

## Verkennde berekeningen naar de microbiologische risico's van lekke stijbuizen en waarnemingsbuizen in winputten voor de drinkwaterproductie

KWRW 2025.015

### Datum

februari 2025

### Project nummer

402045-284 \*  
402045-346 \*\*

### Verzonden aan

Dit rapport is openbaar

Alle rechten voorbehouden aan de KWR Waterwijs-deelnemers. Niets uit deze uitgave mag - zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van KWR - worden vervoelvoudigd, 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.

### Auteurs

ir. M.L. (Martin) van der Schans,  
Dr. V. (Vincent) Post,  
Dr.ir. (Patrick) P.W.M.H. Smeets,  
Dr. ir. D.G. (Gijsbert) Cirkel

### Projectmanager

ir. M.L. (Martin) van der Schans

### Kwaliteitsborger

Prof. Dr. G.J. (Gertjan) Medema

### Projectbegeleiding

Jasper Peijnenburg (Brabant Water) \*, \*\*  
Agata Donicek (Brabant Water) \*  
Tom van Steijn (Brabant Water) \*  
Corné Vlucht (Dunea) \*\*  
Lucas Borst (PWN) \*\*  
Martin de Jonge (Vitens) \*\*  
Philip Nienhuis (Waternet) \*\*  
Joop Mentink (WMD) \*\*  
Renard Prevoo (WML) \*\*

### Opdrachtgever

BTO bedrijfsonderzoek \*  
BTO Themagroep Bronnen,  
Watersystemen en Natuur\*\*

Dit onderzoek is onderdeel van het collectieve Bedrijfstakonderzoek van KWR, de waterbedrijven en Vewin.

## Samenvatting

### Aanleiding

De integriteit van winputten is een belangrijke barrière tegen besmetting van drinkwater en verontreiniging van diepere watervoerende pakketten. Maar uit ervaring is bekend dat kortsluitstroming kan optreden via de annulaire ruimte van winputten als gevolg van lekke stijbuizen, waarnemingsbuizen of het ontbreken van voldoende afsluitende kleiproppen. Het doel van dit onderzoek is om drinkwaterbedrijven een indicatie te geven tot welke diepte en bij welk lekdebiet een lekkage van een waarnemingsbuis of stijgbuis in een winput een potentieel risico vormt voor de microbiologische veiligheid van ruwwater.

### Werkwijze

Waterbedrijven beschikken momenteel niet over een afwegingskader om te beslissen of een lekkage een probleem vormt, ook niet via de AMVD. In dit onderzoek is daarom een methode ontwikkeld om bij een lekkage de corresponderende concentratie micro-organismen in ruwwater te berekenen met behulp van een grondwatermodel in combinatie met eliminatieberekeningen langs stroombanen. Hierbij is eliminatie (afname van concentratie) het gevolg van inactivatie (afsterving) en hechting aan de bodem (verwijdering). Met het model zijn een groot aantal besmettingsscenario's doorgerekend om inzicht te genereren in welke situaties risicovol zijn. De in dit onderzoek gehanteerde werkwijze biedt waterbedrijven daarmee zowel een theoretisch afwegingskader om te bepalen of kortsluitstroming naar winputten een microbiologisch risico vormt als inzicht in risicovolle situaties.

### Conclusies en aanbevelingen voor nader onderzoek

De voor het transport van micro-organismen gehanteerde parameters, welke gebaseerd zijn op een korte evaluatie van literatuurwaarden, wijken af van de rekenwaarden die zijn benoemd in het richtsnoer AMVD (ILT 2019). Dit resulteert in een lagere berekende eliminatiesnelheid in oxidische condities en meer eliminatie in anoxische grondwater (vergeleken met de AMVD). Daarnaast is er maar een beperkt aantal metingen beschikbaar buiten de duinwaterwingebieden over de aanwezigheid van pathogenenbronnen, de concentraties pathogenen in deze

bronnen en de uitspoelingsgraad bij neerslaggebeurtenissen. In dit onderzoek is voor uitspoeling conservatief gerekend met een ongunstige (grote) belasting van pathogenen en zijn aparte scenario's voor 'geringe' en 'grote' eliminatie doorgerekend.

In het rapport staan aanbevelingen voor nader onderzoek om tot betere schattingen te komen voor de verwijderingsparameters en pathogenenbelasting. Deze waarden zijn belangrijk, niet alleen voor het beoordelen van de risico's van kortsluitstroming, maar ook voor het bepalen van de microbiologische beschermzones rond winningen en het beoordelen van microbiologische veiligheid in het kader van de AMVD.

#### *Conclusies en aanbevelingen hoe te handelen bij een lekkende stijgbuis*

Geadviseerd wordt om de integriteit van stijgbuizen planmatig te controleren. Bijvoorbeeld door het uitvoeren van lekdetectiemetingen tijdens onderhoudswerkzaamheden of bij het nemen van waterkwaliteitsmonsters.

Uit de modelberekeningen blijkt dat lekkages van stijgbuizen ter hoogte van het eerste watervoerende pakket een risico kunnen vormen voor de microbiologische veiligheid van drinkwaterwinningen. Met name bij lekkages in freatische anoxische formaties en bij aanwezigheid van oppervlaktewater in de directe nabijheid de put (bijvoorbeeld als gevolg van wateroverlast bij hevige neerslag) in combinaties met een kleirop die tot onvoldoende diepte is aangebracht. In oxische formaties lijkt het berekende risico gering wanneer het lek zich op meer dan één meter beneden de freatische grondwaterstand bevindt. Desondanks wordt met het oog op microbiologische veiligheid geadviseerd om maatregelen te nemen na het constateren van lekkende stijgbuizen van winputten indien dit lek zich bevindt ter hoogte van (of ondieper dan) het eerste watervoerende pakket.

- De buis dient direct gerepareerd (of gedempt) te worden (1) als niet zeker is of de kleiroppen correct zijn aangebracht en (2) als niet zeker is of de kleirop vanaf maaiveld tot ten minste 5 meter diepte reikt (3) bij afwezigheid van een deklaag en (4) bij mogelijk anaerobe condities.
- In overige situaties kan overwogen worden om eerst een risicoanalyse uit te voeren alvorens de stijgbuis te repareren (of dempen). Een dergelijke analyse zal dan (beter dan onderhavige verkennende modelstudie) rekening moeten houden met onzekerheden rondom hydrologische- en transportprocessen zoals preferente stroombanen.

Voorgaande aanbevelingen gelden ook voor waarnemingsbuizen die gepositioneerd zijn in de annulaire ruimte van winputten met een waarnemingsfilter ten minste even diep als het winfilter.

#### *Conclusies en aanbevelingen voor de aanleg van winputten*

De besmettingsrisico's hangen in sterke mate samen met de constructie van de put. In Nederland wordt de annulaire ruimte ter hoogte van aquifers vaak aangevuld met grind. De grote doorlatendheid van dit grind vergroot de verticale stroomsnelheid in de annulaire ruimte en daarmee de kans op transport van pathogenen naar grotere diepte, ook in situaties zonder lekkende stijgbuizen. De constructiewijze leidt dus tot een verhoogd microbiologisch risico, vooral bij freatische winputten. Een mogelijke oplossing zou zijn om niet alleen kleilagen maar ook doorboorde aquifers (deels) aan te vullen met kleiroppen en kleiroppen aan te brengen direct boven de win- en waarnemingsfilters (ook als daar geen kleilaag zit).

#### *Conclusies en aanbevelingen voor de AMVD*

De vigerende methode met analytische functies uit het richtsnoer AMVD houdt onvoldoende rekening met de bijdrage van kortsluitstroming aan het besmettingsrisico. Overwogen kan worden om de in dit onderzoek toegepaste methode met stroombaanberekeningen voortaan toe te passen bij het beoordelen van besmettingsrisico's van grondwaterputten.

## Inhoudsopgave

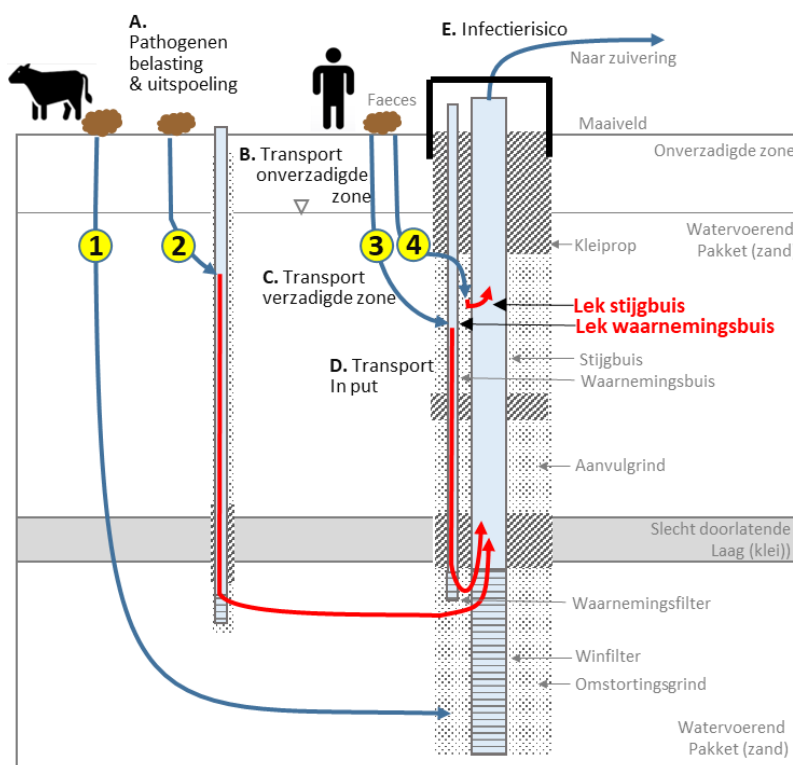
<b>1</b>	<b>Inleiding</b>	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>Werkwijze</b>	<b>5</b>
2.1	Conceptueel model en literatuurwaarden	5
2.2	Uitgangspunten en berekende scenario's	7
2.3	Numerieke implementatie transportmodel	13
2.4	Verificatie modelcode met analytische vergelijking	15
<b>3</b>	<b>Resultaten</b>	<b>16</b>
3.1	Gevoeligheidsanalyse transportparameters	16
3.2	Verblijftijd	17
3.3	Verwijdering tijdens transport in de bodem	19
3.4	Invloed van lekdiepte op concentratie pathogenen	20
3.5	Kritieke diepte	21
<b>4</b>	<b>Discussie en conclusie</b>	<b>22</b>
4.1	Gevoeligheidsanalyse scenario's – gemiddelde kritieke diepte	22
4.2	Gevoeligheidsanalyse scenario's – maximale kritische diepte	23
4.3	Betrouwbaarheid berekeningen	23
4.4	Risicovolle situaties voor drinkwaterwinningen	24
4.5	Waarnemingsputten rondom een winput	24
<b>5</b>	<b>Aanbevelingen</b>	<b>25</b>
5.1	Aanbevelingen voor nader onderzoek	25
5.2	Aanbevelingen hoe te handelen bij lekkende winmiddelen	26
5.3	Aanbevelingen voor aanleg van nieuwe winmiddelen	26
5.4	Aanbevelingen voor de AMVD	26
<b>6</b>	<b>Referenties</b>	<b>28</b>
<b>I</b>	<b>Schatting van verwijderingsparameters</b>	<b>30</b>
I.I	Hechtingsefficiëntie van Enterovirus	30
I.II	Inactivatiecoëfficiënt van Enterovirus	31
I.III	Hechtingsefficiëntie van Campylobacter	32
I.IV	Inactivatiecoëfficiënt van Campylobacter	33
<b>II</b>	<b>Berekende kritieke diepten van lekkages</b>	<b>34</b>

## 1 Inleiding

De integriteit van winputten is een belangrijke barrière tegen besmetting van drinkwater en verontreiniging van diepere watervoerende pakketten. Uit onderzoek en inventarisaties van de drinkwaterbedrijven i.s.m. KWR blijkt dat in de praktijk soms lekkages optreden via de stijgbuis (=blinde buis boven het winfilter) en via waarnemingsbuizen (=blinde buis boven waarnemingsfilter). Hierdoor kan besmetting van een winput niet alleen plaatsvinden via de bodem/formatie (zie route 1 in Figuur 1-1) maar ook veroorzaakt worden door lekstromen via een waarnemingsput in de nabijheid van de winput (route 2) of door lekkage van een stijgbuis (route 4) of waarnemingsbuis in de omstorting van een winput (route 3). Deze laatste situatie is relevant, omdat de meeste Nederlandse en Vlaamse winputten voor drinkwaterproductie beschikken over één of meerdere waarnemingsfilters in de omstorting ter hoogte van het winfilter. Het is de vraag wat de gevolgen zijn voor de microbiologische veiligheid van een drinkwaterwinning wanneer er een lekkage optreedt in de stijgbuis of waarnemingsbuis gesitueerd in de omstorting van een winput.

Waterbedrijven beschikken momenteel niet over een afwegingskader om te beslissen of een lekkage een probleem vormt of niet. De vigerende Analyse Microbiologische Veiligheid Drinkwater (AMVD) van de Inspectie Leefomgeving en Transport (ILT 2019) hanteert namelijk als uitgangspunt dat de infrastructuur voor de winning integer is. Hierdoor wordt alleen getoetst op route 1. Het ontbreekt dus aan handvatten hoe de risico's van lekke stijgbuizen te kwantificeren en te beoordelen.

Het doel van het in deze rapportage beschreven onderzoek is om waterbedrijven een indicatie te geven tot welke diepte en bij welk lekdebiet een lekke stijgbuis of waarnemingsbuis tot een zodanige toename van de microbiologische risico's leidt, dat maatregelen of een uitgebreide risicoanalyse noodzakelijk zijn. Deze rapportage bevat een overzicht van de gehanteerde werkwijze (hoofdstuk 2), resultaten (hoofdstuk 3), discussie en conclusie (hoofdstuk 4) en aanbevelingen (hoofdstuk 5).



Figuur 1-1 Besmettingsroutes van een winput via de formatie (route 1) en aanvullende routes door lekkage van een waarnemingsbuis in de omgeving (route 2) en toestroming via de formatie en kortsluitstroming via de omstorting naar een lekke waarnemingsbuis in de winput zelf (route 3) of lekke stijgbuis (route 4).

## 2 Werkwijze

De werkwijze is gericht op het berekenen van de concentratie organismen in winputten als gevolg van een lekkage via de stijgbuis of via een waarnemingsbuis met een filter in de omstorting van de winput. De berekeningen zijn herhaald voor een groot aantal scenario's welke tezamen representatief zijn voor een range aan verontreinigingsbronnen, geohydrologische condities, winningen en micro-organismen. Voor elk scenario is berekend vanaf welke diepte en debiet een lekkage leidt tot een berekende overschrijding van het maximaal toelaatbare infectierisico van  $10^{-4}$  / jaar door consumptie van de totale volumestroom uit de winput. Hierbij zijn twee organismen beschouwd: Enterovirussen en Campylobacter. De rekenmethoden sloten, ten behoeve van de onderlinge vergelijkbaarheid, zo veel mogelijk aan bij de vigerende AMVD (ILT 2019) en het Duinmodel (Heijnen et al 2012).

### 2.1 Conceptueel model en literatuurwaarden

Het in dit onderzoek gehanteerde conceptuele model voor besmetting van putten kent de volgende onderdelen (zie route 3 en 4 in Figuur 1-1) (Heijnen et al 2012):

- A. Pathogenen belasting en inspoeling in de bodem
- B. Transport door de onverzadigde zone
- C. Transport door de verzadigde zone
- D. Transport in de waarnemingsbuis
- E. Humaan infectierisico

#### 2.1.1 Pathogenen belasting en inspoeling in de bodem

De belasting met pathogenen is afhankelijk van het landgebruik. Er is informatie beschikbaar over de mestproductie en concentraties pathogenen in faeces van mensen en verschillende dieren (Heijnen et al 2012). Ook is bekend dat de inspoeling, oftewel het transport van pathogenen van de faeces naar de bodem, sterk afhankelijk is van de neerslagintensiteit (Heijnen et al 2012).

Bij een inventarisatie in de waterwingebieden van Waalwijk, Eindhoven en Vessem (Geurts 2022) zijn fecaliën van 15 verschillende diersoorten aangetroffen in. Op de niet-omheinde terreinen werden meer fecaliën aangetroffen dan op de omheinde terreinen, wat vooral veroorzaakt werd door hondenpoep. In vergelijking met het onderzoek van Dorland & Heijnen (2016) in de duinen bij Ouddorp, werden veel minder ganzen-, reeën- en konijnenkeutels aangetroffen in de Brabantse wingebieden, maar wel veel meer hondenpoep (Eindhoven: 10/ha; Vessem: 1,3/ha) dan in Ouddorp (0 tot 0,3/ha). De totale fecale belasting was het hoogst in Eindhoven (ca. 3 kg/ha), wat nog altijd laag is vergeleken met de fecale belasting van volwassen runderen in Ouddorp (max. 96 kg/ha; Geurts e.a. 2022).

#### 2.1.2 Transport door de onverzadigde zone

Zonder regenval blijven de meeste micro-organismen in de mest. Uitspoeling naar het grondwater vindt dan ook hoofdzakelijk plaats bij intensieve neerslaggebeurtenissen. De logverwijdering of decimale eliminatiecapaciteit (DEC) tijdens de passage door de bodem is met name afhankelijk van de temperatuur, permeabiliteit van de bodem en variatie in bodemvocht.

Transport door de onverzadigde zone is onderzocht in kolomproeven. Kolomproeven leveren vaak een hogere schatting van de verwijdering dan metingen bij veldcondities, omdat kortsluitstroming ontbreekt. Dit geldt zeker voor kolommen die gevuld zijn door stapelen zoals gebruikt door Hijnen et al (2015) die een verwijdering vonden van 9.2 log/m voor MS2. Doseerproeven op veldlocaties bieden daarom vaak een realistischer beeld, maar zijn helaas schaars voor Nederlandse (en buitenlandse) winningen. In Solleveld is een doseerproef uitgevoerd in duinzand bij een hoge regenintensiteit van 4 dagen met per dag 50 millimeter verdeeld over een periode van 4 uur (Nobel & Cirkel 2005). Hierbij was een minimale DEC gevonden van 1.4 log/m (MS2-virus). Deze waarden lijken meer geschikt voor het doorrekenen van piekgebeurtenissen dan de gemiddelde DEC van 2.2 log /m (MS2) omdat

deze laatste waarde geen remobilisatie meeneemt bij navolgende buien. De minimale waarden komen ook goed overeen met Pang (2009).

### 2.1.3 Transport in de verzadigde zone

Tijdens transport in de verzadigde zone vindt verwijdering plaats van virussen en bacteriën door zowel hechting (botsing) tegen de bodemmatrix en door afsterving. De virusconcentratie  $C$  [ $\text{m}^{-3}$ ] kan bij stationair transport van micro-organismen langs een stroombaan in het verzadigd grondwater als volgt worden benaderd (Schijven et al. 2006):

$$\frac{dC}{dx} + \frac{k_{att} + \mu_1}{v} C = 0 \quad (1)$$

Met  $x$  [m] de afgelegde afstand,  $k_{att}$  [ $\text{dag}^{-1}$ ] botsingscoëfficiënt,  $\mu_1$  [ $\text{dag}^{-1}$ ] de inactivatiecoëfficiënt en  $v$  de poriewatersnelheid [ $\text{m} \cdot \text{dag}^{-1}$ ] (= Darcy-snelheid gedeeld door porositeit). In dit onderzoek zijn we met name geïnteresseerd in langdurige gemiddelde concentraties. Dispersie is daarom verwaarloosd. Detachment (loslaten) van deeltjes is ook niet separaat meegenomen omdat dit proces bij stationaire grondwaterstroming veel trager verloopt dan attachment (hechting) (Schijven et al. 2006). Wanneer we ook aannemen dat de achtergrondconcentratie pathogenen in het grondwater gelijk is aan nul, dan kan vergelijking (1) als volgt herschreven worden om de relatieve concentratieafname (eliminatie) na het afleggen van een afstand  $x$  ( $C_x$ ) t.o.v. de initiële concentratie ( $C_0$ ) te berekenen op logschaal (Schijven et al. 2006):

$$\log\left(\frac{C_x}{C_0}\right) = -\frac{(k_{att} + \mu_1) x}{\ln(10) v} \quad (2)$$

De botsingscoëfficiënt wordt als volgt bepaald:

$$k_{att} = \frac{3}{2} \frac{1-\theta}{d_g} v \alpha \eta_0 \quad (3)$$

Met  $\theta$  de porositeit,  $d_g$  de korrel diameter en de botsingskans ( $\eta_0$ ) berekend op basis van de korrel diameter, grootte van het organisme, poriewatersnelheid, temperatuur en Hamakerconstante volgens de methode van Tufenkji & Elimelech (2004). De hechtingsefficiëntie (Engels: 'sticking efficiency')  $\alpha$  [-] wordt bepaald door een constante  $\alpha_0$  [-] die afhankelijk is van het bodemtype en type organisme. Ze wordt daarnaast beïnvloed door de zuurgraad (pH) en referentie zuurgraad ( $\text{pH}_0$ ) waarbij  $\alpha_0$  is bepaald (Schijven et al 2006):

$$\alpha = \alpha_0 \cdot 0,9^{\left(\frac{\text{pH} - \text{pH}_0}{0,1}\right)} \quad (4)$$

De dynamische viscositeit  $\mu$  [ $\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$ ] is afhankelijk van de dichtheid van het grondwater  $\rho$ . Voor de dichtheid is een waarde aangenomen van [ $999,7 \text{ kg m}^{-3}$ ], wat representatief is voor zoet grondwater met een voor Nederland grondwater typische grondwatertemperatuur van circa  $12^\circ \text{C}$  (Schijven et al 2006):

$$\mu = \frac{\rho \cdot 497 \cdot 10^{-6}}{(T + 42,5)^{3/2}} \quad (5)$$

### 2.1.4 Transport in de waarnemingsbuis

Over het algemeen is, als gevolg van de afpompings van een winning, de gemiddelde stijghoogte in een winfilter lager dan in bovenliggende watervoerende pakketten. Door dit stijghoogteverschil ontstaat bij lekkage een neerwaartse stroming in de stijgbuis van de waarnemingsbuis welke de pathogenen meevoert richting het winfilter. In dit onderzoek is aangenomen dat eliminatie in de stijgbuis verwaarloosbaar is, als gevolg van de beperkte reistijd.

### 2.1.5 Humaan infectierisico

Het toelaatbare infectierisico is  $10^{-4}$  jaar<sup>-1</sup> voor het maatgevende organisme met een betrouwbaarheid van 95% (ILT 2019). Dit betekent dat jaarlijks minder dan 1 op de 10.000 personen een infectie mag oplopen door consumptie van besmet drinkwater. Uitgaande van de in het richtsnoer AMVD genoemde consumptie van 0.48 L ongekookt water per persoon per dag (=175 l·jaar<sup>-1</sup>) komt dit neer op een maximaal toelaatbare concentratie pathogenen van  $5.7 \cdot 10^{-7}$  L<sup>-1</sup>. (=  $10^{-4}$  jaar<sup>-1</sup> / 175 L·jaar<sup>-1</sup>). Een conservatief uitgangspunt dat in deze studie is gehanteerd is dat de infectiekans bij inname gelijk is aan 1. Oftewel: elke ingeslikte pathogeen veroorzaakt een infectie. Daarnaast is aangenomen dat er geen verwijdering of afsterving plaatsvindt in de zuivering en het distributienet.

### 2.2 Uitgangspunten en berekende scenario's

De concentratie pathogenen in het ruwwater van een winning als gevolg van een lekke waarnemingsbuis is doorgerekend voor een range aan veldcondities. Voor de winning is een aantal vaste modelparameters gehanteerd (Tabel 2-1) zoals een windebiet van 1000 m<sup>3</sup>/dag. De overige modelparameters zijn variabel en zodanig gekozen dat ze karakteristiek zijn voor geohydrologische en microbiologische situaties rondom winputten in Nederland (Tabel 2-4).

De scenario's zijn samengesteld op basis van de volgende combinatie van factoren:

- Belasting aan maaiveld: riool, besmet oppervlaktewater, mens, hond en paard.
- Dikte onverzadigde zone: afwezig, 1 m
- Redox grondwater: oxisch, anoxisch
- Eliminatieparameters: geringe en grote mate van eliminatie (inschatting)
- Zuurgraad grondwater: pH 5.5, pH 7.5
- Type winning: freatisch, spanningswater
- Omvang lekstroom: 1, 1000 L/dag
- Aanvulling annulaire ruimte: met of zonder kleiprop; met aanvulgrind of uitgekomen formatiemateriaal

Alle mogelijke combinaties van deze veldcondities zijn doorgerekend als apart scenario (=1280 scenario's). Binnen elk scenario zijn steeds meerdere berekeningen uitgevoerd, waarbij de lekdiepte met stappen van 1 m omliep van 1 m beneden de freatische grondwaterstand tot 1 meter boven het winfilter (=29 m-mv voor wintype A; =49 m-mv voor wintype B). Tot slot is berekend vanaf welke diepte de concentratie micro-organismen lager is dan de maximaal toelaatbare waarden, rekening houdend met verdunning van het water dat gewonnen is in het winfilter zelf.

#### 2.2.1 Belasting aan maaiveld

Voor de belasting aan maaiveld zijn 5 scenario's gedefinieerd (zie Tabel 2-2):

- Riool: Hierbij is uitgegaan van lekdebiet van 1 m<sup>3</sup>/dag conform ILT (2019). De concentratie van virussen in een riool betreft getallen voor Enterovirussen uit ILT (2019). Het riool ligt in het model op een afstand van 15 m van de winput, aan de rand van het intrekgebied van een waarnemingsbuis met lekdebiet van 1000 L (zie Tabel 2-4). (NB: De meeste Omgevingsverordeningen vereisen een minimale afstand van 25 m tussen winput en riolering. Maar in werkelijkheid kan door achtergrondstroming ook water afkomstig van meer dan 15 m afstand de waarnemingsbuis bereiken. In de huidige modelopzet is echter geen rekening gehouden met achtergrondstroming. Er is gerekend met een afstand van 15 m aangezien het rioolwater bij een grotere afstand de lekke waarnemingsbuis niet bereikt).
- Besmet oppervlaktewater: Hierbij is uitgegaan van een lekdebiet van 0.1 m<sup>3</sup>/dag (= arbitraire aanname: 90% minder dan riool omdat de bovenste decimeters bodem extra infiltratieweerstand bieden t.o.v. een riolbuis die op diepte ligt in de bodem) door oppervlaktewater dat gevoed wordt door een riooloverstort en pal langs de winput stroomt.

Tabel 2-1 Parameters van het pathogenen model

Parameter	Omschrijving	Eenheid	Waarde	Opmerking
<b>Belasting aan maaiveld</b>				
A_source	brongebied	m <sup>2</sup>	scenario	afhankelijk van belasting, zie tabel 2.4
C_source	concentratie bron	1/L	scenario	afhankelijk van belasting, zie tabel 2.4
R_inf,source	Netto grondwateraanvulling	m/d	scenario	afhankelijk van belasting, zie tabel 2.4
R_inf,cap	Netto grondwateraanvulling	m/d	0.001	intrekgebied, buiten brongebied
<b>Onverzadigde zone</b>				
s_vadoze	doorslag organismen	-	scenario	afhankelijk van dikte onverzadigde zone, zie tabel 2.4
<b>Winning</b>				
Q_well	pompdebit (incl. lekdebit)	m <sup>3</sup> /d	1000	Relatief hoge waarde Nederlandse winput (van der Schans & Meerkerk 2020)
Z_top,well	bovenkant winfilter	m	scenario	Afhankelijke van type winning, zie tabel 2.4
Z_bot,well	onderkant winfilter	m	scenario	Afhankelijke van type winning, zie tabel 2.4
r_sc	straal putfilter	m	0.1	Typische waarde Nederlandse winput (van der Schans & Meerkerk 2020)
r_bh	straal boorgat	m	0.375	Typische waarde Nederlandse winput (van der Schans & Meerkerk 2020)
r_cap	straal intrekgebied	m	564	eq 2.4, waarde afhankelijk van R_inf,source
<b>Dikte kleipropen</b>				
Zseal, top	dikte kleiprop bij maaiveld	m	scenario	Representatief voor een put die conform de
Zseal, mid	dikte kleiprop halverwege wvp1	m	scenario	praktijkcode drinkwaterputten
Zseal, bot	dikte kleiprop boven filterbuis	m	scenario	is gebouwd
<b>Lekkage</b>				
Q_leak	lekdebit	m <sup>3</sup> /d	scenario	Afhankelijke van omvang lek, zie tabel 2.4
Z_leak	diepte lekkage	m	variabel	berekening wordt herhaald voor gehele dieptetraject
<b>Geohydrologische schematisatie</b>				
Z_top,aq1	Top wvp1 (watervoerende pakket)	m	0	Typische waarde Nederlands puttenveld
Z_bot,aq1	Onderkant wvp1	m	-50	Typische waarde Nederlands puttenveld
Z_bot,conf1	Onderkant sdl1 (scheidende laag)	m	scenario	Afhankelijke van type winning, zie tabel 2.4
Z_bot,aq2	Onderkant wvp2	m	scenario	Afhankelijke van type winning, zie tabel 2.4
k_h,aq	Hyd. doorlatendheid aquifer	m/d	15	Typische waarde Nederlands puttenveld
a_aq	anisotropie aquifer	-	5	Typische waarde Nederlands puttenveld
k_h,conf	Hyd. doorlatendheid scheidende laag	m/d	0.005	Typische waarde Nederlands puttenveld
a_conf	anisotropie scheidende laag	-	1	Typische waarde Nederlands puttenveld
k_h,gp	Hyd. doorlatendheid aanvulgrind	m/d	scenario	Afhankelijke van aanvulmateriaal, zie tabel 2.4
a_gp	anisotropie aanvulgrind	-	1	Typische waarde Nederlands puttenveld
k_h,seal	Hyd. Doorlatendheidkleiprop	m/d	0.005	conform PCD 13-3: 2021
a_seal	anisotropie kleiprop	-	1	Typische waarde Nederlands puttenveld
θ_aq	Porositeit aquifer	-	0.33	Typische waarde Nederlands puttenveld
θ_gp	Porositeit omstorting	-	0.33	Typische waarde Nederlands puttenveld
θ_seal	Porositeit kleiprop	-	0.5	Typische waarde Nederlands puttenveld
d_50,aq	korreldiameter aquifer	um	250	Typische waarde Nederlands puttenveld
d_50,gp	Korreldiameter aanvulgrind	um	scenario	Afhankelijke van aanvulmateriaal, zie tabel 2.4
d_50,seal	Korreldiameter kleiprop	um	2.5	zeefkromme op bentoniet (van der Schans et al, in prep)
<b>Verwijderings parameters</b>				
A_132	Hamaker constante	J	scenario	Schijven et al 2000
alpha_0	botsingsefficientie	-	scenario	Afhankelijke van redox milieu, zie tabel 2.4
u_1	inactivatie coëfficiënt	1/d	scenario	Afhankelijke van redox milieu, zie tabel 2.4
pH_0	referentie zuurgraad	-	7	zie tabel 2.4
<b>Verwijderings parameters</b>				
pH	zuurgraad	-	scenario	Afhankelijke van zuurgraad, zie tabel 2.4
redox	redox milieu	-	scenario	Afhankelijke van scenario, zie tabel 2.4
K_B	Boltzmann constante	J/K	1.38E-23	Heijnen et al 2012
T	Temperatuur grondwater	°C	12	Typische waarde Nederlands puttenveld
rho	Dichtheid water	kg/m <sup>3</sup>	999.703	Heijnen et al 2012



- Mens: Dit scenario gaat uit van 1 verse drol binnen 1 m afstand van de winput die 1x per jaar als gevolg van een zeer intensieve bui van 50 mm (12,5 millimeter per uur; 4 uur lang) bijna volledig uitspoelt. De mate van uitspoeling is berekend met de methode beschreven in Hijnen et al (2012).
- Hond: Scenario is vergelijkbaar met mens. Met dien verstande dat het pathogeen een bacterie is (Campylobacter).
- Paard: Scenario is vergelijkbaar met Hond. Gewicht van drol en concentraties pathogeen in drol wijken af.
- Dikte onverzadigde zone: voor de onverzadigde zone is gerekend met een dikte van 0 en 1.0 m en een verwijdering van MS2-virus (proxy voor Enterovirus) (1.4 log/m) en 7.0 log/m voor Campylobacter (Nobel & Cirkel 2005).

### 2.2.2 Redox en verwijderingsparameters

De redoxcondities van het grondwater zijn van sterke invloed op de verwijderingsparameters van organismen. Aangezien weinig metingen beschikbaar zijn voor Enterovirussen en Campylobacter, met name voor anoxische condities, zijn schattingen voor de minimale en maximale waarden van de verwijderingsparameters afgeleid op basis van verhoudingsgetallen van andere organismen.

- hechtingsefficiëntie Enterovirussen ( $\alpha$ ): Er zijn metingen beschikbaar van hechtingsefficiëntie van Enterovirussen in kolomproeven (zie bijlage I.I). Echter kolomproeven leveren vaak een overschatting van de verwijdering vergeleken met veldproeven. De hechtingsefficiëntie is daarom geschat op basis van een combinatie van kolomproeven met Enterovirussen en veldmetingen voor MS2. De hoogste waarden voor oxisch ( $1.43 \times 10^{-2}$ ) en anoxisch ( $5.12 \times 10^{-4}$ ) zijn gehanteerd voor het maximale scenario. Voor het scenario met weinig verwijdering is uitgegaan van de hechtingsefficiëntie voorgeschreven door het richtsnoer AMVD van  $10^{-3}$  en  $10^{-5}$  voor oxische en anoxische aquifers (ILT 2019).
- Inactivatiecoëfficiënt Enterovirussen ( $\mu_1$ ): Voor inactivatie is gebruik gemaakt van een combinatie van informatie over inactivatie bij oxische condities van Enterovirussen en inactivatie van andere virussen (MS2) bij anoxische condities (zie bijlage I.II). Voor oxische condities zijn een minimum en maximum gevonden van respectievelijk 0.081 en 0.428 eenheid
- Hechtingsefficiëntie Campylobacter: Voor Campylobacter is alleen informatie beschikbaar over de hechtingsefficiëntie in oxische kolomproeven (zie bijlage I.III). Om voor anoxische condities ook Campylobacter door te kunnen rekenen zijn deze concentraties daarom gecorrigeerd op basis van de verhouding tussen kolomproeven en veldproeven voor andere bacteriën. Dit is een hulpmiddel vanwege het ontbreken van deze informatie voor Campylobacter. Onzeker is hoe betrouwbaar deze vertaling van informatie naar Campylobacter is. Het gaf een range van 0.0037 tot 0.0079. Een vergelijkbare strategie is gevolgd voor het inschatten van waarden voor anoxische condities en leidde tot een range van 0.0052 tot 0.0113.
- Inactivatie Campylobacter: Voor oxische condities zijn metingen beschikbaar (zie bijlage I.IV) in zowel gesteriliseerd tapwater en grondwater die qua range redelijk overeen komen (range 0.23 tot 0.99 eenheid). Voor anoxische condities zijn geen metingen uitgevoerd aan Campylobacter, en is (met dezelfde onzekerheid als bij de hechtingsefficiëntie) op basis van verhoudingsgetallen voor andere bacteriën een inactivatiecoëfficiënt gevonden van 0.07 tot 0.028 eenheid.

De bulk van de bodem is negatief geladen (negatieve zeta potentiaal) net zoals de organismen zelf waardoor er 'unfavourable' condities zijn voor het vastplakken (hechten) van deeltjes aan de zandkorrels bij een botsing. De hechtingsefficiënties zijn daarom veel kleiner dan 1. Bij virussen zijn bij anoxische redoxcondities nog lagere hechtingsefficiëntie gevonden dan voor oxische redoxcondities. Dit komt vermoedelijk doordat bij oxische condities meer positief geladen ijzeroxiden in de bodem zitten waarop de virusdeeltjes kunnen blijven plakken. Eisenfeld et al (2021) opperen dat dit wellicht veroorzaakt kan worden door veranderingen in het oppervlak van de bacterie zelf.

### 2.2.3 Zuurgraad

De berekeningen zijn uitgevoerd voor een pH van 7.5 (licht basisch) en een pH van 5.5 (zuur).

### 2.2.4 Type winning

Er zijn twee typen winningen onderzocht. Een freatische drinkwaterwinning van 30 tot 50 m diepte (type A) en een drinkwaterwinning van 55 tot 75 m diepte onder een 5m dikke kleilaag (semispanningswater, type B). De geohydrologische parameters en sedimenteigenschappen van beide type winning zijn opgenomen in Tabel 2-1. Het debiet van de drinkwaterwinning is aangenomen op 1000 m<sup>3</sup>/dag en de grondwateraanvulling 1 mm/dag. Het intrekgebied (=omvang grondwatermodel) heeft dus een straal van 564 m. De bovenste 1 m van het boorgat is afgedicht met klei om kortsluitstroming vanaf maaiveld te voorkomen. De overige zandlagen zijn aangevuld met aanvulgrind en kleilagen met een kleiprop.

### 2.2.5 Lekdebiet

De berekeningen zijn herhaald voor een lekdebiet van 1 en 1000 L/dag. Deze laatste waarde is een extreem hoge schatting (worst case) en gebaseerd op ervaring bij lekkages in putten met een groot drukverschil tussen het productiepakket en bovenliggende lagen.

### 2.2.6 Aanvulling annulaire ruimte

Het basisscenario gaat steeds uit van de aanwezigheid van kleipropen conform praktijkrichtlijnen:

- Vanaf maaiveld tot 5 meter beneden de grondwaterstand om lekkages vanaf maaiveld tegen te gaan.
- Een tussenlaagje halverwege het eerste watervoerende pakket om kortsluitstorming binnen het pakket te remmen
- Een kleiprop op 20 m-mv net boven het productiefilter (type A) of ter hoogte van de scheidende laag (type B).

De rest van de annulus is gevuld met aanvulgrind met een k-waarde van 500 m/d gehanteerd. Deze waarde is berekend met de methode van Shepherd (1988) (aanname:  $k = 150 * (\text{korrelmediaan in mm})^{1.65}$ ) voor een korreldiameter van 2000  $\mu\text{m}$ . Deze waarden zijn in lijn kolomproeven uitgevoerd door van Lopik et al (2019) bij laminaire stromingscondities zoals te verwachten in de annulus ver boven het winfilter. Deze aanname geldt uiteraard niet rondom het winfilter waar sprake is van een Forcheimer regime en de wet van Darcy dus niet meer geldig is.

Het ongunstige scenario gaat er vanuit dat

- De kleiprop nabij maaiveld alleen geplaatst is tot een diepte van 1 m beneden de grondwaterstand
- Er geen kleipropen geplaatst zijn halverwege het pakket en boven het productiefilter.

Tot slot zijn ook twee scenario's (gunstig/ ongunstig qua kleipropen) doorgerekend waarbij formatiemateriaal is gebruikt met een vergelijkbare doorlatendheid als de formatie (15 m/d) in plaats van aanvulgrind. Met name bij oudere putten is soms het uitgekomen materiaal gebruikt om de annulus op te vullen. Overigens is die uitgekomen grond niet alleen afkomstig van de doorboorde aquifers maar tevens gemengd met boormateriaal van slecht doorlatende lagen en boorspoeling (afhankelijk van de boormethode). Deze 15 m/d is dus mogelijk een overschatting.

Tabel 2-2 Berekening van belasting pathogenen vanaf maaiveld

Parameter			Riool	Oppervlakte-water	Mens aan maaiveld	Hond/Vos/das aan maaiveld	Paard aan maaiveld	Opmerking
			Enterovirus	Enterovirus	Enterovirus	Campylobacter	Campylobacter	
<b>Washout events</b>								
f_wash	frequentie infiltratie-events	1/jaar	365 ^	365 ^	1 ^^	1 ^^	1 ^^	(^) permanente infiltratie (^^) herhalingsstijd van bui (~) Schijven 2006 (~) aanname, factor 10 verdunding t.o.v. rioolwater
V_sewage	Volume rioolwater	L/lek	1000 ~	100 ~				
M_faeces	Gewicht faeces	gram/drol			100 *	100 **	1000 ***	(*) Cummings et al 1992; Nobel & Cirkel 2005 (***); (**) Cirkel & Hornstra (2022) aanname obv drooggewicht; Cirkel & Hornstra (2022)
dens_wash	lek- / defaecatie dichtheid	drol/m2	1 "	1 "	1 "	1 "	1 "	(") aanname
<b>Pathogenen in riool/ faeces</b>								
C_source	Gehalte organismen in riool	n/L	1.00E+02 ^	1.00E+02 ^				(^) WHO 2011
	Gehalte organismen in faeces	n/g			1.00E+06 ^^	1.00E+06 ^^	1.58E+08 ^^	(^^) ILT 2020; (^^) Cirkel & Hornstra 2022 tabel 10: obv dna kopieen/g, max met 2 log correctie
n_source	Aantal organismen aan maaiveld		3.65E+07 ~	3.65E+06 ~	1.00E+08 ~	1.00E+08 ~	1.58E+11 ~	(~) $f\_wash * V\_sewage * dens\_wash * C\_source$ (~) $f\_wash * M\_faeces * dens\_wash * C\_source$
<b>Pathogenen die bodem infiltreren</b>								
s_wash	Uitspoelingsgraad	-	1 ^	1 ^	0.78 ^^	0.78	0.78	(^) alle pathogenen uit riool dringen bodem binnen (^^) zie tabel 2.3
n_wash	Aantal organismen	n/m2/jaar	3.65E+07	3.65E+06	7.85E+07	7.85E+07	1.24E+11	
V_wash	Hoeveelheid besmet	L/m2	1000 ~	100 ~	50 ~	50 ~	50 ~	(~) $V\_sewage * dens\_wash$ (~) 50 mm/4h bui
C_wash	Concentratie	n/L	1.00E+02	1.00E+02	1.57E+06	1.57E+06	2.49E+09	$n\_wash / (V\_wash * f\_wash)$

Tabel 2-3 Berekening uitspoelingsgraad (s\_wash)

Parameter	Eenheden	Uitspoeling	Opmerking
t_wash	duur piekneerslag	uur	4 Hijnen et al 2012
l_wash	parameter t.b.v. inspoeling	-	12.5 Hijnen et al 2012
α_wash	parameter t.b.v. inspoeling	-	107.6 Hijnen et al 2012
β_wash	parameter t.b.v. inspoeling	-	5 Hijnen et al 2012
S_wash	uitspoelingsgraad	-	0.78 $1 - (1 / (1 + \alpha\_wash * \beta\_wash * t\_wash)^{1/\beta\_wash}))$

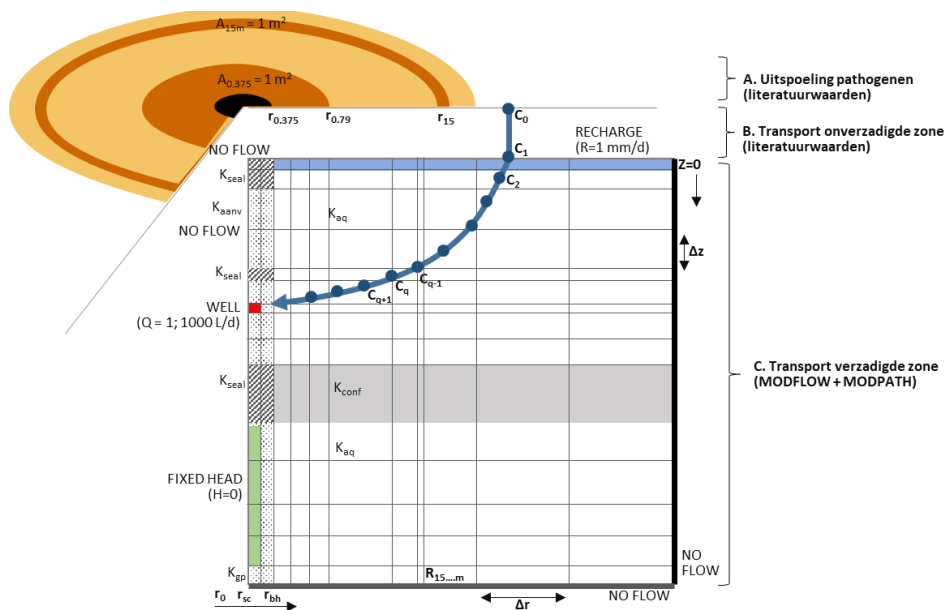
Tabel 2-4. Overzicht van parameterwaarden voor de berekende scenario's

Parameter	Organisme	Eenheden	Scenario					Opmerking		
			Riool	Oppervlakte-water	Mens aan maaiveld	Hond/Vos/das aan maaiveld	Paard aan maaiveld			
Belasting			Enterovirus	Enterovirus	Enterovirus	Campylobacter	Campylobacter			
A_source	brongebied	m2	1	^	1	^	1	^	(*) belasting alleen in eerste 1 m2 van put. Daarbuiten c_inf= 0	
r_source	afstand tot bron	m	15	*	0.375	0.375	0.375	0.375	(*) intrekgebied lekkage van 1 m3/d	
R_inf	grondwateraanvulling	m/d	1	~	0.1	0.001	0.001	0.001	(~) ILenT 2019 (~~) jaargemiddelde neerslagoverschot	
V_inf		L/jaar/m2	365000		36500	365	365	365	R_inf * 365 * 1000	
c_inf	concentratie aan maaiveld	n/L	1.00E+02		1.00E+02	2.15E+05				
		n/L				2.15E+05		3.41E+08		
Verwijdering in onverzadigde zone			1 m dik	afwezig						
d_vadoze	dikte onverzadigde zone	m	1		0					
DEC_vadoze	DEC onverzadigde zone	log10/m	1.4	~	1.4				(~) Nobel & Cirkel 2005, MS2 0.7 log10/0.5m	
		log10/m	7	~~	7				(~~) Nobel & Cirkel 2005, Campylobacter 3.5 log10/0.5m	
Redox milieu			Oxisch grondwater grote eliminatie	geringe eliminatie	Anoxisch grondwater * grote eliminatie	geringe eliminatie	*		geringe eliminatie voor Enterovirus is gebaseerd op ILT 2019	
alpha0	hechtingsefficientie	Enterovirus	1.43E-02		1.00E-03		5.12E-04		1.00E-05	zie bijlage I.I
pH0	referentie zuurgraad	Enterovirus	7		7		7		7	
mu1	inactivatie coefficient	Enterovirus	0.428		0.081		0.232		0.044	zie bijlage I.II
dp	grootte organisme	Enterovirus	2.25E-08		2.25E-08		2.25E-08		2.25E-08	Weaver et al 2023
rho	dichtheid organisme	Enterovirus	1330		1330		1330		1330	Weaver et al 2023
A132	Hamaker constant	Enterovirus	4.04E-21		4.04E-21		4.04E-21		4.04E-21	Weaver et al 2023
alpha0	hechtingsefficientie	Campylobacter	7.90E-03		3.70E-03		1.13E-02		5.20E-03	zie bijlage I.III
pH0	referentie zuurgraad	Campylobacter	7		7		7		7	
mu1	inactivatie coefficient	Campylobacter	0.99		0.23		0.28		0.07	zie bijlage I.IV
dp	grootte organisme	Campylobacter	5.00E-07		5.00E-07		5.00E-07		5.00E-07	Weaver et al 2023
rho	dichtheid organisme	Campylobacter	1085.5		1085.5		1085.5		1085.5	Weaver et al 2023
A132	Hamaker constant	Campylobacter	4.03E-20		4.03E-20		4.03E-20		4.03E-20	Weaver et al 2023
Zuurgraad			Zuur	Basisch						
pH	zuurgraad		5.5		7.5					gedefinieerd door auteurs van dit onderzoek
Type winning			Freatisch	Spanningswater						
Zsc, top	bovenkant winfilter	m	Type A	Type B						
Zsc, bot	onderkant winfilter	m	-30	-55						gedefinieerd door auteurs van dit onderzoek
Zbot, conf1	onderkant sdl1	m	-50	-75						gedefinieerd door auteurs van dit onderzoek
Zbot, aq2	onderkant wvp2	m	afwezig	-55						gedefinieerd door auteurs van dit onderzoek
		m	afwezig	-75						gedefinieerd door auteurs van dit onderzoek
Dikte kleipropen			conform richtlijnen	onvolledige aanvulling						
Zseal, top	Dikte kleiprop bij maaiveld	m	5	1						
Zseal, mid	Dikte kleiprop halverwege wvp1	m	1	0						
Zseal, bot	Dikte kleiprop boven winfilter	m	1 / 5	*	0					(*) freatische winning / spanningswater
Hydraulische doorlatendheid aanvulgrind			aanvulgrind	uitgekomen grond						
kgp	hydraulische doorlatendheid	m/d	500	*	10					(*) Methode Shepherd (1988), o. b.v. korreldiameter
dgp	korreldiameter	um	2000	*	250					(*) conform PCD 13-3: 2021
Omvang lekkage			klein	groot						
Qpb	Debiet peilbuis	m3/d	0.001	1						gedefinieerd door auteurs van dit onderzoek

## 2.3 Numerieke implementatie transportmodel

### 2.3.1 Pathogenen belasting en uitspoeling

Het brongebied is verdeeld over een donutvormig gebied (zie Figuur 2-1). Hierbij is de straal zodanig gekozen dat het oppervlak steeds  $1 \text{ m}^2$  is. De donutring bij het scenario riool (gelegen op 15 m afstand) is dus veel dunner dan bij de overige scenario's waarbij de verontreiniging plaatsvond direct naast de winning (=worst case aanname).



Figuur 2-1 Randvoorwaarden en onderverdeling van het numerieke model

### 2.3.2 Transport door de onverzadigde zone

Het transport via de onverzadigde zone is gemodelleerd als transferfunctie, waarbij de concentratie aan het freatisch grensvlak ( $C_1$ ) gelijk was aan de overlevingsfractie (survival fraction:  $S_{\text{vadoze}}$ ) is van de belasting aan maaiveld ( $C_0$ )

$$C_1 = s_{\text{vadoze}} C_0 \quad (6)$$

Uitspoeling van faeces vindt meestal alleen plaats bij een extreme neerslag gebeurtenis, terwijl de toetsing plaatsvindt op jaarbasis. De concentratie pathogenen die bij de gesimuleerde neerslaggebeurtenis in het grondwater infiltreert is daarom gemiddeld op jaarbasis. Deze aanname is geldig zolang de reistijden naar de put duidelijk groter zijn dan de transportduur tijdens de extreme neerslag gebeurtenis. Immers: de reistijd zou fors worden overschat met deze jaargemiddelde benadering indien het pathogeen al tijdens of kort na de neerslaggebeurtenis de put bereikt. Een nauwkeurigere benadering is om een neerslagreeks door te rekenen en dit te vertalen naar een jaarrisico.

### 2.3.3 Transport door de verzadigde zone

De verwijdering van pathogenen in de verzadigde zone vanaf de grondwaterspiegel tot aan de opgelegde lekdiepten in de waarnemingsput is berekend langs stroombanen (zie Figuur 2-1). Hiertoe is eerst de grondwaterstroming gesimuleerd met het MODFLOW model versie 2005 (Harbaugh 2005) gebruikmakend van flopy als pre- en postprocessor (Bakker, Post et al. 2016). Het model is axi-symmetrisch opgezet volgens de methoden beschreven door Langevin (2008). Dit houdt in dat er alleen rekening is gehouden met verticale stroming en radiale stroming naar de put. In het model is de grondwateraanvulling ( $P_{\text{net}}$ ) gesimuleerd met een RECHARGE boundary. De lekke waarnemingsbuis ( $Q_{\text{obs}}$ ) is

als WELL boundary gesimuleerd. Voor de winput is een FIXED-HEAD boundary gelijk aan maaiveldhoogte ( $z=0$ ) aangehouden. Het debiet van de winput ( $Q_{well}$ ) is dus gelijk aan de neerslag minus grondwateraanvulling. Het debiet is daarom gecontroleerd door aanpassing van de straal  $R$  van het model:

$$R = \sqrt{\frac{Q_{well} + Q_{obs}}{\pi P_{net}}} \quad (7)$$

Omdat de verlaging van de grondwaterstanden rondom de put beperkt is, zijn alle modellen gesimuleerd als type "confined". In de berekening van transport in de verzadigde zone is gerekend met een gemiddelde grondwateraanvulling van 1 mm/d, ongeacht het infiltratiedebiet tijdens uitspoeling. Dit omdat de stroming van de grondwaterspiegel naar de lekkende waarnemingsbuis veel langer duurt dan de uitspoeling zelf.

De uitvoer van dit MODFLOW model is gebruikt als invoer voor MODPATH versie 7 (Pollock 2016) om stroombanen te berekenen die beschrijven hoe pathogenen vanaf de grondwaterspiegel naar de lekkende waarnemingsbuis stromen. De berekeningen zijn uitgevoerd middels backward tracking door steeds 100 startpunten te definiëren in de lekkende waarnemingsbuis (en in de winput) en deze vervolgens terug te rekenen tot aan hun oorsprong bij de grondwaterspiegel. De startpunten zijn evenredig over de dikte van het lek verdeeld, en zijn dus allemaal representatief voor een bepaald debiet ( $q_i$ ).

De tussenliggende punten zijn voor iedere cel van het eindige differentie grid weggeschreven. Deze weggeschreven punten ( $q_1, q_2$ , etc.) zijn gebruikt om de stroming in de ondergrond onder te verdelen in stroombanen met een  $Q$  aantal knooppunten (nodes). X,Y,Z-coördinaten en tijdstip van iedere node zijn gebruikt om de afgelegde weg en stromingssnelheid af te leiden. Vervolgens is de afname van pathogenen berekend via eindige-differentie van vergelijking 1:

$$C_{q+1} = C_q e^{-(k_{att,q} + \mu_{1,q})(t_{q+1} - t_q)} \quad (8)$$

Tot slot zijn de concentraties van alle stroombanen die bij het lek arriveren ( $C_{qend}$ ) gemiddeld tot een lekconcentratie.

$$C_{obs} = \frac{\sum_1^i C_i q_i}{\sum_1^i q_i} \quad (9)$$

MODFLOW en MODPATH berekeningen zijn uitgevoerd met Flopy al pre- en postprocessor (Bakker et al. 2016). De concentraties zijn berekend met een pythonmodule.

#### 2.3.4 Transport in de waarnemingsbuis

De berekende concentratie in de lekkende waarnemingsbuis en winput zijn vervolgens gesommeerd tot een eindconcentratie:

$$C = \frac{C_{well} Q_{well} + C_{obs} Q_{obs}}{Q_{well} + Q_{obs}} \quad (10)$$

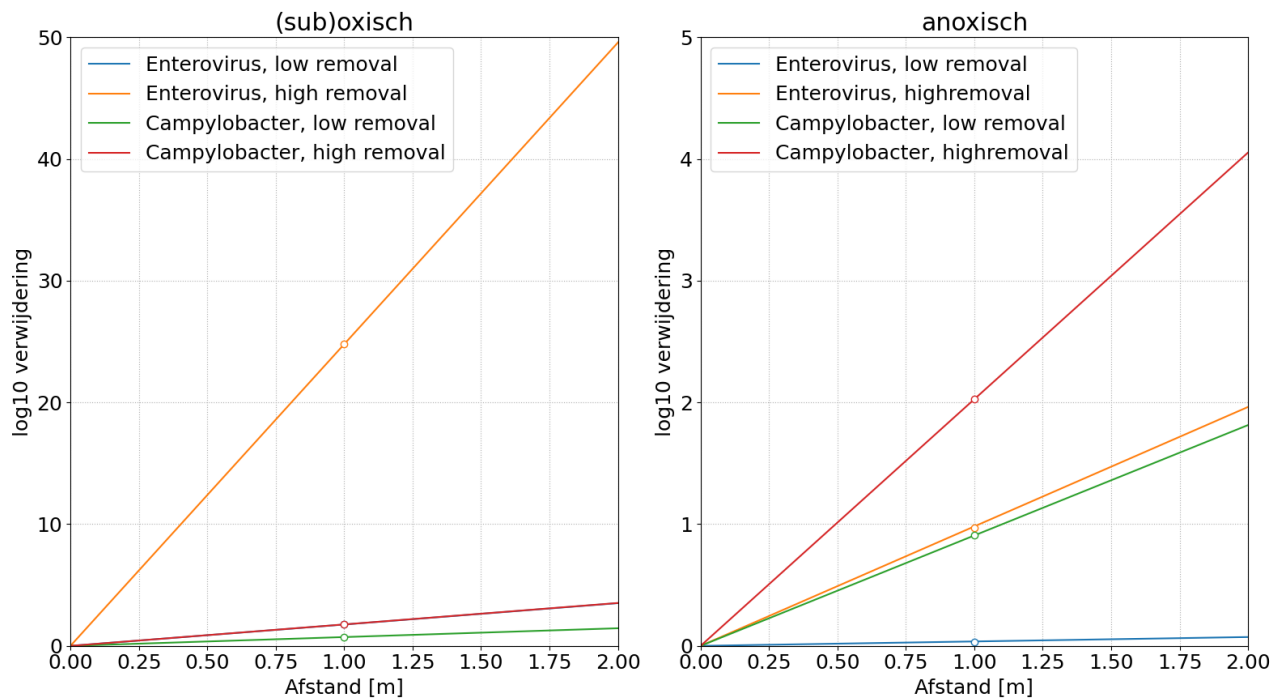
Daarnaast is bij elke berekening ook bepaald wat de eindconcentratie is wanneer de winning zelf géén pathogenen bevat.

#### 2.3.5 Humaan infectierisico

De berekende concentratie in de winput is vergeleken met de in §2.1.5 berekende toelaatbare concentratie.

#### 2.4 Verificatie modelcode met analytische vergelijking

De modelcode is geverifieerd door een berekening met behulp van een MODFLOW-MODPATH model te vergelijken met een analytische oplossing volgens vergelijking 2. Het MODFLOW model was 1-dimensionaal opgezet met stroming in de lengterichting over een afstand van 1 m en een discretisatie (celgrootte) van 0.01 m en een poriewatersnelheid van 1 m/d. De berekening is herhaald voor verschillende organismen, verwijderingssnelheid en redoxmilieus. De verschillen tussen de numerieke en analytische oplossing bedroegen minder dan 1%, wat betekent dat het model goed functioneert.



Figuur 2-2 Vergelijking van de log10 verwijdering (y-as) berekend met een numeriek model (lijnen) versus analytische oplossing (cirkel). De analytische berekening is uitgevoerd op een afstand 1.00 m (x-as). De blauwe lijn is in de linker figuur niet zichtbaar omdat deze overlapt met een andere berekening.

### 3 Resultaten

#### 3.1 Gevoeligheidsanalyse transportparameters

In Tabel 3-1 is weergegeven hoe snel de concentratie Enterovirus en Campylobacter per dag afneemt voor de redox- bij een pH van 7.5 en geringe verwijderingsparameters (worst case) als functie van de stroomsnelheid. Hierbij moet bedacht dat de stroomsnelheden nabij de put toenemen. De eliminatiesnelheid is het kleinst voor het virus bij anoxische condities. Bij oxische condities is de eliminatie groter. De grotere hechtingsefficiëntie zorgt dat de eliminatie veel sterker toeneemt bij hogere stroomsnelheden (2<sup>e</sup> t/m 4<sup>e</sup> kolom). Bij een hogere stroomsnelheid (2<sup>e</sup> en 3<sup>e</sup> kolom) is de eliminatie op dagbasis groter door hechting aan de zandkorrels. Maar deze toename is beperkt, waardoor de concentratieafname per m afgelegde weg juist kleiner is. In de omstorting is de botsingskans verhoudingsgewijs laag als gevolg van de grotere korreldiameter. Hierdoor is de verwijdering (laatste kolom) veel lager dan in de formatie bij een vergelijkbare snelheid van 1 m/d. De met het pathogenenmodel berekende range aan eliminatiesnelheden (zie Tabel 3-1) is dus logisch verklaarbaar op basis van de beschouwde milieucondities.

Overigens verloopt de berekende hechting veel beter bij een pH 5.5 (niet weergegeven) vergeleken met pH 7.5. Dit komt doordat de zuurgraad een sterke invloed heeft op de elektrostatische bindingskrachten en daarmee de botsingscoëfficiënt ( $k_{att}$ ). Er zijn geen veldproeven in Nederland bekend om dit verband mee te vergelijken.

Voor een anoxisch milieu met pH 7.5 en een poriewatersnelheid van 0,1 m/d (wat een redelijke waarde lijkt rondom een winput) is de berekende concentratieafname van 0.03 log/d wat hoger dan de door ILT (2019) voorgeschreven rekenwaarde van 0.013 log/d. Bij vergelijkbare oxische condities is de berekende concentratieafname van 0.93 ook hoger vergeleken met de 0.049 log/d uit ILT (2019). De verschillen met ILT (2019) zijn het gevolg van hechting aan bodemdeeltjes. Vanwege de invloed van redoxcondities op verwijdering, wordt voor anoxische winningen een grotere microbiologische veiligheidszone aanbevolen van 110 dagen vergeleken met 60 dagen voor oxische winningen (Van der Wielen et al., 2008). Deze waarde is aan de lage kant volgens de berekende benodigde reistijden in Tabel 3-2.

De eliminatiesnelheden van Campylobacter zijn voor anoxische condities hoger dan Enterovirussen (zie Tabel 3-1). Echter, voor oxische condities is de eliminatie vergelijkbaar af geringer, waardoor de reistijd van Campylobacter toch maatgevend kan worden voor de verwijdering (zie Tabel 3-2).

Tabel 3-1: Berekende eliminatiesnelheid ('eliminationrate') van Enterovirus en Campylobacter voor oxisch en anoxisch redox milieu bij pH 7.5 voor geringe verwijderingsparameters conform Tabel 2-4. De berekening is herhaald voor verschillende poriewatersnelheden in formatiezand en in omstortingsgrind.

Organism	Redox	Formation material (grainsize diameter 250 um)					Gravelpack (2000 um)
		0	0.001	0.01	0.1	1	1
	$v$ (m/d) >>						
		Elimination [log10/day]					
Enterovirus	oxic	0.04	0.28	0.50	0.93	1.76	0.09
	anoxic	0.02	0.02	0.02	0.03	0.04	0.02
Campylobacter	oxic	0.10	0.20	0.28	0.43	0.72	0.12
	anoxic	0.03	0.18	0.28	0.49	0.91	0.06



Tabel 3-2: Vertaling van de eliminatiesnelheid naar de benodigde reistijd ('Duration') tot de lekkage om voor het scenario met de hoogste belasting aan maaiveld voldoende verwijdering over te houden. De berekeningen zijn herhaald voor een lekkage van 1 en 1000 L/dag.

Organism	concentration		Formation material					Gravelpack	
	start	end	(grainsize 250 um)					(2000 um)	
	[log10/L]		[day]					[day]	
	v (m/d) >>		0	0.001	0.01	0.1	1	1	
Leakage 1 L/day, diluted in 100 m3/day			Required duration (d)						
Enterovirus	oxic	5.3	-1.2	187	24	13	7	4	71
	anoxic	5.3	-1.2	344	306	277	235	181	334
Campylobacter	oxic	8.5	-1.2	98	48	35	23	14	80
	anoxic	8.5	-1.2	322	56	35	20	11	159
Leakage 1000 L/day, diluted in 100 m3/day			Required duration (d)						
Enterovirus	oxic	5.3	-4.2	272	35	19	10	5	103
	anoxic	5.3	-4.2	501	445	403	342	264	486
Campylobacter	oxic	8.5	-4.2	128	63	46	30	18	105
	anoxic	8.5	-4.2	420	73	46	26	14	208

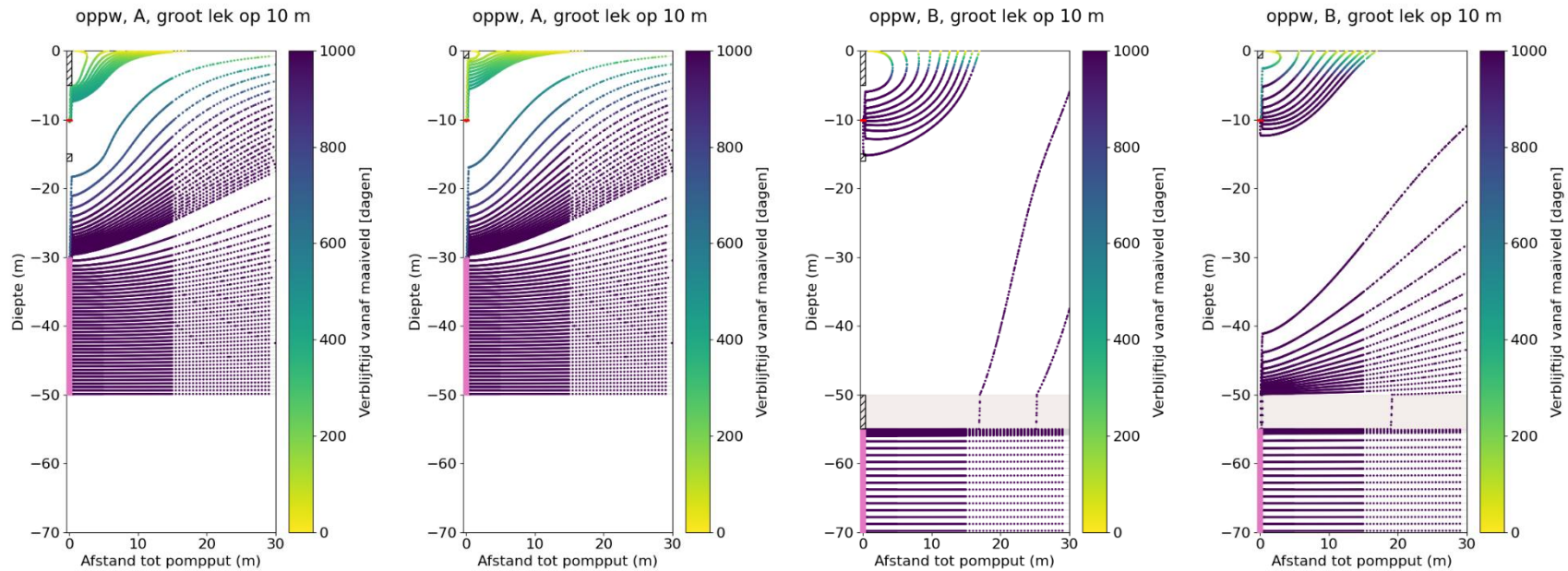
### 3.2 Verbliftijd

Figuur 3-1 toont de stroombanen en verblijftijden in de verzadigde zone voor de verschillende bronscenario's met een lekkage in de stijgbuis op 10 m-mv. Hierbij is ook onderscheid gemaakt tussen het type winning (freatisch links, spanningswater rechts) en de afwerking van de annulaire ruimte (links wel kleipropen, rechts alleen 1 m kleiprop nabij maaiveld).

De grootste verschillen qua reistijd treden op tussen de freatische en gespannen winning. Dit komt doordat bij de freatische winning de onttrekking een hoge verticale gradiënt veroorzaakt rondom de winput, ook in het dieptetraject boven de winfilters. De verticale stroomsnelheid wordt in de omstorting nog verder versterkt doordat de grovere korrel diameter resulteert in een veel hogere k-waarde. Hierdoor is de reistijd van stroombanen in de omstorting veel kleiner dan op gelijke diepte in de formatie.

Bij de diepere winning (type B) zorgt de kleilaag tussen 50 en 55 m voor een veel kleiner ruimtelijke variatie van de verticale gradiënt binnen het eerste watervoerend pakket. De reistijd naar de waarnemingsput is daardoor navenant groter. Op basis van de verblijftijden lijken de besmettingsrisico's dus vooral groot bij freatische winningen (type A).

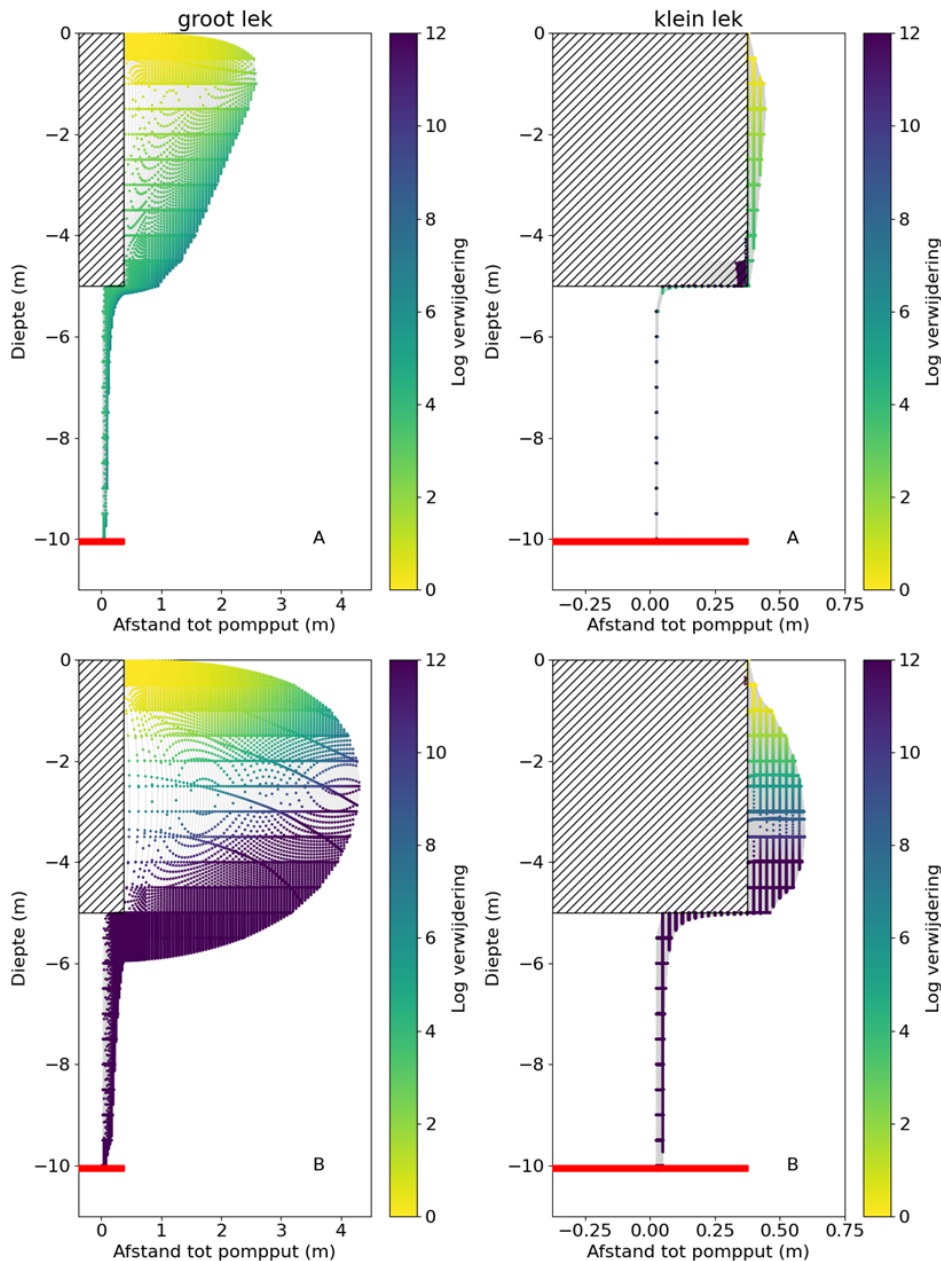
De dikte van de kleiprop nabij maaiveld lijkt ook van invloed op de reistijd. Bij een dikkere kleiprop moet het pathogeen een grotere afstand afleggen door de formatie, waar de stroomsnelheid veel lager is als in de omstorting als gevolg van de lagere hydraulische doorlatendheid. Het besmettingsrisico hangt dus sterk samen met de afwerking van de put.



Figuur 3-1 Dwarsprofielen met verblijftijden vanaf maaiveld voor een lek op 10 m onder grondwatervniveau, bij een freatische drinkwaterwinning (links: winning type A) en een gespannen drinkwaterwinning (rechts: winning type B) voor het lekscenario "oppervlaktewater" (water op maaiveld). De scenario's mens/ paard/ hond hebben een iets langere gemiddelde reistijden door geringere infiltratie nabij de winning (groter intrekgebied), maar dit resulteert in vergelijkbare minimale reistijden tot de lekkage.

### 3.3 Verwijdering tijdens transport in de bodem

Om een indruk te geven hoe de verwijdering in de ondergrond langs deze stroombanen verloopt, is voor één scenario een dwarsdoorsnede getoond voor de concentratie virus (Figuur 3-2). Het betreft een scenario met belasting "mens vlakdekkend" voor een anoxische, pH-neutrale aquifer zonder onverzadigde zone. Ook in deze situatie is uitgegaan van wintype A en wintype B voor zowel een klein als groot lek op 10 m beneden grondwatervlakte. Uit de figuur blijkt dat de verwijdering van virussen vele ordes van grootte minder is bij een freatische drinkwaterwinning (type A). De verwijdering van pathogenen is voor stroombanen via de omstorting (de lange 'staart' links-onderin de figuren) kleiner dan via de formatie door de hogere verticale stroomsnelheid (kortere reistijd) en door de geringere hechting aan het omstortingsmateriaal vanwege de grote korreldiameter.

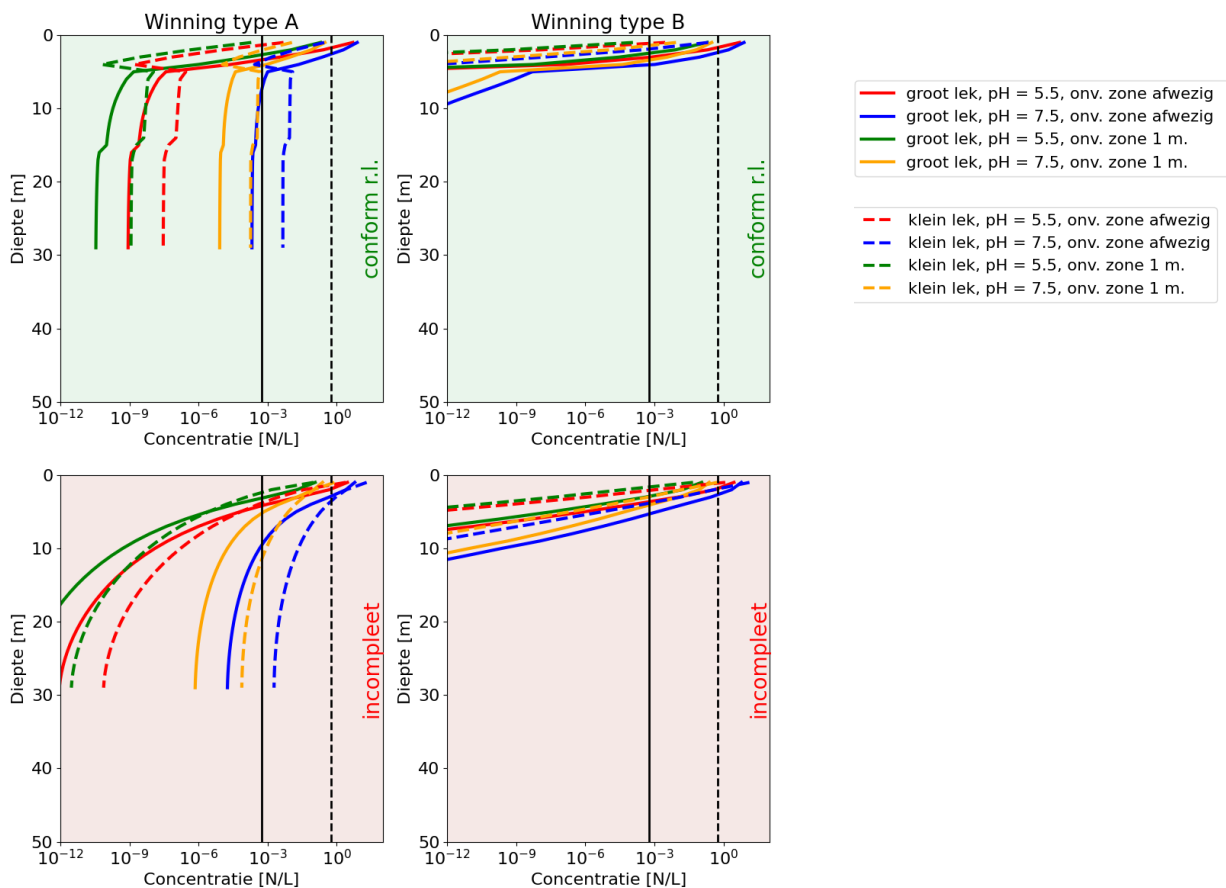


Figuur 3-2 Dwarsprofiel met logverwijdering van Enterovirus bij waarnemingsbuis met lek op 10 m onder de grondwaterspiegel van 1 L/d (links) en 1000 L/d rechts) voor een freatische drinkwaterwinning (boven: type A) en een gespannen drinkwaterwinning (onder: type B). Overige condities: pH 7,5, anoxisch, geen onverzadigde zone, conservatie afbraakparameters  $\alpha_0$  en  $\mu_1$ : scenario 'oppervlaktewater'.

### 3.4 Invloed van lekdiepte op concentratie pathogenen

Figuur 3-3 laat zien hoe de concentratie virussen in een lekke waarnemingsbuis afneemt naarmate het lek zich op grotere diepte bevindt. De verticale grijze lijnen laten zien wat de maximaal toelaatbare concentratie mag zijn om te voldoen aan de AMVD, omgerekend naar de concentratie in de lekke waarnemingsbuis (dus rekening houdend met verdunning) bij een klein lek (gestippelde lijn) en bij een groot lek (doorgetrokken lijn). Bij de scenario's met een klein lekdebiet (stippellijnen) heeft het intredende lekwater een hogere concentratie dan de scenario's met een groot lekdebiet. Dit komt doordat het grotere lekdebiet een veel groter intrekgebied heeft. De pathogenen leggen daardoor gemiddeld een veel grotere horizontale afstand af via de formatie met navenant grotere inactivatie en hechting. De totale belasting (= concentratie pathogenen) en dus het debiet is wel veel groter bij een groot lek.

De verwijdering pathogenen is voor de **freatische winning** (type A) veel kleiner dan bij spanningswater (type B), met name beneden 7 m-mv. Dit komt door de hogere verticale poriewatersnelheid in de omstorting. Bovendien is de hechting aan de grove omstortingskorrels gering. Bij type B neemt de concentratie in de lekke waarnemingsbuis veel sterker af met de diepte en blijft deze ook met de diepte afnemen. Dit is het gevolg van de geringere verticale gradiënt, zoals reeds toegelicht in §3.2. De **onverzadigde zone** (groen, oranje) heeft een grote invloed op de concentratie vergeleken met de scenario's zonder onverzadigde zone (rood, blauw). De invloed van **pH** is in deze berekening verhoudingsgewijs beperkt doordat inactivatie het dominante proces is boven hechting.



Figuur 3-3 Concentratieprofiel van lekwater met afname van virusconcentratie vanaf het grondwaterspiegel tot aan een bepaalde lekdiepte onder anoxische condities in het scenario 'oppervlaktewater'. Het snijpunt met de doorgetrokken verticale lijn geeft de diepte weer waaronder een groot stijgbuislek (1000 L/dag) niet zorgt voor een overschrijding van de norm voor microbiologische veiligheid. Het snijpunt met de onderbroken verticale lijn geeft deze diepte weer voor een klein lek (1 L/dag). De berekeningen zijn herhaald voor Type A (links) en B (rechts) bij een annulus die is aangevuld volgens de richtlijnen (boven) en bij een incomplete kleirop (onder).

### 3.5 Kritieke diepte

Uit de concentratie-diepte-profielen kan ook een kritieke diepte worden afgeleid. Dit is de diepte waarbij de hoeveelheid pathogenen tot een onaanvaardbaar hoge concentratie leidt in het opgepompte ruw water, na menging met het winfilter. In Figuur 3-3 is met een zwarte lijn aangegeven wat de maximaal toelaatbare concentratie in de lekke waarnemingsbuis is bij een groot lek. De onderbroken lijnen geven aan wat de toelaatbare concentratie is bij een klein lek. Deze toelaatbare concentratie is zodanig gekozen dat het onttrokken water, na menging met het water dat is onttrokken met het winfilter, gelijk is aan de toelaatbare concentratie van  $5,7 \times 10^{-7}$  pathogenen/L. De winning voldoet dan nog nét aan het jaarlijkse infectierisico van  $10^{-4}$  (zie §2.1.5). De kritieke diepten kunnen worden afgeleid uit het snijpunt tussen de verticale lijn en de gekleurde lijnen.

In Tabel 3-3 en bijlage II is de kritieke diepte t.o.v. het grondwaterniveau weergegeven voor alle berekende scenario's. Boven deze diepte leidt een lek tot een berekende overschrijding van de drinkwaternorm. Een kritieke diepte van "0" betekent dat de winput onder deze condities veilig is, ongeacht de diepte van het lek. Een kritieke diepte van >29 m bij een freatische winning (type A) betekent dat de concentratie aan de bovenkant van het winfilter (gelegen op 30 m-mv) hoger is dan toelaatbaar; de toelaatbare pathogenenconcentratie wordt dus ook zonder lek bij afwezigheid van een onverzadigde zone al overschreden. Bij semi-spanningswater is de maximale diepte >49, oftewel net boven de kleilaag. De verwijdering in de 5 m dikke kleilaag is overigens zodanig groot dat een winning onder deze kleilaag altijd voldoet mits de kleirop integer (goed afsluitend) is.

Tabel 3-3 Overzicht met, per scenario, de kritieke diepte (m – grondwaterniveau) waarbij de concentratie pathogenen niet langer tot een overschrijding leidt van de maximale concentratie in het ruwwater van de winning.

Type winning	Redox milieu	dikte verzadigde zone	lek debiet	pH	annulus	scenario - geringe verwijdering				
						riool mens	oppervlakte water	maaiveld mens	maaiveld hond	maaiveld paard
A	anoxic	0	groot	5.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	49	49	1	1
A	anoxic	0	groot	7.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	49	49	1	2
A	anoxic	0	klein	5.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	49	49	1	1
A	anoxic	0	klein	7.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	49	49	1	1
A	anoxic	1	groot	5.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	49	49	1	1
A	anoxic	1	groot	7.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	49	49	1	1
A	anoxic	1	klein	5.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	49	49	1	1
A	anoxic	1	klein	7.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	49	49	1	1
A	oxic	0	groot	5.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	1	1	1	1
A	oxic	0	groot	7.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	1	1	1	2
A	oxic	0	klein	5.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	1	1	1	1
A	oxic	0	klein	7.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	1	1	1	1
A	oxic	1	groot	5.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	1	1	1	1
A	oxic	1	groot	7.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	1	1	1	1
A	oxic	1	klein	5.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	1	1	1	1
A	oxic	1	klein	7.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	1	1	1	1
B	anoxic	0	groot	5.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	49	7	1	1
B	anoxic	0	groot	7.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	49	49	1	1
B	anoxic	0	klein	5.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	49	1	1	1
B	anoxic	0	klein	7.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	49	49	1	1
B	anoxic	1	groot	5.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	49	4	1	1
B	anoxic	1	groot	7.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	49	15	1	1
B	anoxic	1	klein	5.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	49	1	1	1
B	anoxic	1	klein	7.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	49	3	1	1
B	oxic	0	groot	5.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	1	1	1	1
B	oxic	0	groot	7.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	1	1	1	1
B	oxic	0	klein	5.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	1	1	1	1
B	oxic	0	klein	7.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	1	1	1	1
B	oxic	1	groot	5.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	1	1	1	1
B	oxic	1	groot	7.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	1	1	1	1
B	oxic	1	klein	5.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	1	1	1	1
B	oxic	1	klein	7.5	incomplete kleirop, omstortingsgrind	1	1	1	1	1

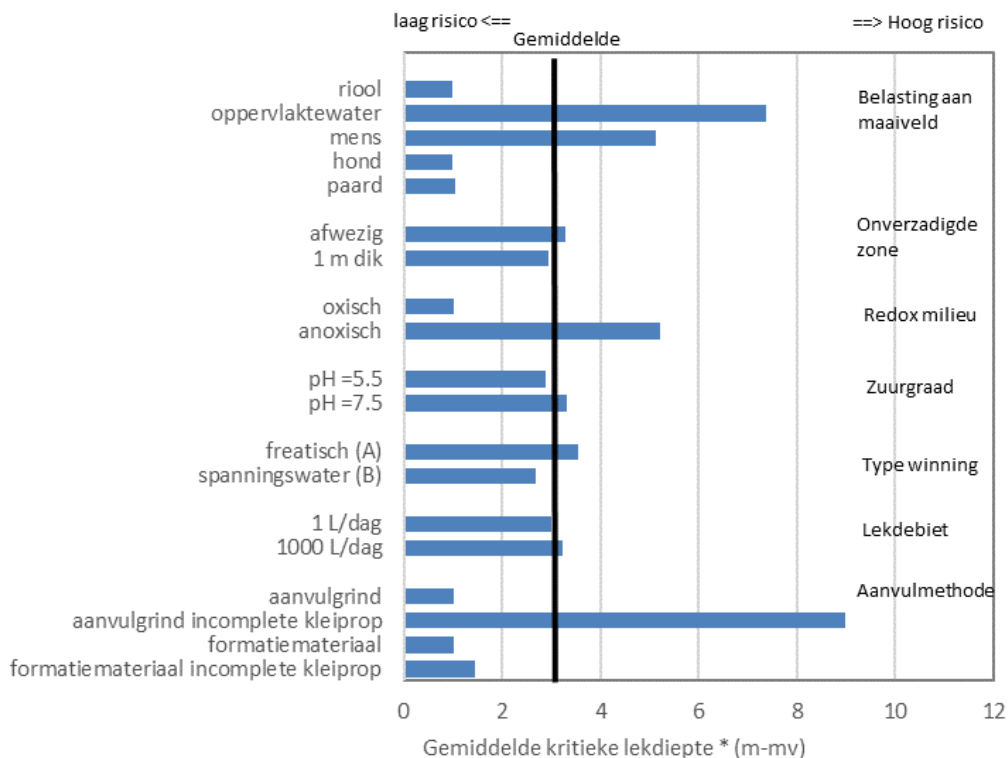
## 4 Discussie en conclusie

### 4.1 Gevoeligheidsanalyse scenario's – gemiddelde kritieke diepte

Uit het overzicht van de gemiddelde kritieke diepte per scenario in Figuur 4-1 blijkt dat de **aanvulmethode** een zeer grote invloed heeft op de berekende kritieke diepte. In scenario's waarbij gebruik wordt gemaakt van uitgekomen materiaal is de kritieke diepte tussen de 1 en 2 meter, wat inhoudt dat in de meeste gevallen een lekkage op grotere diepte volgens de berekeningen niet leidt tot een overschrijding van de AMVD-grenswaarden. Bij toepassing van aanvulgrind blijkt de aanwezigheid van klei-afdichting van grote invloed. Zonder kleiafdichtingen (onder de putkelder, midden in de aquifer en ter hoogte van de scheidende laag) is de gemiddelde kritieke diepte circa 9 m (zie blauwe balk bij categorie "aanvulgrind incomplete kleiprop" onderin Figuur 4-1). Een 5 meter dikke kleiafdichting onder de putkelder leidt tot een langere reistijd in de formatie en een navenant lagere concentratie pathogenen. De risico's hangen dus mede samen met de ontwerprichtlijnen in Nederland die toestaan om zandlagen volledig aan te vullen met grof aanvulgrind. Het risico op kortsluitstroming is kleiner wanneer (net als in andere landen) zou worden gekozen om ook in zandlagen (meer) kleiafdichtingen of grout aan te brengen.

De **belasting aan maaiveld** heeft ook een grote invloed op de berekende kritieke diepte. De kritieke diepte is het grootst bij het scenario met oppervlaktewater en het kleinst bij het scenario riool. Het geringe risico van lekke riolering wordt veroorzaakt door de relatief grote horizontale afstand die moet worden afgelegd via de formatie. Het besmettingsrisico wordt in grote mate bepaald door de afgelegde weglengte in de formatie.

Hieruit kan geconcludeerd worden dat het besmettingsrisico snel afneemt naarmate de bron op grotere afstand ligt van de lekke waarnemingsput. Wel moet hierbij worden bedacht dat de  $K_h$  van 15 m/d representatief is voor de duinen maar laag vergeleken met binnenlandse winningen waar de doorlatendheden doorgaans factor 2 tot 4 hoger zijn. Deze hogere doorlatendheden resulteren in hogere stroomsnelheden en lagere afbraak in zowel formatie als omstorting.



Figuur 4-1 Invloed van scenario-parameters op de kritieke diepte, Berekend door per scenariowaarde het gemiddelde te nemen van alle scenario's die met die waarde zijn berekend. Alleen berekeningen met "geringe verwijdering" zijn meegenomen

Variatie in de dikte van de **onverzadigde zone** tussen 0 en 1 meter heeft een beperkt effect. Een dikkere onverzadigde zone leidt tot een hogere verwijdering en een kleiner risico op kortsluitstroming. In de duinen is gebleken dat zware regenval in combinatie met bepaalde vegetaties en terreinkenmerken zoals hellingen kan resulteren in kortsluitstroming door de onverzadigde zone (Cirkel and Hornstra 2019). Dit stromingsgedrag is ten dele meegenomen in de Solleveldproef. Beter inzicht in het risico op dergelijke preferente stroming is gewenst voor winningen in het binnenland

De **redox** conditie heeft een grote invloed op de berekende kritieke diepte. Onder anoxische condities is de kritieke diepte gemiddeld 19.9 m, wat veel groter is dan de 8.2 m onder oxische condities. De **zuurgraad** is met name van invloed op de hechting van pathogenen en verloopt duidelijk efficiënter bij een pH van 7.5 vergeleken met een pH van 5.5.

Bij een freatische winning (**type winning A**) is de verticale stroomsnelheid in de omstorting groter dan bij type B winningen met spanningswater (Figuur 3-2). Dit resulteert in een geringere reistijd naar een eventueel lek waarnemingsfilter bij de put en een grotere overleving van pathogenen. Voor het **lekdebiet** geldt eenzelfde verband met een hogere verticale stroomsnelheid en dus een hoger besmettingsrisico bij grotere lekdebieten. Het effect hiervan is overigens opvallend klein. Dit komt omdat het grote lekdebiet (1000 l/d) veel groter is dan de grondwateraanvulling uit het besmettingsgebied; verschillen komen dus puur door het verschil in reistijd, en het lekdebiet heeft een beperkte invloed op de reistijd.

Overigens moet bedacht worden dat de scenario's niet uitputtend zijn qua mogelijke bandbreedte van risico's. Zo zit er bijvoorbeeld een grote mate van onzekerheid in de concentratie pathogenen in fecaliën. Wat ook ontbreekt is een beschouwing van de constructie van de put en met name de hoogte van de kleiprop bovenin.

De waarden van de **verwijderingsparameters** ( $\mu_1$ ,  $\alpha_0$ ) hebben ook invloed op de kritieke diepte (niet weergegeven in figuur). Bij scenario's met een "grote verwijdering" is de gemiddelde kritieke diepte 1.1 m versus 3.1 bij een "geringe verwijdering".

#### 4.2 Gevoeligheidsanalyse scenario's – maximale kritische diepte

In voorgaande paragraaf is de gemiddelde kritieke diepte beschouwd. Uit evaluatie van de maximale kritieke diepte, blijkt dat voor bijna alle parameters er scenario's zijn waarbij de kritieke diepte gelijk is aan de onderkant van het 1<sup>e</sup> watervoerend pakket. Een lekkende peilbuis leidt in dat geval altijd tot een berekende overschrijding van het maximaal toelaatbare infectierisico in het ruwwater. Uitzondering zijn de scenario's met oxisch grondwater en de scenario's complete kleipropen. In dat geval is de maximaal berekende kritieke diepte 2 m. In oxische scenario's komt dit door de hoge verwijdering. Blijkbaar hebben correct ontworpen en aangebrachte kleipropen een dusdanig grote invloed op de reistijd dat er (in theorie) geen besmettingsrisico meer mogelijk is. In overige situaties is er dus altijd sprake van een risico op besmetting bij lekkages in het eerste watervoerend pakket.

#### 4.3 Betrouwbaarheid berekeningen

In theorie kan de informatie in Tabel 3-3 worden ingezet om, voor een concrete locatie, het besmettingsrisico in te schatten. Voorwaarde is wel dan dat de lekdiepte bekend is en ook de andere factoren zoals bodemopbouw, pH, redox en landgebruik. Echter, er kleven onzekerheden aan de parameterisatie van het model. De verwijderingsparameters  $\mu_1$  en  $k_{att}$  zijn namelijk gebaseerd op een zeer beperkt aantal studies met modelorganismen. Voor *Campylobacter* zijn geen studies in anoxische condities uitgevoerd. De parameterisatie is daarom afgeleid van andere bacteriën, waarbij onzeker is of de parameterwaarden en oxisch/anoxisch ratios voor *Campylobacter* valide zijn. Het is met name voor anoxische condities in het binnenland (buiten dungebied) onzeker of de gehanteerde waarden van  $\mu_1$  en  $\alpha_0$  een worst-casebenadering voorstellen. Geadviseerd wordt om nader onderzoek te doen naar realistischere conservatieve verwijderingsparameters voor anoxische condities.

Een tweede beperking van de scenario's mens, paard en hond is dat geen rekening is gehouden met afstroming van hemelwater vanaf de putkelder. Dit kan lokaal (direct naast de stijgbuis) tot extra infiltratie leiden en daarmee kortere reistijden.

#### 4.4 Risicovolle situaties voor drinkwaterwinningen

Op basis van de verkennende berekeningen in Tabel 3-3 kunnen de volgende uitspraken worden gedaan t.a.v. de besmettingsrisico's:

- Anoxisch (geen zuurstof, geen nitraat): Het meest risicovol zijn situaties waarin het grondwater al op geringe diepte volledig anoxisch is in combinatie met een mogelijke bron. De kritieke lekdiepte is het grootst bij het scenario "besmet oppervlaktewater" maar het is de vraag of er vaak oppervlaktewater op zodanig korte afstand van een winput ligt. Lekkages in het eerste watervoerende pakket kunnen tot concentraties leiden boven de maximaal toelaatbare concentratie.
- Oxisch (zuurstof): Het besmettingsrisico lijkt beperkt; de hoogste berekende kritieke lekdiepte is 1 m.

Bij meerdere berekeningen voor "Type A" was de kritische diepte >29 m. Dit betekent dat anoxische freatische winningen sowieso risico lopen op besmetting, ook zonder lekkende waarnemingsbuis.

#### 4.5 Waarnemingsputten rondom een winput

In dit onderzoek is gefocust op lekkende waarnemingsbuizen in de omstorting van een winput. De risico's van individuele waarnemingsputten op enige afstand van de winput (route 2 in Figuur 1-1) lijken een stuk kleiner. Dit komt omdat de verlaging in deze waarnemingsputten lager is dan de verlaging in de omstorting van de winputten zelf. Hierdoor is de verticale stijghoogtegradiënt en daarmee de stroomsnelheid in de omstorting kleiner. Daarnaast zijn er verhoudingsgewijs minder waarnemingsputten op winvelden.



## 5 Aanbevelingen

### 5.1 Aanbevelingen voor nader onderzoek

Om tot een betere inschatting te komen van de besmettingsrisico's, is de volgende informatie wenselijk:

1. Een nauwkeurigere inschatting van de bronconcentraties (belasting aan maaiveld) met pathogenen rondom binnenlandse winningen (bij duinwinningen zijn voldoende metingen beschikbaar):
  - A. Veldmetingen van belasting (faecaliën tellen).
  - B. Update van het referentiedocument (inclusief uitbreiding literatuurstudie en andere organismen).
  - C. Afleiden van realistische waarden en kansverdeling voor belasting.
2. Inzicht in pathogenenbelasting door preferente stroming bij zware regenval rondom binnenlandse winningen.
  - D. Doseer-beregeningsproeven bij bepaalde vegetaties en terreinkenmerken zoals hellingen.
  - E. Eventueel aangevuld met metingen in ondiepe peilbuizen kort na extreme neerslaggebeurtenissen.
  - F. Update van het referentiedocument (inclusief uitbreiding literatuurstudie en andere organismen).
  - G. Afleiden van realistische waarden en kansverdeling voor uitspoeling naar ondiep grondwater.
3. Betere schatting van de eliminatieparameters:
  - H. Inactivatieproeven voor *Campylobacter* in oxische en anoxische grondwatercondities (en virussen als referentie/ vergelijking).
  - I. Doseerproeven en veldmetingen langs transecten (in binnenland = buiten kustduinen). Het zou bijvoorbeeld nuttig zijn om een doseerproef te doen met bacteriofagen op een locatie met een bestaande meetraai.
  - J. Controle van de waterkwaliteit in de meetraai bij Castricum (pand V). Bij de herevaluatie van deze veldstudie uit 1999 bleek namelijk dat de waterkwaliteit destijds is geïnterpoleerd i.p.v. gemeten.
  - K. Indien de waterkwaliteit in Castricum is veranderd t.o.v. 1999: herhaling van de doseerproef bij Castricum. Het verdient hierbij aanbeveling om micro-organismen via een peilbuis te doseren in plaats van de pandbodem.
  - L. Verdere update van het referentiedocument (inclusief uitbreiding literatuurstudie en andere organismen) met relevante informatie over veldproeven en labmetingen. Dit betreft zowel het toevoegen van metingen/studies als ook het aanvullen van bestaande vermeldingen met onder andere redoxcondities, inactivatiecoëfficiënten en gehanteerde collision probability.
  - M. Afleiden van realistische waarden voor en kansverdeling van verwijderingscoëfficiënten op basis van het aangevulde referentiedocument.
4. Meer fundamenteel inzicht in de invloed van putschakeling en pH of virustransport (kolomproeven)

De meeste veldmetingen van virustransport zijn uitgevoerd bij stationaire stroming. Uit onderzoek naar putverstopping (Van Beek, Breedveld et al. 2010) en deeltjestransport in de verzadigde zone (Torkzaban, Bradford et al. 2015) is juist bekend dat een verandering van stroomsnelheid door bijvoorbeeld putschakelingen van invloed is op remobilisatie en daarmee het transport van deeltjes zoals virussen. Mogelijk neemt het besmettingsrisico hierdoor toe. Het voorgaande geldt ook voor de invloed van pH op virustransport. Er zijn weinig metingen beschikbaar om de gehanteerde relatie tussen pH en hechting ( $\alpha$ ) te testen.

5. Evalueer de besmettingsrisico's van lekkende waarnemingsbuizen opnieuw (bij voorkeur na uitvoering van bovenstaande aanbevelingen) en houdt ook rekening met besmetting door pathogenen afkomstig uit dierlijke mest.

#### 5.2 Aanbevelingen hoe te handelen bij lekkende winmiddelen

De volgende no-regret maatregelen worden geadviseerd voor alle winputten:

6. Voer in stijgbuizen en waarnemingsbuizen (waarvan de meetfilters ten minste even diep zijn afgesteld als het winfilter) een lekdetectiemeting uit op momenten dat dat gecombineerd kan worden met andere werkzaamheden. Bijvoorbeeld bij regeneratie van de winput of het nemen van waterkwaliteitsmonsters.
7. Uit de berekeningen blijkt dat lekkages van stijgbuizen in de omstorting van winputten in het eerste watervoerende pakket een risico kunnen vormen voor de microbiologische veiligheid van drinkwaterwinningen. Met name bij lekkages in freatische anoxische formaties en bij aanwezigheid van oppervlaktewater in de directe nabijheid de put (bijvoorbeeld als gevolg van wateroverlast bij hevige neerslag) in combinaties met een kleiprop die tot onvoldoende diepte is aangebracht. In oxische formaties lijkt het berekende risico gering wanneer het lek zich op meer dan één meter beneden de freatische grondwaterstand bevindt.
8. Repareer (of demp) lekkende stijgbuizen van winputten indien dit lek zich bevindt ter hoogte van (of ondieper dan) het eerste watervoerende pakket.
  - a. Deze reparatie dient direct plaats te vinden (1) als niet zeker is of de kleiproppen correct zijn aangebracht en (2) als niet zeker is of de kleiprop vanaf maaiveld tot ten minste 5 meter diepte reikt (3) bij afwezigheid van een deklaag en (4) bij mogelijk anaerobe condities.
  - b. Volgens de scenarioberekeningen zal er bij overige condities (dus in situaties die niet genoemd zijn onder a) geen overschrijding plaatvinden van de AMVD-grenswaarden voor microbiologische veiligheid. Echter, de modelberekeningen houden geen rekening met onzekerheid over de transportparameters van micro-organismen en hydrologische processen zoals preferente stroming en kortsluitstroming langs de buitenrand een casing. Daarom wordt geadviseerd om bij lekkages ter hoogte van het eerste watervoerende pakket (of ondieper) de lekkage in ieder geval op termijn te repareren, de stijgbuis te dempen of ten minste een locatie specifieke risico-evaluatie uit te voeren waarin ook rekening is gehouden met onzekerheden omtrent hydrologische- en transportprocessen.

Bovenstaande aanbevelingen gelden ook voor lekkende waarnemingsbuizen in de annulus van winputten waarvan het waarnemingsfilter ten minste even diep is als het winfilter.

#### 5.3 Aanbevelingen voor aanleg van nieuwe winmiddelen

9. Daarnaast adviseren we de praktijkcode voor drinkwaterputontwerp aan te passen. (1) Breng een kleiprop aan boven elk waarnemingsfilter en boven elk winfilter bij freatische winningen. Dus ook wanneer dit niet nodig is volgens de vigerende beoordelingsrichtlijn SIKB BRL 2100. Dit biedt extra bescherming tegen kortsluitstroming vanaf maaiveld via de annulaire ruimte. (2) gebruik geen grof aanvulgrind maar omstortingsgrind of fijner materiaal. (3) breng om de tien meter een kleiprop aan met een dikte van 1 meter in dikkere watervoerende pakketten.

#### 5.4 Aanbevelingen voor de AMVD

De vigerende analytische functies die gehanteerd worden door QMRAwell bieden geen mogelijkheid om rekening te houden met de bodemopbouw en aanvulling van de annulaire ruimte van een winput. Wij zien op basis van dit onderzoek twee alternatieven, namelijk gebruik van eigen 3D-grondwatermodellen van een winning (mits de

omstorting hierin voldoende nauwkeurig is geschematiseerd) of gebruik maken van de conceptuele modelaanpak van dit onderzoek aangevuld met locatiespecifieke gegevens.

10. Wij adviseren om de werkwijze en pythonscripts die in deze rapportage zijn toegepast goed te documenteren en openbaar beschikbaar te maken als pythonmodule zodat waterbedrijven deze kunnen koppelen aan eigen 3D-grondwatermodel van een wingebed. Dit biedt een nauwkeuriger beeld van de reistijden op de betreffende locatie dan de vigerende analytische functies.
11. Voor de risicoanalyse van lekke waarnemingsbuizen kan beter gebruik gemaakt van de meer conceptuele modelschematisatie die ook is gehanteerd in dit onderzoek, aangevuld met locatiespecifieke informatie over belasting aan maaiveld, onverzadigde zone, bodemopbouw en putafwerking. Een dergelijk model met risicoanalyse van lekke waarnemingsbuizen zou eventueel via een web-tool toegankelijk kunnen worden gemaakt voor niet-Pythongebruikers. Bestaande 3D-grondwatermodellen zijn vaak te grof gediscretiseerd om de kortsluitstroming via de omstorting goed te simuleren.
12. Gebruik voor freatische winningen de in dit onderzoek gehanteerde werkwijze met expliciete modellering van de annulaire ruimte. Uit dit onderzoek blijkt namelijk dat voor freatische winningen de afwezigheid van lange kleipropen in de annulaire ruimte leidt tot een grote toename van het besmettingsrisico van de winput, ook zonder lekke stijgbuizen.
13. Indien nodig: actualiseren van de rekenwaarde in de AMVD op basis van de uitkomsten van het onderzoek zoals geformuleerd in aanbeveling 1 t/m 4.

## 6 Referenties

Bakker, M. et al., 2016. Scripting MODFLOW model development using Python and FloPy. *Groundwater*, 54(5): 733-739. <https://doi.org/10.1111/gwat.12413>

Cirkel, D.G., Hornstra, L.M., 2019. Kortsluitstroming in de onverzadigde zone, een veldstudie in Meijendel. BTO 2019.015, KWR Watercycle Research Institute.

Cummings, J.H., Bingham, S.A., Heaton, K.W., Eastwood, M.A., 1992. Fecal weight, colon cancer risk, and dietary intake of nonstarch polysaccharides (dietary fiber). *GastroEnterology*, 103(6): 1783-1789. [https://doi.org/10.1016/0016-5085\(92\)91435-7](https://doi.org/10.1016/0016-5085(92)91435-7)

Dorland, E. en L. Heijnen (2016). Toepassing inventarisatieprotocol "Verspreiding van fecaliën in DPWE-waterwingebieden". Rapport KWR 2016.019, KWR Water Research Institute, Nieuwegein. Dieoff of plant pathogenic bacteria in tile drainage and anoxic water from a managed aquifer recharge site. *PLoS ONE* 16(5): e0250338. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0250338>

Geurts, J., Heijnen, L., Elsinga, G. en Clevers, S. (2022). Verspreiding van fecaliën en pathogenen op productielocatie Ouddorp. KWR rapport, Nieuwegein.

Geurts J. (2022). Inventarisatie van fecaliën in de waterwingebieden van Waalwijk, Eindhoven en Vessem. KWR rapport, Nieuwegein.

Harbaugh, A.W., 2005. MODFLOW-2005, the US Geological Survey modular ground-water model: the ground-water flow process. US Department of the Interior, US Geological Survey Reston, VA.

Hijnen, W., Blokker, M., Heijnen, L., Vink, K., 2012. Gezondheidsrisico's van fecale verontreiniging in waterwingebieden door begrazing en recreatie: Literatuuronderzoek en ontwikkeling van een stochastisch model, BTO 2012.015, KWR Water Research Institute, Nieuwegein.

Hijnen, W.A.M., Cirkel, D.G., Brouwer-Hanzens, A.J., Cai, J.H., Oorthuizen, W.A., 2015. Verwijdering van *Escherichia coli* en MS2 bacteriofagen in de onverzadigde zone en de invloed van dikte, regenintensiteit en opgeloste organische stof. [Removal of *Escherichia coli* and MS2 bacteriophages in the unsaturated zone and the influence of thickness, rainfall intensity and dissolved organic carbon.], BTO 2014.020 KWR Water Research Institute, Nieuwegein. <https://library.kwrwater.nl/publication/52934050/>

Hornstra, L.M. et al., 2018. Transport of bacteriophage MS2 and PRD1 in saturated dune sand under suboxic conditions. *Water research*, 139: 158-167. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.054>

ILT, 2019. Richtsnoer analyse microbiologische veiligheid drinkwater (AMVD). Inspectie Leefomgeving en Transport. <https://www.ilent.nl/documenten/publicaties/2020/11/27/richtsnoer-analyse-microbiologische-veiligheid-drinkwater-amvd>

Nobel, P.J., Cirkel, D.G., 2005. Effecten van begrazing en recreatie op de microbiologische waterkwaliteit. Resultaten van doseerproeven in Solleveld en vertaling naar maatregelen. [Impact of grazing and recreation on the microbial water quality. results of dosage experiments in Solleveld and translation to measures.], BTO 2005.006, Kiwa Water Research, Nieuwegein.

Pang, L., 2009. Microbial Removal Rates in Subsurface Media Estimated From Published Studies of Field Experiments and Large Intact Soil Cores. *J. Environ. Qual.*, 38: 1531-1559. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0379>

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. <https://doi.org/10.1029/1998WR900108>

Schijven, J.F., Medema, G., Vogelaar, A.J., Hassanizadeh, S.M., 2000. Removal of microorganisms by deep well injection. *Journal of Contaminant Hydrology*, 44(3-4): 301-327. [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(00\)00098-X](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(00)00098-X)

Schijven, J.F., Mulschlegel, J.H.C., Hassanizadeh, S.M., Teunis, P.F.M., de Roda Husman, A.M., 2006. Determination of protection zones for Dutch groundwater wells against virus contamination - uncertainty and sensitivity analysis. *Journal of Water and Health*, 4(3): 297-312. <https://doi.org/10.2166/wh.2006.012>

Torkzaban, S. et al., 2015. Colloid release and clogging in porous media: Effects of solution ionic strength and flow velocity. *Journal of Contaminant Hydrology*, 181: 161-171. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2015.06.005>

Van Beek, K., Breedveld, R., Tas, M., Kollen, R., 2010. Prevention of wellbore clogging by intermittent abstraction. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 30(4): 81-89. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.2010.01307.x>

van der Wielen, P.W., Senden, W.J., Medema, G., 2008. Removal of bacteriophages MS2 and ΦX174 during transport in a sandy anoxic aquifer. *Environmental science & technology*, 42(12): 4589-4594. <https://doi.org/10.1021/es800156c>

WHO, 2011. Guidelines for Drinking-water Quality, Fourth edition, World Health Organisation. <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>

# I Schatting van verwijderingsparameters

Deze bijlage is gebaseerd op aanvullende analyses op literatuurwaarden over verwijdering van micro-organismen in grondwater welke is uitgevoerd in het kader van het Waterwijs project "Referentiedocument AMVD herzien" (404300-057).

## I.1 Hechtingsefficiëntie van Enterovirus

reference_citation	genus	species	redox	water type	experiment	sticking efficiency [-]
15 Deborde et al 1999	Bacteriophage	MS2	suboxic	unconfined groundwater	column	2.70E-02
15 Deborde et al 1999	Bacteriophage	MS2	suboxic	unconfined groundwater	column	2.91E-02
15 Deborde et al 1999	Enterovirus	poliovirus	suboxic	unconfined groundwater	column	3.15E-01
15 Deborde et al 1999	Enterovirus	poliovirus	suboxic	unconfined groundwater	column	1.28E-01
80 Weaver et al 2023	Bacteriophage	MS2	suboxic	sterilized tapwater	column	1.00E-02
80 Weaver et al 2023	Bacteriophage	MS2	suboxic	sterilized tapwater	column	9.00E-03
80 Weaver et al 2023	Bacteriophage	MS2	suboxic	sterilized tapwater	column	1.00E-03
80 Weaver et al 2023	Bacteriophage	MS2	suboxic	sterilized tapwater	column	1.00E-03
80 Weaver et al 2023	Enterovirus	echovirus	suboxic	sterilized tapwater	column	2.00E-02
80 Weaver et al 2023	Enterovirus	echovirus	suboxic	sterilized tapwater	column	1.60E-02
80 Weaver et al 2023	Enterovirus	echovirus	suboxic	sterilized tapwater	column	2.10E-02
80 Weaver et al 2023	Enterovirus	echovirus	suboxic	sterilized tapwater	column	2.30E-02
1 Hornstra et al 2018	Bacteriophage	MS2	suboxic	infiltrated surfacewater	field	8.46E-04 *
1 Hornstra et al 2018	Bacteriophage	MS2	suboxic	infiltrated surfacewater	field	2.00E-04 *
1 Hornstra et al 2018	Bacteriophage	MS2	suboxic	infiltrated surfacewater	field	4.56E-04 *
3 van der Wielen et al 2008	Bacteriophage	MS2	anoxic	groundwater	field	3.14E-05 *
5 Schijven et al 1999	Bacteriophage	MS2	suboxic	infiltrated surfacewater	field	1.11E-03 *
6 Schijven et al 2000	Bacteriophage	MS2	suboxic	infiltrated surfacewater	field	1.80E-03 *
6 Schijven et al 2000	Bacteriophage	MS2	anoxic	infiltrated surfacewater	field	6.48E-05 *

(\*) data re-interpreted to mean value per transect

Column experiment	MS2	Enterovirus	
Deborde et al 1999	2.81E-02	2.22E-01	7.90
Weaver et al 2023	5.25E-03	2.00E-02	3.81
All column studies	1.29E-02	8.72E-02	6.78

Field experiment	MS2	ratio MS2/Entero	estimated Enterovirus
oxic min	2.00E-04	3.81	7.61E-04
oxic max	1.80E-03	7.90	1.43E-02
anoxic min	3.14E-05	3.81	1.20E-04
anoxic max	6.48E-05	7.90	5.12E-04

use 10^-3 because this value is used in AMVD (ILT 2019)

use 10^-5 because this value is used in AMVD (ILT 2019)

### I.II Inactivatiecoëfficiënt van Enterovirus

reference_citation	genus	species	redox	water type	Temperatuur [C]	inactivation rate coefficient [1/d]	
83	Yates et al 1985	Enterovirus	poliovirus	suboxic	unconfined groundwater	12	0.138
83	Yates et al 1985	Enterovirus	echovirus	suboxic	unconfined groundwater	12	0.152
83	Yates et al 1985	Enterovirus	poliovirus	suboxic	unconfined groundwater	12	0.318
83	Yates et al 1985	Enterovirus	echovirus	suboxic	unconfined groundwater	12	0.428
83	Yates et al 1985	Enterovirus	poliovirus	suboxic	unconfined groundwater	12	0.262
83	Yates et al 1985	Enterovirus	echovirus	suboxic	unconfined groundwater	12	0.401
83	Yates et al 1985	Enterovirus	poliovirus	suboxic	unconfined groundwater	12	0.081
83	Yates et al 1985	Enterovirus	echovirus	suboxic	unconfined groundwater	12	0.124
83	Yates et al 1985	Enterovirus	poliovirus	suboxic	unconfined groundwater	12	0.117
83	Yates et al 1985	Enterovirus	echovirus	suboxic	unconfined groundwater	12	0.117
83	Yates et al 1985	Enterovirus	poliovirus	suboxic	unconfined groundwater	13	0.083
83	Yates et al 1985	Enterovirus	echovirus	suboxic	unconfined groundwater	13	0.318
83	Yates et al 1985	Enterovirus	poliovirus	suboxic	unconfined groundwater	13	0.315
83	Yates et al 1985	Enterovirus	echovirus	suboxic	unconfined groundwater	13	0.182
3	van der Wielen et al 2008	Bacteriophage	MS2	anoxic	confined groundwater	12.9	0.071
3	van der Wielen et al 2008	Bacteriophage	MS2	anoxic	confined groundwater	12.9	0.106
3	van der Wielen et al 2008	Bacteriophage	MS2	anoxic	confined groundwater	12.9	0.077
6	Schijven et al 2000	Bacteriophage	MS2	suboxic	infiltrated surfacewater	12.2	0.039
14	Deborde et al 1998	Bacteriophage	MS2	suboxic	infiltrated wastewater	10.5	0.108
83	Yates et al 1985	Bacteriophage	MS2	suboxic	unconfined groundwater	12	0.214
83	Yates et al 1985	Bacteriophage	MS2	suboxic	unconfined groundwater	12	0.373
83	Yates et al 1985	Bacteriophage	MS2	suboxic	unconfined groundwater	12	0.069
83	Yates et al 1985	Bacteriophage	MS2	suboxic	unconfined groundwater	12	0.219
83	Yates et al 1985	Bacteriophage	MS2	suboxic	unconfined groundwater	12	0.092
83	Yates et al 1985	Bacteriophage	MS2	suboxic	unconfined groundwater	12	0.078
83	Yates et al 1985	Bacteriophage	MS2	suboxic	unconfined groundwater	12	0.085
83	Yates et al 1985	Bacteriophage	MS2	suboxic	unconfined groundwater	13	0.177
83	Yates et al 1985	Bacteriophage	MS2	suboxic	unconfined groundwater	13	0.262
		genus	species	inactivation rate coefficient [1/d]			
				oxic	anoxic	ratio	
		average of all studies	Bacteriophage	MS2	0.16	0.08	1.85
				oxic	estimated anoxic = oxic / ratio		
		Enterovirus	minimum	0.081	0.044		
			maximum	0.428	0.232		

### I.III Hechtingsefficiëntie van Campylobacter

influence of redox status							
reference_citation	genus	species	redox	water type	experiment	sticking efficiency [-]	
80	Weaver et al 2023	Campylobacter	jejuni	suboxic	sterilized tapwater	column	0.114
80	Weaver et al 2023	Campylobacter	jejuni			column	0.07
80	Weaver et al 2023	Campylobacter	jejuni			column	0.062
80	Weaver et al 2023	Campylobacter	jejuni			column	0.053
56	Eisfeld et al 2022	Pectobacterium	carotovorum	anoxic	electrolyte solution	column	0.617
56	Eisfeld et al 2022	Pectobacterium	carotovorum	anoxic	electrolyte solution	column	0.451
56	Eisfeld et al 2022	Pectobacterium	carotovorum	anoxic	electrolyte solution	column	0.67
56	Eisfeld et al 2022	Pectobacterium	carotovorum	suboxic	electrolyte solution	column	0.182
56	Eisfeld et al 2022	Pectobacterium	carotovorum	suboxic	electrolyte solution	column	0.657
56	Eisfeld et al 2022	Pectobacterium	carotovorum	suboxic	electrolyte solution	column	0.338
56	Eisfeld et al 2022	Pectobacterium	carotovorum	anoxic	electrolyte solution	column	0.569
56	Eisfeld et al 2022	Pectobacterium	carotovorum	suboxic	electrolyte solution	column	0.44

influence of column versus field							
reference_citation	genus	species	redox	water type	experiment	sticking efficiency [-]	
9	Schijven et al 1998	Coliforms	NOT APPLICABLE	suboxic	infiltrated surfacewater	field dosing	0.0064
9	Schijven et al 1998	thermotolerant coliform	NOT APPLICABLE	suboxic	infiltrated surfacewater	field dosing	0.0074
22	Mailloux et al 2003	Comamonas	NOT APPLICABLE	suboxic	unconfined groundwater	field dosing	0.0080
22	Mailloux et al 2003	Comamonas	NOT APPLICABLE	suboxic	unconfined groundwater	field dosing	0.0025
22	Mailloux et al 2003	Comamonas	NOT APPLICABLE	suboxic	unconfined groundwater	field dosing	0.0025
22	Mailloux et al 2003	Comamonas	NOT APPLICABLE	suboxic	unconfined groundwater	field dosing	0.0025
22	Mailloux et al 2003	Comamonas	NOT APPLICABLE	suboxic	unconfined groundwater	field dosing	0.0045
22	Mailloux et al 2003	Comamonas	NOT APPLICABLE	suboxic	unconfined groundwater	field dosing	0.0048
80	Weaver et al 2023	Escherichia	coli	suboxic	sterilized tapwater	column	0.0660
80	Weaver et al 2023	Escherichia	coli	suboxic	sterilized tapwater	column	0.0660
80	Weaver et al 2023	Escherichia	coli	suboxic	sterilized tapwater	column	0.0730
80	Weaver et al 2023	Escherichia	coli	suboxic	sterilized tapwater	column	0.0530
80	Weaver et al 2023	Campylobacter	jejuni	suboxic	sterilized tapwater	column	0.1140
80	Weaver et al 2023	Campylobacter	jejuni	suboxic	sterilized tapwater	column	0.0700
80	Weaver et al 2023	Campylobacter	jejuni	suboxic	sterilized tapwater	column	0.0620
80	Weaver et al 2023	Campylobacter	jejuni	suboxic	sterilized tapwater	column	0.0530

	genus	species	inactivation rate coefficient [1/d]		
			oxic	anoxic	ratio1
average of all studies	Pectobacterium	carotovorum	0.40	0.58	0.70
	genus	species	inactivation rate coefficient [1/d]		
			column	field studies	ratio2
average of all studies			0.070	0.005	14.46
total	Campylobacter	minimum	oxic	estimated	estimated
			in column	oxic in field	anoxic
			0.053	0.0037	0.0052
		maximum	0.114	0.0079	0.0113



### I.IV Inactivatiecoëfficiënt van Campylobacter

reference_citation	genus	species	redox	water type	Temperatuur [C]	inactivation rate coefficient [1/d]
72 Knezev et al 2021	Campylobacter		suboxic	sterilized tapwater	10	0.230
				soil moisture	12	0.948
80 Weaver et al 2023	Campylobacter	jejuni	suboxic	sterilized tapwater	12	0.987
86 Gonzales et al 2012	Campylobacter	jejuni	suboxic	groundwater	10	0.423
					10	0.672
					10	0.743
					10	0.357
					10	0.303
60 Einfeld et al 2021	Ralstonia	solanacearum	suboxic	groundwater	10	0.40
			anoxic	groundwater	10	0.16
	Dickeya	solani	suboxic	groundwater	10	0.56
			anoxic	groundwater	10	0.13
	Pectobacterium	carotovorum	suboxic	groundwater	10	0.49
			anoxic	groundwater	10	0.13
67 McFeters et al 1972	Escherichia	coli	suboxic	surfacewater	25	1.73
69 Moreira et al 1994					25	0.45
69 Moreira et al 1994					25	0.52
69 Moreira et al 1994					25	0.35
69 Moreira et al 1994					25	0.14
71 Bitton et al 1983			suboxic ?		22	0.31
85 Lisle 2016			anoxic	groundwater	25.9	0.21
85 Lisle 2016					26	0.44
85 Lisle 2016					26.3	0.15
85 Lisle 2016					26.1	0.32
85 Lisle 2016					27	0.27
85 Lisle 2016					27.8	0.30
85 Lisle 2016					25.9	0.16
85 Lisle 2016					26	0.01
85 Lisle 2016					26.3	0.00
85 Lisle 2016					26.1	0.06
85 Lisle 2016					27	0.26
85 Lisle 2016					27.8	0.08
	genus	species	inactivation rate coefficient [1/d]			
			oxic	anoxic	ratio	
average of all studies	Ralstonia	solanacearum	0.40	0.16	2.58	
	Dickeya	solani	0.56	0.13	4.41	
	Pectobacterium	carotovorum	0.49	0.13	3.83	
	Escherichia	coli	0.58	0.19	3.08	
			average		3.47	
			oxic	estimated anoxic = oxic / ratio		
	Campylobacter	minimum	0.23	0.07		
		maximum	0.99	0.28		



