

BTO 2017.009 | Juni 2017

BTO rapport

Kennisdocument
Hergebruik van
Restwater voor de
Landbouw-
watervoorziening

ERRATUM (4 april 2019)

- Tabel 2-6: herstel weggefallen superscript van de machten
- Toevoeging p19: *“Overigens eist WHO (2006) <1kve/100 ml voor E. coli (dus niet fecale coliformen) als het om besproeiing gaat”.*
- Toevoeging p19: *“WHO (2006) adviseert dan ook om uit te gaan van een risicobenadering. Onderdeel hiervan is het uitvoeren van een zogenaamde QMRA (quantitative microbial risk assessment). Een voorbeeld van een dergelijke analyse is in paragraaf 3.2.1 beschreven voor de casus Braunschweig.”*

BTO
 Waterschap  Rijn en IJssel
 WATERBEHEER: VEILIG EN OP MAAT


Kennisdokument Hergebruik van Restwater voor de Landbouw-watervoorziening

BTO 2017.009 | Juni 2017

Opdrachtnummer

400554/133, 401378

Projectmanager

Dr. Klaasjan Raat

Opdrachtgever

BTO - Thematisch onderzoek - Duurzame bronnen en watersystemen
 Waterschap Vechtstromen
 Waterschap Rijn & IJssel

Kwaliteitsborger(s)

Prof. dr. Pieter Stuyfzand

Auteur(s)

Dr. ir. Gijsbert Cirkel, dr. ir. Gé van den Eertwegh (KnowH2O), dr. Sija Stofberg en dr. ir. Ruud Bartholomeus

Verzonden aan

Dit rapport is verspreid onder BTO-participanten, waterschap Vechtstromen en waterschap Rijn & IJssel en is openbaar.



Jaar van publicatie
2017

Meer informatie

Dr. ir. Gijsbert Cirkel
 T 734
 E Gijsbert.cirkel@kwrwater.nl

Keywords

hergebruik, landbouw, watervoorziening, RWZI-effluent

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 2017.009 | Juni 2017 © KWR

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd, 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*

Kennisdokument Hergebruik van Restwater voor de Landbouwwatervoorziening

Auteur(s) Dr. ir. Gijsbert Cirkel, dr. ir. Gé van den Eertwegh, dr. Sija Stofberg en dr.ir. Ruud Bartholomeus

De beschikbaarheid over voldoende zoetwater van goede kwaliteit is cruciaal voor de Nederlandse land- en tuinbouw. Door het veranderende klimaat zullen langduriger en drogere perioden frequenter voorkomen. Dit leidt zonder maatregelen tot toenemende schade aan landbouwgewassen. Door de afnemende beschikbaarheid van het normaal gebruikte grond- en oppervlaktewater neemt het belang van alternatieve bronnen zoals gezuiverd afvalwater toe. Door hergebruik kan de lokale/regionale waterkringloop beter worden gesloten. Echter, voorafgaand aan gebruik van gezuiverd industrieel restwater en rwzi-effluent voor landbouwirrigatie moet er duidelijkheid zijn over de samenstelling van dit water en eventuele hiermee samenhangende gezondheids- en ecotoxicologische effecten. In dit kennisdokument ontsluiten we reeds bestaande kennis en ervaringen uit binnen- en buitenlandse projecten en (wetenschappelijke) literatuur. Met gezuiverd afvalwater is een omvangrijke hoeveelheid water continu en geografisch verspreid beschikbaar. Met het effluent van de huidige rwzi's kan het Nederlandse landbouwareaal worden voorzien van een waterschijf van 100 mm per jaar. In tijden van droogte kan levering vanuit rwzi's naar agrariërs rendabel worden toegepast. Permanente afname door agrariërs voor regionale grondwateraanvulling is echter niet kostenefficiënt voor de agrariërs, maar dient wellicht wel maatschappelijke doelstellingen. Hoewel de huidige concentraties zware metalen en nutriënten in het effluent geen belemmering lijken te vormen, is inzicht in lange termijn effecten noodzakelijk. Specifieke aandacht verdient hierbij het gedrag van persistente organische microverontreinigingen en in het bijzonder bepaalde antibiotica en antibiotica resistente bacteriën en resistentiegenen.



Hergebruik van effluentdeelstroom voor sub-irrigatie van een maisperceel bij rwzi Haaksbergen. Let op het verschil tussen de effluentlozing en de 'natuurlijke' afvoer.

Belang: Hergebruik van restwater voor de landbouwwatervoorziening als adaptieve strategie

Het veranderende klimaat maakt dat de zoetwaterbeschikbaarheid in Nederland zowel in plaats als tijd verandert ten opzichte van de huidige situatie. De verwachting is dat in de toekomst langduriger en meer extreem droge perioden zullen voorkomen. Bij onvoldoende aanvoer van irrigatiewater kan dit leiden tot schade aan landbouwgewassen. Hergebruik van gezuiverd afvalwater kan hiervoor een oplossing bieden. Bij overheden en belanghebbenden is nog onbekendheid over de mogelijkheden en risico's gerelateerd aan het toepassen van effluent bij irrigatie.

Aanpak: Uitwerking aan de hand van literatuur en casestudies (pilots & full scale).

Aan de hand van beschikbare (wetenschappelijke) literatuur en praktijkervaringen van Nederlandse, Europese en internationale pilotstudies en grootschalige toepassingen is onderzocht waarom is overgegaan op effluent hergebruik, hoe dit is vormgegeven en welke risico's zijn onderzocht en eventueel ondervangen door regelgeving en technische maatregelen. De bevindingen van deze studie zijn in voorliggend rapport samengevat.

Resultaten: Hergebruik van effluent voor landbouwirrigatie mogelijk, studie naar langjarige effecten noodzakelijk

Gebruik van effluent is technisch en juridisch mogelijk. Ook economisch kan hergebruik voor agrariërs interessant zijn. Uit diverse studies blijkt dat inzet van effluent voor irrigatie voor grondgebonden landbouw economisch interessant is tijdens droge periodes. Daarnaast kan gebruik van vergaand gezuiverd effluent rendabel zijn voor hoogwaardige teelten (o.a. glastuinbouw) in gebieden met beperkte beschikbaarheid van zoet

water. Secundair gezuiverd (rwzi-)effluent is echter een bron van pathogenen en organische microverontreinigingen. Bodempassage blijkt voor pathogenen en een groot aantal microverontreinigingen een effectieve zuiveringsmethode. Over het gedrag van deze organismen in bodem en grondwater op de lange termijn is echter nog weinig bekend. Ook zijn er nog kennisvragen over de mate van opname van organische microverontreinigingen door planten en de verspreiding van antibiotica resistente genen. Mede gezien de constatering dat 'onbewust' en daarmee deels ongecontroleerd hergebruik in Nederland al jarenlang en op grote schaal plaatsvindt, is nader onderzoek naar deze effecten gewenst. Gecontroleerd hergebruik in combinatie met bodempassage kan in dit licht wellicht een waardevolle aanvulling vormen op de huidige praktijk van afvalwaterzuivering. Hierbij dient opgemerkt te worden dat verdergaande zuivering van afvalwater de acceptatie en toepasbaarheid van effluent voor landbouwirrigatie sterk zal vergroten.

Implementatie: Aanzet voor zorgvuldig hergebruik van effluent voor de landbouwwatervoorziening

We beogen met dit kennisoverzicht een eerste aanzet te geven voor het op een zorgvuldige wijze toepassen van effluent voor de landbouwwatervoorziening. Ervaringen uit het buitenland geven hierbij richting aan toekomstige ontwikkelingen in Nederland. Bevindingen uit deze studie worden geïmplementeerd in de pilotstudie bij rwzi Haaksbergen.

Rapport

Dit onderzoek is beschreven in rapport *Kennisdocument hergebruik van restwater voor de landbouwwatervoorziening* (BTO-2017.009).

Samenvatting

De beschikbaarheid over voldoende zoetwater van goede kwaliteit is cruciaal voor de Nederlandse land- en tuinbouw. Door het veranderende klimaat zullen langduriger en meer extreem droge perioden frequenter voorkomen. Bij onvoldoende aanvoer van irrigatiewater kan dit leiden tot schade aan landbouwgewassen. Door de afnemende waterbeschikbaarheid neemt het belang van alternatieve bronnen zoals gezuiverd restwater uit de industrie en rwzi-effluent toe. Momenteel wordt dit water veelal geloosd op oppervlaktewater en snel afgevoerd. Door hergebruik kan de lokale/regionale waterkringloop beter worden gesloten.

Bij gebruik van gezuiverd industrieel restwater en rwzi-effluent voor landbouwirrigatie moet er duidelijkheid zijn over de samenstelling van dit water en eventuele hiermee samenhangende gezondheids- en ecotoxicologische effecten. Doel van voorliggende rapportage is het ontsluiten van kennis en ervaringen uit binnen- en buitenlandse projecten en (wetenschappelijke) literatuur. We beantwoorden hierbij onder andere de volgende vragen:

- Welke hoeveelheden restwater zijn beschikbaar?
- Wat is de kwaliteit van deze waterstromen?
- Welke eisen stellen verschillende teelten?
- Wat zijn de effecten van irrigatie met restwater op bodem, grondwater en gewas?
- Is hergebruik technisch en economisch haalbaar?
- In hoeverre is 'onbewust' hergebruik door beregening uit effluent gevoed oppervlaktewater al staande praktijk?

Uit deze studie blijkt dat met gezuiverd afvalwater een omvangrijke hoeveelheid water geografisch verspreid en continu beschikbaar is. Bij het Nederlandse rwzi-effluent gaat het bijvoorbeeld om ca. 2 miljard m³ per jaar bestaande uit 1.1 miljard m³ huishoudelijk afvalwater en 0.9 miljard m³ afstromend regenwater en drainagewater. Alleen al hiermee kan het Nederlandse landbouwareaal worden voorzien van 100 mm/jr.

De kwaliteit van het effluent is in de afgelopen decennia vooral qua nutriënten sterk verbeterd. Toch kunnen in het effluent in wisselende concentraties aanwezige stoffen zoals zware metalen en organische microverontreinigingen een bedreiging vormen voor de oppervlaktewater-, bodem- en grondwaterkwaliteit. Voor toepassing als irrigatiewater geldt dat zonder verdere zuivering o.a. de gemiddelde chlorideconcentratie in rwzi effluent en door industrie geloosd afvalwater te hoog is voor glastuinbouw en soms voor vollegronds groenteteelt en boomteelt. Ook de ijzerconcentratie is kritisch voor glastuinbouw, groenteteelt en fruitteelt. Concentraties fecale coliformen zijn in rwzi effluent zonder verdere zuivering te hoog voor landbouwtoepassing via beregening.

Of en in welke mate deze stoffen en organismen een probleem vormen, blijkt sterk afhankelijk van de vrachten, de manier van irrigeren of infiltreren en de geteelde gewassen. Uit de literatuurstudie komt naar voren dat zware metalen gezien de huidige lage concentraties in effluent waarschijnlijk geen gevaar vormen voor de grondwaterkwaliteit en de kwaliteit van bodem en gewassen. In het effluent aanwezige pathogenen zijn echter wel een daadwerkelijk risico. Afhankelijk van de manier van irrigeren is er risico voor boeren, omwonenden en gewaskwaliteit. De risico's kunnen sterk terug worden gebracht door gericht en liefst ondergronds te irrigeren waardoor geen verspreiding via aerosolen plaatsvindt. Hoe langer de bodempassage, hoe meer verwijdering van pathogenen er optreedt en hoe lager het risico. Naast verspreiding van pathogenen is ook de verspreiding van antibioticaresistentiegenen mogelijk een risico. Het in de VS en Australië gebruikelijke chloreren is wel effectief tegen indicatoren voor pathogenen, maar niet tegen diverse pathogenen zelf en niet tegen deze genen. Nader onderzoek naar de verspreiding en effecten van antibiotica resistentiegenen is gewenst.

Zoals al aangegeven is effluent een bron van organische microverontreinigingen. Waar effluentgevoed oppervlaktewater infiltreert, zijn verschillende stoffen tot in drinkwaterwinningen aangetroffen. Toch blijkt bodempassage een effectieve methode voor het verwijderen van het merendeel van de in het effluent aanwezige stoffen. Irrigieren met effluent kan hiermee zowel een verontreinigingsbron als een zuiveringstechniek vormen. De mate van verwijdering is sterk afhankelijk van de stofeigenschappen, bodemsamenstelling, irrigatieregime en bodemtemperatuur en zal dus verschillen per stof en per locatie. Inzicht in de mate van verwijdering van elke stof onder de vigerende omstandigheden is dus cruciaal voor het vaststellen van de voordelen en risico's. Over opname van organische microverontreinigingen in gewassen is beperkt informatie beschikbaar. Vooralsnog lijkt het risico verwaarloosbaar, maar langjarige studies zijn gewenst.

Uit diverse studies blijkt dat levering van effluent voor irrigatie in droge periodes economisch rendabel kan worden uitgevoerd. Bij permanente levering voor grondwateraanvulling is aanvullende financiering noodzakelijk om het voor agrariërs aantrekkelijk te maken. Het wettelijk instrumentarium in Nederland lijkt hierbij in principe geschikt om toepassing van gezuiverd rwzi-effluent in de landbouw toe te staan, bijvoorbeeld in de vorm van maatwerkvoorschriften. Belangrijker voor nu lijkt het te zijn dat acceptatie en draagvlak, zowel technisch, bestuurlijk als maatschappelijk, de aspecten zijn die gebruik van gezuiverd rwzi-effluent belemmeren. Dit kan worden ondervangen door meer duidelijkheid te verkrijgen over de lange termijn milieu- en gezondheidseffecten bij gebruik van effluent. Daarnaast kan worden ingezet op verdergaande zuivering van het effluent waardoor de toepassingsmogelijkheden en acceptatie sterk worden vergroot.

Dit laatste aspect is tevens van belang gezien de constatering dat 'onbewust' en daarmee deels ongecontroleerd hergebruik in Nederland reeds op grote schaal plaatsvindt. Afhankelijk van de weercondities is zo'n 17 tot 35% van het Nederlandse oppervlaktewater aantoonbaar beïnvloed door rwzi-effluent. Dit getal is exclusief de bijdrage van industriële lozingen. Bij droogte neemt dit percentage toe door herverdeling van water en minder verdunning. Juist in deze droge periode wordt dit met humaan pathogene micro-organismen en organische microverontreinigingen beladen oppervlaktewater gebruikt voor landbouwberegening en het op peil houden van het grondwater in grote delen van Nederland. Effluent komt hierdoor ook in beperkte mate in voor drinkwaterproductie bedoeld grondwater terecht.

Inhoud

Samenvatting	0
Inhoud	2
1 Introductie	5
2 Bronnen en beschikbaarheid van restwater	7
2.1 Restwaterstromen, bronnen en kwaliteit	7
2.1.1 Introductie	7
2.2 Kwantiteit van restwaterstromen in Nederland	8
2.2.1 Rwzi-effluent	8
2.2.2 Kwaliteit van restwaterstromen in Nederland	11
2.3 Waterkwaliteitseisen landbouwwatervoorziening	19
2.4 Synthese bronnen en beschikbaarheid van restwater	20
3 Toepassing van restwater voor de landbouwwatervoorziening	21
3.1 Ervaringen in Nederland	21
3.1.1 Nieuw Prinsenland: Hergebruik afvalwater suikerindustrie voor tuinbouw gietwater	23
3.1.2 Boer Bier Water: Hergebruik effluent Bavaria brouwerij voor irrigatie van grasland, boomteelt en vaste plantenteelt	25
3.1.3 Haaksbergen, praktijkproef hergebruik van gezuiverd rwzi-effluent	26
3.2 Ervaringen in Europa	28
3.2.1 Effluent hergebruik voor landbouwirrigatie in Nedersaksen (Duitsland)	30
3.2.2 Effluent hergebruik voor landbouwirrigatie in de Clermont Ferrand regio (Frankrijk)	35
3.3 Ervaringen met effluent hergebruik buiten Europa	37
3.3.1 Monterey Wastewater Reclamation Study for Agriculture (MWRSA)	37
3.3.2 Waterconserv II project, Orlando/Orange county Florida	38
3.3.3 Hergebruik van afvalwater in Zuid-Australië: The Virginia Pipeline Scheme	41
3.4 Synthese gebruik van restwater voor de landbouwwatervoorziening	42
4 ‘Onbewust’ hergebruik in Nederland	45
4.1 Beïnvloeding van het Nederlandse oppervlaktewater door gezuiverd afvalwater	45
4.2 ‘Onbewust’ hergebruik door de landbouw	47
4.3 Onbewust hergebruik door andere functies	50
5 Effecten hergebruik effluent voor irrigatie op bodem-, grondwater- en gewaskwaliteit	51
5.1 Inleiding en achtergrond	51
5.1.1 Irrigeren met effluent?	51
5.1.2 Irrigatiemethodes en hergebruik	53
5.2 Verspreiding van stoffen naar bodem, grondwater en gewas	55

5.2.1	Zware metalen	56
5.2.2	Pathogene micro-organismen	58
5.2.3	Organische microverontreinigingen	60
5.3	Synthese effecten hergebruik effluent voor irrigatie op bodem-, grondwater- en gewaskwaliteit	61
6	Wet- en regelgeving	63
6.1	Huidige wet- en regelgeving	63
6.1.1	Gebruik van oppervlaktewater	64
6.1.2	Afvalstof of grondstof	64
6.1.3	Ondergrondse waterberging	65
6.2	Subirrigatie met effluent of oppervlaktewater	65
6.2.1	Wet- en regelgeving bij subirrigatie met direct gebruik van restwater	65
6.2.2	Wet- en regelgeving bij subirrigatie met gebruik van oppervlaktewater	66
6.2.3	Zorgplicht en herziening omgevingsrecht	66
6.3	Uitgangspunten voor beleid	67
6.4	Mogelijkheden en doorkijk	69
7	Synthese en conclusies	71
8	Referenties	75
	Samenvatting	0
	Inhoud	2
1	Introductie	5
2	Bronnen en beschikbaarheid van restwater	7
2.1	Restwaterstromen, bronnen en kwaliteit	7
2.2	Kwantiteit van restwaterstromen in Nederland	8
2.3	Waterkwaliteitseisen landbouwwatervoorziening	19
2.4	Synthese bronnen en beschikbaarheid van restwater	20
3	Toepassing van restwater voor de landbouwwatervoorziening	21
3.1	Ervaringen in Nederland	21
3.2	Ervaringen in Europa	28
3.3	Ervaringen met effluent hergebruik buiten Europa	37
3.4	Synthese gebruik van restwater voor de landbouwwatervoorziening	42
4	'Onbewust' hergebruik in Nederland	45
4.1	Beïnvloeding van het Nederlandse oppervlaktewater door gezuiverd afvalwater	45
4.2	'Onbewust' hergebruik door de landbouw	47
4.3	Onbewust hergebruik door andere functies	50
5	Effecten hergebruik effluent voor irrigatie op bodem-, grondwater- en gewaskwaliteit	51
5.1	Inleiding en achtergrond	51

5.2	Verspreiding van stoffen naar bodem, grondwater en gewas	55
5.3	Synthese effecten hergebruik effluent voor irrigatie op bodem-, grondwater- en gewaskwaliteit	61
6	Wet- en regelgeving	63
6.1	Huidige wet- en regelgeving	63
6.2	Subirrigatie met effluent of oppervlaktewater	65
6.3	Uitgangspunten voor beleid	67
6.4	Mogelijkheden en doorkijk	69
7	Synthese en conclusies	71
8	Referenties	75
	Bijlage I Verwijderingspercentages van stoffen in rwzi's	81
	Bijlage II Samenstelling afvalwater op riool per bedrijfstak	82
	Bijlage III Algemene toetsingswaarden infiltratiewater	83
	Bijlage IV Transportgedrag en risico's	84
	Bijlage V Juridisch kader subirrigatie	88

1 Introductie

De landbouwsector is een grootgebruiker van zoetwater. Naar schatting 60 à 70% van de jaarlijks onttrokken zoetwaterhoeveelheid in de wereld komt ten gunste van de landbouw (http://www.fao.org/nr/water/aquastat/water_use/index.stm). Ook in Nederland is zoetwater een belangrijke productiefactor voor de land- en tuinbouw. Het water wordt gebruikt voor gietwater in de tuinbouw, voor het beregenen van grasland, akkerbouwgewassen en andere teelten, voor veedrenking en voor reiniging van stallen en machines. In Nederland bedraagt de onttrekking van oppervlaktewater voor land- en tuinbouw 100 à 150 miljoen m³/jaar (<http://www.clo.nl/indicatoren/nl0014-watergebruik-landbouw>). Uit grondwater wordt waarschijnlijk nog eens 300 miljoen m³ onttrokken (Dufour, 1998). Een groot deel van dit water wordt onttrokken voor het beregenen van gewassen gedurende droge periodes. Met een landbouwareaal van ongeveer 2 Mha komt dit overeen met een waterschijf van 20 à 22.5 mm/j. Ten opzichte van de gewasverdamping van 500 mm/jr lijkt deze hoeveelheid beperkt, maar deze hoeveelheid water wordt gedurende korte periodes onttrokken wanneer de waterbeschikbaarheid al erg beperkt is.

Het veranderende klimaat maakt dat de beschikbaarheid van zoetwater in Nederland zowel in plaats als tijd verandert ten opzichte van de huidige situatie (KNMI, 2011; Klein Tank et al. 2014). Ondanks dat de nuttige neerslag in de meeste scenario's gemiddeld toeneemt, wordt de verdeling over het jaar ongelijker, met nattere winters en drogere zomers. De waterbeschikbaarheid komt hiermee juist in het groeiseizoen verder onder druk te staan. Staarink et al. (2015) concluderen dan ook dat de beregeningsbehoefte groeit door het veranderende klimaat. Alternatieve bronnen van zoetwater worden daarmee relatief belangrijker voor de land- en tuinbouw, bij de schaarser wordende gangbare bronnen.

Gezuiverd restwater uit de industrie en rwzi-effluent zijn mogelijke alternatieven voor beregeningswater (STOWA, 1996, 2001). Momenteel wordt dit water veelal geloosd op oppervlaktewater. Mogelijkheden om in het gedachtengedoe van de circulaire economie kringlopen te sluiten zijn aanwezig. Natuurlijk hebben we daarbij wel te maken met kwaliteitseisen aan het restwater voor toepassing in de landbouw. Gezondheids- en ecotoxicologische effecten, naast leveringszekerheid, milieueffecten en acceptatie zijn belangrijke zaken om mee te nemen in de overwegingen om restwater te gebruiken. Dit geldt in ieder geval wanneer dit water wordt gebruikt voor gietwater, beregening en veedrenking. Diverse rapporten gaan in op de aanwezigheid van milieuvreemde stoffen en bacteriën in oppervlaktewater buiten en binnen Nederland (o.a. Bouki et al., 2013; Blaak et al., 2014; Blaak et al., 2015; Moermond et al., 2016). Ook is er aandacht voor mogelijkheden voor nazuivering, o.a. via helofytenfilters en zogenaamde 'Waterharmonica's', met als doel de effluentkwaliteit aanvullend te verbeteren of te 'ecologiseren' (STOWA, 2012).

Als restwater wordt gebruikt voor sub-irrigatie, dat wil zeggen het in de bodem inbrengen van irrigatiewater voor gewassen, dan vindt er bodempassage plaats voordat het water bij de wortelzone kan komen. Het vergroten van de waterbeschikbaarheid in de wortelzone en hiermee de transpiratie (verdamping van gewas) leidt tot een hogere gewasopbrengst. STOWA (2015) geeft aan dat ondergrondse waterberging een optie is die de landbouw kan aanwenden om de zoetwatervoorziening te verbeteren. Een bijkomend voordeel van sub-irrigatie is dat een teveel aan sub-irrigatie niet verloren gaat voor het bodem-water-systeem via verdamping anders dan door de gewassen. Het teveel leidt ofwel tot grondwateraanvulling, of komt tot afvoer in het open water en kan benedenstrooms gebruikt worden.

De probleemstelling van deze literatuurstudie luidt dan ook:

- Is er voldoende gezuiverd restwater beschikbaar bij industrieën en rwzi's?
- Aan welke eisen moet gezuiverd, zoet restwater voldoen om verantwoord toegepast te kunnen worden in de land- en tuinbouw in Nederland?

- Wat is het effect van bodempassage op de chemische en microbiologische samenstelling van het bodemwater, dat door gewassen kan worden opgenomen of dat afgevoerd wordt naar het open water en/of regionale grondwater?
- Maakt bodempassage een na-zuivering van effluent overbodig?
- Is sub-irrigatie met effluent of met effluent beladen oppervlaktewater een goed alternatief voor beregening met dit water?
- Hoe kan de samenwerking tussen waterketen- en watersysteem-partijen leiden tot een betere samenwerking tussen waterbeheerders, drinkwaterbedrijven en de land- en tuinbouw inzake zoetwatervoorziening?

Het doel van dit document is kennis bijeen te brengen en te ordenen ten aanzien van de effecten van hergebruik van gezuiverd restwater via bodempassage op de samenstelling van het bodem-water-systeem en landbouwgewassen. We onderzoeken daarbij ervaringen in Nederland, maar ook in de VS, Australië, Duitsland, Frankrijk, Spanje, Italië en het Midden-Oosten.

We beogen met dit document de waterbeheerders en drinkwaterbedrijven in Nederland kennis en houvast te bieden ten aanzien van mogelijkheden en risico's van het hergebruik van gezuiverd zoet restwater voor (sub-)irrigatie. Ook willen we aangeven welk nader onderzoek en welke informatievoorziening nodig zijn om tot reductie van risico's en betere kennis van zaken te komen.

2.2 Kwantiteit van restwaterstromen in Nederland

2.2.1 Rwzi-effluent

De samenstelling van het restwater zelf is een belangrijke factor in het al dan niet kunnen en willen gebruiken van restwater. Waar awzi's allerlei afvalwater als influent aangeboden krijgen, bestaat het influent van een rwzi veelal uit stedelijk afvalwater van huishoudens in bebouwd en gerioleerd gebied. We beschouwen hier een standaard rwzi.

Het zuiveringsproces van een rwzi is in Nederland gericht op verwijdering van de nutriënten stikstof (N) en fosfor (P) en op het terugdringen van zuurstofverbruik, zowel chemisch (CZV) als biologisch (BZV) (CBS et al., 2016). Daarnaast worden in het water aanwezige stoffen gebonden aan het actieve zuiveringsslib of afgebroken door bacteriën, waardoor ze (deels) afgevangen worden in de rwzi. De gebruikte zuiveringsstappen kunnen per rwzi verschillen, maar bestaan in veel gevallen uit primaire en secundaire zuivering (Tabel 2-1).

TABEL 2-1. DEFINITIES VAN RWZI ZUIVERINGSSTAPPEN (PESCOD, 1992).

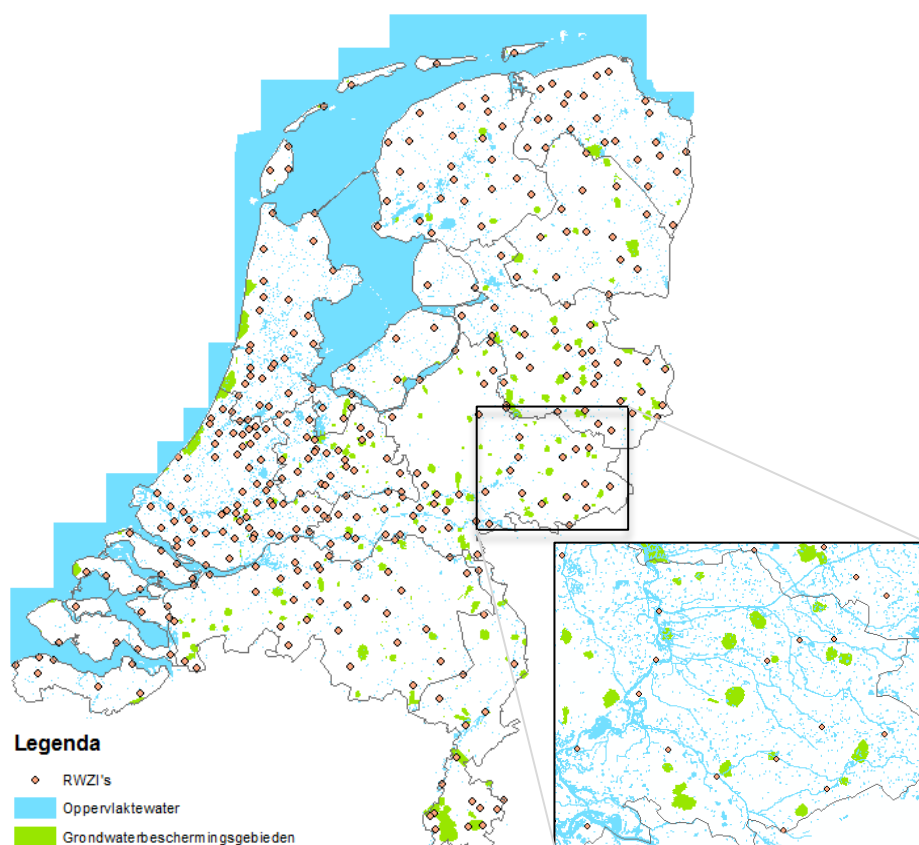
Zuiveringsstap	Omschrijving
Voorbehandeling	Verwijdering van grotere deeltjes door middel van roosters.
Primaire zuivering	Mechanische zuivering: verwijdering van deeltjes door middel van bezinking, soms ook verwijdering van vetten en oliën.
Secundaire zuivering	Biologische zuivering: beluchting, afbraak van organisch materiaal door bacteriën, nabezinking.
Tertiaire zuivering	Verwijdering van nutriënten (N en P): beluchting en nabezinking, toevoeging van zouten of zandfiltratie.

Bepaalde bestanddelen die in het influent aanwezig zijn, zoals medicijnresten en bepaalde pesticiden, worden beperkt verwijderd tijdens het zuiveringsproces en zijn ook na passage van de rwzi in het effluent aanwezig (Roeleveld et al., 2010). Tijdens perioden van droogte is er sprake van een basisafvoer van effluent, de zogenaamde droog-weer-afvoer (DWA), die tijdens en na regenval kan toenemen tot een hogere regenwaterafvoer (RWA). Het zuiveringsproces binnen een rwzi verloopt in het algemeen minder goed naarmate de regenwaterafvoer hoger is en de verblijftijd van water binnen een rwzi dan kleiner (bijv. Van Zuilichem, 2015; Deltares en TNO, 2016).

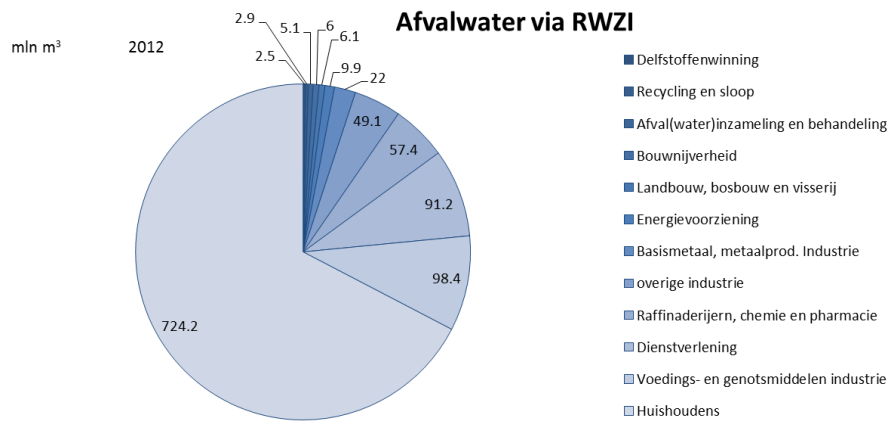
In dit kennisdocument staat zoet restwater uit rwzi's of de industrie voor irrigatie van landbouwpercelen centraal. Dat water kan bestanddelen bevatten die milieuvreemd zijn, met wellicht schade of risico's voor planten, dieren en mensen tot gevolg. Als voor beregening uit open water wordt gekozen, en dit water onder invloed staat van rwzi-effluent uit buiten- of binnenland, denk aan grensoverschrijdende wateren uit België en Duitsland, dan kunnen op die manier stoffen op een landbouwperceel terechtkomen. Als voor sub-irrigatie wordt gekozen met restwater als bron, dan is daarmee het eerste grote verschil gemaakt met conventionele beregening uit door rwzi-lozingen beïnvloed oppervlaktewater: de bodempassage. Dat bodempassage effectief is voor het verwijderen van micro-organismen en organische microverontreinigingen blijkt uit meerdere door de drinkwatersector, waar deze techniek al lange tijd wordt toegepast, uitgevoerde studies (Stuyfzand en Lüers 1996; Stuyfzand et al. 2007; Lekkerkerker-Teunissen, 2012). Overigens zal bij beregening ook enige

bodempassage moeten plaatsvinden, maar doorgaans over een korter traject en met meer mogelijkheden van by-passes, zoals stroming langs de stengels of via macro-poriën.

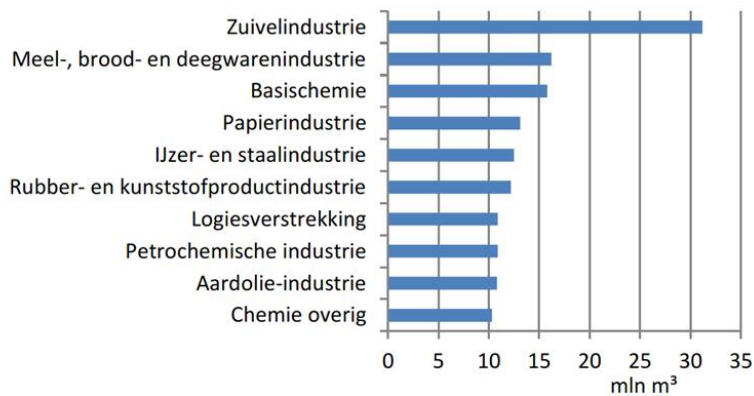
Via het riool en rwzi wordt voornamelijk huishoudelijk afvalwater afgevoerd en gezuiverd. De ligging van rwzi's in Nederland is weergegeven in Figuur 2-2. Het gezuiverde afvalwater wordt juridisch gezien niet geclassificeerd als afval. Om deze reden gebruiken we voor het door een rwzi geloosde water de termen effluent of restwater in plaats van afvalwater. In totaal wordt er in Nederland jaarlijks grofweg 1.1 miljard m³ afvalwater ingezameld en gezuiverd op rwzi's. Daarnaast wordt ca. 0.9 miljard m³ regenwater en drainagewater via de rwzi's verwerkt. Omgerekend komt dit overeen met een waterschijf van 48 mm dikte over het oppervlak van heel Nederland. Verdeeld over het landbouwareaal komt dit overeen met 100 mm/jr. Zoals al aangegeven is huishoudelijk afvalwater de belangrijkste component binnen het op rwzi's behandelde water. In 2012 ging het hierbij om 724 miljoen m³. Daarnaast werd in 2012 vanuit verschillende economische activiteiten 353 miljoen m³ afvalwater naar rwzi's aangevoerd (CBS, 2016). In Figuur 2-3 is een overzicht gegeven van het aandeel van verschillende economische activiteiten in de totale afvalwaterstroom die via rwzi's verwerkt wordt. Opvallend hierin is het relatief grote aandeel van de voedings- en genotsmiddelenindustrie met een afvalwaterstroom van 98.4 miljoen m³ in 2012. Als in meer detail wordt gekeken (Figuur 2-4) hebben vooral de zuivelindustrie met 31.2 miljoen m³ en de meel- en deegwarenindustrie met 16.2 miljoen m³ een groot aandeel in de afvalwaterstroom van niet-huishoudelijke oorsprong. Andere grote niet-huishoudelijke lozers zijn de papierindustrie, diverse vormen van chemische en petrochemische industrie en horeca.



FIGUUR 2-2. LIGGING VAN RWZI'S (2010) EN GRONDWATERBESCHERMINGSGBIEDEN (2006) IN NEDERLAND MET DETAILWEERGAVE VAN DE ACHTERHOEK.



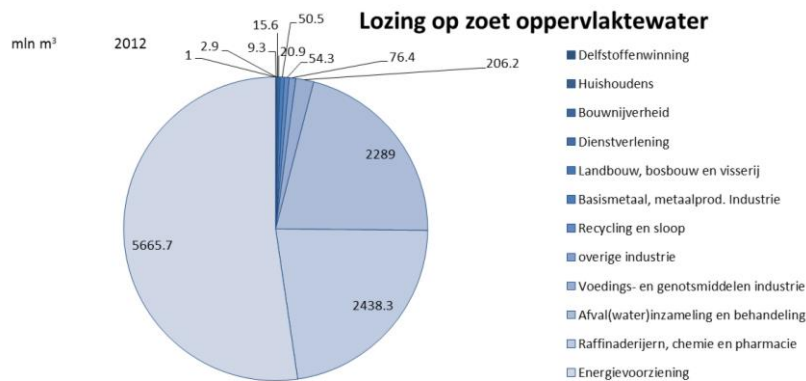
FIGUUR 2-3 AANDEEL IN RWZI EFFLUENT PER CBS CATEGORIE EXCLUSIEF CA. 0.9 MILJARD M³ REGEN EN DRAINAGEWATER (DATA: CBS, 2016).



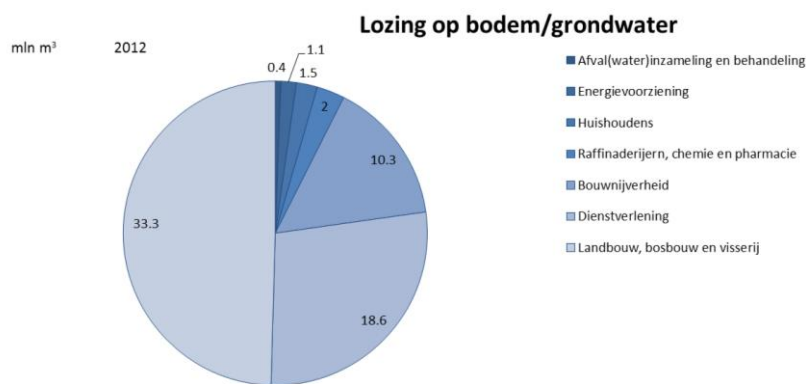
FIGUUR 2-4 AFVALWATERLOZING OP RIOOL DOOR BEDRIJVEN, TOP 10 BEDRIJFSTAKKEN 2012 (CBS, 2016).

2.2.1.1 Overige lozingen

Hoewel vrijwel al het afvalwater van huishoudens wordt verwerkt via riool waterzuiveringsinstallaties worden zeer grote hoeveelheden proceswater van industriële activiteiten al dan niet via een eigen afvalwaterzuivering direct geloosd op het oppervlaktewater. In Figuur 2-5 vallen drie categorieën op. Het gaat hierbij om afvalwater inzameling en behandeling waar ook de rwzi-installaties onder vallen, raffinaderijen, chemie en farmacie en de energievoorziening. Het overgrote deel van het water in de twee laatste categorieën betreft koelwater dat eerst is ingenomen uit het oppervlaktewater om na gebruik weer erop te lozen. Hetzelfde geldt ook bij de kleinere categorieën zoals de Voedings- en genotsmiddelen industrie. Naast lozing op zoet oppervlaktewater vindt ook lozing op de bodem of het grondwater plaats (Figuur 2-6). Het gaat hierbij om relatief kleine hoeveelheden, waarbij een groot deel van dit water (ca. 35%) komt van de veehouderij waarbij het water via onder andere urine van de dieren in de bodem verdwijnt. Bij andere belangrijke categorieën hierbinnen zoals dienstverlening en bouwnijverheid gaat het bijvoorbeeld om water afkomstig van bemalingen.



FIGUUR 2-5 LOZING OP ZOET OPPERVLAKTEWATER PER CBS CATEGORIE.



FIGUUR 2-6 LOZING OP BODEM/GRONDWATER PER CBS CATEGORIE

2.2.2 Kwaliteit van restwaterstromen in Nederland

2.2.2.1 Rwzi-effluent

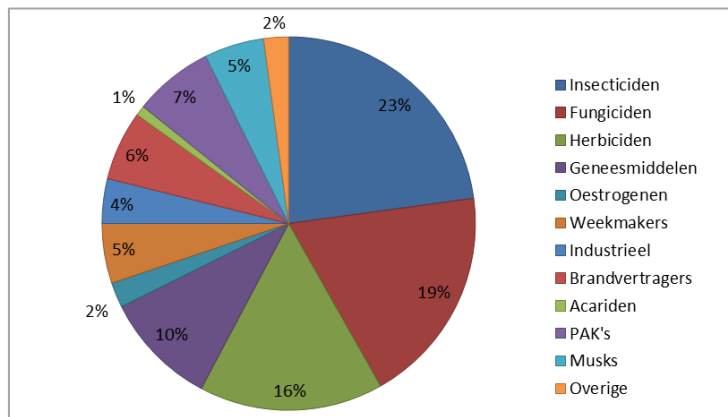
Huishoudelijk afvalwater bevat componenten van verschillende aard die al bij de huishoudens worden samengevoegd, het gaat hierbij vooral om urine, feces en een relatief groot aandeel was- en spoelwater (Spijker en Vandergrinten, 2014). Gezien de gezondheidsrisico's (in het bijzonder de aanwezigheid van pathogene ziekteverwekkers) van dit afvalwater wordt dit water via gemeentelijke rioolssystemen verzameld en centraal in rwzi's gezuiverd.

Bovengenoemde stroom wordt, al dan niet bedoeld, vermengd met andere meestal minder vervuilde stromen (zoals afstromend hemel- en drainagewater) maar ook met bedrijfsafvalwaterstromen waarvoor geen geschikt alternatief beschikbaar is. Daarnaast vinden er soms illegale lozingen plaats op het riool. De zuiveringsstappen binnen de rwzi's zijn niet altijd effectief of worden negatief beïnvloed door deze stromen. Ondanks steeds effectievere zuiveringstechnieken vormen de lozingen van rioolwaterzuiveringsinstallaties hierdoor nog steeds belangrijke (punt)bronnen van nutriënten en andere verontreinigingen. Als wordt gekeken naar de parameters zuurstofbindende stoffen (CZV en BZV), nutriënten en zware metalen (Tabel 2-2), dan blijkt dat de concentraties in het effluent wel duidelijk zijn afgenomen. Vergelijken met de KRW doelen voor oppervlaktewater zijn deze waarden echter nog steeds hoog.

TABEL 2-2 GEMIDDELDE TOTAAL CONCENTRATIES VAN STOFFEN IN RWZI-EFFLUENT IN NEDERLAND VOOR DE JAREN 1990, 2000 EN 2014 (BRON: CBS-STATLINE, 2016).

	CZV mg/l	BZV	N-tot	P-tot	Cu µg/l	Cr	Zn	Pb	Cd	Ni	Hg	As
1990	80	14.0	24.0	3.8	21.0	8.0	85.0	15.0	0.5	12	0.2	1.5
2000	46	5.7	15.0	1.4	9.2	2.8	55.0	4.9	0.2	6.6	0.1	1.4
2014	36.4	3.5	7.7	1.2	4.4	1.2	39.7	1.2	0.1	4.1	0.0	1.8

Naast nutriënten en zware metalen bevat rwzi-effluent nog een groot aantal andere stoffen in wisselende concentraties. De chlorideconcentratie zal bijvoorbeeld variëren tussen 50 en 350 mg/l in op zoet oppervlaktewater geloosd effluent (Stowa, 1996), terwijl ijzerconcentraties kunnen oplopen tot 1.5 mg/l. Verder komt een breed scala aan organische microverontreinigingen voor in effluent. In het kader van WIPE (Foekema et al., 2012) is de effluentstroom van een drietal rwzi's (Grou, Cuijk en Hapert) met zogenaamde 'passive samplers' bemonsterd. In deze monsters zijn 230 verschillende stoffen aangetroffen. In Figuur 2-7 is de verdeling van de aangetroffen stoffen over verschillende stofgroepen weergegeven. Bij maar liefst 58% van de aangetroffen stoffen ging het om bestrijdingsmiddelen. Een aantal van deze stoffen wordt gebruikt op verhardingen en komt via deze route in de rwzi terecht, echter ook uitsluitend in de landbouw toegepaste stoffen zijn aangetroffen. Als gekeken wordt naar de vrachten bleken herbiciden en brandvertragers de belangrijkste bijdrage te leveren op Hapert en Cuijk. Op Grou zijn naast brandvertragers ook synthetische musken (geurstoffen) nadrukkelijk aanwezig. In totaal zijn in de studie van Foekema et al. (2012) 20 van de 41 huidige KRW prioritaire stoffen en 7 van de 19 potentiële prioritaire stoffen in het effluent aangetoond. Ter illustratie zijn in Tabel 2-3 per onderzochte rwzi de 10 stoffen met het volgens Foekema et al (2012) hoogste risicoquotiënt (concentratie genormaliseerd naar de norm van de desbetreffende stof) weergegeven. Het gaat hierbij voornamelijk om biociden of stoffen die worden gebruikt in opslagplaatsen van agrarische producten. DEET (insectenwerend middel) en diclofenac (pijnstiller) hebben een humane oorsprong.



FIGUUR 2-7 AANTAL STOFFEN PER STOFGROEP ALS PERCENTAGE VAN HET TOTAAL AANTAL AANGETROFFEN STOFFEN IN EFFLUENT VAN RWZI'S GROU, CUIJK EN HAPERT (NAAR FOEKEMA ET AL., 2012).

TABEL 2-3 TOP 10 VAN STOFFEN MET HET HOOGSTE GEMIDDELDE RISICOQUOTIËNT (FOEKEMA ET AL., 2012). IN ROOD: OP ALLE 3 DE LOCATIES AANGETOOND.

Cuijk	Hapert	Grou
Pyreen	Deltamethrin	Pyreen
Deltamethrin	Beta-estradiol	Beta-estradiol
Metribuzin	Pyreen	Propoxur
Beta-estradiol	Metribuzin	Tetramethrin (Som)
Methomyl	Pirimiphos-Methyl	Permethrin (som)
Propoxur	Propoxur	Fluorantheen
Diflubenzuron	Methomyl	Pirimiphos-Methyl
Fluorantheen	Dimethenamid	DEET
Pirimiphos-Methyl	Permethrin (som)	Aldicarb
DEET	Diclofenac	Lenacil

Na bestrijdingsmiddelen vormen geneesmiddelen qua aantallen aangetroffen stoffen de grootste groep op de drie onderzochte rwzi's. Op basis van de 'UBA pharmaceuticals in the environment database' worden onder andere anti-epileptica, angstremmers, radiocontrastmiddelen en bloeddrukmedicatie in hoge concentraties aangetroffen. Van een aantal van deze stoffen (o.a. carbamazepine) is de verwijdering in de rwzi tamelijk beperkt (Tabel 2-4). Opvallend zijn ook de concentraties antibiotica. Het gaat hierbij vooral om de stoffen sulfamethoxazole met een maximale concentratie van 0.56 µg/l en trimethoprim met een maximale concentratie van 0.21 µg/l. De gevonden hoge concentratie sulfamethoxazole in Nederlands rwzi effluent is opvallend gezien het door Vergouwen et al. (2011) afgeleide hoge verwijderingspercentage van gemiddeld 76% (Tabel 2-5). Het door Schrap et al. (2003) gevonden verwijderingspercentage van 2-43 % lijkt hiermee meer in lijn.

De somconcentraties antibiotica bedragen in door effluent beïnvloed water meestal enkele µg/l (Leenen, 2015). In kleinere oppervlaktewateren die zwaar beïnvloed worden door een rwzi worden soms concentraties tot enkele tientallen µg/l gemeten (Derksen en Ter Laak, 2013). De aanwezigheid van antibiotica is relevant omdat dit kan leiden tot antibiotica-resistentie van in het effluent aanwezige bacteriën. Dit kan vervolgens zelfs leiden tot overdracht van antibiotica-resistentiegenen naar andere bacteriepopulaties. In rwzi effluent blijkt 71% van de uit het water geïsoleerde bacteriën multiresistent. Dit is ca. 10% hoger dan in niet effluent beïnvloed oppervlaktewater en ca. 30% hoger dan in recreatiewater (Blaak et al., 2010).

TABEL 2-4 GEMIDDELDE CONCENTRATIES PER MEDICIJNGROEP IN EFFLUENT VAN NEDERLANDSE RWZI'S (TOP 10) (BRON: UBA PHARMACEUTICALS IN THE ENVIRONMENT DATABASE)

Therapeutic group	Mean (µg/l)	St.dev (µg/l)	n
Antiepileptic drugs	1.24	0.35	11
Anxiolytics	0.46	0.22	107
Radioccontrast agents	0.45	0.43	10
Antihypertensives	0.36	0.32	29
Anthelmintics	0.27	0.10	2
Hypnotics	0.25	0.13	98
Antibiotics	0.18	0.14	20
Lipid-lowering drugs	0.16	0.28	21
Antihistamine	0.13	0.24	44
Morphine derivates	0.10	0.12	203

TABEL 2-5 VERWIJDERINGSPERCENTAGES VAN GENEESMIDDELEN IN RWZI'S (VERGOUWEN ET AL. 2011)

Stofnaam	Gemiddeld verwijderingspercentage (±SD)
Trimethoprim	8 (18)
Carbamazepine	9 (17)
Gabapentine	15 (13)
Oxazepam	18 (34)
Sotalol	19 (19)
Lidocaine	22 (13)
Metoprolol	26 (18)
Diclofenac	29 (23)
Gemfibrozil	48 (32)
Ketoprofen	49 (13)
Clozapine	56 (21)
Pipamperon	58 (39)
Benzafibraat	64 (35)
Sulfamethoxazol	76 (35)
Naproxen	84 (23)
Levetiracetam	84 (24)
Quetiapine	87 (12)
Metformine	89 (15)
Dipyridamol	96 (4)
Ibuprofen	96 (5)

Rioolwater kan verschillende ziekteverwekkers bevatten. In Tabel 2-6 is een overzicht gegeven van potentieel in rioolwater voorkomende ziekteverwekkers en een indicatie voor de overleving. Hoewel het rioolsysteem is ingericht om gezondheidsrisico's te verminderen zijn rwzi installaties niet gedimensioneerd om pathogenen te verwijderen (Leenen, 2015). Zuiveringsrendementen van conventionele installaties zijn beperkt tot ca. 2 log verwijdering voor bacteriën, 0 - 1 log verwijdering voor virussen en 2-4 log verwijdering voor protozoa (tabel 5.2 in WHO, 2006). Als deze verwijdering wordt vergeleken met de potentiële aantallen in Tabel 2-6 blijkt dat effluent in potentie nog hoge aantallen (pathogene) organismen kan bevatten. Als bijvoorbeeld uit wordt gegaan van de aantallen thermotolerante coliformen, dan zijn de aantallen in het effluent nog 1.000 tot 10.000 keer hoger dan de waarden voor goed zwemwater (Leenen, 2015). Uiteraard zullen niet alle in Tabel 2-6 genoemde ziekteverwekkers in Nederland voorkomen, cholera (*Vibrio cholerae*) is bijvoorbeeld in Nederland een importziekte en zeer zeldzaam geworden. Toch blijkt uit de data dat altijd voorzichtigheid betracht moet worden bij direct hergebruik van rwzi-effluent.

TABEL 2-6 POTENTIEEL IN RIOOLWATER (WERELDWIJD) VOORKOMENDE MICRO-ORGANISMEN EN INDICATIEVE AANTALLEN EN OVERLEVING VAN DEZE ORGANISMEN (WHO, 2006)

Groep	Organisme	Aantallen in rioolwater (n/l)	Overleving (d)		
			Rioolwater	Bodem	Gewas
Bacteriën	Shigella spp.	10-10 ⁴	<30		<10
	Thermotolerante coliformen	10 ⁸ -10 ¹⁰	<60	<70	<30
	Campylobacter	10-10 ⁴			
	Vibrio cholerae	10 ² -10 ⁵		<20	<5
	Salmonella spp.	1-10 ⁵	<60	<70	<30
	Virussen	Adenovirus			
Rotavirus		10 ² -10 ⁵			
Enterovirussen		10 ⁵ -10 ⁶	<120	<70	<30
Hepatitis A virus					
Norovirus					
Protozoa	Cryptosporidium oocysten	1-10 ⁴	< 180		
	Giardia cysten	10 ² -10 ⁵		<150	<3
Parasitaire wormen	Ascaris lumbricoides ova	1-10 ³	jaren	jaren	<60
	Trichuris trichiura ova	1-10 ²			
	Taenia spp ova		maanden	maanden	<60

Op basis van bovenstaande beschrijving mag duidelijk zijn dat het gebruik van rwzi-effluent zonder verdere nabehandeling voor de landbouwwatervoorziening risico's met zich mee kan brengen. In Zwitserland en Duitsland wordt inmiddels kennis en ervaring opgedaan met full-scale installaties, waar 80-100% van het rwzi-effluent wordt na-behandeld. Voorbeelden van nabehandelingsmethodes zijn:

- Ozonisatie gecombineerd met zandfiltratie
- Poedervormig Actief Kooldosering (PAK) gecombineerd met zandfiltratie
- Granulair Actief Kool (GAK) filtratie
- Omgekeerde osmose (RO)

De rendementen van deze methodes zijn afhankelijk van de eigenschappen van de te verwijderen stoffen, de toegepaste techniek en de technische implementatie en dimensionering. Volgens Mulder et al. (2015) zullen met eerstgenoemde 3 technieken de meeste microverontreinigingen voor meer dan 30-80% verwijderd worden. Uitzonderingen hierop zijn persistente stoffen zoals röntgencontrastmedia. Bij gebruik van ozon is er zorg voor het ontstaan van milieuschadelijke metabolieten die mogelijk onvoldoende door de zandfiltratie worden verwijderd en negatieve bijeffecten hebben zoals het ontstaan van bromaat. Voorbeelden van RO toepassing zijn vanwege de hoge kosten nog vrij gering, maar er is een praktijkvoorbeeld in België gericht op drinkwatervoorziening (Van Houtte & Verbauwhede, 2013), de puurwaterfabriek van WMD en waterschap Vechtstromen in Emmen en een pilot in Melbourne (Hudson et al., 2016).

Bovenstaande methodes zijn vooral gericht op het verwijderen van organische microverontreinigingen zoals bestrijdingsmiddelen en medicijnen, maar hebben ook een positief effect op het verminderen van pathogenen in het effluent. De WHO (WHO, 2006) schat bijvoorbeeld het gecombineerde effect van ozonisatie en zandfiltratie op 4-9 logeenheden voor virussen, 2-9 logeenheden voor bacteriën en 1-5 logeenheden voor protozoa. De efficiëntie van ozon als desinfectiestap is echter sterk afhankelijk van de dosering en het gehalte (opgeloste) organische stof. Bij de Zwitserse pilot werd ca. 1 logverwijdering van bacteriën gerealiseerd, in Duitsland werd dit niveau niet gehaald. De effecten op virussen waren nog geringer (Mulder et al., 2015). Het is dus zeer de vraag of deze nabehandeling het effluent zal verbeteren tot zwemwaterkwaliteit.

2.2.2.2 Industrieel afvalwater

Zoals al aangegeven wordt een aanzienlijk deel van het industrieel afvalwater geloosd op het riool of gezuiverd via eigen afvalwaterzuiveringsinstallaties. De samenstelling van dit afvalwater is zeer divers, en bestaat deels uit mengsels van waterstromen uit verschillende onderdelen van het proces. Op basis van informatie uit CBS Statline is getracht op hoofdlijnen inzicht te krijgen in de samenstelling van deze restwaterstromen. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen de samenstelling van het afvalwater dat aan het rioolwatersysteem wordt aangeboden en de samenstelling van het water dat door de bedrijven wordt geloosd op het oppervlaktewater. Indicatieve concentraties zijn berekend door de geloosde hoeveelheden te delen door de totale vrachten over een jaar. Nul-waarden zijn uit de tabellen weggelaten omdat onduidelijk is of er geen metingen zijn gedaan of dat er daadwerkelijk een vracht van nul is aangetroffen.

Als in meer detail gekeken wordt naar de samenstelling van het op het riool geloosde water (Tabel 2-7), dan vallen hoge zoutconcentraties (uitgedrukt als chloride) op bij de visverwerkende industrie (meer dan 7 g/l), de chemische en farmaceutische industrie en de slachterijen en vleeswaren industrie. De groente- en fruit verwerkende industrie en wederom de visverwerkende industrie springen er uit qua nutriëntenbelasting en zuurstofverbruikende stoffen. Bij de textiel-, kleding- en leerindustrie en de metaalindustrie worden de hoogste concentraties zware metalen aangetroffen. Organische microverontreinigingen zijn vooral aangetroffen in afvalwater van chemische industrie en de spijsoliën en -vettenindustrie.

Het door bedrijven direct op het oppervlaktewater geloosde water kent een heel andere samenstelling (Tabel 2-8). Het betreft hier voornamelijk koelwater en door de bedrijven zelf behandeld afvalwater. In de tabel is tevens het aandeel koelwater in het proces weergegeven, omdat dit water over het algemeen relatief schoon het proces verlaat. Bij de top 5 lozers op oppervlaktewater bestaat het geloosde water vrijwel geheel uit koelwater.

Opvallend in de cijfers is de hoge zoutconcentratie van het water (>4 gram per liter) bij de groente- en fruitverwerkende industrie. Mogelijk is dit zout afkomstig van in de aardappelverwerkende industrie gebruikte zoutbaden om goede van slechte aardappels te scheiden. Bij deze bedrijfstak is ook de concentratie nutriënten in het op het oppervlaktewater geloosde afvalwater verhoudingsgewijs hoog. Hetzelfde geldt voor de drankenindustrie. Opvallend zijn de verhoudingsgewijs hoge concentraties nutriënten, zout en zware metalen in het door de farmaceutische industrie geloosde water. Organische microverontreinigingen worden wederom gevonden in het door de chemische industrie geloosde afvalwater.

TABEL 2-8 INDICATIEVE GEMIDDELDE SAMENSTELLING VAN OP HET OPPERVLAKEWATER GELOOSDE (BEHANDELDE) AFVALWATER PER BEDRIJFSTAK OP BASIS VAN STATLINE DATA (CBS, 2016). VOOR HET BEREKENEN VAN DE GEMIDDELDE CONCENTRATIES IS PER BEDRIJFSTAKCATEGORIE PER STOF DE VRACHT PER JAAR GEDEELD DOOR DE VOLUMESTROOM. CATEGORIEËN WAARVOOR GEEN CIJFERS BESCHIKBAAR WAREN ZIJN BUITEN BESCHOUWING GELATEN.

Onderwerpen	Mm3/jr	Branche/bedrijfstak
Volumestroom	2850	19-22 Raffinaderijen en chemie
% koelwater	97	20-21 Chemie en farmaceutische industrie
P	0.04	20 Chemische industrie
N	0.4	201 Basischemie
CZV	0.4	19 Aardolie-industrie
TOC	0.8	10-12 Voedings-, genotmiddelenindustrie
Cl	151	106 Meelindustrie
Fluoriden	0.14	17-18 Papier- en grafische industrie
Cyaniden, anorganisch als CN	0.14	104 Spijsoliën- en -vettenindustrie e.d.
As	0.09	105 Zuivelindustrie
Cd	0.20	108 Overige voedingsmiddelenindustrie
Cr	0.17	101 Slachterijen en vleeswarenindustrie
Co	0.22	21 Farmaceutische industrie
Cu	0.34	16+23 Hout- en bouwmaterialenindustrie
Hg	0.21	22 Rubber- en kunststofproductieindustrie
Pb	0.25	103 Groente-, fruitverwerkende industrie
Ni	0.54	109 Diervoederindustrie
Zn	3.21	11 Drankenindustrie
Benzeen	0.11	
Ethylbenzeen	0.14	
Som PAK	0.0021	
Toluëen	0.0147	
Xyleen	0.0863	
Dichloorethaan, 1,2-	0.3018	
Hexachloorbutadieen	0.0001	
Tetrachlooretheen (per)	0.0001	
Tetrachloormethaan (tetra)	0.0001	
Hexachloorbenzeen	0.0000	

2.3 Waterkwaliteitseisen landbouwwatervoorziening

De eisen die aan de kwaliteit van irrigatiewater worden gesteld, verschillen per toepassing. In Tabel 2-9 is een overzicht gegeven van indicatieve eisen aan de waterkwaliteit voor verschillende vormen van land- en tuinbouw. De strengste eisen worden gesteld door de glastuinbouw met substraatteelt. Dit heeft te maken met recirculatie van water in de kassen waardoor concentraties kunnen oplopen, maar ook met precisietoediening van voedingsstoffen. Bij vollegrondsteelten zijn de eisen minder vergaand en zijn vooral de zoutconcentratie en de bacteriologische kwaliteit van belang. Zonder verdere zuivering is o.a. de gemiddelde chlorideconcentratie in rwzi-effluent en door industrie geloosd afvalwater te hoog voor glastuinbouw en soms voor vollegronds groenteteelt en boomteelt. Ook de ijzerconcentratie is kritisch voor glastuinbouw, groenteteelt en fruitteelt. Concentraties fecale coliformen zijn in rwzi-effluent zonder verdere zuivering te hoog voor landbouwtoepassing. Daarbij is de in Tabel 2-9 opgenomen streefwaarde voor fecale coliformen relatief ruim. Bij industrielozingen kan de microbiologische kwaliteit wel voldoende zijn. Welke toepassingen mogelijk zijn bij welke inspanningen moet per locatie worden bekeken.

TABEL 2-9 INDICATIEVE STREEFWAARDEN SAMENSTELLING IRRIGATIEWATER IN NEDERLAND.

Parameter	Glastuinbouw ^{1,3,4,5}	Vollegronds groenteteelt ^{2,3,4,5}	Fruitteelt ^{2,3,4,5}	Akkerbouw en grasland ^{2,3,4,5}
EC-25 (uS/cm)	300	500 - 1700	1500	2700
pH	6.5	5.5 - 8	5.5 - 8	5.5 - 8
Na (mg/L)	2.3	70 - 115	115	-
K (mg/L)	46.9	-	-	-
Ca (mg/L)	32.1	-	-	-
Mg (mg/L)	4.9	-	-	-
Fe (mg/L)	0.25	0.5 - 2.5	1.0	7 - 15
Mn (mg/L)	0.25	1.0	1.0	2.0
NH ₄ (mg NH ₄ /L)	0.4	1.8	1.8	-
Cl (mg/L)	17.7	110-180	250	600-1200
SO ₄ (mg/L)	28.8	-	-	-
HCO ₃ (mg/L)	91.5	244	244	-
NO ₃ (mg N/L)	217	-	-	-
PO ₄ tot (mg P/L)	27	-	-	-
Br (mg/l)	100 / 300	400	400	400
Zn (µg/L)	196	2000	2000	2000
B (µg/L)	108/ 300 / 600	1000	1000	2000 / 1000
Cu (µg/L)	200	200	200	200
F (µg/L)	190 / 500	1000	1000	1000
Co (µg/L)	12	50	50	50
As (µg/L)	50	50	50	50
Be (µg/L)	100	100	100	100
Cd (µg/L)	10	10	10	10
Cr tot (µg/L)	1000	1000	1000	1000
Hg (µg/L)	-	-	-	-
Ni (µg/L)	200	200	200	200
Pb (µg/L)	50	50	50	50
Se (µg/L)	20	20	20	20
Fecale coliformen (kve/100 ml)	1000	1000	1000	1000

¹Tuinbouw OntwikkelingsMaatschappij, ²Eurofins, ^{3,4}STOWA (1996, 2001), ⁵ Global GAP

Internationaal zijn bacteriologische normen voor gebruik van behandeld effluent als irrigatiewater veelal strenger dan de WHO norm voor fecale coliformen van < 1000 kve/100 ml. Een voorbeeld is de norm voor veilig hergebruik zoals gehanteerd in Saudi Arabië in termen van kve (kolonievormende eenheden) fecale coliformen:

- <1.000 kve/100 ml: beperkt gebruik voor irrigatie van gewassen
- <2,2 kve/100 ml: alle vormen van irrigatie voor alle gewassen

In de VS zijn normen veelal nog strenger. In Florida wordt bijvoorbeeld uitgegaan van een norm van <1 kve/100 ml en mag gezuiverd restwater alleen worden ingezet voor gewassen die behandeld worden vóór consumptie of bij een irrigatievorm waarbij geen direct contact optreedt tussen het irrigatiewater en het te oogsten gewas (F.A.C. 62-610.475 Edible Crops). Overigens eist WHO (2006) <1 kve/100 ml voor *E. coli* (dus niet fecale coliformen) als het om besproeiing gaat.

Indien een agrariër restwater gebruikt als bron voor irrigatiewater, dan zijn er ook zaken om op te letten tijdens de irrigatie. Al-Jassim et al. (2015) geven aan dat het risico voor agrariërs die irrigeren met effluent, met volgende management-acties verminderd kan worden:

- Geen bovengrondse beregening, maar ondergrondse sub-irrigatie toepassen
- Geen bovengrondse opslag van effluentwater realiseren
- Oogstdatum plannen na passage van een aantal dagen na de laatste irrigatie
- Gebruik van passende beschermingsmiddelen tijdens irrigatie-activiteiten

WHO (2006) adviseert dan ook om uit te gaan van een risicobenadering. Onderdeel hiervan is het uitvoeren van een zogenaamde QMRA (quantitative microbial risk assessment). Een voorbeeld van een dergelijke analyse is in paragraaf 3.2.1 beschreven voor de casus Braunschweig.

2.4 Synthese bronnen en beschikbaarheid van restwater

In Nederland worden forse hoeveelheden gezuiverd afvalwater geloosd op het oppervlaktewatersysteem en vervolgens afgevoerd naar de grote rivieren en uiteindelijk de zee. Alleen al op de rwzi's wordt jaarlijks circa 2 miljard m³ huishoudelijk afvalwater, regenwater en drainagewater gezuiverd en geloosd. Dit komt overeen met een waterschijf van 48 mm op het totale oppervlak van Nederland. Met ruim 0.7 miljard m³ is huishoudelijk afvalwater de belangrijkste afvalwatercomponent binnen deze stroom. Door verschillende vormen van bedrijvigheid wordt hier bovenop nog circa 0.35 miljard m³ industrieel afvalwater via het riool verzameld en gezuiverd. De belangrijkste bron binnen deze categorie is de voedings- en genotmiddelenindustrie met in het bijzonder de zuivelindustrie en de deegwarenindustrie.

Naast deze via rwzi's geloosde afvalwaterstroom worden in Nederland zeer grote hoeveelheden (meer dan 10 miljard m³) proceswater van industriële activiteiten al dan niet via een eigen afvalwaterzuivering direct geloosd op het zoete oppervlaktewater. Het gaat hierbij voor het overgrote deel om koelwater dat eerder uit het ontvangende oppervlaktewater is onttrokken, maar ook (afval)waterstromen van allerlei andere processen.

De kwaliteit van het gezuiverde afvalwater is een punt van aandacht. In het effluent in wisselende concentraties aanwezige stoffen zoals zware metalen en organische microverontreinigingen kunnen zonder verdere zuivering een bedreiging vormen voor de oppervlaktewater-, bodem- en grondwaterkwaliteit. Voor toepassing van restwater voor de landbouw geldt dat zonder verdere zuivering o.a. de gemiddelde chlorideconcentratie in rwzi-effluent en door industrie geloosd afvalwater te hoog is voor glastuinbouw en soms voor vollegronds groenteteelt en boomteelt. Ook de ijzerconcentratie is kritisch voor glastuinbouw, groenteteelt en fruitteelt. Concentraties fecale coliformen zijn in rwzi effluent zonder verdere zuivering te hoog voor landbouwtoepassing via beregening, via subirrigatie (bodempassage) zijn meer mogelijkheden.

3 Toepassing van restwater voor de landbouwwatervoorziening

Ondanks een gemiddeld jaarlijks neerslagoverschot komen periodes met droogte in Nederland regelmatig voor. Door klimaatverandering kunnen deze periodes (afhankelijk van het scenario) frequenter, langduriger en heviger optreden (Klein Tank et al., 2014). Afhankelijk van de mogelijkheden om te kunnen beregenen kan hierdoor droogteschade aan gewassen optreden. Riool- en afvalwaterzuiveringsinstallaties kennen veelal een vrij continue effluentstroom. Benutting van deze restwaterstroom voor de landbouwwatervoorziening is een mogelijkheid om droogteschade te beperken. Effluent van afvalwaterzuiveringsinstallaties kan hierbij mogelijk als (1) direct irrigatiewater voor landbouwgewassen worden gebruikt, (2) gebruikt worden ter aanvulling van de grondwatervoorraad en (3) in de bodem na-gezuiverd worden (of juist ingedikt) alvorens het afstroomt naar oppervlaktewater. Voor directe irrigatie op of nabij de gewassen is een goede waterkwaliteit cruciaal. In deze paragraaf wordt aan de hand van een aantal case-studies ingegaan op ervaringen met hergebruik van (gezuiverd) afvalwater voor de landbouwwatervoorziening in Nederland, Europa en buiten Europa.

3.1 Ervaringen in Nederland

Voor deze paragraaf is dankbaar gebruik gemaakt van het historisch overzicht van afvalwaterzuivering in Nederland door Van Lohuizen (2006). Het bevoeien van weiden door het aflaten van water uit beken is een oude landbouwpraktijk die in de 19^e eeuw nog in zwang was in Duitsland, maar ook in het oosten en zuiden van Nederland. Naast het water waren ook de in het water aanwezige mineralen van belang voor de landbouwproductie. Hiermee kwam aan het einde van de 19^e eeuw dan ook de nuttige verwerking van nutriëntenrijk afvalwater op. Omdat uit Engelse ervaring bleek dat langdurig opzetten van water op het land onvoldoende zuiveringsrendement opleverde ging men over tot het intermitterend via kanaaltjes bevoeien van gedraineerde percelen na voorreiniging (bezinking) om dichtslaan van de bodem te voorkomen. Tot ca. 1940 is een groot aantal van deze zogenaamde 'reinigingsvelden' aangelegd. Hoewel waterzuivering het primaire doel was van deze velden, werd er een groot aantal gewassen verbouwd. Het in die tijd waardevolle stikstof werd immers met het afvalwater aangevoerd. Bekende vroege voorbeelden van vloeivelden in combinatie met teelt van gewassen zijn de in 1901 in gebruik genomen velden op de Liebergerheide bij Hilversum en Witsie bij Tilburg. Bij bovenstaande systemen ging het om bevoeiing via kanaaltjes op gedraineerde percelen met een grondwaterstand van >1 m-m.v. In enkele gevallen (vooral bij zuivelfabrieken) werd ook gebruik gemaakt van kunstmatige besproeiing. Een voorbeeld hiervan is de besproeiing met afvalwater van de proeffabriek van het Nederlands Instituut voor Zuivelonderzoek (NIZO) in Ede over de periode 1966 tot 1995 op rond de fabriek gelegen weilanden. De landbouwkundige resultaten van deze bevoeiing waren positief (Van Geneijgen en Scheltinga, 1972). Ook bij aardappelverwerkende industrie was bevoeiing als zuiveringsmethode gebruikt; te hoge giften leiden hier wel tot verontreiniging van het grondwater met nutriënten (De Haan, 1972).

Zoals al aangegeven werd rond Tilburg op grote schaal bevoeiing met rioolwater toegepast op in cultuur gebrachte woeste gronden. Op Witsie groeide het bevoeide oppervlak uit tot 55 ha. in 1930, daarnaast werden in 1926 ca. 85 ha. vloeivelden ten noorden van de stad op de Loonse heide in gebruik genomen. In de jaren '60 raakten de vloeivelden echter overbelast en werd veel ongezuiverd water op de Zandleij geloosd. Hoewel men in eerste instantie de vloeivelden wilde uitbreiden, is uiteindelijk gekozen voor de bouw van een moderne rwzi die in 1972 in gebruik is genomen. Opvallend is dat aan het begin van de 20^e eeuw al verzet was tegen de vloeivelden uit angst voor verontreiniging van het grondwater. Een voorbeeld hiervan is het succesvolle verzet van onder meer het Trappistenklooster Koningshoeve tegen aanleg van vloeivelden ten oosten van Tilburg die zij als bedreiging voor hun 'prise d'eau' en daarmee voor de bierproductie zagen. Overigens bevoeide deze trappistenbrouwerij wel haar eigen effluent op een aantal nabijgelegen vloeivelden (De Haan, 1972). Ook bij Hilversum ontstond protest van de Utrechtse en Amsterdamse waterleidingmaatschappijen die in de vloeivelden

een bedreiging zagen voor de kwaliteit van de op slechts 1500 meter afstand gelegen nieuwe drinkwaterwinninglocaties. In 1953 werden inderdaad van de vloeivelden afkomstige verontreinigingen in het drinkwater aangetoond. Eind jaren '30 is de rioolwaterzuivering Hilversum-oost in gebruik genomen en zijn de vloeivelden met landbouwpraktijk verdwenen. Gezien het grote benodigde oppervlak, geurproblemen en risico's voor het grondwater raakte de praktijk van bevloeien met al dan niet voorgezuiverd rioolwater steeds meer in onbruik. Sinds aantal jaar zijn een aantal vloeisystemen met beekwater weer in ere hersteld, bijvoorbeeld op landgoed Lankheet bij Haaksbergen.

Gebruik van gezuiverd restwater is in Nederland m.u.v. de kleinschalige beregening bij NIZO vervolgens lange tijd niet verder gekomen dan haalbaarheidsstudies. Een voorbeeld hiervan uit de jaren '90 is het project Effluentboeren (Binnendijk et al., 1993, Vissers et al., 1994), dat is uitgewerkt voor landgoed de Wiersse in het oosten van Gelderland, maar nooit in de praktijk is getoetst. Het primaire doel van dit project was het bestrijden van verdroging door aanvulling van het grondwater met vergaand gezuiverd effluent van rwzi Ruurlo. Hiervoor zijn de volgende opties onderzocht: beregening, bevloeiing, infiltratie via drains en infiltratie via een dicht slotennetwerk. Vergeleken met een gangbaar irrigatiesysteem, zijn de extra kosten voor irrigatie van grasland in deze studie geschat op 120 € (bevloeiing) tot 400 € (infiltratie via drains) per hectare. In het geval van akkerbouw zijn de kosten hoger. Infiltratie via een dicht slotennetwerk is in alle gevallen de goedkoopste optie. Bevloeiing bij boomteelt is mogelijk voor 50€ additionele kosten per hectare. Boeren hadden hun twijfels bij het gebruik van effluent terwijl het water wat zij normaliter gebruikten voor irrigatie zeker in de zomer een hoog percentage effluent bevat. De volgende conclusies uit het project Effluentboeren zijn relevant:

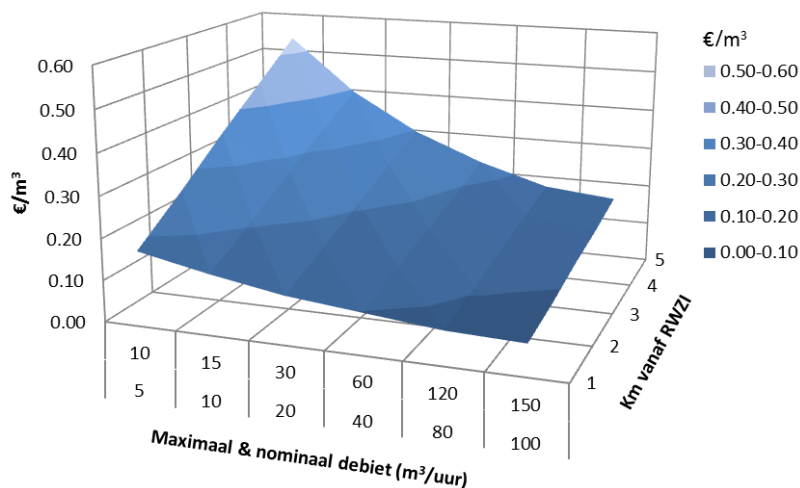
- Aanwending van effluent kan het beste toegepast worden op hogere gronden in verband met de gewenste grondwateraanvulling en de beschikbare ruimte in de ondergrond
- Belasting van de bodem met stikstof en fosfaat blijft binnen de normen.
- Bij verspreiding over voldoende oppervlak geven ook zware metalen nauwelijks problemen.
- Bevloeiing geeft een aanzienlijke verhoging van de lokale grondwaterstanden.
- Continue bevloeiing en/of beregening leiden in natte perioden mogelijk tot belemmering van de bedrijfsvoering.
- Infiltratie via sloten is mogelijk maar vraagt een groot oppervlak.
- Infiltratie via drains geeft vooral in de zomer fors hogere grondwaterstanden.
- Bedrijfseconomisch is het afnemen en infiltreren van effluentwater in zowel droge als natte periodes voor grasland verliesgevend. Agrariërs moeten hiervoor gecompenseerd worden om het aantrekkelijk te maken.

Zoals al aangegeven is bovenstaand plan niet in de praktijk uitgevoerd, ook is onduidelijk gebleven of bovenstaande bevindingen te extrapoleren zijn naar andere gebieden met andere geohydrologische omstandigheden en teelten.

Bij de rwzi Raalte is in 1999-2000 als proef gezuiverd effluent via een helofytenfilter in de bodem geleid, zonder aanvullende vormen van zuivering (Blom et al., 2003). Uit de proef volgde dat de kwaliteit van het rwzi-effluent in de proefinstallatie werd geëgaliseerd en verbeterd. De egalisatie was het gevolg van de lange verblijftijd en de menging binnen de proefinstallatie. De belangrijkste kwaliteitsverbetering betrof verwijdering van ammonium, fosfaat en bacteriën. De verwijdering van de in het rwzi-effluent aanwezige *E. Coli* was vrijwel volledig. De verwijdering bleek vooral plaats te vinden in het helofytenfilter. De bodempassage fungeerde als slot op de deur. De goede verwijdering wordt geweten aan filtratie, ongunstige condities voor *E. Coli* in het helofytenfilter en de invloed van andere organismen in het helofytenfilter. Uit microbiële biodiversiteitsmetingen bleek verder dat ook de verwijdering van andere bacteriën in het rwzi-effluent succesvol was. Bij de rwzi Ede is in 1998 als proef bodempassage toegepast via oeverinfiltratie (STOWA 1999-04). Uit deze proef bleek dat hoe langer de verblijftijd in de bodem, hoe hoger de hygiënische kwaliteit. Ook trad verdergaande verwijdering van ammonium en opgeloste organische stoffen op. STOWA (1996) maakte al eerder een analyse van de mogelijkheden om gezuiverd rwzi-effluent te gebruiken voor de watervoorziening. Een aantal van de conclusies waren toen als volgt:

- Effectieve inzet van rwzi-effluent is zonder subsidie niet kostendekkend, zolang ook grondwateraanvulling door de toepassing van het effluent plaats moet vinden; als het effluent alleen de landbouw-watervoorziening hoeft te dienen, dan is een kostendekkende inzet wel mogelijk.
- Op lokaal en regionaal niveau zijn mogelijkheden aanwezig voor een nuttige toepassing van rwzi-effluent, nader te onderzoeken in een gebiedsgerichte aanpak (geschetst in het rapport).
- Na-gezuiverd effluent geeft geen verruiming van het toepassingsdomein, omdat overschrijdingen voor coli (voor het gebruik voor drinkwater, recreatiewater) en chloride (voor natuur) nog steeds voor kunnen komen.

Uit de STOWA (1996) studie komt verder naar voren dat door de gunstige ruimtelijke spreiding van rwzi's voor f $0.10/m^3$ (€ $0.07/m^3$, indexatie volgens www.iish.nl) vrijwel geheel Nederland kan worden voorzien van gezuiverd rwzi-effluent. Voor f $0.25/m^3$ (€ $0.16/m^3$) kan zelfs heel Nederland via een buisleiding worden voorzien van gezuiverd effluent. Uit deze studie kwam verder naar voren dat de inzet van het oppervlaktewatersysteem als transportmedium eveneens veel kansen biedt. In 2001 zijn wederom de kosten bepaald voor transport van behandeld effluent naar gebruikers (STOWA, 2001). In Figuur 3-1 zijn de geïndexeerde kosten per m^3 afhankelijk van het debiet en de transportafstand weergegeven. Uit de figuur blijkt dat gezuiverd effluent voor minder dan 0.1 €/m³ over 2 km getransporteerd kan worden bij nominale debieten > 80 m³/uur.



FIGUUR 3-1 TRANSPORTKOSTEN VANAF EEN RWZI OF AWZI NAAR EEN KLANT. DATA OP BASIS VAN STOWA, 2001. KOSTENINDEXATIE OP BASIS VAN CALCULATOR IISH (WWW.IISH.NL)

Recent is vanuit de gedachte van de circulaire economie hernieuwde interesse ontstaan voor hergebruik van behandeld afvalwater voor de landbouwwatervoorziening. Inmiddels is een aantal pilots gestart variërend van vergaande zuivering voor hoogwaardige toepassing als gietwater in glastuinbouwgebieden tot verhoging van de drainagebasis door sub-irrigatie met rwzi-effluent via perceeldrainage. De verwachting is dat het aantal locaties in de komende jaren zal toenemen. In onderstaande wordt een aantal recent gerealiseerde projecten besproken waar awzi en rwzi effluent wordt hergebruikt voor de landbouwwatervoorziening. We bespreken drie recente casussen waarbij daadwerkelijk gezuiverd afvalwater wordt hergebruikt binnen de land- en tuinbouw.

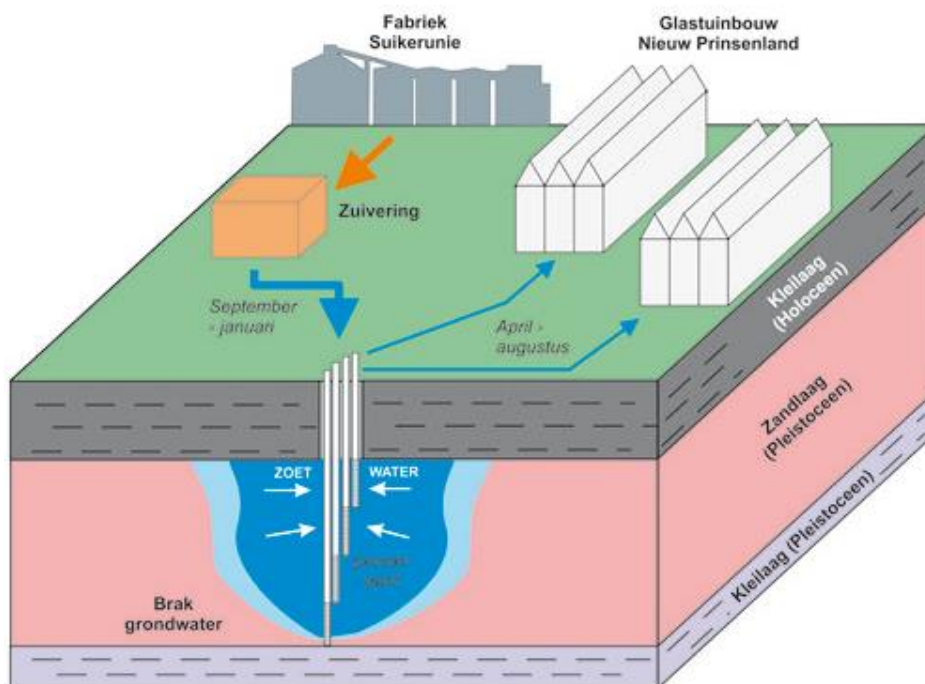
3.1.1 Nieuw Prinsenland: Hergebruik afvalwater suikerindustrie voor tuinbouw gietwater

Voor een succesvolle realisatie van het glastuinbouwgebied AFC Nieuw Prinsenland (Dinteloord) is het van belang om de gietwatervoorziening duurzaam vorm te geven. Gebruik van hemelwater is onvoldoende om aan de vraag uit de glastuinbouw te voldoen. Het wateraanbod uit effluent van de nabijgelegen suikerindustrie sluit onvoldoende goed aan bij de vraag: perioden van wateraanbod komen niet overeen met perioden van watervraag. Op het terrein van Suiker Unie in Dinteloord is daarom een gietwaterfabriek gebouwd. Hierin wordt

gezuiverd proceswater van de suikerfabriek opgewerkt tot gietwater voor de glastuinbouw in Nieuw Prinsenland. De opwerking geschiedt middels RO, wat een extreem goede (gedemineraliseerde) kwaliteit oplevert, die vervolgens goed te infiltreren valt in een zoete aquifer!

De glastuinbouwbedrijven kunnen ongeveer 85% van hun waterbehoefte afdekken met regenwater. De resterende 15% komt van de gietwaterinstallatie. In de nieuwe fabriek wordt naar verwachting jaarlijks 270.000 m³ gezuiverd effluent van de suikerfabriek omgezet naar 200.000 m³ gietwater voor de glastuinbouw. Ook kan dit water indien nodig worden ingezet als proceswater in de suikerfabriek. Hoogwaardig gietwater kan alleen geproduceerd worden als de zuivering van de nabijgelegen suikerfabriek in werking is (september tot januari). De watervraag van de glastuinbouw concentreert zich echter in het voorjaar en de zomer. Er is dus behoefte aan tijdelijke opslag van dit aanvullende gietwater.

Om het hele jaar te kunnen voorzien in gietwater, is een systeem voor ondergrondse wateropslag (Aquifer Storage & Recovery) aangelegd (Figuur 3-2) (Zuurbiër & Ros, 2016). Op Nieuw Prinsenland is inmiddels de eerste ASR-bron opgeleverd. Door middel van deze bron is inmiddels circa 8.300 m³ gietwater in de ondergrond opgeslagen, dat in de zomer door de tuinders gebruikt kan worden. Uiteindelijk is het de bedoeling om nog 7 extra bronnen aan te leggen om te kunnen voorzien in de gietwaterbehoefte van 200 ha. glastuinbouw.



FIGUUR 3-2 VERGAANDE ZUIVERING VAN SUIKERUNIE EFFLUENT TOT GIETWATER EN TIJDELIJKE OPSLAG IN DE ONDERGROND BIJ GLASTUINBOUWGEBIED NIEUW PRINSENLAND. NAAR ZUURBIËR & ROS 2016

Leerpunten Nieuw Prinsenland casestudy:

- Belangrijkste reden voor hergebruik van vergaand gezuiverd industrieel afvalwater op Nieuw Prinsenland is de beperkte beschikbaarheid van zoet grond- en oppervlaktewater
- Hoogwaardig hergebruik (gietwater in de glastuinbouw) van vergaand gezuiverd industrieel afvalwater is economisch interessant
- Tijdelijke opslag in de ondergrond is een goede methode om vraag en aanbod met elkaar in balans te brengen

3.1.2 Boer Bier Water: Hergebruik effluent Bavaria brouwerij voor irrigatie van grasland, boomteelt en vaste plantenteelt

In het kader van het Boer Bier Water initiatief wordt gewerkt aan hergebruik van gezuiverd proceswater voor de landbouwwatervoorziening in de omgeving van de Bavaria brouwerij in Lieshout. De Bavaria brouwerij onttrekt jaarlijks ca. 2.5 miljoen m³ grondwater en loost hiervan ca. 1.5 miljoen m³ op de Goorloop, waardoor het versneld het gebied verlaat. Tegelijkertijd maken agrariërs in de omgeving op grote schaal gebruik van grondwater voor de beregening van gewassen. Door het restwater van Bavaria te hergebruiken voor de regionale landbouwwatervoorziening, vermindert de beregeningsbehoefte uit grondwater en wordt water teruggebracht in het regionale grondwatersysteem. Hierdoor wordt verdroging teruggedrongen en wordt het watersysteem robuuster voor perioden van droogte.

In 2016 heeft Bavaria bij de zuivering een vijzel in gebruik genomen waarmee restwater getransporteerd kan worden naar een nabijgelegen graslandperceel (8,5 ha, onderdeel van gebied 1 in Figuur 3-3) waar het inmiddels via sub-irrigatie met drains resulteert in een hogere freatische grondwaterstand en betere vochtvoorziening. In het eerste, relatief natte jaar (2016) is ca. 28.000 m³ gezuiverd restwater aangevoerd. De kosten voor de aanleg van het peilgestuurde drainagesysteem bedragen 2.500 €/ha. Uitgaande van een afschrijvingsperiode van 25 jaar gaat het hiermee om 100 € per jaar.

Daarnaast is het met de aanleg van de vijzel mogelijk om restwater op het nabijgelegen Wilhelminakanaal te zetten. Vooralsnog is het niet mogelijk om water uit de stuwpannen van dit kanaal te gebruiken voor irrigatie, maar door de aanvoer vanuit de brouwerij kan het stuwpan gaan fungeren als tijdelijke wateropslag en transportmiddel. Via deze route kan op een veel groter aantal percelen gezuiverd proceswater van Bavaria worden hergebruikt. De volgende uitbreidingen worden op korte termijn voorzien (zie Figuur 3-3 voor de ligging van de percelen):

- Gebied 1: Uitbreiding areaal met sub-irrigatie of beregening met 3 hectare naar 11,5 hectare. Totale hoeveelheid hergebruikt water: 60.000 – 120.000 m³/jaar
- Gebied 2: Irrigatiewater voor vollegronds plantenteelt. Wateraanvoer via Wilhelminakanaal met extra zuivering via zandfilter en irrigatie via druppelirrigatie en sub-irrigatie met drains op 30 hectare. Totale hoeveelheid hergebruikt water: 160.000 – 320.000 m³/jaar
- Gebied 3: Irrigatiewater voor boomteelt. Directe wateraanvoer vanaf de vijzel en irrigatie van 3 hectare via sub-irrigatie via drains. Totale hoeveelheid hergebruikt water: 20.000 – 30.000 m³/jaar

Met de uitgevoerde en beoogde maatregelen, wordt naar schatting 0.25-0.5 miljoen m³ restwater van Bavaria hergebruikt voor de lokale landbouwwatervoorziening. Deze hoeveelheid water hoeft dus niet door agrariërs onttrokken te worden uit het grondwater, wat verdergaande verdroging beperkt. Tevens besparen agrariërs op energiekosten voor het onttrekken van grondwater voor irrigatie. Gaandeweg kan een steeds groter deel van het restwater van Bavaria worden benut. Cruciaal hierbij is de functie van het kanaal als buffer en transportmedium. Op deze manier kan in ieder geval in het voorjaar en het groeiseizoen al het restwater van Bavaria worden benut. Zo komen grondwateronttrekking voor het productieproces door Bavaria en het terugleveren van gezuiverd restwater voor de lokale landbouwwatervoorziening steeds meer met elkaar in balans.



FIGUUR 3-3 BAVARIA LIESHOUT, HERGEBRUIK VAN GEZUIVERD RESTWATER VAN DE BROUWERIJ

Leerpunten Boer Bier Water casestudy:

- Belangrijkste reden voor hergebruik is het reduceren van de impact van de grondwateronttrekking van de brouwerij op het grondwatersysteem en het verminderen van de nutriëntenlozing op de Goorloop.
- Sub-irrigatie via drains geeft een significante verhoging van de freatische grondwaterstand en verbetering van de vochtvoorziening.
- Kosten voor aanleg van een sub-irrigatie systeem bedragen ca. 2500 €/ha.
- Door een lokaal kanaal te gebruiken voor opslag en transport kan het voorzieningsgebied sterk worden uitgebreid.

3.1.3 Haaksbergen, praktijkproef hergebruik van gezuiverd rwzi-effluent

In Haaksbergen is door waterschap Vechtstromen een praktijkproef opgezet om de effecten van sub-irrigatie met rwzi-effluent te onderzoeken (Figuur 3-4). Bij rwzi-Haaksbergen wordt een deel van de effluentstroom ingebracht in het Klimaat Adaptieve Drainagesysteem (KAD) van een aangrenzend akkerbouwperceel. Via het KAD-systeem wordt het water ondergronds geïnfiltreerd, waardoor de grondwaterstand en het bodemvochtgehalte op peil blijven of verhoogd worden. De agrariër kan zo met het KAD-systeem het vochtregime in zijn akker actief beheren voor optimale gewasproductie, zonder aanvullende beregening.

In 2015 is een meetopstelling ingericht voor het monitoren van de verspreiding van het sub-irrigatiewater in zowel horizontale als verticale richting. Speciale aandacht is er voor de verspreiding in de bodem van resten van geneesmiddelen uit het geïnfiltreerde effluent. Gemiddeld is in 2015 ongeveer 220 m³/d effluent in het KAD-systeem ingelaten, wat neerkomt op ongeveer 4 mm/d voor het totale proefperceel van 5,8 ha. Deze 220 m³/d komt overeen met ongeveer 3% van het totaal beschikbare effluent. De sub-irrigatie zorgt voor een dusdanige verhoging van de grondwaterstand dat droogtestress bij het gewas is voorkomen zonder aanvullende beregening.



FIGUUR 3-4 PROEFPERCEEL VOOR SUBIRRIGATIE MET RWZI-EFFLUENT TE HAAKSBERGEN.

Aan de hand van de ratio tussen chloride en bromide is de verspreiding van het effluent in de bodem van het perceel gevolgd. In het eerste jaar van de monitoring is het effluent tot minimaal 2.5 meter diepte in de bodem doorgedrongen. Tijdens droge periodes kan het via de drains ingebrachte effluent verdund de wortelzone boven de drains bereiken. Eerste resultaten indiceren dat een groot aantal geneesmiddelen effectief wordt verwijderd in het grondwater boven de drains. Dit is echter niet het geval voor de mobiele en persistente stoffen carbamazepine en 2-hydroxy carbamazepine. Toch worden ook deze stoffen nagenoeg niet aangetroffen in het bodemvocht boven de drains, wat waarschijnlijk veroorzaakt wordt door sterke verdunning met regenwater en de vorming van een neerslaglens op het geïnfiltreerde effluent. De monitoring voor 2016 is uitgebreid naar een groter aantal locaties en te meten stoffen. Ook wordt in meer detail de grondwaterstroming vanuit het perceel onderzocht om in kaart te brengen in hoeverre het effluent zich verspreidt in het (diepere) grondwater.

Bij directe infiltratie van rwzi-effluent in drains is er risico op verstopping. Voorlopig zijn er nog geen duidelijke tekenen van verstopping geconstateerd, hoewel tijdens sub-irrigatie biofilmvorming optrad. Dit wordt bevestigd door een uitgevoerde groeipotentietest. Hieruit blijkt dat de groeipotentie van het effluent (BP-7 = 400 ng ATP/l (± 60), BPC14 = 3100 ng ATP/l (± 600)) ongeveer een factor 10 hoger is dan die van drinkwater. MFI metingen (30.2, 6.2 en 21.9 s/l²) blijken aanzienlijk hogere waarden te geven dan de norm voor infiltratiesystemen (3 s/l²). Verstopping door biofilm of zwevende stof is dus een reëel risico. Wel moet opgemerkt worden dat de drains in natte perioden juist draineren in plaats van infiltreren waardoor (een deel van de) vervuiling terug wordt gespoeld. Ook blijkt dat de biofilm na stoppen van de effluent-aanvoer vrij snel afsterft.

Tijdens sub-irrigatie vindt aanwending plaats van meststoffen (N, P; naast kunstmest ook dierlijke mest), en treedt atmosferische depositie op. Een rekenvoorbeeld voor de belasting van de bodem op de locatie ziet er als volgt uit: Rwwi Haaksbergen (2014-2016), zomerhalfjaar (april t/m september), perceel snijmais op zandgrond, dierlijke mest toegepast, geen kunstmest. N-effluent = 3.5 mg/l; P-effluent = 0.71 mg/l. KRW-normen open water, zomerhalfjaar, watertype Rx (2027), Bolscherbeek: N = 2.3 mg/l; P = 0.11 mg/l. Aanname zomerhalfjaar: samenstelling beekwater = samenstelling rwwi-effluent.

TABEL 3-1. BODEMBELASTING MET MESTSTOFFEN (N, P) BIJ BEREGENING UIT DE BOLSCHERBEEK, DRIE BEURTEN IN GROEISEIZOEN À 30 MM/BEURT (90 MM TOTAAL). STIKSTOF- EN FOSFAATGEBRUIKSNORMEN 2015-2017 (SNIJMAIS OP ZAND, GELDERLAND). FORFAITAIRE SAMENSTELLING DIERLIJKE MEST (RUNDVEE-DRIJFMEST). RWZI-HAAKSBERGEN, BOLSCHERBEEK, ZOMERHALFJAAR (2014-2016).

Belasting	Stikstof (N) (kg/ha.j)	Fosfor (P) (kg/ha.j)
Dierlijke mest	140	22.9
Atmosferische depositie	14	<0.05
Berekening (90 mm)	3	0.6
Totaal	157	23.5

TABEL 3-2 BODEMBELASTING MET MESTSTOFFEN (N, P) BIJ SUB-IRRIGATIE MET RWZI-EFFLUENT HAAKSBERGEN, IN GROEISEIZOEN VAN 100 DAGEN CONTINU 4 MM/DAG (400 MM TOTAAL). STIKSTOF- EN FOSFAATGEBRUIKSNORMEN 2015-2017 (SNIJMAIS OP ZAND, GELDERLAND). FORFAITAIRE SAMENSTELLING DIERLIJKE MEST (RUNDVEE-DRIJFMEST). RWZI-HAAKSBERGEN, BOLSCHERBEEK, ZOMERHALFJAAR (2014-2016).

Belasting	Stikstof (N) (kg/ha.j)	Fosfor (P) (kg/ha.j)
Dierlijke mest	140	22.9
Atmosferische depositie	14	<0,05
Sub-irrigatie (400 mm)	14	2.8
Totaal	168 (+7%)	25.7 (+9%)

Door de vrijwel continue aanvoer is er bij sub-irrigatie sprake van een hogere bodembelasting (N +7%, P +9%), zonder rekening te houden met processen in de bodem en ondergrond. Hierbij wordt opgemerkt dat de gehanteerde 4 mm/d voor sub-irrigatie kan worden gezien als een worst-case situatie.

Leerpunten Haaksbergen casestudy:

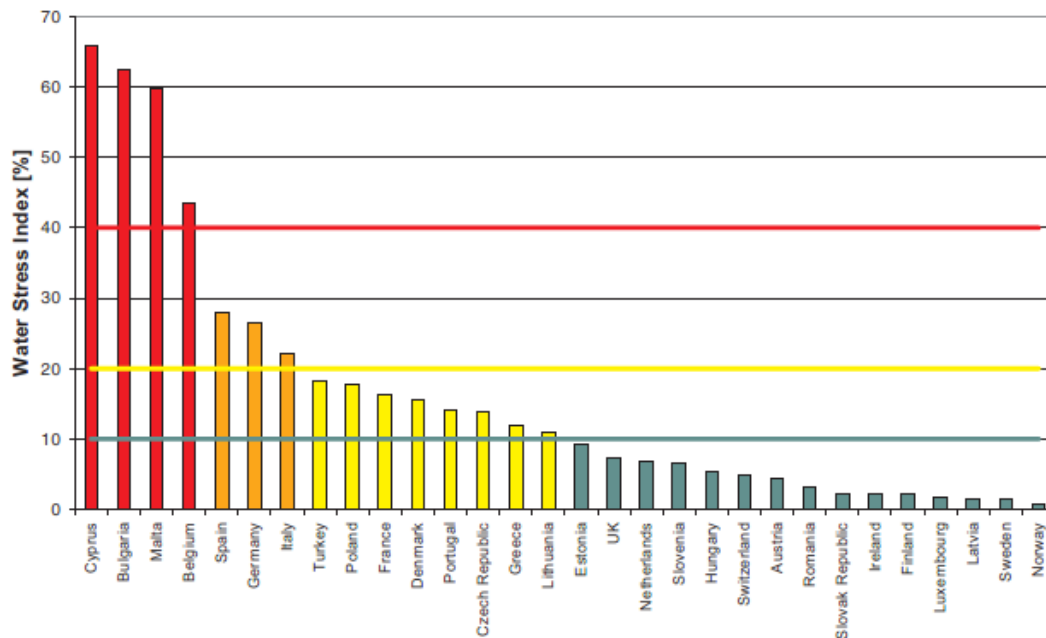
- Belangrijkste reden voor hergebruik op deze (pilot) locatie is het onderzoeken van de effecten van directe sub-irrigatie van rwzi-effluent via landbouwdraains
- Sub-irrigatie via draains geeft een significante verhoging van de freatische grondwaterstand en verbetering van de vochtvoorziening.
- Rwzi effluent komt in droge perioden in de wortelzone.
- Concentraties medicijn(rest)en nemen sterk af tijdens stroming door de bodem en zijn niet in de wortelzone aangetroffen (deels vanwege sterke verdunning met regenwater).
- Bij direct gebruik van effluent is er risico op verstopping door bacteriegroei en zwevende stof. Significante verstopping is echter nog niet opgetreden.
- De bodembelasting met nutriënten is bij sub-irrigatie hoger dan bij gangbare berekening, dit heeft vooral te maken met de nagenoeg continue aanvoer van effluent in het sub-irrigatiesysteem.

3.2 Ervaringen in Europa

Vanaf halverwege de 19^e eeuw tot in de jaren '60 was hergebruik van (huishoudelijk) afvalwater in de landbouw door middel van vloeivelden en berekening in Europa wijd verspreid. Door zorgen over de kwaliteit van het afvalwater en hiermee samenhangende gezondheids- en milieurisico's en de bouw van moderne zuiveringsinstallaties is het aantal locaties met grootschalig hergebruik gedaald tot incidentele gevallen. De laatste decennia neemt het aantal hergebruik projecten echter sterk toe, wat samenhangt met toenemende waterstress in een groot aantal Europese landen (Figuur 3-5). Het gaat hierbij vooral om zuidelijke landen, maar ook om enkele noordelijke zoals België, Duitsland en Denemarken. Daarbij gaat het om een gemiddelde

waterstress, ook in landen met minder dan 10% waterstress, zoals Nederland, kunnen regionale en lokale tekorten optreden.

Bixio et al. (2006) identificeerde meer dan 200 operationele hergebruikprojecten en een groot aantal projecten in de planningsfase. De meeste projecten concentreren zich langs de kustlijn van de zuidelijke semi-aride gebieden en sterk verstedelijkte gebieden in het noorden van Europa. Het gebruiksdoel van het water is sterk verschillend tussen beide regio's. In het zuiden van Europa wordt in ca. 44% van de projecten het hergebruikte afvalwater ingezet voor landbouwirrigatie en bij 37% voor urbane en milieukundige toepassingen (o.a. grondwateraanvulling). In het noorden wordt 51% van het aantal projecten ingezet voor deze laatste categorie en 33% voor industriële toepassing (Bixio et al., 2006). De grootste inzet op het gebied van waterhergebruik binnen Europa vindt plaats in Spanje (496 miljoen m³ in 2006) en Italië (233 miljoen m³ in 2000). Zeker vergeleken met landen met een vergelijkbare omvang als Duitsland, Frankrijk en Groot-Brittannië met respectievelijk 43, 8 en 1 miljoen m³ in 2000. Een illustratie van de noodzaak van effluenthergebruik in Italië is het feit dat van de 780.000 hectare uitgerust met irrigatiesystemen in Zuid-Italië 50% niet ingezet kan worden vanwege watertekorten (Barbagallo et al., 2001).



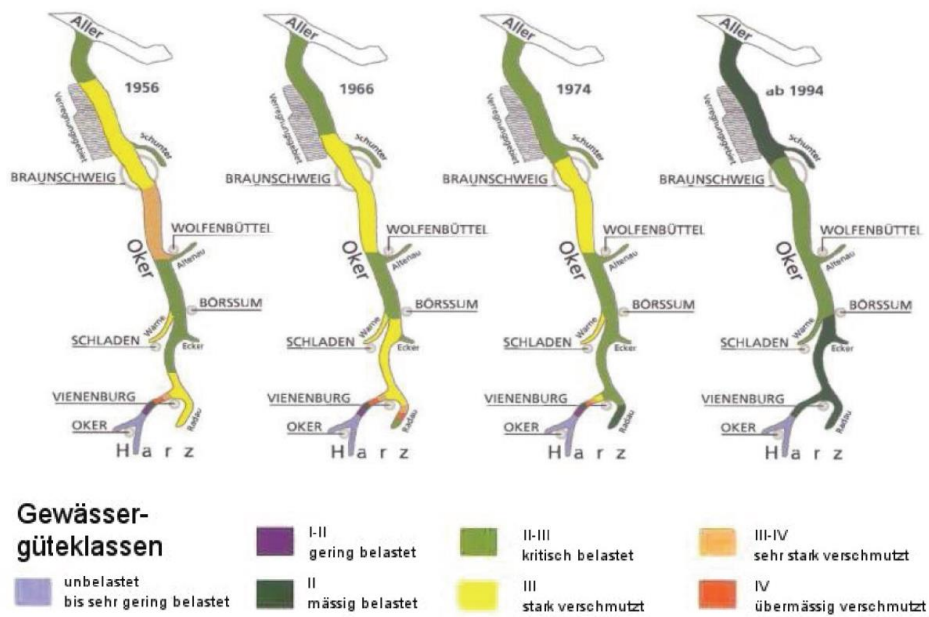
FIGUUR 3-5 WATERSTRESS IN EUROPESE LANDEN, GEDEFINEERD ALS DE SOM VAN DE JAARLIJKSE ONTTREKKINGEN GEDEELD DOOR HET LANGE TERMIJN GEMIDDELD BESCHIKBARE WATER PER LAND. WATERSTRESS 10-20%: WATERBESCHIKBAARHEID WORDT EEN RANDVOORWAARDE VOOR ONTWIKKELING EN INVESTERINGEN, >20%: UITGEBREIDE MAATREGELEN ZIJN NODIG OM GEBRUIK EN BESCHIKBAARHEID IN BALANS TE BRENGEN (BIXIO ET AL. 2006).

Naast watertekorten in de landbouw zijn ook verdroging van natuur, verminderde afvoer van beken en rivieren en de waterkwaliteit van oppervlaktewater belangrijke redenen om te kiezen voor hergebruik. Langs de Atlantische en Mediterrane kust zijn bijvoorbeeld zwemwaterkwaliteit en het reduceren van risico's bij de kweek van schelpdieren belangrijke redenen om te kiezen voor hergebruik van afvalwater. In onderstaande worden twee casussen in Duitsland en Frankrijk besproken waar grootschalig rwzi-effluent wordt ingezet voor landbouwirrigatie, waarbij verbetering van de waterkwaliteit van regionaal oppervlaktewater een belangrijke drijfveer is.

3.2.1 Effluent hergebruik voor landbouwirrigatie in Nedersaksen (Duitsland)

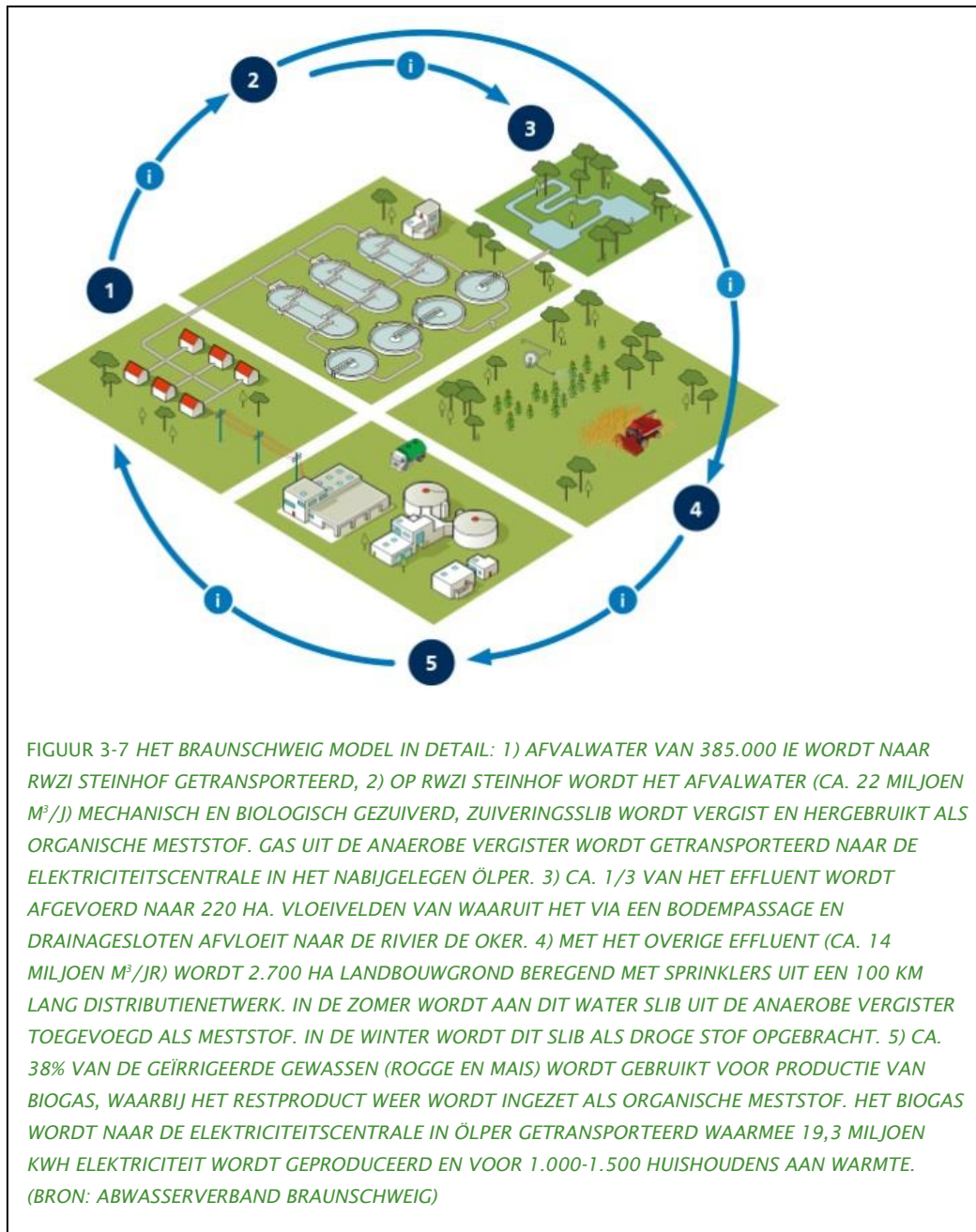
In Duitsland is gezien de meteorologische condities de noodzaak voor irrigatie met behandeld afvalwater beperkt. In totaal wordt in Duitsland ca. 144 miljoen m³ effluent per jaar hergebruikt (een waterschijf van 0.4 mm j⁻¹ over het gehele oppervlak van Duitsland) Hierbij wordt op 41 locaties gebruik gemaakt van huishoudelijk afvalwater en op 33 locaties van industrieel afvalwater. De twee meest prominente voorbeelden van effluent hergebruik voor landbouwirrigatie bevinden zich in Braunschweig en Wolfsburg in Nedersaksen. Deze regio kenmerkt zich door een relatief onvruchtbare, verdrogingsgevoelige zandige bodem. In de regio treedt in het groeiseizoen een neerslagtekort op van gemiddeld 114 mm over de periode 1923-2006. Dit tekort is echter niet constant maar neemt toe met de tijd. Het gemiddelde tekort over de periode 1997-2006 bedroeg 226 mm en de verwachting is dat deze tekorten zullen stijgen door klimaatverandering. In Wolfsburg wordt jaarlijks 6 miljoen m³ effluent ingezet voor irrigatie van 1500 ha landbouwgrond en ('s winters) 1.8 miljoen m³ effluent ingezet voor het aanvullen van grondwater via een infiltratiesysteem (Remy & Lesjean, 2012). In Braunschweig wordt 3000 ha landbouwgrond geïrrigeerd met 15 miljoen m³ effluent per jaar en vindt grondwateraanvulling via een infiltratiesysteem plaats met 6 miljoen m³ per jaar. In onderstaande wordt in meer detail ingegaan op het Braunschweigstelsel.

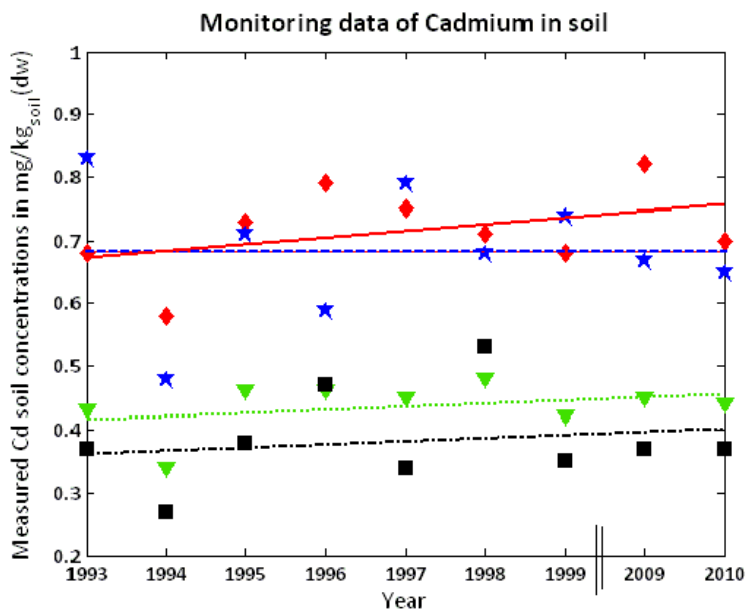
In het op ca. 250 km van Nederland gelegen Braunschweig is de afgelopen 45 jaar een uniek concept ontwikkeld voor het creëren van een lokale water- energie- en nutriëntenkringloop. In dit model wordt op grote schaal water via bodempassage teruggebracht in het lokale hydrologische systeem en daarmee wateronttrekking voor landbouw geminimaliseerd, worden water en nutriënten uit stedelijk afvalwater ingezet voor irrigatie en bemesting van gewassen en wordt gas (en elektriciteit) geproduceerd door het vergisten van zuiveringsslib en lokaal geteelde energiegewassen. Tenslotte zorgt de bodempassage voor een betere kwaliteit van het rivierwater van de rivier de Oker (Figuur 3-6). De bodem van de geïrrigeerde velden bestaat tot 1,6 m-mv uit fijn zand met een bewerkte organische toplaag van ca. 0,5 m dikte op 12 m matig fijn zand. De grondwaterstand varieert tussen 1 en 2 m-mv. De bodemopbouw en hydrologische condities zijn hiermee goed vergelijkbaar met veel gebieden in hoog Nederland. Het irrigatiewater wordt verdeeld via een 100 km lang distributienetwerk. In totaal wordt ca. 500 mm/j geïrrigeerd. In de winterperiode gaat het hierbij enkel om effluent, in de zomer wordt er slib vanuit de vergister aan het effluent toegevoegd. Bij bemesting wordt rekening gehouden met de nutriënten die in het irrigatiewater aanwezig zijn. Fosfaatbemesting is bijvoorbeeld niet nodig omdat het effluent voldoende fosfaat bevat. Vanuit hygiënisch oogpunt is het niet toegestaan om fruit en groenten voor direct gebruik te verbouwen, de belangrijkste gewassen zijn daarom granen, aardappelen en suikerbieten. Als tussengewas worden raapzaad en mosterd verbouwd om uitspoeling van stikstof te voorkomen. In Figuur 3-14 is het Braunschweigmodel in detail uitgewerkt. De kosten voor waterbehandeling, infiltratie en beregening zijn voor het Braunschweig systeem nog niet achterhaald. Voor het qua irrigatiemethode vergelijkbare systeem in Wolfsburg bedragen de totale kosten 0,68 €/m³ waarvan 0,18 €/m³ voor infiltratie en levering van beregeningswater (infrastructuur, pompkosten & onderhoud).



FIGUUR 3-6 ONTWIKKELING WATERKWALITEIT VAN DE RIVIER DE OKER GEDURENDE DE ONTWIKKELING VAN HET BRAUNSCHWEIG MODEL. 1956: START VLOEIVELDEN EN BODEMPASSAGE EN GESTAGE UITBREIDING SPRINKLER IRRIGATIE MET MECHANISCH GEREINIGD WATER, 1956-1966: UITBREIDING VOEDINGSGBIED, 1979-1990: UITBREIDING VAN DE RWZI, 1985-1990 AANPASSING VLOEIVELDEN TER VOORKOMING VAN DIRECTE OVERSTORTEN, 2000: AANLEG SLIBVERGISTER (BRON: ABWASSERVERBAND BRAUNSCHWEIG).

Het irrigatiewater in Braunschweig bevat echter niet alleen nutriënten en organische stof, maar zoals al aangegeven in par. 2.2.2.1 eveneens zware metalen en stoffen afkomstig uit o.a. geneesmiddelen en verzorgingsproducten. De concentraties zware metalen in het effluent zijn verhoudingsgewijs laag (Fliessbach et al., 1994). Dit komt doordat vanaf ca. 1970 ingezet is op reductie van zware metalen aan de bron door lozingscontrole en voorzuivering bij bedrijven. In tegenstelling tot het systeem in Wolfsburg, waar na 40 jaar de concentraties zware metalen in de bodem niet hoger zijn dan in niet-bevloede velden, is de situatie in Braunschweig vooral voor cadmium ongunstig door de al hoge initiële concentraties. Deze zijn veroorzaakt door het in het verleden bevoelen met door mijnwater vervuild rivierwater (Kaiser, 1985) (Figuur 3-8).

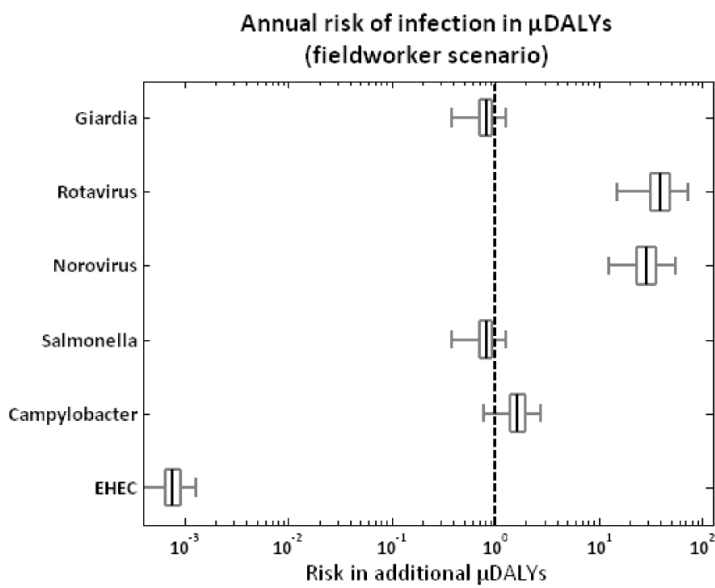




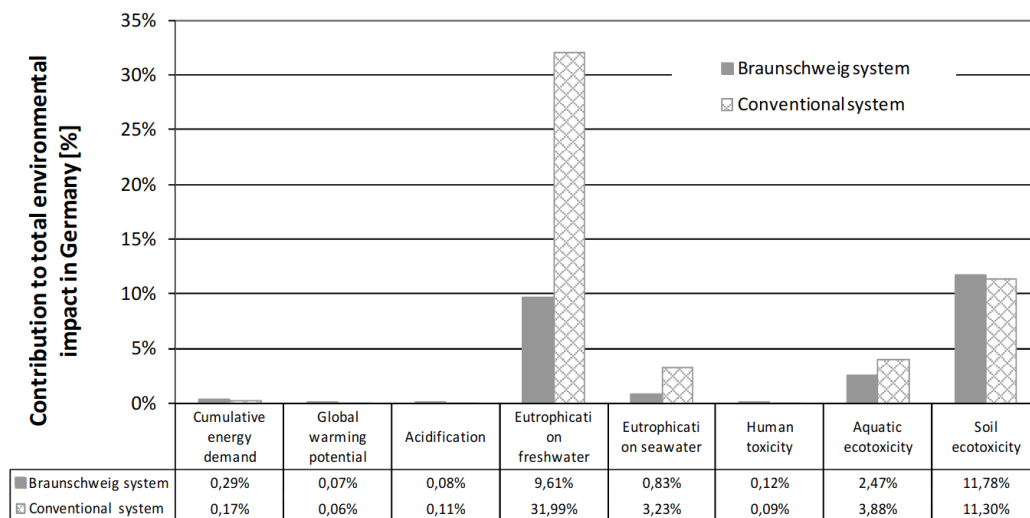
FIGUUR 3-8 CADMIUM IN DE BODEM VAN VERSCHILLENDE MET EFFLUENT BEVLOEIDE PERCELEN IN BRAUNSCHWEIG. DE ACCEPTABELE CONCENTRATIE VAN CADMIUM IN DE BODEM VOOR HET VERBOUWEN VAN TARWE VOOR MENSELIJKE CONSUMPTIE BEDRAAGT 0.5-0.8 MG/KG_{SOIL} (DW) (BRON: KAISER, 1985).

In 2002 is bij Braunschweig een meetcampagne uitgevoerd om de verspreiding van geneesmiddelen en stoffen uit verzorgingsproducten te onderzoeken in de geïrrigeerde percelen (Ternes et al. 2007). In totaal is op 52 organische microverontreinigingen (b.v. bètablokkers, antibiotica, lipide regulatoren, antiphlogistica, carbamazepine, musk geurstoffen, ICM en oestrogenen) geanalyseerd. Watermonsters zijn genomen in peilbuizen op 12- 15 m-mv en in bodemvocht samplers op 40, 80 en 120 cm-mv. Van de 52 stoffen zijn in de peilbuizen alleen de contrastmiddelen iopamidol en diatrizaat, het anti-epilepticum carbamazepine en het antibioticum sulfamethoxazol in concentraties van enkele µg/l aangetroffen. De andere stoffen zijn duidelijk geëlimineerd door sorptie en omzetting tijdens de bodempassage. In de bodemvochtsamplers zijn de stoffen iopamidol, iothalamisch zuur, sulfamethoxazol, carbamazepine, diatrizaat aangetroffen. Het overgrote deel van de onderzochte stoffen bleek dus in de bovenste 40 cm van de bodem te zijn gesorbeerd of omgezet. De diatrizaat (een röntgen-contrastmiddel) concentratie lijkt op Braunschweig niet af te nemen met de diepte en kan worden gezien als een persistente niet sorberende tracer voor afvalwater (Ternes et al. 2007). Carbamazepine lijkt in de bodem bij Braunschweig wel in beperkte mate verwijderd te worden door sorptie en/of afbraak. Opvallend is verder dat de concentraties carbamazepine in bodemvocht en grondwater op al 45 jaren lang bevloede locaties significant hoger is dan op de gedurende 8 jaar bevloede locaties.

Om microbiologische risico's te kwantificeren is een QMRA (quantitative microbial risk assessment) uitgevoerd conform WHO-procedures met scenario's voor veldwerkers, omwonenden en inname van bodem door spelende kinderen. Als grenswaarde is conform de huidige WHO-standaarden voor hergebruik een toegevoegde ziektelast van 1 µDALY (Disability-Adjusted Life Year) aangehouden. Dit komt overeen met een aanvullend risico op een milde gastro-enteritis van 1:1000 per persoon per jaar. Uit de analyse bleek dat acceptabele infectierisico's fors worden overschreden binnen de scenario's voor veldwerkers (Figuur 3-9) en spelende kinderen. Op basis van de modelresultaten is een extra logreductie van 1.5 gewenst (Lejean & Remy, 2012). Door LesJean & Remy (2012) is verder de milieu-impact van het Braunschweigsysteem vergeleken met conventionele rioolwaterzuivering (Figuur 3-10). Uit deze vergelijking blijkt het Braunschweig-systeem vooral een forse verbetering te geven van de oppervlaktewaterkwaliteit. Op andere gebieden zoals de bodemkwaliteit en impact op klimaat scoort het Braunschweig systeem iets minder goed of vergelijkbaar met conventionele systemen.



FIGUUR 3-9 JAARLIJKS AANVULLEND INFECTIERISICO BEHORENDE BIJ HET VELDWERKER SCENARIO VOOR HET BRAUNSCHWEIG SYSTEEM. DE STIPPELIJN IS DE WHO-STANDAARD VAN 1μ DALY (BRON: LEJEAN & REMY, 2012).



FIGUUR 3-10 GENORMALISEERDE NETTO MILIEU-IMPACT VAN HET BRAUNSCHWEIG SYSTEEM VERGELEKEN MET EEN HYPOTHETISCH SYSTEEM ZONDER LANDBOUWHERGEBRUIK VAN RWZI EFFLUENT (BRON: LEJEAN & REMY, 2012).

Leerpunten casestudy hergebruik Nedersaksen:

- Eerste ervaringen met hergebruik van rwzi-effluent voor grootschalige landbouwirrigatie in Braunschweig (Duitsland) dateren van halverwege de 20^e eeuw.
- Belangrijkste reden voor hergebruik is het verbeteren van de waterkwaliteit van lokale rivieren en watertekorten voor de landbouw in het zomerseizoen.
- Door effectieve preventie aan de bron zijn de concentraties zware metalen in het effluent laag en is de opbouw van zware metalen in de bodem beperkt.
- De bodem van geïrrigeerde percelen lijkt een effectieve barrière voor een groot aantal (resten van) geneesmiddelen en stoffen uit verzorgingsproducten.
- Het irrigatiewater van Braunschweig kan vanuit hygiënisch oogpunt niet worden gebruikt voor direct gegeten voedingsgewassen.
- Ook voor veldwerkers en omwonenden zijn infectierisico's door het sproeien met effluentwater.
- Kosten voor aanvoer en beregening bedragen bij het vergelijkbare systeem bij Wolfsburg 0.18 €/m³ op een totaal van 0.68 €/m³.
- De rivierwaterkwaliteit is sterk verbeterd.

3.2.2 Effluent hergebruik voor landbouwirrigatie in de Clermont Ferrand regio (Frankrijk)

Van grootschalige waterschaarste is in Frankrijk geen sprake. Alleen op kusteilanden langs de Mediterrane en Atlantische kust treden significante watertekorten op. Op deze plekken vindt kleinschalig hergebruik van effluent plaats. Belangrijk argument daarbij is tevens het effect op de waterkwaliteit van het zeewater rond de badplaatsen. Grootschalig hergebruik is in Frankrijk echter zeer beperkt. Het grootste systeem in Frankrijk is de rioolwaterzuivering en effluentboerderij van Parijs. Dit uit de 19^e eeuw daterende systeem is nog steeds in operatie en bevoeit ca. 2000 hectare, waarbij de irrigatievraag in de zomer kan oplopen tot 300.000 m³/d. Gezien de microbiologische risico's en de, door het lange tijd direct toepassen van onbehandeld rioolwater, hoge concentraties zware metalen in de bodem worden enkel nog industriële gewassen verbouwd. Het systeem wordt in werking gehouden om de waterkwaliteit van de Seine te kunnen garanderen (Védry et al., 2001).

Dit laatste argument, het tegengaan van eutrofiëring van rivieren, is een belangrijke reden dat in het binnenland nieuwe projecten van de grond komen. Een voorbeeld hiervan is het in 1996 gestarte hergebruik project van Clermont Ferrand. Naast de verslechtering van de waterkwaliteit in het kleine riviertje de Artière speelde ook het grootschalig onttrekken van (met rwzi-effluentbelast) water voor de irrigatie van maispercelen voor zaadproductie. De afvoer van de riviertjes in het gebied nam hierdoor in de zomer sterk af, waardoor de kwaliteit van de riviertjes nog verder afnam. In 1996 is als proef gestart met irrigatie van 50 ha met effluent. Uiteindelijk is dit doorgegroeid tot 700 ha in 1999. Omdat arbeiders direct in contact komen met de bevoeide mais is door de autoriteiten een relatief hoge microbiologische kwaliteit van het effluent vereist: *E.coli* < 1000 kve/100 ml, geen *Salmonella*, geen *Taenia* eitjes.



FIGUUR 3-11 OVERZICHT VAN DE RWZI VAN CLERMONT FERRAND (LINKSBOVEN), DE SUIKERFABRIEK (RECHTSONDER) EN DE TUSSENGELEGEN LAGUNES. DE GEIRRIGEEERDE AKKERS LIGGEN RECHTSBOVEN DE LOCATIE

De zuivering in Clermont Ferrand bestaat uit actief slib en lagunes. De 8 lagunes beslaan een oppervlak van 12 ha. (312.000m³) en worden primair gebruikt voor opslag van afvalwater van een suikerfabriek in de periode oktober-juni. Dit water wordt gebruikt voor beregening in de periode mei-juni. Vervolgens worden de lege lagunes gevuld met effluent van de rwzi, waarbij de lagunes werken als nazuivering om de microbiologische kwaliteit te verbeteren. Dit water wordt gebruikt voor beregening in de periode juli-oktober.

Uit metingen in 1998 bleek dat het water in de lagunes een mediane waarde bevatte van 90 en 24 kve/ 100 ml voor respectievelijk fecale coliformen en *enterococcen*. *Salmonella* is aangetroffen in 23% van de monsters (Devaux, 1999). De microbiologische kwaliteit van het irrigatiewater uit de lagunes was altijd beter dan dat in de lokale rivieren. Uit een epidemiologische studie over de periode 1996-1998 zijn geen besmettingen bekend bij arbeiders en omwonenden (Devaux et. al, 2001). Er wordt zorg gedragen dat de belasting met zware metalen voldoet aan de EU richtlijn 86/278/EEG ten aanzien van belasting van bodems met zuiveringsslib.

Leerpunten Clermont Ferrand casestudy:

- Belangrijkste reden voor hergebruik is het verbeteren van de waterkwaliteit en kwantiteit van lokale rivieren in het zomerseizoen.
- Met behulp van lagunes wordt het rwzi-effluent verbeterd alvorens het wordt toegepast voor irrigatie.
- Microbiologische waterkwaliteit moet goed zijn, omdat agrariërs direct in contact staan met de beregende gewassen.
- De lagunes zijn effectief voor verbeteren van de microbiologische kwaliteit.
- De belasting met zware metalen voldoet aan EU- en staatsrichtlijnen.
- De rivierwaterkwaliteit en -kwantiteit zijn verbeterd.

3.3 Ervaringen met effluent hergebruik buiten Europa

Buiten Europa is veel meer ervaring met hergebruik van gezuiverd afvalwater voor irrigatie van land- en tuinbouwgewassen. Ook de regelgeving rond hergebruik (zie Hfst 6) is in landen als de Verenigde Staten, Israël en Australië verder ontwikkeld. In deze paragraaf behandelen we een tweetal case-studies uit de Verenigde Staten en een case-study uit Australië op basis van een eerdere inventarisatie door Oesterholt et al. (2010).

3.3.1 Monterey Wastewater Reclamation Study for Agriculture (MWRSA)

In 1976 is gestart met een uitgebreide studie naar de mogelijkheden en risico's voor gebruik van effluent van de Castroville rwzi voor de irrigatie van voedingsgewassen, waaronder rauw gegeten groentes in Monterey County (Californië). Deze regio is een voor de VS belangrijk productiegebied van artisjokken en andere gewassen. Om deze gewassen van water te voorzien is tot de jaren '80 van de vorige eeuw op grote schaal grondwater onttrokken hetgeen resulteerde in sterke daling van grondwaterniveaus en zeewaterindringing waardoor pompputten onbruikbaar werden. Tegelijkertijd was uitbreiding van rioolwaterzuiveringscapaciteit noodzakelijk omdat de bestaande installaties in de regio hun maximale capaciteit bereikten. Op basis hiervan is gestart met een praktijkproef waarbij de veiligheid en haalbaarheid van hergebruik van rwzi-effluent zijn onderzocht.

De belangrijkste rioolwaterzuivering in de regio, de Castroville afvalwaterzuiveringsinstallatie, is voor deze praktijkproef verbeterd en zo aangepast dat twee verschillende processen onderzocht konden worden: 1) coagulatie, flocculatie, sedimentatie, filtratie en chloordosering en 2) coagulatie, flocculatie, filtratie en chloordosering. In de eerste drie jaar is het water onthoofd, maar hier is naderhand mee gestopt om na-groei te verminderen en het effect van chloorresiduen op gewassen te kunnen onderzoeken.

In juni 1980 is een 5 jaar durende studie gestart waarbij voor drie verschillende watertypes (effluent type 1 en 2 en grondwater) voor zowel beregening als greppelirrigatie de volgende aspecten zijn onderzocht:

- Overleving van virussen en coliforme bacteriën en het voorkomen van andere pathogenen in irrigatiewater en op gewassen.
- Accumulatie van zware metalen in de bodem en in planten.
- Bodemdegradatie (verzilting, natriumbelasting en effect op permeabiliteit).
- Gewasopbrengst en gewaskwaliteit.

Op basis van de studieresultaten bleek dat hergebruik van secundair behandeld effluent met tertiaire nabehandeling (coagulatie, flocculatie, sedimentatie, filtratie en chloordosering) veilig was om te gebruiken voor voedingsgewassen. Op de gewassen zijn geen pathogene virussen aangetroffen en de niveaus van natuurlijk aanwezige bacteriën waren niet hoger dan bij de gewassen die met grondwater zijn geïrrigeerd. De concentraties zware metalen in de grond lieten geen verschillen zien tussen de twee effluenttypes en grondwater en leken vooral bepaald door de bemesting. Tenslotte zijn de netto-contante kosten voor aanvullende zuivering berekend voor een operationele periode van 20 jaar voor drie zuiveringsalternatieven (Tabel 3-3).

TABEL 3-3 ZUIVERINGSKOSTEN BIJ VERSCHILLENDE VARIANTEN VAN EEN TERTIAIR ZUIVERINGSPROCES.

Zuiveringsproces	Geschatte kosten \$/m ³
Gefilterd effluent	0.05
Gefilterd effluent met flocculatie	0.06
Volledige tertiaire zuivering met 50 mg/l Al	0.09
Volledige tertiaire zuivering met 200 mg/l Al	0.13

Aannames bij deze berekening waren: Ontwerpdebiet 114.000 m³/d; 28 miljoen m³/jr hergebruik voor irrigatie; Investeringskosten voor filtratie en flocculatie \$11,2 miljoen en jaarlijkse onderhoudskosten \$376.000 (E-S, 1987).

Leerpunten Monterrey casestudy:

- Eerste ervaringen met hergebruik van rwzi-effluent in Californië dateren uit de jaren '80 van de vorige eeuw.
- Belangrijkste reden voor hergebruik is overexploitatie van de aquifers met sterk verlaagde grondwaterstanden en zeewaterintrusie als gevolg.
- Het effluent wordt gechlloreerd voorafgaand aan hergebruik.
- Het is toxicologisch en microbiologisch veilig om behandeld effluent te gebruiken voor irrigatie van voedingsgewassen.
- Hergebruik voor irrigatie gebeurt grootschalig (maximum capaciteit: 4500 m³/uur).

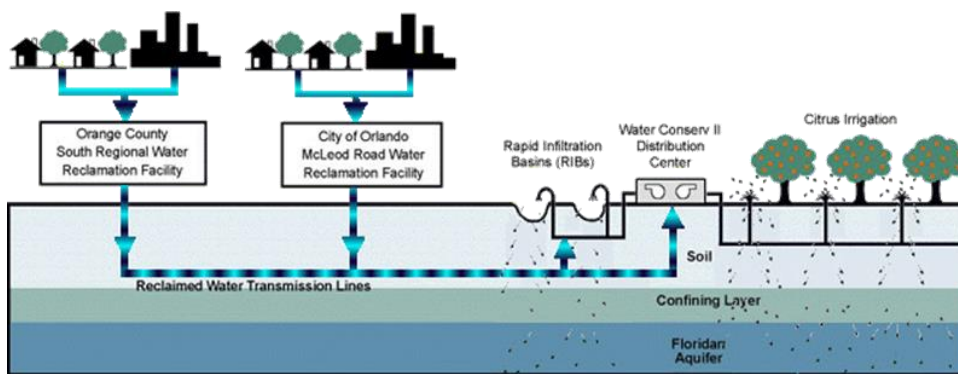
3.3.2 Waterconserv II project, Orlando/Orange county Florida

Waterconserv II is een van de grootste waterhergebruik projecten in de wereld, waarbij vergaand gezuiverd rioolwater van de stad Orlando en Orange County wordt ingezet voor directe irrigatie (citrusplantages, golfbanen en tuinen) en voor kunstmatige aanvulling van de Florida aquifer. In de jaren '80 van de vorige eeuw bleek uitbreiding van de rioolwaterzuiveringen noodzakelijk, tegelijkertijd moest de invloed van effluent op het oppervlaktewater worden teruggedrongen en werden grote hoeveelheden water onttrokken voor o.a. irrigatie van citrusplantages. Om deze reden zijn de stad Orlando en Orange County in 1986 een samenwerking aangegaan met de agrarische gemeenschap in de regio. In eerste instantie was er veel weerstand bij de bevolking waardoor uitgebreide studies noodzakelijk waren om de voordelen en veiligheid van hergebruik van rwzi-effluent voor irrigatie aan te tonen. Uiteindelijk is met een initiële investering van \$180 miljoen het Waterconserv II systeem aangelegd. Het Waterconserv II systeem wordt gevoed door twee rwzi's: de Orange County South regionale Water Reclamation facility en de City of Orlando McLeod Road Water Reclamation Facility. Gemiddeld leveren beide installaties tussen 114.000 en 132.000 m³/d aan het systeem. De zuiveringstechniek van beide systemen is identiek en bestaat uit: zeven, primaire sedimentatie, actief slib met aeratie, secundaire clarificatie. Vervolgens wordt het effluent gefiltreerd met snelle zandfilters en gechlloreerd. Het effluent is geschikt voor irrigatie van gewassen bedoeld voor humane consumptie en voldoet aan de eisen gesteld door Florida Department of Environmental Protection (Tabel 3-4; Tabel 3-5).

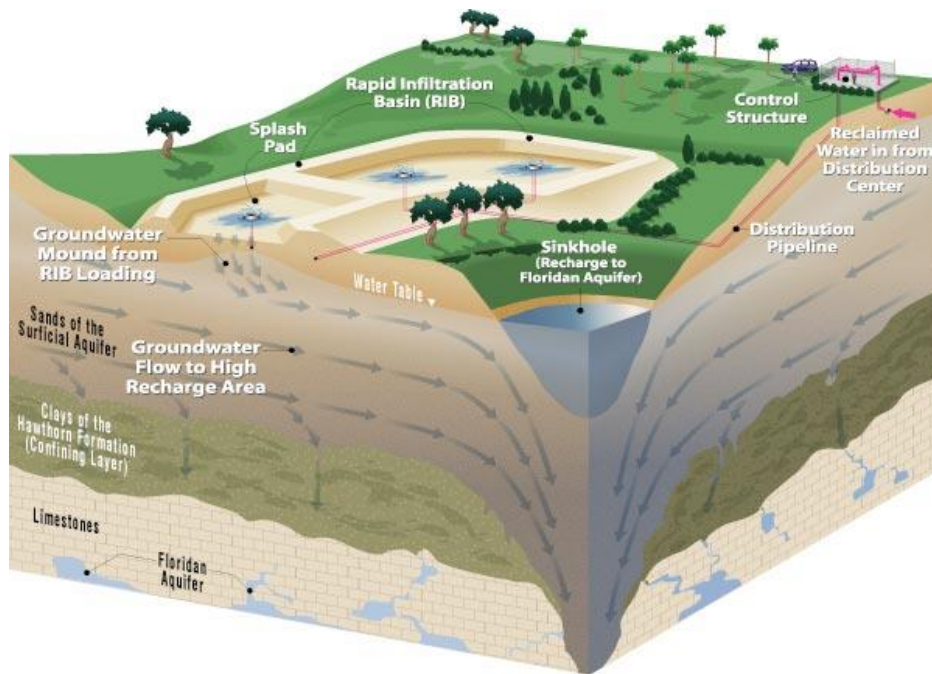
Het behandelde afvalwater wordt via een distributiecentrum verdeeld tussen agrarisch en commercieel hergebruik enerzijds en grondwateraanvulling anderzijds (Figuur 3-12). Agrarisch en commercieel hergebruik heeft hierbij de voorkeur. In de praktijk is de verdeling tussen de twee gebruiksdoelen ongeveer 50% - 50%. Momenteel wordt ca. 1100 hectare citrusplantage geïrrigeerd met effluentwater. De kostprijs voor gebruik van het gezuiverde afvalwater bedraagt omgerekend € 0.05/m³ (2012). Kunstmatige grondwateraanvulling vindt plaats via snelle infiltratiebekkens (Rapid Infiltration Basins, RIB's, Figuur 3-13). Het oppervlak hiervan beslaat ongeveer 1500 hectare. Het hier geïnfiltreerde water voldoet al aan vrijwel alle federale drinkwaterstandaarden (welke qua chemische parameters over het algemeen vergelijkbaar of iets soepeler zijn dan het Nederlandse drinkwaterbesluit, zie Tabel 3-5) en verbetert verder tijdens stroming naar de onderliggende karst aquifer, die de belangrijkste bron van drinkwater vormt in Florida (Figuur 3-13).

TABEL 3-4 VERGUNNINGSEIS AAN EFFLUENT VAN HET WATERCONSERV II SYSTEEM.

Parameters	grenswaarde
CBOD ₅	20 mg/l
Total suspended solids (voor chloreren)	5 mg/l
Fecale coliformen	<1 kve/100 ml
pH	6 - 8.5
NO ₃	12 mg/l (week gemiddelde) 10 mg/l (maand gemiddelde)
Totaal chloor	Niet minder dan 1 mg/l
troebelheid	< 2 NTU



FIGUUR 3-12 SYSTEEMBESCHRIJVING WATERCONSERV II FLORIDA (BRON: WWW.WATERCONSERVII.COM).



FIGUUR 3-13 RIB SYSTEM VOOR AANVULLING VAN DE FLORIDA AANVULLING MET GEZUIVERD EFFLUENT (WWW.WATERCONSERVII.COM).

TABEL 3-5 DRINKWATERNORMEN VAN NEDERLAND (DRINKWATERBESLUIT) VERGELEKEN MET DE DRINKWATERNORMEN VAN FLORIDA EN DE KWALITEIT IRRIGATIEWATER UIT BEHANDELD EFFLUENT WATERCONSERV II PROJECT FLORIDA (MG/L) (MORGAN ET AL., 2008)

Parameter	Drinkwater- besluit NL	Drinkwater norm Florida State	Typische waterkwaliteit drinkwaterputten	Maximale gemiddelde concentratie Conserv II	Typische waterkwaliteit Conserv II
Arseen	0.01	0.05	---	0.1	<0.005
Barium	---	2	---	1	<0.01
Beryllium	---	0.004	---	0.1	<0.003
Bicarbonaat	>60	---	---	200	105
Boor	0.5	---	0.02	1	<0.25
Cadmium	0.005	0.005	---	0.01	<0.002
Calcium	---	---	39	200	42
Chloride	150 (gemiddelde)	250	15	100	75–81
Chroom	0.05	0.1	---	0.01	<0.005
Koper	2	1	0.03	0.2	0.002–0.05
EC		781	360	1100	720
Ijzer	0.2	0.3	0.02	5	0.01–0.37
Lood	0.01	0.015	---	0.1	<0.003
Magnesium		---	16	25	8.5
Mangaan	0.05	0.05	0.01	0.2	0.006–0.042
Kwik	0.001	0.002	---	0.01	<0.0002
Nikkel	0.02	0.1	---	0.2	0.01
Nitraat-N	11.3	10	3	10	6.1–7
pH	7-9.5	6.5–8.5	7.8	6.5–8.4	7.1–7.2
Fosfor	---	---	0.01	10	1.1
Kalium	---	---	6	30	11.5
Selenium	0.01	0.05	---	0.02	<0.002
Zilver	---	0.1	---	0.05	<0.003
Natrium	150	160	18	70	50–70
Sulfaat	150	250	23	100	29–55
Zink	3	5	0.02	1	0.04–0.06

Leerpunten WaterConserv II Florida casestudy

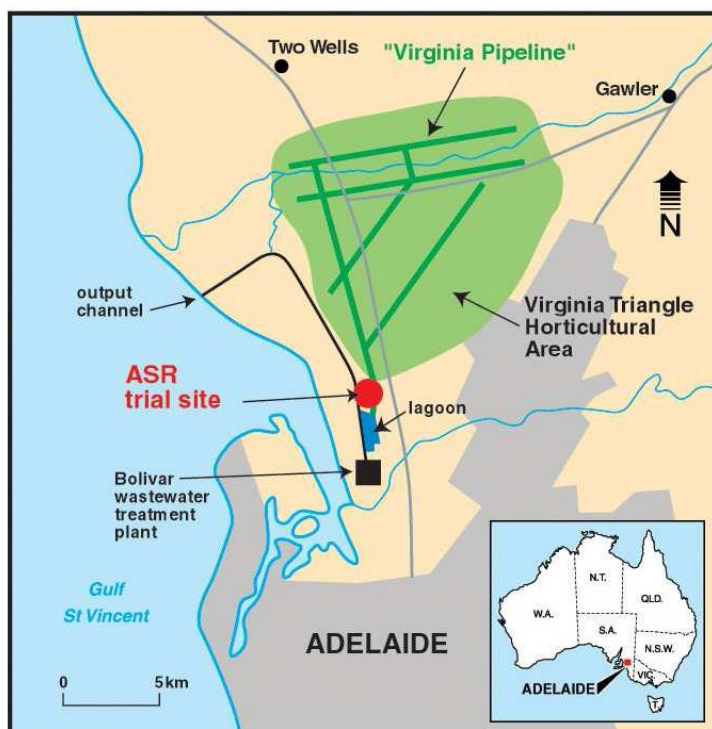
- Het kost tijd en moeite om boeren te overtuigen dat hergebruik van rwzi-effluent voordelen biedt en dat dit water veilig kan worden toegepast.
- Het rioolwater wordt vergaand gezuiverd en voldoet na zuivering vrijwel aan de drinkwaternormen van de staat Florida.
- Het is na chloreren toxicologisch en microbiologisch veilig om gezuiverd rioolwater toe te passen voor irrigatie van voedingsgewassen.
- Het irrigatie- en grondwateraanvulling-project heeft een grote schaal met een maximale capaciteit van 5.500 m³/uur.
- De kosten voor de inkoop van gezuiverd effluent voor irrigatiewater bedragen slechts 0,05 €/m³.
- Er geldt een minimumeis voor chloor in het irrigatiewater!

3.3.3 Hergebruik van afvalwater in Zuid-Australië: The Virginia Pipeline Scheme

The Virginia Pipeline Scheme is een grootschalig hergebruikproject in Zuid-Australië waarbij gebruik wordt gemaakt van ondergrondse opslag van water. In het verleden loosde de Bolivar rioolwaterzuiveringsinstallatie van Adelaide 40 miljoen m³ secundair behandeld effluent in de ecologisch gevoelige Golf van St. Vincent. In deze droge agrarische kustregio is water een limiterende factor voor gewasgroei en is intensief gebruik gemaakt van grondwater. Om seizoenfluctuaties in waterbehoefte beter op te vangen, de druk op het grondwater te verminderen en tegelijkertijd de nutriëntenbelasting op de Golf van St. Vincent terug te dringen, is besloten afvalwater vergaand te zuiveren en via een ASR op te slaan in de ondergrond in perioden van lage vraag, om voldoende buffer te hebben voor perioden met hoge watervraag in de zomer.

Het bestaande proces op rwzi Bolivar bestond uit primaire sedimentatie, biologische oxidatiebedden en lagunes. Om te voldoen aan de normen voor ongelimiteerde irrigatie moet het effluent volgens de Zuid Australische regels voldoen aan de volgende richtlijnen: troebelheid <10 NTU, fecale coliformen < 10 kve/100 ml (mediaan) en <1 pathogeen / 50 l. Daarnaast moeten de aanvullende zuiveringsstappen gericht zijn op het minimaliseren van processen in de aquifer tijdens tijdelijke opslag. Uit onderzoek bleek dat Dissolved Air Flotation and Filtration (DAF/F) in combinatie met voorafgaande coagulatie in de lagunes de meest effectieve methode was om het lagunewater op te werken. Na de DAF/F behandeling (zand/actief kool) wordt het effluent gechlloreerd alvorens het water wordt gedistribueerd en/of opgeslagen in de brakke kalksteenaquifer. De installatie is sinds 2000 in gebruik en produceert ca. 20 miljoen m³ irrigatiewater per jaar, waarvan uiteindelijk ca.12 miljoen m³ wordt opgeslagen in het natte seizoen. Voordeel van de ondergrondse opslag is een mogelijke afname van de concentraties van desinfectiebijproducten en organische microverontreinigingen zoals medicijnresten.

Tijdens het irrigatieseizoen wordt geproduceerd en weer uit de aquifer onttrokken gezuiverd oppervlaktewater via een 150 km lange pijpleiding gedistribueerd naar inmiddels 400 klanten. Uit monitoring blijkt dat de kwaliteit van het irrigatiewater voldoet aan de gestelde eisen. Het irrigatiewater is beschikbaar voor ca. 0.08 €/m³ (2007).



FIGUUR 3-14 THE VIRGINA PIPELINE SCHEME (BARRY ET AL., 2010).

Leerpunten The Virginia Pipeline Scheme

- Belangrijkste drijfveren voor dit project zijn watertekorten in de landbouw, overexploitatie van het grondwater en de ecologische kwetsbaarheid van het effluent-ontvangende zeewater.
- Dissolved Air Flotation/Filtration in combinatie met desinfectie met chloor wordt gebruikt om de kwaliteit van het effluent te verbeteren.
- Opslag in de ondergrond met een ASR-systeem wordt getest om seizoenfluctuaties in de watervraag op te vangen.
- Grootschalig systeem met een capaciteit van 5.000 m³/uur.

3.4 Synthese gebruik van restwater voor de landbouwwatervoorziening

Nuttig toepassen van restwater is in Nederland in onbruik geraakt de afgelopen tientallen jaren. Tot in de jaren '70 van de vorige eeuw was het combineren van zuivering met het telen van gewassen op vloeivelden echter niet ongewoon. Nutriënten waren immers schaars en het huishoudelijke afvalwater en het afvalwater van onder andere zuivelfabrieken en aardappelverwerkende industrie bevatte waardevolle concentraties stikstof en fosfor. Door de toenemende overbelasting van, en de lozing van industriële stoffen op, de vloeiveldsystemen ontstonden problemen met de grondwaterkwaliteit en vormden de systemen een bedreiging voor nabijgelegen drinkwaterbronnen. Daarnaast waren de nutriënten in het afvalwater economisch niet meer interessant door de ruime beschikbaarheid van alternatieve meststoffen. In de jaren '90 bleek dat verdroging optrad in de hogere delen van Nederland. In dit kader is onderzocht of effluent van rwzi's ingezet kon worden voor landbouwwatervoorziening. Uit diverse studies bleek dat het leveren van effluent tijdens periodes van droogte economisch haalbaar kan zijn. Ook bleek uit een aantal studies dat een bodempassage een verbetering kan geven van het naar oppervlaktewater stromende effluent. Boeren bleken echter huiverig voor het gebruik van effluent en praktische toepassing bleef uit.

Recent is in Nederland hernieuwde interesse ontstaan voor hergebruik van effluent van industrie en rwzi's. Dit heeft inmiddels ook geleid tot pilot studies en commerciële toepassing. De belangrijkste drivers voor hergebruik in deze gevallen zijn:

- Beperkte beschikbaarheid van zoet- grond en oppervlaktewater (Nieuw Prinsenland).
- Reduceren van verdroging door grondwateronttrekking (Boer Bier Water, Haaksbergen).
- Verminderen van de nutriëntenlast op oppervlaktewater (Boer Bier Water, Haaksbergen).

Uit bovenstaande projecten blijkt dat zeker bij kapitaalintensieve teelten (glastuinbouw, boom en plantenteelt) hergebruik rendabel kan worden vormgegeven. Afhankelijk van de bron en de mate van zuivering bestaan er zorgen over de invloed op de grondwater-, bodem- en gewaskwaliteit. In Haaksbergen wordt onderzocht hoe het effluent zich verspreidt in het perceel en in welke mate medicijnresten verwijderd worden tijdens bodempassage. Ook bij grootschalige hergebruikprojecten buiten Nederland blijken bovenstaande drivers relevant. Risico's voor drinkwaterwinningen worden in de beschreven internationale studies die gericht zijn op landbouw nauwelijks belicht.

Het verminderen of stoppen van de nutriëntenbelasting van ontvangend oppervlaktewater is bijvoorbeeld één van de belangrijkste redenen voor hergebruik in Braunschweig (Duitsland), Clermont Ferrand (Frankrijk), Orlando/Orange County (Florida), en Adelaide (Australië). Uit deze case-studies blijkt dat de rivierkwaliteit sterk is verbeterd na implementatie van de systemen. Daarnaast zijn watertekorten in de landbouw en overexploitatie van grond- en oppervlaktewater (o.a. Monterey Californië) belangrijke redenen om te starten met hergebruik. Ook hiervoor blijkt hergebruik van effluent effectief en rendabel (0.05 – 0.08 €/m³).

Microbiologische hygiëne is in alle gevallen een belangrijk punt van aandacht bij hergebruik voor landbouwirrigatie. Het gaat hierbij zowel om risico's voor veldwerkers als om risico's voor de gewaskwaliteit. De maatregelen en normen hiervoor lopen sterk uiteen. Bij Braunschweig is de voorzuivering bijvoorbeeld zeer beperkt en zijn de maatregelen beperkt tot het afschermen van beregende percelen en de beperking tot energiegewassen en gewassen die niet onbewerkt gegeten worden. In de VS, Frankrijk en Australië zijn de maatregelen veel strikter. In Florida geldt bijvoorbeeld een minimale chloorconcentratie in het beregeningswater (>1 mg/L, deze concentraties zijn dusdanig laag dat deze bij omzetting naar chloride niet significant bijdragen aan verzilting) en gelden voor het effluent dusdanige normen dat het water na bodempassage vrijwel overeenkomt met het grondwater in de onderliggende aquifer. In Duitsland en Frankrijk wordt, na eerdere negatieve ervaringen bij ondermeer de vloeivelden van Parijs, door middel van maatregelen aan de bron voorkomen dat concentraties zware metalen in het effluent te hoog worden. Deze maatregelen blijken effectief en vergaande opbouw van zware metalen in de bodem is op deze locaties nog niet opgetreden.

Recent komt meer en meer aandacht voor organische microverontreinigingen zoals (resten van) geneesmiddelen en verzorgingsproducten. Data over de verspreiding van deze stoffen is vooralsnog beperkt. Uit een studie bij Braunschweig blijkt dat de bodem een effectieve barrière vormt voor een groot aantal van deze stoffen. Aanvullend onderzoek is echter gewenst.

4 ‘Onbewust’ hergebruik in Nederland

4.1 Beïnvloeding van het Nederlandse oppervlaktewater door gezuiverd afvalwater

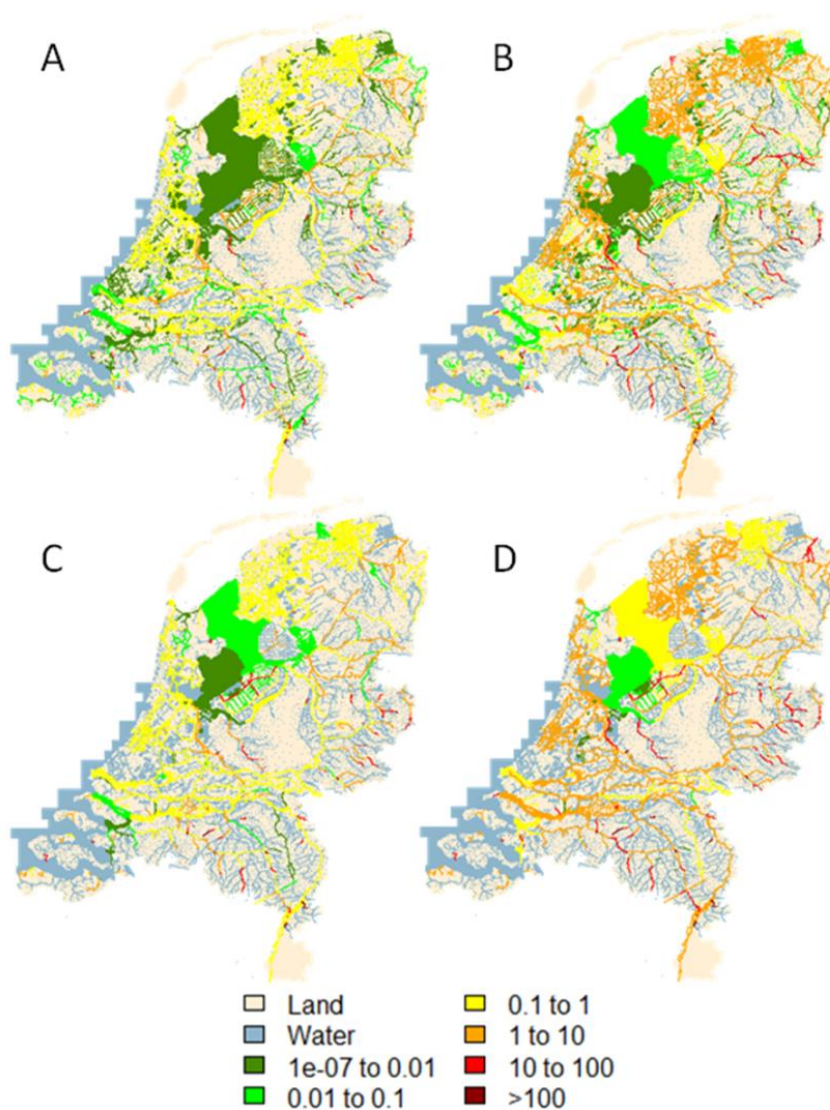
Zowel zuiveringsinstallaties voor huishoudelijk afvalwater als die voor industrieel afvalwater lozen in Nederland grotendeels op zoet oppervlaktewater. Lokaal zijn deze lozingen sterk bepalend voor de kwaliteit en watervoerendheid van het oppervlaktewater. Zeker op de hogere zandgronden kan de afvoer in zomerperiodes van sommige beken vrijwel volledig bestaan uit effluent. Een voorbeeld hiervan is de Bolscherbeek bij Haaksbergen waar de afvoer in de zomerperiode voor een belangrijk deel uit effluent bestaat (Figuur 4-1). Ook het water dat Nederland vanuit Duitsland en België binnen komt bestaat voor een deel uit effluent van afvalwaterzuiveringsinstallaties. De verhouding tussen effluent en ander water wordt grotendeels bepaald door de weersomstandigheden, waarbij in natte perioden meer verdunning optreedt met regen- en drainagewater in het oppervlaktewater dan in droge perioden en de mate van verstedelijking van het stroomgebied. Wel kunnen in extreem natte periodes meer overstorten van ongezuiverd rioolwater plaatsvinden en wordt de werking van de rwzi negatief beïnvloed, waardoor de belasting van het oppervlaktewater toeneemt.

Enkele studies geven een beeld van de verspreiding van rwzi-effluent in Nederlands oppervlaktewater. Coppens et al. (2015) onderzochten hoe Carbamazepine uit rwzi's zich verspreidt (Figuur 4-3). Van den Hengel (2015) onderzocht hoe humane enterovirussen (een groep van virussen die diverse ziekten kunnen veroorzaken waaronder polio) zich kunnen verspreiden (Figuur 4-2). Voor beide studies is gebruik gemaakt van het KRW-verkenner model (Van den Roovaart et al., 2012) die het mogelijk maakt om transportberekeningen uit te voeren voor de grotere waterlopen bij verschillende invoerscenario's.

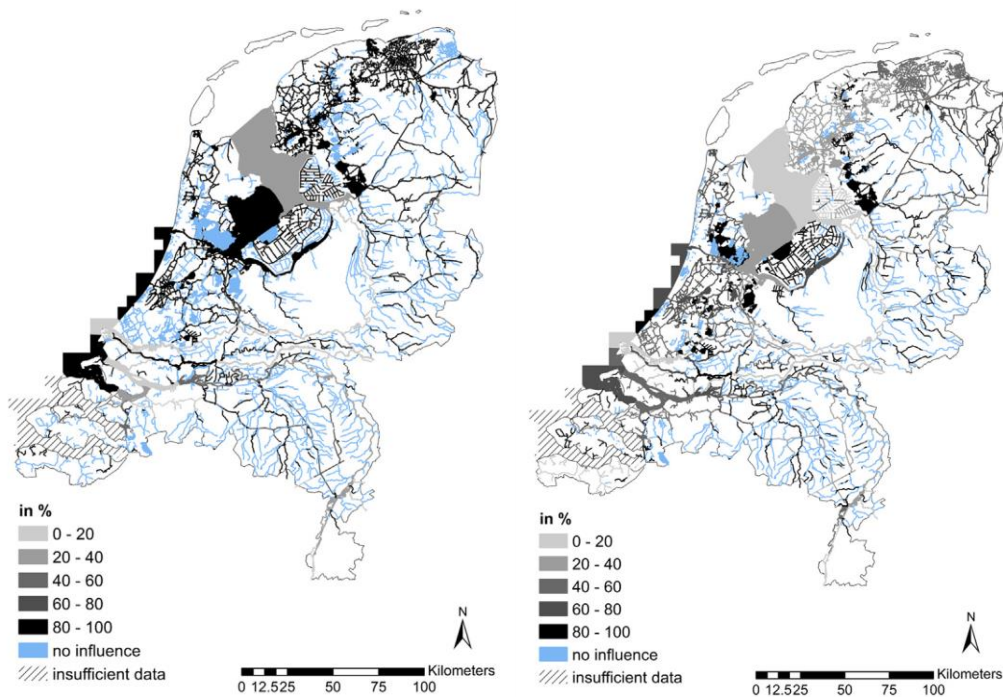


FIGUUR 4-1 RWZI-EFFLUENT LOZINGSPUNT OP DE BOLSCHERBEEK BIJ HAAKSBERGEN IN DE ZOMER VAN 2015. LET OP HET VERSCHIL TUSSEN DE ZEER BEPERKTE ‘NATUURLIJKE’ AFVOER OVER DE STUW EN DE OMVANG VAN DE EFFLUENTSTROOM (FOTO: BAS WORM).

Uit de analyse van Coppens et al. (2015) blijkt dat bij hoge afvoer in natte periodes 17% van de waterlopen in het model beïnvloed wordt door rioolwaterzuiveringseffluent. Bij lage afvoer in droge periodes neemt het aantal door effluent beïnvloede waterlopen toe tot 35%. Deze toename wordt veroorzaakt door herverdeling van oppervlaktewater tijdens periodes van droogte in de lage delen van Nederland. Opvallende toenames van effluent-beïnvloeding zijn zichtbaar in het oosten van Groningen en Drenthe, Noord- en Zuid-Holland en Flevoland. Uit de berekeningen van Van den Hengel (2015) blijkt dat hoge effluent gerelateerde virusconcentraties vooral voorkomen in effluentgevoede beken op de hoge zandgronden en in een aantal vaarten in de Flevopolders. De KRW-verkenner geeft een globaal beeld van de toestand van de grotere waterlopen. Lokale maatregelen voor waterherverdeling zijn echter niet altijd opgenomen. Een voorbeeld van dergelijke maatregelen zijn waterinlaatmogelijkheden vanuit de Schipbeek, Bolksbeek, Berkel en uiteindelijk het Twentekanaal naar lokaal oppervlaktewater, waarmee in tijden van droogte enkele duizenden hectares van water kunnen worden voorzien. De verspreiding van door effluent beïnvloed oppervlaktewater in het lokale watersysteem zal hierdoor veel groter zijn.



FIGUUR 4-2 GEMODELLEERDE CONCENTRATIES HUMAANPATHOGENE VIRUSSEN IN NEDERLANDS OPPERVLAKTewater (PVE/L) OP BASIS VAN RWZI-EFFLUENT STROMEN EN OVERSTORTEN. SCENARIO'S: A) LAGE AFVOER, HOGE AFBRAAK; B) LAGE AFVOER, LAGE AFBRAAK; C) HOGE AFVOER, HOGE AFBRAAK; D) HOGE AFVOER, LAGE AFBRAAK (VAN DEN HENGEL, 2015).

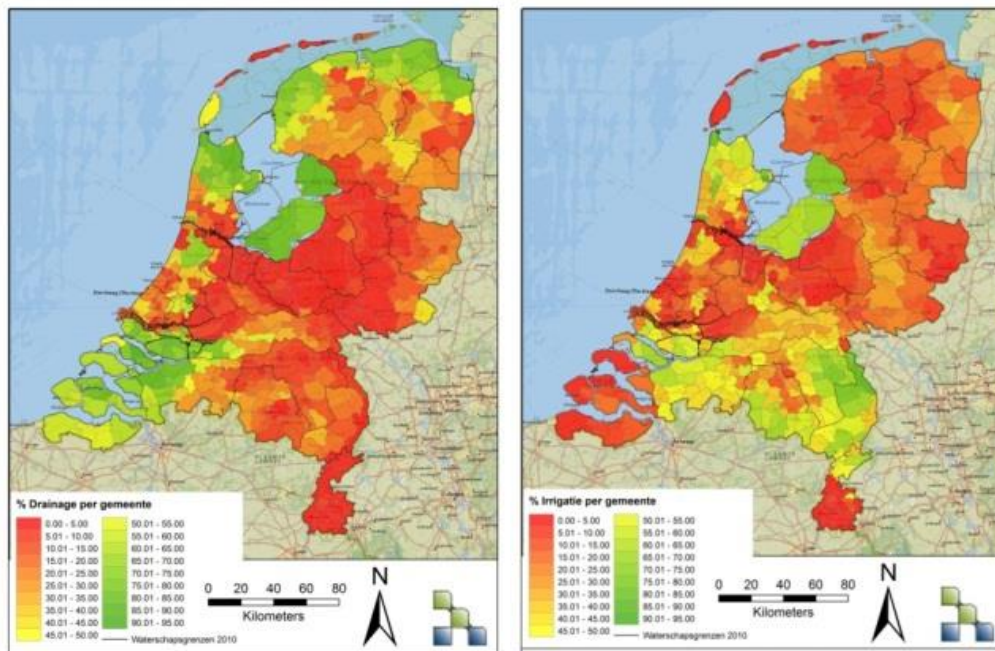


FIGUUR 4-3 BEREKENDE RELATIEVE BIJDRAGE VAN RWZI EFFLUENT AAN DE CARBAMAZEPINE CONCENTRATIE IN NEDERLANDS OPPERVLAKTEWATER, LINKS SITUATIE BIJ HOGE AFVOER EN RECHTS: SITUATIE BIJ LAGE AFVOER (COPPENS ET AL. 2015).

Naast via lozingen van gezuiverd afvalwater kunnen milieuvriendelijke stoffen zoals diergeneesmiddelen ook via emissies vanuit landbouwpercelen in het water terechtkomen (Rougoor et al. 2016). Het oppervlaktewater kan hierdoor resten van deze stoffen bevatten. Indien dit water benedenstrooms van emissielocaties als irrigatiewater op percelen wordt aangewend, komen resten van diergeneesmiddelen weer terug in het bodem-grondwater-systeem.

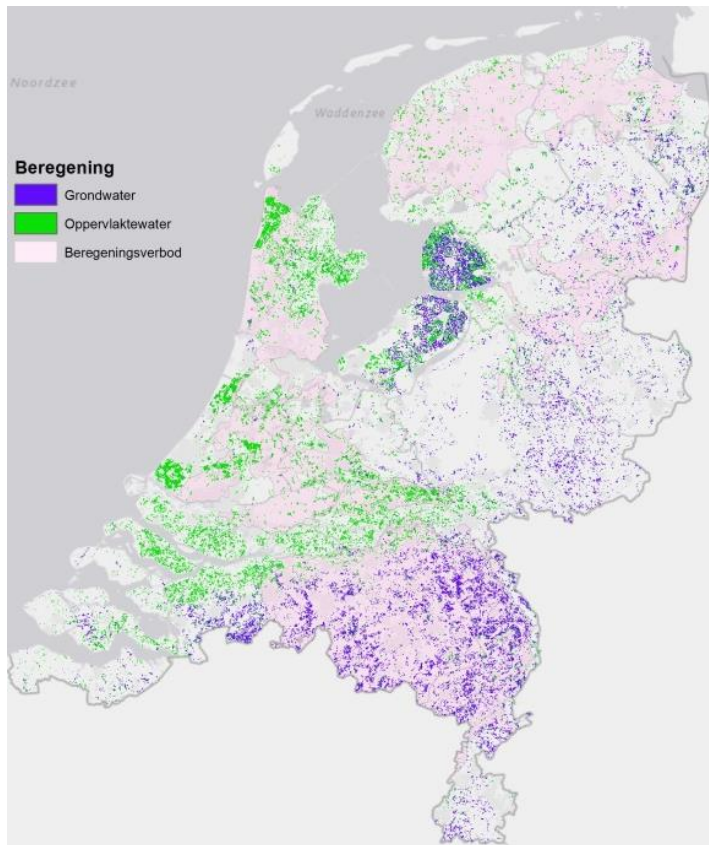
4.2 'Onbewust' hergebruik door de landbouw

Uit de vorige paragraaf komt naar voren dat - afhankelijk van de weercondities - zo'n 17 tot 35% van het Nederlandse oppervlaktewater beïnvloed wordt door rwzi-effluent. Dit is exclusief de bijdrage van industriële lozingen. De voeding- en genotmiddelenindustrie is bijvoorbeeld goed voor een lozing van 206 miljoen m³ per jaar op zoet oppervlaktewater (par 2.2.1.1). In tijden van droogte neemt de invloed van rwzi-effluent op het oppervlaktewatersysteem toe door minder verdunning en door herverdeling van beïnvloed oppervlaktewater om droogte en daarmee landbouwschade te bestrijden. Het CBS heeft in 2010 een aantal kaarten gepubliceerd over de aanwezigheid van drainage op landbouwgronden in Nederland op gemeenteniveau (De Rooij, 2010). Via een inventarisatie van de Dienst Regelingen zijn kaarten gemaakt zoals in Figuur 4-4. Te zien is dat vooral de IJsselmeerpolders, diepe droogmakerijen in Holland, het noorden van de provincies Groningen en Friesland en de provincie Zeeland een hoog percentage aan drainage kennen.

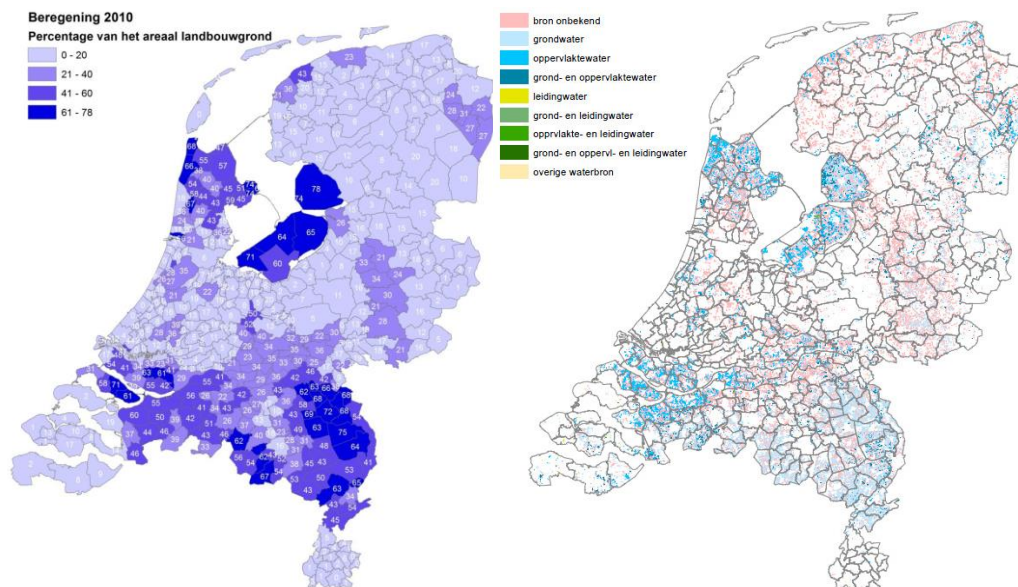


FIGUUR 4-4 PERCENTAGE GEDRAINEERDE LANDBOUWGROND AANWEZIG PER GEMEENTE (LINKS) EN PERCENTAGE MOGELIJKHEDEN TOT BEREGENING VANWEGE BESCHIKBAARHEID VAN ZOETWATER, PER GEMEENTE (RECHTS). BRON: DE ROOIJ, 2010. INVENTARISATIE VIA DIENST REGELINGEN. CBS (2010)..

In tijden van droogte worden op de hogere zandgronden met enige regelmaat beregeningsverboden uit oppervlaktewater afgekondigd. Deze verboden hebben tot doel om droogval van het oppervlaktewatersysteem en zuurstofloosheid te voorkomen. Opvallend detail hierbij is dat in 2015 in het beheergebied van waterschap de Dommel het verbod niet gold voor door waterzuiveringen gevoed oppervlaktewater. Het water in deze waterlopen bestaat in een dergelijke droge periode nagenoeg volledig uit effluent. Bij beregenen wordt dit water direct op de gewassen gebracht. Zowel bij wateraanvoer van door effluent beïnvloed oppervlaktewater om grondwaterstanden op peil te houden als bij directe beregening uit door effluent beïnvloed oppervlaktewater is sprake van 'onbewust' hergebruik van gezuiverd afvalwater voor de landbouwwatervoorziening. In Figuur 4-5 is de bron van het beregeningswater volgens het NHI weergegeven. Oppervlaktewater wordt volgens dit databestand vooral in laag-Nederland als bron gebruikt. Als we informatie uit de landbouw-meitellingen van 2010 hiermee vergelijken (Massop et al. 2013), blijkt dit beeld in grote lijnen overeen te komen met de opgave van boeren zelf. Wel valt op dat volgens de landbouw-meitelling beregening uit oppervlaktewater naast in laag Nederland ook plaatsvindt in de veenkoloniale gronden in Drenthe en Groningen, West-Brabant en delen van Noord-Limburg. Verder opvallend is dat in Friesland, Gelderland en Overijssel weinig respondenten de bron van hun beregeningswater hebben aangegeven. Als we de landelijke spreiding van beregening uit oppervlaktewater vergelijken met de door rwzi-effluent beïnvloede wateren, dan blijkt dat een groot deel van het voor beregening gebruikte oppervlaktewater beïnvloed is door effluent en daarmee een verhoogde kans heeft op aanwezigheid van humaan pathogene micro-organismen en organische microverontreinigingen.



FIGUUR 4-5. *BEREGENING UIT GROND- EN OPPERVLAKTEWATER IN NEDERLAND VOLGENS HET NHI (TEGENWOORDIG LHM, LANDELIJK HYDROLOGISCH MODEL). MET DE ROZE ARCERINGEN ZIJN VERBOD-GEBIEDEN (2015) AANGEGEVEN VOOR HET BEREGENEN MET OPPERVLAKTEWATER INZAKE BRUIN- EN RINGROT BIJ AARDAPPELEN.*



FIGUUR 4-6 *PERCENTAGE BEREGEND LANDBOUWAREAAL PER GEMEENTE (LINKS) EN DE GEBRUIKTE BRON (RECHTS) VOLGENS DE LANDBOUW-MEITELLINGEN VAN 2010 (MASSOP ET AL., 2013).*

4.3 Onbewust hergebruik door andere functies

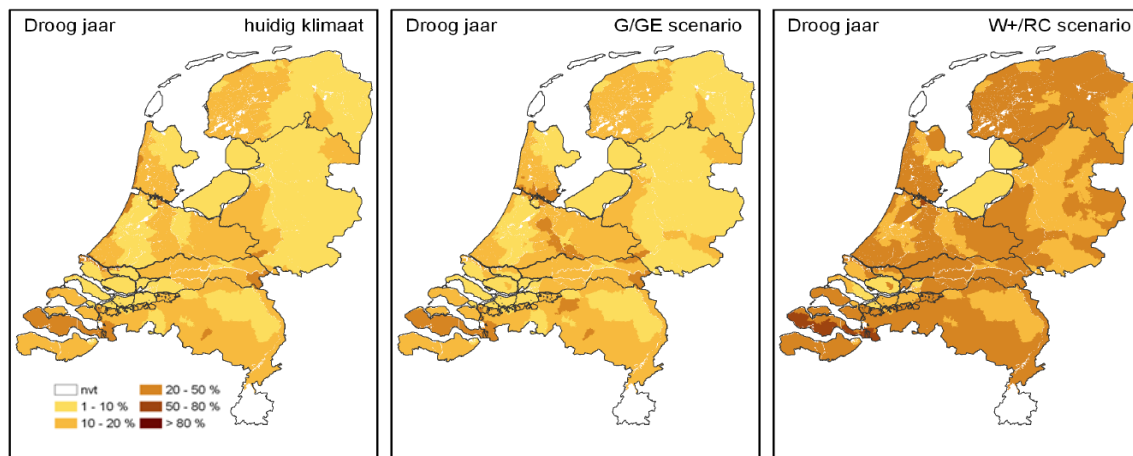
Naast 'onbewust' indirect hergebruik van effluent voor landbouwberegening vindt tevens indirect hergebruik plaats door andere functies die oppervlaktewater gebruiken. Voor bepaalde vormen van oppervlaktewatergebruik zoals voor koeling, zal het aandeel effluent vrijwel geen rol van betekenis spelen. Voor de drinkwatervoorziening is bij inname van oppervlaktewater het aandeel effluent, gezien de impact op de waterkwaliteit, wel van belang. In Nederland wordt circa 40% van het drinkwater bereid uit oppervlaktewater. Het gaat hierbij om (i) direct ingenomen oppervlaktewater, (ii) oppervlaktewater gewonnen na bodempassage door de rivieroever, of (iii) dito na infiltratie in de duinen. Bij deze vormen van drinkwaterbereiding is de zuiveringsinstallatie van de drinkwaterproductielocatie in de regel ook ingericht op het adequaat verwijderen van verontreinigingen. Echter ook via lokaal infiltrerend oppervlaktewater kunnen stoffen uit gezuiverd effluent in het grondwater terecht komen en worden opgepompt voor de bereiding van drinkwater. In Figuur 2-2 is de ligging van grondwaterbeschermingsgebieden ten opzichte van rwzi's weergegeven, waarbij zichtbaar is dat sommige rwzi's bovenstrooms liggen van grondwaterbeschermingsgebieden nabij of rondom oppervlaktewater. Daarnaast wordt in het kader van verdrogingsbestrijding ook actief water ingelaten rond als grondwaterwinningen te boek staande productielocaties. In deze gevallen is sprake van onbewust indirect hergebruik. Een voorbeeld hiervan is de winning Eibergen van Vitens (Cirkel & de Jonge, 2017). Om verdroging door de onttrekking op de winvelden Noordijkerveld en Eibergen te bestrijden wordt hier water ingelaten uit de Berkel bovenstrooms van de Rioolwaterzuivering Haarlo. Hierdoor komt geen Nederlands effluent in het water terecht, maar het water van de Berkel is daar echter al wel sterk beïnvloed door drie rioolwaterzuiveringsinstallaties in Duitsland. Dit water wordt via een stelsel van sloten en infiltratievijvers op en rond het winveld Eibergen geïnfiltreerd. Op winveld Eibergen wordt zo ca. 300.000 m³/jaar aangevoerd op een onttrekking van ca. 1.3 miljoen m³/jaar. Zowel in het infiltrerende oppervlaktewater als in het ruwwater van het winveld is de invloed van rwzi-effluent aan onder meer verhoogde concentraties van een aantal onder anaerobe condities persistente medicijnresten waarneembaar (De la Loma González & Hartog, 2016). Naast effluent kunnen er ook andere bronnen zijn die persistente medicijnresten in grond- en oppervlaktewater brengen. De toepassing van (drijf)mest kan bijvoorbeeld zorgen voor de verspreiding van veterinaire medicijnresten zoals antibiotica in grond- en oppervlaktewater (Halling-Sorensen et al. 1998).

5 Effecten hergebruik effluent voor irrigatie op bodem-, grondwater- en gewaskwaliteit

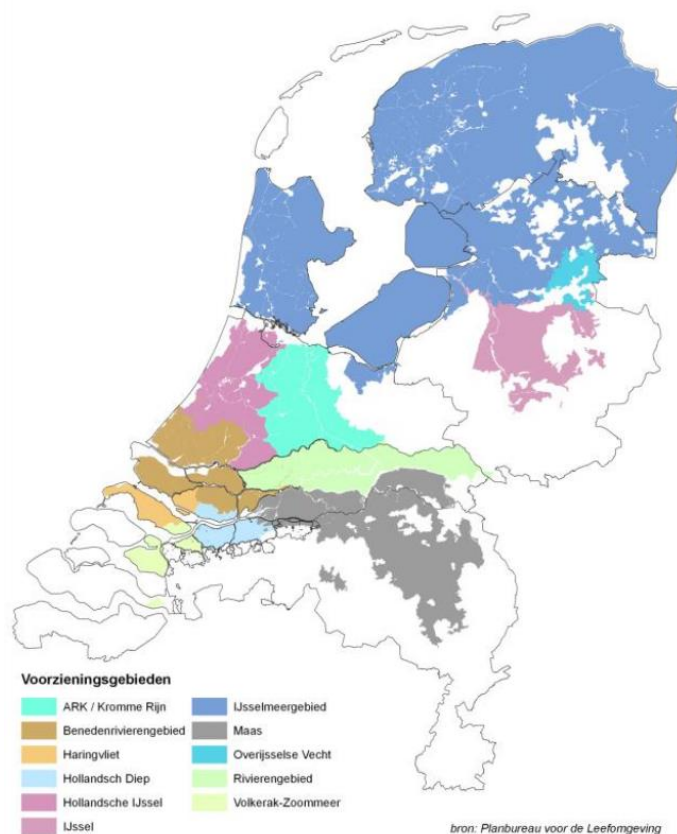
5.1 Inleiding en achtergrond

5.1.1 Irrigeren met effluent?

In het groeiseizoen kennen vele regio's in Nederland een neerslagtekort. De werkelijke verdamping van de planten (transpiratie) en bodem (evaporatie) is dan groter dan de neerslaghoeveelheid. Zodra de watervoorraad in de wortelzone van de bodem minder wordt en capillaire nalevering van water uit het grondwater deze daling onvoldoende kan bijbenen, treden vochttekorten voor landbouwgewassen op. Hierdoor is de transpiratie van de planten en daarmee de gewasgroei minder dan theoretisch mogelijk. Op dat moment, en beter nog voordat dit optreedt, is wateraanvoer door irrigatie nodig om schade aan gewassen te voorkomen. De verwachting is dat in de toekomst langduriger en meer extreem droge perioden zullen voorkomen. De kans op vochttekorten neemt hiermee toe (Figuur 5-1) als niet wordt berekend of onvoldoende irrigatiewater kan worden aangevoerd. In flinke delen van zuid- en oost-Nederland is aanvoer uit het hoofdwatersysteem (grote rivieren en kanalen) niet goed mogelijk (Figuur 5-2) en is men voor irrigatie afhankelijk van grondwater of lokaal oppervlaktewater. Door lokaal grondwater te onttrekken kan door dalende grondwaterstanden afwenteling van de schade optreden naar omliggende landbouwpercelen of schade worden toegebracht aan natuurfuncties. In droge periodes is het onttrekken van lokaal oppervlaktewater eveneens niet vanzelfsprekend, omdat voldoende water (en stroming) beschikbaar moet blijven voor in het oppervlaktewater levende organismen. In de praktijk betekent dit dat onttrekking veelal alleen mogelijk is uit effluentgevoede watergangen. Uit onder andere de in Hoofdstuk 3 besproken case-studies in Braunschweig en Clermont Ferrand blijkt dat direct gebruik van effluent voor irrigatie naast bestrijding van droogteschade ook kan resulteren in aanvulling van het grondwatersysteem na bodempassage en verhoging van de basisafvoer en waterkwaliteit van beken en rivieren. Uit de casestudies blijkt echter ook dat ondanks de positieve effecten voor de kwantiteit van het lokale watersysteem en de kwaliteit van het oppervlaktewater er wel risico's zijn voor de bodem- en grondwaterkwaliteit, de gezondheid van veldwerkers en omwonenden en de gewaskwaliteit. De grootte van het risico is hierbij sterk afhankelijk van de mate waarin het effluent is (na)gezuiverd en de methode van irrigeren. Daarnaast kunnen er risico's ontstaan voor nabije drinkwaterwinningen als het effluent zich verspreidt in het grondwater (Yadav et al, 2002). Of dit gebeurt, hangt in sterke mate af van de lokale hydrologie, maar ook van de eigenschappen van de stoffen in het effluent en de wijze van irrigeren.



FIGUUR 5-1 DROOGTESCHADE (IN % PER NHI (TEGENWOORDIG LHM, LANDELIJK HYDROLOGISCH MODEL) DISTRICT) VOOR EEN DROOG JAAR IN HET HUIDIGE KLIMAAT EN IN 2050 VOLGENS HET G/GE SCENARIO EN HET W+/RC SCENARIO (BRON: KLIJN ET AL. 2012)



FIGUUR 5-2 GEBIEDEN MET MOGELIJKHEDEN VOOR WATERAANVOER UIT HET HOOFDWATERSYSTEEM (BRON: KLIJN ET AL. 2012)

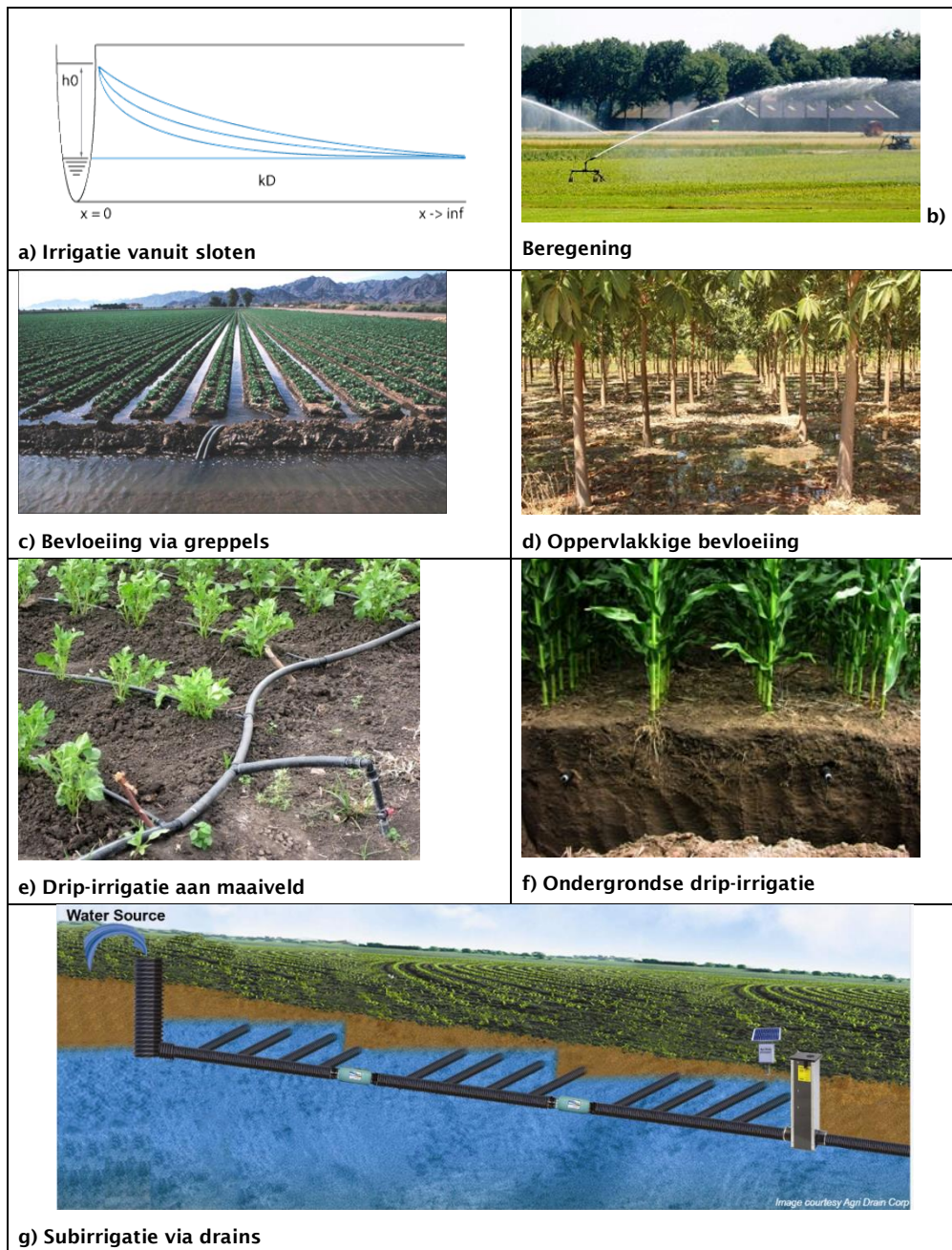
5.1.2 Irrigatiemethodes en hergebruik

De methode van irrigeren van effluent is sterk bepalend voor de risico's voor gewaskwaliteit en de gezondheid van veldwerkers, maar is eveneens mede bepalend voor de impact op de bodem- en grondwaterkwaliteit. Een voorbeeld hiervan is de keuze in Braunschweig om alleen energiegewassen en gewassen die niet onbewerkt gegeten worden te telen. Deze keuze is ingegeven door de bij beregening optredende directe blootstelling van het gewas aan het secundair behandelde effluent. Ook de beplantingen om omwonenden te beschermen tegen aerosolen hangt samen met de keuze voor beregening als irrigatiemethode. Alvorens verder in te gaan op de effecten van hergebruik op bodem-, grondwater- en gewaskwaliteit is het dus goed om kort in te gaan op verschillende irrigatietechnieken en blootstellingsroutes bij gebruik van effluent. In Figuur 5-3 is een overzicht gegeven van een zevental veel gebruikte irrigatiemethodes:

- a) Irrigatie via infiltratie vanuit watergangen. Door het peil in waterlopen op te zetten wordt drainage geremd en vindt infiltratie plaats als het peil in de waterlopen hoger is dan de grondwaterstand in het aangrenzende perceel. Bij deze methode wordt infiltrerend regenwater langer vastgehouden en zal infiltrerend water door de bodempassage kwaliteitsveranderingen ondergaan. Gewassen komen niet direct in contact met het irrigatiewater.
- b) Beregening. Bij beregening wordt water via een buizensysteem op druk aangevoerd en gespreid over de gewassen. Bij deze methode komen gewas en veldwerkers direct in contact met het irrigatiewater. Bij beregenen kunnen forse verdampingsverliezen optreden. Het beregeningsoverschot infiltreert via de onverzadigde zone naar het grondwater.
- c) Bevloeiing via greppels. Bij deze methode is de bodempassage korter dan bij infiltratie uit sloten. De irrigatie is hiermee effectiever, maar het risico op direct contact tussen gewas en irrigatiewater is tevens hoger. Contact met irrigatiewater door veldmedewerkers is onvermijdelijk.
- d) Oppervlakkige bevloeiing. Vergelijkbaar met greppelbevloeiing, maar minder gecontroleerd.
- e) Drip-irrigatie aan maaiveld. Zeer efficiënte manier van irrigeren. Irrigatiewater komt in contact met gewas en veldwerkers. Water wordt aangevoerd via drukleidingen. Het (beperkte) irrigatieoverschot zal via de onverzadigde zone infiltreren naar het grondwater.
- f) Ondergrondse drip-irrigatie. Als drip-irrigatie, maar inclusief (beperkte) bodempassage. Geen direct contact met bovengronds gewas en veldwerkers.
- g) Sub-irrigatie via drains. Water wordt via drains aangevoerd en verdeeld over een perceel. Bij deze methode wordt de drainagebasis verhoogd en regenwater vastgehouden. Irrigatiewater ondergaat bodempassage alvorens het in contact komt met het gewas. Geen direct contact tussen irrigatiewater en veldwerkers. Directe blootstelling van het grondwater met irrigatiewater.

In Tabel 5-1 is een schatting weergegeven van de blootstelling van verschillende receptoren (bodem/gewas/grondwater) bij irrigatie met gezuiverd afvalwater. Uit de tabel komt naar voren dat qua blootstelling van gewassen vooral drip-irrigatiesystemen en irrigatie vanuit open water of drains goed scoren. Irrigatie vanuit drains en open water scoren minder goed op de blootstelling van bodem en grondwater.

Naast de methode van irrigeren maakt de hoeveelheid en de timing van de irrigatie een verschil in de verwachte blootstelling. In veel gevallen vindt irrigatie alleen tijdens het groeiseizoen plaats, zoals bijvoorbeeld het geval is in Haaksbergen, maar het kan ook jaarrond plaatsvinden, bijvoorbeeld als het als doel heeft om oppervlaktewaterkwaliteit te verbeteren. Meer en langdurigere irrigatie kan leiden tot hogere concentraties in ontvangende watersystemen.



FIGUUR 5-3 DIVERSE VORMEN VAN IRRIGATIE VAN LANDBOUWPERCELEN: A) INFILTRATIE VANUIT OPPERVLAKTEWATER B) BEREGENING, C) BEVLOEIING VIA GREPPELS, D) OPPERVLAKKIGE BEVLOEIING, E/F) BOVEN- EN ONDERGRONDSE DRUPPEL-IRRIGATIE EN G) SUB-IRRIGATIE VIA DRAINAGEBUIZEN.

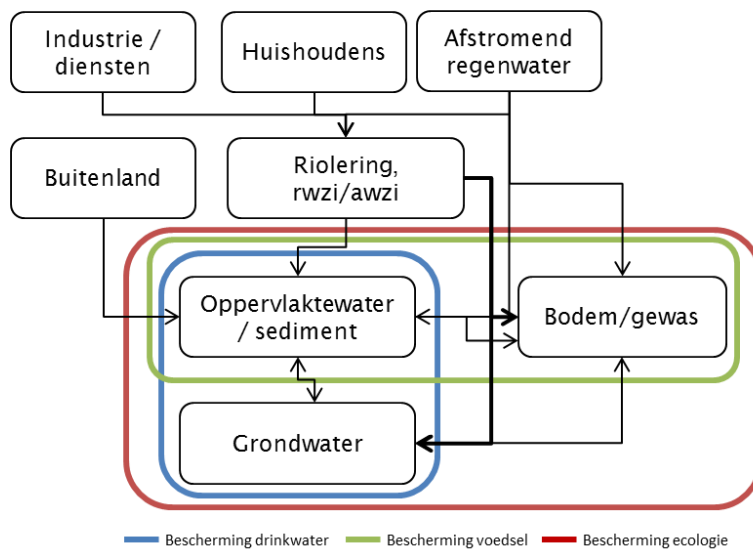
TABEL 5-1 MATE VAN BLOOTSTELLING AAN EFFLUENT BIJ GEBRUIK VOOR IRRIGATIE (++ HOGE BLOOTSTELLING, + BLOOTSTELLING, +/- GERINGE BLOOTSTELLING, - VERWAARLOOSBARE BLOOTSTELLING)

Irrigatievorm	Gewas (blad/vrucht)	Gewas (knol/wortel)	Bodem- oppervlak	Bodem / grondwater	Veldwerkers en omgeving
a) Infiltratie via open water	-	-	-	++	+
b) Beregening	++	+	++	+	++
c) Bevloeiing – greppels	+/-	+/-	+/-	++	+
d) Bevloeiing – oppervlakkig	+	+	++	++	+
e) Drip-irrigatie – maaiveld	+/-	+/-	+	-	+/-
f) Drip-irrigatie – ondergronds	-	+/-	-	+/-	-
g) Sub-irrigatie via drainage	-	+/-	-	++	-

5.2 Verspreiding van stoffen naar bodem, grondwater en gewas

In paragraaf 2.2.2 is een beeld geschetst van de in effluent aanwezige verontreinigingen. Het gaat hierbij grofweg om drie groepen: zware metalen, organische microverontreinigingen zoals bestrijdingsmiddelen en (resten van) geneesmiddelen, verzorgingsproducten en pathogenen. Deze in (rwzi-)effluent aanwezige stoffen kunnen langs diverse routes in het bodem-water-systeem terecht komen. Op basis van een door Moermond et al (2016) uitgewerkt schema zijn de routes van contaminanten in effluent naar het bodem-water-gewas systeem uitgewerkt (Figuur 5-4). Of en in welke mate een in het effluent aanwezige stof bij irrigatie een risico vormt voor de drinkwatervoorziening, de voedselproductie of de omgeving (veldwerkers, omwonenden, natuur) is afhankelijk van de aard en concentraties van de in het effluent aanwezige stoffen en in het bijzonder de route die de stof aflegt na irrigatie. Zoals blijkt uit de in Hoofdstuk 3 besproken ervaringen is irrigatie in combinatie met bodempassage een effectieve, maar in Nederland in onbruik geraakte manier om verontreinigingen uit effluent te zuiveren en de vochtvoorziening op peil te houden. Sharma & Kennedy (2016) geven aan dat het verbeteren van de kwaliteit van effluent door bodempassage, ook wel 'Soil Aquifer Treatment (SAT)' genoemd, een robuuste en milieuvriendelijke manier is om effectief pathogenen, nutriënten, organische stof en de meerderheid van organische microverontreinigingen te verwijderen. Ook uit Lejean & Remy (2012) blijkt dat hergebruik van effluent voor landbouwirrigatie, in combinatie met bodempassage van overschotten, milieuwinst oplevert ten opzichte van conventionele afvalwaterbehandeling.

De efficiëntie waarmee verontreinigingen in SAT-systemen worden verwijderd is echter sterk afhankelijk van de inkomende waterkwaliteit en voorzuivering, lokale hydrologische en bodemchemische condities en de manier van infiltreren (STOWA, 2015). Goed inzicht in alle componenten van een systeem en doordachte selectie van locaties is hierbij cruciaal (Sharma & Kennedy, 2016). Onzorgvuldige toepassing kan leiden tot verontreiniging van bodem, zoals bij het systeem van Parijs waar door stapeling van zware metalen enkel nog industriële gewassen worden verbouwd (Védry et al., 2001) of tot verontreiniging van het grondwater als bron van drinkwater zoals bij Hilversum (Van Lohuizen, 2006). Het milieu- en gezondheidskundig veilig toepassen van restwater in de landbouw voor beregening en/of sub-irrigatie vraagt dus om zorgvuldigheid, zowel aan de bronkant, als aan de gebruikskant, en aan de kant van het ontvangende bodem-water-plant systeem. In dit hoofdstuk gaan we nader in op de bodem-, grondwater- en gewaskwaliteit bij effluent-hergebruik. Daarbij gaan we specifiek in op zware metalen, organische microverontreinigingen en pathogenen.



FIGUUR 5-4 ROUTES VAN CONTAMINANTEN UIT AFVALWATER NAAR HET BODEM-WATER-GEWAS SYSTEEM (AANGEPAST NAAR MOERMOND ET AL. 2016). MET DE DIKKE PIJLEN IS DE ROUTE VAN EFFLUENT BIJ HERGEBRUIK VOOR IRRIGATIE WEERGEGEVEN.

5.2.1 Zware metalen

Bij irrigatie met al dan niet gezuiverd afvalwater zal accumulatie van zware metalen in de bodem optreden. De accumulatiesnelheid is daarbij afhankelijk van de concentraties zware metalen in het irrigatiewater. Onafhankelijk van de concentratie in het irrigatiewater moet een drempelwaarde in de bodem overschreden worden voordat planten zware metalen zullen absorberen en deze in de voedselketen terecht komen (WHO, 2006). In Tabel 5-2 M zijn door de WHO afgeleide maximale bodemconcentraties voor een aantal elementen opgenomen. In Tabel 5-3 M zijn de in de EU geldende maximale concentraties weergegeven. In afzonderlijke lidstaten worden deels strengere normen gehanteerd. Zoals de in Braunschweig gehanteerde norm van 0.5-0.8 mg/kg ds voor cadmium. Ook in Nederland wordt 0.8 mg/kg ds aangehouden als verwaarloosbaar risiconiveau voor cadmium.

Uit het in paragraaf 3.2.2 beschreven voorbeeld van de Parijse effluentboerderij (Védry et al., 2001), irrigatieproeven in Marokko (Munir & Mazahreh, 2003; Munir et al., 2007) en andere gevallen (Yuan et al, 1993) blijkt dat de accumulatie van zware metalen dusdanig hoog kan worden dat significante opname van zware metalen door planten plaatsvindt en het verbouwen van gewassen voor humane consumptie niet meer verantwoord is. Uit een uitgebreide literatuurstudie van de WHO (WHO, 2006) blijkt echter dat zelfs bij decennialange toepassing van enkel huishoudelijk afvalwater geen concentraties worden bereikt die de gewaskwaliteit negatief beïnvloeden. Wel zijn er volgens de WHO aanwijzingen voor negatieve effecten als het toegepaste afvalwater industriële afvalwaterstromen bevat. Dit beeld wordt bevestigd door de ervaringen in Braunschweig en Wolfsburg (paragraaf 3.2.1), waar bij toepassing van strikt huishoudelijk afvalwater geen onrustbarende accumulatie van zware metalen optreedt. Overigens hebben de velden in Braunschweig nog te maken met de landbouwpraktijk uit het verleden waarbij geïrrigeerd werd met oppervlaktewater dat door mijnbouw belast was met zware metalen.

TABEL 5-2 MAXIMALE TOELAATBARE CONCENTRATIES IN DE BODEM VOOR HET VERBOUWEN VAN VOEDINGSGEWASSEN GERICHT OP BESCHERMING VAN DE HUMANE GEZONDHEID BIJ EEN NEUTRALE PH (WHO, 2006).

Element	Max. concentratie (mg/kg bodem)	Element	Max. concentratie (mg/kg bodem)
Antimoon	36	Kwik	7
Arseen	8	Molybdeen	0.6
Barium	302	Nikkel	107
Beryllium	0.2	Selenium	6
Boor	1.7	Zilver	3
Cadmium	4	Thallium	0.3
Fluor	635	Vanadium	47
Lood	84		

TABEL 5-3 MAXIMALE IN DE EU TOELAATBARE CONCENTRATIES IN DE BODEM VOOR HET VERBOUWEN VAN VOEDINGSGEWASSEN GERICHT OP BESCHERMING VAN DE HUMANE GEZONDHEID VOLGENS BIJLAGES IA, IB EN IC VAN RICHTLIJN 86/278/EEC

Element	Max. concentratie (mg/kg bodem)	Element	Max. concentratie (mg/kg bodem)
Cadmium	1-3	Lood	50-300
Koper	50-140	Zink	150-300
Nikkel	30-75	Kwik	1-1.5

Bij een neutrale of hogere bodem pH (pH >6.5) zijn zware metalen weinig mobiel en geadsorbeerd aan de bodem. Bij lagere pH neemt de kation-uitwissel-capaciteit (CEC) van de bodem af en lossen metalen beter op uit vaste fasen, zodat de metalen mobiel worden. De opname van zware metalen door planten is sterk afhankelijk van de bodemcondities, waaronder de pH, de aanwezigheid van andere divalente metalen, het percentage organische stof, de toediening van kunstmatige meststoffen en bestrijdingsmiddelen, bekalking, bodembewerking en watermanagement. Gezien de sterke pH-afhankelijkheid en de beperkte mate waarin rekening is gehouden met langdurige opbouw van zware metalen, is Tabel 5-4 voorgesteld ter vervanging van Tabel 5-3, opgenomen als aanpassing van richtlijn 86/278/EEC voorgesteld (European Commission, 2009).

TABEL 5-4 VOORGESTELDE AANPASSING VAN RICHTLIJN 86/278/EEC TEN AANZIEN VAN MAXIMALE CONCENTRATIES ZWARE METALLEN IN DE BODEM BIJ VOEDSELPRODUCTIE (EUROPEAN COMMISSION, 2009).

Element	Max. concentratie (mg/kg bodem)		
	5<pH<6	6<pH<7	>7
Cadmium	0.5	1.0	1.5
Chroom	50	75	100
Koper	30	50	100
Kwik	0.1	0.5	1.0
Nikkel	30	50	70
Lood	70	70	100
Zink	100	150	200

Als de gemiddelde concentraties zware metalen in rwzi-effluent in 2014 of directe industriële lozingen als uitgangspunt worden genomen, dan zijn overschrijdingen van de in Tabel 5-2 en Tabel 5-3 weergegeven

maximale bodemconcentraties niet snel te verwachten. Hierbij wordt uitgegaan van een schone uitgangssituatie. Om bijvoorbeeld een wortelzone (30 cm dik) vanaf de streefwaarde voor cadmium (0.4 mg Cd/kg ds) te verhogen naar 1 mg Cd/kg ds is, bij een rwzi-effluent concentratie van 0.1 µg Cd/l (Tabel 2-2), circa 8000 jaar berekening met 400 mm effluent per jaar nodig. Daarnaast is de manier van irrigeren hier van groot belang. Bij berekening of drip-irrigatie vindt accumulatie in het wortelmilieu plaats, terwijl bij subirrigatie het overgrote deel van de sorptie zal optreden op de diepte van de infiltrerende drains, waardoor het risico verder wordt beperkt.

5.2.2 Pathogene micro-organismen

Afvalwater en in het bijzonder rioolwater kan hoge concentraties (deels pathogene) micro-organismen bevatten (Tabel 2-6). Daarnaast is het zuiveringsrendement voor het verwijderen van deze organismen in rwzi's beperkt (WHO, 2006). Gebruik van rwzi-effluent voor irrigatie vormt dan ook een potentiële bedreiging voor de volksgezondheid. De mate waarin het toepassen van effluent bij irrigatie een risico vormt, is afhankelijk van een groot aantal factoren. Allereerst van belang is de overleving van pathogene organismen in het milieu.

Humaan pathogene micro-organismen zijn afgestemd op omstandigheden van circa 37°C, een hoge concentratie voedingsstoffen, een hoog vochtgehalte en geen blootstelling aan (zon)licht. Buiten het lichaam kunnen deze organismen zich daarom meestal niet vermenigvuldigen, waarbij virussen voor de vermenigvuldiging volledig afhankelijk zijn van cellen van hun gastheer. Buiten het menselijk lichaam zullen deze organismen uiteindelijk afsterven. Een aantal bacteriën kan echter wel zeer persistente sporen vormen die jarenlang in het milieu levensvatbaar kunnen blijven. Protozoa kunnen (oö)cysten vormen die ook zeer bestand zijn tegen milieu-invloeden. E. coli kan geen sporen vormen en sterft relatief snel af in het milieu. De snelheid van afsterving is afhankelijk van veel variabelen, die in verschillende studies zijn onderzocht. In Tabel 2-6 zijn indicatieve waarden gegeven voor de overleving van micro-organismen in rioolwater, de bodem en op gewassen. Hieruit komen grote verschillen naar voren. Eieren van parasitaire wormen kunnen bijvoorbeeld jarenlang overleven in de bodem, terwijl de overleving van de meeste fecale bacteriën slechts enkele tientallen dagen bedraagt. In het algemeen kan gesteld worden dat hoge temperaturen en vorst, uitdroging, hoge pH's en blootstelling aan zonlicht (UV-straling) de overleving negatief beïnvloeden. In Tabel 5-5 is een overzicht gegeven van een aantal volgens de WHO bepalende factoren voor overleving van aan afvalwater verbonden pathogenen in het milieu. Zoals aangegeven is de afsterving van micro-organismen sterk afhankelijk van de watertemperatuur. Bij hogere temperatuur gaan chemische en biologische processen sneller en daarmee ook de afsterving van (humaan pathogene) micro-organismen, toch gaat afsterving langzaam. Uit een studie door Hijnen et al. (2007) blijkt dat bij 25 °C zelfs na een week nog slechts 1.1 log verwijdering is opgetreden van E. coli. Uit een studie van Bertrand et al. (2012) blijkt voor enterovirussen een vergelijkbare verwijdering van 1.3 log bij dezelfde condities. Norovirus kan nog iets langer overleven. Uit Medema et al (2007) blijkt dat *Cryptosporidium* enkele maanden kan overleven in het watermilieu. Bij 15 °C treedt zelfs slechts 0.16 logeenheden afsterving op binnen een week.

Transport door bodem en grondwater wordt gezien als nadelig voor de overleving van pathogenen (WHO, 2006). Dit sluit aan bij de ervaringen in de drinkwatersector waar bodempassage en grondwatertransport wordt gezien als belangrijke effectieve barrière voor het beschermen van het drinkwater tegen besmettingen met pathogene organismen (Medema & Stuyfzand 2002; Smeets et al, 2009; Van der Wielen et al., 2008; Schijven et al., 1999; Schijven, 2001; Hijnen en Cirkel, 2014 en Nobel en Cirkel, 2005). Op basis van Schijven (2001) kan voor verzadigd transport door een oxische duinbodem bijvoorbeeld worden uitgegaan van ca. 1 log verwijdering per 7 dagen reistijd voor de bacteriofaag MS2 (indicatororganisme voor pathogene virussen). Transporteigenschappen en verwijdering van pathogenen kunnen sterk verschillen naar gelang het bodem-grondwater-compartiment waarin ze zich bevinden. Onder anoxische condities vond Van der Wielen et al. (2008) bijvoorbeeld slechts een verwijdering van 0.4 logeenheden per 7 dagen reistijd voor MS2. Onder onverzadigde condities zijn aanwijzingen voor een grotere verwijdering (

Tabel 5-6).

TABEL 5-5 FACTOREN DIE OVERLEVING VAN PATHOGENEN IN HET MILIEU BEINVLOEDEN. BRON: WHO, 2006.

Factor	Omschrijving
Vochtigheid	Vochtige omgeving is gunstig voor overleving. Onder droge omstandigheden meer afsterving
Bodemsamenstelling	Langere overleving in kleibodems en bodems met een hoog organische stofgehalte
Temperatuur	Hoge temperatuur geeft snelle afsterving, lage temperatuur langere overleving. Bij bevriezing tevens afsterving
pH	Grotere overleving van sommige virussen in zure bodems en afsterving onder basische condities. Betere overleving bacteriën onder neutrale tot zwak basische condities
Zonlicht (ultraviolette straling)	Direct zonlicht resulteert in snelle afsterving door uitdroging en blootstelling aan ultra violette straling
Eigenschappen blad/plant	Sommige planten hebben plakkerige oppervlakken (e.g. courgette) of kunnen pathogenen uit de omgeving absorberen (e.g. sla, kiemgroentes); wortel en knolgewassen zoals uien zijn meer gevoelig voor besmetting en overleving van pathogenen
Aanwezige (micro) flora & Fauna	Antagonistische effecten van bacteriën en algen kunnen afsterving versterken; predatie op bacteriën door protozoa

TABEL 5-6 LOGVERWIJDERING VAN E.COLI EN TWEE BACTERIOFAGEN ALS INDICATOR VOOR PATHOGENE VIRUSSEN BIJ TRANSPORT DOOR EEN ONVERZADIGDE ZANDKOLOM VAN 0.5 M (MATIG FIJN ZAND).

	Nobel et al. (1999)	Hijnen & Cirkel (2014)	Nobel & Cirkel (2005)
	Labkolom	Labkolom	Veldcondities
Logverwijdering E. coli	5,8/5,8	5,4 (6,0/8,3) ^a (6,0) ^b	3,5
Logverwijdering MS2	3,3/2,9	3,7 (9,2/9,2) ^a (6,1) ^b	1,1
Logverwijdering PhiX174	nb	4,4	2,7

^akolomlengtes 1,0 en 1,5 m, ^bdosering met galloway mest eluaat.

Uit de studie van Assadian et al. (2005) naar transport van virussen (bacteriofaag) bij ondergrondse drip-irrigatie blijkt in een zandige leembodem dat de verspreiding symmetrisch verliep vanaf de druppelaar. Bij een lemige kleibodem was dit niet het geval en domineerde het transport naar het maaiveld. In de zandige leembodem was het transport van de virussen na 28 dagen beperkt tot 10 cm van de dripper en bereikten de virussen niet het maaiveld. In de lemige kleibodem bereikten de virussen wel het maaiveld op 25 cm boven de dripper. Opvallend is de hoge persistentie van de virussen in beide bodems: 28 dagen na stoppen van de irrigatie waren virussen nog in grote aantallen in de bodems aanwezig. Langdurig irrigeren kan hierdoor mogelijk resulteren in doorslag van pathogenen naar maaiveld of het grondwater.

Uit een vergelijkende studie naar drip-irrigatie aan maaiveld en op 15 en 30 cm diepte (Qiu et al., 2015) bleek dat de verspreiding van *E-coli* vanuit de ondergrondse drippers naar de diepte groter was dan die vanaf maaiveld, waarbij de grootste verspreiding optrad vanuit de op 30 cm geplaatste drippers. Hoewel het risico op contaminatie van gewas met ondergrondse irrigatie dus kleiner is, neemt wel de kans op verontreiniging van het grondwater toe ten opzichte van oppervlakkige drip-irrigatie. *E-coli* concentraties in de wortelzone namen af gedurende de ontwikkeling van het gewas (mais). Door intermitterend te irrigeren kan mogelijk opbouw van pathogenen en daarmee gepaard gaande doorslag worden voorkomen. Abel et al. (2014) laten zien dat de verwijdering van *E-coli* en totaal coliformen sterk toeneemt met lengte van de droge periode tussen twee giften. Bij continue toediening bedroeg de verwijdering 2.5 log over 4.2 m transport door een zandkolom. Deze verwijdering nam toe tot 4.3 log bij 3.2 dagen toediening na 6.4 dagen droogval.

De WHO (2006) geeft aan dat om een toegevoegde ziektelast van $< 10^6$ DALY te halen een log-verwijdering van 6 eenheden nodig is voor bladgroenten en 7 eenheden voor wortel- en knolgewassen. Deze doelstelling kan gehaald worden door een opeenvolging van verschillende stappen in waterzuivering, irrigatietechniek en behandeling van het gewas voordat het gegeten wordt. Door bijvoorbeeld ondergronds te irrigeren, waarbij het gewas niet in contact komt met het effluent, kunnen hogere concentraties pathogenen in het effluent aanvaardbaar worden geacht dan bij irrigatie door beregening. Uit de evaluatie van hergebruikprojecten buiten Europa in paragraaf 3.3 komt chloreren als een belangrijke stap voor het reduceren van microbiologische risico's. Uit een recente studie van El Jassim et al. (2015) komt naar voren dat alleen gechloreerd effluent gebruikt kan worden voor irrigatie aan maaiveld. Uit deze studie bleek echter ook dat het aandeel multiresistente bacteriën in het gechloreerde effluent ten opzichte van het influent gestegen was van 3.8% naar 6.9%. Ook waren verschillende (antibioticaresistente) genen aanwezig in het effluent. Het risico van effluentgebruik voor irrigatie wordt dus niet enkel bepaald door (indicatoren voor) fecale besmetting, maar ook door antibioticaresistente bacteriën en genen.

5.2.3 Organische microverontreinigingen

In de in de jaren 1990 en begin jaren 2000 uitgevoerde haalbaarheidsstudies naar effluent-hergebruik voor irrigatie was vooral oog voor risico's in relatie tot nutriënten, zware metalen en pathogene micro-organismen. Inmiddels is het besef gegroeid dat effluent naast bovengenoemde stoffen ook een groot aantal organische microverontreinigingen bevat. Het gaat hierbij om een breed scala aan stoffen afkomstig van bij bedrijven en huishoudens toegepaste industriële producten. Het overgrote deel van de organische verontreinigingen in influent bestaat uit industriële oplosmiddelen die worden verwijderd of afgebroken tijdens de afvalwaterbehandeling en vormen waarschijnlijk geen beperkende factor voor toepassing van gezuiverd effluent (WHO, 2006). Toch wordt in effluent een groot aantal organische verontreinigingen aangetroffen in wisselende concentraties. In Figuur 2.6 is een overzicht gegeven van in het effluent van een aantal rwzi's in Nederland aangetroffen stofgroepen. Een deel van deze stoffen is bestand tegen conventionele afvalwaterzuivering en hebben hormoonverstorende eigenschappen (endocrine disruptors). Hierdoor vormen ze een potentiële bedreiging voor mens en milieu. Daarnaast is inherent aan het verwerken van huishoudelijk afvalwater dat het effluent een groot aantal geneesmiddelen en omzettingsproducten van geneesmiddelen bevat (zie paragraaf 2.2.2).

Bij irrigatie met effluent kunnen deze stoffen in de gewassen of het grondwater en uiteindelijk drinkwater terecht komen. Hoewel bij irrigatie met effluent directe effecten van deze stoffen op de mens nog niet zijn aangetoond (WHO, 2006), is meer onderzoek naar de risico's noodzakelijk. Een aanzet hiervoor is gegeven door Christou et al. (2017). Op basis van een 3-jarige veldproef in Cyprus met open-teelt tomaten, geïrrigeerd met rwzi-effluent concluderen zij dat de onderzochte farmaceutisch actieve stoffen (diclofenac, sulfamethoxazole, trimethoprim) weliswaar worden opgenomen door de tomaten, maar dat concentraties na drie jaar irrigatie in de tomaten een verwaarloosbaar risico vormen voor humane consumptie. Echter gezien het feit dat de concentraties in de tomaten sterk fluctueerden en toenamen met de duur van de irrigatie zijn langjarige studies noodzakelijk om een beter beeld te krijgen van de opname en accumulatie onder veldcondities.

Bovenstaande studie is uitgevoerd voor een systeem met drip-irrigatie aan maaiveld. De bodempassage van het water is hierdoor zeer beperkt. Uit onder meer Ternes et al. (2007) blijkt dat juist bodempassage een effectieve barrière vormt voor de verspreiding van organische microverontreinigingen, maar dat de mate van verwijdering stofafhankelijk is. De mate van verwijdering wordt bepaald door sorptie aan bodembestanddelen, absorptie in organische stof en afbraak als gevolg van biologische processen. Uit een kolomstudie door Im et al. (2016) naar het gedrag van 11 geneesmiddelen in zandkolommen met een vrijwel neutrale pH blijkt dat positief geladen stoffen (iopromide, estrone, trimethoprim) effectief (>80%) werden verwijderd door sorptie aan bodemoppervlakken. Voor negatief geladen stoffen (sulfamethoxazole, ketoprofen, ibuprofen, diclofenac) bleek, in lijn met Abel et al. (2014), in zandkolommen zonder organische stof en bodemleven (gebakken zand) veel minder verwijdering op te treden dan in de gewone zandkolommen. Voor deze stoffen hangt de verwijdering dus vooral samen met ad- en absorptie en biologische afbraak. De biologische afbraak is hierbij sterk afhankelijk van de bodemtemperatuur. Uit Abel et al. (2014) blijkt dat bij lage temperaturen (5 °C) de

afbraak veel minder goed verloopt dan bij temperaturen van 15-25 °C. Carbamazepine en in mindere mate sulfamethoxazole bleken in deze studie net als in de veldstudie Ternes et al. (2007) zeer persistent. Uit Kreuzinger et al 2004 blijkt dat naast stoffen als carbamazepine en diazepam, die ook in de zuivering slecht verwijderd worden, ook stoffen als polycyclische musken (tonaline en galaxoline) slechts beperkt verwijderd worden in een zandpakket dat arm is aan organische stof.

Bodempassage kan een belangrijke bijdrage leveren aan de verwijdering van organische microverontreinigingen. De mate van verontreiniging is hierbij afhankelijk van de stofeigenschappen en de samenstelling en biologische activiteit van de bodem. Hoe meer verschillende zones in de bodem (verzadigd/onverzadigde zone, oxisch/anoxisch etc.) het effluent passeert, hoe breder de verwijdering (Stuyfzand & Lüers 1996).

Concentraties van in grondwater aangetroffen humane medicijnresten bevinden zich in de regel rond de huidige detectielimieten van enkele tientallen nanogrammen per liter (Moermond et al., 2016). In de provincie Utrecht zijn in 2015 locaties onderzocht waar drinkwater uit grondwater wordt bereid. Van de 100 onderzochte medicijnen zijn er 27 aangetroffen waarvan 9 met een concentratie > 0.1 µg/l. Op meetlocaties nabij rwzi-lozingspunten en infiltrerend oppervlaktewater zijn de hoogste aantallen stoffen aangetroffen (Moermond et al. 2016).

Ook diergeneesmiddelen afkomstig van de Nederlandse veehouderij worden in open water aangetroffen (Rougoo et al., 2016). Als dit water als bron voor beregeningswater wordt gebruikt, dan komen die stoffen in het bodem-grondwater-systeem van een perceel terecht. Deze stoffen zijn beoordeeld op het gebruik ervan en op milieueigenschappen, in het bijzonder het transportgedrag in het bodem-grondwater-systeem van landbouwpercelen. Zoals aangegeven in Hoofdstuk 3 kan bodempassage een zuiverende en bufferende werking hebben op de samenstelling van het bodem- en grondwater. In Bijlage IV zijn enkele tabellen uit Rougoo et al. (2016) overgenomen, waaruit het gedrag van stoffen in de bodem af te leiden is. Hiertoe worden de persistentie (tijd nodig om 50% van stof te doen verdwijnen door afbraak) en mobiliteit (maat voor binding stof aan organisch materiaal) onderscheiden. De combinatie van een hoge persistentie en dus lage afbraaksnelheid en beperkte binding maken het risico groter op verontreiniging en verspreiding van stoffen, en meer specifiek van (resten van) diergeneesmiddelen, in het bodem-grondwater-systeem.

5.3 Synthese effecten hergebruik effluent voor irrigatie op bodem-, grondwater- en gewaskwaliteit

Gezuiverd afvalwater kan een bijdrage leveren aan het op peil houden van de landbouwwatervoorziening in een veranderend klimaat. Juist op de verdrogingsgevoelige hoge zandgronden verlaten significante hoeveelheden opgepompt grondwater dat gebruikt is voor drink- en proceswater uiteindelijk via riool, rwzi en oppervlaktewater versneld het systeem. Daarnaast heeft het veelal secundair gezuiverd effluent een forse impact op de waterkwaliteit. Lokaal hergebruik van effluent voor landbouwirrigatie en grondwateraanvulling kan een bijdrage leveren aan een betere gewasproductie en aanvulling van het grondwater.

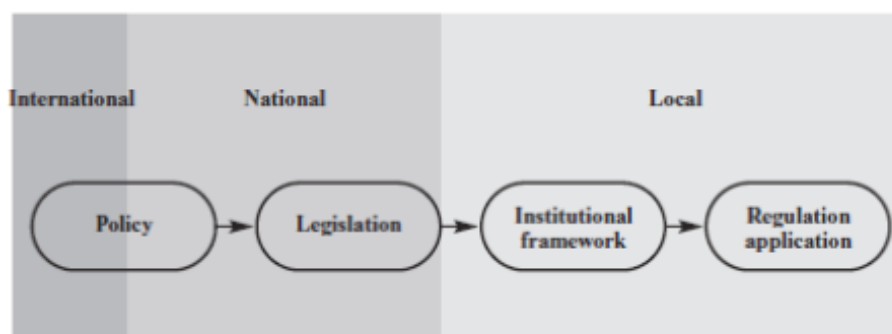
Irrigatie en grondwateraanvulling met effluent zijn echter niet zonder risico's gezien de in het effluent aanwezige zware metalen, pathogenen en organische microverontreinigingen. Of en in welke mate deze stoffen en organismen een probleem vormen, is sterk afhankelijk van de vrachten, de manier van irrigeren of infiltreren en de geteelde gewassen. Uit de literatuurstudie komt naar voren dat zware metalen gezien de huidige lage concentraties in effluent waarschijnlijk geen gevaar vormen voor de grondwaterkwaliteit en de kwaliteit van gewassen. In het effluent aanwezige pathogenen vormen echter wel een daadwerkelijk risico. Afhankelijk van de manier van irrigeren is er risico voor boeren, omwonenden en gewaskwaliteit. De risico's kunnen sterk terug worden gebracht door gericht en liefst ondergronds te irrigeren waardoor geen verspreiding via aerosolen plaatsvindt. Hoe langer de bodempassage hoe meer verwijdering van pathogenen er optreedt en hoe lager het risico. Naast verspreiding van pathogenen is ook de verspreiding van antibiotica resistentiegenen mogelijk een risico. Het in de VS en Australië gebruikelijke chloreren is wel effectief tegen indicatoren voor pathogenen, maar niet tegen deze genen. Nader onderzoek naar de verspreiding en effecten van antibiotica resistentiegenen is gewenst.

Effluent vormt een bron van organische microverontreinigingen. Waar effluent gevoed oppervlaktewater infiltreert zijn verschillende stoffen tot in drinkwaterwinningen aangetroffen. Toch is bodempassage een effectieve methode voor het verwijderen van het merendeel van de in het effluent aanwezige stoffen. Irrigeren met effluent kan hiermee zowel een verontreinigingsbron als een zuiveringstechniek vormen. De mate van verwijdering is sterk afhankelijk van de stofeigenschappen, bodemsamenstelling, irrigatieregime en bodemtemperatuur, en zal dus verschillen per stof en per locatie. Inzicht in de mate van verwijdering van elke stof onder relevante omstandigheden is cruciaal, aangezien de aanwezigheid van slechts één stof voldoende kan zijn om de kwaliteit te bedreigen. Over opname van organische microverontreinigingen in gewassen is beperkt informatie beschikbaar. Vooralsnog lijkt het risico verwaarloosbaar, maar langjarige studies zijn gewenst.

Indien het irrigatiewater verspreid wordt in het grondwater, bestaan er ook risico's voor nabije drinkwaterwinningen. Het lokale hydrologische systeem is hierbij uiteraard van grote invloed op de eventuele blootstelling. Voor verdere inschatting van het risico is kennisgebrek eveneens een knelpunt, aangezien er onvoldoende bekend is over het gedrag van veel stoffen in de ondergrond.

6 Wet- en regelgeving

Beleid staat aan de basis voor omgang met en wetgeving inzake het (her)gebruik van gezuiverd afvalwater voor de landbouw. Het bestaat uit wetten en jurisprudentie, waarin rechten, plichten en verantwoordelijkheden van betrokken partijen aan bod komen. Er is steeds sprake van bevoegd gezag, dat de wetgeving via regelgeving toepast en handhaaft, zoals een ministerie, provincie, gemeente of waterschap.



FIGUUR 6-1. RAAMWERK VOOR BELEID, WET- EN REGELGEVING (WHO, 2006).

Beleid ten aanzien van (her)gebruik van restwater en gezuiverd afvalwater heeft te maken met de volgende relevante aspecten (WHO, 2006):

- Gezondheidsrisico voor mens, dier en milieu
- Watervoorziening onder droge omstandigheden
- Beschikbaarheid van restwater voor (her)gebruik in tijd en ruimte
- De acceptatie van restwater in de landbouw
- Soorten beschikbaar restwater voor (her)gebruik
- Benedenstroomse toepassing van restwater na lozing op oppervlaktewater
- Kwaliteit van geoogste producten in de landbouw na toepassing van restwater
- Manier van toepassing van restwater in de landbouw

6.1 Huidige wet- en regelgeving

In Nederland hebben we in meer of mindere mate te maken met de volgende wetten als het over hergebruik van gezuiverd restwater van een rwzi gaat:

- Waterwet
- Warenwet
- Wet hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden
- Afvalstoffenwet - Productregelgeving - plicht tot vergunning/melding/registratie
- Activiteitenbesluit en Besluit lozings buiten inrichtingen
- Drinkwaterwet
- Waterschapswet - zorgplicht zuivering stedelijk afvalwater, dienstbaar
- Wet Milieubeheer
- Meststoffenwet
- *Omgevingswet*

Op EU-niveau hebben we tenminste te maken met de volgende wetgeving:

- Kaderrichtlijn Water (2000/60/EG)
- Kaderrichtlijn Afvalstoffen (2008/98/EG)
- REACH Verordening (1907/2006) (voor chemische stoffen)
- Meststoffen Verordening (2003/2003/EG)

Aangezien het hergebruik van restwater in de landbouw nog geen gemeengoed is in Nederland, bestaat er niet altijd duidelijkheid wat betreft de regels die mogelijk van toepassing zijn. In ieder geval wordt er door de wetgever een onderscheid gemaakt tussen het gebruik van oppervlaktewater en effluent dat (direct) afkomstig is uit een *inrichting*, zoals een rwzi. Afhankelijk van de toepassing van het effluent, wordt een afweging gemaakt of het effluent gezien wordt als afval of als nieuwe grondstof. Daarnaast is de wijze van toediening (bovengronds, zoals beregenen of ondergronds, zoals subirrigatie) van belang.

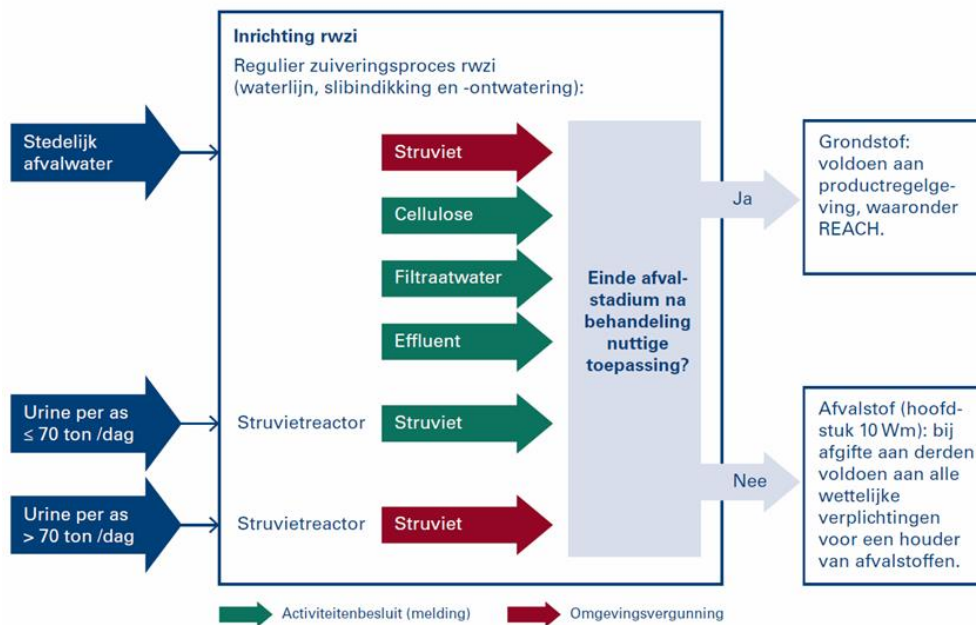
6.1.1 Gebruik van oppervlaktewater

Waterschappen geven veelal op kaart aan waar er geen oppervlaktewater onttrokken mag worden voor beregening of bevoeiing. Waar dat wel toegestaan is, is onttrekking van oppervlaktewater voor de landbouw veelal meldings- en soms vergunningplichtig. Er is vaak geen belemmering voor onttrekkingen, zolang er geen vaste constructies of bouwwerken voor opgericht worden, er geen schade aan de watergang ontstaat en stroomafwaarts gelegen gebruikers ook water kunnen onttrekken. Er moet dus een bepaalde afvoer in de watergang resterende, stroomafwaarts van de onttrekking. In vrij-afstromend Nederland kunnen de beleidsregels afwijken van die in poldergebieden, in verband met peilhandhaving via peilbesluiten. Waterschappen beschouwen het oppervlakte- en grondwater in toenemende mate als één geïntegreerd systeem.

6.1.2 Afvalstof of grondstof

STOWA (2014) gaat in op juridische aspecten van rwzi-effluent en het terugwinnen van grondstoffen uit afvalwater. Hierbij is de vraag van belang of het restwater gezien wordt als afvalstof of grondstof. Het blijkt dat effluent (of daaruit gewonnen stoffen) afvalstof zijn, tenzij het besluit 'einde-afvalfase' heeft plaatsgevonden. Het besluit 'einde-afvalfase' wordt genomen door de minister van IenM indien de stof aan een aantal voorwaarden voldoet en een positief advies is uitgebracht door de Helpdesk Afvalbeheer (<http://www.rwsleefomgeving.nl/helpdesk/afvalbeheer/>). Per specifieke afvalstof of per stofgroep kan er getoetst worden of er sprake is van afval of einde-afval aan de hand van de Webtoets 'Afval of Grondstof' (www.rwsleefomgeving.nl).

Indien sprake is van een afvalstof zullen de regelgeving en de verplichtingen van toepassing zijn die gelden voor afvalstoffen. In het geval dat er geen sprake meer is van afval, maar van een grondstof, zal voldaan moeten worden aan regelgeving voor grondstoffen (productregelgeving), bijvoorbeeld REACH.



FIGUUR 6-2 SCHEMA AFVALSTOFFENWETGEVING: IS RWZI-EFFLUENT AFVAL OF NIET, EN WAARAAN MOET HET DAN VOLDOEN VOOR VERDER NUTTIG GEBRUIK (BRON: STOWA, 2014).

6.1.3 Ondergrondse waterberging

Zuurbier et al. (2015) gaan in op juridische aspecten van ondergrondse waterberging, waarbij (voornamelijk hemel-) water in de ondergrond wordt opgeslagen, waarna het weer wordt opgepompt voor land- of tuinbouwdoeleinden. Zij komen erop uit dat waterberging *geén* industriële toepassing is. De vergunningverlening valt onder de Waterwet. De Wet Bodembescherming schrijft meetverplichtingen voor bij toepassing. Deze verplichtingen worden niet passend geacht voor kleinschalige toepassingen in de land- en tuinbouw in de vorm van infiltratie, wel voor grootschalige (>150.000 m³/j). De waterbeheerder kan dus passende verplichtingen voorschrijven, waarvoor een handreiking is gemaakt en beschikbaar is. Door deze te hanteren kan een praktische oplossing worden gevonden voor elke kleinschalige toepassing. Dit rapport geeft aan dat in geval van verontreiniging (zoals het geval is bij rwzi effluent) extra monitoring en eventueel aanvullende zuivering moet plaatsvinden, maar gaat niet in op de juridische kaders van het gebruik van rwzi effluent.

6.2 Subirrigatie met effluent of oppervlaktewater

Gezien de complexiteit van de wet- en regelgeving is door KWR aan Colibri Advies B.V. gevraagd een juridisch kader uit te werken van subirrigatie met effluent of oppervlaktewater (Bijlage V), Dit kader is in onderstaande uitgewerkt.

6.2.1 Wet- en regelgeving bij subirrigatie met direct gebruik van restwater

De wetgever maakt onderscheid tussen infiltratie en lozen. De Waterwet definieert hierbij infiltreren als het 'in de bodem brengen van water, ter aanvulling van het grondwater, in samenhang met het onttrekken van grondwater'. Infiltratie conform de definitie van de Waterwet, moet voldoen aan de regels zoals beschreven in het Infiltratiebesluit. Bij subirrigatie met effluent wordt restwater afkomstig van een AWZI of RWZI direct in de bodem geloosd door een pijpleiding die is verbonden met het drainagesysteem. Het grondwater wordt hierdoor (kunstmatig) verhoogd. Er wordt bij subirrigatie echter geen grondwater onttrokken. Daarnaast geldt het Infiltratiebesluit alleen voor het infiltreren van water dat afkomstig is uit een oppervlaktewaterlichaam. Omdat bij subirrigatie geen sprake is van onttrekking, en bij gebruik van effluent ook geen sprake is van oppervlaktewater, is het Infiltratiebesluit niet van toepassing.

RWZI's en andere bedrijven zijn inrichtingen in de zin van artikel 1.1 van de Wet milieubeheer. Voor het lozen van afvalwater door inrichtingen zijn in het Activiteitenbesluit algemene regels opgenomen. De drijver van de inrichting moet zich aan deze algemene regels houden, en aan eventuele maatwerkvoorschriften op grond van het Activiteitenbesluit. Maatwerkvoorschriften zijn individuele beschikkingen die de regels van het Activiteitenbesluit aanvullen of daarvan afwijken. Rwwz's en andere activiteiten waaruit effluent voor de landbouw afkomstig kan zijn, vallen niet onder het type activiteiten waar de omgevingsvergunning milieu een rol speelt.

Om afvalwater in de bodem te mogen lozen is een maatwerkvoorschrift van het bevoegd gezag noodzakelijk. Dit voorschrift moet acht weken voorafgaand aan de bodemlozing worden aangevraagd bij het bevoegd gezag. Daarnaast omvat subirrigatie een wijziging van de lozingsroute, waarvoor vier weken van tevoren een melding moet worden gedaan bij het bevoegd gezag. Conform artikel 2.4 van de Wet algemene bepalingen omgevingsrecht (Wabo) is het bevoegd gezag meestal de gemeente waarbinnen de inrichting is gevestigd. Het komt echter ook voor dat de provincie waarbinnen de inrichting staat het bevoegde gezag is. Dit is onder andere het geval als de rwwz een IPPC-installatie¹ omvat of als er afvalwater wordt gereinigd door middel van waterstraal- of oppervlaktebeluchters met een capaciteit van 120.000 of meer vervuilingseenheden.

6.2.2 Wet- en regelgeving bij subirrigatie met gebruik van oppervlaktewater

Bij subirrigatie met oppervlaktewater, wordt water aan het oppervlaktewater onttrokken en in het drainagesysteem gebracht. Het onttrekken van water uit oppervlaktewater kan vergunningplichtig zijn. Of dit het geval is of niet, volgt uit de Keur en algemene regels van het waterschap. In bepaalde gebieden, of voor watergangen met een bepaalde (ecologische) functie, kan bovendien een verbod gelden. Of en wanneer de onttrekking van water uit het oppervlaktewater voor subirrigatie verboden, vergunningplichtig of meldingplichtig is, verschilt per waterschap. De onttrekker moet daarom de Keur en algemene regels van het waterschap raadplegen, om na te gaan of de onttrekking al dan niet vergunningplichtig is.

Hoewel het uit oppervlaktewater onttrokken water mogelijk voor een groot deel bestaat uit effluent, is geen sprake meer van een lozing van afvalwater door een bedrijf. Het Activiteitenbesluit is daarom niet van toepassing op deze situatie. Ook het Besluit lozen buiten inrichtingen is niet van toepassing. In artikel 1.1 Blbi is 'lozen' gedefinieerd als onder meer '*het brengen van afvalwater op of in de bodem*'. Inherent aan het begrip 'afvalwater' is dat de lozer zich van de stoffen wil ontdoen (zie artikel 1.1 van de Wet milieubeheer; deze definitie is ook van toepassing op de bepalingen van het Blbi). Bij subirrigatie ontbreekt echter het oogmerk om zich te ontdoen van stoffen. Het water wordt doelbewust in de bodem gebracht om gewassen van water te voorzien. Dat is anders dan bij de lozing van een RWZI of ander bedrijf. Die moeten immers hoe dan ook hun afvalwater zien kwijt te raken. De conclusie is daarom dat er voor subirrigatie met water uit oppervlaktewater geen regels of vergunningplichten gelden op grond van de Wet milieubeheer of de daarop gebaseerde amvb's.

6.2.3 Zorgplicht en herziening omgevingsrecht

Naast de verplichting om bij gebruik van effluent acht weken van tevoren een maatwerkvoorschrift aan te vragen en vier weken van tevoren een melding te doen, geldt er een zorgplicht. Deze zorgplicht staat in artikel 2.1 van het Activiteitenbesluit en verplicht de drijver van de inrichting om nadelige gevolgen voor het milieu zoveel mogelijk te voorkomen of beperken. De zorgplicht heeft met name betekenis voor aspecten die niet specifiek in die regels of het maatwerkvoorschrift zijn geregeld (bijvoorbeeld stoffen waar geen emissienormen voor zijn gesteld).

Het via (sub)irrigatie in de bodem brengen van water dat is onttrokken uit oppervlaktewater dat bijna voor 100% uit effluent van bedrijven bestaat, kan, ondanks dat er geen regels of vergunningplichten gelden, wel risico's met zich meebrengen voor de bodem. Het vangnet voor die risico's is de zorgplicht van artikel 13 van de Wet bodembescherming. Op grond van die zorgplicht moet degene die de handeling verricht (de subirrigatie) de maatregelen nemen die redelijkerwijs van hem kunnen worden gevergd om verontreiniging of aantasting van de bodem te voorkomen, te beperken en zoveel mogelijk ongedaan te maken. Overleg met het bevoegd gezag is

¹ Een IPPC - installatie is een installatie die onder de Europese Richtlijn industriële emissies valt

gewenst om na te gaan welke maatregelen in het geval van subirrigatie oppervlaktewater passend zijn. Zowel de minister, de provincie als de gemeente zijn bevoegd tot handhaving van deze zorgplicht (zie art. 95 lid 3 Wbb). De gemeente lijkt het meest logische aanspreekpunt, omdat die ook bevoegd gezag is voor regels van het Activiteitenbesluit voor agrarische bedrijven. Het Rijk werkt momenteel aan de herziening van het stelsel van het omgevingsrecht. De hier genoemde wetgeving (Waterwet, Wabo, Infiltratiebesluit bodembescherming, Activiteitenbesluit, Bor) zal met de inwerkingtreding van de Omgevingswet en bijbehorende uitvoeringsregelgeving vervallen. Naar verwachting zullen in 2019 nieuwe regels gaan gelden over subinfiltratie. De nieuwe regels voor het omgevingsrecht zijn nog in ontwikkeling, maar uit de tot nu toe gepubliceerde concepten blijkt dat lozingen in de bodem in het nieuwe stelsel niet meer door het Rijk, maar door de gemeenten zullen worden geregeld.

6.3 Uitgangspunten voor beleid

STOWA (2001) geeft aan dat rond de eeuwwisseling de waterschappen bezig waren met haalbaarheids-studies (29x; Figuur 6.4), pilot-onderzoeken (11x) en praktijktoepassingen (12x), maar dat er geen gericht beleid bij het merendeel van de waterschappen was met betrekking tot het gebruik van rwzi-effluent. Uitzonderingen hierop waren Rivierenland en Vallei & Veluwe. Men had vanuit de waterschappen veelal nog geen actief contact met de markt voor rwzi-effluent hergebruik. Anno nu is dat anders.



FIGUUR 6-3 LOCATIES VAN UITVOERING HAALBAARHEIDSSSTUDIES WATERSCHAPPEN INZAKE GEBRUIK RWZI-EFFLUENT ROND HET JAAR 2001 (BRON: STOWA, 2001).

Effluent-water als bron voor zoetwater werd destijds geacht niet verkozen te worden als er een andere zoetwaterbron aanwezig is. Maatschappelijk draagvlak ontbrak daarvoor of was onvoldoende. De schaal van toepassing was ook een punt, waarbij met name grootschalige toepassing qua kosten voor na-zuivering eerder wenselijk en haalbaar leek dan kleinschalige. Men constateerde dat bij het ontbreken van wettelijke normen ten aanzien van rwzi-effluent voor hergebruik, de haalbaarheid afhangt van de eisen, gesteld door de ontvanger/gebruiker.

Beleid ten aanzien van het gebruik van rwzi-effluent hangt af van de urgentie van de bron van zoetwater i.c. schaarste, het vermogen van rwzi-effluent om watertekorten op te vangen, het resultaat van een (maatschappelijke) kosten-baten-analyse en maatschappelijk draagvlak voor de oplossing die rwzi-effluent kan bieden.

Aspecten die een rol spelen bij het draagvlak voor hergebruik van rwzi-effluent zijn:

- Beleving
- Kennisniveau
- Motivatie
- Kosten en baten
- Techniek en afbreukrisico, inclusief een strategie voor acceptatie

Bij de technische aspecten spelen een rol:

- Samenstelling rwzi-effluent
- Na-zuivering
- Sluiten van kringlopen in de waterketen en het watersysteem
- Recirculatie spoelwaterstromen op rwzi
- Leveringszekerheid
- Nagroei-potentie en biologische stabiliteit

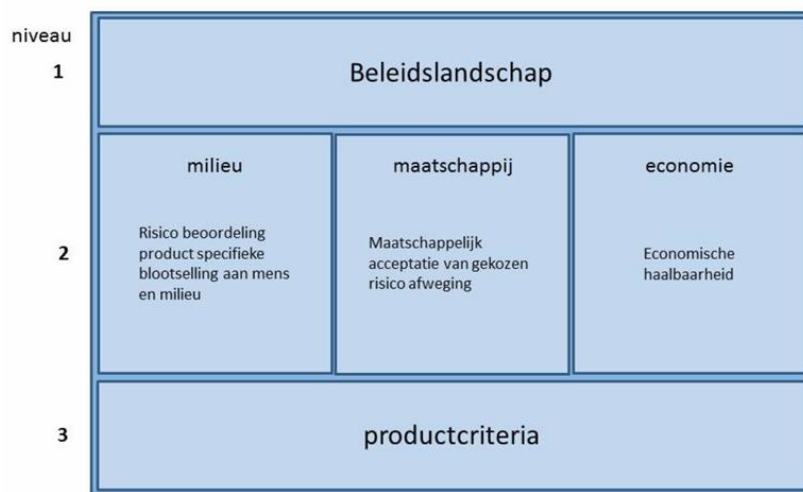
Enkele voorbeelden van rwzi's in Nederland met toepassing effluent in bodem-water-systeem (van projectideeën, vroege planvorming tot aan uitvoering):

- Delfland - Harnaschpolder (zoetwaterbron voor Delfland)
- Rijnland - Katwijk (voeding duinwatersysteem Dunea)
- Aa en Maas - Cuijk (na-schakeling van helofytenfilter)
- Vechtstromen - Emmen (NAM, glastuinbouw)
- Vechtstromen - Haaksbergen (sub-irrigatie)
- Rijn en IJssel - Ruurlo (grondwatervoeding natuurgebied)
- Drents Overijsselse Delta - Raalte (helofytenfilter en bodempassage)

Oosterholt et al. (2010) geven aan dat er milieukundig gezien in Nederland geen wettelijke belemmeringen zijn voor implementatie van hergebruik van rwzi-effluent in de landbouw. Ze namen praktijkervaringen in California en Florida (VS) en Zuid-Australië in beschouwing. In de VS is in California en Florida ervaring opgedaan sinds de jaren 80. Rwnzi-effluent wordt gechlloreerd, en is beoordeeld als toxicologisch en microbiologisch veilig voor toepassing in de landbouw. Het wordt in grote-schaal toepassingen gebruikt in projecten (tot 4.500 m³/u). In Australië geldt dit grofweg ook, en wordt tijdelijke opslag van effluent in het grondwatersysteem toegepast tijdens perioden met weinig of zonder watervraag vanuit de landbouw. Daar kostte het wel tijd en moeite om agrariërs te overtuigen van de veilige toepassing van het restwater. Auteurs geven als aandachtspunt de lozing van slibhoudend gezuiverd afvalwater door de rwzi tijdens en na (zware) neerslag. Dit water is volgens hen niet goed geschikt voor hergebruik. Oosterholt et al. (2010) constateren dat voor Nederland de economische drijver voor het gebruik van gezuiverd afvalwater in de landbouw nog niet groot is. Ook kost het moeite de landbouw te overtuigen dat het gebruik ervan veilig (genoeg) is.

Van der Grinten (2015) beschrijft sociaal-culturele belemmering die kan optreden in termen van (niet) acceptatie van rwzi-effluent als zoetwaterbron. Zij geven voorts aan:

- Werk samen vanuit waterschap zowel vanuit systeem als keten met landbouw-bedrijfsleven om te laten zien wat er mogelijk is, en gebruik ervaringen om EU-wetgeving te beïnvloeden.
- Zorg voor voldoende en goede informatievoorziening, tussen en binnen betrokken departementen en organisaties.
- Beoordeel een belemmering in termen van oorzaak: waar komt de belemmering vandaan, en zet actie op wegnemen belemmering indien dit oplossingen naderbij brengt.
- Breng eigenschappen van stoffen in rwzi-effluent in beeld en werk samen in de keten tussen producent en afnemer om deze informatie in te winnen.
- Watersysteem en waterketen zullen in samenwerking hierin oplossingen kunnen vinden, investeringen kunnen doen en kansen kunnen benutten, samen met het landbouwbedrijfsleven. De zorgplicht die waterschappen hebben voor de zuivering van stedelijk afvalwater kan een opening hiertoe bieden, in nauwe samenwerking met gemeenten.



FIGUUR 6-4 RECYCLING/HERGEBRUIK EN DENKNIVEAUS: VERTALING VAN RANDVOORWAARDEN VANUIT BELEID NAAR PRODUCTCRITERIA, VIA EEN 3-TAL TYPEN BEOORDELINGEN (BRON: VAN DER GRINTEN ET AL., 2015).

6.4 Mogelijkheden en doorkijk

Bij de toepassing van gezuiverd rwzi-effluent is het nodig om te weten wat de samenstelling van dat zoetwater is. Dat is een eerste stap richting toepassing en acceptatie. Bij toenemende belangstelling voor bronnen van zoetwater en voor realisatie van voldoende tot goede waterkwaliteit in het kader van de KRW, worden mogelijkheden gezocht en in toenemende mate haalbaar en betaalbaar geacht, om het rwzi-effluent verdergaand te zuiveren dan anno 2017 het geval is. Voorbeelden van vergaande zuivering zijn beschikbaar bij de casus Dinteloord, de puurwater fabriek van WMD en Vechtstromen in Emmen en de drinkwaterproductie uit afvalwater bij Wulpen, België door de Intercommunale Watermaatschappij van Veurne-Ambacht (IWVA) en het Vlaamse waterzuiveringsbedrijf Aquafin.

De wetgeving en het beleid inzake gebruik van gezuiverd rwzi-effluent zijn verspreid over diverse beleidsthema's en domeinen van de wetgeving. An sich is dat geen probleem, als uit de verschillende dossiers voldoende kader geput kan worden inzake toepassing van rwzi-effluent als zoetwaterbron. Er speelt daarnaast de kwestie van begrippen en definities. Is gezuiverd rwzi-effluent 'afval' of een 'grondstof'? Berekening van landbouwgewassen met oppervlaktewater, dat beïnvloed is door rwzi-effluent is min of meer gangbaar in Nederland, maar is de ondergrondse toepassing van hetzelfde water 'infiltratie' of 'sub-irrigatie'? En is elke landbouw-praktijktoepassing een toepassing op kleine, lokale schaal? Men zou qua structuur de wetgeving

kunnen bundelen op het thema 'Toepassing van restwater', maar elke indeling in wet- en regelgeving kan uiteindelijk versnippering opleveren, sec ten gevolge van die indeling.

Het wettelijk instrumentarium in Nederland lijkt geschikt om toepassing van gezuiverd rwzi-effluent in de landbouw toe te staan, bijvoorbeeld door maatwerkvoorschriften. Er zijn strikt juridisch gezien mogelijkheden voor (sub)irrigatie met rwzi-effluent. Daarbij kan men er natuurlijk voor kiezen om bij de toepassing eventuele risico's en eventuele problemen voor mens en milieu te reduceren, door extra zuivering toe te passen, of door in de land- en tuinbouw op niet-direct consumeerbare producten te mikken, bij gereede en op feiten gebaseerde twijfel over de risico's. Goed geïnformeerd en bewustzijn van wat men doet is en blijft nodig.

Belangrijker voor nu lijkt het te zijn dat onbekendheid, acceptatie en technisch, bestuurlijk en maatschappelijk draagvlak de aspecten zijn die gebruik van gezuiverd rwzi-effluent belemmeren. Toepassing van dierlijke mest op en in land- en tuinbouwgrond heeft wat dat betreft een ander beeld over zich, vergeleken met gezuiverd rwzi-effluent.

Daarnaast is het nodig om meer feitelijke veldinformatie te verzamelen via proeven op de korte en middellange termijn. Dan ontstaat er een feiten- en kennisbasis, die uiteindelijk tot een verbeterd beleid leidt. Zo kan er nader veldonderzoek gedaan worden naar de effecten van bodempassage per groep van stoffen, die zich hetzelfde gedragen in de bodem. Metingen en modelberekeningen dienen dan hand in hand te gaan.

Tenslotte kunnen de zoetwatervoorziening in de land- en tuinbouw en de KRW-doelen voor grond- en met name oppervlaktewater leiden tot een normstelling voor rwzi-effluent, die een verbeterde zuivering en beter restwater oplevert, met het oog op de zoetwatervoorziening in toekomst bij een veranderend klimaat en toenemende behoefte.

7 Synthese en conclusies

- **Voldoende water voor landbouwgewassen niet vanzelfsprekend**

Voldoende zoetwater van goede kwaliteit is een cruciale productiefactor voor de Nederlandse land- en tuinbouw. Het water wordt gebruikt voor gietwater in de tuinbouw, voor het beregenen van grasland, akkerbouwgewassen en andere teelten, voor veedrenking en voor het reinigen van stallen en machines. Het veranderende klimaat maakt dat de zoetwaterbeschikbaarheid in Nederland zowel in plaats als tijd verandert ten opzichte van de huidige situatie. De verwachting is dat in de toekomst langduriger en meer extreem droge perioden zullen voorkomen. Bij onvoldoende aanvoer van irrigatiewater kan dit leiden tot schade (minder productie) aan landbouwgewassen.

- **Grote hoeveelheden water beschikbaar bij riool- en afvalwaterzuiveringsinstallaties**

Jaarlijks wordt ca. twee miljard m³ water via 'rwzi's' gezuiverd en geloosd. Het gaat hierbij om 1.1 miljard m³ huishoudelijk afvalwater en 0.9 miljard m³ afstromend regenwater en drainagewater. Dit water wordt, zeker in hoog Nederland aan het lokale watersysteem onttrokken en versneld afgevoerd naar het oppervlaktewater. Daarnaast worden tientallen miljoenen m³'s industrieel afvalwater gezuiverd en geloosd op het oppervlaktewatersysteem. Gezuiverd afvalwater is dus in ruime mate en ruimtelijk gedistribueerd over Nederland beschikbaar.

- **Kwaliteit van gezuiverd afvalwater punt van aandacht bij hergebruik**

De kwaliteit van het door Nederlandse rwzi's en awzi's geloosde effluent is qua nutriënten en zware metalen sterk verbeterd de afgelopen 25 jaar. Toch blijft de kwaliteit van het gezuiverde afvalwater een punt van aandacht. In het effluent in wisselende concentraties aanwezige stoffen zoals zware metalen en organische microverontreinigingen kunnen zonder verdere zuivering een bedreiging vormen voor de oppervlaktewater-, bodem- en grondwaterkwaliteit. Voor toepassing van restwater voor de landbouw geldt dat zonder verdere zuivering o.a. de gemiddelde chlorideconcentratie in rwzi-effluent en door industrie geloosd afvalwater te hoog is voor glastuinbouw en soms voor vollegrondsgroenteteelt en boomteelt. Ook de ijzerconcentratie is kritisch voor glastuinbouw, groenteteelt en fruitteelt. Concentraties fecale coliformen zijn in rwzi-effluent zonder verdere zuivering te hoog voor landbouwtoepassing via beregening. Subirrigatie zou mogelijk wel een optie zijn, indien deze voldoende verwijderd worden door de bodempassage.

- **Leverantie van effluent voor landbouwirrigatie in droge periodes economisch interessant**

Uit diverse studies blijkt dat inzet van effluent voor irrigatie voor grondgebonden landbouw economisch interessant is tijdens droge periodes. Daarnaast kan gebruik van vergaand gezuiverd effluent rendabel zijn voor hoogwaardige teelten (o.a. glastuinbouw) in gebieden met beperkte beschikbaarheid van zoet water. Echter, als agrariërs jaarrond effluent af moeten nemen (indien grondwateraanvulling of verbetering van oppervlaktewaterkwaliteit het doel is) is dit niet kosteneffectief voor agrariërs en is compensatie noodzakelijk.

- **Belangrijkste drivers voor effluent hergebruik zijn: beperkte lokale beschikbaarheid van zoet grond- en oppervlaktewater, reduceren van verdroging en verbetering van de oppervlaktewaterkwaliteit**

Uit een evaluatie van een selectie van Nederlandse, Europese en internationale casestudies komt een drietal drivers voor effluent-hergebruik naar voren. Het gaat hierbij om het verlagen van de nutriëntenlast op oppervlaktewater, het terugdringen van verdroging door reductie van grondwateronttrekkingen door agrariërs, het actief aanvullen van aquifers en het bestrijden van watertekorten en hiermee samenhangende opbrengstderiving in de landbouw.

- **Pathogenen in effluent risico bij hergebruik voor landbouwirrigatie**

Zowel uit de casestudies als de literatuurstudie blijkt dat pathogenen een risico vormen bij gebruik van gezuiverd effluent. Afhankelijk van de manier van irrigatie is er meer of minder risico voor veldwerkers, omwonenden en gewaskwaliteit. Risico's kunnen sterk worden gereduceerd door ondergronds te irrigeren. Bodempassage blijkt een zeer effectieve methode om pathogenen te verwijderen. Buiten Europa is chloreren van effluent staande praktijk om risico's terug te brengen. Naast pathogenen vormen ook antibiotica resistente bacteriën en genen hiervan mogelijk een risico. In effluent zijn significant hogere aantallen antibiotica resistente bacteriën aanwezig dan in onbeïnvloed oppervlaktewater. De risico's van deze bacteriën en antibiotica resistentiegenen dienen verder te worden onderzocht.

- **Zware metalen lijken geen belemmering te vormen voor irrigatie met rwzi-effluent.**

Door effectieve bronmaatregelen zijn de concentraties zware metalen in rwzi-effluent laag. Bij deze concentraties lijkt irrigatie met effluent geen risico te vormen voor de lange termijn bodem-, grondwater- en gewaskwaliteit.

- **Nutriënten in effluent beperkte bijdrage aan de nutriëntenbalans bij irrigatie**

In het verleden werden nutriënten in rioolwater gezien als waardevolle meststof en werd daarom bevoeid met dit afvalwater. In de huidige tijd zijn nutriënten in ruime mate beschikbaar en is overbemesting een reëel risico. Vergeleken met andere bronnen zoals dierlijke mest is de belasting vanuit effluent beperkt. In balansberekeningen moet de bijdrage van geïrrigeerd effluent echter wel mee worden genomen

- **Secundair effluent bron van organische microverontreinigingen**

Uit diverse studies blijkt dat conventioneel gezuiverd effluent een bron vormt van organische microverontreinigingen in het milieu. Waar effluent gevoed oppervlaktewater infiltreert, zijn verschillende stoffen tot in drinkwaterwinningen aangetroffen. Bodempassage blijkt echter een effectieve methode voor het verwijderen van het merendeel van de in het effluent aanwezige stoffen. Irrigeren met effluent kan hiermee zowel een verontreinigingsbron als een zuiveringstechniek vormen. De mate van verwijdering is sterk afhankelijk van de stoffeïenschappen, bodemsamenstelling, irrigatieregime en bodemtemperatuur en zal dus verschillen per stof en per locatie. Inzicht in de mate van verwijdering van elke stof onder relevante omstandigheden is dus cruciaal. Verbeterde zuivering op rwzi-installaties en bronmaatregelen kunnen de toepasbaarheid en acceptatie van effluent als bron voor landbouwirrigatie sterk vergroten.

- **Risico organische microverontreinigingen voor gewaskwaliteit onduidelijk**

Over opname van organische microverontreinigingen in gewassen is zeer beperkt informatie beschikbaar. Vooral nog lijkt het risico zelfs bij directe irrigatie verwaarloosbaar, maar langjarige studies zijn gewenst. Risico's kunnen op voorhand worden gereduceerd door te kiezen voor vormen van irrigatie waarbij het irrigatiewater een bodempassage ondergaat.

- **Onbewust hergebruik van effluent door landbouw en andere functies reëel**

Afhankelijk van de weercondities is zo'n 17 tot 35% van het Nederlandse oppervlaktewater in meer of mindere mate beïnvloed door rwzi-effluent. Dit getal is exclusief de bijdrage van industriële lozingen. Bij droogte neemt dit percentage toe door herverdeling van water en minder verdunning. Juist in droge periodes wordt dit met humaan pathogene micro-organismen en organische microverontreinigingen belaste water gebruikt voor landbouwberegening en het op peil houden van het grondwater. Effluent komt hierdoor zoals uit enkele studies blijkt ook in beperkte mate in voor drinkwaterproductie bedoeld grondwater terecht.

- **Juridisch instrumentarium toepasbaar voor regulering hergebruik van effluent bij landbouwirrigatie**

Er zijn binnen de huidige wet- en regelgeving mogelijkheden voor het reguleren van (sub)irrigatie met rwzi-effluent, bijvoorbeeld in de vorm van maatwerkvoorschriften. Belangrijker voor nu lijkt het te zijn dat acceptatie en draagvlak, zowel technisch, bestuurlijk als maatschappelijk, de aspecten zijn die gebruik van gezuiverd rwzi-effluent belemmeren. Toepassing van dierlijke mest op en in land- en tuinbouwgrond heeft wat dat betreft een ander beeld over zich, vergeleken met gezuiverd rwzi-effluent.

- **Verdere kwantificering van effecten op grondwater bodem en gewas in langjarige studies gewenst**
Over lange termijn effecten van irrigatie met effluent is beperkt informatie beschikbaar. Specifieke aandacht verdient hierbij het gedrag van een aantal persistente organische microverontreinigingen zoals carbamazepine en in het bijzonder bepaalde antibiotica zoals Sulfamethoxazol, en antibioticaresistente bacteriën en resistentiegenen in de bodem. Daarnaast is er nog weinig informatie beschikbaar over de opname van organische microverontreinigingen door gewassen.

8 Referenties

- Abel, C.D.T., 2014. Soil Aquifer Treatment. Assessment and applicability of primary effluent reuse in developing countries. PhD. Thesis Unesco IHE, Delft, 2014.
- Al-Jassim, Nada, Mohd Ikram Ansari, Moustapha Harb, Pei-Ying Hong, 2015. Removal of bacterial contaminants and antibiotic resistance genes by conventional wastewater treatment processes in Saudi Arabia: Is the treated wastewater safe to reuse for agricultural irrigation? *Water Research* 73 (2015) 277-290.
- Alkistis, D. A. (1997), Der Boden als Bioreaktor bei der Aufbringung von Abwasser auf landwirtschaftlich genutzte Flächen, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasser-wirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 100
- Asano, T., Burton, F., Leverenz, H., Tsuchihashi, R., & Tchobanoglous, G. (2007). *Water reuse*. McGrawHill, New York, USA.
- Assadian, N.W., G.D. Di Giovanni, J. Enciso, J. Iglesias, and W. Lindemann, 2005. The transport of waterborne solutes and bacteriophage in soil subirrigated with a wastewater blend. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111 (2005) 279-291.
- Barry K., Vanderzalm J., Pavelic P., Regel R., May R., Dillon P. Sidhu J. and Levett K. (2010) Bolivar Reclaimed Water Aquifer Storage and Recovery Project: Assessment of the Third and Fourth ASR Cycles CSIRO: Water for a Healthy Country National Research Flagship. 111pp
- Bertrand, I., Schijven, J., Sanchez, G., Wyn-Jones, P., Ottoson, J., Morin, T., de Roda Husman, A. (2012). The impact of temperature on the inactivation of enteric viruses in food and water: a review. *J Appl Microbiol*, 112(6), 1059-1074.
- Binnendijk, N.C., P.J.T. van Bakel, W.A. van Vilsteren en H.W. Grobbe, 1993. Effluentboeren: technische realisatie en effecten van toediening van effluent aan het landelijk gebied. Tauw Civiel en Bouw bv, Deventer
- Blaak, Hetty, Gretta Lynch, Ronald Italiaander, Raditijo A. Hamidjaja, Franciska M. Schets, and Ana Maria de Roda Husman, 2015. Multidrug-Resistant and Extended Spectrum Beta-Lactamase-Producing *Escherichia coli* in Dutch Surface Water and Wastewater. *PLOS ONE* | DOI: 10.1371/journal.pone.0127752.
- Blaak, Hetty, Patrick de Kruijf, Raditijo A. Hamidjaja, Angela H.A.M. van Hoek, Ana Maria de Roda Husman, Franciska M. Schets, 2014. Prevalence and characteristics of ESBL-producing *E.coli* in Dutch recreational waters influenced by wastewater treatment plants. *Veterinary Microbiology* 171 (2014) 448-459.
- Blom, J.J., T. Vos, J. Krooneman en A. van de Ham, 2003. Bereiding van industriewater uit rwzi effluent. *H2O* 36 (2003) 23, 19-21.
- Bontoux, J. and Courtois, G. (1996). Wastewater reuse for irrigation in France. *Wat. Sci. Tech.* 33(10-11), 45-49.
- Bouki, C., Danae Venieri, and Evan Diamadopoulos, 2013. Detection and fate of antibiotic resistant bacteria in wastewater treatment plants: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 91 (2013) 1-9.
- Brissaud, F. (2002) *Wastewater reclamation and reuse in France*. Hydrosciences, MSE, Université Montpellier 2, Montpellier, France
- Candela, Lucila, Salvador Fabregat, Alejandro Josa, Josep Suriol, Núria Vigués, and Jordi Mas, 2007. Assessment of soil and groundwater impacts by treated urban wastewater reuse. A case study: Application in a golf course (Girona, Spain). *Science of The Total Environment*_Volume 374, Issue 1, 1 March 2007, Pages 26-35.

- CBS, PBL, Wageningen UR, 2016. Capaciteit van afvalwaterzuiveringsinstallaties, 1980-2014 (indicator 0044, versie 17, 13 april 2016). www.compendiumvoordeleefomgeving.nl. CBS, Den Haag; Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag/Bilthoven en Wageningen UR, Wageningen.
- Christou, Anastasis, Popi Karaolia, Evroula Hapeshi, Costas Michael, Despo Fatta-Kassinou, 2017. Long-term wastewater irrigation of vegetables in real agricultural systems: concentration of pharmaceuticals in soil, uptake and bioaccumulation in tomato fruits and human health risk assessment. *Water Research* 109 (2017) 24-34.
- Cirkel, D.G. & de Jonge, M. (2017) Kwantificeren korte reistijden doormiddel van traceronderzoek: tracerproef Eibergen. BTO 2017.010 KWR Nieuwegein
- Coppens, L.J.C., J.A.G. van Gils, Th.L. ter Laak, B.W. Raterman en A.P. van Wezel, 2015. Towards spatially smart abatement of human pharmaceuticals in surface waters: defining impact of sewage treatment plants on susceptible functions. *Water Research* 81 (2015) 356-365.
- De Haan, F.A.M. (1972) Resultaten van belasting van de bodem met grote hoeveelheden afvalstoffen. ICW-nota 657.
- De la Loma Gonzalez, B., & Hartog, N. (2016). The contribution of soil passage in removing pharmaceutical compounds from infiltrated surface water. Towards potential adaption to increasing concentrations due to climate change and ageing BTO 2016.074. KWR, Nieuwegein
- Deltares en TNO, 2016. Effluenten RWZI's, regenwaterriolen, niet aangesloten riolen, overstorten en IBA's. Versie mei 2016. Emissieschattingen diffuse bronnen - Emissieregistratie.
- Devaux, I. (1999). Mise en place d'un suivi sanitaire dans le cadre de la réutilisation des eaux usées de l'agglomération clermontoise. PhD, Université Joseph Fourier, Grenoble, 347 p.
- Devaux, I., Gerbaud, L., Planchon, C., Bontoux, J. and Glanddier, Ph.Y. (2001). Infectious risk associated with wastewater reuse : an epidemiological approach applied to the case of Clermont-Ferrand, France. *Wat. Sci. Tech.* 43(12), 53-60.
- Drent, J. (1975). Overzicht van bemesting, gewasgroei en gewasopbrengst op met afvalwater van de aardappelmeelindustrie verregende percelen. ICW-nota 836. European Commission (2009) Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land. Consultation Report on Options and Impacts, Report by RPA, Milieu Ltd and WRc for the European Commission, DG Environment under Study Contract DG ENV.G.4/ETU/2008/0076r.
- Dufour, F. C. (1998). Grondwater in Nederland. Onzichtbaar water waarop wij lopen, Netherlands Institute of Applied Geoscience-National Geological Survey (NITG-TNO), Leiden, The Netherlands, 256.
- E-S. (1987). Monterey Wastewater Reclamation Study for Agriculture. Final report. Engineering-Science, Berkeley, California.
- Fliessbach, A., Martens, R., & Reber, H. H. (1994). Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge. *Soil Biology and Biochemistry*, 26(9), 1201-1205.
- Foekema E.M. (Ed). (2012). De invloed van moerassystemen op de milieukwaliteit van rwzi effluent en aanbevelingen tot optimalisering. IMARES rapport C005/12.
- Gaast, J. van der, H.R.J. Vroon, en H.Th.L. Massop, 2010. Grondwaterregime op basis van karteerbare kenmerken. STOWA rapport (41) 2010.
- Grinten, E. van der, J. Spijker en J.P.A. Lijzen, 2015. Hergebruik van grondstoffen uit afvalwater. Belemmeringen en oplossingsrichtingen aan de hand van de cases fosfaat en cellulose. RIVM Briefrapport 2015-0206.

- Halling-Sorensen, B. et al. (1998). Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment, a review. *Chemosphere* 36 (1998), 357-393.
- Hijnen, W. A. M. (2007). De afstervingsconstanten van *E. coli* en enterococci in zoet en zout oppervlaktewater bepaald onder verschillende condities. In KWR (Ed.): KWR.
- Holleman, E. (2016) Herafweging Verwerking Productiewater Schoonebeek integral eindrapport. I&BBD9591-100-100R002F01 Royal Haskoning DHV
- Im, Huncheol, Inseol Yeo, Sung Kyu Maeng, Chul Hwi Park, en Heechul Choi, 2016. Simultaneous attenuation of pharmaceuticals, organic matter, and nutrients in wastewater effluent through managed aquifer recharge: batch and column studies. *Chemosphere* 143 (2016), 135-141.
- Kaiser, R. (1985) The Use of biologically treated wastewater together with excess sludge for irrigation. in: *Treatment and Use of Sewage Effluent for Irrigation: Proceedings of the FAO, M. B. Pescod, A. Arar (ed.)*
- Kelly, J., Stevens, D., & White, T. (2003, September). Achievements of the Virginia Pipeline Scheme: horticultural production with reclaimed water. In *Water recycling Australia: second national conference, Brisbane*.
- Klein Tank, A., Beersma, J., Bessembinder, J., Van den Hurk, B., & Lenderink, G. (2014). KNMI'14: klimaatscenario's voor Nederland. KNMI.
- Klijn, F., Van Velzen, ter Maat, J., E., Hunink, J. (2012). Zoetwatervoorziening in Nederland: Aangescherpte landelijke analyse knelpunten 21e eeuw. Deltares.
- KNMI, 2011. De Bosatlas van het Klimaat. Noordhoff Uitgevers Groningen en KNMI De Bilt.
- Kreuzinger, N., M. Clara, B. Strenn, and B. Vogel, 2004. Investigation on the behavior of selected pharmaceuticals in the groundwater after infiltration of treated waste water. *Water Science and Technology*, Vol. 50 No. 2, pp 221-228.
- Lesjean, B. & Remy, C. (2012) "Optimisation of energy and nutrient recovery in wastewater treatment schemes - Executive Summary of Project CoDiGreen", Kompetenzzentrum Wasser Berlin GmbH
- Massop, H. Th. L., Schuiling, C. en A.A. Veldhuizen (2013), Potentiele beregeningskaart 2012. Update landelijke potentiele beregeningskaart voor het NHI op basis van landbouwmeitellingen 2010. Alterra-rapport 2382. Alterra Wageningen UR, Wageningen,
- Medema, G.J. & P.J. Stuyfzand 2002. Removal of micro-organisms upon basin recharge, deep well injection and river bank filtration in the Netherlands. In Dillon, P.J. (ed), *Management of Aquifer Recharge for Sustainability, Proc. 4th Internat. Symp. on Artificial Recharge, Adelaide, Australia, 22-26 Sept. 2002, Balkema, 125-131*.
- Moermond, C.T.A., C.E. Smit, R.C. van Leerdam, N.G.F.M. van der Aa, en M.H.M.M. Montforts, 2016. Geneesmiddelen en waterkwaliteit. RIVM - Briefrapport 2016-0111.
- Mohammad, M. J., & Mazahreh, N. (2003). Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater. *Communications in soil science and plant analysis*, 34(9-10), 1281-1294.
- Morgan, K. T., Wheaton, T. A., Parsons, L. R., & Castle, W. S. (2008). Effects of reclaimed municipal waste water on horticultural characteristics, fruit quality, and soil and leaf mineral concentration of citrus. *HortScience*, 43(2), 459-464.
- Mossevelde, T., P.N.M. Schipper, en F.C. Bogaard, 2005. Kwaliteitsaspecten infiltreren stedelijk water beter bekeken. STOWA rapport 2005-23.
- Munir, J. Mohammad Rusan, Sami Hinnawi, and Laith Rousan, 2007. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. Special issue devoted to and inspired by WaT3R, MEDA WATER International Conference on

Sustainable Water Management, Rational Water Use, Wastewater Treatment and Reuse, Marrakech, Morocco, 8–10 June 2006. Volume 215, Issues 1–3, 5 September 2007, Pages 143–152.

Oesterholt, F., R. van Leerdam en K. Roest, 2010. Reuse of sewage water treatment plant effluent in industry and agriculture: opportunities for the Netherlands. KWR rapport 2010.058.

Palese, A.M., V. Pasquale, G. Celano, G. Figliuolo, S. Masi, and C. Xiloyannis, 2009. Irrigation of olive groves in Southern Italy with treated municipal wastewater: Effects on microbiological quality of soil and fruits. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volume 129, Issues 1–3, January 2009, Pages 43–51.

Pankow, J. en J. Drent (1976) Gebruiksmogelijkheden voor verregening van afvalwater op grasland met een hoge veebezetting. ICW Wageningen.

Parsons, L.R., K.T. Morgan & T.A. Wheaton (2001). Wastewater and reclaimed water Disposal problem or potential resource? *Proc. Fla.State Hort. Soc.* 114:97–100.

Pescod, 1992. Wastewater treatment and use in agriculture - FAO irrigation and drainage paper 47. FAO, Rome.

Qiu, Zhenjie, Jiusheng Li, Weixia Zhao, 2015. Effects of lateral depth on transport of E.coli in soil and maize production for subsurface drip irrigation system applying treated sewage effluent. ASABE Annual International Meeting, New Orleans, Louisiana, July 2015.

Remy, C. Siemers C. Lesjean, B. (2012) Assessing the Environmental Sustainability of Agricultural Reuse of WWTP Effluent and Biosolids in Braunschweig/Germany with Life Cycle Assessment. IWA World Congress on Water, Climate and Energy. Dublin, Ireland, 13-18 May

Roeleveld, P., J. Roorda en M. Schaafsma, 2010. Op weg naar de rwzi 2030. NEWater. STOWA, 2010, rapport nr. 11.

Rooij, W. de, 2010. Gedraineerde landbouwgrond per gemeente en Percentage mogelijk te beregenen landbouwgrond per gemeente. Inventarisatie via Dienst Regelingen. CBS, 2010 (www.cbs.nl).

Rougoor, C.W., A.B. Allema, P.C. Leendertse, en J. van Vliet, 2016. Een verkennende studie naar het gebruik van diergeneesmiddelen in de veehouderij en de potentiële gevolgen voor de waterkwaliteit. CLM, 2016. STOWA rapport 2016-26.

Schijven, J. F., Hoogenboezem, W., Hassanizadeh, M., & Peters, J. H. (1999). Modeling removal of bacteriophages MS2 and PRD1 by dune recharge at Castricum, Netherlands. *Water Resources Research*, 35(4), 1101–1111.

Sharma, Saroj K., and Maria D. Kennedy, 2016. Soil aquifer treatment for wastewater treatment and reuse. *International Biodeterioration & Biodegradation*. Available online 8 October 2016.

Smeets, P. W. M. H., Medema, G. J., & Van Dijk, J. C. (2009). The Dutch secret: how to provide safe drinking water without chlorine in the Netherlands. *Drinking Water Engineering and Science*, 2(1), 1–14.

Staarink, H., J. Schaap, M. Arts, J. van Bakel en J. Hunink, 2015. Verkenning van de effecten van toenemende beregening uit grondwater als gevolg van klimaatverandering en uitbreiding beregeningsareaal en mogelijke compenserende maatregelen in Oost-Nederland. Aequator Groen en Ruimte, De Bakelse Stroom en Deltares, juli 2015. In opdracht van provincie Overijssel/programma ZON.

STOWA, 1996. Hergebruik van gezuiverd afvalwater ten behoeve van verdrogingsbestrijding. STOWA rapport (24) 1996.

STOWA, 2001. Compendium rwzi-effluent als bron voor ander water. STOWA rapport (14) 2001.

- STOWA, 2014. Juridische handreiking duurzame energie en grondstoffen waterschappen. Berenschot, auteurs I.S. Sloover en K. Kootwijk, in opdracht van Unie van Waterschappen en STOWA. STOWA rapport (40) 2014.
- Stuyfzand, P.J. & F. Luers 1996. Gedrag van milieugevaarlijke stoffen bij oeverinfiltratie en kunstmatige infiltratie; effecten van bodempassage gemeten langs stroombanen. *Kiwa-Meded.* 125, 272p.
- Stuyfzand, P.J., W. Segers & N. Van Rooijen 2007. Behavior of pharmaceuticals and other emerging pollutants in various artificial recharge systems in the Netherlands. In: *Management of aquifer recharge for sustainability*, P. Fox (ed), Proc. ISMAR-6, 28 Oct - 2 Nov 2007, Phoenix AR USA, Acacia Publ. INC., Phoenix, 231-245.
- Ternes, T. A., Bonerz, M., Herrmann, N., Teiser, B., & Andersen, H. R. (2007). Irrigation of treated wastewater in Braunschweig, Germany: an option to remove pharmaceuticals and musk fragrances. *Chemosphere*, 66(5), 894-904.
- Van den Hengel 2015.
- Van Houtte, E., & Verbauwheide, J. (2013). Long-time membrane experience at Torreele's water re-use facility in Belgium. *Desalination and Water Treatment*, 51(22-24), 4253-4262.
- Van den Roovaart, J., Meijers, E., Smit, R., Cleij, P., van Gaalen, F., Witteveen, S. (2012) Landelijke pilot KRW-Verkenner 2.0: Effecten van beleidsscenario's op de nutriëntenkwaliteit. Deltares.
- Van der Wielen, P., Senden, W., and Medema, G.: Removal of Bacteriophages MS2 and Phi X174 during transport in a sandy anoxic aquifer, *Environ. Sci. Technol.*, 42(12), 4589-4594, 2008.
- Van Geneijgen, J. en H.M.J. Scheltinga (1970) Zuivering van zuivelafvalwater door verregening .H2O (3) nr.8.
- Van Lohuizen (2006) Afvalwaterzuivering in Nederland. Van beerput tot oxidatiesloot. RWS RIZA rapport 2006.011, Lelystad
- Védry, B., Gousailles, M., Affholder, M., Lefaux, A. and Bontoux, J. (2001). From sewage water treatment to wastewater reuse. One century of Paris sewage farms history. *Wat. Sci. Tech.* 43(10), 101-107.
- Veldkamp, A., 2015. Workshop Juridische Handreiking Duurzame Energie en Grondstoffen. RHDHV en Unie van Waterschappen.
- Verliefde, A., E. Cornelissen, J. Verberk en H. van Dijk, 2008. Zijn membranen een waterdichte oplossing voor organische microverontreinigingen? *H₂O* 21-2008, 32-35.
- Vissers, J., Bakel, P. V., Oldenkamp, A., Plicht, J., & Verhoeven, S. (1994) Effluentboeren: een voorbeeldplan vierde nota. Werkdocument IKC-N (nr. 44, 56) Wageningen
- WHO, 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 2. Waste Water Use in Agriculture. World Health Organization.
- Yadav, R. K., Goyal, B., Sharma, R. K., Dubey, S. K., & Minhas, P. S. (2002). Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils , crops and ground water — A case study. *Environmental International*, 28, 481–486. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00070-3](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00070-3)
- Yuan, Y. (1993) Etiological study of high stomach cancer incidence among residents in waste water irrigated areas. *Environmental Protection Science*, 19(1):70-73
- Zuilichem, H. van, 2015. Oppervlaktewaterkwaliteit nabij rwzi's. Periode 2008-2014. Waterschap Aa en Maas.

Zuurbier, K., & Ros, S. (2016). Aquifer storage and recovery van gezuiverd effluent Nieuw Prinsenland (Dinteloord) KWR 2016.117. KWR, Nieuwegein.

Zuurbier, K., M. van der Schans, M. Paalman, P. de Putter, T. te Winkel, J. Velstra en G. Oude Essink, 2015. Technisch-juridische handreiking risicobeoordeling 'ondergrondse waterberging'. STOWA rapport (35) 2015.

Bijlage I Verwijderingspercentages van stoffen in rwzi's

Bijlage 2. Verwijderingspercentages in RWZIs

Tabel 2-1. Verwijderingspercentages op basis van metingen bij RWZIs.

stofnaam	Gemiddeld verwijderingspercentage (\pm SD) [bron: Vergouwen et al., 2011b]
metformine	89 (15)
dipyridamol	96 (4)
lidocaïne	22 (13)
benzafibraat	93
sotalol	19 (19)
metoprolol	26 (18)
bezafibraat	64 (35)
gemfibrozil	48 (32)
trimethoprim	8 (18)
sulfamethoxazol	76 (35)
diclofenac	29 (23)
ibuprofen	96 (5)
naproxen	84 (23)
ketoprofen	49 (13)
carbamazepine	9 (17)
gabapentine	15 (13)
levetiracetam	84 (24)
pipamperon	58 (39)
clozapine	56 (21)
quetiapine	87 (12)
oxazepam	18 (34)
	Range verwijderingspercentage (en mediaan) [bron: Schrap et al., 2003]
azitromycine	22-59 (27)
claritromycine	6-63 (19)
oxytetracycline	89-96 (92)
sulfamethoxazol	2-43 (25)
trimethoprim	13-49 (23)
amidotrizoïnezuur	7-22 (8)
jomeprol	3-86 (9)
jopromide	50- > 71 (61)
pijnstillers (analgetica)	60-100
anti-epileptica	50
cholesterolverlagende middelen	69-76
hart- en vaatmiddelen (betablokkers)	11-70

(Bron: Moermond et al., 2016).

Bijlage III Algemene toetsingswaarden infiltratiewater

Infiltratiebesluit Bodembescherming (Artikel 3, Eerste Lid). Bron: STOWA (2015).

	MACRO PARAMETERS		
1	zuurgraad (pH)	-	- 2
2	Zwevende stof	mg/l	0,5 ³
3	calcium (Ca ⁺⁺)	mg/l	- 2
4	chloride (Cl ⁻)	mg/l	200 ^{2 3}
5	waterstofcarbonaat (HCO ₃ ⁻)	mg/l	- 2
6	natrium (Na ⁺)	mg/l	120 ^{2 3}
7	ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/l-N	2,5
8	nitraat (NO ₃ ⁻)	mg/l-N	5,6 ^{2 3}
9	totaal-fosfaat (PO ₄ ²⁻ -tot)	mg/l-P	0,4
10	sulfaat (SO ₄ ²⁻)	mg/l	150 ²
11	fluoride (F ⁻)	mg/l	1
12	cyaniden totaal (CN (tot))	µg/l	10

Bijlage IV Transportgedrag en risico's

Bron tabellen 9 t/m 15: Rougoor et al., 2016.

TABEL 9 PERSISTENTIE (DT50_{9000K}) EN MOBILITEIT (K_{0M}) IN DE BODEM EN RISICO VOOR WATERORGANISMEN VAN VEEL GEBRUIKTE ANTIBIOTICA (ZIE TABEL 2) IN DE VEEHOUDERIJ. (DATA AFKOMSTIG UIT DATABASE VAN UNIVERSITY OF HERTFORDSHIRE, TENZIJ ANDERS VERMELD. GROEN = KLEIN RISICO, GEEL = BEPERKT RISICO, ROOD-BRUIJN = RISICO)

Werkzame stof	GEDRAG IN DE BODEM		RISICO VOOR WATERORGANISMEN						
	DT50 (dagen)	Kom (l/kg)	Tox algen		Tox kreeftachtigen		Tox vissen		Tox water-planten
			EC50 (mg/l)	NOEC (mg/l)	LC50 (mg/l)	NOEC (mg/l)	LC50 (mg/l)	NOEC (mg/l)	LC50 (mg/l)
Procainebenzylpenicilline	zeer laag (a)	244 (b)							
Ampicilline	hoge persistentie ^o	medium mobiliteit (c)	1.000	1.000					
Penethamaat hydrojodide									
Amoxicilline	0,2	502,3	0,037	250			300		1.000
Benzylpenicillinekalium									
Oxytetracycline	18,0	30670,0	0,342	0,183			116		
Tetracycline	30,0	23201,9	2,2						1
Doxycycline	27, 31 (d)		0,088 tot 0,175 (d)				91 tot 130 (d)		
Chloortetracycline- hydrochloride	30,0		3,1				0,89		1,62
Oxytetracycline- hydrochloride	Zie oxytetra- cycline								
Sulfadoxine	hoge persis- tentie (e)	medium mobiliteit (e)							
Sulfadiazine	6 tot 32 (f)	47,0	7,8	1					0,135
Trimethoprim	110,0	1644,4	80,3	25,5	141 (g)		100		1
Sulfamethoxazol	2 tot 52 (h)	9 tot 43 (i)							
Cloxacilline			23,4						
Dihydrostreptomycine		6 (j)							
Florfenicol	15,5	22,0	2,9				780		
Neomycine									
Kanamycine									
Monensin	7,4	73 tot 3660 (k)					9		
Tylosine	96,0	2171,7	1,38						45
Lincomycine	18,4 (l)	34,2					980		
Tilmicosine	64,0	1624,1	0,35		57,3 (m)		851		
Cefalexine									
Tiamulin fumarate	79,0		0,165				5,2		

Bronnen

(a) Boxall et al., 2002; (b) Boxall et al., 2005 (c) <http://datasheets.scbt.com/sc-210812.pdf> (d) https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/398389/ATI310.pdf (e) <http://datasheets.scbt.com/sc-212973.pdf> (f) Förster et al., 2009 (g) http://www.pfizer.com/system/files/products/material_safety_data/PZ00261.pdf (h) Liu et al., 2010; (i) Srinivasan et al., 2010 (j) Holmes et al., 2007 (k) Sassman en Lee (2007) (l) Kuchta (2008) (m) <https://www.elanco.com.au/pdfs/msds/micotil-300-5-msds.pdf>

TABEL 10 RISICO'S VOOR WATERORGANISMEN VAN ANTIBIOTICA MET HOGE PERSISTENTIE EN MOBILITEIT EN NIET GESELECTEERD IN H4 ALS 'MEEST GEBRUIKT (IN KG OF TOEPASSINGSFREQUENTIE) IN DE VEEHOUDERIJ. (DATA AFKOMSTIG UIT DATABASE VAN UNIVERSITY OF HERTFORDSHIRE, TENZIJ ANDERS VERMELD. ROOD-BRUIJN = RISICO)

Werkzame stof	GEDRAG IN DE BODEM		RISICO VOOR WATERORGANISMEN						
	DT50 (dagen)	Kom (l/kg)	Tox algen		Tox kreeftachtigen		Tox vissen		Tox water-planten
			EC50 (mg/l)	NOEC (mg/l)	LC50 (mg/l)	NOEC (mg/l)	LC50 (mg/l)	NOEC (mg/l)	LC50 (mg/l)
flumequine	150,0	104,4	5		>10 (a)			10	2,4
oxolinezuur	550,0	1310,9	16				10		

(a) bron: Whitacre (2012)

TABEL 11 PERSISTENTIE (DT50_{BODEM}) EN MOBILITEIT (K_{OM}) IN DE BODEM EN RISICO VOOR WATERORGANISMEN VAN VEEL GEBRUIKTE ANTIPARASITICA (ZIE TABEL 3) IN DE VEEHOUDERIJ. (GEBASEERD OP DATABASE VAN DE UNIVERSITY OF HERTFORDSHIRE, TENZIJ ANDERS AANGEGEVEN. GROEN = KLEIN RISICO, GEEL = BEPERKT RISICO, ROOD-BRUIJN = RISICO)

Werkzame stof	GEDRAG IN DE BODEM		RISICO VOOR WATERORGANISMEN						
	DT50 (dagen)	Kom (l/kg)	Tox algen		Tox kreeftachtigen		Tox vissen		Tox water-planten
			EC50 (mg/l)	NOEC (mg/l)	LC50 (mg/l)	NOEC (mg/l)	LC50 (mg/l)	NOEC (mg/l)	LC50 (mg/l)
Triclabendazol	15 (a)							0,14	
Oxyclozanide		5168 (b)							
Oxfendazol	382,7 (c)	316 tot 911 (d)			1,168 (e)		2,7		
Amitraz	1,0	580,0	12		4,7		0,74		
Ivermectine	112,0	8207,7		0,001	0,000025 (f)		3; 0,017-0,003 (f)		
Clorsulon									
Eprinomectine	64,0	500 tot 4000 (g)		7			1,2	0,37	
Enilconazol	97 (h)	448 (h)					1,48 (i)		
Deltamethrin	21,0	5939675,2	9,1		0,000		0,000	0,000	
Dimpylaal									
Moxidectine	62,0	17111,4	0,087				0,000	0,000	
Mebendazol									
Doramectine	70,0	20823,7					0,005		
Levamisol	<103 dagen (j)	5018,6					1,750		
Fenbendazol	54 (k)	26,7					0,04		
Diclazuril	205,0	hoge Kom (l)	1				0,58		
Pyrantel									
Praziquantel		86 (m)					12,2		
Flubendazol	174 (n)	651 (o)	>1 (p)		0,0665 (q)		>0,3 (p)		>1(q)

Bronnen

(a) Scientific paper. Product name: Fasinec 240 (b) Ineris (2014) (c) Environmental Assessment Safe-guard for chicken (2015); (d) environmental assessment NADA 140-854 (1990); (e) Oh et al. (2006) (f) Liebig et al. (2010) (g) Pope (2009) (h) Steurbaut (2006); (i) http://www.baltivet.com/files/4514/1171/7488/ClinafarmSmoke_2014_MSDS.pdf (j) Boxall et al. (2006) (k) Kreuzig et al. (2007) (l) Cunningham et al. (2010) (m) Horvat et al. (2011) (n) Kreuzig et al. (2007); (o) Horvat et al. (2011); (p) Wagil et al. (2015); (q) Oh et al. (2006)

TABEL 12 RISICO'S VOOR WATERORGANISMEN VAN ANTIPARASITICA MET HOGE PERSISTENTIE EN MOBILITEIT EN IN H4 NIET GESELECTEERD ALS 'MEEST GEBRUIKT (IN KG OF TOEPASSINGSFREQUENTIE) IN DE VEEHOUDERIJ'. (DATA AFKOMSTIG UIT DATABASE UNIVERSITY OF HERTFORDSHIRE, TENZIJ ANDERS VERMELD. GROEN = KLEIN RISICO, GEEL = BEPERKT RISICO, ROOD-BRUIJN = RISICO)

Werkzame stof	GEDRAG IN DE BODEM				RISICO VOOR WATERORGANISMEN				
	DT50 (dagen)	Kom (l/kg)	Tox algen		Tox kreeftachtigen		Tox vissen		Tox water-planten
			EC50 (mg/l)	NOEC (mg/l)	LC50 (mg/l)	NOEC (mg/l)	LC50 (mg/l)	NOEC (mg/l)	LC50 (mg/l)
monopantel	92,0	4339,3	>100 (a)		EC50>100 (a)		>100 (a)		EC 50>100 (a)
permethrin	42,0	58004,6	0,013	0,001	0,000		0,013	0,000	

(a) gegevens opgevraagd bij EMA

TABEL 13 PERSISTENTIE (DT50_{BODEM}) EN MOBILITEIT (K_{OH}) IN DE BODEM EN ECOTOXICITEITSGEGEVENS VAN VEEL GEBRUIKTE 'OVERIGE MIDDELEN' (ZIE TABEL 4) IN DE VEEHOUDERIJ. (GEBASEERD OP UNIVERSITY OF HERTFRODSHIRE, TENZIJ ANDERS AANGEGEVEN. GROEN = KLEIN RISICO, GEEL = BEPERKT RISICO, ROOD = RISICO)

Werkzame stof	GEDRAG IN DE BODEM				RISICO VOOR WATERORGANISMEN				
	DT50 (dagen)	Kom (l/kg)	Tox algen		Tox kreeftachtigen		Tox vissen		Tox water-planten
			EC50 (mg/l)	NOEC (mg/l)	LC50 (mg/l)	NOEC (mg/l)	LC50 (mg/l)	NOEC (mg/l)	LC50 (mg/l)
Bismuth subnitraat									
Natrium salicylaat									
Metamizol-natrium									
Pentobarbital		16 (a)							
Meloxicam		986,1							
Toltrazuril	7,5 (metaboliet is persistent) (b)								
Ketoprofen	4,6 - 27,6 (c)	lage Kom (c)							
Carprofen									
Butafosfan									
Flunixin									
Procainehydrochloride									
Lidocainehydrochloride		243 (d)					106		
Oxytocine									
Brotizolam									
Xylazine									
Dexamethason		139,2							
Cloprostenol									

Bronnen

(a) <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov>

(b) EMEA (2008)

(c) Xu et al. (2009)

(d) <http://dentistry.ouhsc.edu/Portals/0/MSDS/Dentsply-%20raqix.pdf>

TABEL 14 RISICO'S VOOR WATERORGANISMEN VAN 'OVERIGE DIERGENEESMIDDELEN' MET HOGE PERSISTENTIE EN MOBILITEIT EN IN H4 NIET GESELECTEERD ALS 'MEEST GEBRUIKT (IN KG OF TOEPASSINGSFREQUENTIE) IN DE VEEHOUDERIJ'. (DATA AFKOMSTIG UIT DATABASE VAN UNIVERSITY OF HERTFORDSHIRE, TENZIJ ANDERS VERMELD. GROEN = KLEIN RISICO, GEEL = BEPERKT RISICO, ROOD = RISICO)

Werkzame stof	GEDRAG IN DE BODEM				RISICO VOOR WATERORGANISMEN				
	DT50 (dagen)	Kom (l/kg)	Tox algen		Tox kreeftachtigen		Tox vissen		Tox waterplanten
			EC50 (mg/l)	NOEC (mg/l)	LC50 (mg/l)	NOEC (mg/l)	LC50 (mg/l)	NOEC (mg/l)	LC50 (mg/l)
medetomidine	100,0	1426,9	0,34		0,005		30		

TABEL 15 DIERGENEESMIDDELEN DIE NADER AANDACHT VERDIENEN T.A.V. WATERKWALITEIT EN/OF RISICO VOOR WATERORGANISMEN (STOFFEN WAARVAN BEKEND IS DAT DEZE AL BIJ LAGE CONCENTRATIES EEN RISICO VORMEN VOOR WATERORGANISMEN, ZIJN ONDERSTREEPT).

Gebruik	Gedrag in bodem		Antibiotica	Antiparasitica	Overige middelen
Frequent	Mobiel		trimethoprim	Flubendazol	
			tilmicosine	Oxfendazol	
			tylosine	eprinomectine	
	Persistent	Minder mobiel of onbekend	tiamuline	<u>ivermectine</u>	
				<u>moxidectine</u>	
				<u>doramectine</u>	
Incidenteel	Minder persistent	Minder mobiel		<u>Diclazuril</u>	
	Persistent	Mobiel	flumequine oxolinezuur	Monepantel	medetomidine
Vrij verkrijgbaar	Minder persistent	Minder mobiel		<u>Permethrin</u>	

Bijlage V Juridisch kader subirrigatie