

BTO 2016.105 | December 2016

BTO rapport

Verbetering prognose
waterkwaliteit bij
inamepunten van
oppervlaktewater voor
de
drinkwatervoorziening

BTO

Verbetering prognose waterkwaliteit bij innamepunten van oppervlaktewater voor de drinkwatervoorziening

BTO 2016.105 | December 2016

Opdrachtnummer

400554/146

Projectmanager

dr Edu Dorland

Opdrachtgever

BTO - Thematisch onderzoek - Klimaatbestendige watersector

Kwaliteitsborger(s)

Prof dr Pieter Stuyfzand

Auteur(s)

Rosa Sjerps, MSc (KWR), en dr Gertjan Zwolsman (KWR, Dunea, per 1 juni 2016)

Verzonden aan

Dit rapport is verspreid onder BTO-participanten. Een jaar na publicatie is het openbaar.

Jaar van publicatie
2016

Meer informatie
Rosa Sjerps, MSc
T 030 60 69 704
E rosa.sjerps@kwrwater.nl

Keywords

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

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

KWR Watercycle
Research
Institute

BTO 2016.105 | December 2016 © KWR

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden veeelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

BTO Managementsamenvatting

Inzicht in toekomstige ontwikkelingen waterkwaliteit bij innamepunten maakt tijdige maatregelen mogelijk

Auteur(s) Rosa Sjerps MSc, Dr. Gertjan Zwolsman

In 2050 liggen de concentraties van diverse geneesmiddelen en röntgencontrastmiddelen in Rijn en Maas boven de ERM-streefwaarden voor oppervlaktewater en kunnen sporen doordringen in drinkwater. Dit blijkt uit prognoses van toekomstige concentraties van een aantal relevante organische microverontreinigingen in Rijn en Maas. Oorzaken voor de toename zijn vergrijzing en langdurige lage rivierafvoer. Met een ouder wordende bevolking – en dus intensievere gezondheidszorg – neemt de emissie van geneesmiddelen en röntgencontrastmiddelen naar oppervlaktewater toe. Klimaatverandering (vaker en langdurige lage rivierafvoer) zal het effect op de waterkwaliteit nog versterken. Dit onderzoek naar toekomstige waterkwaliteitsprojecties stelt waterbeheerders in staat tijdig maatregelen te (laten) nemen.

Belang: inzicht in ontwikkeling waterkwaliteit innamepunten

Oppervlaktewater is de bron voor 40% van het Nederlandse drinkwater. Innamepunten van oppervlaktewater voor de productie van drinkwater bevinden zich in Rijn en Maas, waar momenteel in ruim 10% van de gevallen de streefwaarde van het Europees riviermemorandum (ERM) voor de concentraties geneesmiddelen, röntgencontrastmiddelen en hormoonverstorende stoffen wordt overschreden. De waterkwaliteit van Maas en Rijn zullen naar verwachting in de toekomst verder verslechteren door toenemend gebruik van geneesmiddelen door vergrijzing en frequentere en langer durende lage afvoeren door klimaatverandering. Om tijdig maatregelen te kunnen nemen, is inzicht nodig in de ontwikkeling van de waterkwaliteit bij de innamepunten.

Aanpak: verbeterde scenarioberekeningen

Op basis van bestaande afvoer-concentratierelaties in Rijn en Maas en extrapolatie naar toekomstige afvoeren volgens Deltascenario's zijn projecties gemaakt voor de waterkwaliteit in 2050, rekening houdend met veranderend stoffengebruik door bijvoorbeeld vergrijzing. De voorspellingen zijn accurater en realistischer dan in de voorgaande rapportage (begin 2016) door het gebruik van vernieuwde afvoerprojecties en aangepaste afvoer-concentratierelaties, die de invloed van het getij uitsluiten en achtergrondconcentraties meenemen.

Resultaten: oppervlaktewaterkwaliteit verslechtert

De geprojecteerde concentraties van meerdere aandachtstoffen in Rijn en Maas, geselecteerd op hun relevantie voor drinkwater, blijken de ERM-streefwaarden te overschrijden (zie figuur). De overschrijdingen zijn groter bij een droog hydrologisch jaar en een sneller veranderend klimaat. De huidige zuiveringstechnieken verwijderen de meeste van deze stoffen afdoende. Uitzonderingen hierop zijn acesulfaam-K, EDTA en amidotrizoïnezuur. Deze stoffen kunnen doordringen in het drinkwater tot boven de streefwaarden van respectievelijk 1 µg/L, 1 µg/L en 0,1 µg/L. Bij directe waterzuivering (zonder bodempassage) kunnen, in zeer droge jaren, ook de concentraties carbamazepine, metoprolol en sulfamethoxazool in het drinkwater stijgen tot boven de streefwaarde van 0,1 µg/L. Als de zuiverings-rendementen niet verbeteren, zullen deze stoffen vaker en meer in het drinkwater doordringen, maar in concentraties die onder de indicatieve gezondheidskundige richtwaarden blijven.

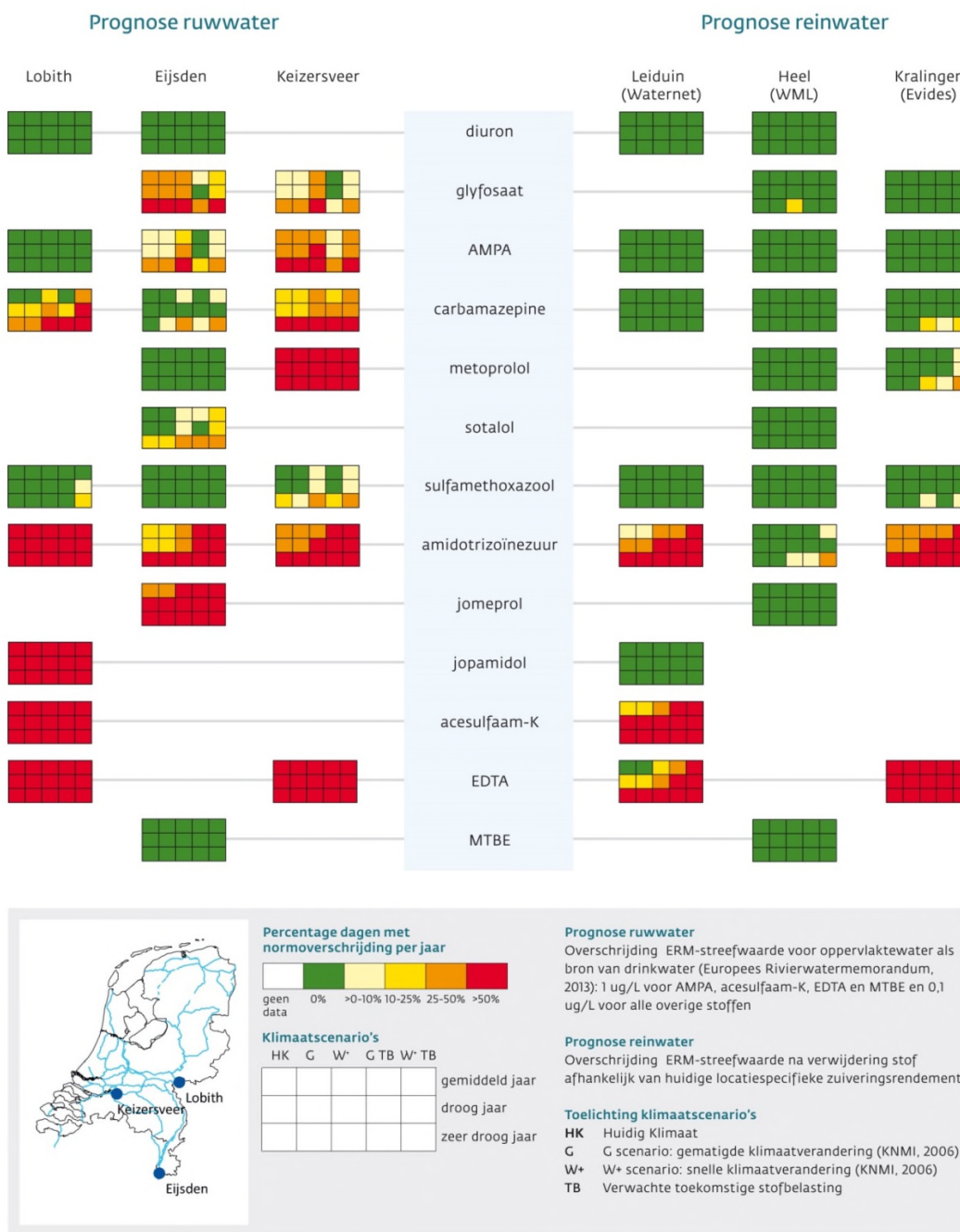
Implementatie: voorbereiden maatregelen voor aanpak van de bron of aanpassing van de zuivering

Uit de waterkwaliteitsprojecties blijkt dat de concentraties van sommige stoffen in met name de Maas bij grote droogte aanzienlijk kunnen oplopen. Doorgaans ligt die concentratie een factor twee tot vier hoger dan nu. De projecties helpen om tijdig

maatregelen te (laten) nemen. Zo moet de waterzuivering gelijke tred houden met verslechtering van de waterkwaliteit. Nog beter is het nemen van aanvullende maatregelen voor emissiebeperking, of dat bij grote droogte Waalwater wordt afgelaten naar de Maas, omdat dit bij lage afvoeren een betere kwaliteit heeft.

Rapport

Dit onderzoek is beschreven in rapport *Verbetering prognose waterkwaliteit bij innamepunten van oppervlaktewater voor de drinkwatervoorziening* (BTO 2016.105).



Aantal dagen per jaar met overschrijdingen in de waterkwaliteitsprojecties van de ERM-streefwaarde, bij een gegeven scenario en hydrologisch jaar

Inhoud

1	Inleiding	3
1.1	Achtergrond en doel	3
1.2	Leeswijzer	4
2	Methode	5
2.1	Aanpak	5
2.2	Aandachtstoffen & meetlocaties	5
2.3	Q-C relaties voor de Maas en de Rijn	6
2.4	Afvoerprojecties	10
2.5	Emissieprojecties	12
2.6	Waterkwaliteitsprojecties	13
3	Waterkwaliteitsontwikkeling	15
3.1	Inleiding	15
3.2	Waterkwaliteitsprojecties	15
3.3	Samenvatting	19
3.4	Implicaties drinkwaterproductie	22
4	Conclusies en aanbevelingen	25
4.1	Conclusie	25
4.2	Aanbevelingen	25
5	Referenties	26

1 Inleiding

1.1 Achtergrond en doel

De huidige concentraties van geneesmiddelen, röntgencontrastmiddelen en hormoonverstorende stoffen in de Maas overschrijden sinds 2010 in ruim 10% van de metingen de streefwaarden uit het Europees riviermemorandum (ERM) (RIWA, 2015). Deze streefwaarden vertegenwoordigen het ideaalbeeld van de oppervlaktewaterkwaliteit in de toekomst vanuit drinkwaterperspectief. Risico's van de genoemde stoffen in oppervlaktewater voor de menselijke gezondheid worden niet waarschijnlijk geacht, aangezien de concentraties tijdens drinkwaterzuivering sterk verlaagd worden. Langdurige overschrijdingen van de streefwaarden zijn echter mogelijk ongewenst vanuit (eco)toxicologisch oogpunt (STOWA, 2014) en omdat vermindering van de zuiveringsinspanning door drinkwaterbedrijven gewenst is vanuit de Kaderrichtlijn Water (artikel 7 KRW) (Europees Parlement en de Raad van Europese Unie, 2000). Klimaatverandering leidt tot verslechtering van de waterkwaliteit van Rijn en Maas door het frequenter en langduriger optreden van lage afvoeren (van Bokhoven and Zwolsman, 2007; van Vliet and Zwolsman, 2007). Daarnaast wordt de toekomstige waterkwaliteit beïnvloed door maatschappelijke en technologische ontwikkelingen, zoals een toename van het medicijngebruik door vergrijzing van de bevolking (Van Der Aa et al., 2011), een veranderd landgebruik, de ontwikkeling van nieuwe stoffen, andere toepassingen van stoffen en verbetering van de afvalwaterzuivering bij ziekenhuizen en op RWZI's.

De effecten van klimaatverandering en maatschappelijke ontwikkelingen op de waterkwaliteit bij de innamepunten zijn in 2014-2015 onderzocht binnen het BTO (Sjerps et al., 2016). Toekomstige concentraties van geneesmiddelen, gewasbeschermingsmiddelen en industriële stoffen op de innamepunten zijn geschat en getoetst aan de geldende waterkwaliteitsnormen of signaleringswaarden. Waterkwaliteitsprojecties zijn gemaakt aan de hand van enerzijds scenario's voor emissies van stoffen - beïnvloed door maatschappelijke ontwikkelingen - en anderzijds afvoerscenario's uit het Deltaprogramma. De prognoses maken gebruik van de vastgestelde Q-C relatie tussen bestaande data van de rivierafvoer (Q) en de stofconcentratie (C).

Het onderhavige rapport beschrijft de verbetering van de projecties door verbetering van de vastgestelde Q-C relatie tussen de afvoer en de stofconcentratie en vernieuwde klimaatscenario's. De verbeteringen binnen deze studie ten opzichte van de voorgaande BTO-rapportage (Sjerps et al., 2016) zijn:

- De concentraties in het Maaswater bij Keizersveer zijn vergeleken met de afvoer gemeten bij Megen, om de invloed van het getij op de afvoer bij Keizersveer uit te sluiten.
- De fit van de Q-C relaties is aanmerkelijk verbeterd door zowel de Q-C relatie te baseren op meetdata uit twee (droge) jaren 2010-2011 als het verdisconteren van een achtergrondconcentratie.
- De projecties van het Maasdebiet in de verschillende klimaatscenario's zijn gebaseerd op nieuwe afvoerreeksen van Deltares.

Deze aanpassingen zijn tevens toegepast in een aanpalende studie voor Rijkswaterstaat (Sjerps, 2015). De studie toetst het belang van wateraanvoer vanuit de Waal naar de Maas voor een waterkwaliteitsverbetering in de huidige situatie en in de toekomst (zichtjaar 2050).

1.2 Leeswijzer

In Hoofdstuk 2 wordt beschreven hoe de huidige waterkwaliteitsmetingen en scenario's voor emissies en afvoeren worden gebruikt voor het inschatten van de toekomstige waterkwaliteit van de Rijn (Lobith) en de Maas (Eijsden en Keizersveer). Hoofdstuk 3 toont de verbeterde projecties van de toekomstige waterkwaliteit van Rijn en Maas. In Hoofdstuk 4 worden de conclusies en aanbevelingen gegeven.

2 Methode

2.1 Aanpak

De projecties van de waterkwaliteit zijn gebaseerd op bestaande afvoer-concentratierelaties in de Rijn en de Maas die zijn geëxtrapoleerd naar toekomstige afvoeren (2050) conform de Deltascenario's. Hierbij is rekening gehouden met de verandering van het gebruik van stoffen vanwege onder andere de vergrijzing.

2.2 Aandachtstoffen & meetlocaties

De geselecteerde 29 aandachtstoffen, waaronder geneesmiddelen, gewasbeschermingsmiddelen en industriële stoffen (Sjerps et al., 2016) zijn bestudeerd op meetlocaties en innamepunten uit Figuur 2-1. Van de meetlocaties zijn naast waterkwaliteitsgegevens ook afvoergegevens bekend: Lobith (Rijn), Eijsden/Luik (Maas), Keizersveer (Maas). Hierbij is aangenomen dat de waterkwaliteit bij Eijsden overeenkomt met die op het innamepunt bij Heel (Lateraalkanaal) van Watermaatschappij Limburg (WML); idem Keizersveer voor de innamepunt Gat van de Kerksloot (Brabantse Biesbosch) van Evides, en Lobith voor het innamepunt Nieuwegein (Lekkanaal) van Waternet. Deze aanname is doorgaans terecht voor Keizersveer en Nieuwegein maar minder juist voor Heel (varieert per stof), zie Sjerps et al. (2016).

TABEL 2-1 GESELECTEERDE AANDACHTSTOFFEN RELEVANT VOOR DRINKWATER (SJERPS ET AL., 2016).

Geneesmiddelen	Röntgencontrast-middelen	Gewasbeschermings-middelen	Industriële en consumentenstoffen
Carbamazepine	Amidotrizoïnezuur	AMPA ²	Acesulfaam-K
Diclofenac	Johexol	Carbendazim	DEHP
Fenazon	Jomeprol	Diuron	EDTA
Guanylurea ¹	Jopamidol	Glyfosaat	MTBE
Lincomycine	Jopromide	Isoproturon	Tributylfosfaat (TBP)
Metformine		MCPA	
Metoprolol		Mecoprop (MCP)	
Pentoxifylline		Metolachloor	
Sotalol		Nicosulfuron	
Sulfamethoxazool			

¹Metabool van metformine. ²Metabool van glyfosaat



FIGUUR 2-1 MEETLOCATIES EN INNAMEPUNTEN.

2.3 Q-C relaties voor de Maas en de Rijn

Een hogere afvoer zorgt voor een sterkere verdunning van stoffen die door puntbronnen (bijv. RWZI's) worden geloosd, waardoor de concentraties afnemen. In de afvoer-concentratierelaties is het effect van verdunning beschreven met de relatie tussen de afvoer van het rivierwater (Q) en de concentratie van de aandachtstoffen (C). Deze relatie is goed op te stellen voor stoffen waarvan de concentratie in sterke mate wordt bepaald door de verdunning en in mindere mate door omzetting en sorptie.

Concentraties in oppervlaktewater worden bepaald door de emissies, de mate van vervluchtiging, verdunning, bezinking of resuspensie en omzetting en/of sorptie (reactiviteit). We gaan ervan uit dat de stofconcentraties in het oppervlaktewater het effect zijn van alle bovengenoemde processen en deze impliciet worden meegenomen in de relatie tussen de afvoer en de stofconcentratie (Q-C relatie). De Q-C relatie kan worden beschreven voor de meetpunten waar afvoergegevens en meetgegevens van de waterkwaliteit beschikbaar zijn, namelijk Lobith (Rijn), Eijsden/Luik¹ (Maas) en Keizersveer/Megen² (Maas).

¹ Farmaceutische stoffen worden gemeten bij Luik en gerelateerd aan de afvoer bij Eijsden.

De afvoeren van Rijn en Maas op de meetlocaties zijn afkomstig van Rijkswaterstaat (Waterbase). De stofconcentraties gemeten op de meetlocaties zijn afkomstig uit de RIWA database (Nieuwegein). De metingen onder de detectielimiet zijn omgezet naar de halve detectielimiet. Voor elke beschouwde stof is met de bijbehorende afvoeren de Q-C relatie opgesteld. Aanvankelijk volgens vergelijking 3.1, waarin a de vracht (g/s) is en Q het debiet (m^3/s).

$$c = \frac{a}{Q} \quad (3.1)$$

Vergelijking 3.1 gaat uit van volledige menging, een constante vracht voor de beschouwde periode en een verwaarloosbare achtergrondconcentratie. Echter, de Q-C plots laten niet zien dat de concentraties afnemen naar nul bij hoge afvoeren; eerder wordt een constante (lage) concentratie bereikt bij hoge afvoeren (zie Figuur 2-3). Dit wijst op de aanwezigheid van een achtergrondconcentratie. Vermoedelijk weerspiegelt deze achtergrondconcentratie de uitwisseling van stoffen tussen het sediment en de waterfase. Hydrofiele stoffen als geneesmiddelen kunnen zich via elektrostatische interactie hechten aan het sediment (Williams et al., 2009; Yamamoto, 2009) en van daaruit weer desorberen naar de waterkolom. Bij hoge afvoeren daalt de concentratie in de waterfase en kunnen aan het sediment geadsorbeerde microverontreinigingen weer in oplossing gaan (desorptie). Ook worden stoffen uitgewisseld in de hyporheïsche zone, waar oppervlaktewater en grondwater mixen. Deze processen kunnen verklaren waarom bij hoge afvoeren toch nog een meetbare concentratie aan organische microverontreinigingen wordt gemeten in het water.

Ten opzichte van de vorige rapportage zijn de Q-C relaties aangepast door een achtergrondconcentratie (b) op te nemen volgens vergelijking 3.2.

$$c = \frac{a}{Q} + b \quad (3.2)$$

In principe dient de waterkwaliteit op hetzelfde punt te worden gemeten als de afvoer. Dat is het geval voor Lobith en Eijsden, maar niet voor Keizersveer. Enkel de geneesmiddelen zijn niet op meetlocatie Eijsden gemeten, maar bij Luik; de concentraties van de geneesmiddelen gemeten bij Luik zijn daarom gerelateerd aan de afvoer bij Luik. De afvoer bij Keizersveer wordt niet gemeten maar gemodelleerd, op basis van de afvoer bij Megen (57 km stroomopwaarts) waarbij ook het getij wordt verdisconteerd.

De concentraties van de verschillende aandachtstoffen gemeten bij Keizersveer konden niet goed worden gerelateerd aan de gemodelleerde afvoer bij Keizersveer. Mogelijk is dit het gevolg van de invloed van het getij op de rivierafvoer bij Keizersveer. In Figuur 3-1 zijn de afvoeren van de Maas bij zowel Keizersveer als Megen (60 km stroomopwaarts) voor de jaren 2010 t/m 2014 geplotted. Het verschil in afvoer tussen de twee locaties is gemiddeld $25 \text{ m}^3/\text{s}$ en maximaal $275 \text{ m}^3/\text{s}$. De verschillen zijn echter klein en een faseverschil bij Keizersveer ten opzichte van Megen is niet waarneembaar, terwijl de verblijftijd van het water tussen Megen en Keizersveer tijdens lage afvoeren kan oplopen tot meerdere weken.

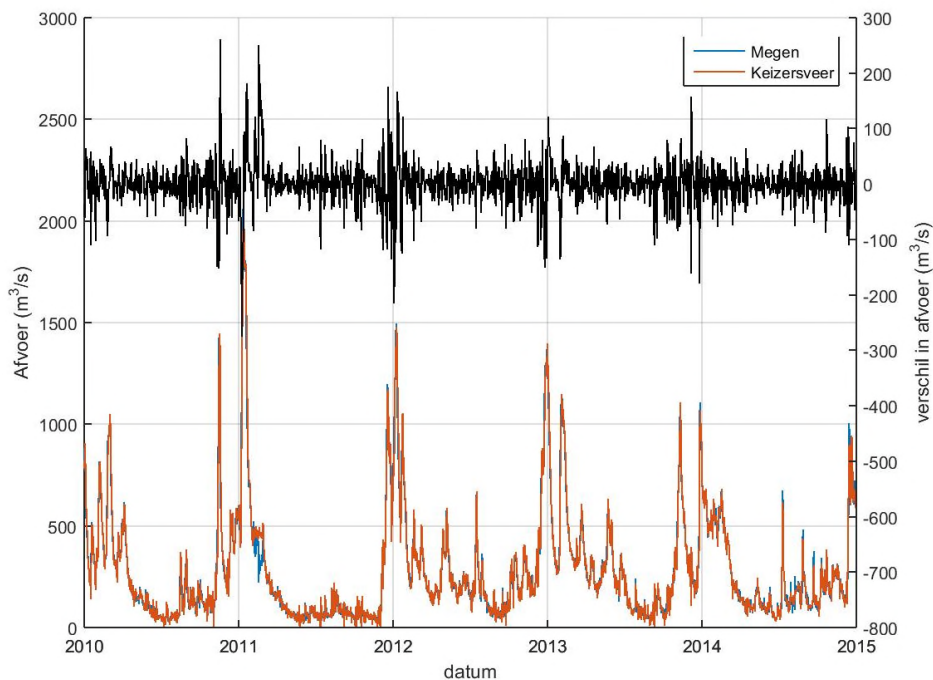
Bovenstrooms van Keizersveer, bij meetpunt Megen, is de invloed van het getij afwezig. Voor een juiste Q-C relatie kan de waterkwaliteit bij Keizersveer wellicht beter gerelateerd worden aan de bovenstroomse afvoer bij Megen, dus zonder de invloed van het getij. Hierbij moet echter wel rekening worden gehouden met de verblijftijd tussen de twee meetpunten. We hebben deze verblijftijd geschat door aan te nemen dat de watermassa tussen Megen en

² Het debiet gemeten bij Megen staat niet onder de invloed van het getij, zie paragraaf 2.2.

Keizersveer zich verplaatst via propstroming, wat een behoorlijke versimpeling is. De verblijftijd kan dan worden geschat als:

$$t_{\text{verblijftijd}} = \frac{\text{afstand (Megen - Keizersveer)} * \text{natte doorsnede Maas}}{\text{debiet}} \quad (3.1)$$

De afstand tussen Megen en Keizersveer is 57 km, en de gemiddelde natte doorsnede van de Maas op dit traject is ca. 1000 m² (Geert Prinsen, Deltares, pers. comm.). Bij een Maasafvoer van 100 m³/s is de gemiddelde verblijftijd van het water tussen Megen en Keizersveer dan ca. 7 dagen. Bij een afvoer van 50 m³/s is de verblijftijd ca. 14 dagen en bij een afvoer van 25 m³/s is de verblijftijd ca. 28 dagen. Aan de hand van de afvoer en de bijbehorende verblijftijd werd bepaald welk debiet bij Megen correspondeert met de waterkwaliteitsmeting bij Keizersveer. Dit faseverschil is minder dan een dag bij afvoeren > 600 m³/s, maar kan bij zeer lage afvoeren (25 m³/s) oplopen tot een maand.



FIGUUR 2-2 MAAS AFVOER BIJ MEGEN EN KEIZERSVEER EN HET VERSCHIL IN AFVOER OVER DE PERIODE 2010-2014.

De betrouwbaarheid van de Q-C relaties voor Eijsden, Keizersveer en Lobith is weergegeven in Tabel 2-2. De determinatiecoëfficiënt (R^2) geeft aan wat de 'fit' is van de Q-C relatie met de werkelijke datapunten. De determinatiecoëfficiënt geeft aan welk deel van de variatie in concentraties verklaard kan worden door de afvoer. De Q-C relaties zijn opgesteld voor de twee droogste jaren van de dataset (2010 en 2011) volgens vergelijking 3.2, omdat dit tot de beste fits bleek te leiden. Vervolgens zijn voor alle locaties de datapunten verwijderd die zich buiten het 99% betrouwbaarheidsinterval van de trendlijn bevinden (drie keer de standaardafwijking) (Sjerps et al., 2016), zie Bijlage II.

Voor 13 aandachtstoffen kon de relatie tussen de afvoer en de concentratie redelijk tot goed worden beschreven (Tabel 2-2 en Figuur 2-3). De Q-C relaties voor alle stoffen, de determinatiecoëfficiënten en de bijbehorende gemodelleerde vrachten en achtergrondconcentraties, staan in Bijlage I. De plots van de Q-C relaties zijn te vinden in Bijlage II.

De beste Q-C relaties worden verkregen voor carbamazepine (R^2 0.75-0.88), sulfamethoxazool R^2 0.52-0.71), AMPA ($R^2 > 0.45$) en acesulfaam-K ($R^2 = 0.9$).

TABEL 2-2 DETERMINATIECOËFFICIËNTEN VOOR DE Q-C RELATIES VOOR DE RIJN BIJ LOBITH EN VOOR DE MAAS BIJ EIJSDEN EN KEIZERSVEER VOLGENS VERGELIJKING $C = \frac{a}{Q} + b$ (R^2).

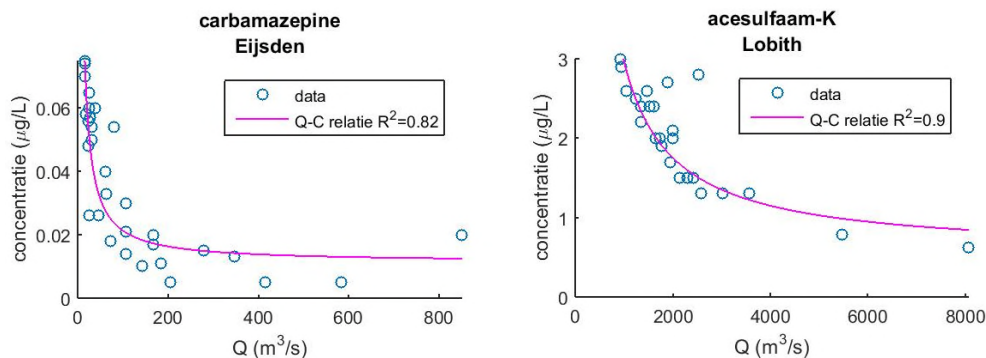
R^2	Lobith	Eijsden	Keizersveer
Bestrijdingsmiddelen *			
diuron	0,37	0,66	0,32
glyfosaat	x	0,58	0,36
AMPA	0,46	0,74	0,64
Geneesmiddelen *			
carbamazepine	0,88	0,82	0,75
metoprolol	x	0,37	0,73
sotalol	x	0,59	x
sulfamethoxazool	0,65 ¹	0,71	0,52
röntgencontrastmiddelen			
amidotrizoïnezuur	0,43 ²	0,54	0,45 ²
jomeprol	x	0,58	x
jopamidol	0,73	x	x
Overige stoffen *			
EDTA	0,59	geen data	0,32
MTBE	x	0,48	x
acesulfaam-K	0,90	geen data	geen data

*Metingen onder de detectielimiet zijn omgezet naar de halve detectiegrens.

(x) Indien $R^2 < 0,3$, dan kan de variatie in concentraties maar voor een klein deel worden verklaard door de afvoer en worden om deze reden geen projecties gemaakt voor deze stof op deze locatie.

¹data van periode 2013-2014

²vergelijking $c=a/Q$ gebruikt over data uit de periode 2010-2014



FIGUUR 2-3 AFVOER-CONCENTRATIEPLOTS VOOR CARBAMAZEPINE (EIJSDEN) EN ACESULFAAM-K (LOBITH) EN DE GEMODELLEERDE Q-C RELATIES MET VERGELIJKING 3.2 (DATA 2010-2011).

Tekst box 2. Redenen van het vóórkomen van uitbijters.

Er zijn diverse redenen waarom de concentraties kunnen afwijken van de afvoer-concentratie relatie. De voornaamste redenen zijn de variaties in (i) het gebruik van stoffen in de tijd, (ii) het weer en (iii) hydrologische omstandigheden.

Het gebruik van stoffen is vaak niet contant in de tijd. Het gebruik van sommige stoffen kent bijvoorbeeld een sterke seizoensvariatie. Bestrijdingsmiddelen worden voornamelijk in lente en zomer gebruikt tijdens het groeiseizoen van gewassen. Sommige geneesmiddelen, zoals sommige antibiotica en pijnstillers worden daarentegen meer gebruikt in de wintermaanden (Derksen and ter Laak, 2013).

Daarnaast hebben de watertemperatuur en de intensiteit van het zonlicht invloed op de omzetting van stoffen in de rioolwaterzuivering (RWZI) en het oppervlaktewater. Vaak gaat een lage afvoer (lange verblijftijd) gepaard met hogere temperaturen en een hogere intensiteit van het zonlicht, waardoor bij lage afvoer in de zomer onevenredig veel van een stof kan worden afgebroken (omgezet) of wordt vervluchtigd.

Ook bij zeer hoge afvoeren door bijvoorbeeld hevige regenval kunnen afwijkingen ontstaan van de afvoer-concentratie relatie. Bij hevige regen is de verblijftijd van het afvalwater in een RWZI korter waardoor doorgaans de verwijdering en omzetting van stoffen (zoals geneesmiddelen en huishoudelijke middelen) minder efficiënt is. Bovendien kan bij extreme regenval ongezuiverd afvalwater worden geloosd via overstorten. Dit leidt tijdelijk tot hogere emissies vanuit het rioolstelsel en RWZI's naar het oppervlaktewater. Daarnaast zullen bij hevige regen meer verontreinigingen (bijv. bestrijdingsmiddelen, industriële chemicaliën) van de bodem, verharde oppervlakken en gebouwen afspoelen naar het oppervlaktewater.

Als na een lange droge periode met lage afvoeren de afvoer door hevige regen snel toeneemt, zal bovendien de verblijftijd van het water in een rivier snel afnemen. Dit betekent dat geconcentreerde stromen, horende bij de lage afvoer, versneld worden afgevoerd waardoor benedenstrooms hoge concentraties samenvallen met een hogere afvoer (first flush effect). Dit effect is aangetoond voor geneesmiddelen in de Maas, toen de afvoer in december 2011 plotseling aantrok na een langdurige periode van droogte (Ter Laak et al., 2013).

2.4 Afvoerprojecties

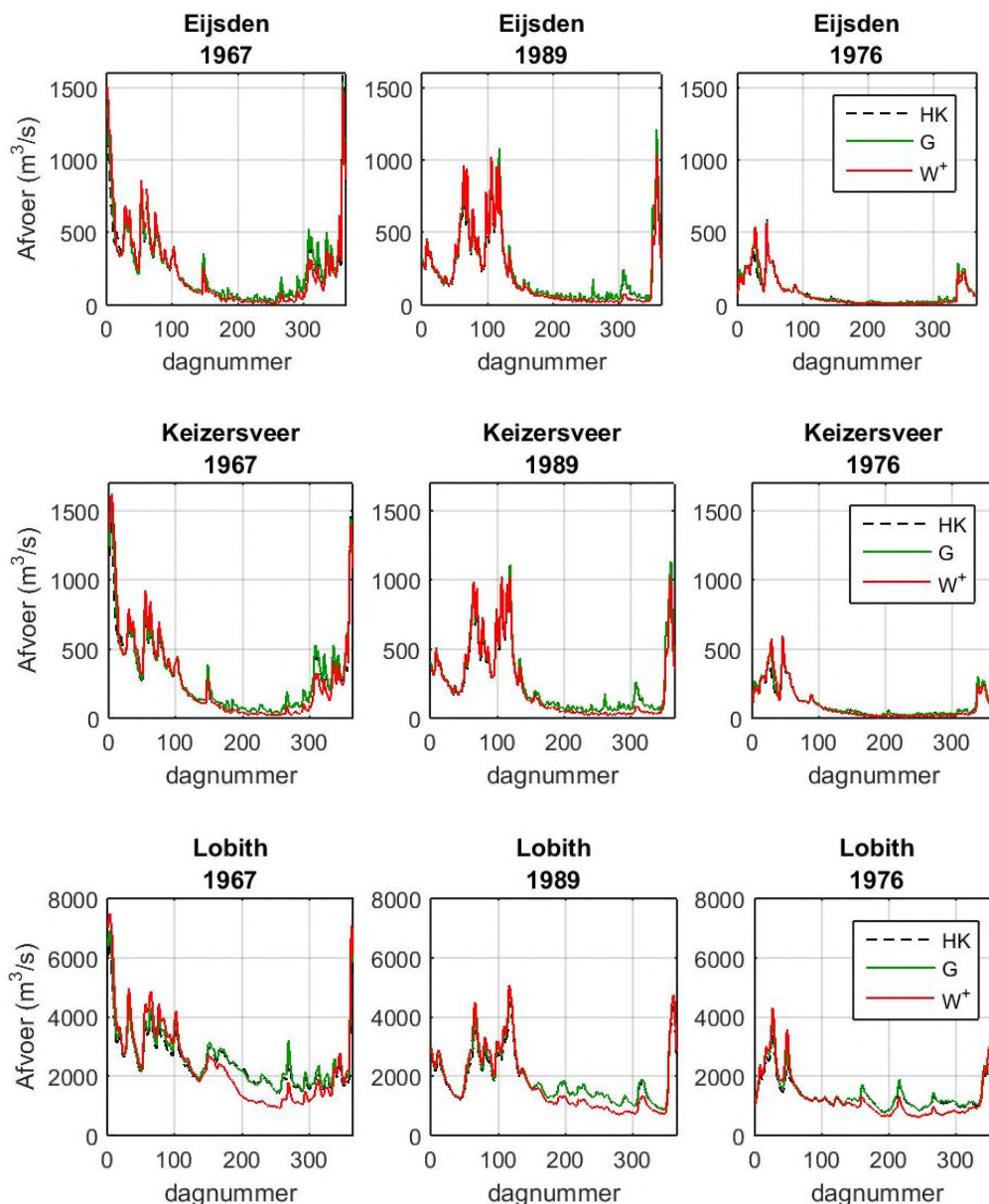
Binnen het Deltaprogramma zijn verschillende klimaatscenario's opgesteld (Deltares, 2011). De scenario's zijn gebruikt bij het doorrekenen van hydrologische effecten, zoals neerslag, verdamping en rivierafvoer. De afvoerprojecties behorende bij de klimaatscenario's zijn reeksen met - afhankelijk van de mate van klimaatverandering - nattere winters en drogere zomers. In het G-scenario leidt de matige klimaatverandering tot een beperkte verandering van lage en hoge afvoeren van de grote rivieren. In het W⁺-scenario leidt de snelle klimaatverandering tot extreem lage én extreem hoge afvoeren van de grote rivieren. Kengetallen van de afvoerprojecties staan in Tabel 2-3.

De Rijn, een smeltwaterrievier, krijgt meer karakteristieken van een regenwaterrievier. Door klimaatverandering valt er minder sneeuw in de winter en meer regen in de Alpen. Zomers wordt er minder smeltwater afgevoerd, waardoor de zomerafvoer daalt. De zomerafvoeren nemen relatief af met maximaal 30% in het W⁺-scenario voor 2050. Ook voor de Maas is het effect van droge zomers op de toch al lage afvoeren aanzienlijk, met een relatieve daling van de zomerafvoer met maximaal 47% in het W⁺-scenario voor 2050.

TABEL 2-3 KENGETALLEN AFVOERSCENARIO'S 2050 (M³/S). DE REFERENTIEPERIODE IS 1961-1995. GEMIDDELDE AFVOEREN IN FEBRUARI EN MAART ZIJN GEBASEERD OP 35 JAAR DAGWAARDEN. DE EXTREEM HOGE EN LAGE AFVOEREN ZIJN GEBASEERD OP TIJDSREEKSEN OVER EEN PERIODE VAN 10.000 JAAR. BRON: DELTARES (2011).

		Referentie	G	W ⁺
Rijn (Lobith)	Gem. afvoer februari	2900	3100	3400
	Extreem hoge afvoer 1/100 p.j.	12.000	13.000	14.000
	Extreem hoge afvoer 1/1250 p.j.	16.000	17.000	18.000
	Gem. afvoer september	1800	1900	1300
	Extreem lage afvoer 1/10 p.j.	630	650	520
	Extreem lage afvoer 1/100 p.j.	400	440	360
Maas (Eijsden)	Gem. afvoer februari	480	500	530
	Extreem hoge afvoer 1/100 p.j.	2.900	3000	3200
	Extreem hoge afvoer 1/1250 p.j.	3700	3900	4100
	Gem. afvoer september	90	92	48
	Extreem lage afvoer 1/10 p.j.	18	18	10
	Extreem lage afvoer 1/100 p.j.	8	7.8	4.9

De in deze studie gebruikte afvoeren zijn afkomstig van modelberekeningen in 2013 met het Deltamodel in het kader van het Deltaprogramma Zoetwater. Binnen het Deltamodel gaat het specifiek om LSM Light (versie 1.1) waarbij de lateralen zijn afgeleid met NHI (versie 3.01). De afvoerscenario's zijn gebaseerd op de combinaties van verschillende hydrologische jaren (gemiddeld, droog en zeer droog jaar) en het klimaatscenario (huidig klimaat, G en W⁺). Dit leidt tot negen afvoerreksen per locatie, Lobith, Monsin (Luik) en Megen, zie Figuur 2-4. De rivierafvoer bij Eijsden is bepaald door de afvoer van het Albertkanaal (conversietabel) af te trekken van de gemodelleerde afvoer bij Monsin. De toekomstige afvoer bij Megen is gebruikt om waterkwaliteit bij Keizersveer te modelleren.



FIGUUR 2-4 AFVOERPROJECTIES VOOR DE DRIE BESCHOUWDE LOCATIES NAAR EEN COMBINATIE VAN KLIMAATSCENARIO'S EN HYDROLOGISCHE VARIATIE. DE HYDROLOGISCHE JAREN ZIJN 1967 (GEMIDDELD), 1989 (DROOG) EN 1976 (ZEER DROOG); DE KLIMAATSCENARIO'S BESCHRIJVEN HET HUIDIG KLIMAAT (HK), GEMIDDELTE KLIMAATVERANDERING (G) EN SNELLE KLIMAATERANDERING (W⁺) MET ZICHTJAAR 2050.

2.5 Emissieprojecties

De projectie van toekomstige emissies (in 2050) van de geselecteerde stoffen is gebaseerd op literatuurgegevens en bestaande rapporten van het RIVM, PBL, RIWA en STOWA. In de projecties is aangenomen dat er geen emissiereductie optreedt door aanvullende zuivering op RWZI's. De projectie van de emissietoename van diverse typen geneesmiddelen is overgenomen uit een RIVM studie (Van Der Aa et al., 2011). Per stof of stofgroep is er een factor gegeven voor de verwachte toename of afname van de toekomstige emissies (Tabel 2-4). Nadere uitleg wordt gegeven door Sjerps et al. (2016). In aanvulling, de projectie van EDTA gaat uit van een toename van het gebruik met 50%. EDTA wordt gebruikt in industriële

processen, landbouw, fotochemie, geneesmiddelen en in de textiel- en in de papierindustrie. In 1999 was het totale volume op de Europese markt 10 685 ton (JRC, 2004). Momenteel staat de stof geregistreerd onder REACH met een productievolume tussen 1000 en 10 000 ton in Europa. Van 1990 tot 2000 is de productie van EDTA in West Europa toegenomen van 25 000 ton per jaar tot 35 000 ton per jaar (Schmidt et al., 2004). Het is lastig in te schatten voor deze stof hoe het gebruik in de toekomst zal veranderen. Conform de groei van de chemische industrie gaan we ervan uit dat de productie zal toenemen.

TABEL 2-4 TOEKOMSTIGE EMISSIEFACTOREN VOOR 2050 TEN OPZICHTE VAN DE HUIDIGE EMISSIE.

Stof	Emissiefactor gebruikt voor het scenario voor Toekomstige Belasting (TB)
diuron	0,5*
glyfosaat	0,5*
aminomethylfosfonzuur (AMPA)	0,5*
carbamazepine	1,13
metformine	1,29
metoprolol	1,36
sulfamethoxazool	1,19
amidotrizoïnezuur	1,5*
johexol	1,5*
jomeprol	1,5*
jopamidol	1,5*
jopromide	1,5*
acesulfaam-k	1,5*
EDTA	1,5
methyl-tertiair-butylether (MTBE)	0,5*
tributylfosfaat (TBP)	1,5*

*Schatting op basis van trends, nadere uitleg in Sjerps et al. (2016).

2.6 Waterkwaliteitsprojecties

De projecties van de toekomstige waterkwaliteit zijn opgesteld met behulp van de Q-C relaties (paragraaf 2.2), de afvoerprojecties (paragraaf 2.3) en de emissieprojecties (paragraaf 2.4) voor het zichtjaar 2050. De toekomstige concentraties van de geselecteerde stoffen worden voor drie meetlocaties berekend (Lobith, Eijsden en Keizersveer) voor 15 (3x5) scenario's. De hydrologie is gebaseerd op drie hydrologische jaren. Per hydrologisch jaar (normaal, droog, zeer droog) zijn er 5 scenario's uitgewerkt:

- huidige hydrologie, huidige emissies (basisscenario)
- hydrologie volgens G-scenario (2050), huidige emissies
- hydrologie volgens G-scenario (2050), toekomstige emissies
- hydrologie volgens W⁺-scenario (2050), huidige emissies
- hydrologie volgens W⁺-scenario (2050), toekomstige emissies

De waterkwaliteitsprojecties in het jaar 2050 zijn het integrale effect van klimaatverandering (lagere rivierafvoeren) en veranderd gebruik van stoffen. Deze resultaten worden gebruikt om de toekomstige waterkwaliteit bij de innamepunten voor de drinkwatervoorziening in te schatten. Hierbij is aangenomen dat de waterkwaliteit bij Eijsden een goede afspiegeling vormt voor de waterkwaliteit op het innamepunt bij Heel (Lateraalkanaal); idem Keizersveer voor de innameplaats Gat van de Kerksloot (Brabantse Biesbosch), en idem Lobith voor de innamepunten Nieuwegein (Lekkanaal) en Nieuwersluis (Amsterdam-Rijnkanaal). Deze aanname is gecheckt op basis van bestaande metingen (Sjerps et al., 2016) en blijkt correct te zijn voor de innamepunten Gat van de Kerksloot en Nieuwegein maar, voor sommige stoffen, minder goed te kloppen voor innamepunt Heel

Tot slot worden de projecties getoetst aan waterkwaliteitsnormen en signaleringswaarden voor oppervlaktewater bestemd voor drinkwater. Daarnaast wordt een vertaling gemaakt naar het uit oppervlaktewater bereide drinkwater, waarbij is uitgegaan van de feitelijke zuiveringsrendementen op de productielocaties van de drinkwaterbedrijven.

3 Waterkwaliteitsontwikkeling

3.1 Inleiding

Deze paragraaf beschrijft de resultaten van de scenarioberekeningen voor de stoffen met een bruikbare ($R^2 > 0,3$) Q-C relatie op de meetlocaties Lobith, Eijsden en Keizersveer (13 stoffen). De scenario's omvatten drie hydrologische referentiejaar (1969, 1989 en 1976) volgens huidig klimaat en gewijzigd klimaat (G en W⁺ voor 2050), waarbij uitgegaan is van huidige emissies en toekomstige emissies in het jaar 2050. Per hydrologisch jaar worden er dus vijf scenario's doorgerekend, zie paragraaf 2.6.

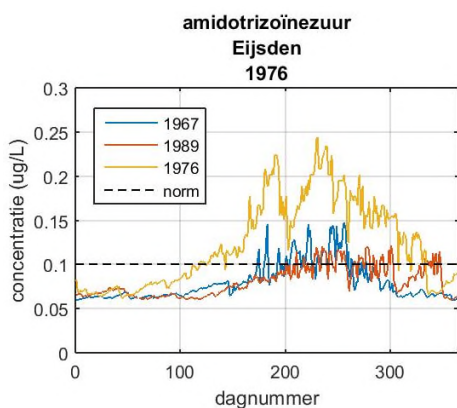
De in de modellering gebruikte afvoerreksen zijn vastgelegd in Figuur 2-4, de Q-C relaties in Tabel 2-2 en Bijlage I en de toekomstige emissies in Tabel 2-4. De modellering van de toekomstige waterkwaliteit is uitgevoerd op basis van deze informatie. De uitkomst van de modellering is een jaarreeks van de concentratie van een gegeven stof op een gegeven locatie, voor een gegeven hydrologisch jaar bij huidig of gewijzigd klimaat, en bij de huidige of toekomstige emissie. De totale output omvat maximaal 585 jaarreeksen, gebaseerd op 3 locaties, 3 hydrologische jaren, vijf scenario's per hydrologisch jaar en 13 aandachtstoffen. Echter, het totale aantal tijdreeksen ligt ca. de helft lager, omdat niet voor alle stoffen en locaties een bruikbare Q-C relatie is verkregen (zie Tabel 2-2). Niettemin gaat het om een enorme hoeveelheid informatie die op een handzame manier moet worden gestructureerd. Dit is gedaan met behulp van een zgn. infographic, die in paragraaf 3.2 nader zal worden toegelicht.

3.2 Waterkwaliteitsprojecties

De plots van de toekomstige concentraties voor de verschillende scenario's staan in Bijlage III. In de volgende paragrafen worden enkele illustratieve voorbeelden behandeld voor de locaties Lobith (maatgevend voor innamepunten Nieuwegein en Nieuwersluis), Eijsden/Luik (indicatief voor innamepunt Heel) en Keizersveer (maatgevend voor innamepunt Gat van de Kerksloot).

3.2.1 Effecten hydrologische variatie

Voordat het effect van klimaatverandering wordt besproken, is het goed om naar het effect van hydrologische variaties onder het huidige klimaat te kijken. Dit kan men doen door vergelijking van de projecties bij huidig klimaat (HK) voor een gemiddeld jaar (1967), een droog jaar (1989) en een zeer droog jaar (1976), zie Figuur 3-1. Bij Eijsden overschrijdt bijvoorbeeld amidotrizoïnezuur de ERM streefwaarde regelmatig in het zomerhalfjaar van 1967 en 1989. De mate van overschrijding (hoogte en tijdsduur) neemt flink toen in het zeer droge jaar 1976.



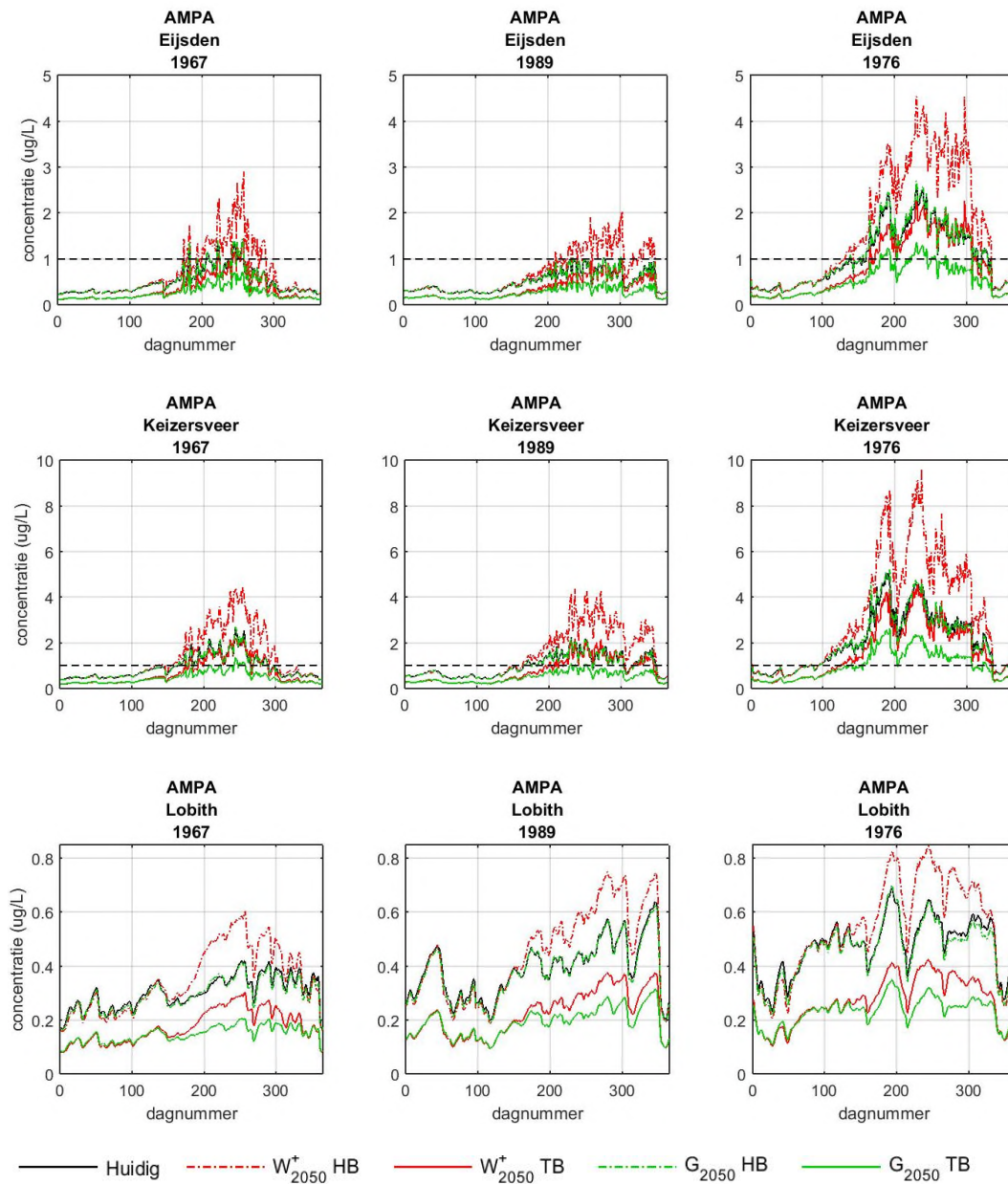
FIGUUR 3-1 WATERKWALITEITSPROJECTIES VAN DE CONCENTRATIES VAN AMIDOTRIZOÏNEZUUR TE EIJSDEN IN DRIE HYDROLOGISCHE JAREN ONDER HUIDIG KLIMAAT. "NORM" = ERM STREEFWAARDE (0,1 µg/L).

3.2.2 Effect klimaatverandering

Het effect van klimaatverandering is zichtbaar door vergelijking van de waterkwaliteit in het jaar 2050 (G en het W⁺ scenario) met die bij huidig klimaat, voor een gegeven hydrologisch jaar. Het algemene beeld van de waterkwaliteitsprojecties is dat de concentraties in de Maas flink gaan toenemen in het droge W⁺ scenario, voor zowel het scenario met huidige als het scenario met toekomstige belasting. In de Figuren 3-2 t/m 3-4 worden enkele voorbeelden gegeven. De invloed van klimaatverandering op de waterkwaliteit is doorgaans in de Maas veel sterker dan in de Rijn. Bij Lobith nemen de maximale concentraties in de waterkwaliteitsprojecties voor de klimaatscenario's met een factor 1.5 (W⁺) tot 2.5 (W⁺ met toekomstige belasting) toe ten opzichte van de maximale concentraties onder huidig klimaat, terwijl bij Eijsden en Keizersveer de concentraties maximaal toenemen met een factor 2 (W⁺) tot 3 (W⁺ met toekomstige belasting).

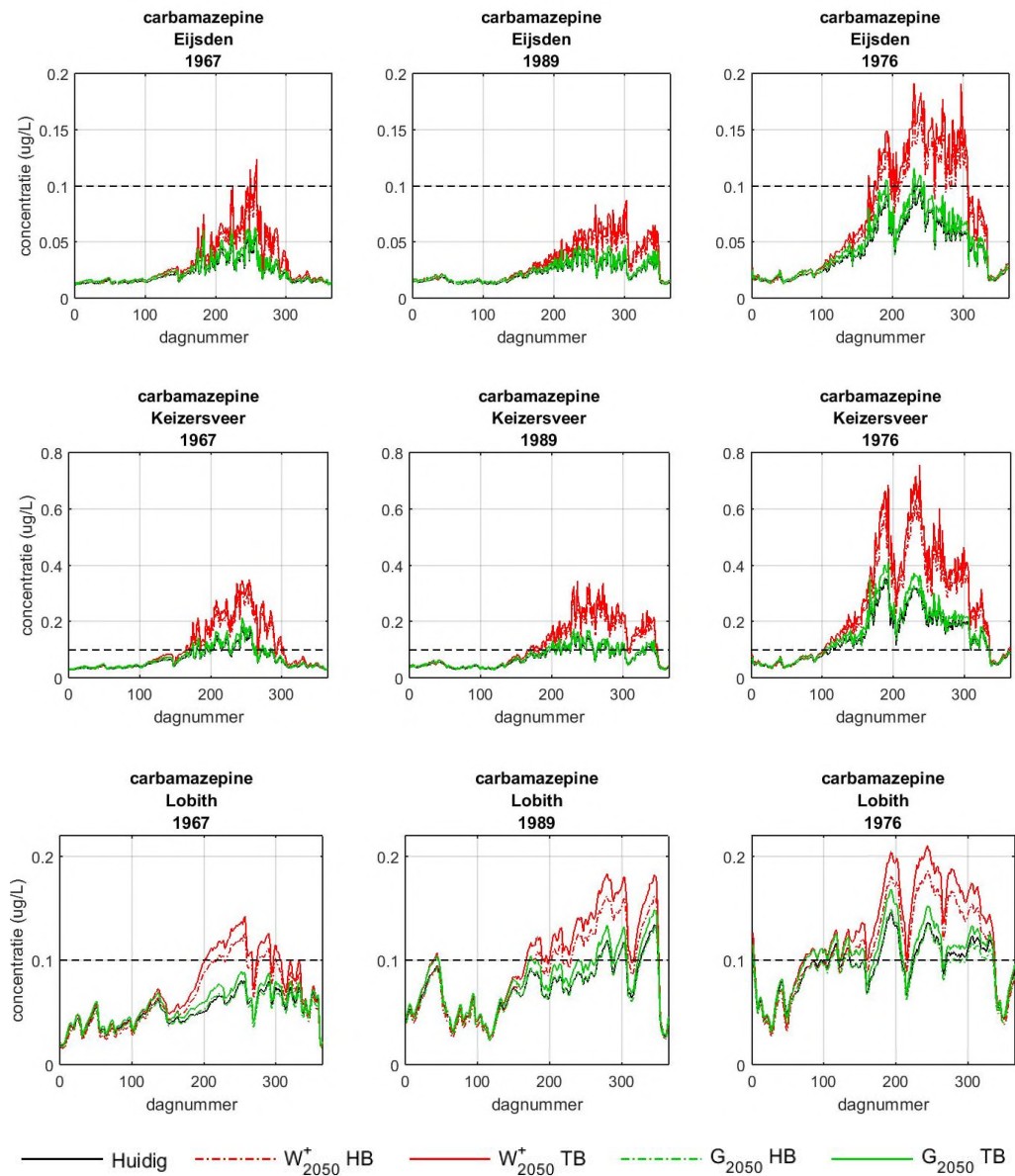
Onder de huidige belasting vormen glyfosaat en zijn metaboliet AMPA een probleem voor het gebruik van Maaswater als bron voor drinkwater (Figuur 3-2, Bijlage III). In de G en W⁺ scenario's met huidige belasting is de maximale voorspelde concentratie van glyfosaat 0.8 µg/L (Eijsden) en 0.4 µg/L (Keizersveer). De concentraties overschrijden de drinkwaternorm voor gewasbeschermingsmiddelen (0,1 µg/L voor glyfosaat en 1 µg/L voor AMPA), in alle jaren maar het sterkst in het jaar 1976 en bij snelle klimaatsverandering (W⁺). Bij een reductie van het glyfosaatgebruik van 50% in het jaar 2050 neemt het aantal normoverschrijdingen door glyfosaat sterk af, zie Figuur 3-2. In de Rijn is AMPA geen problematische stof (voor glyfosaat kon geen goede Q-C relatie worden opgesteld). AMPA overschrijdt in geen enkel scenario de norm van 1,0 µg/L uit het drinkwaterbesluit (tevens ERM waarde) in de Rijn; zie Figuur 3-2.

Het herbicide diuron vormt geen probleem voor de toekomstige waterkwaliteit. Op de locaties Lobith en Eijsden overschrijden toekomstige concentraties in geen enkel scenario de norm van 0,1 µg/L (zie Bijlage III). De maximale concentratie is 0,08 µg/L.



FIGUUR 3-2 WATERKwalITEITSPROJECTIES VOOR AMPA (ZICHTJAAR 2050) ONDER DE VERSCHILLENDE SCENARIO'S. HUIDIG = HUIDIG KLIMAAT, HB = HUIDIGE BELASTING, TB=TOEKOMSTIGE BELASTING.

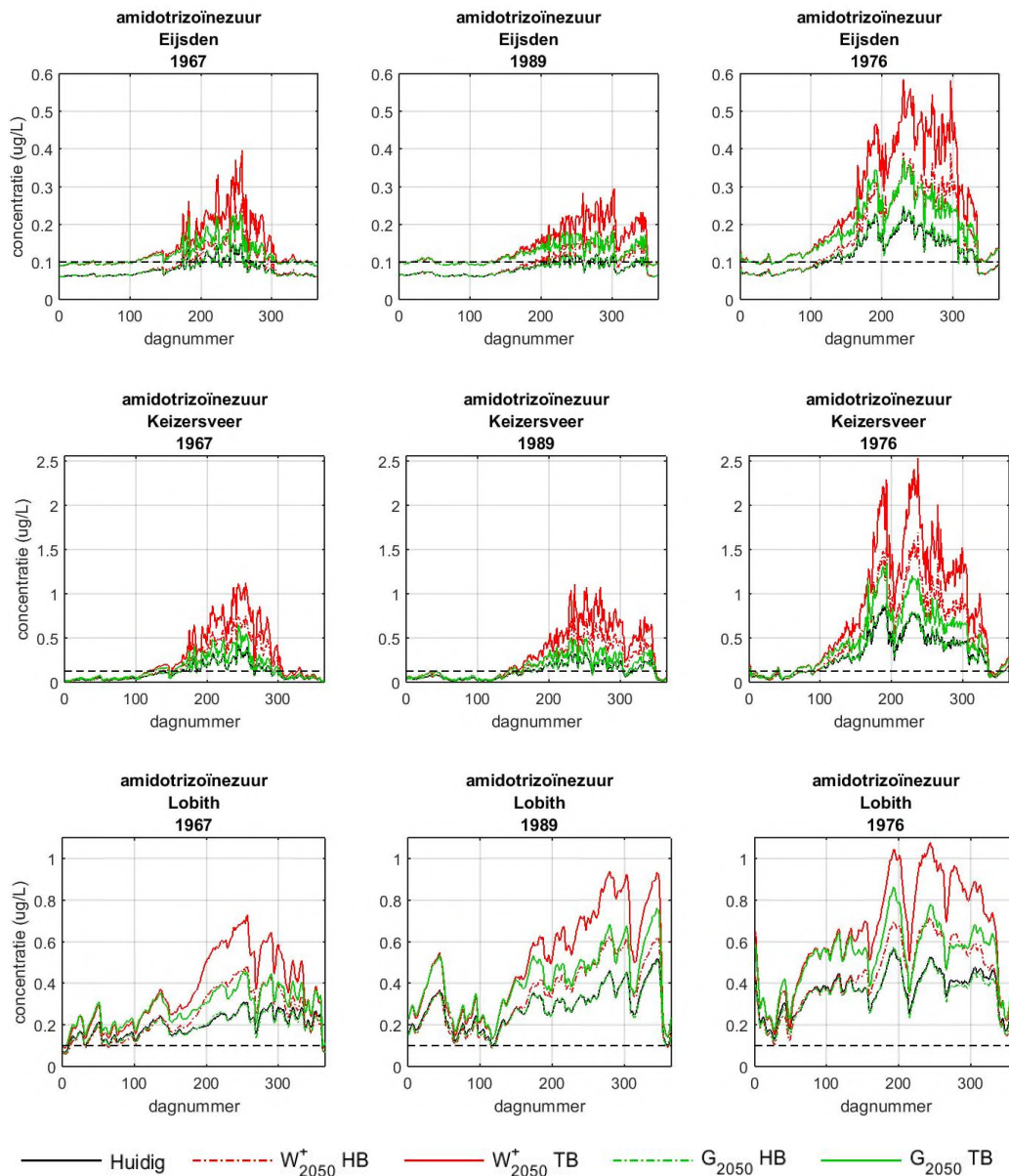
De concentraties van de geneesmiddelen carbamazepine en sulfamethoxazool worden problematischer naarmate het klimaat droger wordt. De streefwaarde voor geneesmiddelen in oppervlaktewater ($0,1 \mu\text{g/L}$, ERM) wordt regelmatig overschreden in de droge jaren 1989 en 1976 op de locaties Lobith en Keizersveer. De meeste overschrijdingen komen voor in de projectie van het jaar 1976 en het W^+ -scenario (zie Figuur 3-3). De maximale voorspelde concentratie voor carbamazepine in de Rijn is $0,21 \mu\text{g/L}$ en voor sulfamethoxazool $0,15 \mu\text{g/L}$ (beide in scenario 1976/ W^+ /TB). In de periode 2008-2012 waren de waargenomen maximale concentraties $0,17 \mu\text{g/L}$ voor carbamazepine en $0,11 \mu\text{g/L}$ voor sulfamethoxazool. In de Maas bij Keizersveer kunnen de concentraties hoger oplopen, namelijk tot $0,75 \mu\text{g/L}$ voor carbamazepine (Figuur 3-3) en $0,25$ voor sulfamethoxazool.



FIGUUR 3-3 WATERKwalITEITSPROJECTIES VOOR CARBAMAZEPINE (ZICHTJAAR 2050) ONDER DE VERSCHILLENDE SCENARIO'S. HUIDIG = HUIDIG KLIMAAT, HB = HUIDIGE BELASTING, TB=TOEKOMSTIGE BELASTING.

De röntgencontrastmiddelen overschrijden continu de ERM-streefwaarde van $0,1 \mu\text{g/L}$ (zie de plots in Bijlage III). De gesimuleerde concentraties van amidotrizoïnezuur en jopamidol kunnen oplopen tot $1 \mu\text{g/L}$ in de Rijn; bij Keizersveer wordt een piek concentratie van $2,5 \mu\text{g/L}$ bereikt voor amidotrizoïnezuur in het W^+ -TB-scenario (Figuur 3-4). Deze hoge concentraties worden vooral bereikt in het W^+ -scenario met toekomstige belasting.

Bij Lobith overschrijdt de zoetstof acesulfaam-K in alle scenario's en in de huidige situatie de ERM-streefwaarde en de signaleringswaarde van het drinkwaterbesluit van $1,0 \mu\text{g/L}$ (Bijlage III). De maximale voorspelde concentratie is $6,7 \mu\text{g/L}$ in scenario 1976/ W^+ /TB (zie Bijlage III).



FIGUUR 3-4 WATERKwalITEITSPROJECTIES VOOR AMIDOTRIZOÏNEZUUR (ZICHTJAAR 2050) ONDER DE VERSCHILLENDE SCENARIO'S. HUIDIG = HUIDIG KLIMAAT, HB = HUIDIGE BELASTING, TB=TOEKOMSTIGE BELASTING.

3.3 Samenvatting

Vanuit drinkwater perspectief is het interessant om de resultaten van de projecties van de waterkwaliteit in 2050 te toetsen aan de wettelijke kwaliteitseisen voor oppervlaktewater waaruit drinkwater moet worden bereid (Drinkwaterregeling) en aan de streefwaarden die de drinkwatersector zelf heeft vastgesteld (Europees Rivierwatermemorandum; IAWR 2013). De waarden waaraan wordt getoetst zijn $0.1 \mu\text{g/L}$ voor bestrijdingsmiddelen, geneesmiddelen en hormoonverstorende stoffen (BKMW) en $1 \mu\text{g/L}$ voor de overige stoffen. Overigens dient deze toetsing formeel te gebeuren op de innamepunten van oppervlaktewater zelf, dus niet op de RWS meetlocaties waarvoor de kwaliteitsprojecties zijn gemaakt. We nemen hierbij dus aan dat de waterkwaliteit op de innamepunten voor drinkwaterproductie vergelijkbaar is met die op de dichtstbijzijnde RWS meetlocatie. Voor de innamepunten Nieuwegein en

Nieuwersluis (Lobith) en Gat van de Kerksloot (Keizersveer; binnen 10 km zonder grote lozingen) is deze aanname plausibel, maar voor het innamepunt Heel is de waterkwaliteit bij Eijsden (of Luik) niet altijd een goede indicator; dit verschilt per stof, zie Sjerps et al. (2016).

Om de informatie uit de verkregen tijdreeksen overzichtelijk te kunnen presenteren is een infographic ontwikkeld. In deze infographic is voor elke gemodelleerde stof aangegeven hoe vaak de norm (drinkwaterregeling) of ERM-streefwaarde wordt overschreden op de RWS meetpunten in elk van de gehanteerde scenario's:

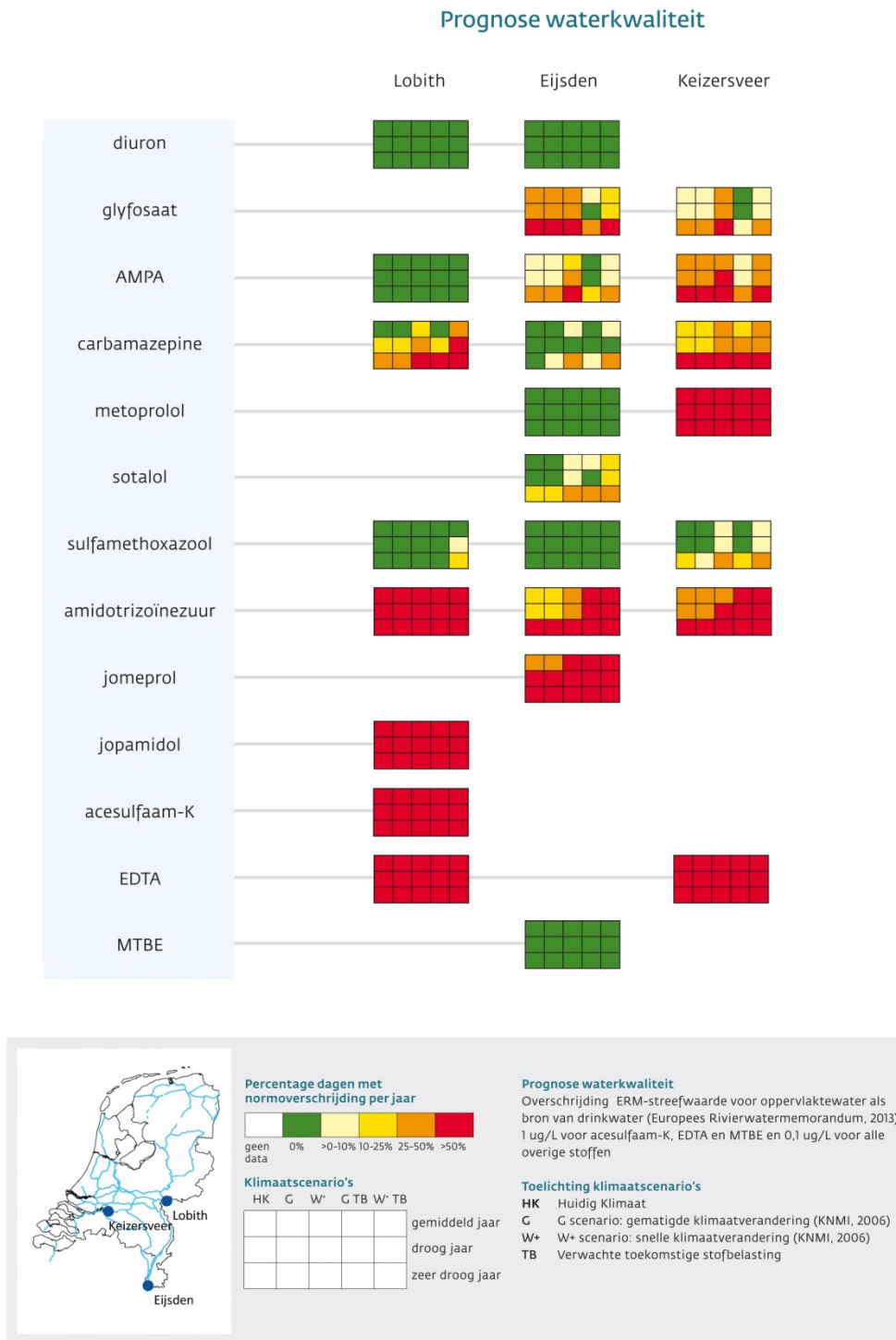
- huidige hydrologie, huidige emissies (basisscenario)
- hydrologie volgens G-scenario (2050), huidige emissies
- hydrologie volgens G-scenario (2050), toekomstige emissies
- hydrologie volgens W⁺-scenario (2050), huidige emissies
- hydrologie volgens W⁺-scenario (2050), toekomstige emissies

Voor elke gemodelleerde stof zijn er op een gegeven locatie 15 tijdreeksen verkregen (3 hydrologische jaren x 5 scenario's). Per tijdreeks is het aantal dagen vastgesteld waarin de norm uit de drinkwaterregeling of de ERM-streefwaarde wordt overschreden; dit aantal is uitgedrukt in een percentage op jaarbasis en weergegeven in een kleurcodering:

- groen = geen overschrijdingen
- lichtgeel = <10% overschrijdingen
- donkergeel = 10-25% overschrijdingen
- oranje = 25-50% overschrijdingen
- rood = >50% overschrijdingen

Het overzicht van het aantal overschrijdingen per jaar staat in Bijlage IV. De hierop gebaseerde infographic wordt gepresenteerd in Figuur 3-5.

Grosso modo laat de infographic zien dat de normen van de drinkwaterregeling resp. de ERM-streefwaarde reeds in het huidige klimaat op grote schaal worden overschreden in de Rijn en de Maas, met name voor röntgencontrastmiddelen. Bij Lobith overschrijden acesulfaam-K en EDTA in hoge mate de ERM-streefwaarden. In de Maas is dat ook het geval voor EDTA; metingen van acesulfaam-k ontbreken hier. De projecties van carbamazepine bij Lobith laten goed het gecombineerde effect zien van het scenario en het hydrologische jaar: hoe droger het scenario, hoe meer overschrijdingen er plaats zullen vinden. Naast röntgencontrastmiddelen zijn er diverse andere probleemstoffen in de Maas aanwezig, zoals glyfosaat/AMPA, carbamazepine, metoprolol en sotalol. Ondanks een toekomstige afnemende belasting voor glyfosaat en AMPA kan in de projecties de waterkwaliteitsnorm droge jaren overschreden worden.



FIGUUR 3-5 GRAFISCHE WEERGAVE VAN DE MATE VAN Overschrijding (OPPERVLAKTEWATER BESTEMD VOOR DE PRODUCTIE VAN DRINKWATER) OP DE MEETLOCATIES LOBITH, EIJSDEN EN KEIZERSVEER BIJ VERSCHILLENDE SCENARIO'S VOOR HYDROLOGIE EN EMISSIES VOLGENS HUIDIG KLIMAAT EN IN HET JAAR 2050 (G EN W+ SCENARIO). FARMACEUTISCHE STOFFEN ZIJN GETOETST AAN DE STREEFWAARDE VAN 0,1 µg/L UIT HET ERM DOCUMENT (IAWR, 2013); OVERIGE STOFFEN AAN DE DRINKWATERREGELING (0,1 µg/L VOOR GLYFOSAAT; 1 µg/L VOOR AMPA, ACESULFAAM-K, EDTA EN MTBE).

3.4 Implicaties drinkwaterproductie

Voor veel stoffen die thans al een bedreiging vormen voor de productie van goed drinkwater zal de concentratie stijgen in de toekomst als gevolg van vergrijzing en klimaatverandering (althans, volgens het W+ scenario). De vraag is actueel in hoeverre de thans opgestelde zuiveringen op hun toekomstige taak zijn voorbereid. Om deze vraag te beantwoorden is de zuiveringsefficiëntie opgevraagd voor de productielocaties Leiduin (Waternet), Heel (WML) en Kralingen (Evides). Op deze locaties wordt het ingenomen rivierwater uiteindelijk gezuiverd tot drinkwater. De zuiveringsefficiëntie is de resultante van alle zuiveringsstappen tussen de inname van het ruwe water en levering van drinkwater 'af pompstation'. Bodempassage inclusief bijmenging gebiedseigen grondwater (Leiduin, Heel) en het verblijf in spaar- of procesbekkens (Biesbosch, Heel) maken onderdeel uit van het zuiveringsproces. De door de waterbedrijven aangeleverde zuiveringsprestaties per stof zijn vermeld in Tabel 3-1.

TABEL 3-1 ZUIVERINGSRENDEMENTEN (%) VOOR EEN AANTAL DRINKWATERRELEVANTE STOFFEN, BEPAALD VANAF DE INNAME VAN HET RUWE WATER TOT DE LEVERING VAN DRINKWATER 'AF POMPSTATION', VOOR DE PRODUCTIELOCATIES KRALINGEN, HEEL EN LEIDUIN.

Type stof	Stof	Leiduin	Heel	Kralingen
Gewasbeschermingsmiddelen	glyfosaat	97	>83	>70
	AMPA	99	>90	96
	diuron	99	*	
Geneesmiddelen	carbamazepine	100	90	>75
	metoprolol	99	*	>86
	sotalol		>90%	
	sulfamethoxazool	98	*	>50
Röntgencontrastmiddelen	amidotrizoïnezuur	66	>70	17
	Jomeprol	100	>92	67
	jopamidol	99		75
Industriële stoffen	acesulfaam-k	46		
	EDTA	85		>0.74
	MTBE	94	*	>44

Data aangeleverd door H. Westerink (Evides), L. Kors (Waternet) en W. de Vet (WML).

(*) onbekend, stof komt niet voor in oppervlaktewater oven de norm of signaleringswaarde

(>90%) omdat stof onder detectielimiet is aangetroffen in drinkwater, kan het zuiveringsrendement nog hoger zijn.

Opvallend zijn de hoge verwijderingspercentages bij Heel en Leiduin; wellicht het gevolg van de bodempassage. De zuiveringsrendementen bij Kralingen zijn ook hoog, maar blijven toch achter bij die van Leiduin en Heel. Dit is duidelijk te zien voor de röntgencontrastmiddelen. Overigens voldoet het bij Kralingen geproduceerde drinkwater aan de normen van het Drinkwaterbesluit.

Wat verder opvalt, is het relatief lage verwijderingsrendement van acesulfaam-K bij Leiduin (slechts 46%, inclusief de voorzuivering bij Nieuwegein). Ook amidotrizoïnezuur wordt matig verwijderd bij Leiduin (66%). Bij Kralingen (inclusief Biesbosch bekkens) wordt deze stof zelfs nagenoeg niet verwijderd (17%).

In Figuur 3-6 wordt een overzicht gegeven van de ernst van het aantal overschrijdingen van normen of signaleringswaarden van de aandachtstoffen op de verschillende locaties in de projecties. Aan de linkerzijde zijn de resultaten uitgezet van het aantal overschrijdingen in oppervlaktewater bestemd voor drinkwater (identiek aan Figuur 3-5). Aan de rechterzijde is de vertaling gemaakt naar het uit oppervlaktewater bereide drinkwater, met behulp van de zuiveringsrendementen uit Tabel 3-1. Drie stoffen springen hieruit naar voren: amidotrizoïnezuur, acesulfaam-K en EDTA.

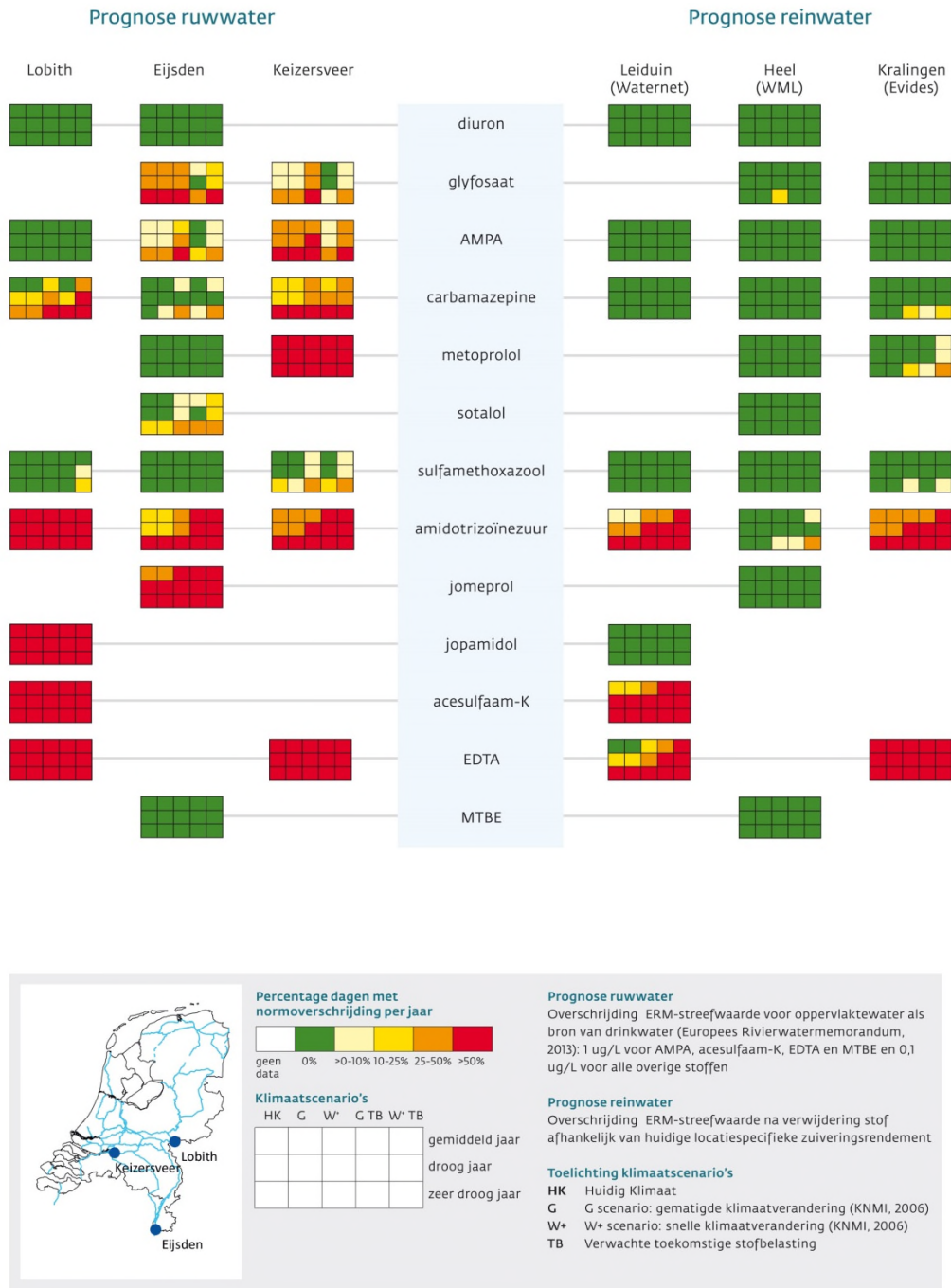
Amidotrizoïnezuur komt in hoge concentraties voor in de Rijn en de Maas (0,1-1 µg/L). De concentraties hiervan kunnen verdubbelen tot verviervoudigen onder invloed van klimaatverandering en vergrijzing (Figuur 3-4), indien het zuiveringsrendement blijft beperkt bij Leiduin (65%) en zeer beperkt bij Kralingen (17%). Daardoor kunnen toekomstige concentraties in het drinkwater stijgen tot ver boven de ERM-streefwaarde van 0,1 µg/L. De signaleringswaarde van 1 µg/L uit het drinkwaterbesluit kan bij Kralingen worden overschreden, al vormen drinkwaterconcentraties in deze orde van grootte volgens de huidige inzichten geen gezondheidsrisico (Moermond, 2014).

Acesulfaam-K komt in zeer hoge concentraties voor in het ruwe water (0,5-3 µg/L bij Lobith; Figuur 2-3). De concentraties kunnen verdubbelen bij klimaatverandering (W⁺) en de stof wordt slecht verwijderd in de zuivering (46% bij productielocatie Leiduin). Om deze redenen is het zeer waarschijnlijk dat acesulfaam-K de signaleringswaarde van 1 µg/L in het drinkwater gaat overschrijden, of dat al reeds doet. Aan de andere kant is het niet waarschijnlijk dat acesulfaam-K een gezondheidsrisico vormt, omdat concentraties in drinkwater vele malen lager zullen zijn dan de aanvaardbare dagelijkse inname.

EDTA komt momenteel in hoge concentraties voor in de Rijn (1 tot 11 µg/L) en de Maas (1 tot 55 µg/L). Onder invloed van klimaatverandering kunnen de concentraties oplopen tot 18 µg/L in de Rijn en tot bijna 100 µg/L in de Maas. In drinkwater geproduceerd uit zowel Maaswater als Rijnwater zal EDTA in de toekomst de signaleringswaarde van 1 µg/L overschrijden; in drinkwater geproduceerd uit Maaswater is dat nu al het geval. Hoewel uit het voorzorgprincipe hoge concentraties van EDTA niet gewenst zijn in oppervlaktewater voor de productie van drinkwater, liggen de voorspelde concentraties ver beneden de richtwaarde voor EDTA in drinkwater van 600 µg/L (World Health Organization).

De vierde stof, die nadrukkelijk de aandacht verdient, is metformine en zijn afbraakproduct guanylurea. De opgestelde afvoer-concentratie relatie (in de Rijn) is helaas niet significant genoeg voor het beschrijven van de meetgegevens. Echter, de concentraties van dit geneesmiddel in oppervlaktewater zijn een orde van grootte hoger dan die van de andere geneesmiddelen, en de stof wordt matig verwijderd als bodempassage geen deel uitmaakt van het zuiveringsproces. In het bij Kralingen geproduceerde drinkwater wordt dan ook gemiddeld 0,3 µg/L metformine en 0,2 µg/L guanylurea (afbraakproduct) aangetroffen. Gezondheidskundig is de metformine concentratie niet relevant; de richtwaarde voor levenslange blootstelling afgeleid door het RIVM bedraagt 196 µg/L (Moermond, 2014). Desalniettemin is de toename van de metformine concentratie in oppervlaktewater en het daaruit bereide drinkwater een ongewenste ontwikkeling.

Bij zeer droge jaren worden daarnaast de geneesmiddelen carbamazepine, metoprolol, en sulfamethoxazool (Kralingen) niet altijd verwijderd tot onder 0,1 µg/L. Als de zuiveringsrendementen niet verbeteren, zullen deze stoffen steeds meer in het drinkwater worden aangetroffen.



FIGUUR 3-6 GRAFISCHE WEERGAVE VAN DE MATE VAN Overschrijding VAN DE NORM OF SIGNALERINGSWAARDE (OPPERVLAKTEWATER BESTEMD VOOR DE PRODUCTIE VAN DRINKWATER). DAARNAAST IS DE VERTALING GEMAAKT VAN HET AANTAL OverschrijdingEN IN DRINKWATER BIJ EEN ZUIVERINGSEFFICIËNTIE VOLGENS TABEL 3-1.

4 Conclusies en aanbevelingen

4.1 Conclusie

De waterkwaliteit van de Rijn en de Maas wordt beïnvloed door klimaatverandering en maatschappelijke ontwikkelingen. De waterkwaliteit komt in de toekomst onder druk te staan door het frequent voorkomen van langdurige droge periodes, waarbij de verdunning van puntlozingen relatief beperkt is. Naast diuron, glyfosaat en AMPA zijn voor de onderzochte stoffen nog geen gezondheidkundige drinkwaterrichtlijnen vastgesteld en daarom zijn ze getoetst aan de streefwaarden uit het Europees Rivierwater Memorandum (ERM). *Grosso modo* worden de ERM-streefwaarden reeds in het huidige klimaat op grote schaal overschreden in de Rijn en de Maas, met name voor röntgencontrastmiddelen. Voor de meeste stoffen geldt: hoe lager de afvoer, hoe vaker de ERM-streefwaarde wordt overschreden.

Door de hoge zuiveringsrendementen van de drinkwaterbedrijven worden de meeste stoffen afdoende verwijderd uit het ruwe water, nu en in de toekomst. Uitzonderingen hierop zijn acesulfaam-K bij Leiduin (niet gemeten op de andere locaties), EDTA bij Leiduin en Kralingen, amidotrizoïnezuur bij Leiduin, Kralingen en (in mindere mate) Heel. In zeer droge jaren kunnen ook de concentraties van de geneesmiddelen carbamazepine, metoprolol, en sulfamethoxazool (Kralingen) stijgen tot boven de ERM-streefwaarden. Als de zuiveringsrendementen niet verbeteren, zullen deze stoffen in toenemende mate in het drinkwater worden aangetroffen. Voor sommige stoffen is dat nu al het geval, al worden er, met uitzondering van acesulfaam-K en EDTA, nog geen signaleringswaarden overschreden. De stofconcentraties blijven echter onder indicatieve individuele gezondheidkundige richtwaarden.

Dit onderzoek is gebaseerd op een selectie van stoffen, waarvoor 13 stoffen een projectie kon worden gemaakt van de toekomstige concentraties. Er zijn echter meer persistente stoffen aanwezig in oppervlaktewater relevant voor de productie van drinkwater.

4.2 Aanbevelingen

- Om de kwaliteit van het drinkwater in de toekomst te waarborgen, is het van belang emissies te reduceren of zuiveringsrendementen te verbeteren.
- Verder onderzoek naar de lage zuiveringsrendementen van amidotrizoïnezuur en acesulfaam-k. Wordt dit bevestigd op andere locaties met bodempassage?
- Het uitbreiden van monitoringsprogramma's met metformine en guanylurea, o.a. bij Luik en Keizersveer.
- Verder onderzoek naar de verwijdering van metformine en guanylurea bij bodempassage.
- Uitbreiding van projecties voor meerdere drinkwaterrelevante stoffen.

5 Referenties

- Deltares, 2011. Deltascenario's. Verkenning van mogelijk fysieke en sociaaleconomische ontwikkelingen in de 21ste eeuw op basis van KNMI'06 en WLO-scenario's, voor gebruik in het Deltaprogramma 2011-2012. Deltares, Planbureau voor de Leefomgeving, p. 150.
- Derksen, A., ter Laak, T.L., 2013. Human pharmaceuticals in the water cycle. KWR Watercycle Research Institute, STOWA, Amersfoort, The Netherlands, p. 59.
- Europees Parlement en de Raad van Europese Unie, 2000. Kaderrichtlijn Water. p. 72.
- IAWR, 2013. Memorandum regarding the protection of European rivers and watercourses in order to protect the provision of drinking water. IAWR, RIWA, IAWD, AWE, AWWR, p. 28.
- Moermond, C.T.A., 2014. Environmental risk limits for pharmaceuticals: Derivation of WFD water quality standards for carbamazepine, metoprolol, metformin and amidotrizoic acid. RIVM, Utrecht, p. 56.
- RIWA, 2015. De kwaliteit van het Maaswater in 2014. RIWA - Vereniging van Rivierwaterbedrijven.
- Schmidt, C.K., Fleig, M., Sacher, F., Brauch, H.-J., 2004. Occurrence of aminopolycarboxylates in the aquatic environment of Germany. *Environmental Pollution* 131, 107-124.
- Sjerps, R.M.A., ter Laak, T.L., Zwolsman, J.J.G., 2016. Ontwikkeling waterkwaliteit bij innamepunten van oppervlaktewater voor de drinkwatervoorziening. KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein, The Netherlands, p. 107.
- Sjerps, R.M.A., Zwolsman, J.J.G., 2015. Wateraanvoer van Waal naar Maas: gunstig voor de waterkwaliteit? KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein, p. 79.
- STOWA, 2014. Microverreinigingen in het water. Een overzicht. STOWA, Stichting voor Toegepast Onderzoek Waterbeheer p. 35.
- Ter Laak, T.L., Tolkamp, H., Hofman, J., 2013. Geneesmiddelen in de watercyclus in Limburg. Fase 1: Voorkomen, herkomst en ernst van geneesmiddelen in het watersysteem. . KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.
- van Bokhoven, A.J., Zwolsman, J.J.G., 2007. Klimaatverandering en de waterkwaliteit van de Rijn. *H2O* 40, 34-37.
- Van Der Aa, N.G.F.M., Kommer, G.J., Van Montfoort, J.E., Versteegh, J.F.M., 2011. Demographic projections of future pharmaceutical consumption in the Netherlands. *Water Science and Technology* 63, 825-831.
- van Vliet, M.T.H., Zwolsman, J.J.G., 2007. Klimaatverandering en de waterkwaliteit van de Maas. *H2O* 40, 29-33.
- Williams, M., Ong, P.L., Williams, D.B., Kookana, R.S., 2009. Estimating the sorption of pharmaceuticals based on their pharmacological distribution. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28, 2572-2579.
- Yamamoto, H., Y. Nakamura, S. Moriguchi, Y. Nakamura, Y. Honda, I. Tamura, Y. Hirata, A. Hayashi, J. Sekizawa, 2009. Persistence and partitioning of eight selected pharmaceuticals in the aquatic environment: Laboratory photolysis, biodegradation, and sorption experiments. . *Water Research* 43, 351-362.

Bijlage I

Resultaten Q-C relaties

Lobith 2010-2011 c=a/Q+b	Lobith										
	voor verwijdering uitbijters						na verwijdering uitbijters				
	n metingen	min Q	max Q	a	b	r2	uitbijters	nieuwe n	a2	b2	r2
diuron	52	842	8075	6	0.01	0.11	5	47	7	0.00	0.37
glyfosaat	26	932	8075	13	0.03	0.01	1	25	1	0.03	0.00
AMPA	26	932	8075	454	0.11	0.38	1	25	463	0.10	0.46
isoproturon	52	842	8075	-29	0.04	0.06	2	50	-5	0.02	0.00
metolachloor	26	932	8075	1	0.01	0.00	2	24	6	0.00	0.19
carbamazepine	26	932	8075	124	0.00	0.69	3	23	114	0.00	0.88
diclofenac	26	932	8075	20	0.05	0.03	1	25	25	0.04	0.06
metformine	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data
guanylureum	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data
metoprolol	26	932	8075	9	0.07	0.01	1	25	11	0.07	0.01
sotalol	26	932	8075	17	0.02	0.15	0	26	17	0.02	0.15
sulfamethoxazool	19	1135	4434	53	0.01	0.42	1	18	54	0.01	0.65
amidotrizoinezuur	26	932	8075	232	0.12	0.16	1	25	283	0.07	0.33
johexol	26	932	8075	97	0.07	0.09	1	25	90	0.06	0.10
jomeprol	26	932	8075	171	0.37	0.03	0	26	171	0.37	0.03
jopamidol	26	932	8075	325	0.07	0.51	2	24	334	0.05	0.73
jopromide	26	932	8075	30	0.16	0.01	0	26	30	0.16	0.01
EDTA	51	932	8075	5444	2.17	0.40	2	49	6268	1.50	0.59
MTBE	250	932	8075	-375	0.39	0.00	4	246	93	0.06	0.02
TBP	26	932	8075	7	0.05	0.01	1	25	0	0.05	
acesulfaam-K	25	932	8075	2244	0.73	0.69	2	23	2424	0.54	0.90
chloride	52	842	8075	63030	50.76	0.40	1	51	67107	46.55	0.61
natrium	40	842	8075	49650	18.06	0.82	1	39	51437	16.44	0.88
fluoride	13	932	5482	53	0.09	0.34	0	13	53	0.09	0.34

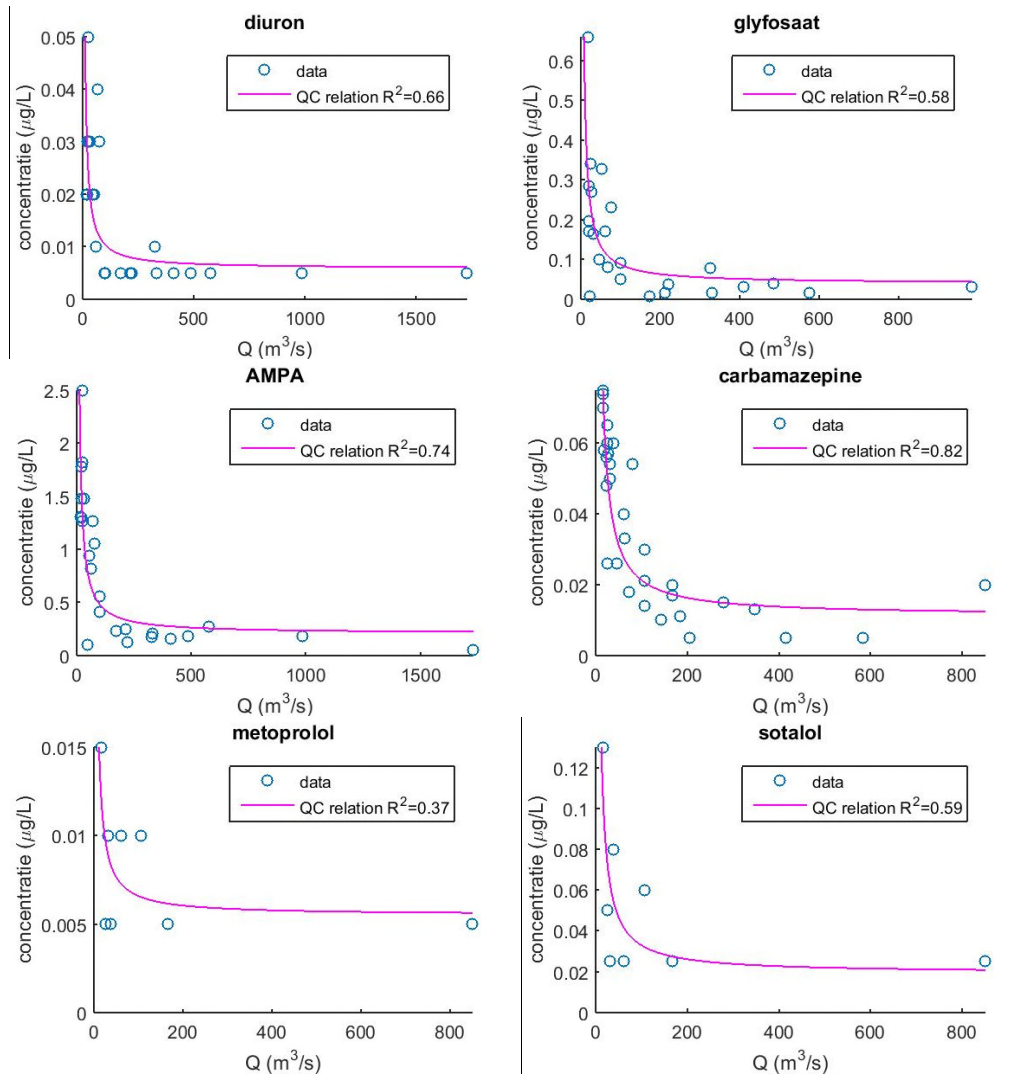
Keizersveer 2010-2011 c=a/Q+b	Keizersveer										
	voor verwijdering uitbijters						na verwijdering uitbijters				
	n metingen	min Q	max Q	a	b	r2	uitbijters	nieuwe n	a2	b2	r2
diuron	81	40	1900	1	0.01	0.20	2	79	0.9	0.01	0.32
glyphosaat	63	40	1742	3	0.04	0.26	3	60	0.4	0.03	0.36
AMPA	63	40	1742	75	0.39	0.53	2	61	76.0	0.34	0.64
isoproturon	80	40	1900	0	0.03	0.02	3	77	0.1	0.02	0.00
metolachloor	114	40	1900	1	0.01	0.16	4	110	0.9	0.01	0.17
carbamazepine	50	40	1660	4	0.03	0.56	3	47	5.3	0.02	0.75
diclofenac	36	40	1169	0	0.03	0.01	1	35	-0.7	0.03	0.09
metformine	39	1135	6136	-464	1.19	0.05	1	38	-479.6	1.17	0.07
guanylureum	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data
metoprolol	26	40	710	7	0.08	0.57	1	25	9.3	0.07	0.73
sotalol	3	136	415	2	0.04	0.05	0	3	1.8	0.04	0.05
sulfamethoxazool	26	40	710	2	0.02	0.52	0	26	1.8	0.02	0.52
amidotrizoïnezuur	26	40	710	5	0.13	0.14	0	26	5.2	0.13	0.14
johexol	26	40	710	-1	0.11	0.00	1	25	0.8	0.09	0.01
jomeprol	26	40	710	7	0.12	0.28	0	26	6.9	0.12	0.28
jopamidol	26	40	710	2	0.05	0.06	1	25	1.7	0.05	0.06
jopromide	26	40	710	-5	0.20	0.06	1	25	-0.7	0.14	0.02
EDTA	26	40	710	655	11.58	0.19	2	24	663.0	11.14	0.32
MTBE	175	40	1900	7	0.03	0.16	9	166	3.7	0.04	0.12
TBP	26	58	1900	-11	0.20	0.27	1	25	-9.0	0.17	0.27
acesulfaam-K	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data
chloride	53	40	1742	1646	35.18	0.70	1	52	1688	34.46	0.74
natrium	39	40	710	1385	23.95	0.74	2	37	1426	22.76	0.83
fluoride	26	40	710	7	0.19	0.45	0	26	7	0.19	0.45

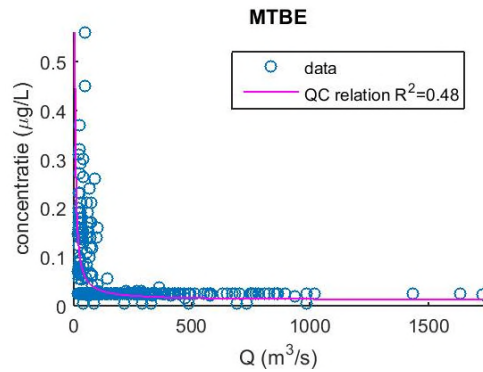
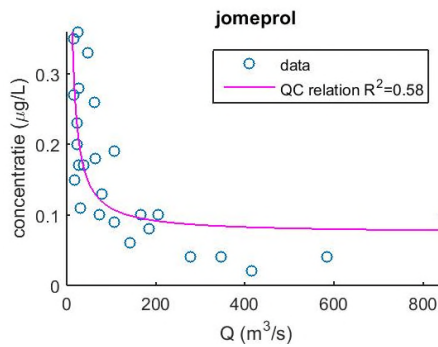
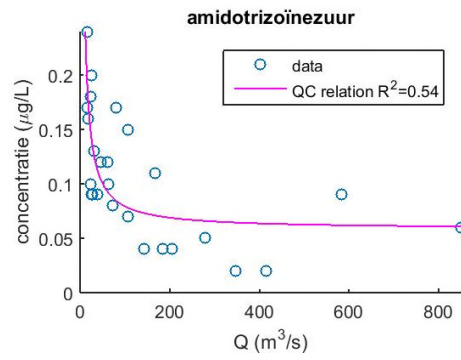
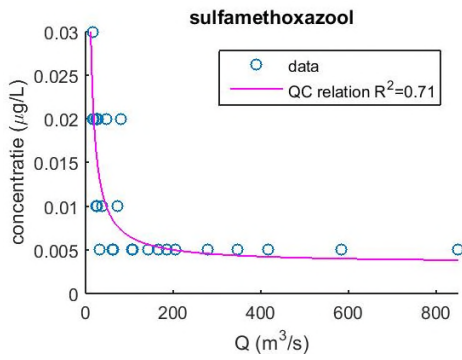
Eijsden 2010-2011 c=a/Q+b	Eijsden										
	voor verwijdering uitbijters Q>10 m3/s						na verwijdering uitbijters				
	n metingen	min Q	max Q	a	b	r2	uitbijters	nieuwe n	a2	b2	r2
diuron	25	18.07	1732.28	0.50	0.01	0.51	2	23	0.46	0.01	0.66
glyfosaat	24	18.07	985.596	5.56	0.03	0.48	2	22	4.74	0.04	0.58
AMPA	25	18.07	1732.28	30.30	0.20	0.71	1	24	27.40	0.21	0.74
isoproturon	25	18.07	1732.28	-0.27	0.02	0.10	2	23	-0.08	0.01	0.02
metolachloor	25	18.07	1732.28	0.11	0.01	0.13	2	23	0.03	0.01	0.08
carbamazepine	62	15.3	850.844	0.97	0.01	0.77	2	60	1.00	0.01	0.82
diclofenac	52	15.3	850.844	0.17	0.01	0.22	0	52	0.17	0.01	0.22
metformine	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data
guanylureum	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data
metoprolol	16	15.3	850.844	0.11	0.01	0.37	0	16	0.11	0.01	0.37
sotalol	16	15.3	850.844	1.37	0.02	0.59	0	16	1.37	0.02	0.59
sulfamethoxazool	52	15.3	850.844	0.30	0.00	0.62	2	50	0.31	0.00	0.71
amidotrizoïnezuur	52	15.3	850.844	2.10	0.06	0.54	0	52	2.10	0.06	0.54
johexol	52	15.3	850.844	0.49	0.07	0.07	0	52	0.49	0.07	0.07
jomeprol	52	15.3	850.844	3.54	0.08	0.51	2	50	3.55	0.07	0.58
jopamidol	52	15.3	850.844	0.01	0.01	0.02	2	50	0.00	0.01	0.91
jopromide	52	15.3	850.844	2.61	0.17	0.18	0	52	2.61	0.17	0.18
EDTA	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data
MTBE	384	17.7	1732.28	2.55	0.02	0.27	28	356	2.24	0.01	0.48
TBP	25	18.07	1732.28	-7.81	0.42	0.36	1	24	-7.40	0.39	0.42
acesulfaam-K	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data	No data
chloride	101	17.7	1732.28	992.28	32.62	0.55	3	98	954.17	32.06	0.59
natrium	62	17.7	1732.28	824.43	19.06	0.63	1	61	824.56	18.60	0.66
fluoride	50	18.07	1732.28	13.62	0.25	0.59	1	49	13.78	0.24	0.63

Bijlage II

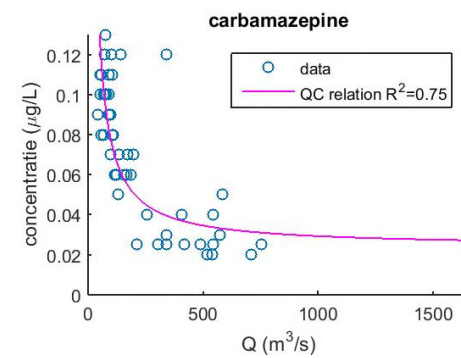
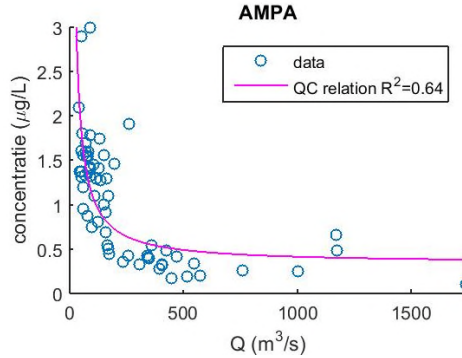
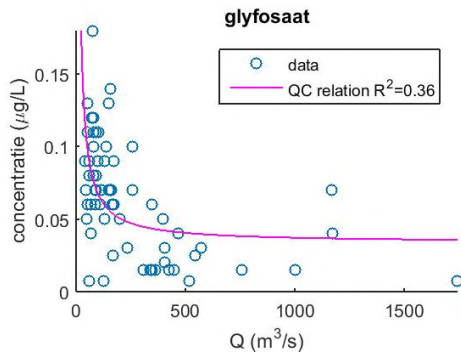
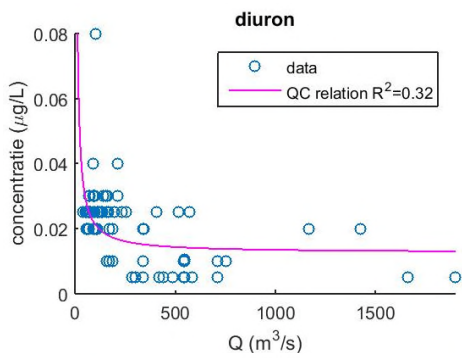
Plots Q-C relatie

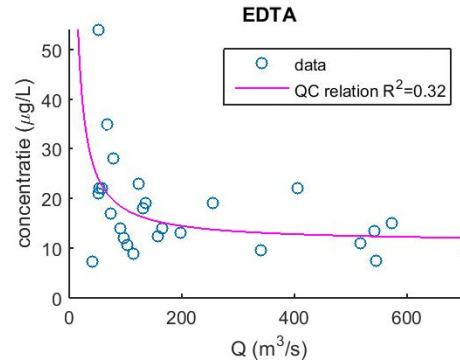
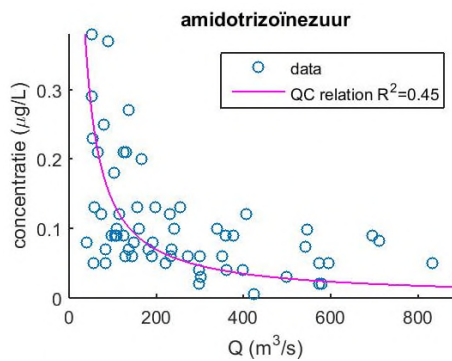
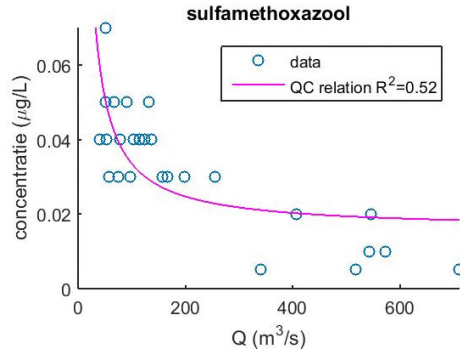
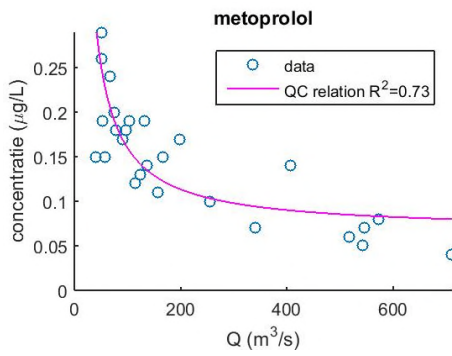
Significante Q-C relaties bij Eijsden volgens $c=a/Q+b$ (data 2010-2011).



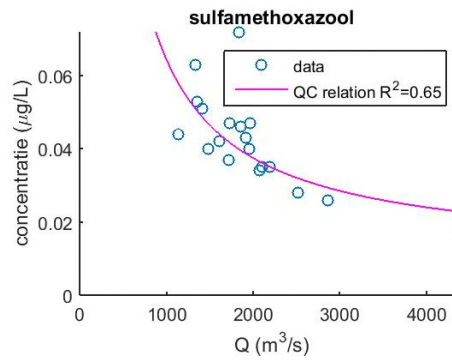
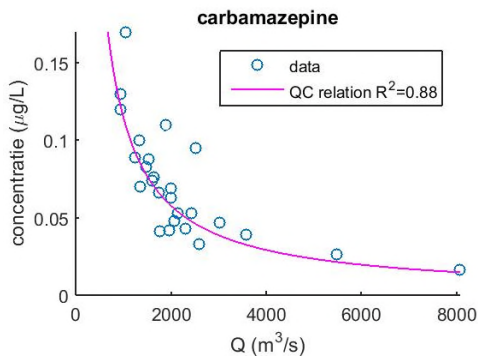
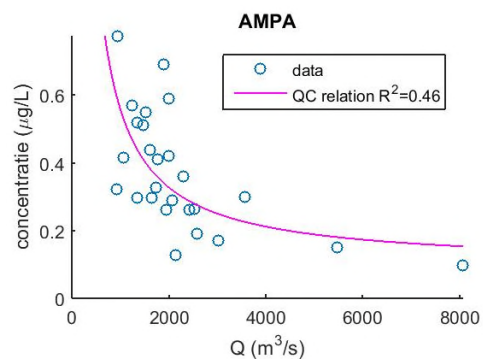
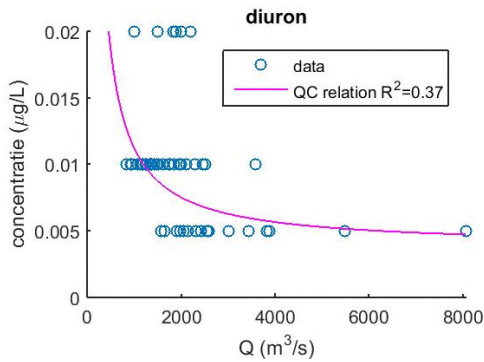


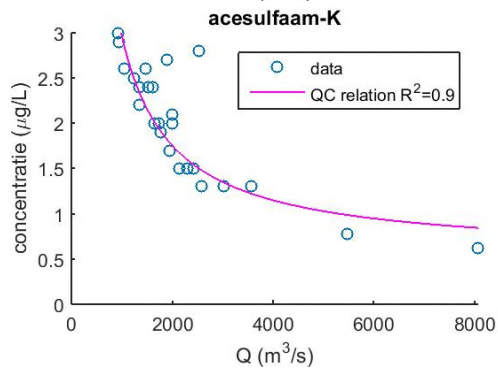
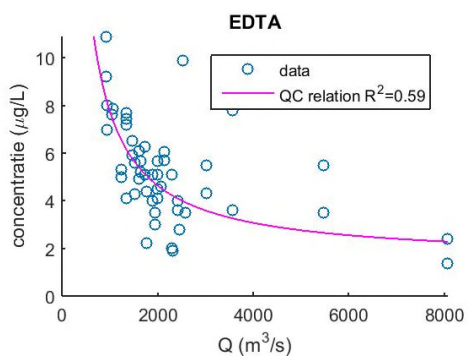
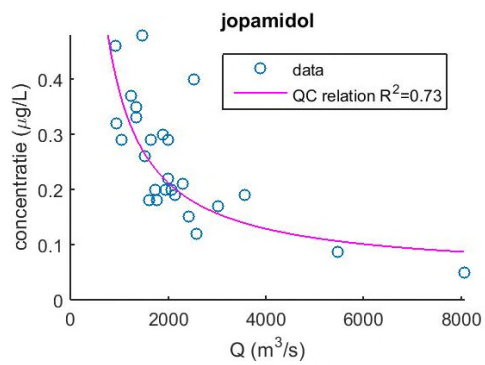
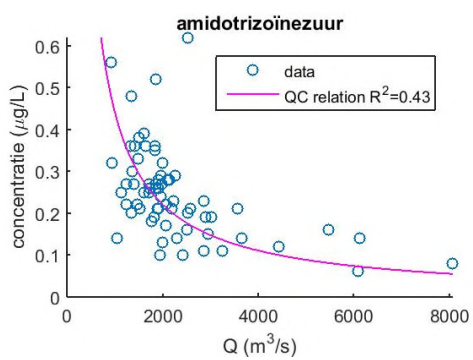
Significante Q-C relaties bij Keizersveer volgens $c=a/Q+b$ (data 2010-2011).





Significante Q-C relaties bij Lobith volgens $c=a/Q+b$ (data 2010-2011).





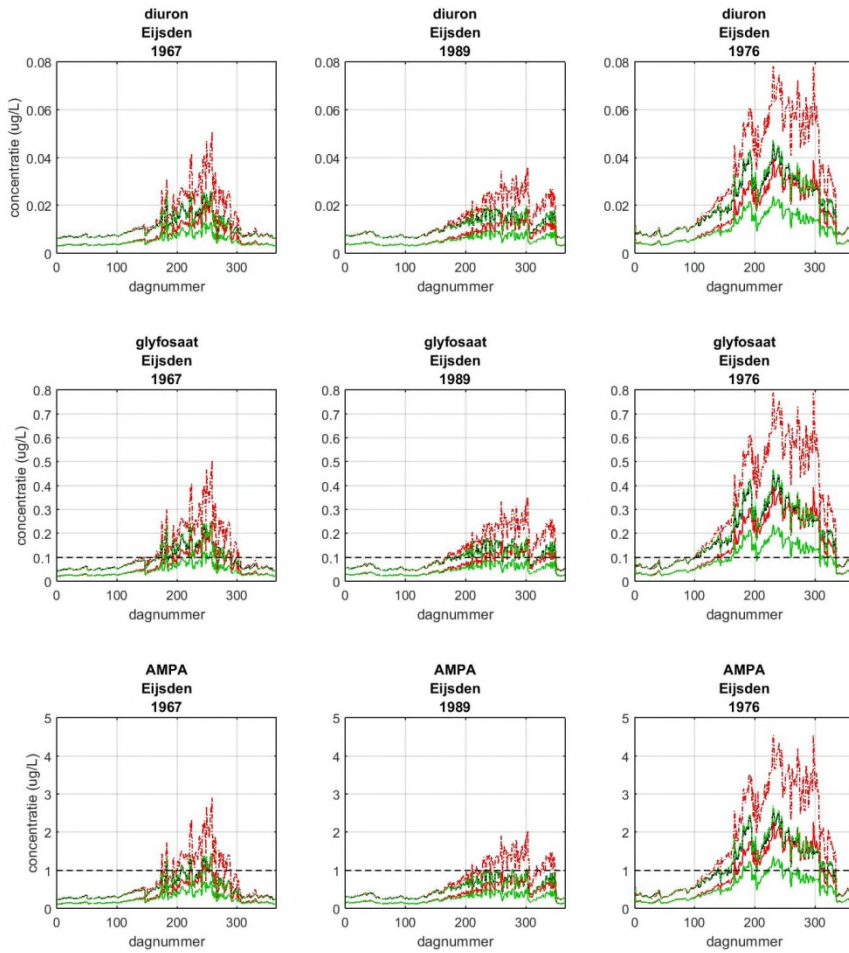
Bijlage III

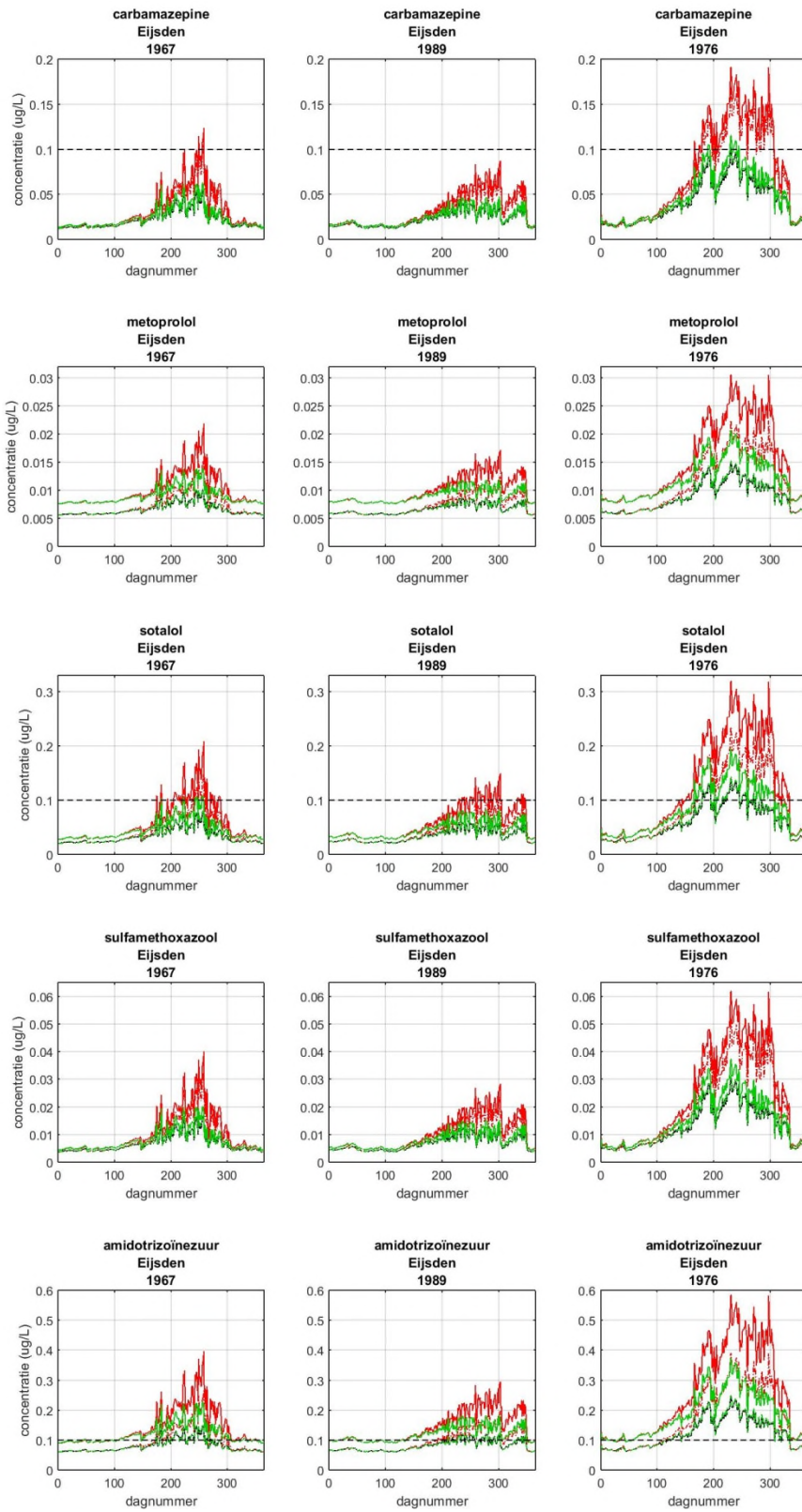
Waterkwaliteitsprojecties

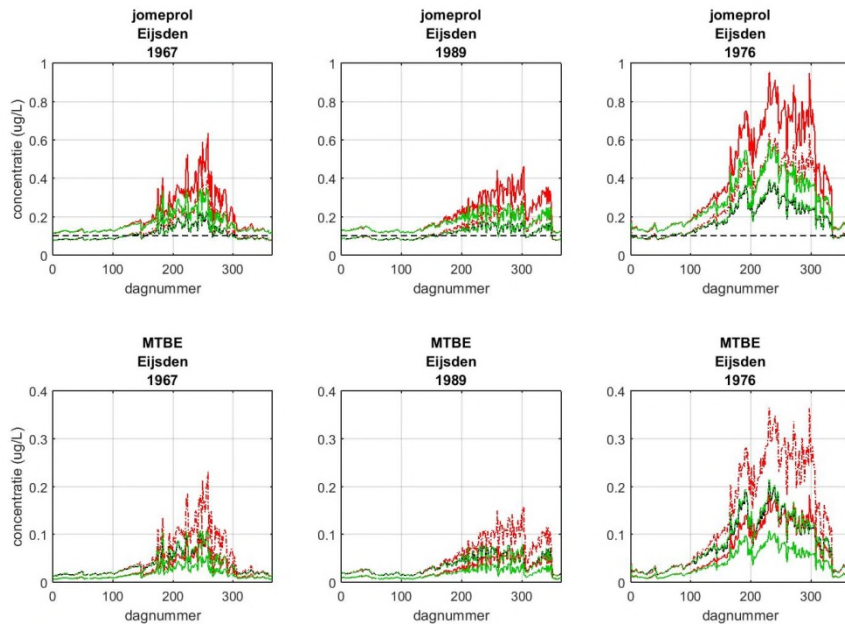
Legenda



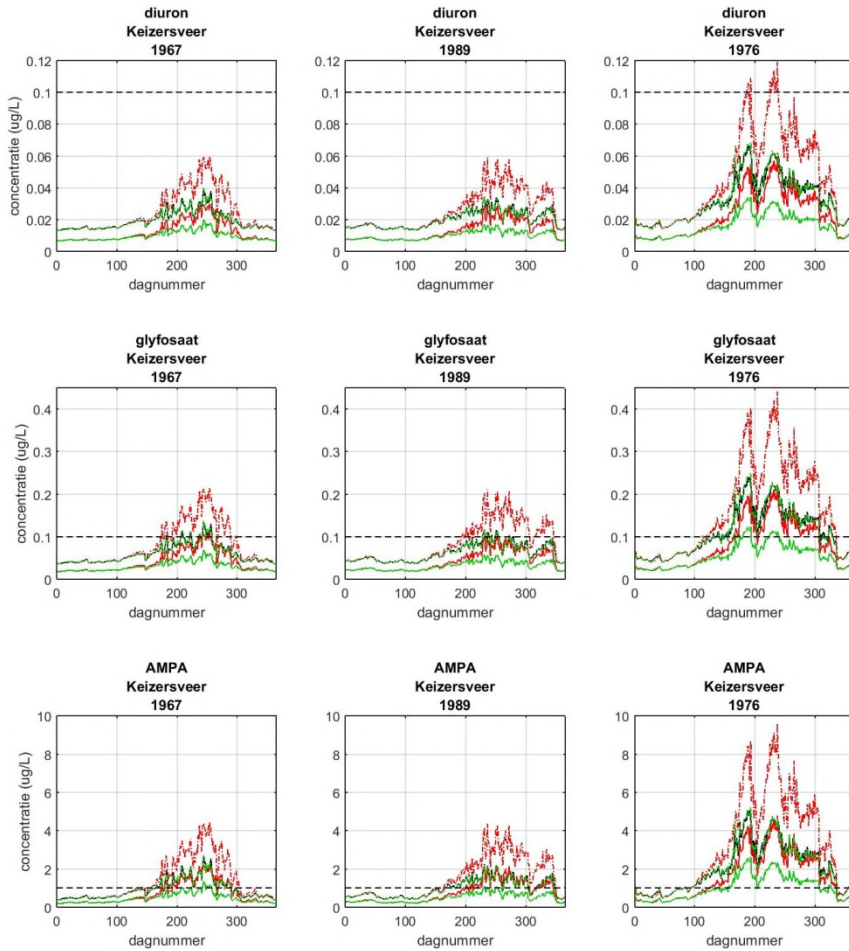
Eijsden

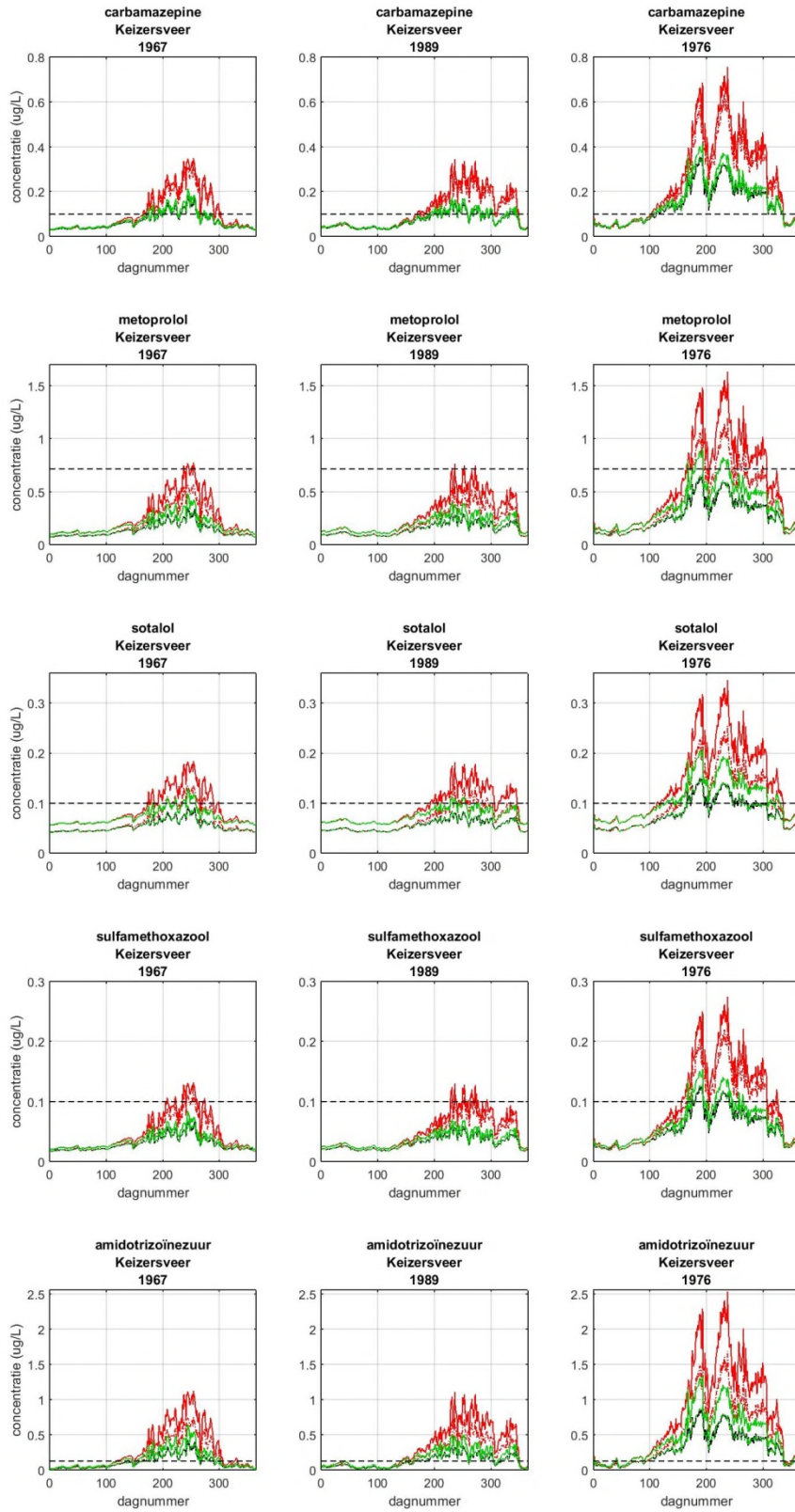


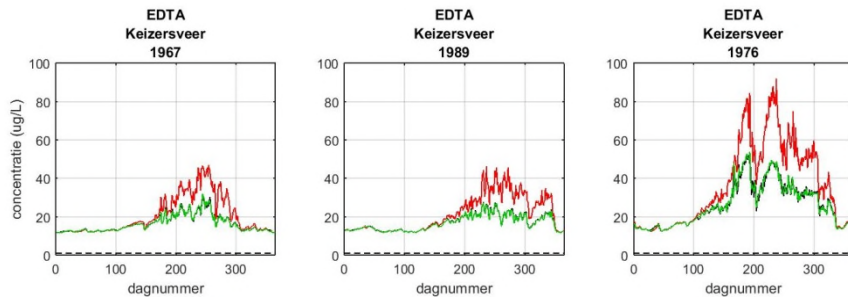




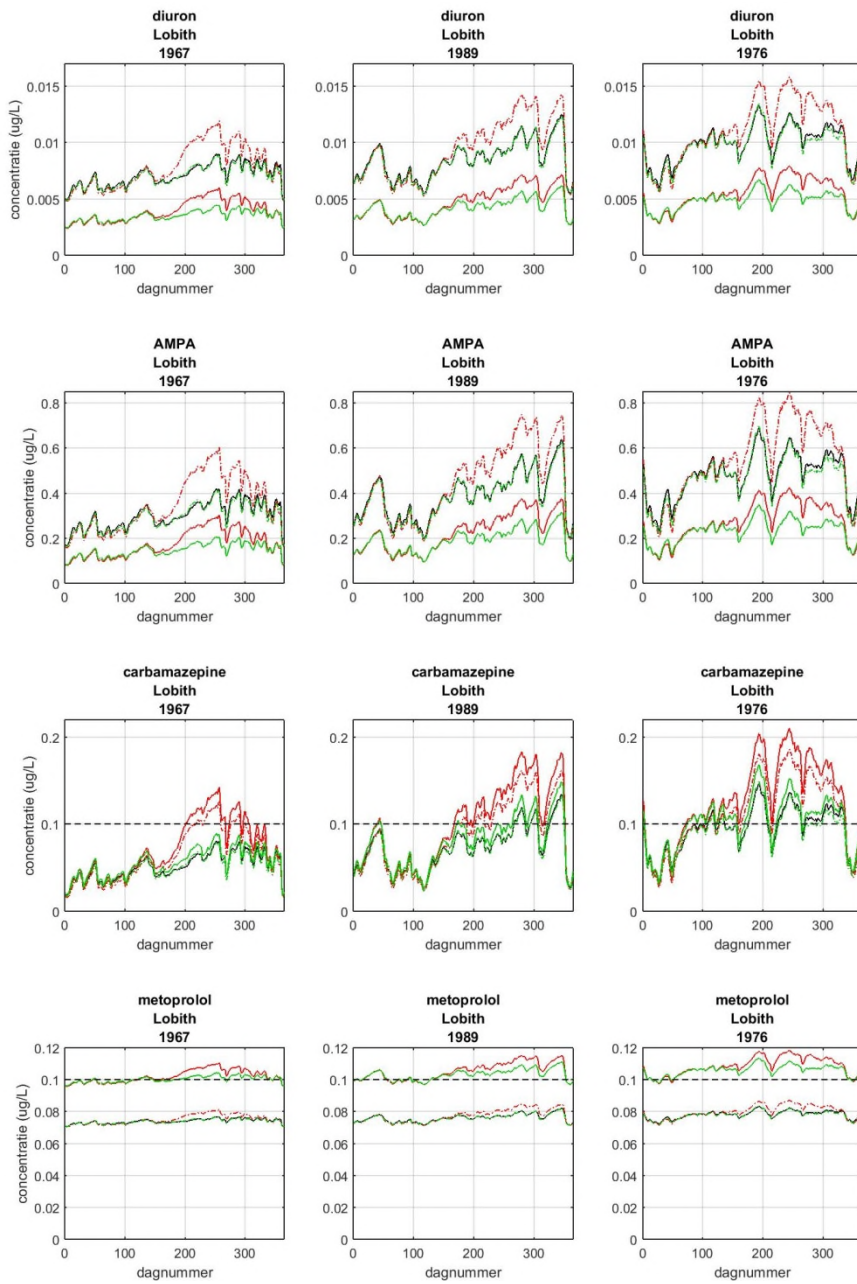
Keizersveer

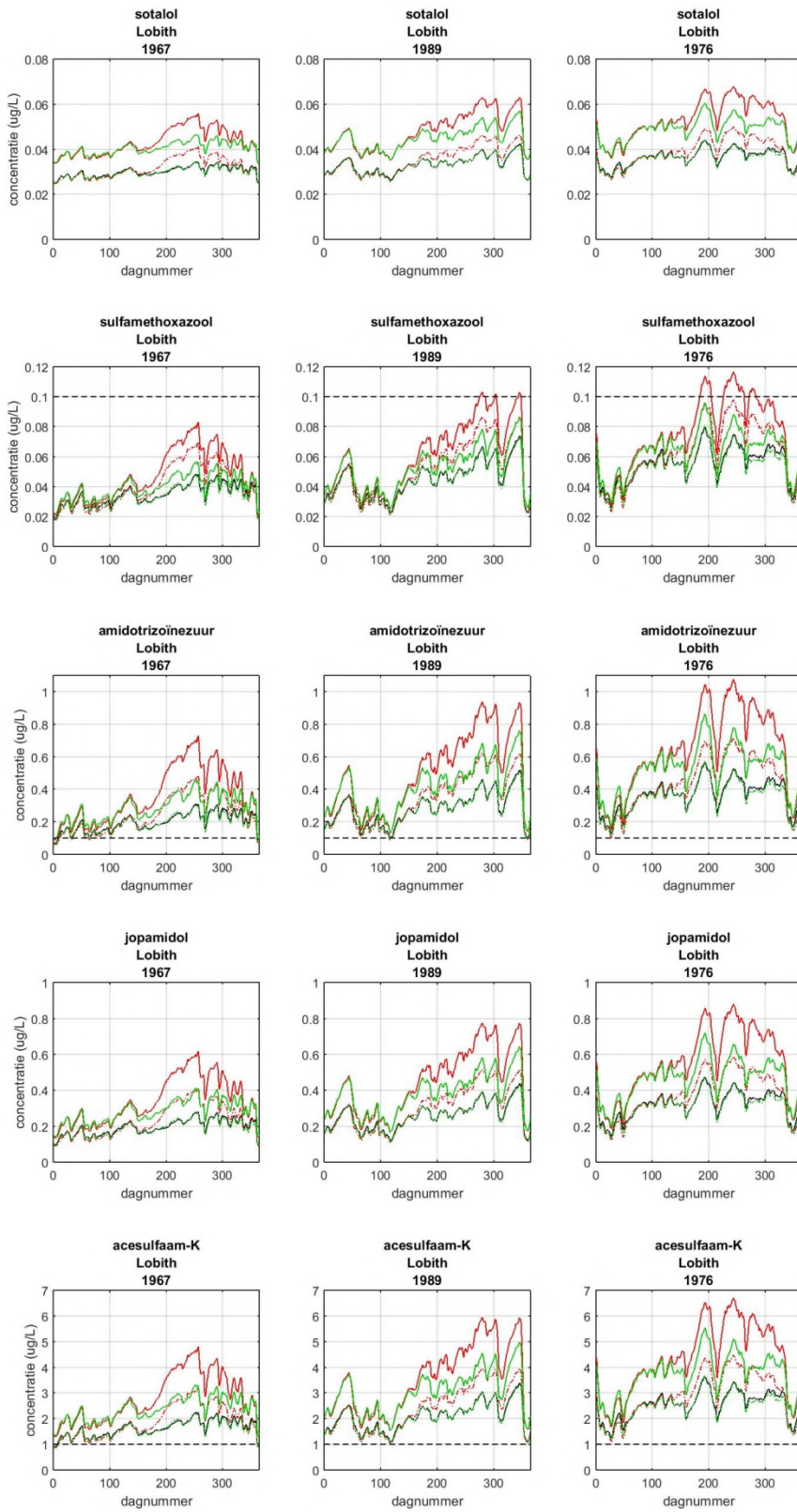


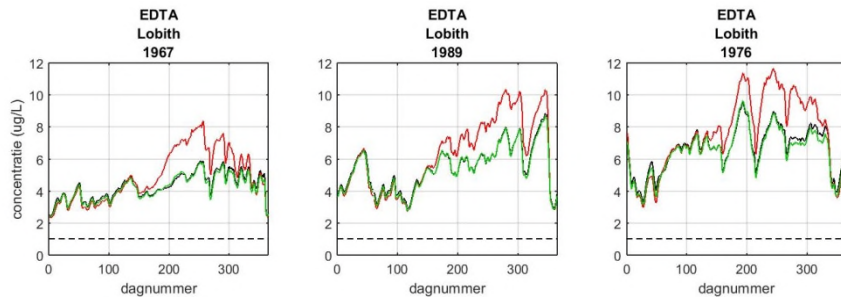




Lobith







stof	norm	jaar	Leiduin (afgeleid van Lobith)					Heel (afgeleid van Eijsden/Luik)					Kralingen (afgeleid van Keizersveer)			
			HK	G	W+	G T	W+ T	HK	G	W+	G TB	W+ TB	HK	G	W+	G TB
carbamazepine	0.1	1989	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		1967	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		1989	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	2
metoprolol	0.1	1967											0	0	0	0
		1989											0	0	0	0
		1976											0	0	0	0
sotalol	0.1	1967						0	0	21	9	61				
		1989						0	0	4	0	55				
		1976						54	63	149	138	180				
sulfamethoxazool	0.1	1967	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		1989	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0
amidotrizoïnezuur	0.1	1967	14	10	123	177	207	0	0	0	0	5	121	119	163	167
		1989	168	166	209	270	264	0	0	0	0	0	164	164	190	195
		1976	279	272	283	329	327	0	0	16	12	126	256	253	260	292
jomeprol	0.1	1967						0	0	0	0	0				
		1989						0	0	0	0	0				
		1976						0	0	0	0	0				
jopamidol	0.1	1967	0	0	0	0	0									
		1989	0	0	0	0	0									
		1976	0	0	0	0	0									
acesulfaam-K	1	1967	87	81	156	312	298									
		1989	242	234	238	338	335									
		1976	315	305	299	363	359									
ETDA	1	1967	365	365	365	365	365									
		1989	365	365	365	365	365									
		1976	366	366	366	366	366									
MTBE	1	1967						0	0	0	0	0				
		1989						0	0	0	0	0				
		1976						0	0	0	0	0				

