

Sleutelfactor Toxiciteit



Modellering van nieuwe stoffen in oppervlaktewater

Modelaanpassing, validatie

Versie: december 2019

Goedkeuring

Instituut/naam	Goedkeuringsdatum
Deltares (Leonard Osté)	13-4-2021
KWR (Tessa Pronk)	
RIVM (Leo Posthuma)	Inhoud OK LP 14-4-2021 (nog aanpassen: kaarten “concept weg” en logo’s KIWK erbij) -->gedaan [LO]
WEnR (Sanne van den Berg)	

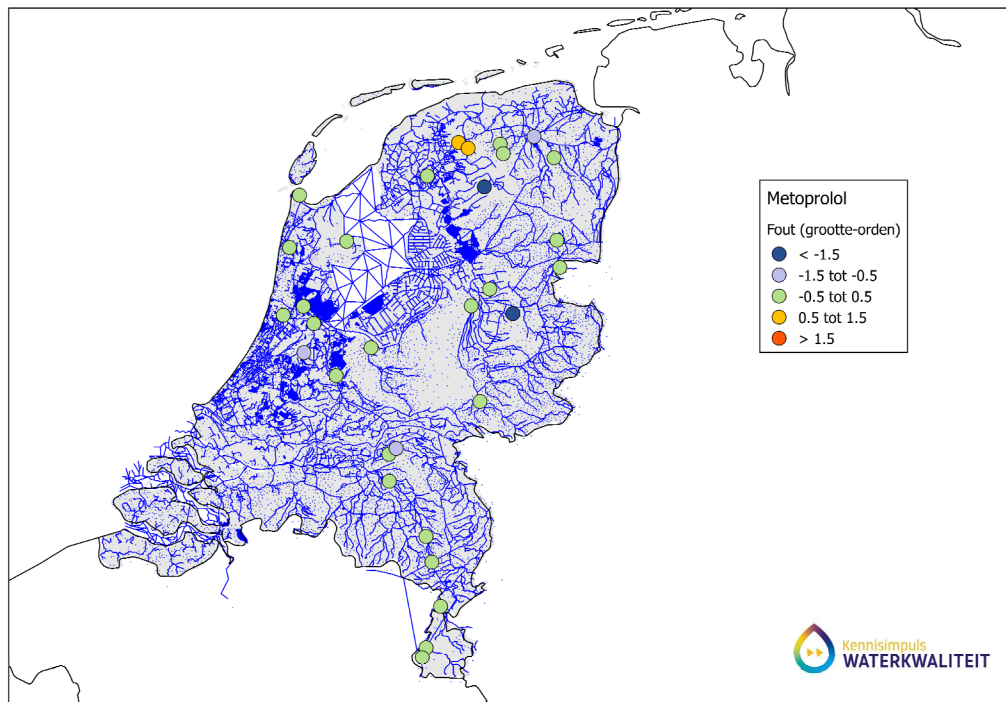
Samenvatting

In 2018 is een eerste stap gezet gericht op het creëren van nationale risicokaarten voor Nederland betreffende CEC's. Uitgangspunt daarbij was om de hele keten “bron – pad - effect” toe te passen op de Nederlandse situatie. Het SOLUTIONS-instrumentarium, dat risicokaarten oplevert op Europese schaal, is in 2018 tentatief toegepast voor Nederland, voor een beperkte set stoffen. Op Nederlands grondgebied is gebruik gemaakt van het best beschikbare landsdekkende waterkwaliteitsmodel. Dit rapport beschrijft het in 2019 uitgevoerde onderzoek.

In 2019 is een verbeterde aansluiting op de Emissieregistratie gerealiseerd, en is aangesloten op de in 2019 gerealiseerde versie 2.4 van LWKM. Voor 16 geneesmiddelen waarvan gemeten gehalten in RWZI-effluenten en in de Rijn beschikbaar zijn is er op veel meetstations in rijks- en regionale wateren goede overeenkomst tussen voorspelde en gemeten gehalten. Voor bestrijdingsmiddelen kon de SOLUTIONS-methode niet geïmplementeerd worden vanwege het ontbreken van een landsdekkend waterkwaliteitsmodel gebaseerd op volledig tijdsafhankelijk hydrologiegegevens. Als terugval-alternatief zijn 11 stoffen met gemeten gehalten in de Rijn en in de Maas gesimuleerd op basis van de bestaande emissieschatting uit de ER.

De belangrijkste aanbevelingen voor verder onderzoek zijn (a) de realisatie van een volledig dynamisch landsdekkend waterkwaliteitsmodel, als basis voor de verbeterde modellering van bestrijdingsmiddelen en overige stoffen, en (b) het verzamelen van meer gegevens over de concentraties van overige stoffen in effluenten en in oppervlaktewater.

Graphical abstract



De fout per station (N = 31) voor metoprolol, afgebeeld in een kaart.

Modellering van nieuwe stoffen in oppervlaktewater Modelaanpassing, validatie

Versie: december 2019

Auteurs:

Jos van Gils

Rianne van den Meiracker

Annelotte van der Linden

Wilfred Altena

Inhoudsopgave

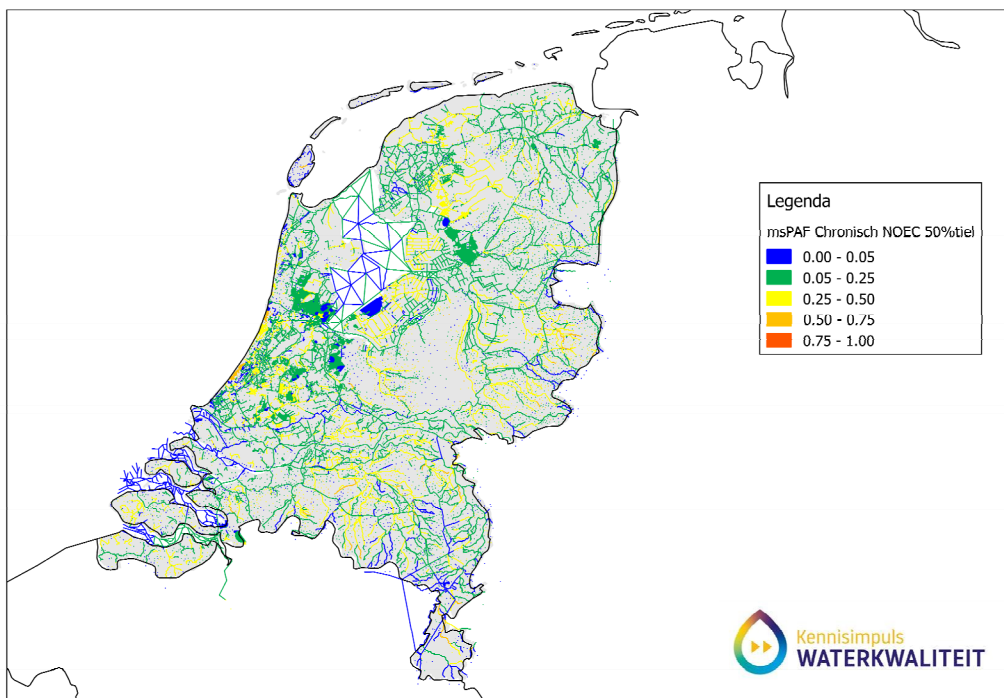
Samenvatting.....	2
1 Inleiding.....	5
1.1 Algemeen.....	5
1.2 Het SOLUTIONS model-concept	6
1.3 Leeswijzer.....	7
2 Inleiding en Style-header 1 voorbeeld.....	8
2.1 Algemeen.....	8
2.2 Geneesmiddelen	8
2.2.1 Uitgangspunt.....	8
2.2.2 Gebruikte gegevens	9
2.2.3 Beoordeling van de resultaten	10
2.2.4 Concentraties in influent.....	10
2.2.5 Concentraties in effluent.....	11
2.2.6 Discussie.....	13
2.3 Bestrijdingsmiddelen.....	13
2.4 Overige stoffen	15
2.4.1 Uitgangspunt.....	15
2.4.2 Resultaten en discussie	17
3 Landsdekkend waterkwaliteitsmodel	18
3.1 Algemeen.....	18
3.2 Gebruik van het LWKM2.4	18
3.3 Transportpatronen.....	18
3.4 Afsluitende opmerkingen	21
4 Validatie van gesimuleerde concentraties in oppervlaktewater van opkomende stoffen..	22
4.1 Algemeen.....	22
4.2 Beschikbare meetgegevens.....	22
4.3 Medicijnresten	23
4.4 Bestrijdingsmiddelen.....	26
4.5 Overige stoffen	29
5 Conclusies	30
Referenties.....	31
Verantwoording	32

1 Inleiding

1.1 Algemeen

Opkomende stoffen of Chemicals of Emerging Concern (CEC's) staan onder toenemende belangstelling de afgelopen tijd, zowel maatschappelijk als beleidsmatig gezien. In het algemeen kan gezegd worden dat de keten bron – pad – risico onvoldoende in kaart is gebracht voor CEC's. Een goed overzicht van deze keten is van belang bij het goed afwegen van mogelijk te nemen maatregelen tegen het terugdringen van de risico's van deze stofgroepen. Het is afhankelijk van de stofgroep waar de grootste hiaten in deze keten zich bevinden. Het (grotendeels) ontbreken van een wettelijk kader maakt dat er zowel bij de rijksoverheid, maar vooral ook bij de uitvoerende andere overheden behoefte is aan informatie betreffende CEC's.

In 2018 is voor het project “Impact van stoffen” binnen het SO-programma Gezonde Watersystemen een eerste stap gezet gericht op het creëren van nationale risicokaarten voor Nederland betreffende CEC's. Uitgangspunt daarbij was de ervaring opgedaan tijdens het FP7-project SOLUTIONS (<https://www.solutions-project.eu/>), maar ook tijdens een aantal nationale projecten, en die de hele of onderdelen van de keten “bron – pad - effect” behelzen, toe te passen op de Nederlandse situatie. Het SOLUTIONS-instrumentarium, dat risicokaarten oplevert op Europese schaal, is in 2018 tentatief toegepast voor Nederland, voor een beperkte set stoffen. Op Nederlands grondgebied is de grove en onnauwkeurige schematisering die gebruikt werd in SOLUTIONS vervangen door het destijds best beschikbare landsdekkende waterkwaliteitsmodel (LWKM2.3). De grensoverschrijdende transporten zijn ontleend aan een relevante uitsnede van het Europa-“brede SOLUTIONS-model. *Figuur 1.1* geeft een voorbeeld van zo'n risicokaart.



Figuur 1.1 Cumulatieve effecten van 11 gemodelleerde stoffen in het hydrologische jaar 2012.

Dit rapport beschrijft het in 2019 uitgevoerde onderzoek. Dat had de volgende doelstellingen:

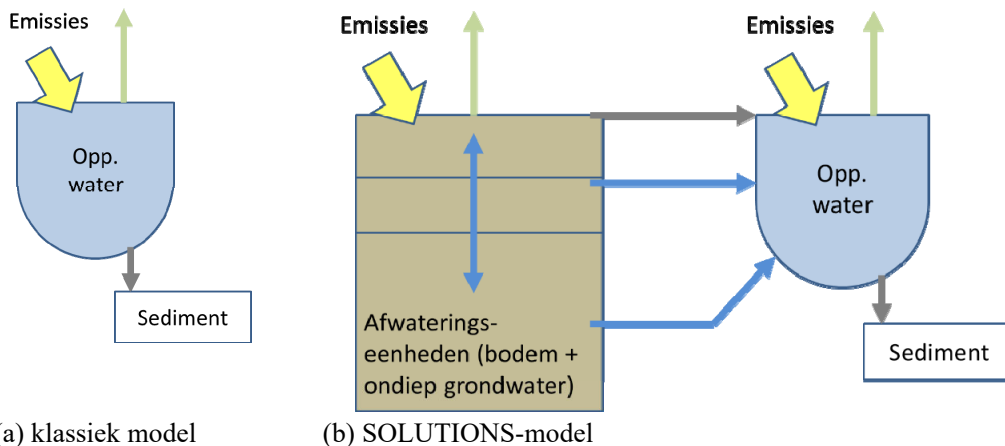
- 1 Een verbeterde aansluiting op de Emissieregistratie.
- 2 De aansluiting op een dynamische variant van een landsdekkende schematisering en hydrologie voor waterkwaliteitsberekeningen, ter vervanging van de nu gangbare kwartaalgemiddelde aanpak.
- 3 Validatie van de voorspelde concentraties in RWZI-effluenten en in Nederlandse watersystemen.

1.2 Het SOLUTIONS model-concept

De kernelementen van de SOLUTIONS aanpak zijn de volgende:

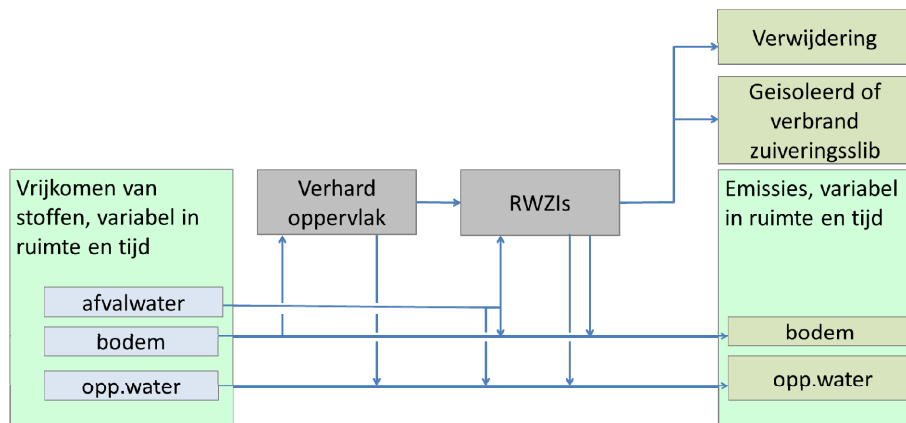
- Het uitvoeren van een volledige “material flow analysis”: beginnend vanaf de productie en het gebruik van stoffen worden alle mogelijke routes naar het aquatisch milieu in beeld gebracht en gekwantificeerd.
- De hydrologie, en met name de tijdsafhankelijkheid daarvan bepaalt mede de diffuse bronnen (afspoeling, uitspoeling) en moet dus een integraal onderdeel van de benadering zijn.
- De gebruikte methoden moeten op grote groepen stoffen toe te passen zijn, in een “screening” modus, om snel de onschadelijke stoffen van de potentieel schadelijke stoffen te onderscheiden.

Het SOLUTIONS model-concept bekijkt het oppervlaktewater in samenhang met het omliggende land. Het “waterkwaliteitsmodel” is een stroomgebiedsmodel geworden. De schematisering bestaat niet slechts uit oppervlaktewater, maar ook uit de omliggende afwateringseenheden (*Figuur 1.2*).



Figuur 1.2 Klassieke schematisering voor waterkwaliteitsmodellering (a) en SOLUTIONS-aanpak (b).

Als gevolg hiervan, zijn er niet slechts emissies naar oppervlaktewater, maar ook emissies naar bodem. Het geheel wordt gestuurd door een volledig tijdsafhankelijke hydrologisch model. De indirecte belasting van het oppervlaktewater vanuit de omliggende afwateringseenheden onder invloed van hydrologische processen wordt nu meegenomen in het waterkwaliteitsmodel en vertoont per definitie een tijdsafhankelijkheid die consistent is met de hydrologie.



Figuur 1.3 Schematische weergave van het SOLUTIONS emissiemodel.

De emissies naar water en bodem worden berekend in een emissiemodel, zie *Figuur 1.3*. De SOLUTIONS-variant van dit model begint met een schatting van de hoeveelheid vrijkomende stoffen in afvalwater, bodems en oppervlaktewater. Het emissiemodel houdt een tijdsafhankelijke balans bij van stoffen die op verhard oppervlak terecht komen, en via afspoeling hetzij direct in het oppervlaktewater hetzij in het riool terechtkomen. Het emissiemodel houdt ook een balans bij van het afvalwater en rekt uit waar de stoffen in het afvalwater uiteindelijk terecht komen. Daarbij wordt rekening gehouden met de aanwezigheid van riolering en de mate van zuivering in RWZI's. Er is een fractie die in de RWZI's wordt verwijderd, hetzij direct of via verbranding of isolatie van zuiveringsslib. De fractie in het effluent wordt geloosd op het oppervlaktewater. Er kan een emissie naar bodem zijn als zuiveringsslib wordt hergebruikt. Alle invoergrootheden die deze processen sturen, zoals de fractie huishoudens met riolering, de fractie gescheiden riolen, de fractie hergebruikt zuiveringsslib, etc., zijn ruimtelijke parameters. De verwijdering in RWZI's is per stof bepaald met behulp van het model SimpleTreat.

1.3 Leeswijzer

De drie onderdelen van de in paragraaf 1.2 genoemde doelstelling komen in de achtereenvolgende hoofdstukken 2 (emissies), 3 (dynamisch waterkwaliteitsmodel), en 4 (validatie) aan bod. Hoofdstuk 5 formuleert de conclusies en de aanbevelingen voor verder onderzoek.

2 Inleiding en Style-header 1 voorbeeld

2.1 Algemeen

In het oorspronkelijke SOLUTIONS-concept worden de emissies apart beschouwd voor drie verschillende stofgroepen. De daarbij horende aannamen zijn samengevat in *Tabel 2.1*.

Tabel 2.1 Aannamen ten aanzien van het vrijkomen van stoffen in het SOLUTIONS-project.

Stofgroep	Gegevens	Berekening verliezen	Ruimtelijke verdeling	Verdeling in de tijd
Geneesmiddelen	Gebruiksvolume in Zweden en Verenigd Koninkrijk - extrapolatie voor andere landen	Gemiddelde excretie, 12% = verlies naar afvalwater	Evenredig met bevolkingsverdeling binnen een land	constant
Bestrijdingsmiddelen	verliezen naar bodem en opp. water voor 22 EU-landen – extrapolatie voor andere landen	n.v.t.	Evenredig met landgebruik “landbouwgrond”	1 willekeurige week gedurende het groeiseizoen
Andere, onder REACH geregistreerde stoffen	Gebruiksvolume in EU (uit REACH dossiers) – interpolatie voor individuele landen	Verliezen naar afvalwater (12%) en bodem (3%)	Evenredig met bevolkingsverdeling binnen een land, verdeling tussen landen ook afhankelijk van welvaartsniveau	constant

Hieronder geven we aan hoe deze aanpak binnen Nederland verbeterd kan worden.

2.2 Geneesmiddelen

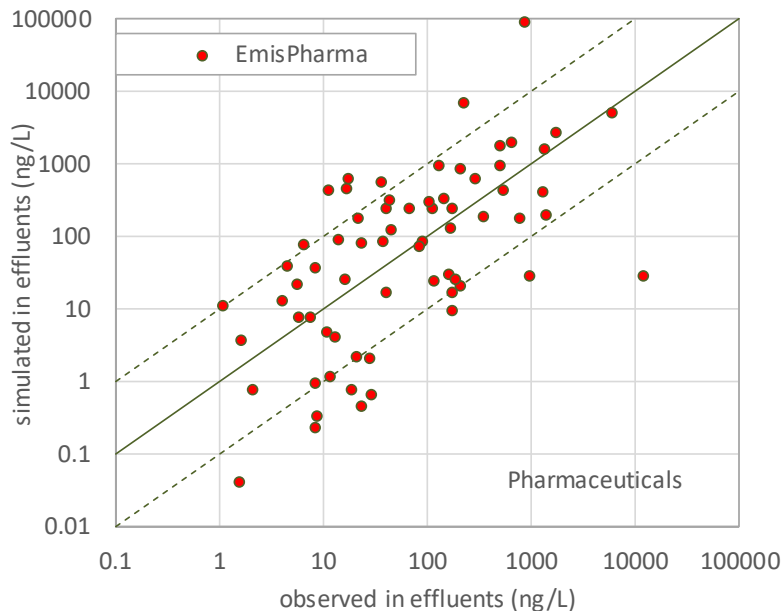
2.2.1 Uitgangspunt

Voor de emissies van geneesmiddelen is het uitgangspunt dat de emissie naar oppervlaktewater verloopt via de afvalwaterketen. De concentraties in RWZI-effluenten kunnen gemeten worden, maar ook geschat:

$$C_{\text{influent}} = \frac{\text{gebruiksvolume} \times \text{excretie factor}}{\text{volume afvalwater}}$$

$$C_{\text{effluent}} = C_{\text{influent}} \times (1 - \text{verwijderde fractie})$$

In het SOLUTIONS-project is gekeken hoe nauwkeurig deze methode is. Daarvoor werden volgens *Tabel 2.1* geschatte concentraties in influent samen met een met SimpleTreat bepaalde verwijdering in RWZI's vergeleken met gemeten concentraties in effluent. De berekening werd uitgevoerd voor het gehele stroomgebied van de Donau, de metingen waren het gemiddelde van eenmalige analyses in effluent van 12 RWZI's in verschillende Donaulanden. Het resultaat is afgebeeld in *Figuur 2.4*.



Figuur 2.4 Berekende concentraties van geneesmiddelen in effluënten vergeleken met gemeten concentraties (Donau-stroomgebied; ongepubliceerde gegevens; $N=67$; $R^2 = 0.63$; gemiddelde absolute fout = 0.78 (log)).

De resultaten zijn beschikbaar voor een groot aantal geneesmiddelen ($N = 67$). Er bestaat een redelijke correlatie tussen de gemeten en de berekende gehalten in effluënten ($R^2 = 0.63$). De gemiddelde absolute fout bedraagt een factor 6 ($10^{0.78}$), terwijl de afwijking voor individuele stoffen vaak meer dan een factor 10 bedraagt, met uitschieters tot een factor 100. De berekeningen waren echter gebaseerd op extrapolatie van gebruiksvolumen bekend uit Zweden en het Verenigd Koninkrijk, en er was een homogene excretiefactor van 12% gebruikt. De vraag is daarom:

Kunnen we voor Nederland op deze manier nauwkeuriger emissieschattingen maken?

2.2.2 Gebruikte gegevens

Gemeten concentraties in RWZI-influent en -effluent zijn afkomstig uit een analyse van gegevens uit de laatste editie van de WATSON database. Een concentratie is bepaald als er metingen in minstens 3 jaar beschikbaar waren en er in totaal minstens 7 metingen bij minstens 3 RWZI's beschikbaar waren. Dat leverde voor 58 geneesmiddelen een influent- en/of een effluentconcentratie op (van den Meiracker, 2019).

Voor de invoergegevens van het model zijn verschillende varianten gebruikt. In alle gevallen blijken data van vermoedelijk hoge kwaliteit slechts voor een beperkte hoeveelheid stoffen beschikbaar te zijn. Bovendien overlappen deze datasets slechts voor een deel. Daarom is ook steeds een alternatieve databron gebruikt die voor veel meer stoffen beschikbaar is (Tabel 2.2).

Tabel 2.2 Overzicht van gebruikte gegevens.

Data type	Hoge kwaliteit – weinig stoffen	Mindere kwaliteit – veel stoffen
Gebruiksvolume	GIP database ¹ (N = 290)	Extrapolatie UK en Zweden (N = 621)
Excretiefactor	Oldenkamp et al. (2018) (N = 35) ²	12% voor alle stoffen
Zuiveringsrendement	Unesco/HELCOM (2017) (N = 123)	SimpleTreat Model (alle stoffen)

De totale hoeveelheid afvalwater naar RWZI's bedraagt 1957 Mm³ (jaar 2015; Liefing en de Man, 2017).

2.2.3 Beoordeling van de resultaten

We vergelijken de berekende en de gemeten gemiddelde concentratie in influent of in effluent. De middeling geldt in ruimte (Nederland-breed) en tijd (jaargemiddeld). De vergelijking vindt plaats door middel van een grafiek en een aantal kentallen. Vanwege de grote verschillen tussen de concentraties per stof kijken we daarbij naar de logaritme met grondtal 10 van de concentraties, en drukken we de fout E uit als de logaritme van een verhouding: $E = \log(C_{\text{berekend}}/C_{\text{gemeten}})$. Een fout van 0 betekent een verhouding van $10^0 = 1$, en dus een volledige overeenkomst tussen meting en model. Een fout van 1 betekent een overschatting met een factor 10. Een fout van -1 betekent een onderschatting met een factor 10.

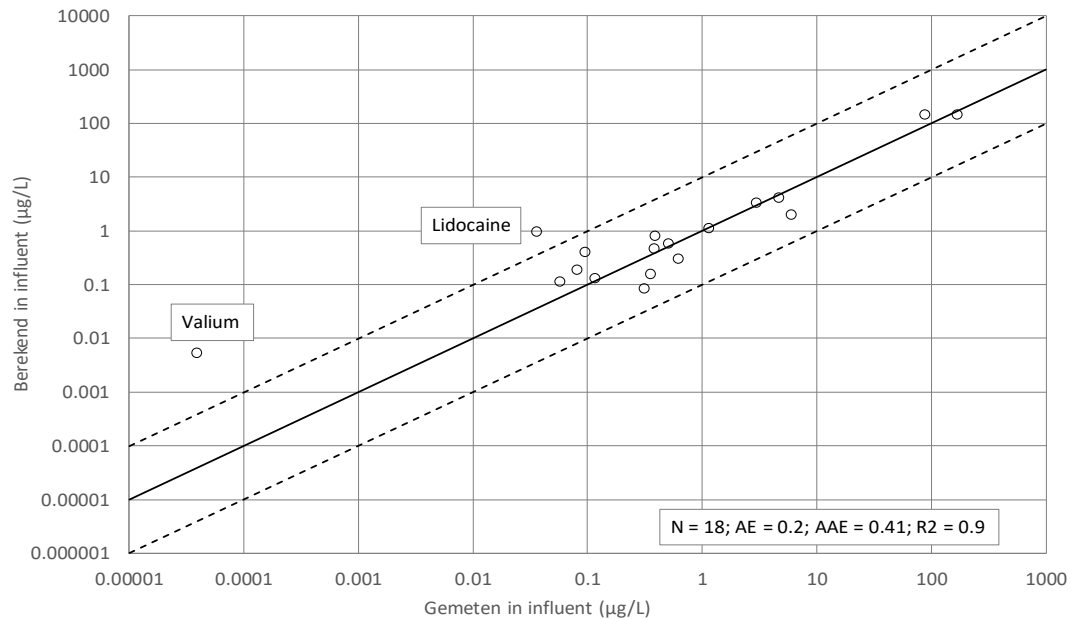
De mate van overeenkomst tussen model en metingen wordt uitgedrukt als de gemiddelde fout (AE), de gemiddelde absolute fout (AAE) en de correlatiecoëfficiënt (R^2). De gemiddelde fout geeft een stof-onafhankelijke over- (>0) of onderschatting (<0) aan. De gemiddelde absolute fout geeft aan hoeveel deze fout varieert tussen de stoffen onderling. De correlatiecoëfficiënt geeft aan in hoeverre het model in staat is te voorspellen welke stoffen een hoge en welke een lage concentratie hebben.

2.2.4 Concentraties in influent

De best mogelijke schatting van de concentratie in influent is vergeleken met de metingen in *Figuur 2.5*. Dit levert voor 18 stoffen informatie op (NL gebruiksdata, stof-specifieke excretiefactor en gemeten influent-concentratie beschikbaar). De correlatiecoëfficiënt $R^2 = 0.90$. De gemiddelde fout is 0.2 (een factor 1.6 te hoog). De gemiddelde absolute fout is 0.41 (een factor 2.6). Van de 18 stoffen zijn er twee met een veel grotere fout dan de andere (lidocaïne en valium).

¹ <https://www.gipdatabank.nl/servicepagina/open-data>

² Uit pragmatische overwegingen is ervoor gekozen om de data verzameld door Lindim et al. (2016a) niet in beschouwing te nemen. Deze wijken voor individuele stoffen soms sterk af van de data verzameld door Oldenkamp et al., en leiden tot minder goede correlaties.



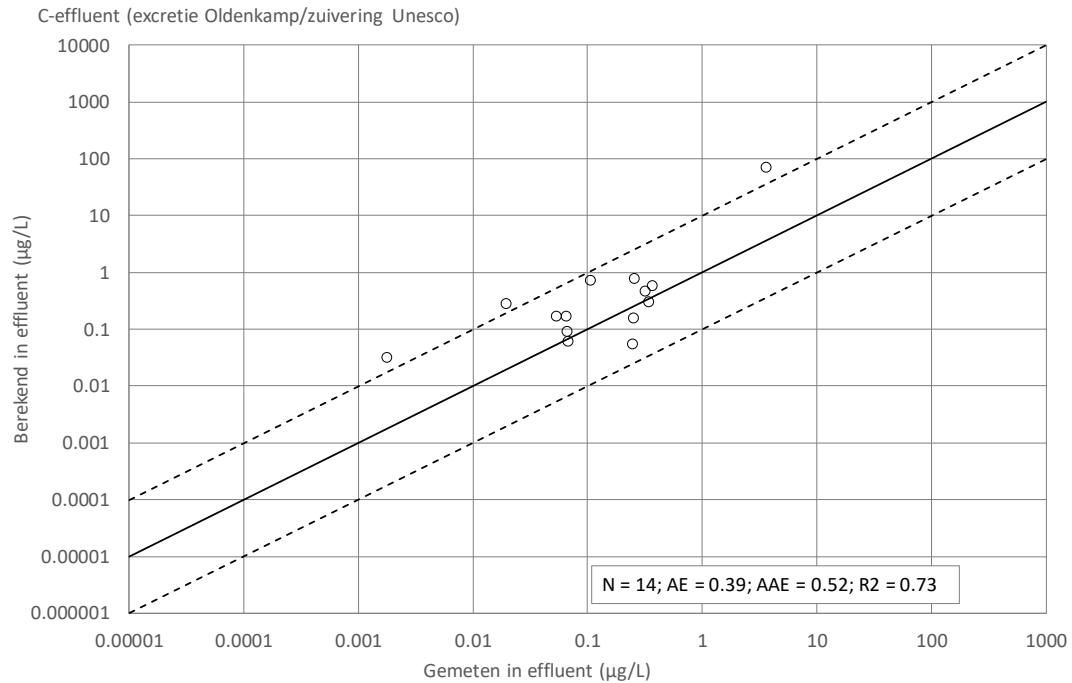
Figuur 2.5 Best mogelijk geschatte concentratie in influent uitgezet tegen de waargenomen concentratie in influent; gebruiksvolumen gebaseerd op werkelijke data, excretiefactor van Oldenkamp et al. (2018).

2.2.5 Concentraties in effluent

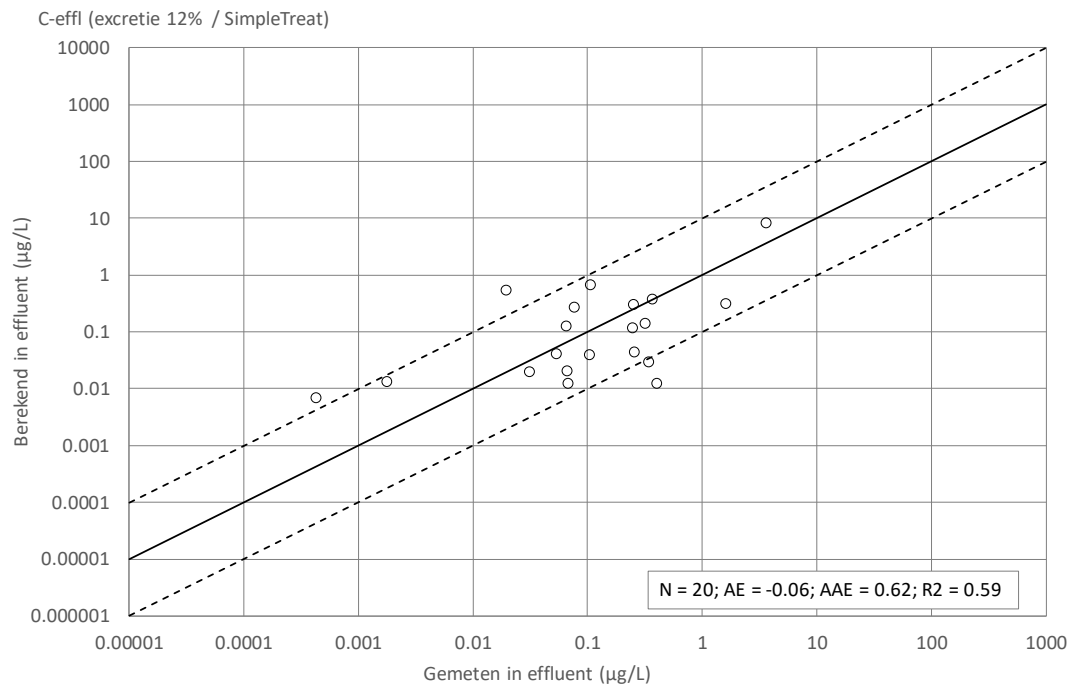
De best mogelijke schatting van de concentratie in effluent is vergeleken met de metingen in Figuur 2.6. Dit levert voor 14 stoffen informatie op (NL gebruiksdata, stof-specifieke excretiefactor en gemeten zuiveringsrendement en gemeten effluent-concentratie beschikbaar). De correlatiecoëfficiënt $R^2 = 0.73$. De gemiddelde fout is 0.39 (een factor 2.45 te hoog). De gemiddelde absolute fout is 0.52 (een factor 3.31).

Figuur 2.7 toont de schatting van de concentratie in effluent bij gebruik van minder nauwkeurige informatie betreffende de excretie (12% voor alle stoffen) en zuiveringsrendement (berekend met SimpleTreat). Dit levert voor 20 stoffen informatie op. De correlatiecoëfficiënt $R^2 = 0.59$. De gemiddelde fout is -0.06 (een factor 1.15 te laag). De gemiddelde absolute fout is 0.62 (een factor 4.17 te hoog).

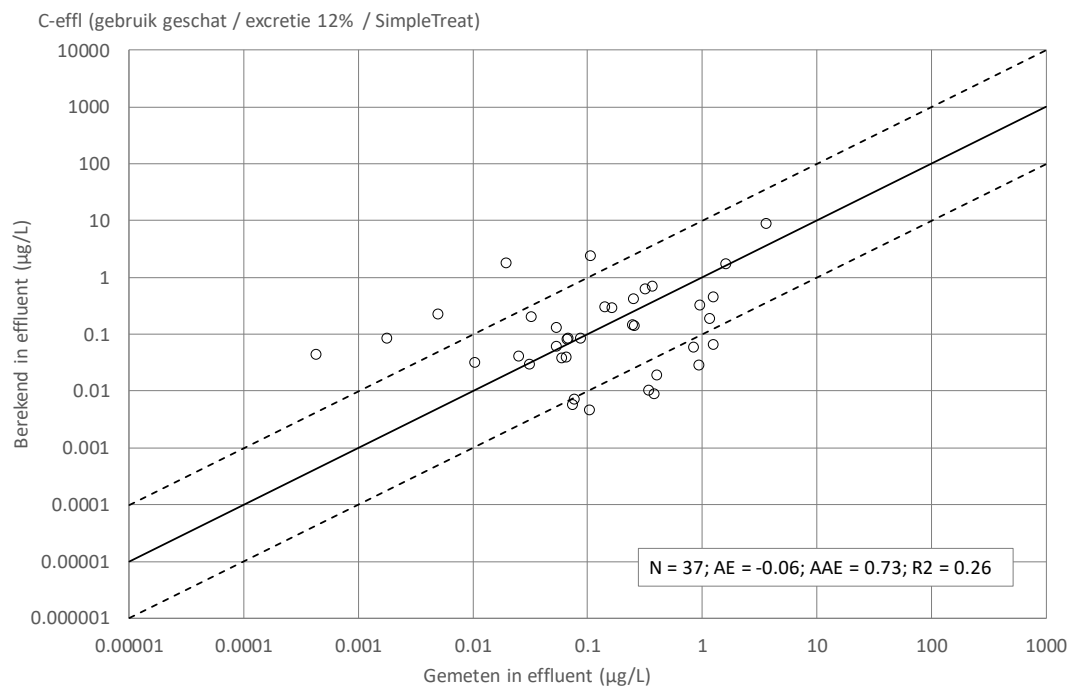
Figuur 2.8 toont de schatting van de concentratie in effluent bij gebruik van geëxtrapoleerde gebruiksvolumes op basis van gegevens uit Zweden en het Verenigd Koninkrijk, minder nauwkeurige informatie betreffende de excretie (12% voor alle stoffen) en zuiveringsrendement (berekend met SimpleTreat). Dit levert informatie op voor alle 37 stoffen waarvoor een gemeten effluent concentratie beschikbaar is. De correlatiecoëfficiënt $R^2 = 0.26$. De gemiddelde fout is -0.06 (een factor 1.15 te laag). De gemiddelde absolute fout is 0.73 (een factor 5.37 te hoog).



Figuur 2.6 Best mogelijk geschatte concentratie in effluent uitgezet tegen de waargenomen concentratie in effluent; gebruiksvolumen gebaseerd op werkelijke data, excretiefactor van Oldenkamp et al. (2018), zuiveringsrendement uit UNESCO-HELCOM (2016).



Figuur 2.7 Geschatte concentratie in effluent uitgezet tegen de waargenomen concentratie in effluent; gebruiksvolumen gebaseerd op werkelijke data, homogene excretiefactor van 12%, zuiveringsrendement uit SimpleTreat.



Figuur 2.8 Geschatte concentratie in effluent uitgezet tegen de waargenomen concentratie in effluent; gebruiksvolumen geëxtrapolerd op basis van data uit VK en Zweden, homogene excretiefactor van 12%, zuiveringsrendement uit SimpleTreat.

2.2.6 Discussie

We hadden verwacht dat we gemakkelijker gegevens over het gebruiksvolume zouden kunnen vinden dan metingen in effluenten. Het omgekeerde is het geval: van 58 stoffen met meetgegevens in effluent of influent is slechts in 26 gevallen het gebruiksvolume bekend. Daarmee wordt het gebruik van een voorspellingsmodel voor de concentraties in influent of effluent minder aantrekkelijk. Zo'n model heeft alleen meerwaarde als gegevens over het gebruiksvolume voor een breed scala aan geneesmiddelen voorhanden zijn.

Bij gebruik van werkelijke gegevens over het gebruiksvolume lijkt de fout in de voorspelde effluentconcentratie voor de meeste onderzochte stoffen tot ongeveer één orde van grootte beperkt te blijven. Deze conclusie geldt niet noodzakelijkerwijs voor andere geneesmiddelen.

Bij extrapolatie van gegevens over het gebruiksvolume uit andere landen wordt de fout voor steeds meer stoffen groter dan 1 orde van grootte. De gemiddelde absolute fout bedraagt 0.73 en is vergelijkbaar met wat eerder voor de Donau was gevonden (0.78). Opvallend genoeg vinden we hier een veel lagere correlatie tussen berekende en gemeten effluentconcentraties dan in de gegevens voor de Donau. De reden daarvoor is niet duidelijk.

2.3 Bestrijdingsmiddelen

Voor de emissies van bestrijdingsmiddelen vanuit de landbouw bevat de ER momenteel de totale jaarlijkse emissie naar water, inclusief de indirecte belasting via afspoeling en uitspoeling. Deze is door externe partijen bepaald, door per bestrijdingsmiddel na te gaan op welke teelten het gebruikt mag worden, waar die teelten plaatsvinden, wat de maximaal toe te passen hoeveelheid is en het resultaat te schalen met de werkelijke verkoopcijfers.

Om aan te sluiten op de aanpak zoals geschetst in paragraaf 1.1, moet aan voorwaarden worden voldaan:

- De directe emissies naar oppervlaktewater en naar bodem moeten gescheiden beschikbaar komen. Dat is naar verwachting mogelijk. De emissies zijn bepaald in een ruimtelijk verdeelde vorm. Dit kan worden overgenomen.
- De tijdsafhankelijkheid van de emissies moet bekend zijn. Deze is lastig te kwantificeren. Mogelijk is vanuit de toelatingsdossiers op te vragen welke applicatieperiode(n) toegestaan zijn, per teelt en per stof.
- De hydrologie moet tijdsafhankelijk bekend zijn. Dit bleek vooralsnog onhaalbaar (zie Hoofdstuk 3).

We hebben moeten concluderen dat het modelleren van bestrijdingsmiddelen op de SOLUTIONS-manier nu niet haalbaar is, met name vanwege het ontbreken van een volledig dynamisch landelijk waterkwaliteitsmodel. Daarom is besloten vooralsnog direct gebruik te maken van de nu binnen ER beschikbare gegevens.

Behalve vanuit de landbouw, kent de ER ook emissies van RWZI-effluent, ongezuiverd rioolwater en atmosferische depositie. Deze kunnen van belang zijn omdat bestrijdingsmiddelen niet slechts via gebruik in de landbouw in het milieu terechtkomen, maar bijvoorbeeld ook door schoonmaken van apparatuur, emissies tijdens productie en transport, gebruik als biocide in stedelijke omgevingen, gebruik door particulieren, etc. *Tabel 2.3* geeft een overzicht van de emissies van 17 gesimuleerde bestrijdingsmiddelen in 2015.

Tabel 2.3 Emissies van 17 gesimuleerde bestrijdingsmiddelen in 2015 volgens ER (kg/jaar).

CAS	Stof	LB	OR	AD	EF	Totaal
CAS87-86-5	Pentachloorfenol	0	0	106	55	162
CAS74070-46-5	Aclonifen	3	0	0	0	3
CAS25057-89-0	Bentazon	669	0	0	0	669
CAS133-06-2	Captan	123	0	0	0	123
CAS163515-14-8	Dimethenamide-P	330	0	0	0	330
CAS26225-79-6	Ethofumesaat	502	0	0	0	502
CAS1071-83-6	Glyfosaat	36	0	0	912	949
CAS138261-41-3	Imidacloprid	84	0	0	88	172
CAS36734-19-7	Iprodion	11	0	0	0	11
CAS34123-59-6	Isoproturon	91	0	0	0	91
CAS330-55-2	Linuron	248	0	0	0	248
CAS94-74-6	MCPA	1594	0	0	176	1770
CAS67129-08-2	Metazachloor	59	0	0	0	59
CAS5915-41-3	Terbutylazine	670	0	0	0	670
CAS57018-04-9	Tolclofos-methyl	20	0	0	0	20
CAS10605-21-7	Carbendazim	0	0	0	63	63
CAS122-34-9	Simazine	0	0	0	1	1

LB: landbouw; OR: ongezuiverd rioolwater; AD: atmosferische depositie; EF: RWZI-effluenten

Voor gevallen waarin uit de analyse van de WATSON database een concentratie in effluent beschikbaar is (paragraaf 2.2.2) is de nu in ER beschikbare emissieschatting vergeleken met het product van de RWZI-effluentconcentratie en het RWZI-watervolume. Dat levert in de meeste gevallen een grote mate van overeenkomst op. Er zijn enkele stoffen waarvoor de nu beschikbare gegevens kunnen worden gebruikt om de ER-gegevens bij te stellen (glyfosaat, terbutylazine, simazine; Van den Meiracker, 2019).

Tabel 2.4 Vergelijking van emissies via effluënten van 18 gesimuleerde bestrijdingsmiddelen in 2015 volgens ER (kg/jaar) en door vermenigvuldiging van de waargenomen effluentconcentratie en het RWZI-volume.

CAS	Stof	ER (kg/y)	Effluentvolume x concentratie (kg/y)
CAS87-86-5	Pentachloorfenol	55	
CAS74070-46-5	Aclonifen	0	
CAS25057-89-0	Bentazon	0	
CAS133-06-2	Captan	0	
CAS163515-14-8	Dimethenamide-P	0	
CAS26225-79-6	Ethofumesaat	0	
CAS1071-83-6	Glyfosaat	912	2214
CAS138261-41-3	Imidacloprid	88	90
CAS36734-19-7	Iprodion	0	
CAS34123-59-6	Isoproturon	0	
CAS330-55-2	Linuron	0	
CAS94-74-6	MCPA	176	254
CAS67129-08-2	Metazachloor	0	
CAS5915-41-3	Terbutylazine	0	157
CAS57018-04-9	Tolclofos-methyl	0	
CAS10605-21-7	Carbendazim	63	52
CAS122-34-9	Simazine	1	97

2.4 Overige stoffen

2.4.1 Uitgangspunt

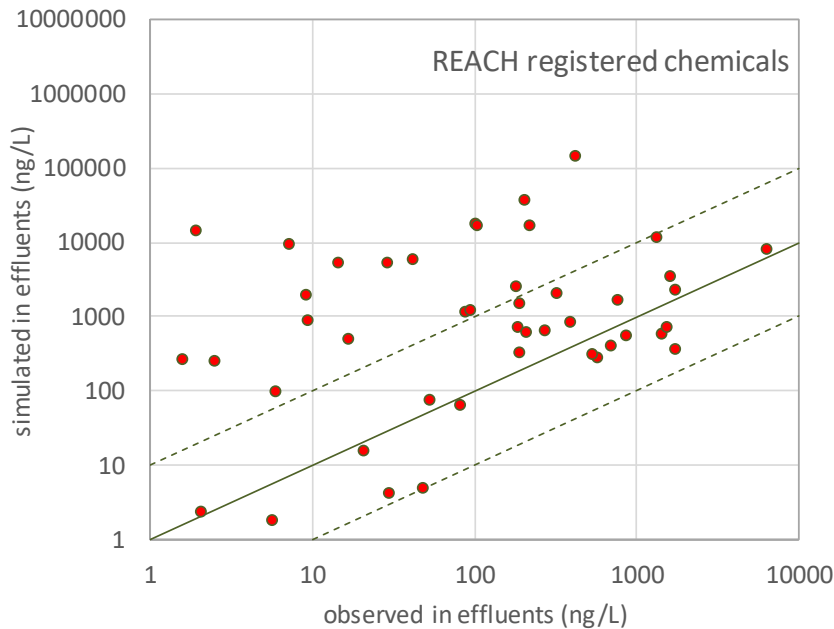
De ER bevat momenteel nauwelijks andere CEC's dan bestrijdingsmiddelen en geneesmiddelen. Daarom zouden we kunnen terugvallen op de in SOLUTIONS gebruikte methode:

emissie naar afvalwater = gebruiksvolume x 12%

emissie naar bodem = gebruiksvolume x 3%

Afhankelijk van de zuiveringsgraad en de mobiliteit in bodems kan dit tot een heel divers beeld leiden. Vanwege het ontbreken van een volledig dynamisch landsdekkend waterkwaliteitsmodel (Hoofdstuk 3) kan de indirecte belasting naar oppervlaktewater vanuit de bodem niet gesimuleerd worden. Daarom richten we ons vooralsnog op de afvalwaterketen.

In het SOLUTIONS-project is gekeken hoe nauwkeurig de schatting van de concentratie in effluënten is op basis van de bovenstaande aanname en de met SimpleTreat bepaalde verwijdering in RWZI's. De berekening werd uitgevoerd voor het gehele stroomgebied van de Donau, de metingen waren het gemiddelde van eenmalige analyses in effluent van 12 RWZI's in verschillende Donau-landen. Het resultaat is afgebeeld in *Figuur 2.9*.



Figuur 2.9 Berekende concentraties van overige stoffen in effluënten vergeleken met gemeten concentraties (Donau-stroomgebied; ongepubliceerde gegevens).

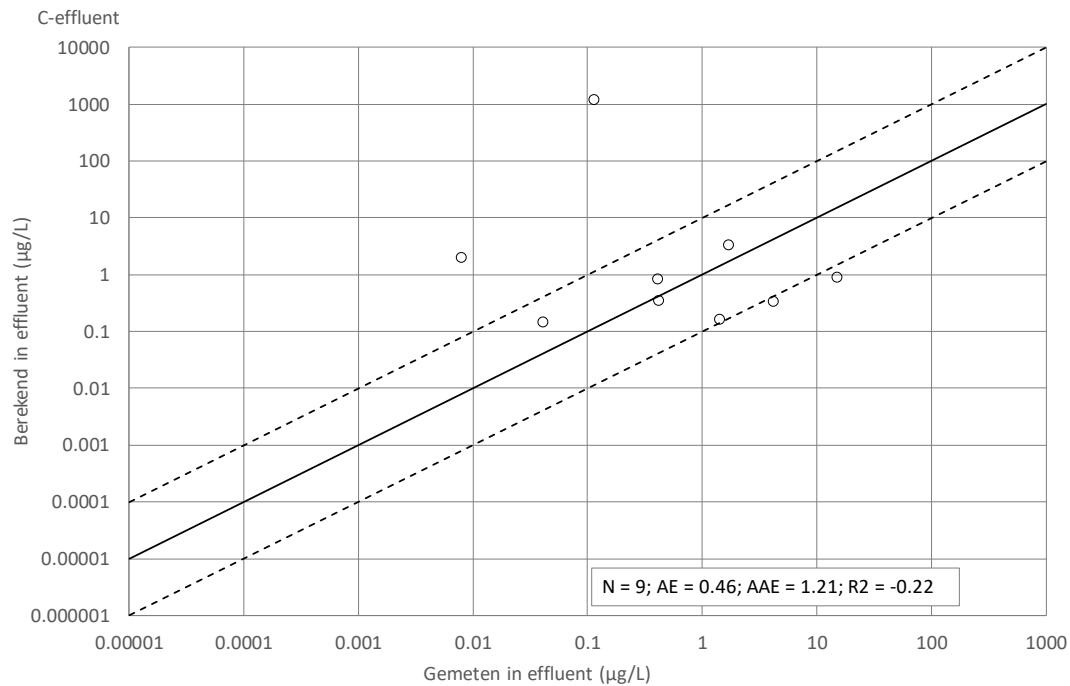
Hier is sprake van een totaal ander beeld dan voor geneesmiddelen: er is maar in beperkte mate sprake van correlatie tussen de berekende en de gemeten concentraties. Afwijkingen aan de onderzijde (onderschattingen) blijven beperkt tot 1 orde van grootte (factor 10). Dit is logisch: een schatting van 12% van het gebruiksvolume naar afvalwater kan maximaal $100\%/12\% = 8.3$ maal te laag zijn. Afwijkingen aan de bovenzijde (overschattingen) lopen op tot 3 orden van grootte (factor 1000). Blijkbaar komt het voor dat de fractie van het gebruiksvolume die zijn weg naar afvalwater vindt 1000x kleiner is dan 12%.

Deze discrepantie tussen gemeten en gesimuleerde resultaten hangt samen met het brede spectrum aan gebruikstypen in deze grote groep overige stoffen. In de REACH-dossiers staan deze stoffen als regel geregistreerd met meerdere gebruikstypen. Deze variëren in hun verwachte emissiefraction naar afvalwater, vaak tussen 0 en 100%. Aangezien de massaverhouding tussen deze gebruikstypen niet bekend is, kan er geen gewogen gemiddelde van de verwachte emissie naar afvalwater worden bepaald. Hoogstens kan worden vastgesteld dat deze potentieel 100% bedraagt. De REACH-dossiers bieden dus geen informatie die tot afgewogen stof-specifieke emissiefactoren leidt. Dit is de reden dat in het SOLUTIONS-project een niet-stof-specifieke factor van 12% is gebruikt.

De vraag is nu of we op basis van in Nederland beschikbare gegevens een soortgelijke analyse als die in *Figuur 2.9* kunnen uitvoeren. De daarvoor gebruikte gegevens zijn al deels toegelicht in paragraaf 2.2.2. Het gebruiksvolume van een stof in Nederland is afgeleid uit het in REACH-kader geregistreerde gebruiksvolume in de EU, vermenigvuldigd met een factor 0.039. Deze volgt uit de in het SOLUTION project gebruikte methode om het gebruiksvolume in de ruimte te verdelen (*Tabel 2.1*).

2.4.2 Resultaten en discussie

Resultaten blijken beschikbaar voor 9 stoffen (*Figuur 2.10*). Daaronder bevinden zich twee kunstmatige zoetstoffen. Deze vertonen beide een fout van ongeveer -1. Dit is conform verwachtingen: dit type stoffen bereikt het oppervlaktewater naar verwachting via de afvalwaterketen, en de verwachte “retentie” in het menselijk lichaam en in de zuivering is blijkbaar laag. Derhalve is een emissiefactor van 12% naar afvalwater blijkbaar een onderschatting. De overige stoffen zijn als “industrieel” aan te merken. Ze laten fouten zien van -1.1 tot +2.4, met een uitschieter van +4 voor bisfenol-A. Het aantal stoffen is te klein om hier conclusies aan te verbinden. Het algemene beeld is in overeenstemming met dat uit de Donau in *Figuur 2.9*. Vijf van de negen stoffen in *Figuur 2.10* komen ook voor in de dataset van *Figuur 2.9*. De overlap is te klein om vast te stellen of er overeenkomst bestaat op het niveau van individuele stoffen.



Figuur 2.10 Berekende concentraties van overige stoffen in Nederlandse effluënten vergeleken met gemeten concentraties.

3 Landsdekkend waterkwaliteitsmodel

3.1 Algemeen

In dit rapport is gebruik gemaakt van het oppervlaktewaterkwaliteitsmodel LWKM 2.4 (Uitvoeringsteam LWKM, 2019). Dit betreft een landsdekkende schematisering bestaande uit 18,935 zogenaamde “surface water units” (SWU) en 8508 “basins” (kleine waterlichamen; “haarvaten”). Het maakt onderdeel uit van de KRW-verkenner (versie 2.4). De hydrologische randvoorwaarden worden afgeleid uit resultaten van het Landelijk Hydrologisch Model en het Landelijk Sobek Model (LSM). Daarbij wordt gemiddeld over 4 kwartalen. De waterkwaliteitsberekening wordt per kwartaal uitgevoerd, uitgaande van een steady-state veronderstelling. In de bovengenoemde rapportage wordt het instrumentarium beschreven en getoetst voor de modellering van nutriënten.

In 2018 is een inspanning gepleegd om de voor oppervlaktewater relevante delen van LHM (Mozart en DM) te vervangen door een op RTC-tools gebaseerde schematisering. Daarbij was de ambitie om de kwartaalgemiddelde hydrologie om te zetten naar een volledig dynamische hydrologie. Dit zou vervolgens de basis moeten worden voor een volledig dynamisch landsdekkend waterkwaliteitsmodel. In het begin van 2019 werd duidelijk dat deze ambitie niet in 2019 kon worden gerealiseerd. Dit heeft zijn invloed op de hier gevolgde aanpak.

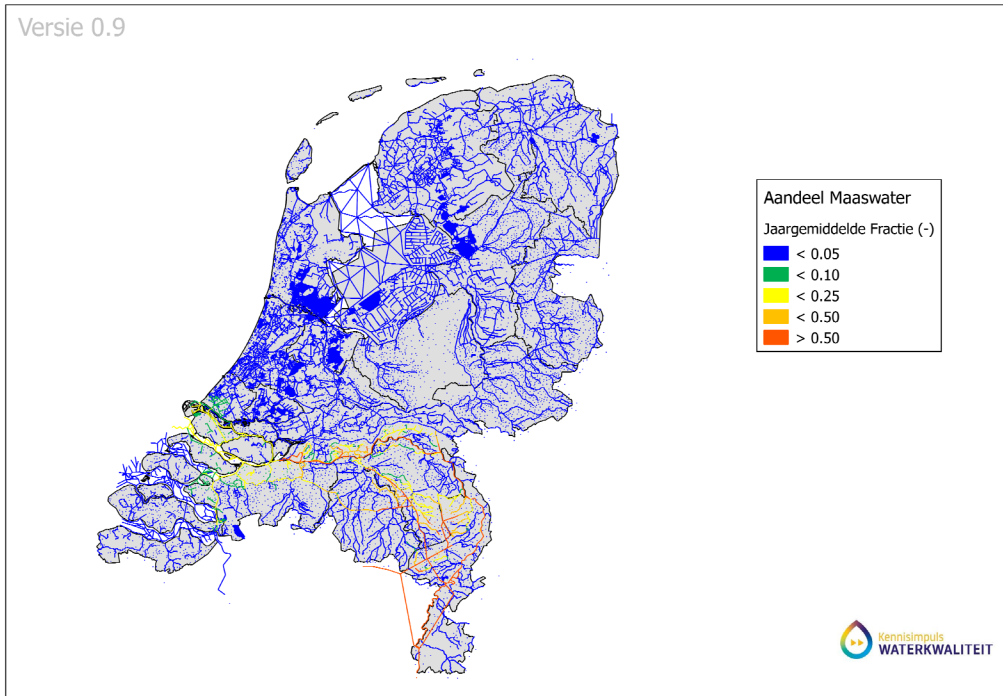
3.2 Gebruik van het LWKM2.4

De kwartaalgemiddelde hydrologie in LWKM2.4 voor het meest recente jaar 2015 is als uitgangspunt genomen. Daar zijn verder geen diepgravende analyses voor gemaakt. Natuurlijk is het zo dat de hydrologie, en daarmee de waterkwaliteit, van jaar tot jaar verschilt. De belangrijkste onzekerheden liggen echter bij de emissieschattingen. De verwachting is dat de hydrologische variabiliteit slechts in beperkte mate de resultaten bepaalt.

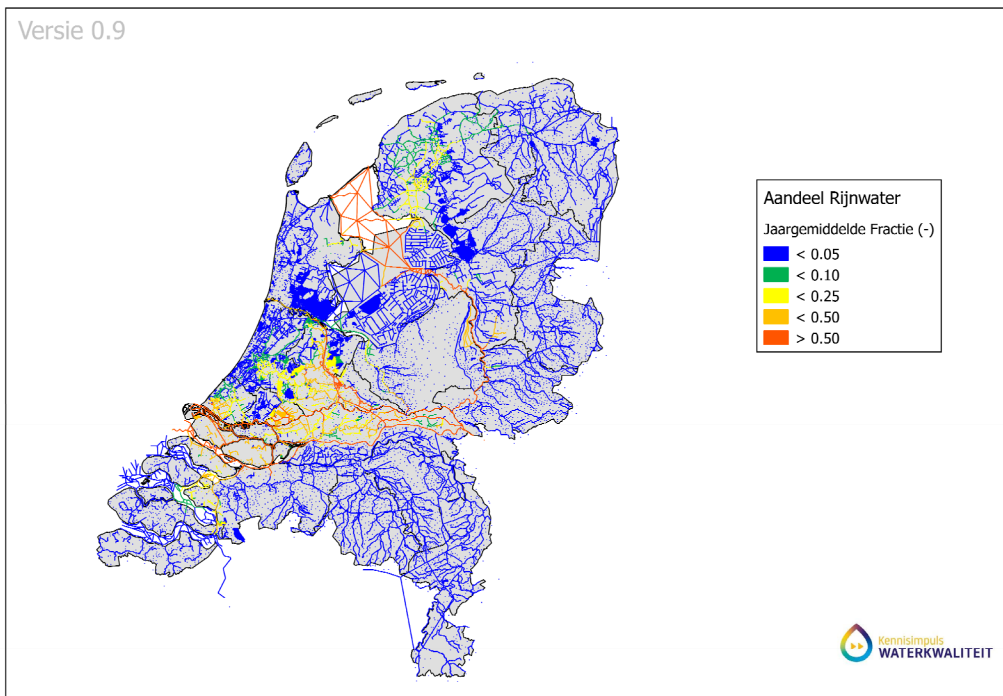
Om gebruik te kunnen maken van het SOLUTIONS waterkwaliteitsmodel, zijn de vier kwartalen van 2015 op een quasi-dynamische manier aan elkaar geplakt: alle segmentvolumes en -oppervlakken zijn constant (het gemiddelde van de waarden voor de vier kwartalen), en alle debieten zijn een blokfunctie met vier discrete waarden voor de vier kwartalen. Daarmee kan het waterkwaliteitsmodel tijdsafhankelijk zijn, ondanks een gebrek aan tijdsafhankelijkheid in de hydrologie. Het spreekt vanzelf dat de gesimuleerde tijdsafhankelijkheid van de waterkwaliteit slechts beperkte betekenis heeft. Om die reden wordt de uitvoer slechts jaargemiddeld of kwartaalgemiddeld bekeken.

3.3 Transportpatronen

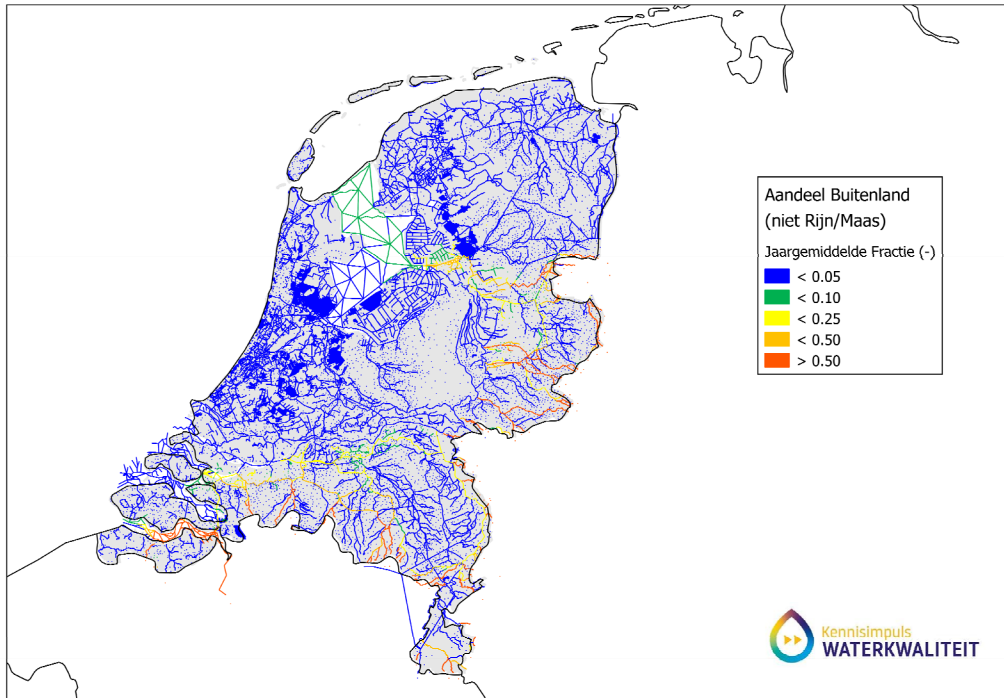
Door het simuleren van een niet-afbrekende tracerstof is het model op correctheid gecontroleerd, en is bestudeerd hoe grensoverschrijdende vrachten enerzijds en de lozingen vanuit RWZI's anderzijds het watersysteem beïnvloeden. *Figuur 3.11*, *Figuur 3.12* en *Figuur 3.13* laten de jaargemiddelde fractie zien van water dat via de Maas, de Rijn en via de overige grensoverschrijdende waterlopen ons land bereikt. *Figuur 3.14* laat bij benadering het gemiddelde aandeel van RWZI-effluenten zien. Dit is een benadering omdat het aandeel van RWZI-effluenten in de hydrologie niet volledig consistent is met de werkelijke lozingen.



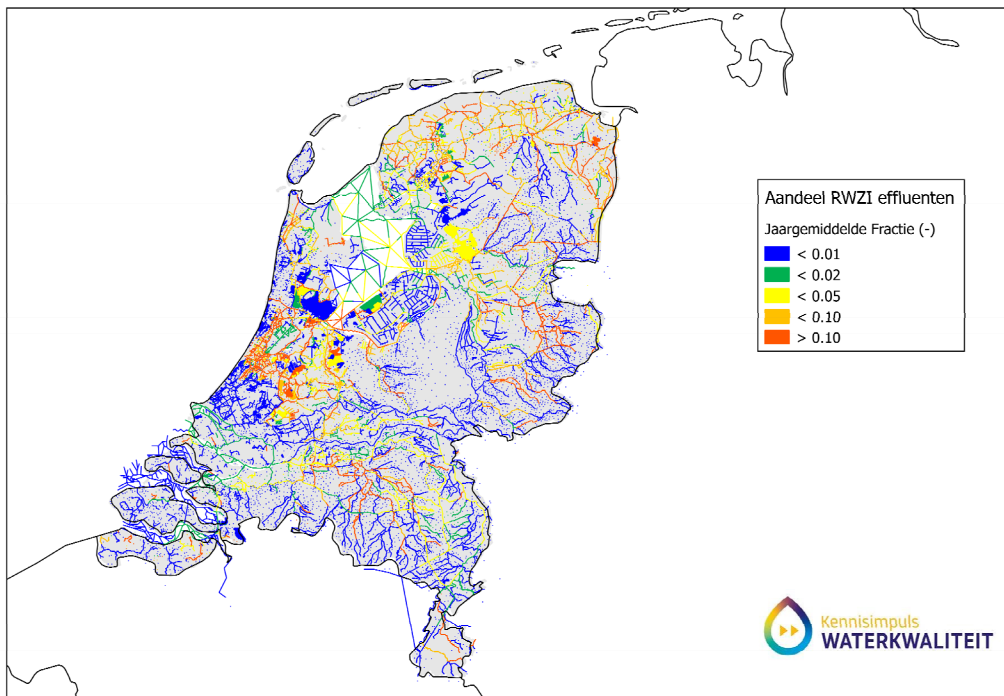
Figuur 3.11 Jaargemiddeld aandeel van Maaswater in oppervlaktewater.



Figuur 3.12 Jaargemiddeld aandeel van Rijnwater in oppervlaktewater.



Figuur 3.13 Jaargemiddeld aandeel van overige grensoverschrijdende transporten in oppervlaktewater.



Figuur 3.14 Jaargemiddeld aandeel van RWZI effluent in oppervlaktewater.

De resultaten van deze berekeningen laten een geloofwaardig beeld zien. Maaswater vinden we terug in de Maas zelf en in een aantal aanliggende watersystemen. Rijnwater vinden we terug in de Rijntakken, het Amsterdam-Rijnkanaal, in West-Nederland en delen van Noord-

Nederland. Kleinere grensoverschrijdende rivieren beïnvloeden delen van hoog-Nederland en Zeeland (Schelde). Merk op dat de Eems geen onderdeel uitmaakt van LWKM2.4. Op plaatsen waar geen van deze fracties relevant is (b.v. veel plaatsen in Noord-Holland, Groningen, Zeeland), heeft gebiedseigen water de overhand, althans jaargemiddeld in 2015. Aangezien het neerslagoverschot in Nederland beperkt is, zijn de debieten in dit soort gebieden jaargemiddeld gezien relatief laag en de verblijftijden relatief hoog. Dat leidt lokaal tot een relatief grote invloed van RWZI-effluenten.

3.4 Afsluitende opmerkingen

We verwachten dat het LWKM2.4 een goede basis vormt voor berekeningen voor stoffen met een relatief constant (in de tijd) emissiepatroon dat gedomineerd wordt door puntbronnen. De berekening van diffuse bronnen gedreven door kortere termijn hydrologische variabiliteit (zoals in het SOLUTIONS-project) is helaas niet mogelijk.

4 Validatie van gesimuleerde concentraties in oppervlaktewater van opkomende stoffen

4.1 Algemeen

Dit hoofdstuk beschrijft de resultaten van de uitgevoerde simulaties voor een reeks geneesmiddelen en bestrijdingsmiddelen waarvoor de benodigde gegevens beschikbaar zijn. Tabel 4.5 geeft een overzicht van de gebruikte invoer.

Tabel 4.5 Overzicht van de opzet van de uitgevoerde simulaties.

Aspect	Modelopzet
Simulatieperiode	2015
Processen	conform SOLUTIONS model (Lindim et al., 2016; 2017)
Hydrologie	kwartaalgemiddeld als in LWKM 2.4
Grensoverschrijdende vrachten	waargenomen concentraties (DONAR, stations Lobith en Eijsden; RIWA, station Lobith ³)
Emissies	effluent-concentratie uit WATSON; emissie gegevens 2015 (ER)
Meteo-gegevens	Temperatuurreeks de Bilt 2015
Waterkwaliteit	Zwevend stof = 50 mg/L; opgelost organisch koolstof (DOC) = 3 mg/L; particulier organisch koolstof (POC) = 1.5 mg/L
Initiële condities	1 jaar inspelen met dezelfde invoer als voor 2015

De simulaties zijn uitgevoerd voor het hydrologische jaar 2015. Om een voldoende ingespeelde oplossing te verkrijgen is een inspeelperiode van 1 jaar gebruikt, met dezelfde invoer en een beginconcentratie gelijk aan nul. Dit is noodzakelijk omdat de verversingstijd van delen van het Nederlandse watersysteem groot is. Denk bijvoorbeeld aan het IJsselmeer. De uitvoer van de simulaties omvat onder meer massabalansen voor het gehele Nederlandse watersysteem. Daaruit kon worden afgeleid dat een inspeelperiode van een jaar voldoende is: er vindt geen significant “opladen” meer plaats.

De simulaties zijn uitgevoerd voor stoffen waarvan de emissies konden worden bepaald, randvoorwaarden beschikbaar waren, in elk geval in de Rijn, en voldoende meetgegevens voor validatie beschikbaar waren (zie paragraaf 4.2). Dit resulteerde in 20 geneesmiddelen, 17 bestrijdingsmiddelen en 1 stof uit de categorie “overig”.

4.2 Beschikbare meetgegevens

Voor de validatie is gebruik gemaakt van alle bij Deltares beschikbare waterkwaliteitsgegevens, zowel van Rijkswaterstaat als van de regionale waterbeheerders. Deze gegevens zijn verzameld voor de periode 2014-2018 en als volgt bewerkt.

- Alleen metingen van KRW-NUTrend-locaties zijn gebruikt, omdat daarvoor een equivalente locatie in het waterkwaliteitsmodel bekend was.
- Stoffen met minder dan 50 individuele analyses (over alle stations samen) zijn verwijderd.

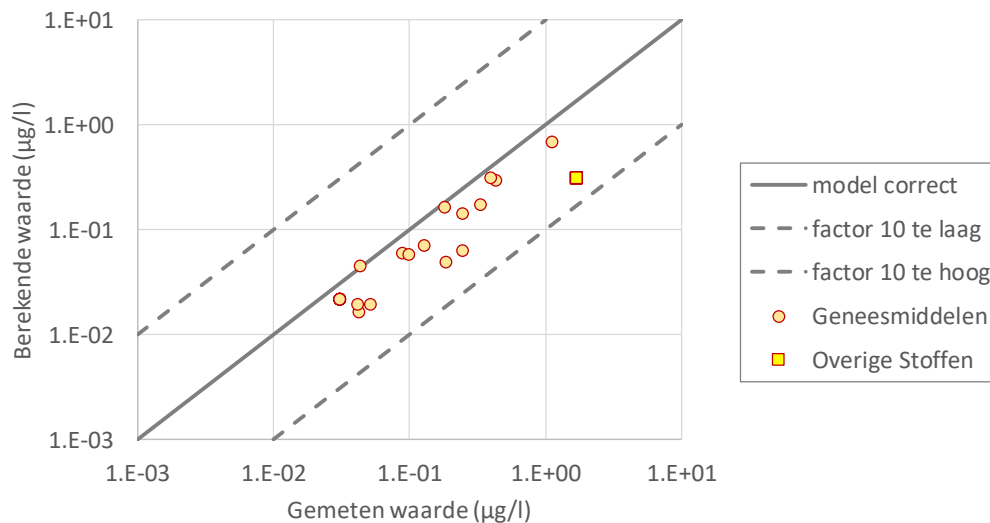
³ Deze data waren voor een ander project opgevraagd. Voor gebruik moet nog toestemming gevraagd worden.

- Stoffen met minder dan 10% analyses boven rapportagegrens (over alle stations samen) zijn verwijderd.
- Alle metingen zijn omgezet naar $\mu\text{g/L}$.
- Per station en per stof is een gemiddelde bepaald als op dat station meer dan 10% van de analyses boven rapportagegrens is.

De resulterende matrix van waarden per station en per stof is gebruikt voor de validatie. Het aantal stations met metingen varieert voor de gevalideerde geneesmiddelen tussen 3 en 37 en voor de gevalideerde bestrijdingsmiddelen tussen 30 en 127.

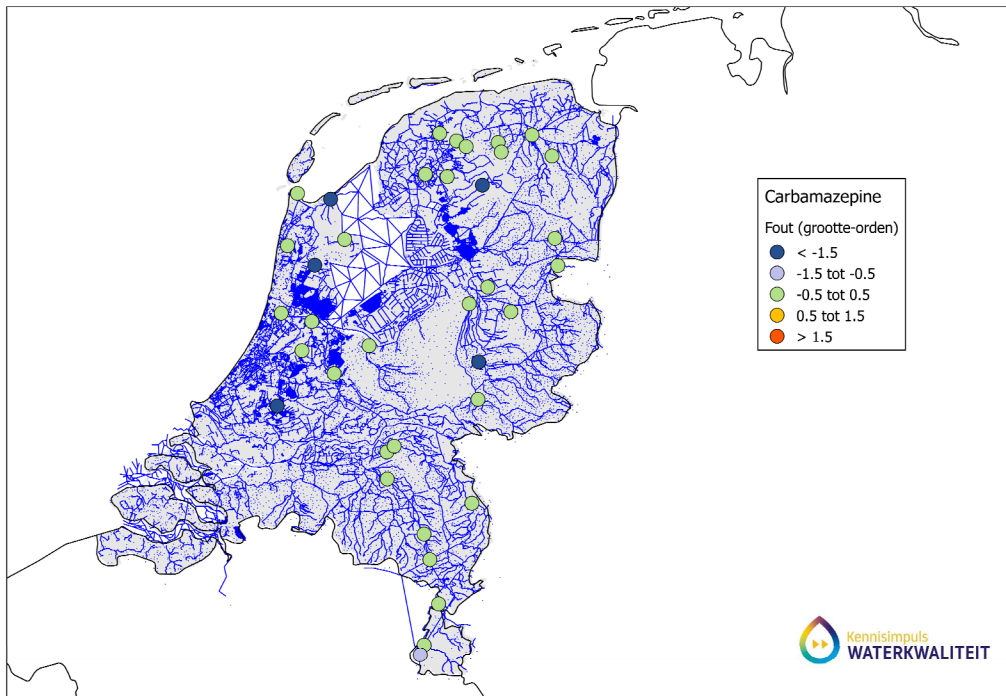
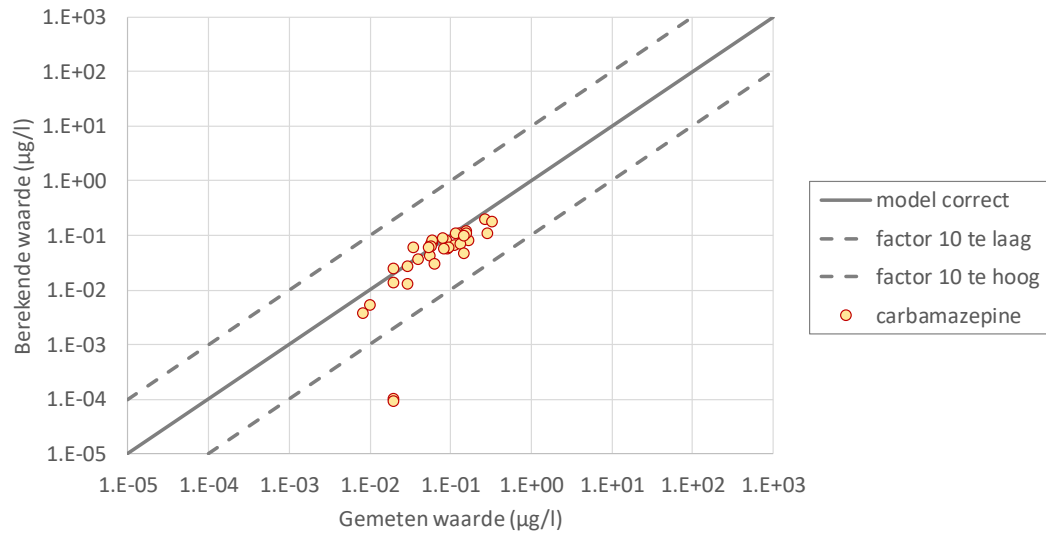
4.3 Medicijnresten

De validatieresultaten voor geneesmiddelen zijn afgebeeld in *Figuur 4.15*. Hier zijn per stof de gemiddelde concentraties per station tot een landelijke waarde gemiddeld. Voor de stations met data is hetzelfde gedaan met de simulatieresultaten. Dit resulteert in 1 stip per stof. In deze figuur zijn logaritmische schalen gebruikt, en lijnen tonen waar het model correct is en een factor 10 te hoog of te laag is. De correlatie tussen de berekende en gemeten waarden is $R^2 = 0.93$, de gemiddelde fout is ongeveer een onderschatting met een factor 2.

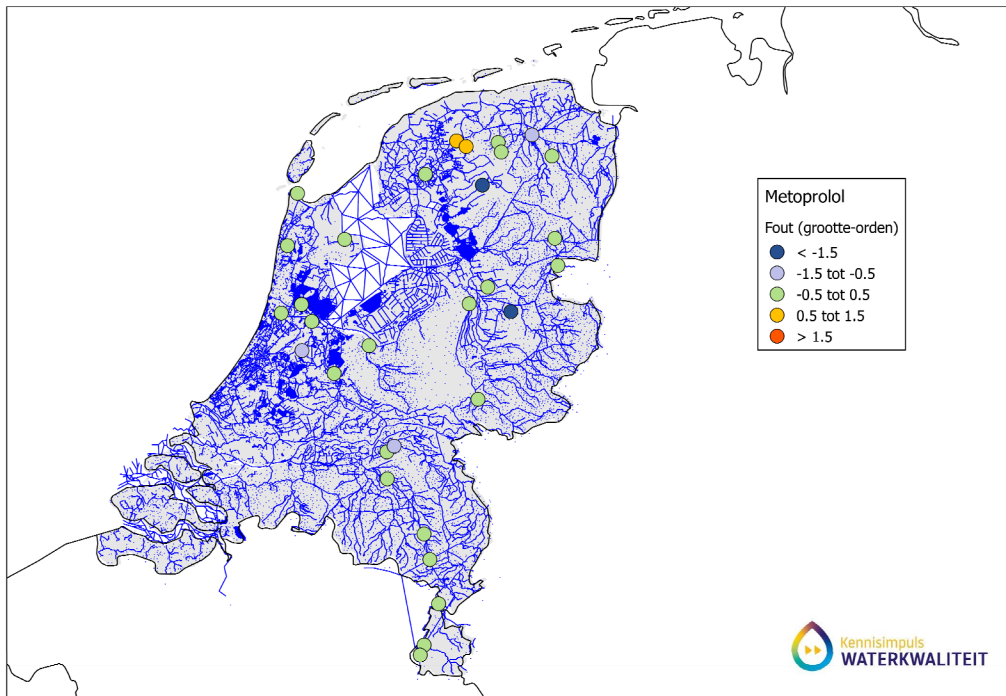
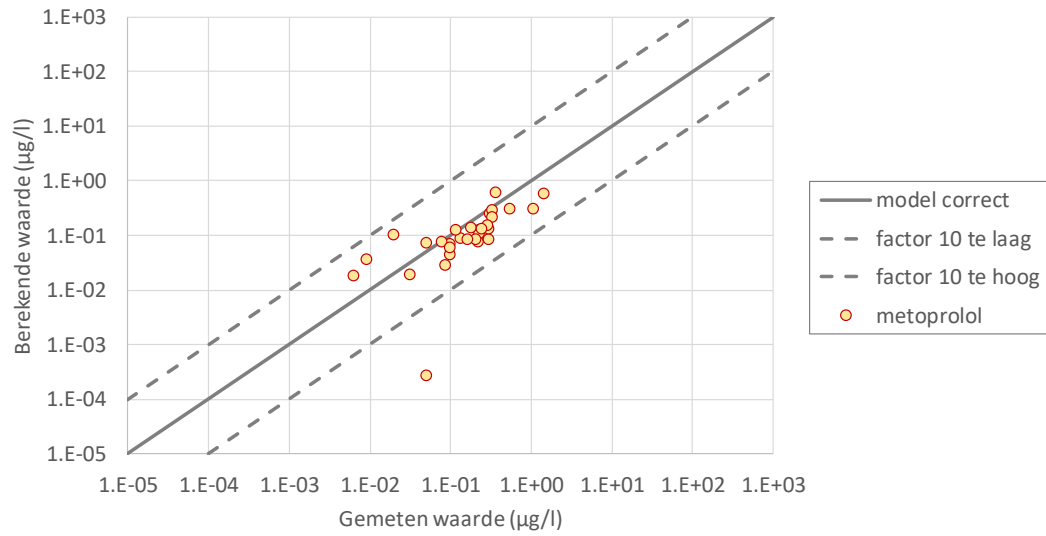


Figuur 4.15 Berekende en gemeten landelijk gemiddelde concentratie in oppervlaktewater voor 16 geneesmiddelen.

De verdeling van de fouten over de stations is afgebeeld in *Figuur 4.16* voor carbamazepine en *Figuur 4.17* voor metoprolol. Merk op dat in de kaarten de fout is weergegeven als $\log(C_{\text{berekend}}/C_{\text{gemeten}})$. Een fout van 0 betekent dat het model correct is, een fout van 1 betekent een overschatting met een factor 10 en een fout van -1 betekent een onderschatting met een factor 10.



Figuur 4.16 De fout per station ($N = 37$) voor carbamazepine, afgebeeld in een correlatiegrafiek en een kaart. Merk op dat drie stations met fouten van -8, -14 en -15 omwille van de leesbaarheid niet zijn afgebeeld in de grafiek.

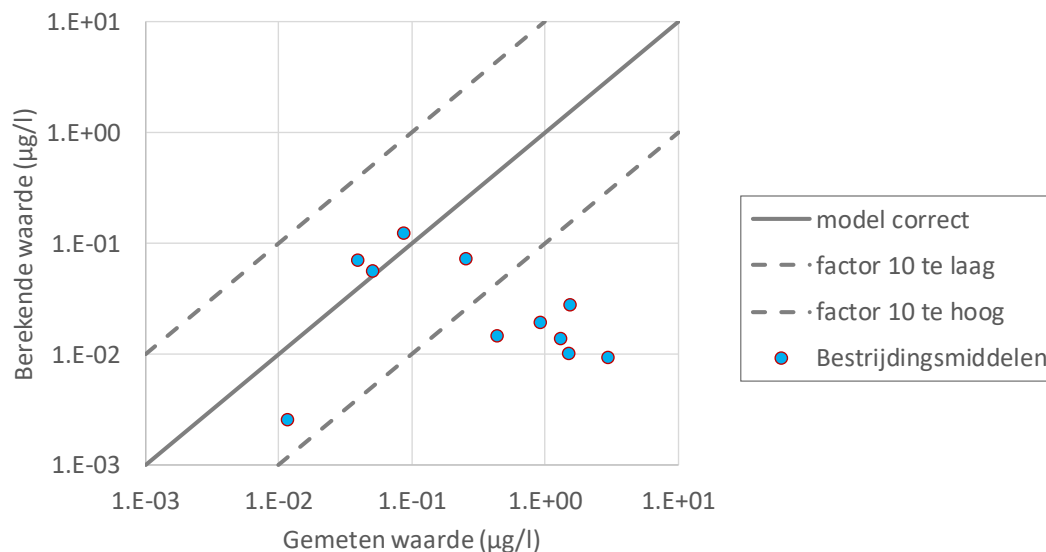


Figuur 4.17 De fout per station ($N = 31$) voor metoprolol, afgebeeld in een correlatiegrafiek en een kaart. Merk op dat een station met een fout van -11 omwille van de leesbaarheid niet is afgebeeld in de grafiek.

Voor verreweg de meeste stations ligt de berekende jaargemiddelde concentratie heel dicht bij de metingen. Dat is aan de ene kant volgens verwachting, omdat de bronnen van medicijnresten goed bekend zijn. Aan de andere kant is het Nederlandse watersysteem complex, en is de hydrologie met name wat betreft de tijdsafhankelijkheid sterk vereenvoudigd. Ondanks dat is het LWKM2.4 blijkbaar prima in staat de mate van beïnvloeding van het Nederlandse watersysteem door RWZI-effluënten te simuleren. Op stations waar het model een sterke onderschatting laat zien, is er blijkbaar onvoldoende “connectiviteit” met RWZI-lozingspunten. Dat kan het gevolg zijn van onvolkomenheden in de schematisering. Het kan ook het gevolg zijn van de kwartaalmiddeling van de hydrologie: bij een wisselende stroomrichting ziet het model alleen de gemiddelde stroomrichting en niet de incidenteel omgekeerde stroomrichting.

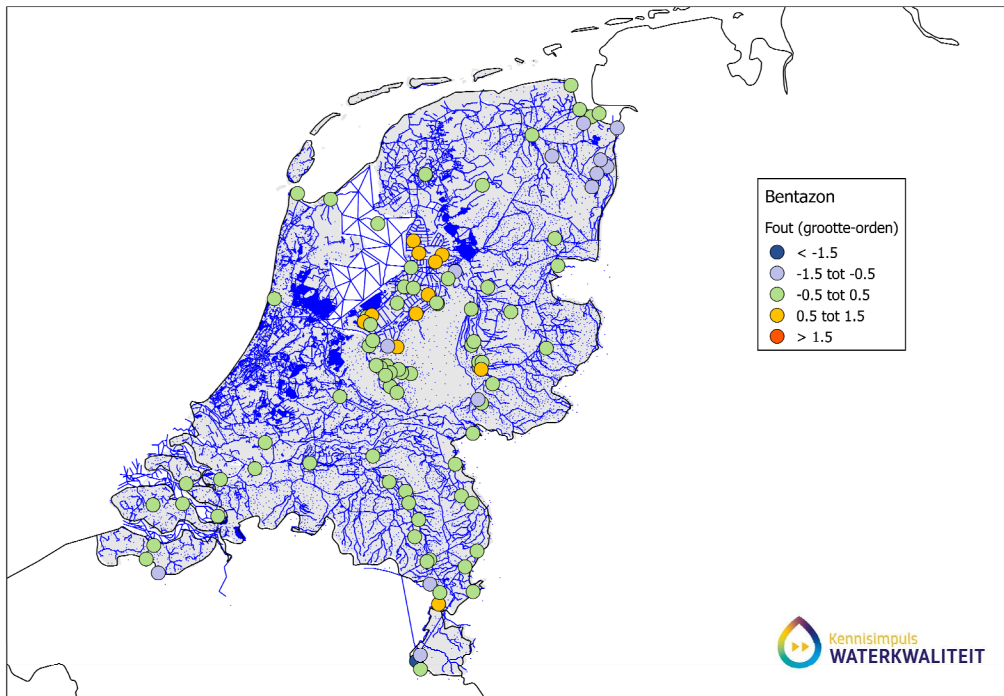
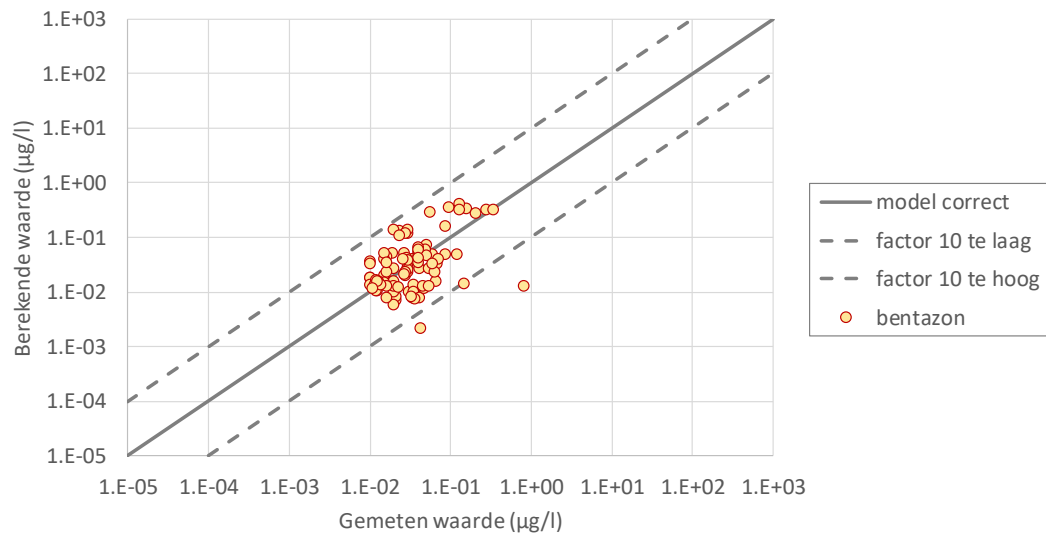
4.4 Bestrijdingsmiddelen

De validatieresultaten voor bestrijdingsmiddelen zijn afgebeeld in *Figuur 4.18*. Hier zijn per stof de gemiddelde concentraties per station tot een landelijke waarde gemiddeld. Voor de stations met data is hetzelfde gedaan met de simulatieresultaten. Dit resulteert in 1 stip per stof. In deze figuur zijn logaritmische schalen gebruikt, en lijnen tonen waar het model correct is en een factor 10 te hoog of te laag is. De correlatie tussen de berekende en gemeten waarden per stof ontbreekt. De gemiddelde fout is ongeveer een onderschatting met een factor 13. De fout varieert sterk tussen de stoffen: van een overschatting met een factor 2 tot een onderschatting met een factor 320.

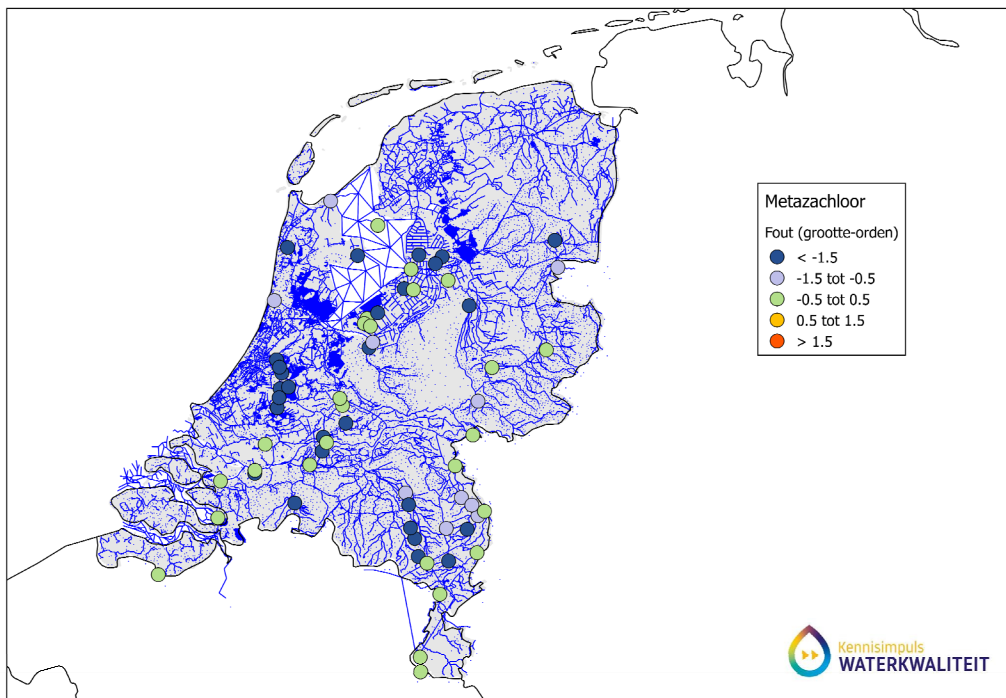
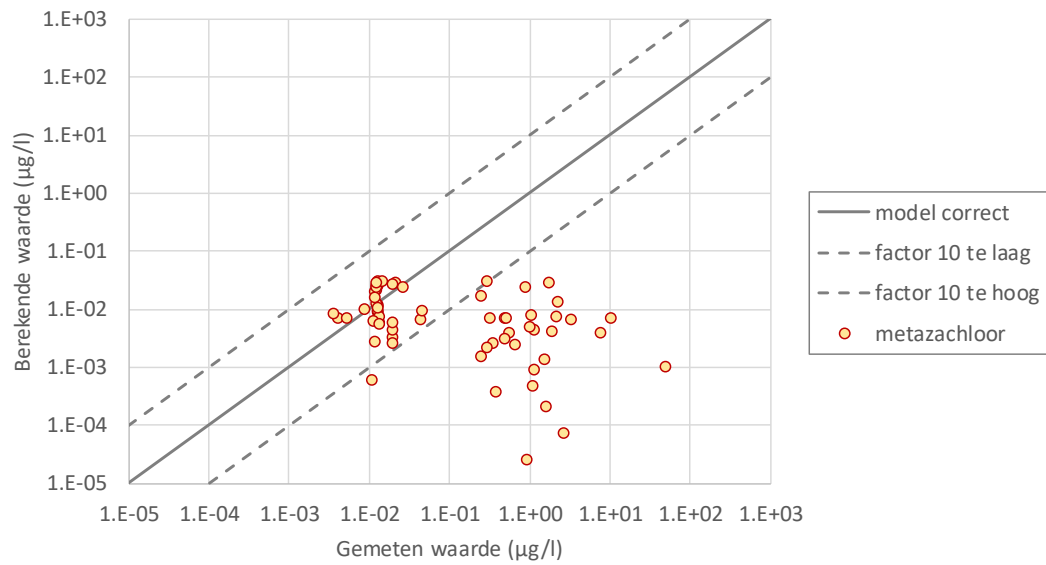


Figuur 4.18 Berekende en gemeten landelijk gemiddelde concentratie voor 11 bestrijdingsmiddelen.

De verdeling van de fouten over de stations is afgebeeld in *Figuur 4.19* voor bentazon en in *Figuur 4.20* voor metazachloor. Merk op dat in de kaarten de fout is weergegeven als $\log(C_{\text{berekend}}/C_{\text{gemeten}})$. Een fout van 0 betekent dat het model correct is, een fout van 1 betekent een overschatting met een factor 10 en een fout van -1 betekent een onderschatting met een factor 10.



Figuur 4.19 De fout per station ($N = 99$) voor bentazon, afgebeeld in een correlatiegrafiek en een kaart.



Figuur 4.20 De fout per station ($N = 64$) voor metazachloor, afgebeeld in een correlatiegrafiek en een kaart.

De analyse op het niveau van stations is uitgevoerd voor bentazon, een stof waarvoor het model gemiddeld gezien een correcte voorspelling geeft. De nauwkeurigheid per station is echter minder dan bij de geneesmiddelen: waar *Figuur 4.16* een sigaar laat zien, is de puntenwolk in *Figuur 4.19* bolvormig. Het betreft hier een stof met uitsluitend emissies uit de landbouw (paragraaf 2.3). Klaarblijkelijk zijn de emissies gemiddeld gezien correct. De fout toont soms ruimtelijke patronen: een aantal stations met onderschatting in Groningen, een aantal stations met overschatting in de IJsselmeerpolders (*Figuur 4.19*). Dat zou te maken kunnen hebben met de gebruikte aannamen over de samenhang tussen het gebruik van bepaalde middelen in combinatie met bepaalde teelten, of met de nauwkeurigheid van de gegevens betreffende de verspreiding van de betreffende teelten. Dit is verder niet onderzocht. Zeer waarschijnlijk speelt ook de sterke tijdsafhankelijkheid van het gebruik en daarmee van de emissies van deze middelen een rol. Wordt een monster toevallig in de concentratiepiek genomen dan leidt dat tot een overschatting van het “gemeten” gemiddelde. Wordt de piek gemist dan is het gemeten gemiddelde een onderschatting.

Een soortgelijke analyse voor metazachloor, waarvoor het model gemiddeld gezien een sterke onderschatting laat zien, levert een totaal ander beeld op (*Figuur 4.20*). Dit is opnieuw een stof met uitsluitend emissies uit de landbouw. Waar voor een beperkt groepje stations de nauwkeurigheid vergelijkbaar is met die van bentazon, onderschat het model de hogere gemeten concentraties. Stations met een sterke onderschatting zijn met name te vinden in Zuid-Holland, de IJsselmeerpolders en Oost-Brabant. De oorzaak voor deze onderschattingen is niet verder onderzocht.

4.5 Overige stoffen

Voor de overige stoffen was onvoldoende informatie beschikbaar om voldoende stoffen door te rekenen.

5 Conclusies

Uit de in dit rapport gepresenteerde resultaten trekken we de volgende conclusies:

- Op basis van gemeten effluent-concentraties kan de concentratie geneesmiddelen in oppervlaktewater op de meeste stations met hoge nauwkeurigheid worden voorspeld (fout significant kleiner dan één orde van grootte).
- Op basis van werkelijke gebruiksvolumen kan de concentratie van geneesmiddelen in effluënten waarschijnlijk tot op één orde van grootte nauwkeurig worden bepaald.
- De nauwkeurigheid van de nu beschikbare emissiegegevens in ER laat te wensen over. Er lijkt in veel gevallen sprake te zijn van een onderschatting van de werkelijke emissies.
- De hoeveelheid CEC's, anders dan geneesmiddelen of bestrijdingsmiddelen, waarvoor metingen in effluënten beschikbaar zijn is te beperkt om een duidelijk beeld te krijgen van de grote groep van industrieel gebruikte chemische stoffen.

De aanbevelingen voor verder onderzoek zijn:

- Het uitbreiden van de analyses voor geneesmiddelen zoals gepresenteerd in hoofdstuk 2 met meer gemeten effluent-concentraties en meer informatie over gebruiksvolumen.
- Zodra dat mogelijk is overgaan op een volledig dynamisch waterkwaliteitsmodel, en daarmee een verbeterde analyse doen van de indirecte emissies naar oppervlaktewater via af- en uitspoeling.
- Het verzamelen van meer gegevens over de concentraties van CEC's in effluënten, bijvoorbeeld door uitwisseling van gegevens met andere EU-lidstaten, via het NORMAN-netwerk.

De berekende concentraties van geneesmiddelen in oppervlaktewater blijken goed overeen te komen met metingen. Omdat de nauwkeurigheid van het model goed genoeg lijkt voor beleidstoepassingen, lijkt het vooralsnog niet noodzakelijk om de ruimtelijke verdeling van de emissies van geneesmiddelen niet alleen van de bevolkingsdichtheid maar ook van de bevolkingssamenstelling te laten afhangen (denk aan vergrijzing).

Referenties

- Liefting, E., de Man, H., 2017. EmissieRegistratie Afvalwaterketen; Achtergrondrapport bij de in 2017 geactualiseerde factsheet 'Effluenten RWZI's, regenwaterriolen, niet aangesloten riolen, overstorten en IBA's'. Partners 4 Urban Water, Nijmegen, Netherlands (in Dutch).
- Lindim C., van Gils, J., Cousins, I., 2016. A large-scale model for simulating the fate & transport of organic contaminants in river basins. *Chemosphere* 144, 803-810. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.09.051.
- Lindim C., van Gils, J., Georgieva, D., Mekenyan, O., Cousins, I., 2016a. Evaluation of human pharmaceutical emissions and concentrations in Swedish river basins. *Science of the Total Environment* 572, 508–519. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.08.074.
- Lindim, C., Cousins, I., vanGils, J., Kühne, R., Kutsarova, S., Mekenyan, O., 2017. Model-predicted occurrence of multiple pharmaceuticals in Swedish surface waters and their flushing to the Baltic Sea. *Env. Poll.* 223, 595-604. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.01.062.
- Oldenkamp, R., Hoeks, S., Čengić, M., Barbarossa, V., Burns, E., Boxall, A., Ragas, A., 2018. A High-Resolution Spatial Model to Predict Exposure to Pharmaceuticals in European Surface Waters: ePiE, *Environmental Science & Technology* 52, 12494-12503. DOI: 10.1021/acs.est.8b03862.
- UNESCO and HELCOM, 2017. Pharmaceuticals in the aquatic environment of the Baltic Sea region – A status report. UNESCO Emerging Pollutants in Water Series – No. 1, UNESCO Publishing, Paris
- Uitvoeringsteam LWKM, 2019. Het landelijk waterkwaliteitsmodel; Uitbreiding van het Nationaal Water Model met waterkwaliteit, ten behoeve van berekening van nutriënten. Wageningen, Wageningen Environmental Research en Deltares, 2019.
- van Gils et al. 2018a. SOLUTIONS External Deliverable 14.1. Modelling framework and model-based assessment for substance screening.
- van Gils et al. 2018b. SOLUTIONS External Deliverable D14.2. Europe wide modelling and simulations of emerging pollutants risk including think tank scenarios.
- Van den Meiracker, 2019. WATSON analyse 2019. Deltares memo.

@@Verantwoordings-teksten