RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU
BILTHOVEN

Rapport nr. 289202014

# Emissie en verspreiding van *Cryptosporidium, Giardia* en enterovirussen via huishoudelijk afvalwater.

J.F. Schijven , G.J. Medema, A.C.M. de Nijs,
J.G. Elzenga

oktober 1996

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Directoraat-Generaal Milieubeheer: Directie Drinkwater, Water en Landbouw onder projectnummer 289202. Dit project heeft in het kader van de Milieubalans/milieuverkenningen (MB/MV) als doel om de bron-effect-keten voor pathogene micro-organismen in water kwantitatief te beschrijven.

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Antonie van Leeuwenhoeklaan 9, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven, Tel. 030-2742994, Fax 030-2744434

VERZENDLIJST

1 Directie Drinkwater, Water, Landbouw
2 Plv. directeur Generaal Milieubeheer
3 Hoofdinspecteur Milieuhygiëne
4 Ir. G.W.A. Ardon DWL
5 Ir. W. Cramer DWL
6 Dr. B.J. Haring
7 Ir. A.M. Bussemaker RIMH-Zeeland, IBC-DWL
8 Ir. J.J. Capon RIZA
9 Ir. A.H. Dirkzwager RIZA
10 Drs. H. v.d. Mark RIZA
11 Ir. T.A. Sprong RIZA
12 Ir. G. Verstappen RIZA
13 Ir. R.H. van Waveren RIZA
14 Drs. J.C. van den Roovaart RIZA
15 H. Ruiter RIZA
16 Dr. W.F.B. Jülich RIWA
17-27 Dr.ir. D. van der Kooij Kiwa, secretaris Kiwa-werkgroep VMO
28 Drs. H.A.M. Ketelaars WBB
29 Prof.dr.ir. C. van der Akker TUD
30 Prof.dr.ir. J.C. van Dijk TUD
31 Ir. L.C. Rietveld TUD
32 Depot van Nederlandse publikaties en Nederlandse bibliografie
33 Directie RIVM
34 Prof.dr.ir. D. Kromhout, Directeur Sector 2
35 Drs. L.H.M. Kohsiek LAE
36 Drs. J.A. Annema LAE
37 Ir. N.J.P. Hoogervorst LAE
38 ing. J Slootweg LAE
39 Dr. Ir. C.R. Meinardi LBG
40 Dr. Ir. S.M. Hassanizadeh LBG
41 Ir. A.H.M. Bresser LWD
42 Drs. T. Aldenberg LWD
43 Drs. F.W. van Gaalen LWD
44 Ir. G.J. Heij LWD
45 Ir. N. Jonker LWD
46 Drs. F.J. Kragt LWD
47 Dr. L. van Liere LWD
48 Ir. J.H.C. Mühlschlegel LWD

49 Drs. P.J.T. van Puijenbroek LWD
50 Ir. J.F.M. Versteegh LWD
51 Dr. W. Verweij LWD
52 Dr. F.J.J. Brinkman IEM
53 Drs. O.G.M. van der Heijden cVTV
54 Dr. ir. A.M. Henken MGB
55 Dr.ir. A.H. Havelaar MGB
56 Dr. P.F.M. Teunis MGB
57 Dr. E.G. Evers MGB
58 Dr. M.J. Nauta MGB
59 Hoofd Bureau Voorlichting en Public Relations
60-63 Auteurs
64-65 Bibliotheek RIVM
66 Bureau Rapportenregistratie
67-87 Bureau Rapportenbeheer
88-100 Reserve

INHOUDSOPGAVE

Bladzijde

VERZENDLIJST ..... 2

SUMMARY ..... 6

SAMENVATTING ..... 7

1 INLEIDING ..... 8

2 EMISSIE VIA HUISHOUDELIJK AFVALWATER ..... 10
2.1 *Cryptosporidium* en *Giardia* in huishoudelijk afvalwater en verwijdering in RWZI's. 10
2.2 Processen in PROMISE ..... 12
2.3 Emissiefactoren voor *Cryptosporidium* en *Giardia* ..... 13
2.4 Emissie van enterovirussen ..... 13

3 AANVOER VANUIT HET BUITENLAND ..... 14
3.1 Buitenlandse aanvoer van *Cryptosporidium* en *Giardia* ..... 14
3.2 Buitenlandse aanvoer van enterovirussen ..... 14

4 VERSPREIDING IN ZOET OPPERVLAKTEWATER ..... 15
4.1 Watertransport ..... 15
4.2 Verspreiding van *Cryptosporidium* en *Giardia* ..... 16
4.3 Verspreiding van enterovirussen ..... 18

5 GEVOELIGHEIDSANALYSE EN VALIDATIE ..... 19
5.1 Gevoeligheidsanalyse ..... 19
5.2 Validatie ..... 19

6 RESULTATEN ..... 20
6.1 Totale emissie van *Cryptosporidium*, *Giardia* en enterovirussen in Nederland ..... 20
6.2 Effect van zuiveringsefficiëntie op emissie van enterovirussen in Nederland ..... 20
6.3 Concentraties van *Cryptosporidium* in de PAWN-knopen ..... 20
6.4 Concentraties van *Giardia* in de PAWN-knopen ..... 21
6.5 Concentraties van enterovirussen in de PAWN-knopen ..... 22
6.6 Effect zuiveringsefficiëntie RWZI's op de concentraties van enterovirussen in de PAWN-knopen ..... 22
6.7 Vergelijking berekende en gemeten concentraties *Cryptosporidium* in de PAWN-knopen ..... 22

6.8 Vergelijking berekende en gemeten concentraties *Giardia* in de PAWN-knopen ..... 23
6.9 Vergelijking berekende en gemeten concentraties enterovirussen in de PAWN-knopen ..... 23
6.10 Benodigde verwijdering voor drinkwaterbereiding ..... 24

7 DISCUSSIE ..... 25
7.1 Emissie ..... 25
7.2 Verspreiding ..... 26

8 CONCLUSIES ..... 29
8.1 Emissie ..... 29
8.2 Verspreiding ..... 29

9 AANBEVELINGEN ..... 30

LITERATUUR ..... 31

APPENDIX-A TABELLEN ..... 33

APPENDIX-B FIGUREN ..... 44

## SUMMARY

This report gives a quantitative description of the emission and distribution of *Cryptosporidium*, *Giardia* and enteroviruses in Dutch surface waters by means of an emission and a distribution model. Emissions of these pathogens by domestic wastewater were modelled with PROMISE based on average concentrations in untreated wastewater and the average removal by sewage treatment. Emission of *Cryptosporidium* originated largely from discharges of treated wastewater (84%), whilst emission of *Giardia* and enteroviruses came for the larger part from discharges of untreated wastewater (respectively 82% and 69%). The protozoa load from abroad was based on measurements in the Rhine at Lobith and in the Meuse at Eijsden. In case of enteroviruses it was derived from the measurements of indicator organisms. Distribution in surface waters was calculated with WATNAT assuming a constant inactivation rate of *Cryptosporidium* and a temperature dependent inactivation rate for *Giardia* and enteroviruses. At several locations in the large rivers actual measured and calculated concentrations of the protozoa were similar. For enteroviruses this was the case at almost all locations. It was, however, estimated that discharges from abroad were the major source for the occurrence of these pathogens in the large rivers.The concentrations of protozoa coming from Germany (mainly treated wastewater) were of similar level as those coming from Belgium (mainly untreated wastewater), which indicate at the existence of other sources of emission than domestic wastewater, such as run-off of animal manure from land. Also the underestimation of the concentrations in the Twentekanaal at Weerseloseweg (PAWN-node 68, not influenced by sewage effluents) is such an indication.
The required treatment of *Cryptosporidium*, *Giardia* and enteroviruses for the production of drinking water were estimated to be 5 to 8 log units.
The modelling of the emission and distribution of these pathogenic micro organisms can be improved by:
1. measurements of concentrations in wastewater during a whole year at several locations, which leads to a better estimate of emission factors including the variability of these factors;
2. measurements of concentrations in the Rhine at Lobith and in the Meuse at Eijsden during a whole year to assess load from abroad;
3. investigation of the influence of run-off and leakage of protozoa in manure from the land at specific locations.

Concentrations of pathogens in surface waters on a national scale could be estimated with models, which form the basis for calculation of exposure to these micro-organisms due to water recreation and drinking water consumption. Combined with dose-response relations health risks can be estimated. These models can also be applied to quantify the effects of measures and to make prognoses on the quality of surface waters and the related health risks according to certain scenario's.

## SAMENVATTING

Dit rapport geeft een kwantitatieve beschrijving van de emissie en verspreiding van *Cryptosporidium*, *Giardia* en enterovirussen in de Nederlandse oppervlaktewateren met behulp van emissie- en verspreidingsmodellen. Hiermee zijn concentraties van deze pathogenen in oppervlaktewater op nationale schaal geschat. De emissies van deze pathogenen via huishoudelijk afvalwater werden met PROMISE gemodelleerd, uitgaande van gemiddelde concentraties in ongezuiverd afvalwater en gemiddelde verwijdering bij afvalwaterzuivering. De emissie van *Cryptosporidium* was grotendeels afkomstig van gezuiverde lozingen (84%), terwijl emissie van *Giardia* en enterovirussen grotendeels afkomstig was van ongezuiverde lozingen (respectievelijk 82% en 69%). Aanvoer vanuit het buitenland was in het geval van de protozoa gebaseerd op enkele metingen in de Rijn bij Lobith en in de Maas bij Eijsden, en in het geval van enterovirussen was de aanvoer afgeleid van concentraties van indicatororganismen. Verspreiding in het oppervlaktewater werd berekend met WATNAT met voor *Cryptosporidium* een constante inactivatie-snelheid en voor *Giardia* en enterovirussen een temperatuurafhankelijke inactivatie-snelheid. Op verschillende locaties in de grote rivieren was er een goede overeenstemming tussen gemeten en berekende concentraties van de protozoa. Voor enterovirussen was dit op vrijwel alle locaties het geval. Volgens de schattingen had echter de buitenlandse aanvoer van pathogene micro-organismen een overheersende invloed op de concentraties in het oppervlaktewater van de grote rivieren. De concentraties protozoa vanuit Duitsland (voornamelijk gezuiverde lozingen) waren in orde van grootte gelijk aan die vanuit België (voornamelijk ongezuiverde lozingen), hetgeen een indicatie is voor de aanwezigheid van andere emissiebronnen dan huishoudelijk afvalwater, zoals uit- en afspoeling van mest van landbouwhuisdieren. Ook de onderschatting van de concentraties in het Twentekanaal bij Weerseloseweg (PAWN-knoop 68, geen invloed rioollozingen) is een indicatie daartoe.
De benodigde verwijderingen van *Cryptosporidium*, *Giardia* en enterovirussen voor de bereiding van drinkwater werden geschat op 5 tot 8 logeenheden.
Modellering van de emissie en verspreiding van deze pathogenen kan worden verbeterd door:
1. concentratiemetingen in afvalwater gedurende een jaar op meerdere locaties, hetgeen een betere schatting van emissiefactoren en variatie in emissiefactoren oplevert;
2. concentratiemetingen in de Rijn bij Lobith en in de Maas bij Eijsden gedurende een jaar om de buitenlandse aanvoer beter vast te stellen;
3. onderzoek naar de uit- en afspoeling van protozoa via mest op specifieke locaties.
Deze modellering vormt de basis voor berekening van de blootstelling aan deze micro-organismen ten gevolge van het gebruik van oppervlaktewater voor recreatie en drinkwater. In combinatie met dosis-response relaties kunnen gezondheidsrisico's worden geschat. Deze modellen kunnen ook worden toegepast om de effecten van maatregelen te kwantificeren en om volgens bepaalde scenario's prognoses te geven van de te verwachten kwaliteit van het oppervlaktewater en de daaraan gerelateerde gezondheidsrisico's.

# 1 INLEIDING

Voor de vaststelling van de gezondheidsrisico's ten gevolge van blootstelling aan oppervlaktewater zijn de concentraties van virussen en parasitaire protozoa relevanter dan die van indicator-organismen, vanwege hun infectiviteit, hun hoge resistentie in waterzuiveringsprocessen en hun persistentie in het milieu.
Meten van de concentratie aan enterovirussen en parasitaire protozoa (*Cryptosporidium* en *Giardia*) is echter specialistisch en arbeidsintensief werk. Tot op heden zijn dergelijke metingen slechts op beperkte schaal voorhanden. Het verkrijgen van een landelijk overzicht ten aanzien van het voorkomen van deze organismen via metingen is daardoor kostbaar. Daarom wordt gestreefd naar de toepassing van emissie- en verspreidingsmodellen voor deze organismen om de concentraties van enterovirussen en pathogene protozoa in het oppervlaktewater met als functie recreatie of drinkwatervoorziening te berekenen. Dergelijke modellering van de emissie en de verspreiding van pathogene micro-organismen geeft in combinatie met analytisch onderzoek inzicht in de processen die daarbij een rol spelen en de mogelijkheid concentratieveranderingen te voorspellen. Op basis van de berekende kwaliteit van het oppervlaktewater kan de blootstelling aan deze micro-organismen via drink- of recreatiewater worden vastgesteld en kunnen vervolgens in combinatie met dosis-response-relaties de gezondheidsrisico's worden geschat. De modellen kunnen ook worden toegepast om de effecten van maatregelen te kwantificeren en om volgens bepaalde scenario's prognoses te geven van de te verwachten kwaliteit van het oppervlaktewater en de daaraan gerelateerde gezondheidsrisico's.

In voorgaand onderzoek werd de emissie van enterovirussen naar en de verspreiding ervan in oppervlaktewater beschreven (Schijven *et al.*, 1995). Daarin werd ook reeds de relevantie hiervan voor de vaststelling van gezondheidsrisico's ten gevolge van blootstelling aan oppervlaktewater aangegeven. Dit onderzoek beoogt een kwantitatieve beschrijving te geven van de emissie van de pathogene protozoa *Cryptosporidium* en *Giardia* naar en de verspreiding ervan in het oppervlaktewater.
Hoewel in Nederland tot op heden geen epidemieën van deze parasieten via drinkwater zijn gesignaleerd, vormen *Cryptosporidium* en *Giardia* een potentiële bedreiging voor de microbiologische veiligheid van drinkwater. De voornaamste emissiebronnen van deze protozoa zijn de mens, landbouwhuisdieren en, in mindere mate, natuurlijke fauna (Medema en Ketelaars,1995). De mens en landbouwhuisdieren zijn in Nederland in hoge dichtheid aanwezig. Emissies door de mens bereiken het oppervlaktewater via het huishoudelijk afvalwater en emissies door landbouwhuisdieren door uit- en afspoeling van dierlijke mest op het land.

Het hier beschreven onderzoek is beperkt tot de emissie en verspreiding van de protozoa via huishoudelijk afvalwater en buitenlandse aanvoer van deze protozoa via de Rijn en de Maas.

De emissie via het huishoudelijk afvalwater wordt op analoge wijze beschreven als reeds werd gedaan voor enterovirussen met behulp van PROMISE en WATNAT (Schijven *et al.*, 1995). De buitenlandse aanvoer van protozoa via de Rijn en de Maas werd gebaseerd op concentratiemetingen in de Rijn en de Maas bij de grensovergangen. De resultaten van de emissie en verspreiding via huishoudelijk afvalwater werden vergeleken met reeds beschikbare concentratiemetingen op verschillende locaties in het oppervlaktewater. Hierbij werd voornamelijk gekeken op locaties waar oppervlaktewater wordt ingenomen voor de bereiding van drinkwater.
De emissie en verspreiding van protozoa via uit- en afspoeling van dierlijke mest zijn in dit onderzoek niet meegenomen. Hiervoor zijn aanvullende gegevens nodig. Dit zal nader worden uitgewerkt in volgend onderzoek. Hiertoe moeten gegevens worden verzameld over de concentraties van *Cryptosporidium* en *Giardia* in dierlijke mest, gebaseerd op gegevens over excretie tijdens infectie en op gegevens over de incidentie van infecties. Daarnaast moeten gegevens worden gebruikt over mestproductie en mestverspreiding en zal gebruik moeten worden gemaakt van modellen, die de uit- afspoeling van deze pathogene protozoa naar het oppervlaktewater beschrijven. Deze uit- en afspoelingen dienen tenslotte als invoer voor het verspreidingsmodel (WATNAT). Validatie zal moeten gebeuren aan de hand van metingen op specifieke locaties, waarvan de verschillende emissiebronnen geïdentificeerd en gekwantificeerd kunnen worden.
Door eerst emissies via huishoudelijk afvalwater en de aanvoer van protozoa vanuit het buitenland te beschrijven en deze vervolgens te vergelijken met concentratiemetingen kan een eerste indruk worden verkregen van het belang van deze emissiebronnen. Verschillen hiertussen zouden reeds een indicatie kunnen zijn voor het belang van dierlijke mest als emissiebron.

Dit onderzoek omvatte ook herberekening van de emissie en verspreiding van enterovirussen via huishoudelijk afvalwater. Bij de vorige berekening hiervan (Schijven *et al.*, 1995) werd in PROMISE meer in PAWN-knopen geloosd dan werkelijk plaatsvindt. In de nu gebruikte versie van PROMISE is de afvoersituatie correct.

# 2 EMISSIE VIA HUISHOUDELIJK AFVALWATER

## 2.1 *Cryptosporidium* en *Giardia* in huishoudelijk afvalwater en verwijdering in RWZI's

Uitgangspunt voor de berekening van de emissie van *Cryptosporidium* en *Giardia* via het huishoudelijk afvalwater naar het oppervlaktewater zijn de concentraties van deze protozoa in het huishoudelijk afvalwater.
Voor de Nederlandse situatie werden gedurende een jaar enkele series metingen verricht in het ongezuiverd en gezuiverd afvalwater van een vijftal RWZI's (Medema, niet gepubliceerde resultaten).
Bij elk van de locaties werd eenmalig de recovery van zowel *Cryptosporidium* als *Giardia* bepaald door een bekende hoeveelheid standaard oöcysten, respectievelijk cysten toe te dienen aan monsters ongezuiverd en gezuiverd afvalwater. Het is aannemelijk dat de recovery van *Cryptosporidium* en *Giardia* afhankelijk was van het type monster en van de locatie.
Voor de berekening van de concentraties van *Cryptosporidium* en *Giardia* in afvalwater werd uitgegaan van gemiddelde recoveries voor ongezuiverd en gezuiverd afvalwater.
In Figuren 1 en 2 zijn de gecorrigeerde concentraties van *Cryptosporidium*, respectievelijk *Giardia* in ongezuiverd afvalwater weergegeven voor alle onderzochte locaties.
De meeste concentraties van *Cryptosporidium* waren laag en verschillende malen werden geen oöcysten aangetoond. Op de locaties Amsterdam, Elburg en Huizen werden daarentegen zeer hoge concentraties van $1,7 \times 10^3$ - $5,4 \times 10^3$ oöcysten/l gemeten in de maand september.
De mediane waarde leek voor *Cryptosporidium* de beste schatter van het gemiddelde en bedroeg 17 oöcysten/l.
De concentraties *Giardia* waren hoger. Er leek sprake te zijn van een seizoensvariatie met een minimum van enkele tientallen cysten/l in de maand september en een maximum van ongeveer 500 cysten/l in het voorjaar, hetgeen niet in overeenstemming is met de gevonden seizoensvariatie in gezamenlijk onderzoek van Jakubowksi *et al.* (1991) en Sykora *et al* (1991). In dat onderzoek bleek de concentratie van *Giardia* in de periode september tot januari ongeveer twee keer zo hoog als in de periode februari tot augustus.
In Amsterdam werd in april ook een uitschieter van $1,5 \times 10^3$ cysten/l gemeten. De mediaan , het geometrisch en het rekenkundig gemiddelde waren voor *Giardia* alle ongeveer gelijk. Als schatter voor het gemiddelde werd derhalve analoog aan *Cryptosporidium* de mediaan gekozen, deze bedroeg 200 cysten/l.
De mediane concentratie in het afvalwater na zuivering bedroeg voor *Cryptosporidium* minder dan 0,04 oöcysten/l en voor *Giardia* 250 cysten/l.
De decimale reductie van *Cryptosporidium* en *Giardia* door afvalwaterzuivering werd berekend op grond van het totale aantal oöcysten, respectievelijk cysten die werden gemeten in het ongezuiverde en gezuiverd afvalwater. Deze bedroeg 0,59 voor *Cryptosporidium*, wat overeenkomt met een zuiveringsefficiëntie van 75%. Deze waarde ligt heel dicht bij de gerapporteerde waarden van 74% (Rose *et al.*, 1986) en 79% (Madore *et al.*, 1987).

Recovery van *Giardia* in ongezuiverd was veel hoger dan in gezuiverd afvalwater. Correctie van de gemeten concentraties voor recovery zou aangeven dat het aantal cysten ná zuivering toeneemt, wat zeer onwaarschijnlijk is. Een verklaring hiervoor zou kunnen zijn dat cysten van *Giardia* in het ongezuiverde afvalwater gehecht aan deeltjes of geclusterd voorkomen en daarentegen als losse partikels in het gezuiverde afvalwater. Recovery van aan deeltjes gehechte of in clusters voorkomende *Giardia* zou hoog kunnen zijn. Cysten die werden toegevoegd voor de bepaling van de recovery hechtten zich in het ongezuiverd afvalwater ook aan deeltjes of aan clusters van cysten, maar bleven losse partikels in het gezuiverde afvalwater. Ten gevolge van de lage recovery die dan werd vastgesteld leken er meer cysten in het afvalwater na zuivering voor te komen. Voor de schatting van de verwijderings-efficiëntie van cysten van *Giardia* bij zuivering werd derhalve gebruik gemaakt van literatuurgegevens.

Sykora *et al.* (1991) onderzochten de verwijdering van cysten van *Giardia* in afvalwater bij 11 RWZI's in de Verenigde Staten van Amerika. Deze RWZI's werden gedurende een periode van een jaar maandelijks bemonsterd. Cysten in het ongezuiverde afvalwater werden bepaald door middel van directe microscopische tellingen, de geometrische gemiddelde concentraties varieerden van 642 tot 3375 cysten/l. Cysten in het biologisch gezuiverde afvalwater werden geconcentreerd door middel van sucrose-flotatie en vervolgens microscopisch geteld.

Recoveries van cysten door middel van sucrose-flotatie waren veel lager dan die door middel van directe tellingen. Dit werd vastgesteld voor monsters van ongezuiverd afvalwater, waarbij de recovery van cysten door middel van sucrose-flotatie werd vergeleken met die van directe tellingen. Recoveries varieerden sterk, van 0,4% tot 77,8 % met een gemiddelde van 11% ten opzichte van directe tellingen.

Voor het in dit rapport beschreven onderzoek werd een gemiddelde verwijdering van cysten van *Giardia* als volgt berekend:

De volumina van alle onderzochte monsters van het gezuiverde afvalwater van alle 11 RWZI's werden opgeteld, evenzo alle getelde cysten. Dit resulteerde in een gewogen gemiddelde concentratie van 9 cysten/l (43 cysten in 390 liter).

Er van uitgaande, dat alle volumina van de monsters van het ongezuiverde afvalwater gelijk waren werd een rekenkundig gemiddelde concentratie in het ongezuiverd afvalwater berekend van 2037 cysten/l. Hieruit kon een verwijdering van 2.4 log (99,6%) werden afgeleid. Deze waarde is een overschatting omdat hierbij de concentratie cysten in het gezuiverde afvalwater niet werd gecorrigeerd voor de recovery. Gezien de onnauwkeurigheid van de meetmethode is het echter moeilijk een correctiefactor toe te passen, derhalve kan enkel een ruwe schatting worden gemaakt van de verwijdering van cysten van *Giardia* door biologische zuivering van afvalwater. Voor de emissieberekeningen met PROMISE werd een verwijdering van 2 log (99%) aangenomen.

## 2.2 Processen in PROMISE

Met behulp van PROMISE versie 2.5.0 (Quarles van Ufford *et al.*, 1991; Laan *et al.*, 1996) werd de emissie van *Cryptosporidium* en *Giardia* via lozingen in het huishoudelijk afvalwater naar het oppervlaktewater berekend. Deze berekeningen waren analoog aan de berekeningen van de emissie van enterovirussen (Schijven *et al.*, 1995).
Voor de emissieberekeningen werd gebruik gemaakt van de zogenaamde RAW-dataset in PROMISE. Er werd gebruik gemaakt van het proces "Afvalwater huishoudens (CON-AFVALWATER)" (Tabel 1) met bevolking als de emissieverklarende variabele. De gegevens van de emissieverklarende variabele zijn afkomstig van het CBS (1994).
Tevens werd gebruik gemaakt van het proces "Rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI)" (Tabel 2) met de hoeveelheid influent als emissieverklarende variabele. In dit proces werd de zuiveringsefficiëntie aangegeven met betrekking tot de emissiefactoren voor *Cryptosporidium* en *Giardia*. Zoals reeds aangegeven in 2.1 was dit voor *Cryptosporidium* een reductie van 0,59 log (75% verwijdering) en voor *Giardia* een reductie van 2 log (99% verwijdering). Beide processen werden in PROMISE gegroepeerd onder de groepsnaam LWL115.
De afvoersituatie van huishoudens per PAWN-district en -knoop zoals ingegeven in PROMISE werd gebaseerd op het Emissieregistratie Collectief, eigendom van de Hoofdinspectie Milieuhygiëne (PAWN= Policy Analysis of Water in The Netherlands). De afvoersituatie gold voor het jaar 1993. De afvoer van de RWZI's op de juiste PAWN-districten en -knopen is uitgevoerd door het RIZA op basis CBS-gegevens. Deze afvoer geldt voor 1994 (Coppoolse *et al.*, 1993).
Het gevolgde scenario is European Renaissance (MV3, 1993).

## 2.3 Emissiefactoren voor *Cryptosporidium* en *Giardia*

Voor *Cryptosporidium* en *Giardia* werden emissiefactoren afgeleid van metingen van concentraties van *Cryptosporidium* en *Giardia* in ongezuiverd afvalwater. Zoals in 2.1 aangegeven werd de mediane concentratie van *Cryptosporidium* en *Giardia* in ongezuiverd afvalwater geschat op 17 oöcysten/l, respectievelijk 200 cysten/l. De metingen die hieraan ten grondslag lagen werden gedaan van augustus 1994 tot en met mei 1995, derhalve werd voor berekening van de emissiefactoren 1994 als basisjaar gekozen.
De hoeveelheid afvalwater die in 1994 door de RWZI's werd verwerkt bedroeg $1{,}831 \times 10^{12}$ liter (Tabel 2). Volgens de afvoersituatie huishoudens 1993 in PROMISE (Coppoolse *et al.*, 1993) werd 97,6% van het afvalwater door de RWZI's verwerkt. De totale productie aan huishoudelijk afvalwater bedroeg dus $1{,}831 \times 10^{12} \times 100/97{,}6 = 1{,}876 \times 10^{12}$ liter.
Uitgaande van een concentratie van *Cryptosporidium* in het huishoudelijk afvalwater van 17 oöcysten/l werd de totale belasting van het afvalwater met *Cryptosporidium* in 1994 berekend: $17 \times 1{,}876 \times 10^{12} = 3{,}2 \times 10^{13}$ oöcysten.
Het aantal inwoners in 1994 bedroeg $1{,}5342 \times 10^{7}$ (Tabel 1). Hieruit werd de emissiefactor voor *Cryptosporidium* afgeleid als het aantal oöcysten per inwoner van Nederland per jaar: $3{,}2 \times 10^{13} / 1{,}5342 \times 10^{7} = 2{,}1 \times 10^{6}$ oöcysten/(inwoner x jaar).
Op analoge wijze werd de emissiefactor voor *Giardia* berekend: uit een concentratie van 200 cysten/l en de bovenstaande gegevens over afvalwaterproductie en aantallen inwoners van Nederland volgde een emissiefactor voor *Giardia* van $2{,}5 \times 10^{7}$ cysten/(inwoner x jaar).
In het proces CON-AFVALWATER in PROMISE was de eenheid van de emissieverklarende variabele mln bevolking dus werden beide emissiefactoren ingevoerd als $2{,}1 \times 10^{12}$ oöcysten/(mln bevolking x jaar) en $2{,}5 \times 10^{13}$ cysten/(mln bevolking x jaar).

## 2.4 Emissie van enterovirussen

Bij de vorige berekening hiervan (Schijven *et al.*, 1995) werd in PROMISE door een aantal RWZI's op PAWN-districten geloosd in plaats van direct op PAWN-knopen. Handmatig zijn toen voor de betreffende RWZI's de lozingen verschoven naar de juiste PAWN-knopen. Echter, hierbij is een ander fout geïntroduceerd. De berekende lozingen per PAWN-district of -knoop zijn steeds het totaal van gezuiverde en ongezuiverde lozingen. Door deze correctie dus meer in PAWN-knopen geloosd dan werkelijk plaatsvind. In de nu gebruikte versie van PROMISE is de afvoersituatie correct.
De herberekening van de emissie van enterovirussen werd gedaan met dezelfde emissiefactor van $2{,}4 \times 10^{7}$ virussen/(inwoner x jaar) en dezelfde reductie van 1,7 logeenheden (98% verwijdering) bij de RWZI's (Schijven *et al.*, 1995). Er werd van dezelfde processen als voor de protozoa gebruik gemaakt. Als basisjaren werden gekozen 1994 en 1990 met als afvoersituaties huishoudens 1993, respectievelijk 1990 (Coppoolse *et al.*, 1993).

# 3 AANVOER VANUIT HET BUITENLAND

## 3.1 Buitenlandse aanvoer van *Cryptosporidium* en *Giardia*

In de periode oktober tot en met december 1995 zijn metingen van concentraties *Cryptosporidium* en *Giardia* verricht in de Maas bij Eijsden en de Rijn bij Lobith (Medema *et al.,* 1996). De geometrische gemiddelden en bereiken van de metingen tussen week 40 en 46 staan gegeven in Tabel 3. Ten tijde van de berekeningen waren deze metingen voorhanden. Bij de berekening van de verspreiding van *Cryptosporidium* en *Giardia* in oppervlaktewater werd een constante vracht van oöcysten van *Cryptosporidium* en van cysten van *Giardia* verondersteld. Uitgaande van het bestand met debieten in WATNAT werd eerst voor de PAWN-knopen aan de grensovergangen een gemiddeld debiet in een jaar (in $m^3$/dag) berekend. Een constante vracht werd vervolgens berekend door dit jaargemiddelde debiet te vermenigvuldigen met de gemiddelde concentratie hetgeen een specifieke grenswaarde-emissie opleverde.
Opgemerkt dient te worden dat een constante vracht in feite onwaarschijnlijk is, gezien seizoensvariatie in waterafvoer en in de incidentie van infectie onder de bevolking en gezien verschillen in de concentraties in afvalwater.

## 3.2 Buitenlandse aanvoer van enterovirussen

De buitenlandse aanvoer van enterovirussen werd afgeleid van metingen van thermotolerante bacteriën van de coligroep, faecale streptococcen en F-specifieke RNA-fagen (Schijven *et al.*, 1995) en aangenomen werd een gemiddelde concentratie van 1 en 10 pvp/l voor de Rijn bij Lobith, respectievelijk de Maas bij Eijsden. Op dezelfde wijze als voor de protozoa werd hiervan een constante vracht afgeleid.

# 4 VERSPREIDING IN ZOET OPPERVLAKTEWATER

## 4.1 Watertransport

De verspreiding van protozoa in het oppervlaktewater werd gemodelleerd met WATNAT versie 2.05 met de emissiegegevens van PROMISE als input. Een korte beschrijving van WATNAT werd eerder gegeven (Schijven *et al.*, 1995). Ook nu werd gebruik gemaakt van waterdebieten uit het jaar 1985 en werd aangenomen dat deze door de jaren heen hetzelfde zijn gebleven. Ook in deze versie van WATNAT was het waterstransport nog niet gecalibreerd. De belangrijkste verbetering van WATNAT versie 2.05 betrof de uitbreiding van het model met de PAWN-districten. De PAWN-districten en -knopen werden nu aan elkaar gekoppeld. Het transport tussen PAWN-knopen werd nog op dezelfde wijze berekend. De aan- en afvoer vanuit de PAWN-districten werd nu met behulp van een hydrologisch model als volgt berekend:
In WATNAT werden de PAWN-districten onderscheiden in beek- en polderdistricten.
Op basis van regenval en verdamping werd de netto regenval berekend per district. Afhankelijk van het vochtgehalte in de bodem werd een gedeelte van het bodemwater afgevoerd.
Voor de polderdistricten werd deze flux berekend op basis van de hoogte van het oppervlaktewater ten aanzien van het bodemvocht. Hierdoor kon het oppervlaktewater ook de bodem infiltreren. Verder werd de waterstand in de polderdistricten door de waterschappen gereguleerd. Het zomerpeil was hoger dan het winterpeil. In het model werd een constant niveauverschil van 20 cm aangenomen tussen zomer- en winterpeil. De aan- en afvoer van oppervlaktewater uit de districten van, respectievelijk naar de PAWN-knopen werd voor de polderdistricten berekend op basis van het constante zomer/winterpeil. Is het peil te hoog dan zal er water worden afgevoerd naar de knopen, is het laag dan zal er water uit de knopen aangevoerd worden.
Voor de beekdistricten was de totale afvoer uit de bodem alleen afhankelijk van het bodemvochtgehalte. Deze totale afvoerflux werd vervolgens verdeeld over een constante fractie die direct naar het oppervlaktewater afstroomt en een gedeelte dat infiltreert naar het grondwater. In de beekdistricten kan er geen water aangevoerd worden. De stroomsnelheid van het afgevoerde water werd berekend uit de hoogte van het water en de gemiddelde helling van het district volgens Manning. Hierbij werd een V-vormige waterloop-doorsnede aangenomen met een constante basisbreedte, die per district varieerde. Zo werd het mogelijk om een gemiddelde dwarsdoorsnede te berekenen. De afvoer uit de beekdistricten was het product van dwarsdoorsnede en stroomsnelheid.
Het grondwater werd voor beide type districten op dezelfde manier gemodelleerd, namelijk afhankelijk van de grondwaterstand en een constante K-waarde voor de verblijftijd in de bodem. Deze K-waarde kon voor beide typen districten wel verschillen aangezien men mag veronderstellen dat in de beekdistricten in het algemeen een zandige ondergrond zal overheersen en in de polderdistricten een kleiige.

De PAWN-districten werden gekoppeld aan de PAWN-knopen op basis van de PAWN-documentatie over het stofstromenmodel SSM (Waterloopkundig Laboratorium, 1990). Als een district gekoppeld was aan een of meerdere knopen dan werd de totale aan- of afvoer van dat district evenredig verdeeld over de verschillende knopen.
Bij de modellering van de PAWN-districten werd geen rekening gehouden met kwel en wegzijging van water en ook niet met andere artificiële invloeden als beregening van landbouwgronden in droge periodes. Het watertransport in de PAWN-districten dient nog gecalibreerd te worden op basis van meetgegevens.

### 4.2 Verspreiding van *Cryptosporidium* en *Giardia*

Om de microbiologische waterkwaliteit voor wat betreft de concentraties van *Cryptosporidium* en *Giardia* te kunnen simuleren werd het model uitgebreid met een toestandsvariabele voor *Cryptosporidium* en voor *Giardia* en een eenvoudige procesbeschrijving:
Transport van protozoa door het PAWN-netwerk vond plaats zoals voor alle andere stoffen in het model door advectie. Aangenomen werd dat de emissiefactoren voor *Cryptosporidium* en *Giardia* gedurende het jaar constant bleven. Factoren als afsterving (inactivatie) en sedimentatie zijn van invloed op de verspreiding en het transport van protozoa in het oppervlaktewater. De procesformulering voor protozoa beschreef afsterving (inactivatie) als een eerste orde afname. Sedimentatie van de protozoa werd buiten beschouwing gelaten, vanwege het ontbreken van gegevens daarover.

In onderzoek van Medema *et al.* (1996) werd afsterving van cysten van *Cryptosporidium* in rivierwater bij 5 °C en 15 °C bepaald aan de hand van excystatie en uitsluiting van propidumjodide. Resultaten hiervan staan samengevat in Tabel 4. Er bleek hierbij geen groot verschil te bestaan tussen afsterving in steriel en niet steriel rivierwater of tussen 5 °C en 15 °C. Er was ook geen groot verschil tussen de afsterving gebaseerd op excystatie en propidiumjodide-uitsluiting. Deze bevindingen vinden ondersteuning in onderzoek van Chauret *et al.*(1995). Daarin werd geen invloed van een temperatuursstijging van 4°C naar 20 °C op de afsterving van oöcysten van *Cryptosporidium* in hard water gevonden (Tabel 4). Echter, bij watertemperaturen hoger dan 20 °C nam de afstervingssnelheid sterk toe. Robertson *et al.*(1992) vonden bij 4 °C in gedemineraliseerd water en in rivierwater vergelijkbare afstervingssnelheden met die uit het onderzoek van beide anderen (Chauret *et al.*, 1995; Medema *et al.*, 1996). Chauret *et al.* (1995) vonden een hogere afstervingssnelheid onder anaerobe omstandigheden. Er bleek geen verschil in afstervingssnelheden tussen dag en nacht en ook niet tussen twee verschillende rivieren.

Op grond van bovenstaande werd aangenomen dat de afstervingssnelheid van oöcysten van *Cryptosporidium* onafhankelijk was van de watertemperatuur. Er werd hierbij voor een conservatieve waarde gekozen:

$$\lambda_{Cryptosporidium} = 0{,}003\ dag^{-1} \qquad (1)$$

met $\lambda_{Cryptosporidium}$ = afstervingssnelheid van oöcysten van *Cryptosporidium.*

De watertemperatuur van de grote oppervlaktewateren in Nederland is in de zomer gedurende slechts een periode van een maand (midden juli tot midden augustus) hoger dan 20 °C (zie Figuur 4). Dan zal de afsterving vermoedelijk sneller verlopen, zodat in deze modellering de concentraties oöcysten in oppervlaktewater overschat worden.
In onderzoek van de Reignier *et al.* (1989) werd de levensvatbaarheid van cysten van *Giardia* onderzocht in het water van de Mississipi-rivier op ongeveer op 3 m diepte en van een meer op ongeveer 5 en 10 m diepte. Het onderzoek werd verricht in de periode van juli 1987 tot en met september 1987 en van december 1987 tot en met maart 1988. De levensvatbaarheid van cysten van *Giardia* werd bepaald aan de hand van exclusie van propidiumjodide.
De relatie tussen de watertemperatuur en de mate van afsterving van cysten van *Giardia* nodig voor de in dit rapport beschreven modellering van de verspreiding van cysten van *Giardia* in oppervlaktewater werd als volgt geschat:
Van de levensvatbaarheidsgegevens op grond van propidiumjodide-exclusie werd voor het meer op beide diepten en voor de rivier de helling van de regressielijn voor de relatie tussen dag (onafhankelijke variabele) en de levensvatbaarheid (afhankelijke variabele) berekend. De levensvatbaarheid werd uitgedrukt in logs overleving per dag. Dit werd gedaan voor beide meetperioden. Voor elke situatie werd een gemiddelde temperatuur aangenomen, gebaseerd op de in het onderzoek van de Reignier *et al.* (1989) genoemde temperatuurvariaties. In Figuur 3 is de overleving grafisch uitgezet tegen de gemiddelde watertemperatuur. Aangenomen werd dat er een lineair verband bestond tussen deze temperatuur van het oppervlaktewater (onafhankelijke variabele) en de levensvatbaarheid (afhankelijke variabele). Voor de berekeningen met WATNAT werd aldus voor afsterving van cysten van *Giardia* voor de volgende temperatuurafhankelijke relatie gekozen:

$$\lambda_{Giardia} = k_{inact,\ Giardia} * T \qquad (2)$$

met $\lambda_{Giardia}$ = afstervingssnelheid van cysten van *Giardia* en $K_{inact,\ Giardia}$ = 0,01 $dag^{-1}$ .$°C^{-1}$

Hierbij dient te worden opgemerkt dat waarschijnlijk in het onderzoek van de Reignier *et al.* (1989) de levensvatbaarheid van cysten van *Giardia* werd overschat. De levensvatbaarheid werd gebaseerd op het percentage levensvatbare cysten van steeds een vast aantal getelde cysten en niet op een absoluut aantal levensvatbare cysten in een zeker volume.

De temperatuur van het oppervlaktewater werd hetzelfde verondersteld over het gehele PAWN-netwerk en werd geïnterpoleerd op grond van langjarige maandgemiddelden (De Nijs en Burns, 1990). Het temperatuurverloop voor de periode van een jaar is weergegeven in Figuur 4. Ter illustratie zijn hierbij ook de gemeten watertemperaturen in de Maas bij Keizersveer van 1977 tot en met 1992 weergegeven (RIWA).

Verder werd zoals in hoofdstuk 3 aangegeven rekening gehouden met de aanvoer van deze protozoa vanuit België en Duitsland.

### 4.3 Verspreiding van enterovirussen

Voor modellering van de verspreiding van enterovirussen geldt hetzelfde als voor *Giardia* maar dan met

$$\lambda_{enterovirus} = k_{inact,\ enterovirus} * T \qquad (3)$$

met $\lambda_{enterovirus}$ = afstervingssnelheid van enterovirussen en $K_{inact,\ enterovirus} = 0{,}02\ dag^{-1}\ .°C^{-1}$ (Schijven *et al.*, 1995).

# 5 GEVOELIGHEIDSANALYSE EN VALIDATIE

## 5.1 Gevoeligheidsanalyse

Het effect van de efficiëntie van de verwijdering van enterovirussen door biologische zuivering op de emissies en op de concentraties in het oppervlaktewater werd onderzocht door emissies en verspreiding van enterovirussen voor het jaar 1990 te berekenen bij een verwijdering van 1, 1,7 en 2,5 logeenheden (respectievelijk 90%, 98% en 99,7% efficiëntie). Dit is een herhaling van een dergelijke berekening in voorgaand onderzoek (Schijven *et al.*, 1995).

Het effect van de buitenlandse aanvoer op de concentraties in oppervlaktewater werd onderzocht door met WATNAT deze concentraties te berekenen met en zonder buitenlandse aanvoer voor zowel *Cryptosporidium*, als *Giardia* en enterovirussen in het jaar 1994.

## 5.2 Validatie

De modellering van de emissie en verspreiding van *Cryptosporidium*, *Giardia* en enterovirussen werd gevalideerd door berekende concentraties te vergelijken met gemeten concentraties op eenzelfde locatie (PAWN-knoop) en dezelfde jaardag. Voor een overzicht van de metingen van de enterovirussen wordt verwezen naar Schijven *et al.* (1995) en Theunissen *et al.* (1996). Voor die van *Cryptosporidium* en *Giardia* naar wordt verwezen naar Kruidenier en Medema (1996) en Medema *et al.* (1996).

# 6 RESULTATEN

## 6.1 Totale emissie van *Cryptosporidium*, *Giardia* en enterovirussen in Nederland

In Tabel 5 zijn de geschatte totale emissies van *Cryptosporidium*, *Giardia* en enterovirussen in Nederland in 1994 gegeven. Volgens de berekeningen werd 85% van de oöcysten van *Cryptosporidium* geloosd via het effluent van de rioolwaterzuiveringen. Dit werd voornamelijk veroorzaakt door de relatief lage verwijdering door afvalwaterzuivering van 75%. *Giardia*-cysten en enterovirussen werden efficiënter verwijderd. Hierdoor werd van alle *Giardia*-cysten ongeveer 82% en van de enterovirussen 69% geloosd via ongezuiverd afvalwater. In totaal werden ongeveer evenveel *Giardia*-cysten als enterovirussen op het oppervlaktewater geloosd. Het aantal oöcysten van *Cryptosporidium* dat geloosd werd was ruim een factor 2 lager, voornamelijk ten gevolge van een lagere concentratie in het ongezuiverde afvalwater.
*Cryptosporidium* werd voor 40% op de knopen geloosd. *Giardia* en enterovirussen werden bij afvalwaterzuivering efficiënter verwijderd dan *Cryptosporidium*. Hierdoor werden *Giardia* en enterovirussen slechts voor 9%, respectievelijk 15% op de knopen geloosd.

## 6.2 Effect van zuiveringsefficiëntie op emissie van enterovirussen in Nederland

Tabel 6 geeft het effect van verschillende zuiveringsefficiënties op de emissies van enterovirussen in 1990 weer. Het effect op de totale emissies is relatief klein: van 90% naar 98% verwijdering wordt deze gehalveerd en van 98% naar 99,7% verwijdering is er nauwelijks verschil. Bij 90% verwijdering wordt 67% geloosd via het effluent, maar bij 98% en 99,7% verwijdering was het grootste aandeel (71%, respectievelijk 94%) afkomstig van ongezuiverde lozingen. Het effect van verschillende zuiveringsefficiënties was groter op de lozingen op de knopen dan op de districten.

## 6.3 Concentraties van *Cryptosporidium* in de PAWN-knopen.

Tabel 7 geeft de locaties waar oppervlaktewater wordt ingenomen voor de bereiding van drinkwater. Bij elke locatie is de corresponderende PAWN-knoop opgenomen. Tabel 8 geeft voor deze knopen de berekende minimale, gemiddelde en maximale concentraties oöcysten van *Cryptosporidium* weer in de situaties met en zonder buitenlandse aanvoer. In de PAWN-knopen in het Maasstroomgebied (106, 15, 16, 108, 24, 25) is de gemiddelde concentratie *Cryptosporidium* 3-5 oöcysten/l. Het concentratieverloop wordt hoofdzakelijk bepaald door de stroomsnelheden van het water en is omgekeerd evenredig met het debiet (zie Figuur 5). Indien er geen buitenlandse aanvoer zou zijn is dit 1,1-1,8 logeenheden minder. In de knopen van het Rijn, IJssel en Amsterdam-Rijnkanaal (1, 2, 3, 5, 8, 10, 11, 12, 30, 33, 35, 43, 45, 79) is de gemiddelde concentratie 3,1-19 oöcysten/l. Zonder buitenlandse aanvoer is dit 0,4-4,1

logeenheden minder (uitgezonderd knoop 1). Steeds geldt dat verder stroomafwaarts de concentraties afnemen en dat de invloed van buitenlandse aanvoer minder wordt. PAWN-knopen 57 en 68 staan nauwelijks onder de invloed van buitenlandse aanvoer.
In de figuren 7 en 8 (met buitenlandse aanvoer) is het concentratieverloop gedurende een jaar weergegeven. De PAWN-knopen in eenzelfde figuur liggen in eenzelfde stroom, behalve de figuren met de knopen 57, 68 en 79 (zie Figuur 6). Hoewel *Cryptosporidium* maar langzaam afsterft is er steeds een afname in concentratie verder stroomafwaarts waarneembaar. Het meest duidelijk is dit voor de PAWN-knopen 45 en 79. Figuren 13 en 14 (zonder buitenlandse aanvoer) geven in feite de concentraties ten gevolge van de lozingen van huishoudelijk afvalwater in Nederland weer. Verder stroomafwaarts nemen deze toe, ten gevolge van lozingen van gezuiverd en ongezuiverd huishoudelijk afvalwater. Deze toename werd geheel overschaduwd in de berekeningen met buitenlandse aanvoer. De niveau's zijn een stuk lager dan met buitenlandse aanvoer.

### 6.4 Concentraties van *Giardia* in de PAWN-knopen.

Tabel 9 geeft voor deze knopen de berekende minimale, gemiddelde en maximale concentraties cysten van *Giardia* weer in de situaties met en zonder buitenlandse aanvoer.
In de PAWN-knopen in het Maasstroomgebied (106, 15, 16, 108, 24, 25) is de gemiddelde concentratie *Giardia* 9-33 cysten/l. Zonder buitenlandse aanvoer is dit 2,2-3,4 logeenheden minder. In de knopen van het Rijn, IJssel en Amsterdam-Rijnkanaal (1, 2, 3, 5, 8, 10, 11, 12, 30, 33, 35, 43, 45, 79) is de gemiddelde concentratie 0,16-58 cysten/l. Zonder buitenlandse aanvoer is dit 0,2-4,6 logeenheden minder (uitgezonderd knoop 1). Ook hier geldt dat verder stroomafwaarts de concentraties afnemen en dat de invloed van buitenlandse aanvoer minder wordt.
In de figuren 9 en 10 (met buitenlandse aanvoer) is het concentratieverloop gedurende een jaar weergegeven. Net als bij *Cryptosporidium* is er steeds een afname in concentratie verder stroomafwaarts waarneembaar. Hier werkt afsterving sterker door en is ook temperatuurafhankelijk: in plaats van een maximale concentratie rond dag 290 treedt er laat in de zomer tot in het najaar verder stroomafwaarts een minimum op. PAWN-knoop 45 (IJsselmeer) is duidelijk afgevlakt (langere verblijftijd). Figuren 15 en 16 (zonder buitenlandse aanvoer) laten evenals bij *Cryptosporidium* zien, dat de concentraties verder stroomafwaarts toenemen ten gevolge van de lozingen van huishoudelijk afvalwater in Nederland. Ook hier blijkt uit de lagere niveau's de invloed van de buitenlandse aanvoer.
In Figuur 10c vertoont het concentratieverloop van cysten van *Giardia* in knoop 79 sterke fluctuaties. Vermoedelijk komt dit door numerieke instabiliteit tijdens de berekeningen met WATNAT.

## 6.5 Concentraties van enterovirussen in de PAWN-knopen.

Tabel 10 geeft voor deze knopen de berekende minimale, gemiddelde en maximale concentraties cysten van enterovirussen weer in de situaties met en zonder buitenlandse aanvoer. In de PAWN-knopen in het Maasstroomgebied (106, 15, 16, 108, 24, 25) is de gemiddelde concentratie enterovirussen 1,2-7,6 pvp/l. Zonder buitenlandse aanvoer is dit 1,6-2,8 logeenheden minder. In de knopen van het Rijn, IJssel en Amsterdam-Rijnkanaal (1, 2, 3, 5, 8, 10, 11, 12, 30, 33, 35, 43, 45, 79) is de gemiddelde concentratie 0,017-1,1 pvp/l. Zonder buitenlandse aanvoer is dit 1,4-2,8 logeenheden minder (uitgezonderd knoop 1). Hier geldt sterker nog als bij *Giardia* dat verder stroomafwaarts de concentraties afnemen en dat de invloed van buitenlandse aanvoer minder wordt.
In de figuren 11 en 12 (met buitenlandse aanvoer) is het concentratieverloop gedurende een jaar weergegeven. Net als bij *Giardia* is er steeds een afname in concentratie verder stroomafwaarts waarneembaar. Ook nu werkt afsterving sterk door en is ook temperatuurafhankelijk: in plaats van een maximale concentratie rond dag 290 treedt er laat in de zomer tot in het najaar verder stroomafwaarts een minimum op. PAWN-knoop 45 (IJsselmeer) is duidelijk afgevlakt (langere verblijftijd). Figuren 17 en 18 (zonder buitenlandse aanvoer) laten evenals bij *Giardia* zien, dat de concentraties verder stroomafwaarts toenemen ten gevolge van de lozingen van huishoudelijk afvalwater in Nederland. Ook hier blijkt uit de lagere niveau's de invloed van de buitenlandse aanvoer.

## 6.6 Effect zuiveringsefficiëntie RWZI's op de concentraties van enterovirussen in de PAWN-knopen

Tabel 11 toont het effect van verschillende zuiveringsefficiënties bij RWZI's op de concentratie van enterovirussen in oppervlaktewater op innamepunten voor drinkwaterbereiding. Dit is de herberekening voor het jaar 1990. Het blijkt dat er nauwelijks verschil waarneembaar is, zelfs niet in de PAWN-knopen 57 en 68, waar de buitenlandse aanvoer geen rol speelt. Figuren 19-24 laten dit ook zien.
Vergelijking van de concentraties bij 98% zuivering in 1990 (Tabel 11 en Figuren 21 en 22) met die van 1994 (Tabel 10 en Figuren 11 en 12) laat zien, dat er geen verschil van betekenis is tussen beide jaren.

## 6.7 Vergelijking berekende en gemeten concentraties *Cryptosporidium* in de PAWN-knopen

Tabel 12 geeft de berekende en gemeten concentraties *Cryptosporidium* weer voor de PAWN-knopen waarin metingen zijn verricht. Hieruit blijkt dat berekende en gemeten concentraties van dezelfde grootte-orde zijn. De vergelijking is ook grafisch weergegeven in de Figuren 25 en 26. De concentraties in PAWN-knopen 1 (Rijn bij Lobith) en 106 (Maas bij

Eijsden), waar meetgegevens zijn ingevoerd in WATNAT (zie 3.1), wijken licht af. De berekende gemiddelde vracht was gebaseerd op het gemiddelde van deze gemeten concentraties. Aan het einde van het jaar is het debiet lager dan gemiddeld en dus zijn de berekende concentraties hoger dan gemiddeld.
De verschillen tussen de gemiddelde concentraties bij de knopen 10 en 25 bedragen slechts 0,1 en 0,2 logeenheid. In knoop 43 wordt de gemiddelde concentratie overschat met 0,7 logeenheid en in knoop 68 onderschat met 0,8 logeenheid (Zie ook Figuren 26a en 26b). Figuur 25c (PAWN-knoop 25) laat een sterke overeenstemming zien tussen metingen en berekeningen in de winterperiode, maar een overschatting van de berekeningen van ongeveer 1 logeenheid in de zomerperiode.

## 6.8 Vergelijking berekende en gemeten concentraties *Giardia* in de PAWN-knopen

Tabel 12 geeft ook de berekende en gemeten concentraties *Giardia* weer voor de PAWN-knopen waarin metingen zijn verricht. Ook hier blijkt dat berekende en gemeten concentraties van dezelfde grootte-orde zijn. De vergelijking is ook grafisch weergegeven in de Figuren 27 en 28. Ook hier wijken de concentraties in PAWN-knopen 1 en 106 licht af (Zie 6.7). De verschillen tussen de gemiddelde concentraties bij de knopen 10 en 25 bedragen slechts 0,4 en 0,3 logeenheid. In knoop 43 wordt de gemiddelde concentratie overschat met 1,8 logeenheid en in knoop 68 onderschat met 1,4 logeenheid (Zie ook Figuren 28a en 28b). Figuur 27c (PAWN-knoop 25) laat een sterke overeenstemming zien tussen metingen en berekeningen in het najaar vanaf dag 250, maar daarvoor een overschatting van de berekeningen tot 2 logeenheden.

## 6.9 Vergelijking berekende en gemeten concentraties enterovirussen in de PAWN-knopen

Tabel 12 geeft ook de berekende en gemeten concentraties enterovirussen weer voor de PAWN-knopen waarin metingen zijn verricht en toont ook hier berekende en gemeten concentraties van dezelfde grootte-orde. De vergelijking is ook grafisch weergegeven in de Figuren 29-31. In de hier getoonde knopen is er een verschil tussen gemeten en berekende concentraties van hooguit 0,5 logeenheid. Figuur 31 laat zien dat een meetpaar in de zomerperiode in zowel knoop 1 als 106 ruim 1 logeenheid lager liggen dan het berekende niveau. Gezien onzekerheden en ook lokale variaties in concentraties is dit verschil niet significant.

## 6.10 Benodigde verwijdering voor drinkwaterbereiding

In de Tabellen 8, 9, 10 en 12 is op grond van deze concentraties en de voorgestelde maximaal toelaatbare concentratie in drinkwater tevens het aantal benodigde logeenheden verwijdering voor de bereiding van drinkwater gegeven. Deze maximaal toelaatbare concentratie is afgeleid van een maximaal infectierisico van $10^{-4}$ per persoon per jaar, een drinkwaterconsumptie van 0,25 liter per persoon per dag, een extra veiligheidsfactor 10 en gemiddelde dosis-respons-relaties van de pathogene micro-organismen (Teunis *et al.*, 1996).
In het geval van *Cryptosporidium* (Tabel 8) is de benodigde zuivering voor drinkwaterbereiding 4 tot 6 logeenheden. Indien er geen buitenlandse aanvoer zou zijn is dit 2 tot 5 logeenheden. In het geval van *Giardia* (Tabel 9) is de benodigde zuivering voor drinkwaterbereiding 4 tot 7 logeenheden en zonder buitenlandse aanvoer 2 tot 5 logeenheden. Voor enterovirussen (Tabel 10) is de benodigde zuivering voor drinkwaterbereiding 5 tot 8 logeenheden en zonder buitenlandse aanvoer 2 tot 5 logeenheden.
Uit Tabel 12 kunnen ook de verschillen in benodigde verwijdering op grond van metingen en berekeningen worden afgeleid. Voor *Cryptosporidium* bedragen deze verschillen bij de knopen 10 en 25 slechts 0,1 en 0,2 logeenheid. In knoop 43 wordt de verwijdering overschat met 0,7 logeenheid en in knoop 68 onderschat met 0,8 logeenheid.
Voor *Giardia* zijn de verschillen in benodigde verwijdering bij de knopen 10 en 25 slechts 0,4 en 0,3 logeenheid. In knoop 43 wordt de verwijdering overschat met 1,8 logeenheid en in knoop 68 onderschat met 1,4 logeenheid.
In het geval van de enterovirussen is het verschil tussen de benodigde verwijdering op grond van berekende en gemeten concentraties maximaal 0,5 logeenheid.

# 7 DISCUSSIE

## 7.1 Emissie

De emissiefactoren voor *Cryptosporidium*, *Giardia* en enterovirusen werden gebaseerd op gemiddelde concentraties in huishoudelijk afvalwater. Aangenomen werd dat deze emissiefactoren constant waren, hoewel er in het geval van *Cryptosporidium* een piek-concentratie werd waargenomen, die 3-4 logeenheden hoger lag dan de overige concentraties en er bij *Giardia* sprake van seizoensvariatie lijkt te zijn met een hogere concentratie in de winterperiode. Ook bij enterovirussen is dat het geval (Schijven *et al.*, 1995). Ook werd verondersteld dat verwijdering tijdens de zuivering van afvalwater hetzelfde was voor alle RWZI's, terwijl bij *Cryptosporidium* deze sterk kon variëren met een laagste verwijderingspercentage van zo'n 30% (Medema, niet gepubliceerd). Bij *Giardia* werd van een ruwe schatting uitgegaan en bij de enterovirussen was de verwijdering gebaseerd op slechts een enkele serie metingen. Hiervan werden de emissiefactoren afgeleid, welke een belangrijke basis vormen voor de modelresultaten. Het is duidelijk dat er meer gegevens nodig zijn om emissies goed te beschrijven.
Uitgaande van $2\times10^{6}$ diarree-gevallen per jaar in Nederland, waarvan naar schatting 1% werd veroorzaakt door *Cryptosporidium* (Hoogenboom *et al.*, 1994) kan worden afgeleid, dat er $2\times10^{4}$ diarree-gevallen zijn veroorzaakt door *Cryptosporidium*. Onder de aannames van een gemiddelde uitscheiding van 1 liter per dag met gemiddeld $10^{8}$ oöcysten gedurende 10 dagen kan worden geschat dat er in totaal $2\times10^{13}$ oöcysten per jaar worden uitgescheiden. Volgens de emissie-berekeningen (Tabel 5) werden $3\times10^{13}$ oöcysten per jaar uitgescheiden. Dus volgens deze aannames is er een goede overeenkomst. Over de gemiddelde concentratie oöcysten in faeces en excretie-duur is echter onvoldoende bekend om een nauwkeurige schatting te maken.
Dezelfde berekening voor *Giardia*, welke in ongeveer 3% van alle diarree-gevallen werd aangetroffen en waarvoor verder dezelfde aannames zijn gedaan, levert een totale uitscheiding van $6\times10^{13}$ cysten per jaar. Volgens de emissie-berekeningen (Tabel 5) werden $4\times10^{14}$ oöcysten uitgescheiden, hetgeen een factor 10 hoger is. Ook hier zijn de gemiddelde concentratie cysten in faeces en het excretiepatroon echter een grote onzekerheidsbron.

In PROMISE werd er vanuit gegaan dat er een constant percentage van 0,87% van het ongezuiverde afvalwater werd geloosd door overstort. Overstort vindt meestal plaats na hevige regenval en is derhalve verre van constant. Lozingen door overstort mogen niet onderschat worden, omdat ze kunnen leiden tot piek-concentraties in het oppervlaktewater.

Doordat de meeste RWZI's op de PAWN-knopen lozen is daar het effect van verschillende zuiveringsefficiënties groter dan in de districten. Tussen opeenvolgende zuiveringsefficiënties zit steeds een factor 5 in de totale emissie op de PAWN-knopen.

In hoofdstuk 3 werd aangegeven hoe de buitenlandse aanvoer werd berekend. Hieruit kon ook een geschatte emissie vanuit het buitenland via de Rijn en de Maas op jaarbasis worden berekend (zie Tabel 13). Vergeleken met de netto totale emissie via huishoudelijk afvalwater door 15 miljoen mensen in Nederland kwamen er 100 keer zoveel oöcysten van *Cryptosporidium* vanuit Duitsland via de Rijn en ongeveer 2 keer zoveel vanuit België via de Maas naar Nederland. In het geval van cysten van *Giardia* is dit 100 keer (Rijn) en 10 keer (Maas) zoveel. In het geval van enterovirussen is dit ongeveer 3 keer voor zowel Rijn als Maas. Het is opvallend dat de buitenlandse aanvoer van protozoa nog sterker overheerst dan die van enterovirussen. Bovendien valt op, dat de concentraties protozoa in de Rijn hoger zijn dan in de Maas, terwijl dat andersom is bij de enterovirussen. De buitenlandse aanvoer van enterovirussen was geschat op basis van metingen van concentraties faecale indicator-organismen (Schijven *et al.*, 1995). De hoge aanvoer van enterovirussen via de Maas zou verklaard kunnen worden uit het feit dat in de regio Luik nog hoofdzakelijk ongezuiverd wordt geloosd (Medema *et al.*, 1996) en de aanvoer via de Rijn uit het grote aantal inwoners in het Ruhrgebied. Deze verklaring gaat niet op voor de aanvoer van protozoa vanuit de Rijn. Mogelijk spelen daar andere emissiebronnen, zoals lozingen door uit- en afspoeling van mest van landbouwhuisdieren en afvalwater van slachthuizen ook een rol.
Onzekerheden in de metingen spelen ook een rol. Het aantal metingen was beperkt, recoveries waren laag en de metingen waren in de winterperiode verricht, waardoor seizoensvariatie niet werd meegenomen. Hetzelfde, maar dan in mindere mate, geldt ook voor de Maas. Bovendien werd in de hier gepresenteerde berekeningen niet de gehele set van metingen gebruikt, omdat deze nog niet voorhanden was. De complete dataset (Medema *et al.*, 1996) laat zien dat de gemiddelde concentratie van *Cryptosporidium* in de Rijn bij Lobith een factor 4 lager ligt en in de Maas bij Eijsden ongeveer hetzelfde is gebleven. Voor *Giardia* geldt een 3 keer lagere gemiddelde concentratie bij Lobith en een 3 keer hogere concentratie bij Eijsden. Dit houdt evengoed nog in dat een overheersende buitenlandse aanvoer van pathogene protozoa het geval is.

## 7.2 Verspreiding

Buitenlandse aanvoer van *Cryptosporidium* en *Giardia* werd constant verondersteld en was gebaseerd op de gemiddelde concentratie van protozoa afgeleid was van enkele metingen in de winterperiode, waarin concentraties relatief hoog zijn. Hierdoor zal er sprake zijn van een overschatting. De metingen gaan bovendien nog gepaard met een onzekerheid (Zie vorige paragraaf). Buitenlandse aanvoer van enterovirussen ging gepaard met een onzekerheid van 2,5-3 logeenheden (Schijven *et al.*, 1995), hetgeen ook inhoudt dat het verschil met de enkele metingen bij de grensovergangen (Figuur 31) niet significant is.

In deze versie van WATNAT waren PAWN-districten en -knopen aan elkaar gekoppeld. Er werd niet gekeken naar de invloed van de aan- en afvoer van de pathogene micro-organismen van districten naar knopen.

Wel of geen buitenlandse aanvoer had in het stroomgebied van Rijn, IJssel en Amsterdam-Rijnkanaal de grootste invloed op de concentraties van cysten *Giardia* (0,2-4,6 logeenheden, het verschil werd kleiner stroomafwaarts), vervolgens op de concentraties oöcysten van *Cryptosporidium* ( 0,4-4,1 logeenheden) en de kleinste invloed op die van enterovirussen (0,1-2,8 logeenheden). De invloed op de concentraties in de Maas was het grootst voor *Giardia* (2,2-3,4 logeenheden), vervolgens voor enterovirussen (1,6-2,8 logeenheden) en het kleinst voor *Cryptosporidium* (1,1-1,8 logeenheden). Deze volgordes komen overeen met die van de gemiddelde concentraties in de Rijn bij Lobith en de Maas bij Eijsden, waarvan werd uitgegaan. Evenals bij de emissies bleek dat op het niveau van concentraties in het oppervlaktewater dat voor zowel *Cryptosporidium* als *Giardia* en enterovirussen in de grote rivieren lozingen via huishoudelijk afvalwater geheel overschaduwd worden door de buitenlandse aanvoer.

Het effect van verschillende zuiveringsefficiënties op de concentratie enterovirussen in de PAWN-knopen werd ook geheel overschaduwd door de buitenlandse aanvoer, maar in de PAWN-knopen 57 en 68 waar dit geen rol speelt was er geen duidelijk effect van verschillende zuiveringsefficiënties .

Vergelijking van gemeten en berekende concentraties toonde voor de protozoa een goede overeenstemming: verschillen van minder dan 0,5 logeenheden in PAWN-knopen 10 en 25. Echter in IJssel ter hoogte van Zwolle (PAWN-knoop 43) werden deze concentraties te hoog geschat (1-2 logeenheden). Het niveau van deze concentraties werden hoofdzakelijk bepaald door de buitenlandse aanvoer via de Rijn, hetgeen als indicatie kan worden gezien, dat de buitenlandse aanvoer mogelijk werd overschat. Daarentegen bij het innamepunt Weerseloseweg (Twentekanaal, PAWN-knoop 68) werden de concentraties onderschat (ongeveer 1 logeenheid). Op die lokatie is er geen merkbare invloed van rioollozingen (Kruidenier en Medema, 1996). De hier berekende concentratie zijn gebaseerd op lozingen via huishoudelijk afvalwater. Deze onderschatting is een aanwijzing dat andere emissiebronnen aanwezig zijn (dierlijke mest).
Vergelijking van metingen en berekeningen van concentraties *Cryptosporidium* in PAWN-knoop 25 (Maas bij Keizersveer) toont een goede overeenstemming in de winterperiode (Figuur 25c) maar een overschatting van ongeveer 1 logeenheid in de zomerperiode. Dit verschil is waarschijnlijk niet significant, vanwege onzekerheden in de metingen en de berekeningen. De trend in de metingen zijn evenwel een aanwijzing dat de temperatuur van het water invloed heeft op de mate van inactivatie.
Vergelijking van metingen en berekeningen van concentraties *Giardia* in PAWN-knoop 25 (Figuur 27c) laat zien dat er een goede overeenstemming lijkt te zijn aan het einde van het

jaar, maar een verschil van 1-2 logeenheden daarvoor. Het niveau van de berekende concentraties was afhankelijk van een gemiddelde concentrate van metingen in de Maas bij Eijsden aan het eind van 1995. Er zijn in de figuur ook een aantal metingen weergegeven die in die periode in de Maas bij Keizersveer zijn verricht. Alle overige metingen in Figuur 27c zijn in 1994 verricht. Het lijkt alsof vanaf dag 250 meer werd gemeten ten gevolge van een toename van de concentraties in het Maaswater of door een toename in de recovery van de meetmethode.

# 8 CONCLUSIES

## 8.1 Emissie

Voor de emissie van *Cryptosporidium* levert de gezuiverde lozing het grootste aandeel (84%), voor Giardia en enterovirussen zijn het juist de ongezuiverde lozingen die het grootste aandeel (respectievelijk 82% en 69%) leveren. Volgens deze emissieberekeningen zou vermindering van de emissie van oöcysten van *Cryptosporidium* het meest effectief kunnen worden bewerkstelligd door verbetering van de afvalwaterzuivering, maar die van enterovirussen en van cysten van *Giardia* door terugdringing van ongezuiverde lozingen. Daar staat echter tegenover dat volgens de hier gedane schattingen de buitenlandse aanvoer van pathogene micro-organismen een overheersende invloed heeft op de concentraties in het oppervlaktewater van de grote rivieren.

## 8.2 Verspreiding

De concentraties van deze pathogene micro-organismen in het stroomgebied van de grote rivieren worden vrijwel geheel bepaald door aanvoer vanuit België en Duitsland. Dit omvat dan vrijwel alle innamepunten voor drinkwaterbereiding, met uitzondering van het Twentekanaal en de Drentsche Aa.
In het Rijnstroomgebied, de IJssel en het IJsselmeer liggen de concentraties op 3-20 oöcysten/l (*Cryptosporidium*), 0,2-58 cysten/l (*Giardia*) en 0,02-1 pvp/l (enterovirussen). De benodigde verwijderingen zijn daarbij respectievelijk 5-6, 5-7 en 5-7 logeenheden. In het IJsselmeer is ten gevolge van de langere verblijftijd (meer afsterving) voor met name Giardia en enterovirussen de benodigde verwijdering 1 logeenheid minder. In het Maasstroomgebied liggen de concentraties op 3-5 oöcysten/l (*Cryptosporidium*), 9-33 cysten/l (*Giardia*) en 1-8 pvp/l (enterovirussen). De benodigde verwijderingen bedragen respectievelijk 5, 6-7 en 7-8 logeenheden.
De concentraties protozoa vanuit Duitsland (voornamelijk gezuiverde lozingen van afvalwater) waren in orde van grootte gelijk aan die vanuit België (voornamelijk ongezuiverde lozingen), hetgeen een indicatie is voor de aanwezigheid van andere emissiebronnen dan huishoudelijk afvalwater. Ook de onderschatting van de concentraties in PAWN-knoop 68 (geen invloed rioollozingen) is een indicatie daartoe.

# 9 AANBEVELINGEN

In vorig onderzoek van Schijven *et al.* (1995) is reeds aangegeven op welke wijze de modellering van de emissie en verspreiding van enterovirussen kan worden verbeterd.
In het geval van protozoa kan het volgende worden aanbevolen:
-Emissiefactoren en buitenlandse aanvoer werden afgeleid van concentratiemetingen. Verbetering van de bepalingsmethode voor *Cryptosporidium* en *Giardia* zou schatting van emissiefactoren en buitenlandse aanvoer verbeteren (verkleining van onzekerheden);
-Meting van concentraties protozoa in ongezuiverd huishoudelijk afvalwater op verschillende lokaties gedurende tenminste een heel jaar geeft een betere schatting van emissiefactoren, inclusief lokale verschillen en inclusief seizoensvariatie;
-Meting van concentraties protozoa in de grote rivieren bij de grens gedurende tenminste een heel jaar geeft een betere schatting van de buitenlandse aanvoer, inclusief seizoensvariatie. Dit kan worden ondersteund door inventariserend onderzoek naar emissiebronnen, hetgeen al gedeeltelijk werd uitgevoerd voor het Maasstroomgebied (Medema *et al.*, 1996);
-Inventariserend onderzoek naar andere emissiebronnen, met name dierlijke mest en modellering van de uit- en afspoeling daarvan, met name op lokaties waar geen invloed van buitenlandse aanvoer merkbaar is, geeft inzicht in de bijdrage van deze emissies.
-Inactivatie en sedimentatie in oppervlaktewater dienen nader te worden onderzocht. Goed gedefinieerde situaties, zoals spaarbekkens of oppervlaktewater, waar geen invloed is van buitenlandse aanvoer, lenen zich hiervoor.

## LITERATUUR

CBS, Statistisch jaarboek 1994; Sdu uitgeverij, CBS-publicaties, 's Gravenhage.

Chauret C, Chen P, Springthorpe S, Sattar S. Effect of environmental stressors on the survival of *Cryptosporidium* oocysts. Water Quality Technology Conference, New Orleans, USA, november 1995.

Coppoolse J, Bentum F van, Schwartz MJC, Annema JA, Quarles van Ufford CHA. Zware metalen in oppervlaktewater, bronnen en maatregelen. SPEED-document zware metalen. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. 1993; Rapportnummer 773003001.

DeReignier DP, Cole L, Schupp DG, Erlandsen SL. Viability of *Giardia* cysts suspenden in lake, river and tap water. Appl Env Microbiol 1989; 55:1223-1229.

Hoogenboom-Verdegaal AMM, Goosen ESM, During M, Engels GB, Klokman-Houweling JM, Laar van de MJW Epidemiologisch en microbiologisch onderzoek met betrekking tot acute gastro-enteritis in huisartsenpeilstations in Amsterdam en Helmond, 1987-1991. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. 1994; Rapportnummer 149101011.

Jakubowski W, Sykora JL, Sorber CA, Casson LW, Gavaghan PD. Determining giardiasis prevalence by examination of sewage. Wat Sci Tech 1991; 24:123128.

Kruidenier L, Medema GJ. Belasting en inactivatie van de protozoa *Cryptosporidium* en *Giardia* van pompstation Weerseloseweg van NV Waterleidingbedrijf Oost-Twente. Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu. 1996; Rapportnummer 289202012.

Laan WPM, Slootweg J, Knol OM, Harmelink M, Kusse AAM, Maas van der CWM, Oostenrijk R, Berg van den JC. Environmental information and planning model (RIM+). User's guide and background information. Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu. 1996; Rapportnummer 776001005.

Madore MS, Rose JB, Gerba CP, Arrowood MJ, Sterling CR. Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts in sewage effluents and selected surface waters. J Parasit 1987; 73:702-705.

Medema GJ, Ketelaars HAM. Betekenis van *Cryptosporidium* en *Giardia* voor de drinkwatervoorziening. H2O 1995; 23:699-704.

Medema GJ, Ketelaars HAM, Hoogenboezem W. *Cryptosporidium* en *Giardia* in de Rijn en Maas. Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu. 1996; Rapportnummer 289202015 (in voorbereiding).

Medema GJ, Bahar M, Schets FM. Survival of *Cryptosporidium parvum*, *Escherichia coli*, faecal streptococci and *Clostridium perfringens* in river water. Influence of temperature and autochtonous microorganisms. Submitted for publication.

MV3. Nationale milieuverkenning 1993-2015.Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu. 1993; Samson HD Tjeenk Willink BV.

Nijs de ACM, Burns LA. Risk assessment of new chemical substances: applicability of EXAMS II as an advanced water quality model.Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu. 1990; rapportnummer 718702001.

Quarles van Ufford CHA, Ros JPM. STRAVERA. A model for the calculation of emission trends and surface water load. Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu. 1991; Rapportnummer 736301011.

Robertson LJ, Campbell AT, Smith HV. Survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts under various environmental pressures. Appl Env Microbiol 1992; 58:3494-3500.

Rose JB, Cifrino A, Madore MS, Gerba CP, Sterling CR, Arrowood MJ. Detection of *Cryptosporidium* from wastewater and freshwater environments. Wat Sci Tech 1986; 18:233-239.

Schijven JF, Annema JA, de Nijs ACM, Theunissen JJH, Medema GJ. Enterovirussen in Nederland - Emissie en verspreiding berekend met PROMISE en WATNAT - Pilotstudie. Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu 1995 Rapportnummer 289202006.

Sykora JL, Sorber CA, Jakubowski W, Casson LW, Gavaghan PD, Shapiro MA, Schott MJ. Distribution of *Giardia* cysts in wastewater. Wat Sci Tech 1991; 24:187-192.

Teunis PFM, Heijden van der OG, Giessen van der JWB, Havelaar AH. The dose-response relation in human volunteers for gastro-intestinal pathogens. Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu 1996 Rapportnummer 284550002.

Theunissen JJH, Schijven JF, Medema GJ. Enterovirusconcentraties bij innamepunten van oppervlaktewater voor de bereiding van drinkwater. Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu 1996 Rapportnummer 289202013 (in voorbereiding).

Scott CA, Smith HV, Gibbs HA. Excretion of *Cryptosporidium parvum* oocysts by a herd of beef suckler cows. Vet Rec 1994; 134:170.

Van Praagh AD, Gavaghan PD, Sykora JL. *Giardia muris* cyst inactivation in anaerobic digester sludge. Wat Sci Tech 1993; 27:105-109.

Waterloopkundig Laboratorium. Instrumentarium beleidsanalyse waterhuishouding PAWN. Het stofstromenmodel SSM. 1990; Documentatie deel IIIa.

# Appendix A - Tabellen

**Tabel 1** *Proces in PROMISE: Afvalwater huishoudens (Ref).*

| | |
|---|---|
| Proces code | CON-AFVALWATER |
| Proces naam | Afvalwater huishoudens |
| Emissieverklarende variabele | Bevolking |
| Eenheid | mln |
| Locatie-hiërarchie | PAWN-districten |
| **Basisjaar** | **Basisniveau** |
| 1990 | 14,893 |
| 1991 | 15,010 |
| 1992 | 15,129 |
| 1993 | 15,239 |
| 1994 | 15,342 |

**Tabel 2** *Proces in PROMISE: Rioolwaterzuiveringsinstallaties (Ref).*

| | |
|---|---|
| Proces code | RWZI |
| Proces naam | Rioolwaterzuiveringsinstallaties |
| Emissieverklarende variabele | Hoeveelheid influent |
| Eenheid | mln $m^3$ |
| Locatie-hiërarchie | PAWN-districten |
| **Basisjaar** | **Basisniveau** |
| 1985 | 1424 |
| 1990 | 1668 |
| 1991 | 1642 |
| 1992 | 1778 |
| 1993 | 1831 |
| 1994 | 1831 |

**Tabel 3** *Gemeten concentraties van oöcysten van Cryptosporidium en van cysten van Giardia in Maas en Rijn in 1995 voor de bepaling van de aanvoer vanuit het buitenland*[a]

| | *Cryptosporidium* oöcysten/l[b] | *Giardia* cysten/l[b] |
|---|---|---|
| *Maas bij Eysden* | | |
| Geometrisch gemiddelde[c] | 3 | 33 |
| Bereik[c] | 2 - 5 | 25 - 40 |
| Recovery | 13% | 20% |
| *Rijn Bij Lobith* | | |
| Geometrisch gemiddelde[d] | 17 | 53 |
| Bereik[d] | 5 - 37 | 19 - 83 |
| Recovery | 4,1% | 4,7% |

[a]Deze metingen zijn een deelverzameling van de metingen vermeld in Medema *et al.*, 1996. [b]Concentraties zijn gecorrigeerd voor de gegeven recoveries; [c]Metingen van week 41, 43 en 45; [d]Metingen van week 40, 42, 44, 46.

**Tabel 4** *Afstervingssnelheden (log/dag) van oöcysten van Cryptosporidium in water.*

| Afsterving bepaald door | Watertype | Temperatuur (°C) | Meetperiode (dagen) | Afstervingssnelheid (log/dag) | Referentie |
|---|---|---|---|---|---|
| Excystatie | Rivier (niet steriel) | 5 | 35 | 0,010 | Medema *et al.*, 1996 |
| | | 15 | 35 | 0,024 | |
| | River (steriel) | 5 | 35 | 0,010 | |
| | | 15 | 35 | 0,006 | |
| Propipidumjodide -uitsluiting | Rivier (niet steriel) | 5 | 35 | 0,010 | Medema *et al.*, 1996 |
| | | 15 | 35 | 0,018 | |
| | Rivier (steriel) | 5 | 35 | 0,010 | |
| | | 15 | 35 | 0,011 | |
| Propipidumjodide -uitsluiting | RO-water | 4 | 176 | 0,0022<br>0,0027 | Robertson *et al.*, 1992 |
| | Rivier | Niet gemeten | 176 | 0,005<br>0,011 | |
| Propipidumjodide -uitsluiting | Hard water | 4 | 84 | 0,0023 (aeroob)<br>0,0095 (anaeroob) | Chauret *et al.*, 1995 |
| | | 20 | 84 | 0,0027 (aeroob)<br>0,011 (anaeroob) | |
| | Rivier | 22 - 25 | 27 | 0,037 | |

**Tabel 5** *Geschatte totale emissie van Cryptosporidium-oöcysten, Giardia-cysten en enterovirussen naar het oppervlaktewater in Nederland in 1994.*

| | *Cryptosporidium* oöcysten | | *Giardia* cysten | | Enterovirussen pvp[a] | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Emissiefactor[b] | $2{,}1 \times 10^{6}$ | | $2{,}5 \times 10^{7}$ | | $2{,}4 \times 10^{7}$ | |
| Bruto emissie | $3{,}2 \times 10^{13}$ | | $3{,}8 \times 10^{14}$ | | $3{,}6 \times 10^{14}$ | |
| Influent | $3{,}0 \times 10^{13}$ | | $3{,}6 \times 10^{14}$ | | $3{,}5 \times 10^{14}$ | |
| Verwijdering door afvalwaterzuivering | 75% | | 99% | | 98% | |
| Lozing: | | | | | | |
| Effluent | $7{,}6 \times 10^{12}$ | 85% | $3{,}6 \times 10^{12}$ | 18% | $6{,}9 \times 10^{12}$ | 31% |
| Overstort | $2{,}6 \times 10^{11}$ | 3,0% | $3{,}2 \times 10^{12}$ | 16% | $3{,}0 \times 10^{12}$ | 13% |
| Niet-RWZI | $6{,}2 \times 10^{11}$ | 6,9% | $7{,}4 \times 10^{12}$ | 37% | $7{,}1 \times 10^{12}$ | 31% |
| Direct | $4{,}9 \times 10^{11}$ | 5,5% | $5{,}9 \times 10^{12}$ | 29% | $5{,}6 \times 10^{12}$ | 25% |
| Netto totaal | $9{,}0 \times 10^{12}$ | 100% | $2{,}0 \times 10^{13}$ | 100% | $2{,}3 \times 10^{13}$ | 100% |
| Netto totaal op PAWN-districten | $5{,}4 \times 10^{12}$ | 60% | $1{,}8 \times 10^{13}$ | 91% | $1{,}9 \times 10^{13}$ | 85% |
| Netto totaal op PAWN-knopen | $3{,}6 \times 10^{12}$ | 40% | $1{,}9 \times 10^{12}$ | 9% | $3{,}4 \times 10^{12}$ | 15% |

[a]pvp = plaquevormende partikels; [b](oöcysten, cysten, respectievelijk pvp)/(inwoner x jaar).

**Tabel 6** *Geschatte totale emissie van enterovirussen naar het oppervlaktewater in Nederland in 1990 bij verschillende zuiveringsefficiënties.*

| | | | Enterovirussen pvp[a] | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Emissiefactor[b] | $2{,}4 \times 10^{7}$ | | $2{,}4 \times 10^{7}$ | | $2{,}4 \times 10^{7}$ | |
| Bruto emissie | $3{,}5 \times 10^{14}$ | | $3{,}5 \times 10^{14}$ | | $3{,}5 \times 10^{14}$ | |
| Influent | $3{,}4 \times 10^{14}$ | | $3{,}4 \times 10^{14}$ | | $3{,}4 \times 10^{14}$ | |
| Verwijdering door afvalwaterzuivering | 90% | | 98% | | 99,7% | |
| Lozing: | | | | | | |
| Effluent | $3{,}4 \times 10^{13}$ | 67% | $6{,}7 \times 10^{12}$ | 29% | $1{,}0 \times 10^{12}$ | 5,6% |
| Overstort | $3{,}0 \times 10^{12}$ | 5,9% | $3{,}0 \times 10^{12}$ | 13% | $3{,}0 \times 10^{12}$ | 17% |
| Niet-RWZI | $7{,}0 \times 10^{12}$ | 14% | $7{,}0 \times 10^{12}$ | 30% | $7{,}0 \times 10^{12}$ | 39% |
| Direct | $6{,}8 \times 10^{12}$ | 13% | $6{,}8 \times 10^{12}$ | 29% | $6{,}8 \times 10^{12}$ | 38% |
| Netto totaal | $5{,}0 \times 10^{13}$ | 100% | $2{,}4 \times 10^{13}$ | 100% | $1{,}8 \times 10^{13}$ | 100% |
| Netto totaal op PAWN-districten | $3{,}4 \times 10^{13}$ | 68% | $2{,}0 \times 10^{13}$ | 86% | $1{,}7 \times 10^{13}$ | 96% |
| Netto totaal op PAWN-knopen | $1{,}6 \times 10^{13}$ | 32% | $3{,}4 \times 10^{12}$ | 14% | $6{,}7 \times 10^{11}$ | 4% |

[a]pvp = plaquevormende partikels; [b]pvp/(inwoner x jaar).

**Tabel 7** *Innamepunten voor drinkwaterbereiding.*

| Innamepunt | Oppervlaktewater | Waterleidingbedrijf | PAWN-knoop |
|---|---|---|---|
| *Directe zuivering* | | | |
| Brabantse Biesbosch | Amer/Bergsche Maas | WBB | 25 |
| Weesperkarspel | Amsterdam-Rijnkanaal | GWA | 36 |
| Andijk | IJsselmeer | PWN | 45 |
| De Punt | Drentsche Aa | GWG | 57 |
| Braakman | Polderwater | Delta | -[a] |
| *(Duin)infiltratie* | | | |
| Andelse Maas | Maas/polder | DZH | 24 |
| Haringvliet | Haringvliet | DELTA | 30 |
| Nieuwegein, WRK I en II | Lekkanaal | WRK | 33 |
| Enkhuizen, WRK III | IJsselmeer | WRK | 45 |
| Weerseloseweg | Twentekanaal | WOT | 68 |
| *Oeverfiltratie* | | | |
| Tolkamer (Lobith) | Rijn | WOG | 1 |
| Lent | Waal | WMG | 2 |
| Nieuwe Marktstraat (Nijmegen) | Waal | NUON-zuid | 2 |
| Tiel | Waal | WMG | 3 |
| Zwijndrecht (Noordpark) | Noord | WZHO | 5 |
| Zwijndrecht (Ringdijk) | Noord/Beneden-Merwede | WZHO | 5 |
| 's Gravendeel (noodstation) | Dordtsche Kil | WBE | 5 |
| Remmerden | Nederrijn | WMN | 8 |
| Lexmond (De Laak) | Lek | WZHO | 10 |
| Berg Ambacht (Dijklaan) | Lek | WZHO | 11 |
| Berg Ambacht (Rodenhuis) | | | |
| Lekkerkerk (Schuwacht) | | | |
| Niew Lekkerland (De Put) | | | |
| Schoonhoven | | | |
| Hendrik-Ido-Ambacht (Crezeepolder) | Noord | WZHO | 12 |
| Ridderkerk (Kievitsweg) | | | |
| Itteren-Borgharen | Maas | WML | 15 |
| Roosteren | Maas | WML | 16 |
| Hardinxveld ('t Kromme Gat) | Boven Merwede | WZHO | 35 |
| Dordrecht (Wantijpark/Stadspark) | Wantij | WZHZ | 35 |
| Dordrecht (Kop van het Land) | | | |
| Dordrecht (Baanhoekweg) | | | |
| Engelsewerk | IJssel | WMO | 43 |
| Alphen aan de Rijn (Hoorn) | Oude Rijn | WZHO | 79 |
| Hazerswoude | | | |
| Panheel | Lateraalkanaal | WML | 108 |

[a] - = niet in PAWN-netwerk.

**Tabel 8** *Concentratie van oöcysten van Cryptosporidium in oppervlaktewater en benodigde verwijdering op innamepunten voor drinkwaterbereiding. Jaar 1994.*

| PAWN-knoop | Wel buitenlandse aanvoer: Oöcysten per liter (berekend) Min. | Gem. | Max. | Benodigd aantal log verwijdering Min. | Gem. | Max. | Geen buitenlandse aanvoer: Oöcysten per liter (berekend) Min. | Gem. | Max. | Benodigd aantal log verwijdering Min. | Gem. | Max. |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Buitenlandse aanvoer* | | | | | | | | | | | | |
| 1 | 9,2 | 19 | 38 | | | | | | | | | |
| 106 | 1,1 | 4,4 | 10 | | | | | | | | | |
| *Directe zuivering* | | | | | | | | | | | | |
| 25 | 1,2 | 3,1 | 6,0 | 4,7 | 5,1 | 5,4 | 0,091 | 0,27 | 0,56 | 3,5 | 4,0 | 4,3 |
| 36 | 6,5 | 11 | 19 | 5,4 | 5,6 | 5,9 | 0,32 | 0,86 | 2,0 | 4,1 | 4,5 | 4,9 |
| 45 | 8,2 | 9,6 | 12 | 5,5 | 5,6 | 5,7 | 0,095 | 0,17 | 0,44 | 3,6 | 3,8 | 4,2 |
| 57 | 0,14 | 0,54 | 1,2 | 3,7 | 4,3 | 4,7 | 0,15 | 0,54 | 1,2 | 3,8 | 4,3 | 4,7 |
| *(Duin)infiltratie* | | | | | | | | | | | | |
| 24 | 1,2 | 3,2 | 6,3 | 4,7 | 5,1 | 5,4 | 0,077 | 0,25 | 0,52 | 3,5 | 4,0 | 4,3 |
| 30 | 6,9 | 12 | 16 | 5,4 | 5,6 | 5,8 | 0,031 | 0,061 | 0,13 | 3,1 | 3,4 | 3,7 |
| 33 | 8,3 | 16 | 27 | 5,5 | 5,8 | 6,0 | 0,049 | 0,10 | 0,33 | 3,3 | 3,6 | 4,1 |
| 45 | 8,2 | 9,6 | 12 | 5,5 | 5,6 | 5,7 | 0,095 | 0,17 | 0,44 | 3,6 | 3,8 | 4,2 |
| 68 | 0,18 | 0,34 | 0,55 | 3,8 | 4,1 | 4,3 | 0,19 | 0,36 | 0,57 | 3,9 | 4,1 | 4,3 |
| *Oeverfiltratie* | | | | | | | | | | | | |
| 1 | 9,2 | 19 | 38 | 5,5 | 5,9 | 6,2 | 1,2E-6 | 2,6E-6 | 4,9E-6 | -1,3 | -1,0 | -0,7 |
| 2 | 9,2 | 19 | 37 | 5,5 | 5,9 | 6,2 | 0,0010 | 0,0020 | 0,0034 | 1,6 | 1,9 | 2,1 |
| 3 | 9,2 | 19 | 37 | 5,5 | 5,9 | 6,2 | 0,0015 | 0,0026 | 0,0046 | 1,7 | 2,0 | 2,2 |
| 5 | 9,4 | 17 | 33 | 5,6 | 5,8 | 6,1 | 0,010 | 0,041 | 0,11 | 2,6 | 3,2 | 3,6 |
| 8 | 9,1 | 19 | 36 | 5,5 | 5,9 | 6,1 | 0,0050 | 0,025 | 0,083 | 2,3 | 3,0 | 3,5 |
| 10 | 9,1 | 18 | 29 | 5,5 | 5,8 | 6,0 | 0,010 | 0,073 | 0,38 | 2,6 | 3,4 | 4,2 |
| 11 | 9,1 | 17 | 24 | 5,5 | 5,8 | 6,0 | 0,010 | 0,067 | 0,34 | 2,6 | 3,4 | 4,1 |
| 12 | 9,3 | 17 | 32 | 5,5 | 5,8 | 6,1 | 0,020 | 0,058 | 0,15 | 2,9 | 3,3 | 3,8 |
| 15 | 1,1 | 4,5 | 11 | 4,6 | 5,2 | 5,6 | 0,010 | 0,051 | 0,17 | 2,6 | 3,3 | 3,8 |
| 16 | 1,2 | 4,4 | 11 | 4,7 | 5,2 | 5,6 | 0,029 | 0,070 | 0,18 | 3,1 | 3,4 | 3,8 |
| 35 | 9,2 | 19 | 37 | 5,5 | 5,9 | 6,2 | 0,0026 | 0,0094 | 0,030 | 2,0 | 2,6 | 3,1 |
| 43 | 8,8 | 18 | 36 | 5,5 | 5,8 | 6,1 | 0,033 | 0,060 | 0,10 | 3,1 | 3,4 | 3,6 |
| 79 | 0,83 | 3,1 | 5,5 | 4,5 | 5,1 | 5,3 | 0,98 | 1,4 | 2,1 | 4,6 | 4,7 | 4,9 |
| 108 | 1,1 | 4,3 | 10 | 4,6 | 5,2 | 5,6 | 0,019 | 0,092 | 0,28 | 2,9 | 3,5 | 4,0 |

Maximaal toelaatbare concentratie = $2{,}62 \times 10^{-5}$ oöcysten/l (*C. parvum*; Teunis *et al.*, 1996).

**Tabel 9** *Concentratie van cysten van Giardia in oppervlaktewater en benodigde verwijdering op innamepunten voor drinkwaterbereiding. Jaar 1994.*

| PAWN-knoop | Wel buitenlandse aanvoer: Cysten per liter (berekend) Min. | Gem. | Max. | Benodigd aantal log verwijdering Min. | Gem. | Max. | Geen buitenlandse aanvoer: Cysten per liter (berekend) Min. | Gem. | Max. | Benodigd aantal log verwijdering Min. | Gem. | Max. |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Buitenlandse aanvoer* | | | | | | | | | | | | |
| 1 | 28 | 58 | 109 | | | | | | | | | |
| 106 | 12 | 28 | 50 | | | | | | | | | |
| *Directe zuivering* | | | | | | | | | | | | |
| 25 | 2,3 | 9,1 | 19 | 5,6 | 6,2 | 6,5 | 0,020 | 0,056 | 0,13 | 3,5 | 4,0 | 4,3 |
| 36 | 1,4 | 4,2 | 9,5 | 5,4 | 5,9 | 6,2 | 0,012 | 0,071 | 0,17 | 3,3 | 4,1 | 4,5 |
| 45 | 0,57 | 3,7 | 35 | 5,0 | 5,8 | 6,8 | 0,00042 | 0,0037 | 0,011 | 1,9 | 2,8 | 3,3 |
| 57 | 0,0052 | 0,032 | 0,078 | 3,0 | 3,7 | 4,1 | 0,0052 | 0,032 | 0,077 | 3,0 | 3,7 | 4,1 |
| *(Duin)infiltratie* | | | | | | | | | | | | |
| 24 | 3,7 | 11 | 22 | 5,8 | 6,3 | 6,6 | 0,024 | 0,059 | 0,128 | 3,6 | 4,0 | 4,3 |
| 30 | 0,051 | 9,3 | 41 | 3,9 | 6,2 | 6,9 | 0,000037 | 0,0072 | 0,030 | 0,8 | 3,1 | 3,7 |
| 33 | 10 | 22 | 36 | 6,2 | 6,6 | 6,8 | 0,012 | 0,035 | 0,090 | 3,3 | 3,8 | 4,2 |
| 45 | 0,57 | 3,7 | 35 | 5,0 | 5,8 | 6,8 | 0,00042 | 0,0037 | 0,011 | 1,9 | 2,8 | 3,3 |
| 68 | 0,086 | 0,24 | 0,49 | 4,2 | 4,6 | 4,9 | 0,085 | 0,24 | 0,48 | 4,2 | 4,6 | 4,9 |
| *Oeverfiltratie* | | | | | | | | | | | | |
| 1 | 28 | 58 | 109 | 6,7 | 7,0 | 7,3 | 0,000014 | 0,000029 | 0,000055 | 0,4 | 0,7 | 1,0 |
| 2 | 28 | 56 | 101 | 6,7 | 7,0 | 7,2 | 0,00065 | 0,0014 | 0,0025 | 2,0 | 2,4 | 2,6 |
| 3 | 28 | 52 | 91 | 6,7 | 7,0 | 7,2 | 0,00083 | 0,0017 | 0,0029 | 2,2 | 2,5 | 2,7 |
| 5 | 25 | 37 | 58 | 6,6 | 6,8 | 7,0 | 0,0030 | 0,010 | 0,031 | 2,7 | 3,2 | 3,7 |
| 8 | 28 | 49 | 70 | 6,7 | 6,9 | 7,1 | 0,0024 | 0,011 | 0,038 | 2,6 | 3,3 | 3,8 |
| 10 | 9,0 | 34 | 55 | 6,2 | 6,8 | 7,0 | 0,0045 | 0,026 | 0,10 | 2,9 | 3,7 | 4,2 |
| 11 | 2,7 | 29 | 49 | 5,7 | 6,7 | 6,9 | 0,0043 | 0,023 | 0,091 | 2,9 | 3,6 | 4,2 |
| 12 | 22,8 | 34 | 53 | 6,6 | 6,8 | 7,0 | 0,0071 | 0,018 | 0,049 | 3,1 | 3,5 | 3,9 |
| 15 | 12 | 33 | 61 | 6,3 | 6,8 | 7,0 | 0,0042 | 0,013 | 0,030 | 2,9 | 3,4 | 3,7 |
| 16 | 9,9 | 25 | 49 | 6,2 | 6,6 | 6,9 | 0,0098 | 0,017 | 0,030 | 3,2 | 3,5 | 3,7 |
| 35 | 28 | 48 | 80 | 6,7 | 6,9 | 7,1 | 0,0012 | 0,0044 | 0,016 | 2,3 | 2,9 | 3,4 |
| 43 | 26 | 45 | 74 | 6,7 | 6,9 | 7,1 | 0,017 | 0,037 | 0,065 | 3,5 | 3,8 | 4,0 |
| 79 | 0,023 | 0,16 | 0,48 | 3,6 | 4,4 | 4,9 | 0,023 | 0,092 | 0,23 | 3,6 | 4,2 | 4,6 |
| 108 | 11 | 24 | 50 | 6,3 | 6,6 | 6,9 | 0,0076 | 0,021 | 0,045 | 3,1 | 3,6 | 3,9 |

Maximaal toelaatbare concentratie = $5{,}77 \times 10^{-6}$ cysten/l (*G. lamblia*; Teunis *et al.* 1996).

**Tabel 10** *Concentratie van enterovirussen in oppervlaktewater en benodigde verwijdering op innamepunten voor drinkwaterbereiding. Jaar 1994.*

| PAWN- | Wel buitenlandse aanvoer | | | | | | Geen buitenlandse aanvoer | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | pvp per liter (berekend) | | | Benodigd aantal log verwijdering | | | pvp per liter (berekend) | | | Benodigd aantal log verwijdering | | |
| knoop | Min. | Gem. | Max. | Min. | Gem. | Max. | Min. | Gem. | Max. | Min. | Gem. | Max. |
| *Buitenlandse aanvoer* | | | | | | | | | | | | |
| 1 | 0,53 | 1,1 | 2 | | | | | | | | | |
| 106 | 3,6 | 6,0 | 10 | | | | | | | | | |
| *Directe zuivering* | | | | | | | | | | | | |
| 25 | 0,036 | 1,2 | 3,2 | 5,3 | 6,8 | 7,2 | 0,010 | 0,026 | 0,08 | 4,7 | 5,2 | 5,7 |
| 36 | 0,016 | 0,073 | 0,18 | 4,9 | 5,6 | 6,0 | 0,008 | 0,030 | 0,12 | 4,7 | 5,2 | 5,8 |
| 45 | 0,0029 | 0,017 | 0,045 | 4,2 | 5,0 | 5,4 | 0,00016 | 0,0007 | 0,005 | 2,9 | 3,6 | 4,4 |
| 57 | 0,0037 | 0,018 | 0,046 | 4,3 | 5,0 | 5,4 | 0,004 | 0,012 | 0,050 | 4,3 | 4,8 | 5,4 |
| *(Duin)infiltratie* | | | | | | | | | | | | |
| 24 | 0,066 | 1,4 | 3,8 | 5,6 | 6,9 | 7,3 | 0,012 | 0,029 | 0,080 | 4,8 | 5,2 | 5,7 |
| 30 | 0,000071 | 0,17 | 1,0 | 2,6 | 6,0 | 6,7 | 0,000011 | 0,00070 | 0,017 | 1,8 | 3,6 | 5,0 |
| 33 | 0,074 | 0,28 | 0,54 | 5,6 | 6,2 | 6,5 | 0,015 | 0,030 | 0,06 | 4,9 | 5,2 | 5,5 |
| 45 | 0,0029 | 0,017 | 0,045 | 4,2 | 5,0 | 5,4 | 0,00016 | 0,00070 | 0,0050 | 2,9 | 3,6 | 4,4 |
| 68 | 0,025 | 0,10 | 0,24 | 5,1 | 5,7 | 6,1 | 0,024 | 0,074 | 0,25 | 5,1 | 5,6 | 6,1 |
| *Oeverfiltratie* | | | | | | | | | | | | |
| 1 | 0,53 | 1,1 | 1,9 | 6,5 | 6,8 | 7,0 | 0,000016 | 0,000031 | 0,00006 | 1,9 | 2,2 | 2,5 |
| 2 | 0,53 | 0,97 | 1,7 | 6,5 | 6,7 | 7,0 | 0,00080 | 0,0013 | 0,0021 | 3,6 | 3,9 | 4,1 |
| 3 | 0,50 | 0,86 | 1,4 | 6,4 | 6,7 | 6,9 | 0,0040 | 0,0090 | 0,029 | 4,3 | 4,7 | 5,2 |
| 5 | 0,32 | 0,60 | 1,1 | 6,2 | 6,5 | 6,8 | 0,0030 | 0,0090 | 0,050 | 4,3 | 4,7 | 5,4 |
| 8 | 0,52 | 0,81 | 1,2 | 6,5 | 6,6 | 6,8 | 0,0060 | 0,016 | 0,060 | 4,5 | 5,0 | 5,5 |
| 10 | 0,07 | 0,52 | 0,90 | 5,6 | 6,5 | 6,7 | 0,0050 | 0,012 | 0,050 | 4,5 | 4,8 | 5,5 |
| 11 | 0,02 | 0,43 | 0,80 | 4,9 | 6,4 | 6,6 | 0,035 | 0,10 | 0,28 | 5,3 | 5,7 | 6,2 |
| 12 | 0,25 | 0,50 | 1,0 | 6,1 | 6,4 | 6,7 | 0,010 | 0,018 | 0,040 | 4,7 | 5,0 | 5,4 |
| 15 | 3,4 | 7,6 | 14 | 7,3 | 7,6 | 7,9 | 0,0040 | 0,010 | 0,020 | 4,3 | 4,8 | 5,1 |
| 16 | 2,4 | 4,7 | 9,9 | 7,1 | 7,4 | 7,7 | 0,011 | 0,017 | 0,030 | 4,8 | 5,0 | 5,2 |
| 35 | 0,44 | 0,74 | 1,2 | 6,4 | 6,6 | 6,8 | 0,0015 | 0,003 | 0,011 | 3,9 | 4,2 | 4,8 |
| 43 | 0,44 | 0,73 | 1,2 | 6,4 | 6,6 | 6,8 | 0,020 | 0,040 | 0,06 | 5,0 | 5,3 | 5,5 |
| 79 | 0,022 | 0,064 | 0,15 | 5,1 | 5,5 | 5,9 | 0,020 | 0,050 | 0,15 | 5,1 | 5,4 | 5,9 |
| 108 | 2,4 | 5,1 | 10 | 7,1 | 7,4 | 7,8 | 0,0060 | 0,013 | 0,030 | 4,5 | 4,9 | 5,2 |

Maximaal toelaatbare concentratie = $1{,}83 \times 10^{-7}$ pvp/l (rotavirus, Teunis *et al.*, 1996).

**Tabel 11** *Effect van verschillende zuiveringsefficiënties bij RWZI's op de concentratie van enterovirussen in oppervlaktewater op innamepunten voor drinkwaterbereiding. Jaar 1990. Wel buitenlandse aanvoer.*

| PAWN-knoop | 90 % verwijdering (1 log reductie) pvp per liter (berekend) Min. | Gem. | Max. | 98 % verwijdering (1,7 log reductie) pvp per liter (berekend) Min. | Gem. | Max. | 99,7 % verwijdering (2,5 log reductie) pvp per liter (berekend) Min. | Gem. | Max. |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Buitenlandse aanvoer* | | | | | | | | | |
| 1 | 0,52 | 1,1 | 2 | 0,52 | 1,1 | 2 | 0,52 | 1,1 | 2 |
| 106 | 3,6 | 6,0 | 10 | 3,6 | 6,0 | 10 | 3,6 | 6,0 | 10 |
| *Directe zuivering* | | | | | | | | | |
| 25 | 0,068 | 1,2 | 3,9 | 0,035 | 1,1 | 3,8 | 0,027 | 1,1 | 3,7 |
| 36 | 0,048 | 0,20 | 0,51 | 0,016 | 0,072 | 0,19 | 0,006 | 0,044 | 0,12 |
| 45 | 0,0034 | 0,020 | 0,054 | 0,0029 | 0,017 | 0,045 | 0,0028 | 0,016 | 0,044 |
| 57 | 0,016 | 0,056 | 0,13 | 0,0037 | 0,018 | 0,048 | 0,0011 | 0,010 | 0,031 |
| *(Duin)infiltratie* | | | | | | | | | |
| 24 | 0,097 | 1,4 | 4,5 | 0,065 | 1,4 | 4,4 | 0,057 | 1,3 | 4,4 |
| 30 | 0,00012 | 0,18 | 1,0 | 0,000071 | 0,17 | 1,0 | 0,000061 | 0,17 | 1,0 |
| 33 | 0,16 | 0,37 | 0,68 | 0,073 | 0,28 | 0,54 | 0,055 | 0,26 | 0,51 |
| 45 | 0,0034 | 0,020 | 0,054 | 0,0029 | 0,017 | 0,045 | 0,0028 | 0,016 | 0,044 |
| 68 | 0,030 | 0,13 | 0,31 | 0,024 | 0,10 | 0,25 | 0,022 | 0,10 | 0,23 |
| *Oeverfiltratie* | | | | | | | | | |
| 1 | 0,52 | 1,1 | 1,9 | 0,52 | 1,1 | 1,9 | 0,52 | 1,1 | 1,9 |
| 2 | 0,51 | 0,97 | 1,7 | 0,51 | 0,97 | 1,7 | 0,51 | 0,97 | 1,7 |
| 3 | 0,50 | 0,86 | 1,4 | 0,50 | 0,85 | 1,4 | 0,50 | 0,85 | 1,4 |
| 5 | 0,33 | 0,62 | 1,2 | 0,32 | 0,60 | 1,1 | 0,32 | 0,59 | 1,1 |
| 8 | 0,51 | 0,86 | 1,3 | 0,50 | 0,81 | 1,2 | 0,50 | 0,80 | 1,2 |
| 10 | 0,17 | 0,58 | 0,99 | 0,070 | 0,52 | 0,91 | 0,048 | 0,51 | 0,89 |
| 11 | 0,037 | 0,46 | 0,87 | 0,015 | 0,42 | 0,80 | 0,010 | 0,41 | 0,79 |
| 12 | 0,29 | 0,51 | 1,0 | 0,25 | 0,46 | 1,0 | 0,24 | 0,45 | 0,9 |
| 15 | 3,4 | 6,6 | 11 | 3,4 | 6,5 | 11 | 3,4 | 6,5 | 11 |
| 16 | 2,3 | 4,0 | 8,7 | 2,3 | 3,9 | 8,6 | 2,3 | 3,9 | 8,6 |
| 35 | 0,44 | 0,64 | 1,2 | 0,44 | 0,63 | 1,2 | 0,43 | 0,63 | 1,2 |
| 43 | 0,50 | 0,71 | 1,3 | 0,44 | 0,62 | 1,2 | 0,42 | 0,60 | 1,1 |
| 79 | 0,10 | 0,24 | 0,53 | 0,021 | 0,060 | 0,15 | 0,0032 | 0,021 | 0,069 |
| 108 | 2,5 | 4,6 | 10 | 2,4 | 4,6 | 10 | 2,4 | 4,6 | 10 |

**Tabel 12** *Berekende en gemeten concentraties van Cryptosporidium, Giardia en enterovirussen in oppervlaktewater en benodigde verwijdering op innamepunten voor drinkwaterbereiding.*

| PAWN- | Berekend | | | | | | Gemeten | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | [a]Aantal per liter | | | Benodigd aantal log verwijdering | | | [a]Aantal per liter | | | | Benodigd aantal log verwijdering | | |
| knoop | Min. | Gem. | Max. | Min. | Gem. | Max. | Min. | Gem. | Max. | [b]N | Min. | Gem. | Max. |
| *Cryptosporidium* | | | | | | | | | | | | | |
| 1 | 9,2 | 19 | 38 | | | | 4,9 | 22,0 | 37 | 4 | | | |
| 106 | 1,1 | 4,4 | 10 | | | | 2,3 | 3,3 | 4,6 | 3 | | | |
| 10 | 9 | 18 | 29 | 5,5 | 5,8 | 6,0 | 0 | 10 | 28 | 5 | | 5,6 | 6,0 |
| 25 | 12,00 | 3,1 | 6 | 4,7 | 5,1 | 5,4 | 0,20 | 2,5 | 16 | 43 | 3,9 | 5,0 | 5,8 |
| 43 | 9 | 18,0 | 36 | 5,5 | 5,8 | 6,1 | 0 | 3,2 | 14 | 5 | | 5,1 | 5,7 |
| 68 | 0,18 | 0,3 | 0,6 | 3,8 | 4,1 | 4,3 | 0,51 | 2,2 | 6,2 | 13 | 4,3 | 4,9 | 5,4 |
| *Giardia* | | | | | | | | | | | | | |
| 1 | 28 | 58 | 109 | | | | 19 | 61 | 83 | 4 | | | |
| 106 | 12 | 28 | 50 | | | | 25 | 34 | 40 | 3 | | | |
| 10 | 9,00 | 34 | 55 | 6,2 | 6,8 | 7,0 | 0,71 | 11 | 16 | 5 | 5,1 | 6,3 | 6,5 |
| 25 | 2,30 | 9,1 | 19 | 5,6 | 6,2 | 6,5 | 0,16 | 4,8 | 25 | 43 | 4,5 | 5,9 | 6,6 |
| 43 | 26 | 45,0 | 74 | 6,7 | 6,9 | 7,1 | 0 | 3,2 | 14 | 5 | | 5,1 | 5,7 |
| 68 | 0,1 | 0,2 | 0,5 | 4,2 | 4,6 | 4,9 | 1,1 | 3,3 | 5,7 | 13 | 5,3 | 5,8 | 6,0 |
| Enterovirussen | | | | | | | | | | | | | |
| 5 | 0,320 | 0,60 | 1,1 | 6,2 | 6,5 | 6,8 | 0,050 | 1,28 | 3,2 | 11 | 5,4 | 6,8 | 7,2 |
| 8 | 0,52 | 0,81 | 1,2 | 6,5 | 6,6 | 6,8 | 0,20 | 1,09 | 2,6 | 11 | 6,0 | 6,8 | 7,2 |
| 10 | 0,07 | 0,52 | 1 | 5,6 | 6,5 | 6,7 | 0,22 | 1,67 | 13 | 15 | 6,1 | 7,0 | 7,9 |
| 25 | 0,04 | 1,2 | 3 | 5,3 | 6,8 | 7,2 | 0,23 | 2,8 | 10 | 18 | 6,1 | 7,2 | 7,8 |
| 34 | 0,030 | 0,13 | 0,30 | 5,2 | 5,8 | 6,2 | 0,062 | 0,38 | 1,2 | 12 | 5,5 | 6,3 | 6,8 |
| 45 | 0,0029 | 0,017 | 0,045 | 4,2 | 5,0 | 5,4 | 0,0050 | 0,018 | 0,034 | 5 | 4,4 | 5,0 | 5,3 |
| 57 | 0,0037 | 0,018 | 0,05 | 4,3 | 5,0 | 5,4 | 0,0030 | 0,053 | 0,36 | 16 | 4,2 | 5,5 | 6,3 |

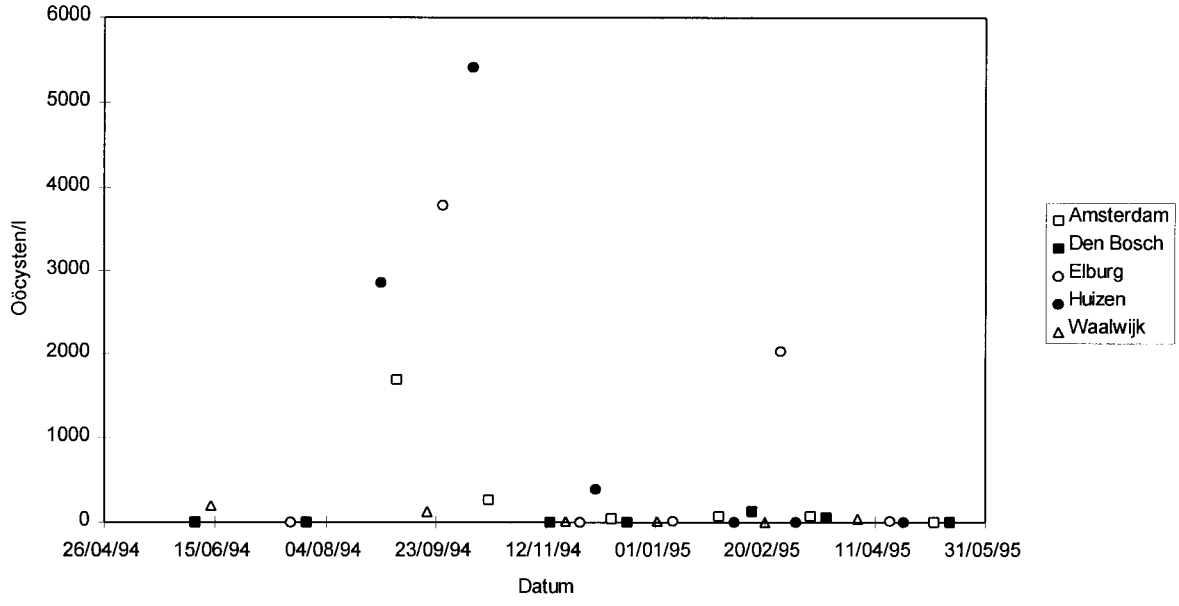
Maximaal toelaatbare concentratie = 2,62 x $10^{-5}$ (*Cryptosporidium*); 5,77 x $10^{-6}$ (*Giardia*); 1,83 x $10^{-7}$ (enterovirussen); [a]Aantal oöcysten, cysten, respectievelijk pvp; [b]Aantal metingen.

**Tabel 13** *Geschatte jaaremissie van Cryptosporidium, Giardia en enterovirussen vanuit het buitenland.*

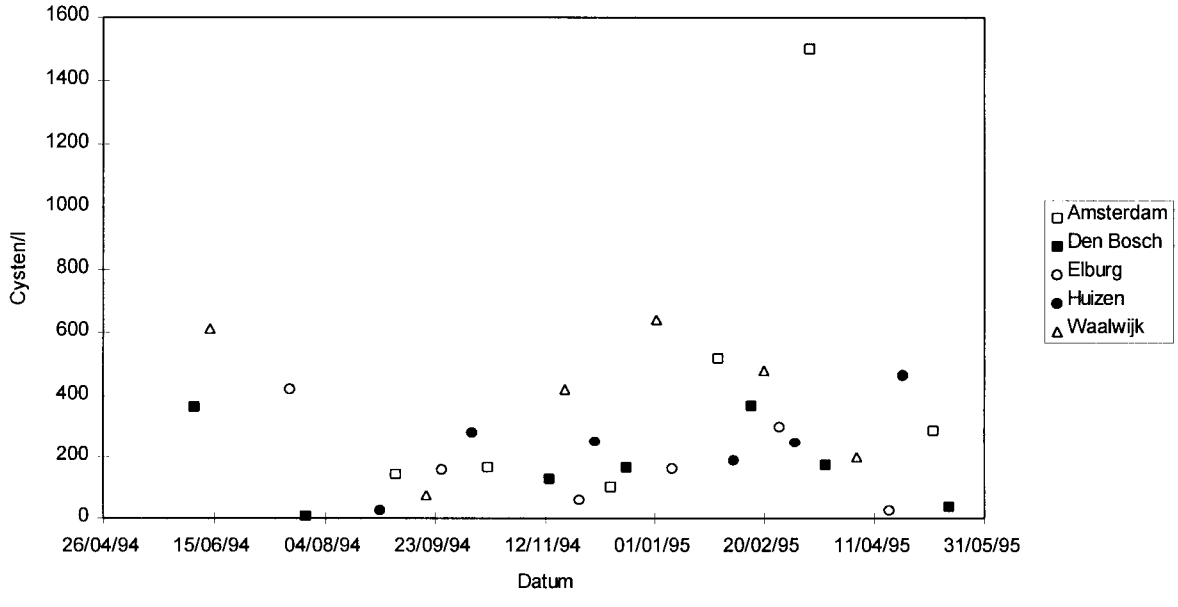
| | Rijn bij Lobith | | | Maas bij Eijsden | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Jaargemiddelde debiet ($m^3$/dag)[a] | $1{,}70 \times 10^8$ | | | $1{,}92 \times 10^7$ | | |
| | Cr[d] | Gi[e] | Ev[f] | Cr[d] | Gi[e] | Ev[f] |
| Gemiddelde concentratie[b] | 17000 | 53000 | 1000 | 3000 | 33000 | 10000 |
| Jaaremissie[c] | $1{,}1 \times 10^{15}$ | $3{,}3 \times 10^{15}$ | $6{,}2 \times 10^{13}$ | $2{,}1 \times 10^{13}$ | $2{,}3 \times 10^{14}$ | $7{,}0 \times 10^{13}$ |

[a]Afgeleid van debieten in WATNAT; [b]Oöcysten/$m^3$, cysten/$m^3$, respectievelijk pvp/$m^3$; [c]Gemiddelde concentratie x Jaargemiddelde debiet x 365; [d]*Cryptosporidium*; [e]*Giardia*; [f]Enterovirussen.

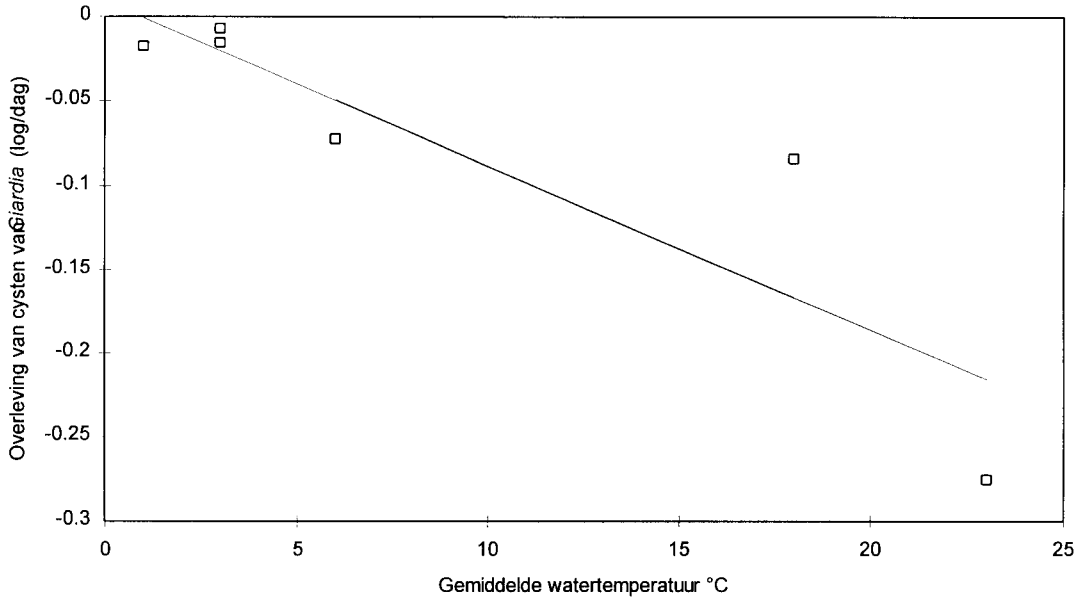
# Appendix B - Figuren



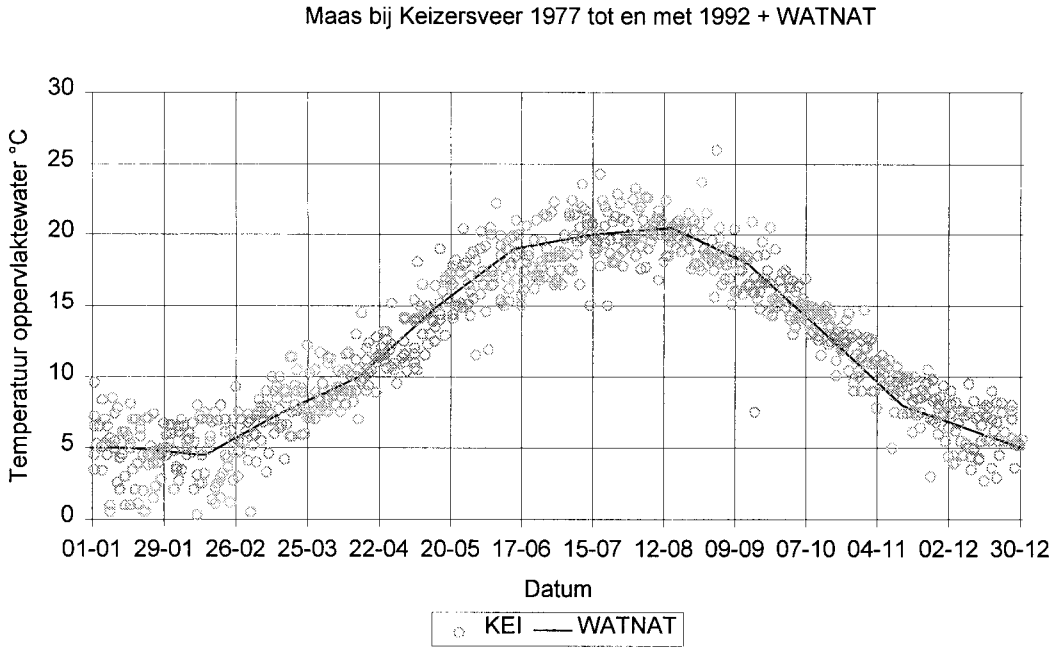

**Figuur 1** *Concentratie van Cryptosporidium-oöcysten in het ongezuiverde afvalwater van 5 RWZI's.*



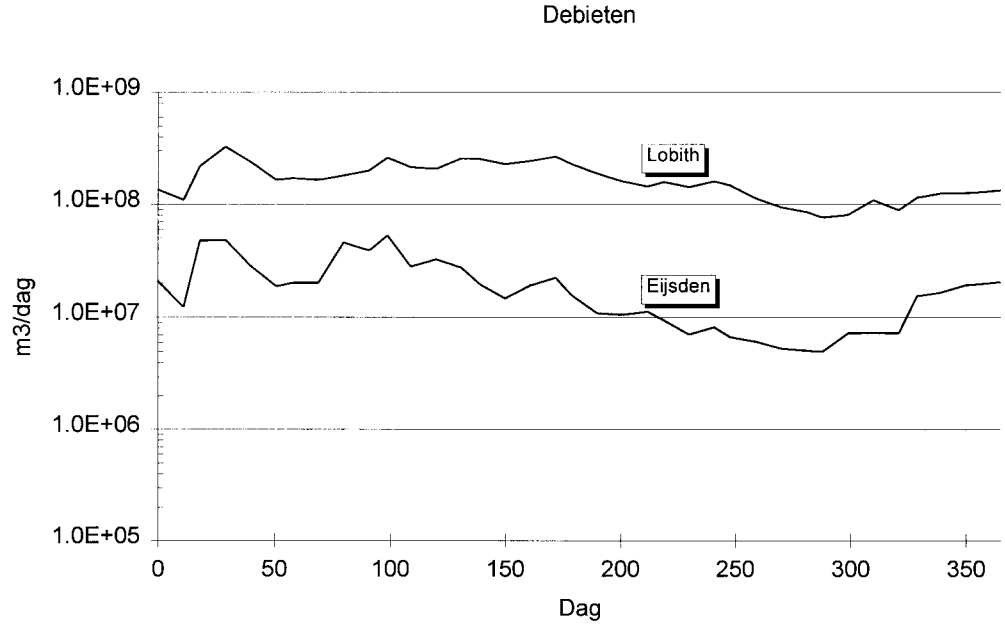

**Figuur 2** *Concentratie van Giardia-cysten in het ongezuiverd afvalwater van 5 RWZI's.*




**Figuur 3** *Overleving van cysten van Giardia (log/dag) in oppervlaktewater bij verschillende temperaturen (De Reignier et al., 1989).*
*Helling van de regressielijn is* $k_{inact,\ Giardia} = 0{,}01\ dag^{-1}\ x\ °C^{-1}$.

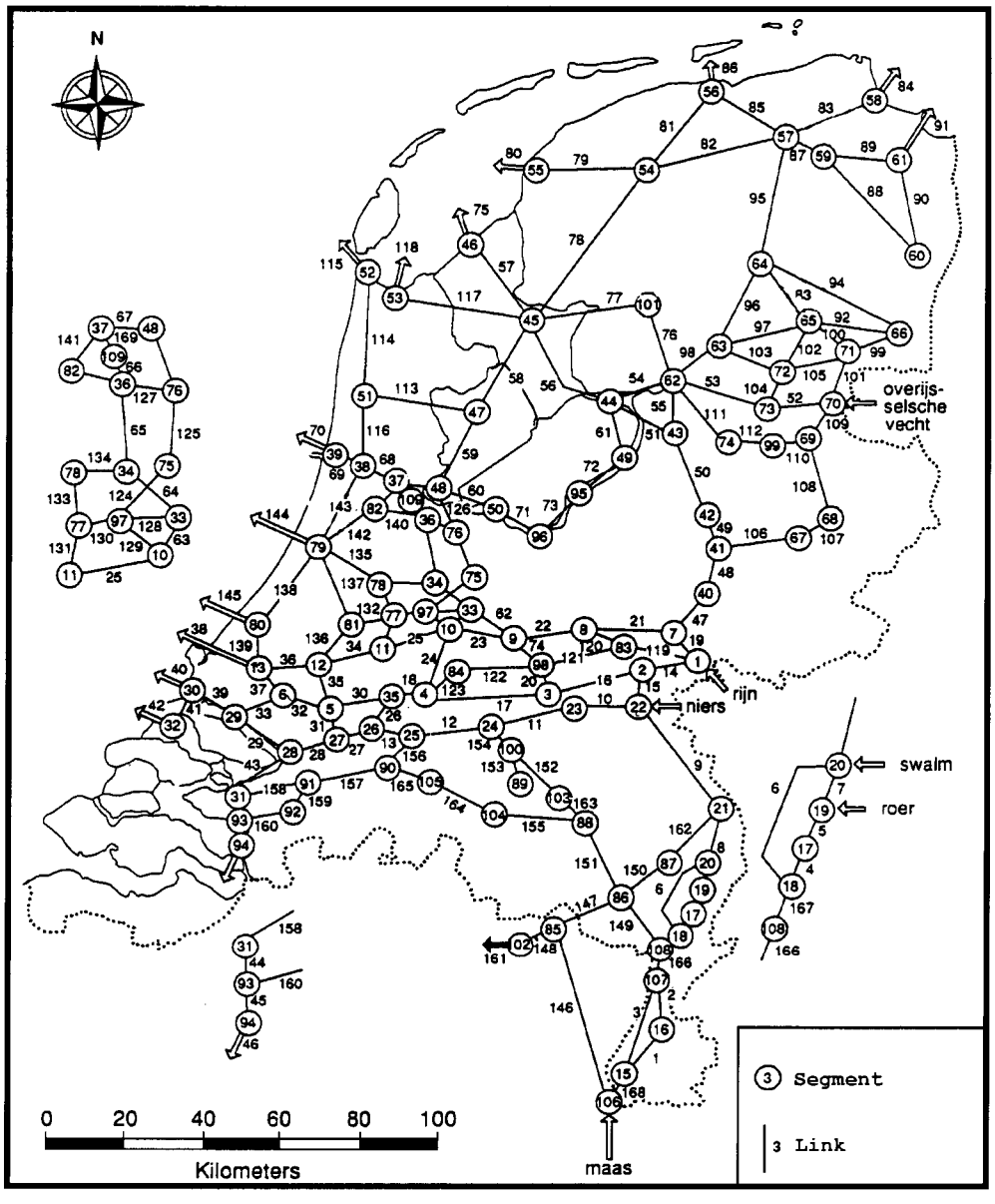



**Figuur 4** *Temperatuur van het oppervlaktewater zoals gehanteerd in WATNAT (De Nijs en Burns, 1990) en van de Maas bij Keizersveer van 1977 tot en met 1992 (RIWA).*



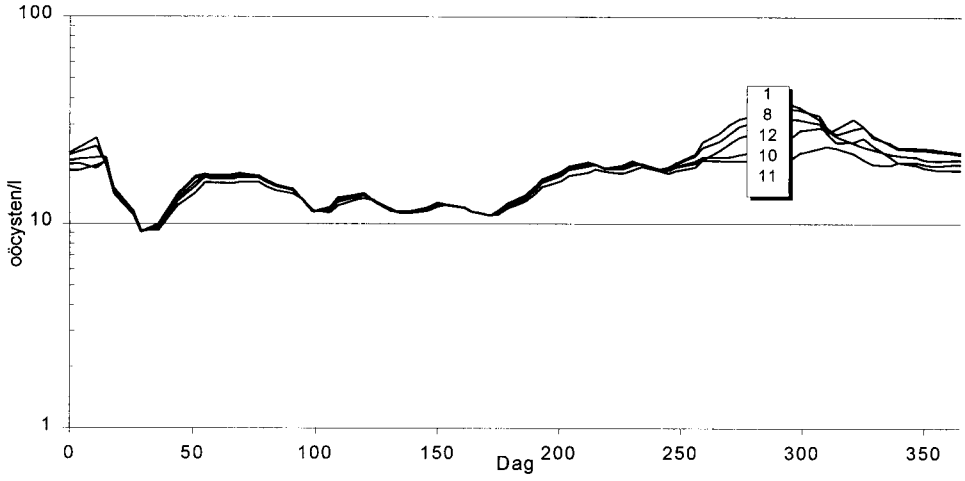

**Figuur 5** *Verloop van debiet in PAWN-knopen 1 (Rijn bij Lobith) en 106 (Maas bij Eijsden).*

# PAWN Knopen

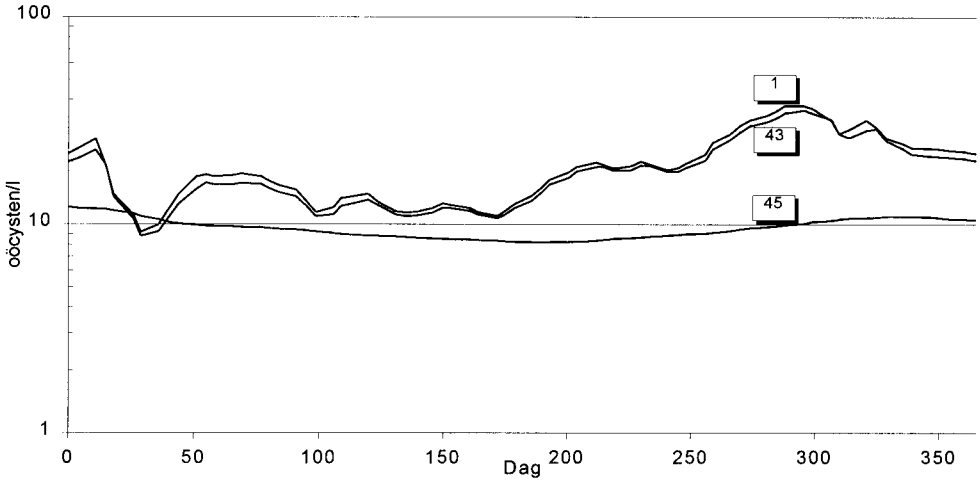



**Figuur 6** *PAWN-knopen* .

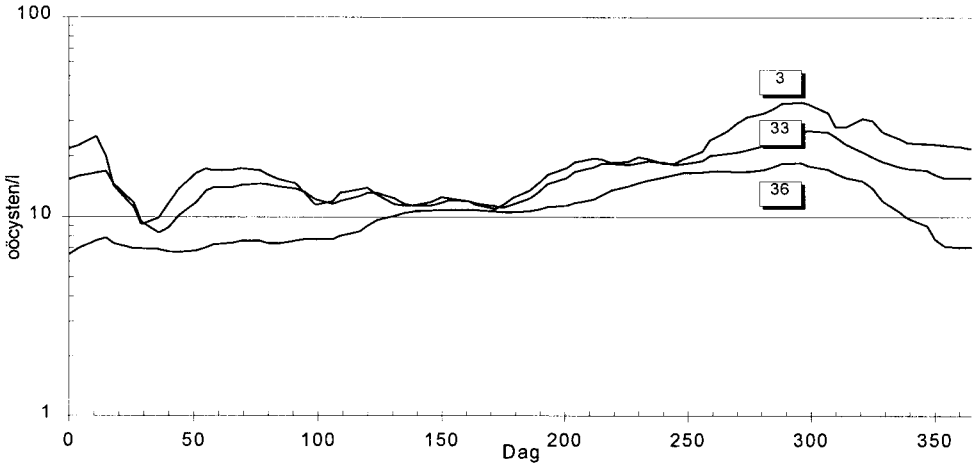
*a) Cryptosporidium* in de Lek



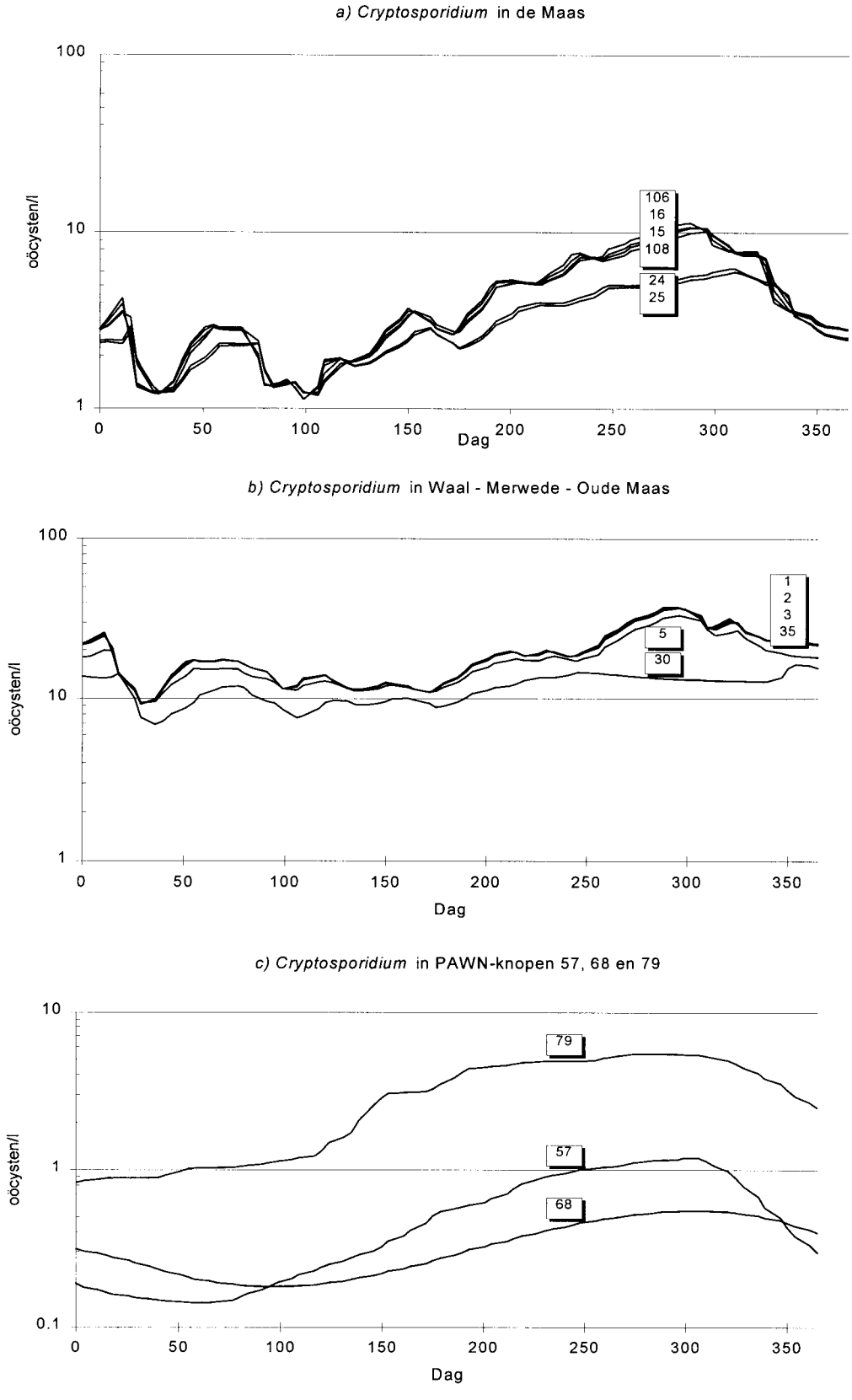

*b) Cryptosporidium* in de Rijn - de IJssel - het IJsselmeer.



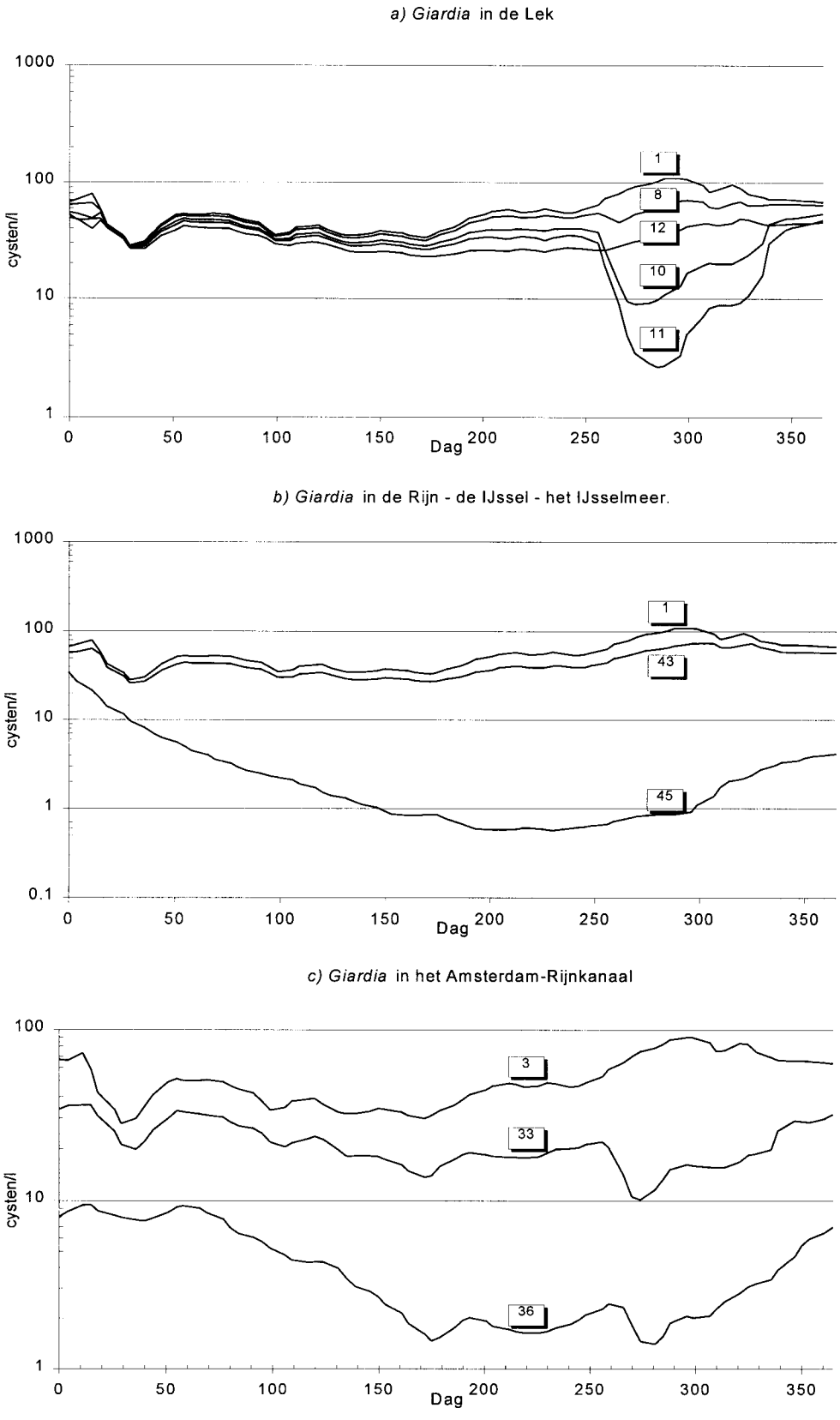

*c) Cryptosporidium* in het Amsterdam-Rijnkanaal



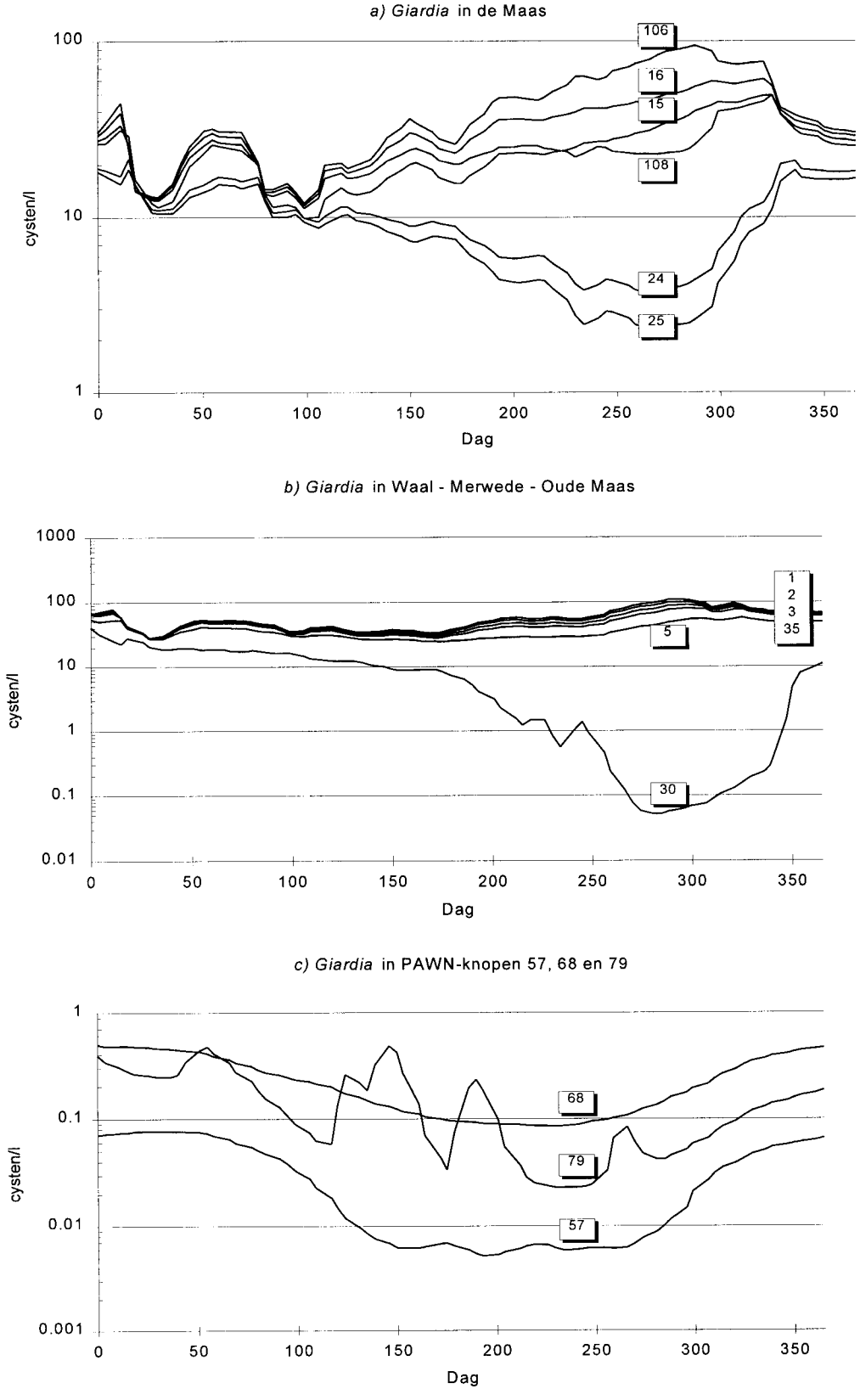

**Figuur 7a-c** *Cryptosporidium in oppervlaktewater bij drinkwaterinnamepunten (zie Tabel 8). Jaar 1994, met buitenlandse aanvoer.*



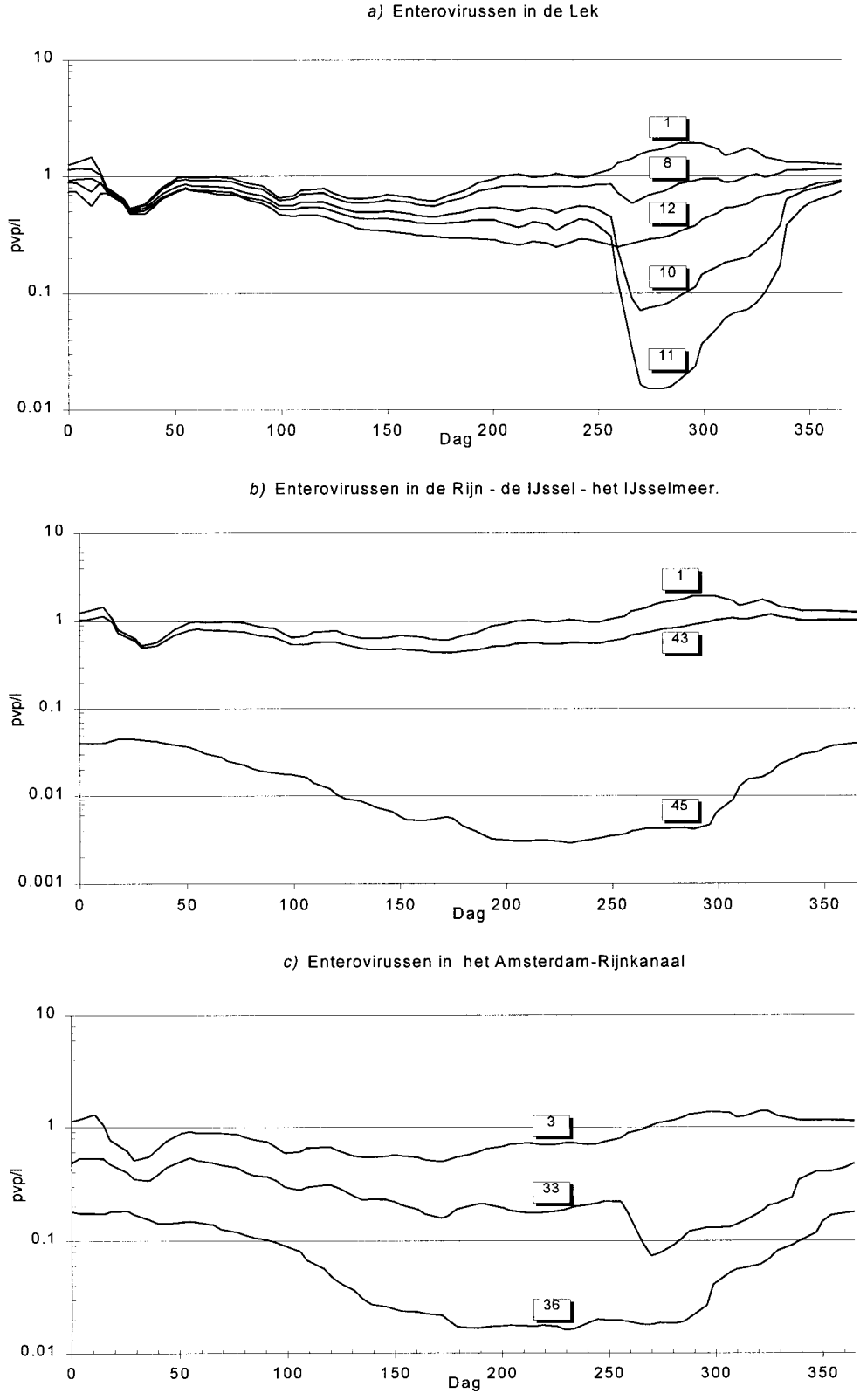

**Figuur 8a-c** *Cryptosporidium in oppervlaktewater bij drinkwaterinnamepunten (zie Tabel 8). Jaar 1994, met buitenlandse aanvoer.*



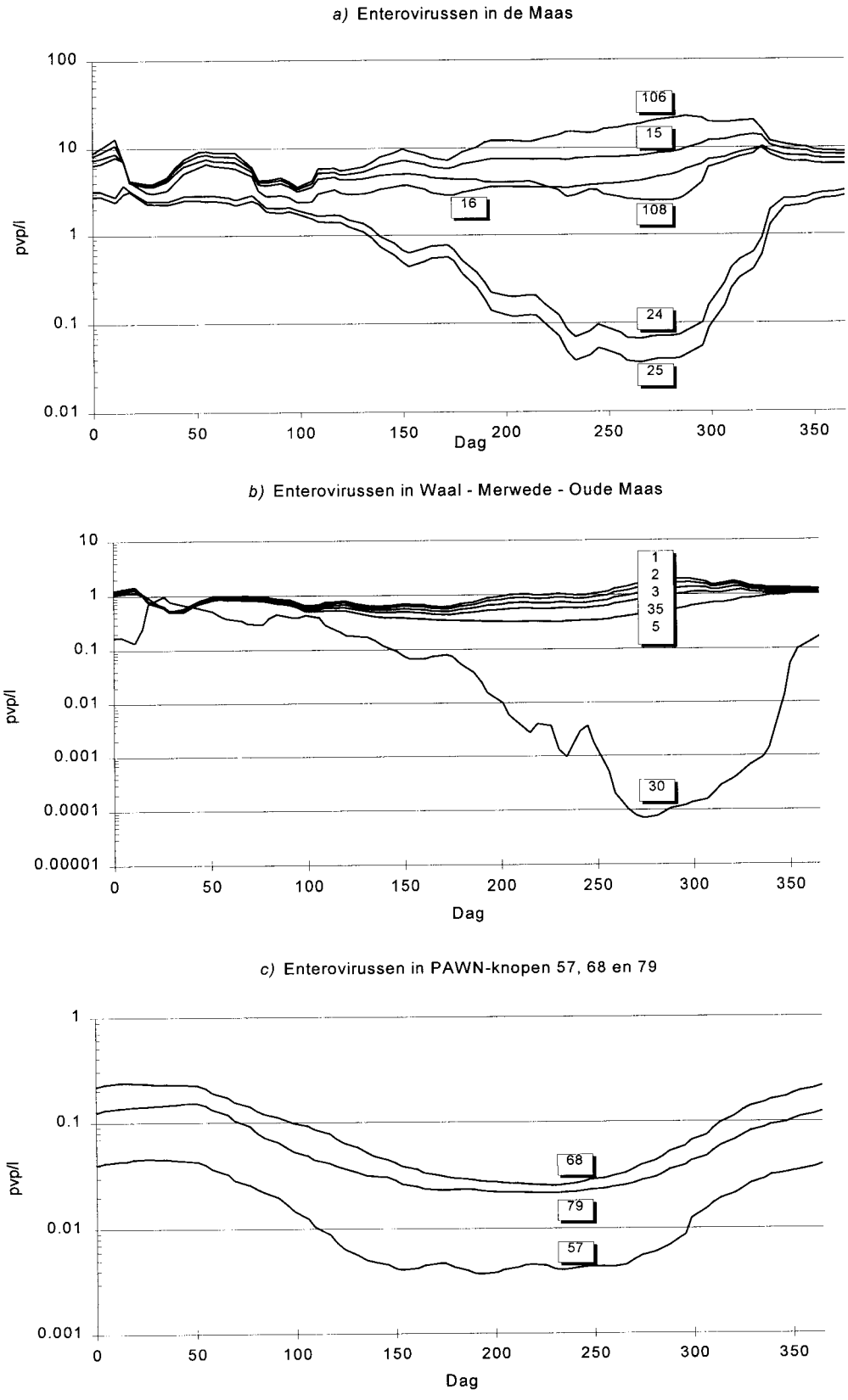

**Figuur 9a-c** *Giardia in oppervlaktewater bij drinkwaterinnamepunten (zie Tabel 9). Jaar 1994, met buitenlandse aanvoer.*



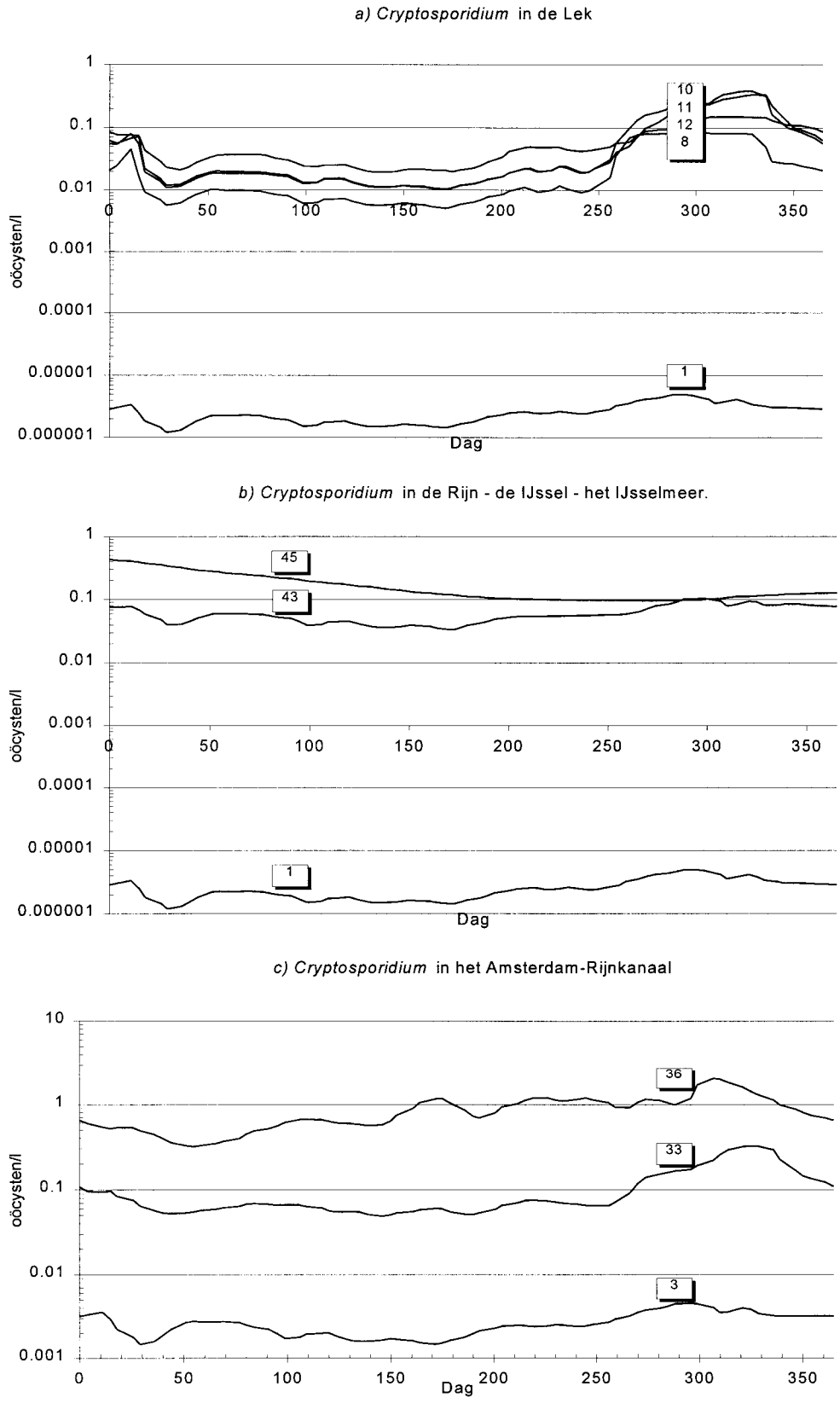

**Figuur 10a-c** *Giardia in oppervlaktewater bij drinkwaterinnamepunten (zie Tabel 9). Jaar 1994, met buitenlandse aanvoer.*



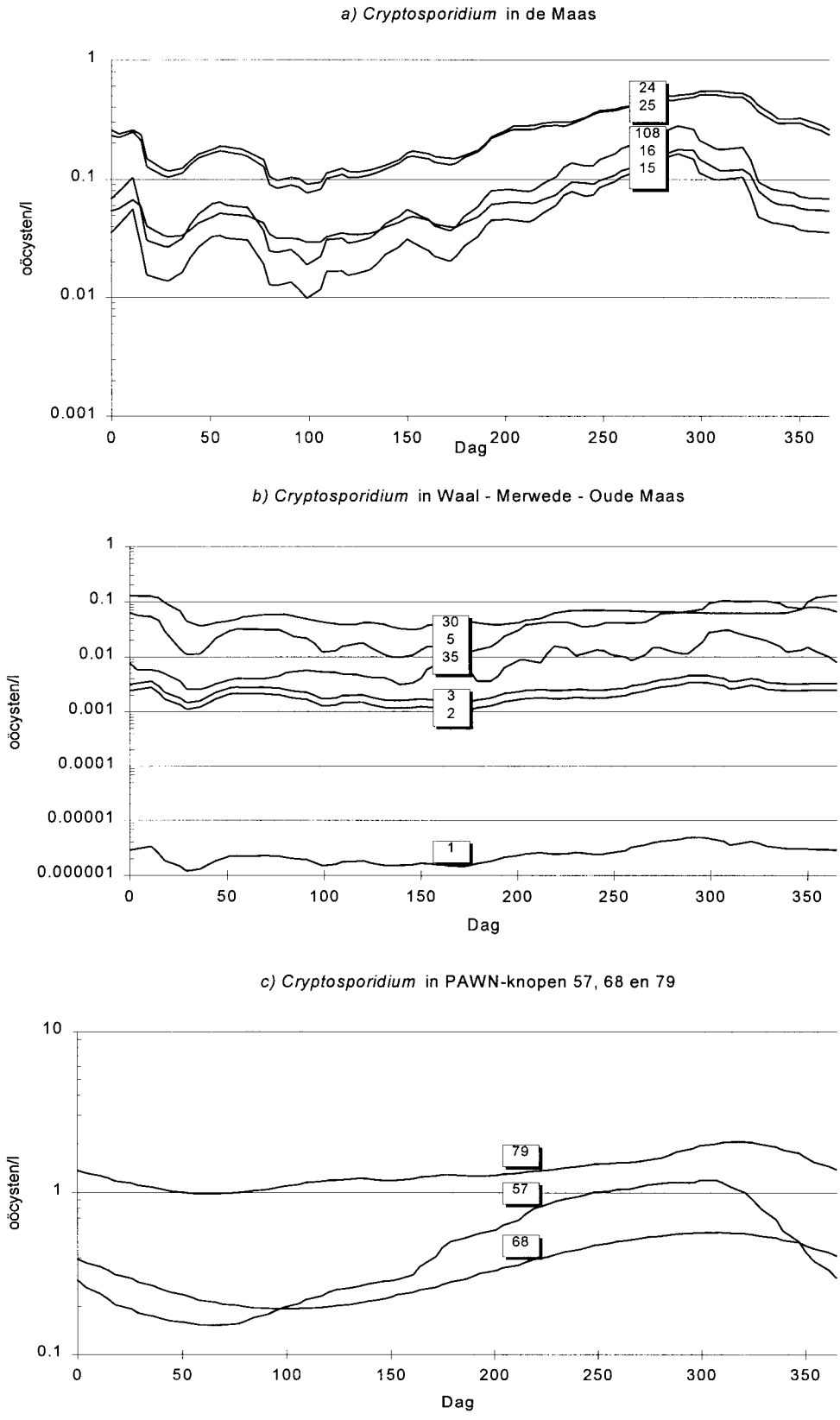

**Figuur 11a-c** *Enterovirussen in oppervlaktewater bij drinkwaterinnamepunten (zie Tabel 10). Jaar 1994, met buitenlandse aanvoer.*



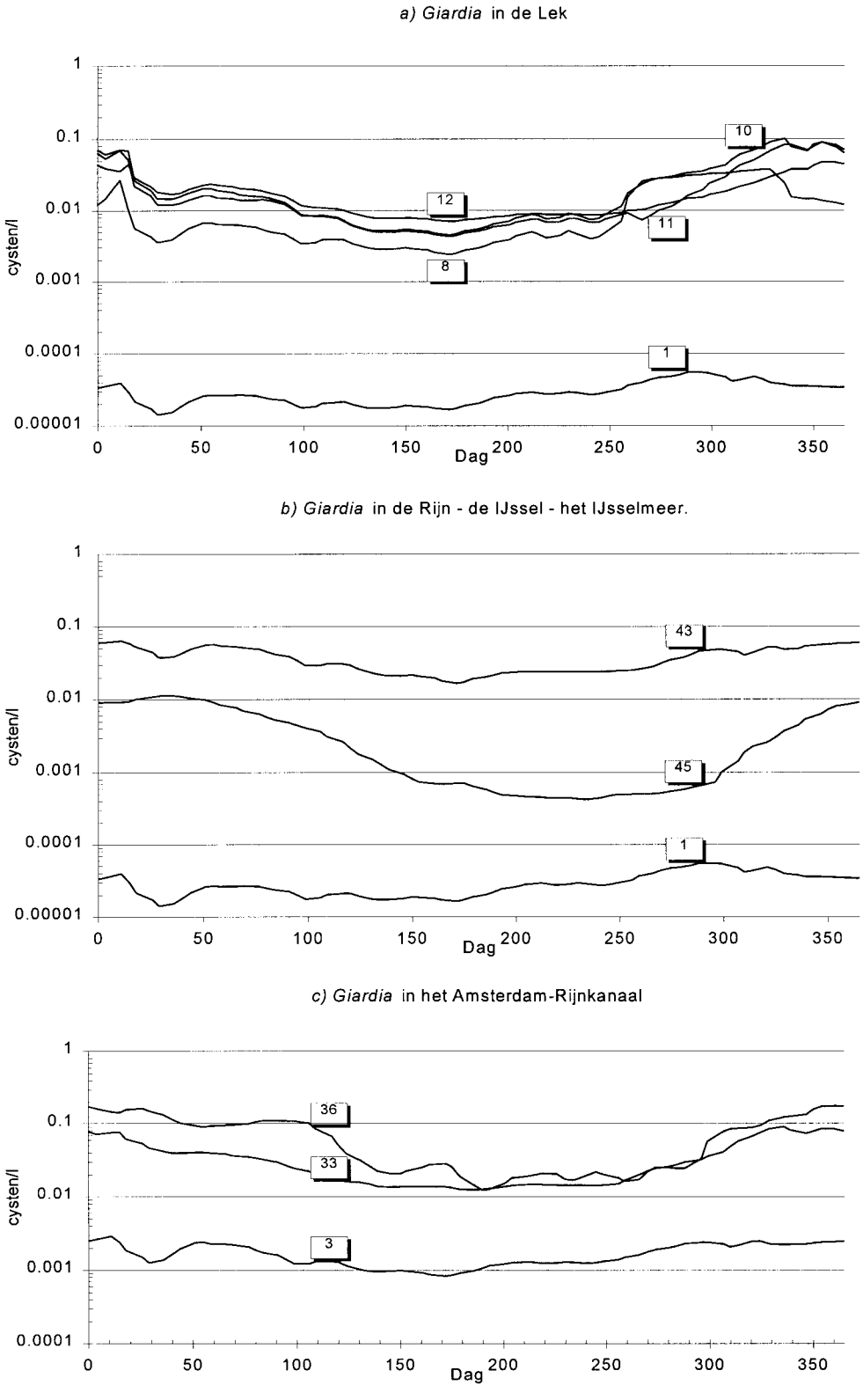

**Figuur 12a-c** *Enterovirussen in oppervlaktewater bij drinkwaterinnamepunten (zie Tabel 10). Jaar 1994, met buitenlandse aanvoer.*



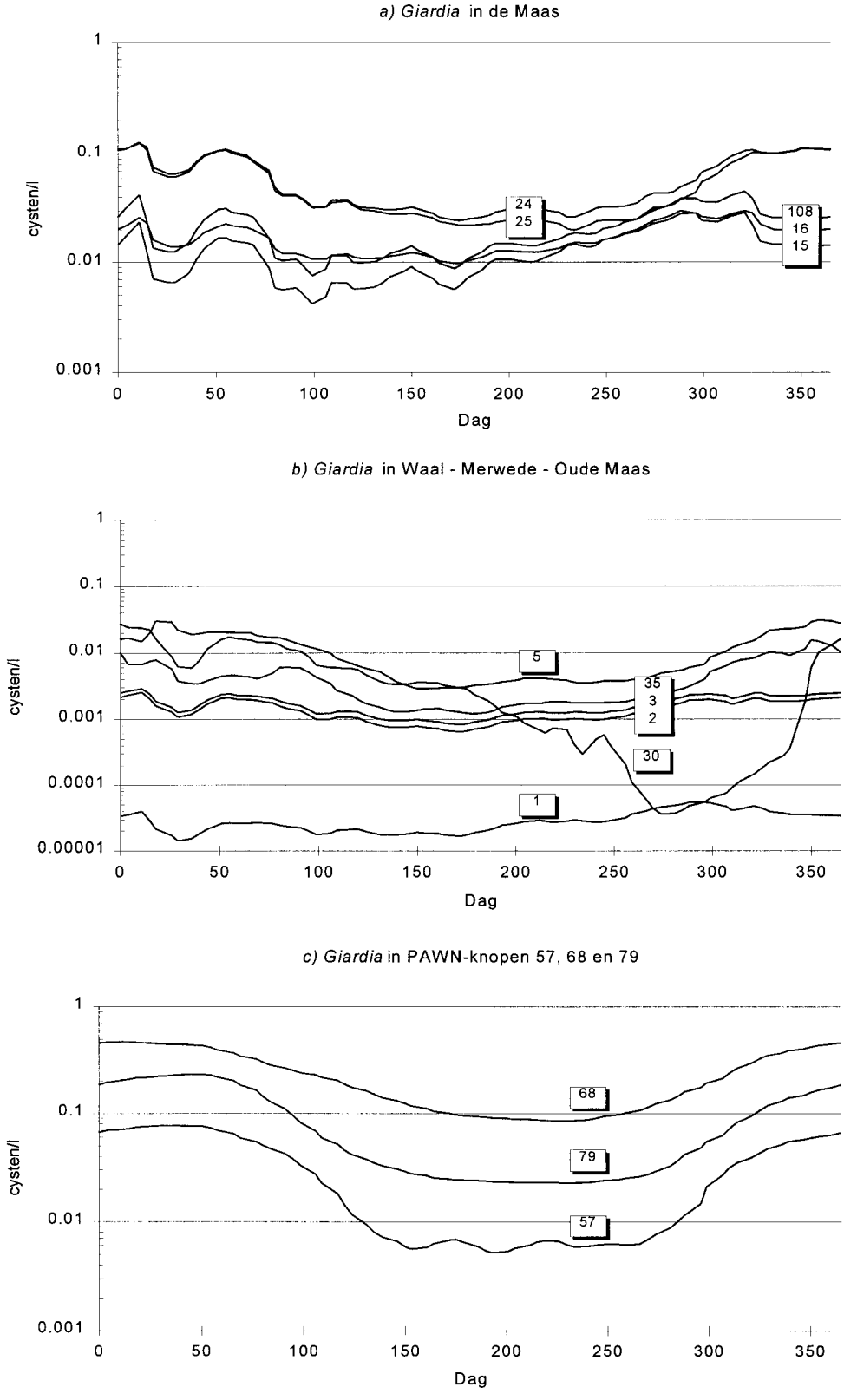

**Figuur 13a-c** *Cryptosporidium in oppervlaktewater bij drinkwaterinnamepunten (zie Tabel 8). Jaar 1994, zonder buitenlandse aanvoer.*



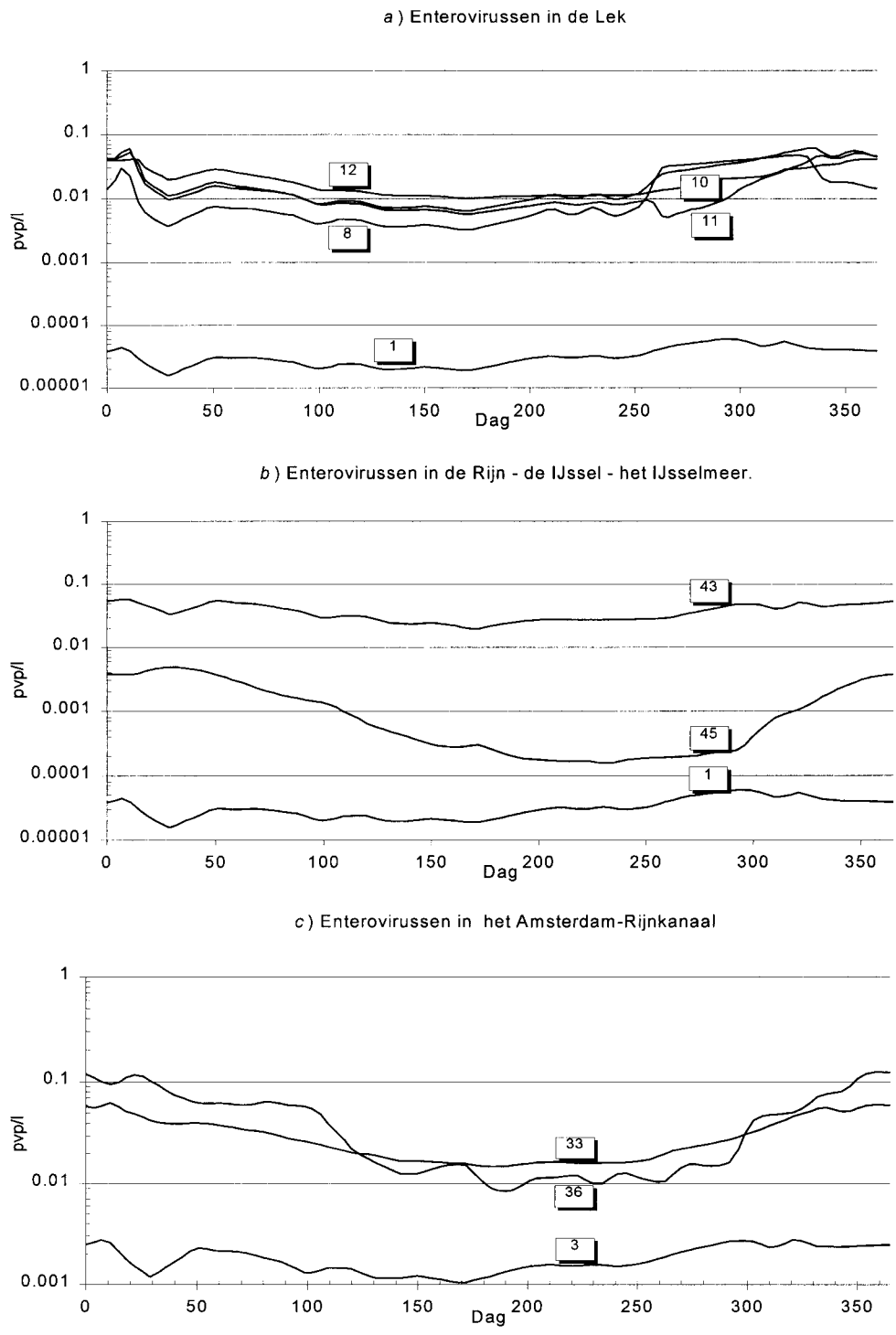

**Figuur 14a-c** *Cryptosporidium in oppervlaktewater bij drinkwaterinnamepunten (zie Tabel 8). Jaar 1994, zonder buitenlandse aanvoer.*



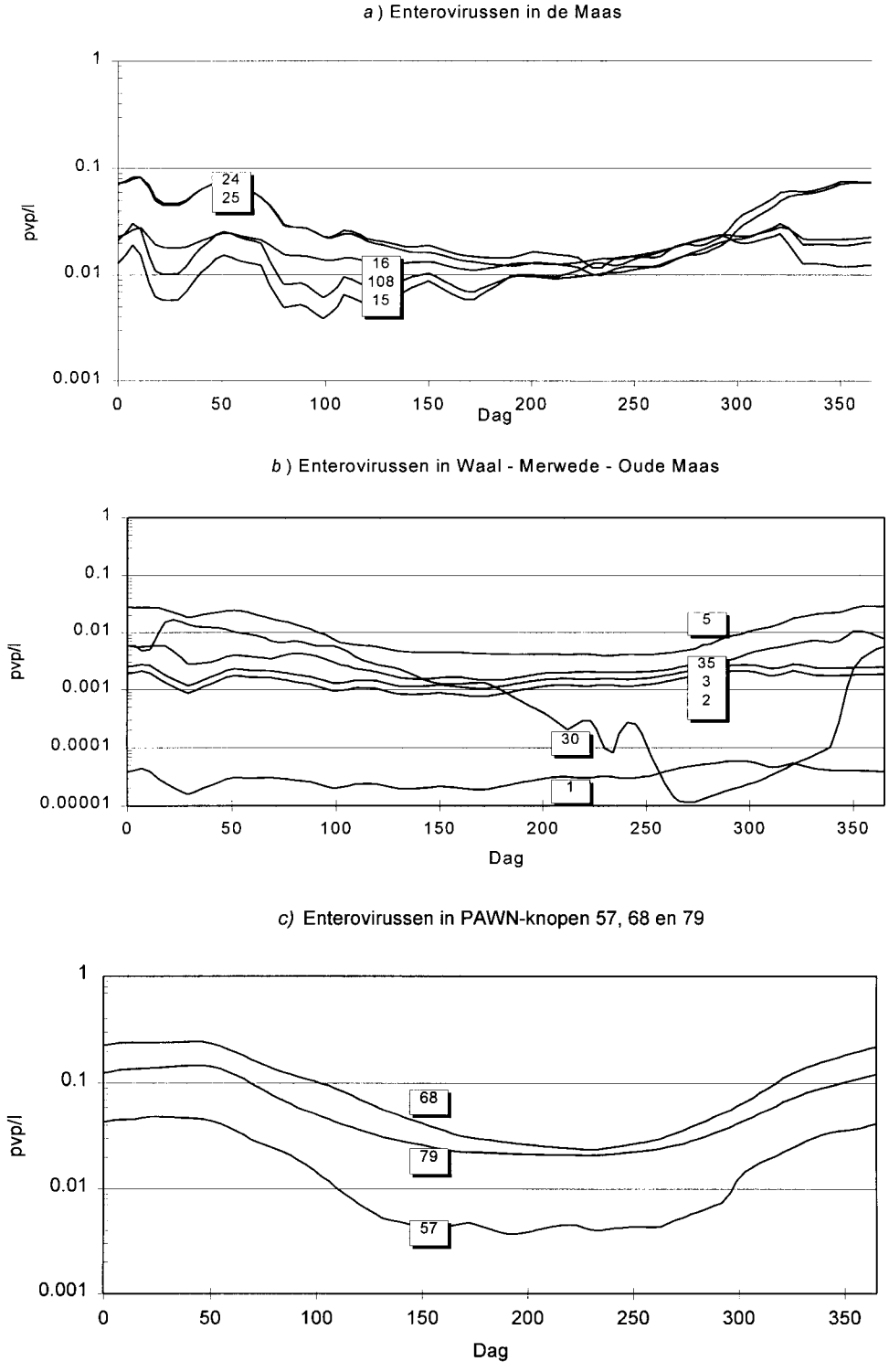

**Figuur 15a-c** *Giardia in oppervlaktewater bij drinkwaterinnamepunten (zie Tabel 9). Jaar 1994, zonder buitenlandse aanvoer.*



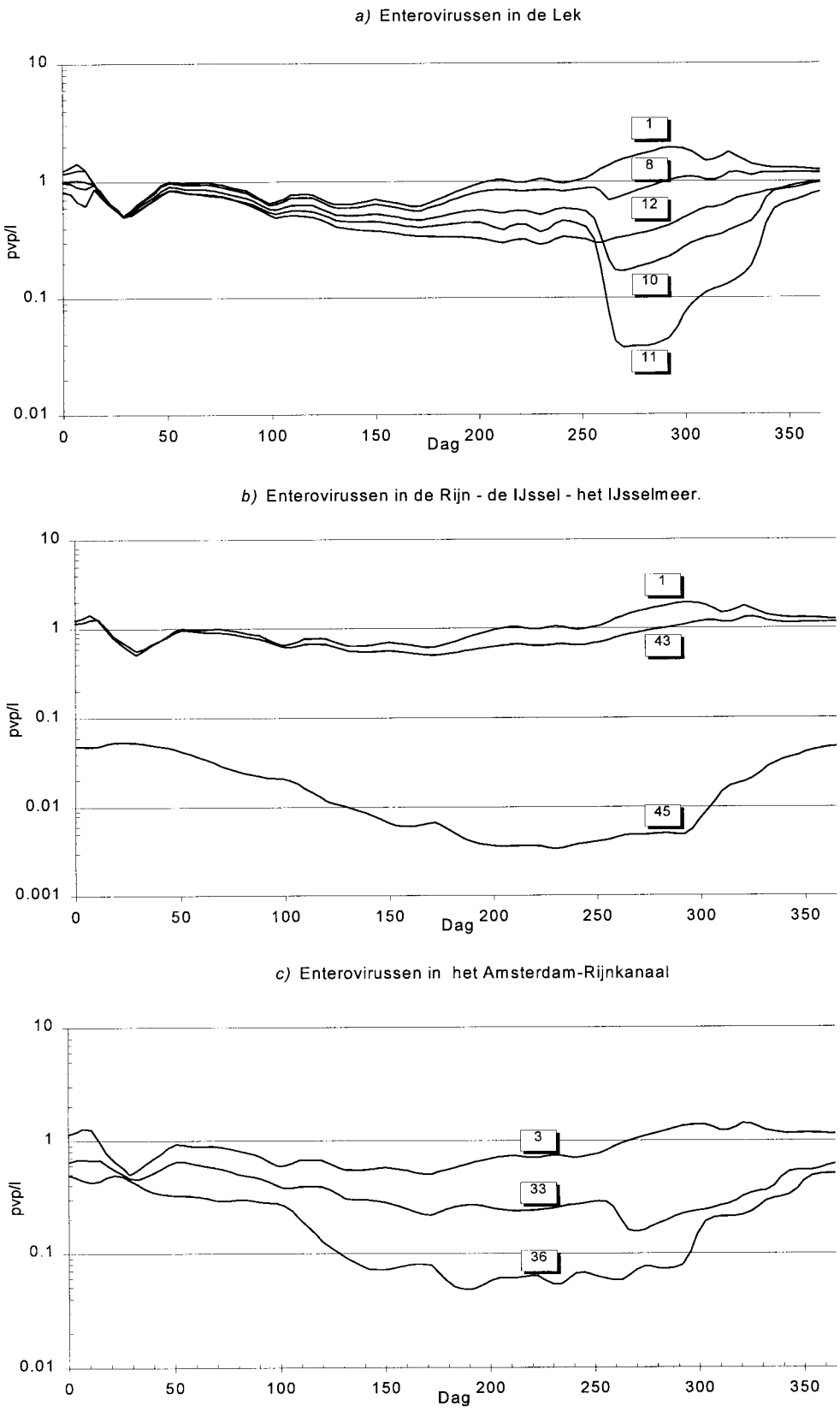

**Figuur 16a-c** *Giardia in oppervlaktewater bij drinkwaterinnamepunten (zie Tabel 9). Jaar 1994, zonder buitenlandse aanvoer.*



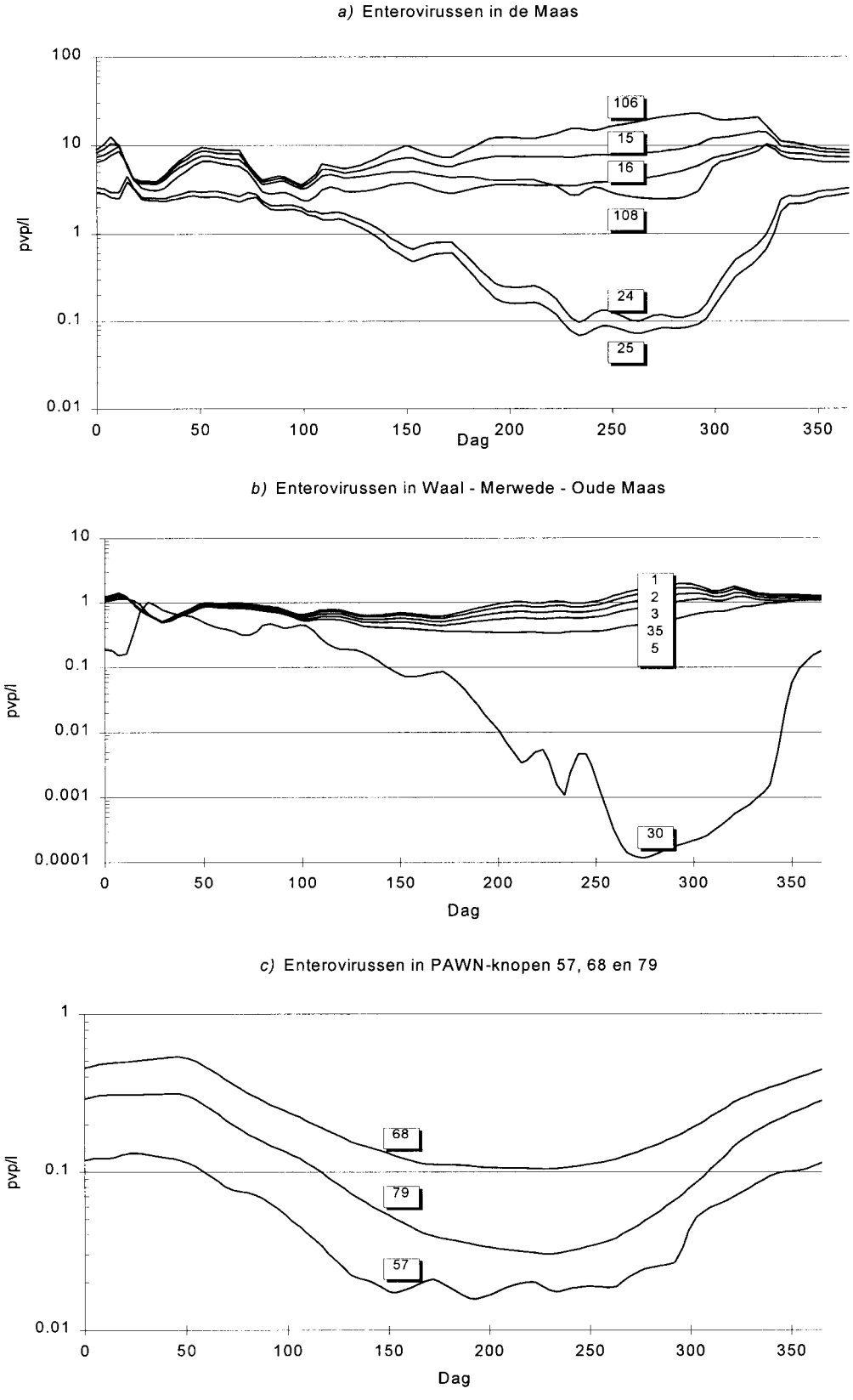

**Figuur 17a-c** *Enterovirussen in oppervlaktewater bij drinkwaterinnamepunten (zie Tabel 10). Jaar 1994, zonder buitenlandse aanvoer.*



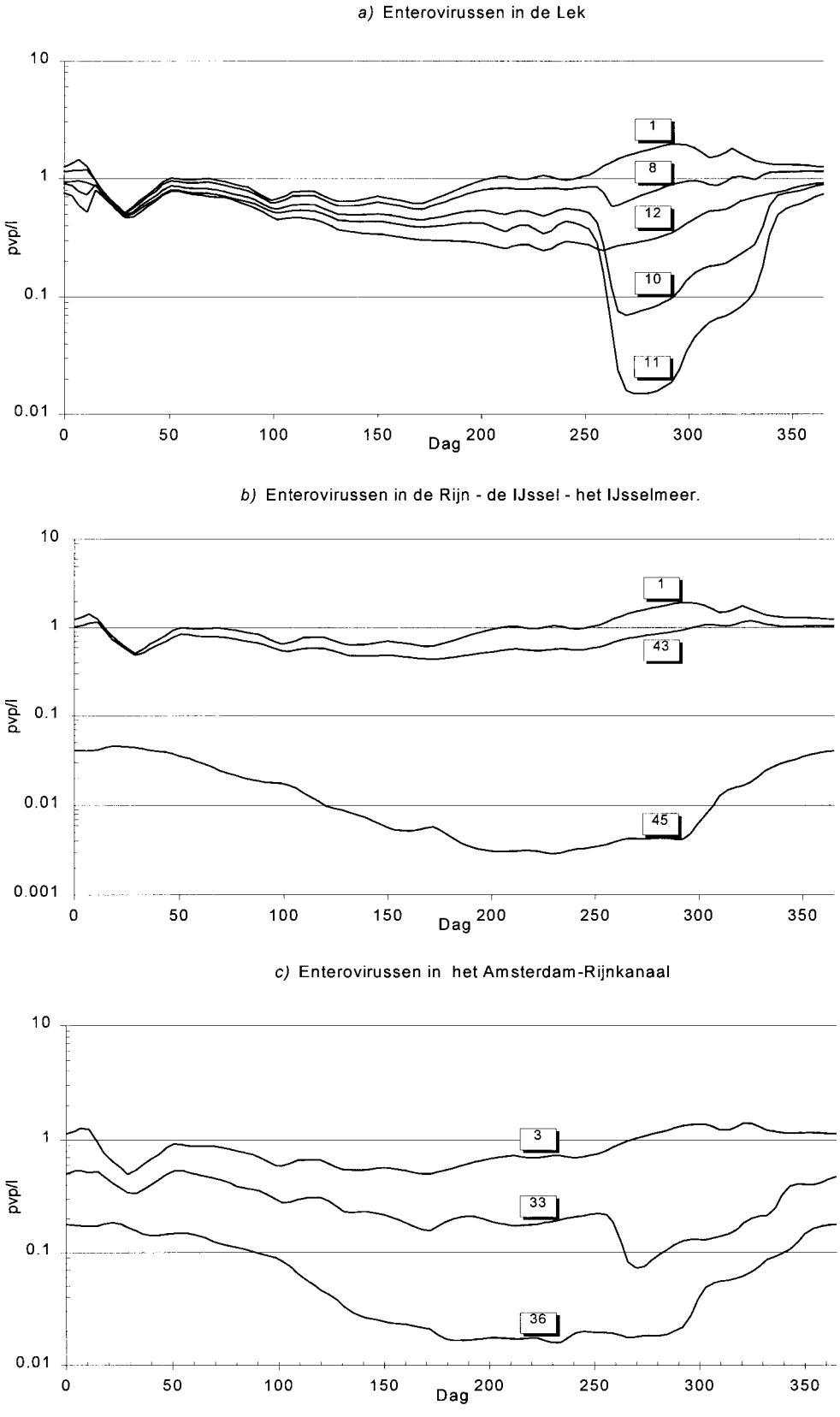

**Figuur 18a-c** *Enterovirussen in oppervlaktewater bij drinkwaterinnamepunten (zie Tabel 10). Jaar 1994, zonder buitenlandse aanvoer.*



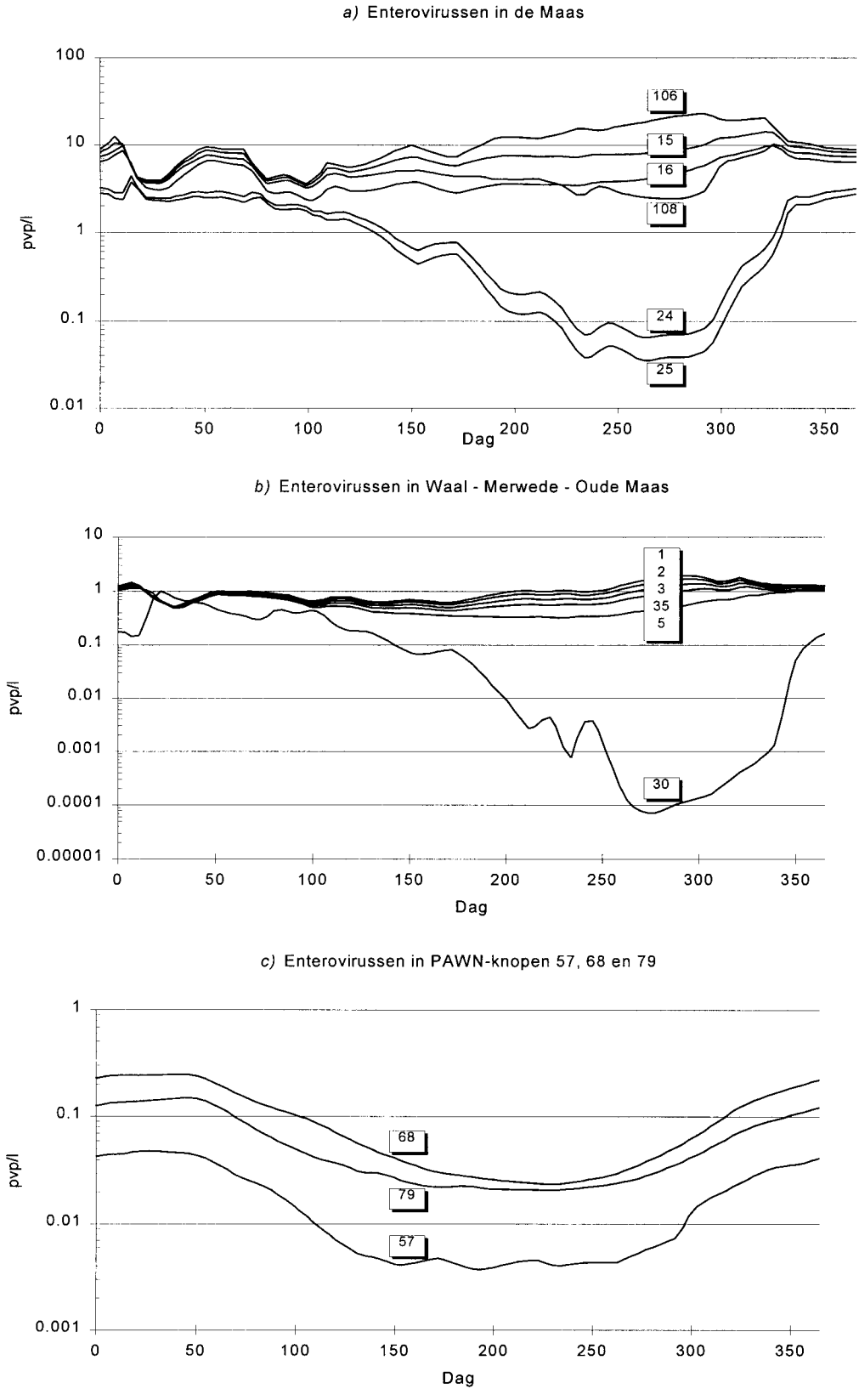

**Figuur 19a-c** *Enterovirussen in oppervlaktewater bij drinkwaterinnamepunten (zie Tabel 11). Jaar 1990, met buitenlandse aanvoer, 90% verwijdering bij RWZI.*



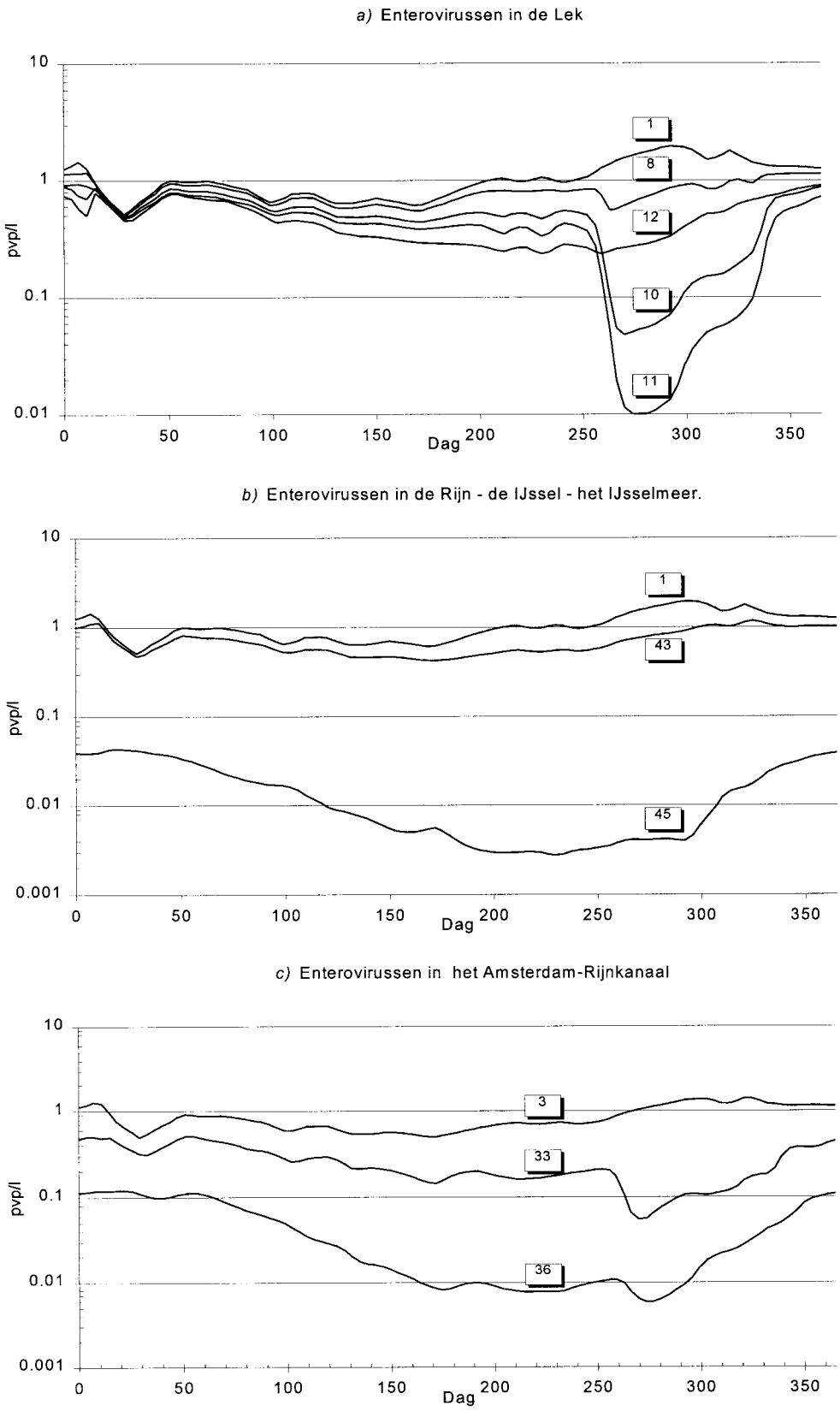

**Figuur 20a-c** *Enterovirussen in oppervlaktewater bij drinkwaterinnamepunten (zie Tabel 11). Jaar 1990, met buitenlandse aanvoer, 90% verwijdering bij RWZI.*



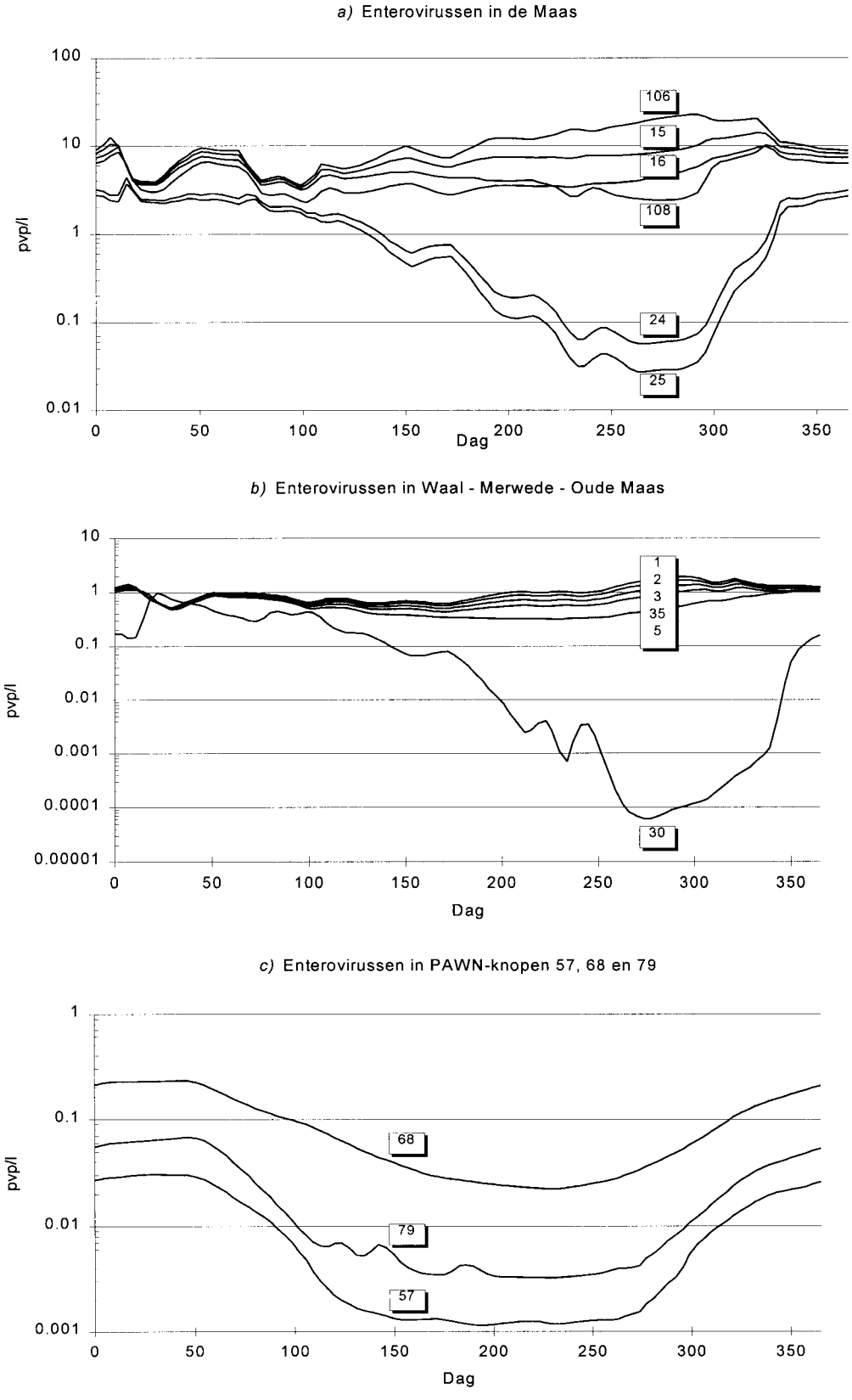

**Figuur 21a-c** *Enterovirussen in oppervlaktewater bij drinkwaterinnamepunten (zie Tabel 11). Jaar 1990, met buitenlandse aanvoer, 98% verwijdering bij RWZI.*



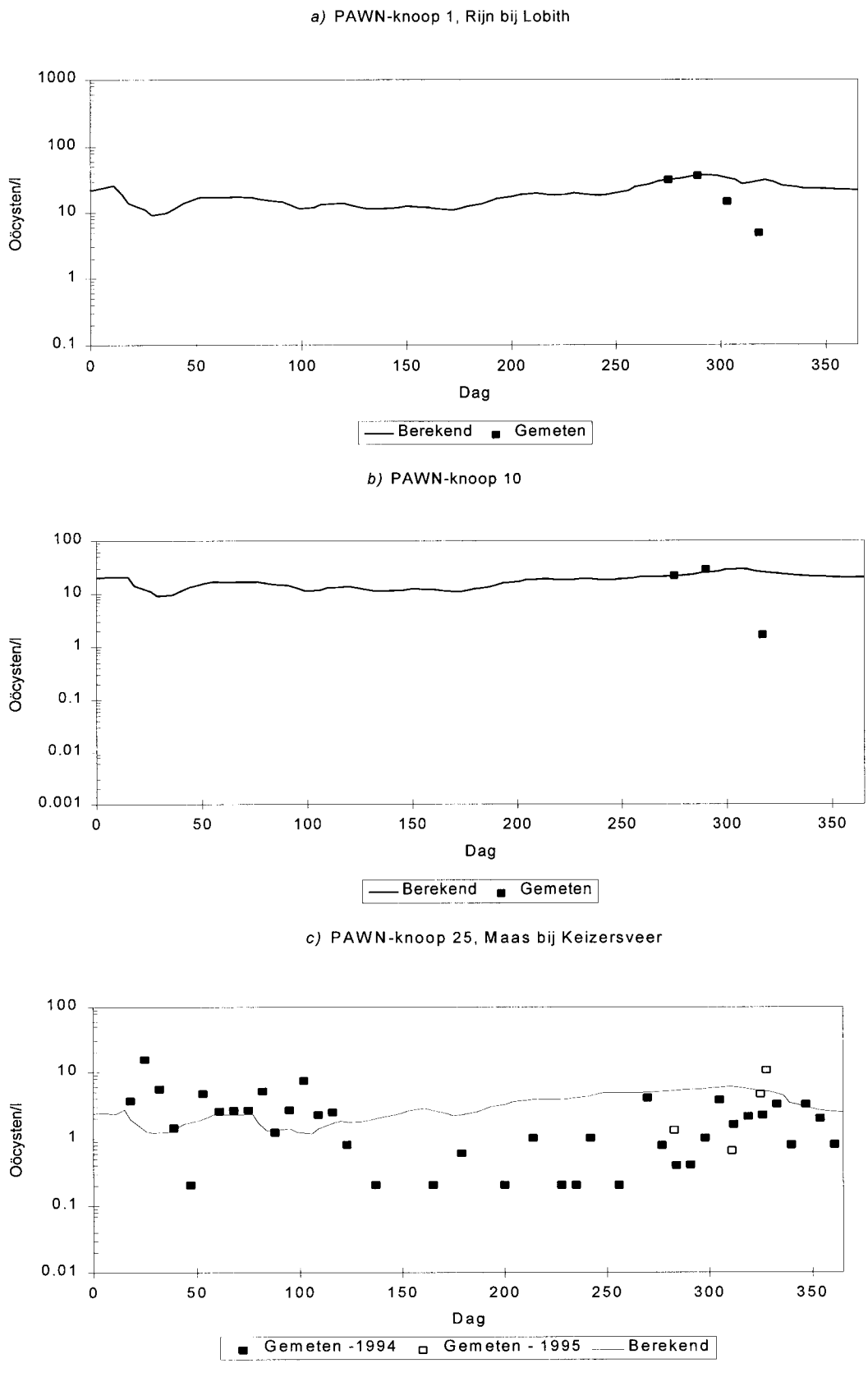

**Figuur 22a-c** *Enterovirussen in oppervlaktewater bij drinkwaterinnamepunten (zie Tabel 11). Jaar 1990, met buitenlandse aanvoer, 98% verwijdering bij RWZI.*




**Figuur 23a-c** *Enterovirussen in oppervlaktewater bij drinkwaterinnamepunten (zie Tabel 11). Jaar 1990, met buitenlandse aanvoer, 99,7% verwijdering bij RWZI.*

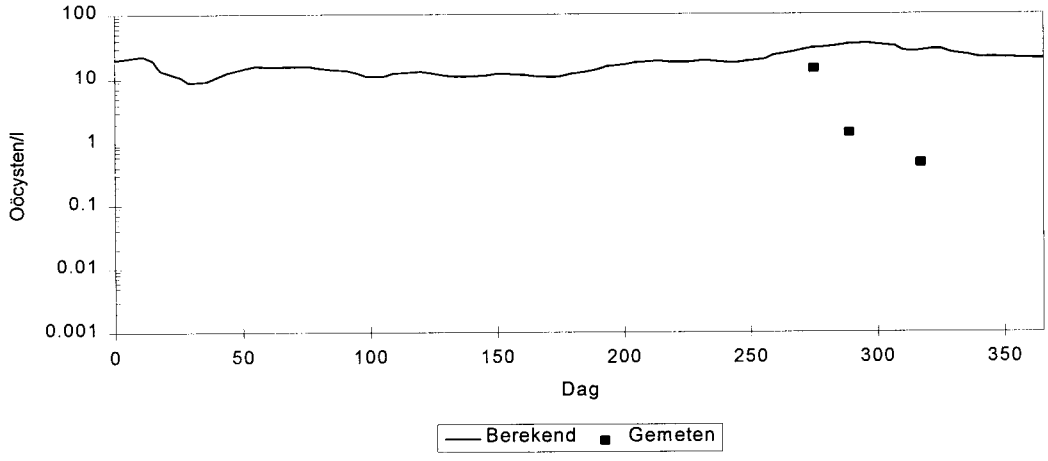



**Figuur 24a-c** *Enterovirussen in oppervlaktewater bij drinkwaterinnamepunten (zie Tabel 11). Jaar 1990, met buitenlandse aanvoer, 99,7% verwijdering bij RWZI.*

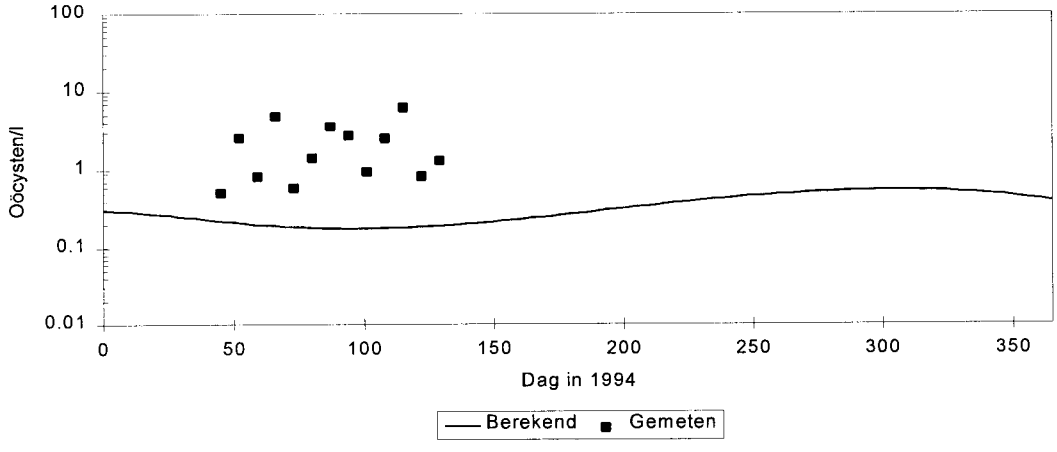



**Figuur 25a-c** *Gemeten en berekende concentraties oöcysten van Cryptosporidium in PAWN-knopen 1, 10 en 25.*

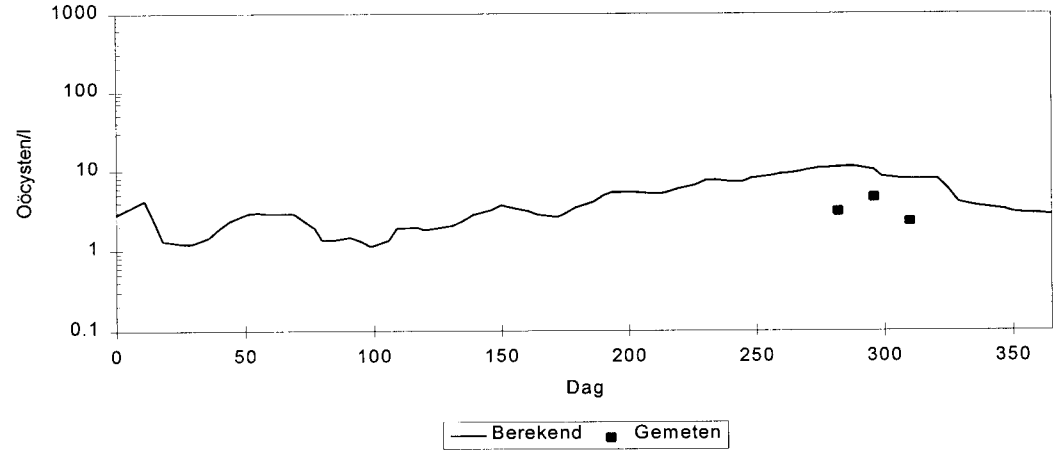
*a)* PAWN-knoop 43, IJssel bij Zwolle




*b)* PAWN-knoop 68, Twentekanaal bij Weerseloseweg

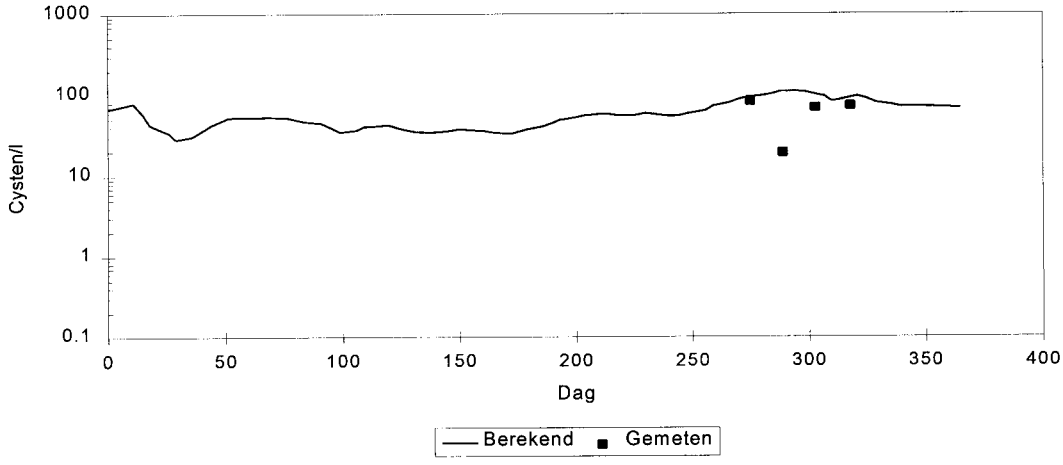



*c)* PAWN-knoop 106, Maas bij Eijsden

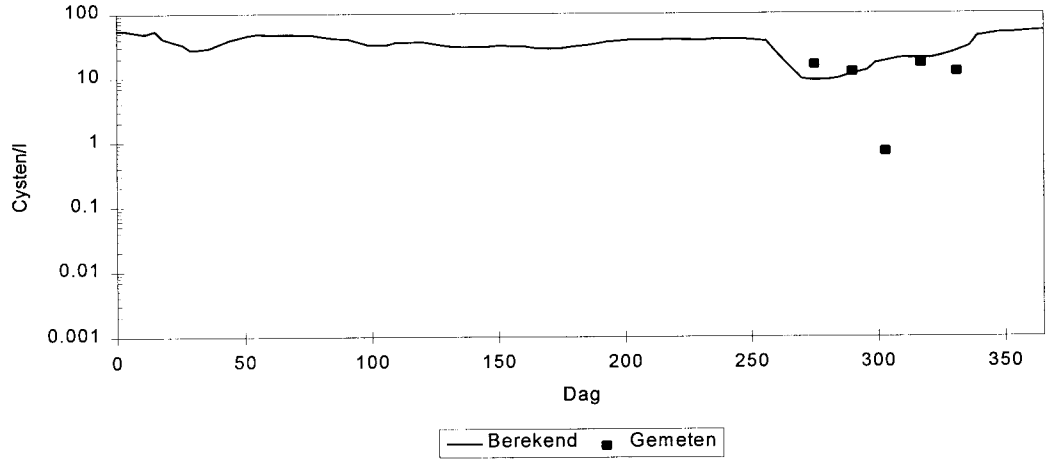



**Figuur 26a-c** *Gemeten en berekende concentraties oöcysten van Cryptosporidium in PAWN-knopen 43, 68 en 106.*

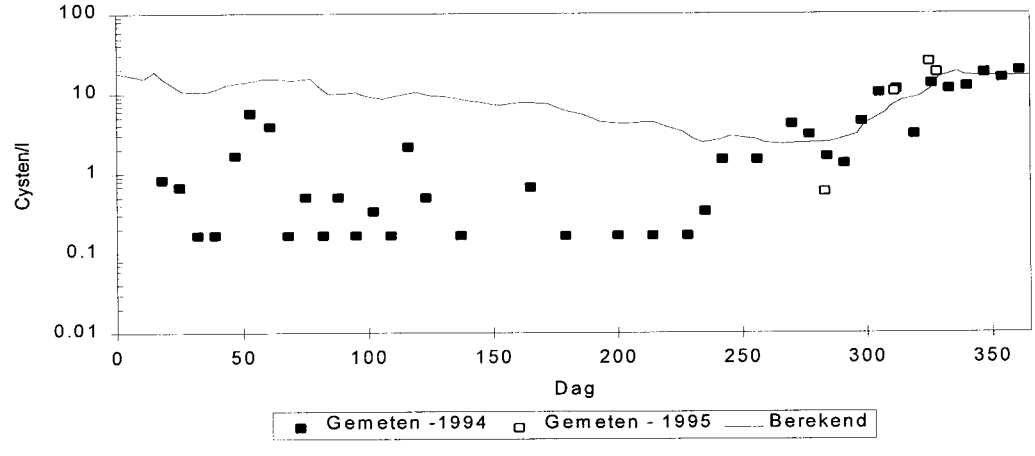
*a)* PAWN-node 1, Rijn bij Lobith




*b)* PAWN-knoop 10

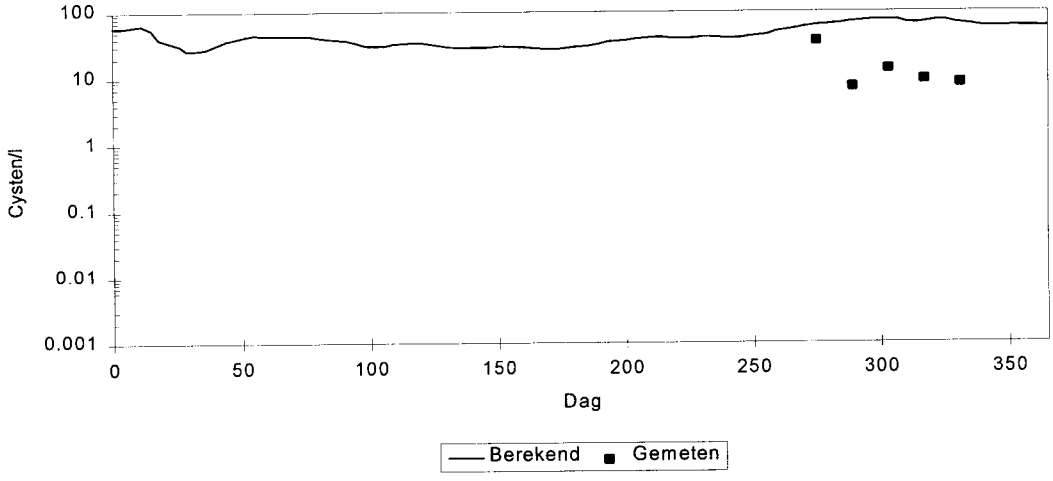



*c)* PAWN-knoop 25, Maas bij Keizersveer

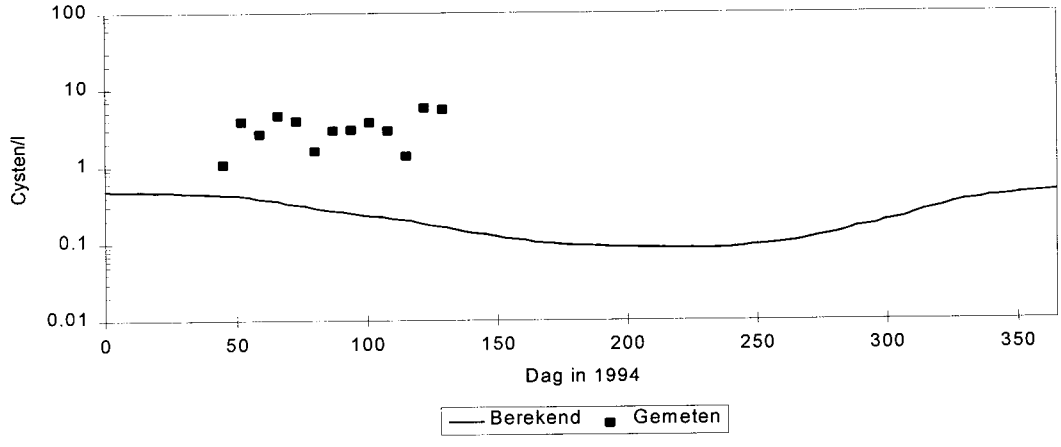



**Figuur 27a-c** *Gemeten en berekende concentraties cysten van Giardia in PAWN-knopen 1, 10 en 25.*

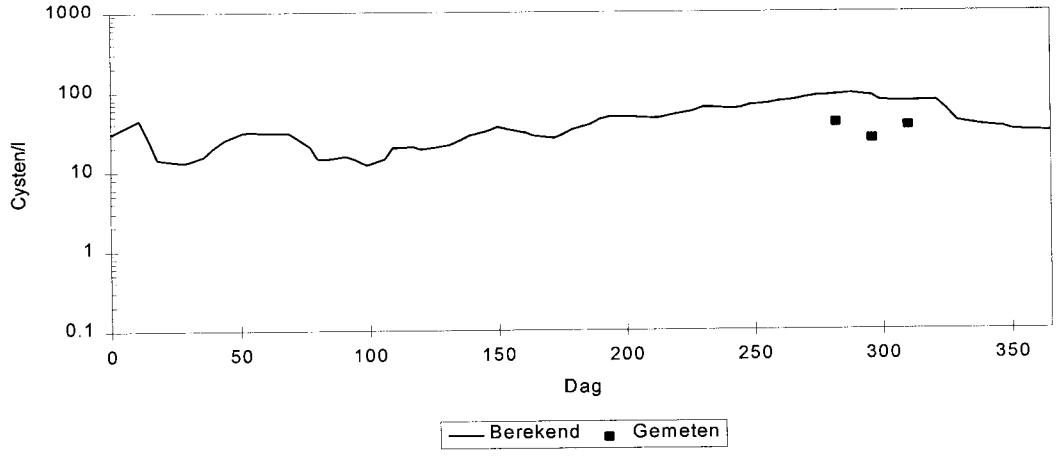
a) PAWN-knoop 43, IJssel bij Zwolle



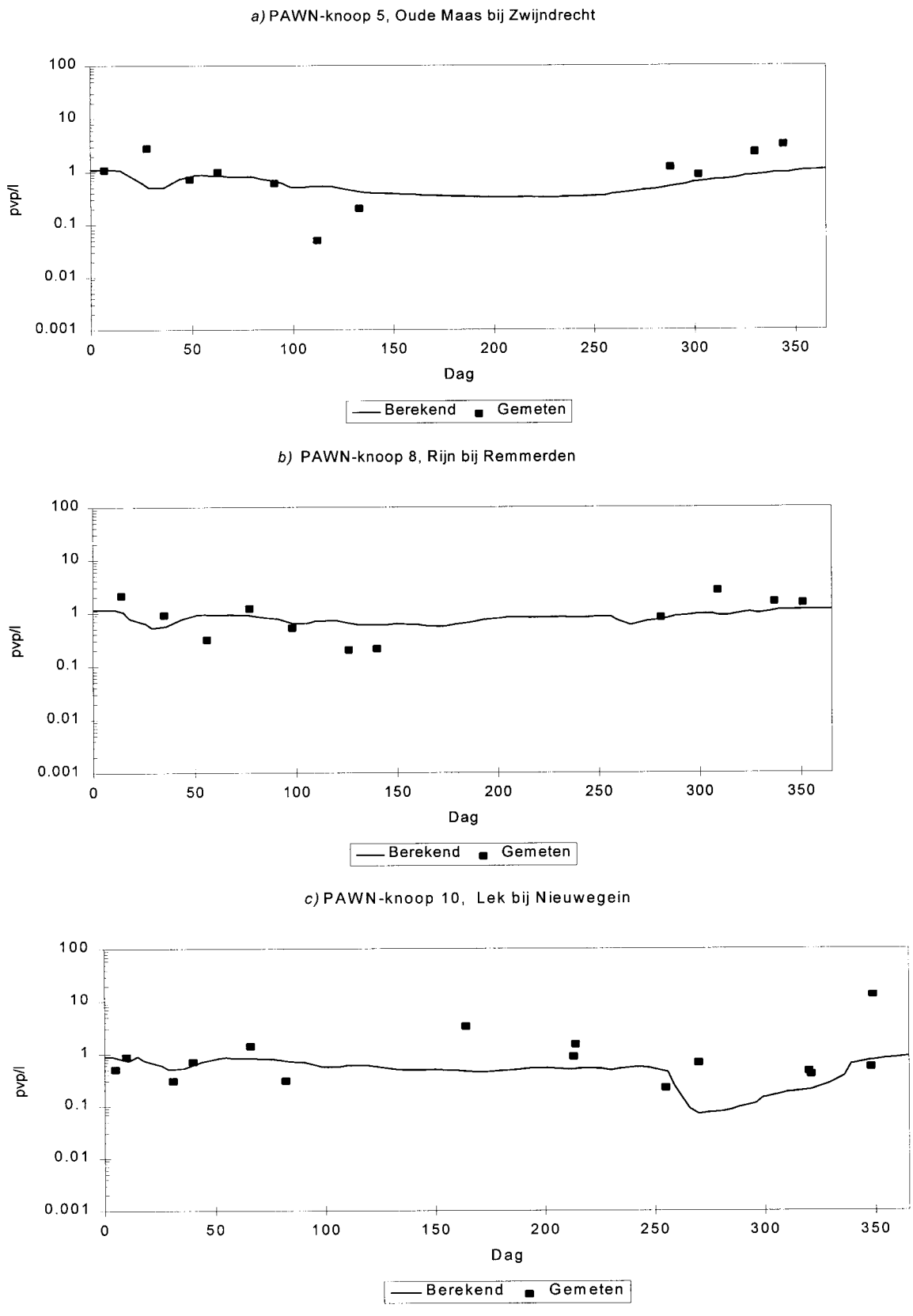

b) PAWN-knoop 68, Twentekanaal bij Weerseloseweg



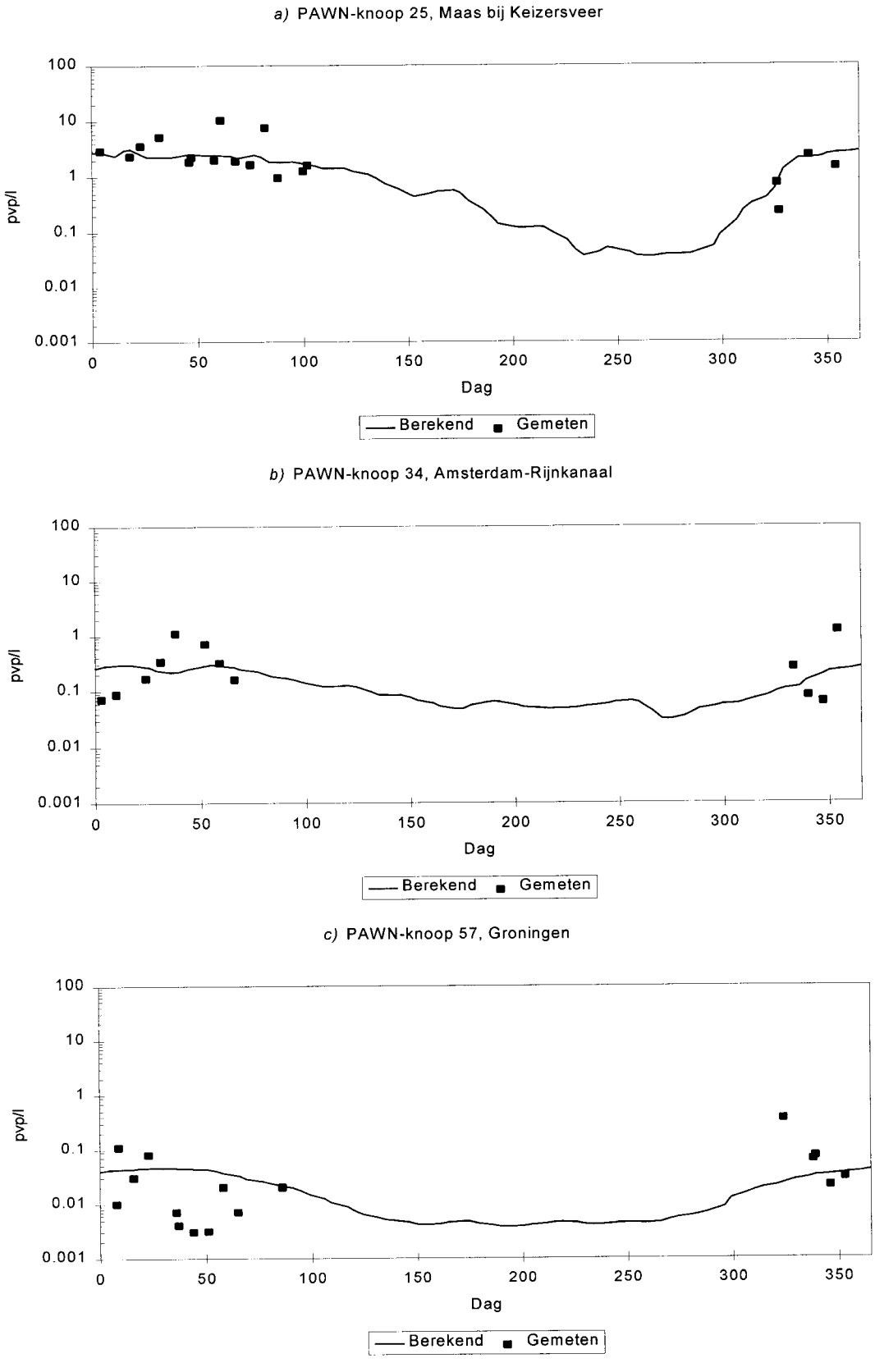

c) PAWN-node 106, Maas bij Eijsden



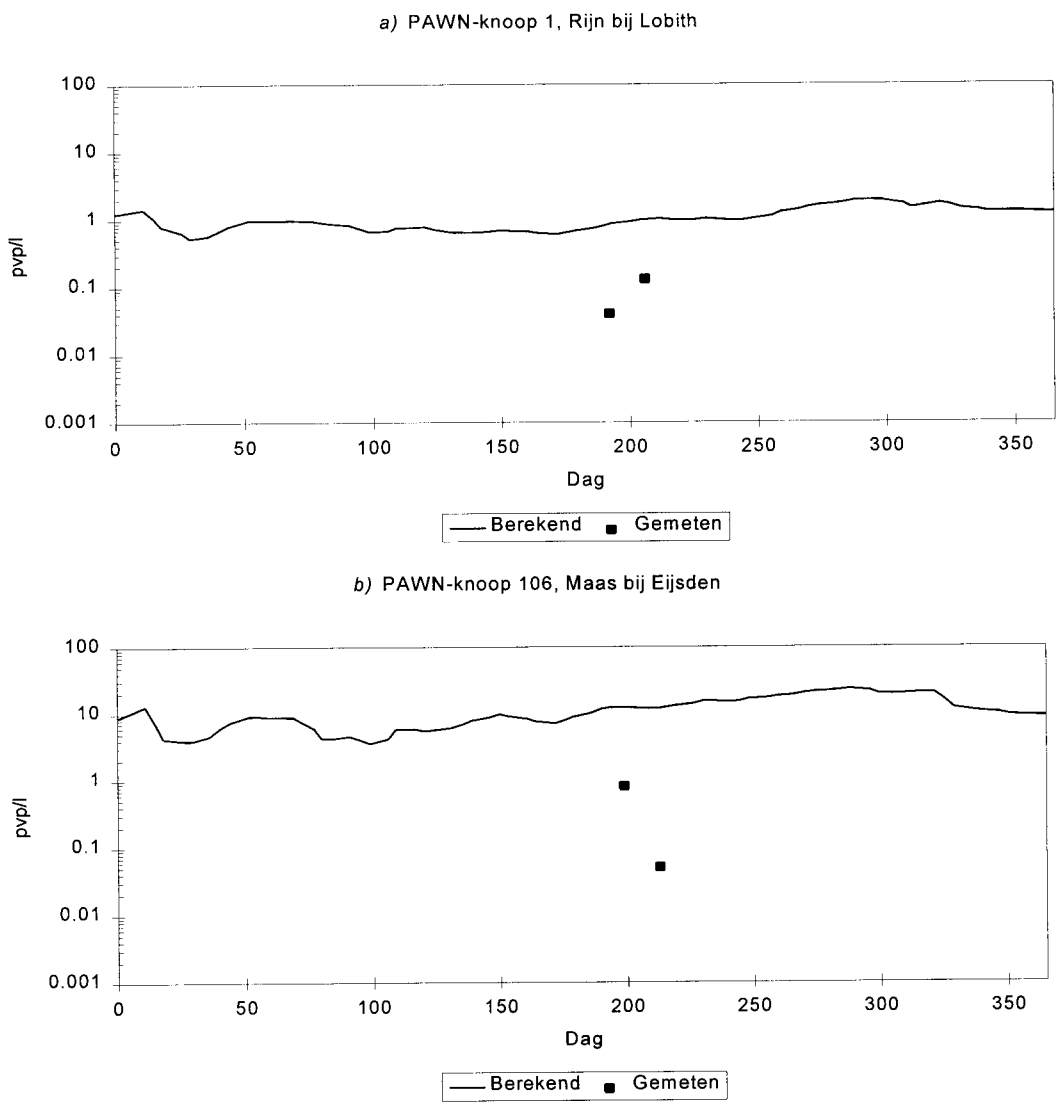

**Figuur 28a-c** *Gemeten en berekende concentraties cysten van Giardia in PAWN-knopen 43, 68 en 106.*




**Figuur 29a-c** *Gemeten en berekende concentraties enterovirussen in PAWN-knopen 5, 8 en 10.*




**Figuur 30a-c** *Gemeten en berekende concentraties enterovirussen in PAWN-knopen 25, 43 en 57.*




**Figuur 31a-c** *Gemeten en berekende concentraties enterovirussen in PAWN-knopen 1 en 106.*