

BTO 2005.035
Juni 2005

Het modelleren van microbiologische beschermingszones rond grondwaterwinningen

BTO 2005.035
Juni 2005

Het modelleren van microbiologische beschermingszones rond grondwaterwinningen

© 2005 Kiwa N.V.
Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag
worden verveelvoudigd,
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.

Kiwa N.V.
Water Research
Groningenhaven 7
Postbus 1072
3430 BB Nieuwegein

Telefoon 030 60 69 511
Fax 030 60 61 165
Internet www.kiwa.nl

Colofon

Titel

Het modelleren van microbiologische
beschermingszones rond grondwaterwinningen

Projectnummer

11.1517 400

Projectmanager

Wiel Senden

Kwaliteitsborger(s)

Gertjan Medema

Auteur(s)

Paul W. J. J. van der Wielen, Mirjam Blokker en
Gertjan Medema

Dit rapport is verspreid onder BTO-participanten en is openbaar

Voorwoord

Deze studie is uitgevoerd naar aanleiding van het RIVM-rapport “Berekening beschermingszones van Nederlandse grondwaterwinningen voor bescherming tegen virusbesmetting” waarin geconcludeerd wordt dat de huidige beschermingszone rond grondwaterwinningen aanzienlijk vergroot dient te worden. De door het RIVM gehanteerde methode is in deze studie ook gebruikt maar nu met recente gegevens over de winningen verkregen van de waterleidingbedrijven. Deze gegevens zijn in belangrijke mate aangeleverd door mevr. J. J. P. Verstraelen van Brabant Water NV, A. Kok, G. L. Bakker en J. Hoogendoorn van Vitens en mevr. M. H. A. Juhász-Holterman en C. Janssen van WML, waarvoor dank.

Samenvatting

Rond grondwaterwinningen wordt op dit moment een beschermingszone gehandhaafd om te voorkomen dat de winningen worden besmet met schadelijke micro-organismen. In Nederland geldt als richtlijn dat de verblijftijd vanaf de rand van de beschermingszone 60 dagen dient te zijn. Op basis van een recente modelstudie van het RIVM wordt gesteld dat een verblijftijd van 60 dagen te kort is en dat verblijftijden van 1,8 tot 3,7 jaar noodzakelijk zijn om met 95% zekerheid een infectiekans van 1 op 10.000 mensen per jaar niet te overschrijden (23). De gebruikte parameterwaarden in de RIVM-studie zijn echter deels gedateerd of conservatiever dan tot nu toe gepubliceerd in de literatuur. Tevens is abusievelijk een verkeerde formule toegepast voor de berekening van verblijftijden, waardoor de lengtes van de berekende beschermingszones overschat kunnen zijn.

Het doel van het onderhavige rapport is om de beschermingszones rond grondwaterwinningen met dezelfde modelbenadering uit te rekenen maar dan met recentere gegevens, conservatieve parameterwaarden zoals gepubliceerd in de literatuur en met de juiste formule voor de berekening van de verblijftijden.

De resultaten beschreven in dit rapport tonen aan dat voor freatische winningen met oxidisch grondwater beschermingszones met verblijftijden tussen 43 en 117 dagen (in afstand 54 tot 104 meter) nodig zijn om met 95% zekerheid de infectiekans van 10^{-4} personen per jaar niet te overschrijden. Dit is 0,72 tot 1,95 keer de huidige richtlijn. Voor anoxische winningen zijn verblijftijden van 555 tot 898 dagen (in afstand 82 tot 276 meter) nodig, 9,25 tot 15,0 keer de huidige richtlijn.

Een gevoeligheidsanalyse toonde aan dat het model het meest gevoelig is voor de parameters inactivatieconstante, botsingsefficiëntie, korreldiameter en onttrekkingsdebiet. De waarden voor de eerste drie parameters zijn onbekend voor elke winning en werden geschat. De korreldiameter werd geschat op basis van bodemopbouw bij de desbetreffende winning. De inactivatieconstante en botsingsefficiëntie werden geschat aan de hand van gegevens uit veld- en laboratoriumexperimenten op andere locaties. Doordat de betrouwbaarheid van de geschatte parameterwaarden onbekend is, is ook de voorspellende waarde van de modeluitkomsten onbekend. Door de onbekende betrouwbaarheid van de voorspelde waarden voor de lengte van de beschermingszone kunnen de modeluitkomsten hooguit als indicatief beschouwd worden.

De indicatieve modeluitkomsten lieten zien dat alleen de beschermingszone rond anoxische freatische winningen zonder scheidende laag mogelijk te kort is. In Nederland zijn er drie anoxische freatische winningen. Twee van de drie hebben echter een zeer laag onttrekkingsdebiet waardoor de afstand van het waterwingebied in dezelfde orde van grootte ligt als de indicatieve

modeluitkomsten. Alleen bij winning 5 is de afstand van het waterwingebied beduidend korter dan de indicatieve modeluitkomsten.

De berekende lengtes van de beschermingszone zijn 10,0 tot 12,1 keer korter dan lengtes berekend in een eerdere studie van Schijven et al. (23). Dit verschil wordt veroorzaakt door (i) het gebruik van recentere gegevens in onze studie, (ii) het toepassen van minder conservatieve waarden voor de inactivatieconstante en botsingsefficiëntie en (iii) het toepassen van de juiste formule om afstanden naar verblijftijden om te rekenen.

De waarden voor de inactivatieconstante zijn gebaseerd op conservatieve waarden zoals gepubliceerd in de wetenschappelijke literatuur. In de studie van Schijven et al. (23) wordt het 95-percentiel van de lengte van de beschermingszone uitgerekend met waarden voor de inactivatieconstante die lager zijn dan gepubliceerd in de wetenschappelijke literatuur. De waarden voor de botsingsefficiëntie zijn in onze studie iets hoger dan Schijven et al. (23) gebruikten, maar ze zijn nog steeds beduidend lager dan waarden die tot nu toe in veldstudies gevonden zijn.

We concluderen dat het model voor de berekening van de lengte van de beschermingszone weinig robuust is en uitkomsten geeft waarvan de voorspellende waarde onbekend is. Daarom wordt aanbevolen om de beschreven methode en modellen niet te gebruiken om de exacte lengte van de beschermingszone rond grondwaterwinningen uit te rekenen.

Inhoud

	Voorwoord	1
	Samenvatting	3
	Inhoud	5
1	Introductie	7
2	Methode	9
2.1	Winningen	9
2.2	Modelbeschrijving	9
2.3	Modelparameters onafhankelijk van de winningslocatie	10
2.3.1	Lekdebiet	11
2.3.2	Virusconcentratie besmettingsbron	11
2.3.3	Porositeit	11
2.3.4	Grootte virusdeeltjes	11
2.3.5	Infectiekans	12
2.3.6	Volume-inname ongekookt drinkwater	12
2.3.7	Recoveryefficiëntie	12
2.4	Modelparameters afhankelijk van de winningslocatie	13
2.4.1	Inactivatieconstante	13
2.4.2	Botsingsefficiëntie	14
2.4.3	Korrel diameter	15
2.4.4	pH	15
2.4.5	Onttrekkingsdebiet	15
2.4.6	Temperatuur	15
2.4.7	Watervoerend pakket	16
2.5	Modelsimulaties	16
2.6	Gevoeligheidsanalyse	16
3	Resultaten	17
3.1	Berekende lengte van de beschermingszones	17
3.2	Gevoeligheidsanalyse	18
4	Discussie	23
4.1	Beschermingszones	23
4.2	Vergelijking met eerdere studie	24
4.2.1	Inactivatieconstante	26
4.2.2	Botsingsefficiëntie	28
4.2.3	Debiet	30
4.2.4	Watervoerend pakket	30
4.2.5	pH	31
4.2.6	Virusgrootte	31

4.2.7	Porositeit	31
4.2.8	Temperatuur	31
4.2.9	Infectiekans	32
4.2.10	Verblijftijden	32
4.3	Modelleren beschermingszones	33
5	Conclusies	39
6	Aanbevelingen	41
7	Veldexperiment	43
8	References	45
I	Bijlage I	49

1 Introductie

Grondwater is in Nederland een belangrijke grondstof voor de drinkwaterbereiding; 67% van het Nederlandse drinkwater wordt gewonnen uit grondwater. Eén van de voordelen van het gebruik van grondwater voor de bereiding van drinkwater is dat grondwater meestal een hoge hygiënische kwaliteit heeft. Om een goede grondwaterkwaliteit te garanderen zijn er rond wingebeden beschermingszones aangebracht waarin microbiologisch en chemisch risicovolle activiteiten niet mogen plaatsvinden (1). Voor de microbiologische veiligheid wordt er op dit moment een afstand voor de beschermingszone gehanteerd (waterwingebied) die is gebaseerd op 60 dagen verblijftijd van pathogene micro-organismen in de bodem (1). De verblijftijd van 60 dagen in de bodem zou voldoende verwijdering van micro-organismen moeten geven zodat ze niet in het gewonnen grondwater terecht komen. Deze verblijftijd is gebaseerd op onderzoek uit de jaren '30 waarin werd gemeten dat pathogene bacteriën voldoende afstierven tijdens bodempassage van 60 dagen of meer (11).

Sinds het onderzoek uit de jaren '30 is bekend geworden dat de persistentie van andere micro-organismen zoals virussen en protozoën in het bodemecosysteem groter is dan van bacteriën (18;19). Daarom is het mogelijk dat een verblijftijd van 60 dagen in de bodem te kort is om alle pathogene micro-organismen voldoende te verwijderen. In het nieuwe waterleidingbesluit is bepaald dat het maximale toegestane risico van microbiële infectie door drinkwaterconsumptie 10^{-4} per persoon per jaar is (24). Voor virussen houdt dit in dat de maximale virusconcentratie in drinkwater niet boven de $1,2 \times 10^{-6} \text{ l}^{-1}$ mag komen (4). Het is echter onbekend of een verblijftijd van 60 dagen in het bodemecosysteem zorg kan dragen voor voldoende verwijdering van virussen, zodat de grenswaarde van $1,2 \times 10^{-6} \text{ l}^{-1}$ niet wordt overschreden. Zeker onder een worstcase scenario zoals een lekkend riool in een microbiologisch kwetsbare winning is het de vraag of de kritieke concentratie niet wordt overschreden. Recent modelleringsonderzoek van het RIVM geeft aan dat een verblijftijd van 60 dagen in de bodem rond een zestal freatische zandige grondwaterwinningen niet toereikend is om voldoende verwijdering van virussen te bewerkstelligen onder een worstcase scenario van een lekkend riool. Om met 95% zekerheid aan de infectierisico-eis te voldoen werd berekend dat verblijftijden van 1,8 tot 3,7 jaar noodzakelijk zijn (23). Dit betekent dat er een zone van 183 tot 418 meter rond deze winningen nodig zou zijn waarin een aantal microbiologisch risicovolle activiteiten niet meer mag plaatsvinden, een aanzienlijke vergroting van het huidige waterwingebied.

Omdat een sterk vergroot waterwingebied grote consequenties heeft voor grondwaterbedrijven met freatische winningen, is de modelbenadering van Schijven et al. (23) kritisch bekeken. Het gebruikte model, de ingevoerde parameterwaarden en aannames zijn vergeleken met de beschikbare informatie van de waterleidingbedrijven en de wetenschappelijke literatuur. Bij deze beschouwing bleek dat de meest recente gegevens over pH,

temperatuur, onttrekkingsdebiet, zuurstof- en nitraatconcentraties afweken van de historische gegevens die Schijven et al. (23) hebben gebruikt. Verder gebruikten Schijven en coauteurs (23) voor inactivatie, aanhechting en infectie de meest conservatieve waarden van verschillende virussoorten en koppelden deze in het model aan elkaar. Zo werd voor aanhechting gegevens gebruikt van bacteriofaag MS2, voor inactivatie de laagst gepubliceerde waarden voor coxsackievirus A9 en B1, echovirus 7 en poliovirus 1 en voor het infectiemodel de dosisresponsgegevens van het hoog infectieuze rotavirus. Voor de inactivatieconstante werd de laagst gepubliceerde waarde als gemiddelde gebruikt met daaromheen een arbitraire verdeling. Met een Monte-Carloanalyse werd vervolgens het 95-percentiel bepaald van de lengte van de beschermingszone. Dit houdt in dat niet met de conservatieve waarden (gemiddelde van de verdeling) werd gerekend, maar met waarden die meer in de buurt van de ondergrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval lagen. Hierdoor zijn de gerapporteerde lengtes van de beschermingszone uiteindelijk uitgerekend met lagere waarden dan de meest conservatieve waarden gepubliceerd in de literatuur. Tevens bleek dat Schijven et al. (23) abusievelijk een verkeerde formule toepasten bij de omrekening van afstanden naar verblijftijden.

Het stapelen van conservatieve waarden door parameterwaarden van verschillende virussen aan elkaar te koppelen, het gebruik van oude data, conservatievere waarden dan tot nu toe gemeten en het toepassen van een verkeerde formule resulteerde in zeer grote beschermingszones. Schijven et al. (23) toonden met behulp van een gevoeligheidsanalyse aan wat het effect is van elke afzonderlijke parameter op de infectiekans. Voor meerdere parameterwaarden werden gedateerde gegevens of conservatievere waarden gebruikt dan tot nu toe gepubliceerd in de literatuur. Daarom is het belangrijker om te weten wat het effect op de lengte van de beschermingszone is wanneer niet één maar meerdere parameterwaarden tegelijkertijd worden veranderd. Het doel van de hier beschreven studie is om de beschermingszones rond de winningen gebruikt in de studie van Schijven et al. (23) te herberekenen met de meest recente gegevens, conservatieve waarden zoals beschreven in de literatuur en met de juiste formule voor de berekening van verblijftijden. Tevens zijn de beschermingszones berekend rond freatische zandige winningen die recentelijk als microbiologisch kwetsbaar zijn betiteld (28). Ten slotte is er een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd om nader te bepalen welke parameters de grootste invloed hebben op de lengte van de beschermingszone.

2 Methode

2.1 Winningen

In de studie van Schijven et al. (23) zijn de beschermingszones uitgerekend voor zes winningen. Twee van deze 6 winningen zijn ondertussen gesloten waardoor het geen nut meer heeft om de beschermingszone voor die winningen uit te rekenen. De beschermingszones rond de 4 andere winningen (genummerd als winning 1, 2, 3 en 4 in onze studie) zijn wel herberekend in de huidige studie. Een recente classificatie naar microbiologische kwetsbaarheid van de freatische zandige winningen in Nederland liet zien dat 6 winningen het meest kwetsbaar zijn (28). Eén van deze 6 winningen is ondertussen voor ten minste 2 jaar gesloten en daarom is het minder zinvol om voor deze winning een beschermingszone uit te rekenen. De beschermingszones rond de andere vijf winningen zijn wel uitgerekend (genummerd als winning 5, 6, 7, 8 en 9).

De negen winningen die zijn gebruikt in de huidige studie worden gekarakteriseerd door ondiepe watervoerende pakketten zonder noemenswaardige scheidende lagen. Voor de verontreiniging van het grondwater van deze winningen is uitgegaan van een worstcase scenario: een lekkend riool op een bepaalde afstand van de winput waaruit een bepaalde hoeveelheid virussen via het lekkende rioolwater direct in het watervoerende pakket terecht komt. In dit scenario vindt geen verwijdering van microben plaats door transport in de onverzadigde zone of door verticaal transport in de verzadigde zone.

2.2 Modelbeschrijving

De modellen waarmee de lengte van de beschermingszones werd uitgerekend, worden hier kort beschreven; voor verdere details wordt verwezen naar Schijven et al. (20;23). De gebruikte formules zijn beschreven in Bijlage I, terwijl alle gebruikte parameters zijn vermeld in tabel 2.1. De berekening van de beschermingszones is gebaseerd op een model dat de verwijdering van micro-organismen door de bodem berekende (formule 1-5, Bijlage I) in combinatie met een infectierisicomodel (formule 6-7, Bijlage I). Het eerste model geeft de relatie weer van de hoeveelheid virussen die na bodempassage overblijft bij de winput als functie van de afstand. Het infectierisicomodel is een dosisresponsmodel voor infectie van rotavirussen (27) en toont de relatie tussen het infectierisico en de hoeveelheid virussen in het drinkwater. Door de hoeveelheid virussen in het drinkwater gelijk te stellen aan de hoeveelheid virussen die overblijft in de winput, kunnen beide modellen aan elkaar worden gekoppeld. Door de koppeling werd de infectiekans uiteindelijk geschat als functie van de afstand tussen besmettingsbron en winput: $P(\text{inf}) = f(R)$. De modelberekeningen werden uitgevoerd met behulp van het computerprogramma MatLab 7.0.

Tabel 2.1 Beschrijving modelparameters

Parameterafkorting	Beschrijving parameter
C_A	Virusconcentratie winput ($N l^{-1}$)
q	Lekdebiet besmettingsbron ($m^3 dag^{-1}$)
Q	Onttrekkingsdebiet winning ($m^3 dag^{-1}$)
C_0	Virusconcentratie besmettingsbron ($N l^{-1}$)
α	Botsingsefficiëntie
k_1	Constante
k_2	Constante
R	Afstand besmettingsbron tot winput (m)
μ_{in}	Inactivatieconstante ($ln dag^{-1}$)
n	Porositeit
d_c	Korrel diameter (m)
A_s	Happel's porositeitafhankelijke parameter
D_{BM}	Diffusiecoëfficiënt ($m^2 s^{-1}$)
h	Dikte watervoerend pakket (m)
π	Constante pi (3,141592654...)
K_B	Boltzmann constante ($1,38 \cdot 10^{-23} J K^{-1}$)
T	Temperatuur ($^{\circ}C$)
d_p	Grootte virusdeeltje (m)
ε	Dynamische viscositeit ($kg m^{-1} s^{-1}$)
ρ	Dichtheid van water ($999,703 kg m^{-3}$)
p_{inf}	Kans op infectie
D	Dosis ingeslikte virussen ($N l^{-1}$)
a	Parameter van de β -Poisson verdeling
b	Parameter van de β -Poisson verdeling
E	Recoveryefficiëntie virusbepaling
V	Volume-inname ongekookt drinkwater ($l pers^{-1} jaar^{-1}$)

De benodigde afstanden van de beschermingszones en de daarbijbehorende reistijden werden berekend waarbij met 50% en 95% betrouwbaarheid de infectiekans van 10^{-4} persoon per jaar niet is overschreden. Ten slotte werden de afstanden omgerekend naar verblijftijden (formule 8, Bijlage I) met de gemiddelde waarden voor de porositeit, en de constante waarden voor onttrekkingsdebiet en dikte watervoerend pakket.

2.3 Modelparameters onafhankelijk van de winningslocatie

Een aantal modelparameters is onafhankelijk van de winninglocatie en een aantal is afhankelijk van de winninglocatie. De modelparameters worden in de volgende paragrafen besproken. In een aantal gevallen werden dezelfde parameterwaarden gebruikt als in Schijven et al. (23) en in een aantal gevallen werden andere parameterwaarden en/of verdelingen gebruikt. In dit hoofdstuk worden alleen de parameterwaarden en bijbehorende verdelingen gegeven, terwijl in het discussiehoofdstuk verder wordt ingegaan op de rechtmatigheid van het gebruik van de parameterwaarden.

De parameterwaarden voor de verdelingen die onafhankelijk zijn van de winninglocatie zijn weergegeven in Tabel 2.2.

2.3.1 *Lekdebiet*

Voor het lekdebiet werden dezelfde parameterwaarden en verdelingen gebruikt als in het modelleringsonderzoek van Schijven et al. (23). De auteurs beschrijven dat het aannemelijk is dat er in Nederland locaties zijn waar ex-filtrerende rioolbuizen vlak boven of in de grondwaterspiegel rioolwater lekken. Aangenomen werd dat het lekdebiet van een riool gemiddeld $1 \text{ m}^3 \text{ dag}^{-1}$ is en dat het lekdebiet lognormaal verdeeld is met de lognormale parameters $M = -0,112$ en $S = 0,472$ (23).

2.3.2 *Virusconcentratie besmettingsbron*

De concentratie van enterovirussen gemeten in rioolwater werd gebruikt voor de virusconcentratie in de besmettingsbron. De gemiddeld gemeten concentratie is 164 N l^{-1} . Er werd aangenomen dat deze concentratie lognormaal verdeeld is met $M = 4,23$ en $S = 1,32$. Deze aannames zijn overgenomen uit Schijven et al. (23), die deze getallen baseerden op metingen aan influent van twee rioolwaterzuiveringsinstallaties in Rotterdam en Amsterdam (9).

2.3.3 *Porositeit*

De porositeit van zandige bodems ligt tussen de 0,25 en 0,49; aangenomen werd dat de porositeit normaal verdeeld is (7). In deze studie is een normale verdeling aangehouden met $\mu=0,37$ en $\sigma=0,06$ waardoor het 95% interval 0,25 tot 0,49 is. Deze verdeling wijkt af van die van Schijven et al. (23).

2.3.4 *Groote virusdeeltjes*

Vaak wordt bacteriofaag MS2 gebruikt als modelvirus in studies naar virustransport in bodems omdat het gedrag van MS2 in bodems conservatief is (19). Ook in onze studie werd besloten om voor waarden van sommige parameters de waarden van bacteriofaag MS2 te gebruiken. Eén daarvan is de waarde voor virusgrootte. De grootte van MS2 is gelijk aan die van enterovirussen. Recent onderzoek heeft aangetoond dat de virusgrootte van bacteriofaag MS2 normaal verdeeld is met $\mu = 23,3 \text{ nm}$ en $\sigma = 3,1 \text{ nm}$ (29). Deze waarden werden in deze studie gebruikt en wijken af van de waarden gebruikt door Schijven et al. (23).

Tabel 2.2. Parameterwaarden voor de verdelingen die onafhankelijk zijn van de winninglocatie.

Parameter	Verdeling	μ	σ	M	S	a	b
Lekdebiet (m ³ dag ⁻¹)	Lognormaal	1	0,5	-0,112	0,472		
Virusconcentratie (N l ⁻¹)	Lognormaal	164	356	4,23	1,32		
Volume-inname (l pers ⁻¹ dag ⁻¹)	Lognormaal	0,286	0,205	-1,88	1,12		
Porositeit	Normaal	0,37	0,06	0,37	0,06		
Virusgrootte (m)	Normaal	2,3×10 ⁻⁸	3,1×10 ⁻⁹				
Infectiekans	β -Poisson					0,253	0,422

2.3.5 Infectiekans

Eerder onderzoek toonde aan dat de dosisresponsgegevens van humaanpathogene virussen het best beschreven kunnen worden als een β -Poissonverdeling (27). In het modelleringsonderzoek werden de parameterwaarden van deze verdeling voor rotavirussen gebruikt ($a = 0,253$ en $b = 0,422$; (27)). De β -Poisson verdeling werd vervolgens gebruikt om de infectiekans te bepalen. Dit in tegenstelling tot Schijven et al. (23) die een β -verdeling gebruikte met de parameterwaarden $a = 0,253$ en $b = 0,422$.

2.3.6 Volume-inname ongekookt drinkwater

De gemiddelde volume-inname van ongekookt drinkwater in Nederland is 0,286 liter per persoon per dag en werd beschreven met een lognormale verdeling met $M = -1,88$ en $S = 1,12$. Deze verdeling en waarden werden overgenomen uit de studie van Schijven et al. (23).

2.3.7 Recoveryefficiëntie

De recoveryefficiëntie van de virusbepaling is de fractie van het totale aantal virussen dat met de analyse wordt gemeten. In overeenstemming met de studie van Schijven et al. (23) werd er in het modelleringswerk van uitgegaan dat deze 1 is. In de gevoeligheidsanalyse werd de waarde voor de recovery wel gevarieerd.

Tabel 2.3. Parameterwaarden voor de verdelingen die afhankelijk van de winninglocatie zijn.

Winning	Inactivatieconstante (dag ⁻¹)				Korrel diameter (m)				α_0	
	Lognormaal verdeeld				Lognormaal verdeeld				Normaal verdeeld	
	μ	σ	M	S	μ	σ	M	S	μ	σ
1	0,149	0,0932	-2,07	0,57	5,0×10 ⁻⁴	2,1×10 ⁻⁴	-7,68	0,40	3,9×10 ⁻⁵	3,9×10 ⁻⁶
2	0,149	0,0932	-2,07	0,57	5,0×10 ⁻⁴	2,1×10 ⁻⁴	-7,68	0,40	3,9×10 ⁻⁵	3,9×10 ⁻⁶
3	0,149	0,0932	-2,07	0,57	2,5×10 ⁻⁴	1,0×10 ⁻⁴	-8,37	0,40	3,9×10 ⁻⁵	3,9×10 ⁻⁶
4	0,149	0,0932	-2,07	0,57	5,0×10 ⁻⁴	2,1×10 ⁻⁴	-7,68	0,40	3,9×10 ⁻⁵	3,9×10 ⁻⁶
5	0,024	0,0150	-3,89	0,57	5,0×10 ⁻⁴	2,1×10 ⁻⁴	-7,68	0,40	1,5×10 ⁻⁵	1,5×10 ⁻⁶
6	0,024	0,0150	-3,89	0,57	2,5×10 ⁻⁴	1,0×10 ⁻⁴	-8,37	0,40	1,5×10 ⁻⁵	1,5×10 ⁻⁶
7	0,024	0,0150	-3,89	0,57	2,5×10 ⁻⁴	1,0×10 ⁻⁴	-8,37	0,40	1,5×10 ⁻⁵	1,5×10 ⁻⁶
8	0,149	0,0932	-2,07	0,57	5,0×10 ⁻⁴	2,1×10 ⁻⁴	-7,68	0,40	3,9×10 ⁻⁵	3,9×10 ⁻⁶
9	0,149	0,0932	-2,07	0,57	5,0×10 ⁻⁴	2,1×10 ⁻⁴	-7,68	0,40	3,9×10 ⁻⁵	3,9×10 ⁻⁶

2.4 Modelparameters afhankelijk van de winningslocatie

Een groot deel van de modelparameters is locatiespecifiek en hangt dus af van de eigenschappen van een bepaalde winning. Hierbij zijn sommige parameterwaarden voor iedere winning verschillend. Andere parameterwaarden zijn afhankelijk van de omstandigheden van een bepaalde winning (bijvoorbeeld (sub)oxisch versus anoxisch) en dus voor een deel van de winningen hetzelfde. De parameterwaarden voor de verdelingen die afhankelijk zijn van de winninglocatie zijn weergegeven in Tabel 2.3, terwijl de parameterwaarden voor de constanten die afhankelijk zijn van de winninglocatie zijn weergegeven in Tabel 2.4.

2.4.1 Inactivatieconstante

De inactivatieconstante voor micro-organismen in grondwater is afhankelijk van een groot aantal factoren waarbij temperatuur en redoxstatus de belangrijkste zijn. Aangezien de temperatuur van de negen onderzochte winningen ongeveer gelijk is (~ 10°C), werd de inactivatieconstante niet gecorrigeerd voor temperatuur. De negen onderzochte winningen verschillen wel in redoxstatus waardoor onderscheid werd gemaakt tussen strikt anoxische (<0,5 mg l⁻¹ O₂ en <0,5 mg l⁻¹ NO₃⁻) en (sub)oxische (>0,5 mg l⁻¹ O₂ en/of >0,5 mg l⁻¹ NO₃⁻) winningen. Tot nu toe zijn er veel studies gepubliceerd waarbij de inactivatieconstante van faag MS2 is bepaald onder oxische condities (2;30;32;34). Die gepubliceerde inactivatieconstanten werden gebruikt om de parameters van de lognormale verdeling uit te rekenen. Dat resulteerde in de volgende parameterwaarden: M = -2,07 en S = 0,57. Deze waarden werden gebruikt voor de winningen met (sub)oxisch grondwater (Winning 1, 2, 3, 4, 8 en 9). De inactivatieconstante van MS2 onder anoxische condities is eerder experimenteel bepaald door Schijven et al. (22). Met behulp van die waarde (0,024 ln dag⁻¹) en de spreiding voor de inactivatieconstante onder oxische condities werden de parameterwaarden voor de lognormale verdeling voor de inactivatieconstante van MS2 onder

anoxische condities geschat: $M = -3,89$ en $S = 0,57$. Deze waarden werden gebruikt voor de winningen met anoxisch grondwater (winningen 5, 6 en 7).

2.4.2 Botsingsefficiëntie

De botsingsefficiëntie is afhankelijk van het aantal beschikbare aanhechtingsplaatsen in de bodem, welk aantal onder andere weer afhankelijk is van de pH (toenemende pH resulteert in afnemend aantal aanhechtingsplaatsen) en de aanwezigheid van metaal(hydr)oxiden zoals Fe-hydroxide (toenemend aantal Fe-hydroxide resulteert in toenemend aantal hechtingsplaatsen) (19). De aantallen metaal(hydr)oxiden zijn op hun beurt weer afhankelijk van de redoxstatus van de bodem, waarbij onder strikt anoxische condities geen metaal(hydr)oxiden aanwezig zijn, terwijl onder (sub)oxische condities deze wel aanwezig zijn (22).

In het werk van Schijven et al. (23) werd een empirische relatie gebruikt voor de berekening van de botsingsefficiëntie:

$$\alpha = \alpha_0 \times 0.9 \left(\frac{pH - pH_0}{0.1} \right) \quad (1)$$

waarbij

pH = pH van ruw water desbetreffende winning

pH₀ = de referentie-pH waarbij α_0 is bepaald

α_0 = de referentiewaarde van de botsingsefficiëntie

Uit experimenteel onderzoek bleek dat deze relatie in ieder geval geldt voor het pH-bereik van 3,5 tot 7,0. In deze studie werd aangenomen dat dezelfde relatie ook geldig is tot pH-waarden van 8,0.

De α_0 onder anoxische condities werd bepaald met behulp van gegevens uit veldexperimenten in een anoxische aquifer (diepinfiltratie DIZON; (22)) en onder (sub)oxische condities met behulp van gegevens uit veldexperimenten in een oxische aquifer (duinfiltratie Castricum; (21)). De formule waarmee de referentiewaarde van de botsingsefficiëntie werd berekend staat in Bijlage I (formule 9).

De verschillende parameterwaarden werden ontleend aan bovengenoemde veldexperimenten. Dit resulteerde in een α_0 voor (sub)oxische winningen van $3,9 \times 10^{-5}$ met een pH₀ van 7,5 en een α_0 voor anoxische winningen van $1,5 \times 10^{-5}$ met een pH₀ van 6,8. Er werd aangenomen dat de α_0 hierbij normaal verdeeld is met een arbitraire standaarddeviatie van $3,9 \times 10^{-6}$ voor (sub)oxische en $1,5 \times 10^{-6}$ voor anoxische winningen.

2.4.3 Korreldiameter

De korreldiameter verschilt per winning (Tabel 2.3) en werd geschat, waarbij twee waarden zijn gehanteerd, één voor fijn zand en één voor iets grover zand (23). Uit gegevens bleek dat winningen 3, 6 en 7 worden gekarakteriseerd door fijn zand en de andere winningen door iets grover zand. Aangenomen werd dat de grootte van de korreldiameter lognormaal verdeeld is, zoals beschreven door Schijven et al. (23).

2.4.4 pH

Er is bekeken of de pH van het ruwe water van de negen winningen gedurende de afgelopen 5 jaar varieerde. Over het algemeen lag de variatie in de pH binnen de meetfout van een pH-elektrode ($\pm 0,1$) en daarom werd besloten om de pH-waarde als een constante te beschouwen. Hierbij werd de meest recente pH-waarde van de REWAB-database (17) gebruikt (Tabel 2.4).

2.4.5 Onttrekkingsdebiet

De jaarlijkse onttrekkingsdebieten over 2003 of 2004 van de negen winningen is opgevraagd bij de verschillende waterleidingbedrijven. Deze gegevens werden gebruikt om een gemiddeld onttrekkingsdebiet per dag te berekenen door het onttrekkingsdebiet van het hele jaar te delen door 365. Tevens werd het vergunde onttrekkingsdebiet per dag berekend door het jaardebiet dat volgens de vergunning mag worden opgepompt te delen door 365. Beide waarden voor het debiet zijn weergegeven in Tabel 2.4.

Tabel 2.4 Parameterwaarden voor de constanten die afhankelijk van de winningslocatie zijn

Winning	Debiet (m ³ dag ⁻¹)		pH	Temperatuur (°C)	Dikte watervoerend Pakket (m)
	Gemiddeld	Maximum			
1	2100	2740	7,20	10,0	30
2	1096	1890	7,10	10,5	27
3	4384	17.123	7,20	11,0	35
4	3767	4109	7,10	11,0	45
5	4786	5479	6,93	10,5	30
6	287	274	7,95	10,5	30
7	261	274	8,00	9,5	30
8	5853	8219	5,85	10,2	27
9	1644	2740	5,88	12,0	28

2.4.6 Temperatuur

De temperatuurgegevens over de laatste 5 jaar voor de negen winningen zijn met elkaar vergeleken om de jaarvariatie te bepalen. Aangezien de variaties binnen de meetfout van de thermometer ($\pm 0,1^{\circ}\text{C}$) waren, werd besloten om de temperatuur als constant te beschouwen (Tabel 2.4). De meest recente temperatuur uit de REWAB-database(17) werd gebruikt.

2.4.7 Watervoerend pakket

Er werd aangenomen dat de dikte van het watervoerende pakket constant is in de beschermingszone. De dikte van het watervoerende pakket van elke winning is opgevraagd bij de waterleidingbedrijven en staat weergegeven in Tabel 2.4.

2.5 Modelsimulaties

Er werden 300.000 Monte-Carlotrekkingen gedaan uit de genoemde verdelingen van de modelparameters. Bij 300.000 trekkingen werden stabiele uitkomsten verkregen, wat inhoudt dat steeds dezelfde afstand voor de beschermingszone werd verkregen wanneer meerdere malen 300.000 trekkingen uit de verdelingen van de modelparameters werden uitgevoerd.

2.6 Gevoeligheidsanalyse

Er werd een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd op de parameters van de winning met de grootste berekende beschermingszone (winning 5). Deze gevoeligheidsanalyse werd uitgevoerd op alle parameters, waarbij telkens de waarde van één van de parameters over een bepaald bereik veranderde, terwijl de verdelingen van de overige parameters hetzelfde bleven. De gebruikte range van de waarde van een bepaalde parameter was voor elke parameter het gemiddelde plus of min ééntiende van het gemiddelde, het gemiddelde plus en min de helft van het gemiddelde, 0,1 keer het gemiddelde en 10 keer het gemiddelde. Het 95-percentiel van de afstand bij een infectiekans van 10^{-4} per persoon per jaar werd voor het hele bereik uitgerekend en onderling vergeleken om een uitspraak te kunnen doen over welke modelparameters het gevoeligst zijn.

Tevens werd bekeken hoe gevoelig het model is voor het gebruikte infectiemodel. Deze gevoeligheidsanalyse werd uitgevoerd omdat uit statistisch onderzoek bleek dat de dosisresponscurve van rotavirussen het best beschreven wordt door een β -Poisson verdeling (formule 6, Bijlage I) met $a=0,253$ en $b=0,422$ (27). In een latere publicatie werd echter gemeld dat bij een lage dosis rotavirus, zoals het geval is in de modelcalculaties, een β -verdeling ($p_{inf}=(a/a+b)*D$) met $a=0,253$ en $b=0,422$ de dosisresponsrelatie beter beschrijft (26).

3 Resultaten

3.1 Berekende lengte van de beschermingszones

Van de negen onderzochte winningen werden het gemiddelde en 95-percentielen van zowel afstand als verblijftijd van de beschermingszone berekend. De lengtes van de beschermingszones werden berekend door gebruik te maken van het gemiddelde debiet van een winning (Tabel 3.1; bepaald door het jaardebiet te delen door 365 dagen) en het vergunde debiet van een winning (Tabel 3.2; bepaald door het vergunde jaardebiet te delen door 365 dagen). De winning waarbij de berekende beschermingszone de langste afstand had, is winning 5. De lengte van de beschermingszone in afstand was rond winning 5 twee keer zo groot als bij de andere winningen. Kijkt men echter naar de verblijftijden dan waren deze voor winningen 5, 6 en 7 aanzienlijk langer dan de verblijftijden voor de andere winningen. De kortere afstand rond winningen 6 en 7 wordt veroorzaakt door het veel lagere debiet bij deze winningen (Tabel 2.4). Het lage debiet zorgt ervoor dat er minder hard aan het water wordt getrokken waardoor er lange verblijftijden ontstaan, relatief dicht bij de winputten. De langere verblijftijden van winningen 5, 6 en 7 zijn gerelateerd aan de zuurstofloosheid van het grondwater. Onder anoxische condities zijn de parameterwaarden voor de inactivatieconstante en botsingsefficiëntie laag en dat resulteerde in langere verblijftijden van de beschermingszones.

Tabel 3.1 Lengte van de beschermingszones, uitgedrukt in afstand en verblijftijd, bij een gemiddeld debiet.

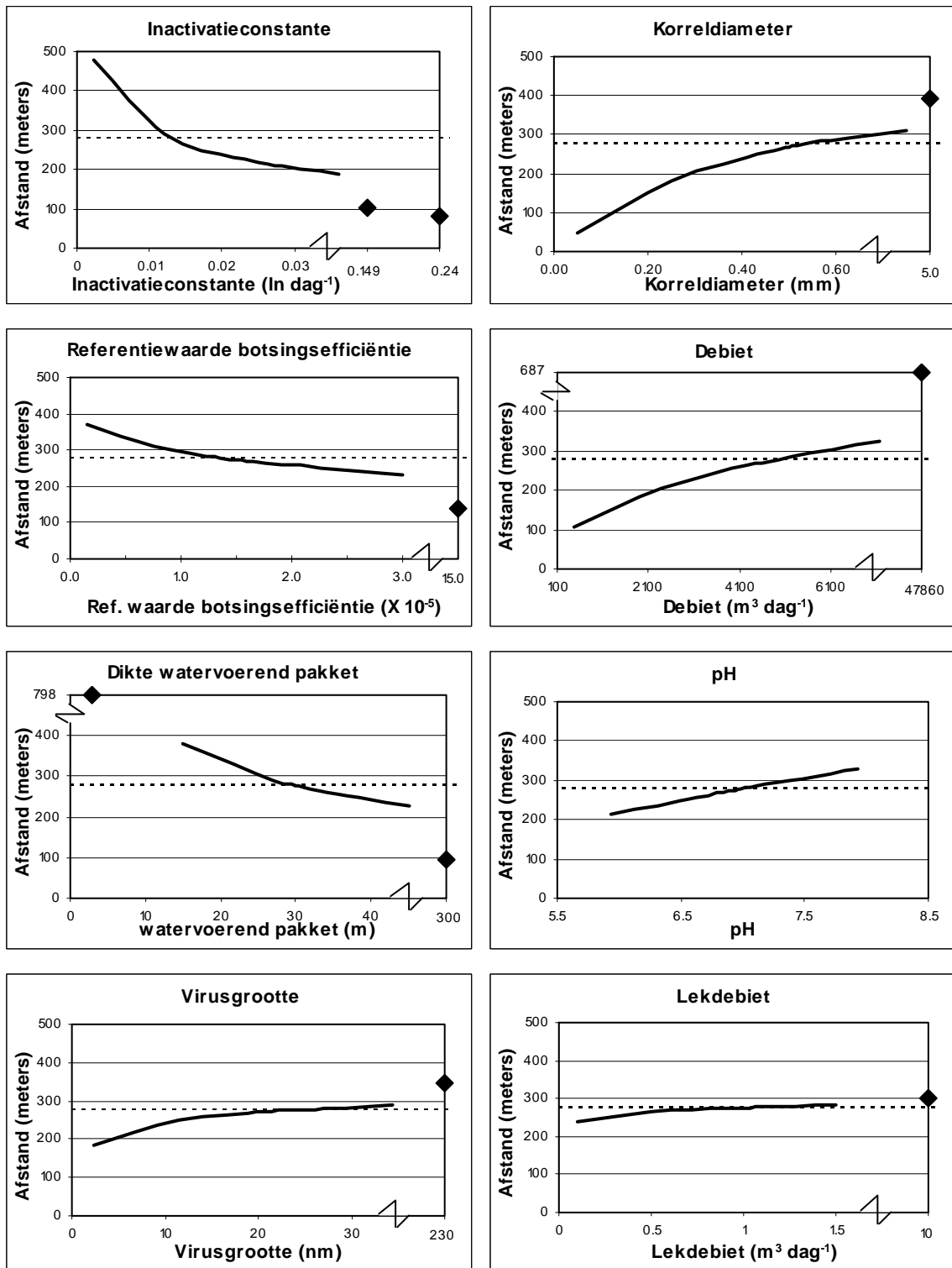
Winning	Afstanden (meters)		Reistijden (dagen)	
	Gemiddeld	95-Percentiel	Gemiddeld	95-Percentiel
1	53	81	47	109
2	42	64	51	117
3	48	77	21	55
4	54	83	40	96
5	178	276	231	555
6	55	84	368	857
7	54	82	390	898
8	55	90	16	43
9	34	54	23	58

Tabel 3.2 Lengte van de beschermingszones, uitgedrukt in afstand en verblijftijd, bij het vergunde debiet

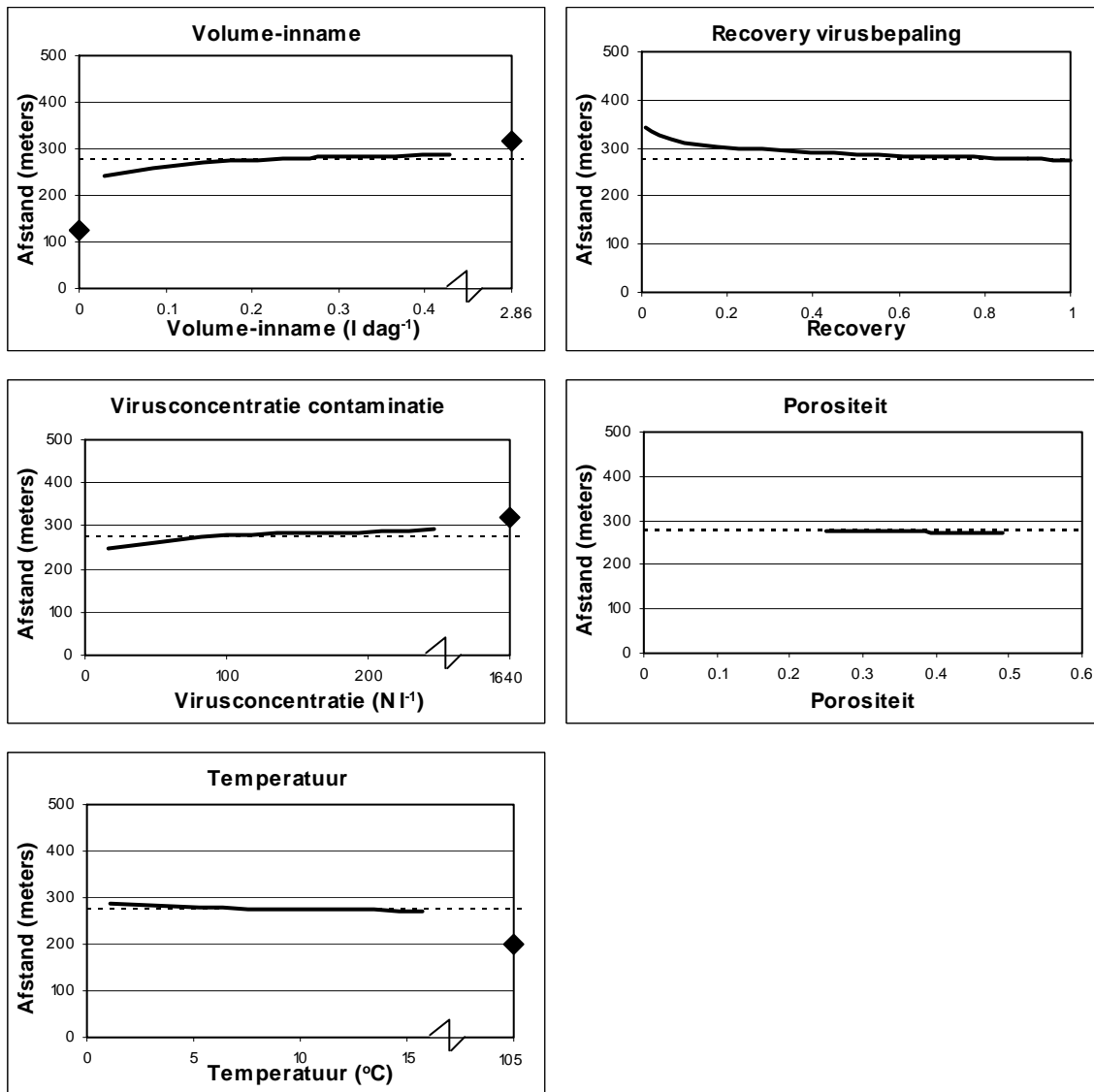
Winning	Afstanden (meters)		Reistijden (dagen)	
	Gemiddeld	95-Percentiel	Gemiddeld	95-Percentiel
1	59	91	44	105
2	52	80	45	106
3	79	131	15	41
4	56	86	40	94
5	188	291	225	539
6	54	82	371	856
7	55	83	385	877
8	62	103	15	41
9	41	66	20	52

3.2 Gevoeligheidsanalyse

Op alle modelparameters werd een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd door gebruik te maken van de parameterwaarden voor de winning met de langste berekende beschermingszone (winning 5). Hierbij werd het bereik van de geteste waarden voor een parameter relatief hetzelfde gevarieerd voor elke parameter. De uitkomsten van de gevoeligheidsanalyse toonden aan dat de modelberekening van de lengte van de beschermingszones erg gevoelig is voor de waarden van de inactivatieconstante, korreldiameter, botsingsefficiëntie en het onttrekkingsdebiet van de winning (Fig. 3.1). Bij de berekening van de beschermingszone werden het gemiddelde en maximale onttrekkingsdebiet van de verschillende winningen uit de geregistreerde data van de waterleidingbedrijven verkregen, waardoor de werkelijke debietwaarde weinig zal afwijken van de gebruikte waarde in het model. De waarden voor de andere drie gevoelige parameters werden echter geschat aan de hand van literatuurwaarden en bepalen dus voor een groot deel de berekende lengtes van de beschermingszone. Tevens is het model gevoelig voor de dikte van het watervoerende pakket, voor de pH en voor de virusgrootte. De dikte van het watervoerende pakket zal echter niet veel variëren in een straal van 300 meter rond de winput. Een toe- of afname van de dikte van het watervoerende pakket met één tot twee meter resulteert in een beschermingszone die slechts enkele meters afwijkt. De pH varieert over het algemeen maar enkele tienden, wat resulteert in een miniem verschil in de lengte van de beschermingszones. De grootte van enterovirussen (20 tot 30 nm) ligt in dezelfde orde van grootte als de grootte van MS2. Het effect van een iets grotere of kleinere virusgrootte is miniem op de lengte van de beschermingszone. De overige parameters hadden weinig invloed op de lengte van de beschermingszone; het model is dus weinig gevoelig voor de parameters lekdebiet, volume-inname, recovery virusbepaling, virusconcentratie contaminatiebron, porositeit en temperatuur (Fig. 3.1).



Figuur 3.1 Gevoeligheid van de lengte van de beschermingszone (in meters) voor de verschillende modelparameters



Figuur 3.1 vervolg

De berekende afstanden van de beschermingszones zijn iets kleiner wanneer een β -verdeling in plaats van de toegepaste β -Poissonverdeling werd gebruikt (Tabel 3.3). Het model is echter niet erg gevoelig voor het verschil en de afstanden zijn dan ook maximaal 8 meter korter.

Tabel 3.3 Het 95-percentiel van de afstand van de beschermingszone bij een infectiekans van 10^{-4} per persoon per jaar, berekent met verschillende dosisrespons relaties.

Winning	β -Poissonverd. a=0,253 b=0,422	β -verdeling a=0,253 b=0,422
	Afstand (m)	Afstand (m)
1	81	79
2	64	62
3	77	75
4	83	81
5	276	268
6	84	82
7	82	80
8	90	87
9	54	53

4 Discussie

4.1 Beschermingszones

De met verwijdering- en infectiemodellen berekende beschermingszones waarbij de infectiekans van 10^{-4} per persoon per jaar met 95% niet overschreden wordt, zijn voor de winningen met (sub)oxisch grondwater ongeveer 60 dagen. Alleen voor winningen 1 en 2 is de verblijftijd bij benadering twee keer zo lang als de nu gehanteerde richtlijn van 60 dagen. De 60-dagenzone lijkt wel voldoende wanneer wordt uitgegaan van de beschermingszone waarbij met 50% zekerheid de infectiekans niet wordt overschreden.

Voor de winningen met anoxisch grondwater zijn de beschermingszones uitgedrukt in verblijftijden echter veel langer. Voor winningen 5, 6 en 7 is het 95-percentiel van de berekende verblijftijden 555 tot 898 dagen bij een gemiddeld onttrekkingsdebiet. Er zijn 23 anoxische freatische zandige winningen ($<0,5 \text{ mg l}^{-1} \text{ O}_2$ en $<0,5 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3^-$) in Nederland. Zeventien van deze 23 winningen hebben echter een slecht doorlatende laag boven het watervoerende pakket. Een eerdere studie toonde aan dat een slecht doorlatende laag van 2 meter voor voldoende verwijdering van virussen zorgt (23). Hierdoor blijven er slechts zes winningen (inclusief winningen 5, 6 en 7) over waar een beschermingszone met een langere verblijftijd mogelijk wenselijk is. Ondanks dat de verblijftijden voor winningen 6 en 7 857 en 898 dagen zijn, zijn de afstanden van de beschermingszones niet langer dan van de beschermingszones rond de (sub)oxische winningen (~ 85 meter). Dit wordt veroorzaakt door het lage onttrekkingsdebiet van winningen 6 en 7. De drie andere niet onderzochte winningen worden gekarakteriseerd door diepe watervoerende pakketten met een dikte van meer dan 100 meter. Door deze dikke watervoerende pakketten zullen de beschermingszones ook een stuk kleiner zijn dan voor winning 5.

De lengte van de beschermingszone in afstand is groter wanneer werd gerekend met het vergunde debiet, terwijl de verblijftijd korter is. Zowel de formule voor verwijdering van virussen door de bodem als de formule om afstanden naar verblijftijden om te rekenen, bevat het onttrekkingsdebiet als parameter. Het effect hiervan is dat de afstand langer kan worden door het virustransportmodel, maar de verblijftijd korter door de omrekening van afstand naar verblijftijd. Wanneer het effect van een hoger debiet groter is op de berekening van de verblijftijd dan op de berekening van de afstand dan kan dit resulteren in een langere afstand maar een kortere verblijftijd. Voor de meeste winningen is het vergunde debiet echter ruwweg hetzelfde als het gewonnen debiet over 2003 of 2004, waardoor de lengtes van de beschermingszone vergelijkbaar zijn. Voor de winningen, waarbij het vergunde debiet veel hoger is dan het gewonnen debiet (bijvoorbeeld winning 3), zijn de afstanden van de beschermingszone duidelijk langer.

De berekende lengtes van de beschermingszone zijn ook vergeleken met de minimale lengte van het huidige waterwingebied. Uit deze vergelijking blijkt dat de berekende lengtes over het algemeen groter zijn dan de lengte van het huidige waterwingebied (Tabel 4.1). Bij sommige winningen (winning 2 en 4) wordt dit veroorzaakt doordat de minimale afstand van het waterwingebied tot één van de pompputten erg kort is. Bij winning 5 is het verschil in lengte met 151 meter het grootst. De betrouwbaarheid van de modeluitkomsten is echter onbekend en de berekende lengtes kunnen daarom alleen als indicatief beschouwd worden (zie sectie 4.3).

Tabel 4.1 De berekende lengte van de beschermingszone en de huidige minimale lengte van het waterwingebied.

Winning	Berekend Lengte (m)	Waterwingebied Lengte (m)	Vershil in lengte (m)
1	81	75	6
2	64	2	62
3	77	50	27
4	83	0	83
5	276	125	151
6	84	75	9
7	82	49	33
8	90	40	50
9	54	150	< 0

4.2 Vergelijking met eerdere studie

De lengte van de beschermingszones rond winningen 1, 2, 3 en 4 zijn eerder berekend met dezelfde methode zoals beschreven in dit rapport (23). De uitkomsten voor de lengte van de beschermingszone in afstand en verblijftijd, bij een 95% zekerheid dat de infectiekans van 10^{-4} per persoon per jaar niet is overschreden, zijn verschillend tussen beide studies (Tabel 4.2). De afstand van de beschermingszone is 2,8 tot 5,0 keer korter in onze studie vergeleken met Schijven et al. (23), terwijl de verblijftijd zelfs 10,0 tot 12,1 keer lager ligt. Een aantal belangrijke verschillen in de keuze van de parameterwaarden en verdelingen liggen hieraan ten grondslag (Tabel 4.3). Ook de methode om de verblijftijd te berekenen verschilt tussen beide studies. In het vervolg van de discussie worden de verschillen één voor één besproken waarbij een onderbouwing wordt gegeven voor de afwijkende keuze in onze studie.

Tabel 4.2 De lengte van de beschermingszones in afstand en verblijftijd voor beide studies bij winningen 1, 2, 3 en 4 waarbij het 95-percentiel van de infectiekans lager ligt dan 10^{-4} per persoon per jaar.

Winning	Afstand (meters)		Verblijftijd (dagen)	
	Deze studie	Schijven et al.*	Deze studie	Schijven et al.*
1	83	232	114	1210
2	64	183	117	1278
3	77	324	55	667
4	83	418	96	963

* (23)

Tabel 4.3 Verschillen in parameterwaarden en verdelingen tussen de studie van Schijven et al. (23) en deze studie.

Parameter	Winning	Schijven et al.(23)		Deze studie	
		Verdeling	Parameter	Verdeling	Parameter
Inactivatieconstante (ln dag ⁻¹)	Alle 4	Lognormaal	$\mu=0,024$ $S=0,5$	Lognormaal	$\mu=0,149$ $S=0,57$
Botsingsefficiëntie	Alle 4	Constante	$1,5 \times 10^{-5}$	Normaal	$\mu=3,9 \times 10^{-5}$ $\sigma=3,9 \times 10^{-6}$
Debiet (m ³ dag ⁻¹)	1	Constante	3096	Constante	2100
	2	Constante	1370	Constante	1096
	3	Constante	9589	Constante	4384
	4	Constante	8219	Constante	3767
Dikte watervoerend pakket (m)	1	Uniform	25-35	Constante	30
	2	Uniform	18-28	Constante	27
	3	Uniform	20-30	Constante	35
	4	Uniform	15-25	Constante	45
pH	1	Normaal	$\mu=7,2$ $\sigma=0,2$	Constante	7,20
	2	Normaal	$\mu=7,1$ $\sigma=0,15$	Constante	7,10
	3	Normaal	$\mu=7,2$ $\sigma=0,15$	Constante	7,20
	4	Normaal	$\mu=7,1$ $\sigma=0,13$	Constante	7,10
Virusgrootte (nm)	Alle 4	Uniform	20-30	Normaal	$\mu=23,3$ $\sigma=3,1$
Porositeit	Alle 4	Uniform	0,25-0,50	Normaal	$\mu=0,37$ $\sigma=0,06$
Temperatuur (°C)	1	Uniform	10,0-11,2	Constante	10,0
	2	Uniform	9,5-11,5	Constante	10,5
	3	Uniform	9,5-11,7	Constante	11,0
	4	Uniform	10,0-11,4	Constante	11,0
Infectiekans	Alle 4	β	$a=0,253$ $b=0,422$	β -Poisson	$a=0,253$ $b=0,422$

4.2.1 *Inactivatieconstante*

De waarde voor de inactivatieconstante die werd gebruikt in de studie van Schijven et al. (23) is een gemeten waarde voor bacteriofaag MS2 bij 12°C onder anoxische condities (22). Deze lage waarde (0,024 dag⁻¹) werd door Schijven et al. (23) als gemiddelde gebruikt waaromheen arbitrair een verdeling werd aangenomen. Omdat bij de Monte-Carloanalyse vervolgens het 95-percentiel werd berekend, betekent dit dat de zo verkregen lengte van de beschermingszone werd berekend met waarden die liggen tussen de gemiddelde waarde en de waarde van het 95% betrouwbaarheidsinterval. Hierdoor is in de studie van Schijven et al. (23) de beschermingszone berekend met een inactivatieconstante die tussen de 0,0089 dag⁻¹ (ondergrens 95% betrouwbaarheidsinterval) en 0,024 dag⁻¹ (gemiddelde) lag. Voor zover ons bekend is een dergelijk lage inactivatieconstante voor humaanpathogene virussen in grondwater van 10°C niet experimenteel waargenomen.

De keuze van Schijven et al. (23) om een inactivatieconstante van 0,024 dag⁻¹ als gemiddelde van een lognormale verdeling te gebruiken is gebaseerd op de laagst gevonden inactivatieconstante in grondwater bij een temperatuur van 7-13°C voor een aantal humaanpathogene virussen (Poliovirus 1, Coxsackievirus A9, Coxsackievirus B1 en Echovirus 7; Tabel 4.4). Uit deze tabel blijkt dat over het algemeen veel hogere waarden voor de inactivatieconstante worden gevonden. De lage waarden zijn beschreven in een studie van Matthes et al. (12) die de inactivatieconstante hebben overgenomen uit een studie van Dizer et al. (6). De auteurs van de laatste studie demonstreerden dat de inactivatie van humaanpathogene virussen in twee fasen verloopt. De inactivatieconstante over de eerste 50 dagen ligt tussen 0,054 en 0,125 dag⁻¹; de inactivatieconstante over 260 dagen ligt daarentegen tussen 0,0103 en 0,0322 dag⁻¹. Aangezien Schijven et al. (23) de keuze maakten om de meest conservatieve waarden te gebruiken, werden de waarden voor de inactivatieconstante van humaanpathogene virussen over 260 dagen als uitgangspunt genomen. Door die keuze nemen zij tegelijkertijd aan dat de modeluitkomst eerder rond de 260 dagen dan rond de 60 dagen ligt.

In onze studie is de verdeling van de inactivatieconstante gebaseerd op gepubliceerde waarden voor één virus. Omdat de inactivatieconstante afhankelijk is van de temperatuur en de grondwatertemperatuur ongeveer rond de 10 graden ligt, werden alleen gepubliceerde waarden gebruikt die gemeten zijn bij een temperatuur tussen de 7 en 13°C. Er zijn onvoldoende literatuurgegevens voor de inactivatieconstante gevonden om voor de meeste virussen een goede verdeling uit te kunnen rekenen. Alleen voor bacteriofaag MS2 en Poliovirus 1 zijn voldoende literatuurgegevens voorhanden om een lognormale verdeling uit de data te berekenen. Hierbij is het gemiddelde van de inactivatieconstante van MS2 lager (0,149 ln dag⁻¹) dan de gemiddelde inactivatieconstante van Poliovirus 1 (0,175 ln dag⁻¹).

In deze studie is de keuze gemaakt om de verdeling met het laagste gemiddelde, die van MS2, te gebruiken in de berekeningen. De gebruikte

literatuurwaarden zijn vermeld in Tabel 4.5. Met de zo verkregen verdeling voor de inactivatieconstante ligt de ondergrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval op $0,049 \text{ dag}^{-1}$, een waarde vergelijkbaar met de lagere waarden voor de inactivatieconstante van humaanpathogene virussen gemeten over 60 dagen (6). Het gebruik van deze verdeling voor de inactivatieconstante resulteerde in beschermingszones van ongeveer 60 dagen, behalve voor winning 1 en 2 waar de verblijftijd bij benadering 120 dagen was.

Tabel 4.4 Literatuurwaarden voor de inactivatieconstante ($\ln \text{ dag}^{-1}$) van humaanpathogene virussen onder oxische condities bij een temperatuur tussen 7 en 13°C.

Virus	Temp. (°C)	Inactivatieconstante ($\ln \text{ dag}^{-1}$)	Referentie
Poliovirus 1	10	0,0385	Nasser et al., 1993 (14)
	12	0,1382	Yates et al., 1985 (32)
	12	0,3178	Yates et al., 1985 (32)
	12	0,2625	Yates et al., 1985 (32)
	12	0,0806	Yates et al., 1985 (32)
	12	0,1174	Yates et al., 1985 (32)
	13	0,0829	Yates et al., 1985 (32)
	13	0,3155	Yates et al., 1985 (32)
	10	0,1059	Blanc en Nasser, 1996 (2)
	10	0,0129	Dizer et al., 1985 (6)
	12	0,3155	Yates et al., 1990(34)
	12	0,2625	Yates et al., 1990(34)
	12	0,0799	Yates et al., 1990(34)
	12	0,1186	Yates et al., 1990(34)
	13	0,0838	Yates et al., 1990(34)
	13	0,3155	Yates et al., 1990(34)
	3-15	0.48	Keswick et al., 1982 (10)
	10	0.025	Nasser en Omen, 1999 (13)
Coxsackievirus A9	10	0.027	Dizer et al., 1985 (6)
Coxsackievirus B1	10	0.019	Dizer et al., 1985 (6)
Coxsackievirus B3	3-15	0.49	Keswick et al., 1982 (10)
Echovirus 1	12	0.152	Yates et al., 1985 (32)
	12	0.428	Yates et al., 1985 (32)
	12	0.400	Yates et al., 1985 (32)
	12	0.124	Yates et al., 1985 (32)
	12	0.117	Yates et al., 1985 (32)
	13	0.318	Yates et al., 1985 (32)
	13	0.182	Yates et al., 1985 (32)
Echovirus 7	10	0.019	Dizer et al., 1985 (6)
HepatitisA virus	10	0.041	Nasser et al., 1993 (14)
	10	0.191	Blanc en Nasser, 1996 (2)
	10	0.138	Nasser en Omen, 1999 (13)
Rotavirus	3-15	0.83	Keswick et al. 1982 (10)

Tabel 4.5 Literatuurwaarden voor de inactivatieconstante ($\ln \text{dag}^{-1}$) van bacteriofaag MS2 onder oxische condities bij een temperatuur tussen 7 en 13°C.

Temperatuur (°C)	Inactivatieconstante ($\ln \text{dag}^{-1}$)	Referentie
7	0,0085	Yahya et al., 1993 (30)
7	0,1081	Yahya et al., 1993 (30)
10	0,1127	Blanc en Nasser, 1996 (2)
12	0,2139	Yates et al., 1985 (32)
12	0,3726	Yates et al., 1985 (32)
12	0,0690	Yates et al., 1985 (32)
12	0,2185	Yates et al., 1985 (32)
12	0,0920	Yates et al., 1985 (32)
12	0,0782	Yates et al., 1985 (32)
12	0,0851	Yates et al., 1985 (32)
12	0,0697	Yates et al., 1990 (34)
12	0,2169	Yates et al., 1990 (34)
12	0,0791	Yates et al., 1990 (34)
12	0,0851	Yates et al., 1990 (34)
13	0,1771	Yates et al., 1985 (32)
13	0,2622	Yates et al., 1985 (32)
13	0,1769	Yates et al., 1990 (34)
13	0,2622	Yates et al., 1990 (34)

De keuze voor een verdeling van de inactivatieconstante gebaseerd op gepubliceerde inactivatieconstanten resulteerde in een hogere parameterwaarde dan gebruikt in de studie van Schijven et al. (23). De gevoeligheidsanalyse in beide studies liet zien dat de inactivatieconstante de meest gevoelige parameter in het model is. Hierdoor heeft het gebruik van hogere waarden voor deze parameter een groot effect op de berekende beschermingszones, wat uitmondde in kortere berekende lengtes van de beschermingszone in onze studie.

4.2.2 Botsingsefficiëntie

De botsingsefficiëntie werd uitgerekend met behulp van een empirische relatie (formule 8; zie Hoofdstuk 2). Deze relatie bevat een referentiewaarde voor de botsingsefficiëntie die berekend is uit gegevens van veldexperimenten (20-22). De referentiewaarde van de botsingsefficiëntie is afhankelijk van de redoxconditie van de bodem. In de studie van Schijven et al. (23) werd de referentiewaarde van de botsingsefficiëntie berekend uit de resultaten van een veldstudie met anoxisch grondwater (22). In onze studie werd de referentiewaarde van de botsingsefficiëntie uitgerekend met gegevens uit een veldstudie met oxisch grondwater (21). Schijven et al. (23) beschouwen in hun studie winningen 1, 2, 3, en 4 als winningen met anoxisch grondwater, waarbij anoxisch is gedefinieerd als ruw grondwater met een zuurstof- en nitraatconcentratie lager dan 0,5 mg l⁻¹ over een periode van 1991-1999 (20). De zuurstofconcentraties in het grondwater van deze

winningen waren lager dan 0,5 mg l⁻¹ over de periode 1991 tot 1999, terwijl de nitraatconcentratie lager was dan 0,5 mg l⁻¹ voor het grondwater van winningen 2, 3 en 4. Hoewel de nitraatconcentratie van het grondwater van winning 1 13,0 mg l⁻¹ was in de periode 1991-1999, werd door Schijven et al. (23) aangenomen dat deze winning anoxisch is. Voor onze studie hebben we de zuurstof- en nitraatgegevens van het ruwe grondwater opgevraagd over de periode 1999-2003 (17; Tabel 4.6). Uit deze recentere gegevens blijkt dat bij al deze winningen of de zuurstof- of de nitraatconcentratie boven de 0,5 mg l⁻¹ uitkwam. Volgens de gehanteerde definitie van Schijven et al. (20) was het grondwater van de drie winningen in deze recentere periode (sub)oxisch.

Tabel 4.6 Zuurstof- en nitraatconcentraties in het ruwwater van winningen 1, 2, 3 en 4 gedurende 1999-2003

	2003	2002	2001	2000	1999
O₂					
Winning 1	N.D.*	N.D.	4,5	N.D.	N.D.
Winning 3	0,6	0,6	0,7	1,1	1,0
Winning 2	0,8	0,6	1,4	1,2	1,0
Winning 4	0,8	0,6	0,8	0,7	1,7
NO₃⁻					
Winning 1	18	18	15,6	12,2	17,4
Winning 3	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,3	< 1,3
Winning 2	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Winning 4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5

* N.D. Niet gemeten

Een en ander resulteerde in een referentiewaarde voor de botsingsefficiëntie van $3,9 \times 10^{-5}$ in onze studie, terwijl deze $1,5 \times 10^{-5}$ was in de studie van Schijven et al. (23). In Tabel 4.7 zijn waarden voor de botsingsefficiëntie vermeld zoals die zijn berekend in een aantal veldstudies. Hierbij valt op dat de waarden uit veldstudies een factor 10 tot 1000 keer hoger zijn dan de ingevoerde waarden in het model. Het toepassen van zeer conservatieve waarden in zowel onze als de eerdere studie (23) resulteert in langere beschermingszones dan wanneer de gepubliceerde waarden worden gebruikt.

Doordat de vier winningen in onze studie beschouwd zijn als winningen met (sub)oxisch grondwater is de modelwaarde voor de botsingsefficiëntie hoger dan in de studie van Schijven et al. (23). De gevoeligheidsanalyse in beide studies toonde aan dat de botsingsefficiëntie tot de meest gevoelige parameters in het model behoort. Hierdoor heeft het gebruik van hogere waarden voor de botsingsefficiëntie een groot effect op de berekende beschermingszones, wat resulteerde in kortere berekende lengtes van de beschermingszone in onze studie.

Tabel 4.7. Literatuurwaarden voor de botsingsefficiëntie van Poliovirus 1 en bacteriofaag MS2 onder oxische en anoxische condities in een veldstudie.

Virus	Redox	Botsingsefficiëntie	Referentie
Poliovirus 1	Oxisch	$4,7 \times 10^{-2}$	DeBorde et al., 1999 (5)
	Oxisch	$1,9 \times 10^{-2}$	DeBorde et al., 1999 (5)
MS2	Oxisch	$4,0 \times 10^{-3}$	Pang et al., 2005 (15)
	Oxisch	$1,5 \times 10^{-3}$	Pang et al., 2005 (15)
	Oxisch	$1,8 \times 10^{-3}$	Pang et al., 2005 (15)
	Oxisch	$2,4 \times 10^{-4}$	Pang et al., 2005 (15)
	Oxisch	$1,6 \times 10^{-3}$	Pang et al., 2005 (15)
	Oxisch	$2,5 \times 10^{-3}$	Pang et al., 2005 (15)
	Oxisch	$1,4 \times 10^{-3}$	Schijven et al., 1999 (21)
	Oxisch	$1,0 \times 10^{-3}$	Schijven et al., 1999 (21)
	Oxisch	$9,2 \times 10^{-4}$	Schijven et al., 1999 (21)
	Oxisch	$6,5 \times 10^{-4}$	Schijven et al., 1999 (21)
	Oxisch	$4,3 \times 10^{-4}$	Schijven et al., 1999 (21)
	Oxisch	$2,7 \times 10^{-4}$	Schijven et al., 1999 (21)
	Oxisch	$4,0 \times 10^{-3}$	DeBorde et al., 1999 (5)
	Oxisch	$4,0 \times 10^{-3}$	DeBorde et al., 1999 (5)
	Anoxisch*	$1,4 \times 10^{-3}$	Schijven et al., 2000 (22)
Anoxisch*	$2,0 \times 10^{-4}$	Schijven et al., 2000 (22)	
Anoxisch*	$8,0 \times 10^{-4}$	Schijven et al., 2000 (22)	
Anoxisch*	$2,9 \times 10^{-4}$	Schijven et al., 2000 (22)	

* Anoxisch watervoerend pakket maar redoxstatus door infiltratie van oppervlaktewater niet constant.

4.2.3 Debiet

De onttrekkingsdebieten in onze studie zijn een stuk lager dan in de studie van Schijven et al. (23). De waarden in onze studie werden bepaald aan de hand van de jaardebieten over 2003 of 2004. Het jaardebiet werd gedeeld door 365 dagen om een gemiddeld dagdebiet te verkrijgen. Het is onbekend hoe de onttrekkingsdebieten in de studie van Schijven et al. (23) zijn bepaald en welk(e) ja(ar)en het betreft. Het onttrekkingsdebiet is ook een gevoelige parameter in het model. Lagere onttrekkingsdebieten resulteerden in kortere lengtes van de beschermingszone. Het effect op de verblijftijden is minder groot omdat lagere debieten bij een gelijke afstand tot langere verblijftijden leiden.

4.2.4 Watervoerend pakket

In de studie van Schijven et al. (23) werd aangenomen dat de dikte van het watervoerende pakket uniform verdeeld is met een afwijking van ± 5 meter. In een straal van 300 meter vanaf de winput is het onwaarschijnlijk dat de dikte van het watervoerende pakket zo sterk varieert (Senden, pers. comm.). Daarom werd in onze studie de dikte van het watervoerende pakket als een constante in het model ingevoerd. Ook zijn de gemiddelde waarden van de dikte van het watervoerende pakket verschillend tussen beide studies. In onze studie werd de dikte van het watervoerende pakket verkregen uit gegevens van de waterleidingbedrijven. In de studie van Schijven et al. (23)

werden de waarden voor de dikte van het watervoerende pakket geschat, maar het is onbekend waarop deze schatting is gebaseerd.

4.2.5 *pH*

Uit de pH-gegevens van de winningen blijkt dat de pH in de laatste 5 jaren redelijk constant was met verschillen die in de orde van de onnauwkeurigheid van de meetmethode waren. Hierdoor is het aannemelijk dat de pH van het grondwater een constante waarde heeft. Door Schijven et al. (23) werd aangenomen dat de pH normaal verdeeld is met een standaarddeviatie van 0,15 tot 0,2 pH-eenheden. Het histogram van de verdeling van de pH-waarden in de publicatie van Schijven et al. (23) laat zien dat de maximum en minimum pH van de verdeling 6,52 en 7,89 zijn. Omdat de pH-waarden in de REWAB-database voor de winningen over het algemeen slechts maximaal 0,1 eenheid afwijken (17), werd in onze studie een constante waarde voor de pH toegepast.

4.2.6 *Virusgrootte*

In onze studie werd voor de virusgrootte een normale verdeling aangenomen, gebaseerd op recent gepubliceerde data over de grootte van het MS2-virus (29). De grootte van MS2 is vergelijkbaar met enterovirussen. Schijven et al. (23) gebruikten een uniforme verdeling over het bereik van 20 tot 30 nm. De grootte van enterovirussen ligt binnen dat bereik. Het model is echter niet gevoelig voor virusgrootte waardoor het verschil in verdeling van virusgrootte tussen beide studies niet veel effect heeft op de berekende beschermingszone.

4.2.7 *Porositeit*

In onze studie werd aangenomen dat de porositeit in de bodem normaal verdeeld is. Dit in tegenstelling tot de studie van Schijven et al. (23) waar van een uniforme verdeling werd uitgegaan. In beide studies is de range van de verdeling gelijk. Het verschil in gebruikte verdeling heeft daardoor maar een miniem effect op de berekende lengtes van de beschermingszone, ook omdat het model niet erg gevoelig is voor porositeit.

4.2.8 *Temperatuur*

Schijven et al. (23) namen in hun studie aan dat de temperatuur uniform verdeeld is met een klein bereik ($\pm 1^\circ\text{C}$). In onze studie werd een constante waarde voor de temperatuur aangenomen. Het verschil tussen deze twee benaderingen is miniem en omdat het model ongevoelig is voor temperatuur heeft dit verschil weinig effect op de berekende lengtes van de beschermingszone.

4.2.9 Infectiekans

De infectiekans van virussen in het model is zowel in onze studie als in de studie van Schijven et al. (23) gebaseerd op dosisresponsgegevens voor rotavirus (27). De dosisresponsrelatie wordt beschreven door een hypergeometrisch model. Dit model wordt bij benadering weergegeven door het eenvoudige en daardoor attractievere β -Poisson model wanneer $b > 1$ en $a \ll b$ (25). De dosisresponsgegevens voor rotavirus blijken echter niet aan de voorwaarde voor de a - en b -waarden te voldoen. Toch geven zowel het hypergeometrische als het β -Poisson model een goede 'fit' met de gemeten data. Hierdoor is het β -Poisson model geschikt voor de beschrijving van de infectiekans van rotavirus (25). Alleen bij lage concentraties overschat het β -Poisson model de infectiekans. In onze studie werd er voor gekozen om met het conservatievere β -Poisson model te rekenen. De dosisresponscurve van rotavirussen wordt beschreven door een β -Poissonverdeling met als parameterwaarden $a = 0,253$ en $b = 0,422$ (27). Dezelfde β -Poissonverdeling met dezelfde waarden voor a en b werd gebruikt in onze studie. De studie van Schijven et al. (23) ging uit van dezelfde parameterwaarden voor a en b maar dan niet in een β -Poissonverdeling ($P_{inf} = 1 - (1 + D/b)^{-a}$) maar in een β -verdeling ($P_{inf} = (a / (a + b))^D$). Dit afwijkende infectiemodel is waarschijnlijk gebruikt doordat in een recentere publicatie werd gesteld dat bij lage doses rotavirus de β -verdeling geen overschatting maakt van het infectierisico (26). De afstanden van de beschermingszone werden iets korter wanneer de β -verdeling als infectiemodel wordt gebruikt in onze studie (Tabel 3.3). Ten slotte dient opgemerkt worden dat de dosisresponsgegevens van rotavirussen erg beperkt zijn ($n = 8$), waardoor de betrouwbaarheid van het dosisresponsmodel beperkt is.

4.2.10 Verblijftijden

Schijven et al. (23) berekenden de verblijftijden uit de afstanden met behulp van de volgende formule:

$$v = \frac{R}{t} = \frac{Q}{2\pi h R}$$

waarbij t is vrijgemaakt:

$$t = \frac{2\pi h R^2}{Q}$$

Hierbij werd aangenomen dat de poriewatersnelheid v van een deeltje constant blijft als dit richting put beweegt. Dit is echter niet het geval. Op het moment dat het deeltje naar de put beweegt, wordt de afstand van het deeltje tot de put kleiner waardoor de poriewatersnelheid volgens de formule groter wordt. Dit betekent dat de snelheid van een deeltje toeneemt naarmate het

dichter bij de put komt. Daarom werd in onze studie de verblijftijd berekend met de volgende formule:

$$dv = \frac{dR}{dt} = \frac{Q}{2\pi hR}$$

herschrijven geeft:

$$Qdt = 2\pi hRdR$$

De oplossing van deze integraalvergelijking is:

$$Qt = \pi hR^2$$

t vrijmaken geeft:

$$t = \frac{\pi hR^2}{Q}$$

Hierdoor zijn de verblijftijden in onze studie twee keer korter dan wanneer werd gerekend met de formule uit de studie van Schijven et al. (23). Deze fout is erkend door Schijven en coauteurs en in een herziene versie van het rapport (23a) zijn de door hun uitgerekende beschermingszone verkleind van 2 tot 3,7 jaar naar 1 tot 2 jaar.

4.3 Modelleren beschermingszones

Evenals in voorgaande studies (20;23) werd in onze studie met behulp van bodemtransport- en infectiemodellen de lengte van de beschermingszones berekend waarbij met 95% zekerheid de infectiekans van 10^{-4} per persoon per jaar niet wordt overschreden. Het transportmodel om de verwijdering van virussen tijdens bodempassage te berekenen is gebaseerd op eerdere veldstudies (20-22). De in veldstudies waargenomen hoge verwijdering in de eerste paar meters werd hierbij genegeerd omdat werd aangenomen dat de hoge verwijdering het gevolg is van gunstige aanhechtingsplaatsen die waarschijnlijk niet in alle bodems aanwezig zijn. Door deze aanname is de voorspelde verwijdering van virussen lager dan de tot nu toe gemeten verwijdering in veldstudies. Het ontwikkelde transportmodel is echter nog niet gevalideerd in een bodem waar weinig aanhechtingsplaatsen aanwezig zijn. Doordat een validatie van het model ontbreekt, is het op dit moment ook onbekend wat de betrouwbaarheid van de modeluitkomsten zijn.

Zes parameterwaarden in het model werden geschat: lekdebiet, porositeit, recoveryefficiëntie, inactivatieconstante, botsingefficiëntie en de korreldiameter. Een gevoeligheidsanalyse werd uitgevoerd om inzicht te

krijgen in de robuustheid van het model. Hieruit bleek dat het model relatief ongevoelig is voor het lekdebiet, porositeit en de recoveryefficiëntie maar gevoelig voor de inactivatieconstante, botsingsefficiëntie en de korreldiameter.

De waarde voor het gemiddelde lekdebiet ($1 \text{ m}^3 \text{ dag}^{-1}$) werd overgenomen van de studie van Schijven et al. (23). Deze auteurs geven aan dat een laag lekdebiet van $1 \text{ m}^3 \text{ dag}^{-1}$ overeen kwam met de afvalproductie van ongeveer 8 personen en onopgemerkt kan blijven. Ze stellen echter ook dat het lekdebiet 100 keer zo hoog zou kunnen zijn. Een tien keer zo hoog lekdebiet zorgt voor een toename van de beschermingszone rond winning 5 van 276 naar 311 meter.

De porositeit werd ook geschat waarbij het 95% betrouwbaarheidsinterval tussen 0,25 en 0,49 ligt. Deze spreiding komt overeen met de spreiding van de porositeit in zand (7). De lengte van de beschermingszone rond winning 5 blijft ongeveer gelijk wanneer porositeitwaarden van 0,25 of 0,49 worden ingevoerd.

De recoveryefficiëntie is onbekend voor de meeste virusbepalingen. De lengte van de beschermingszone rond winning 5 is 309 meter wanneer aangenomen wordt dat de recovery van de virussen 10 in plaats van 100% is.

Er werden twee waarden voor de inactivatieconstante gebruikt, één voor (sub)oxische en één voor anoxische condities. Gegevens over inactivatie van humaanpathogene virussen onder anoxische condities zijn schaars. Een studie naar de inactivatie van Poliovirus 1 en Coxsackievirus bij 28°C toonde aan dat de inactivatieconstante onder anoxische condities tien keer lager ligt dan onder oxische condities (8). Ook voor bacteriofaag MS2 werd gevonden dat de inactivatieconstante onder anoxische condities lager is (22). Daarom besloten we om bij winningen met anoxisch grondwater de waarde van MS2 gemeten onder anoxische condities ($0,024 \text{ ln dag}^{-1}$; 22) als gemiddelde van de lognormale verdeling te gebruiken. In een andere publicatie werd een inactivatieconstante voor MS2 onder anoxische condities gevonden van $0,307 \text{ ln dag}^{-1}$ (8). Deze waarde werd gemeten bij 28°C , wat de hogere waarde in die studie verklaart. In dezelfde publicatie werd ook de inactivatieconstante van MS2 onder oxische condities bij zowel 15°C en 28°C bepaald. De waarde bij 15°C was $2/3$ van de waarde bij 28°C . Het lijkt redelijk om aan te nemen dat de temperatuur eenzelfde invloed heeft op de inactivatieconstante onder anoxische condities. De anoxische inactivatieconstante zou dan bij 15°C $0,204 \text{ ln dag}^{-1}$ bedragen, bijna 10 keer zo hoog als de waarde die werd gemeten door Schijven et al. (23). Het invullen van een 10 keer hogere waarde voor de inactivatieconstante bij winning 5 resulteert in een lengte van beschermingszone van 82 meter.

De korreldiameter werd ook geschat voor de verschillende winningen en is overgenomen van Schijven et al. (20;23). Zij hanteren de indeling: matig grof zand (korreldiameter 0,5 mm) en relatief fijn zand (korreldiameter 0,25 mm). De lognormale verdeling en spreiding zijn bepaald aan de hand van gegevens van fijn duinzand. Aangezien de korreldiameter een zeer gevoelige parameter

is, is het beter om de korreldiameter voor de verschillende winningen te meten.

Twee waarden werden gebruikt voor de referentiewaarde van de botsingsefficiëntie, één onder (sub)oxische en één onder anoxische condities. Deze waarden zijn verkregen uit modelsimulaties met gegevens uit twee veldstudies (20). Het is onduidelijk of de geschatte referentiewaarden betrouwbaar zijn, aangezien de referentiewaarden een factor 7 tot 53 lager liggen dan de botsingsefficiëntiewaarden die bepaald zijn in de eigenlijke veldstudie (21;22). Een 10 keer hogere botsingsefficiëntie bij winning 5 resulteert in een lengte van de beschermingszone van 137 meter.

Bovenstaande discussie demonstreert dat het gebruikte model het meest gevoelig is voor parameters die geschat moeten worden aan de hand van gegevens uit veldstudies op andere locaties. Het is op dit moment onbekend of de parameterwaarden van een bepaalde veldlocatie gebruikt mogen worden voor andere winningen waar de bodemeigenschappen anders zijn. Zo zijn voor de inactivatieconstante en botsingsefficiëntie waarden gebruikt die zijn gemeten onder strikt anoxische of strikt oxische condities. De bodem van veel winningen heeft echter een redoxstatus die tussen deze twee uitersten ligt. Waarschijnlijk liggen voor de meeste winningen de inactivatieconstante en de botsingsefficiëntie ook tussen de oxische en anoxische waarden. De inactivatieconstante is niet alleen afhankelijk van de redoxstatus maar bijvoorbeeld ook van de autochtone microflora en predatoren, nutriënten en pH. De botsingsefficiëntie is niet alleen afhankelijk van de pH en redoxstatus maar onder andere ook van de hoeveelheid organisch materiaal en aanwezigheid van (divalente) kationen. Al deze factoren zijn in de bepaling van de waarde voor de inactivatieconstante en botsingsefficiëntie niet meegenomen. De betrouwbaarheid van de geschatte waarden voor de inactivatieconstante en botsingsefficiëntie lijkt dus klein en het is op dit moment onbekend wat de betrouwbaarheid van de modeluitkomsten is. Dit betekent dat de berekende beschermingszones alleen indicatief zijn en niet beschouwd kunnen worden als een absoluut exact getal.

De meeste winningen in onze studie hebben suboxisch grondwater maar de lengte van de beschermingszone is uitgerekend met parameterwaarden die gelden onder strikt oxische condities. Het gebruik van parameterwaarden die gelden onder suboxische condities zal resulteren in grotere lengtes van de beschermingszone. Waarden voor inactivatie en botsingsefficiëntie onder suboxische condities zijn onbekend waardoor het niet mogelijk is om de lengte van de beschermingszone onder suboxische condities uit te rekenen. Tevens dient opgemerkt te worden dat de gebruikte modelwaarde voor de botsingsefficiëntie onder oxische condities lager ligt dan in veldsituaties (zowel met oxisch als anoxisch grondwater) is gemeten (Tabel 4.7). De gebruikte modelwaarde voor inactivatie is bepaald aan de hand van afstervingsexperimenten met bacteriofaag MS2 onder oxische condities. Deze waarde zou onder suboxische condities wel lager kunnen liggen.

Verschillende parameterwaarden in het model beschrijven de eigenschappen van virussen. De verschillende waarden voor virusgerelateerde parameters zijn niet ontleend aan één type virus maar de eigenschappen van verschillende virussoorten zijn gebruikt om een worstcase scenario te beschrijven. Zo is voor inactivatie de inactivatieconstante gebruikt van de conservatieve MS2 bacteriofaag (15), de enterovirusconcentratie als concentratie van het rioolwater (9), voor aanhechting de gegevens van de conservatieve bacteriofaag MS2 (19) en voor het infectiemodel de dosisresponsgegevens van het hoog infectieuze rotavirus (3). Door de stapeling van conservatieve waarden van verschillende virussen is niet de beschermingszone uitgerekend voor de kans op infectie met een bestaand virus, maar is de beschermingszone uiteindelijk uitgerekend voor de kans op infectie met een niet bestaand virus. Dit niet bestaande virus bevat enkel conservatieve eigenschappen. Wanneer bijvoorbeeld voor het infectiemodel een ander virus wordt genomen is de kans op infectie een stuk kleiner (Tabel 4.8) en daarmee de lengte van de beschermingszone ook een stuk korter.

Tabel 4.8. Kans op infectie na blootstelling aan één virusdeeltje. Modellen zijn gebaseerd op dosisresponscurven*.

Virus	Kans op infectie door blootstelling aan 1 virusdeeltje
Poliovirus 1	0,0149
Poliovirus 2	0,0310
Echovirus 12	0,0170
Rotavirus	0,3100

* Overgenomen uit (3)

De beschermingszones zijn berekend onder de aanname dat er een riool lekt direct in het watervoerende pakket waaruit gewonnen wordt. Deze aanname is alleen steekhoudend wanneer de winning een dunne onverzadigde zone heeft, wat bij veel winningen niet het geval is (zie Bijlage I in (28)). Tevens is aangenomen dat de filters direct bovenin het watervoerende pakket staan, wat ook meestal niet het geval is. Om de beschermingszones in horizontale afstand te bepalen zou de lengte van het verticale transport door de onverzadigde zone en in het watervoerende pakket moeten worden afgetrokken van de nu berekende beschermingszones. De nu berekende beschermingszones zijn dus langer dan noodzakelijk om met 95% zekerheid onder de infectiekans van 10^{-4} per persoon per jaar te blijven.

De US Environmental Protection Agency heeft in het een verleden een virustransportmodel ontwikkeld (VIRALT) met als doel om de lengte van de beschermingszones rond grondwaterwinningen te berekenen waarbij de infectiekans van 1 op 10000 mensen niet wordt overschreden (16; 33). Een gevoeligheidsanalyse van het model toonde aan dat ook het EPA-model het gevoeligst is voor de inactivatie- en aanhechtingsparameters (33). Het model werd gevalideerd met gegevens uit veldstudies en daaruit bleek dat de voorspellende waarde van het model zeer laag was (31). De waarde voor

inactivatie en aanhechting/adsorptie kon niet voor elke locatie worden gemeten en werd geschat aan de hand van literatuurdata. Door de onbetrouwbaarheid van de schattingen was de voorspellende waarde van het model zeer laag. Doordat het model het meest gevoelig was voor inactivatie en aanhechting/adsorptie, de hoge onbetrouwbaarheid van de geschatte waarden voor die parameters en de grote variatie in de literatuur voor beide parameterwaarden concludeerden Yates en Jury (33) dat het niet aan te raden is om VIRALT (of enig ander virustransportmodel waarin waarden voor inactivatie en aanhechting moeten worden ingevoerd) te gebruiken als voorspellend instrumentarium voor de berekening van de lengte van de beschermingszone rond grondwaterwinningen.

In een zeer recente studie van Pang et al. (15) werd de verwijdering onderzocht van MS2 in een veldsituatie met een heterogene bodem. Zij concludeerden dat vanwege de heterogeniteit van de bodem de colloid-filtratietheorie de aanhechtingsconstante ($k_1 \times \alpha$) slecht voorspelt. Beter is het om de aanhechtingsconstante te bepalen uit $\log(C_{\max}/C_0) \sim x$ grafieken of door inverse modelleren van de doorbraakcurven uit verwijderinggegevens van virussen gemeten op locatie. Met behulp van de experimenteel bepaalde aanhechtingsconstante wordt een betrouwbaardere waarde voor de lengte van de beschermingszone verkregen. De colloid-filtratietheorie werd ook in onze studie gebruikt om de aanhechtingsconstante in het bodemtransportmodel te berekenen. Tevens zijn vrijwel alle bodems rond winningen heterogeen van aard. Het is dus zeer de vraag of de in onze studie gebruikte methode een betrouwbare voorspelling kan geven van de lengte van de beschermingszone.

5 Conclusies

Om met 95% zekerheid de infectiekans van 10^{-4} per persoon per jaar niet te overschrijden voorspelt het model dat rond (sub)oxische freatische winningen met een ondiep zandig watervoerend pakket zonder scheidende laag, beschermingszones met verblijftijden van 43 tot 117 dagen nodig zijn. De aldus gevonden verblijftijden zijn 0,72 tot 1,95 keer groter dan de huidige richtlijn van 60 dagen.

Voor anoxische freatische winningen met een ondiep zandig watervoerend pakket zonder scheidende laag voorspelt het model beschermingszones met verblijftijden van 555 tot 898 dagen, 9,3 tot 15 keer de huidige richtlijn van 60 dagen.

Slechts 3 van de 78 freatische winningen vallen onder de definitie van anoxische winningen met een ondiep zandig watervoerend pakket zonder scheidende laag.

Twee van deze 3 winningen hebben een laag onttrekkingsdebiet waardoor de lengte van de beschermingszones in afstand 82 tot 84 meter zou moeten zijn, een afstand die vergelijkbaar is met die van de (sub)oxische winningen.

De lengte van de voorspelde zone rond winning 5 is 276 meter; winning 5 is de enige ondiepe freatische winning met een zandig watervoerend pakket waar de lengte van de beschermingszone boven 125 meter uitkomt.

Het gebruikte model is weinig robuust en zeer gevoelig voor de inactivatieconstante, korreldiameter, referentiewaarde van de botsingsefficiëntie en het onttrekkingsdebiet.

De betrouwbaarheid van de geschatte waarde van de inactivatieconstante, de referentiewaarde van de botsingsefficiëntie en de korreldiameter is op dit moment onbekend en daardoor is de betrouwbaarheid van de berekende beschermingszones ook onbekend.

De berekende lengtes van de beschermingszones zijn op dit moment dan ook indicatief en kunnen niet worden beschouwd als een absoluut exacte waarde.

De berekende beschermingszones rond winningen 1, 2, 3 en 4 in onze studie zijn veel korter dan in een eerdere studie (23).

Verskil in parameterkeuze tussen beide studies ligt hieraan ten grondslag. Een andere keuze voor waarden en verdelingen van inactivatieconstante, botsingsefficiëntie en onttrekkingsdebiet hebben het grootste effect gehad op het verschil in lengte van beschermingszone.

In eerdere studies in de Verenigde Staten en Australië is geconcludeerd dat virustransportmodellen waar een waarde moet worden geschat voor

inactivatie en aanhechting ongeschikt zijn om betrouwbare voorspellingen te doen over de lengte van de beschermingszone rond grondwaterwinningen.

6 Aanbevelingen

De berekende beschermingszones uitgedrukt in verblijftijden rond winningen 5, 6 en 7 zijn 9,3 tot 15 keer groter dan de huidige richtlijn van 60 dagen. Wanneer binnen de nieuw berekende beschermingszones (276 meter voor winning 5 en 82 tot 84 meter voor winningen 6 en 7) microbiologische contaminatiebronnen voorkomen, zou onderzocht moeten worden of micro-organismen ook daadwerkelijk doorbreken naar de winput. **Er wordt dus ook aanbevolen om voor winningen 5, 6 en 7 contaminatiebronnen te inventariseren en om grote-volumemonsters te nemen op drie kritische momenten gedurende een jaar en deze te onderzoeken op fecale indicatororganismen.**

Naast de drie anoxische ondiepe freatische winningen zijn er ook drie diepe anoxische freatische winningen zonder noemenswaardige scheidende lagen in Nederland (Kruidhaars, Ruinerwold en de Punt). Deze winningen lijken minder kwetsbaar dan de ondiepe winningen maar omdat de berekende verblijftijden rond de ondiepe winningen veel langer zijn dan de huidige 60-dagen **wordt aanbevolen om met de hier toegepaste methode ook de beschermingszones rond de winningen Kruidhaars, Ruinerwold en de Punt te berekenen.** Mocht blijken dat de berekende beschermingszones rond deze drie diepe winningen veel langer moeten zijn dan de huidige 60 dagen, dan gelden voor deze drie winningen dezelfde aanbevelingen als voor de drie ondiepe anoxische winningen.

Het gebruikte model is erg gevoelig voor een aantal parameters en niet gevalideerd waardoor de betrouwbaarheid van de modeluitkomsten op dit moment onbekend zijn. Daarom **wordt aanbevolen om de exacte lengte van de beschermingszone op dit moment (nog) niet uit te rekenen met de hier beschreven methode.**

Voordat het model gebruikt kan worden in de praktijk moet het model gekalibreerd, gevalideerd en misschien geoptimaliseerd worden. Om de modelberekeningen te verbeteren moeten er in de toekomst een aantal vervolgonderzoeken plaatsvinden. Daarom **wordt er een aantal aanbevelingen gedaan om de invoer voor het model te verbeteren en het model te optimaliseren.**

Het gebruikte model is op dit moment erg gevoelig voor de schattingen van de inactivatieconstante, korreldiameter en botsingsefficiëntie. De waarde voor de korreldiameter kan echter ook met betrouwbare en relatief eenvoudige methoden gemeten worden. Er wordt dan ook aanbevolen om deze meting voor de meest kwetsbare winningen uit te voeren zodat met behulp van die data een betrouwbaardere beschermingszone kan worden uitgerekend.

De waarde voor de inactivatieconstante is geschat uit literatuuronderzoek. Deze kan echter ook bepaald worden in het opgepompte grondwater van een specifieke winning onder de condities die optreden in de bodem van die

specifieke winning. De zo gemeten waarde van de inactivatieconstante kan vervolgens gebruikt worden in het model, waarmee de berekende beschermingszones betrouwbaarder worden.

De waarde voor de botsingsefficiëntie kan niet worden gemeten en is tot nu toe gemodelleerd aan de hand van gegevens uit veldsituaties. Als de korreldiameter en inactivatieconstante echter gemeten zijn dan is de botsingsefficiëntie de enige waarde die geschat dient te worden. Wanneer het model in een veldsituatie gevalideerd wordt en de voorspelde waarde blijkt te verschillen met de gemeten waarde dan zou de waarde voor de botsingsefficiëntie gebruikt kunnen worden om het model te kalibreren. Wel moet na de kalibratie het model opnieuw gevalideerd worden in een veldsituatie om te controleren of de gekalibreerde waarde voor de botsingsefficiëntie geldig is op een andere locatie.

Belangrijk is dat de verwijdering van micro-organismen wordt gemeten in een **bodem met weinig aanhechtingsplaatsen** zodat de zo verkregen gegevens gebruikt kunnen worden voor de validatie van het in deze studie beschreven model. Een bodem met weinig aanhechtingsplaatsen kan als worstcase worden beschouwd. Wanneer de veldresultaten overeenkomen met de door het model geschatte afstand van de beschermingszones, kan het model veilig gebruikt worden voor alle bodems. Wanneer de veldresultaten afwijken dan kan het model met de veldgegevens verder gekalibreerd worden tot een beter voorspellend model. Ook in dat geval lijkt het veilig om het model vervolgens toe te passen op bodems met meer aanhechtingsplaatsen.

7 Veldexperiment

Naar aanleiding van de VEWIN-workshop is het koepelproject “Veilige waterwingebieden” opgenomen in het BTO. Een van de belangrijkste elementen daarin is veldonderzoek naar de verwijdering van virussen onder een worstcase scenario (in dit geval dus een bodem met een anoxisch watervoerend pakket). Hiertoe worden op een afstand met een verblijftijd van 60 dagen bacteriofagen (surrogaat voor humaanpathogene virussen met een conservatief gedrag voor aanhechting en afsterving) gedoseerd in het watervoerende pakket. Op verschillende afstanden van de doseerlocatie wordt vervolgens de verwijdering van bacteriofagen bepaald.

In eerste aanzet is gezocht naar een geschikte locatie om de veldproef uit te voeren. Een aantal locaties in Nederland zijn onderzocht en uiteindelijk is er voor gekozen om het experiment op het terrein van Kiwa Water Research uit te voeren. Analyse van het grondwater in het eerste watervoerend pakket (onder een top laag van ~ 7 meter klei) toonde aan dat zowel het zuurstof- als nitraatgehalte lager is dan $0,5 \text{ mg l}^{-1}$, terwijl de concentratie ijzer 4 mg l^{-1} is. Uit deze getallen kan worden geconcludeerd dat het grondwater anoxisch is.

De verwijdering van bacteriofagen wordt bestudeerd in een worst-case scenario wat inhoudt dat de verwijdering in de onverzadigde zone niet wordt meegenomen. De conservatieve tracer (bromide) en de bacteriofagen MS2 en Φ X174 worden daarom direct gedoseerd in het watervoerende pakket op een afstand van de pompput waar de verblijftijd van het water tot de pompput 60 dagen is. Tussen de doseerput en pompput worden waarnemingsputten gemaakt op afstanden waar de verblijftijd van het water tot de pompput 15, 30 en 45 dagen. Na dosering van tracer en bacteriofagen worden op gezette tijden monsters genomen uit de waarnemingsputten en de pompput zodat een onderbouwde uitspraak over de verwijdering van virussen in een conservatieve bodem kan worden gedaan.

De planning is om de dosering begin juli 2005 te starten en de metingen door te laten lopen tot eind 2005. Op basis van de resultaten van de proef kan worden beoordeeld of de huidige richtlijn van 60 dagen toereikend is om de microbiologische veiligheid van anoxische (en dus ook voor de minder kwetsbare (sub)oxische) winningen te garanderen. Tevens kan met de uitkomsten het RIVM-model worden gevalideerd.

8 References

1. **Anonymous**. 1980. Richtlijnen en aanbevelingen voor de bescherming van waterwingebieden. Commissie bescherming waterwingebieden, Rijswijk.
2. **Blanc, R. en A. Nasser**. 1996. Effect of effluent quality and temperature on the persistence of viruses in soil. *Wat. Sci. Tech.* **33**:237-242.
3. **Bosch A.** 1998. Human enteric viruses in the water environment: a minireview. *Internatl. Microbiol.* **1**:191-196.
4. **de Roda Husman, A. M., G. J. Medema, P. F. M. Teunis en J. F. Schijven**. 2004. Inspectierichtlijn analyse microbiologische veiligheid drinkwater. Definitief concept. VROM-inspectie.
5. **DeBorde, D. C., W. W. Woessner, Q. T. Kiley en P. Ball**. 1999. Rapid transport of viruses in a floodplain aquifer. *Water Res.* **33**:2229-2238.
6. **Dizer, H., Z. Filip, J. M. Lopez, G. Milde, A. Nasser en K. Seidel**. 1985. Laborversuche zur persistenz und zum transportverhalten von viren. Umweltbundesamt Materialien **2/85**:20-26.
7. **Freeze, R. A.** 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall Inc., Englewood, US.
8. **Gordon, C. en S. Toze**. 2003. Influence of groundwater characteristics on the survival of enteric viruses. *J. Appl. Microbiol.* **95**:536-544.
9. **Hoogenboezem, W., H. A. M. Ketelaars, G. J. Medema, G. B. J. Rijs en Schijven J. F.** 2000. *Cryptosporidium* en *Giardia*: voorkomen in rioolwater, mest en oppervlaktewater. RIWA/RIVM/RIZA, Bilthoven.
10. **Keswick, B. H., C. P. Gerba, S. L. Secor en I. Cech**. 1982. Survival of enteric viruses and indicator bacteria in groundwater. *J. Environ. Sci. Health A* **17**:903-912.
11. **Knorr, M.** 1937. Die Schutzzonenfrage in der trinkwasser-hygiene. *Das Gas- und Wasserfach* **80**:330-355.
12. **Matthess, G., A. Pekdeger en J. Schroeter**. 1988. Persistence and transport of bacteria and viruses in groundwater - a conceptual evaluation. *J. Contam. Hydrol.* **2**:171-188.
13. **Nasser, A. M. en S. D. Oman**. 1999. Quantitative assessment of the inactivation of pathogenic and indicator viruses in natural water sources. *Water Res.* **33**:1748-1752.
14. **Nasser, A. M., Y. Tchorch en B. Fattal**. 1993. Comparative survival of *E.*

coli, F+bacteriophages, HAV and Poliovirus 1 in wastewater and groundwater. *Water Sci. Technol.* **27**:401-407.

15. **Pang, L., M. Close, M. Goltz, M. Noonan en L. Sinton.** 2005. Filtration and transport of *Bacillus subtilis* spores and the F-RNA phage MS2 in a coarse alluvial gravel aquifer: Implications in the estimation of setback distances. *J. Contam. Hydrol.* **77**:165-194.
16. **Park, N. S., T. N. Blanford en P. S. Huyacorn.** 1991. VIRALT- A model for simulating virus transport in groundwater. Version 2.0. HydroGeologic, Herndon, VA, USA.
17. **REWAB.** 2003. Registratie en verwerking van waterkwaliteitsgegevens van waterleidingbedrijven. Kiwa Water Research, Nieuwegein.
18. **Robertson, J. B. en S. C. Edberg.** 1997. Natural protection of spring and well drinking water against surface microbial contamination. I. Hydrogeological parameters. *Crit. Rev. Microbiol.* **23**:143-178.
19. **Schijven, J. F. en S. M. Hassanizadeh.** 2000. Removal of viruses by soil passage: overview of modeling, processes and parameters. *Crit. Rev. Environ. Sci. Tech.* **31**:49-125.
20. **Schijven, J. F. en S. M. Hassanizadeh.** 2002. Virus removal by soil passage at field scale and groundwater protection of sandy aquifers. *Water Sci. Technol.* **46**:123-129.
21. **Schijven, J. F., W. Hoogenboezem, S. M. Hassanizadeh en J. H. Peters.** 1999. Modeling removal of bacteriophage MS2 and PRD1 by dune recharge at Castricum, the Netherlands. *Water Resour. Res.* **35**:1101-1111.
22. **Schijven, J. F., G. J. Medema, A. J. Vogelaar en S. M. Hassanizadeh.** 2000. Removal of microorganisms by deep well injection. *J. Contam. Hydrol.* **44**:301-327.
23. **Schijven, J. F., J. H. C. Mülschlegel, S. M. Hassanizadeh, P. F. M. Teunis, en A. M. de Roda Husman.** 2005. Berekening beschermingszones van Nederlandse grondwaterwinningen voor bescherming tegen virusbesmetting. Onzekerheids- en gevoeligheidsanalyse. Nr. 330000003/2004, RIVM, Bilthoven.
- 23a. **Schijven, J. F., J. H. C. Mülschlegel, S. M. Hassanizadeh, P. F. M. Teunis, en A. M. de Roda Husman.** 2005. Berekening beschermingszones van Nederlandse grondwaterwinningen voor bescherming tegen virusbesmetting. Onzekerheids- en gevoeligheidsanalyse. Nr. 330000003/2004, RIVM, Bilthoven. Herzien versie, mei 2005.

24. **Staatsblad** . 2001. Waterleidingbesluit 2001. Staatsblad nr 31.
25. **Teunis, P. F. en A. H. Havelaar**. 2000. The Beta Poisson dose-response model is not a single-hit model. *Risk Anal.* **20**:513-520.
26. **Teunis, P. F. M. en A. H. Havelaar**. 1999. *Cryptosporidium* in drinking water: Evaluation of the ILSI/RSI quantitative risk assessment framework. Nr. 284550 006, RIVM, Bilthoven.
27. **Teunis, P. F. M., O. G. Van der Heijden, J. W. B. Van der Giessen en A. H. Havelaar**. 1996. The dose-response relation in human volunteers for gastro-intestinal pathogens. RIVM, Bilthoven.
28. **van der Wielen, P. W. J. J., W. J. M. K. Senden en G. J. Medema**. 2005. Presumptive classification of the Dutch phreatic sandy groundwater well systems using a microbiological vulnerability index. BTO 2005.011, Kiwa Water Research, Nieuwegein.
29. **Wick, C. H., I. Elashvili en P. E. McCubbin**. 2004. Analysis of the physical behavior of viruses using the integrated virus detection system (IVDS). Proceedings 24th army science conference. Transformational science and technology for the current and future force.
30. **Yahya, M. T., L. Galsomies, C. P. Gerba en R. C. Bales**. 1993. Survival of bacteriophages MS2 and PRD1 in ground water. *Wat. Sci. Tech.* **27**:409-412.
31. **Yates, M. V.** 1995. Field evaluation of the GWDR's natural disinfection criteria. *J. Am. Water. Works. Assoc.* **87**:76-85.
32. **Yates, M. V., C. P. Gerba en L. M. Kelley**. 1985. Virus persistence in groundwater. *Appl. Environ. Microbiol.* **49**:778-781.
33. **Yates, M. V. en W. A. Jury**. 1995. On the use of virus transport modeling for determining regulatory compliance. *J. Environ. Qual.* **24**:1051-1055.
34. **Yates, M., L. D. Stetzenbach, C. P. Gerba en N. A. Sinclair**. 1990. The effect of indigenous bacteria on virus removal in groundwater. *J. Environ. Sci. Health A* **25**:81-100.

I Bijlage I

Formules Modellen

Met behulp van een transportmodel werd de verwijdering van virussen door de bodem berekend wat resulteert in een concentratie van virussen in het water van de winput:

$$C_A = \frac{q}{Q} C_0 e^{-\left(\frac{3}{5} \alpha k_1 R^{\frac{5}{3}} + \frac{1}{2} \mu_{in} k_2 R^2\right)} \quad (1)$$

Waarbij k_1 wordt beschreven door:

$$k_1 = \frac{3}{2} \frac{(1-n)}{d_c} 4 A_s^{\frac{1}{3}} \left(\frac{D_{BM} 2 \pi h}{d_c Q} \right)^{\frac{2}{3}} \quad (2)$$

met

$$A_s = \frac{2(1-\gamma^5)}{(2-3\gamma+3\gamma^5-2\gamma^6)} \quad \text{waarbij } \gamma = (1-n)^{\frac{1}{3}} \quad (3)$$

en

$$D_{BM} = K_B \frac{T+273}{3 \pi d_p \varepsilon} \quad \text{waarbij } \varepsilon = \frac{\rho \times 497 * 10^{-6}}{(T+42.5)^{\frac{3}{2}}} \quad (4)$$

k_2 wordt beschreven door:

$$k_2 = \frac{2 \pi n h}{Q} \quad (5)$$

Het infectierisicomodel waarmee gerekend werd, is een dosisrespons model voor infectie van rotavirussen (27):

$$p_{\text{inf}} = 1 - \left(1 + \left(\frac{D}{b} \right) \right)^{-a} \quad (6)$$

waarbij

$$D = \frac{C_A}{E} V \quad (7)$$

De afstanden werden omgerekend naar verblijftijd door gebruik te maken van de formule:

$$t = \frac{\pi n h R^2}{Q} \quad (8)$$

De referentiewaarde van de botsingsefficiëntie werd berekend met de formule:

$$k_{\text{att}} = \frac{3}{2} \frac{(1-n)}{d_c} \alpha_0 4 A_s^{\frac{1}{3}} \left(\frac{D_{BM}}{d_c n v} \right)^{\frac{2}{3}} v \quad (9)$$