

RIVM rapport 330000003/2004, *herziene versie*

**Berekening beschermingszones van  
Nederlandse grondwaterwinningen voor  
bescherming tegen virusbesmetting**  
Onzekerheids- en gevoeligheidsanalyse

J.F. Schijven, J.H.C. Mülschlegel, S.M.  
Hassanizadeh, P.F.M. Teunis, A.M. de Roda  
Husman

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van Directoraat Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, Water en Landelijk Gebied in het kader van project 703717, Duurzaamheid Bronnen Drinkwatervoorziening, ten behoeve van intern project 330000, Watermicrobiologie, deelproject Kwetsbaarheidsanalyse Grondwaterwinning.

## Abstract

### **Determination of protection zones for Dutch groundwater wells against virus contamination - Uncertainty and sensitivity analysis**

In order to protect the groundwater wells in shallow unconfined aquifers against contamination with viruses protection zones with travel times of 1 to 2 years (206 - 418 m) are needed by which a probability of infection of  $10^{-4}$  per person per year will not be exceeded at the 95%-certainty level. This implies that the current guideline of 60 days travel time for protection of groundwater wells in the Netherlands provides insufficient protection. This was concluded in this study where contamination of groundwater with viruses from a leaking sewer was simulated for a selection of shallow unconfined aquifers.

The size of the protection zone is mainly determined by virus inactivation and attachment of viruses to soil. So far, it is unclear to what extent the presence of an unsaturated zone and the presence of attachment sites for viruses in the soil may contribute to the protection of groundwater wells. A smaller protection zone may be acceptable, if it can be shown or a reasonable case can be made that the well has properties leading to a reduced probability of virus contamination.

# Inhoud

## Samenvatting 4

## 1 Inleiding 5

## 2 Methoden 7

### 2.1 Modelbeschrijving 7

### 2.2 Onzekerheidsanalyse 9

#### 2.2.1 Algemeen 9

#### 2.2.2 Gegevens voor modelparameters, onafhankelijk van de watervoerende pakketten. 9

#### 2.2.3 Gegevens voor modelparameters, afhankelijk van de watervoerende pakketten. 14

#### 2.2.4 Monte Carlo simulaties 16

### 2.3 Gevoeligheidsanalyse 16

## 3 Resultaten 17

### 3.1 Modelparameters, onafhankelijk van de watervoerende pakketten. 17

### 3.2 Modelparameters, afhankelijk van de watervoerende pakketten. 19

### 3.3 Beschermingsgebieden ondiepe freatische winningen 20

### 3.4 Gevoeligheidsanalyse 24

## 4 Conclusies 28

## 5 Discussie 29

## 6 Aanbevelingen 31

## Literatuur 33

## Bijlage 1 Verzendlijst 35

## Samenvatting

Om ondiepe grondwaterwinningen zonder afdekkende lagen voldoende te beschermen tegen virusbesmetting zijn beschermingsgebieden met verblijftijden van het grondwater van 1 tot 2 jaar (206 - 418 m) nodig. In dat geval wordt met 95%-zekerheid de infectiekans van  $10^{-4}$  per persoon per jaar door consumptie van dit water niet overschreden. Dit impliceert dat de huidige richtlijn van 60 dagen voor de bescherming van Nederlandse grondwaterwinningen onvoldoende bescherming biedt. Dit werd in deze studie geconcludeerd waarbij besmetting van het grondwater met virussen uit een lekkende rioolpijp werd gesimuleerd voor een selectie van ondiepe grondwaterwinningen zonder afdekkende lagen. De grootte van het beschermingsgebied wordt vooral bepaald door virusinactivatie en hechting van virussen aan grond. Vooralsnog is onduidelijk in hoeverre de aanwezigheid van een onverzadigde zone en de aanwezigheid van hechtingsplaatsen voor virussen aan grond bijdragen aan de bescherming van grondwaterwinningen. Een kleiner beschermingsgebied dan hier berekend is acceptabel als aangetoond of aannemelijk kan worden gemaakt dat de winning eigenschappen heeft die leiden tot een verkleinde kans op virusbesmetting.

virustransport; grondwaterbescherming

# 1 Inleiding

De huidige bescherming van waterwingebieden in Nederland is gebaseerd op de aanname dat een verblijftijd van 60 dagen van met pathogene micro-organismen besmet grondwater voldoende is voor een zodanige afbraak van de aanwezige kiemen, dat er geen gevaren voor de volksgezondheid resulteren (CBW, 1980). Echter, het is inmiddels bekend dat ziekteverwekkende virussen en protozoa en ook bacteriën in bodem en grondwater langer kunnen overleven dan 60 dagen (Schijven *et al.*, 1995). Daarentegen kan hechting van deze pathogenen aan zandkorrels tijdens bodempassage significant bijdragen aan hun verwijdering. Dit alles leidde tot de vraag in hoeverre de hygiënische kwaliteit van drinkwater gegarandeerd is (Schijven, 2001).

In het huidige Waterleidingbesluit (Staatsblad, 2001) is opgenomen dat de kans op infectie door pathogenen ten gevolge van drinkwaterconsumptie niet hoger dan één per 10 000 personen per jaar mag zijn. We kunnen derhalve stellen dat het beschermingsgebied van een grondwaterwinning zodanig groot moet zijn dat de kans op virusinfectie niet hoger is dan één per 10 000 personen per jaar ten gevolge van consumptie van ongekookt drinkwater van die grondwaterwinning.

De kwetsbaarheid van een grondwaterwinning voor virusbesmetting wordt bepaald door die eigenschappen van de winning die van invloed zijn op het virustransport door de bodem. De volgende factoren zijn in vooral bepalend voor de kwetsbaarheid van een grondwaterwinning voor virusbesmetting:

- Type winning. Freatische winningen zijn kwetsbaarder dan semi-spannings- of geheel afgesloten winningen.
- Winningen met zand- of kalksteenafzettingen hebben een hoge doorlatendheid waardoor snel transport van virussen mogelijk is, dit maakt ze kwetsbaarder.
- In winningen met kalksteenafzettingen zijn vaak zogenaamde preferentiële stroombanen aanwezig, waarlangs zeer snel transport mogelijk is. Dit maakt deze winningen dus nog kwetsbaarder.
- Ondiepe winningen zijn kwetsbaarder dan diepe, omdat ze dicht bij besmettingsbronnen kunnen liggen.
- Geheel of gedeeltelijk afsluitende lagen maken een winning minder kwetsbaar. Er is wel onzekerheid over onderbrekingen in afsluitende lagen.
- De aanwezigheid van een onverzadigde zone tussen potentiële besmettingsbron en watervoerend pakket kan extra bescherming geven en maakt daarmee een dergelijke winning minder kwetsbaar.

Een eerste aanzet tot een berekening van beschermingsgebieden van de Nederlandse grondwaterwinningen (Schijven en Hassanizadeh, 2002a, 2002b) werd uitgevoerd voor een selectie van ondiepe freatische winningen in zanderige bodem en virussen in afvalwater, die vrijkomen uit een lekkende rioolpijp. Daarbij werd van een aantal worst case aannames uitgegaan, namelijk lange overleving van virussen en zeer weinig hechting van virussen aan het zand. Op grond van de kans op infectie van  $10^{-4}$  per persoon per jaar, consumptie van ongekookt drinkwater en dosis-respons-relaties van pathogenen kunnen maximaal toelaatbare concentraties aan pathogenen in drinkwater worden afgeleid. In het geval van virussen werd deze concentratie gebaseerd op de dosis-respons-relatie van rotavirus en poliovirus 3 als “worst-case” en bedroeg  $1,8 \times 10^{-7}$  virussen per liter (Regli, 1991; Medema en Havelaar, 1994). Uitgaande van incidentele besmetting van het grondwater met virussen vanuit een lekkend riool zouden deze concentraties tot 9 log<sub>10</sub> gereduceerd moeten worden om drinkwater te leveren waarin de maximaal toelaatbare concentratie niet wordt overschreden.

Op grond van deze benadering werd geconcludeerd dat beschermingszones nodig zijn met verblijftijden van vier tot zeven keer de huidige richtlijn van 60 dagen (235 - 442 dagen) om  $9 \log_{10}$  bescherming tegen virusbesmetting te garanderen.

Overigens dient hierbij nogmaals opgemerkt te worden dat hoewel enerzijds een veel langere verblijftijd dan de huidige 60 dagen nodig kan zijn om grondwaterwinningen voldoende te beschermen, dat anderzijds bodempassage een zeer effectieve methode kan zijn om virusverwijdering te bewerkstelligen (Schijven, 2001). In aanwezigheid van voldoende mogelijkheden voor hechting van virussen aan zandkorrels, zoals in duinfiltratie, diepinfiltratie en oeverfiltratie kan  $8 \log_{10}$  verwijdering worden bereikt binnen respectievelijk 25, 40 en 45 dagen verblijftijd (Schijven en Medema, 2001).

Het in dit rapport gepresenteerde onderzoek was de tweede stap van het onderzoek naar de benodigde beschermingsgebieden van de Nederlandse grondwaterwinningen. Het doel was om de grootte van de benodigde beschermingsgebieden te schatten inclusief onzekerheid. Daartoe werden alle onzekerheden van de modelparameters in kaart gebracht en geëvalueerd. De beschermingsgebieden werden zodanig groot geschat dat met 95% zekerheid de kans op virusinfectie per persoon per jaar ten gevolge van drinkwaterconsumptie niet groter is dan 1 per 10 000.

Deze risicoanalyse werd uitgevoerd om ook aan te kunnen geven welke van de parameters het meest van invloed zijn op de schattingen van de beschermingsgebieden en hoe de onzekerheden in de belangrijkste parameters kunnen worden verkleind.

Op basis van de afname van virusconcentraties als functie van verblijftijd en afstand en gegevens met betrekking tot de verticale stroomsnelheid van grondwater boven dieper gelegen geheel of gedeeltelijk afgesloten watervoerende pakketten werd ook een uitspraak gedaan over de kwetsbaarheid van waterwinningen met geheel of gedeeltelijk afdekkende lagen.

De bereikte resultaten en conclusies in deze fase van de kwetsbaarheidsanalyse ondersteunen prioritering in vervolgonderzoek.

## 2 Methoden

### 2.1 Modelbeschrijving

Het transportmodel dat werd toegepast in de eerste fase van de berekening van benodigde beschermingsgebieden (Schijven en Hassanizadeh, 2002a, 2002b) wordt hier kort beschreven. Aangenomen werd dat grondwater continu wordt onttrokken aan een freatisch watervoerend pakket met een constant debiet  $Q \text{ m}^3 \cdot \text{dag}^{-1}$ . Op een afstand  $R$  van de winput en op de grondwaterspiegel ligt een rioolpijp. Hieruit lekt rioolwater met virussen met een constant lekdebiet  $q \text{ m}^3 \cdot \text{dag}^{-1}$ , waardoor het grondwater met virussen besmet wordt. Enkel horizontaal transport in de richting van de winput werd beschouwd. Beschermende effecten van geheel of gedeeltelijk afsluitende lagen werden niet beschouwd. Het verhang van de grondwaterspiegel bij de winput werd als verwaarloosbaar beschouwd ten opzichte van de afstand van de besmettingsbron tot de winput.

Onder steady state condities en met verwaarlozing van dispersie kan aldus het virustransport met de volgende vergelijking worden beschreven:

$$\log_{10}\left(\frac{C_A}{C_0}\right) = -\frac{1}{2,3}\left(\frac{3}{5}\alpha k_1 R^{5/3} + \frac{1}{2}\mu_l k_2 R^2\right) + \log_{10}\left(\frac{q}{Q}\right) \quad (1)$$

Hierin is  $\log_{10}(C_A/C_0)$  de logaritmische afname van de virusconcentratie richting winput, aangeduid als verwijdering.  $C_0$  is de virusconcentratie bij besmettingsbron en  $C_A$  bij de winput, [n/l]. Verwijdering wordt bepaald door hechting aan de zandkorrels (eerste term) met botsingsefficiëntie  $\alpha$ , door afsterving van virussen (tweede term) met inactivatiesnelheidscoëfficiënt  $\mu_l$ , [ $\text{dag}^{-1}$ ] en door verdunning (derde term). Onthechting werd verwaarloosd, omdat het gewoonlijk veel langzamer verloopt dan hechting, derhalve werd hechting als irreversibel beschouwd.

De constanten  $k_1$  en  $k_2$  zijn gedefinieerd als:

$$k_1 = \frac{3(1-n)}{2d_c} 4A_s^{1/3} \left(\frac{D_{BM} 2\pi h}{d_c Q}\right)^{2/3} \quad \text{en} \quad k_2 = \frac{2\pi n h}{Q} \quad (2)$$

Hierin is  $d_c$  is de gemiddelde diameter van de zogenaamde single collector (zandkorrel), [m] en  $n$  de porositeit.  $A_s = 2(1-\gamma^5)/(2-3\gamma+3\gamma^5-2\gamma^6)$  is Happel's porositeits-afhankelijke parameter, met  $\gamma = (1-n)^{1/3}$ .  $D_{BM} = K_B(T+273)/(3\pi d_p \mu)$  is de diffusiecoëfficiënt, [ $\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$ ];  $K_B = 1,38 \times 10^{-23}$  is de Boltzmann constante [ $\text{J} \cdot \text{K}^{-1}$ ];  $T$  is de watertemperatuur [ $^{\circ}\text{C}$ ];  $d_p$  is de grootte van de virusdeeltjes [L];  $\mu = \rho * 0,000947 / (T + 42,5)^{1,5}$  is de dynamische viscositeit [ $\text{kg m}^{-1} \text{ s}^{-1}$ ] met  $\rho = 999,703$  de dichtheid van water [ $\text{kg m}^{-3}$ ]. Tenslotte is  $h$  de dikte van het watervoerend pakket [m].

In Schijven en Hassanizadeh (2002a) werd aangenomen dat 9  $\log_{10}$  verwijdering benodigd was om bij een zeker lekdebiet en een zekere virusconcentratie in het lekkende rioolwater niet boven een maximaal toelaatbare concentratie van  $2 \times 10^{-7}$  virussen per liter te komen in het opgepompte grondwater. Deze maximaal toelaatbare concentratie was gebaseerd op een infectiekans van  $10^{-4}$  per persoon per jaar (Regli, 1991; Medema en Havelaar, 1994).

Vervolgens werden de benodigde afstanden en verblijftijden berekend om 9 log<sub>10</sub> verwijdering te garanderen.

In dit rapport berekenden we de kans op virusinfectie door consumptie van het opgepompte grondwater met inbegrip van alle onzekerheden in de modelparameters. Daartoe diende eerst de virusconcentratie bij de winput te worden berekend. Deze werd direct afgeleid uit vergelijking (1):

$$C_A = \frac{q}{Q} C_0 e^{-\left(\frac{3}{5} \alpha k_1 R^{5/3} + \frac{1}{2} \mu_1 k_2 R^2\right)} \quad (3)$$

Vervolgens werd de dosis, het aantal ingeslikte virussen, berekend:

$$D = \frac{C_A}{E} V \quad (4)$$

Hierbij is  $E$  de recovery-efficiëntie van de virusbepaling en  $E$  is de fractie van de aanwezige virusdeeltjes in een monster water die wordt gedetecteerd.  $V$  is het ingeslikte volume ongekookt drinkwater in liter per persoon per jaar.

Omdat gerekend werd op een lage dosis bij de winput kon de volgende benadering worden gebruikt voor het dosis-respons-model voor infectie (Teunis *et al.*, 1996):

$$p_{\text{inf}} = p_m D \quad (5)$$

Hierin is  $p_{\text{inf}}$  de kans op infectie en  $p_m = \frac{a}{a+b}$  is de infectiviteit van een virus met  $a$  en  $b$  de parameters van de Beta-Poisson verdeling.

Aldus werd infectiekans als functie van de afstand tussen besmettingsbron en winput geschat:  $p_{\text{inf}} = f(R)$ . Van belang is ook de dimensionering van de beschermingszone, inclusief onzekerheid, waarbij de infectiekans van 10<sup>-4</sup> per persoon per jaar een zekere infectiekans niet wordt overschreden. Daartoe werd met behulp van het ‘‘Solve’’-commando in Mathematica v 4.2.0.0 de afstand tussen besmettingsbron en winput als functie van de infectiekans berekend. Vervolgens werden de benodigde afstanden en verblijftijden berekend om met 95% zekerheid niet de 10<sup>-4</sup>-infectiekans te overschrijden.

De poriewatersnelheid  $v$  (m/dag) neemt toe in de richting van de winput volgens:

$$v = -\frac{Q}{2\pi mhR} \quad (6)$$

Deze vergelijking werd gebruikt om de grootte van de beschermingszone in afstanden ook in verblijftijd uit te kunnen drukken.



## 2.2 Onzekerheidsanalyse

### 2.2.1 Algemeen

Als eerste onderdeel van de onzekerheidsanalyse werden gegevens voor de modelparameters verzameld. Deze gegevens vormden de basis voor de daaropvolgende Monte Carlo trekkingen. Er werd een onderverdeling gemaakt in parameters die onafhankelijk zijn van de kenmerken van de watervoerende pakketten en parameters die daarvan wel afhankelijk zijn.

### 2.2.2 Gegevens voor modelparameters, onafhankelijk van de watervoerende pakketten.

In deze paragraaf wordt de herkomst van de gegevens besproken voor de modelparameters, die onafhankelijk zijn van de watervoerende pakketten. Tabel 2.1 geeft van deze parameters de naam, het symbool, de eenheid en de verdeling met verdelingsparameters.

- **Virusconcentratie in ruw afvalwater,  $C_0$**

De gegevens van enterovirusconcentraties in ruw afvalwater,  $C_0$ , zijn metingen van een heel jaar bij twee grote rwzi's in Rotterdam en Amsterdam, waar voornamelijk huishoudelijk afvalwater wordt verwerkt (Hoogenboezem *et al.*, 2000). Deze gegevens zijn scheef verdeeld, derhalve werd aangenomen dat ze lognormaal verdeeld zijn. Op beide gegevensseries apart en op de gecombineerde gegevens werd een lognormale verdeling gefit en een likelihood geschat:

$$L_f(m, n) = -2 \sum_{i=1}^2 \ln f(m_i, n_i) \quad (7)$$

Hierin is  $L_f$  de likelihood en  $f(m, n)$  is de lognormale verdeling met parameters  $m$  en  $n$ . Vervolgens werden de likelihoods van de gefitte verdelingen voor de aparte en gecombineerde gegevens vergeleken aan de hand van een likelihood-ratiotest (Cox en Hinkley, 1974). Waarden  $m$  en  $n$  werden verkregen door maximilisatie van deze loglikelihoodfunctie met behulp van numerieke optimalisatie in Mathematica 4.2. Door combinatie van de gegevens van beide rwzi's werden schattingen van  $m$  en  $n$  verkregen. De som van de loglikelihoods van de aparte gegevens werden vergeleken met die van die gecombineerde gegevens. Het verschil werd opgevat als een  $\chi^2$ -afwijking met 4-2 vrijheidsgraden (Teunis *et al.*, 1996). Indien de loglikelihoods van de gecombineerde gegevens significant hoger is dan de som van de loglikelihoods van de aparte gegevens, dan bestaat er een significant verschil tussen de gegevens van beide rwzi's.

In afvalwater zijn ook zogenaamde norovirussen aanwezig. Deze virussen behoren tot de belangrijkste verwekkers van gastro-enteritis in Nederland (Roda Husman, 2001). De concentraties norovirussen in het afvalwater worden niet zoals enterovirussen door middel van weefselweek bepaald, maar door middel van de moleculair-biologische methode RT-PCR (Lodder, 1999). Deze norovirusconcentraties (uitgedrukt in PCR-eenheden per liter) liggen ordes van grootte hoger dan de enterovirusconcentraties bepaald met weefselweek (Hoogenboezem *et al.*, 2000). De gegevens van norovirusconcentraties in ruw afvalwater zijn afkomstig van metingen van een heel jaar bij twee rwzi's in St. Maartensdijk en Tholen (van

de Berg *et al.*, 2004). Aangenomen werd dat ze lognormaal verdeeld zijn. Ook werden met behulp van de likelihoodratietest de norovirusconcentraties in het afvalwater van beide rwzi's met elkaar vergeleken.

- **Recovery-efficiëntie,  $E$**

Voor wat betreft de recovery-efficiëntie  $E$  van de virusbepaling zijn geen directe gegevens voorhanden. Voor de enterovirusbepaling werd de recovery constant op 1 verondersteld. Het effect van de waarde van de recovery is evenwel onderzocht in de gevoeligheidsanalyse.

- **Volume ongekookt drinkwater (liter per persoon per jaar),  $V$**

Het ingeslikte volume ongekookt drinkwater  $V$  is gebaseerd op gegevens van Teunis *et al.* (1997). Deze gegevens zijn eveneens lognormaal verdeeld, maar uit de Monte Carlo-trekkingen werden alleen de waarden kleiner dan 3 liter geselecteerd, want het is zeer onwaarschijnlijk dat een persoon meer dan 3 liter ongekookt drinkwater per dag consumeert.

- **Lekdebiet van afvalwater uit een lekke rioolpijp,  $q$**

Hoewel er geen gegevens zijn over lekdebieten op een bepaalde plaats, kan wel gesteld worden dat er sprake is van veel lekkage in de Nederlandse riolering.

In 1992 werd een onderzoek verricht naar de afstemmingsmogelijkheden tussen rioleringsbeleid en het bodembeschermingsbeleid (Heidemij, 1992). Daartoe werd een inventarisatiestudie onder een aantal Nederlandse gemeenten gehouden en werd een literatuurstudie uitgevoerd. Daaruit bleek dat een aantal gemeenten bij rioolinspecties constateerde dat er sprake is van infiltratie (er gaat water het riool in) waar de riolering geheel of gedeeltelijk onder de grondwaterspiegel ligt, maar cijfers over de mate van infiltratie waren vrijwel niet bekend. Omtrent exfiltraties (er komt water uit het riool) was bij de geënuquëerde gemeenten nagenoeg niets bekend, maar uit het feit dat men bij rioolonderzoek wijkende voegen en kapotte buizen aantroef concludeerde men dat er wel exfiltratie kan plaatsvinden. Tijdens boringen in de gemeenten Arnhem, Tilburg, Velsen en Zeist zijn plaatselijk zintuiglijke aanwijzingen (visueel en geur) gevonden voor geringe beïnvloeding van de kwaliteit van de bodem. Echter, verontreiniging door stoffen kon niet worden aangetoond. Lekkages en de gevolgen ervan zijn moeilijk vast te stellen omdat lekkage zeer plaatselijk optreedt en omdat door rioolslib een weerstandbiedende laag kan ontstaan die de feitelijke exfiltratie bemoeilijkt. Ook kunnen er preferente grondwaterstroombanen zijn waardoor de vervuiling met een enkele peilbuis kan worden gemist. Het rapport van de Heidemij (1992) haalt ook ander onderzoek aan:

- Berekeningen voor Overijssel gaven aan dat 1,7% van de riolering in 1985 exfiltrerende lekkage vertoonde. Naar schatting is 5% van de droog gelegen riolering lek. Exfiltrerende lekkage wordt vooral veroorzaakt door verzakkingen, waarbij verbindingen en aansluitingen open gaan staan. Dit probleem is groter bij meterse dan bij 2-meterse buizen, omdat bij meterse buizen in principe geen lekvrije hoekverdraaiing mogelijk is. Problemen met exfiltrerende riool lekkage treden vooral op in de zandgebieden. In kleigebieden kan het uittredingsdebiet door de slechte doorlatendheid van de bodem niet hoog zijn. Veengebieden zijn erg zakkingsgevoelig, maar het grondwaterpeil is bijna in alle gevallen zo hoog dat geen exfiltratie op kan treden.
- In Duitsland werd exfiltratie van rioolwater op 15 liter per inwoner per dag geschat. Voorhoeve en van de Kerk (2003) maken melding van aanzienlijke afwijkingen tussen het theoretische afvalwaterdebiet en het werkelijk optredende debiet op een rioolwaterzuiveringsinstallatie (rwzi). Er is geen goed inzicht in de oorzaken daarvan, maar

als mogelijke oorzaken worden infiltratie, exfiltratie en aansluiting van ontwateringsystemen op de riolering, zoals drainage en permanente bronnering, genoemd.

Overigens is de netto afwijking bij de rwzi bijna altijd naar boven, dat wil zeggen er komt meer water aan bij de rwzi dan verwacht. Aan de hand van een vijftal voorbeeldgebieden werd vastgesteld dat er sprake kan zijn van 25% of meer rioolvreemd water.

Vergelijking van droogweerafvoer in het zomerhalfjaar en het winterhalfjaar geeft aanwijzingen dat er in het winterhalfjaar meer grondwater in de riolering terecht komt. In de winter is de opbolling van het grondwaterpeil het hoogst, in het zomerhalfjaar kan er sprake zijn van uitputting. In de voorbeeldgebieden lag midden zomer de grondwaterstand 0,2 - 1,0 m lager dan midden winter. In één van de voorbeeldgebieden (Bennekom) lag meer dan 55% van de gemeten debieten onder de theoretische droogweerafvoer en is er mogelijk sprake van uittreding van rioolwater naar het grondwater. Het rioolstelsel Bennekom ligt boven het open waterpeil, wat niet altijd betekent boven de grondwaterstand, alle andere stelsels liggen beneden open waterpeil.

Voor het onderhavige onderzoek werd deze informatie geïnterpreteerd als dat er sprake is van veel lekkage van de Nederlandse riolering, maar dat dit meestal leidt tot infiltratie van grondwater in de riolering en aldus mede leidt tot de aanvoer van rioolvreemd water bij een rwzi. Desalniettemin is het aannemelijk dat het op specifieke plaatsen voor kan komen dat een riool liggend op of boven de grondwaterspiegel rioolwater naar het grondwater lekt. Er zijn echter van deze situatie geen kwantitatieve gegevens beschikbaar.

Hoewel er geen directe gegevens voorhanden zijn omtrent het lekdebiet  $q$  van een rioolpijp werd verondersteld dat dit  $1 \text{ m}^3 \text{ dag}^{-1}$  bedraagt. Dit is een laag debiet waardoor de lekkage onopgemerkt kan blijven. Een dergelijk debiet is equivalent aan de afvalwaterproductie van ongeveer 8 personen (droogweerafvoer van 120 liter per persoon per dag, Voorhoeve en van de Kerk, 2003). Het is denkbaar dat sommige lekkages ook 10 keer groter zijn, maar dat dit minder vaak voorkomt, vandaar dat een lognormale verdeling werd aangenomen voor het lekdebiet.

Door verzakking van het riool is het te verwachten dat er verschillende lekkages op een rij bestaan. We hebben vermoedelijk dan eerder te maken met een lijnbron dan een puntbron. Echter, het is aannemelijk dat bij meerdere lekkages op een rij, vooral bij de verbindingen tussen pijpsegmenten er in totaliteit niet meer uitlekt dan bij een lekkage op één plek, omdat het lekdebiet afhankelijk is van het verhang in het riool. Een lijnbron werd gesimuleerd als een reeks opeenvolgende puntbronnen. Daarbij bleek dat de puntbronnen die het dichtst bij de winput liggen het meest bepalend zijn voor de infectiekans. Echter, de concentratie enterovirussen bij de winput is dan altijd lager dan lekkage uit één enkele puntbron. Op dezelfde wijze is een diffuse bron op te vatten als een aantal willekeurig ten opzichte van de winput gelegen puntbronnen, waarbij de meeste dichtbijgelegen puntbronnen bepalend zijn voor de infectiekans. De situatie met één enkele puntbron werd in deze studie derhalve als een worst case situatie beschouwd ten opzichte van meerdere puntbronnen die in totaal hetzelfde lekken. Anders gezegd: in feite is een lijnbron of een diffuse bron altijd te vertalen naar een puntbron met overeenkomstige aantallen virussen die daarbij vrijkomen.

- **Porositeit,  $n$**

De porositeit  $n$  kan ruimtelijk variëren, maar hier werd de gemiddelde porositeit genomen, inclusief onzekerheid. Er werd gekozen voor het in Freeze (1979) gegeven bereik voor zand van 0,25-0,50 en aangenomen werd dat dit uniform verdeeld is over dit bereik.

- **Grootte van virusdeeltjes,  $d_p$**

Voor de grootte van virusdeeltjes  $d_p$  werd uitgegaan van bacteriofaag MS2 als modelvirus. Bacteriofaag MS2 staat model voor een groep van ziekteverwekkende virussen, de enterovirussen. MS2 hecht tenminste even slecht aan zand als enterovirussen (Schijven, 2001). De grootte van MS2 bacteriofaag is 26 nm (Penrod *et al.*, 1996). De meeste enterovirussen zijn ongeveer even groot als MS2. Er werd een uniforme verdeling van 20 tot 30 nm aangenomen.

- **Virusinactivatiesnelheidscoëfficiënt,  $\mu_i$**

Virussen verschillen in stabiliteit. Vooral temperatuur is hierop van invloed, maar deze invloed is ook verschillend tussen virussen (Schijven en Hassanizadeh, 2000). In Pedley *et al.* (2003) werden alle in de literatuur voorhanden schattingen van inactivatiesnelheidscoëfficiënten  $\mu_i$  voor bacteriofagen en enterovirussen in grondwater verzameld. Dit is het meest recente overzicht over virusinactivatie in grondwater. Voor het onderhavige onderzoek werden daaruit de  $\mu_i$ -waarden geselecteerd voor het temperatuurbereik van 5 - 12 °C. Uit de gegevens van Pedley *et al.* (2003) blijkt dat tussen 5 en 12 °C de inactivatiesnelheidscoëfficiënt van veel virussen ligt in het bereik van 0,01 dag<sup>-1</sup> tot 0,1 dag<sup>-1</sup> met vaker lage dan hoge waarden binnen dit bereik (Tabel 2.2). Als schatting voor de gemiddelde waarde is 0,024 per dag gekozen. Dit is een lage maar waargenomen waarde bij 12 °C onder anoxische condities voor MS2 (Schijven *et al.*, 2000). Op grond van deze condities is ook de worst-case schatting voor hechting gedaan (zie volgende paragraaf). Derhalve werd een lognormale verdeling met gemiddelde 0,024 en spreiding 0,5 aangenomen. Deze verdeling weerspiegelt de variabiliteit in de inactivatie van virussen, maar werd hier als onzekerheid beschouwd, omdat van een gegeven virus in het ruwe afvalwater onbekend is wat de feitelijke inactivatiesnelheid is. De variabiliteit werd als onderdeel van de gevoeligheidsanalyse beschouwd.

- **Virusinfectiviteit,  $p_m$**

Gegevens over de infectiviteit van enterovirussen zijn gebaseerd op dosis respons gegevens voor rotavirus (Teunis *et al.*, 1996). Een betaverdeling weerspiegelt variabiliteit in virusinfectiviteit. De dataparen  $a$  en  $b$  geven onzekerheid weer.

Tabel 2.1 Type verdelingen met verdelingsparameters voor de modelparameters die onafhankelijk zijn van het watervoerend pakket

Parameter	Symbool	Dimensie	Verdeling[par1; par1]
Enterovirusconcentratie	$C_0$	n/l	Lognormaal[ 4,23; 1,32]
Norovirusconcentratie	$C_0$	n/l	Lognormaal[ ; ]
Recovery	$E$		Constant
Consumptie van ongekookt drinkwater	$V$	liter per persoon per jaar	Lognormaal[-1,88391; 1,12209]
Lekdebiet van rioolpijp	$Q$	m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>	Lognormaal[0; 0,5]
Porositeit	$N$		Uniform[0,25; 0,50]
Virusgrootte	$d_p$	m	Uniform[2,0×10 <sup>-8</sup> ; 3,0×10 <sup>-8</sup> ]
Inactivatiesnelheidscoëfficiënt	$\mu_i$	d <sup>-1</sup>	Lognormaal[log(0,024); 0,5]
Infectiviteit	$p_m$		$\hat{a} = 0,253$ en $\hat{b} = 0,422$ , Beta-verdeeld (rotavirus)

Tabel.2.2. Inactivatiesnelheidscoëfficiënten  $\mu_1$  van pathogene virussen en bacteriofagen in grondwater bij 5-12 °C (Pedley *et al.*, 2003)

Virus	Temperatuur °C	Andere conditie	$\mu_1$ (dag <sup>-1</sup> )	Referentie
Coxsackievirus A9	10	Steriel	0,019	Matthess <i>et al.</i> (1988)
	10		0,027	
	10	Gedeïoniseerd	0,031	
Coxsackievirus B1	10	Steriel	0,012	Matthess <i>et al.</i> (1988)
	10		0,019	
	10	Gedeïoniseerd	0,040	
Coxsackievirus B4	5		0,079	Schijven <i>et al.</i> (2003)
Coxsackievirus B5	16	1.2 mg/l O <sub>2</sub>	0,12	Jansons <i>et al.</i> (1989a)
Echovirus 7	10	Steriel	0,032	Matthess <i>et al.</i> (1988)
	10		0,019	
	10	Gedeïoniseerd	0,038	
Poliovirus 1	4		0,016	Meschke (2001)
	5		0,16	Schijven <i>et al.</i> (2003)
	10	Steriel	0,010	Matthess <i>et al.</i> (1988)
	10		0,013	
	10	Gedeïoniseerd	0,032	
	10		0,025	Nasser <i>et al.</i> (1999)
	12		0,18	Yates <i>et al.</i> (1985)
φX174	5		0,012	Schijven <i>et al.</i> (2002b)
FRNA bacteriofagen	10		0,025	Nasser and Oman (1999)
MS2	2 - 5		0,030	Schijven <i>et al.</i> (1999)
	4		0,037	Meschke (2001)
	4		0,063	Yates <i>et al.</i> (1985)
	5		0,064	Schijven <i>et al.</i> (1999)
	5		0,082	Schijven <i>et al.</i> (2002b)
	12	Oxisch	0,10	Schijven <i>et al.</i> (2000)
	12	Anoxisch	0,024	
	12		0,16	Yates <i>et al.</i> (1985)
	12		0,065	Yates (1992)
	PRD1	5		0,0094
5			0,044	Schijven <i>et al.</i> (2002b)
7			0,010 – 0,10	Yahya <i>et al.</i> (1993)
12		Oxisch	0,054	Schijven <i>et al.</i> (2000)

### 2.2.3 Gegevens voor modelparameters, afhankelijk van de watervoerende pakketten.

Dezelfde selectie van grondwaterwinningen als in Schijven en Hassanizadeh (2002a) werd gebruikt. Tabel 2.3 geeft de oorspronkelijke selectie van tien ondiepe freatische winningen (REWAB, 2000). Zes daarvan werden genummerd als Aq1 tot en met Aq6 zoals in Schijven en Hassanizadeh (2002a) en gebruikt voor de berekeningen in dit rapport.

Tabel 2.4 geeft van de aquifer-afhankelijke modelparameters de naam, het symbool, de eenheid, het type toegepaste verdeling met verdelingsparameters.

Tabel 2.3 Selectie en nummering van ondiepe freatische zanderige watervoerende pakketten

Pompstation (LAC-code)	Naam	Nummer geselecteerde aquifer
258	Herten	
137	Plasmolen	Aq1
139	Roodborn	
135	Landeus	
218	Harfsen	Aq2
238	Hasselo	Aq3
237	Goor	Aq4
64	Druten	Aq5
62	Vlieland	
200	Oldenzaal	Aq6

Tabel 2.4 Verdelingen met verdelingsparameters voor modelparameters, afhankelijk van het watervoerend pakket

Parameter	Symbool	Dimensie	Aquifer	Verdeling[par1; par2]
Aquiferdikte	h	m	Aq1	Uniform[25; 35]
			Aq2	Uniform[20; 30]
			Aq3	Uniform[18; 28]
			Aq4	Uniform[15; 25]
			Aq5	Uniform[20; 30]
			Aq6	Uniform[15; 25]
Onttrekkingsdebiet	$Q_A$	$\text{m}^3 \text{dag}^{-1}$	Aq1	Constant, 3096
			Aq2	Constant, 1781
			Aq3	Constant, 1370
			Aq4	Constant, 8219
			Aq5	Constant, 9589
			Aq6	Constant, 4658
Temperatuur	T	°C	Aq1	Uniform[10,0; 11,2]
			Aq2	Uniform[9,6; 10,6]
			Aq3	Uniform[9,5; 11,5]
			Aq4	Uniform[10,0; 11,4]
			Aq5	Uniform[9,5; 11,7]
			Aq6	Uniform[9,5; 10,1]
Korrel diameter	$d_c$	m	Aq1, Aq2, Aq3, Aq4	Lognormaal[ $5,0 \times 10^{-4}$ ; 0,4]
			Aq5, Aq6	Lognormaal[ $2,5 \times 10^{-4}$ ; 0,4]
Zuurgraad, pH			Aq1	Normaal[7,2; 0,20]
			Aq2	Normaal[7,4; 0,10]
			Aq3	Normaal[7,1; 0,15]
			Aq4	Normaal[7,1; 0,13]
			Aq5	Normaal[7,2; 0,15]
			Aq6	Normaal[7,2; 0,15]

- **Aquiferdikte,  $h$**

Aquiferdikte,  $h$  [m] is een schatting van de gemiddelde waarde. Een onzekerheid van  $\pm 5$  m werd daarbij aangenomen, alsmede een uniforme verdeling.

- **Onttrekkingsdebiet,  $Q$**

Het onttrekkingsdebiet  $Q$  kan variëren in de tijd. Omdat het hier om ingestelde waarden gaat is er geen onzekerheid. Effecten van dagelijkse variatie op het transport over meer dan 60 dagen zijn verwaarloosbaar. Maximale debieten kunnen tot twee keer het maandgemiddelde zijn (maandcijfers van pompstations van Waterbedrijf Gelderland en Waterleidingmaat-schappij Noord-West-Brabant). Deze variatie is meegenomen in de gevoeligheidsanalyse.

- **Grondwatertemperatuur,  $T$**

Gegevens over de grondwatertemperatuur,  $T$  [°C] zijn verkregen uit de REWAB-database (2000). Aannemende dat de temperatuur bij benadering een driehoekvormig verloop heeft gedurende een jaar en dus elke temperatuur binnen een bepaald bereik even vaak kan voorkomen werd een uniform verdeelde temperatuur aangenomen met gemiddelde gelijk aan het REWAB-gemiddelde van een jaar en een spreiding gelijk aan het verschil tussen minimum en maximum temperatuur in dat jaar. De spreiding in de temperatuur is evenwel klein. In Nederland kan de grondwatertemperatuur in de verzadigde zone in het algemeen als constant worden beschouwd en bedraagt 10 °C. Dit is gebaseerd op een langjarig gemiddelde luchttemperatuur van 30 jaren, gemeten in de Bilt. In de bovenste 2 m is er als gevolg van warmtetransport sprake van weersafhankelijke temperatuurvariaties (Tiktak *et al.*, 1994).

- **Korrel diameter,  $d_c$**

De korrel diameter,  $d_c$  [m] werd aangenomen lognormaal verdeeld te zijn op basis van metingen aan duinzand (Schijven *et al.*, 1999). Gemiddelde korrelgroottes waren 0,25 en 0,50 mm. Aangenomen werd dat het zand van de geselecteerde aquifers uniform en goed gesorteerd is. Daarbij werd de spreiding zodanig gekozen dat een verdeling werd verkregen met een uniformiteitscoëfficiënt en een krommingscoëfficiënt (coefficient of curvature) die typisch zijn voor relatief uniform en goed gesorteerd zand volgens het Unified Soil Classification System (Freeze, 1979). Zand is uniform als  $d_{c,60}/d_{c,10}$  kleiner is dan 4 en goed gesorteerd als de krommingscoëfficiënt  $(d_{c,30})^2/(d_{c,10}d_{c,60})$  tussen 1 en 3 ligt.

- **Zuurgraad, pH en botsingsefficiëntie  $\alpha$  (hechting)**

De pH-gegevens afkomstig uit de REWAB-database (2000) zijn redelijk normaal verdeeld. De botsingsefficiëntie  $\alpha$  is afhankelijk van de pH. Bij een hogere pH is de electrostatische afstoting tussen de oppervlakken van virusdeeltjes en zandkorrels sterker, wat weerspiegeld wordt in een lagere botsingsefficiëntie. Op grond van gegevens uit kolomexperimenten van Bales *et al.* (1991, 1993), Kinoshita *et al.* (1993) and Penrod *et al.* (1996) werd een empirische relatie afgeleid door Schijven en Hassanizadeh (2002a). Binnen het pH-bereik van 3,5 tot 7, neemt  $\alpha$  af met een factor 0,9 voor elke toename van de pH met een factor 0,1:

$$\alpha = \alpha_0 0,9^{\left(\frac{pH - pH_0}{0,1}\right)} \quad (6)$$

Hierin is  $\alpha_0 = 1,5 \times 10^{-5}$  de referentiewaarde voor de botsingsefficiëntie en  $pH_0 = 6,8$  de referentie-pH. Deze referentiewaarden zijn gevonden in diepinfiltratie-onderzoek voor bacteriofaag MS2 (Schijven *et al.*, 2000). De waarde voor  $\alpha_0$  geldt als een zeer lage, conservatieve waarde voor hechting van een slecht hechtend virus onder anaërobe condities met nauwelijks hechtingsplaatsen aan de zandkorrels. Hierbij kan worden opgemerkt, dat in tegenstelling tot het voorgaande onderzoek (Schijven en Hassanizadeh, 2002a) er nu slechts twee worst-case aannames werden toegepast. De ene worst-case aanname is de toepassing van de hier genoemde conservatieve schatting van  $\alpha$ . De andere worst-case aanname is die van de ligging van de lekkende rioolpijp op de grondwaterspiegel.

#### 2.2.4 Monte Carlo simulaties

De onzekerheidsanalyse werd uitgevoerd in Mathematica v 4.2.0.0 (Wolfram Research). Op basis van in de vorige paragrafen vermelde gegevens van de modelparameters werden 10000 trekkingen uit de genoemde verdelingen met bijbehorende verdelingsparameters gedaan (Monte Carlo-simulatie). Het aantal van 10000 trekkingen gaf een stabiel resultaat, dat wil zeggen bij ongeveer 10000 of meer trekkingen werd steeds dezelfde beschermingszone (95-percentiel) berekend voor een bepaalde aquifer. Vervolgens werden virusconcentraties bij de winput (vergelijking 3) en infectiekansen (vergelijking 5) berekend als functie van afstand en verblijftijd. Daaruit werden de afstand en verblijftijd bepaald waarbij met 95% zekerheid een infectiekans van  $10^{-4}$  per persoon per jaar niet wordt overschreden. Dit werd in Mathematica uitgevoerd met behulp van het Solve-commando op vergelijking (5) om de oplossing voor de afstand als functie van de infectiekans te vinden.

### 2.3 Gevoeligheidsanalyse

Gevoeligheidsanalyse werd uitgevoerd met de gegevens van Aq1 om het effect van de modelparameters op de infectiekans en de grootte van het beschermingsgebied te bepalen. Dit is van belang bij de prioritering van vervolgonderzoek om onzekerheden in de parameters te verkleinen. Aangenomen werd dat de modelparameters onafhankelijk zijn. Voor een aantal parameters bestaat er wel een onderlinge relatie, maar die werd niet van invloed geacht. Zo zijn inactivatie en diffusiesnelheid van virusdeeltjes afhankelijk van de temperatuur, maar de temperatuur verandert niet meer dan  $\pm 0,5$  °C. In de gevoeligheidsanalyse werd ook het effect van de waarde van de botsingsefficiëntie (hechting) onderzocht over een groot bereik, onafhankelijk van pH.

Het effect van de waarde van een modelparameter werd bepaald bij de afstand waarbij 95% zekerheid de  $10^{-4}$  infectiekans niet wordt overschreden. Dit werd steeds uitgerekend door één van de modelparameters over een bepaald bereik te variëren inclusief de onzekerheden van de overige parameters. Het bereik waarover per parameter gevarieerd werd komt overeen met die welke in de actuele situatie voor kan komen. Tevens werd voor een aantal discrete waarden van de meest gevoelige modelparameters de 95-percentielen van afstand en verblijftijd van de beschermingszone berekend, waarbij de infectiekans  $10^{-4}$  per persoon per jaar is. Bovendien werden geschatte beschermingszones op grond van entero- en norovirusconcentraties met elkaar vergeleken. Aangenomen werd daarbij dat norovirussen even slecht hechten en afsterven als enterovirussen. Voor wat betreft hechting is dat evenals voor enterovirussen een behoudende aanname, omdat bacteriofaag MS2, waarop de hechtingsgegevens werden gebaseerd, minder goed hecht dan norovirussen (Redman *et al.*, 1997). Norovirussen werden verondersteld even infectieus als rotavirus te zijn.



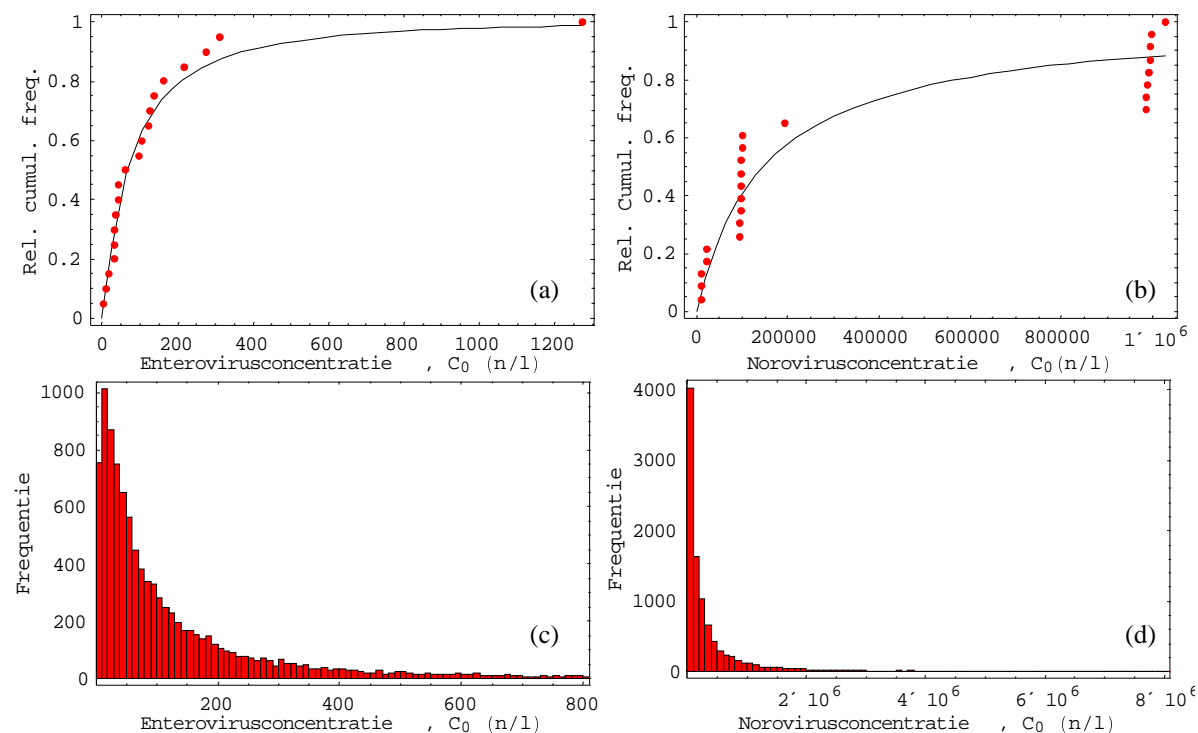
## 3 Resultaten

### 3.1 Modelparameters, onafhankelijk van de watervoerende pakketten.

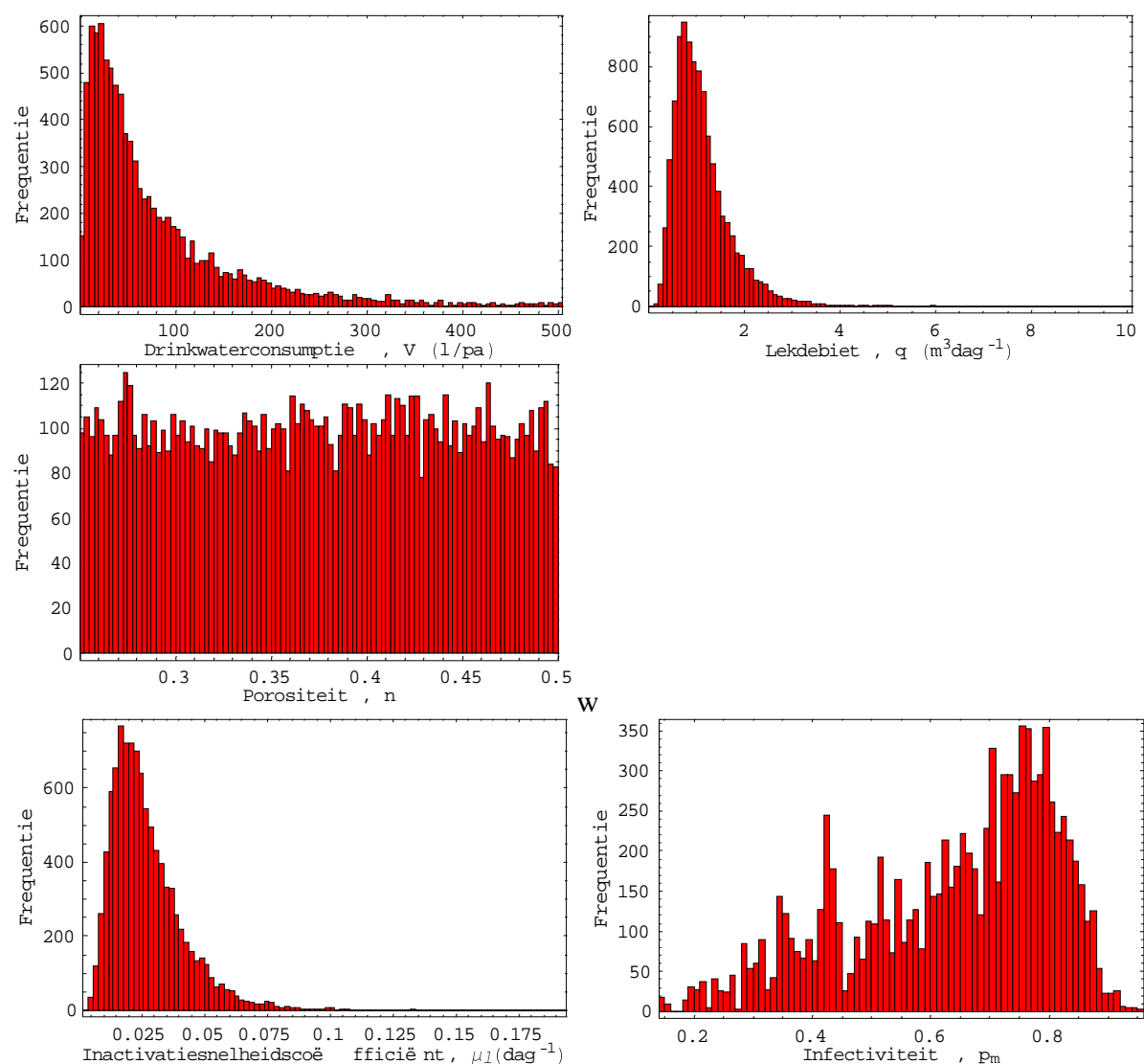
In deze paragraaf worden de verdelingen van de modelparameters die onafhankelijk zijn van de watervoerende pakketten gepresenteerd. Figuur 3.1.1 toont de cumulatieve verdeling van de gemeten enterovirusconcentraties in ruw afvalwater van de rwzi's te Amsterdam en Rotterdam en de gefitte cumulatieve verdeling. De fit is visueel redelijk goed. Op grond van de likelihood-ratio test werd een klein, maar significant verschil in gemiddelde concentraties tussen beide rwzi's gevonden, maar geen verschil tussen de varianties. Desondanks werden de gegevens van beide rwzi's samengevoegd om zo een groter deel van de Nederlandse bevolking te vertegenwoordigen. Uitschieters in de Monte Carlo-trekkingen van meer dan 2000 enterovirussen per liter werden afgekapt, omdat zeer hoge waarden te zwaar kunnen doorwegen in de berekende infectiekans, terwijl dergelijke hoge concentraties waarschijnlijk niet voorkomen. Een beter meetprogramma is nodig om te weten in welke mate hoge uitschieters op kunnen treden.

Evenzo toont Figuur 3.1 de gefitte norovirusconcentraties en de Monte Carlo-verdeling. De puntenverdeling van de norovirusconcentraties zijn kenmerkend voor een bepaling van het meest waarschijnlijke aantal. Norovirusconcentraties (RT-PCR) zijn gemiddeld 3500 keer hoger dan enterovirusconcentraties (weefselweek).

Figuur 3.2 toont de histogrammen van de overige modelparameters die onafhankelijk zijn van de watervoerende pakketten. In tabel 3.1 van de gemiddelde waarden met het 95%-interval samengevat. Dit interval werd als onzekerheid geïnterpreteerd.



Figuur 3.1 Enterovirus- en norovirusconcentraties in ruw afvalwater. (a) en (b): Cumulatieve verdelingen van gemeten (punten) en gefitte (lijnen) concentraties. (c) en (d): Histogrammen uit Monte Carlo-trekkingen.



Figuur 3.2 Histogrammen van de verdelingen van de modelparameters die onafhankelijk zijn van de watervoerende pakketten (Monte Carlo-trekkingen).

Tabel 3.1 Gemiddelde en spreiding van de modelparameters die onafhankelijk zijn van de watervoerende pakketten

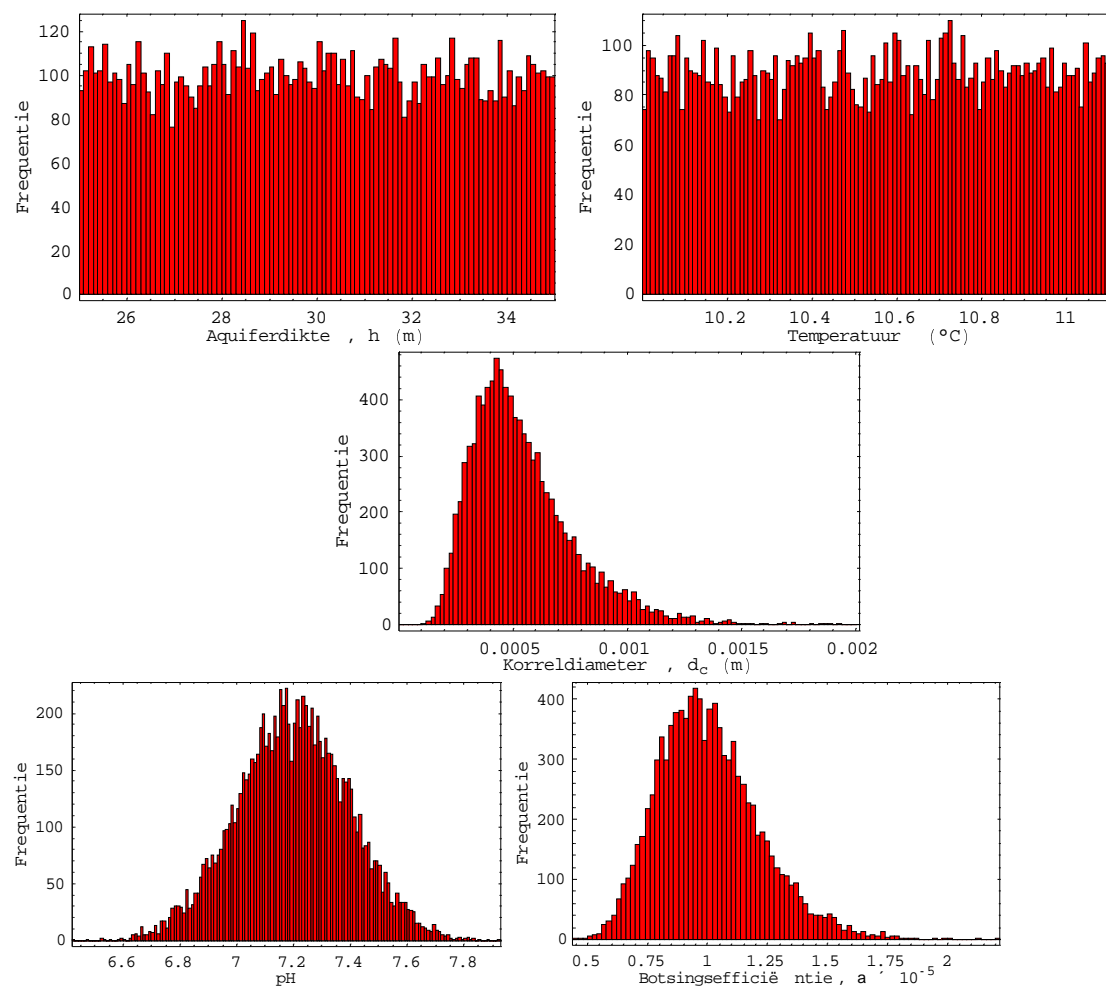
Parameter	Symbool	Dimensie	Gemiddelde	95%-interval
Enterovirusconcentratie	$C_0$	n/l	150	50 - 820
Norovirusconcentratie	$C_0$	PCR-eenheden/l	$5,3 \times 10^5$	$5,6 \times 10^3 - 3,6 \times 10^6$
Recovery	$E$		1	
Consumptie van ongekookt drinkwater	$V$	liter/ (persoon $\times$ jaar)	97	58 - 450
Lekdebiet van rioolpijp	$q$	$m^3 s^{-1}$	1,1	0,38 - 2,7
Porositeit	$n$		0,37	0,25 - 0,50
Virusgrootte	$d_p$	m	$2,5 \times 10^{-8}$	$2,0 \times 10^{-8} - 3,0 \times 10^{-8}$
Inactivatiesnelheidscoëfficiënt	$\mu_1$	$d^{-1}$	0,027	0,0089 - 0,064
Infectiviteit enterovirus (rotavirus)	$p_m$		0,64	0,25 - 0,87

## 3.2 Modelparameters, afhankelijk van de watervoerende pakketten.

In deze paragraaf worden de verdelingen van de modelparameters die afhankelijk zijn van de watervoerende pakketten en die werden verkregen uit Monte Carlo-trekkingen gepresenteerd. Tabel 3.2 toont gemiddelde en spreiding van de modelparameters per watervoerend pakket. Alle aquiferdiktes vallen binnen 15 en 35 m. Alle temperaturen zitten dicht bij 10 °C. Ook de spreiding in pH-waarden is klein, zodat alle botsingsefficiënties binnen het bereik van  $8,0 \times 10^{-6}$  en  $1,1 \times 10^{-5}$  vallen. Figuur 3.3 toont de histogrammen van de modelparameters.

Tabel 3.2 Gemiddelde en spreiding van de modelparameters per watervoerend pakket

Parameter	Symbool	Dimensie	Aquifer	Gemiddelde	95%-interval
Aquiferdikte	$h$	m	Aq1	30	25 – 35
			Aq2	25	20 – 30
			Aq3	23	18 – 28
			Aq4	20	15 – 25
			Aq5	25	20 – 30
			Aq6	20	15 – 25
Temperatuur	$T$	°C	Aq1	10,6	10,0 – 11,1
			Aq2	10,1	9,6 – 10,6
			Aq3	10,5	9,5 – 11,5
			Aq4	10,7	10,0 – 11,4
			Aq5	10,5	9,4 – 11,7
			Aq6	9,8	9,5 – 10,1
Korrel diameter	$d_c$	m	Aq1, Aq2, Aq3, Aq4	$5,4 \times 10^{-4}$	$2,2 \times 10^{-4} - 1,1 \times 10^{-3}$
			Aq5, Aq6	$2,5 \times 10^{-4}$	$1,2 \times 10^{-4} - 5,6 \times 10^{-4}$
Zuurgraad, pH			Aq1	7,2	6,8 – 7,6
			Aq2	7,4	7,2 – 7,6
			Aq3	7,1	6,8 – 7,4
			Aq4	7,1	6,8 – 7,4
			Aq5	7,2	6,9 – 7,5
			Aq6	7,2	6,9 – 7,5
Botsingsefficiëntie	$\alpha$		Aq1	$1,0 \times 10^{-5}$	$6,5 \times 10^{-6} - 1,5 \times 10^{-5}$
			Aq2	$8,0 \times 10^{-6}$	$6,5 \times 10^{-6} - 9,8 \times 10^{-6}$
			Aq3	$1,1 \times 10^{-5}$	$8,0 \times 10^{-6} - 1,5 \times 10^{-5}$
			Aq4	$1,1 \times 10^{-5}$	$8,4 \times 10^{-6} - 1,4 \times 10^{-5}$
			Aq5	$1,0 \times 10^{-5}$	$7,2 \times 10^{-6} - 1,3 \times 10^{-5}$
			Aq6	$1,0 \times 10^{-5}$	$7,2 \times 10^{-6} - 1,3 \times 10^{-5}$



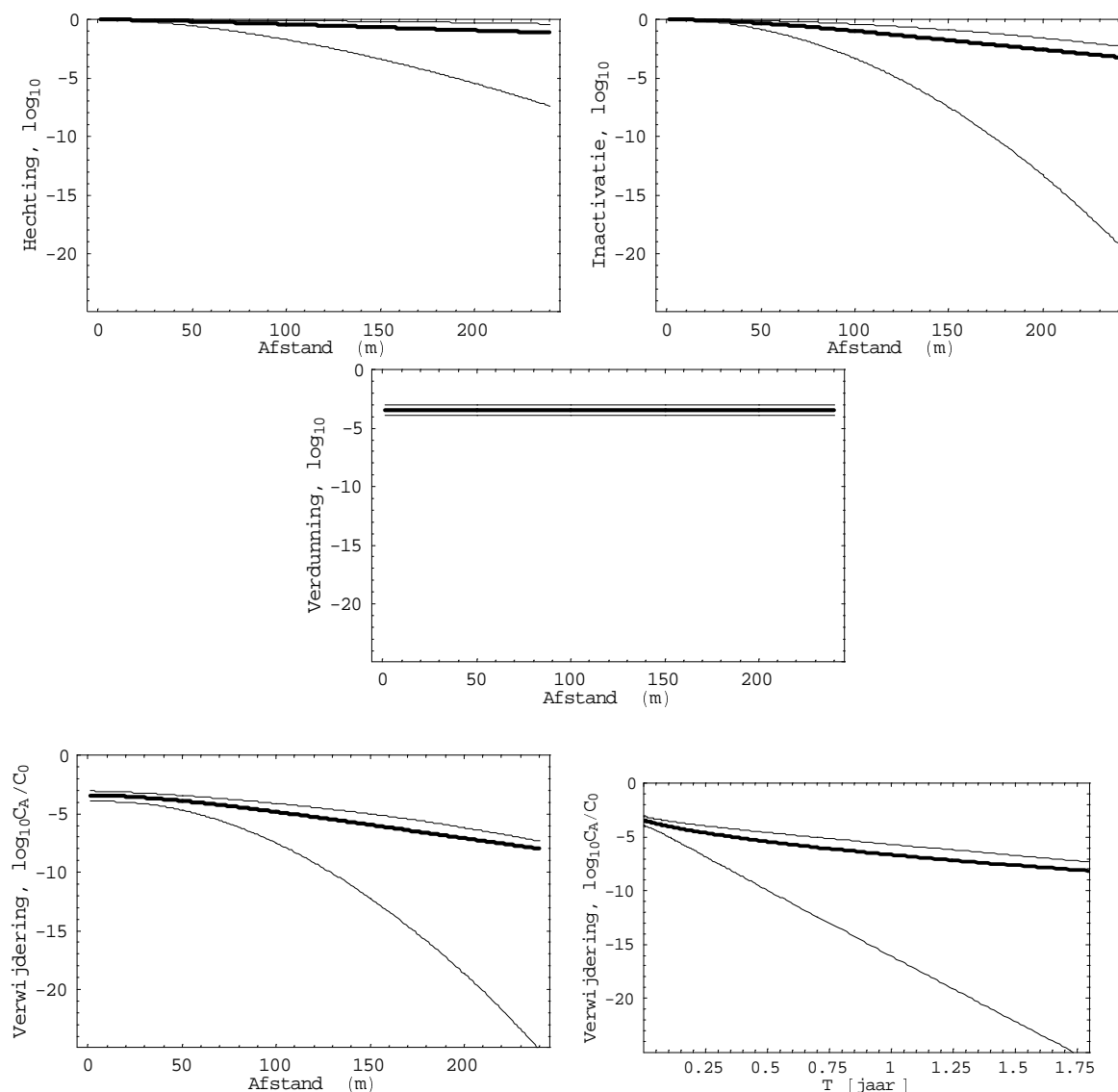
Figuur 3.3 Histogrammen van de verdelingen van de modelparameters voor Aq1 (Monte Carlo-trekkingen).

### 3.3 Beschermingsgebieden ondiepe freatische winningen

Figuur 3.4 toont de verwijdering van enterovirussen voor verschillende afstanden tussen besmettingsbron en winput door hechting, inactivatie en verdunning, alsmede de totale verwijdering als functie van de afstand en verblijftijd. Dit zijn de resultaten verkregen met de gegevens van Aq1. De onzekerheid in de schattingen neemt toe met de afstand. Verwijdering door inactivatie en verdunning zijn de belangrijkste verwijderingsprocessen bij de aanname van weinig hechting.

Figuur 3.5 toont de virusconcentratie bij de winput en de infectiekans, alle als functie van de afstand tussen besmettingsbron en winput en als functie van de verblijftijd. Hieruit volgt reeds dat bij handhaving van een beschermingsgebied van 60 dagen verblijftijd er bij een virusbesmetting door een lekkend riool de kans op infectie nagenoeg gelijk aan één is. Regli (1991) definieerde maximaal toelaatbare concentraties in drinkwater op grond van een infectie kans van  $10^{-4}$  per persoon per jaar en consumptie van 2 liter ongekookt drinkwater per persoon per dag. In combinatie met de infectiviteit van rotavirus bedroeg deze maximaal toelaatbare concentratie  $1,8 \times 10^{-7}$  per liter. Echter de schatting van drinkwaterconsumptie in Nederland (Teunis *et al.*, 1996) is bijna een factor 10 lager, derhalve kan bij de Nederlandse consumptie de virusconcentratie een evenredig aantal malen hoger zijn. In de hier gedane

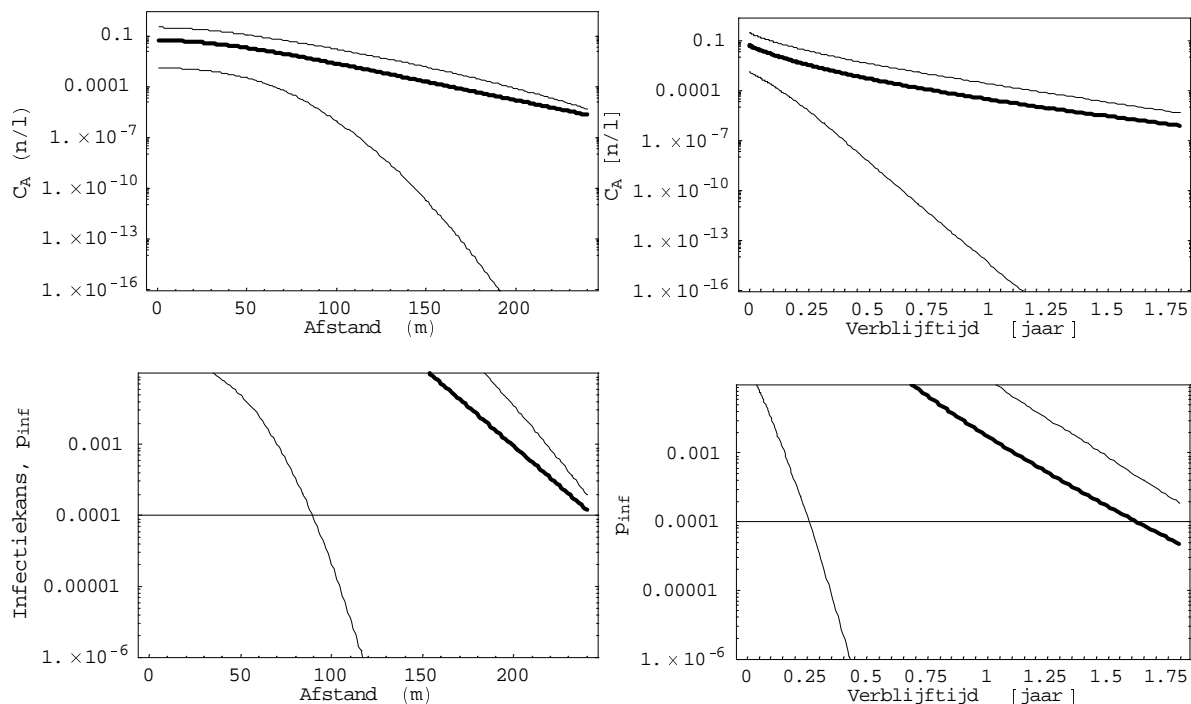
schatting ligt deze dan ook gemiddeld op  $2,6 \times 10^{-6}$  per liter. Voor alle 6 aquifers ligt  $C_A$  gemiddeld bij  $1,8 \times 10^{-6}$  -  $3,3 \times 10^{-6}$ , wat 10 tot 18 keer hoger is dan  $1,8 \times 10^{-7}$  per liter.



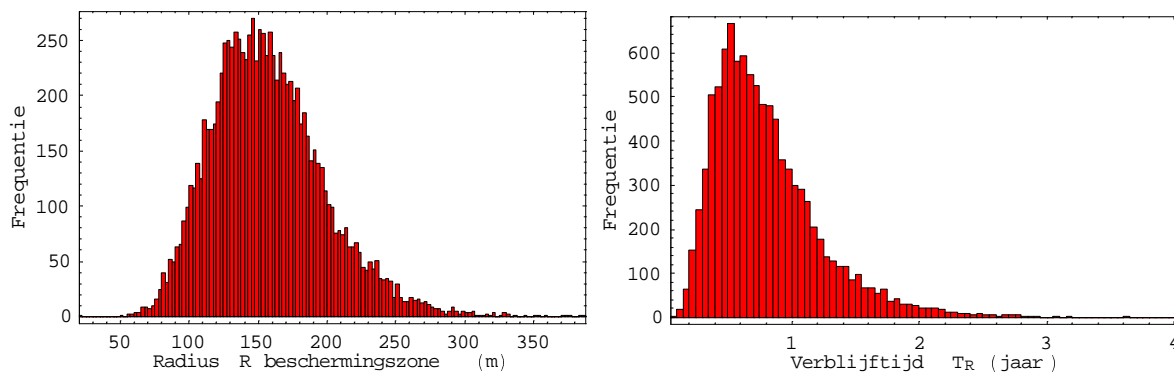
Figuur 3.4 Verwijdering als gevolg van hechting, inactivatie, verdunning van enterovirussen als functie van de afstand tussen een lekkend riool (puntbron) en de winput van Aq1. Totale verwijdering als functie van afstand en verblijftijd. De dikke lijn is het gemiddelde en de dunne lijnen geven het 95%-interval aan.

Figuur 3.6 geeft de frequentieverdelingen van de grootte van de beschermingszone aan uitgedrukt in afstand en verblijftijd voor Aq1 waarbij de infectiekans  $10^{-4}$  per persoon per jaar is. Gemiddelde en percentielen van deze verdelingen staan ook samengevat in Tabel 3.3

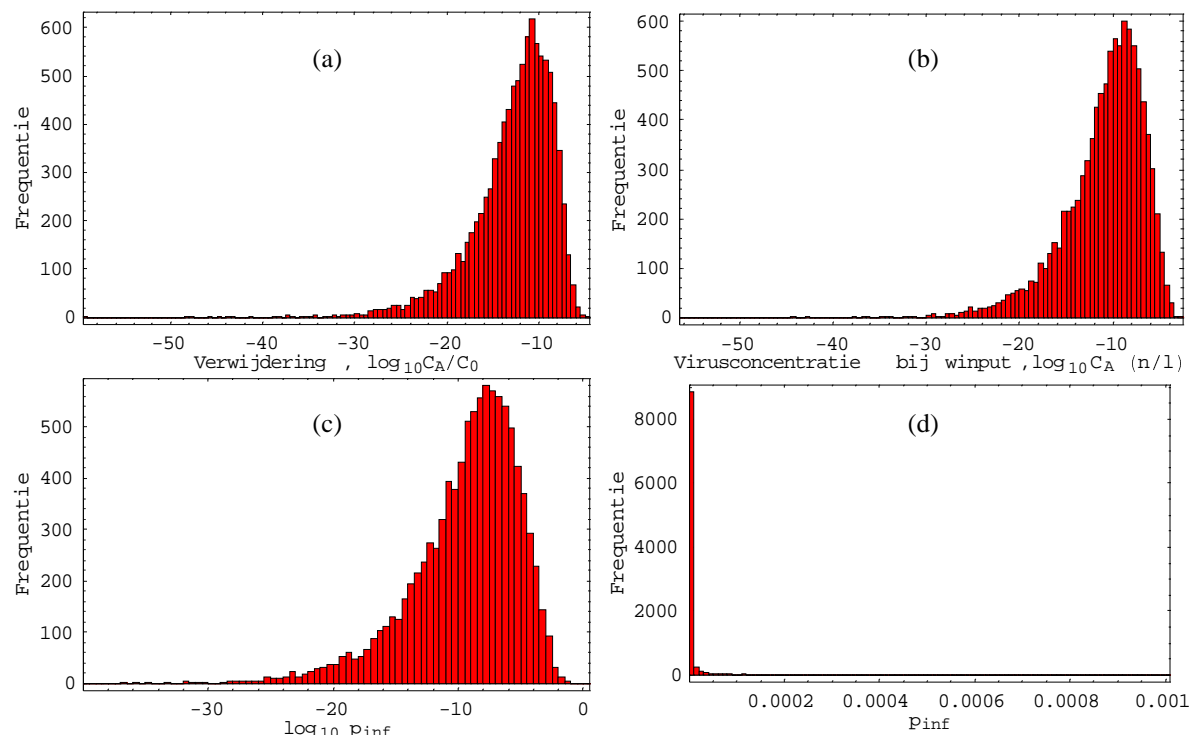
Figuur 3.7 geeft de frequentieverdelingen van verwijdering, virusconcentraties bij de winput en de infectiekans, indien de grootte van de beschermingszone op het 95-percentiel van de afstand waarbij de gemiddelde infectiekans  $10^{-4}$  per persoon per jaar is. De frequentieverdeling van de infectiekans is zowel op log-schaal (Figuur 3.7c) als op lineaire schaal uitgezet (Figuur 3.7d). Op log-schaal is de vorm van de verdeling sterk gelijkend op die van de verwijdering en de virusconcentratie. Op lineaire schaal komt beter tot uitdrukking dat het gemiddelde van deze verdeling ver boven de modus van de verdeling ligt (extreem scheve verdeling).



Figuur 3.5 Virusconcentratie  $C_A$  bij de winput en de infectiekans  $p_{inf}$  als functie van de afstand tussen besmettingsbron en winput en van de verblijftijd van Aq1. De dikke lijn is de gemiddelde schatting en de dunne lijnen geven het 95%-interval aan. De horizontale lijn geeft de  $10^{-4}$  infectiekans aan en de verticale lijn het 95-percentiel van de afstand, respectievelijk verblijftijd waarbij de infectiekans  $10^{-4}$  per persoon per jaar is.



Figuur 3.6 Frequentieverdelingen van de radius en de verblijftijd van de beschermingszone van Aq1, waarbij de infectiekans,  $p_{inf}$ ,  $10^{-4}$  per persoon per jaar is.



Figuur 3.7 Frequentieverdelingen van de verwijdering (a), de virusconcentratie bij de winput (b) en de infectiekans bij het 95%-percentiel van de afstand, waarbij de infectiekans  $p_{inf} 10^{-4}$  per persoon per jaar is (c en d).

Tabel 3.3 Geschatte afstanden en verblijftijden bij  $p_{inf} = 10^{-4}$  per persoon per jaar voor alle 6 winningen (Aq1 t/m Aq6) en hechting, inactivatie, verdunding en totale verwijdering op het 95-percentiel van de afstand waarbij  $p_{inf} = 10^{-4}$  per persoon per jaar.

			Aq1	Aq2	Aq3	Aq4	Aq5	Aq6
Afstand	(m)	Gemiddeld	157	140	125	280	213	179
		95-percentiel	232	206	183	418	324	271
		95%-interval	91 - 252	81 - 221	73 - 198	158 - 454	107 - 352	94 - 290
Verblijftijd	(dagen)	Gemiddeld	295	336	332	234	151	173
		(jaar)	0,8	0,9	0,9	0,65	0,41	0,48
	(dagen)	95-percentiel	605	676	639	482	334	372
		(jaar)	1,7	1,9	1,8	1,3	0,9	1,0
	(dagen)	95%-interval	90-702	108-776	102-744	68-568	31-390	34-439
		(jaar)	0,25 - 1,9	0,30 - 2,1	0,28 - 2,1	0,19 - 1,6	0,085 - 1,1	0,11 - 1,2
Hechting	(-log <sub>10</sub> )	Gemiddeld	1,1	0,99	1,2	1,2	1,8	1,8
			(14%)	(13%)	(16%)	(15%)	(23%)	(23%)
		95%-interval	0,36 - 7,0	0,31 - 5,6	0,39 - 7,6	0,44 - 8,1	0,81 - 16	0,86 - 16
Inactivatie	(-log <sub>10</sub> )	Gemiddeld	3,1	3,3	3,2	2,7	2,0	2,2
			(40%)	(43%)	(43%)	(34%)	(25%)	(28%)
		95%-interval	2,1 - 18	2,4 - 21	2,2 - 20	1,7 - 16	1,1 - 9,7	1,3 - 11
Verdunding	(-log <sub>10</sub> )	Gemiddeld	3,5	3,3	3,1	3,9	4,0	3,7
			(45%)	(43%)	(41%)	(49%)	(51%)	(47%)
		95%-interval	3,1 - 3,9	2,8 - 3,7	2,7 - 3,6	3,5 - 4,3	3,6 - 4,4	3,2 - 4,1
Verwijdering	(-log <sub>10</sub> )	Gemiddeld	7,7	7,7	7,5	7,9	7,9	7,8
			(100%)	(100%)	(100%)	(100%)	(100%)	(100%)
		95%-interval	7,0 - 24	7,0 - 26	6,8 - 25	7,1 - 22	7,1 - 24	7,1 - 24

Tabel 3.3 geeft tenslotte ook de geschatte beschermingszones, uitgedrukt in afstand en verblijftijden, en de verwijderingen voor alle 6 watervoerende pakketten Aq1 t/m Aq6. De 95-percentielen van de afstanden zijn 12% - 20% groter dan de geschatte afstanden op basis van puntschattingen in het voorgaande onderzoek (Schijven en Hassanizadeh, 2002a). De 95-percentielen van de verblijftijden zijn 40% tot 60% langer dan die op basis van de puntschattingen door Schijven en Hassanizadeh (2002a). Op grond van dit criterium bleek gemiddeld 7,5 - 7,9  $\log_{10}$ -verwijdering noodzakelijk te zijn in plaats van 9  $\log_{10}$  (Schijven en Hassanizadeh, 2002a). Dit verschil is vooral het gevolg van de keuze om het 95-percentiel te kiezen van de geschatte grootte van de beschermingszone, waarbij het infectierisico van  $10^{-4}$  per persoon per jaar niet wordt overschreden. Ook spelen de nu inbegrepen onzekerheden en de scheefheid van de verschillende verdelingen hierbij een rol. De hier geschatte 95-percentielen van de verblijftijden zijn aldus 6 tot 11 keer langer dan de huidig gehanteerde 60 dagen (334 -676 dagen).

Verdunning levert met 41%-51% een grote bijdrage aan de totale verwijdering of reductie van de virusconcentraties. Deze bijdrage wordt groter bij een toename van het onttrekkingsdebiet. Volgens de hier gedane schattingen draagt inactivatie voor 25%-43% bij aan de totale verwijdering. De bijdrage van inactivatie is relatief hoger bij een lager onttrekkingsdebiet, er is dan relatief minder verdunning, maar de verblijftijd is langer geworden, waardoor meer inactivatie kan plaatsvinden. De kleinste bijdrage aan de verwijdering komt voor rekening van hechting (14% -23%). Voor hechting werd uitgegaan van de conservatieve aanname dat er weinig hechtingsplaatsen aanwezig zijn. De relatief hogere bijdrage van hechting bij Aq8 en Aq9 wordt veroorzaakt door de kleinere korrelgrootte van het zand, zoals colloid-filtratie theorie voorspelt (Yao *et al.*, 1971).

### 3.4 Gevoeligheidsanalyse

Figuur 3.8 geeft de infectiekans bij het 95-percentiel van de grootte van de beschermingszone van Aq1 als functie van de modelparameters. Tabel 3.4 toont de berekende afstand en verblijftijd van de beschermingszone (95-percentielen bij  $p_{inf} = 10^{-4}$  per persoon per jaar) bij vaste waarden van de meest gevoelige modelparameters en tabel 3.5 doet dit voor een combinatie van de aquiferdikte en het onttrekkingsdebiet. De modelparameters werden geordend naar gevoeligheid.

De infectiekans verandert het sterkst onder invloed van een verandering in de inactivatiesnelheid van virussen. Als deze in de buurt van  $0,1 \text{ dag}^{-1}$  ligt is de infectiekans ongeveer 12 ordes van grootte kleiner (ongeveer  $10^{-16}$  per persoon per jaar). Uit Tabel 3.4 blijkt echter ook dat pas als de inactivatiesnelheidscoëfficiënt  $0,4 \text{ dag}^{-1}$  zou zijn, dat dan 60 dagen verblijftijd genoeg is. De meeste virussen zijn echter stabiel.

De tweede meest gevoelige parameter is hechting. In deze berekeningen werd uitgegaan van een worst case waarde: de zeer lage waarde voor bacteriofaag MS2 onder veldcondities waarbij zeer weinig hechting plaatsvindt (Schijven *et al.*, 2000). Aanwezigheid van meer hechtingsplaatsen kan zeer veel winst opleveren in termen van een sterke verlaging van de infectiekans. Zelfs bij een lage waarde van  $\alpha$  van  $10^{-4}$  is de infectiekans reeds 5 ordes van grootte kleiner.

Schijven (2001) berekende  $\alpha$ -waarden van een aantal gepubliceerde veldstudies. Hierbij werd steeds meer verwijdering van virus gemeten in de eerste meters van de bodempassage dan in de daaropvolgende meters. Derhalve werden steeds twee  $\alpha$ -waarden geschat voor deze twee



condities. De hoge  $\alpha$ -waarden voor het transport van de eerste meters lag in de orde van grootte van  $10^{-3}$  -  $10^{-2}$ , terwijl de lage  $\alpha$ -waarden voor de daaropvolgende meters transport in de orde van grootte tussen  $10^{-5}$  en  $10^{-3}$  lagen. Tabel 3.4 laat zien dat bij  $\alpha = 10^{-3}$  de benodigde verblijftijd minder dan 60 dagen is.

De korrelgrootte  $d_c$  is ook een gevoelige parameter. Het effect daarvan op de bijdrage van hechting aan de verwijdering kwam al tot uiting bij Aq5 en Aq6 (vorige paragraaf). In zeer fijn zand (0,1 mm) is de infectiekans ten opzichte van grof zand (1 mm) ongeveer 4 ordes van grootte kleiner. Het verschil in grootte van de beschermingszone is dan ongeveer een factor 1,5 en het verschil in verblijftijd bijna een factor 2.

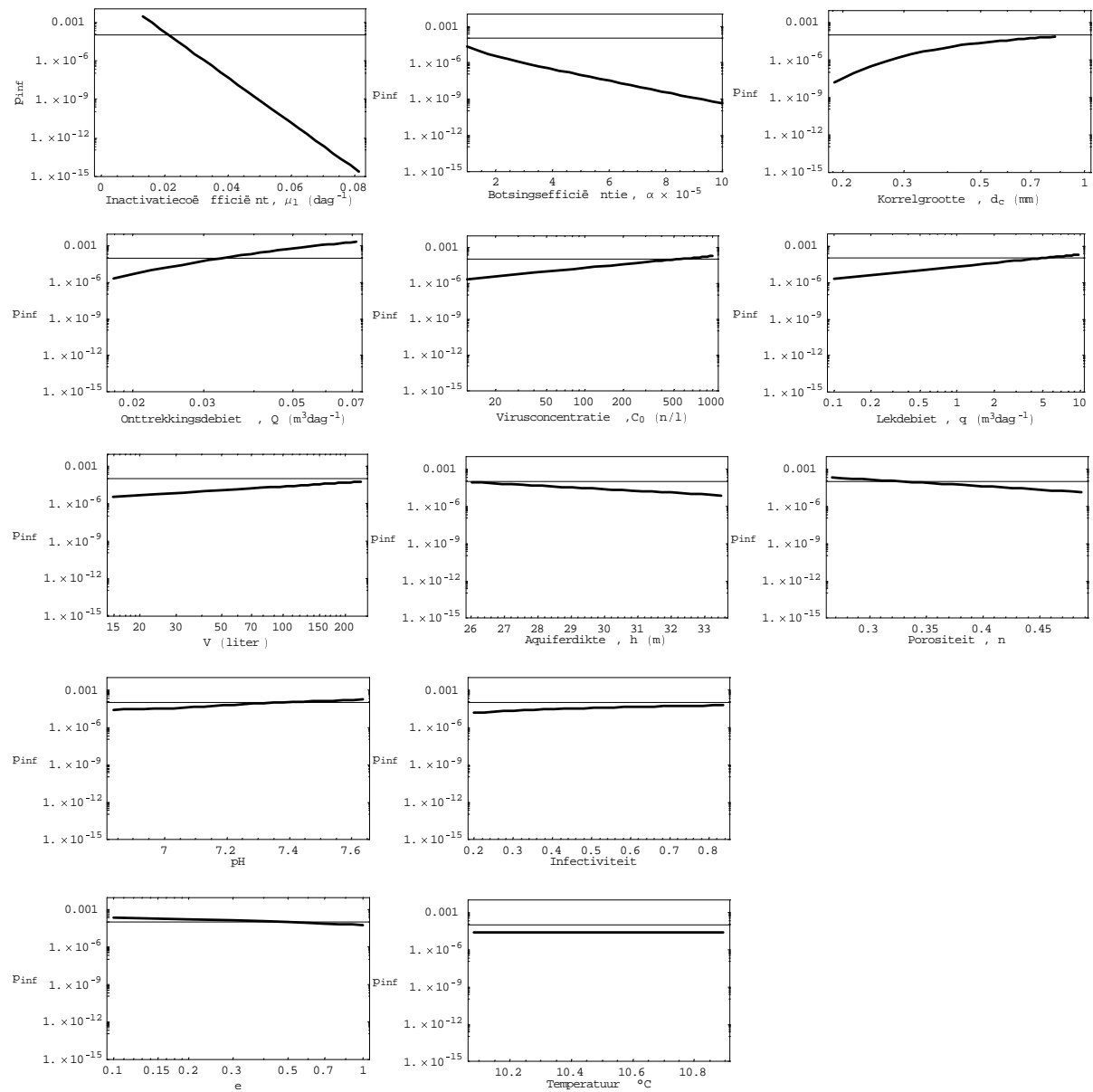
Ook de virusconcentratie in afvalwater is sterk van invloed op de grootte van de beschermingszone. Tabel 3.4.1 toont ook de schattingen op basis van norovirussen. Doordat deze concentraties in afvalwater zo'n drie ordes van grootte hoger zijn, zou de beschermingszone in afstand tot de winput 1,5 keer groter worden met een 2 keer langere verblijftijd.

De gevoeligheid voor het lekdebiet en voor de geconsumeerde hoeveelheid ongekookt drinkwater is ongeveer hetzelfde als voor de virusconcentratie in afvalwater. Dit komt omdat de bereiken van deze parameters over vergelijkbare ordes van grootte strekken en alle soortgelijke evenredigheidsfactoren in het model zitten.

Porositeit, pH en virusinfectiviteit zijn over de gekozen bereiken beperkt van invloed op de afmetingen van de beschermingszone. Het effect van temperatuur is verwaarloosbaar.

Tabel 3.4 Afstand  $R_{95}$  en verblijftijd  $T_{95}$  (95-percentielen bij  $pinf = 10^{-4}$  per persoon per jaar) bij vaste waarden van de meest gevoelige modelparameters

Parameter	Waarde	$R_{95}$ (m)	$T_{95}$ (dag)	$T_{95}$ (jaar)
$\mu_l$ (dag <sup>-1</sup> )	0,01	280	859	2,4
	0,1	105	109	0,30
	0,4	55	29	0,08
$\alpha$	$10^{-5}$	231	603	1,7
	$10^{-4}$	132	215	0,6
	$10^{-3}$	47	29	0,30
$d_c$ (mm)	0,1	181	392	1,1
	0,2	214	537	1,5
	0,5	227	590	1,6
	1,0	244	657	1,8
	2,0	258	726	2,0
$C_0$ (n/l)	$10^2$	237	594	1,7
	$10^3$	266	745	2,0
	$10^4$	292	880	2,4
	$10^5$	316	1046	2,9
	$10^6$	338	1199	3,3
$C_0$ (n/l), norovirus	$5,3 \times 10^5$ ( $5,6 \times 10^3$ - $3,6 \times 10^6$ )	313	1097	3,0
$q$ (m <sup>3</sup> /dag)	1	232	603	1,7
	10	259	749	2,0
	100	284	893	2,5
$V$ (l/pj)	100	234	623	1,7
	200	243	669	1,9
	500	254	733	2,0
	1000	262	773	2,1



Figuur 3.8 Gevoeligheid van  $p_{mf}$  voor de modelparameters.

De gevoeligheid voor veranderingen in aquiferdikte  $h$  en onttrekkingsdebiet  $Q$  werden in combinatie beschouwd (Tabel 3.5). Bij de kleinste aquiferdikte lopen benodigde afstand en verblijftijd het sterkst op met een toename van het onttrekkingsdebiet. Bij deze combinaties van aquiferdikte en onttrekkingsdebiet die in praktijk mogelijk zijn liggen de benodigde afstand en de verblijftijd van de beschermingszone tussen 151 m en 457 m, respectievelijk 0,7 jaar en 7 jaar, hetgeen een groot bereik is.

Tabel 3.5 Afstand  $R_{95}$  en verblijftijd  $T_{95}$  (95-percentielen bij  $p_{inf} = 10^{-4}$  per persoon per jaar) bij vaste waarden van de aquiferdikte  $h$  en het onttrekkingsdebiet  $Q$

$h$ (m)		$Q$ (m <sup>3</sup> /dag)			
		1000	2000	5000	10000
20	$R_{95}$ (m)	174	235	343	457
	$T_{95}$ (dag)	332	610	1321	2327
	$T_{95}$ (jaar)	0,9	1,7	3,6	7
50	$R_{95}$ (m)		151	222	298
	$T_{95}$ (dag)		252	552	978
	$T_{95}$ (jaar)		0,7	1,5	2,7
100	$R_{95}$ (m)			160	215
	$T_{95}$ (dag)			283	507
	$T_{95}$ (jaar)			0,8	1,4

## 4 Conclusies

In de eerste fase van de bepaling van benodigde beschermingsgebieden tegen virusbesmetting (Schijven en Hassanizadeh, 200a, 2002b) werden beschermingszones geschat die  $9\text{-log}_{10}$  bescherming bieden tegen virusbesmetting in anoxische zanderige watervoerende pakketten onder ongunstige condities voor hechting van virussen aan het zand. Verblijftijden van 8 tot 15 keer de huidige richtlijn van 60 dagen waren volgens deze schattingen nodig. Binnen dit beschermingsgebied mag een dergelijke besmettingsbron dus niet aanwezig zijn.

In dit tweede onderzoek van de Nederlandse grondwaterwinningen voor bescherming tegen virusbesmetting werden een onzekerheids- en een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. Daartoe werden de meest recent beschikbare gegevens verzameld om de benodigde beschermingszones met inbegrip van alle onzekerheden te schatten voor dezelfde anoxische zanderige watervoerende pakketten.

Aan de hand van dit onderzoek werden de volgende conclusies getrokken:

- Met inbegrip van alle onzekerheden kan worden geconcludeerd dat voor ondiepe freatische zanderige grondwaterwinningen beschermingszones met verblijftijden van 1 tot 2 jaar (206 - 418 m) nodig zijn, waarbij virusconcentraties gemiddeld  $7,5 - 7,9 \text{ log}_{10}$  gereduceerd worden. Dat is 6 tot 11 keer 60 dagen. Met 95%-zekerheid wordt dan de infectiekans van  $10^{-4}$  per persoon per jaar niet overschreden.
- De resultaten van de gevoeligheidsanalyse gaven aan dat virusinactivatie en hechting van virusdeeltjes aan zandkorrels de belangrijkste parameters zijn die de grootte van de benodigde beschermingszones bepalen.
- Na inactivatie en hechting van virussen zijn vervolgens de korrelgrootteverdeling van het zand, virusconcentraties in het afvalwater (de besmettingsbron), het lekdebiet van een lekkend riool en de consumptie van ongekookt drinkwater in Nederland in volgorde van hoog naar laag de parameters die de meeste invloed hebben op de grootte van de beschermingszone.

Op grond van deze bevindingen kan ook een conclusie worden getrokken omtrent de kwetsbaarheid van dieper gelegen winningen onder geheel of gedeeltelijk afsluitende lagen. Voor watervoerende pakketten onder geheel of gedeeltelijk afsluitende lagen dient verticale stroming vanaf het erboven gelegen lekkende riool naar deze pakketten te worden beschouwd. Verticale grondwaterstroming in deze situatie is onderzocht door Meinardi (1994). Deze verticale stroming wordt veroorzaakt door aanvulling van het grondwater door neerslag. De langjarig gemiddelde neerslag in zandgebieden bedraagt 0,80 m per jaar en de langjarig gemiddelde evapotranspiratie 0,55 m per jaar, zodat de grondwateraanvulling ongeveer 0,25 m per jaar bedraagt. Bij een porositeit van 0,35 betekent dit een verticale stroming van 0,7 m per jaar. Zoals we hebben gezien aan de hand van de ondiepe freatische aquifers biedt 3 jaar verblijftijd voldoende bescherming van het grondwater tegen virusbesmetting. Aldus kan worden beredeneerd dat een laag van 2,1 m dikte met daarin verticale grondwaterstroming reeds voldoende bescherming biedt. Derhalve kunnen we stellen dat meer dan 2 m dieper dan een riool gelegen watervoerend pakket onder geheel of gedeeltelijk afsluitende lagen al op basis van de langzame verticale stroming voldoende beschermd zijn. We kunnen stellen dat dit type watervoerende pakketten niet kwetsbaar is voor virusbesmetting.

## 5 Discussie

Voor wat betreft virusinactivatie hebben we te maken met variabiliteit in inactivatiesnelheden tussen virussen. Het is echter onzeker welke virussen op een bepaald moment aanwezig zijn. Het is mogelijk dat dit meestal de stabielere zijn, omdat de minder stabiele reeds zijn verdwenen door afsterving. De aangenomen lognormale verdeling voor virusinactivatie houdt er in feite al rekening mee dat de stabielere virussen het meest voorkomen. Gezien de zeer grote gevoeligheid van het berekende beschermingsgebied voor de waarde van virusinactivatie is het aan te bevelen om nader onderzoek te doen naar de inactivatie van virussen in afvalwater, met name voor "nieuwe virussen" als norovirussen. Er is nog weinig bekend over afsterving van deze virussen, maar ze lijken minder stabiel dan bacteriofaag MS2 (Allwood *et al.*, 2003). Virusinactivatie speelt ook een zeer sterke rol tijdens transport door de onverzadigde zone. Gegevens omtrent virusinactivatie onder onverzadigde condities zijn zeer beperkt voorhanden.

Voor wat betreft hechting werd er van uitgegaan dat er nauwelijks enige hechtingsplaatsen voor virussen aan de zandkorrels aanwezig zijn onder de veelal anoxische omstandigheden (Schijven *et al.*, 2001). Aan de andere kant werd onthechting (detachment) verwaarloosd. De onzekerheid omtrent de aanwezigheid van hechtingsplaatsen is groot en heeft een groot effect op de grootte van de beschermingszone. Zoals uit de gevoeligheidsanalyse bleek zou in aanwezigheid van voldoende hechtingsplaatsen op de zandkorrels, zoals ijzerhydroxiden, een veel kleiner beschermingsgebied nodig zijn. Waarden van  $\alpha$  in de orde van grootte van  $10^{-3}$  werden gevonden voor de eerste meters bodempassage bij duinfiltratie (Schijven *et al.*, 1999) en diepinfiltratie (Schijven *et al.*, 2000). Bij dergelijke waarden zouden 60 dagen verblijftijd voldoende kunnen zijn. Echter, gezien het feit dat het opgepompte water veelal zuurstofloos is, is het aannemelijk dat dit niet wordt gehaald.

Ook de virusconcentratie is een belangrijke parameter. Norovirusconcentraties lijken 3500 keer hoger dan enterovirusconcentraties. Welk deel van de met RT-PCR bepaalde norovirussen intacte virusdeeltjes zijn is onbekend. Als norovirussen inderdaad in concentraties 3500 keer hoger zijn en daarnaast net zo infectieus zijn als enterovirussen, net zo slecht hechten en even goed overleven dan worden de benodigde verblijftijden een factor 2 langer. Grootste onzekerheid hier is de fractie intacte virusdeeltjes in de RT-PCR-bepaling.

Het lekdebiet van de besmettingsbron heeft ook een sterke invloed op de afmetingen van de benodigde beschermingszone. Zoals in reeds eerder aangegeven (2.2.2) is de grootte van dit debiet is zeer onzeker. Er zijn geen kwantitatieve gegevens voorhanden over het lekdebiet op een bepaalde plek en ook zijn er nauwelijks gegevens over de aantallen lekkages en hun precieze ligging ten opzichte van de grondwaterspiegel. Immers een lekkage in een rioolpijp onder de grondwaterspiegel leidt tot drainage van grondwater en niet tot besmetting van het grondwater met uittredende virussen.

Ook is het van belang of bij lekkend afvalwater verstoppingen optreden in het watervoerend pakket. Ook diffuse besmettingsbronnen als mest van landbouwgronden zijn van belang. Mest kan ook virussen bevatten die zoönotisch zijn (overdraagbaar van dier op mens).

Bij ligging van lekkende riolen boven de grondwaterspiegel en bij diffuse besmettingsbronnen als mest speelt het transport van virussen door de onverzadigde zone (in de Nederlandse situatie veelal 1-2 m) een belangrijke rol. Hiervan is bekend dat er dan sprake kan zijn van verhoogde hechting en inactivatie ten opzichte van verzadigd transport (Schijven

en Hassanizadeh, 2000), zodat er veel additionele bescherming van het onverzadigd transport uit kan gaan. De aanwezigheid van hoge concentraties organisch materiaal in het afvalwater of die vrijkomen bij uitspoeling van mest kan hierbij een belangrijke rol spelen. Onder onverzadigde condities zouden bacteriën en parasieten, zoals de persistente oöcysten van *Cryptosporidium* ook voor de kans op besmetting van grondwater relevant kunnen zijn. Naar het transport van bacteriën en parasieten door de onverzadigde zone is nog weinig onderzoek verricht. Vooral de zeer hoge persistentie van oöcysten kan een belangrijke rol spelen.

Het is mogelijk dat de laatste jaren de consumptie is toegenomen, waardoor er hogere eisen aan drinkwaterzuivering en grondwaterbescherming zouden moeten worden gesteld. Bovendien zijn er grote verschillen tussen mensen. Bepaalde groepen drinken dagelijks ongekookt drinkwater en andere bijna nooit.

De korrelgrootte van het zand bleek ook een parameter van betekenis. Voor een specifieke locatie zijn de onzekerheden daaromtrent relatief eenvoudig te verkleinen door de korrelgrootteverdeling te bepalen van een representatief aantal monsters bodemmateriaal. Het aantal benodigde monsters wordt bepaald door de fysische heterogeniteit van de bodem.

## 6 Aanbevelingen

Het is aan te bevelen, voor ondiepe freatische zanderige winningen de beschermingsgebieden te berekenen volgens de in dit rapport beschreven rekenwijze en op basis van de in dit rapport gebruikte parameterwaarden. Dit kan dan sterke vergroting van dergelijke beschermingsgebieden inhouden van 60 dagen naar 1 tot 2 jaar. Echter, een kleiner beschermingsgebied kan worden toegepast, indien kan worden aangetoond of aannemelijk worden gemaakt dat de winning zodanige eigenschappen heeft dat de kans op virusbesmetting minder is dan volgens de in dit rapport aangegeven schattingen. Dit kan bijvoorbeeld het geval zijn, indien de bodem meer virus kan hechten dan hier werd aangenomen.

Op basis van bovengenoemde conclusies en discussie kunnen aanbevelingen voor vervolgonderzoek worden gedaan. De volgende aanbevelingen voor vervolgonderzoek hebben betrekking op de eigenschappen van de grondwaterwinning:

- Een studie naar de mate van hechting van virussen in Nederlandse zanderige grondwaterwinningen is nog niet uitgevoerd. Gezien het grote effect van de aanwezigheid van hechttingsplaatsen voor virussen aan zand op de grootte van de beschermingszone is het zeer aan te bevelen om op verschillende representatieve locaties nader onderzoek te doen naar de geochemische condities. Of met andere woorden: om na te gaan in hoeverre hechttingsplaatsen aanwezig zijn met inbegrip van heterogeniteit. Zeer belangrijk daarbij is ook hechting van virussen in aanwezigheid van hoge concentraties organisch materiaal, hetgeen het geval is bij afvalwater. Organisch materiaal kan vooral hechting van virussen aan zandkorrels verhinderen, maar kan deels ook hechting van virussen veroorzaken (Schijven en Hassanizadeh, 2000). Dergelijk onderzoek dient te worden gedaan voor tenminste een aantal representatieve locaties. Gezien de beperkingen in opschaling van bevindingen op laboratoriumschaal naar veldschaal is het zeer aan te bevelen een aantal transportstudies met bacteriofagen als modelvirussen op veldschaal voor een aantal representatieve grondwaterwinningen uit te voeren. Deze studies kunnen dan tevens dienen ter validatie van het transportmodel.
- Onderzoek naar inactivatie van virussen onder onverzadigde omstandigheden.
- Onderzoek doen naar virusverwijdering, maar ook van bacteriën en van oöcysten van *Cryptosporidium* onder onverzadigde condities en daarbij de rol van organisch materiaal bestuderen.
- In de Limburgse situatie hebben we te maken met kalkzandsteen met zogenaamde preferentiële grondwaterstroombanen, waarlangs snel transport van virussen plaats kan vinden. Gezien de grote onzekerheden omtrent de aanwezigheid van preferentiële grondwaterstroming is veldonderzoek met bacteriofagen nodig om vast te stellen welke beschermingsgebieden hier nodig zijn.

De volgende aanbevelingen voor vervolgonderzoek hebben betrekking op kenmerken van de besmettingsbron:

- Onderzoek naar inactivatie van virussen in afvalwater en grondwater.
- Onderzoek naar het optreden naar piekconcentraties van virussen in afvalwater, omdat piekconcentraties zwaar meewegen in de kans op infectie en in dit kader derhalve ook sterk bepalend kunnen zijn voor de benodigde beschermingszones.
- Onderzoek doen naar de infectiviteit, de inactivatie en de hechting van norovirussen. Dit wordt belemmerd door de afwezigheid van kweektechnieken en er zal gebruik gemaakt moeten worden van animale calicivirussen, zoals feline en canine calicivirussen, als

surrogaat om een schatting te kunnen maken van de fractie infectieuze virussen (Rutjes *et al.*, 2004).

- Onderzoek doen naar het optreden van exfiltratie van afvalwater uit lekke riolen en het daarbij behorende lekdebiet. Daarbij tevens onderzoek doen naar het optreden van verstoppingen van het watervoerend pakket.
- Inventariseren van potentiële besmettingsbronnen (riolering; landbouw) binnen de bestaande en de in deze studie berekende beschermingszones.



## Literatuur

- Allwood PB, Malik YS, Hedberg CW, Goyal SM, Survival of F-specific RNA coliphage, feline calicivirus and *Escherichia coli* in water: a comparative study, *Appl Environ Microbiol*, 2003, 69: 5707-5710.
- Bales RC, Hinkle SR, Kroeger TW, Stocking, K, Bacteriophage adsorption during transport through porous media: Chemical perturbations and reversibility. *Environ Sci Technol*, 1991, 25: 2088-2095.
- Bales RC, Li S, Maguire KM, Yahya MT, Gerba CP, MS-2 and poliovirus transport in porous media: hydrophobic effects and chemical perturbations. *Water Resour Res*, 1993, 29: 957-963.
- Berg van den HHJL, Lodder WJ, de Roda Husman AM, Genetic diversity of Noroviruses in raw and treated sewage water, *Appl Environ Microbiol*, 2004, ingezonden.
- CBW, Commissie Bescherming Waterwingebieden. Richtlijnen en aanbevelingen voor de bescherming van waterwingebieden. VEWIN-RID 1980.
- Cox DC, Hinkley DV, Theoretical statistics, 1974, p313. Chapman and Hall, London.
- Freeze RA, Groundwater, Prentice-Hall Inc, Englewood, US, 1979, p 37; ISBN 0133653129
- Heidemij, Relatie riolering bodemsbescherming, VROM Directoraat Generaal Milieubeheer, 1992, 643/BA92/A394/04833
- Hoogenboezem W, Ketelaars HAM, Medema GJ, Rijs G. and Schijven J. *Cryptosporidium* en *Giardia*: voorkomen in rioolwater, mest en oppervlaktewater met zwem- en drinkwaterfunctie. 2000. RIWA/RIVM/RIZA-rapport. ISBN 9036953324.
- Jansons J, Edmonds LW, Speight B, Bucens MR, Movement of viruses after artificial recharge, *Water Research* 1989, 23: 293-299.
- Kinoshita T, Bales RC, Maguire KM, Gerba CP, Effect of pH on bacteriophage transport through sandy soils, *J Cont Hydrol*, 1993, 14: 55-70.
- Lodder WJ, Vinjé J, van der Heide R, de Roda Husman AM, Leenen EJTM, Koopmans MPG Molecular detection of Norwalk-like caliciviruses in sewage, *Appl Environ Microbiol*, 1999, 65: 5624-5627.
- Matthess GA, Pekdeger A, Schroeter J, Persistence and transport of bacteria and viruses in groundwater - a conceptual evaluation, *J Contam Hydrol*, 1988, 2: 171-188.
- Medema en Havelaar, Micro-organismen in water: een gezondheidsrisico, RIVM Rapport 289202002, 1994
- Meinardi CR, Groundwater recharge and travel times in the sandy regions of the Netherlands, RIVM rapport 715501004, 1994
- Meschke, JS, Comparative Adsorption, Persistence, and Mobility of Norwalk virus, Poliovirus type 1, and F+RNA Coliphages in Soil and Groundwater., PhD-thesis, 2001, Chapel Hill, NC, USA
- Nasser AM, Oman SD, Quantitative assessment of the inactivation of pathogenic and indicator viruses in natural water sources, *Water Res*, 1999, 33: 1748-1752.
- Pedley S, Yates M, Schijven JF, West J, Howard G, Barrett M, Pathogens: Health relevance, transport and attenuation, Chapter 3 Groundwater Monograph, WHO, In preparation, 2003.
- Penrod SL, Olson, TM, Grant SB, Deposition kinetics of two viruses in packed beds of quartz granular media. *Langmuir*, 1996, 12: 5576-5587.
- Redman, JA, Grant SB, Olson TM, Hardy ME, Estes MK, Filtration of recombinant Norwalk virus particles and bacteriophage MS2 in quartz sand: Importance of electrostatic interactions, *Environ Sci Technol*, 1997, 31: 3378-3383.
- Regli S, Rose JB, Haas CN, Gerba CP, Modeling the risk from *Giardia* and viruses in drinking water, *J Am Water Works Assoc* 1991, 213: 76-84.
- REWAB, Registratie en verwerking van waterkwaliteitsgegevens van waterleidingbedrijven 1991-1998. ISDIV database, 2000, RIVM
- Roda Husman AM de. Virussen in H2O. *H2O* 2001, 34: 18-20.
- Rutjes SA, Roda Husman AM de. Procedure voor virusdetectie in water ten behoeve van het Nederlandse Waterleidingbesluit 2001, RIVM rapport 330000 007 2004.
- Schijven JF. Virus removal from groundwater by soil passage - Modeling, field and laboratory experiments - PhD-Thesis, Delft University of Technology. 2001, ISBN 90-646-4046-7.

- Schijven JF, de Bruin HAM, Hassanizadeh SM, de Roda Husman AM. Bacteriophages and clostridium spores as indicator organisms for removal of pathogens by passage through saturated dune sand. *Wat Res*, 2003, 37: 2186-2194.
- Schijven JF, Hassanizadeh SM, Removal of viruses by soil passage: overview of modeling, processes and parameters. *Crit Rev Environ Sci Technol*, 2000, 30: 49-127.
- Schijven JF, Hassanizadeh SM, Virus removal by soil passage at field scale and groundwater protection of sandy aquifers, *Water Sci Technol* 2002a, 46,123-129
- Schijven JF, Hassanizadeh SM, Errata: *Water Science and Technology* 46(3) 123-129. Virus removal by soil passage at field scale and groundwater protection of sandy aquifers 2002b 46 (6-7), 411-411
- Schijven JF, Havelaar AH, Teunis PFM. Inleiding tot modellering van virustransport door het grondwater in Nederland. RIVM, 1995, Rapport nr. 289202005.
- Schijven JF, Hoogenboezem W, Hassanizadeh, SM, Peters JH, Modelling removal of bacteriophages MS2 and PRD1 by dune infiltration at Castricum, the Netherlands. *Water Resour Res*, 1999, 35: 1101-1111.
- Schijven JF, Medema GJ. Virusverwijdering door bodempassage: basis voor een veilig ontwerp. *H2O*, 2001, 6: 28-30.
- Schijven JF, Medema, GJ, Vogelaar AJ, Hassanizadeh SM, Removal of microorganisms by deep well injection. *J Contam Hydrol* 2000, 44: 301-327.
- Staatsblad, Waterleidingbesluit 2001, Staatsblad nr 31.
- Teunis PFM, Heijden OG van der, Giessen JWB van der, Havelaar AH, The dose-response relation in human volunteers for gastro-intestinal pathogens, 1996, RIVM rapport 284550002
- Teunis PFM, Medema GJ, Kruidenier L, Havelaar AH, Assessment of the risk of infection by *Cryptosporidium* or *Giardia* in drinking water from a surface water source. *Water Research* 1997,31:1333-1346
- Tiktak A, Van der Linden AMA, Swartjes FH, SOTRAS-report 3. PESTRAS :one-dimensional model for assessing leaching and accumulation of pesticides in soil. RIVM-rapportnr 715501003. 1994.
- Voorhoeve JG, Kerk van de AJ, Rioolvreemd water - Onderzoek naar hoeveelheden en oorsprong afvalwater STOWA, 2003, Rapportnummer 2003-08, ISBN 90-5773-213-8
- Yahya MT, Galsomies L, Gerba CP, Bales, RC, Survival of bacteriophages MS2 and PRD1 in groundwater. *Water Sci Tech*, 1993, 27: 409-412.
- Yao KM, Habibian MT, O'Melia CR, Water and waste water filtration: concepts and applications. *Environ Sci Technol*, 1971, 5: 1105-1112.
- Yates, MV, Gerba CP, Kelley LM, Virus persistence in groundwater, *Appl Environ Microbiol*, 1985, 49:778-781.
- Yates MV, Yates SR 1988, Modelling microbial fate in the subsurface environment, *Crit Rev Environ Control*, 1988, 17: 307-344.

## Bijlage 1 Verzendlijst

1	H.G. von Meijenfeldt, Directeur BWL/DGM/min.VROM
2	J.van der Vlist, DG Milieubeheer
3	G. Ardon, Directie BWL/DGM/min.VROM
4	W. Cramer, BWL/DGM/min.VROM
5	B.J.A.M. Haring, BWL/DGM/min.VROM
6	G.J.R. Wolters, Inspecteur Generaal VROM-Inspectie
7	C.van den Bogaard, VROM Inspectie/Bestuurszaken
8	L. Groen, VROM-Inspectie Noord
9	M.Kouwe, VROM-Inspectie Oost
10	F.Wetsteyn, VROM-Inspectie West
11	R.A.G. Welscher, VROM-Inspectie Zuid-West
12	F.A.M.Swinkels, VROM-Inspectie Zuid
13 - 30	Directies waterbedrijven
31 - 43	Waterlaboratoria
44	J.C. van Dijk, Kiwa Onderzoek en Advies
45	Th.J.J.van den Hoven, Kiwa Onderzoek en Advies
46	G.J. Medema, Kiwa Onderzoek en Advies
47	Bibliotheek Kiwa
48	Th. Schmitz, Directeur VEWIN
49	L.T.O.Joosten, VEWIN
50	J.C.Berkhuizen, VEWIN
51	Bibliotheek VEWIN
52	Saeed Torkzaban, Universiteit Utrecht
53	K. Charles, UNSW, Sydney, Australië
54	D. Roser, UNSW, Sydney, Australië
55	N. Ashbolt, UNSW, Sydney, Australië
56	J.W. Foppen, IHE
57	M Hall, IHE
58	D. Vonk, VROM
59	R. Hermans, RIONED
60	B. Paulsma, STOWA, Utrecht
61 - 71	Werkgroep Infectierisico Protocol
72 - 82	Werkgroep Veldstudie locatie Solleveld, Monster
83	Depot Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie; Den Haag
84	Directie RIVM
85	R.Woittiez, Directeur sector MEV/RIVM
86	D. Kromhout, Directeur sector VCV/RIVM
87	J.Kliest, Hoofd IMD/MEV/RIVM
61	A. Mensink, Hoofd MGB /VCV/RIVM
88	A.H. Havelaar, MGB/VCV/RIVM
89	J.F.M.Versteegh, IMD/MEV/RIVM
90	B.H.Tangena, IMD/MEV/RIVM
91	P.P.Morgenstern, IMD/MEV/RIVM
92	J.D.te Biesebeek, IMD/MEV/RIVM
93-98	Watermicrobiologie/MGB/RIVM
99	RIVM/SBC/Communicatie
100	Bibliotheek RIVM
101-105	Bureau Rapportenbeheer RIVM

106 Bureau Rapportenregistratie RIVM  
107 - 112 Auteurs  
113 - 132 Reserve algemeen