener, meer dan nu het geval is, de in een gebied reeds aanwezige achtergrondblootstelling van ZZS kan betrekken bij het bepalen hoeveel (mengsel)uitstoot nog is toegestaan vanuit een bedrijf. Deze achtergrondbelasting wordt op dit moment niet of nauwelijks meegenomen in het vergunningverleningsproces, zeker niet voor de luchtmissies. Hier zit mogelijk een koppeling met de in dit onderzoek ontwikkelde methoden om mengselrisico's te beoordelen van het door een bedrijf uitgestoten mengsel (zie onder 3. Methodieken beoordelen mengselrisico's).

Samenwerking met regionale uitvoeringsinstanties, zoals omgevingsdiensten en waterschappen, is essentieel voor de verdere interpretatie van de resultaten en voor de ontwikkeling van verfijningsstappen van de methoden, inclusief de toepassingsmogelijkheden.

3. Methodieken beoordelen mengselrisico's

We hebben methoden ontwikkeld om bij de immissietoetsen voor lucht en water de risico's van het uitgestoten mengsel in te kunnen schatten. De methoden zijn beide gebaseerd op state-of-the-art wetenschappelijke principes (concentratie-additie). De aandacht gaat uit naar een koppeling met de immissietoetsen bij de vergunningverlening, omdat daar wordt gekeken naar de risico's van de stoffen voor mens en milieu. De methoden sluiten bovendien aan bij de reeds aanwezige informatie voor het uitvoeren van de immissietoetsen bij de vergunningverlening. Dit maakt – in theorie – het gebruik van de methoden, met name de initiële stappen, laagdrempelig voor de uitvoerders.

Bij lucht ligt de focus op effecten voor de mens, bij water op de effecten voor waterorganismen en/of de mens. Dit houdt verband met het feit dat de Maximaal Toelaatbare Risiconiveaus (MTRs) voor lucht bijna altijd zijn gebaseerd op inhalatoire gezondheidseffecten, terwijl de

Milieukwaliteitsnormen (MKN) voor water voor ZZS zowel voor de mens als het ecosysteem kunnen gelden. De MTR- en MKN-waarden zijn een essentieel onderdeel van de immissietoetsen voor, respectievelijk, water en lucht.

De ontwikkelde methodiek voor *lucht* kent een getrapte aanpak: tier 0 en tier 1. In tier 0 wordt onderzocht of de som van de individuele risico's van de aanwezige stoffen in het mengsel een bepaalde afkapgrens (in principe 1) overschrijdt. Tier 0 geldt als een conservatieve stap, omdat daarin alle stoffen geacht worden bij te dragen aan het risico, ongeacht hun werkingsmechanisme en ongeacht hun doelorga(n)en van toxiciteit. Wordt de afkapgrens niet overschreden, dan is het niet te verwachten dat het uitgestoten mengsel tot gezondheidseffecten leidt. Wordt de afkapgrens wel overschreden, dan worden in tier 1 de stoffen gegroepeerd naar doelorgaan van toxiciteit en volgt een meer specifieke risicobeoordeling op doelorgaan-niveau, bijvoorbeeld nier of long. Een verdere verfijning van de risicobeoordeling, dus na tier 1, lijkt praktisch gezien geen optie.

De ontwikkelde *water* methodiek bestaat, net als voor lucht, uit een conservatieve initiële stap. Deze is ook gebaseerd op de som van de risico's van de individuele stoffen in het geloosde mengsel. Wanneer deze som onder de afkapgrens blijft, dan is de kans op mengseleffecten van het geloosde mengsel verwaarloosbaar. Bij overschrijding zijn mengselrisico's niet uit te sluiten. We schetsen enkele opties voor een verdere verfijning van de risicobeoordeling, zoals de ms-PAF methode en/of bioassays.

Bij water is reeds een tweetal casussen doorgerekend met de voorgestelde aanpak, voor lucht nog slechts één casus. De RIVM-aanbeveling is om dit aantal voor lucht in vervolgonderzoek uit te breiden, en om tevens voor water nog een aantal casussen door te rekenen. Dit om de reikwijdte en robuustheid van de methoden nader vast te stellen.

De methodieken voor water en lucht betreffen rekenkundige stappen, d.w.z. de optelling van de risicoquotienten van de aanwezige individuele ZZS (en andere stoffen) in het mengsel. We benoemen de bijbehorende onzekerheden waaronder de al aanwezige achtergrondblootstelling als gevolg van ZZS-emissies van andere bronnen (industriële en niet-industriële/diffuus). Deze achtergrond zorgt voor een vorm van toxische druk die los staat van de blootstelling vanuit een specifiek bedrijf. We bevelen aan om nader te onderzoeken hoe hier meer rekening mee kan worden gehouden, want het is op voorhand een onderschatting van de werkelijke risico's. Een koppeling met de uitkomsten van het onderdeel 'ZZS-miliedruk in kaart' ligt hierbij voor de hand (zie onder 2). Het is ook zinvol om te onderzoeken waar een eventuele aansluiting zit met het hanteren van de Mixture Assessment Factor (MAF), een generieke factor om mengseleffecten te verkleinen van 'alle' uitgestoten stoffen naar het milieu. Deze MAF gaat mogelijk een plek krijgen binnen het Europese REACH-kader, maar een equivalent van deze REACH-MAF zou ook een rol kunnen spelen in het nationale emissiebeleid. Wij raden bovendien aan de mogelijkheid te onderzoeken voor het meenemen van een allocatiefactor bij de MTR_{lucht} afleiding. Deze factor

ontbreekt daar nu in tegenstelling tot bij de MKN-afleiding voor water. De allocatiefactor biedt een veiligheidsmarge voor geaggregeerde blootstelling aan *dezelfde* stof via andere bronnen. Desalniettemin zou de toepassing ervan ook een aantal onzekerheden in de risicobeoordeling van mengsels als gevolg van de blootstelling van de mens aan *meerdere* stoffen kunnen verkleinen. We benadrukken in dit verband wel dat een onnodige stapeling van veiligheidsfactoren die eenzelfde onzekerheid beogen af te dekken, moet worden voorkomen in de risicobeoordeling.

Naast chemische stoffen, zoals ZZS, neemt de huidige vergunningverlening ook andere stressoren, zoals fijnstof, mee in de risicobeoordeling. De toetsing van deze andere stressoren staat methodologisch echter los van die van stoffen. In de risicobeoordeling van stoffen en hun mengsels is de aanname dat de stoffen ongebonden beschikbaar zijn voor opname in de mens. Die aanname doen we ook bij de in dit rapport voorgestelde methodieken voor de beoordeling van mengsels. In werkelijkheid zal een deel van de stoffen gebonden zijn aan deeltjes, waaronder ook fijnstof. We bevelen aan om in een volgende fase te onderzoeken of, en, zo ja, hoe een mogelijke koppeling tussen chemische stoffen en fijnstof kan worden meegenomen in de risicobeoordeling.

De ontwikkelde aanpak voor water en lucht is voorgelegd aan vertegenwoordigers van uitvoeringsorganisaties tijdens een workshop van het ZZS-kennisnetwerk. De reacties waren over het algemeen positief, maar de aanwezigen benoemden ook een aantal aandachtspunten bij de verdere implementatie (o.a. handelingsperspectieven, handleiding en verankering in wet- en regelgeving). Het is belangrijk om vergunningverleners te betrekken bij de verdere stappen in dit proces.

Voor ZZS geldt een zogenoemde minimalisatieverplichting. Het RIVM benadrukt *in algemene zin* het belang dat bedrijven grote(re) inspanningen leveren om de emissies van individuele ZZS naar de leefomgeving te beperken. Des te kleiner zullen de mogelijke cumulatieve effecten van ZZS zijn voor mens en milieu.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond en doel

Bedrijven stoten in veel gevallen meerdere stoffen uit naar het milieu, waaronder Zeer Zorgwekkende Stoffen (ZZS). Op die manier worden omwonenden van deze bedrijven gelijktijdig blootgesteld aan mengsels van deze stoffen (cumulatie). Dit roept maatschappelijke en bestuurlijke vragen en onzekerheden op (o.a. RLI, 2019).

In 2021 is in de Tweede Kamer een motie van kamerlid Grinwis aangenomen die luidde: *“constaterende dat cumulatie bij de emissie van zeer zorgwekkende stoffen tot op heden niet wordt meegenomen bij vergunningverlening; overwegende dat hierdoor de gezondheidsrisico's van omwonenden niet goed kunnen worden ingeschat; verzoekt de regering te onderzoeken of en hoe cumulatie bij de emissie van zeer zorgwekkende stoffen voortaan kan worden meegewogen in de risico-inventarisatie bij vergunningverlening en de Kamer te informeren over de resultaten.”*

Het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) heeft destijds het RIVM gevraagd om zich te buigen over dit vraagstuk. Het RIVM heeft vervolgens een verkennend onderzoek uitgevoerd met als belangrijke conclusie dat cumulatie van ZZS inderdaad niet of nauwelijks wordt meegenomen in de huidige vergunningverlening (Bodar et al., 2022). Maar het RIVM constateerde ook dat er technisch-wetenschappelijke opties zijn om dit wel te doen. Kanttekening daarbij was dat er op diverse vlakken kennishiaten zijn waardoor niet alle vragen meteen kunnen worden beantwoord. Het RIVM adviseerde deze nader te onderzoeken en daarbij ook na te gaan in welke situatie het meenemen van cumulatie-effecten het meest zinvol is. Per kamerbrief heeft de Staatssecretaris van IenW laten weten deze aanbevelingen op te pakken via het starten van een tweede fase onderzoek (TK, 15 juni 2022).

Dit tweede fase onderzoek over cumulatie en vergunningverlening spitst zich toe op de volgende vier deelprojecten:

- 1. Sommatie** Met de inwerkingtreding van de Omgevingswet verandert de invulling van de zogenoemde 'sommatiebepaling'. De vraag is of deze wijziging niet onbedoeld leidt tot een versoepeling van het emissiebeleid ten aanzien van cumulatie van stoffen.
- 2. Milieudruk van ZZS in kaart** Kan het RIVM een methode ontwikkelen om de verdeling van de druk van ZZS in Nederland inzichtelijk te maken? Met het in kaart brengen van de ZZS-belasting kan informatie beschikbaar komen om te beoordelen waar het meewegen van cumulatie van ZZS relevant kan zijn en gebieden te prioriteren.
- 3. Methodieken beoordelen mengselrisico's** Het RIVM werkt concrete methoden uit om cumulatie van stoffen mee te nemen bij de vergunningverlening (lucht en water) en onderzoekt voor

welke onderdelen van de vergunningverlening dit het meest zinvol is.

- 4. Metalen** Bedrijven stoten metalen uit naar water en lucht, waaronder zware metalen als lood. Omwonenden kunnen worden blootgesteld aan deze metalenmengsels. De risicobeoordeling van metalenmengsels kent echter nog verschillende wetenschappelijke kennishiaten. Dit deelproject probeert een aantal van deze leemtes in te vullen aan de hand van een of meer relevante casussen (onder meer depositiestof bij Tata Steel Nederland).

De resultaten van de eerste drie deelprojecten beschrijven we in dit rapport. Het rapport over metalen verschijnt naar verwachting in het tweede kwartaal van 2024.

1.2 Cumulatie

Cumulatie is een begrip met vele interpretaties en definities. We hanteren in dit onderzoek dezelfde definitie als in het eerste fase onderzoek, namelijk *'de optelling van milieu- en gezondheidsrisico's door gelijktijdige blootstelling aan verschillende chemische stoffen waaronder ZZS'*. Voor meer details: zie Bodar et al. (2022).

1.3 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 van dit rapport beschrijft in grote lijnen de stappen in het huidige vergunningverleningsproces voor de industriële emissies van chemische stoffen, ZZS in het bijzonder. We stippen ook de relevante wijzigingen aan bij de inwerkingtreding van de Omgevingswet. Deze informatie dient als basis voor de verdere hoofdstukken van het rapport. In Hoofdstuk 3 wordt ingegaan op de gevolgen van de Omgevingswet (OW) voor de zogenoemde sommatiebepaling in de emissietoets voor lucht. Deze sommatiebepaling houdt beperkt rekening met de gelijktijdige uitstoot van meerdere ZZS naar lucht vanuit een bedrijf. Hoofdstuk 4 laat zien welke methodieken geschikt zijn om de geografische verdeling van de milieudruk van ZZS in Nederland te bepalen. We tonen kaarten met de geografisch verdeling van die ZZS-druk als indicatie van wat mogelijk is met de ontwikkelde methodiek en de op dit moment beschikbare gegevens.

Hoofdstuk 5 beschrijft twee methoden om bij de vergunningverlening de risico's van mengsels van ZZS te beoordelen voor de compartimenten water en lucht.

Hoofdstuk 6 sluit het rapport af met algemene conclusies en aanbevelingen.

2 Algemene achtergrond vergunningverlening ZZS

2.1 Inleiding

Dit hoofdstuk beschrijft een aantal relevante onderdelen van de vergunningverlening in Nederland voor chemische stoffen. Het is bedoeld als achtergrond voor de hierop volgende hoofdstukken. Het betreft nadrukkelijk een schets op hoofdlijnen die voornamelijk gebaseerd is op het eerdere cumulatie-rapport (Bodar et al. 2022). We bespreken lucht en water afzonderlijk, omdat voor beide compartimenten een aparte beoordelingssystematiek geldt. De belangrijkste wijzigingen als gevolg van het inwerkingtreden van de OW worden eveneens benoemd.

We wijzen er in dit verband op dat er in de OW verschil is tussen situaties waar een (omgevings)vergunning vereist is en situaties waar alleen algemene regels gelden. In dat laatste geval is onder het Besluit activiteiten leefomgeving (Bal) in de meeste gevallen een zogenoemd maatwerkvoorschrift mogelijk. De beoordelingsregels voor een vergunning zijn echter ook van toepassing op maatwerkvoorschriften (zie artikel 2.13, vijfde lid, Bal). Voor de leesbaarheid spreken we in dit rapport enkel over vergunningen.

In de vergunningverlening wordt onderscheid gemaakt tussen de beoordeling van 'emissies' en 'immissies' van stoffen:

- Emissie is de uitstoot of lozing (van stoffen). Voor deze studie gaat het om emissies uit industriële puntbronnen (lozingspijp of schoorsteen)
- Immissie is het binnendringen van een stof in bodem, water of lucht. Het gaat om het primaire ontvangende compartiment waar de geloosde stof in terechtkomt, bijvoorbeeld het oppervlaktewater of lucht.

Het begrip 'inrichting' uit de Wet milieubeheer (Wm) is een belangrijk begrip in de huidige milieuregelgeving voor bedrijven. Niet alle bedrijven zijn 'Wm-inrichtingen'. Bedrijven die geen Wm-inrichting zijn hoeven niet te voldoen aan het Activiteitenbesluit (Ab). Veel winkels zijn bijvoorbeeld geen 'inrichting'. Onder de OW zijn er met het Bal geen inrichtingen meer, maar milieubelastende activiteiten (MBA's). Zie voor meer details: <https://iplo.nl/regelgeving/regels-voor-activiteiten/toelichting-milieubelastende-activiteiten/activiteitenbesluit-bor-bal/inrichting-milieubelastende-activiteit/>

2.2 Water

In het Handboek Water¹ staat alle informatie over de wet- en regelgeving voor lozingen vanuit huishoudens, bedrijven (inrichtingen) en voor lozingen die plaatsvinden buiten inrichtingen. De belangrijkste stappen in de context van dit onderzoek zijn de vaststelling van de zogenoemde waterbezwaarlijkheid van stoffen volgens de Algemene Beoordelingsmethodiek (ABM) en het uitvoeren van de immissietoets.

¹ (<https://www.infomil.nl/onderwerpen/lucht-water/handboek-water/>)

De beoordelingssystematiek voor water zal niet veranderen met de inwerkingtreding van de OW.

2.2.1

ABM

De ABM is bedoeld om de waterbezwaarlijkheid van stoffen vast te stellen. Het betreft stoffen die door bedrijven gebruikt worden en/of ontstaan tijdens het productieproces en vervolgens direct of indirect geloosd worden op het oppervlaktewater. Met de zogenoemde ABM-tool kunnen stoffen worden ingedeeld in een van de vier waterbezwaarlijkheidsklassen:

Z: ZZS

A: niet snel afbreekbare, waterbezwaarlijke stoffen

B: afbreekbare, waterbezwaarlijke stoffen

C: stoffen die van nature voorkomen in het lokale oppervlaktewater.

Bij elke klasse waterbezwaarlijkheid hoort een zekere saneringsinspanning in de vorm van een bronaanpak met de best beschikbare technieken (BBT). Dit is de inspanning die van de lozer mag worden verwacht om de lozing te voorkomen of te verminderen. Voor het toetsen van de toelaatbaarheid van de uiteindelijk overblijvende restlozing past het bevoegd gezag de immissietoets toe (zie paragraaf 2.2.2).

De ABM toetst ook de waterbezwaarlijkheid van 'mengsels'. Hiervoor sluit de ABM aan bij de systematiek van de Europese Classification, Labelling and Packaging (CLP)-Verordening. Deze verordening deelt stoffen in op basis van toxiciteit in toxiciteitsklassen en bevat ook rekenregels om mengsels in te delen in deze toxiciteitsklassen. 'Mengsels' zijn in dit verband samenstellingen van verschillende stoffen, vroeger ook wel preparaten genoemd. Dit zijn combinaties van stoffen die als zodanig worden toegepast. Het gaat hier dus om 'bedoelde' mengsels en niet de 'onbedoelde' mengsels die meer centraal staan in deze studie.

2.2.2

Immissietoets

In de immissietoets wordt de toelaatbaarheid van de restlozing beoordeeld in het licht van de kwaliteit van het direct ontvangende oppervlaktewaterlichaam en de daarvoor geldende milieukwaliteitseisen (MKE) of normen. De immissietoets stelt daarmee vast of voor een restlozing in het oppervlaktewater nog maatregelen nodig zijn die verder gaan dan de BBT-maatregelen die voortvloeien uit de ABM (zie paragraaf 2.2.1).

De immissietoets is opgebouwd uit een zevental stappen (details: zie Handboek Immissietoets Water²). Eén van de stappen (stap 3) is de zogenoemde 'significantietoets', waarbij wordt gekeken naar de concentratieverhoging op de rand van de mengzone. De mengzone is gedefinieerd als de directe omgeving van het lozingspunt en is afhankelijk van de dimensies van het ontvangende water. De concentratieverhoging moet lager zijn dan 10% van de milieukwaliteitseis die geldt voor het ontvangende watersysteem. Deze significantietoets is, zo stelt het Handboek Immissietoets, "in de eerste

² https://www.helpdeskwater.nl/publish/pages/180794/handboek_immissietoets_oktober2019t.pdf

plaats nodig om cumulatieve effecten te vermijden. Met het hanteren van het 10 %-criterium is een relatief veilige maat gekozen om ook bij meerdere lozingen voldoende bescherming te bieden tegen cumulatieve effecten. Meerdere lozingen tezamen die alle aan de normtoets van stap 4 voldoen, kunnen namelijk opgeteld onder omstandigheden tóch een probleem opleveren met de MKE's op waterlichaam-niveau". De significantietoets moet er ook voor zorgen dat de nog beschikbare milieugebruiksruimte niet volledig wordt ingenomen door de lozer. Er moet ruimte blijven voor toekomstige lozers van dezelfde stof. Het begrip 'cumulatief' heeft in de immissietoets dus alleen betrekking op lozingen elders van dezelfde stof en niet op de emissie van meerdere, verschillende stoffen waar dit rapport over gaat. Ook de restlozingen van de stoffen die als 'preparaat' zijn beoordeeld in de ABM-methode worden vervolgens weer individueel getoetst in de immissietoets.

Een andere stap (stap 4) binnen de immissietoets is de 'normtoets'. Daarbij wordt nagegaan of de concentratieverhoging opgeteld bij het achtergrondgehalte geen nadelig effect heeft op de gewenste waterkwaliteit. Hiervoor wordt getoetst aan de bestaande MKE voor oppervlaktewater, of, als die er niet is, aan een vergelijkbare toetswaarde. Het achtergrondgehalte betreft ook hier de aanwezige achtergrond van dezelfde stof, dus niet die van meerdere stoffen.

In Hoofdstuk 5 komen ook nog enkele andere stappen van de immissietoets aan bod, namelijk de effluenttoets (stap 1) en de beoordeling van de concentratie op waterlichaam-niveau (stap 5). In de effluenttoets wordt beoordeeld of de lozingsconcentraties in het effluent al lager zijn dan de gewenste milieukwaliteitseis in oppervlaktewater (MKE). In dat geval worden de doelstellingen in het oppervlaktewater zeker gehaald en voldoet de lozing aan de eisen. Stap 5 kijkt naar de situatie in het ontvangende waterlichaam, dat wil zeggen na volledige menging van lozingen. Net als in alle andere stappen, wordt hierbij per stof gekeken.

Verder is het goed om te vermelden dat de MKE-afleiding voor gezondheidkundige aspecten rekening houdt met blootstelling aan dezelfde stof, via andere blootstellingsroutes dan visconsumptie (de zogenaamde geaggregeerde blootstelling). De aanname daarbij is dat de blootstelling via visconsumptie uit oppervlaktewater niet meer dan 20% van de acceptabele blootstelling mag opvullen. Deze allocatiefactor kan worden gezien als een veiligheidsmarge voor geaggregeerde blootstelling aan dezelfde stof.

Drinkwater

Voor innamepunten van drinkwater geldt een aparte toetsingsroute binnen de immissietoets. Kortgezegd komt het er op neer dat de geschatte concentratie van een te lozen stof (of stofgroep) op een waterwinlocatie (onttrekkingspunt) moet voldoen aan de betreffende MKE voor oppervlaktewater op innamepunten van drinkwater. Als er geen MKE is vastgesteld, geldt de 'signaleringsparameter' van 1 µg/L. Bij een verwachte overschrijding van de signaleringsparameter moet worden getoetst aan de drinkwaterrichtwaarde. Dit is een gezondheidkundig onderbouwde risicogrens. Bij de drinkwatertoetsing

wordt doorgaans geen rekening gehouden met cumulatieve effecten als gevolg van de gelijktijdige aanwezigheid van meerdere stoffen. Net als de MKE, houdt de drinkwaterrichtwaarde wel rekening met de bijdrage van andere bronnen aan de totale blootstelling via een standaard allocatiefactor van 20%.

2.3 Lucht

2.3.1 *Inleiding*

Hieronder volgt een overzicht op hoofdlijnen van de toetsing van luchtemissies van stoffen bij de vergunningverlening. We hebben er voor gekozen om zowel de huidige situatie te schetsen onder het Ab als de situatie wanneer de OW van kracht wordt. Voor meer details wordt verwezen naar de website [Zeer Zorgwekkende Stoffen - Kenniscentrum InfoMil](https://iplo.nl/thema/zeer-zorgwekkende-stoffen-zzs/). Voor meer details over ZZS onder de Omgevingswet: <https://iplo.nl/thema/zeer-zorgwekkende-stoffen-zzs/>

2.3.2 *Toetsen van emissies aan grensmassaastroom en emissiegrenswaarden*

Huidige situatie

Stoffen worden volgens het Ab ingedeeld in stof categorieën en -klassen. Dit is afhankelijk van hun fysisch-chemische en/of toxicologische eigenschappen. De stofcategorie ZZS bestaat uit de volgende stofklassen:

ERS, extreem risicovolle stoffen (onder meer dioxinen, dibenzofuranen, gechloreerde bifenylen en gebromeerde difenylethers)
MVP 1, minimalisatie-verplichte vaste stoffen
MVP 2 minimalisatie-verplichte gas- of dampvormige stoffen

Bij iedere stofklasse hoort een zogenoemde grensmassaastroom (GMS) en een emissiegrenswaarde (EGW) waar een puntbron in een industriële installatie aan moet voldoen (zie tabel in Bijlage 1 in rapport van Bodar et al. [2022])³.

De GMS is een drempelwaarde om te bepalen of de ongereinigde emissie van een inrichting relevant is. De emissies van alle bronnen binnen het gehele bedrijf tellen mee bij het bepalen van de omvang van die emissie. Is de omvang van de emissie (vracht, gram per uur) van een bepaalde stof groter dan de waarde van de GMS, dan is de emissie milieuhygiënisch relevant. Vervolgens vindt dan toetsing plaats aan de wettelijke EGW (concentratie, milligram per normaal kuub) voor de betreffende stof(fen). De EGW gelden voor puntbronemissies zonder extra verdunning met lucht. Door te voldoen aan deze wettelijk EGW, wordt voldaan aan de eis van het toepassen van BBT. In tegenstelling tot de GMS, geldt de EGW per individuele bron van een bedrijf. De GMS en de EGW zijn vooral gebaseerd op de (technische) haalbaarheid van nageschakelde emissiereducerende technieken en dus niet op een toxicologische/gezondheidskundige onderbouwing⁴.

Omgevingswet (OW)

In de OW verdwijnt de GMS als drempelwaarde om relevantie van de vracht te toetsen. Er vindt dan altijd toetsing plaats aan de EGW. Wel

³ Het Ab en daarmee de GMS/EGW zijn niet geldig voor ZZS-emissies waar een BBT-conclusie geldt (Ab afdeling 2.3, art. 2.3a lid 2). In dit rapport laten we deze uitzondering buiten beschouwing. Deze uitzondering blijft in de OW bestaan.

⁴ Uitzondering vormt hier de ERS stofklasse.

blijft de ondergrens behouden: als kleine bronnen onder een jaarvracht blijven, dan geldt de emissiegrenswaarde niet voor die kleine bron. In het Ab heet dit de 'vrijstellingsgrens'.

2.3.3 *Sommatiebepaling*

Huidige situatie

De zogenoemde sommatiebepaling in het Ab regelt dat gelijktijdig optredende emissies van verschillende stoffen binnen een klasse of een stofcategorie worden opgeteld. Zo moeten ZZS-emissies binnen de stofklassen ERS, MVP1 en MVP2 per stofklasse worden opgeteld en getoetst aan de GMS voor die klasse. Er vindt vervolgens ook sommatie plaats van de emissies van de stofklassen ERS, MVP1 en MVP2. Deze gesommeerde ZZS emissies van de stofcategorie ZZS worden getoetst aan de GMS voor MVP2 stoffen (2,5 g/uur) van de gehele inrichting. Er vindt geen sommatie plaats van ZZS en andere stoffen (en dus andere stof categorieënklassen).

Ook bij de toetsing aan de EGW vindt een vergelijkbare sommatiebepaling plaats. De gezamenlijke ZZS-concentratie van de drie ZZS stofklassen uit een puntbron wordt dan getoetst aan de EGW van de MVP2-stofklasse (1 mg/Nm³). Ook hier wordt niet gekeken naar het optellen van ZZS emissies met de emissies van andere stoffen.

Omgevingswet

De GMS verdwijnt als drempelwaarde in de OW, dus automatisch verdwijnt ook de sommatiebepaling voor de GMS. De sommatiebepaling voor de EGW blijft in de OW, maar geldt alleen nog per stofklasse: het bevoegd gezag toetst de gezamenlijke concentratie van alle stoffen binnen een stofklasse aan de EGW voor die stofklasse.

2.3.4 *Immissies*

Huidige situatie

Wanneer voor een individuele stof of groep van stoffen (sommatiebepaling: zie paragraaf 2.3.3) de EGW wordt overschreden, dan vindt toetsing plaats aan het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) voor lucht (MTR_{lucht}). [Indien de ZZS een samengestelde stof is (en ook als een mengsel kan worden geduid), dan kijkt men naar de ZZS-bestanddelen in dit mengsel en de MTR toetsing wordt dan uitgevoerd aan het betreffende ZZS-bestanddeel; denk bijvoorbeeld aan benzeen in aardoliederivaten.⁵]

Daartoe wordt de immissieconcentratie in de nabije leefomgeving met een verspreidingsmodel (conform standaardrekenmethode 3: Nieuw Nationaal Model (NMM) of een gelijkwaardige en goedgekeurde rekenmethode) berekend en die wordt getoetst aan het bijbehorende MTR_{lucht}. In deze immissietoets vindt geen sommatie plaats: het betreft een toetsing van de concentraties van de individuele stoffen op leefniveau aan het MTR.

In het NNM kunnen bedrijven meerdere puntbronnen tegelijk modelleren, maar in de praktijk gebeurt dit veelal niet. Ook in de beperkte immissietoets die bevoegde gezagen gebruiken, komt dit aspect niet aan bod.

⁵ [Mengsels met ZZS - Informatiepunt Leefomgeving \(iplo.nl\)](https://www.iplo.nl/)

Het Verwaarloosbare Risiconiveau (VR) dat ooit als streefwaarde in het beleid werd gebruikt en rekening hield met blootstelling aan meerdere stoffen, speelt geen rol meer in de vergunningverlening (Smit, 2011).

Net als bij de immissietoets water (zie paragraaf 2.2.2) kan er bij de risicobeoordeling voor lucht rekening worden gehouden met reeds aanwezige achtergrondconcentraties in de lucht van dezelfde stof(fen). Bij de afleiding van het MTR_{lucht} hanteert men daarvoor echter geen allocatiefactor. In de MTR_{lucht} is dus geen marge ingebouwd voor het feit dat blootstelling van de mens aan dezelfde stof ook via andere bronnen kan plaatsvinden. Dit in tegenstelling tot de situatie bij oppervlaktewater en drinkwater (zie paragraaf 2.2.2).

Toekomstige situatie

Met de overgang naar het Bal (OW) wijzigt de immissietoets niet, behalve dat voor elke ZZS een immissietoets moet worden uitgevoerd. Dit ook in het geval dat de EGW voor die stof niet wordt overschreden.

2.4 Bodem

Chemische stoffen, waaronder ZZS, kunnen de bodem bereiken langs verschillende routes. In het geval van industriële processen en normale bedrijfsvoering speelt directe belasting van de bodem geen of nauwelijks een rol. Depositie vanuit luchtmissie vormt veruit de belangrijkste verontreinigingsroute.

De belasting van de bodem (en water) via depositie zit niet in huidige beoordelingssystematiek van de vergunningverlening. De cumulatie van stoffen na depositie wordt dus ook niet meegenomen bij de vergunningverlening in Nederland. Deze situatie verandert niet zodra de OW in werking treedt.

3 Sommatie bij luchtmissies

3.1 Inleiding

Zoals in Hoofdstuk 2 is genoemd vervalt de sommatiebepaling voor ZZS bij de overgang van het Ab naar het Bal binnen stofcategorieën, inclusief de stofcategorie ZZS.

In dit hoofdstuk gaan we na met welke motivatie de sommatiebepaling in het Bal is komen te vervallen (deelvraag 1). Daarnaast is met de bestaande gegevens een inschatting gemaakt van de gevolgen hiervan voor de toetsing van luchtmissies van ZZS in de praktijk (deelvraag 2).

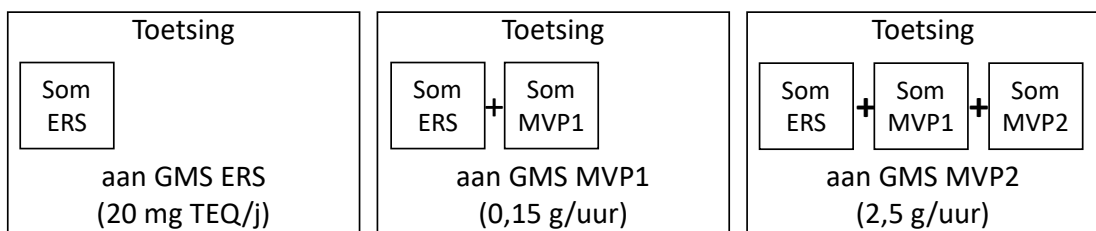
Een nevendoel van dit hoofdstuk is om de Duitse systematiek voor het toetsen van luchtmissies nader in beeld te brengen en na te gaan of een andere indeling in stofklassen in Nederland op een doelmatigere manier kan bijdragen aan het terugdringen van cumulatieve effecten van de emissies van ZZS (deelvraag 3). We besteden ook aandacht aan de klasse 'bodemverontreinigende stoffen' die niet alleen in Duitsland maar ook in Vlaanderen wordt gebruikt bij de vergunningverlening van luchtmissies. Dit is relevant vanwege mogelijke aanknopingspunten om depositie van stoffen (en hun accumulatie) in Nederland een plek te geven (zie paragraaf 2.4).

3.2 Toelichting sommatiebepaling voor lucht

3.2.1 Emissietoets

Zoals in Hoofdstuk 2 toegelicht, worden onder het Ab emissies naar lucht stapsgewijs getoetst; de eerste stap bestaat uit een toetsing van de emissievracht op inrichtingsniveau aan de GMS. Wanneer de uitstoot onder deze drempelwaarde ligt, is geen verdere toetsing aan de EGW nodig. Als de GMS wordt overschreden volgt toetsing van de uitstoot per individueel emissiepunt aan de EGW.

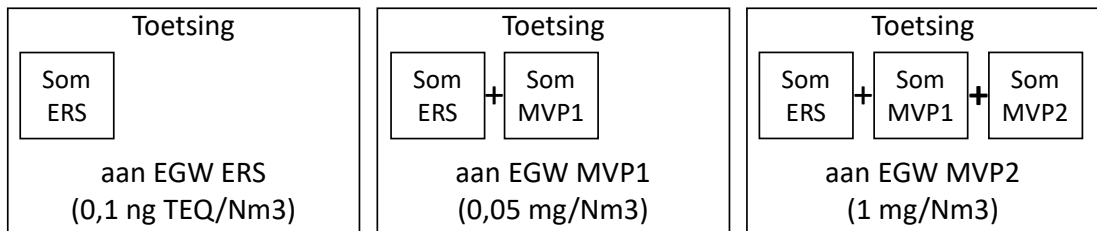
Bij de toetsing aan de GMS vindt sommatie plaats van alle stoffen binnen een stofklasse, waarbij de som van stoffen wordt getoetst aan de GMS. De sommatie houdt in dat men bij het toetsen van een bepaalde stofklasse, ook de uitstoot van de stofklasse daarboven moet meenemen. Dit betekent dat de uitstoot van ERS stoffen moet worden meegeteld bij het toetsen van de MVP1 stoffen en bij het toetsen van MVP2 stoffen moeten ook MVP1 en ERS stoffen meegeteld worden. In Figuur 3.1 is dit schematisch weergegeven.



Figuur 3.1 Toetsing van ZZS-stofklassen aan GMS volgens het Activiteitenbesluit (Ab).

Naast de toetsing aan de GMS op inrichtingsniveau is er ook een drempelwaarde per emissiepunt, de vrijstellingsgrens. Net als de GMS geeft de vrijstellingsbepaling aan boven welke waarde een emissie als relevant wordt beschouwd. De vrijstellingsbepaling wordt uitgedrukt als de maximale vracht die per emissiepunt per jaar mag worden uitgestoten (ERS: 20 mg TEQ/jaar, MVP1: 0,075 kg/jaar, MVP2: 1,25 kg/jaar). Als de gesommeerde jaarvracht van een emissiepunt voor de componenten binnen een stofklasse beneden de vrijstellingsbepaling ligt, wordt de emissie als niet relevant gezien en is geen toets aan de EGW nodig.

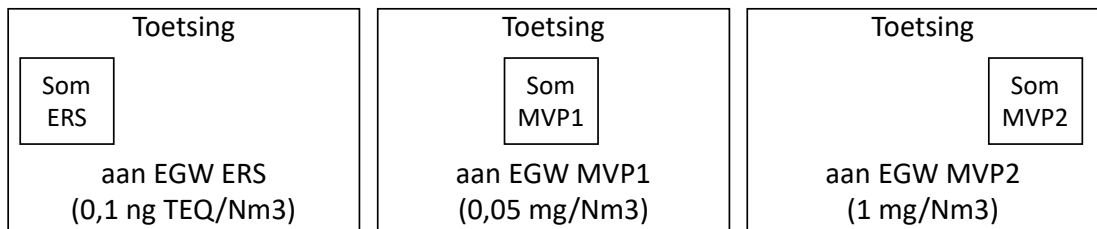
In de EGW stap worden de emissieconcentraties per *individueel emissiepunt* getoetst aan de EGW. Net als bij de GMS wordt onder het Ab een sommatie uitgevoerd binnen de individuele stofklassen en binnen de stofcategorie ZZS (zie Figuur 3.2).



Figuur 3.2 Toetsing van ZZS-stofklassen aan EGW volgens het Activiteitenbesluit (Ab).

In het Bal vervalst de toetsing aan de GMS, omdat het begrip inrichting vervalst. Als drempelwaarde voor de toetsing blijft dan alleen de vrijstellingsgrens gelden. Omdat de vrijstellingsbepaling in veel gevallen strenger is dan de GMS⁶, is de verwachting dat door deze wijziging ZZS-emissies vaker aan de EGW getoetst worden. Daarmee is dit voornamelijk een aanscherping van het beleid.

In het Bal blijft de toetsing aan EGW bestaan en ook de sommatie binnen de stofklasse blijft behouden. De sommatie binnen de stofcategorie ZZS vervalst. In Figuur 3.3 is dit schematisch weergegeven. De verschillen tussen de figuren 3.2 en 3.3 geven de wijziging in toetsing weer.



Figuur 3.3 Toetsing van ZZS-stofklassen aan EGW volgens het Besluit activiteiten leefomgeving (Bal).

⁶ Zowel de vrijstellingsbepaling als de GMS zijn drempelwaarden. Emissies die lager liggen dan de drempelwaarde worden als niet relevant beschouwd en hoeven niet te worden getoetst aan de EGW. De GMS is uitgedrukt op inrichtingsniveau en de vrijstellingsbepaling op het niveau van een emissiepunt. In de meeste gevallen is de vrijstellingsbepaling strenger dan de GMS omdat deze gebaseerd is op een beperkt aantal draaiuren (de vrijstellingsbepaling is gelijk aan de grensmassaastroom bij 500 draaiuren = ca. 3 weken). Bij een instelling met een groot aantal emissiepunten (>18) met lage emissievrachten kan de toets aan de vrijstellingsbepaling minder streng uitpakken dan de toets aan de grensmassaastroom.

In theorie kan dit betekenen dat voor bedrijven die stoffen uit meerdere ZZS-stofklassen emitteren, onder de OW een grotere emissie van MVP1 of MVP2 stoffen is toegestaan. Dit is dus een versoepeling van het beleid.

Onder het Bal wordt dus alleen getoetst op emissieconcentraties en niet op vrachten per bedrijf. Het opnemen van vrachtesen in vergunningvoorschriften is wel mogelijk.

3.2.2 *Immissietoets*

Naast de emissietoets moet een bedrijf dat ZZS emitteert volgens het Bal ook altijd een immissietoets uitvoeren voor emissies (zie ook paragraaf 2.3.4). In de immissietoets wordt berekend welke effecten de uitstoot heeft op leefniveau. De immissietoets wordt uitgevoerd *per stof* en de concentratie op leefniveau wordt getoetst aan het MTR_{lucht} . De concentratie op leefniveau wordt berekend met het NNM (zie paragraaf 2.3.4). In dit model kunnen alle puntbronnen van een bedrijf worden ingevoerd om de concentratie van een stof op leefniveau te berekenen.

Voor een eerste indicatie van de effecten van één emissiepunt op leefniveau is ook een simpeler model beschikbaar (de beperkte immissietoets). Met de overgang naar het Bal wijzigt de immissietoets niet. In de immissietoets is geen sommatie van verschillende stoffen opgenomen. In Hoofdstuk 5 is een voorstel uitgewerkt voor het meewegen van cumulatie (mengseleffecten) van verschillende stoffen in de immissietoets.

3.3 **Reden van vervallen sommatiebepaling⁷**

In 1992 is de eerste versie van de Nederlandse emissierichtlijn lucht (NeR) gepubliceerd. Deze was gebaseerd op de Duitse systematiek van de TA Luft (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft). De stofklassen die ook nu nog de basis vormen voor het Nederlandse beleid zijn grotendeels overgenomen uit de TA Luft.

Door het vervallen van de term 'inrichting' onder het Bal, vervalt de toetsing aan de GMS. Deze werd immers op inrichtingsniveau uitgevoerd. Het vervallen van de toets aan de GMS betekent dat vaker een toets aan de EGW uitgevoerd moet worden en wordt daarmee gezien als een aanscherping.

Het vervallen van de toets aan de GMS en de daarbij behorende sommatie was de aanleiding om voor de toets aan de EGW ook de sommatie ter discussie te stellen. Er is niet exact gedocumenteerd waarom is besloten de sommatie binnen de stofcategorieën te laten vervallen. In de toelichting op de eerste versie van het Bal uit 2018 staat: 'Verskil tussen de afdeling lucht en geur in het Activiteitenbesluit milieubeheer en in dit besluit is dat het begrip inrichting niet langer als aangrijpingspunt wordt gebruikt. Het aangrijpingspunt is nu de puntbron (vaak schoorsteen). Door deze wijziging konden twee vereenvoudigingen worden doorgevoerd: de sommatiebepaling en de grensmassastroom komen niet terug'.

⁷ De inzichten in de motivatie van het vervallen van de sommatiebepaling zijn gebaseerd op een gesprek met InfoMil-collega's en op tussentijdse versies van het Bal.

Hieruit blijkt dat het vervallen van de sommatiebepaling als een versimpeling van de regelgeving wordt gezien. Versimpeling van de regelgeving (vermindering van de regeldruk) past ook bij de doelen van de OW. Uit mondelinge informatie van InfoMil blijkt dat ook heeft meegewogen dat de sommatiebepaling binnen de stofcategorie in de praktijk door bevoegde gezagen nauwelijks, of niet goed werd toegepast. In de overweging heeft daarnaast meegespeeld dat tegenover het vervallen van de sommatie (versoepeling) ook een aanscherping stond, namelijk de noodzaak om vaker aan de EGW te toetsen. Het effect van de twee wijzigingen is in het kader van de inwerkingtreding van het Bal onderzocht. Op deze onderzoeken gaan we in de navolgende paragrafen in.

3.4 Effect van vervallen sommatiebepaling

3.4.1 Aantal gevallen waarin wijzigingen effect hebben voor toegestane emissies bedrijven

InfoMil heeft in samenwerking met Royal HaskoningDHV onderzocht⁸ in hoeveel gevallen het vervallen van de GMS en de sommatiebepaling binnen de stofcategorie voor EGW effect hebben op de toegestane emissies. Het onderzoek richtte zich op het vervallen van de GMS én de sommatiebepaling en op alle stofklassen voor luchtemissies. De uitkomsten zijn niet exact terug te vertalen naar de effecten voor alleen het vervallen van de sommatiebepaling of voor alleen de stofcategorie ZZS, maar geven alsnog inzicht in het aantal gevallen waarin de wijzigingen effect hebben.

In 2015 is een eerste analyse gedaan waarbij voor zes bedrijven die door de wijzigingen geraakt worden is uitgezocht in hoeveel gevallen de wijzigingen uitpakten als een versoepeling en in hoeveel gevallen als een aanscherping van de toegestane emissies. In vijf van de zes gevallen bleek de wijziging uit te pakken als een aanscherping, in één geval werden hogere emissies toegestaan. Het is niet duidelijk in hoeveel gevallen het hierbij over de stofcategorie ZZS gaat.

Daarnaast is op basis van een dataset met 100 luchtmeetcampagnes beoordeeld hoeveel bedrijven geraakt worden door de wijziging. Dit bleek in acht gevallen zo te zijn, het rapport vermeldt niet met welke inhoudelijke wijzigingen de bedrijven te maken krijgen.

In 2017 is de analyse aangevuld met een enquête en interviews onder bevoegde gezagen. Op basis hiervan en een expertbeoordeling, wordt geschat dat 3,5% van de bedrijven te maken krijgt met andere emissie-eisen als gevolg van het vervallen van de GMS en de sommatiebepaling binnen de stofcategorie⁹. Om welke stofcategorieën dit gaat en of het gaat om versoepelingen of juist om strengere eisen, kan niet uit het rapport worden afgeleid.

Uit de uitgevoerde analyse en enquête, zoals hier boven beschreven, blijkt dat het vervallen van de GMS en de sommatiebepaling binnen de

⁸ Evaluatie inbouw NeR in het Activiteitenbesluit met een doorkijk naar de lucht- en geurvoorschriften binnen het stelsel van de Omgevingswet. Royal HaskoningDHV, d.d. 30 november 2017, ref I&BBE9326R001F01.

⁹ Nuance: het is niet helemaal duidelijk hoe dit percentage tot stand is gekomen. Op basis van de analyse van 2015 gaat het om 8% en de inschattingen van de bevoegde gezagen uit de enquête variëren van 0 tot 10%.

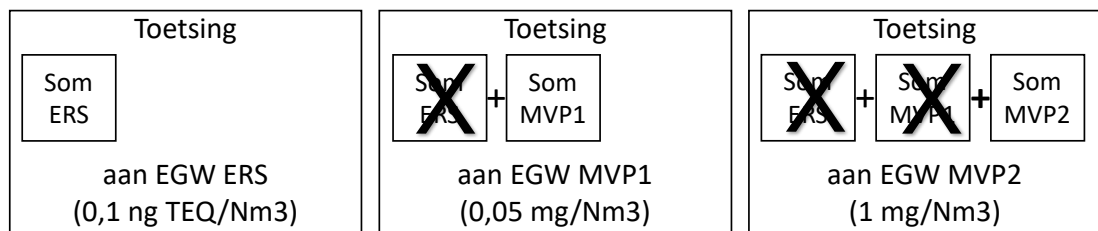
stofcategorie slechts voor een beperkt percentage van de bedrijven een wijziging in de emissie eisen tot gevolg heeft. In de analyse is geen onderscheid gemaakt tussen de effecten van het vervallen van de GMS en de effecten van het vervallen van de sommatiebepaling per stofcategorie voor EGW. Daarnaast is in de analyse niet specifiek naar de stofcategorie ZZS gekeken maar ook naar de andere stofcategorieën. Daarom mag worden aangenomen dat het percentage bedrijven dat effect ondervindt van het vervallen van de sommatiebepaling lager ligt dan de 3,5% uit de analyse.

Het aantal gevallen waar sprake is van een effect op de vergunde emissies van ZZS als gevolg van het vervallen van de sommatiebepaling ligt dus naar verwachting ruim onder de 3,5%.

3.4.2 Maximale verruiming emissienorm

Uit het voorgaande blijkt dat waarschijnlijk slechts in een beperkt percentage van de bedrijfssituaties sprake zal zijn van een toename van de ZZS-emissies als gevolg van het vervallen van de sommatiebepaling. In deze paragraaf geven we duiding aan hoe groot deze versoepeling maximaal zou kunnen zijn.

Het vervallen van de sommatie binnen de stofcategorie heeft effect op de toetsing van MVP1 en op de toetsing van MVP2 (zie Figuur 3.4).



Figuur 3.4 Wijzigingen in toetsing van ZZS-stofklassen aan EGW bij overgang van Ab naar Bal.

Voor de toetsing van de stofklasse MVP1 geldt dat door het vervallen van de sommatiebepaling, de ERS stoffen niet meer bij de MVP1 stoffen hoeven worden opgeteld. De maximale verruiming is voor deze stofklasse gelijk aan de EGW van de stofklasse ERS. Deze is relatief laag zodat de maximale verruiming voor de stofklasse MVP1 verwaarloosbaar is.

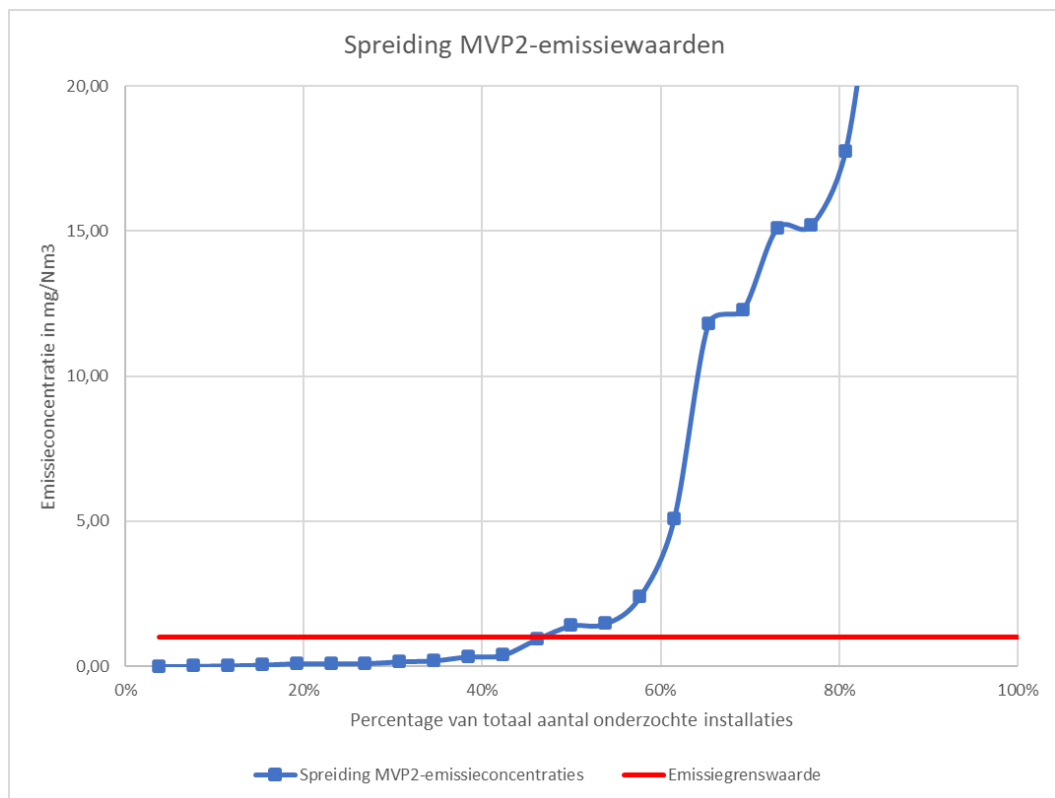
Voor de toetsing van de stofklasse MVP2 is de maximale verruiming van de EGW gelijk aan de som van de EGW van ERS en MVP1. Omdat de EGW van de stofklasse ERS relatief laag is draagt deze niet substantieel bij aan het totaal en is de EGW van MVP1 bepalend voor de maximale verruiming. De EGW van MVP1 is 0,05 mg/Nm³, dit is 5% van de EGW van MVP2 (1 mg/Nm³). Voor de stofklasse MVP2 is er dus een maximale verruiming van ZZS-emissies van 5% als gevolg van het vervallen van de sommatiebepaling.

Het maximum van 5% verruiming is alleen aan de orde in de specifieke situatie dat de emissie van MVP2 stoffen op de EGW van 1 mg/Nm³ ligt en de emissie aan MVP1 stoffen op de EGW van 0,05 mg/Nm³. Een indicatie hoe vaak deze situatie in de praktijk voorkomt, kunnen we

afleiden uit de analyses die door Tauw zijn gemaakt in de rapportages 'Vervolgonderzoek emissiegrenswaarden Afdeling 2.3 Activiteitenbesluit' (Tauw, 2020) en 'Kosteneffectiviteit maatregelen ZZS naar lucht' (Tauw, 2021). In deze studies is een database gebruikt met meetgegevens uit de periode 2012-2020. De database omvat in totaal 419 luchtemissiemetingen van installaties die gereguleerd worden onder afdeling 2.3 van het Ab. Van de metingen in de database hebben er 45 betrekking op de uitstoot van MVP1 stoffen en 27 op de uitstoot van MVP2 stoffen.

De praktijkgegevens geven een eerste inzicht in hoe vaak de situatie voorkomt dat stoffen uit de stofklasse MVP2 worden geëmitteerd in hoeveelheden rond de EGW. Zoals hierboven geschetst kan in die situaties de toegestane emissie van MVP2 worden beperkt door de sommatie met stofklasse MVP1. In Figuur 3.5 zijn de MVP2 emissies uit de database weergegeven. Hieruit blijkt dat ongeveer de helft van het aantal onderzochte metingen voldoet aan de EGW voor MVP2 en hier ruim onder ligt. In die situatie zou de sommatie met MVP1 stoffen dus niet tot overschrijding van de EGW leiden. De metingen die niet aan de EGW voldoen liggen er ruim boven, waardoor hier hoe dan ook maatregelen nodig zijn.

Bovenstaande analyse laat zien dat de kans klein is dat het vervallen van de sommatiebepaling leidt tot een verruiming van de toegestane emissies.



Figuur 3.5 Spreiding van de MVP2 emissies uit de database van Tauw (2020).

3.5 Mogelijkheden andere stofklasse indelingen, inclusief sommatie

3.5.1 Aanleiding en doel

In het rapport 'Cumulatie en vergunningverlening ZZS' (Bodar et al. 2022) is ook uitgezocht op welke wijze in andere Europese landen wordt omgegaan met cumulatie van ZZS-emissies. Om te onderzoeken of deze indeling voordelen biedt ten opzichte van het huidige systeem in Nederland, mede in relatie tot meenemen van cumulatie, zijn in deze paragraaf twee genoemde voorbeelden verder uitgewerkt:

1. stofklasse indeling op basis van toxicologische effecten (paragraaf 3.5.2)
2. stofklasse bodemverontreinigende stoffen in combinatie met depositienormen (paragraaf 3.5.3)

3.5.2 Stofklassen op basis van toxicologische effecten

Het Duitse stoffenbeleid is opgenomen in de TA Luft. De eerste versie van de NeR van 1992 was op dit Duitse beleidsstuk uit 1988 gebaseerd. Beide documenten zijn sindsdien afzonderlijk herzien, maar er zijn nog steeds veel overeenkomsten tussen de Duitse en de Nederlandse systematiek.

Zowel in de Nederlandse als in de Duitse systematiek wordt gewerkt met stofklassen. Zoals eerder uitgelegd worden er in Nederland drie stofklassen onderscheiden binnen de stofcategorie ZZS. Dit zijn de stofklassen ERS, MVP1 en MVP2. De stofklasse ERS bevat de extreem risicovolle stoffen zoals dioxinen en dioxineachtige verbindingen. De overige ZZS worden op basis van fysisch/chemische eigenschappen ingedeeld in stofklasse MVP1 (vaste stoffen) of MVP2 (dampvormige stoffen). In de praktijk wordt de indeling bepaald op basis van de dampspanning van de stof (dampspanning bij 20°C MVP1 < 10 Pa, MVP2 \geq 10 Pa).

De indeling in 'vaste stoffen' en 'dampvormige stoffen' hangt samen met de mogelijkheden voor emissiereducerende maatregelen. Voor (punt)emissies van stoffen uit de stofklasse MVP1 gelden BBT-maatregelen zoals doekfilters. Voor (punt)emissies van MVP2-stoffen gelden BBT-maatregelen zoals naverbranding of actief koolfilters. De EGW's van deze stofklassen zijn gebaseerd op de emissiereducties die met de BBT-maatregelen haalbaar zijn.

In Duitsland wordt gewerkt met een vergelijkbare methodiek met stofklassen. Er is in de Duitse systematiek echter binnen de 'ZZS' stofklassen een grotere differentiatie gemaakt op basis van de toxicologische eigenschappen van een stof. In Tabel 3.1 zijn de Nederlandse en Duitse ZZS-stofklassen onder elkaar gezet.

Tabel 3.1 Overzicht van de stofklasse indeling voor luchtmissies in Nederland en Duitsland.

Stofklasse	Welke stoffen?	Wettelijke basis	EGW (mg/Nm ³)	Vrijstellingsgrens (g/jaar)
<i>Nederland</i>				
ERS (Extreem Risicovolle Stoffen)	Alle TEF * -stoffen en andere milieugevaarlijke stoffen	Art. 2.5 Bal	0,0000001 (0,1 ng/Nm ³)	0,02
MVP1 (minimalisatie-verplichte vaste stoffen)	ZZS met dampspanning bij 20 °C < 10 Pa	Art. 2.5 Bal	0,05	75
MVP2 (minimalisatie-verplichte dampvormige stoffen)	ZZS met dampspanning bij 20 °C ≥ 10 Pa	Art. 2.5 Bal	1	1250
<i>Duitsland</i>				
Schwer abbaubare, leicht anreicherbare und hochtoxische organische Stoffe (NL vertaling: zeer persistente, zeer bioaccumulerende en zeer toxische stoffen)	Alle TEF-stoffen	Art. 5.2.7.2 TA Luft	0,0000001	n.v.t.
Carcinogene stoffen Klasse I	<ul style="list-style-type: none"> • As en verbindingen • Benzo(a)pyreen • Beryllium • Cd en verbindingen • Co en verbindingen • Chroom(VI)verbindingen • Furaan • Hydrazine, hydrazinehydraat en hydrazinezouten • Trichloortolueen • overige niet ingedeelde carcinogene 1 A/B stoffen waarvan onvoldoende informatie bekend is om deze in te delen 	Art. 5.2.7.1.1 TA Luft	0,05	n.v.t.
Carcinogene stoffen Klasse II	<ul style="list-style-type: none"> • Acrylamide • Acrylonitril • Benzeen • Benzylchloride 	Art. 5.2.7.1.1 TA Luft	0,5	n.v.t.

Stofklasse	Welke stoffen?	Wettelijke basis	EGW (mg/Nm ³)	Vrijstellingsgrens (g/jaar)
	<ul style="list-style-type: none"> • 2,4-Butaansulton (CAS 1121-03-5) • 4,4'-Diaminodifenylmethaan • Dimethylsulfaat • Dinitrotolueen • Ethyleenoxide • Ni en verbindingen • Fenyldiazine • O-toluidine • 2,4-Tolueendiamine • 4-Vinyl-1,2-cyclohexeen diepoxide (CAS 100-40-3) 			
Carcinogene stoffen Klasse III	<ul style="list-style-type: none"> • Broommethaan • 1,3-Butadien • 1,2-Dichloorethaan • Epichloorhydrine • Isobutylnitriet • 1,2-Propyleenoxide (1,2-Epoxypropan) • Styreenoxide • Trichlooretheen • Vinylchloride 	Art. 5.2.7.1.1 TA Luft	1	n.v.t.
Mutagene stoffen	Muta 1 A/B stoffen, voor zover niet ingedeeld bij carcinogene stoffen	Art. 5.2.7.1.2 TA Luft	0,05	n.v.t.
Reprotoxische stoffen	Repro 1 A/B stoffen voor zover niet ingedeeld bij carcinogene stoffen	Art. 5.2.7.1.3 TA Luft	1	n.v.t.

* De toxische equivalentiefactor (TEF) is de eenheid waarmee verschillende dioxinen en PCB's qua giftigheid met elkaar kunnen worden vergeleken.

De Nederlandse stofklasse ERS en de Duitse stofklasse '*Schwer abbaubare, leicht anreicherbare und hochtoxische organische Stoffe*' omvatten vergelijkbare verbindingen. In Duitsland beperkt de stofklasse zich tot dioxinen (PCDD's), dibenzofuranen (PCDF's) en polychloorbifenylen (PCB's) waarvoor TEF-waarden zijn vastgesteld. In Nederland is de stofklasse iets uitgebreider. De EGW van deze stofklassen zijn in Nederland en Duitsland gelijk.

De overige ZZS stoffen zijn in de Duitse regelgeving ingedeeld in verschillende stofklassen op basis van toxicologische eigenschappen. Stoffen die onder de CLP-verordening geclassificeerd zijn als kankerverwekkend categorie 1A of 1B (Carc 1A/B), zijn verder ingedeeld in drie klassen met elk een eigen EGW. In de TA Luft is gespecificeerd in welke klasse een stof valt. Kankerverwekkende stoffen die niet bij naam genoemd zijn in de TA Luft, kunnen op basis van hun relatieve toxiciteit ingedeeld worden bij de stoffen die qua 'potentie' het dichtst bij de stof staan mits hiervoor voldoende informatie beschikbaar is. Indien er over een stof te weinig informatie bekend is over de relatieve toxiciteit, wordt deze stof ingedeeld in klasse I (dit is de klasse met de strengste EGW).

Er worden geen concrete grenzen tussen de drie klassen genoemd en van de meeste stoffen die met name genoemd worden bij de drie klassen, is bekend dat dit genotoxisch carcinogene stoffen zijn. Uit bovenstaande kan wel worden afgeleid dat de indeling in de drie categorieën is uitgevoerd op basis van relatieve toxiciteit. Dit wordt deels bevestigd door de risicogrenzen (MTR of vergelijkbaar) die in Nederland beschikbaar zijn voor deze stoffen (0,001 – 0,5 µg/m³ voor klasse I, 5×10^{-12} tot 32 µg/m³ voor Klasse II en 3 tot 200 µg/m³ voor klasse III). Voor klasse I en II is nog wel een grote overlap zichtbaar, maar de bovengrenzen van de risicogrenzen is bij de drie klassen wel steeds hoger.

Stoffen die onder de CLP-verordening zijn geclassificeerd als mutageen categorie 1A of 1B (Muta 1A/B), krijgen dezelfde EGW als klasse I carcinogene stoffen, tenzij ze zijn ingedeeld in een andere klasse van carcinogene stoffen. Stoffen die onder de CLP-verordening zijn geclassificeerd als reprotoxisch categorie 1A of 1B (Repro 1A/B) hebben, krijgen dezelfde EGW als klasse III carcinogene stoffen, tenzij ze zijn ingedeeld in een andere klasse van carcinogene stoffen. De EGW voor reprotoxische stoffen is daarmee hoger dan die voor de niet-carcinogene mutagene stoffen.

Het valt verder op dat in de TA Luft geen emissieregels zijn opgenomen voor stoffen die volgens Art. 57 d, e en f van REACH-verordening als substances of very high concern (SVHC) worden aangemerkt (PBT, vPvB en soortgelijke zorg), behalve voor verbindingen waarvoor TEF-waarden zijn vastgesteld.

Door de EGW van stoffen af te laten hangen van de toxicologische effecten, wordt in de Duitse systematiek eerder dan in het Nederlandse vergunningstelsel rekening gehouden met de effecten die een stof kan

¹⁰ Dit getal is destijds afgeleid met het model HUMANEX. Dit model kent grote onzekerheden.

hebben. In Nederland worden immers de toxicologische effecten pas meegewogen bij de immissietoets door toetsing aan het MTR.

De stoffen worden in de Duitse systematiek op basis van toxicologische eigenschappen ingedeeld in een categorie met een hogere of lagere EGW. Doordat stoffen met vergelijkbare toxische potentie in dezelfde stofklasse worden ingedeeld worden de emissies opgeteld (sommatie) én worden emissies aan de voorkant op basis van effecten gereguleerd. Binnen de groep van carcinogene stoffen geldt in Duitsland dat de totale uitstoot van carcinogene stoffen nooit hoger mag zijn dan de EGW van klasse III.

We hebben niet nader uitgezocht waarop de EGW voor de verschillende stofklassen in Duitsland zijn gebaseerd. Wellicht is de EGW voor sommige stoffen lager dan in Nederland. De kans bestaat echter ook dat er volgens deze indeling voor bepaalde stoffen meer emissie wordt toegestaan dan nu in Nederland mag. Deze gedachte past niet in een belangrijke pijler in het Nederlandse ZZS-beleid, namelijk de minimalisatieplicht.

Kanttekening bij de Duitse stofklasseindeling is bovendien dat deze in feite neerkomt op een prioritering binnen de ZZS die verder gaat dan de Nederlandse aanpak. In Nederland bestaat immers enkel een onderscheid op basis van gevaarseigenschappen/potentie tussen ERS en alle andere ZZS. Voor de andere ZZS is er alleen een onderscheid tussen MVP1 en MVP2 afhankelijk van de dampspanning, maar niet vanwege de potentie of werkingsmechanisme van de individuele ZZS. Zo weegt een mutagene ZZS qua EGW in Nederland niet zwaarder dan een reprotoxische ZZS. Het ministerie van IenW heeft, vanwege de minimalisatieplicht die voor elke ZZS geldt, tot op heden altijd aangegeven geen prioritering binnen de ZZS in te gaan voeren.

Een ander punt, zoals hierboven genoemd, is dat de PBT, vPvB stoffen (niet zijnde verbindingen met dioxine-achtige werking) buiten de boot vallen in de Duitse systematiek. Dit lijkt ook onwenselijk binnen het huidige Nederlandse stoffenbeleid.

Onze conclusie is dat we niet aanbevelen om de Duitse stofklasseindeling nader te verkennen voor een mogelijke plek in het Nederlandse vergunningverleningsproces. De voordelen lijken niet op te wegen tegen de nadelen en we zijn niet overtuigd dat deze aanpak tot een betere bescherming van mens en milieu leidt in Nederland. De Duitse systematiek geeft ook niet meer handvatten voor het meenemen van cumulatie bij de vergunningverlening.

3.5.3 *Depositienormen voor bodemverontreinigende stoffen*

In tegenstelling tot Nederland houdt de emissiewetgeving van Duitsland en Vlaanderen rekening met depositie van stoffen naar bodem^{11 12}. In de Duitse wetgeving (TA Luft) en de Vlaamse wetgeving (de VLAREM) zijn depositienormen (respectievelijk 'depositie immissiewaarden' en 'depositie richtwaarden') opgenomen voor een beperkt aantal

¹¹ Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes- Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft)

¹² Bijlagen bij het besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni 1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne.

metalen/metaalverbindingen, benzo[a]pyreen en dioxines. Deze normen zijn uitgedrukt als een flux en geven de hoeveelheid aan van een stof die per dag 'mag' neerkomen op een oppervlakte van een vierkante meter (zie Tabel 3.2, hieronder). Bij overschrijding zal beoordeeld moeten worden of er nadelige gevolgen in de bodem kunnen optreden door de luchtemissie (bodemverontreiniging). Duitsland en Vlaanderen kunnen dus de risico's van depositie beoordelen voor een afzonderlijke groep (klasse) van stoffen waarvoor depositienormen bestaan.

De Duitse depositienormen voor de klasse 'Bodenbelastende Stoffe' zijn berekend vanuit de normen voor bodem die in de Duitse bodemwetgeving zijn vastgelegd. Bij het overschrijden van de toetswaarde ('Prüfwerte') is een meer gerichte beoordeling nodig om te onderzoeken of de aangevraagde emissie tot bodemverontreiniging zal leiden. Bij het overschrijden van interventiewaarden kan aangenomen worden dat de bodem bij de aangevraagde emissie dusdanig verontreinigd zal raken, dat saneringsmaatregelen nodig zouden zijn ('Maßnahmen'). Deze Duitse bodemnormen zijn weer afgeleid op basis van humane blootstellingsscenario's (bijvoorbeeld door vergiftiging via gewassen of inname via hand-mondcontact) met als uitgangspunt een gezondheidskundige grenswaarde zoals een Tolerable Daily Intake (TDI). Als algemene regel stelt de TA Luft dat de depositienormen beschermend moeten zijn voor kinderspeelplaatsen en woongebieden.

De Vlaamse depositie richtwaarden voor cadmium, lood en thallium zijn oorspronkelijk gebaseerd op de depositienormen van de TA Luft en zijn bijgesteld op basis van een Vlaamse Milieumaatschappij (VMM)-studie over de overdracht van lood en cadmium naar planten in (industriegebied) Hoboken.¹³

Tabel 3.2 Depositienormen uit de TA Luft (Duitsland) en VLAREM (Vlaanderen).

Stof / stofgroep	TA LUFT depositie immissiewaarde ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$; als jaargemiddelde)	VLAREM depositie richtwaarde ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$; als jaargemiddelde)
Arseen en arseenverbindingen	4	
Lood en loodverbindingen	100	250**
Cadmium en cadmiumverbindingen	2	20**
Nikkel en nikkelverbindingen	15	
Kwik en kwikverbindingen	1	
Thallium en thalliumverbindingen*	2	10**
Benzo[a]pyreen	0,5	
Dioxinen, furanen en dioxine-achtige PCBs	0,000009	

* Thallium is geen ZZS.

** Waarden veranderen per 1-1-2024.

¹³ VITO (2005): Doorwerken van emissieplafonds en milieukwaliteitsnormen op de bronnencontrole Compartment bodem – Eindrapport. 2005/IMS/R/032.

We hebben de systematiek in Vlaanderen en Duitsland niet verder in detail uitgezocht. We denken wel dat het nuttige informatie is om op voort te bouwen in Nederland.

Een optie is om de depositienormen een plek te geven in het vergunningenbeleid. Het is mogelijk om depositiesnelheden (fluxen) van stoffen te berekenen met, bijvoorbeeld, het EUSES¹⁴- of OPS¹⁵-model. Deze kunnen dan worden getoetst aan depositienormen. Nadeel van deze optie is dat in Nederland geen depositienormen beschikbaar zijn en in Duitsland en België slechts voor een handvol stoffen depositienormen zijn afgeleid, terwijl depositie voor een veel groter aantal stoffen aan de orde kan zijn. De vraag is ook welke technisch-wetenschappelijke methodieken ten grondslag zouden moeten liggen aan de afleiding van dergelijke normen. Een voordeel van deze optie is dat er een betere verbinding mogelijk is met het bodembeleid. De depositienorm zal immers een link moet hebben met de beschermdoelen en normen die gelden binnen het bodembeleid. Dit past bij de gedachte om het normenbouwwerk in Nederland beter op elkaar af te stemmen. Een variatie binnen deze optie is het doorrekenen van depositie vanuit lucht met EUSES of OPS. Bodemconcentraties berekend vanuit depositie kunnen dan worden vergeleken met de geldende bodemnormen (bijvoorbeeld maximale waarde bodemfunctieklasse Wonen uit de Regeling bodemkwaliteit). Deze berekening zou dan met name moeten worden uitgevoerd voor stoffen waarvoor depositie relevant is (zie onder). Kanttekening daarbij is wel dat voor veel van deze stoffen op dit moment de (relevante) bodemnormen ontbreken.

In het verlengde van bovenstaande is het zinvol om modelmatig te onderzoeken hoe de in Nederland geldende EGW zich verhouden tot de depositiewaarden uit Duitsland en Vlaanderen. Relevant is ook de vraag of de Nederlandse luchtnormen voldoende beschermend zijn ten opzichte van deze depositiewaarden. Het aantal stoffen in deze berekeningen zal zich beperken tot de stoffen waarvoor depositiewaarden beschikbaar zijn. Deze onderzoeksvragen vormen onderdeel van een RIVM-studie in opdracht van het ministerie van IenW waarvan de resultaten naar verwachting in 2024 verschijnen.

Een andere optie is om een aparte stofklasse te maken voor ZZS waarvoor de kans op depositie groot is, of deze stoffen toe te voegen aan de bestaande ERS-klasse. Deze opties worden ook genoemd in een interne RIVM-memo '*Verkenning van mogelijke aanpassingen aan de ERS stofklasse (Extreem Risicovolle Stoffen): een aantal opties in beeld gebracht*' (De Groot et al., 2023)¹⁶. In de praktijk zal het dan in de meeste gevallen gaan om stoffen die voldoen aan de criteria voor POP (Verdrag van Stockholm) of PBT/vPvB/PMT/vPvM (REACH en binnenkort ook CLP) en (zware) metalen van de ZZS-lijst. Wanneer deze stoffen in een nieuwe stofklasse worden geplaatst, moet er een bijbehorende EGW worden bepaald. Bij opname in de ERS-klasse geldt automatisch de strenge EGW van 0,1 ng/Nm³. Het voordeel van het bij elkaar plaatsten van deze selectie stoffen in een nieuwe of bestaande stofklasse is dat ook een sommatiebepaling geldt. Op die manier wordt cumulatie voor

¹⁴ <https://echa.europa.eu/nl/support/dossier-submission-tools/euses>

¹⁵ https://www.rivm.nl/sites/default/files/2018-12/2017-0062_bijlage11.pdf

¹⁶ De resultaten van deze studie worden opgenomen in een openbaar RIVM-rapport dat naar verwachting in 2024 verschijnt.

een deel al meegenomen. We realiseren ons overigens dat deze optie neerkomt op een nadere prioritering binnen ZZS.

De 'stofklasse optie' sluit aan bij de emissietoets in de vergunningverlening, terwijl de 'reken optie' onderdeel zou kunnen worden van de immisietoets.

3.6 Conclusies en aanbevelingen

In het Bal blijft de toetsing aan EGW bestaan en ook de sommatie binnen de stofklasse blijft behouden. De sommatie van de verschillende ZZS-stofklassen vervalt echter. Deze wijziging lijkt vooral ingegeven te zijn vanuit praktische motieven en de aanname dat de negatieve gevolgen voor het leefmilieu gering zijn. We hebben nu in meer detail gekeken naar wat de gevolgen zijn van deze wijziging. De uitgevoerde analyse laat zien dat het percentage bedrijven waarop deze wijziging invloed kan hebben klein is. Bovendien geldt dat de kans klein is dat het in voorkomende gevallen leidt tot een verruiming van de toegestane emissies. Deze conclusies gelden in algemene zin, de kans is niet nul dat een individueel bedrijf een uitzondering vormt.

Duitsland kent een andere stofklasse indeling voor zorgstoffen (lucht) waarbij meer onderscheid is gemaakt tussen de verschillende soorten ZZS (mutageen, reprotoxisch, carcinogeen). Onderzocht is of deze indeling voordelen biedt ten opzichte van het huidige systeem in Nederland, mede in relatie tot meenemen van cumulatie. De conclusie is dat deze aanpak naar verwachting niet tot een betere bescherming van mens en milieu leidt in Nederland. De Duitse systematiek geeft ook niet meer of betere handvatten voor het meenemen van cumulatie bij de vergunningverlening. Bovendien kent de Duitse systematiek een verdere onderverdeling in carcinogene, mutagene en reprotoxische ZZS, terwijl aan de andere kant PBT, vPvB en stoffen van gelijkwaardige zorg kunnen worden gemist. Dit sluit niet aan bij de huidige uitgangspunten van het Nederlandse ZZS-emissiebeleid.

In tegenstelling tot Nederland hebben Duitsland en Vlaanderen ook specifiek beleid voor enkele stofgroepen die via depositie op de bodem terecht kunnen komen. Ze hebben hiervoor depositiewaarden afgeleid voor enkele stoffen en Duitsland benoemt bovendien ook een klasse bodemverontreinigende stoffen in de TA Luft. Deze aanpak biedt waarschijnlijk nuttige aanknopingspunten om op voort te bouwen in Nederland. Onze aanbeveling is daarom om bij de vergunningverlening beter te kijken naar stoffen (ZZS in het bijzonder) die op basis van specifieke eigenschappen zoals persistentie, relevant zijn voor depositie naar bodem en water. Er zijn verschillende mogelijkheden om hier vervolgens mee om te gaan. Dit kan via een rekenkundige route binnen de *immissietoets* met een toetsing aan bodemnormen en/of depositienormen. Een andere, *emissiegerelateerde* optie is stoffen waarvoor depositie relevant is te plaatsen in de bestaande ERS-klasse met de bijbehorende strenge EGW.

4 ZZS-milieudruk in kaart

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk beschrijven we een methode om een geografisch beeld te krijgen van de 'milieudruk' door de aanwezigheid van meerdere ZZS in Nederland. Zo'n beeld kan uiteindelijk helpen om te bepalen waar het meewegen van cumulatie van ZZS het meest relevant is.

'Druk' kan in deze context worden ingevuld als:

1. de hoeveelheden ZZS die vrijkomen vanuit een bron, bijvoorbeeld een bedrijf, dit noemen we *emissies* of lozingen;
2. de concentraties van ZZS waaraan mens of milieu in de leefomgeving worden blootgesteld, dit noemen we immissie- of *milieuconcentraties*, of;
3. de negatieve effecten van ZZS op mensen of organismen in het milieu, dit noemen we *toxische druk*. Toxische druk veroorzaakt door meerdere stoffen (mengsels) komt in feite neer op een maat voor cumulatie (zie definitie cumulatie in Hoofdstuk 1).

Deze drie drukparameters volgen de oorzaak-gevolgketen (causaliteit): van emissies naar milieuconcentraties, die op hun beurt weer kunnen leiden tot negatieve effecten op mens en milieu.

De hier gekozen opzet komt, weliswaar met het gebruik van andere termen, overeen met enkele stappen in het door het Europees Milieuagentschap (EEA) ontwikkelde DPSIR-raamwerk (Driving forces→Pressure→State→Impact→Responses) (Smeets en Weterings, 1999). DPSIR laat de verbanden tussen maatschappelijke/industriële activiteiten en de gevolgen daarvan voor mens en milieu. Emissies valt volgens deze DPSIR-methodiek onder Pressure, concentraties onder State en toxische druk onder Impact.

4.1.1 Stapsgewijze aanpak

Om een geografisch beeld te geven van de milieudruk door ZZS in Nederland is voor een stapsgewijze aanpak gekozen. De ontwikkelde methode volgt de hierboven genoemde oorzaak-gevolgketen. We laten op basis van openbaar beschikbare gegevens zien hoe deze druk geografisch over Nederland verdeeld is. Dit geeft een eerste indicatie van gebieden waar de ZZS-druk verhoogd is.

Ook is onderzocht of het zinvol is om de groep ZZS te differentiëren in specifieke deelgroepen van stoffen, bijvoorbeeld zware metalen, die de druk domineren. Dit kan behulpzaam zijn om een eerste indruk te krijgen van mogelijke specifieke risico's.

Gezien de beperkte doorlooptijd van dit onderzoek is uitsluitend gebruik gemaakt van al beschikbare gegevens en (reken)methoden.

4.1.2 *Samenhang met andere projecten*

Het deelproject maakt gebruik van, en sluit zoveel mogelijk aan bij, recent uitgevoerde projecten met een vergelijkbare scope. Dit betreft onder meer:

- het nog lopende werk aan de ZZS-emissiedatabase;
- de projecten van de Omgevingsdiensten Achterhoek en Midden-West Brabant naar de aanwezigheid van ZZS bij lokale bedrijven;
- het lopende werk van de Werkgroep aanpak industriële bronnen van de Schone Maaswaterketen voor opkomende stoffen;
- het recent uitgevoerde RIVM-onderzoek naar de toxische druk in Nederland¹⁷ (verwerkingsmethode voor monitoringsgegevens).
- het RIVM-rapport 'Characterisation of toxic pressure of chemical pollutants in vulnerable areas. Methods and guidance for operational characterisation' (Faber et al., 2023).

4.2 **Gegevensbasis**

Voor het ontwikkelen van een methode die per gebied informatie geeft over de milieudruk door ZZS, is gebruik gemaakt van gegevens over (mogelijke) emissies van ZZS door bedrijven naar lucht en water en monitoringsgegevens voor water. De monitoringsgegevens vormen tevens de basis voor de toxische druk bepaling.

Het analyseren en presenteren van deze gegevens in de oorzaak-gevolgketen geeft ook de mogelijkheid om vast te stellen in hoeverre de beschikbare emissiegegevens verklarend zijn voor concentraties en negatieve effecten op dezelfde geografische locatie.

Openbaar beschikbare gegevens zijn verzameld uit de database van de Emissieregistratie (ER)¹⁸, de ZZS-navigator¹⁹ en een dataset van de Waterschappen met samengevoegde en geharmoniseerde data van historische monitoringsgegevens van oppervlaktewater²⁰.

De ER heeft gegevens beschikbaar voor de jaren 2010, 2015, 2019 en 2020. Hierdoor is het mogelijk om te kunnen zien of er duidelijke verschillen zichtbaar zijn in de gerapporteerde emissies vóór en na de inwerkingtreding van het ZZS beleid in 2016. De uiteindelijke kaartweergave van de emissiedruk per regio is gebaseerd op de data van 2020.

De ZZS-navigator geeft kwalitatieve informatie over welke ZZS mogelijk gebruikt of geëmitteerd worden bij verschillende bedrijfstakken.

Bij de dataset van de Waterschappen is er voor gekozen om de gegevens uit 2018 te gebruiken. In het gebruikte databestand is 2018 het meest recente jaar met gegevens voor alle waterschappen over het gehele jaar.

Uit de bovengenoemde datasets zijn de gegevens die betrekking hebben op ZZS of groepen van ZZS geselecteerd op basis van een match tussen CAS-nummers en de totale lijst van ZZS. Deze ZZS-lijst is beschikbaar

¹⁷ [Nature Today | Nieuw zicht op toxische druk in Nederlands oppervlaktewater; Toxiciteit van Nederlands oppervlaktewater in de jaren 2013-2018](#)

¹⁸ Emissieregistratie via www.emissieregistratie.nl, geraadpleegd in december 2022.

¹⁹ ZZS navigator via <https://rvs.rivm.nl/onderwerpen/Zeer-Zorgwekkende-Stoffen/ZZS-Navigator>, geraadpleegd in februari 2023.

²⁰ Deze dataset is oorspronkelijk gemaakt voor het STOWA rapport [Toxiciteit van Nederlands oppervlaktewater in de jaren 2013-2018](#).

via de RIVM-website Risico's van Stoffen (<https://rvszoekstelsysteem.rivm.nl/ZZSlijst/TotaleLijst>). De website is voor dit doel geraadpleegd in december 2022.

Voor het kaartbeeld van het aantal gemeten stoffen per locatie en waterschap is het aantal unieke CAS-nummers per locatie, en per waterschap, geteld en weergegeven.

4.3 Analyse van beschikbare gegevens

In de onderstaande paragrafen tonen we de resultaten in de vorm van de verkregen data voor, respectievelijk, de emissies (paragraaf 4.3.1), de milieuconcentraties (paragraaf 4.3.2) en de toxische druk (paragraaf 4.3.3). De presentatie van de geografische verspreiding op basis van deze data volgt in paragraaf 4.4.

4.3.1 Emissies van ZZS

Kwantitatieve gegevens over de aantallen waarnemingen van emissies van ZZS naar lucht, bodem, oppervlaktewater en riool zijn beschikbaar via de ER. De ER registreert en controleert jaarlijks de emissies van stoffen vanuit Nederlandse bronnen. De nationale schaal, de robuuste validatiestappen, de verschillende milieucompartimenten en de relatief brede set aan ZZS maken de ER een geschikte bron om te onderzoeken in welke gebieden de druk verhoogd is door ZZS emissies.

In de ER zijn de bedrijfsemissies voor lucht voor grotendeels gebaseerd op bedrijfsrapportages die binnenkomen via het Elektronisch Milieujaarverslag (e-MJV; formele naam: integraal PRTR-verslag). Bij de invoer van gegevens wordt gebruik gemaakt van drempelwaarden. Deze zijn destijds zo gekozen dat de gegevens van de registrerende bedrijven samen 85-90% van de totale emissies zouden moeten bestrijken. De resterende 10-15% van de emissies is afkomstig van kleinere bedrijven, en wordt door de ER geschat op basis van diverse statistische gegevens, de zogenoemde 'bijschatting'.

We wijzen er op dat ZZS-emissies vanuit *diffuse* bronnen, zoals verkeer en huishoudens, *niet* zijn meegenomen in onze analyses. De focus van het huidige ZZS-emissiebeleid ligt immers in eerste instantie bij de uitstoot van ZZS door industriële (punt)bronnen. De ER bevat emissieschattingen voor deze diffuse bronnen.

4.3.1.1 Lucht

De ER-database bevat voor 23 ZZS gegevens voor het compartiment lucht voor alle onderzochte jaren (zie Tabel 2 in Bijlage 1). De meeste emissiegegevens zijn voor benzeen (21%), koolstofmonoxide (16%) en naftaleen (10%). In totaal zijn er voor 757 verschillende bedrijfslocaties ZZS-emissiegegevens beschikbaar, waarbij het aantal bedrijfslocatie per jaar (2010, 2015, 2019 of 2020) uiteen loopt van 649 tot 666. De bedrijven hebben hun emissies van ZZS op jaarbasis gerapporteerd in het e-MJV. In totaal zijn er voor het luchtcompartiment 2627 datapunten voor een bedrijfslocatie binnen een jaartal, zogenoemde 'tijd-plaats combinaties', beschikbaar.

Bij 1969 datapunten, circa 75% van het totale aantal punten, zijn dit uitstootgegevens van twee of meer ZZS en is er dus sprake van een mengsel.

Het aantal gerapporteerde emissies van ZZS varieert tussen één en maximaal 16 ZZS per locatie. Hierbij valt op dat in circa 80% van de tijd-plaats combinaties er gegevens zijn voor drie of minder ZZS.

Op basis van deze dataset is het mogelijk een geografisch overzicht te maken van luchtemissies om daarmee bedrijfslocaties met een verhoogde druk door emissies van ZZS naar lucht aan te wijzen. Er is echter geen vergelijkbare dataset voor milieuconcentraties in lucht en daaruit volgende effecten beschikbaar. De oorzaak-gevolg keten stopt daarom voor lucht reeds bij emissiedruk.

4.3.1.2 Bodem

Voor bodem (uitsluitend grond, geen grondwater) zijn er in de database van de ER emissiegegevens beschikbaar voor vier ZZS. Het betreft de uitstootgegevens van vier metaalverbindingen bij de zes Nederlandse vliegvelden. Omdat deze bodem dataset beperkt is in omvang, zowel in het aantal locaties als in het aantal (groepen van) ZZS, is deze niet verder uitgewerkt.

4.3.1.3 Oppervlaktewater

Bij de ER zijn de gegevens voor emissies naar oppervlaktewater opgebouwd uit gegevens over directe bedrijfslozingen naar water en aanvoer vanuit andere milieucompartimenten. De aanvoer van ZZS via rivieren uit het buitenland is niet meegenomen in dit onderzoek, omdat deze vracht veroorzaakt wordt door buitenlandse bronnen. Vanzelfsprekend dragen deze buitenlandse bronnen wel bij aan de achtergrondblootstelling in het oppervlaktewater (concentraties; zie paragraaf 4.5).

Voor lozingen naar oppervlaktewater zijn in totaal voor 466 verschillende bedrijfslocaties gegevens beschikbaar voor 72 ZZS. Het aantal locaties verschilt per jaar en daalt over de jaren, met circa 20% minder bedrijven in 2020 ten opzichte van de situatie in 2010 (van 445 in 2010 naar 393 in 2020). De detailgegevens voor de aantallen emissies van verschillende ZZS naar oppervlaktewater staan opgenomen in Tabel 3 in Bijlage 1.

Het aantal gerapporteerde emissies van ZZS varieert tussen één en maximaal 56 ZZS per locatie, met een gemiddelde van 43 ZZS. Hierbij valt op dat er in circa 80% van de tijd-plaats combinaties emissies zijn gerapporteerd van 50 of meer ZZS.

Op basis van deze dataset is het mogelijk een geografisch overzicht te maken van bedrijfsemissies van ZZS-mengsels naar oppervlaktewater.

4.3.1.4 Indirecte lozingen naar oppervlaktewater

De ER onderscheidt naast bovengenoemde directe lozingen van ZZS op het oppervlaktewater ook indirecte lozingen van ZZS. Hierbij gaat het om emissies die vrijkomen na zuivering van afvalwater in rioolwaterzuiveringsinstallaties. De detailgegevens voor de emissies van

verschillende ZZS naar riool staan opgenomen in de tabellen 4 en 5 in Bijlage 1. Met deze dataset is het mogelijk een geografisch overzicht te maken van lozingen van ZZS naar het riool, en daarmee te identificeren waar de druk verhoogd is. We denken echter dat in de context van dit verkennende onderzoek de analyse op basis van directe lozingen (zie paragraaf 4.3.1.3) al een voldoende informatief beeld geeft over milieudruk in oppervlaktewater. Om die reden zijn de gegevens over indirecte lozingen dor bedrijven naar oppervlaktewater niet verder uitgewerkt.

4.3.1.5 ZZS-navigators

De ZZS-navigators (<https://rvszoekstelsysteem.rivm.nl/zzsnavigator>) is een hulpmiddel voor vergunningverleners en toezichthouders en bevat kwalitatieve gegevens over gebruik en mogelijke emissies van ZZS. De navigators is ontwikkeld op basis van kennis van deskundigen, aangevuld met literatuuronderzoek en gegevens van onder meer de ER, REACH-registraties, omgevingsdiensten, de Amerikaanse Toxic Release Inventory (TRI²¹) en de Substances in Preparations in Nordic Countries (SPIN²²) database.

De informatie in de ZZS-navigators is geordend per bedrijfstak. Deze gegevens zijn gecombineerd met gegevens van het Centraal Bureau voor de Statistiek over de aantallen bedrijven binnen deze bedrijfstakken. Deze dataset bevat ook informatie over bedrijfstakken met bedrijven die geen rapportageverplichtingen via de ER hebben. Op die manier kan aanvullende informatie over ZZS worden verkregen.

Op basis van de dataset van de navigators (2021) en CBS (eerste kwartaal 2023) zijn tabellen samengesteld met de aantallen bedrijven per branche en ZZS die mogelijk relevant zijn voor die branche. Dit is gedaan voor lucht (Tabel 4.1) en voor oppervlaktewater (Tabel 4.2). De tabellen zijn gesorteerd op aantal ZZS (van hoog naar laag). Hieronder staat de eerste tien rijen uit beide tabellen vermeld, de volledige lijsten staan in Tabellen 9 en 10 in Bijlage 1.

Tabel 4.1 Branches en aantallen bedrijven met mogelijk gebruik en emissies van ZZS naar lucht. Bron: ZZS-navigators

(<https://rvszoekstelsysteem.rivm.nl/zzsnavigator>) en CBS.

Branche	Aantal bedrijven	Aantal ZZS lucht
Basischemie	1395	97
Tankautoreiniging en reiniging van drukhouders en vaten	- ^a	54
Grootschalige Energieopwekking	- ^a	37
Opslag- en transportbedrijf en groothandel	- ^a	36
Rubber- en kunststofindustrie	1510	32
Stookinstallatie	- ^a	28
Basismetalen	400	25

²¹ <https://hsls.libguides.com/Environmental-Data/Toxics-Release-Inventory>

²² <http://spin2000.net/>

Branche	Aantal bedrijven	Aantal ZZS lucht
Papierindustrie, houtindustrie, textielindustrie en leerindustrie	8140	22
Metaalproductenindustrie	15.400	20
Zuiveringsvoorziening voor ingezameld of afgegeven afvalwater	- ^a	20

^a Gegevens over aantallen bedrijven zijn ingedeeld per branche, maar nog niet per sub-branche.

Tabel 4.2 Branches en aantallen bedrijven waarvoor mogelijke aanwezigheid of lozingen van ZZS naar oppervlaktewater relevant zijn. Bron: ZZS-navigators (<https://rvszoekstelsysteem.rivm.nl/zzsnavigators>).

Branche	Aantal bedrijven	Aantal ZZS water
Basischemie	1395	82
Rubber- en kunststofindustrie	1510	31
Metaalproductenindustrie	15.400	28
Basismetale	400	28
Tankautoreiniging en reiniging van drukhouders en vaten	- ^a	26
Verbranden van afvalstoffen in een IPPC-installatie	- ^a	26
Bodemsanering	32805	22
Scheepswerven	15270	22
Papierindustrie, houtindustrie, textielindustrie en leerindustrie	8140	18
Onderhoud van de openbare ruimte	96605	15

^a Gegevens over aantallen bedrijven zijn ingedeeld per branche, maar nog niet per sub-branche.

Vanwege het indicatieve karakter van de informatie in de ZZS-navigators en de uitwerking op alleen branche niveau zijn de tabellen in dit onderzoek niet uitgewerkt naar kaartweergaves.

4.3.2 Concentraties van ZZS in het milieu

4.3.2.1 Lucht

Via de website www.luchtmeetnet.nl zijn meetgegevens beschikbaar voor drie ZZS (benzeen, koolmonoxide en naftaleen). Het luchtmeetnet omvat 99 meetpunten die samen een landelijke weergave van concentraties geven, maar niet alle stoffen worden bij alle meetstations gemeten. Vanwege het kleine aantal ZZS waarvoor meetgegevens beschikbaar zijn, is er voor gekozen om deze lucht dataset niet verder uit te werken in dit onderzoek.

4.3.2.2 Oppervlaktewater

Voor oppervlaktewater zijn meetgegevens voor heel Nederland beschikbaar. Zoals uitgelegd in paragraaf 4.2 gebruiken we voor oppervlaktewater de dataset met historische meetgegevens van waterschappen. Hieruit zijn de gegevens voor 2018 geselecteerd omdat dit het meest recente jaar is met gegevens van alle waterschappen

In totaal bevat de dataset van 2018 gegevens van 156 verschillende ZZS, voor 1815 verschillende meetpunten, op verschillende momenten in het jaar. We merken hierbij op dat in deze aantallen ook de meetresultaten onder de detectie- of kwantificatielimit zijn meegeteld. Niet op elke locatie zijn evenveel ZZS gemeten en de meetfrequentie per jaar verschilt tussen locaties.

De hoeveelheid geanalyseerde ZZS per locatie loopt uiteen van één tot 116, met een mediaanwaarde van 9. In de meeste gevallen gaat het dus om een mengsel van ZZS.

Bij deze dataset valt op dat er voor meer verschillende ZZS milieuconcentraties beschikbaar zijn dan dat er emissiegegevens zijn. De oorzaak hiervan is onder meer dat het aantal verplicht te rapporteren stoffen naar de ER verschilt van de meetpakketten van Rijkswaterstaat en waterschappen. Verder is het waarschijnlijk dat sommige ZZS om historische redenen nog in de meetpakketten voorkomen, terwijl deze stoffen niet langer worden geloosd, of dat stoffen afkomstig zijn van bovenstroomse, buitenlandse lozingen.

De dataset geeft een geografisch overzicht over meetinspanningen naar ZZS in oppervlaktewater, en daarmee een indicatie van de (verwachte) aanwezigheid van deze combinaties van stoffen. In de volgende paragraaf kijken we tot welke risico's (toxische druk) deze mengsels van ZZS in oppervlaktewater kunnen leiden.

De dataset van milieuconcentraties wordt uiteindelijk uitgewerkt naar een kaartweergave voor het aanwijzen van gebieden met verhoogde druk door ZZS (zie paragraaf 4.4).

4.3.3 *Toxische druk van ZZS in oppervlaktewater*

De beschikbare gegevens over milieuconcentraties van chemische stoffen in oppervlaktewater zijn eerder vertaald naar toxische druk in het project 'Toxische druk van stoffen in oppervlaktewater' (STOWA, 2021). Binnen dit onderzoek wordt onder toxische druk van een stof of een mengsel verstaan de mate waarin die stof of dat mengsel het handhaven of bereiken van de goede waterkwaliteit (ecologische toestand) belemmert. Een verhoogde toxische druk betekent een verhoogd effect op het aquatische ecosysteem.

Voor het berekenen van de toxische druk zijn alleen gegevens en een methode voor organismen in oppervlaktewater beschikbaar. Voor deze berekeningen is de online tool Sleutelfactor Toxiciteit van de STOWA toegepast⁷ met de bijbehorende handreiking²³ en het protocol "Bepaling jaarlijkse druk"²⁴. Dit is gedaan voor alle ZZS in het verzamelbestand van monitoringsgegevens in oppervlaktewater in het jaar 2018. Hierbij zijn per locatie de maximale concentraties ZZS in 2018 bepaald. Er is aangenomen dat deze maximale concentraties per locatie gelijktijdig optreden en deze ZZS als mengsel aanwezig zijn. Correcties op de dataset met betrekking tot metingen onder de rapportagegrens,

²³ https://www.sleutelfactortoxiciteit.nl/sites/default/files/2023-01/SFTox2%20Handreiking%20gebruik-rekentool_v1-1%283%29.pdf

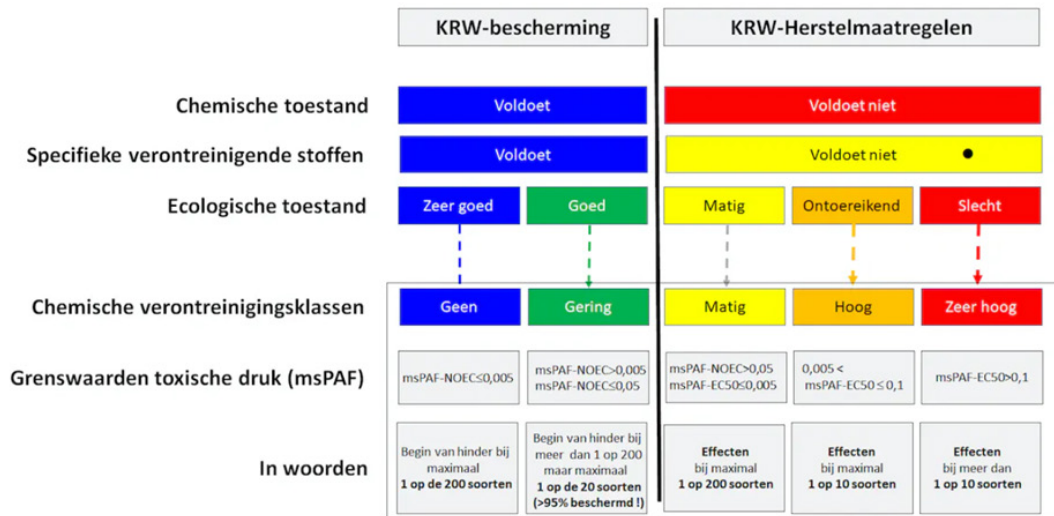
²⁴ https://www.sleutelfactortoxiciteit.nl/sites/default/files/2023-01/SFTox_Protocol_bepaling_jaarlijkse_toxische_druk.pdf

dubbeltellingen en biologische beschikbaarheid zijn uitgevoerd volgens bovengenoemd protocol.

Alle genoemde bewerkingstappen zijn uitgevoerd met behulp van het rekenprogramma R. De geografische kaarten zijn ook gemaakt in R met behulp van de pakketten "ggplot2" (versie 3.4.3) en "sf" (versie 1.0-12). De voor dit onderzoek gebruikte R-scripts zijn op te vragen bij het RIVM.

Binnen de Sleutelfactor Toxiciteit wordt een systematiek toegepast om de mengsels kwalitatief/semi-kwantitatief te beoordelen op de toxische druk op het watermilieu met als uitkomst een score van de toxische druk op een bepaalde plek en tijdstip: 'geen', 'gering', 'matig', 'hoog' of 'zeer hoog' (Figuur 4.1). We gebruiken dit scoringssysteem ook in dit onderzoek.

De beoordeling van mengsels volgens de Sleutelfactor Toxiciteit-methodiek komt ook overeen met een belangrijke pijler van de voorgestelde aanpak in het RIVM-onderzoek van Faber et al. (2023).



Figuur 4.1 De beoordelingssystematiek binnen de Sleutelfactor Toxiciteit van de STOWA (Posthuma et al., 2023, zie www.sleutelfactortoxiciteit.nl).

Verder is onderzocht in hoeverre een verdere differentiatie binnen de verschillende groepen van ZZS, bijvoorbeeld zware metalen of bestrijdingsmiddelen, een duidelijkere indicatie geeft van de druk per gebied. We laten dit zien aan de hand van enkele voorbeelden. Voor het doel van dit onderzoek zijn de gegevens bewerkt naar een kaart die de toxische druk van 67 verschillende ZZS in Nederland laat zien. Het kan zijn dat de metingen onder de detectielimiet lagen, of dat er voor stoffen geen ecotoxiciteitsdata van voldoende kwaliteit beschikbaar waren. Dit is gedaan door beschikbare informatie van concentraties van ZZS in oppervlaktewater in 2018 in te voeren in de Sleutelfactor Toxiciteit tool van STOWA.

Van de 1815 locaties met ZZS meetdata in de oorspronkelijke dataset konden we uiteindelijk de toxische druk bepalen voor 1620 verschillende

locaties. Dat het niet mogelijk is voor elke locatie de toxische druk te bepalen heeft diverse oorzaken. Het kan zijn dat de metingen onder de detectielimiet lagen, of dat er voor stoffen geen toxiciteitsdata van voldoende kwaliteit beschikbaar waren. Deze gegevens over de giftigheid van een stof voor waterorganismen zijn nodig voor het zogenaamde Species Sensitivity Distribution model dat onderdeel vormt van de STOWA-tool. In die gevallen konden we de toxische druk van die stoffen niet uitrekenen.

Per meetpunt zijn er meestal meerdere meetmomenten per jaar (in dit geval 2018) beschikbaar en dus ook berekeningen mogelijk van de toxische druk. Voor de kaartweergave en het identificeren van gebieden met verhoogde toxische druk door ZZS-mengsels is er voor gekozen van elke locatie de hoogste toxische druk per locatie te tonen. Variaties van toxische druk door het jaar heen zijn op dit moment dus niet meegenomen.

In paragraaf 4.4 tonen we de kaartweergave voor de toxische druk voor organismen in oppervlaktewater. Daarnaast is per waterschap de fractie van het aantal locaties binnen het waterschap met een maximale toxische druk met de classificatie 'matig' of hoger weergegeven volgens de indeling van Figuur 4.1.

4.4 Kaartweergaven van ZZS druk

Disclaimer

In deze paragraaf presenteren we de kaarten die gemaakt zijn op basis van de verzamelde (en bewerkte) gegevens om zo een geografisch beeld te krijgen van de ZZS druk. We tonen deze kaarten, inclusief de interpretatie van de resultaten, als voorbeeld van wat mogelijk is met de beschreven methodiek en beschikbare openbare data.

We benadrukken dat het beeld dat volgt uit de beschikbare datasets grote onzekerheden kent. Zo bevatten de gerapporteerde dataverzamelingen in de ER nu gegevens voor maximaal 91 ZZS, en dat is minder dan 5% van het totale aantal van de ruim 2000 tot nu toe geïdentificeerde ZZS. Daarnaast is de dataset gebaseerd op een selectie van (grotere) bedrijven en kennen de gerapporteerde emissies een drempelwaarde. Het beeld van de ZZS-emissies vanuit Nederlandse bedrijven is dus nog zeker niet compleet, en daardoor betreft het naar alle waarschijnlijkheid een onderschatting van de werkelijke emissies. We noemden bovendien al eerder (paragraaf 4.3) dat ZZS-emissies vanuit diffuse bronnen buiten beschouwing zijn gelaten. De gezamenlijke ZZS-emissies in Nederland van deze niet-industriële bronnen zijn groot in vergelijking met die van de industriële bronnen (Bodar, 2023).

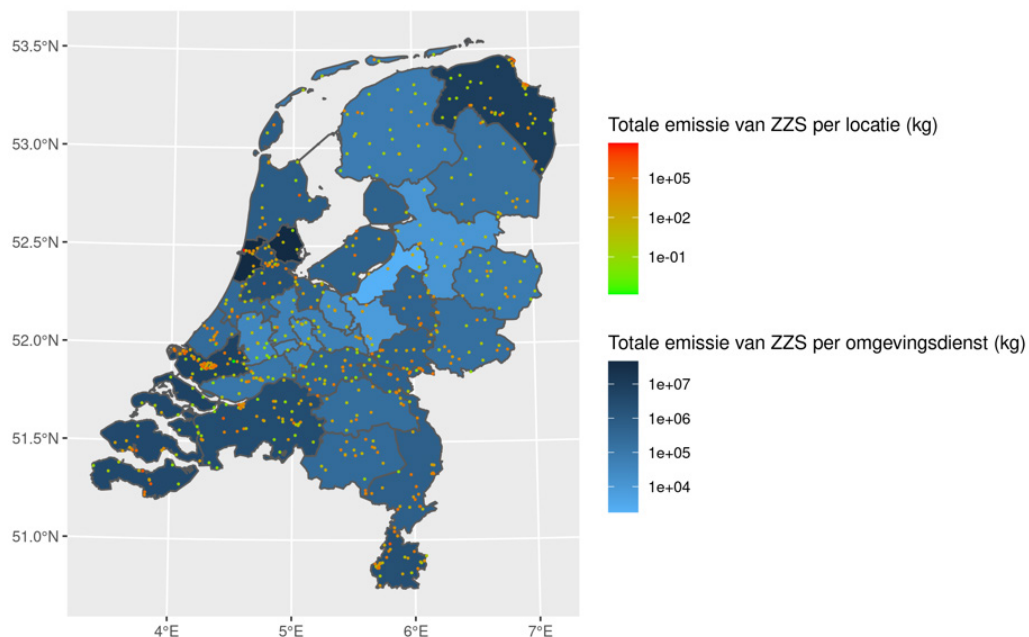
Bij de metingen van ZZS-concentraties in oppervlaktewater valt op dat er grote regionale verschillen zijn in *wat* en *waar* wordt gemeten. Dit levert daarom nog geen evenwichtig beeld op van de werkelijke ZZS-concentraties in Nederlandse oppervlaktewateren.

Paragraaf 4.5 benoemt nog een aantal andere onzekerheden in de huidige uitwerking van de methoden.

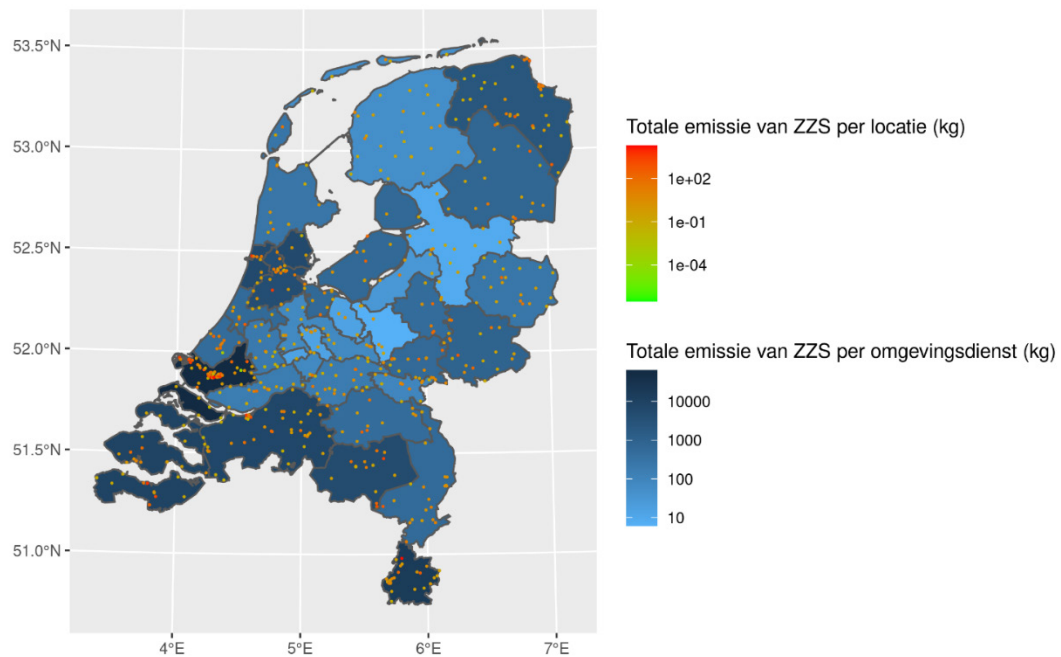
4.4.1 Lucht

De beschikbare gegevens over luchtmissies van ZZS zijn samengevat in Figuur 4.2, ingedeeld per beheersgebied van de omgevingsdiensten in Nederland. Voor deze indeling is gekozen, omdat de ER-gegevens voor emissies naar lucht veelal afkomstig zijn van bedrijven die onder provinciaal bevoegd gezag vallen. Omgevingsdiensten hebben hieraan gekoppeld taken op het gebied van vergunningverlening, toezicht en handhaving.

Individuele bedrijfslocaties zijn weergegeven als gekleurde punten. We lieten eerder zien dat het bij deze emissies om de uitstoot van mengsels van meerdere ZZS gaat. De totale emissie van ZZS per beheersgebied is weergegeven in blauw, hoe donkerder de kleur hoe groter de emissie. Verder is ervoor gekozen om de emissies uit te drukken in kilogrammen om zo een indruk te krijgen van het volume van de uitgestoten ZZS. Uit de emissiegegevens in tabelvorm (zie Tabel 1 in Bijlage 1) blijkt dat koolstofmonoxide bepalend is door de grote aantallen kilo's die van deze stof naar lucht worden uitgestoten. Figuur 4.2 toont het kaartbeeld van emissies van ZZS naar lucht, inclusief koolstofmonoxide. Om een meer onderscheidend beeld te kunnen geven van de emissiedruk van verschillende ZZS is er ook voor gekozen om een kaartbeeld te presenteren van de ZZS-emissies zonder koolstofmonoxide (Figuur 4.3).



Figuur 4.2 Emissies van ZZS inclusief koolstofmonoxide, naar lucht uitgedrukt in kilogrammen (logaritmische schaal) in het jaar 2020 gebaseerd op bedrijfsgegevens afkomstig uit de Emissieregistratie(<https://www.emissieregistratie.nl/>). Zie disclaimer.



Figuur 4.3 Emissies van ZZS naar lucht, exclusief koolstofmonoxide, uitgedrukt in kilogrammen (deels logaritmische schaal) in het jaar 2020 gebaseerd op bedrijfsgegevens afkomstig uit de Emissieregistratie (<https://www.emissieregistratie.nl/>). Zie disclaimer.

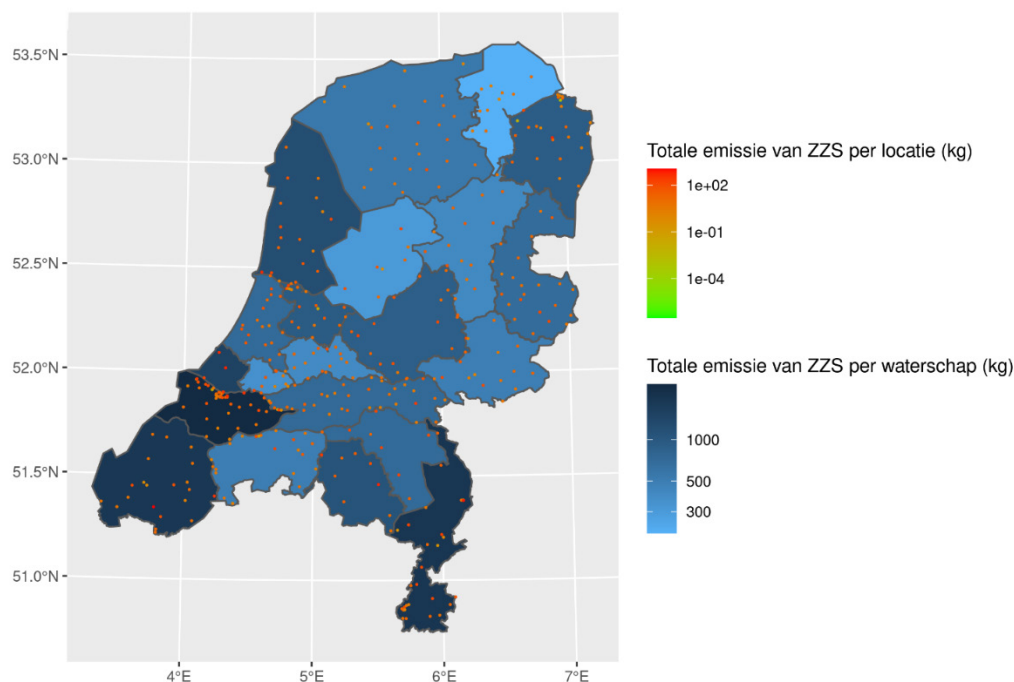
Figuur 4.3 laat zien dat de gerapporteerde emissies van ZZS naar lucht niet homogeen over Nederland verdeeld zijn. Er is bijvoorbeeld een groep van bedrijven dicht bij elkaar zichtbaar in het Rijnmond gebied. Deze regio valt bovendien ook op als het gebied waar de totale gerapporteerde emissie van ZZS in kilogrammen het grootst is. Uit dit voorbeeld komt ook een aantal andere regio's naar voren waarin relatief hoge ZZS emissies naar lucht zijn gerapporteerd in de ER (Groningen, IJmond, Noordzeekanaalgebied, Midden-West Brabant, Zuidoost-Brabant en Zuid-Limburg (zie ook Tabel 6 in Bijlage 1).

4.4.2 Oppervlaktewater

4.4.2.1 Emissies naar oppervlaktewater

De emissies van ZZS-mengsels naar water in het jaar 2020 zijn weergegeven als verdeling over de beheersgebieden van de individuele waterschappen (Figuur 4.4). Voor deze indeling per waterschap is gekozen omdat de gegevens voor emissies naar water in de ER veelal afkomstig zijn van bedrijven die onder provinciaal bevoegd gezag vallen. De waterschappen zijn vervolgens verantwoordelijk voor het operationele waterbeheer.

Met gekleurde punten zijn de totale emissies in kilogrammen per individuele bedrijfslocatie weergegeven. De vlakken in de figuur geven gradueel de totale emissies in kilogrammen per beheersgebied van een waterschap weer.



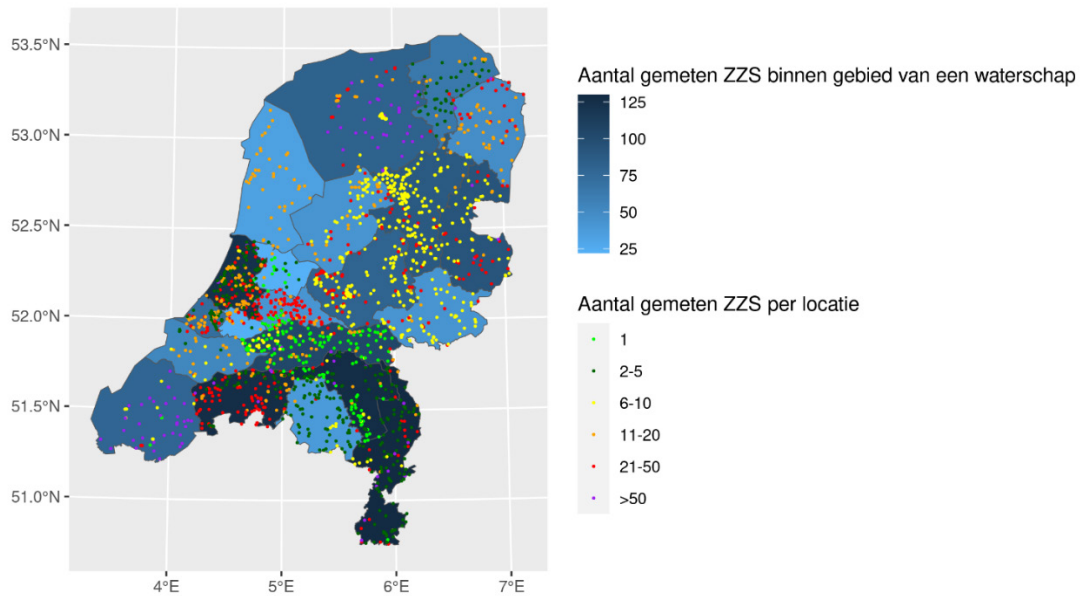
Figuur 4.4 Lozingen van ZZZ naar oppervlaktewater uitgedrukt in kilogrammen (deels logaritmische schaal) in het jaar 2020 gebaseerd op bedrijfsgegevens afkomstig uit de Emissieregistratie (<https://www.emissieregistratie.nl/>). Zie disclaimer.

Figuur 4.4 laat zien dat de bedrijven die lozingen van ZZZ-mengsels naar oppervlaktewater rapporteren niet homogeen over Nederland verdeeld zijn. Zo is er, bijvoorbeeld, een groep van bedrijven dicht bij elkaar zichtbaar in het Rijnmond gebied (Waterschap Hollandse Delta). Deze regio valt bovendien ook op als het gebied waar de totale gerapporteerde emissie van ZZZ naar water in kilogrammen in 2020 het grootst zijn (Tabel 7 in de Bijlage 1).

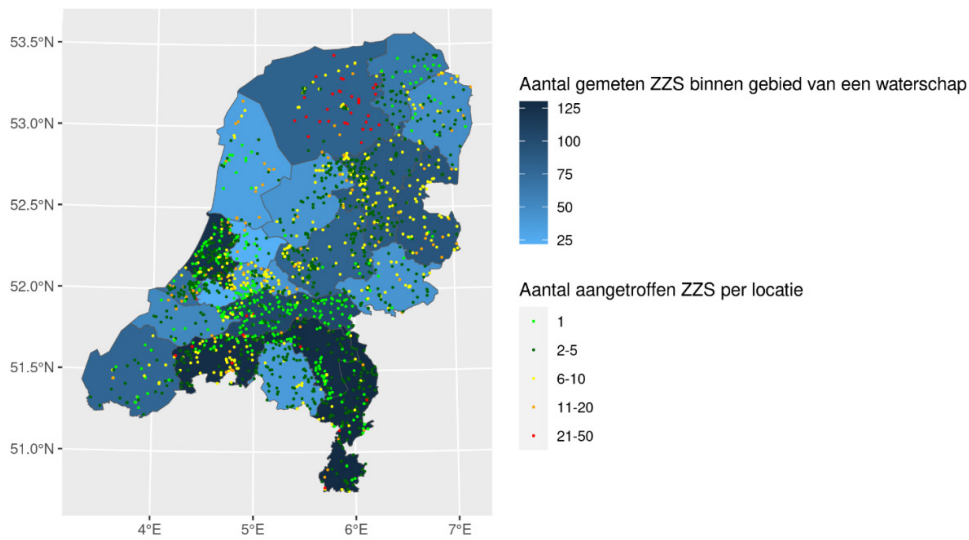
4.4.2.2

Meetgegevens over ZZZ in oppervlaktewater

Figuur 4.5 laat de monitoringsdata (meetinspanningen; aantallen ZZZ) in oppervlaktewater zien in het jaar 2018 als verdeling over de beheersgebieden van de waterschappen.



Figuur 4.5 Beschikbare monitoringsdata van ZSS in oppervlaktewater in Nederland in 2018. Kaart toont het aantal ZSS waar meetinspanning naar is verricht inclusief de meetresultaten onder de detectie- en kwantificatielimiet) per locatie (meetpunt) en per gebied (waterschap). Zie disclaimer.



Figuur 4.6 Beschikbare meetgegevens van ZSS in oppervlaktewater in Nederland in 2018. De kaart toont het aantal ZSS dat aangetroffen is (d.w.z. boven de detectielimiet) per locatie (meetpunt) en per gebied (waterschap). Zie disclaimer.

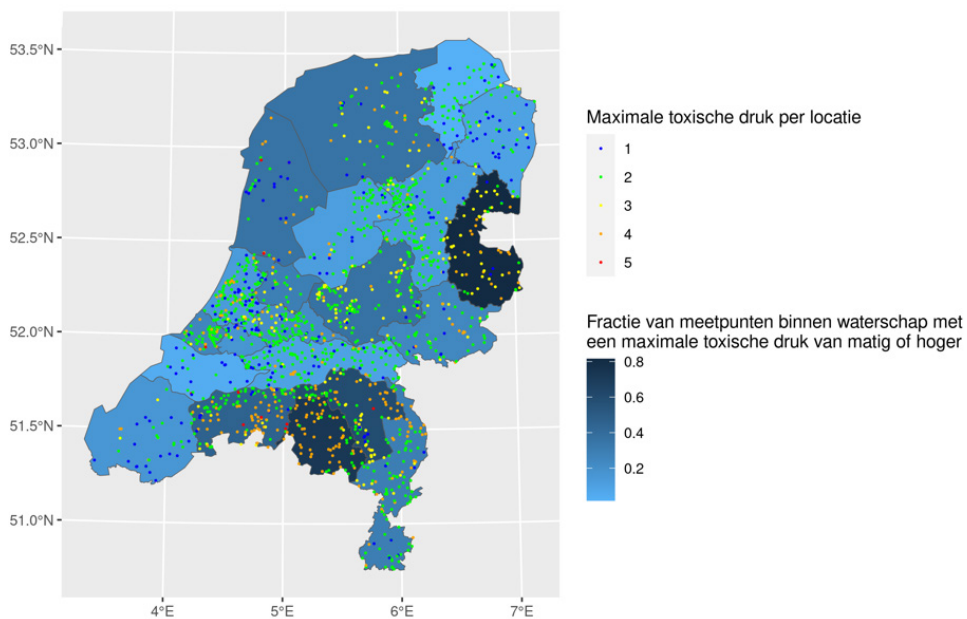
In de figuren 4.5 en 4.6 is te zien dat de aantallen gemeten ZSS het hoogst zijn in de beheersgebieden van Hoogheemraadschap van Rijnland en van de waterschappen Brabantse Delta, Aa en Maas en Limburg, waarbij het beeld voor zowel meetinspanning als aangetroffen ZSS overeen komt.

4.4.2.3

Toxische druk van ZZS in oppervlaktewater

Alleen voor het compartiment water was het mogelijk om de beschikbare gegevens voor 67 ZZS te verwerken tot een kaartbeeld met informatie over de mate van 'toxische druk' door ZZS per locatie en per beheersgebied van een waterschap.

Bij een toxische druk van 'matig' of hoger (zie voor toelichting Figuur 4.1) is er sprake van onvoldoende bescherming van waterorganismen door de aanwezigheid van ZZS en kunnen er dus schadelijke effecten optreden in het aquatisch ecosysteem.



Figuur 4.7 Kaartweergave van de berekende toxische druk door ZZS in oppervlaktewater (volgens www.sleutelfactortoxiciteit.nl) op basis van monitoringsdata van de waterschappen uit 2018. 1 t/m 5 geeft de klassegrens voor toxische druk aan: 1 = geen toxische druk, begin van hinder bij maximaal 1 op 200 soorten; 2 = gering, begin van hinder bij meer dan 1 op 200 maar maximaal 1 op de 20 soorten; 3 = matig, effecten bij maximaal 1 op 200 soorten; 4 = hoog, effecten bij maximaal 1 op 10 soorten, 5 = zeer hoog, effecten bij meer dan 1 op 10 soorten. Zie disclaimer.

De verschillen in toxische druk tussen individuele locaties kunnen zowel veroorzaakt worden door verschillen in de concentraties van de aanwezige ZZS als door de aquatische toxiciteit van de verschillende ZZS. We merken hierbij op dat de criteria voor identificatie voor ZZS (kankerverwekkendheid, mutageniteit, giftigheid voor de voortplanting, PBT, vPvB of gelijkwaardige zorg), deels geen verband houden met aquatische toxiciteit. Zo kan, bijvoorbeeld, een kankerverwekkende stof weinig giftig zijn voor watervlooiën.

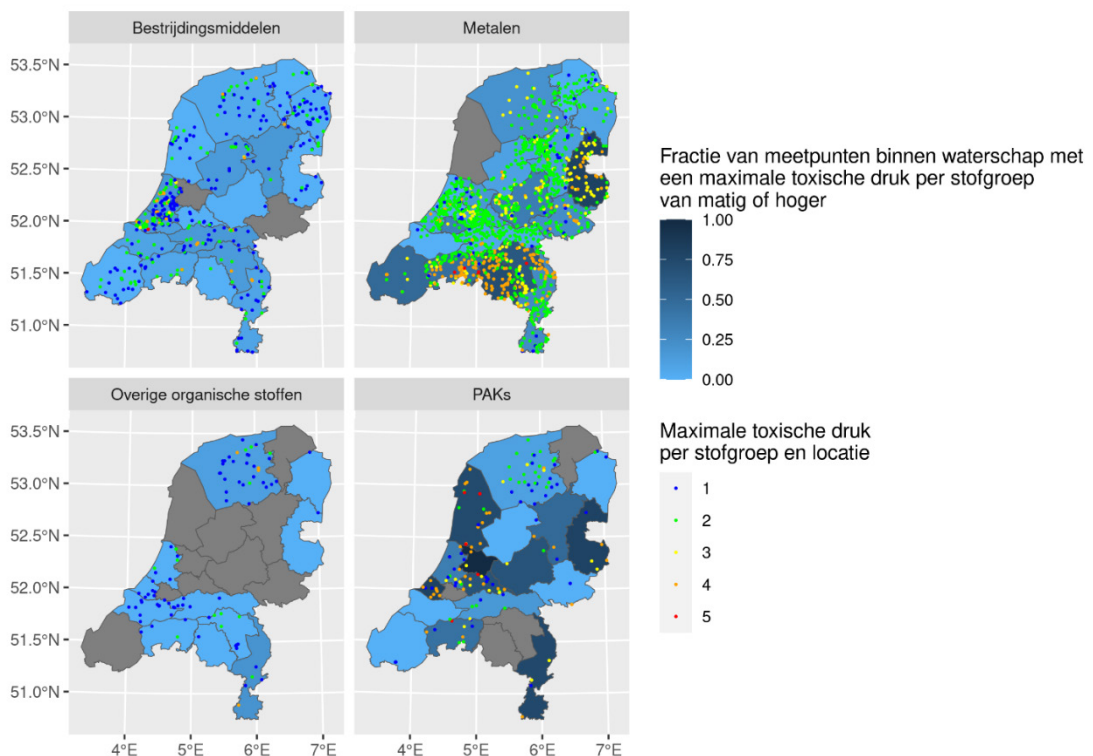
In Figuur 4.7 is verder te zien dat de toxische druk van gemeten ZZS (apart of als mengsels) verhoogd is in de waterschappen Vechtstromen, Aa en Maas en de Dommel. Verhoogd houdt in deze context in dat bij een meerderheid van de meetpunten de toxische druk op waterorganismen zo hoog is dat effecten op soortniveau kunnen optreden. Ook is te zien dat in de waterschapregio's Hunze en Aa's, Hollands Noorderkwartier, Zuiderzeeland, een groot gedeelte van de

gebieden aan sleutelfactor klasse 1 voldoet, waarbij de toxische druk door de aanwezigheid van ZZS dus niet verhoogd is.

4.4.2.4 Stofgroepen in oppervlaktewater

Een verdere verfijning van de berekening van de toxische druk is mogelijk door de ZZS onder te verdelen in stofgroepen: bestrijdingsmiddelen, metalen, overige organische stoffen en polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAKs) (Figuur 4.8). De stofgroep 'overige organische stoffen' bestaat onder meer uit perfluorooctaansulfonzuur (PFOS), bis(2-ethylhexyl)ftalaat (DEHP) en nonylfenol.

We konden de toxische druk karakteriseren voor 26 bestrijdingsmiddelen, 8 metalen, 17 overige organische stoffen en 16 PAK's. Per locatie of regio is niet voor alle stofgroepen voldoende informatie beschikbaar om de toxische druk te berekenen, deze locaties zijn grijs gemarkeerd in Figuur 4.8. Nadere details zijn terug te vinden in Tabel 8 in Bijlage 1.



Figuur 4.8 Kaartweergave van de toxische druk door ZZS uit vier stofgroepen: bestrijdingsmiddelen, metalen, overige organische stoffen en PAKs. Uitleg scores 1 t/m 5: zie Figuur 4.7. Zie disclaimer.

Voor de metalen zijn veruit de meeste gegevens beschikbaar. Met name voor de stofgroep 'overige organische stoffen' kan voor slechts enkele waterschappen een geografisch beeld worden gegeven. Voor 'PAKs' lijkt de situatie gunstiger, maar hier is in een aantal regio's het aantal meetpunten beperkt tot één individuele PAK-verbinding of slechts enkele PAKs. Voor bestrijdingsmiddelen kan voor de meeste regio's een kaartweergave gemaakt worden, waarbij wel opvalt dat de hoeveelheid gegevens per regio sterk verschilt.

De conclusie is dat het totaalbeeld over toxische druk door ZZS-mengsels sterk gestuurd wordt door de hoeveelheid beschikbare informatie over metalen. Voor de groep 'overige organische stoffen, waar veel industriële stoffen onder vallen, zijn relatief weinig gegevens beschikbaar. Hierbij moet worden opgemerkt dat er relatief weinig bestrijdingsmiddelen in de categorie ZZS vallen, omdat bestrijdingsmiddelen met ZZS-eigenschappen geen goedkeuring meer krijgen. De hier gemaakte analyse beslaat dus maar een klein deel van de bestrijdingsmiddelen en houdt geen rekening met de toxische druk van overige bestrijdingsmiddelen die geen ZZS zijn.

4.5 Conclusies en aanbevelingen

Het RIVM heeft onderzocht of het mogelijk is om gebieden met verhoogde druk door ZZS-mengsels aan te wijzen in Nederland op basis van emissie-, concentratie- of toxische drukgegevens. Met openbaar beschikbare gegevens zijn geografische overzichten gemaakt die de ZZS-milieudruk zichtbaar maken. Zo ontstaat een eerste, ruwe indicatie van gebieden met verhoogde druk door ZZS in Nederland. Methodologisch zijn er dus mogelijkheden om gebieden te identificeren waar de ZZS-druk hoger is dan in andere gebieden. Dergelijke informatie kan bruikbaar zijn om te bepalen waar het meewegen van cumulatie van ZZS het meest relevant is.

Dit onderzoek gaat nadrukkelijk om een verkenning van methodologische opties en bestaande data om gebieden met een verhoogde druk door ZZS te identificeren. We benadrukken dat er nog diverse grote onzekerheden in de resultaten zitten, vooral door de beperkte beschikbaarheid en representativiteit van gegevens. Omdat deze onzekerheden voortkomen uit het ontbreken van gegevens, concludeert het RIVM dat de indicatieve kaartbeelden naar alle waarschijnlijkheid een onderschatting van de daadwerkelijke milieudruk door ZZS laten zien. We wijzen er bovendien op dat ZZS-emissies vanuit diffuse bronnen, zoals verkeer en huishoudens, *niet* zijn meegenomen in onze analyses.

In 2024 komen aanvullende gegevens over emissies van ZZS naar lucht en water beschikbaar via de ZZS-emissiedatabase. Deze database bevat bedrijfsemissies voortkomend uit de informatieverplichting voor ZZS op nationale schaal en deze kent geen drempelwaarde. De verwachting is dat deze dataset groeit naarmate meer bedrijven hun emissies van ZZS inventariseren en rapporteren. We bevelen aan om de huidige ER-dataset aan te vullen met industriële emissiegegevens uit deze ZZS-emissiedatabase wanneer deze beschikbaar komt. Met deze bredere datasets zijn naar verwachting meer betrouwbare inschattingen mogelijk van de drukverdeling door ZZS in Nederland.

Op dit moment is het alleen voor het compartiment water mogelijk om voor zowel emissies, concentraties als ecotoxicologische effecten de druk te bepalen (oorzaak-gevolgketen). Wanneer we de kaarten voor emissies, concentraties, en toxische druk voor ZZS in oppervlaktewater met elkaar vergelijken, dan valt op dat deze niet overeen komen. Het blijkt niet zo te zijn dat regio's met een verhoogde druk op basis van emissies ook een verhoogde druk hebben voor concentraties en/of

toxische druk. Er is geen logische oorzaak-gevolgketen van de drukparameters zichtbaar. Hier zijn verschillende verklaringen voor te geven. Zo wordt er op meer punten gemeten naar de aanwezigheid van ZZS dan dat er bedrijfslocaties zijn die emissies rapporteren aan de ER. Ook zijn de bedrijfslocaties anders over Nederland verdeeld dan de meetpunten. Maar er zijn ook andere oorzaken die samenhangen met de eigenschappen van ZZS. Een grote milieuemissie van een of meerdere ZZS hoeft niet automatisch te leiden tot hoge concentraties van die ZZS in het milieu, bijvoorbeeld doordat de stoffen snel afbreken, of via depositie uit de lucht in water terecht komen (en dus niet via wateremissie). Ook kan een grote verdunning optreden wat tot (relatief) lage concentraties leidt na een emissie. Verder ontbreken, zoals eerder genoemd, diffuse ZZS-emissiebronnen in onze analyses, en daarnaast zijn sommige ZZS van nature al aanwezig in het milieu of zijn er historische of buitenlandse bronnen waardoor je deze stoffen wel meet zonder dat er emissies zijn. En we noemden eerder al dat de criteria voor identificatie voor ZZS breder zijn dan giftigheid voor waterorganismen en dat voor een aantal ge-emiteerde of gemeten ZZS de bijdrage aan de toxische druk niet kan worden bepaald, omdat de juiste informatie over de giftigheid voor waterorganismen ontbreekt. Tot slot kan hier ook het zogenoemde "waarnemerseffect" meespelen. Het beschikbaar komen van informatie over het (mogelijk) vrijkomen van ZZS leidt tot een grotere meetinspanning, en daarmee meer monitoringsinformatie over dezelfde stof. Dat kan vervolgens weer leiden tot een over-representatie van de druk door bepaalde ZZS in kaartbeelden. In een vervolgpriject zou in meer detail onderzocht kunnen worden hoe emissies, concentraties en toxische druk door ZZS zich binnen een regio tot elkaar verhouden.

De aanwezigheid van ZZS kan variëren over tijd, waardoor de druk door verschillende ZZS in een gebied niet continu maar tijdelijk verhoogd is. Deze variaties is niet meegenomen in huidige studie. Voor emissies waren de gegevens slechts op jaarbasis beschikbaar. Voor ZZS monitoring oppervlaktewater is het al wel mogelijk om in een eventuele vervolgstudie tijdsaspecten in beeld te brengen. We merken hierbij op dat het nu geschetste beeld in oppervlaktewater sowieso inmiddels veranderd kan zijn, omdat de gebruikte gegevens uit 2018 komen.

Voor het compartiment bodem zijn alleen emissiegegevens beschikbaar voor een paar metalen op vliegvelden. Het is daarom niet mogelijk om gebieden met verhoogde ZZS-druk te identificeren. ZZS emissies naar lucht kunnen leiden tot belasting van de bodem via depositie. Het kan onderzocht worden of via de beschikbare gegevens voor de emissies van ZZS naar lucht meer zicht mogelijk is op de druk van ZZS in bodem. Dit sluit aan bij het lopende onderzoek van het RIVM naar depositiewaarden (zie paragraaf 3.5.3)

We hebben er in de kaartweergaves voor gekozen om de geografische spreiding van de druk te koppelen aan de beheersgebieden van omgevingsdiensten (lucht) en waterschappen (water). Dit houdt verband met de 'aanvoerroutes' van de onderliggende data. Voordeel van deze koppeling is dat de uitvoeringsinstanties direct zicht hebben op milieudruk in het eigen beheersgebied waar zij maatregelen kunnen nemen (zie onder). Het blijft echter een grofmazige insteek. De score 'verhoogde

druk' geldt nu immers voor een geheel gebied, terwijl het werkelijke probleem waarschijnlijk lokaler speelt. In dat opzicht is verfijning van de methodiek wenselijk, bijvoorbeeld door meer in te zoomen op de verdeling van de individuele locaties in een gebied of een andere, meer kleinschalige gebiedsindeling te kiezen. Dit kan alleen als meer bedrijven hun emissies melden en/of op meer plaatsen wordt gemeten. Ook kan in een vervolgonderzoek nagegaan worden of er voor de huidige regio's niet al meer gegevens over druk door ZZS beschikbaar zijn bij omgevingsdiensten, waterschappen, of kennisinstituten.

Het is nog niet mogelijk om de beschikbare informatie over druk van ZZS door emissies en concentraties in het milieu te vertalen naar gezondheidseffecten voor mensen. Essentiële informatie over zowel de mate en wijze van blootstelling aan- als effecten van mengsels van ZZS ontbreekt. Binnen het RIVM lopen diverse onderzoeken waarin gewerkt wordt aan het in beeld brengen van de effecten van lokale druk van (combinaties van) chemische stoffen op de gezondheid, bijvoorbeeld naar de gezondheid van omwonenden in de IJmond en rond Dordrecht. De resultaten van deze onderzoeken kunnen op termijn een belangrijke aanvulling zijn bij het identificeren van gebieden met verhoogde druk door ZZS.

In relatie tot gezondheidseffecten benadrukken we ook dat het aantal ZZS dat in lucht wordt gemeten zeer beperkt is. We pleiten daarom voor een uitbreiding van het aantal ZZS metingen in dit compartiment. Dergelijke informatie is van groot belang om de gezondheidseffecten van combinaties van ZZS te kunnen onderzoeken. Hierbij mag niet uit het oog worden verloren dat ZZS slechts één van de factoren zijn die bijdragen aan de invloed van omgeving op de volksgezondheid.

De nu ontwikkelde methodiek biedt een basis om verhoogde druk van ZZS in beeld te krijgen in Nederland, maar er zijn stappen nodig om de onzekerheden te verkleinen. We doen hiervoor in dit rapport een aantal suggesties (zie boven). Het is nuttig om nader te verkennen wat de mogelijke handelingsperspectieven zijn wanneer er een scherper beeld is van de verdeling van ZZS druk in Nederland. Een denkrichting hierbij is dat een vergunningverlener, meer dan nu het geval is, de reeds aanwezige ZZS in een gebied kan betrekken bij het bepalen van de toegestane emissies of lozingen (zie ook Hoofdstuk 5). Deze achtergrondbelasting wordt op dit moment niet of nauwelijks meegenomen in het vergunningverleningsproces, zeker niet voor de luchtemissies. De reeds aanwezige chemische stoffen, waaronder ZZS, dragen echter wel bij aan de blootstelling van mens en milieu in een bepaald gebied en dit zou bij voorkeur moeten worden meegenomen bij het beoordelen van emissies. Het volgende hoofdstuk gaat hier verder op in.

Het is tot slot belangrijk om de hier verkende methodieken voor het in kaart brengen van ZZS-druk voor te leggen aan de verantwoordelijke uitvoeringsinstanties, inclusief de bijbehorende onzekerheden. Samenwerking met deze partijen is niet alleen essentieel voor de verdere verfijning van de methoden, maar ook voor de wijze van presenteren van de resultaten en voor de mogelijke handelingsopties op basis van de uitkomsten van de methodiek.

5 Methodieken voor beoordelen mengselrisico's (immissietoets)

5.1 Inleiding en doel

Het RIVM-briefrapport 'Cumulatie en vergunningverlening ZZS' (Bodar et al., 2022) geeft een aantal suggesties om bij de vergunningverlening concreet rekening te houden met de cumulatie van stoffen, in het bijzonder ZZS. In dit hoofdstuk zetten we uiteen of enkele van de voorgestelde (of nader te ontwikkelen) opties bruikbaar zijn in de praktijk. Daarbij is het belangrijk om na te gaan in hoeverre die opties daadwerkelijk bijdragen aan het verkleinen van de gezondheidsrisico's voor omwonenden en de milieurisico's voor het ecosysteem. Het RIVM rapport uit 2022 beval dan ook aan om eveneens een onzekerheidsanalyse uit te voeren om te kijken hoe zinvol het is om cumulatie mee te nemen bij de vergunningverlening.

In paragraaf 5.2 geven we aan welke methoden reeds in gebruik zijn in de algemene risicobeoordelingspraktijk om cumulatie-effecten te beoordelen. De nadruk ligt daarbij op de risico's voor de mens, maar enkele belangrijke wetenschappelijke uitgangspunten en basisprincipes gelden ook voor andere organismen. Op basis daarvan beschrijven we in paragraaf 5.3 een mogelijke methode om bij de immissietoets lucht de risico's van het uitgestoten mengsel in te schatten. Hetzelfde doen we voor het compartiment water (paragraaf 5.4) waarbij we voor water meerdere casussen hebben uitgewerkt.

We gaan in paragrafen 5.3. en 5.4 ook in op de onzekerheden bij de voorgestelde aanpak. Denk hierbij, bijvoorbeeld, aan het wel of niet omgaan met de aanwezigheid van een achtergrondblootstelling van stoffen(mengsels) waardoor het ontvangend milieu al 'toxische druk' kent (zie ook Hoofdstuk 4).

De aandacht gaat uit naar methodes die gekoppeld zijn aan de *immissietoetsen* bij de vergunningverlening. In de immissietoets worden mengselaspecten tot op heden niet meegenomen, terwijl dat voor lucht bij de *emissietoets* al beperkt wel gebeurt via de sommatiebepaling (zie Hoofdstuk 2).

De aanpak voor lucht en water, zoals beschreven in dit hoofdstuk, is in conceptvorm gepresenteerd tijdens een workshop van het Kennisnetwerk ZZS (24 mei 2023). De aanwezigen, vooral medewerkers van omgevingsdiensten, is om feedback gevraagd. Het verslag van deze bijeenkomst is terug te vinden in Bijlage 2.

5.2 Bestaande algemene benaderingen voor de beoordeling van cumulatie/ mengseltoxiciteit (mens)

De huidige risicobeoordelingsmethodieken zijn gericht op de beoordeling van individuele stoffen. De blootstelling van een stof wordt vergeleken met de voor die stof geldende gezondheidskundige grenswaarde (GGW), waarvan het MTR een voorbeeld is. In werkelijkheid worden mensen (evenals het milieu) niet blootgesteld aan enkelvoudige stoffen maar

aan complexe mengsels van stoffen (en andere agentia). Op dit moment is er binnen de meeste wettelijke kaders echter geen sprake van routinematige risicobeoordelingen van 'onbedoelde' mengsels, zoals al eerder opgemerkt in het RIVM rapport over cumulatie uit 2022 (Bodar et al., 2022). Tegelijkertijd geeft dit rapport aan dat vanuit wetenschappelijk oogpunt de laatste decennia al veel bereikt, dan wel nog in ontwikkeling is, om cumulatie - in zekere mate - mee te nemen bij de risicoschatting van chemische stoffen. Zo wordt bijvoorbeeld momenteel verkend óf en hoe een generieke 'mengselfactor' (de Mixture Assessment Factor, MAF) toepassing kan vinden, om op die manier bij de risicobeoordeling van individuele stoffen met een vaste factor op voorhand rekening te houden met later ontstane mengsels. Ook zijn er de laatste jaren door regelgevende instanties in de EU en daarbuiten pragmatische methoden ontwikkeld om voor risicobeoordelingsdoeleinden met gecombineerde blootstelling aan meerdere stoffen om te gaan. Dit is onder meer beschreven en uitgewerkt in documenten van de Europese Autoriteit voor Voedselveiligheid (EFSA; EFSA 2019, 2021), de Vlaamse onderzoeksorganisatie VITO (De Brouwere, 2023) en de Technische Universiteit Denemarken (DTU; Boberg et al., 2021). Voor het navolgende is daaruit geput.

Idealiter zou voor mengsels in de risicobeoordeling gebruik gemaakt moeten worden van toxicologische studies met het betreffende (of een voldoende daarop lijkend) mengsel en de daaruit afgeleide gezondheidskundige grenswaarde voor de cumulatie-effecten van het mengsel. Deze zogenoemde 'whole-mixture approach' is met name relevant wanneer de samenstelling van het mengsel niet of niet volledig bekend is. Mengselstudies zijn echter schaars, en als ze er zijn, niet eenvoudig extrapoleerbaar van het ene mengsel naar het andere mengsel. Daarom is over het algemeen de risicobeoordeling van mengsels gebaseerd op die van de geïdentificeerde individuele stoffen in het mengsel, de zogenoemde 'component-based approach'. Om de cumulatie-effecten van de stoffen in het mengsel in te schatten, zijn er voor de component-based approach twee aannames te onderscheiden. De ene aanname gaat uit van additiviteit ('additivity', 'non-interaction'), de andere van interactie ('interaction', 'non-additivity'). Bij additiviteit zijn vervolgens twee concepten te onderscheiden. Het ene concept behandelt de stoffen in het mengsel alsof ze een zelfde of soortgelijke werking hebben ('similar action'), en aldus naar verhouding van hun toxische potentie en dosis/concentratie waarin ze voorkomen bijdragen aan het gecombineerde effect (concentratie- of dosisadditie). Het andere concept behandelt de stoffen alsof ze een ongelijksoortige werking, onafhankelijk van elkaar, hebben ('independent action'), en waarbij de gecombineerde respons via respons- of effectadditie bepaald kan worden. Bij interactie wijkt het gecombineerde effect af van additiviteit: het is minder dan additief, doordat stoffen elkaars werking verzwakken (antagonisme, inhibitie), of juist meer, als stoffen elkaars werking versterken (synergisme, potentiëring).

In de praktijk is voor risicobeoordelingen van mengsels de standaardaanname dat er geen interacties tussen stoffen plaatsvinden, tenzij daar aanwijzingen voor gevonden worden. Ook respons-/effect-additie wordt in de praktijk maar zelden toegepast, want de aanpak is

vrij complex. Het vereist, bijvoorbeeld, gegevens in de vorm van het percentage individuen in een populatie dat een vooraf bepaald effect vertoont of kritisch effectniveau overschrijdt. Deze informatie is voor veel stoffen niet beschikbaar. De ontwikkelde respons-/effectadditie modellen kennen derhalve nog geen brede toepassing. Wereldwijd wordt in bestaande mengseltoxiciteit benaderingen dan ook primair uitgegaan van concentratie-/dosisadditie, en dit kenmerkt ook de EFSA, VITO en DTU aanpakken.

Voor een risicobeoordeling van mengsels is informatie nodig over:

- concentraties van de stoffen in het mengsel in bijvoorbeeld, lucht, water, bodem en voeding, ter bepaling van de blootstelling, en
- de toxicologische effecten die de verschillende stoffen in het mengsel kunnen veroorzaken.

De datarijkeid van de toxicologische informatie kan sterk verschillen tussen de wettelijke kaders. Over het algemeen geldt dat, hoe minder datarijk, hoe minder, of minder gedetailleerde, toxicologische informatie beschikbaar is (over bijvoorbeeld het precieze werkingsmechanisme van de stoffen) en bestaat er meer onzekerheid over de bijdrage van de stoffen aan de toxicologische effecten van het mengsel. Om die reden wordt in de verschillende benaderingen pragmatisch omgegaan met cumulatie. Dit gebeurt dan in de vorm van een trapsgewijze aanpak (*tiered approach*). Deze ziet er over het algemeen zo uit:

- Op het laagste niveau (tier 0) worden alle stoffen in het mengsel verondersteld bij te dragen aan het risico van het mengsel, ongeacht welk kritisch doelorgaan/effect ze hebben. Alhoewel dit conceptueel gezien niet rijmt met concentratie-/dosisadditie, wordt het samennemen van alle stoffen in een mengsel in één groep, en het doen alsof alle stoffen in die ene groep hetzelfde kritische doelorgaan/effect hebben (wat in werkelijkheid niet zo is) om zo alle stoffen te laten bijdragen aan het risico van het mengsel, als een simpele en conservatieve benadering gezien. Deze kan daarom beschouwd worden als een soort van screeningsstap. Voor de risicobeoordeling wordt in tier 0 voor iedere stof in het mengsel de zogenoemde 'hazard quotiënt' (HQ) bepaald. Dit is de ratio tussen de blootstelling en de GGW van de stof. Vervolgens worden alle HQs gesommeerd om de 'hazard index' (HI) te krijgen van het mengsel. De HI moet beneden een afkapwaarde blijven om te kunnen concluderen dat er geen zorg te verwachten is voor cumulatie-effecten van het mengsel en de beoordeling kan worden gestopt. De aanname is namelijk dat wanneer in een eerste, conservatieve trap geen onacceptabele risico's worden gekarakteriseerd, dat dat ook met meer verfijning het geval zal zijn. De afkapwaarde wordt vrijwel altijd op de waarde 1 gesteld. Samengevat:

Som HQ van alle stoffen in mengsel = HI_{mengsel}

Met $HI = \sum_{i=1}^n HQ_i$, waarbij $HQ_i = \frac{\text{blootstelling}_i}{GGW_i}$

Bij $HI \leq 1$ geen zorg te verwachten voor cumulatie-effecten.

N.B. Ofschoon deze tier genoemd staat in EFSA (2019), is EFSA voor de risicobeoordeling van stoffen in voeding ondertussen van deze laagste

tier afgestapt. Dit omdat voor de beoordeling van die stoffen de databeschikbaarheid groot is (zowel qua blootstelling als qua toxicologische informatie), en er middels uitgebreide richtsnoeren (EFSA 2021) en training van risicobeoordelaars direct een groepsaanpak (zie onder) mogelijk is. Het instapniveau bij EFSA ligt dus bij een hogere tier.

- Indien de risicobeoordeling in tier 0 leidt tot een overschrijding van de afkapwaarde kan een mogelijk risico van mengselblootstelling niet uitgesloten worden. Om dit verder te onderzoeken wordt in tier 1 de risicobeoordeling verfijnd door de stoffen in het mengsel op te splitsen naar groepen van stoffen met een zelfde doelorgaan, bijvoorbeeld effecten op de nier of op de lever, of stoffen die acetylcholinesterase remmen. EFSA noemt deze groepen 'cumulative assessment groups' (CAGs²⁵). Dit hoeft nog steeds niet te betekenen dat de werking binnen een groep echt hetzelfde of vergelijkbaar is, maar het geeft wel een realistischer inschatting van het mengselrisico. Dit omdat voor de risicobeoordeling per doelorgaan alleen de HQs opgeteld worden van de stoffen met dat specifieke doelorgaan:

$$\text{Som HQ}_{\text{doelorgaan/effect}} = \text{HI}_{\text{mengsel_doelorgaan/effect}}$$

Als alle doelorgaan-specifieke HIs²⁶ beneden de gestelde afkapwaarde liggen kan, net als in tier 0, geconcludeerd worden dat er geen zorg te verwachten is voor cumulatie-effecten van het mengsel, en is verdere verfijning niet nodig. De afkapwaarde in tier 1 is over het algemeen 1.

- Indien ook in tier 1 de afkapwaarde overschreden wordt kunnen in tier 2 en eventuele volgende tiers de CAGs achtereenvolgens verder verfijnd worden naar stoffen met hetzelfde effect binnen een doelorgaan, met dezelfde 'mode of action' en met hetzelfde 'mechanism of action'. Dit vraagt vergaande toxicologische kennis over hoe de individuele stoffen in het mengsel een toxicologisch effect veroorzaken, en dus datarijke dossiers. Binnen bepaalde kaders is dat zo, en vormt ook de reden dat EFSA een hoger instapniveau hanteert.

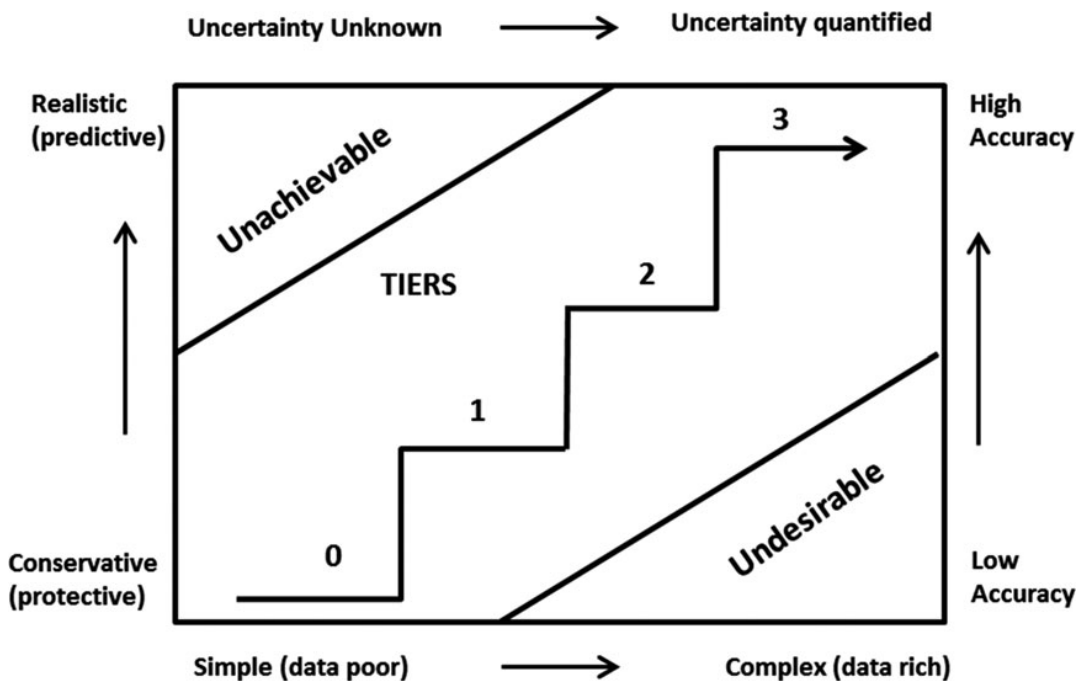
Als de GGW een somnorm is en er voor de betreffende stoffen zogenaamde 'relative potency factors' (RPFs) of 'toxicity equivalency factors' (TEFs) zijn vastgesteld, worden deze factoren over het algemeen in de benaderingen gebruikt om de somblootstelling te bepalen. Dit kan in principe in elke tier. RPF's/TEF's zijn een maat voor de relatieve toxiciteit van een individuele stof ten opzichte van een referentiestof. Met deze factoren kan de blootstelling aan de stoffen in het mengsel uitgedrukt worden als blootstelling aan de referentiestof. Van de totale blootstelling aan de referentiestof wordt vervolgens de HQ bepaald, die in dat geval gelijk staat aan de HI van het mengsel. PAKs, PFAS en dioxines en dioxine-achtige polychloorbifenylen (PCBs) zijn

²⁵ De term *Cumulative Assessment Group* is geïntroduceerd door EFSA. Het principe van assessment groups wordt hier ook gebruikt voor de andere beschreven methoden, waarbij de invulling van een *assessment group* niet per definitie hetzelfde hoeft te zijn. ²⁶ EFSA gebruikt naast de HI benadering ook de Reference Point Index (RPI) benadering en de Margin of Exposure (MOE) benadering, zie EFSA (2019). Deze berusten op hetzelfde principe als de HI, met dezelfde elementen, die alleen afwijken in plek in de formule/afkapwaarde. Voor details, zie EFSA (2019).

²⁶ EFSA gebruikt naast de HI benadering ook de Reference Point Index (RPI) benadering en de Margin of Exposure (MOE) benadering, zie EFSA (2019). Deze berusten op hetzelfde principe als de HI, met dezelfde elementen, die alleen afwijken in plek in de formule/afkapwaarde. Voor details, zie EFSA (2019).

bekende voorbeelden van stofgroepen waar, respectievelijk, RPFs en TEFs voor zijn.

Bij elke volgende trap (*tier*) neemt de voorspellende waarde over de effecten van cumulatie van stoffen toe, maar ook de benodigde kennis over de toxicologische effecten van de stoffen in het mengsel. Het niveau van conservatisme neemt daarentegen juist af. Dit wordt geïllustreerd in Figuur 5.1.



Figuur 5.1 De 'tiered approach' voor de risicobeoordeling van mengsels met bijbehorende karakteristieken (uit: EFSA 2019).

De benaderingen zoals toegepast door EFSA, VITO en DTU en ook elders in de wereld, zijn zoals gezegd in grote lijnen hetzelfde, met hier en daar wat kleine verschillen. VITO en DTU hebben bovendien voor de risicoberekening een rekentool²⁷ ontwikkeld die gekoppeld is aan een database. In algemene zin kan worden gesteld dat de manieren om met cumulatie om te gaan sterke overeenkomsten vertonen. Wel is het zo dat er binnen de aanpakken ruimte is voor keuzes en variatie. Die keuzes en variatie kunnen het gevolg zijn van databeschikbaarheid en kennis, stofselecties en politiek-bestuurlijke afwegingen.

De benaderingen van EFSA en VITO maken onderscheid tussen stoffen mét en stoffen zonder een drempelmechanisme. Tot die laatste behoren bijvoorbeeld genotoxisch carcinogenen. Bij de eerste groep is er een drempeldosering of concentratie waarboven effecten optreden die als schadelijk worden beschouwd. De maximale dosering of concentratie die geen als schadelijk beschouwde effecten veroorzaakt is het uitgangspunt van de GGW. Bij genotoxisch carcinogenen is het uitgangspunt dat elke dosis, hoe klein ook, het kankerrisico verhoogt. De GGW voor deze

²⁷ In Canada en Frankrijk is ook een specifieke tool/database (Mixie) voor werkerblootstelling (inhalatie) aan mengsels in gebruik.

groep is de dosis of concentratie waarbij het additionele kankerrisico aanvaardbaar wordt geacht. Dit is een beleidsmatige keuze.

EFSA en VITO hanteren voor stoffen zonder drempel, zoals genotoxisch carcinogenen, geen trapsgewijze benadering, in tegenstelling tot stoffen met een drempel. Uitgaand van dosisadditie sommeert VITO in hun achterliggende rekentool de kankerrisico's van de verschillende stoffen, ongeacht het type kanker, en gebruikt vervolgens een stoplicht-systeem om het totale kankerrisico van het mengsel te duiden (groen: $<10^{-6}$, oranje: 10^{-5} - 10^{-6} , rood: $>10^{-4}$) (De Brouwere, 2023). EFSA bepaalt eerst voor de individuele stoffen in het mengsel de Margin of Exposure (MOE)²⁸, en sommeert vervolgens deze MOEs (ook uitgaand van dosisadditie) voor een gecumuleerde schatting van het kankerrisico van het mengsel. EFSA geeft aan dat de totale MOE voor het mengsel, dus de genoemde som, groter moet zijn dan 10.000 (overeenkomstig met een kankerrisico van 10^{-4}) om het kankerrisico van het mengsel als van 'low concern' te duiden. Ook hier worden dus alle kankertypen samengenomen.

5.3 Lucht

5.3.1

Inleiding

In algemene zin moet de vergunningaanvraag informatie geven over de bronnen, de samenstelling, de hoeveelheden en de concentraties van de stoffen in de emissies. Voor verdere details over de verschillende onderdelen van het vergunningverleningsproces lucht, inclusief de wijzigingen vanuit de OW, zie paragraaf 2.3.

Zoals eerder aangegeven wordt bij het vergunningverleningsproces voor emissies naar lucht slechts in beperkte mate rekening gehouden met gelijktijdige emissie van meerdere stoffen (mengsels) bij een bedrijf. Dit gebeurt bij de *emissietoets* in de vorm van de sommatiebepaling. Bij de *immissietoets* wordt geen rekening gehouden met mengsels van stoffen, met uitzondering van een paar stofgroepen waar het MTR_{lucht} een somnorm betreft (zoals voor PAKs (met benzo[a]pyreen als marker voor het PAK mengsel) en dioxines).

De immissietoets beperkt zich hoofdzakelijk tot het 'toegevoegde' risico van de uitstoot van individuele stoffen vanuit één bedrijf/inrichting via de lucht. Waar mogelijk wordt daarbij rekening gehouden met de achtergrondconcentraties²⁹ van de stoffen, hoewel deze informatie vaak niet beschikbaar is.

Tijdens de immissietoets van een stof wordt dus niet naar het mengseleffect van stoffen gekeken die gelijktijdig worden geëmitteerd en waarvoor ook een immissietoets noodzakelijk is. Dit heeft als gevolg dat er geen zicht is op mogelijke inhalatierisico's³⁰ als gevolg van mengseltoxiciteit op leefniveau. Dit wordt nog versterkt doordat tevens de bijdrage buiten beeld is van stoffen die wel naar lucht geëmitteerd worden, maar in hoeveelheden beneden de vrijstellingsgrens (ZZS en

²⁸ De MOE is de ratio tussen het uitgangspunt voor het toxicologisch effect (zoals een No Observed Adverse Effect Level (NOAEL) uit een dierstudie) en de blootstelling.

²⁹ Achtergrondconcentraties zijn luchtconcentraties van een stof afkomstig vanuit andere nabijgelegen bedrijven of vanuit niet-industriële bronnen. Omgevingsdiensten geven aan dat achtergrondconcentraties wel bekeken worden bij de immissietoets ook al vormt het geen onderdeel van de immissietoets zelf. Echter, voor veel stoffen is geen achtergrondconcentratie bekend.

³⁰ Het MTR_{lucht} is bijna altijd een gezondheidkundige grenswaarde, en dus gebaseerd op een effect relevant voor de mens, niet voor het milieu.

niet-ZZS), of boven de vrijstellingsgrens maar niet boven de EGW (niet-ZZS). Verder is in de immissietoets ook de koppeling met andere stressoren/milieufactoren die de luchtkwaliteit beïnvloeden, zoals fijnstof en NO_x, afwezig.

5.3.2

Aanpak voor cumulatie in vergunningverleningsproces

We hebben op basis van de beschikbare algemene concepten (zie paragraaf 5.2) gekeken naar een mogelijke aanpak om mengseltoxiciteit mee te nemen in de immissietoets in het vergunningverleningsproces voor emissies naar lucht. Belangrijke randvoorwaarde hierbij is het zoveel mogelijk aansluiten bij de huidige praktijk van vergunningverlening en bij de aanwezige informatie in een vergunningaanvraag.

Huidige praktijk

Zoals aangegeven in paragraaf 5.3.1 beperkt de immissietoets zich in de huidige praktijk tot het 'toegevoegde' risico van de uitstoot van individuele stoffen vanuit één bedrijf/inrichting via de lucht. Eventuele achtergrondconcentraties van deze stoffen (afkomstig vanuit andere inrichtingen of vanuit niet-industriële bronnen) vormen geen onderdeel van de toets.

In het vergunningverleningsproces maakt de vergunningverlener gebruik van emissiegegevens, de GMS en EGW, de berekende immissies en de MTRs. Het kan zijn dat er voor een stof geen MTR_{lucht} beschikbaar is. In dat geval kan de vergunningverlener het RIVM verzoeken om een MTR_{lucht} voor die stof af te leiden.

In de immissietoets vergelijkt de vergunningverlener de berekende immissie van stof x met het MTR_{lucht} voor stof x. In feite bepaalt de vergunningverlener dus de HQ van stof x:

$$HQ_x = \frac{\text{immissie}_x}{\text{MTR}_{\text{lucht},x}}$$

Voorstel voor aanpak cumulatie

De bestaande methoden voor het beoordelen van mengseltoxiciteit, zoals die van EFSA, VITO en DTU, zijn pragmatisch, maar bieden voldoende wetenschappelijke grondslag om conclusies te kunnen trekken over een mogelijk gezondheidsrisico voor cumulatie-effecten als gevolg van blootstelling aan een mengsel van stoffen. Het door ons uitgewerkte voorstel is dan ook daarop gebaseerd. Een belangrijk aanvullend argument is ook dat de HI-benadering goed aansluit bij de HQ-berekening, zoals die nu in feite al in de immissietoets gebeurt.

Als tier 0 wordt voorgesteld om de som van de HQs te bepalen van alle geïdentificeerde stoffen die vrijkomen uit een bedrijf en waarvoor een immissietoets nodig is.

De voorgestelde aanpak gaat uit van gelijktijdige emissie van de stoffen, en maakt in tier 0 geen onderscheid naar stoffen met of zonder drempel. We wijzen er wel op dat het MTR_{lucht} voor beide groepen stoffen een andere betekenis heeft: voor drempelstoffen is het MTR_{lucht} de concentratie in de lucht waar beneden bij levenslange blootstelling geen gezondheidsnadelige effecten worden verwacht. Daarentegen is het MTR_{lucht} voor niet-drempelstoffen de concentratie in de lucht die bij

levenslange blootstelling gelinkt is aan een risiconiveau van 1 extra kankergeval per 10.000 blootgestelden (1×10^{-4}). De HQ-berekening gebeurt echter op precies dezelfde manier. Door de HQs van beide groepen stoffen in tier 0 te sommeren laten we dus alle stoffen (met of zonder drempel, ongeacht hun doelorga(n)en van toxiciteit) bijdragen aan het risico van het mengsel. Dit is een simpele en conservatieve benadering, en kan beschouwd worden als screeningsstap. De som van de HQs van de individuele stoffen vormt de HI van het mengsel:

$$HI_{\text{mengsel}} = \sum_{i=1}^n HQ_i, \text{ waarbij } HQ_i = \frac{\text{immissie}_i}{MTR_{\text{lucht},i}}$$

Ligt de waarde van HI_{mengsel} beneden 1, dan kan geconcludeerd worden dat er geen zorg te verwachten is voor cumulatie-effecten van het mengsel. De keuze voor een afkapwaarde van 1 is pragmatisch (zie verder ook de discussie in 5.3.3), omdat dit de waarde is die in alle bestaande benaderingen gehanteerd wordt. Tier 0 is daarmee in principe hetzelfde als wat nu reeds in de immissietoets gedaan wordt voor individuele stoffen, alleen moet nu aanvullend nog het HI_{mengsel} uitgerekend worden door de HQs van de individuele stoffen bij elkaar op te tellen.

Indien de immissietoets in tier 0 leidt tot een $HI_{\text{mengsel}} > 1$ kan een mogelijk risico van mengselblootstelling niet uitgesloten worden. Om dit verder te onderzoeken wordt in tier 1 de risicobeoordeling verfijnd door de stoffen in het mengsel op te splitsen naar groepen van stoffen met een zelfde doelorgaan. Informatie daarover is voor de vergunningverlener te vinden in de wetenschappelijke adviesrapporten waarin de afleidingen van de MTRs voor lucht beschreven staan. Deze rapporten zijn te vinden op de [Risico's van stoffen website](#) van het RIVM. In de rapporten is in ieder geval aangegeven wat voor de betreffende stof het meest kritische effect/doelorgaan is waarop het MTR_{lucht} is afgeleid, en of het MTR_{lucht} gebaseerd is op een drempel of niet-drempel effect. Soms is ook beschreven op welke doelorganen een stof nog meer effect heeft. Dit zijn de zogenaamde sub-kritische effecten/doelorganen, aangezien voor het optreden daarvan hogere concentraties van een stof nodig zijn dan voor het meest kritische effect/doelorgaan. Met behulp van de informatie uit de adviesrapporten kunnen de stoffen in het mengsel gegroepeerd worden naar doelorgaan (zoals bijvoorbeeld longen, zenuwstelsel, lever, nier, hart en vaatsysteem, maag-darmstelsel). Dit levert groepen op overeenkomstig de CAGs (zie paragraaf 5.2), waarin per groep alle stoffen zitten waarvoor dat doelorgaan kritisch danwel subkritisch is. Net als in tier 0 wordt in tier 1 in de groepen geen onderscheid gemaakt naar drempel en niet-drempelstoffen, om alle stoffen ongeacht hun werkingsmechanisme te laten bijdragen aan het risico van de groep. De som van de HQs van de individuele stoffen in een groep vormt de HI van het mengsel voor dat doelorgaan:

$$HI_{\text{mengsel,doelorgaan/effect}} = \sum_{i=1}^n HQ_{\text{doelorgaan/effect},i}, \text{ waarbij}$$

$$HQ_{\text{doelorgaan/effect},i} = \frac{\text{immissie}_i}{MTR_{\text{lucht},i}}$$

Ligt voor ieder doelorgaan de waarde van $HI_{\text{mengsel,doelorgaan/effect}}$ beneden 1, dan kan geconcludeerd worden dat er geen zorg te verwachten is voor cumulatie-effecten van het mengsel.

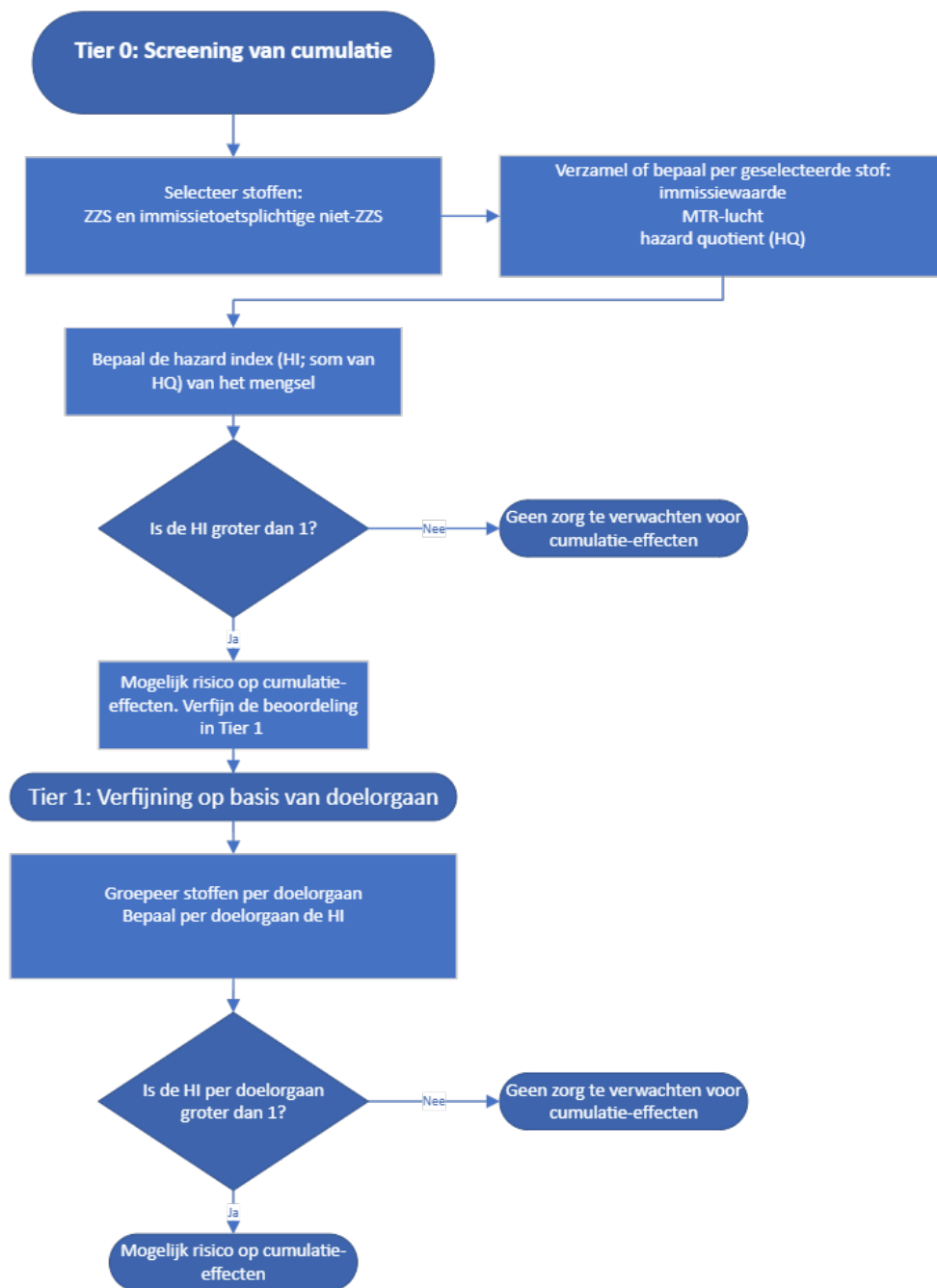
Is in tier 1 voor één of meerdere doelorganen de $HI_{\text{mengsel,doelorgaan/effect}} > 1$, dan zou voor die doelorganen de risicobeoordeling eventueel nog opgesplitst kunnen worden naar een aparte risicobeoordeling voor de stoffen met en zonder drempel, om verder te onderzoeken waar het risico mee geassocieerd is.

Een verdere verfijning in volgende tiers, dus tier 2 en verder, lijkt praktisch gezien geen optie. De voornaamste reden is dat de voor deze tiers noodzakelijke informatie niet of niet gemakkelijk voorhanden is, en voor interpretatie een goede toxicologische kennis vereist is. Daarover beschikken vergunningverleners naar alle waarschijnlijkheid niet. We achten de methodiek die EFSA nastreeft voor de beoordeling van voedselveiligheid voorlopig dan ook een stap te ver voor het vergunningverleningsproces.

Afgezien van bovengenoemde redenen, is het de vraag of in de praktijk stelselmatig een verdere verfijning in volgende tiers noodzakelijk zal zijn. Omgevingsdiensten hebben namelijk aangegeven dat bij de immissietoets de individuele stoffen vaak ruim beneden hun MTR_{lucht} zitten, in veel gevallen zelfs meer dan een factor 100 lager (zie ook Tabel 5.1). In de tijd dat het verwaarloosbaar risico (VR) nog werd gehanteerd in het milieubeleid zou een dergelijk grote marge overeenkomen met het voldoen aan het VR (standaard een factor 100 lager dan het MTR).

We merken nog op dat chemische stoffen niet de enige stressor zijn voor luchtkwaliteit, maar bijvoorbeeld ook fijnstof, NO_x en SO_x . Momenteel worden deze aspecten ook getoetst in de vergunningverlening, maar niet gekoppeld aan de immissietoets voor stoffen. Vooralsnog laten we dat zo in de voorgestelde aanpak, al zou een koppeling wenselijk zijn (zie ook discussie in paragraaf 5.3.3).

De hierboven geschetste aanpak is schematisch weergegeven in Figuur 5.2.



Figuur 5.2 Voorgestelde aanpak voor het beoordelen van de risico's van mengsels in de immisietoets lucht (tiers 0 en 1). Voor nadere uitleg: zie tekst.

We hebben ter illustratie een casus doorgerekend met de voorgestelde aanpak. Het betreft de immisietoets voor een bedrijf dat zowel ZS als niet-ZS uitstoot. Onder de niet-ZS bevinden zich een aantal potentiële ZS (pZZS). Conform het schema zijn eerst de HQs van de individuele stoffen bepaald, en vervolgens zijn de HQs gesommeerd tot de HI van het mengsel (zie Tabel 5.1). De HI bedraagt in dit geval 0,17 en is dus kleiner dan 1, wat betekent dat er op basis van deze gegevens geen zorg te verwachten is voor cumulatie-effecten van het uitgestoten

mengsel. De risicobeoordeling hoeft dus niet verder verfijnd te worden en stopt bij de tier 0 berekening.

Tabel 5.1 HI-casus (tier 0) op basis van de immissietoets lucht voor een bedrijf.

Bron: DCMR.

	immissietoets- plichtige stof	concentratie in lucht ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	MTR_{lucht} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	concentratie/MTR (HQ)
ZZS	1,3 butadien	0,08	3	0,027
	benzeen	0,1	5	0,02
	isopreen	0,08	225	0,00036
	PAKs (som)	0,00012	0,001	0,12
niet-ZZS	2-methylpropan-2-ol	0,001	500	0,000002
	biphenyl	0,000016	3300 [#]	4,8E-09
	carbondisulfide (pZZS)	0,00002	26,3	7,6E-07
	methyl-tert- butylether (pZZS)	2	2600	0,00077
	penta 1,3 dieen	0,01	3 [§]	0,0033
	xylenen totaal	0,006	65300 [#]	9,2E-08
			HI	0,17

[#] betreft geen (i)MTR (want niet beschikbaar), maar derived-no-effect-level (DNEL_{Inhalatie}) uit registratiedossier.

[§] betreft MTR voor verwante stof 1,3 butadien, want geen (i)MTR of DNEL beschikbaar voor penta 1,3 dieen.

Zoals eerder genoemd, heeft VITO een tool ontwikkeld om cumulatieve effecten (mens) in de leefomgeving te onderzoeken (De Brouwere, 2023). Misschien dat een dergelijke tool ook bruikbaar is, met eventuele aanpassingen, voor het vergunningverleningsproces in Nederland. Maar dat vergt een nadere verkenning.

De aanwezigen op de ZZS Kennisnetwerkdag (zie paragraaf 5.1) stonden in beginsel positief tegenover de aanpak, omdat deze voorziet in een behoefte. Belangrijke feedbackpunten waren het belang om de aanpak te verankeren in een wettelijke basis en om meer richting te geven in handelingsperspectieven bij HI > 1. Een vraag was ook of de aanpak 'overall' moet worden toegepast, of alleen in meer belaste gebieden. Meer details zijn terug te vinden in het verslag van de bijeenkomst (Bijlage 2).

5.3.3

Conclusies en aanbevelingen

De in de vorige paragraaf geschetste HI-methode lijkt een geschikt instrument om mengseltoxiciteit concreet in beschouwing te nemen bij de immissietoets lucht. De methode sluit goed aan bij de huidige vergunningverleningspraktijk, kent voldoende wetenschappelijke grondslag, en wordt reeds op een vergelijkbare manier toegepast in andere kaders. We denken dat de voorgestelde getrapte aanpak voldoende robuust is om nader te gaan onderzoeken of en hoe de implementatie ervan een plek zou kunnen krijgen in het vergunningverleningsproces. Daartoe is het allereerst aanbevelenswaardig de voorgestelde aanpak toe te passen op een

aantal andere casussen uit de praktijk. Dit zal meer zicht geven of voor het compartiment lucht het mengselrisico merendeels boven of juist onder de afkapwaarde van 1 wordt geschat. En indien erboven, of het mengselrisico dan gedomineerd wordt door enkele stoffen of dat het meer verspreid is over een groter aantal stoffen. Verder zal blijken of eventueel aanpassingen in de aanpak nodig zijn.

Het is belangrijk om vergunningverleners, die in beginsel positief staan tegenover het voorstel, te betrekken bij dit proces. Zij kunnen waardevolle feedback geven over de werkbaarheid in de praktijk, en of er wellicht behoefte is aan ondersteuning in bijvoorbeeld de vorm van een (nog te ontwikkelen) tool.

Alhoewel de voorgestelde aanpak voldoende wetenschappelijke grondslag heeft, kent de aanpak onzekerheden en beperkingen. Deze worden hieronder toegelicht. We merken wel op dat een aantal daarvan niet uniek zijn voor de mengselaanpak, maar ook gelden voor de huidige immissietoets van de individuele stoffen.

Conform de huidige praktijk, richt de voorgestelde aanpak voor het meenemen van mengseltoxiciteit in de immissietoets in het vergunningverleningsproces zich op het 'toegevoegde' risico van geëmitteerde mengsels. Dit betekent dat er geen of weinig rekening wordt gehouden met:

- emissies naar lucht vanuit andere industriële bronnen (bedrijven/inrichtingen) in de nabije omgeving;
- emissies naar lucht vanuit niet-industriële/diffuse bronnen (zoals verkeer);
- emissies naar lucht van niet-immissietoetsplichtige stoffen.

Waar ook geen rekening mee gehouden wordt is met geaggregeerde blootstelling. Dus met het feit dat men ook blootstelling kan hebben aan dezelfde stoffen via bijvoorbeeld voeding, water of consumentenproducten, en niet alleen maar via lucht maar ook oraal of dermaal. Het is hierdoor onzeker of de geschatte immissies wel een correct beeld geven van de werkelijke blootstelling aan de stoffen in het betreffende mengsel. De MTR_{lucht} dekt deze onzekerheid niet af. In de afleiding van die MTRs wordt namelijk op voorhand geen rekening gehouden met later ontstane mengsels (geen toepassing van een 'mengselfactor'), noch met eventuele blootstelling aan de stoffen via andere routes en bronnen dan emissies (geen toepassing van een allocatiefactor). Dit laatste is voor het compartiment water anders. Daar bestaat in de normstelling wel de mogelijkheid voor het toepassen van een allocatiefactor (zie paragraaf 2.2.2). Wij raden aan om nog eens te onderzoeken of er bij de MTR_{lucht} afleiding niet ook een mogelijkheid kan zijn voor het meenemen van een allocatiefactor.

De voorgestelde aanpak kent ook andere onzekerheden. Zo is er vaak wel een theoretisch beeld van welke stoffen in welke hoeveelheden gezamenlijk uit de schoorsteen komen, maar is weinig bekend over de werkelijk aanwezige mengsels op leefniveau. Ook is het onzeker in welke vorm de stoffen na emissie voorkomen. Voor de risicoschatting wordt aangenomen dat de stof in zuivere vorm in de lucht aanwezig is. Een deel van de stoffen zal na emissie echter binden aan stofdeeltjes. Zijn die stofdeeltjes groot, dan zullen stoffen niet via inhalatie kunnen

worden opgenomen. Dat is anders voor fijnstof. Weliswaar toetst een vergunningverlener, zoals eerder genoemd, ook andere stressoren die de luchtkwaliteit beïnvloeden, zoals fijnstof, maar die toetsing is niet gekoppeld aan de immissietoets voor chemische stoffen. We bevelen aan om in een volgende fase te onderzoeken of en hoe een mogelijke koppeling tussen chemische stoffen en fijnstof kan worden meegenomen in de beoordeling van luchtemissies.

Een beperking van de aanpak is dat, net als voor de huidige immissietoets, een MTR_{lucht} nodig is voor de stoffen in het mengsel. Deze zal zeker niet beschikbaar zijn voor alle immissietoetsplichtige stoffen. Voor de niet-immissietoetsplichtige stoffen zal dat mogelijk nog minder het geval zijn, vandaar onze keus om die niet ook mee te nemen in de eerste screeningsstap (tier 0). Verder is uitbreiding van de aanpak naar hogere tiers niet goed mogelijk, nog afgezien van het feit of dat voor lucht ook werkelijk nodig zal zijn. Een verdere verfijning vereist namelijk gedetailleerde toxicologische informatie (over onder andere het werkingsmechanisme) en expertise om deze te interpreteren. Deze expertise zal veelal ontbreken bij vergunningverleners. Tevens zal de benodigde toxicologische informatie in veel gevallen niet eenvoudig beschikbaar zijn. Ook de adviesrapporten waarin de MTR-afleidingen gedocumenteerd staan geven die informatie onvoldoende gedetailleerd. Dat geldt in het bijzonder voor stoffen met een indicatieve MTR. Daarvoor heeft het RIVM namelijk niet zelf het toxicologische profiel van een stof geëvalueerd (zoals dat wel het geval is bij een gedegen MTR), maar is gebruikt gemaakt van reeds door andere erkende instanties afgeleiden normen.

Bovengenoemde onzekerheden en beperkingen leiden mogelijk tot een onderschatting van de werkelijke mengselrisico's. In een volgende onderzoeksfase kan worden gekeken hoe hiermee om te gaan, indien uit de casus-toetsen blijkt dat mengseltoxiciteit daadwerkelijk een issue is voor het compartiment lucht. Op dit moment is dat nog de vraag. Volgens omgevingsdiensten zitten individuele stoffen bij de immissietoets vaak ruim beneden hun MTR_{lucht} , in veel gevallen zelfs meer dan een factor 100 lager. Daar komt bij dat op basis van de beschikbare gegevens uit de ER voor een beperkt aantal ZZS, het aantal ZZS dat een bedrijf uitstoot relatief laag lijkt voor lucht (zie paragraaf 4.3.1.1.). Als dat daadwerkelijk zo is, dan zou wat ZZS betreft de HI de optelsom vormen van slechts een beperkt aantal individuele HQs. Anderzijds ontbreekt in de immissietoets de koppeling van chemische stoffen met andere stressoren zoals fijnstof, terwijl die mogelijk wel een belangrijke rol spelen in het compartiment lucht.

Een optie voor het adresseren van mogelijke onderschattingen zou kunnen zijn het hanteren van een lagere afkapwaarde dan 1 in tier 0. Dit wordt echter in geen enkele van de bestaande benaderingen gedaan. De vraag is ook of er een kwantitatieve onderbouwing voor zo'n lagere afkapgrens te geven is. We benadrukken in dit verband dat er voor individuele ZZS, los van de uitkomsten van de immissietoets, sowieso een minimalisatieplicht bestaat. Een andere optie is de ontwikkelingen rondom de MAF (zie paragraaf 5.4.6) in de gaten te houden. Die spitsen zich tot op heden vooral toe op milieueffecten, maar zullen ook

volksgezondheidseffecten aangaan. Mogelijk kan een dergelijke mengselfactor ook van toepassing zijn bij de vergunningverlening.

5.4 Water

5.4.1 *Inleiding*

In het RIVM-rapport over cumulatie uit 2022 (Bodar et al., 2022) wordt gesteld dat de immissietoets voor oppervlaktewater doorgaans geen rekening houdt met de cumulatie van verschillende stoffen, met uitzondering van bepaalde stofgroepen, zoals PFAS en dioxines waarvan de bijbehorende norm van toepassing is op een mengsel. De immissietoets houdt rekening met emissies van dezelfde stof door verschillende lozers, door een maximale concentratieverhoging van 10% van de MKE toe te staan per lozer in de significantietoets (zie paragraaf 2.2.2). Het is onduidelijk of de veiligheidsmarges binnen de immissietoets voor water voldoende bescherming bieden voor cumulatie van verschillende stoffen, waaronder ZZS.

Het RIVM heeft in het 2022 rapport verscheidene opties op een rij gezet om cumulatie van ZZS mee te nemen in de vergunningverlening voor water. Dit betreft het toepassen van een generieke mengselfactor, het optellen van de risicoquotiënten, de identificatie van stofgroepen met hetzelfde werkingsmechanisme en somtoetsing voor deze groepen, of het toepassen van geavanceerde modellen voor het berekenen van de meerdere stoffen Potentieel Aangetaste Fractie (msPAF). Ook is het inzetten van bioassays genoemd om mengseleffecten te meten.

Van de bovengenoemde rekenopties is de optelsom van de risicoquotiënten het makkelijkst te implementeren, omdat de berekening hiervan eigenlijk geen additionele informatie vereist voor de vergunningverlening en eenvoudig is. Voor de berekening van msPAF daarentegen is wel aanvullende informatie nodig, zoals betrouwbare informatie over de relatieve gevoeligheid van waterorganismen voor de individuele stoffen (Species Sensitivity Distributions; SSDs). Om deze redenen verkennen we in dit deelonderzoek in hoeverre de benadering volgens de optelsom van risicoquotiënten meerwaarde heeft om risico's van mengsels te beoordelen bij de vergunningverlening voor water. Dit is gedaan door voor twee casussen de HI-rekenmethode (uitleg: zie paragraaf 5.4.3) toe te passen en vervolgens met vergunningsexperts na te gaan in hoeverre dit toegevoegde waarde heeft voor de vergunningverlening.

5.4.2 *Casussen*

Het huidige onderzoek is uitgevoerd op basis van twee case studies die Rijkswaterstaat ter beschikking heeft gesteld. Deze case studies betreffen eerder uitgevoerde immissietoetsen voor een lozingsvergunning. Het doel van het huidige onderzoek is om te verkennen of er mogelijkheden zijn om mengsels van stoffen mee te nemen in vergunningverlening, en niet om (het proces van) de vergunningverlening van de twee case studies te (her)beoordelen of evalueren. Daarom zijn de case studies in dit rapport geanonimiseerd.

Casus 1 bestaat uit de immissietoets van een afvalverwerker die via een rioolwaterzuivering van een waterschap loost op oppervlaktewater. De

vergunning betreft enkele tientallen stoffen, die elk individueel aan de immissietoets voldoen. De meeste stoffen voldoen niet aan de significantietoets, met een concentratieverhoging aan de rand van de mengzone van ~9,9% van de norm waar maximaal 10% is toegestaan. De casus kan hierdoor gezien worden als een 'stress-test' van deze stap binnen de immissietoets voor de bescherming tegen cumulatie van verschillende stoffen.

Casus 2 bestaat uit een immissietoets van meerdere bedrijven die via een centraal systeem uitkomen op een industriële waterzuivering. De lozing op het oppervlaktewater vindt uiteindelijk plaats via deze waterzuivering. Het betreft een groot aantal individuele stoffen, waarvan sommige individueel al niet aan de immissietoets voldoen.

5.4.3

Werkwijze

Het berekenen van een indicatie van de mengseltoxiciteit is gedaan op basis van het model van 'concentratie-additie'. Dit model gaat ervan uit dat de stoffen in een mengsel een gelijk werkingsmechanisme hebben en alleen verschillen in de concentratie die nodig is om een effect te bereiken. Als een bestanddeel wordt vervangen door een toxicologisch equivalente concentratie van een andere stof, verandert de toxiciteit van het totale mengsel niet. Voor meer toelichting bij het concept concentratie-additie: zie paragraaf 5.2. Deze paragraaf is weliswaar gericht op risico's voor de mens, maar het basisprincipe van concentratie-additie geldt ook voor andere organismen.

Zoals ook in paragraaf 5.2. uitgelegd is de HI-methode een praktische invulling van het concentratie-additie principe. De hazard quotiënt (HQ) is de verhouding tussen de concentratie van een stof en de bijbehorende risicogrens of norm (risicoquotiënt). In het geval van water is de norm vaak de MKE voor de betreffende stof. De HI is de optelsom van de individuele risicoquotiënten van de stoffen ($\sum HQ^{31}$) in een mengsel. Deze HI geeft een indicatie van de toxiciteit van dit mengsel. Als de HI kleiner is dan 1, kan het risico van het mengsel als acceptabel worden gezien. Vanuit wetenschappelijk oogpunt geldt het toepassen van het concentratie-additie model als een conservatieve insteek (zie Figuur 5.1).

De HI is berekend voor de concentraties op verschillende toetspunten binnen de immissietoets (zie paragraaf 2.2.2), te weten:

- de achtergrondconcentratie;
- de concentratie in het effluent (stap 1 Immissietoets: effluenttoets);
- de concentratie op de rand van de mengzone (stap 4 Immissietoets: normtoets);
- de concentratie op de locatie van het (KRW-)monitoringspunt voor de beoordeling op waterlichaam-niveau (stap 5 Immissietoets, beoordeling op waterlichaam-niveau).

De concentraties van de individuele stoffen worden per toetspunt getoetst aan de bijbehorende Jaargemiddelde Milieukwaliteitsnorm (JG-MKN) en kunnen vervolgens gesommeerd worden om de HI te bepalen.

³¹ $\sum HQ$ komt overeen met $\sum RCR$. RCR staat voor 'risk characterization ratio'. De RCR is een term die met name in REACH-kader wordt gebruikt.

De achtergrondconcentratie betreft hier de concentraties van de geloosde stoffen op een meetpunt bovenstrooms van het lozingspunt. Het betreft daarbij niet alleen de mogelijke natuurlijke achtergrond van stoffen, maar ook concentraties van stoffen ten gevolge van bovenstroomse emissies. Vaak zal er overigens voor een stof geen achtergrondconcentratie bekend zijn. In die gevallen blijft de achtergrond buiten beschouwing.

Voor de huidige casussen is de HI berekend voor alle stoffen die worden geloosd, dus niet alleen de ZZS. Hier is voor gekozen, omdat er ook mengseleffecten van ZZS met andere niet-ZZS stoffen mogelijk zijn en dit aspect buiten beeld blijft door alleen de HI van de ZZS te berekenen.

Zowel de HI-methodiek als de uitkomsten van de berekeningen zijn besproken met enkele deskundigen van Rijkswaterstaat (maart, 2023). Doel was om te bepalen in hoeverre deze methode vergunningverleners kan ondersteunen bij het inschatten van risico's van mengsels. De feedback van deze toetsing is verwerkt in dit rapport.

5.4.4 Resultaten

Voor beide case studies geldt dat de HI van de *achtergrond* al boven de 1 ligt: de achtergrond HI bedraagt 14,5 in casus 1 en 13,9 in casus 2 (Tabellen 5.2 en 5.3). Er is dus al sprake van een potentieel mengselrisico voor de waterkwaliteit als gevolg van de aanwezigheid van de verschillende te lozen stoffen in het water voordat de lozing plaatsvindt.

De HI van het *effluent* ligt voor beide case studies meer dan 100 keer hoger dan de HI van de achtergrond (Tabellen 5.2 en 5.3). Het effluent is echter op zich geen beschermdoel, maar de effluenttoets is onderdeel van een getrapte benadering: als er geen risico is van het effluent, zal in de volgende stappen van de immissietoets ook geen risico optreden vanwege verdere verdunning.

Op *waterlichaam-niveau* is nog een kleine verhoging in de HI-waardes te zien, met een HI-verhoging van 14,5 naar 14,7 voor casus 1 en van 13,9 naar 14,2 voor casus 2.

Tabel 5.2 HI-waarden van de achtergrond en toetspunten in de immissietoets van casus 1. Verdere toelichting: zie tekst.

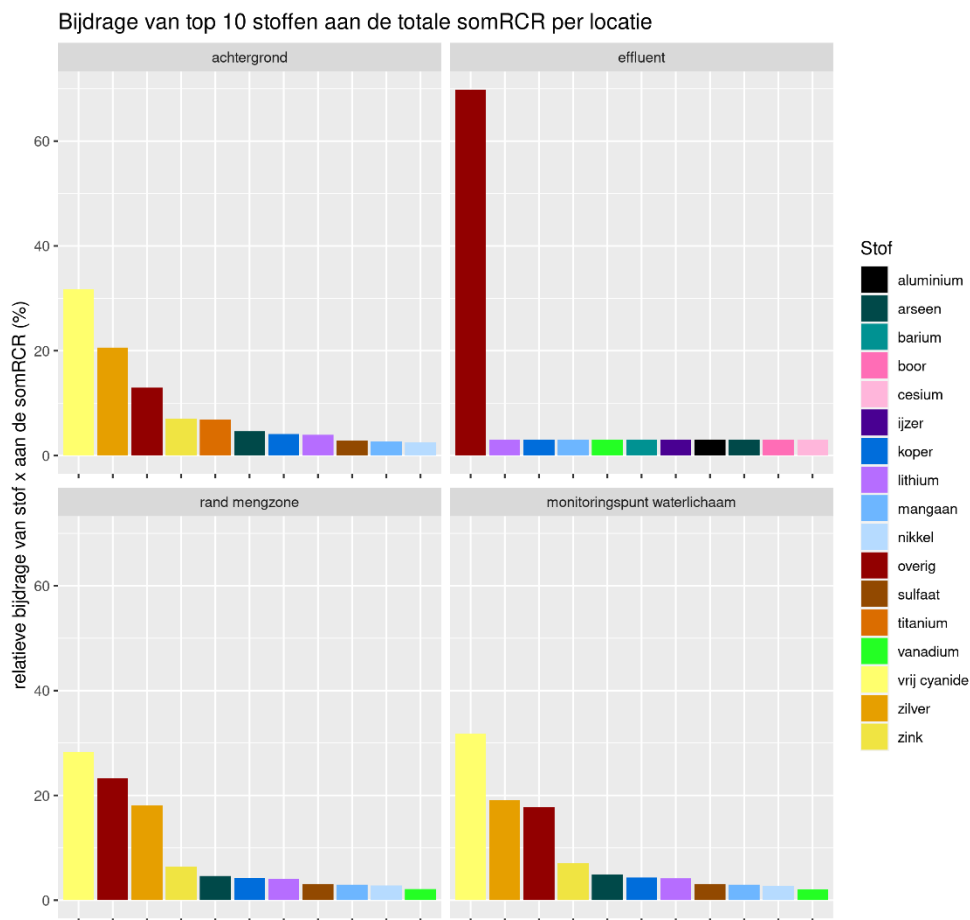
	achtergrond	effluent	rand mengzone	waterlichaam
HI	14,5	3347	16,5 (+ 14%)	14,7 (+1%)

In case studie 1 bedraagt de HI aan de *rand van de mengzone* 16,5. Dit is 14% hoger dan de HI van de achtergrond (14,5). Dit betekent dus een lichte verhoging van het mengselrisico als gevolg van de lozing. In case studie 2 is de HI aan de rand van de mengzone meer dan een factor 10 hoger dan de achtergrond HI. Tabel 5.3 laat verder zien dat de HI van casus 2 grotendeels wordt bepaald door de groep stoffen die individueel al niet aan de immissietoets voldoen: van de HI van 146,5 aan de rand van de mengzone is 144,2 afkomstig van de groep stoffen die individueel niet voldoen en 2,3 afkomstig van stoffen die individueel wel voldoen.

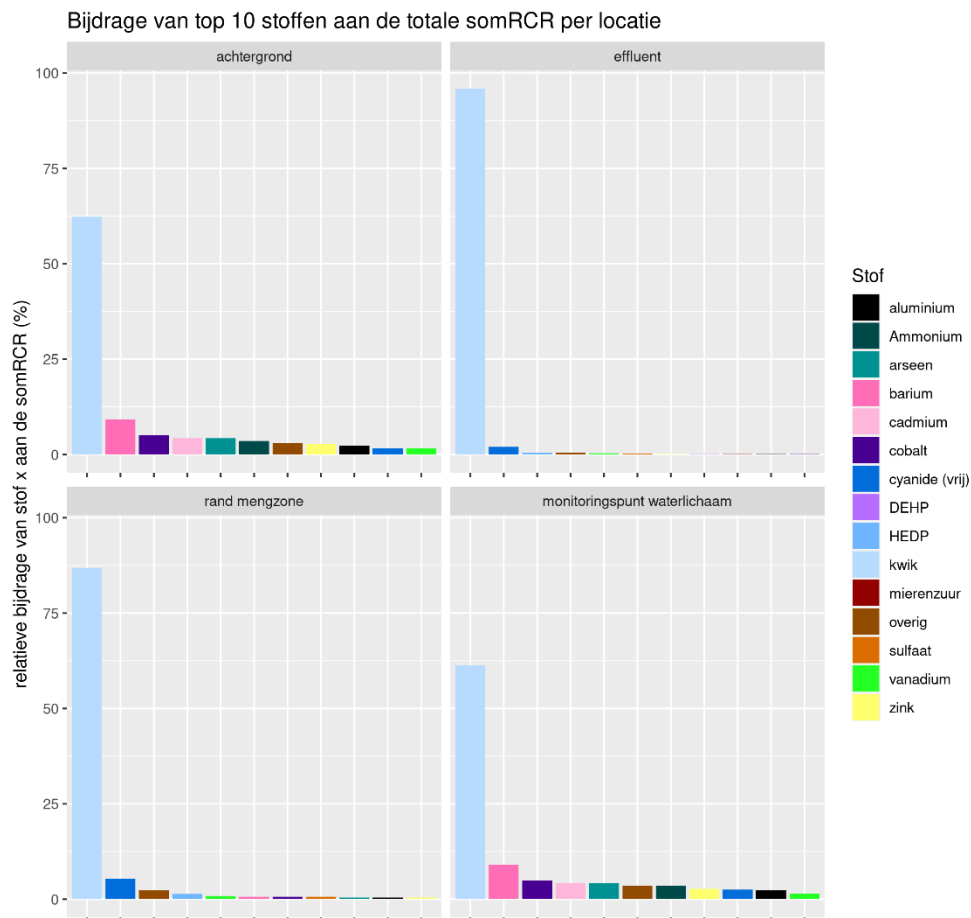
Tabel 5.3 HI-waarden van de achtergrond en toetspunten in de immisietoets van casus 2. Verdere toelichting: zie tekst.

	achtergrond	effluent	rand mengzone	waterlichaam
HI	13,9	1579	146,5 (+ 954 %)	14,2 (+ 2%)
HI Voldoen niet	11,3	1577	144,2	11,5
HI Voldoen	2,7	1,4	2,3	2,7

We hebben vervolgens ook gekeken welke stoffen met name bijdragen aan de mengselrisico's (Figuren 5.3 en 5.4). In beide case studies blijkt dat slechts enkele stoffen verantwoordelijk zijn voor een aanzienlijk deel (>50%) van de HI. In casus 1 betreft dit de stoffen vrij cyanide en zilver. In casus 2 gaat het vooral om kwik. In casus 2 overschrijdt kwik in de achtergrond al de norm, maar voldoet de lozing van de stof wel aan de immisietoets. Reden is dat er geen significante meetbare verhoging van de concentratie op waterlichaam-niveau volgt uit de lozing.



Figuur 5.3 Relatieve bijdragen van de top 10 stoffen aan de HI (is gelijk aan $\sum RCR$) in casus 1. Stof "overig" betreft het aandeel van alle stoffen buiten de top 10.



Figuur 5.4 Relatieve bijdragen van de top 10 stoffen aan de HI (is gelijk aan $\sum RCR$) in casus 2. Stof "overig" betreft het aandeel van alle stoffen buiten de top 10.

5.4.5 Onzekerheden en aandachtspunten in de HI-methode

Het toepassen van de HI-methode is wetenschappelijk onderbouwd, maar kent desondanks onzekerheden. Tabel 5.4 geeft een aantal van deze onzekerheden die betrekking kunnen hebben op de concentratieberekeningen, de methode en de gebruikte normen. We merken hierbij op dat bepaalde onzekerheden ook gelden voor de immissietoets van de individuele stoffen. Verder zijn er overeenkomsten met onzekerheden die we eerder voor lucht benoemden (zie paragraaf 5.3.3).

Tabel 5.4 Overzicht van onzekerheden en aandachtspunten in de HI-methode (water).

Onzekerheden concentratieberekening/HI-methode	Onzekerheden norm/milieukwaliteitseis
Een validatie van de concentratieberekeningen in de vorm van metingen ontbreekt in de meeste gevallen.	Het gebruik van veiligheidsfactoren bij de afleiding van een norm. Afhankelijk van de beschikbaarheid van (eco)toxicologische gegevens variëren deze van 10 tot 1000. Hoe groter de factor des te groter de bijbehorende onzekerheden over de grootte van de norm. Deze onzekerheid werkt één-op-één door in de uitkomsten van de HI-methodiek
De onzekerheid rond de achtergrondwaardes van de te lozen stoffen op een bovenstrooms meetpunt. Hoe zeker is het, bijvoorbeeld, dat deze concentratie niet beïnvloed wordt door directe lozingen (of meerdere puntlozingen) op dezelfde rivier vanuit hetzelfde bedrijf?	Afhankelijk van de stof is de norm gebaseerd op een milieu- of volksgezondheidseindpunt. De laagste, d.w.z. de meest kritische van de twee, is uiteindelijk bepalend. Voor de ene stof is, bijvoorbeeld, vistoxiciteit bepalend geweest, terwijl dat voor een andere stof carcinogeniteit was. De HI telt in die zin onvergelijkbare eenheden op.
Worst-case aanname van concentratie additie model. Er bestaat een geringe kans dat stoffen in een mengsel elkaars werking versterken en dan zou concentratie-additie niet conservatief zijn Het buiten beschouwing laten van de overige stoffen die al aanwezig zijn in het ontvangende water maar waarvoor geen gegevens zijn.	

5.4.6

Conclusies en aanbevelingen

De casus berekeningen laten zien dat de gekozen HI-benadering de mogelijke mengseleffecten van lozingen op een eenvoudige manier inzichtelijk maakt. De berekening is simpel uit te voeren en er is geen aanvullende informatie nodig. De geraadpleegde experts zien hierin dan ook een meerwaarde voor de vergunningverlening. Belangrijke kanttekening daarbij is dat het op dit moment nog lastig is om de waarden van de berekende HI vanuit beleidsmatig/juridisch oogpunt te koppelen aan concrete eisen binnen de immissietoets. De Europese Kaderrichtlijn Water, waarop het huidige nationale stelsel van vergunningverleningen voor water is gebaseerd, biedt vooralsnog geen aanknopingspunten hiervoor. Een vergelijkbaar punt werd geuit tijdens de ZZS Kennisnetwerk workshop waarin de methodiek werd gepresenteerd aan uitvoeringsinstanties (zie paragraaf 5.1). Een ander discussiepunt vanuit de workshop betrof het omgaan met HI-waarden groter dan 1 in relatie tot mogelijke (of noodzakelijke)

handelingsperspectieven (zie ook onder). Andere discussie- en aandachtspunten bij een eventuele implementatie van de methodiek zijn terug te vinden in een beknopt verslag van de workshop (Bijlage 2).

Het aantal case studies is beperkt geweest in dit onderzoek. De resultaten zijn veelbelovend wat betreft toepasbaarheid, maar het verdient aanbeveling om in een vervolgonderzoek nog een aantal casussen door te rekenen. Dit om de reikwijdte en robuustheid van de methode nader vast te stellen.

De casussen maken duidelijk dat de HI-waarden van de achtergrond al boven de 1 liggen. Dit maakt het complex om harde conclusies, bijvoorbeeld ten aanzien van emissiereducerende maatregelen, te verbinden aan de HI binnen de immisietoets, omdat <1 bij voorbaat al niet mogelijk is. Dit geldt overigens ook al voor de toetsing van de betreffende individuele stoffen.

Dat de HI bij de achtergrond groter is dan 1 roept de vraag op hoe hier mee om te gaan binnen de vergunningverlening en daarbuiten. Betekent dit dat er bovenstrooms al sprake is van onacceptabele risico's door mengsels van de aanwezige stoffen en is er dus eigenlijk geen 'ruimte' meer voor een individuele lozing? Hier komt nog bij dat in de huidige HI-benadering alleen de stoffen zijn meegenomen die geloosd worden. De achtergrond zal echter meestal veel meer stoffen bevatten dan slechts de geloosde stoffen. Denk hierbij niet alleen aan industriële chemicaliën, maar bijvoorbeeld ook aan bestrijdingsmiddelen en geneesmiddelen. De huidige berekening van de mengseltoxiciteit zal in die zin dus waarschijnlijk een onderschatting zijn van de werkelijke risico's. De aanwezigheid van een overall mengselrisico voor (delen van) het Nederlandse oppervlaktewater blijkt overigens ook al uit studies van Posthuma e.a. (o.a. Posthuma en Brand, 2021). De oplossing van dit grotere probleem ligt niet enkel bij de aanpak van lozingen van individuele bedrijven, maar zou de gehele keten van emissies van stoffen naar oppervlaktewater moeten betreffen. Het toepassen van een generieke factor op de emissies van stoffen, i.e. een Mixture Assessment Factor (MAF), kan hier een oplossing voor zijn. Discussies over het al dan niet gaan toepassen van een MAF, en de eventuele hoogte van de factor, vinden momenteel vooral plaats binnen het Europese REACH-kader. Het idee achter de MAF is om bij de risicobeoordeling voor individuele stoffen met een vaste factor op voorhand rekening te houden met later ontstane mengsels. Voor de duidelijkheid: het toepassen van de HI-aanpak met bijbehorende maatregelen bij de vergunningverlening kan een alternatief zijn voor het gebruik van een generieke MAF (of equivalent daarvan). Een combinatie van het toepassen van de HI-methode en de MAF (equivalent) is ook een optie. Het is zinvol om de invloed van een MAF op de vergunningverlening en de verwachte impact ervan op het milieu te verkennen, met name gezien de overschrijding van de achtergrond HI. We benadrukken echter dat het gebruik van een MAF in REACH-kader niet vanzelfsprekend tot lagere emissies leidt bij bedrijven in Nederland.

De resultaten van het deelonderzoek ZZS-milieudruk in kaart (Hoofdstuk 4) kunnen van nut zijn bij discussies over hoe om te gaan met aanwezige achtergrondconcentraties van meerdere ZZS. Een vergunningverlener zou bij een specifieke risicobeoordeling onderscheid

kunnen maken tussen ontvangende wateren waar de druk al verhoogd is en waar deze druk minder is.

Uit de casussen blijkt dat het grootste deel van de HI wordt bepaald door een klein aantal stoffen. De individuele stoffen leveren dus geen gelijkwaardige bijdrage aan de mengseltoxiciteit. Ook dit gegeven sluit aan bij de resultaten van eerdere onderzoeken van het RIVM waarin zichtbaar is gemaakt dat een gering aantal stoffen, vaak <10, het mengselprobleem veroorzaakt (o.a. Posthuma et al. (2016) en Rorije et al. (2022)). Dit resultaat laat dus zien naar welke individuele stoffen de aandacht uit moet gaan om het mengselprobleem bij een lozing aan te pakken. En de mogelijke toepassing van een relatief lage MAF zou dus al grote invloed kunnen hebben op de totale mengseltoxiciteit.

Door de HI op de verschillende toetspunten van de immissietoets te berekenen, wordt het verschil in verwachte mengseltoxiciteit zichtbaar, maar het blijft onduidelijk wat dit precies betekent voor mogelijke negatieve effecten op het milieu. De msPAF-benadering kan op dit punt toegevoegde waarde hebben als het gaat om de inschatting van ecotoxicologische risico's. Deze indicator berekent een verwachte fractie van soorten die last ondervinden van de blootstelling aan een mengsel in het ontvangende water. Daarmee is de msPAF makkelijker te koppelen aan beschermdoelen, zoals dat minder dan 5% van de soorten hinder mag vinden van chemische mengsels. In een recente studie van Wang et al. (2023)³² is de msPAF-methode ook al gebruikt om de effecten van een industrieel effluent op een ontvangend water te schatten. De auteurs van deze studie besteden ook aandacht aan de invloed van de stofconcentraties bovenstrooms van het lozingspunt. Het lijkt zinvol om de (on)mogelijkheden van de msPAF-methode nader te onderzoeken op enkele casussen. We wijzen erop dat de msPAF-beoordeling zich beperkt tot directe effecten op waterorganismen en dat dus effecten op hogere organismen (doorvergiftiging) en de mens buiten beeld blijven. Terwijl de immissietoets voor lucht (zie paragraaf 5.3) zich richt op de effecten van stoffen op de mens via inhalatieblootstelling, geldt de water immissietoets voor de bescherming van zowel mens als ecosysteem. Afhankelijk van de stof is de MKN-waarde gebaseerd op effecten op de mens of effecten op waterorganismen. In geval van de mens gaat het bij ZZS in de meeste gevallen om de blootstellingsroute via visconsumptie en dit blijft.

We hebben in de casussen alle bekende stoffen die getoetst waren in de immissietoets meegenomen, dus zowel ZZS als niet-ZZS. Dit is gedaan vanuit het oogpunt dat ook niet-ZZS bijdragen aan het eventuele mengselprobleem bij een lozing. Bovendien kunnen sommige niet-ZZS een hogere giftigheid hebben voor waterorganismen dan ZZS, nog los van de omvang van de lozing van de niet-ZZS. We benadrukken daarom dat het betrekken van niet-ZZS essentieel is bij vervolgonderzoeken en de mogelijke invoering van de HI-benadering bij de vergunningverlening.

Vanwege de onzekerheden (Tabel 5.4) is het belangrijk om na te gaan wat de opties zijn om de risicobeoordeling te verfijnen wanneer de HI groter is dan 1. De aanpak voor water kent niet een vastomlijnde

³² <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653522036207>

getrapte aanpak zoals die voor lucht in de vorige paragraaf is gepresenteerd. De vervolgstappen voor water bij een HI groter dan 1 zullen verschillen per situatie. Vanzelfsprekend kunnen er aanpassingen zijn voor de HQs van de individuele stoffen, zowel aan de blootstellingskant als aan de normenkant. Dit leidt immers ook tot een beter onderbouwde HI die minder onzeker is. Wanneer, bijvoorbeeld, de HQ gebaseerd is op een indicatieve norm³³ met grote onzekerheden dan kan het zinvol zijn om een gedegen norm te laten afleiden. Dit speelt met name voor stoffen die een hoge bijdrage geven aan het mengseleffect (zie boven). Een andere mogelijkheid is het uitvoeren van een msPAF berekening (zie boven) of een bioassay/whole effluent assay waarin de giftigheid van het mengsel wordt getest. Het is belangrijk om vanuit dit laatste perspectief de lopende onderzoeken te volgen vanuit onder meer RWS. Een aantal voors en tegens van de inzet van bioassays is besproken in het eerdere RIVM-rapport over cumulatie (Bodar et al., 2022).

Het is bij een verfijning van de risicobeoordeling ook belangrijk om na te gaan of de bepalende individuele stoffen in het mengsel kritisch zijn voor effecten op de mens of voor effecten op waterorganismen. De MKN-waarden die worden gebruikt in de HI-methode kunnen immers zowel op effecten op de mens als op effecten op waterorganismen zijn gebaseerd. Zo geldt de bovengenoemde msPAF berekening alleen voor waterorganismen en dat maakt het een minder logische vervolgstap wanneer effecten op de mens bepalend zijn geweest bij de MKN-afleiding.

De in dit onderzoek geschetste Σ HQ-aanpak plus mogelijke verfijningsopties, zoals de msPAF en bioassays, komen overeen met de teststrategie in het RIVM-onderzoek *'Characterisation of toxic pressure of chemical pollutants in vulnerable areas. Methods and guidance for operational characterisation'* (Faber et al., 2023).

Vanzelfsprekend ligt het besluit om een mengselaanpak voor water, d.w.z. de HI-methode en/of de introductie van een MAF(-equivalent), uiteindelijk in te voeren in de Nederlandse vergunningverleningspraktijk bij de beleidsmakers. We stippen in dit onderzoek echter een aantal zowel inhoudelijke als beleidsmatige punten aan die om nadere uitwerking vragen. Het is belangrijk om vergunningverleners te betrekken bij dit proces. Vergunningverleners uitten tijdens de workshop in mei 2023 een positieve grondhouding tegenover de aanpak, maar hebben ook een aantal nuttige suggesties en aandachtspunten gegeven om rekening mee te houden.

³³ <https://www.rivm.nl/risicos-van-stoffen/normen#:~:text=Soms%20is%20er%20snel%20een,werkplek%20spreken%20we%20van%20grenswaarden>.

6 Conclusies en aanbevelingen

Dit vervolgonderzoek over ZZS-cumulatie en vergunningverlening spitste zich toe op de volgende drie onderdelen:

1. Sommatie
2. ZZS-druk in kaart
3. Methodieken beoordelen mengselrisico's

Hieronder volgen de conclusies en aanbevelingen per onderdeel. Aan het einde van dit hoofdstuk wijzen we nog op enkele algemene aspecten rond cumulatie van ZZS en andere stoffen.

1. Sommatie

In het Bal (Omgevingswet) blijft de toetsing aan emissiegrenswaarden voor ZZS bestaan en ook de sommatie binnen de ZZS-stofklassen blijft behouden. De sommatie over de verschillende ZZS-stofklassen vervalt echter. Deze wijziging lijkt vooral ingegeven te zijn vanuit praktische motieven en de aanname dat de negatieve gevolgen voor het leefmilieu gering zijn. We hebben nu in meer detail gekeken naar wat de gevolgen zijn van deze wijziging. Onze analyse laat zien dat het percentage bedrijven waarop deze wijziging invloed kan hebben gering is. Bovendien geldt dat de kans klein is dat, het in voorkomende gevallen, leidt tot een verruiming van de toegestane emissies. Deze conclusies gelden in algemene zin, de kans dat een individueel bedrijf hierop een uitzondering vormt is niet nul.

Duitsland kent een andere stofklasse-indeling voor zorgstoffen (lucht) waarbij meer onderscheid is gemaakt tussen de verschillende soorten ZZS (mutageen, reprotoxisch, carcinogeen). De vraag is of deze indeling voordelen biedt ten opzichte van het huidige systeem in Nederland, mede in relatie tot meenemen van cumulatie. We bevelen echter niet aan om de Duitse stofklasseindeling nader te verkennen voor een mogelijke plek in het Nederlandse vergunningverleningsproces. De voordelen lijken niet op te wegen tegen de nadelen. We zijn niet overtuigd dat deze aanpak tot een betere bescherming van mens en milieu leidt in Nederland. De Duitse systematiek geeft ook niet meer of betere handvatten voor het meenemen van cumulatie bij de vergunningverlening.

In tegenstelling tot Nederland hebben Duitsland en Vlaanderen in hun emissiebeleid ook specifiek aandacht voor stoffen die via depositie op de bodem terecht kunnen komen. Ze hebben hiervoor depositiewaarden afgeleid voor enkele stoffen en Duitsland benoemt bovendien ook een klasse bodemverontreinigende stoffen in de TA Luft. We hebben de systematiek in Vlaanderen en Duitsland niet verder in detail uitgezocht, maar denken wel dat deze aanpak nuttige aanknopingspunten biedt om op voort te bouwen in Nederland. Onze aanbeveling is daarom om bij de vergunningverlening beter te kijken naar stoffen (ZZS in het bijzonder) die op basis van milieugedrag, zoals persistentie, relevant zijn voor depositie naar bodem en water. Er zijn verschillende mogelijkheden om hier vervolgens mee om te gaan. Dit kan via een rekenkundige route

binnen de *immissietoets* met een toetsing aan bodemnormen en/of depositienormen. Een andere, *emissiegerelateerde* optie is stoffen waarvoor depositie relevant is te plaatsen in een nieuwe stofklasse of in de bestaande Extreem Risicovolle Stoffen (ERS) stofklasse. Het voordeel van het plaatsen van deze selectie stoffen in een bestaande of nieuwe stofklasse is dat ook een sommatiebepaling geldt of kan gelden. Op die manier wordt cumulatie al deels meegenomen.

2. ZZS-milieudruk in kaart

We hebben een methode ontwikkeld om een geografisch beeld te krijgen van de milieudruk door de aanwezigheid van ZZS-mengsels in Nederland. Zo'n beeld kan, bijvoorbeeld, helpen om te bepalen waar het meewegen van cumulatie van ZZS het meest relevant is bij de vergunningverlening. De beschreven methodiek maakt onderscheid tussen ZZS-druk door emissies, concentraties en effecten, waarmee (idealiter) de causaliteitsketen (emissies → concentraties → effecten) wordt gevolgd. We laten kaartweergaves zien als een ruwe indicatie van de verkregen resultaten.

We benoemen een aantal onzekerheden in de ontwikkelde methodiek. Eén daarvan is de geringe beschikbaarheid van emissiegegevens voor ZZS. We concluderen daaruit dat de kaartbeelden hoogstwaarschijnlijk een onderschatting geven van de daadwerkelijke ZZS-milieudruk door bedrijven. We bevelen daarom aan om de uitgevoerde analyses te verbeteren met de gegevens die beschikbaar komen via de ZZS-emissiedatabase die momenteel in ontwikkeling is. Met deze database komen meer data beschikbaar voor zowel het aantal ZZS als het aantal bedrijven met ZZS-emissies, inclusief hun geografische ligging in Nederland. Voor ZZS-emissies vanuit diffuse bronnen, zoals verkeer, blijft de ER vooralsnog de belangrijkste bron. We benadrukken dat de ZZS-emissies van deze niet-industriële bronnen niet zijn meegenomen in de emissie-analyses van dit onderzoek.

Een andere beperking is het geringe aantal ZZS die in lucht worden gemeten. Systematisch meten van meer ZZS in lucht achten we zinvol om de ZZS-druk beter in beeld te krijgen. Dit vraagt om een nadere analyse om welke stoffen dit in eerste instantie zou moeten gaan.

We geven enkele opties om de methodiek te verfijnen. We hebben er in de kaartweergaves voor gekozen om de geografische spreiding van de druk te koppelen aan de beheersgebieden van omgevingsdiensten (lucht) en waterschappen (water). Dit houdt verband met de 'aanvoerroutes' van de onderliggende data, maar is een grofmazige insteek. De score 'verhoogde druk' geldt nu immers voor een geheel gebied, terwijl het werkelijke probleem veel lokaler kan spelen. In dat opzicht is verfijning van de methodiek wenselijk, bijvoorbeeld door meer in te zoomen op de verdeling van de individuele locaties in een gebied of een andere, meer kleinschalige gebiedsindeling te kiezen. Ook kan in een vervolgonderzoek nagegaan worden of er voor de huidige regio's meer gegevens over druk door ZZS beschikbaar zijn bij omgevingsdiensten, waterschappen, of kennisinstituten.

Alleen voor het compartiment water was het mogelijk om de drie stappen in de causaliteitsketen, dat wil zeggen emissies, concentraties én effecten in beeld te brengen. De causale verbanden tussen deze stappen kunnen we echter (nog) niet zichtbaar maken voor water. Een gebied met een verhoogde druk door ZZS-emissies is in onze analyses vaak niet één-op-één gekoppeld aan een verhoogde druk door gemeten ZZS-concentraties in datzelfde gebied. En in gebieden met een verhoogde druk door ZZS-concentraties wordt niet automatisch een verhoogde toxische druk berekend (effecten). We geven een aantal verklaringen voor het voorsnog ontbreken van deze causale verbanden. Dit betreft onder meer dat de criteria voor de identificatie van ZZS breder zijn dan de giftigheid voor waterorganismen. Verder worden er in oppervlaktewater deels andere ZZS gemeten dan dat er emissiegegevens voor zijn. En ook kunnen gemeten ZZS-concentraties beïnvloed zijn door andere bronnen die zorgen voor een achtergrondblootstelling (bijvoorbeeld diffuse of buitenlandse bronnen).

De methode voor het berekenen van toxische druk (effecten) door ZZS gaat uitsluitend over effecten op waterorganismen. Het meten van toxische druk bij mensen is complexer. Voor lucht ontbreken gegevens over concentraties en is de koppeling met gezondheidseffecten op nationale schaal nog niet te maken. Er lopen diverse onderzoeksprojecten om hier meer grip op te krijgen (o.a. PARC, PoC TSN). Het is belangrijk om de in dit onderzoek opgedane kennis actief te delen met deze initiatieven en, omgekeerd, bij het nadenken over vervolgonderzoek naar cumulatie van stoffen gebruik te maken van de onderzoeksresultaten van anderen.

De nu ontwikkelde methodiek biedt een basis om een beeld te krijgen van verhoogde druk van ZZS in Nederland, maar er zijn stappen nodig om de onzekerheden te verkleinen (zie boven). We achten het wel zinvol om vast nader te verkennen wat de mogelijke handelingsperspectieven zijn wanneer er een betrouwbaar(der) zicht is op de verdeling van ZZS-druk in Nederland. Een denkrichting hierbij is dat een vergunningverlener, meer dan nu het geval is, de in een gebied reeds aanwezige achtergrondblootstelling van ZZS kan betrekken bij het bepalen hoeveel (mengsel)uitstoot nog is toegestaan vanuit een bedrijf. Deze achtergrondbelasting wordt op dit moment niet of nauwelijks meegenomen in het vergunningverleningsproces, zeker niet voor de luchtemissies. Hier zit mogelijk een koppeling met de in dit onderzoek ontwikkelde methoden om mengselrisico's te beoordelen van het door een bedrijf uitgestoten mengsel (zie onder 3).

We raden aan om de nu verkende methodieken voor het in kaart brengen van druk door ZZS-mengsels, inclusief de bijbehorende onzekerheden, voor te leggen aan regionale uitvoeringsinstanties, zoals omgevingsdiensten en waterschappen. Samenwerking met deze partijen is essentieel voor de verdere interpretatie en de ontwikkeling van eventueel gewenste verfijningsstappen van de methoden, inclusief de wijze van presenteren van de resultaten en de toepassingsmogelijkheden.

3. Methodiek beoordelen mengselrisico's

We hebben methoden ontwikkeld om bij de immissietoetsen voor lucht en water de risico's van het *uitgestoten* mengsel in te kunnen schatten. De methoden zijn beide gebaseerd op state-of-the-art wetenschappelijke principes (concentratie-additie). De aandacht gaat uit naar een koppeling met de *immissietoetsen* bij de vergunningverlening, omdat daar wordt gekeken naar de risico's van de stoffen voor mens en milieu. Dit in tegenstelling tot die stappen bij de vergunningverlening waar de emissies (vrachten) van stoffen centraal staan. In de immissietoets worden mengselaspecten tot op heden niet meegenomen, terwijl dat voor lucht bij de emissietoets al beperkt wel gebeurt via de sommatiebepaling.

Bij lucht ligt de focus op effecten voor de mens, bij water op de effecten voor waterorganismen en/of de mens. Dit houdt verband met het feit dat de Maximaal Toelaatbare Risiconiveaus (MTRs) voor lucht bijna altijd zijn gebaseerd op inhalatoire gezondheidseffecten, terwijl de Milieukwaliteitsnormen (MKN) voor water voor ZZS zowel voor de mens als het ecosysteem kunnen gelden.

De ontwikkelde methodiek voor *lucht* kent een getrapte aanpak: tier 0 en tier 1. In tier 0 wordt onderzocht of de som van de individuele risico's van de aanwezige stoffen in het mengsel een bepaalde afkapgrens (in principe 1) overschrijdt. Tier 0 geldt als een conservatieve stap, omdat daarin alle stoffen geacht worden bij te dragen aan het risico, ongeacht hun werkingsmechanisme en ongeacht hun doelorga(n)en van toxiciteit. Wordt de afkapgrens niet overschreden, dan is het niet te verwachten dat het uitgestoten mengsel tot gezondheidseffecten leidt. Wordt de afkapgrens wel overschreden, dan worden in tier 1 de stoffen gegroepeerd naar doelorgaan van toxiciteit en volgt een meer specifieke risicobeoordeling op doelorgaan-niveau. Een verdere verfijning van de risicobeoordeling is praktisch gezien geen optie.

De ontwikkelde *water* methodiek bestaat, net als voor lucht, uit een conservatieve initiële stap. Deze is ook gebaseerd op de som van de risico's van de individuele stoffen in het mengsel. Wanneer deze som onder de afkapwaarde blijft, dan is de kans op mengseleffecten van het geloosde mengsel verwaarloosbaar. Bij overschrijding zijn mengselrisico's niet uit te sluiten. We schetsen enkele opties voor een verdere verfijning van de risicobeoordeling, zoals de ms-PAF methode en/of bioassays.

De methoden voor water en lucht sluiten aan bij de reeds aanwezige informatie voor het uitvoeren van de immissietoetsen bij de vergunningverlening. Dit maakt – in theorie – het gebruik van de methoden, met name de initiële stappen, laagdrempelig voor de uitvoerders.

Bij water is reeds een tweetal casussen doorgerekend met de voorgestelde aanpak, voor lucht slechts één casus. De aanbeveling is om dit aantal voor lucht in vervolgonderzoek uit te breiden, en om tevens voor water nog een aantal casussen door te rekenen. Dit om de reikwijdte en robuustheid van de methoden nader vast te stellen.

De voorgestelde aanpak voor water en lucht betreffen *rekenkundige* stappen, i.e. de optelling van de risicoquotienten van de aanwezige individuele ZZS (en andere stoffen) in het mengsel. We benoemen de bijbehorende onzekerheden waaronder de al aanwezige achtergrondblootstelling als gevolg van ZZS-emissies van andere bronnen (industriële en niet-industriële). Deze achtergrond zorgt voor een vorm van toxische druk die los staat van de blootstelling vanuit een specifiek bedrijf. We bevelen aan om nader te onderzoeken hoe hier meer rekening mee kan worden gehouden, want het is op voorhand een onderschatting van de werkelijke risico's. Een koppeling met de uitkomsten van het onderdeel 'ZZS-milieudruk in kaart' ligt hierbij voor de hand (zie boven). Het is ook zinvol om te onderzoeken waar een eventuele aansluiting zit met het hanteren van de Mixture Assessment Factor (MAF), een *generieke* factor om mengseleffecten te verkleinen van 'alle' uitgestoten stoffen naar het milieu. De precieze inzet van een MAF is nog niet uitgekristalliseerd binnen het Europese REACH-kader, maar een equivalent van deze REACH-MAF zou ook een plek kunnen krijgen in het nationale emissiebeleid.

Wij raden bovendien aan om de mogelijkheid te onderzoeken voor het meenemen van een allocatiefactor bij de MTR_{lucht} afleiding. Deze factor ontbreekt daar nu. Een allocatiefactor wordt nu al wel toegepast bij de afleiding van waterkwaliteitsnormen om zo rekening te houden met de aanwezige (achtergrond)blootstelling aan een stof vanuit andere bronnen dan water. De allocatiefactor biedt aldus een veiligheidsmarge voor geaggregeerde blootstelling aan *dezelfde* stof. Desalniettemin zou de toepassing ervan ook een aantal onzekerheden in de risicobeoordeling van mengsels als gevolg van de blootstelling van de mens aan *meerdere* stoffen kunnen verkleinen.

Naast chemische stoffen, zoals ZZS, neemt de huidige vergunningverlening ook andere stressoren, zoals fijnstof, mee in de risicobeoordeling. De toetsing van deze andere stressoren staat methodologisch echter los van die van stoffen. In de risicobeoordeling van stoffen en hun mengsels is de aanname dat de stoffen ongebonden beschikbaar zijn voor opname in de mens. Die aanname doen we ook bij de in dit rapport voorgestelde methodieken voor de beoordeling van mengsels. In werkelijkheid zal een deel van de stoffen gebonden zijn aan deeltjes, waaronder ook fijnstof. We bevelen aan om in een volgende fase te onderzoeken of en hoe een mogelijke koppeling tussen chemische stoffen en fijnstof kan worden meegenomen in de risicobeoordeling.

De concept-aanpak voor water en lucht is voorgelegd aan vertegenwoordigers van uitvoeringsorganisaties tijdens een workshop van het ZZS-kennisnetwerk. De reacties waren over het algemeen positief, maar de aanwezigen benoemden ook een aantal aandachtspunten bij de verdere implementatie (o.a. handelingsperspectieven, handleiding en verankering in regelgeving). Het RIVM onderstreept het belang om vergunningverleners te betrekken bij de verdere stappen in dit proces.

Algemeen

Ook niet-ZZS kunnen nadelige gezondheids- en milieueffecten veroorzaken en zo een bijdrage leveren aan de risico's van een mengsel. Het RIVM wijst er op dat deze niet-ZZS niet buiten beeld moeten raken bij de vergunningverlening.

Voor ZZS geldt een zogenoemde minimalisatieverplichting. Het RIVM benadrukt het belang dat bedrijven grote(re) inspanningen leveren om de emissies van individuele ZZS naar de leefomgeving te beperken. Des te kleiner zullen de mogelijke cumulatieve effecten van ZZS zijn voor mens en milieu.

7 Referenties

Boberg, J., Bredsdorff, L., Petersen, A., Löbl, N., Hamborg Jensen, B., Vinggaard, A.M., Nielsen, E., 2021. Chemical Mixture Calculator - A novel tool for mixture risk assessment. *Food Chem. Toxicol.* 152, 112167. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2021.112167>.

Bodar, C.W.M., 2023. Indicatoren ZZS-emissiebeleid. RIVM-briefrapport 2023-0364.

Bodar, C.W.M. et al., 2022. RIVM briefrapport Cumulatie en vergunningverlening ZZS. Rapportnummer 2022-0061.

De Brouwere, K., 2023. Beoordeling blootstelling aan mengsel: 'quickscan' – focus op metalen. Niet-gepubliceerde quickscan van VITO (Vision on technology) voor RIVM, inclusief 'Handleiding Excel tool gecombineerde blootstelling' van december 2020.

EFSA 2019. EFSA Scientific Committee – Guidance on harmonised methodologies for human health, animal health and ecological risk assessment of combined exposure to multiple chemicals. *EFSA Journal* 2019;17(3):5634, 77 pp. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5634>

EFSA 2021. EFSA Scientific Committee – Guidance document on scientific criteria for grouping chemicals into assessment groups for human risk assessment of combined exposure to multiple chemicals. *EFSA Journal* 2021;19(12):7033, 37 pp. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2021.7033>

Emissieregistratie via www.emissieregistratie.nl, geraadpleegd in december 2022.

Faber M. et al. ,2023. Characterisation of toxic pressure of chemical pollutants in vulnerable areas. Methods and guidance for operational characterization. RIVM Report 2023-0379.

Postma et al., 2021. STOWA rapport Toxiciteit van Nederlands oppervlaktewater in de jaren 2013-2018. Rapportnummer 2021-43. <https://www.stowa.nl/sites/default/files/assets/PUBLICATIES/Publicaties%202021/STOWA%202021-43%20Toxiciteit.pdf>

Posthuma et al., 2016. STOWA rapport Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit. Rapportnummer 2016-15. <https://www.stowa.nl/publicaties/ecologische-sleutelfactor-toxiciteit-hoofdrapport-deelrapporten-en-rekentools>

Posthuma en Brand, 2021. Nature Today | Nieuw zicht op toxische druk in Nederlands oppervlaktewater. <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=28378#:~:text=5%2DNOV%2D2021%20%2D%20In,rond%20het%20water%20wordt%20belemmerd>

RLI. 2019. Greep op gevaarlijke stoffen. Den Haag, Nederland. Raad voor de Leefomgeving en Infrastructuur. Beschikbaar via <https://www.rli.nl/publicaties/2020/advies/greep-op-gevaarlijke-stoffen>

Rorije E. et al. 2022. Characterization of ecotoxicological risks from unintentional mixture exposures calculated from European freshwater monitoring data: Forwarding prospective chemical risk management. *Sci Total Environ* 2022; 822:153385.

Smeets E., Weterings R., 1999. Environmental indicators: typology and overview. Technical report No. 25, European Environment Agency, Copenhagen (1999) 19 pp.

Smit C.E., 2011. Streefwaarde en verwaarloosbaar Risiconiveau. Gebruik in het Nederlandse milieubeleid. RIVM Rapport 601357002/2011.

STOWA, 2021. Toxiciteit van Nederlands oppervlaktewater in de jaren 2013-2018. STOWA-nummer 2021-43.

Tauw, 2020 Vervolgonderzoek emissiegrenswaarden Afdeling 2.3 Activiteitenbesluit. September 2020.

Tauw, 2021. Kosteneffectiviteit maatregelen ZZS naar lucht. Kenmerk: R001-1276869BWH-V01. Maart 2021.

TK, 2022. Tweede Kamerbrief over voortgang plan van aanpak milieuproblematiek Tata Steel. 15 juni 2022. <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/kamerstukken/2022/06/15/milieuproblematiek-tata-steel>

ZZS navigator via: <https://rvs.rivm.nl/onderwerpen/Zeer-Zorgwekkende-Stoffen/ZZS-Navigator>

Dankwoord

De auteurs danken collega's Frank van Ammerlaan en John Korsman van DCMR Milieudienst Rijnmond, en enkele Rijkswaterstaat-collega's voor hun medewerking aan onderdelen van dit onderzoek (Hoofdstuk 5). Dank gaat ook uit naar Katleen de Brouwere (VITO, België) voor het delen van waardevolle informatie over de VITO-aanpak voor de risicobeoordeling van mengsels van chemische stoffen. Tot slot zijn wij een aantal RIVM-collega's erkentelijk voor hun bijdragen, in het bijzonder Els Smit en Nicole Janssen voor de inhoudelijke toetsing van het rapport.

Afkortingenlijst

Ab	Activiteitenbesluit
ABM	Algemene beoordelingsmethodiek
Bal	Besluit activiteiten leefomgeving
BBT	best beschikbare technieken
CAS	Chemical Abstracts Service
CLP	Classification, Labelling and Packaging
EEA	Europees Milieuagentschap
EFSA	European Food and Safety Authority
EGW	emissiegrenswaarde
e-MJV	elektronisch milieujaarverslag
ER	Emissieregistratie
ERS	extreem risicovolle stoffen
GGW	gezondheidskundige grenswaarde
GMS	grensmassastroom
HI	hazard index
HQ	hazard quotient
IenW	Infrastructuur en Waterstaat
JG-MKN	jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm
MAF	mixture assessment factor
MBA	milieubelastende activiteiten
MKE	milieukwaliteitseis
msPAF	meerdere stoffen potentieel aangetaste fractie
MTR	maximaal toelaatbaar risiconiveau
MVP1	minimalisatie-verplichte vaste stoffen
MVP2	minimalisatie-verplichte gas- of dampvormige stoffen
NeR	Nederlandse emissierichtlijn lucht
NMM	Nieuw Nationaal Model
OW	Omgevingswet
PAK	polycyclische aromatische koolwaterstoffen
PBT	persistent, bioaccumulative and toxic
PMT	persistent, mobile and toxic
PRTR	Pollutant Release and Transfer Register
pZZS	potentieel zeer zorgwekkende stof
REACH	Registratie, Evaluatie, Autorisatie en restrictie van Chemische stoffen
SSD	species sensitivity distribution
SVHC	substance of very high concern
SPIN	Substances in Preparations in Nordic Countries
STOWA	Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
TEF	toxische equivalentiefactor
TEQ	toxicity equivalent
TRI	Toxic Release Inventory
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
VITO	Vlaamse Instelling Technologisch Onderzoek
vPvB	very persistent and bioaccumulative
vPvM	very persistent and very mobile
VR	verwaarloosbaar risiconiveau
VMM	Vlaamse Milieumaatschappij
Wm	Wet milieubeheer
ZZS	zeer zorgwekkende stof

Bijlage 1

*Tabel 1 Gegevens over emissies van koolstofmonoxide naar lucht per locatie.
Bron: Emissieregistratie, geraadpleegd in juli 2023.*

Locatie	Jaar	Emissies koolstofmonoxide (kg)
Achterhoek	2010	527117,019
Achterhoek	2015	518273,585
Achterhoek	2019	222115,428
Achterhoek	2020	183043,129
Brabant Noord	2010	376294,658
Brabant Noord	2015	161319,342
Brabant Noord	2019	192715,068
Brabant Noord	2020	201435,734
DCMR	2010	12565890
DCMR	2015	9107151,46
DCMR	2019	6456305,4
DCMR	2020	6001894,13
De Vallei	2010	12646,9497
De Vallei	2015	3512,5937
De Vallei	2019	7786,1256
De Vallei	2020	7620,30065
Drenthe	2010	549841,608
Drenthe	2015	321509,615
Drenthe	2019	136180,433
Drenthe	2020	161040,258
Flevoland en Gooi & Vechtstreek	2010	552844,2
Flevoland en Gooi & Vechtstreek	2015	373611,412
Flevoland en Gooi & Vechtstreek	2019	508023,718
Flevoland en Gooi & Vechtstreek	2020	488963,206
Fryslan	2010	250927,387
Fryslan	2015	79415,2322
Fryslan	2019	80810,9906
Fryslan	2020	73188,3949
Groningen	2010	10833044,5
Groningen	2015	5278038,43
Groningen	2019	11153048,2
Groningen	2020	9301088,52
Haaglanden	2010	9911,76771
Haaglanden	2015	81873,5061
Haaglanden	2019	227825,407
Haaglanden	2020	248029,237
IJmond	2010	78281787,8
IJmond	2015	60891619,9
IJmond	2019	50438769
IJmond	2020	46264377,4
IJsselland	2010	55823,7232
IJsselland	2015	21028,3158
IJsselland	2019	15794,4934
IJsselland	2020	11530,6093
Limburg-Noord	2010	902498,185

Locatie	Jaar	Emissies koolstofmonoxide (kg)
Limburg-Noord	2015	559649,597
Limburg-Noord	2019	558835,697
Limburg-Noord	2020	616296,885
Midden- en West-Brabant	2010	2166087,12
Midden- en West-Brabant	2015	2829534,78
Midden- en West-Brabant	2019	2404930,19
Midden- en West-Brabant	2020	2659229,37
Midden-Holland	2010	71082,6228
Midden-Holland	2015	918,238611
Midden-Holland	2019	30620,2228
Midden-Holland	2020	33488,2626
Noord-Holland Noord	2010	125602,053
Noord-Holland Noord	2015	168411,737
Noord-Holland Noord	2019	498195,022
Noord-Holland Noord	2020	785322,655
Noord-Veluwe	2010	9361,69866
Noord-Veluwe	2015	14684,7561
Noord-Veluwe	2019	1849,37711
Noord-Veluwe	2020	1773,41551
Noordzeekanaalgebied	2010	3734429,08
Noordzeekanaalgebied	2015	4157184,84
Noordzeekanaalgebied	2019	4394902,12
Noordzeekanaalgebied	2020	1921912,15
Regio Arnhem	2010	544755,661
Regio Arnhem	2015	430837,237
Regio Arnhem	2019	504509,861
Regio Arnhem	2020	494682,838
Regio Nijmegen	2010	973420,006
Regio Nijmegen	2015	902480,223
Regio Nijmegen	2019	657794,278
Regio Nijmegen	2020	477004,723
Regio Utrecht	2010	56048,3399
Regio Utrecht	2015	44695,0562
Regio Utrecht	2019	45658,8342
Regio Utrecht	2020	51813,0753
Rivierenland	2010	324454,389
Rivierenland	2015	303725,706
Rivierenland	2019	376945,494
Rivierenland	2020	382619,927
Twente	2010	160765,66
Twente	2015	73499,488
Twente	2019	80105,487
Twente	2020	79137,1706
Utrecht	2010	28473,594
Utrecht	2015	17306,8491
Utrecht	2019	14208,5232
Utrecht	2020	23709,0527
Veluwe IJssel	2010	490208,014
Veluwe IJssel	2015	420055,921
Veluwe IJssel	2019	516203,344
Veluwe IJssel	2020	447584,881

Locatie	Jaar	Emissies koolstofmonoxide (kg)
West-Holland	2010	310402,324
West-Holland	2015	316460,863
West-Holland	2019	309509,134
West-Holland	2020	286073,745
Zeeland	2010	5476230,79
Zeeland	2015	5749597,95
Zeeland	2019	7298697,11
Zeeland	2020	3727495,91
Zuid-Holland Zuid	2010	406601,845
Zuid-Holland Zuid	2015	206666,097
Zuid-Holland Zuid	2019	122336,265
Zuid-Holland Zuid	2020	112027,414
Zuid-Limburg	2010	5158906,73
Zuid-Limburg	2015	2436836,01
Zuid-Limburg	2019	2982378,05
Zuid-Limburg	2020	2215532,74
Zuidoost-Brabant	2010	334908,848
Zuidoost-Brabant	2015	527966,801
Zuidoost-Brabant	2019	294704,845
Zuidoost-Brabant	2020	267985,042

Tabel 2 Aantal gegevens voor emissies van verschillende ZZS naar lucht voor 2010, 2015, 2019 en 2020. Bron: Emissieregistratie, geraadpleegd in december 2022.

Stof	2010	2015	2019	2020	Totaal
1,2-Dichloorethaan	4	4	4	4	16
Acrylonitril	6	6	6	6	24
Anthraceen	221	214	212	211	858
Arsenverb. (als As)	54	52	47	46	199
Benzeen	911	884	867	859	3521
Benzo(a)Pyreen	233	226	220	219	898
Benzo(b)Fluorantheen	227	222	217	216	882
Benzo(k)Fluorantheen	227	222	217	216	882
Cadmiumverb. (als Cd)	58	61	59	58	236
Dioxinen (PCDD/PCDF, I-TEQ)	156	162	159	149	626
Ethyleenoxide	5	6	6	6	23
Fluorantheen	230	219	214	213	876
Hexachloorbenzeen	12	13	12	12	49
Indeno (1,2,3-c,d)Pyreen	227	223	217	217	884
Koolstofmonoxide	705	683	683	676	2747
Kwikverb. (als Hg)	91	96	91	86	364
Loodverb. (als Pb)	192	190	185	186	753
Naftaleen	429	413	405	397	1644
Nikkelverb. (als Ni)	63	63	64	65	255
PAK (4 van PRTR)	233	226	220	219	898
Propyleenoxide	9	7	8	8	32
Trichlooretheen	2	2	2	2	8
Vinylchloride	4	4	5	6	19
Totaal	4299	4198	4120	4077	16694

Tabel 3 Aantal datapunten voor lozingen van verschillende ZZS naar oppervlaktewater voor 2010, 2015, 2019 en 2020. Bron: Emissieregistratie, geraadpleegd in december 2022.

Stof	2010	2015	2019	2020	Totaal
1,2-Dichloorethaan	352	337	321	320	1330
Acenaftheen	349	334	318	317	1318
Acenafthyleen	349	334	318	317	1318
Aldrin		1			1
Anthraceen	355	337	320	319	1331
Arseenverb. (als As)	392	367	361	332	1452
Benzeen	352	339	320	320	1331
Benzo(a)Anthraceen	352	336	322	319	1329
Benzo(a)Pyreen	358	338	323	321	1340
Benzo(b)Fluorantheen	356	338	323	321	1338
Benzo(ghi)Peryleen	357	338	322	321	1338
Benzo(k)Fluorantheen	357	338	323	321	1339
Bisfenol A	349	334	318	317	1318
Cadmiumverb. (als Cd)	379	347	334	239	1299
Carbendazim	349	334	318	317	1318
Chlooralkanen, C10-C13		1	1	1	3
Chloordecone	8				8
Chloorfenvinfos		1			1
Chlordaan	1				1
Chroom-VI-verb. (als Cr)	2	2	2	1	7
Chryseen	352	336	322	319	1329
Di(2-Ethylhexyl)Ftalaat	348	333	316	315	1312
dibenzo(ah)anthraceen	350	335	320	319	1324
Dibutylftalaat	349	334	318	317	1318
Dieldrin		1			1
Dioxinen (PCDD/PCDF, I-TEQ)	349	336	320	320	1325
Diuron	13	10	22	21	66
Drins (Aldrin, Dieldrin)		2	1		3
Endosulfan	349	334	318	317	1318
Endrin		1			1
Fenanthreen	352	337	321	319	1329
Fenolen (als totaal C)	361	343	325	324	1353
Fluorantheen	359	339	323	321	1342
fluoreen	351	336	320	319	1326
Gebromeerde Difenylethers, PBDE	349	334	318	317	1318
Heptachloor		1			1
Hexabroombifenyyl	9	1			10
Hexachloorbenzeen	349	337	318	317	1321
Hexachloorbutadieen	350	337	320	318	1325
Hexachloorcyclohexaan	347	336	319	316	1318
Indeno (1,2,3-c,d)Pyreen	357	337	322	321	1337
Isodrin		1			1
Kobaltverb. (als Co)	353	339	322	321	1335
Kwikverb. (als Hg)	377	356	332	233	1298
Loodverb. (als Pb)	398	373	352	314	1437

Stof	2010	2015	2019	2020	Totaal
Mirex		1			1
Naftaleen	355	338	322	321	1336
Nikkelverb. (als Ni)	421	393	373	361	1548
Nonylfenol/Ethoxylaten(Np/Npe)	349	336	318	317	1320
Organotinverbindingen		335	1	1	337
Organotinverbindingen (als Sn)		335	1	1	337
PAK (10 van VROM)	361	341	324	323	1349
PAK (16 van EPA)	361	341	324	323	1349
PAK (4 van PRTR)	358	338	323	321	1340
PAK (6 van Borneff)	359	339	323	321	1342
PCB's	349	336	320	318	1323
PCB's en PCT's	349	336	320	318	1323
Pentachloorfenol	349	334	318	317	1318
Perfluor-1-butaansulfonaat (lineair)	349	334	318	317	1318
Perfluor-1-hexaansulfonaat (lineair)	349	334	318	317	1318
Perfluordecaanzuur	349	334	318	317	1318
Perfluorheptaanzuur	349	334	318	317	1318
Perfluornonaanzuur	349	334	318	317	1318
Perfluoroctaansulfonaat	349	334	318	317	1318
Perfluor-octaanzuur (PFOA)	349	334	318	317	1318
pyreen	351	336	322	320	1329
Tributyltinverbindingen			1	1	2
Trichloorbenzenen	349	334	318	317	1318
Trichlooretheen	352	336	319	318	1325
Trifenyltinverbindingen		1			1
Trifluralin		1			1
Vinylchloride	349	335			684
Totaal	18894	18669	16826	16488	70877

Tabel 4 Aantal datapunten voor emissies van verschillende ZZS naar riool en oppervlaktewater voor 2010, 2015, 2019 en 2020. Bron: Emissieregistratie, geraadpleegd in december 2022.

Stof	2010	2015	2019	2020	Totaal
1,2-Dichloorethaan	6	6	5	6	23
Aldrin		1			1
Anthraceen	9	8	8	8	33
Arseenverb. (als As)	93	75	85	83	336
Benzeen	28	19	18	18	83
Benzo(a)Anthraceen	4	5	8	6	23
Benzo(a)Pyreen	10	6	9	8	33
Benzo(b)Fluorantheen	7	6	8	7	28
Benzo(ghi)Peryleen	9	6	8	8	31
Benzo(k)Fluorantheen	8	7	9	8	32
Cadmiumverb. (als Cd)	62	55	56	54	227
Chlooralkanen, C10-C13		1	1	1	3
Chloorfenvinfos		1			1
Chroom-VI-verb. (als Cr)	6	7	3	3	19

Stof	2010	2015	2019	2020	Totaal
Chryseen	4	5	8	6	23
Di(2-Ethylhexyl)Ftalaat		1			1
dibenzo(ah)anthraceen	2	1	4	3	10
Dieldrin		1			1
Dioxinen (PCDD/PCDF, I-TEQ)	3	4	3	3	13
Diuron		1			1
Drins (Aldrin, Dieldrin)		2	1		3
Endrin		1			1
Fenanthreen	6	6	7	6	25
Fenolen (als totaal C)	29	23	21	21	94
Fluorantheen	16	13	12	11	52
fluoreen	5	4	5	5	19
Heptachloor		1			1
Hexabromocyclododecaan		1	1	1	3
Hexabroombifenyyl		1			1
Hexachloorbenzeen	1	3			4
Hexachloorbutadieen	1	3	2	1	7
Hexachloorcyclohexaan		2	1		3
Indeno (1,2,3-c,d)Pyreen	8	5	8	8	29
Isodrin		1			1
Kobaltverb. (als Co)	9	10	9	9	37
Kwikverb. (als Hg)	60	54	48	45	207
Loodverb. (als Pb)	118	88	83	87	376
Mirex		1			1
Naftaleen	14	14	14	14	56
Nikkelverb. (als Ni)	166	145	141	137	589
Nonylfenol/Ethoxylaten(Np/Npe)	1	2			3
Organotinverbindingen		2	1	1	4
Organotinverbindingen (als Sn)		2	1	1	4
PAK (10 van VROM)	22	19	16	16	73
PAK (16 van EPA)	22	19	16	16	73
PAK (4 van PRTR)	10	7	9	8	34
PAK (6 van Borneff)	25	13	12	11	61
PCB's	3	2	2	1	8
PCB's en PCT's	3	2	2	1	8
pyreen	4	4	7	6	21
Tributyltinverbindingen			1	1	2
Trichlooretheen	4	4	3	3	14
Trifenyyltinverbindingen		1			1
Trifluralin		1			1
Vinylchloride		1			1
Totaal	778	673	656	632	2739

Tabel 5 Aantal datapunten voor emissies van verschillende ZZS naar het riool voor 2010, 2015, 2019 en 2020. Bron: Emissieregistratie, geraadpleegd in december 2022.

Stof	2010	2015	2019	2020	Totaal
1,2-Dichloorethaan	2	3	2	3	10
Anthraceen	6	5	7	7	25
Arseenverb. (als As)	57	45	49	50	201
Benzeen	24	15	17	16	72

Stof	2010	2015	2019	2020	Totaal
Benzo(a)Anthraceen	1	3	5	5	14
Benzo(a)Pyreen	4	2	5	5	16
Benzo(b)Fluorantheen	3	2	4	4	13
Benzo(ghi)Peryleen	4	2	4	4	14
Benzo(k)Fluorantheen	3	3	5	5	16
Cadmiumverb. (als Cd)	37	33	39	41	150
Chroom-VI-verb. (als Cr)	5	6	2	2	15
Chryseen	1	3	5	5	14
dibenzo(ah)anthraceen	1		2	1	4
Dioxinen (PCDD/PCDF, I-TEQ)		1			1
Fenanthreen	3	3	5	5	16
Fenolen (als totaal C)	22	16	16	16	70
Fluorantheen	9	8	8	8	33
fluoreen	3	2	4	4	13
Hexabromocyclododecaan		1	1	1	3
Indeno (1,2,3-c,d)Pyreen	3	2	4	4	13
Kobaltverb. (als Co)	6	5	6	6	23
Kwikverb. (als Hg)	35	31	32	31	129
Loodverb. (als Pb)	75	53	56	60	244
Naftaleen	10	10	11	11	42
Nikkelverb. (als Ni)	102	93	94	95	384
Nonylfenol/Ethoxylaten(Np/Npe)	1				1
Organotinverbindingen		1			1
Organotinverbindingen (als Sn)		1			1
PAK (10 van VROM)	13	12	11	11	47
PAK (16 van EPA)	13	12	11	11	47
PAK (4 van PRTR)	4	3	5	5	17
PAK (6 van Borneff)	18	8	8	8	42
PCB's	2				2
PCB's en PCT's	2				2
pyreen	2	2	4	4	12
Trichlooretheen	1	2	2	2	7
Totaal	472	388	424	430	1714

Tabel 6 Totale emissie van ZZS naar lucht per omgevingsdienst op basis van Emissie Registratie. Exclusief koolstofmonoxide. Bron: Emissieregistratie, geraadpleegd in december 2022.

Omgevingsdienst	Jaar	Aantal ZZS	Aantal locaties	Totale Emissie (kg)
Achterhoek	2010	14	15	8.75E+02
Achterhoek	2015	14	17	7.44E+02
Achterhoek	2019	14	19	9.75E+02
Achterhoek	2020	15	20	9.68E+02
Brabant Noord	2010	10	11	3.27E+02
Brabant Noord	2015	10	12	4.07E+02
Brabant Noord	2019	10	12	4.30E+02
Brabant Noord	2020	10	13	4.95E+02
DCMR	2010	21	57	1.22E+05
DCMR	2015	20	61	5.28E+04
DCMR	2019	21	60	6.86E+04
DCMR	2020	21	59	6.34E+04

Omgevingsdienst	Jaar	Aantal ZZS	Aantal locaties	Totale Emissie (kg)
De Vallei	2010	10	6	2.56E+01
De Vallei	2015	10	7	1.41E+01
De Vallei	2019	10	6	7.42E+00
De Vallei	2020	10	6	6.11E+00
Drenthe	2010	16	21	1.07E+03
Drenthe	2015	16	21	2.47E+03
Drenthe	2019	15	19	7.41E+02
Drenthe	2020	15	19	7.95E+02
Flevoland en Gooi & Vechtstreek	2010	14	18	9.26E+02
Flevoland en Gooi & Vechtstreek	2015	15	18	6.97E+02
Flevoland en Gooi & Vechtstreek	2019	14	18	5.81E+02
Flevoland en Gooi & Vechtstreek	2020	14	17	6.48E+02
Fryslân	2010	11	33	1.59E+02
Fryslân	2015	16	33	6.08E+01
Fryslân	2019	16	33	6.27E+01
Fryslân	2020	16	33	5.25E+01
Groningen	2010	19	38	3.68E+03
Groningen	2015	19	43	3.09E+03
Groningen	2019	19	40	3.09E+03
Groningen	2020	19	41	2.43E+03
Haaglanden	2010	11	10	2.05E+02
Haaglanden	2015	12	8	5.11E+02
Haaglanden	2019	11	10	6.18E+02
Haaglanden	2020	12	10	5.26E+02
IJmond	2010	15	13	4.23E+04
IJmond	2015	15	13	1.03E+04
IJmond	2019	15	12	6.49E+03
IJmond	2020	15	12	5.89E+03
IJsselland	2010	9	16	8.00E+01
IJsselland	2015	9	15	1.03E+01
IJsselland	2019	9	15	9.13E+00
IJsselland	2020	9	15	8.89E+00
Limburg-Noord	2010	14	29	1.27E+03
Limburg-Noord	2015	14	23	1.27E+03
Limburg-Noord	2019	14	21	6.89E+02
Limburg-Noord	2020	14	21	6.04E+02
Midden- en West-Brabant	2010	19	43	5.91E+03
Midden- en West-Brabant	2015	18	47	2.74E+04
Midden- en West-Brabant	2019	18	46	4.63E+03
Midden- en West-Brabant	2020	18	45	7.39E+03
Midden-Holland	2010	9	15	1.32E+03
Midden-Holland	2015	9	13	1.06E+01
Midden-Holland	2019	2	13	1.88E+02
Midden-Holland	2020	2	13	2.08E+02
Noord-Holland Noord	2010	16	15	5.01E+02
Noord-Holland Noord	2015	16	13	4.30E+02
Noord-Holland Noord	2019	16	13	3.26E+02
Noord-Holland Noord	2020	16	13	2.82E+02
Noord-Veluwe	2010	9	4	3.22E+00
Noord-Veluwe	2015	9	5	2.93E+01

Omgevingsdienst	Jaar	Aantal ZZS	Aantal locaties	Totale Emissie (kg)
Noord-Veluwe	2019	9	5	2.99E+01
Noord-Veluwe	2020	9	5	3.02E+01
Noordzeekanaalgebied	2010	16	27	1.19E+04
Noordzeekanaalgebied	2015	16	25	9.59E+03
Noordzeekanaalgebied	2019	16	24	1.01E+04
Noordzeekanaalgebied	2020	16	22	4.35E+03
Regio Arnhem	2010	16	19	1.29E+03
Regio Arnhem	2015	16	18	3.55E+02
Regio Arnhem	2019	16	18	8.09E+02
Regio Arnhem	2020	16	18	6.13E+02
Regio Nijmegen	2010	16	12	1.49E+02
Regio Nijmegen	2015	17	13	1.73E+02
Regio Nijmegen	2019	16	13	6.99E+02
Regio Nijmegen	2020	16	12	9.38E+01
Regio Utrecht	2010	11	24	2.88E+02
Regio Utrecht	2015	11	22	1.27E+02
Regio Utrecht	2019	11	21	1.06E+02
Regio Utrecht	2020	11	20	7.56E+01
Rivierenland	2010	14	20	1.09E+02
Rivierenland	2015	11	21	6.38E+01
Rivierenland	2019	11	22	7.97E+01
Rivierenland	2020	11	22	1.89E+02
Twente	2010	16	23	1.02E+02
Twente	2015	16	22	1.67E+02
Twente	2019	16	21	2.48E+02
Twente	2020	16	21	2.61E+02
Utrecht	2010	9	11	2.13E+01
Utrecht	2015	9	10	1.33E+01
Utrecht	2019	9	9	7.93E+00
Utrecht	2020	9	10	1.51E+01
Veluwe IJssel	2010	11	7	1.58E+03
Veluwe IJssel	2015	11	7	1.47E+03
Veluwe IJssel	2019	11	8	4.37E+02
Veluwe IJssel	2020	11	8	5.01E+02
West-Holland	2010	9	16	8.00E+02
West-Holland	2015	9	14	8.98E+02
West-Holland	2019	9	10	6.21E+02
West-Holland	2020	9	10	5.79E+02
Zeeland	2010	19	32	1.40E+04
Zeeland	2015	19	29	1.03E+04
Zeeland	2019	19	27	1.13E+04
Zeeland	2020	20	27	9.57E+03
Zuid-Holland Zuid	2010	12	22	1.32E+03
Zuid-Holland Zuid	2015	12	20	3.98E+02
Zuid-Holland Zuid	2019	12	19	2.15E+02
Zuid-Holland Zuid	2020	12	19	1.74E+02
Zuid-Limburg	2010	17	27	3.33E+04
Zuid-Limburg	2015	17	26	3.16E+04
Zuid-Limburg	2019	17	27	2.33E+04
Zuid-Limburg	2020	17	25	1.75E+04

Omgevingsdienst	Jaar	Aantal ZZS	Aantal locaties	Totale Emissie (kg)
Zuidoost-Brabant	2010	16	13	2.02E+04
Zuidoost-Brabant	2015	16	14	8.17E+03
Zuidoost-Brabant	2019	16	15	7.21E+03
Zuidoost-Brabant	2020	16	15	5.33E+03

Tabel 7 Totale emissie van ZZS naar oppervlaktewater per waterschap op basis van Emissie Registratie. Bron: Emissieregistratie, geraadpleegd in december 2022.

Waterschap	Jaar	Aantal ZZS	Aantal locaties	Totale emissie (kg)
Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden	2010	57	18	5.91E+02
Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden	2015	56	19	6.42E+02
Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden	2019	54	19	4.29E+02
Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden	2020	53	17	4.05E+02
Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier	2010	56	21	1.51E+03
Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier	2015	55	18	1.07E+03
Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier	2019	54	19	1.12E+03
Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier	2020	54	19	1.24E+03
Hoogheemraadschap van Delfland	2010	54	5	1.97E+03
Hoogheemraadschap van Delfland	2015	55	4	1.06E+03
Hoogheemraadschap van Delfland	2019	53	4	1.31E+03
Hoogheemraadschap van Delfland	2020	53	4	1.55E+03
Hoogheemraadschap van Rijnland	2010	53	29	9.73E+02
Hoogheemraadschap van Rijnland	2015	55	25	8.19E+02
Hoogheemraadschap van Rijnland	2019	52	19	7.14E+02
Hoogheemraadschap van Rijnland	2020	52	19	7.19E+02
Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard	2010	53	9	5.26E+02
Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard	2015	55	9	4.22E+02

Waterschap	Jaar	Aantal ZZS	Aantal locaties	Totale emissie (kg)
Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard	2019	53	9	3.69E+02
Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard	2020	53	9	3.60E+02
Waterschap Aa en Maas	2010	53	8	8.74E+02
Waterschap Aa en Maas	2015	55	8	7.87E+02
Waterschap Aa en Maas	2019	53	8	8.23E+02
Waterschap Aa en Maas	2020	53	7	7.19E+02
Waterschap Amstel, Gooi en Vecht	2010	53	20	9.20E+02
Waterschap Amstel, Gooi en Vecht	2015	56	19	1.00E+03
Waterschap Amstel, Gooi en Vecht	2019	53	17	9.27E+02
Waterschap Amstel, Gooi en Vecht	2020	53	17	9.56E+02
Waterschap Brabantse Delta	2010	53	22	6.79E+02
Waterschap Brabantse Delta	2015	55	21	6.09E+02
Waterschap Brabantse Delta	2019	52	21	4.72E+02
Waterschap Brabantse Delta	2020	52	21	5.04E+02
Waterschap De Dommel	2010	53	9	1.40E+03
Waterschap De Dommel	2015	55	9	1.15E+03
Waterschap De Dommel	2019	52	9	1.04E+03
Waterschap De Dommel	2020	52	9	1.11E+03
Waterschap Drents Overijsselse Delta	2010	53	18	4.69E+02
Waterschap Drents Overijsselse Delta	2015	55	17	5.81E+02
Waterschap Drents Overijsselse Delta	2019	52	16	4.38E+02
Waterschap Drents Overijsselse Delta	2020	52	16	4.13E+02
Waterschap Hollandse Delta	2010	54	52	4.70E+03
Waterschap Hollandse Delta	2015	57	48	3.56E+03
Waterschap Hollandse Delta	2019	53	43	2.83E+03
Waterschap Hollandse Delta	2020	52	42	2.53E+03
Waterschap Hunze en Aa's	2010	53	26	7.75E+02
Waterschap Hunze en Aa's	2015	55	25	6.51E+02
Waterschap Hunze en Aa's	2019	52	25	5.99E+02
Waterschap Hunze en Aa's	2020	52	26	9.21E+02
Waterschap Limburg	2010	53	32	2.84E+03
Waterschap Limburg	2015	68	28	2.53E+03

Waterschap	Jaar	Aantal ZZS	Aantal locaties	Totale emissie (kg)
Waterschap Limburg	2019	53	28	2.48E+03
Waterschap Limburg	2020	53	28	2.00E+03
Waterschap Noorderzijlvest	2010	53	13	3.03E+02
Waterschap Noorderzijlvest	2015	55	12	2.70E+02
Waterschap Noorderzijlvest	2019	52	11	1.90E+02
Waterschap Noorderzijlvest	2020	52	11	2.10E+02
Waterschap Rijn en IJssel	2010	56	16	4.84E+02
Waterschap Rijn en IJssel	2015	55	15	5.12E+02
Waterschap Rijn en IJssel	2019	52	16	4.07E+02
Waterschap Rijn en IJssel	2020	52	16	4.94E+02
Waterschap Rivierenland	2010	53	39	8.57E+02
Waterschap Rivierenland	2015	55	39	8.23E+02
Waterschap Rivierenland	2019	52	35	6.91E+02
Waterschap Rivierenland	2020	52	34	7.34E+02
Waterschap Scheldestromen	2010	53	27	2.71E+03
Waterschap Scheldestromen	2015	55	22	1.52E+03
Waterschap Scheldestromen	2019	52	21	2.87E+03
Waterschap Scheldestromen	2020	52	22	1.91E+03
Waterschap Vallei en Veluwe	2010	56	19	1.21E+03
Waterschap Vallei en Veluwe	2015	56	18	7.75E+02
Waterschap Vallei en Veluwe	2019	53	18	8.69E+02
Waterschap Vallei en Veluwe	2020	53	18	9.01E+02
Waterschap Vechtstromen	2010	53	27	1.03E+03
Waterschap Vechtstromen	2015	55	25	9.90E+02
Waterschap Vechtstromen	2019	52	24	8.22E+02
Waterschap Vechtstromen	2020	51	23	6.90E+02
Waterschap Zuiderzeeland	2010	53	6	3.18E+02
Waterschap Zuiderzeeland	2015	55	6	3.19E+02
Waterschap Zuiderzeeland	2019	53	6	2.48E+02
Waterschap Zuiderzeeland	2020	53	7	3.09E+02
Wetterskip Fryslân	2010	53	29	7.18E+02
Wetterskip Fryslân	2015	55	28	5.55E+02
Wetterskip Fryslân	2019	55	28	5.36E+02
Wetterskip Fryslân	2020	55	28	5.53E+02

Tabel 8 Overzicht van de fractie van locaties per waterschap met een toxische druk classificatie van matig of hoger, per stofgroep. Bron: monitoringsdata Waterschappen uit 2018.

Waterschap	Alle ZZS	metalen	overig	PAKs	bestrijdingsmiddelen	Aantal locaties
Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden	0,144	0,117			0,000	104

Waterschap	Alle ZZS	metalen	overig	PAKs	bestrijdings- middelen	Aantal locaties
Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier	0,182			0,429	0,000	35
Hoogheemraadschap van Delfland	0,403	0,471		1,000	0,125	62
Hoogheemraadschap van Rijnland	0,092	0,069	0,000		0,105	155
Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard	0,214	0,000			0,182	14
Waterschap Aa en Maas	0,674	0,686			0,000	89
Waterschap Amstel, Gooi en Vecht	0,250	0,077		1,000		16
Waterschap Brabantse Delta	0,512	0,517		1,000	0,200	121
Waterschap De Dommel	0,712	0,712				73
Waterschap Drents Overijsselse Delta	0,174	0,162			0,000	121
Waterschap Hollandse Delta	0,000	0,000	0,000		0,000	21
Waterschap Hunze en Aa's	0,192	0,391			0,000	52
Waterschap Limburg	0,440	0,435		1,000	0,125	116
Waterschap Noorderzijlvest	0,055	0,070			0,000	55
Waterschap Rijn en IJssel	0,233	0,233				60
Waterschap Rivierenland	0,113	0,111		1,000	0,125	133
Waterschap Scheldestromen	0,100	0,667		0,000	0,000	30
Waterschap Vallei en Veluwe	0,289	0,284			0,000	136
Waterschap Vechtstromen	0,934	0,962		1,000	0,000	61
Waterschap Zuiderzeeland	0,059	0,073			0,000	68
Wetterskip Fryslân	0,423	0,377	0,000	0,103	0,000	78

Tabel 9 Branches en aantallen bedrijven waarvoor mogelijke aanwezigheid of emissies van ZZS naar lucht relevant zijn. Bron: ZZS navigator.

Branche	SBI code	Aantal bedrijven	Aantal ZZS lucht
3.3.8 Basischemie	20, 21	1395	97
3.4.9 Rubber- en kunststofindustrie	20, 22	- ^a	54
3.4.4 Metaalproductenindustrie	24, 25	- ^a	37
3.3.6 Basismetaal	07, 24	- ^a	36
3.8.11 Tankautoreiniging en reiniging van drukhouders en vaten	-	1510	32
3.3.13 Verbranden van afvalstoffen in een ippc-installatie	-	- ^a	28
3.2.23 Bodemsanering	39	400	25
3.4.11 Scheepswerven	30, 33	8140	22
3.4.7 Papierindustrie, houtindustrie, textielindustrie en leerindustrie	13, 14, 15, 16, 17	15400	20
3.7.7 Onderhoud van de openbare ruimte	81	- ^a	20
3.8.6 Opslag- en transportbedrijf en groothandel	-	1355	19
3.4.6 Chemische producten industrie	20	1355	19
3.3.9 Complexe papierindustrie, houtindustrie, en textielindustrie	13	2260	17
3.5.8 Verbranden afvalstoffen niet-IPPC	-	- ^a	17
3.5.9 Op of in de bodem brengen van bedrijfsafvalstoffen of gevaarlijke afvalstoffen buiten stortplaatsen	-	37785	15
3.3.10 Afvalbeheer IPPC installaties	-	1355	15
3.3.3 Raffinaderij	19	- ^a	14
3.5.11 Verwerken van bedrijfsafvalstoffen en gevaarlijke afvalstoffen	38	280450	13
3.4.5 Mineralen producten industrie	08, 23	1620	13
3.2.17 Zuiveringsvoorziening voor ingezameld of afgegeven afvalwater	-	- ^a	13
3.4.8 Voedingsmiddelenindustrie	10, 11, 12	- ^a	13
3.3.7 Complexe minerale industrie	23	7180	12
3.3.12 Stortplaats of winningsafvalvoorziening	-	2860	12
3.5.1 Auto- en tweewielerdemonteringsbedrijf	-	76345	11
3.3.2 Grootschalige Energieopwekking	-	- ^a	11
3.4.3 Buisleiding met gevaarlijke stoffen	49	100860	10
3.5.4 Metaalrecyclingbedrijf	-	76995	10
3.5.7 Zuiveringstechnisch werk	37	- ^a	10
3.3.5 Vergassen of vloeibaar maken van steenkool of andere brandstoffen	-	- ^a	6
3.8.4 Garage, autoschadeherstelbedrijf, autowasstraat, carrosseriebouw	29, 30	15270	5
3.4.10 Grafische industrie	18	0	5
3.2.1 Stookinstallatie	-	- ^a	5
3.8.2 Brandstoffenhandel en tankopslagbedrijven	46, 47	0	4
3.10.1 Mijnbouw	05, 06, 08, 09	- ^a	4
3.3.4 Maken van cokes	19	157695	3
3.8.8 Onderhoudswerkplaats voor vliegtuigen	30	- ^a	3

Branche	SBI code	Aantal bedrijven	Aantal ZZS lucht
3.2.18 Oppervlaktebehandeling met oplosmiddelen IPPC	-	..a	3
3.8.7 Onderhoudswerkplaats voor autobus, trein, tram en metro	-	..a	3
3.3.11 Kadavers en dierlijk afval	-	..a	3
3.2.12 Opslaan van vaste minerale anorganische meststoffen	-	..a	3
3.9.3 Schietbaan	-	1355	2
3.6.4 Telen van gewassen in een gebouw	-	0	2
3.6.3 Telen gewassen in open lucht	-	0	2
3.6.2 Glastuinbouwbedrijf	-	..a	2
3.9.2 Jachthaven	-	..a	2
3.2.2 Natte koeltoren	-	..a	2
3.7.1 Bouwbedrijf, installatiebedrijf, grond-, weg- en waterbouwbedrijf, schildersbedrijf	41, 42, 43	..a	2
3.7.9 Ziekenhuis	86	0	1
3.7.10 Voorziening voor het oefenen van brandbestrijdingstechnieken	84	0	1
3.8.9 Spoorwegemplacementen	30	0	1
3.7.2 Chemische waterrij	96	0	1
3.2.8 Opslagtank voor vloeistoffen en tankcontainer of verpakking die wordt gebruikt als opslagtank voor vloeistoffen	-	..a	1
3.7.11 Tandartspraktijk	-	..a	1
3.5.3 Rubber- en kunststofrecyclingbedrijf	-	..a	1
3.2.11 Opslaan van ontplofbare stoffen voor civiel gebruik	-	..a	1
3.3.14 Grootschalige mestverwerking	-	..a	1
3.8.10 Tankstation	-	..a	1
3.6.8 Bedrijf voor mestbehandeling	-	..a	1
3.11.2 Militaire luchthaven	-	..a	1
3.8.3 Bunkerstations en andere tankplaatsen voor schepen	-	..a	1
3.2.19 Afvangen kooldioxide voor ondergrondse opslag	-	..a	1
3.6.7 Bedrijf voor teelt en kweek van waterplanten en -dieren	-	..a	1
3.11.1 Militaire zeehaven	-	..a	1
3.11.3 Militaire kazerne	-	..a	1
3.11.5 Het gebruik van ontplofbare stoffen of voorwerpen op militaire objecten	-	..a	1
3.9.1 Auto- en motorsport, zoals crossterrein, racebaan of kartbaan	-	..a	1
3.5.6 Milieustraat	-	96605	
3.11.6 Militaire oefeningen op militaire objecten en terreinen	-	32805	
3.7.4 Crematorium	96	..a	
3.6.1 Veehouderij	1	..a	
3.4.12 Andere industrie	-	..a	

Branche	SBI code	Aantal bedrijven	Aantal ZZS lucht
3.4.1 Drinkwaterbedrijf, het bewerken van drinkwater voor de openbare drinkwatervoorziening	-	_ ^a	
3.2.7 Opslagtank voor gassen	-	_ ^a	
3.2.10 Opslaan, herverpakken en bewerken van vuurwerk en pyrotechnische artikelen voor theatergebruik	-	_ ^a	
3.5.5 Recyclingbedrijven voor papier, karton, textiel, glas, hout of puin	-	_ ^a	
3.2.5 Koel- of vriesinstallatie met kooldioxide, koolwaterstoffen of ammoniak	-	_ ^a	
3.8.5 Motorrevisiebedrijf	-	_ ^a	

^a Gegevens over aantallen bedrijven zijn vanwege de doorlooptijd van dit onderzoek ingedeeld per branche, maar nog niet per sub-branche. Daardoor zijn er voor een aantal sub-branches waarvoor hogere aantallen ZZS relevant zijn nog geen aantallen bedrijven vermeld in deze tabel.

Tabel 10 Branches en aantallen bedrijven waarvoor mogelijke aanwezigheid of lozingen van ZZS naar water relevant zijn. Bron: ZZS Navigator.

Branche	SBI code	Aantal bedrijven	Aantal ZZS water
3.3.8 Basischemie	20, 21	1395	82
3.8.11 Tankautoreiniging en reiniging van drukhouders en vaten	-	1510	31
3.4.7 Papierindustrie, houtindustrie, textielindustrie en leerindustrie	13, 14, 15, 16, 17	15400	28
3.2.23 Bodemsanering	39	400	28
3.4.9 Rubber- en kunststofindustrie	20, 22	- ^a	26
3.5.8 Verbranden afvalstoffen niet-IPPC	-	- ^a	26
3.11.6 Militaire oefeningen op militaire objecten en terreinen	-	32805	22
3.8.4 Garage, autoschadeherstelbedrijf, autowasstraat, carrosseriebouw	29, 30	15270	22
3.4.11 Scheepswerven	30, 33	8140	18
3.5.6 Milieustraat	-	96605	15
3.3.6 Basismetaal	07, 24		15
3.8.6 Opslag- en transportbedrijf en groothandel	-	1355	14
3.4.6 Chemische producten industrie	20	1355	14
3.3.3 Raffinaderij	19	- ^a	14
3.2.17 Zuiveringsvoorziening voor ingezameld of afgegeven afvalwater	-	- ^a	14
3.4.8 Voedingsmiddelenindustrie	10, 11, 12	- ^a	14
3.3.7 Complexe minerale industrie	23	7180	13
3.3.12 Stortplaats of winningsafvalvoorziening	-	2860	13
3.3.9 Complexe papierindustrie, houtindustrie, en textielindustrie	13	2260	11
3.7.7 Onderhoud van de openbare ruimte	81		11
3.4.5 Mineralen producten industrie	08, 23	1620	10
3.3.10 Afvalbeheer IPPC installaties	-	1355	9
3.6.2 Glastuinbouwbedrijf	-	- ^a	8
3.2.8 Opslagtank voor vloeistoffen en tankcontainer of verpakking die wordt gebruikt als opslagtank voor vloeistoffen	-	- ^a	8
3.4.4 Metaalproductenindustrie	24, 25	- ^a	7
3.5.9 Op of in de bodem brengen van bedrijfsafvalstoffen of gevaarlijke afvalstoffen buiten stortplaatsen	-	37785	6
3.3.5 Vergassen of vloeibaar maken van steenkool of andere brandstoffen	-	- ^a	6
3.5.1 Auto- en tweewielerdemontagebedrijf	-	76345	5
3.5.7 Zuiveringstechnisch werk	37	- ^a	5

Branche	SBI code	Aantal bedrijven	Aantal ZZS water
3.9.3 Schietbaan	-	1355	4
3.4.10 Grafische industrie	18	0	4
3.3.13 Verbranden van afvalstoffen in een ippc-installatie	-	- ^a	4
3.3.4 Maken van cokes	19	157695	3
3.4.3 Buisleiding met gevaarlijke stoffen	49	100860	3
3.5.4 Metaalrecyclingbedrijf	-	76995	3
3.6.4 Telen van gewassen in een gebouw	-	0	3
3.8.8 Onderhoudswerkplaats voor vliegtuigen	30	- ^a	3
3.9.2 Jachthaven	-	- ^a	3
3.2.18 Oppervlaktebehandeling met oplosmiddelen IPPC	-	- ^a	2
3.2.2 Natte koeltoren	-	- ^a	2
3.7.11 Tandartspraktijk	-	- ^a	2
3.5.3 Rubber- en kunststofrecyclingbedrijf	-	- ^a	2
3.2.11 Opslaan van ontplofbare stoffen voor civiel gebruik	-	- ^a	2
3.3.14 Grootschalige mestverwerking	-	- ^a	2
3.7.4 Crematorium	96	- ^a	2
3.6.1 Veehouderij	1	- ^a	2
3.5.11 Verwerken van bedrijfsafvalstoffen en gevaarlijke afvalstoffen	38	280450	1
3.8.2 Brandstoffenhandel en tankopslagbedrijven	46, 47	0	1
3.7.9 Ziekenhuis	86	0	1
3.7.10 Voorziening voor het oefenen van brandbestrijdingstechnieken	84	0	1
3.8.9 Spoorwegemplacements	30	0	1
3.2.1 Stookinstallatie	-	- ^a	1
3.8.7 Onderhoudswerkplaats voor autobus, trein, tram en metro	-	- ^a	1
3.7.1 Bouwbedrijf, installatiebedrijf, grond-, weg- en waterbouwbedrijf, schildersbedrijf	41, 42, 43	- ^a	1
3.8.10 Tankstation	-	- ^a	1
3.6.8 Bedrijf voor mestbehandeling	-	- ^a	1
3.11.2 Militaire luchthaven	-	- ^a	1
3.8.3 Bunkerstations en andere tankplaatsen voor schepen	-	- ^a	1
3.2.19 Afvangen kooldioxide voor ondergrondse opslag	-	- ^a	1
3.6.7 Bedrijf voor teelt en kweek van waterplanten en -dieren	-	- ^a	1
3.11.1 Militaire zeehaven	-	- ^a	1
3.4.12 Andere industrie	-	- ^a	1

Branche	SBI code	Aantal bedrijven	Aantal ZZS water
3.4.1 Drinkwaterbedrijf, het bewerken van drinkwater voor de openbare drinkwatervoorziening	-	- ^a	1
3.2.7 Opslagtank voor gassen	-	- ^a	1
3.2.10 Opslaan, herverpakken en bewerken van vuurwerk en pyrotechnische artikelen voor theatergebruik	-	- ^a	1
3.5.5 Recyclingbedrijven voor papier, karton, textiel, glas, hout of puin	-	- ^a	1
3.2.5 Koel- of vriesinstallatie met kooldioxide, koolwaterstoffen of ammoniak	-	- ^a	1
3.8.5 Motorrevisiebedrijf	-	- ^a	1
3.6.3 Telen gewassen in open lucht	-	0	
3.7.2 Chemische wasserij	96	0	
3.3.2 Grootschalige Energieopwekking	-	- ^a	
3.10.1 Mijnbouw	05, 06, 08, 09	- ^a	
3.3.11 Kadavers en dierlijk afval	-	- ^a	
3.2.12 Opslaan van vaste minerale anorganische meststoffen	-	- ^a	
3.11.3 Militaire kazerne	-	- ^a	
3.11.5 Het gebruik van ontplofbare stoffen of voorwerpen op militaire objecten	-	- ^a	
3.9.1 Auto- en motorsport, zoals crossterrein, racebaan of kartbaan	-	- ^a	

^a Gegevens over aantallen bedrijven zijn vanwege de doorlooptijd van dit onderzoek ingedeeld per branche, maar nog niet per sub-branche. Daardoor zijn er voor een aantal sub-branches waarvoor hogere aantallen ZZS relevant zijn nog geen aantallen bedrijven vermeld in deze tabel.

Bijlage 2

Verslag workshop Cumulatie Water en Lucht (Bilthoven, 24 mei 2023)

Tijdens de *ZZS Kennisnetwerkdag* op 24 mei 2023 organiseerde het RIVM een workshop over cumulatie en vergunningverlening ZZS. Deelnemers (ongeveer 100 personen) waren afkomstig van waterschappen, omgevingsdiensten en inspecties. Het RIVM presenteerde voor de aanwezigen de ideeën om de risico's van cumulatie (mengsels) van stoffen mee te nemen in het vergunningverleningsproces. Na een algemene inleiding volgden twee specifiekere RIVM-voordrachten waarin de voorgestelde methodieken voor, respectievelijk, water en lucht werden toegelicht. Aansluitend konden de deelnemers reageren op de RIVM-concepten aan de hand van een drietal vragen:

1. In welke situaties is het zinvol cumulatie mee te wegen in vergunningverlening/ handhaving? Heb je voorbeelden waar dit in de praktijk is toegepast?
2. Is de gepresenteerde methode in de praktijk toepasbaar of zie je knelpunten? Wat is er nodig voor een succesvolle toepassing?
3. Vind je dat een methode voor het meewegen van cumulatie zich moet beperken tot ZZS-stoffen? Waarom wel of niet?

Hieronder volgen de belangrijkste punten die in de afzonderlijke groepen voor water en lucht naar voren zijn gebracht. Beide groepen bestonden uit ongeveer 50 personen.

Water

Vraag 1

Weinig of geen ervaringen met cumulatie/mengsels bij vergunningverlening.

Vraag 2

Het idee om mengseltoxiciteit via de somRCR-methode mee te nemen bij vergunningverlening krijgt bij de meeste deelnemers steun. De methodiek sluit goed aan bij de immissietoets en er is geen extra informatie nodig om het uit te voeren. Wel zijn er de volgende kanttekeningen:

Nodig

- Het moet gaan passen in een wettelijk of beleidsmatig kader. Anders gezegd, vergunningverleners gaan het pas doen als het ook verankerd is, om zo bestand te zijn tegen bezwaren vanuit industrie.
- Er moet goede landelijke afstemming komen: gaan we dit altijd en allemaal toepassen in Nederland?
- Er moet duidelijkheid komen over de interpretatie van de uitkomsten. Wat zijn opties wanneer somRCR > 1? Hoe om te gaan met een achtergrond die al een somRCR > 1 laat zien?
- Er moet goede beschrijving komen in het Handboek Immissietoets, inclusief opleiding en goede tool in immissietoets.

- Er is behoefte aan meer inhoudelijke uitleg wat de somRCR-methode voor water nu precies inhoudt. Deze werd nu maar heel kort toegelicht (tijd daarvoor ontbrak ook). De suggestie is om een keer een aparte workshop o.i.d. te organiseren om de achterliggende wetenschappelijke principes van de methode wat meer uiteen te zetten.
- Toepassen met name zinvol bij lozing met veel stoffen.
- Alternatief voor methode is toepassing van de denitrificatieremming.
- Goede samenwerking noodzakelijk tussen waterschappen, omgevingsdiensten en RWS.
- Het moet allemaal handhaafbaar zijn.

Knelpunten

- Voor aantal stoffen, inclusief ZZS, ontbreken de normen en het duurt lang voordat er een norm is.
- Wat zijn de gevolgen voor bestaande vergunningen?
- Hoe ga je om met nieuwe stoffen?
- De cumulatie van meerdere bedrijven bij elkaar ontbreekt.

Vraag 3

Wisselend beeld. Sommigen zeggen dat het goed is om het overzichtelijk te houden, en dus tot ZZS te beperken. Anderen zien het breder, dus zelfs ook de invloed van medicijnresten en gewasbeschermingsmiddelen erbij betrekken.

De zorg is aanwezig bij een aantal deelnemers dat in veel situaties de somRCR > 1 zal zijn bij watervergunningen door het groot aantal stoffen in een lozing. Dit los van het feit dat de achtergrond al een somRCR > 1 heeft. Dus moet je gaan beperken.

Focus met name op ABM-klassen Z (ZZS) en A-stoffen (niet snel afbreekbare, waterbezwaarlijke stoffen), plus ook PMT-stoffen/drinkwaterbezwaarlijke stoffen. Niet meenemen de ABM-klassen B (afbreekbare, waterbezwaarlijke stoffen) en C (stoffen die van nature voorkomen in het lokale oppervlaktewater) want hun bijdrage is naar verwachting gering.

Suggestie om methode gericht toe te passen:

- bij chemische industrie/complexere lozingen, inclusief afvalverwerkers, stortplaatsen en depots.
- als achtergrondwaarden hoog zijn
- nabij innamepunten drinkwater
- bij bedrijven die ZZS en drinkwaterbezwaarlijke stoffen lozen
- bij glastuinbouw
- in geval van laag waterdebiet van het te lozen afvalwater

Lucht

Vraag 1

Geen praktijkvoorbeelden. Het mengelaspect wordt nu ook niet bekeken, omdat er geen wettelijke basis voor is. Zo'n basis zou er wel al kunnen zijn binnen de MER procedure.

Methode is zinvol in alle Wabo-vergunningaanvragen.

Voor geur is er we iets vergelijkbaars gedaan in Rijnmond.

Vraag 2

Meeste deelnemers vinden het nuttig om een tool te hebben. Hieronder een aantal belangrijke kanttekeningen/suggesties daarbij:

- De wettelijke of beleidsmatige basis ontbreekt.
- Tier 0 wordt als haalbaar gezien voor vergunningverleners. Voorwaarde is wel dat MTRs beschikbaar zijn. Voor Tier 1 wordt al snel verwezen naar het RIVM vanwege de specialistische kennis over werkingsmechanismen van stoffen die daarvoor nodig is.
- Cumulatie-methode met name toepassen (door RIVM) op de hotspots die gaan blijken uit de ZZS-emissiedatabase, dus ook meerdere bedrijven bij elkaar. Sowieso toepassen op de gegevens uit de emissiedatabase.
- Type B bedrijven hoeven geen immissietoets te doen: oneerlijk, geeft geen compleet beeld van de werkelijke situatie.
- Methode toepasbaar, mits de kwaliteit van de vergunningen omhoog gaat.
- Hoe breed de methodiek toepassen? Is het zinvol om een emissie-drempel in te bouwen? Bijvoorbeeld, alleen toepassen als er emissies van enige omvang zijn. Ander is het veel werk, terwijl de concentraties zo laag zijn dat je toch nooit boven die 1 uitkomt. Immissies van individuele stoffen komen überhaupt al niet vaak in de buurt van het MTR.
- Waarom een afkapgrens van 1 hanteren als trigger? Wanneer maatregelen nemen? Is een H-waarde > 1 een weigeringsgrond, of val je dan terug op minimalisatie? In het laatste geval kun je je afvagen wat de toegevoegde waarde van het toepassen van de methode is!
- Idee om het verwaarloosbaar risiconiveau (VR) weer invoeren in dit kader? Dan neem je op die manier indirect cumulatie al mee.
- Praktisch punt: omgevingsdiensten kampen al met capaciteitsproblemen, ze kunnen dit er niet bij hebben.
- Hoe breed moet je de methode toepassen: hotspots, gebied, bedrijf? Of misschien juist als er een woonwijk naast het bedrijventerrein ligt? Bij focus op meerdere bedrijven heb je andere verspreidingsberekeningen nodig dan die uit beperkte immissietoets. En het ene bedrijf zit mogelijk in een andere fase in het vergunningverleningstraject dan het andere?
- De voorgestelde aanpak is ook relevant in andere kaders, bijvoorbeeld werknemers die aan meerdere stoffen worden blootgesteld. Maar ook relevant bij drinkwater en voeding.
- Hoe zit het met de indirecte effecten van cumulatie na depositie? Daar verwacht je immers nog sterker cumulatie-effecten dan in de lucht zelf.
- Onder de Omgevingswet vervalt het begrip 'inrichting'. Het gaat daar om milieubelastende activiteiten (MBA). Focus derhalve op cumulatie van lozingen bij locaties van MBAs?

Vraag 3

Over het verbreden naar andere stoffen dan enkel ZZS wordt verschillend gedacht: van juist versmalling naar werkingsprincipe naar verbreding naar alle stoffen. Hierbij zouden dan ook andere effecten moeten worden meegenomen, zoals ecotoxiciteit en acute effecten.

Als het toetsingskader gezondheid is, dan meer meenemen. Fijnstof is dan ook zeer relevant, idem VOS. Voorwaarde is wel dat er een bewezen gezondheidseffect is van de stof/stressor, want anders is het juridisch niet houdbaar.

Voor niet-ZZS is vaak geen MTR beschikbaar, dus dat beperkt. Je zou voor die groep beter strengere emissie-eisen kunnen opleggen.

Focus meer op preventie: géén ZZS gebruiken en begin daarmee aan het begin van de keten.

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven

Nederland

www.rivm.nl

december 2023

De zorg voor morgen
begint vandaag