

Risikovurdering af *Giardia* og *Cryptosporidium* i vand

Ulla Tolstrup Andersen, Miljø & Ressourcer DTU
Hans-Jørgen Albrechtsen, Miljø & Ressourcer DTU
Rasmus Boe-Hansen, Miljø & Ressourcer DTU
Karsten Arnbjerg-Nielsen, COWI
Jes Clauson-Kaas, COWI
Heidi Larsen Enemark, Danmarks Fødevarerforskning
Thor Axel Stenström, Smittskyddsinstitutet, Sverige
Anders Dalsgaard, DVC

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

INDHOLD	3
FORORD	7
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	9
SUMMARY AND CONCLUSIONS	13
1 INDLEDNING	17
1.1 PROJEKTETS FORMÅL	17
1.2 AFGRÆNSNING	18
1.3 STRUKTUR AF RAPPORT	18
2 RISIKOVURDERING SOM VÆRKTØJ	21
2.1 BRUG AF RISIKOVURDERING	21
2.2 METODE FOR MIKROBIEL RISIKOVURDERING	22
3 BESKRIVELSE AF PROTOZOERNE	24
3.1 GIARDIA INTESTINALIS	24
3.1.1 Basal biologi	24
3.1.2 Kliniske symptomer hos mennesker	27
3.1.3 Epidemiologi	27
3.2 CRYPTOSPORIDIUM PARVUM	29
3.2.1 Basal biologi	29
3.2.2 Kliniske symptomer	31
3.2.3 Epidemiologi	32
3.3 DELKONKLUSION	34
4 ANALYSEMETODER	35
4.1 METODER TIL KONCENTRERING, OPRENSNING OG PÅVISNING AF CRYPTOSPORIDIUM OG GIARDIA	35
4.2 BESTEMMELSE AF VIABILITET	37
4.3 UNDERSØGELSE AF CRYPTOSPORIDIUM OG GIARDIA I DANMARK	37
4.4 DELKONKLUSION	38
5 SYGDOMSUDBRUD I DANMARK OG RESTEN AF VERDEN	39
5.1 SYGDOMSUDBRUD I DANMARK	39
5.2 SYGDOMSUDBRUD I UDlandet	41
5.3 DELKONKLUSION	43
6 OVERLEVELSE OG REDUKTION AF GIARDIA OG CRYPTOSPORIDIUM I DET YDRE MILJØ	44
6.1 REDUCERENDE MILJØFAKTORER	44
6.2 REDUKTIONSFÅKTORER VED BEHANDLING	45
6.2.1 Behandling af drikkevand	45
6.2.2 Behandling af spildevand	46
6.2.3 Behandling af bassinvand i svømmebade	46
6.2.4 UV-behandling	48
6.3 DELKONKLUSION	49

7	RISIKOVURDERING AF VANDBÅRNE INFEKTIONER	50
7.1	IDENTIFIKATION OG BESKRIVELSE AF FARER	50
7.2	VURDERING AF EKSPONERING	51
7.3	ANALYSE AF SAMMENHÆNG MELLEM DOSIS OG RESPONS	51
7.4	BEREGNING OG VURDERING AF RISIKO	53
8	DRIKKEVAND	55
8.1	INDTAG OG EKSPONERINGER	55
8.2	SYSTEMBESKRIVELSE FOR DRIKKEVANDSFORSYNING	55
8.2.1	Vandforsyningsstruktur	56
8.3	FOREKOMST	57
8.3.1	Vandressourcen - grundvand	57
8.3.2	Vandressourcen - overfladevand	58
8.4	KVALITATIV RISIKOVURDERING	58
8.4.1	Indvindingsboringer	59
8.4.2	Vandbehandling	60
8.4.3	Distribution og opbevaring	61
8.4.4	Installationer i husholdninger eller industrier	62
8.4.5	Små vandforsyninger	63
8.5	DELKONKLUSION	64
9	OVERSVØMMELSE MED SPILDEVAND I BYER	65
9.1	SYSTEMBESKRIVELSE FOR OVERSVØMMELSER	65
9.2	UDVÆLGELSE AF SCENARIER TIL KVANTITATIV RISIKOVURDERING.	66
9.3	FOREKOMST I SPILDEVAND	67
9.3.1	Mængde af indtaget forurenede vand	69
9.4	HYPPIGHED AF EKSPONERINGER	69
9.4.1	Årligt antal inficerede som følge af regnbetingede overbelastninger	69
9.4.2	Eksponerede årligt som følge af nedsat kapacitet/ rørsammenbrud	70
9.5	BEREGNET RISIKO PR. EKSPONERING OG ÅRLIGT ANTAL EKSPONEREDE	70
9.6	DELKONKLUSION	72
10	REKREATIV ANVENDELSE AF OVERFLADEVAND (BADEVAND)	73
10.1	SYSTEMBESKRIVELSE FOR OVERFLADEVAND	73
10.1.1	Udledning af spildevand til vandområder	73
10.1.2	Overfladeafstrømning til vandområder	74
10.2	FOREKOMST I OVERFLADEVAND	76
10.2.1	Fersk overfladevand	76
10.2.2	Marint overfladevand	79
10.3	KVANTITATIV RISIKOVURDERING	83
10.3.1	Indtag af vand pr. eksponering.	84
10.3.2	Antal badninger pr. år	84
10.4	BEREGNET RISIKO PR. EKSPONERING OG ÅRLIGT ANTAL INFICEREDE	86
10.5	DELKONKLUSION	88
11	SVØMMEBADE	89
11.1	SYSTEMBESKRIVELSE FOR SVØMMEBADE	89
11.2	FOREKOMST AF (OO)CYSTER I BASSINVAND	91
11.2.1	Afrapporterede undersøgelser	91
11.2.2	Hændelsesbaseret modellering af forekomst	93
11.3	UDVÆLGELSE AF SCENARIER TIL KVANTITATIV	

	RISIKOVURDERING	97
11.4	KVANTITATIV RISIKOVURDERING	98
11.4.1	Antal badende i badebassiner og kvantificering af fækale uheld med udskillelse af (oo)cyster	98
11.4.2	Indtag af svømmevand pr. badning	102
11.4.3	Henfald og tilbageholdelse af (oo)cyster i svømmebade	102
11.5	BEREGNET RISIKO PR. INFICERET FÆKALIEUHELD, PR. BADNING OG INFICEREDE PR. ÅR	103
11.6	DELKONKLUSION	106
12	SAMMENFATTENDE VURDERING	108
13	ANBEFALEDE UNDERSØGELSER	111
14	KONKLUSION	112
15	ORDLISTE	113
16	REFERENCER	114
	BILAG A LISTE OVER TILSVARENDE UDENLANDSKE RISIKOVURDERINGER	127
	BILAG B ANALYSEMETODER	129
	BILAG C REDUKTIONSFAKTORER	139
	BILAG D KOMPLETTE TABELLER MED FOREKOMSTDATA	141

Forord

Denne rapport belyser forskellige risici i forbindelse med menneskers kontakt med vand forurenet med protozoerne Giardia og Cryptosporidium.

Rapporten er udarbejdet af en arbejdsgruppe bestående af:

Ulla Tolstrup Andersen, Miljø & Ressourcer DTU
Hans-Jørgen Albrechtsen, Miljø & Ressourcer DTU. Projektleder
Rasmus Boe-Hansen, Miljø & Ressourcer DTU
Karsten Arnbjerg-Nielsen, COWI
Jes Clauson-Kaas, COWI
Heidi Larsen Enemark, Danmarks Fødevareforskning
(tidligere Danmarks Fødevare- og Veterinærforskning)
Thor Axel Stenström, Smittskyddsinstitutet, Sverige
Anders Dalsgaard, DVC

Der har for projektet været nedsat følgende følgegruppe:

Linda Bagge, Miljøstyrelsen (Formand)
Line Hollesen, Miljøstyrelsen
Barbara Hjalsted, Sundhedsstyrelsen, senere afløst af:
Lis Keiding, Sundhedsstyrelsen
Birgit Nørrung, Fødevaredirektoratet
Eskild Petersen, Statens Serum Institut
Jens Strodl Andersen, Danmarks Fødevareforskning

Der har i løbet af projektperioden været afholdt møder, hvor følgegruppen har bidraget til rapportens udformning og indhold. Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen som led i strategien for Miljø og Sundhed, mikrobiologisk forurening.

Projektet retter sig mod centrale og decentrale myndigheder (amter, kommuner og embedslæger) samt konsulenter og interesseorganisationer.

Sammenfatning og konklusioner

I projektet er udført en risikovurdering for human infektion med protozoerne *Giardia* og *Cryptosporidium* via vand i Danmark. I udlandet er der foretaget flere risikovurderinger af de to protozoer, men disse risikovurderinger kan ikke umiddelbart overføres til danske forhold. Dette skyldes bl.a. at vandforsyningen i Danmark hovedsageligt er baseret på grundvand, at antallet af badestrande og antal badende varierer fra land til land og at regler for svømmebade er forskellige.

Formålet med projektet har været at udarbejde en risikovurdering for *Giardia intestinalis* og *Cryptosporidium parvum* ved menneskers indtag af drikkevand, kontakt med badevand, overfladevand, spildevand og bassin vand. Miljøstyrelsen kan eventuelt ud fra vurderingerne fastsætte kvalitetskriterier/kravværdier for de to protozoer i de nævnte vandtyper.

Protozoernes biologi og epidemiologi viser at *Giardia* cyster og *Cryptosporidium* oocyster er de infektiøse stadier af de to protozoers livscyklus og er henholdsvis på 5-10 µm og 4-6 µm. Begge protozoer har lave infektiøse doser hos mennesker; 10 *Giardia* cyster eller 30 *Cryptosporidium* oocyster kan være nok til infektion, der er karakteriseret ved bl.a. diarré, kvalme, opkast og dehydrering. For *Cryptosporidium* varer sygdomsforløbet typisk 1-2 uger og for *Giardia* 1-3 uger. Der er ingen behandling for *Cryptosporidium*, hvorimod *Giardia* infektion kan behandles. Begge infektioner er ofte selvbegrænsende, men kan i sjældne tilfælde blive kroniske.

Der er i denne risikovurdering ikke skelnet mellem de enkelte *Giardia* og *Cryptosporidium* arter og subtyper, da der sjældent er rapporteret hvilke genotyper, der findes ved diagnosticering af human giardiasis og cryptosporidiose. Ydermere er det endnu ikke fuldt afklaret hvilke genotyper, som kan smitte og forårsage sygdom hos mennesker. Detektionsmetoderne til vand- og miljøprøver omfatter sædvanligvis heller ikke artsbestemmelse, da de fleste *Giardia* og *Cryptosporidium* arter ikke kan differentieres på baggrund af morfologiske karakteristika. Desuden skelner størstedelen af de publicerede studier ikke mellem døde og levende organismer.

Der anvendes mange forskellige målemetoder for *Giardia* og *Cryptosporidium* og koncentrationerne i litteraturen er behæftet med stor usikkerhed. Derfor kan resultaterne mellem forskellige laboratorier være svære at sammenligne. Det er dog muligt at sammenligne forskellige undersøgelser, da forskellen i koncentration er større mellem forskellige lokaliteter end måleusikkerheden på prøver udtaget på samme lokalitet. Forskellen mellem resultaterne skyldes bl.a. genfindelsesprocenten, der påvirkes af hvordan der skelnes mellem døde og levende organismer, vandkvalitet og (oo)cysternes (samlet betegnelse for cyster og oocyster) alder. Hvert trin i oprensings- og detektionsprocessen medfører tab af (oo)cyster, hvorfor genfindelsen generelt er lav og variabel.

Giardiasis og cryptosporidiose er ikke indberetningspligtige i Danmark og derfor kendes det reelle antal syge pr. år ikke. I år 2000 blev der diagnosticeret cirka 1600 tilfælde af giardiasis og hvert år diagnosticeres ca. 200 tilfælde af cryptosporidiose. Det faktiske årlige antal er estimeret til 60.000 tilfælde af giardiasis og 10.000 tilfælde af cryptosporidiose, omend disse tal er meget usikre.

Denne rapport omfatter en risikovurdering af fire scenarier; nemlig smitte via drikkevand, oversvømmelse med spildevand i byer, rekreativ anvendelse af overfladevand og svømmebassiner. Hvert scenarie er belyst gennem to delanalyser.

De kvantitative risikovurderinger er gennemført med forskellige strategier for de forskellige scenarier, da datagrundlaget har været meget forskelligt for scenarierne. Således er risikovurderingen for oversvømmelser med spildevand i byer baseret på indsamlede målte data af koncentrationen af Giardia eller Cryptosporidium. Risikovurderingerne for rekreativ anvendelse af overfladevand er for ferskvand ligeledes baseret på indsamlede, målte data af koncentrationen af Giardia eller Cryptosporidium, mens det for marint overfladevand er baseret på grove antagelser om fortyndingsforhold. Endelig er den kvantitative risikovurdering for svømmebade baseret på en hændelsesbaseret modellering af forekomst, da der ikke eksisterer målinger af koncentrationer af Giardia og Cryptosporidium i svømmebassiner. Disse forskellige strategier skal naturligvis tages i betragtning, når de forskellige scenarier sammenlignes. Samlet set vurderes det, at det er rimeligt at sammenligne resultaterne fra de forskellige scenarier.

Der er ikke foretaget en kvantitativ risikovurdering for smitte via drikkevand, da der ikke er data til dette. Der er foretaget en kvalitativ risikovurdering, som peger på, at den givne offentlige vandforsyning giver et rimeligt højt beskyttelsesniveau, men der er påpeget en række punkter, hvor der kunne forekomme forurening med Giardia eller Cryptosporidium som f.eks. ved ledningsbrud. Der er antageligt en større risiko for forurening i de små (færre end 9 forbrugere) vandforsyninger, som findes i et ganske stort antal, fordi der her oftest ikke findes en effektiv barriere og borerne ofte er overfladenære og ubeskyttede. Disse forureninger vil imidlertid være meget lokale og vil kun ramme få personer.

TABEL O-1. OPSUMMERING AF BEREGNEDE TYPISKE VÆRDIER FOR INFEKTION VED DE FORSKELLIGE SCENARIER. DEN AMERIKANSKE MILJØSTYRELSE ANBEFALER AT RISIKOEN ER MINDRE END 1 SMITTET MED *GIARDIA* ELLER *CRYPTOSPORIDIUM* PR. 10.000 PR. ÅR (DVS. RISIKOEN ER 10^{-4} PR. ÅR). DE SCENARIER, HVOR DISSE ANBEFALEDE VÆRDIER TANGERES ELLER OVERSKRIDES VED ET TYPISK ANTAL EKSPONERINGER, ER I TABEL O-1 MARKERET MED GRÅT UNDER RISIKO PR. GANG.

	Risiko pr. eksponering		Antal smittede pr. år	
	Typisk ¹		Typisk ¹	
	<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>
<i>Vandforsyning</i>	?	?	?	?
<i>Oversvømmelse</i>				
Regnbetinget	$1 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-5}$	0	0
Tilstopning	$1 \cdot 10^{-6}$	$7 \cdot 10^{-5}$	0	0
<i>Rekreativ anvendelse</i>				
Ferskt	$9 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-5}$	26	3
Marint	$1 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-6}$	78	10
<i>Svømmebade</i>				
Alm. Bassin	$3 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-6}$	1	33
Varmtvandsbassin	$3 \cdot 10^{-6}$	$7 \cdot 10^{-5}$	7	141

¹ Typisk svarer til 50%-fraktilen, dvs. medianen,

² ?: Der er ikke gennemført en kvantitativ risikoanalyse

Tabel 0-1 viser resultaterne af de kvantitative risikovurderinger. De beregnede værdier for risiko pr. eksponering kan omregnes til et estimat for, hvor mange der smittes på landsplan om året – og de typiske værdier (medianværdien) fremgår af tabel 0-1. Estimerne på antal smittede pr. år er naturligvis behæftet med usikkerhed, men det har ikke været muligt inden for projektets rammer at bestemme et egentligt konfidensinterval.

Oversvømmelser med spildevand i byer udgør ikke en stor risiko, da der er mindre end én smittet pr. år. Rekreativ anvendelse af især marint overfladevand er den smittevej, som fører til flest tilfælde af giardiasis, mens svømmebassiner er den vigtigste smittevej for *Cryptosporidium*. Varmtvandsbassiner i svømmehaller er den smittevej, som giver det fleste antal syge ud af de tre kvantitative scenarier.

Når der ses på risikoen pr. eksponering er *Giardia* et større problem ved rekreativ anvendelse end ved svømmebade og omvendt er *Cryptosporidium* et større problem i svømmebade end ved rekreativ anvendelse. Dette skyldes primært at der generelt skal færre *Giardia* cyster end *Cryptosporidium* oocyster til at forårsage sygdom og at koncentrationerne i miljøet generelt er højere for *Giardia* end *Cryptosporidium*. Derudover er *Giardia* meget mere følsom overfor klorbehandling end *Cryptosporidium*.

Oversvømmelser udgør en lille risiko, da mængden af indtaget vand pr. eksponering er meget lille (omkring 1 mL) og da der kun er 15.000 eksponeringer pr. år. Der er langt flere eksponeringer ved rekreativ anvendelse af overfladevand (5 mio.) og indtaget ligger her på 40 mL. Så selvom koncentrationerne her er lavere end ved oversvømmelser er der risiko for flere smittede pr. år.

Ved rekreativ anvendelse af overfladevand vil den største risiko forekomme for *Giardia* i marint vand. Beregningerne af risiko for infektion via rekreativ anvendelse af fersk og marint overfladevand er mere usikre end for de øvrige scenarier. Det skyldes at forekomsten af (oo)cyster i ferskvand primært er baseret på udenlandske undersøgelser. Forekomsten i marint overfladevand er baseret på en grov antagelse om fortynding af udledt ferskvand i marine områder.

Den største risiko i svømmebade forekommer for *Cryptosporidium* i varmtvandsbassiner med et typisk antal smittede på 141 pr. år. Den største usikkerhed på beregningerne af risiko for infektion via svømmebassiner er prævalensen af personer, som udskiller (oo)cyster i befolkningen.

Overraskende udgør vandrelateret smitte (ved de undersøgte scenarier) samlet set (eksklusiv drikkevand) kun 2% af smitterisikoen for *Cryptosporidium*, mens tallet er mindre for *Giardia*. Ved vurderingen af de enkelte værdier er det imidlertid vigtigt at være opmærksom på, at de angivne værdier er gennemsnitsbetragtninger. Dvs. at et enkelt udbrud f.eks. i et svømmebassin, kan give anledning til flere hundrede smittede, selvom det er meget sjældent at sådanne udbrud forekommer. Derudover kan de 2% være en faktor 2-10 højere pga. usikkerhed på beregningerne og på vurderingen af antal smittede pr. år i Danmark. Denne usikkerhedsfaktor er dog ikke udtryk for en formel beregning og vurdering, men et skøn.

Der er ingen danske eller europæiske anbefalinger med hensyn til hvilken smitterisiko, der er acceptabel, men den amerikanske miljøstyrelse anbefaler at risikoen er mindre end 1 smittet med *Giardia* eller *Cryptosporidium* pr. 10.000 pr. år (dvs. risikoen er 10^{-4} pr. år). De scenarier, hvor disse anbefalede værdier

tangeres eller overskrides ved et typisk antal eksponeringer, er i tabel 0-1 markeret med gråt under risiko pr. gang – dvs. rekreativ anvendelse af ferske vande for Giardia, og varmtvandsbassiner i svømmehaller for Cryptosporidium.

Summary and conclusions

This project includes a risk assessment for human infection by the protozoa *Giardia* and *Cryptosporidium* by exposure to water in Denmark. Several of such risk assessments have been conducted in other countries, but these assessments are difficult to apply to the Danish situation. This is mainly due to the facts that in Denmark more than 99% of the drinking water is produced from groundwater, that the number of bathers vary from different countries, and that the rules for swimming pools are different.

The purpose of the project has been to perform a risk assessment for infection by *Giardia* and *Cryptosporidium* through intake of drinking water and exposure to bathing water, surface water, wastewater and water in swimming pools. The assessments can eventually be used by the Danish Environmental Agency for defining quality values or maximum acceptable concentration of the protozoa in the mentioned water types.

The biology and epidemiology shows that *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts are the infective stadium of the protozoa's life cycle, and that they are 5-10 μm and 4-6 μm , respectively. Both protozoa have low infectious doses; 10 *Giardia* cysts or 30 *Cryptosporidium* oocysts can infect humans. The infections are characterized by e.g. diarrhea, nausea, vomiting and dehydration. For *Cryptosporidium* the infection period is typically 1-2 weeks, and for *Giardia* 1-3 weeks. There is no treatment for *Cryptosporidium* infection, whereas the *Giardia* infection can be treated. Both infections are often self-limited, but can in rare cases become chronic.

In this risk assessment it was not distinguished between the individual *Giardia* and *Cryptosporidium* species or genotypes, because only very seldom the genotypes diagnosed in human giardiasis or cryptosporidiosis are reported. Furthermore, it is not clear yet, which genotypes infect humans. Usually the detection methods for water and other environmental samples will not include identification of the species, since most *Giardia* and *Cryptosporidium* species cannot be differentiated morphologically. Additionally, most of the published studies do not distinguish between live and dead organisms.

Many different detection methods are used for *Giardia* and *Cryptosporidium* and the uncertainty of the concentrations given in literature is very high. Therefore, results from different laboratories can be difficult to compare. Despite this, it is possible to compare different investigations, because the difference in concentration between different locations is higher than the uncertainty of the measurements within each location. The difference between the results is due to e.g. recovery, which is influenced by the distinguishing between living and dead organisms, the water quality, and the age of the (oo)cysts (a common term for both cysts and oocysts). Each step in the concentration and detection processes may lose (oo)cysts, and therefore the recovery generally is low and varying.

Giardiasis and cryptosporidiosis are not mandatory to register in Denmark and the actual number of cases per year is not known. In year 2000 approximately 1600 cases of giardiasis were diagnosed and every year approximately 200 cases of cryptosporidiosis are diagnosed. The actual yearly

number is estimated to 60,000 cases of giardiasis and 10,000 cases of cryptosporidiosis, although these estimates are quite uncertain.

This report includes a risk assessment of four scenarios: infection by drinking water, by contact with floods by waste water in cities, by recreational use of surface water and by using swimming pools. Every scenario is discussed in two sub-analysis.

Different strategies for the quantitative risk assessments are used in each scenario, because the data were very different in the different scenarios. Thus the risk assessment of floods by wastewater in cities is based on collected measurements of the concentration of *Giardia* and *Cryptosporidium* in untreated wastewater. This is also the case for the risk assessment of recreational use of fresh surface waters, but for marine surface waters the risk assessment is based on rough estimations of dilution ratios. The quantitative risk assessment of swimming pools is based on an incident-based modeling of occurrence, since there are no available measurements of the *Giardia* and *Cryptosporidium* concentrations in swimming pools. These different strategies should of course be considered when the different scenarios are compared. Overall it is evaluated that it is acceptable to compare the results from the different scenarios.

Infection by drinking water was not assessed quantitatively since there are not sufficient data available for this. A qualitative assessment indicated that the public water supply offers a high level of protection, but showed also some cases where contamination of the water supply could occur, e.g. by breakages in the distribution system. There is probably a higher risk in the high number of small (less than 9 consumers) water supplies without hygienic protection barriers. Such contaminations however, will be very local and will only affect few persons.

TABLE 0-1. SUMMARY OF CALCULATED TYPICAL VALUES FOR INFECTION BY THE DIFFERENT SCENARIOS.

	Risk per exposure		Number of infected per year	
	Typical ¹		Typical ¹	
	<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>
<i>Water supply</i>	? ²	?	?	?
<i>Floods</i>				
Rain based	1·10 ⁻⁶	5·10 ⁻⁵	0	0
Clogging	1·10 ⁻⁶	7·10 ⁻⁵	0	0
<i>Recreational use</i>				
Fresh	9·10 ⁻⁵	1·10 ⁻⁵	26	3
Marine	1·10 ⁻⁵	2·10 ⁻⁶	78	10
<i>Swimming pools</i>				
Ordinary	3·10 ⁻⁸	1·10 ⁻⁶	1	33
Hot water	3·10 ⁻⁶	7·10 ⁻⁵	7	141

¹ Typical is the 50%-fractile, i.e. the median value

²?: No quantitative risk assessment.

The results of the quantitative risk assessments are summarized in table 0-1. The calculated values for risk per exposure can be used for an estimate for the number of infected in Denmark per year – and the typical (median) values are given in table 0-1. There is of course a certain uncertainty on estimates of

number of infected per year – but it was beyond the project to estimate a confidence interval.

Floods of wastewater in cities are no major risk, since less than one person is estimated to be infected per year. Of the investigated scenarios recreational use of especially marine surface water is the route of infection, which results in most cases of giardiasis, whereas swimming pools are the most important route of infection for cryptosporidiosis. Hot water swimming pools are the route of infection, which result in the highest number of infections among the three quantitative scenarios.

In terms of risk per exposure *Giardia* is a larger problem in recreational use than in swimming pools, whereas *Cryptosporidium* is a larger problem in swimming pools than in recreational use. This is mainly due to that generally fewer *Giardia* cysts than *Cryptosporidium* oocysts are needed to cause infection and that the environmental concentration generally is higher for *Giardia* cysts than *Cryptosporidium* oocysts. Furthermore, *Giardia* is much more sensitive to chlorination than *Cryptosporidium*.

The risk of infection caused by floods is small because the intake of water per exposure is very small (around 1 mL), and because the annual number of exposure is only 15,000. The number of exposures to surface water (5 millions) in connection to recreational use is much higher, and the water intake is higher (around 40 mL per exposure). Therefore the estimated number of infected in connection with recreational use of surface water is higher, despite lower concentrations of *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* in these environments than during flood events.

In connection to recreational use of surface water the highest risk for infection is by *Giardia* in marine waters. The calculated risk for infection during recreational use of surface waters is more uncertain than for the other scenarios, because only few Danish data on (oo)cyst concentration are available for fresh water, and the concentration in marine surface waters is based on rough estimations of dilution of freshwater discharged into the marine water.

In connection to swimming pools the highest risk is for *Cryptosporidium* in hot water pools, where typically 141 are infected per year. The highest uncertainty in the estimations regarding the risk of infection in swimming pools is the estimation of prevalence of persons in the population excreting (oo)cysts.

Surprisingly, the investigated scenarios (excluding drinking water) for water related infection only account for 2% of the annual cases of *Cryptosporidium* and less for *Giardia*. In evaluating the values it is important to consider that they are average values. This means that a single outbreak e.g. in a swimming pool can result in several hundreds of infected although this will happen rarely. Furthermore the 2% can be 2 to 10 times higher because of uncertainties in the calculations and in the estimation of number of infected per year in Denmark. This uncertainty is estimated, and not a result of an uncertainty calculation.

There are no Danish or European recommendations regarding acceptable risk, but the US Environmental Protection Agency recommends that the risk should be less than 1 infected by *Giardia* or *Cryptosporidium* per 10,000 per year (i.e. the risk is less than 10^{-4} per year). These recommended values are touched or exceeded by a typical number of exposures for the scenarios risk

of giardiasis through recreational use of fresh waters and risk of cryptosporidiosis through hot water swimming pools.

1 Indledning

I 1993 blev omkring 400.000 personer i Milwaukee, Michigan, USA smittet med *Cryptosporidium parvum* (bl.a. MacKenzie et al., 1994). Der er publiceret flere forskellige årsager til udbruddet, men et gennemgående træk er at Lake Michigan, hvorfra byens vandforsyning hentede deres råvand, blev forurenet, samtidig med at behandlingen på ét af byens vandværker svigtede. Dette udbrud resulterede i en øget opmærksomhed på risici for forurening med disse protozoer og en lang række tiltag blev iværksat for at hindre lignende uheld.

Det er imidlertid ikke kun i forbindelse med drikkevandsforsyning, at protozoerne *Giardia intestinalis* og *Cryptosporidium parvum* udgør en risiko. Således har *C. parvum* været årsag til en væsentlig del af de vandbårne udbrud af mavetarm-infektioner i forbindelse med rekreativ anvendelse af vand i USA (Levy et al., 1998), hvor smitten både skyldes kontakt med søvand og svømmebassiner.

Der er i de seneste år gennemført risikoanalyser af *Giardia* og *Cryptosporidium* i en række lande (bl.a. Barbeau et al., 2000; Fewtrell et al., 2001; Laine et al., 2002; Pouillot et al., 2002 – se bilag A for flere referencer). Det kan være problematisk at overføre disse analyser til danske forhold uden en nærmere bearbejdning, da der ofte er væsentlige forskelle mellem forskellige lande f.eks. klima, spildevandets rensningsgrad, befolkningssammensætning, sundhedstilstand m.v.

En risikovurdering af *Giardia* og *Cryptosporidium* i vand er blevet aktualiseret i Danmark som følge af, at en undersøgelse af *Giardia* og *Cryptosporidium* viste, at de kan forekomme i rensset spildevand (Mølgaard et al., 2002) og dermed i badevand i koncentrationer, der kan udgøre en sundhedsmæssig risiko for de badende. En undersøgelse af patogener i udvalgte vandværker viste, at protozoer også kan forekomme i overfladevand, der anvendes til drikkevand samt i grundvand, hvor boringer ikke er tilstrækkeligt beskyttet (Albrechtsen, 2003). En svensk og en norsk undersøgelse af forekomsten af *Giardia* og *Cryptosporidium* i vandværker underbygger fundene i de danske undersøgelser (Robertson et al., 2000; Hansen et al., 1998).

Det kan derudover nævnes, at der er gennemført en række andre danske tilgrænsende arbejder: risikovurdering af udspredding af gylle med vandingskanoner (Andersen et al., 2001), risikovurdering af anvendelse af human urin på landbrugsjord (Hald et al.), risikovurdering af anvendelse af lokalt opsamlede humane fækalier (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003a), og risikovurdering af at anvende opsamlet tagvand til brug i egen have (Arnbjerg-Nielsen et al., 2003b).

1.1 PROJEKTETS FORMÅL

Projektets formål er at udarbejde en risikovurdering (kvalitativt og i det omfang det er muligt kvantitativt) for *G. intestinalis* og *C. parvum* ved menneskers indtag af drikkevand baseret på overfladevand og grundvand, samt ved menneskers kontakt med badevand, overfladevand, spildevand og svømmebade. Vurderingen skal gøre det muligt for Miljøstyrelsen eventuelt at

fastsætte kvalitetskriterier/ kravværdier for de to protozoer i de nævnte vandtyper.

1.2 AFGRÆNSNING

Cryptosporidium og *Giardia* lever i tarmen hos smittede mennesker og dyr, som kan udskille millioner (oo)cyster (samlet betegnelse for cyster og oocyster, som anvendes i resten af rapporten) pr. gram fækalie. Smitte af mennesker kan finde sted:

- Via direkte kontakt (fækal-oral forurening)
 - fra person til person
 - fra dyr til menneske
- Via fødevarer
- Via vand (drikkevand, badevand, spildevand)

Tabel 1-1 viser disse smitteveje og angiver, hvilke der behandles i denne rapport.

Spredning fra person til person er antageligt den hyppigste smittevej. I mange lande udgør smitte via fækalt forurenet affald fra dyr og mennesker et betydeligt problem for folkesundheden. Men da denne rapport omhandler smitte via vand, vil dette ikke yderligere blive behandlet.

Vanding af afgrøder med spildevand eller gylle kan medføre forurening, men er ikke tilladt i Danmark, hvor spiseafgrøder skal vandes med vand af drikkevandskvalitet. Udover vand til vanding af afgrøder, anvender fødevarerindustrien store mængder vand til produktion og forarbejdning af færdigvarer. Disse former for smitte anses i denne sammenhæng som fødevarerelateret og vil derfor ikke blive behandlet i denne rapport.

Risikoen for smitte på vandforsynings- og spildevandsanlæg er ikke undersøgt, da det kun er personer, som arbejder på anlæggene, som udsættes for smitte og risikoen afhænger derfor udelukkende af arbejdspraksis. Dette er et arbejdsmiljøproblem og risikoen for smitte for kloakarbejdere behandles derfor heller ikke.

1.3 STRUKTUR AF RAPPORT

Rapporten er opbygget i 2 dele: Den første del er en generelt beskrivende del (kap. 2 til kap. 7), der giver baggrunden for den efterfølgende anden del, der er en risikovurdering af en række specifikke miljøer og scenarier.

I kapitel 2 præsenteres risikovurdering som værktøj. I det følgende kapitel 3 beskrives *Giardia* og *Cryptosporidium*, da en forståelse af organismernes livscyklus og udbredelse er en forudsætning for at kunne udføre en identifikation og beskrivelse af farer.

En forståelse af metoder til påvisning og identifikation af protozoerne er en forudsætning for at kunne fortolke data i litteraturen. Derfor beskrives i kapitel 4 hvilke analysemetoder, som er tilgængelige i dag.

TABEL 1-1 OVERSIGT OVER FORVENTEDE HOVEDSMITTEVEJE FOR *GIARDIA* OG *CRYPTOSPORIDIUM*. FOR HVER SMITTEVEJ ER ENDVIDERE ANGIVET, HVORVIDT DEN BLIVER BEHANDLET I DETTE PROJEKT.

Hoved-opdeling	Smitteveje	Behandles i projektet	Kommentar
Direkte kontakt	Menneske – Menneske	Nej	
	- Børneinstitutioner	Nej	
	- Hospitaler	Nej	
	- Arbejdsmiljø ¹	Nej	
	Dyr – Menneske	Nej	
Fødevarerelateret	Kød	Nej	
	Tilberedt mad	Nej	
	Frugt og grønt	Nej	
	Isterninger	Nej	
	Fisk og skaldyr	Nej	
Vandrelateret	Drikkevand		
	- Grundvand	Ja	
	- Overfladevand (vandløb, sø)	Ja	
	- Vandforsyningsanlæg	Ja	
	Spildevand		
	- Oversvømmelse, åbne arealer	Nej	Se kap. 10
	- Oversvømmelse, kældre	Ja	
	- Spildevandsanlæg	Nej	Arbejdsmiljø
	- Slambehandling	Nej	Arbejdsmiljø
	Rekreative vandområder		
	- Vandløb	Ja	
	- Sø	Ja	
	- Kyst	Ja	
Svømmebassiner	Ja		

¹ Hvilket også betyder at arbejdsmiljø på spildevandsanlæg og svømmebadsanlæg ikke behandles.

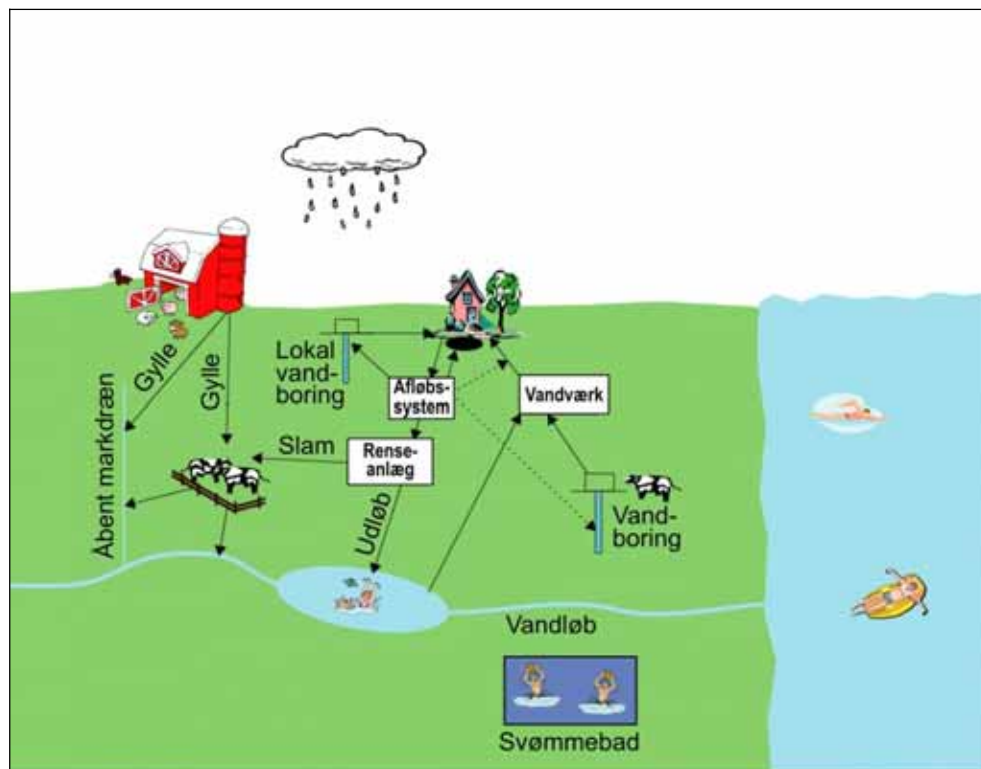
I udlandet rapporteres der regelmæssigt om vandbårne udbrud af giardiasis og cryptosporidiose. Kapitel 5 giver en oversigt over udvalgte udbrud i Danmark og i andre lande, der er sammenlignelige med Danmark. Denne oversigt er medtaget for at give et indtryk af, hvilke miljøer det kan være aktuelt at udføre en risikovurdering for i Danmark.

For at beregne smitterisici i forskellige miljøer er det nødvendigt at kende protozoernes overlevelse i vand under forskellige naturlige og menneskeskabte forhold. Protozoernes overlevelse i vand afhænger af naturlige barrierer som temperatur og pH, samt vandbehandling bl.a. filtrering og kloring. Dette er beskrevet i kapitel 6.

Kapitel 7 indeholder en nærmere beskrivelse af, hvordan risikovurderingen vil blive brugt i denne sammenhæng. Efterfølgende præsenteres risikovurdering for vandrelateret smitte, der som i tabel 1-1 er opdelt i 4 vandområder:

- Drikkevand
- Oversvømmelse (af regn- og kloakvand)
- Rekreativt vandområde (badevand)
- Svømmebade

Figur 1-1 giver et overblik over de forskellige forureningsveje, der kan føre til smitte og som behandles i rapporten.



FIGUR 1-1 EKSEMPLER PÅ FORSKELLIGE FORURENINGSVEJE

Kapitel 8 til 11 indeholder risikovurdering for de udvalgte vandområder.

Sygdomsudbrud i forbindelse med drikkevand forekommer regelmæssigt i udlandet. Det er derfor relevant at vurdere risikoen for sådanne udbrud i Danmark og dette foretages i kap. 8. Risikoen for drikkevandsforurening fra råvand (grund- og overfladevand) til forbruger og risikoen for at dette fører til smitte vurderes i kapitel 8.

I kap. 9 vurderes risikoen for smitte af mennesker efter kontakt med spildevand. Ideelt set har mennesker ingen kontakt med spildevand, da der for over 100 år siden blev bygget kloaker for at mindske smitterisikoen for infektionssygdomme. I byområder med fælles kloakering fører ekstreme regnhændelser dog regelmæssigt til opstuvning af vand i kloakken og oversvømmelse af kældre og udendørs arealer.

I kap 10 vurderes risikoen for smitte ved anvendelse af rekreative vandområder som vandløb, søer og kyster til badning, surfing osv.

I kap. 11 vurderes risikoen for smitte ved badning i svømmebassiner.

2 Risikovurdering som værktøj

Risikovurdering anvendes indenfor mange forskellige fagfelter som f.eks. olie-gasindustrien, transportsektoren, energisektoren og levnedsmiddelindustrien. Beregningsmetoderne og resultaterne er stort set ens, men der er ikke enighed om terminologien. I denne rapport benyttes terminologien fra WHO's redegørelse om kvantitative mikrobielle risikovurderinger i vand (Fewtrell & Bartram, 2001). Denne terminologi har mindre uoverensstemmelser i forhold til FAO/WHO's guidelines for analyser af fødevarerhygiejne (Codex Alimentarius Commission, 1999) og terminologien for industrielle risikovurderinger er væsentligt anderledes end den her anvendte. Der er dog generelt enighed om formålet med risikovurderingen, om hvilke input der skal benyttes til vurderingerne og om beregningsmetoderne.

2.1 BRUG AF RISIKOVURDERING

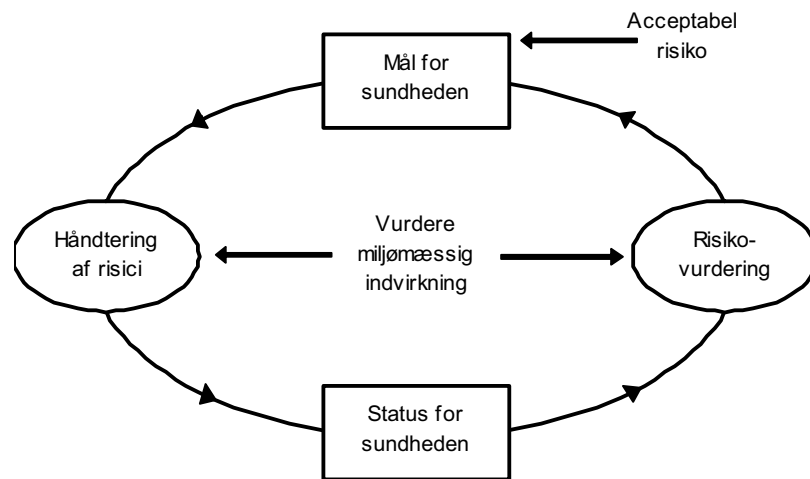
Risikovurdering er en systematisk metode til at bedømme forskellige faktoreres relative betydning ved bestemte scenarier og sigter mod at give et teoretisk baseret beslutningsgrundlag. Ud fra en beskrivelse af det undersøgte system, giver risikovurderingen et billede af, hvor tit bestemte hændelser sker i dette system. Risikovurderingen giver dermed resultater som f.eks.:

- Sandsynlighed for infektion pr. eksponering
- Potentielt antal inficerede pr. år
- Klassifikation af risiko som f.eks. høj, mellem eller lav

Risikovurdering betragtes ofte som det første led i en risikoanalyse, der omfatter tre led: Risikovurdering, risikohåndtering og risikokommunikation. Risikovurderingen skal karakterisere risici ved nuværende eller fremtidige scenarier, i dette projekt risici for mennesker i forbindelse med eksponering overfor vand. Risikohåndteringen søger at identificere metoder til at reducere de karakteriserede risici til et acceptabelt niveau, mens risikokommunikation er den strukturerede udmelding, der skal medføre, at de identificerede metoder gøres alment kendte og følges. Som eksempel kan for rygning angives følgende:

- Risikovurdering: Forskning har vist, at rygning medfører forhøjet sandsynlighed for lungekræft
- Risikohåndtering: Inhalation af røg skal minimeres
- Risikokommunikation: Kampagner til oplysning af borgere om sundhedsfaren ved rygning

Risikovurdering er således et skridt i en iterativ cyklisk proces, se figur 2.1. Da alle tilstande er dynamiske, er det en cyklus, der ikke kan afsluttes. Risikovurdering er den kvalitative og/eller kvantitative vurdering af de forskellige risici i samfundet. Når resultatet af risikovurderingen foreligger, kan det sammenlignes med de mål for sundheden, som foreligger, hvorefter de påpegede risici må håndteres som led i risikohåndteringen. Denne medfører derefter en ny sundhedstilstand i befolkningen gennem et ændret risikobillede, hvorefter en opdatering af risikovurderingen kan være aktuel.



FIGUR 2-1 CYKLUS TIL VURDERING OG HÅNDBLING AF SUNDHEDSRISICI. OPTEGNET PÅ BAGGRUND AF FEWTRELL OG BARTRAM (2001).

2.2 METODE FOR MIKROBIEL RISIKOVURDERING

En mikrobiologisk risikovurdering består af følgende fire delelementer:

- Identifikation og beskrivelse af farer
- Vurdering af eksponering
- Beskrivelse af sammenhæng mellem dosis og respons
- Beregning og vurdering af risiko.

Risikovurderingen betegnes som kvantitativ, når hvert af de fire delelementer munder ud i en kvantitativ beskrivelse. Hvis et eller flere af delelementerne er kvalitativt beskrevet, betegnes hele risikovurderingen som en kvalitativ risikovurdering. Kvalitative risikovurderinger er ganske hyppige, primært hvis væsentlige data mangler eller er meget usikre, eller hvis der alene er tale om en relativ vurdering af forskellige scenarier, hvor de absolutte risici ikke behøver blive kvantificeret. I dette projekt udføres udvalgte kvantitative risikovurderinger i det omfang datagrundlaget er tilstrækkeligt.

Ved kvantitative mikrobielle risikovurderinger vil der være en væsentlig usikkerhed på de beregnede risici ved en konkret handling. Usikkerheden skyldes dels at risikoen vil variere fra gang til gang, fordi systemet ændrer sig, dels at der kun er delvist kendskab til de beskrevne processer. Manglende procesforståelse beskrives som en yderligere usikkerhed og medfører i praksis, at usikkerheden på den konkrete aktivitet overvurderes, specielt ved beregning af worst-case scenarier. Det betyder i praksis, at forskellen på en kvantitativ og en kvalitativ mikrobiel risikovurdering er mindre, end den umiddelbart forekommer.

I denne risikovurdering benyttes en teoretisk fremgangsmåde baseret på vurderinger af forekomst af protozoer i vand, indtag, dosis-respons og hyppighed af eksponeringsvej. En anden mulig fremgangsmåde er at tage udgangspunkt i epidemiologiske undersøgelser, altså at undersøge adfærden hos de diagnosticerede patienter og derigennem søge at klarlægge betydningen af årsagerne. De to fremgangsmåder supplerer hinanden og er begge nødvendige for at kunne få et overblik over, hvordan smitsomme sygdommes udbredes. Når flere smitteveje skal vurderes i forhold til hinanden, betragtes den første fremgangsmåde at være bedst egnet fordi mindre åbenlyse smitteveje derved kan vurderes. Tilsvarende giver de epidemiologiske

undersøgelser en god rettesnor for, hvorvidt de teoretisk beregnede risici er af en korrekt størrelsesorden.

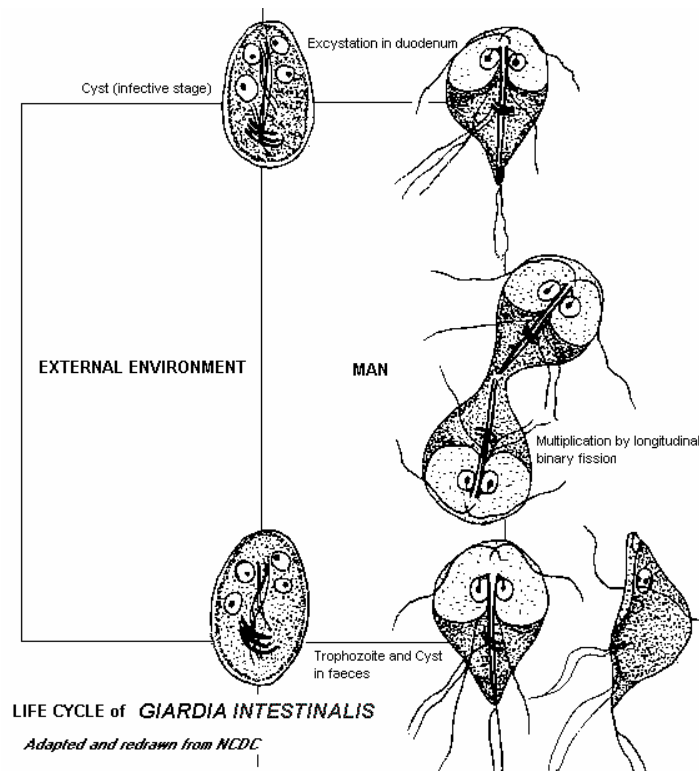
3 Beskrivelse af protozoerne

3.1 *GIARDIA INTESTINALIS*

3.1.1 Basal biologi

3.1.1.1 Morfologi

Giardia forekommer i to stadier: trofozoit- og cystestadiet (hvilestadiet) – se figur 3-1. *G. intestinalis* trofozoiter er pæreformede, 12-15 μm lange og 5-9 μm brede. Celleskelettet indeholder et midterlegeme, fire par flagellater og en slags sugeskop (ventral disk), hvormed protozoen hæfter sig til tarmepitelet. Trofozoiterne er forsynet med to cellekerner, lysosomale vakuoler samt ribosomale og glykogen-granula. Cystedannelse sker efter replikation af cellekernerne. Cysterne indeholder fire cellekerner, er cirka 5-10 μm i diameter og er dækket af en 0,3-0,5 μm tyk væg. Den ydre del er belagt med et net af tråde. Cysternes metabolisme er kun 10-20% af trofozoiternes, hvilket gør at cysterne er stabile i miljøet.



FIGUR 3-1 LIVSCYKLUS FOR *GIARDIA INTESTINALIS*
([HTTP://WWW.CDFOUND.TO.IT/HTML/GIATC.HTM](http://www.cdfound.to.it/html/GIATC.HTM))

3.1.1.2 Klassifikation og taksonomi

Giardia blev, som den første human-patogene protozo, opdaget af Antony van Leeuwenhoek i 1659. Organismerne blev senere beskrevet af Lambl i 1859 og kom derfor til at hedde *Giardia lamblia*. Denne art er dominerende hos mennesker. *Giardia* hører til ordenen Diplomonadida og klassen Zoomastigophorea. Artsbetegnelsen har været diskuteret og ændret flere gange. For tiden anvendes *Giardia duodenalis*, som oprindeligt blev foreslået af

Filice (1952) samt *Giardia intestinalis*. Sidstnævnte betegnelse benyttes i denne rapport, men synonymet *G. lamblia* bliver stadig brugt af mange, især indenfor det humanmedicinske område.

Antallet af *Giardia*-arter er stadig uafklaret. Artsnavne er oprindeligt blevet foreslået på baggrund af henholdsvis vært og morfologiske karakteristika. Der er for eksempel foreslået mere end 40 artsnavne på baggrund af artens vært. For tiden er seks artsnavne accepterede (se tabel 3-1), men kun *G. intestinalis* inficerer mennesker og andre pattedyr (Thompson, 2000). Arterne kan delvist skelnes ud fra morfologiske kriterier.

TABEL 3-1 KLASSIFIKATION AF *GIARDIA* (EFTER ADAM, 2001 OG THOMPSON, 2000)

Art	Vært	Morfologi opdelt efter		Dimensioner for trofozoiter (mikrometer)	
		Lysmikroskopi	Elektronmikroskopi	Længde	Bredde
<i>G. agilis</i>	Padder	Lang og slank; dråbeformet midterkrop		20-30	4-5
<i>G. muris</i>	Gnavere	Kort og rund; smal rund midterkrop		9-12	5-7
<i>G. intestinalis</i>	Flere pattedyr inkl. mennesker	Pæreformet. 1 el. 2 tværgående, kloformede midterkropper		12-15	6-8
<i>G. ardeae</i>	Hejre	Som <i>G. intestinalis</i>	Sugekop og haleflagel som <i>G. muris</i> .	10	6,5
<i>G. psittaci</i>	Papegøjer	Som <i>G. intestinalis</i>	Ukomplet ventrolateral flange, ingen marginal fure	14	6
<i>G. microtti</i>	Markmus og bisamrotter	Som <i>G. intestinalis</i>	Cyster indeholder 2 trofozoiter med moden sugekop	12-15	6-8

Med henblik på differentiering af *Giardia*-isolater er molekylære studier af f.eks. "small-subunit rRNA", (tim-gener), og glutamat dehydrogenase (GDH)-generne blevet anvendt i stigende omfang. Disse undersøgelser har alle bekræftet delingen af *G. intestinalis* i to overordnede genotyper (se tabel 3-2), nemlig gruppe A (1 & 2) og gruppe B (3). Der er sandsynligvis en række biologiske forskelle imellem disse grupper. For eksempel har et enkelt studie vist, at isolater fra gruppe 3 var signifikant mere patogene end isolater fra gruppe 1 over for frivillige forsøgspersoner, der blev eksperimentelt inficeret. (Nash et al., 1987)

Udover de nævnte genotyper hos mennesker er der foreslået en række andre genotyper/ grupper, som foreløbigt kun er blevet påvist hos dyr. F.eks. er der hos hunde identificeret en genotype, der er genetisk forskellig fra *G. intestinalis*, men som indtil videre ikke har vist zoonotisk potentiale (dvs. at der ikke er fundet tegn på, at hundens genotype kan overføres til mennesker). Ligeledes er der foreslået separate grupper (genotyper E til G) for hovdyr, katte og rotter (se tabel 3.2). Undersøgelse af *Giardia* fra kalve har vist, at nogle isolater tilhører produktionsdyr-gruppen (gruppe E), mens andre tilhører gruppe A (genotype 1), som kan smitte mennesker. Gruppe C til G er endnu ikke fundet hos immunkompetente mennesker, hvilket tyder på at nogle genotyper af *G. intestinalis* har et bredt værtsspektrum, mens andre er mere værtsspecifikke og således ikke udgør en zoonotisk risiko. Molekylære epidemiologiske data med hensyn til forekomst og udbredelse af de forskellige grupper foreligger kun i begrænset omfang. Yderligere studier er derfor nødvendige før det kan afgøres, om disse syv grupper bør anses for at være separate arter.

Giardiasis hos kvæg, især kalve, kan være forårsaget af to forskellige genotyper, hvoraf den ene kan give anledning til infektion hos mennesker. Selvom produktionsdyrs-genotypen tilsyneladende er den mest almindelige hos kvæg, viser besætningsundersøgelser fra Canada og Australien, at en mindre gruppe (<20%) kreaturer kan være smittet med *Giardia* – genotyper fra den zoonotiske gruppe A (O’Handley, 2000).

TABEL 3-2 GENOTYPER AF *G. INTESTINALIS*

Foreslået betegnelse	Grupper	Værter
Genotype A-1	A (gruppe 1)	Menneske, bæver, kat, lemur, får, kvæg, hund, chinchilla, alpaka, hest, svin
Genotype A-2	A (gruppe 2)	Menneske, bæver
Genotype B	B (gruppe 3 og 4)	Menneske, bæver, marsvin, hund, abe
	C	Hund
	D	Hund
	E (el. A-produktiondyr)	Kvæg, får, alpaka, ged, svin
	F	Kat
	G	Rotte

3.1.1.3 Livscyklus

Smitte sker ved oral optagelse af cyster, som udskilles med fækalier fra værten. Efter optagelsen excystrer cysterne (dvs. cysterne brister og frigiver trofozoiterne) i den forreste del af tyndtarmen, hvorefter trofozoiterne sætter sig fast på tarmepitelet ved hjælp af sugeskoppen og forårsager en betændelsestilstand med diarré og hæmmet optagelse af næringsstoffer. Trofozoiterne multipliceres ved binær fission (længdedeling) afhængigt af næringsstofferne i det omgivende miljø. *Giardia* kan udskilles via fækalier som trofozoiter, eller encystrer hvis de påvirkes af galdesalte og udskilles som cyster. Mens trofozoiterne hurtigt går til grunde uden for værten, er cysterne relativt resistente over for miljøpåvirkninger herunder kloring, og kan overleve længe i kølige, fugtige omgivelser. Mennesker udskiller 10^5 - 10^7 cyster

pr. g fækalie (Fechem et al., 1983) og udskillelsen sker i op til 41 dage, dog i sjældne tilfælde op til flere år for børn (Anonym, 2003).

3.1.2 Kliniske symptomer hos mennesker

Forløbet kan være asymptomatisk, akut eller kronisk. Akut giardiasis udvikler sig efter en inkubationsperiode på fem til seks dage og varer sædvanligvis en til tre uger. Symptomerne inkluderer diarré, opkastning, karakteristisk lugtende afføring, mavesmerter, opsvulmethed, vægttab, kvalme, træthed, appetitløshed og kuldegysninger. Ved kronisk giardiasis er symptomerne tilbagevendende og kvalme samt svækkelse kan forekomme. Selvom giardiasis er kendetegnet ved diarré, ses asymptomatiske infektioner (Lengerich et al., 1994) specielt hos børn samt tidligere inficerede personer (Ortega & Adam, 1997). Giardia cyster kan udskilles periodisk i uger eller måneder, hvorfor inficerede individer kan udgøre en smitterisiko igennem lange perioder. (Pickering, 1994; Rendtorff & Holt, 1954).

Hos immunkompetente personer er sygdommen ofte selvbegrænsende og symptomerne forsvinder. Immunitet hos mennesker overfor en efterfølgende (sekundær) infektion findes ikke beskrevet i litteraturen. Dog indikeres det, dersom symptomerne er selvbegrænsende, at der eksisterer en beskyttende immunitet. Den lave prævalens af giardiasis blandt voksne i områder, hvor sygdommen er endemisk sammenlignet med symptomatiske infektioner blandt tilreisende i de samme områder, er endnu et tegn på at der eksisterer immunitet. (Faubert, 2000)

Den infektiøse dosis varierer mellem forskellige Giardia isolater og afhænger bl.a. af forskellige værtsfaktorer, men indtag af 10 – 100 cyster er som regel nok til at forårsage infektion (Faubert, 2000; Cook, 1996). Dette tal er dog ikke brugbart ved en kvantitativ risikovurdering, hvor der er brug for en fordeling. I kapitel 7 opstilles denne fordeling.

Der findes en række agens (medikamenter) med effekt overfor giardiasis herunder metronidazol, tinidazol, quinacrin, furazolidon og forskellige benzimidazoler. Behandling af akut giardiasis er som regel ukompliceret, mens kroniske infektioner i visse tilfælde responderer dårligere på behandling. En vaccine mod giardiasis hos hunde og katte er for nyligt blevet kommercielt tilgængelig i udlandet (Olson et al., 2002).

3.1.3 Epidemiologi

3.1.3.1 Forekomst hos dyr

Symptomerne hos dyr svarer til det kliniske forløb af giardiasis hos mennesker og varierer meget. Flere studier beskriver et asymptomatisk infektionsforløb, mens andre undersøgelser har dokumenteret en sammenhæng mellem giardiasis, forekomsten af diarré og nedsat tilvækst.

Giardiasis forekommer hyppigt som infektion hos produktionsdyr. Udenlandske studier har vist infektionsrater på 38-100% hos unge kalve (Xiao & Herd, 1994; Quílez et al., 1996; O’Handley et al., 2000). Hos får, svin og heste er der fundet prævalenser på 9-38%, hvor prævalens er antallet af syge i en population til et bestemt tidspunkt. Også hos kæledyr er der fundet en meget høj forekomst af Giardia. Et australsk studie har således vist, at *G. intestinalis* er den hyppigste tarm-protoso hos hunde (Bugg et al., 1999).

Giardiasis hos kvæg forårsages overvejende af den non-zoonotiske produktionsdyrs-genotype (Gruppe E) (O’Handley et al., 2000), mens den

zoonotiske genotype (gruppe A) forekommer i ca. halvdelen af tilfældene hos hunde. Foreløbigt inkluderer relativt få epidemiologiske studier genotypning af *Giardia* isolater fra dyr.

I Danmark påvises der årligt 5-10 tilfælde af giardiasis hos henholdsvis hunde og katte på Danmarks Fødevareforskning. Hovedparten af disse infektioner diagnosticeres hos hvalpe og killinger med kronisk, vandig diarré. Det vides ikke i hvilket omfang infektionen diagnosticeres i privat praksis. Et studie af asymptomatiske malkekøer og kalve påviste for første gang giardiasis i en dansk kvægbesætning i 1996. Der blev demonstreret en besætningsprævalens på 7,6% (Iburg et al., 1996), men der undersøges ikke rutinemæssigt for *Giardia* i prøver fra danske produktionsdyr. Prævalensen af giardiasis, zoonotisk potentiale samt betydning for produktion og sundhedsstatus er ukendt hos såvel produktionsdyr som hobby-dyr i Danmark, men en igangværende undersøgelse hos Danmarks Fødevareforskning søger at klarlægge denne samt den genetiske variation af såvel *Cryptosporidium* som *Giardia*.

3.1.3.2 Forekomst hos mennesker

G. intestinalis er den hyppigste årsag til parasitær diarré i Skandinavien, men antallet af infektioner er dog faldet i takt med forbedret hygiejne og bedre sanitære forhold. Udbredelsen af giardiasis varierer betydeligt mellem forskellige grupper af mennesker og lokaliteter (se tabel 3-3). Andre grupper med forøget risiko og højere prævalens er immunsvækkede og patienter på hospitaler eller plejehjem.

Idet human giardiasis ikke er anmeldelsespligtig i Danmark (eller i Norge og Finland), kendes den sande incidens ikke (incidens er forekomst af nyttilkomne tilfælde opgivet pr. tid og evt. pr. 100.000 personer). Estimer for incidens i Danmark angives i kapitel 5 om sygdomsudbrud. *Giardia* er anmeldelsespligtig i Sverige og anmeldes med fuld identitet til Smittskyddsinstitutet, Smittskyddslægen og kommunens miljø- og sundhedsnævn.

TABEL 3-3 PRÆVALENS (UDBREDELSE) AF GIARDIASIS.

Undersøgelse	Prævalens	Reference
Stockholm & Helsingfors 1930	6 %	Svensson, 1935
Helsingfors 1993		
Raske voksne og børn	1 %	Kyrönseppä, 1993
Canada		
Børn	2 – 31 %	Gyorkos <i>et al.</i> , 2003
Voksne (ansatte i daginst.)	8 %	
Voksne (immigranter)	4 – 67 %	
Stockholm		
Blandt diarrépatienter.	2 %	Svenungsson <i>et al.</i> , 2000

I svenske rutinescreeninger af fækalioprøver fra flygtninge er der fundet *Giardia* i 10% af prøverne (Benzeguir et al., 1999). Tillige er der lejlighedsvis rapporteret om smitte mellem børn i daginstitutioner og blandt ældre patienter (Christenson et al., 1992).

TABEL 3-4 INCIDENS AF GIARDIASIS.

Undersøgelse	Incidens pr. 100.000	Reference
Sverige, pr. år	3,6	Svärd <i>et al.</i> , 2003
USA, 1997	0,9-42,3	Furness <i>et al.</i> , 2000

En amerikansk undersøgelse fra 1997, baseret på frivillig indrapportering, viste en incidens fra 0,9 til 42,3 pr. 100.000 indbyggere i de forskellige stater. I 10 stater var der flere end 20,0 tilfælde af giardiasis pr. 100.000 personer, og landsgennemsnittet var 9,5 tilfælde pr. 100.000 personer. I 1997 rapporterede staten New York (inkl. byen New York) det højeste antal tilfælde (3.673), svarende til 14,5% af tilfældene i hele landet. Staten Vermont havde dog den højeste incidensrate, idet der blev rapporteret 42,3 tilfælde pr. 100.000 indbyggere. I begge stater overvåges antallet af giardiasis tilfælde, hvilket sandsynligvis er medvirkende til, at der rapporteres flere tilfælde sammenlignet med andre stater. (Furness *et al.*, 2000)

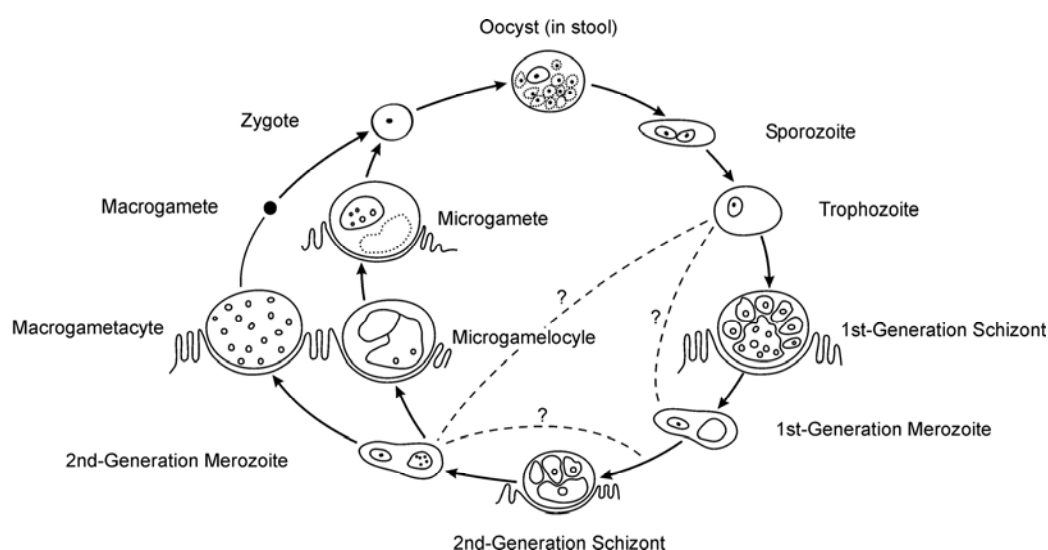
I den amerikanske undersøgelse var tilfældene fordelt ligeligt mellem kønnene. Hyppigheden var størst blandt børn fra nul til fem år, tæt fulgt af personer mellem 31 og 40 år. I disse to grupper blev de fleste tilfælde rapporteret i sensommeren og det tidlige efterår, hvilket tyder på at der er størst risiko for smitte i sommermånederne. (Furness *et al.*, 2000)

3.2 CRYPTOSPORIDIUM PARVUM

3.2.1 Basal biologi

3.2.1.1 Morfologi

Cryptosporidium er en intracellulær parasit. Cellens membran har såkaldte mikrovilli, også kaldet børstesøm. Eftersom andre stadier end oocyster i livscyklusen (se figur 3-2) ikke udskilles og normalt ikke anvendes til klinisk eller mikroskopisk diagnose, beskrives disse stadier ikke videre (se også afs. 3.2.1.3).



FIGUR 3-2 LIVSCYKLUS FOR *CRYPTOSPORIDIUM PARVUM*
([HTTP://WWW.CDFFOUND.TO.IT/HTML/CRY12.HTM](http://www.cdfound.to.it/html/cry12.htm))

Oocysterne er normalt runde, 4-6 mikrometer og de færdige oocyster indeholder fire sporozoit. Den tykvæggede oocystvæg har distinkte ydre lag og et finere, granulært indre lag. Mellem disse lag findes en dobbeltmembran. I cellevæggen findes et sutur, som opløser sig ved excytering og derved giver en åbning, som frigiver oocysterne. Excysterings fremskyndes ved tilstedeværelse af bugspytkirtelenzymer og galdealte. Både tykvæggede (som udskilles) og tyndvæggede (som autoinficerer, dvs. inficerer andre tarmceller end de allerede inficerede) oocyster kan dannes.

3.2.1.2 Klassifikation og taksonomi

Cryptosporidium er klassificeret rækken Apicomplexa, klassen Sporozoasida og *Cryptosporididae* familien. Den taksonomiske position af *Cryptosporidium* er imidlertid uklar. Molekylære studier samt fund af nye udviklingsstadier har således igennem de senere år stillet spørgsmålstegn ved den nuværende klassifikation, og flere data tyder på, at *Cryptosporidium* bør klassificeres som tilhørende gregarinerne (Hijjawi et al., 2002; Tenter et al., 2002).

TABEL 3-5 *CRYPTOSPORIDIUM*: GYLDIGE ARTSBETEGNELSER (FAYER ET AL., 2000 & 2001; ALVAREZ-PELLITERO & SITJÀ-BOBADILLA, 2002; MORGAN-RYAN ET AL., 2002)

Art	Lokalitet	Vært
<i>C. andersoni</i>	Tarm	Kvæg
<i>C. baileyi</i>	Tarm	Hovedsageligt fugle
<i>C. anis</i>	Tarm	Hund
<i>C. felis</i>	Tarm	Hovedsageligt katte
<i>C. hominis</i> ^a (syn. <i>C. parvum</i> genotype I)	Tarm	Menneske
<i>C. meleagridis</i>	Tarm	Hovedsageligt fugle
<i>C. molnari</i> ^a	Tarm	Fisk
<i>C. muris</i>	Mave	Gnavere
<i>C. nasorum</i> ^a	Tarm	Fisk
<i>C. parvum</i>	Tarm	Pattedyr
<i>C. saurophilium</i> ^a	Tarm	Hovedsageligt krybdyr
<i>C. serpentis</i>	Mave	Krybdyr
<i>C. wrairi</i> ^a	Tarm	Marsvin

^a Beskrevet siden 1990

På artsniveau er der også igennem den seneste tid sket hastige ændringer, og nye arter beskrives kontinuerligt. For nylig er den humane genotype af *C. parvum* (syn. genotype I) således blevet karakteriseret som en selvstændig art: *C. hominis* (Morgan-Ryan. et al., 2002).

Blandt de anerkendte *Cryptosporidium* arter (tabel 3-5) er *C. parvum* den vigtigste hos dyr (Tzipori & Griffiths, 1998). Den bovine genotype af *C. parvum* (genotype II) har et meget bredt værtsspektrum og er bl.a. fundet hos kvæg, får, rådyr, grise, mus og mennesker. *C. parvum* omfatter dog også tilsyneladende værtsspecifikke genotyper hos f.eks. mus, svin og fritte, identificeret på baggrund af sekvens data (Morgan et al., 1999; Xiao et al., 1999). Oocyst-stadierne af disse forskellige genotyper kan ikke differentieres

på baggrund af morfologiske karakteristika og de biologiske forskelle har hidtil ikke været tilstrækkelige til at berettige at disse typer betegnes som selvstændige arter. Ikke desto mindre tyder molekylære data på, at der er tale om forskellige arter. Således er den genetiske forskel mellem f.eks. den bovine og den porcine genotype af *C. parvum* større end forskellen mellem *C. parvum* og hhv. *C. meleagridis* og *C. wrairi* (Xiao et al., 2000).

Såvel *C. hominis* (*C. parvum*, human genotype) som *C. parvum* (bovin genotype) har forårsaget udbrud af cryptosporidiose hos mennesker. Ud af 10 undersøgte udbrud i Nordamerika var 6 udbrud forårsaget af *C. hominis*, 3 var forårsaget af den bovine genotype og ét udbrud var forårsaget af begge genotyper (Sulaiman et al., 1998). Udbrud forårsaget af den bovine genotype forekom hovedsageligt i landområder. Ligeledes var fem af seks undersøgte udbrud i Storbritannien og ét i Holland forårsaget af *C. hominis*. Nogle af de udbrud, som skyldtes spildevandsforurening af drikkevand, var forårsaget af begge arter. *C. hominis* er muligvis bedre tilpasset mennesker end *C. parvum*, idet britiske studier har vist, at mennesker smittet med *C. hominis* udskilte signifikant flere oocyster end mennesker smittet med *C. parvum* bovin genotype (McLauchlin et al., 1999).

Blandt *Cryptosporidium*-arterne er *C. parvum* og *C. hominis* de hyppigste årsager til sygdom hos mennesker, men infektioner som følge af *C. felis*, *C. meleagridis*, *C. canis* og *C. muris* er sjældent observeret. Immunsupprimerede personer (med svækket immunforsvar) smittes hyppigere med forskellige *Cryptosporidium*-arter end mennesker med et normalt fungerende immunapparat. Procentdelen af infektioner med dyreparasitter er generelt højere hos AIDS-patienter end hos immunkompetente personer, hvilket antyder, at infektioner forårsaget af zoonotiske parasitter har større betydning for denne patientgruppe.

3.2.1.3 Livscyklus

Cryptosporidier udskilles via fækalier som infektiøse oocyster med fire sporozoitier. Smitte sker ved oral optagelse af oocyster, hvorefter oocystvæggen brister og sporozoitierne trænger ind i tyndtarmens epitelceller. Her gennemføres flere ukønnede opformingsstadier efterfulgt af en kønnet formering under dannelse af oocyster, hvoraf 80% udskilles med fækalier, mens ca. 20% er tyndvæggede og derfor straks brister i tarmen, hvorved de kan forårsage autoinfektion. Dette er unikt i forhold til andre beslægtede parasitter, som må gennemgå en sporulering udenfor værten, før de bliver infektiøse. Cryptosporidier er desuden karakteriseret ved at være lokaliseret i en vakuole under tarmens overfladeepitel (intracellulært men extracytoplasmatisk), hvilket formodentlig er årsag til den ringe effekt af enhver behandling. Ved klinisk sygdom udskilles meget store mængder oocyster: 10^6 - 10^8 pr. g fækalie, hvilket medfører risiko for massiv kontamination af det omgivende miljø. (Girdwood & Smith, 1999)

3.2.2 Kliniske symptomer

Sygdomsforløbet afhænger bl.a. af værtens alder og generelle helbredstilstand, og det kliniske billede varierer fra asymptomatisk infektion til alvorlig, livstruende sygdom. Vandig diarré er det mest almindelige symptom og kan ledsages af dehydrering, mavekramper, vægttab, underlivssmerter, kvalme, opkastning og let feber. Symptomerne begynder generelt 2-10 dage efter smitte. Hos personer med et normalt immunsystem varer symptomerne sædvanligvis omkring to uger. Symptomerne kan gå i ring, idet symptomerne aftager nogle dage for derefter at tiltage inden sygdommen slutter.

Den infektiøse dosis betegnes som lav (WHO, 2003). Forsøg med raske frivillige resulterede i, at den laveste undersøgte dosis på 30 oocyster gav infektion hos én ud af 5 personer (Dupont et al., 1995). Et ældre, mindre forsøg med primater viste, at begge de 2 undersøgte dyr blev smittet ved doser på 10 oocyster. (Miller et al., 1986). I kapitel 7 opstilles der en normalfordeling baseret på resultaterne fra humanforsøg, og denne fordeling er anvendt til den kvantitative risikovurdering.

Cryptosporidiose kan blive kronisk og mere alvorlig hos patienter med svækket immunforsvar, især patienter med CD4-tal under 200/ μ L (CD4-celler f.eks. monocytter og makrofager har afgørende betydning for sygdomsbekæmpelsen). Individer med et svækket immunforsvar omfatter bl.a. patienter med AIDS samt patienter, der får immunsvækkende medicin pga. kræft eller transplantation. Der findes desuden arvelige sygdomme, som medfører svækket immunforsvar.

Selvom cryptosporidiose som regel er begrænset til tyndtarmen, kan infektionen brede sig til resten af fordøjelsessystemet, og andre organer kan også inficeres f. eks. lunger, galdegange og muligvis øjets bindehinde.

Der er ikke nogen effektiv behandling mod cryptosporidiose. Hurtigt væsketab pga. diarré kan kontrolleres via tilskud af væske og elektrolytter. Infektioner hos immunkompetente (med normalt fungerende immunforsvar) personer er som regel selvbegrænsende. Nitazoxanid har vist lovende resultater ved behandling af cryptosporidiose hos immunkompetente patienter, men kan ikke standse oocystudskillelsen hos personer med svækket immunforsvar. Anti-retroviral behandling, som styrker immunforsvaret hos patienter med AIDS nedsætter oocystudskillelsen samt mindsker diarréen i forbindelse med cryptosporidiose.

3.2.3 Epidemiologi

3.2.3.1 Forekomst hos dyr

Cryptosporidiose er dokumenteret hos mere end 152 forskellige arter af pattedyr (Fayer et al., 2000) og er almindeligt forekommende hos danske dyr (tabel 3-6). Hos hvalpe, killinger og føl er cryptosporidiose en væsentlig årsag til diarré, men infektionen udgør især et problem i kvægproduktionen. Antallet af kliniske tilfælde hos kalve toppe fra januar til april, med højest prævalens i 2.-3. leveuge (Henriksen & Krogh, 1985; Enemark, 2002).

TABEL 3-6 FOREKOMST (JANUAR 1997 TIL DECEMBER 2001) AF *CRYPTOSPORIDIUM* I FÆKALIEPRØVER FRA DANSKE DYR I ALLE ALDESKLASSER. (ENEMARK, 2002)

	Antal prøver	Antal positive	Procent positive
Kvæg	13.626	1.627	11,9
Får/ ged	2.299	31	1,4
Svin	9.475	195	2,1
Hest	2.796	30	1,1
Hund	738	9	1,2
Kat	224	0	0
Andre arter	2.328	22	1,0
Total	31.485	1.914	6,1

Hos kalve under 1 måned påvises cryptosporidier i 30-35 % af de prøver, der indsendes til undersøgelse på Danmarks Fødevareforskning, og cryptosporidier er dermed det næst hyppigste tarmpatogen i denne aldersgruppe, kun overgået af rotavirus. Egentlige prævalensundersøgelser er ikke gennemført i danske kvægbesætninger, men talrige udenlandske studier har dokumenteret prævalensrater på 60-100% hos unge kalve (Blewett, 1988; Quílez et al., 1996). Symptomerne er, som hos mennesker, voluminøs, vandig diarré, dehydrering, anoreksi, samt høj kalvedødelighed. Forløbet kompliceres ofte af sekundære infektioner og volder således betydelige økonomiske tab for kvægavlerne.

3.2.3.2 Forekomst hos mennesker

På verdensplan er *Cryptosporidium* en af de hyppigste ikke-virale årsager til diarré hos mennesker (Current & Garcia, 1991). Human cryptosporidiose forekommer over hele verden og er blevet rapporteret i 95 lande omfattende industrialiserede (i-lande) og udviklingslande (u-lande), by- og landområder samt alle kontinenter bortset fra Antarktis (gennemgået af Fayer, 1997). *C. parvum* er den vigtigste årsag til vandbårne udbrud i flere lande (bl.a. MacKenzie et al., 1994; Goldstein et al., 1996), og et af de hyppigste enteropatogener især i udviklingslande, hvor cryptosporidiose ofte forekommer samtidigt med andre infektioner (Casemore et al., 1997). Talrige studier, ikke omfattende tilfælde hos AIDS-patienter eller specifikke udbrud, har vist prævalensrater på 0,1 – 27,1% (gns. 4,9%) i I-lande og 0,1-37,5% (gns. 7,9%) i u-lande (O'Donoghue, 1995). På et hospital i Skt. Petersborg i Rusland blev 373 børn under 7 år undersøgt, og 2,7% var positive for *Cryptosporidium* (Beyer et al., 1990).

TABEL 3-7 PRÆVALENS AF *CRYPTOSPORIDIUM*

Undersøgelse	Prævalens	Reference
I-lande	0,1-27,1% gns. 4,9%	O'Donoghue, 1995
U-lande	0,1-37,5% gns. 7,9%	
USA børneinstitutioner	6-54%	Soave & Armstrong, 1986
Canada	0,2-8%	Gyorkos <i>et al.</i> , 2003
Europa: AIDS patienter	6,6%	Pedersen <i>et al.</i> , 1996
USA: AIDS patienter	3,8%	Hunter & Nichols, 2002

En engelsk undersøgelse viste, at *Cryptosporidium* var årsag til 6 % af diarrétilfældene hos børn i Blackburn-distriktet. Infektionen var lige så hyppig som sygdom forårsaget af *Campylobacter* samt *E. coli*, og hyppigere end diarré forårsaget af *Giardia*, *Shigella* og *Salmonella*. (Thomson et al., 1987). Efterfølgende studier viste, at *Cryptosporidium* var det næst-hyppigste patogen hos engelske børn kun overgået af *Campylobacter* (Badenoch, 1995).

TABEL 3-8 PROCENTDEL MED *CRYPTOSPORIDIUM* BLANDT PATIENTER MED DIARRÉ.

Undersøgelser af syge	% af diarré tilfælde	Reference
Sverige	3%	Atterholm <i>et al.</i> , 1987; Svantesson <i>et al.</i> , 1988; Svenungsson <i>et al.</i> , 2000
Danmark	3%	Holten-Andersen <i>et al.</i> , 1984
England børn	6%	Thomson <i>et al.</i> , 1987

I forhold til undersøgelser af afføringsprøver har data, baseret på tilstedeværelse af specifikke antistoffer i blodet, vist en overraskende høj forekomst af cryptosporidiose i den immunkompetente, sunde population (Ungar et al., 1986). I Europa og Nordamerika er seroprævalenserne (dvs. måling af antistoffer i befolkningen) således 25 - 35 %, mens seroprævalenserne når helt op på 64% i Sydamerika (Peru og Venezuela) (Ungar et al., 1988).

3.3 DELKONKLUSION

Giardia cyster har en størrelse på 5-10 μm og er således større end Cryptosporidium oocyster, som er 4-6 μm . Begge protozoer har en lav infektiøs dosis hos mennesker; 10 Giardia cyster og 30 Cryptosporidium oocyster kan være nok til infektion. Sygdom som følge af Cryptosporidium infektion varer ofte omkring 2 uger, men kan bliver kronisk hvortil der ikke er effektiv behandling. Giardiasis varer typisk 1-3 uger, men der findes mulighed for behandling, hvis infektionen ikke forsvinder af sig selv.

Ved giardiasis udskilles der 10^5 - 10^7 cyster pr. g fækalie og ved cryptosporidiose udskilles der op til 10^6 - 10^8 oocyster pr. g fækalie under den akutte fase.

Det er ikke fuldt afklaret hvilke arter og hvilke genotyper, der kan smitte og forårsage sygdom hos mennesker. Ydermere er der ikke nogen systematisk rapportering af, hvilke genotyper der er fundet, når der diagnosticeres giardiasis og cryptosporidiose. På denne baggrund er det derfor ikke muligt kvantitativt at begrænse risikoanalysen til enkelte genotyper.

4 Analysemetoder

Påvisning af protozoer i vand- og miljøprøver er generelt vanskelig, fordi de forekommer i lave koncentrationer og er vanskelige at opkoncentrere. Flere metoder har en lav samt variabel genfindelsesprocent.

Forskellige faktorer herunder vandkvalitet og (oo)cysternes alder påvirker genfindelsesprocenten. Området er genstand for stor forskningsaktivitet og flere nye teknikker er under udvikling. Teknikkerne varierer blandt andet med hensyn til: (1) hvilke vandtyper, der kan analyseres, (2) hvor store mængder, der undersøges, og ikke mindst (3) følsomhed.

Sammenligning af resultater fra forskellige undersøgelser og vurdering af data fra litteraturen kræver derfor et grundlæggende kendskab til de teknikker, der danner baggrund for resultaterne. I det følgende gives en kort oversigt over de mest almindeligt anvendte teknikker. Detaljerne vedrørende de enkelte metoder samt kildehenvisninger findes i bilag B.

4.1 METODER TIL KONCENTRERING, OPRENSNING OG PÅVISNING AF *CRYPTOSPORIDIUM* OG *GIARDIA*

Parasitære protozoer forekommer som regel i lave koncentrationer i miljøet, men selv om koncentrationerne er lave, er det alligevel relevant at bestemme koncentrationen på grund af organismernes lave infektiøse dosis og deres robusthed i miljøet. (Oo)cyster befinder sig i sedimentet, bundet til partikulært materiale eller suspenderet i vandfasen. Metoderne til påvisning er baseret på opkoncentrering af (oo)cyster (se tabel 4-1) fra store mængder vand (op til 1.000 L pr. prøve) efterfulgt af forskellige teknikker til separation af organismerne fra prøvematerialet (tabel 4-2), detektion og kvantificering (tabel 4-3). De senere trin omfatter oftest en eller anden form for mikroskopi. Undtagelserne er PCR-teknikker og flow cytometri målinger. Undersøgelse af viabilitet, bestemmelse af infektivitet ved inokulation i mus eller cellekultur samt artsidentifikation ved molekylær typning kræver som regel undersøgelse af dobbeltprøver, idet (oo)cysterne går til grunde og DNA'et destrueres under den kvantitative undersøgelse.

Når en kvantificering afhænger af en forudgående opkoncentrering, er det naturligvis vigtigt at kende effektiviteten og dens usikkerhed. Dette kan for eksempel bestemmes ved at undersøge genfindelsen af et kendt antal tilsatte organismer. Men metoder til at bestemme genfindelsesprocenten for eksempel ved at pøde vandprøver varierer mellem laboratorier. Det eksakte antal organismer bør tælles direkte inden podning, eller konfidensintervallerne angives efter gentagen prøvetagning. En anden mulighed er tilførsel af interne standarder (Warnecke et al., 2003). Ofte undlades dette, eller disse data angives ikke i publicerede undersøgelser, hvilket bør tages i betragtning, når data anvendes til risikovurdering.

TABEL 4-1 OPKONCENTRERING: FORSKELLIGE FILTRERINGSTEKNIKER.

Metode og protozo	Genfindelse	Fordele	Ulemper
Patronfiltrering <i>Giardia</i> <i>Cryptosporidium</i>	Ukendt <1-44%	Forholdsvis enkel metode, relativt billig, kan anvendes til prøver med et højt partikulært indhold.	Lav og variabel sensitivitet, filtreringsudstyret er primært anvendeligt på vandværker.
Membranfiltrering <i>Giardia</i> <i>Cryptosporidium</i>	40-80% 20-60%	Højere genfindelse end ved patronfiltrering. Baseret på filtrering af 10-40 L, hvilket letter implementeringen.	Dyr metode. Variabel sensitivitet. Ikke velegnet til vand med højt indhold af partikler, idet filtrene tilstoppes.
Flokkulering <i>Giardia</i> <i>Cryptosporidium</i>	30-40% Op til 70% i forsøg, hvor der var tilsat friske (oo)cyster til vandprøverne.	Undersøgelse af volumen op til 10L, simpel teknik, relativt høj genfindelse, billig og anvendelig til vand med høj turbiditet.	Påvirker oocysternes viabilitet.

TABEL 4-2 SEPARATIONS- OG OPRENSNINGSMETODER

Metode	Genfindelse	Fordele	Ulemper
Gradient-centrifugering <i>Giardia</i> <i>Cryptosporidium</i>	Op til 90% genfindes ikke.	Billig. Kræver ikke særligt udstyr.	Beskadigede og døde oocyster påvises ikke. Lav genfindelsesprocent.
Immunomagnetisk separation (IMS) <i>Giardia</i> <i>Cryptosporidium</i>	>90% i rene suspensioner	Høj genfindelse i rene prøver. Lette at aflæse, idet indholdet af andre partikler i de oprensede prøver er lavt.	Kommercielt tilgængelige kits er dyre.
Flow cytometri <i>Giardia</i> <i>Cryptosporidium</i>	>90% i rene suspensioner	Som IMS; oprensede prøver er dog ofte renere og tidsforbruget ved aflæsning lavere.	Kræver dyrt og kompliceret specialudstyr samt personale uddannet til håndtering og vedligeholdelse af apparaturet.

TABEL 4-3 PÅVISNING AF *CRYPTOSPORIDIUM* OG *GIARDIA* FRA KONCENTREREDE VANDPRØVER.

Metode	Genfindelse	Fordele	Ulemper
Immunofluoresens mikroskopi (IF) <i>Giardia</i> <i>Cryptosporidium</i>	Høj. Henstand og forskellige kemiske påvirkninger kan medføre, at (oo-) cysterne ikke farves.	Enkel og forholdsvis billig teknik.	Kommercielt tilgængelige antistoffer er ikke artsspecifikke, men reagerer med alle arter af <i>Cryptosporidium</i> og <i>Giardia</i> .
Polymerase chain reaction (PCR) <i>Giardia</i> <i>Cryptosporidium</i>	Teoretisk: én oocyst, i praksis er genfindelsen som regel lavere.	Høj sensitivitet.	Teknikken er som regel ikke kvantitativ og udtrykker således ikke graden af kontamination i den undersøgte prøve. Risiko for falsk negative resultater pga. inhibitorer i prøverne.

4.2 BESTEMMELSE AF VIABILITET

For at kunne vurdere den aktuelle risiko ved at indtage vand med *Giardia* og *Cryptosporidium*, er det relevant også at undersøge, hvorvidt påviste protozoer er levende og dermed i stand til at inficere mennesker. Hertil anvendes excytering, vital farvning eller undersøgelse af infektivitet ved podning af mus eller dyrkning i cellekultur. Metoderne kan bruges enkeltvist eller i kombination. Viabilitetsundersøgelser kan vanskeligt kombineres med kvantitative studier og kræver som regel, at der udtages separate prøver til formålet.

4.3 UNDERSØGELSE AF *CRYPTOSPORIDIUM* OG *GIARDIA* I DANMARK

En metode til at påvise *Cryptosporidium* og *Giardia* i dansk drikkevand er publiceret (Eldblom et al., 2003). Denne metode anvender en kombination af membranfiltrering, immunomagnetisk separation (IMS) og immunofluoresens antistof detektion (IFA). Lignende teknikker benyttes i USA og UK til lovpligtig undersøgelse af drikkevand for *Cryptosporidium* og *Giardia* (Telliard, 2001)

Validering af den danske metode viste en gennemsnitlig genfindelse på hhv. 37-39% for *Cryptosporidium* og 42-53% for *Giardia* i forskellige rentvandstyper. Genfindelsen i forskellige typer råvand var 0-3% og 55-62% for hhv. *Cryptosporidium* og *Giardia*. Metoden er uegnet til at undersøge råvand, fordi den ikke kan påvise *Cryptosporidium* oocyster og der tillige er en dårlig farvning af *Giardia* cyster, hvilket ikke er acceptabelt i prøver med ukendt status. Der er ikke bestemt en nedre detektionsgrænse for metoden, men baseret på en genfindelsesprocent på minimum 25% forventes det, at metoden vil detektere 2-3 (oo)cyster i prøver indeholdende 10 (oo)cyster.

4.4 DELKONKLUSION

Påvisning af *Cryptosporidium* og *Giardia* i vandprøver medfører en lang række spørgsmål, som det er væsentligt at have kendskab til for at kunne evaluere data, der indgår i en risikovurdering. Hvert trin i oprensings- og detektionsprocessen medfører tab af (oo)cyster, hvorfor genfindelsen generelt er lav og variabel. Kriterierne, for at bedømme hvorvidt en organisme er hhv. *Cryptosporidium* eller *Giardia*, varierer fra metode til metode og mellem laboratorier. Desuden påvirkes genfindelsesprocenten bl.a. af vandkvaliteten samt (oo)cysternes alder, hvorfor resultaterne er behæftet med stor usikkerhed og er vanskelige at sammenligne mellem forskellige laboratorier. Det er dog muligt at sammenligne forskellige undersøgelser, da forskellen i koncentration er større mellem forskellige lokaliteter end måleusikkerheden på prøver udtaget på samme lokalitet. Der er derfor ikke taget hensyn til målemetoderne i det videre arbejde. Dette understreger vigtigheden af at finde en standardiseret analysemetode i fremtiden.

I vand- og miljøprøver forekommer der ofte en blanding af forskellige protozoarter og subtyper, der vanskeligt lader sig skelne vha. eksisterende teknikker. Undersøgelser til kvantificering af protozoer i sådanne prøver omfatter sædvanligvis ikke en artsbestemmelse, idet de fleste *Cryptosporidium* og *Giardia* arter ikke kan differentieres på baggrund af morfologiske karakteristika. Herudover skelner størstedelen af de publicerede studier ikke mellem levende og døde organismer. Af disse årsager og idet mange arter og subtyper har zoonotisk potentiale, benytter denne risikoanalyse udelukkende betegnelserne *Cryptosporidium* og *Giardia* uden yderligere opdeling.

5 Sygdomsudbrud i Danmark og resten af verden

Vandbåren smitte med *G. intestinalis* og *C. parvum* er veldokumenteret, i særdeleshed i USA og Storbritannien. *Giardia* og *Cryptosporidium* er de hyppigste årsager til vandbåren sygdom forårsaget af rekreativ anvendelse af vandområder eller svømmebassiner. De fleste af udbruddene relateret til svømmebade er et resultat af fækale forureninger. Forurening af søer, åer og andre rekreative vandområder via afføring fra smittede kreaturer og vilde dyr er ikke veldokumenteret, men kan ikke udelukkes (Slifko et al., 2000). Desuden bidrager spildevand også til forurening af rekreative vandområder.

I henhold til WHO's definition er der tale om et vandbåret udbrud, når to eller flere personer oplever lignende sygdomstegn efter indtag af vand fra den samme kilde, og når epidemiologiske fund sandsynliggør, at vand er årsagen til sygdommen (Schmidt, 1995).

Større udbrud af cryptosporidiose har været forårsaget af indtag af kontamineret drikkevand, "rekreativt" vand, levnedsmidler og kontakt med inficerede personer og dyr, især kvæg. Mens sporadiske tilfælde oftest skyldes direkte kontakt med inficerede individer eller levnedsmidler, har hovedparten af de større udbrud i Storbritannien været forårsaget af kontamineret drikkevand produceret overvejende fra overfladevand (Fricker & Crabb, 1998). Aktiviteter i forbindelse med kvægbrug, især udspreddning af gylle og slam samt kontamination af vandreservoirer fra smittede dyr, har været angivet som årsag til udbrud, men ofte har kilden ikke kunnet identificeres.

5.1 SYGDOMSUDBRUD I DANMARK

På Statens Serum Institut blev der i 2000 diagnosticeret 313 humane tilfælde af giardiasis, hvilket svarer til ca. 1600 diagnosticerede tilfælde på landsplan. Der diagnosticeres årligt ca. 200 humane tilfælde af cryptosporidiose. (Eskild Petersen, personlig komm.). Det eksakte antal diagnosticerede tilfælde hos mennesker er ukendt, idet cryptosporidiose og giardiasis ikke er anmeldeligt infektioner i Danmark.

Hald & Andersen (in press) har på baggrund af måling af de to protozoer i opsamlet human urin estimeret en incidens på 1.343 pr. 100.000 personer pr år. Baseret på de rapporterede forekomster af hver af patogenerne fra Zoonosecentret og Statens Serum Institut, Hald og Andersen (in press) samt skøn over mørketal, skønnes den faktiske incidens i Danmark til 1100 smittede/(år×100.000) for *Giardia* og 200 smittede/(år×100.000) for *Cryptosporidium*. Dette giver (da der er 5,4 mio. indbyggere i Danmark) et antal af humane tilfælde om året af giardiasis på 60.000, mens cryptosporidiose skønnes at udgøre omkring 10.000 tilfælde årligt,

Omend disse tal er meget usikre, har tilsvarende skøn været anvendt i andre arbejder, fx Arnbjerg-Nielsen et al. (2003a). Desuden estimerer Hörman et al. (2004) i et metastudie over de Nordiske lande på baggrund af publicerede undersøgelser (dog ingen danske) og officielle statistikker, at prevalencen af *Cryptosporidium* er 0-100 pr. 100.000 klinisk raske personer (svarende til 0-

5.400 for hele Danmark) og prevalensen af Giardia er 0-3.700 pr. 100.000 (svarende til 0-200.000 for hele Danmark).

På de fleste af landets diagnostiske laboratorier er det praksis kun at undersøge for protozoer hos patienter, der for nyligt har rejst i udlandet eller har kronisk diarré (dvs. over 14 dages diarré). Dette kan være medvirkende til underrapportering af infektionerne. Vandbårne danske epidemier som følge af Giardia og Cryptosporidium er ikke rapporteret og forbliver sandsynligvis upåagtede pga. manglende overvågning og anmeldepligt. På et sygehus er der dog rapporteret om et enkelt udbrud med 18 HIV-positive og 2 HIV-negative patienter, der fik cryptosporidiose via isterninger fra en ismaskine. Af disse patienter døde 8 af kronisk diarré som følge af cryptosporidiose (Ravn et al., 1991).

TABEL 5-1 UDBRUD AF VANDBÅREN GIARDIASIS PÅ GRUND AF FORURENING AF DRIKKEVANDSSYSTEMER

År	Lokalitet	Antal syge	Kilde	Reference
1965	Aspen CO, USA	123	Spildevands-forurening af brønde	Craun, 1998
1974	Rome, NY, USA	4.800	Ufiltreret, kloreret overfladevand	Craun, 1998
1983	Samfund, UT	1.272	Forurening ved ledningsbrud	Craun, 1998
1986	Stugby Sälen, Sverige	1.480	Tilbagesug af spildevand. Grundvand.	Stenström <i>et al.</i> , 1994
1989	Stugby, Sverige	5	Ukendt	Stenström <i>et al.</i> , 1994
1994	Fængsel, TN, USA	304	Krydsning af ledninger	Craun, 1998
1995	City, NY, USA	1.449	Filtreret overfladevand	Craun, 1998
1997	Oregon, USA	100	Brønd, kilde. Fejl i ledningsnettet.	Barwick <i>et al.</i> , 2000
1997	New York, USA	50	Søvand råvandskilder. Fejl ved behandling på vandværk.	Barwick <i>et al.</i> , 2000
1998	Florida, USA	7	Brønd. Ikke almen forsyning. Ubehandlet grundvand.	Barwick <i>et al.</i> , 2000
1998	Florida, USA	2	Brønd. Individuel forsyning. Ubehandlet grundvand.	Barwick <i>et al.</i> , 2000

5.2 SYGDOMSUDBRUD I UDLANDET

En opgørelse over fødevarerelaterede sygdomstilfælde og dødsfald i USA viste, at parasitter var årsag til omkring 2,5 millioner tilfælde svarende til 7% af alle fødevarerelaterede infektioner. Af disse var *Giardia* årsag til 2.000.000 sygdomstilfælde, mens *Cryptosporidium* forårsagede 300.000 sygdomstilfælde (Mead et al., 1999).

I tabel 5-1 er angivet udvalgte udbrud af giardiasis på grund af forurenede drikkevand. Det ses, at årsagerne til udbruddene ofte er utilstrækkelig rensning af overfladevand, ingen rensning af grund- eller brøndvand og spildevand, som ved et uheld havner i drikkevandet.

Der sker også udbrud af giardiasis som følge af badning i svømmebassiner (se tabel 5-2). Dette er dog langt fra så ofte som for cryptosporidiose. Dette skyldes sandsynligvis, at klor virker mere effektivt overfor *Giardia* end overfor *Cryptosporidium* (se kap. 6).

TABEL 5-2 UDVALGTE UDBRUD I SVØMMEBADE AF GIARDIASIS

År	Lokalitet	Antal syge	Kilde	Reference
1982	Washington, USA	78	Svømmebassin	Craun, 1998
1987	Maryland, USA	266	Svømmebassin. Utilstrækkelig kloring	Craun, 1998
1991	Georgia, USA	9	Svømmebassin. Daginstitution.	Craun, 1998
1991	Maryland, USA	14	Bassin i park. Fækal forurening	Craun, 1998
1991	Washington, USA	4	Badesø. Vilde dyr nær sø.	Craun, 1998
1994	Indiana, USA	80	Svømmebassin. Filter malfunktion.	Craun, 1998

Der er dokumenteret mere end 160 vandbårne udbrud, primært i USA og UK (Slifko et al., 2000). I tabel 5-3 ses udvalgte udbrud af cryptosporidiose forårsaget af forurenede drikkevand. Antallet af eksponerede personer er ikke opgivet, da det meget sjældent angives i forbindelse med disse udbrud. Dette kan skyldes, at udredningsarbejdet i forbindelse med udbruddene varierer meget. Først i tabellen ses det meget omtalte udbrud i Milwaukee i 1993. Udbruddet kostede samfundet op mod 606 million kr.: 199 millioner kroner til lægeudgifter og 407 millioner kroner i produktionstab (Corso et al., 2003).

Der forekommer regelmæssigt udbrud af cryptosporidiose i svømmebade og vandlande. I tabel 5-4 er angivet udvalgte udbrud fra USA, Storbritannien og Sverige. I Storbritannien blev der i perioden 1989 til 1999 registreret 18 udbrud af cryptosporidiose i forbindelse med svømmebassiner. Der forekom 7 udbrud i 1999 (Chalmers, 2000).

Udbruddene i tabel 5-4 skyldtes i de fleste tilfælde en fækal forurening fra en smittet person. Oftest påvises oocysterne ikke i bassinet, da inkubationstiden er 5-6 dage og der yderligere går nogen dage, inden de smittede personer

undersøges for infektion med *Cryptosporidium*. Der går ofte over to uger inden svømmebassinet mistænkes som årsag til sygdom, og på det tidspunkt er oocysterne inaktiveret pga. kloring eller fjernet i filteret.

TABEL 5-3 DRIKKEVANDSBÅRNE UDBRUD AF CRYPTOSPORIDIOSE (1993-2003) UDVALGTE STUDIER.

År	Lokalitet	Antal syge	Kilde	Reference
1993	Milwaukee, USA	400.000 ^a	Utilstrækkeligt rensning på vandværk af overfladevand.	MacKenzie <i>et al.</i> , 1994
1993	Cook Co., USA	27	Overfladevand	Solo-Gabriele & Neumeister, 1996
1993	Yakima Co., USA	7	Brøndvand	Solo-Gabriele & Neumeister, 1996
1993	UK	64	Brøndvand	Morgan <i>et al.</i> , 1995
1993-1994	Clark Co., USA	103 ^a	Overfladevand	Goldstein <i>et al.</i> , 1996
1994	Walla Walla Co., USA	134	Brøndvand	Solo-Gabriele & Neumeister, 1996
1995	Devon, UK	500 ^a	"Drikkevand"	Anonym, 1996h
1995	Worcester, USA	54	"Drikkevand" ?	Anonym, 1996a
1995	Alachua, USA	72	Råvandskilde ukendt	Solo-Gabriele & Neumeister, 1996
1996	Collinwood, Canada	30	Overfladevand ?	Anonym, 1996b
1996	Cranbrook, Canada	29	Overfladevand ?	Anonym, 1996c
1996	Kelowna, Canada	>200	Overfladevand ?	Anonym, 1996d
1998	Sète, Frankrig	>150	Drikkevand forurennet fra flod	Guyonnet & Claudet, 2002
2001	Dracy le Fort, Frankrig	480	"Drikkevand"	Derouin <i>et al.</i> , 2002

^aEstimeret.

? betyder at kilden er sandsynlig, men ikke sikker

TABEL 5-4 UDBRUD AF CRYPTOSPORIDIOSE I FORBINDELSE MED SVØMMEBADE OG REKREATIVE VANDOMRÅDER (1993-2002, UDVALGTE STUDIER)

År	Lokalitet	Antal syge	Kilde	Reference
1993	Oshkosh, USA	51	Svømmebassin	MacKenzie <i>et al.</i> , 1995
1994	New Jersey, USA	66	Badesø	Kramer, 1996
1994	USA	418 ^a	Sø	Anonym, 1996e
1994	USA	101	Svømmebassin	Anonym, 1996e
1995	Cobb. Co., USA	58	Vandland	Anonym, 1996f
1996	Fresno Co., USA	22	Vandland	Anonym, 1996g
1999	Oxfordshire, UK	54	Svømmebassin	Chalmers, 2000
2002	Västerås, Sverige	10-11	Udendørs svømmebassin	Blomqvist & Ekegren, 2002
2002	Lidingö, Sverige	> 500	Udendørs svømmebassin	Svärd, 2002

^a Estimeret.

5.3 DELKONKLUSION

I udlandet registreres der regelmæssigt udbrud af giardiasis og cryptosporidiose i forbindelse med vand. I Danmark forekommer sporariske tilfælde af infektioner med *Cryptosporidium* og *Giardia*, men der er til dato ikke registreret udbrud i forbindelse med drikkevand. En af årsagerne er sandsynligvis, at der i Danmark overvejende anvendes dybereliggende grundvand til drikkevand. De regelmæssige udbrud i udlandet i forbindelse med svømmebade viser, at dette er en risiko, der også er reel for Danmark.

6 Overlevelse og reduktion af *Giardia* og *Cryptosporidium* i det ydre miljø

Overlevelse og reduktion af antallet af *Giardia* og *Cryptosporidium* (oo)cyster i det ydre miljø er afgørende for, hvor stor smitterisikoen er ved indtag af vand.

6.1 REDUCERENDE MILJØFAKTORER

Der er kun udført få undersøgelser af cysters og oocysters overlevelse i vandmiljøer og de er beskrevet meget forskelligt og kan derfor være svære at sammenligne. Efter forsøget måles, i nogle undersøgelser, overlevelsen som procent levedygtige (oo)cyster, mens der i andre måles infektiviteten af (oo)cysterne på forsøgsdyr eller væv.

Giardia cyster har sværere ved at overleve i vand end *Cryptosporidium*. I et temperaturforsøg overlevede cysterne ikke mere end 2 uger ved -4°C og ved 25°C og ved 4°C var 20% af cysterne stadig viable efter 10 uger (Olson et al., 1999). Overlevelsen af cyster varierer også med vandtypen, hvor cyster overlever længst tid (56 dage) i søer på dybt vand (ca. 10 meter) i modsætning til drikkevand (14 dage) (DeRegnier et al., 1989).

Cryptosporidium oocyster kan overleve i vand nogle uger til måneder ved temperaturer fra ca. 0°C og op til 18°C (også andre miljøfaktorer har indflydelse) (Olson et al., 1999; Fayer et al., 1998). Ved højere temperaturer dør oocysterne i løbet af nogle uger. Der er uenighed om effekten af frysning, hvilket kan skyldes forskellige forsøgsbetingelser, men hurtig nedfrysning førte til at alle oocysterne døde, hvorimod langsom nedfrysning til -22°C kun førte til 67% døde efter 21 timer, mens 1,8% stadig var viable efter 32 dage. (Robertson et al., 1992).

Øget salinitet har i nogle undersøgelser hæmmet overlevelsen af oocyster (Freire-Santos et al., 1999), mens andre undersøgelser har fundet at oocyster kunne overleve i op til 1 år i kunstigt havvand med en salinitet på 35 ‰ og temperatur på $6-8^{\circ}\text{C}$. (Tamburrini & Pozio, 1999)

Ved Waikiki Beach, Hawaii, var der kun få fund af *Giardia* cyster og *Cryptosporidium* oocyster, selvom prøverne blev udtaget nær kysten ved en spildevandsudledning, hvor spildevandet indeholdt protozoerne (Johnson et al., 1995). En senere undersøgelse af årsagen til de få fund af protozoerne viste, at sollys effektivt reducerede antallet af (oo)cyster indenfor 24 timer. Øget salinitet gav kortere overlevelse af *Giardia* cyster; uden lys overlevede cysterne 77 timer, men kun 3 timer ved sollys. Sollys reducerede også antallet af *Cryptosporidium* oocyster, men der sås ingen forskel ved forskellige saliniteter (Johnson et al., 1997). Dog er det vigtigt at være opmærksom på, at sollys kun trænger nogle centimeter ned i vandet.

I andre miljøer overlever *Cryptosporidium* også længere end *Giardia*. F.eks. overlever *Cryptosporidium* oocyster op til 10 uger i kvægfekalier, men *Giardia* cyster kun en uge (Olson et al., 1999).

Generelt er *Cryptosporidium* oocyster sværere at fjerne ved vandbehandling end *Giardia* cyster (Rose et al., 1996), da

1. *Cryptosporidium* oocyster er mindre end *Giardia* cyster
2. *Cryptosporidium* oocyster har lavere sedimentationsrate end *Giardia* cyster pga. mindre densitet
3. *Cryptosporidium* oocyster udviser generelt større resistens overfor miljøpåvirkninger end *Giardia* cyster

Nedenfor gennemgås forskellige rensemetoders reducerende effekt på antal *Giardia* cyster og *Cryptosporidium* oocyster i drikkevand, spildevand og bassinvand. Gennemgangen er opdelt på vandtyper, fordi behandlingseffektivitet i litteraturen typisk beskriver den samlede reducerende effekt af vandbehandling og ikke den reducerende effekt af de enkelte behandlingstrin.

6.2.1 Behandling af drikkevand

6.2.1.1 Grundvand

I Danmark produceres drikkevand typisk ved iltning og filtrering af grundvand (uden tilsætning af koagulant). Filtreringen foregår i hurtigfiltre, typisk med flere forskellige kornstørrelser af sand eller antracit, hvor det øvre lag har en finere kornstørrelse end det underliggende. Den samlede behandling er rettet mod at fjerne jern, mangan og flygtige stoffer (H_2S , CH_4 o.a.). Da der typisk er en del jern og mangan i vandet, bliver sandet i filtrene med tiden belagt med jern- og manganudfældninger.

Det er kun få undersøgelser i litteraturen, der beskriver, hvordan *Cryptosporidium* oocyster og *Giardia* cyster fjernes i hurtigfiltre uden koagulant. I udlandet anvendes stort set altid koagulant sammen med filtrering i langsom-filtre. Men der er dog enkelte undersøgelser, hvor værdierne for rensning uden koagulant kan overføres til danske forhold.

I et vandværk, hvor vandet blev forbehandlet ved forkloring, flokkulering og sedimentation, fjernede hurtigfiltre 82,6-84,2% af partikler af samme størrelse som *Cryptosporidium* oocyster (4-6 μ m) og 91,5-92,6% af partikler af samme størrelse som *Giardia* cyster (5-10 μ m) (Ribas et al., 2000).

Jernbelægninger på sand i filtre kan øge effektiviteten af at fjerne negativt ladede partikler, da jern ændrer sandets overfladeladning fra negativ til positiv (Stenkamp & Benjamin, 1994). Ved at tilføje filtersand aluminium-jern-oxid kan opnås samme effekt (Shaw et al., 2000). Ved at belægge sandet i filtret, øgedes på denne måde fjernelsen af *Cryptosporidium* oocyster fra 72% til 95%, hvilket forklares ved, at oocysterne er negativt ladet.

Sandfiltre, som rens vand med et stort indhold af jern, kan således være effektive til at fjerne *Cryptosporidium* oocyster. Jernindholdet i meget dansk grundvand er højt, så dette vil gælde for mange danske vandværker.

Membranfiltrering og omvendt osmose vil kunne rense vandet med en høj effektivitet, men er i øjeblikket en meget energikrævende behandling og anvendes derfor ikke så ofte.

6.2.1.2 Overfladevand

I Danmark er det kun Regnemark vandværk (Københavns Energi), som behandler overfladevand til drikkevand og vandværket behandler kun overfladevand nogle måneder hver sommer. På dette anlæg består vandbehandlingen i mikrosining, flokkulering, sedimentation, kloring, afkloring, tilsætning af kalk, tilsætning af monokloramin og sandfiltrering (Københavns Energi, 2003)

Rensningseffektiviteten af en sådan behandling er for *Cryptosporidium* oocyster <68,4% – 99,9994% (LeChevallier et al., 1991; Nieminski & Ongerth, 1995; Patania et al., 1995) og op til 99,8% for *Giardia* cyster (Nieminski & Ongerth, 1995). Ved forskellige filtreringsmetoder kan mellem 96,8% og 99,9992% af *Giardia* cyster fjernes (bl.a. Patania et al., 1995; Nieminski & Ongerth, 1995; LeChevallier et al., 1991; States et al., 1997; Payment & Franco, 1993). Se bilag C for detaljer om undersøgelserne.

6.2.2 Behandling af spildevand

Den typiske behandling af spildevand i Danmark er aktiv slambehandling uden separat flokkulering og koagulering (Mogens Henze, personlig kommunikation). Hvis der benyttes kemisk fældning, er det typisk i aktivslamtanken. Denne behandling er primært rettet mod at fjerne organisk stof, fosfor og kvælstof, men fjerner 75 – 99 % af *Cryptosporidium* oocysterne og 86 – 99,9 % af *Giardia* cysterne (Mayer & Palmer, 1996; Medema & Schijven, 2001; Robertson et al., 1995; Rose et al., 1996;). Mange steder i udlandet desinficeres det rensede spildevand inden udledning med UV-behandling eller ozon. Fordele og ulemper ved UV-behandling er beskrevet sidst i dette kapitel.

På et dansk renselanlæg med sandfilter blev der fundet fjernelsesgrader på 91% for *Giardia* og 63% for *Cryptosporidium* (Mølgaard et al., 2002).

TABEL 6-1 OVERSIGT OVER RENSEEFFEKTIVITET FOR *CRYPTOSPORIDIUM* OOCYSTER OG *GIARDIA* CYSTER (SE TEKST FOR REFERENCER)

Vandtype	Rensetype	Fjernelsesgrad %	
		<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>
Drikkevand			
Grundvand	Hurtigfiltre	91,5-92,6%	82,6-84,2%
Overfladevand	Koagulering, sedimentation, filtrering, kloring	96,8-99,9992%	68,4-99,9994%
Spildevand	Aktiv slam	86-99,9%	75-99%

6.2.3 Behandling af bassinvand i svømmebade

Behandling af bassinvand er inddelt i desinfektion (kemisk) og filtrering, som er fysisk, samt UV-behandling.

6.2.3.1 Filtrering

Ved filtrering af vand har koagulering stor indflydelse på effektiviteten. I tabel 6-2 ses, at god koagulering øger fjernelsen betragteligt af *C. parvum*, hvilket betyder, at det er vigtigt at være opmærksom på, hvordan anlægget fungerer.

TABEL 6-2 FJERNELSESGRADER FOR *C. PARVUM* FOR SVØMMEBADSFILTRE (GREGORY, 2002)

Filtreringshastighed m/h	Fjernelsesgrad %		
	God koagulering	Dårlig koagulering	Ingen koagulering
10-14	99,9	90	43,8
15-19	99,4	82,2	35,4
20-24	98,4	74,9	29,2

6.2.3.2 Kemisk desinfektion

Ved desinfektion inaktiveres (oo)cysterne, så de ikke længere er sygdomsfremkaldende. Dette er til forskel fra filtrering, hvor (oo)cysterne bliver fjernet fysisk. Ved kemisk desinfektion anvendes ozon og klor i forskellige former.

Effekten af desinfektion angives ofte ved en Ct-værdi, som er produktet af koncentrationen af desinfektionsmidlet, C (i mg/ L) og kontakttiden, t (i minutter), som skal til for at desinficere vandet. Dvs. at en lav Ct-værdi betyder høj renseseffektivitet. Ct-værdier angives altid sammen med en fjernelsesgrad, dvs. hvor mange procent der fjernes ved en bestemt koncentration i en bestemt periode.

Generelt er kloring af *Giardia* cyster mere effektiv ved høje temperaturer og lave pH-værdier end ved lave temperaturer og høje pH-værdier (Craun, 1998). Tabel 6-3 viser, at ozon er mere effektiv end frit klor, som desinfektionsmiddel overfor *Giardia* cyster, det vil sige at ozon har den laveste Ct-værdi.

TABEL 6-3 CT-VÆRDIER VED INAKTIVERING AF *GIARDIA* CYSTER (EFTER CRAUN, 1998).

Desinfektions- middel	Fjernelse %	T (vand)	pH	Ct mg·min/ L	Kilde til cyster
Ozon (O ₃)	99	25°C	7	0,3	<i>G. muris</i>
Ozon (O ₃)	99	25°C	7	0,2	Human
Klor dioxid (ClO ₂)	99	25°C	7	5	<i>G. muris</i>
Frit klor (Cl ₂)	99	25°C	7	26-45	<i>G. muris</i>
Frit klor (Cl ₂)	99	25°C	7	<15	Human
Monokloramin (ClNH ₄)	99	18°C	7	144-246	<i>G. muris</i>

Cryptosporidium oocyster er små (4-6 µm) og resistente overfor mange kemiske desinfektionsmidler. *Cryptosporidium* oocyster er meget resistente overfor klor (se tabel 6-4), mens ozon og klordioxid er de mest effektive desinfektionsmidler overfor *Cryptosporidium* oocyster.

TABEL 6-4 DESINFEKTION AF *CRYPTOSPORIDIUM* OOCYSTER.

Desinfektions-middel	Fjernelse %	T (vand)	pH	Ct mg·min/ L	Reference
Ozon (O ₃)	99,9	22°C	7	3-15	Finch <i>et al.</i> , 1993
Ozon (O ₃)	99	22°C	7	2-8	Finch <i>et al.</i> , 1993
Klor dioxid (ClO ₂)	99,9	25°C	6-8	96,3	Ruffel <i>et al.</i> , 2000
Klor dioxid (ClO ₂)	99,9	30°C	6-8	54,2	Ruffel <i>et al.</i> , 2000
Klor (Cl ₂)	99	25°C	7	7200*	Korich <i>et al.</i> , 1990
Monokloramin (ClNH ₄)	99	25°C	9-10	7200*	Korich <i>et al.</i> , 1990

* Hvilket svaret til en Ct-værdi på 9600 mg min/L for 99,9% fjernelse

6.2.4 UV-behandling

Ultraviolet (UV) stråling har en bølgelængde mellem 15 og 400 nm, hvor den største desinfektion foregår omkring 260 nm (Twort *et al.*, 1985). UV-strålingen produceres af lavtryks- eller mellemtrykskviksløvlamper, hvor trykket henviser til trykket inde i lampen og hvor effekten af lampen afhænger af trykket. Mikroorganismene inaktiveres ved bestrålingen og effektiviteten afhænger af bølgelængde, intensitet af stråling (angivet som energi pr. areal), eksponeringstid, alder af lamper og udfældninger på glasset (Twort *et al.*, 1985). Normalt anvendes doser på 15-40 mJ/cm² til drikkevand.

Der er flere fordele ved UV-behandling af *Cryptosporidium* og *Giardia*:

- Det er en fysisk proces, som ikke afhænger af tilsætning af kemikalier
- Den har vist sig at være yderst effektiv til inaktivering af *Cryptosporidium* og *Giardia*
- Den kræver forholdsvis kort kontakttid
- Der er ikke identificeret skadelige biprodukter, som ved f.eks. kloring

Studier før 1998 har beskrevet UV-behandling som et utilstrækkeligt desinfektionsmiddel mod protozoer. Senere studier har dog vist, at disse tidligere resultater skyldtes valg af dårlige analysemetoder. (Rose *et al.*, 2002).

Selvom *Cryptosporidium* oocyster er i stand til at reparere DNA efter skader pga. UV stråling, gendanner *Cryptosporidium* oocysterne ikke deres evne til smitte (Rose *et al.*, 2002).

Både lav- og mediumtryk UV bestråling har vist sig at være yderst effektive mht. inaktivering af *Cryptosporidium* oocyster i drikkevand (se tabel 6-5). Relativt lave doser (90 J/m²) har vist sig at inaktivere > 99,9% af *Cryptosporidium* oocyster. (Rose *et al.*, 2002)

Der er ikke fundet tegn på, at *G. lamblia* cyster kan gendanne DNA og derved smitte igen. Dette betyder, at UV-behandling er én af de mest effektive former for desinfektion af *Giardia* cyster. (Linden *et al.*, 2002)

UV-behandling anvendes i få svømmebade i Danmark, primært til at fjerne trihalometaner og er således ikke en erstatning for klordesinfektion. Når der anvendes UV-behandling, er det vigtigt at være opmærksom på, at der ikke er nogen residualeffekt. Dette kan især være et problem i svømmebassiner, hvor

der vil være 'døde' zoner i bassinet, dvs. vand som ikke cirkulerer forbi renseanlægget og derved ikke bliver filtreret og UV-behandlet.

TABEL 6-5 REDUKTION AF *GIARDIA* OG *CRYPTOSPORIDIUM* MED UV-BEHANDLING

Organisme	UV dosis (mJ/cm ²)	Fjernelse %	Reference
<i>G. muris</i>	5 (mediumtryk)	> 99	Craik <i>et al.</i> , 2000
<i>G. lamblia</i>	16-40 (lavtryk, 254nm)	> 99,99	Linden <i>et al.</i> , 2002
<i>C. parvum</i>	9	> 99,9	Rose <i>et al.</i> , 2002

6.3 DELKONKLUSION

Ved enhver rensemetode er det vigtigt at være opmærksom på, at der kun opnås de ovenfor beskrevne reduktioner ved korrekt anvendelse af udstyr. Specielt er dette vigtigt ved metoder, hvor der ikke er residualeffekter, som der f.eks. er ved kloring. Hvis f.eks. kontakttiden ikke overholdes, bliver metoden ikke effektiv.

Cryptosporidium overlever bedre i vand end *Giardia* og er mere resistent overfor desinfektion. I det hele taget er traditionel desinfektion med kloring ikke særligt effektiv, hvorimod filtrering og UV-bestråling har en væsentlig effekt.

7 Risikovurdering af vandbårne infektioner

I kap. 2 er metoden til mikrobiel risikovurdering og dens anvendelse beskrevet generelt. I dette afsnit vil de enkelte dele af risikovurderingen blive diskuteret i forhold til denne undersøgelse.

For at kunne udføre en mikrobiel risikovurdering er der behov for at kende patogenets biologi og opførsel, samt de humane eksponeringsveje. Disse aktiviteter udgør forskellige scenarier i de følgende kapitler, hvor eksponeringen kvantificeres til det antal (oo)cyster, der indtages i de forskellige scenarier.

I det følgende fastlægges de delelementer, der er ens for alle scenarier; nemlig

- Identifikation og beskrivelse af farer
- Vurdering af eksponering
- Analyse af sammenhæng mellem dosis og respons
- Beregning og vurdering af risiko

7.1 IDENTIFIKATION OG BESKRIVELSE AF FARER

En mikrobiel risikovurdering indeholder altid en identifikation af f.eks. infektion, sygdom eller død samt hvilke (typer af) patogener, der skal indgå i analysen. Denne risikovurdering omfatter vandrelateret human infektion af protozoerne *Giardia* og *Cryptosporidium*. Også infektioner, der ikke giver sygdomssymptomer (symptomløse smittebærere), medtages i beregningerne. Sidstnævnte omfatter to tilfælde:

- Personen, som er inficeret, men er symptomfri
- Personen, som er inficeret og har symptomer, men antallet af udskilte (oo)cyster er så lavt, at personen ikke diagnosticeres for parasitær infektion.

Denne definition af human infektion er entydig og muliggør sammenligning med tilsvarende risikovurderinger af protozoer i andre sammenhænge. I en mere detaljeret risikovurdering kunne denne farebeskrivelse udvides med hvilke befolkningsgrupper der eksponeres. Det er velkendt, at personer med nedsat effekt af immunsystemet lettere bliver inficeret af de pågældende protozoer og samtidig har længerevarende og mere komplicerede sygdomsforløb.

Den valgte farebeskrivelse er et kompromis mellem på den ene side nødvendigheden af at have en entydig definition og på den anden side den dertil hørende nødvendige viden og en passende præcis beskrivelse af de faktiske forhold.

7.2 VURDERING AF EKSPONERING

Eksponeringen består i et indtag af protozoer via vand. Eksponeringen beskrives derfor dels som den mængde vand, der indtages pr. eksponering og dels som den forventede koncentration af protozoer i vandet.

Fordelingen af indtag af vand vil være stærkt afhængigt af scenarierne og vil variere inden for hvert scenarium som følge af den naturlige variation i indtag af vand og koncentrationer af protozoerne. Indtaget af drikkevand er 10-100 gange større end vandindtaget ved badning og en gennemsnitsdansker eksponeres 1000 gange overfor drikkevand for hver gang de bader ved kysten. Derfor kunne drikkevand godt være en mere væsentlig kilde til infektion af protozoer, selv om der kun sjældent er protozoer i drikkevand.

7.3 ANALYSE AF SAMMENHÆNG MELLEM DOSIS OG RESPONS

Det kan være vanskeligt at fastlægge sammenhængen mellem dosis og respons for protozoer, fordi den afhænger af f.eks. eksponeringsmåde, sundhedstilstand af den inficerede og protozoernes infektivitet. Oftest er der undersøgt raske yngre forsøgspersoner eller forsøgsdyr udsat for relativt høje doser og herefter har man forsøgt at ekstrapolere til lavere doser ved hjælp af semi-mekanistiske modeller og brug af usikkerhedsfaktorer for at tage hensyn til personer med nedsat modstandskraft. En anden metode er at tage udgangspunkt i konkrete hændelser, hvor en population har været udsat for et patogen og så registrere antallet af påvirkede personer, men her er det meget svært at estimere den dosis, som folk har været udsat for. Samtidigt kan det også være svært at estimere antallet af syge.

Der er kun meget begrænset viden om variationen i immunstatus i befolkningen og eventuel afhængighed af eksponeringsmetode (f.eks. gennem indånding af aerosoler, ved hudkontakt eller ved indtag). Desuden varierer modstandsdygtigheden med alder, årstid, sundhedstilstand, hidtidig eksponering mm.

Der er kun foretaget få epidemiologiske studier af protozoerne, og de tyder på, at sammenhængen mellem dosis og sandsynligheden for at blive inficeret, P_{inf} , kan beskrives ved en fordeling af denne type (Haas, 1983b):

$$P_{inf} = 1 - e^{-Dosis/k} \quad \text{Formel (7.1)}$$

hvor parameteren k er større end eller lig med 1. Hvis k er 1, benævnes modellen 'maximum risk', svarende til den højst muligt infektivitet et patogen kan have.

Der er kun få undersøgelser af sammenhænge mellem dosis og respons for Giardia og Cryptosporidium, se tabel 7-1. Herudover er der en række undersøgelser af infektiøs dosis af Cryptosporidium, som understøtter resultatet fra de undersøgelser, der er nævnt i tabel 7-1. Det er en undersøgelse af hver protozo på tilfældigt udvalgte forsøgspersoner samt en undersøgelse af personer, der tidligere har været inficeret med og været syge af Cryptosporidium. Undersøgelsen af reinfektion med Cryptosporidium af 19 frivillige viste at ved reinfektion efter et år, blev det samme antal personer syge, men en mindre andel af de smittede udskilte oocyster i fækaliene. Antallet af diarréer pr. dag pr. smittet var også mindre ved anden infektion i forhold til første infektion (Okhuysen et al., 1997). Der er lavet flere statistiske bearbejdnings af undersøgelse, men de bygger på de samme data. I

undersøgelserne er der også analyseret for andre og mere komplicerede formeludtryk end i formel (7.1), men der er ikke fundet nogen bedre sammenhæng mellem dosis og sandsynligheden for infektion.

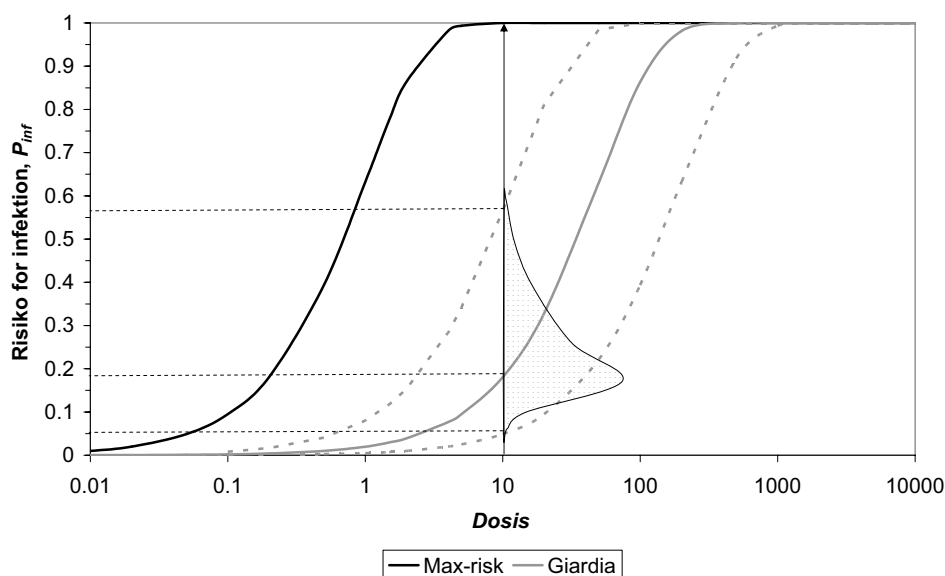
TABEL 7-1 AFRAPPORTEREDE UNDERSØGELSER AF DOSIS-RESPONS SAMMENHÆNGE VED ORALT INDTAG. I PARENTES ER DER ANGIVET 95% KONFIDENSINTERVALLER, SOM ANGIVET AF FORFATTERNE TIL UNDERSØGELSEN.

Protozo	Parameterestimat for k	Reference
<i>Giardia</i>	50 (17-227)	Teunis <i>et al.</i> , 1996
	50	Rose <i>et al.</i> , 1991
<i>Cryptosporidium</i>	238 (132-465)	Haas <i>et al.</i> , 1996
	249 (138-487)	Teunis <i>et al.</i> , 1996
	2.865*	Okhuysen <i>et al.</i> , 1997

* Undersøgelsen er baseret på 19 voksne reinficeret et år efter sygdom med *C. parvum*.

På grund af de væsentlige forbehold overfor repræsentativiteten af parameterestimaterne i tabel 7-1 er det antaget, at den faktiske usikkerhed er større end den afrapporterede. Det understøttes af resultatet i Okhuysen *et al.* (1997), som viste at ved reinfektion inden for et år, kræves en større dosis for at give en infektion.

Tabel 7-2 viser de modeller for sammenhænge mellem dosis og respons, der er benyttet i denne rapport. Effekten af usikkerheden er vist på figur 7-1, der viser at modellerne medfører moderat større konfidensintervaller og f.eks. ikke dækker den afrapporterede sammenhæng for personer, der tidligere har været inficeret for *Cryptosporidium*. Det skyldes dels, at der er lagt mest vægt på modellen for lave k (størst følsomhed) og dels, at incidensen af *Cryptosporidium* er så lav, at der kun er meget få, der vil blive inficeret 2 gange på ét år.



FIGUR 7-1 FORDELINGEN AF RISIKO FOR INFEKTION. VED INDTAG AF F. EKS. 10 *GIARDIA* CYSTER ER DER MEST SANDSYNLIGT AT 18 % ($P_{INF} = 0,18$) BLIVER INFICERET, MED ET 95% KONFIDENSINTERVALLER PÅ 5-56%.

TABEL 7-2 MODELLER FOR VARIATION AF k I DOSIS-RESPONS MODELLEN. $X \sim N(M; S)$ BETYDER, AT X ER EN STOKASTISK NORMALFORDELT VARIABEL MED MIDDELVÆRDI M OG SPREDNING S .

	Model for variation af parameter	Median og konfidensintervaller
<i>Giardia</i>	$\ln k \sim N(3,9; 0,7)$	49 (12-200)
<i>Cryptosporidium</i>	$\ln k \sim N(5,5; 0,4)$	245 (110-544)

7.4 BEREGNING OG VURDERING AF RISIKO

Det er i denne undersøgelse valgt at arbejde med samme identifikation af farer og analyse af dosis og respons i alle de scenarier, der vurderes. Forskellen i risiko skyldes dermed eksponering, dvs. mængde af indtaget vand og koncentration af patogener i vandet samt, hvor ofte befolkningen eksponeres overfor patogenet via smittevejen. Det generelle formelapparat er:

$$Dosis = C_{patogen} \times Q_{indtag} \quad (7.2a)$$

$$P_{inf} = 1 - \exp\left(-\frac{Dosis}{k}\right) \quad (7.2b)$$

$$P_{inf, \text{år}} = n P_{inf} \quad (7.2c)$$

hvor

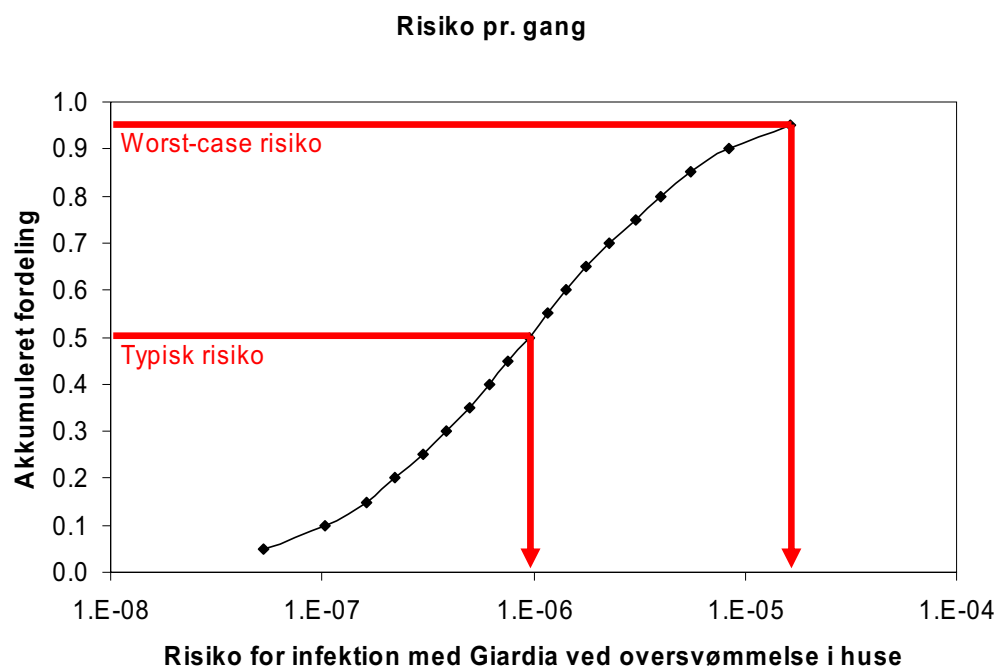
- Q_{indtag} er indtaget af vand pr. eksponering
- $C_{patogen}$ er koncentrationen af patogen i det pågældende vand ved eksponeringen
- n er antallet af eksponeringer pr. år.
- $P_{inf, \text{år}}$ er antallet af inficerede pr. år.

Dette generelle formelapparat ændres, hvis koncentrationen er nul i en del tilfælde såsom i svømmebade. Hver af variablene Q_{indtag} , $C_{patogen}$ og n er stokastiske variable, der antages at være uafhængige af hinanden. Herefter kan de resulterende værdier til den resulterende tabel findes f.eks. ved hjælp af Monte Carlo simuleringer.

Dataindsamlingen er således målrettet mod at fremskaffe information om de tre variable (Q_{indtag} , $C_{patogen}$ og n). Ud fra kvalitative informationer om f.eks. indtag og skøn over relative koncentrationer af protozoerne kan der derefter udvælges en række scenarier, der er relevante til en egentlig kvantitativ risikoanalyse.

Den kvantitative beregning af risikoen ved at blive eksponeret vil variere fra gang til gang, afhængigt af hvor kraftig eksponeringen er og hvor følsom personen er. Variationen vil typisk være flere størrelsesordener afhængigt af hvor præcis beskrivelsen af de enkelte processer er og hvor stor den naturlige variation af processerne er.

I denne rapport er der dels fokuseret på den "typiske risiko" og dels på en "worst-case" risiko. Den typiske risiko er den infektionshyppighed, der beregningsmæssigt overskrides i 50% af eksponeringerne. Risikoen svarende til "worst-case" er den risiko, der beregningsmæssigt vil være i op til 5% af eksponeringerne, svarende til at 95% af alle eksponeringer vil have en risiko der er lavere end den angivne. Denne værdi svarer til den værst mulige situation, hvor det er en immunsvækket person, der indtager mere vand end normalt og hvor vandet indeholder flere (oo)cyster end normalt. De to fraktiler er vist i figur 7-2.



FIGUR 7-2. BEREGNET RISIKO VED RISIKO FOR INFEKTION MED *GIARDIA* VED OVERSVØMMELSE MED KLOAKVAND I HUSE. DER BEREGNES EN RISIKO FRA UNDER $1 \cdot 10^{-7}$ (1 INFICERET UD AF 10 MIO. EKSPONERINGER) TIL MERE END $2 \cdot 10^{-5}$ (1 INFICERET UD AF 50.000 EKSPONERINGER). DEN TYPISKE RISIKO ANGIVES SOM 50%-FRAKTILEN SVARENDE TIL $1 \cdot 10^{-6}$ OG DEN RISIKO, SOM KAN FOREKOMME I OP TIL 5% AF EKSPONERINGERNE (WORST-CASE) ANGIVES TIL $2 \cdot 10^{-5}$.

8 Drikkevand

Det er essentielt for vores velbefindende at indtage tilstrækkelig væske, f.eks. i form af drikkevand. Drikkevand er den ubetinget største eksponering til vand, og da vi skal indtage et betydeligt væskevolumen om dagen og da den orale smittevej er den væsentligste for smitte med *Cryptosporidium* og *Giardia*, bør der altid være fokus på, om drikkevand udgør en risiko for infektion med disse parasitter.

8.1 INDTAG OG EKSPONERINGER

Selv om det anbefales at drikke to liter væske om dagen, er det kun en mindre del af dette volumen, der er drikkevand, saft eller andet, som ikke på en eller anden måde er behandlet i husholdningen. F.eks. opvarmes vandet til kaffe og te, mens f.eks. juice, mælk, sodavand, øl og vin har gennemgået en egentlig hygiejnisering under produktionen. På den anden side bruges drikkevand i vidt omfang i madlavning, f.eks. til at skylle grønsager, der spises rå, til badning og til tandbørstning, hvilket giver en direkte eksponering. Alle indbyggere eksponeres dagligt for drikkevand i væsentlige doser via husholdningerne. Det er derfor væsentligt, at de naturlige og tekniske barrierer altid er effektive, da eksponeringerne er hyppige og indtaget stort. Fejl og mangler i barriererne kan medføre ikke blot infektion men også risiko for epidemier, hvor mange personer bliver inficeret med protozoer.

8.2 SYSTEMBESKRIVELSE FOR DRIKKEVANDSFORSYNING

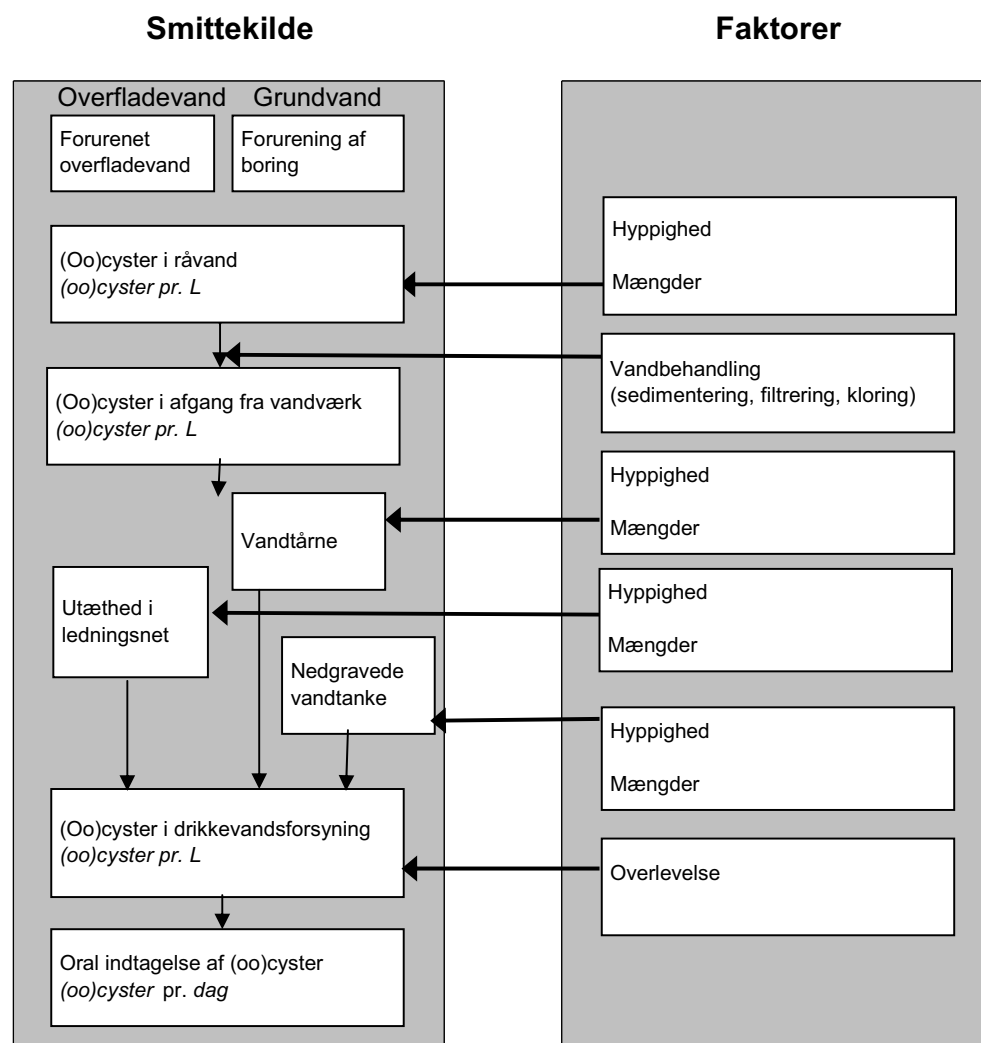
Vandforsyning omfatter råvandsressource, indvindingsboringer, vandbehandling, opbevaring og distribution, samt installationer i den enkelte husholdning (se figur 8.1). Generelt beskyttes forbrugerne af en række hygiejniske barrierer og foranstaltninger i vandforsyningen, som omfatter

- Beskyttelse af råvandsressourcen
- Vandbehandlingen på vandværket, f.eks. ozon- eller klorbehandling eller sandfiltrering
- Desinfektion i ledningsnet
- Overtryk i ledningsnettet til at beskytte vandet mod indtrængende forureninger

Overfladevand er oftest belastet med protozoer, hvilket behandles nærmere i kapitel 10. Denne belastning medfører, at i vandforsyninger, der er baseret på overfladevand, er det afgørende, at vandbehandlingen fjerner protozoerne. I øjeblikket er der kun en forsvindende del af vandforsyningen i Danmark, der producerer drikkevand fra overfladevand.

Langt den overvejende del (ca. 99%) af det producerede drikkevand i Danmark stammer fra grundvand. Grundvand betragtes som velbeskyttet mod mikrobiel forurening, dels fordi det er relativt gammelt, når det pumpes op – typisk 30-50 år – og dels fordi det ligger relativt dybt (dybere end 10 m under terræn – og typisk 50-80 m under terræn). Det infiltrerede vand skal således passere væsentlige lag af jord og sediment, der må formodes at tilbageholde relativt store partikler som *Giardia* og *Cryptosporidium*. Det er imidlertid uvist, om disse antagelser holder, når der er tale om ubeskyttede sand- og grusmagasiner, hvor kolonneforsøg har vist, at *Cryptosporidium* kan

transporteres (Harter et al., 2000), eller opsprækket kalk, som en væsentlig del af vandforsyningen indvinder fra, da der her kan være tale om hurtig transport i sprækker.



FIGUR 8-1 SMITTEVEJE FOR PROTOZOER I DRIKKEVAND.

8.2.1 Vandforsyningsstruktur

I Danmark er vandforsyningen ekstremt decentraliseret. Vandforsyningen består af 2.740 almene vandforsyninger (DANVA, 2002) og i landområderne forsynes ca. 71.000 husstande fra små private vandindvindingsboringer og brønde, som hver forsyner op til ni husstande (Brüsch et al., 2004).

De almene vandforsyninger er fordelt på 165 kommunalt ejede vandforsyninger og 2.575 privatejede. De kommunalt ejede vandforsyninger står for 61% af den samlede vandindvinding og en kommunal almen vandforsyning indvinder i gennemsnit ca. 1.54 mio. m³/år i modsætning til de private vandværker, der i gennemsnit indvinder 63.000 m³/år (DANVA, 2002). Relativt få vandforsyninger (6%) står dermed for langt størstedelen af vandforsyningen, mens de resterende vandforsyninger er relativt små. Vandforsyningen i Danmark er reguleret gennem Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg (Miljø- og Energiministeriet, 2001a).

8.3 FOREKOMST

8.3.1 Vandressourcen - grundvand

Der er kun publiceret få systematiske undersøgelser for *Giardia* og *Cryptosporidium* i brønde og borer, og der foreligger kun tre undersøgelser, hvor koncentrationer af protozoerne er angivet – se tabel 8-1 og 8-2 (Albrechtsen, 2003; Hancock et al., 1998; Robertson & Gjerde, 2000).

En amerikansk undersøgelse af lodrette borer/brønde (Hancock et al., 1998) fandt *Cryptosporidium* i 5% (7 ud af 149 borer) (tabel 8-1), og *Giardia* i 1% af prøverne (2 ud af 149 borer) (tabel 8-2). Værdierne i tabel 8-1 og 8-2 er angivet for alle de undersøgte grundvandstyper: lodrette og vandrette borer, kilder og infiltrationsgallerier. Værdierne for de positive prøver er dog ikke fordelt på de enkelte grundvandstyper, men er angivet samlet for alle fire grundvandstyper. Der blev ikke opgivet oplysninger om dybde, udformning eller beskyttelse af borerne, og det er derfor umuligt at vurdere, om tallene kan overføres til danske forhold. Et efterfølgende arbejde konkluderede imidlertid, at tilstedeværelse af organismer fra overfladevand, navnlig alger, var en klar indikator for forekomst af *Cryptosporidium* og *Giardia* i dette datasæt (Moulton-Hancock et al., 2000), og de påviste forekomster må derfor tilskrives, at de undersøgte grundvandsprøver må have haft meget tæt kontakt med overfladevand.

TABEL 8-1 FOREKOMST AF *CRYPTOSPORIDIUM* OOCYSTER I GRUNDVANDSPRØVER (SE FLERE DETALJER OM DE ENKELTE UNDERSØGELSER I BILAG D)

Land	Antal prøve-steder	Antal prøver	Procent positive	Forekomst i positive prøver (oocyster pr. 100 L)		Reference
				Range	Median	
Danmark	11	31	0%	-	-	Albrechtsen, 2003
Norge	1	2	50%	10	10	Robertson & Gjerde, 2000
USA	199	463	11%	0,2-45	2	Hancock <i>et al.</i> , 1998

TABEL 8-2 FOREKOMST AF *GIARDIA* CYSTER I GRUNDVAND (SE DETALJER OM DE ENKELTE UNDERSØGELSER I BILAG D)

Land	Antal prøve-steder	Antal prøver	Procent positive	Forekomst i positive prøver (cyster pr. 100 L)		Reference
				Range	Median	
Danmark	11	31	3,2%	30	30	Albrechtsen, 2003
Norge	1	2	0%	–	–	Robertson & Gjerde, 2000
USA	199	463	6%	0,1-120	2	Hancock <i>et al.</i> , 1998

En dansk undersøgelse (Albrechtsen, 2003) fandt ikke *Cryptosporidium* i nogen af de 31 udtagne råvandsprøver fra grundvand, men én enkelt positiv *Giardia* prøve med 30 cyster pr. 100 L, som dog ikke kunne bekræftes i

efterfølgende omprøver. Den positive prøve blev udtaget på et vandværk med overfladenært grundvand.

En norsk undersøgelse (Robertson & Gjerde, 2000) fandt 10 *Cryptosporidium* oocyster pr. 100 L i den ene af to undersøgte prøver, og ingen *Giardia*.

En enkelt undersøgelse har fokuseret på forekomst af antistoffer mod *Cryptosporidium* i blod hos forbrugere i forskellige vandindvindingsområder i USA (Frost et al., 2003). Undersøgelsen viste en højere prævalens i blodet hos forbrugere fra et område, der blev forsynet med overfladevand, end hos forbrugere fra et område, der var baseret på grundvand. Ligeledes var der en lavere prævalens hos forbrugere, der drak flaskevand eller som kun havde boet kort tid i det område, der blev forsynet med overfladevand. Dette kan tyde på, at der er mindre risiko for at få en *Cryptosporidium* infektion i en grundvandsbaseret vandforsyning.

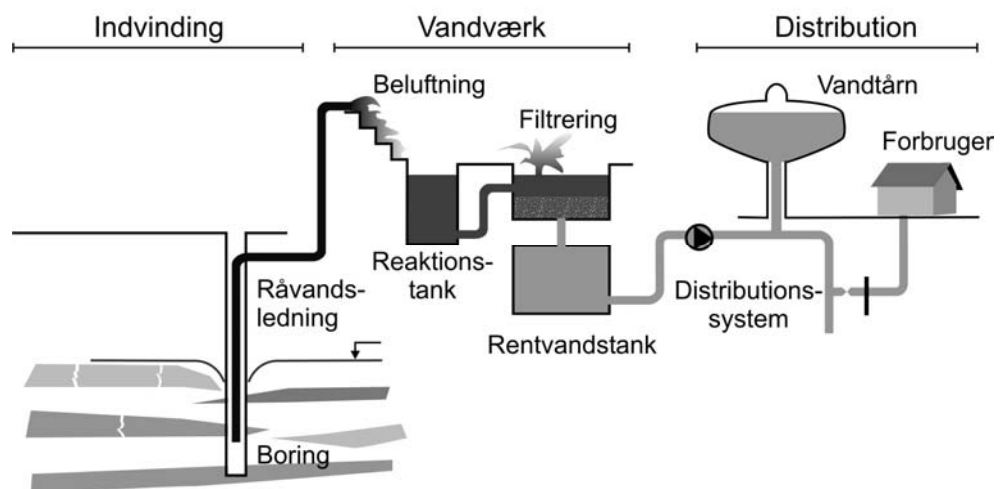
Grundvand vil formodentligt yderst sjældent være belastet med protozoer, med mindre der er kontakt mellem grundvandsmagasinet og overfladevand, men datagrundlaget for disse vurderinger er yderst spinkelt.

8.3.2 Vandressourcen - overfladevand

I dansk overfladevand er der både påvist *Giardia* (i 5 ud af 7 råvandsprøver) og *Cryptosporidium* (i 2 ud af 7 råvandsprøver) (Albrechtsen, 2003). Ved dimensioneringen af vandbehandling for overfladevandværker skal der tages hensyn til at ressourcen sandsynligvis er belastet med *Giardia* og *Cryptosporidium*.

8.4 KVALITATIV RISIKOVURDERING

Da datagrundlaget for forekomst af protozoerne i dansk, ikke-desinficeret grundvandsbaseret drikkevand er yderst sparsomt, er det ikke muligt at udføre en kvantitativ risikovurdering. I stedet gennemføres risikovurderingen kvalitativt, hvor de forskellige risici fra ressourcen, indvindingen, vandbehandlingen og distribution frem til forbrugeren vurderes (se figur 8-2).



FIGUR 8-2 OVERSIGT OVER VANDFORSYNING FRA GRUNDVAND TIL FORBRUGEREN

8.4.1 Indvindingsboringer

Grundvand til drikkevandproduktion oppumpes via indvindingsboringer. DS 441 (Dansk Standard, 1988a) og 442 (Dansk Standard, 1988b) opstiller kravene til udførelse af forerørsafslutning og råvandsstationer. Boringer udført efter 1980 er udført i henhold til Bekendtgørelse nr. 4 af 4. januar 1980 (Miljøministeriet, 1980), som i 2002 blev afløst af en ny bekendtgørelse (Miljøministeriet, 2002a).

En undersøgelse af risikoen for pesticidforurening via utætte boringer (Miljøstyrelsen, 2002) viste, at hovedparten (84%) af de undersøgte 172 boringer var behæftet med en eller anden defekt (figur 8-3). Der var flest utætte samlinger i filtersatte boringer med forerør af PVC (ca. 60%), mens der var flest huller i boringer, hvor stålør var benyttet som forerør (ca. 40%). I ca. 60% af undersøgelseerne var der mulighed for skorstenseffekter, hvilket vil sige at forerøret ikke slutter tæt til det omgivende sediment, så overfladevand kan løbe ned langs forerøret. Det var imidlertid ikke kun ældre boringer, der var defekte, mange af de undersøgte relativt nyetablerede boringer (efter 1980) var også fejlbehæftede, specielt med utætte samlinger (over 40%) og risiko for skorstenseffekt (over 40%), blandt andet som følge af ingen eller forkert placerede forerørstætninger.

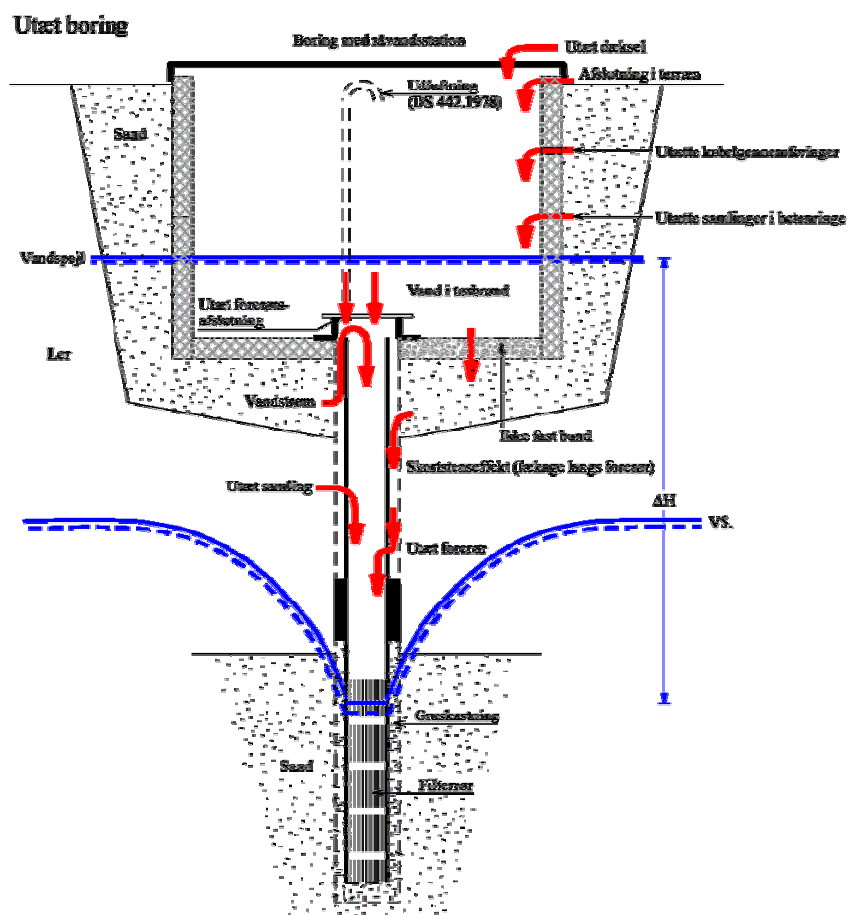
Selv om risikoen for forurening af den enkelte boring er lav er der i den offentlige vandforsyning flere tusinde potentielt utætte boringer. Kortere, utætte indvindingsboringer med lav indvinding kan således blive forurennet med pesticid fra nedsivende overfladevand (Miljøstyrelsen, 2002). Vandopløselige pesticider transporteres imidlertid bedre end større partikler som (oo)cyster, som forventes at blive tilbageholdt i jordmatricen, og risiko for indtrængning af (oo)cyster i denne situation må betragtes som lav.

I forbindelse med oversvømmelser fx ved kraftige nedbørshændelser, kan utætte boringer blive forurennet med overfladevand. Overfladevand vil ofte indeholde Giardia og Cryptosporidium, men er kloaknettet også oversvømmet må kloakvandet forventes at øge koncentrationen af Giardia og Cryptosporidium (se afs. 9.3 Forekomst i spildevand).

Der har været enkelte tilfælde i Danmark, hvor boringer er blevet forurennet med spildevand, hvilket har givet store mikrobiologiske forureninger i ledningsnettet: f. eks. Klarup (spildevand) og Uggeløse (overfladevand) (Engberg et al., 1998; Laursen et al., 1994). Der blev ikke analyseret for Giardia eller Cryptosporidium i disse tilfælde.

Selv om der hverken er Giardia eller Cryptosporidium i grundvand, kan overfladevand forurene indvindingsboringerne, så råvandet er forurennet inden det når frem til vandværket. Sådanne forureninger kan forekomme, hvis (se figur 8-3)

- den tørbrønd, der afslutter en boring ved jordoverfladen, er utæt, så overfladevand kan løbe ned i boringen;
- forerørene er utætte, så de tillader indsivning af overfladenært vand;
- forerøret slutter ikke tæt til det omgivende sediment, så overfladevand kan løbe ned langs forerøret, hvilket kaldes 'skorstenseffekten'.



FIGUR 8-3 MULIGHEDER FOR INDRÆNGNING AF OVERFLADEVAND VED BORING. (EFTER BASTRUP & VESTERBY, 2002).

8.4.2 Vandbehandling

Enkelte danske vandværker har ingen vandbehandling (Albrechtsen, 2003) og her er det naturligvis afgørende, at det benyttede grundvand ikke er forurenet. Langt de fleste vandværker har imidlertid en hurtig sandfiltrering, som i forbindelse med jernfjernelse formodes at fjerne Giardia og Cryptosporidium rimeligt effektivt (se afsnit 6.2.1 Behandling af drikkevand).

Grundvandsbaserede vandværker i Danmark benytter ikke klordesinfektion, som derimod benyttes i behandlingen af overfladevand. Selv om Giardia er mere følsom overfor klordesinfektion end Cryptosporidium, er klordesinfektion ikke særligt effektiv (se afsnit 6.2.3.1 om kemisk desinfektion).

Kombinationen af denne teknik med kemisk fældning og efterfølgende sandfiltrering, synes imidlertid tilsammen at give en rimelig beskyttelse. En undersøgelse af 12 danske vandværker (Albrechtsen, 2003) påviste hverken Giardia eller Cryptosporidium i det færdigt behandlede drikkevand, uanset om det blev produceret fra grundvand (28 rentvandsprøver) eller fra overfladevand med protozoer (2 rentvandsprøver).

I overfladevandværker er det afgørende, at vandbehandlingen fjerner (oo)cyster, der vil være tilstede i råvandet. De tre behandlingstrin (kemisk fældning, sandfiltrering og klordesinfektion) supplerer hinanden, så de største risici er således knyttet til behandlingens effektivitet og kontinuitet. Selv om der er ringe viden om den reelle fjernelseeffektivitet i hurtig sandfiltre med jern- og manganfjernelse under danske forhold, vil sandfiltrering udgøre en ekstra beskyttelse, som formodentligt vil sikre, at vandbehandlingen hindrer passage af disse (oo)cyster i grundvandsvandværker, hvor der ikke, eller kun

sjældent ved forureningshændelser, forekommer (oo)cyster i råvandet. I de tilfælde, hvor der ikke foretages nogen vandbehandling, er denne hygiejniske barriere ikke tilstede. Dette kan være problematisk, da råvandet til disse vandværker antageligt er ret ungt (aerobt) og overfladenært, og dermed potentielt belastet med Giardia eller Cryptosporidium, og der er dermed ikke nogen beskyttelse af forbrugeren, hvis en boring forurenes med overflade- eller spildevand.

8.4.3 Distribution og opbevaring

Desinfektion på vandværket eller i ledningsnettet ved tilsætning af f.eks. klor eller monokloramin anvendes kun sjældent i Danmark. Der findes et par vandværker, der enten behandler eller har behandlet overfladevand, hvor der anvendes desinfektion. I hovedtræk baserer man vandforsyningen i Danmark på at kunne levere vand uden desinfektion, hvilket er unikt i forhold til det meste af den øvrige verden.

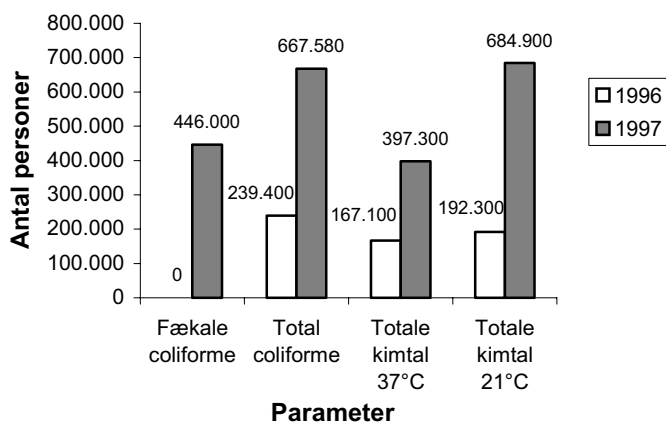
Der er en række muligheder for indtrængning af (oo)cyster i ledningssystemet. Der kan opstå undertryk i forbindelse med brud, utætheder i ledningssystemet eller ved reparation, og forurenet vand fra brud-/reparationsstedet kan trænge ind i ledningssystemet. Dette er navnlig alvorligt, når ledningsbruddet sker i byområder, hvor der kan være risiko for udsivninger eller oversvømmelser fra kloaker. I landområder er der risiko for kontaminering med gylle-forurenet vand, hvor koncentrationerne af (oo)cyster kan være højere end i kloakvand. De større vandforsyninger oplever ledningsbrud mere end hundrede gange om året (se tabel 8-3).

En forurening fra et ledningsbrud vil naturligvis kun påvirke den del af ledningsnettet, der ligger efter forureningsstedet. Men hvis ledningsnettet ikke er delt op i sektioner men er ringforbundet, eller hvis bruddet sker før f.eks. en højdebeholder (vandtårn), kan store dele af ledningsnettet påvirkes, afhængigt af hvor mange (oo)cyster, der kommer ind i systemet.

Den gennemsnitlige opholdstid i ledningssystemet er sjældent mere end 1 døgn, dvs. at henfald af (oo)cyster er meget begrænset i ledningssystemet. På den anden side vil der naturligvis heller ikke ske nogen opformering af Giardia og Cryptosporidium i ledningsnettet.

Vand i nedgravede rentvandstanke i forbindelse med ledningsnet kan også forurenes med (oo)cyster fra f.eks. overfladevand, der siver ned igennem en utæt overdækning. Der findes ikke en systematisk registrering af disse hændelser.

De registrerede overskridelser af mikrobielle data på større almene vandforsyninger (dvs. vandforsyninger, der producerer mere end 350.000 m³/år) viser at et ganske stort antal forbrugere modtager drikkevand fra vandforsyninger, der har været mikrobielt forurenet, uden at det dog er givet, at de alle har modtaget forurenet vand (Andersen & Albrechtsen, 2003). Forekomst af sådanne fækale forureninger indikerer desuden en risiko for, at der også kunne forekomme forureninger med Cryptosporidium og Giardia, hvilket dog ikke er undersøgt i forbindelse med de konstaterede forureninger.



FIGUR 8-4 ANTAL PERSONER, SOM HAR MODTAGET VAND FRA ET VANDVÆRK, SOM HAR HAFT OVERSKRIDELSE AF PÅGÆLDENDE PARAMETER (ANDERSEN & ALBRECHTSEN, 2003).

Konsekvenserne af en forurening i ledningsnettet kan være store, da der ikke er nogen hygiejnebarrierer til at beskytte forbrugerne.

TABEL 8-3 FOREKOMST AF LEDNINGSBRUD I STØRRE VANDFORSYNINGER.

Vandforsyning	Antal lækager pr. år	Ledningsnet (km)	Lækager pr. km/år	Forbrug (Mio. m ³)	Antal brud	Reference
København, hovedledninger						
1997	114	898	0,13	35,7	499.800	1, 2
2000	74	916	0,08	34,9	499.800	2, 3
København, stikledninger						
1997	183	31950 stk.	-	35,7	499.800	1, 2
2000	76	33416 stk.	-	34,9	499.800	2, 3
Århus, 2003	223-297	1487	0,15-0,20	16,7	248.400	2, 4
Odense 1994-2000	169	995	0,17	10,9	152.200	5
Gentofte 2001	131	400	0,33	4,2	68.000	6

Referencer: 1: Københavns Vand, 1997; 2: DANVA 2001; 3: Københavns Vand, 2000; 4: Århus kommunale værker www.aakv.dk; 5: Andersen, 2001; 6: WWW.Gentofte.dk;

8.4.4 Installationer i husholdninger eller industrier

En undersøgelse af regn- og grävandsanlæg (Adeler et al., 2003a) viste, at ca. 6% af disse anlæg har fejlforbindelser mellem det urene vand og vandforsyningsnet. Den farligste situation ved disse anlæg er imidlertid ikke som forventet, at trykket går af den offentlige vandforsyning, hvorved forurenede vand kan tilbagesuges, men at pumpen i regn- og grävandsanlægget pumper forurenede vand direkte ud i det offentlige ledningsnet. Dette kan ske, hvis trykket i pumpen i regn- og grävandsanlægget er højere end forsyningsstrykket i den offentlige vandforsyning. Ud fra en modelberegning med en antagelse om 5.000 anlæg, vil 5 til 300 personer om

året modtage forurenede vand som følge af en sådan fejl. Konsekvenserne af denne eksponering vil naturligvis afhænge af prævalensen i befolkningen, og dermed af om der er Giardia eller Cryptosporidium i gråvandet, f.eks. fra håndvask og bad. Belastning af regnvand vil derimod afhænge af forureningen fra dyr f. eks. mår, kat, fugle mv. og deres prævalens.

En gennemgang af en række industrier viste ligeledes, at der forekommer fejltilslutninger (Adeler et al., 2003b), men disse forureninger forventes ikke at indebære væsentlige risici med hensyn til Giardia og Cryptosporidium, da dette vand næppe har særligt stort indhold af disse protozoer.

8.4.5 Små vandforsyninger

Ud over de større vandforsyninger, der er omtalt ovenfor, er der ca. 71.000 husstande, der forsynes fra små vandforsyningsanlæg (Brüsch et al., 2004).

Små vandforsyninger i Danmark indvinder ofte vand fra overfladenært grundvand og reguleres i henhold til Bekendtgørelse nr. 871 (Miljø- og Energiministeriet, 2001a). Dele af Bekendtgørelse nr. 604 vedrørende erhvervsmæssigt dyrehold, husdyrgødning, ensilage m.v. (Miljøministeriet, 2002b) indgår i beskyttelsen af små vandforsyninger og fastlægger krav til opsamling af alt spildevand inkl. afstrømning fra stalde, møddinger, pladser m.v., så potentielt forurenede overfladevand ikke kan trænge ned til brønde og borer.

I små vandforsyninger behandles vandet sjældent og der er således ingen beskyttende barrierer. Vandbehandling kan forekomme f.eks. ved kompaktfiltre, som dog ikke overvåges af fagligt personale, som på fælles vandforsyningssystemer. Kloring forekommer yderst sjældent.

En nyligt afsluttet undersøgelse af 628 små private vandforsyningsanlæg (Brüsch et al., 2004) viste at en eller flere af de fire undersøgte bakterielle indikatorparametre (kintal ved 22°C og 37°C, coliforme bakterier og E. coli) blev overskredet i 48% af anlæggene. Heraf var der coliforme bakterier i 31% af anlæggene. Selv om der ikke blev analyseret for Giardia eller Cryptosporidium i denne undersøgelse, viser den forurening af disse brønde med overfladevand. Dette kan indebære en væsentlig risiko for forurening med Giardia eller Cryptosporidium.

I den tidligere omtalte amerikanske undersøgelse (Frost et al., 2003) var prævalens af antistoffer mod Cryptosporidium højere i blod hos forbrugere (i USA), der fik vand fra private brønde end hos forbrugere i et område, med offentlig vandforsyning baseret på grundvand. Dette tyder på en større risiko for Cryptosporidium-infektion, hvis man får vand fra private brønde.

Ved dyrehold er der risiko for smitte ved direkte kontakt med dyrene eller ved håndtering af gylle, og det er muligt, at beboerne på sådanne ejendomme opbygger immunitet mod denne smitte. Der er ikke risiko for, at en eventuel smitte spredes i den offentlige vandforsyning via ledningsnet, da disse små vandforsyninger netop ikke er koblet til det offentlige ledningsnet. Der er dog risiko for at gæster på ejendommen kan blive smittet.

Sammenfattende har de små vandforsyninger ofte overfladenære borer, ofte i nærheden af dyrehold og få (hvis nogen) hygiejniske barrierer og derfor antageligt større risiko for smitte med Giardia eller Cryptosporidium. Der er tale om et betydeligt antal personer, som har risiko for smitte, men denne smitte vil være lokal.

8.5 DELKONKLUSION

Dansk vandforsyning er præget af en meget decentral struktur med mange små vandforsyninger. Vandforsyningen er primært baseret på grundvand, og der anvendes ikke desinfektion. Med disse forhold er det meget vanskeligt at finde sammenlignelige data i den internationale litteratur, og det er ikke muligt at udføre en kvantitativ risikoanalyse.

Der er således ingen data om forekomst af Giardia eller Cryptosporidium i dansk grundvand eller om risikoen for forurening af grundvand med Giardia eller Cryptosporidium. Der er heller ikke data om effektivitet af den danske vandbehandling (her tænkes først og fremmest på hurtig sandfiltrering uden koagulant).

Desuden giver den danske kontrol med drikkevandskvalitet ingen viden om forekomsten af Giardia eller Cryptosporidium i drikkevand, heller ikke ved påviste mikrobielle forureninger, da der ikke undersøges for Giardia eller Cryptosporidium.

En kvalitativ risikoanalyse peger på, at den givne offentlige vandforsyning giver et rimeligt højt beskyttelsesniveau, men der er identificeret en række steder, hvor der kunne forekomme forurening med Giardia eller Cryptosporidium. Der er således ingen beskyttelse af forbrugerne, hvis der sker en forurening af grundvand eller boringer i de vandforsyninger, hvor der ikke foretages nogen vandbehandling på vandværket, og der er generelt ingen beskyttelse af forbrugerne, hvis der sker forurening af ledningsnettet, f.eks. ved ledningsbrud. Risikoen i forbindelse med ledningsbrud kan være betydelig, fordi dette sker relativt ofte, og da relativt få forbrugere påvirkes ad gangen, vil der ikke være opmærksomhed på ledningsbrud som smitekilde.

Risikoen vil antageligt være større for forurening i de små vandforsyninger (mindre end ni forbrugere) som findes i et ganske stort antal. Disse forureninger vil imidlertid være meget lokale og vil kun ramme få personer, som dog vil kunne smitte andre personer ad andre veje.

9 Oversvømmelse med spildevand i byer

I byområder benyttes afløbssystemer til at aflede fækalier for at sikre en effektiv barriere mellem inficerede og raske borgere. Normalt er afløbssystemer simple og stabile, men der vil ind i mellem opstå fejl. Der er især to typer af fejl, der er relevante i denne forbindelse:

- Overbelastning af afløbssystemet. Overbelastning vil forekomme jævnligt under skybrud og andre kraftige regnhændelser, hvis der benyttes samme afløbssystem til regnvand og til det sanitære spildevand. Skybrud er ofte af lokal karakter og vil være tids- og arealmæssigt begrænsede.
- Fejlfunktion af afløbssystemet på grund af tilstoppelse eller lignende.

Begge typer af fejl vil medføre, at borgere potentielt bliver eksponeret for urensset, fækalt spildevand, hvilket vil medføre en risiko for infektion.

9.1 SYSTEMBESKRIVELSE FOR OVERSVØMMELSER

Spildevand er sammensat af udledninger fra f.eks. boliger, mindre industri og institutioner samt overfladevand, hvor der er fællessystemer for spildevand og regnvand. (Oo)cyster kan tilføres spildevand fra mennesker, men også fra f.eks. slagterier. Spildevand fra infektionsmedicinske afdelinger på hospitaler kan forventes at indeholde særligt mange (oo)cyster, specielt i forbindelse med et sygdomsudbrud.

Udledning fra industrier, herunder slagterier og husdyrhold reguleres igennem Bekendtgørelse nr. 646 om godkendelse af listevirksomhed (Miljø- og Energiministeriet, 2001c). Kommunale eller amtslige myndigheder kan fastlægge krav til disse udledninger, men generelt stilles der ikke krav vedrørende indhold af mikrobiologiske parametre ved tilslutning til offentligt kloaknet eller ved direkte udledning.

Renseanlæg i Danmark følger generelt vandmiljøplanen, hvor specielt rensning for fosfor (fældning) medfører en stor reduktion af (oo)cyster på 75-99,9% (se afsnit 6.2.2). Er der indført skærpede renskrav (f.eks. sandfilter) i forbindelse med udledning til ferskvandsrecipienter eller følsomme kystområder, vil der være en yderligere reduktion af (oo)cyster (op til 98-99%) (Mølgaard et al., 2002).

Spildevandsudledning i forbindelse med driftsuheld, f.eks. stop af spildevandspumpestationer, kan medføre store risici, idet længere driftsstop kan medføre oversvømmelse med ubehandlet spildevand. Desuden kan utætte spildevandsledninger lække spildevand ud i jorden. Generelt er der ikke taget højde for sådanne situationer og oversvømmelse med spildevand vil kunne forekomme tilfældige steder.

Oversvømmelse med spildevand som følge af opstuvning kan også forekomme i forbindelse med tilstoppelse/stærkt nedsat kapacitet f.eks. på grund af rørbrud, eller på grund af overbelastning af (evt. uhensigtsmæssigt dimensionerede) afløbssystemer f.eks. i forbindelse med kraftig nedbør. I

sådanne situationer vil oversvømmelse kunne forekomme med ufortyndet spildevand.

Kontrol med oversvømmelse af veje og pladser samt kældre med spildevand (se figur 9-1) er ikke reguleret i Danmark igennem love, bekendtgørelser, m.v. Regulering foretages igennem, hvad der betragtes som designpraksis, hvilket p.t. vil sige dimensionering af ledningssystemer efter spildevandskomiteens skrift nr. 23: tilladelige oversvømmelseshyppigheder i afløbssystemer (DIF Spildevandskomitéen, 1985). I denne norm anbefales grundlæggende et beregningskriterium med en tilladelig gentagelsesperiode for overskridelse af ledningskapaciteten på 5 år i stedet for den hidtidige på 2 år. Oversvømmelse af kældre og på terræn vil ske mindre hyppigt end overskridelser af ledningskapaciteten, men ovenstående anbefaling er udtryk for, at opstuvning af spildevand i kældre og på pladser vil forekomme ud fra den nuværende og tidligere designpraksis. Hyppigheden af opstuvninger afhænger primært af afløbssystemets udformning og oplandets topografi og i praksis vil hyppigheden af oversvømmelser af kældre ske med en frekvens på én gang hvert 10.-20. år som landsgennemsnit, med variationer fra opland til opland fra 1 til 100 år. Andelen af spildevand i det vand, der opstuvet udgør i almindelighed 1-3% af den samlede vandmængde.

Der kan forekomme oversvømmelser med opspædet spildevand i større områder. Ved sådanne oversvømmelser eksponeres mange personer, idet f.eks. cykler, biler og andre genstande i de offentlige arealer berøres af oversvømmelserne og rengøres efterfølgende af mange forskellige personer. Sådanne store oversvømmelser er imidlertid meget sjældne i Danmark, og mindre oversvømmelser er som regel kortvarige og sker i områder, hvor mennesker generelt ikke vil blive eksponeret. Derfor anses det ikke for at være relevant at analysere oversvømmelser af offentlige pladser mv. nærmere.

I denne undersøgelse fokuseres på oversvømmelser i private husholdninger, og det antages, at hver oversvømmelse vil medføre én eksponering af den ene privatperson, der foretager oprydningen i boligen. Det bemærkes, at arbejdsmiljø ikke indgår i kommissoriet for undersøgelsen og at en eventuel efterfølgende rengøring af et skadesservicefirma ikke indgår i denne undersøgelse.

9.2 UDVÆLGELSE AF SCENARIER TIL KVANTITATIV RISIKOVURDERING.

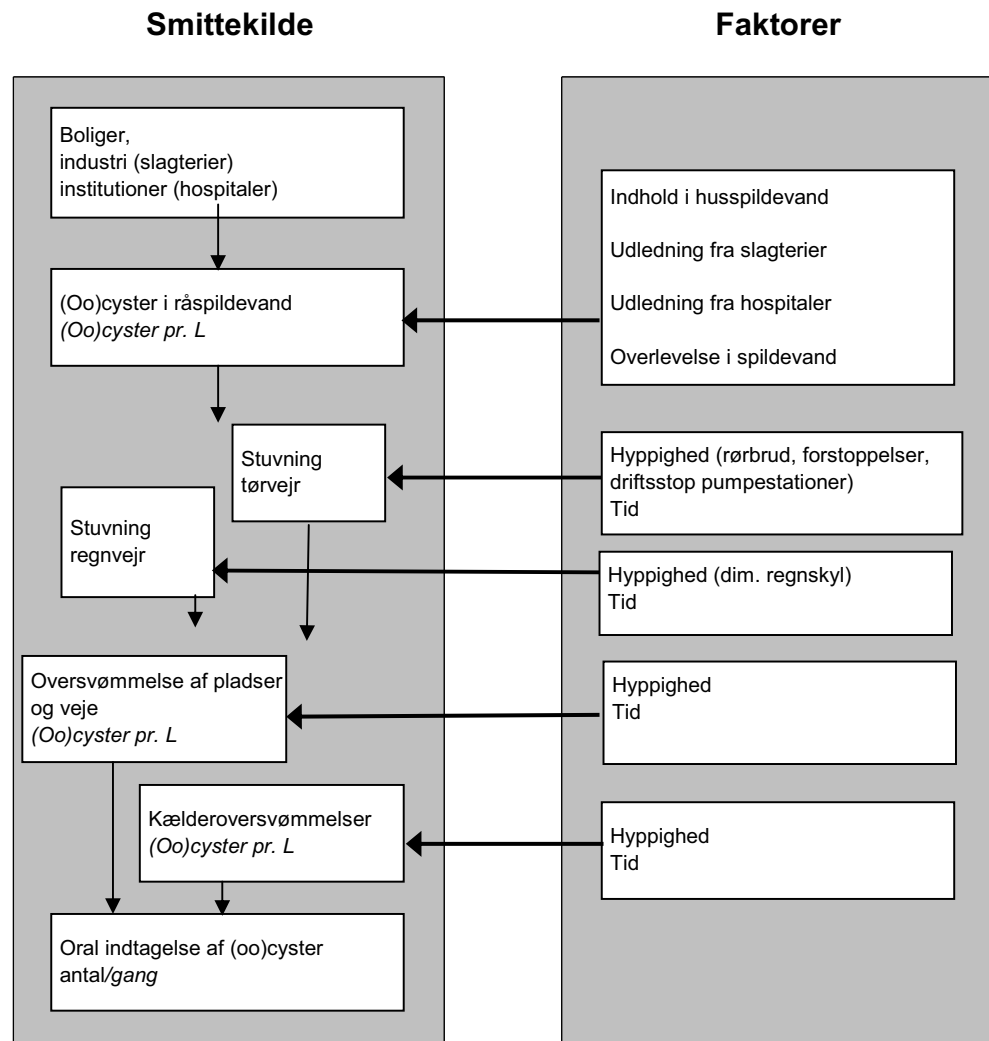
På baggrund af systembeskrivelsen er det oplagt at udvælge to scenarier til nærmere undersøgelse. Det drejer sig om følgende:

- Risikoen for infektion, hvis der sker oversvømmelse med spildevand forårsaget af regnbetinget overbelastning af afløbssystemet
- Risikoen for infektion, hvis der sker tilstoppelse/ nedsat kapacitet af afløbssystem

For at kunne beregne disse risici er følgende data nødvendige:

- Koncentrationen af protozoer i spildevand og afstrømmet regnvand
- Indtag pr. eksponering
- Antal eksponerede af regnbetingede overbelastninger pr. år
- Antal eksponerede af nedsat kapacitet pr. år.

Indsamling og vurderinger af disse data er beskrevet i de følgende afsnit.



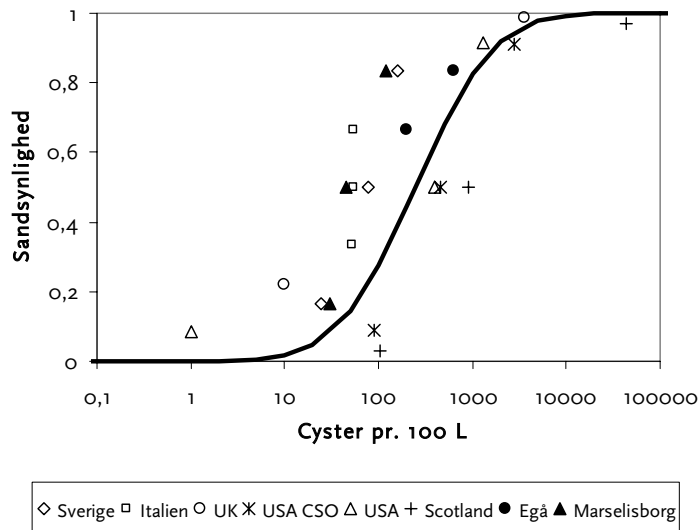
FIGUR 9-1 SMITTEVEJE VED OVERSVØMMELSE MED SPILDEVAND

9.3 FOREKOMST I SPILDEVAND

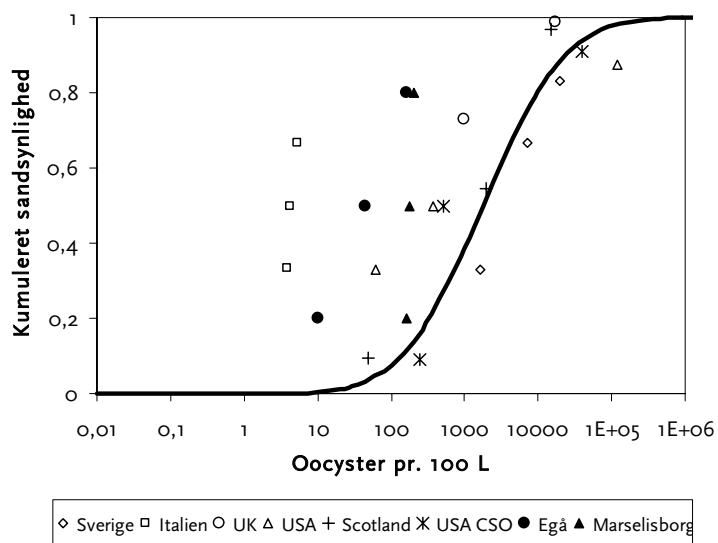
I kapitel 3 er beskrevet, at både dyr og mennesker er reservoir for *Cryptosporidium* og *Giardia*. Det er derfor forventeligt at finde protozoerne i indløbet til renselanlæg. Værdier for indløb og udløb er velbeskrevet i litteraturen. Der er ikke målt på urensset spildevand i Danmark, men der er målt på udløb fra to jyske renselanlæg.

I figur 9-2 og 9-3 er indtegnet fordelinger for *Giardia* og *Cryptosporidium* i urensset spildevand fra udlandet samt i rensset spildevand fra Egå og Marselisborg renselanlæg (værdierne stammer fra Mølgaard et al., 2002). Værdierne for det rensede spildevand fra Danmark kan anvendes til optegning af en sandsynlig fordeling for urensset spildevand i Danmark. Fordelingskurven må naturligvis ikke have lavere værdier end for det rensede spildevand, da der som omtalt i kap. 6 fjernes en stor del af (oo)cysterne på renselanlægget.

Værdier for *Giardia* ligger generelt højere end værdier for *Cryptosporidium* i spildevand. Der er indtegnet værdier for udledning fra en amerikansk CSO (Combined Sewer Overflow) i begge figurer (se signaturen for USA CSO). Værdierne er målt umiddelbart efter større regnhændelser. For *Giardia* ligger værdierne højt i forhold til de øvrige målinger, mens fordelingen for *Cryptosporidium* i CSO ligger på niveau med de øvrige målinger i litteraturen.



FIGUR 9-2 FOREKOMST AF *GIARDIA* I URENSET SPILDEVAND I UDLANDET SAMT I RENSET SPILDEVAND I DANMARK (EGÅ OG MARSELISBORG). SE BILAG D TABEL 6 FOR REFERENCER.



FIGUR 9-3 FOREKOMST AF *CRYPTOSPORIDIUM* I URENSET SPILDEVAND I UDLANDET SAMT I RENSET SPILDEVAND I DANMARK (EGÅ OG MARSELISBORG). SE BILAG D TABEL 5 FOR REFERENCER.

De fundne koncentrationsintervaller er benyttet til at skønne en fordeling af koncentrationerne af protozoerne i dansk spildevand. Parameterestimerne er angivet i tabel 9-1. Ved oversvømmelser forårsaget af tilstopning anvendes disse koncentrationer, mens der ved oversvømmelser forårsaget af regntilstrømning anvendes koncentrationer, der er en faktor 50 lavere, idet koncentrationen af protozoer i afstrømmet regnvand antages at være yderst lav.

TABEL 9-1 PARAMETERESTIMATER FOR FOREKOMST AF *GIARDIA* OG *CRYPTOSPORIDIUM* I URENSET SPILDEVAND. KONCENTRATIONERNE SKØNNES AT FØLGE EN LOGARITMISK NORMALFORDELING. $X \sim N(M, S)$ BETYDER AT DEN STOKASTISKE VARIABEL X FØLGER EN NORMALFORDELING MED MIDDELVÆRDI M OG SPREDNING S .

Koncentration pr. 100 L.	model	Median og 95% konfidensinterval (pr. 100L)
<i>Giardia</i>	$\ln C_{Giardia,spv} \sim N(5,5; 1,5)$	245 (13 - 4650)
<i>Cryptosporidium</i>	$\ln C_{Cryptosporidium,spv} \sim N(7,5; 2,0)$	1810 (36 - 91000)

9.3.1 Mængde af indtaget forurennet vand

Det orale indtag antages i forbindelse med oversvømmelser at udgøre et volumen på 1 ml i gennemsnit pr. eksponering. Det er det indtag som typisk vurderes i forbindelse med utilsigtet eksponering overfor forurennet vand, se f.eks. Ottosson og Stenström (2003). Variationen af indtaget volumen modelleres som en trekantsfordeling med minimumsværdier på 0,1 og 2 ml.

9.4 HYPPIGHED AF EKSPONERINGER

9.4.1 Årligt antal inficerede som følge af regnbetingede overbelastninger

I løbet af 1960erne blev praksis for etablering af afløbssystemer ændret, så regnvand og spildevand blev separeret i to systemer. Det antages i beregningerne, at alle huse opført før 1960 er tilknyttet et fællessystem, mens alle huse opført efter 1960 er tilknyttet et separatsystem. Dermed kan data for boligerne findes via Danmarks Statistik (Statistikbanken, 2003). De opgjorte tal er vist i tabel 9-2 sammen med de beregnede skøn for antallet af huse med kældre opført før 1960.

TABEL 9-2 SKØN OVER ANTAL BEBOEDE HUSE MED KÆLDER OPFØRT TIL OG MED ÅR 1960 OPGJORT EFTER TYPE. HUSE OPFØRT EFTER 1960 ANTAGES AT VÆRE TILSLUTTET ET SEPARATSYSTEM.

	Parcelhuse	Række, kæde og dobbelthuse	Flerfamiliehuse	Total
Antal boliger*	436.696	70.636	573.689	1.081.021
Antal boliger pr hus**	1	1,1	7	
Antal huse	437.000	64.000	82.000	583.000
Andel kælderareal af totalt areal*	16,3%	18,2 %	18,4 %	17,3
Etager over kælder**	1,25	1,5	3,5	-
Andel med kælder	25 %	33%	80%	34%
Antal huse med kælder	109.000	21.000	66.000	196.000
Årligt antal oversvømmelser				10.000- 20.000

* Data er downloadet fra Statistikbanken (2003); ** Skøn foretaget af projektgruppen.

Samlet set er der omtrent 196.000 huse, der forventeligt vil kunne eksponeres overfor opspædet spildevand i kælderen. I hvert af disse huse vil beregningsmæssigt én person blive eksponeret, hver gang der faktisk er opstuvet spildevand i kælderen, hvilket ifølge systembeskrivelsen vil ske hvert 10. - 20. år. Antallet af eksponeringer pr. år er dermed 10.000 - 20.000.

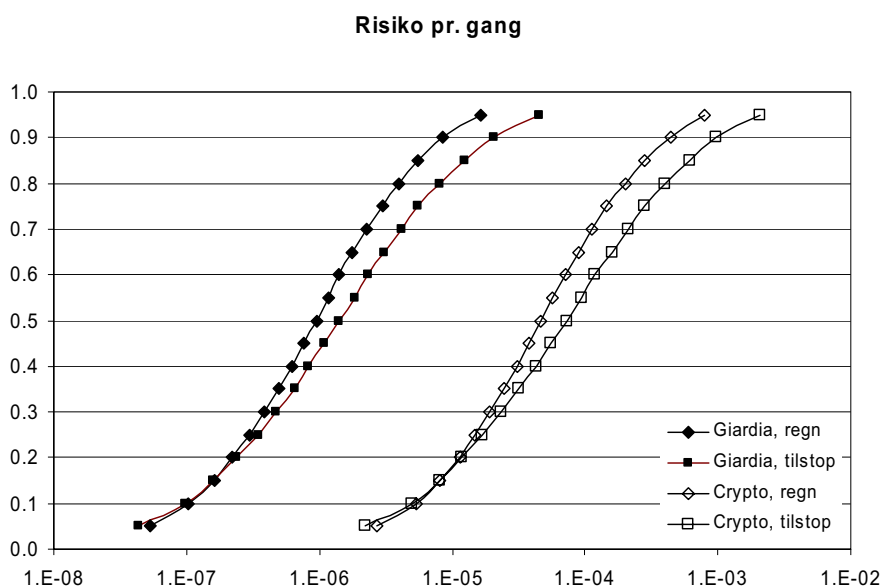
9.4.2 Eksponerede årligt som følge af nedsat kapacitet/ rørsammenbrud

En opgørelse af tekniske nøgletal i 1998 for en række midtsjællandske kommuner gav et gennemsnitsantal rørsammenbrud og tilstopninger/km spildevandsledning på 0,5 (COWI, 2000). Kun få af disse tilstopninger har dog medført opstuvning til kælderniveau endsige terræn. Antallet af opstuvning til kælder og/eller terræn er på baggrund af en rundspørge til en række sjællandske kommuner skønnet til at være omtrent 0,5-2 gange årligt pr. 10.000 beboere tilknyttet afløbssystemet. På landsplan svarer det til 200 - 800 eksponeringer årligt.

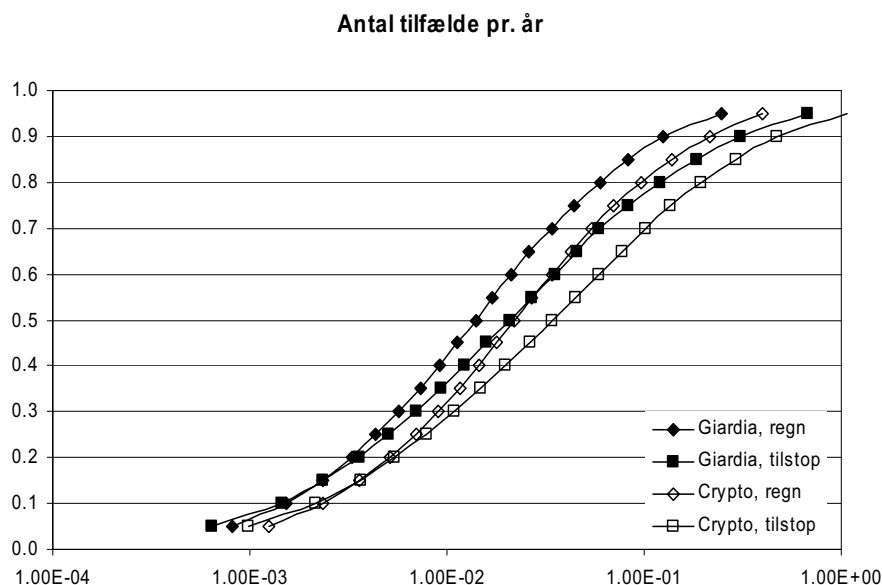
Stikledningerne tilstoppes hyppigere end kommunernes større afløbssystemer. Baseret på erfaring skønnes det at ske omtrent 50 gange hyppigere. Ved disse tilstopninger eksponeres folk typisk kun for eget spildevand. De estimerede koncentrationer i spildevand er dermed ikke repræsentative, fordi spildevandet enten ikke vil indeholde protozoer (hvis alle i husstanden er raske), eller indholdet af protozoer vil være betragteligt, hvis et eller flere af medlemmerne af husstanden er inficeret. Hvis der er inficerede familiemedlemmer, er den tilstoppede spildevandsledning ikke den mest sandsynlige smittevej og derfor udelades dette scenarium.

9.5 BEREGNET RISIKO PR. EKSPONERING OG ÅRLIGT ANTAL EKSPONEREDE

Ved at kombinere koncentrationen af (oo)cyster i det spildevand, som personen udsættes for, med det forventede orale indtag samt personens følsomhed, kan man beregne risikoen for at blive inficeret pr. eksponering samt det forventede antal inficerede pr. år. Hovedresultaterne er vist i tabel 9-3, som er en opsummering af resultaterne i figur 9-4 og 9-5.



FIGUR 9-4 RISIKOEN FOR INFEKTION PR. EKSPONERING VED OPSTUVET SPILDEVAND I HUSE. DEN TYPISKE RISIKO FOR EKSPONERING DEFINERES SOM 50% FRAKTILEN, MENS WORST-CASE SCENARIET (HØJERE KONCENTRATIONER I SPILDEVANDET OG/ELLER HØJERE INDTAG) ER DEFINERET SOM 95% FRAKTILEN.



FIGUR 9-5 BEREGNINGSMÆSSIGT ANTAL INFICEREDE PR ÅR VED OPSTUVET SPILDEVAND I HUSE. DET TYPISKE ANTAL INFICEREDE DEFINERES SOM 50% FRAKTILEN, MENS WORST-CASE SCENARIET (HØJERE KONCENTRATIONER I SPILDEVANDET, HØJERE INDTAG OG/ELLER FLERE INFICEREDE) ER DEFINERET SOM 95% FRAKTILEN.

Figur 9-4 viser, at risikoen for at blive inficeret med *Cryptosporidium* ved at gøre rent i kælderen efter en oversvømmelse varierer mellem $2 \cdot 10^{-6}$ og $5 \cdot 10^{-3}$ afhængigt af spildevandets indhold af oocyster, størrelsen af utilsigtet vandindtag og personens følsomhed. Det svarer til, at en tilfældig person bliver inficeret med *Cryptosporidium* én ud af 500.000 gange ($1/2 \cdot 10^{-6}$) og én ud af 200 gange ($1/5 \cdot 10^{-3}$). En typisk situation er en risiko på ca. $1 \cdot 10^{-4}$, svarende til en ud af 10.000 gange.

TABEL 9-3 OVERSIGT OVER BEREGNEDE RISICI VED EKSPONERING OVER FOR SPILDEVAND, DER OPSTUVES I HUSE, ENTEN SOM FØLGE AF REGNBETINGET OVERBELASTNING AF AFLØBSSYSTEMET ELLER SOM FØLGE AF TILSTOPNING I DET OFFENTLIGE AFLØBSSYSTEM. RISIKO PR. EKSPONERING ANGIVER, HVOR STOR SANDSYNLIGHEDEN ER FOR, AT EN TILFÆLDIG EKSPONERING MEDFØRER INFEEKTION. (TYPISK RISIKO ANGIVER 50%-FRAKTILEN OG WORST-CASE 95%-FRAKTILEN)

	Risiko pr. eksponering		Antal inficerede årligt	
	Typisk	Worst-case	Typisk	Worst-case
Regnbetingede overbelastninger af afløbssystem				
<i>Giardia</i>	$1 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-5}$	0,01	0,25
<i>Cryptosporidium</i>	$5 \cdot 10^{-5}$	$8 \cdot 10^{-4}$	0,02	0,40
Tilstoppelse				
<i>Giardia</i>	$1 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-5}$	0,02	0,67
<i>Cryptosporidium</i>	$7 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-3}$	0,03	1,07

De fulde fordelingsfunktioner er vist på de foregående figurer.

9.6 DELKONKLUSION

Følgende kan umiddelbart konkluderes ud fra beregningerne:

- Risikoen for infektion med *Cryptosporidium* og *Giardia* er mindre end $1 \cdot 10^{-4}$ pr eksponering til spildevand ved oversvømmelse i byer og dermed mindre end $1 \cdot 10^{-4}$ pr år, fordi oversvømmelse forekommer sjældnere end 1 gang årligt.
- Der vil generelt være mindre end 1 inficeret person pr. år forårsaget af smitte via spildevandseksponering ved oversvømmelse i byer
- Da der er højere risiko for infektion pr. eksponering ved tilstopning af spildevandsførende rør, er tilstopning af spildevandsførende rør i tørvejr en vigtigere smittevej end overbelastning fra regnhændelser.
- Antallet af inficerede pr. år via disse smitteveje er relativt lille og i almindelighed er det ikke en væsentlig kilde til infektioner med de pågældende protozoer.

Sammenfattende må det konstateres, at denne smittevej er ubetydelig. Dog er der i dette scenarie ikke regnet på en situation, hvor der er en epidemi i det omkringliggende bysamfund af *Cryptosporidium* eller *Giardia*, samtidig med en oversvømmelse med spildevand eller tilstopning af afløbssystemet.

10 Rekreativ anvendelse af overfladevand (badevand)

10.1 SYSTEMBESKRIVELSE FOR OVERFLADEVAND

Den væsentligste del af eksponeringer med (oo)cyster i forbindelse med rekreativ anvendelse sker i forbindelse med badning og derfor vil alle eksponeringer blive benævnt badninger. Andre aktiviteter i forbindelse med vandområder, såsom sejlads og fiskeri, kan også resultere i oralt indtag af vand, men sædvanligvis i mindre omfang end badning. Ved pludselig og uventet kontakt med vand i forbindelse med brætsejlads, vandski, dykning og kanoport kan der dog være tale om relativt høje indtag. I dette projekt er disse risikosituationer ekskluderet.

Termotolerante coliforme bakterier benyttes som indikator på den mikrobiologiske vandkvalitet af overfladevand i Danmark, da de udskilles i store mængder af både mennesker og dyr. En undersøgelse i Frederiksborg Amt har vist målbar fækal forurening i omkring 40% af de undersøgte prøver (udtaget i salt og fersk badevand), defineret som mere end 20 termotolerante coliforme bakterier pr. 100 ml (Hasling et al. 2003). Tilsvarende har 3,5% af prøverne en væsentlig fækal påvirkning, defineret som koncentrationer højere end 500 cfu/100 mL og det er godt gjort at såvel vandløb som udledninger fra kloakanlæg (renseanlæg og regnbetingede udledninger) medfører en statistisk signifikant merforekomst af termotolerante coliforme bakterier i afstande under nogle få kilometer fra udledningsstedet. Dette giver grundlag for empirisk at fastslå, om der kan være en risiko for infektion med protozoer gennem overfladevand, selv om der ikke er en korrelation mellem forekomst af termotolerante coliforme bakterier og protozoer.

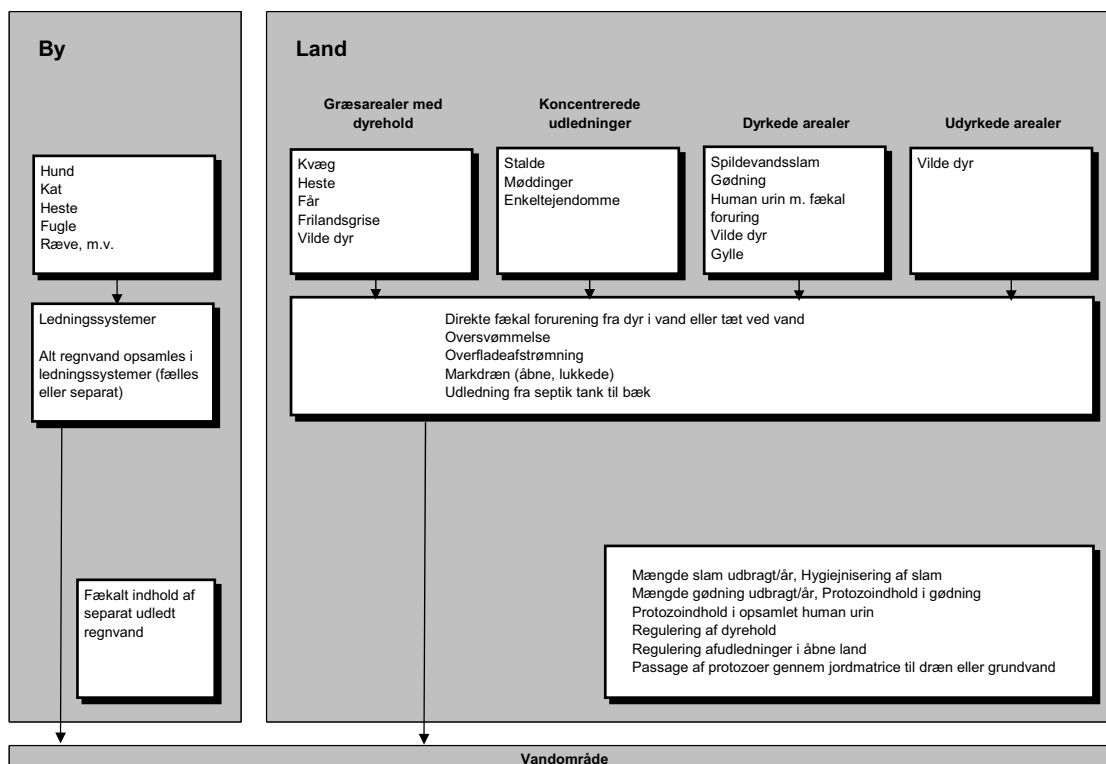
Vandområder kan forurennes gennem udledning af spildevand, overfladeafstrømning og ved direkte defækation i vandet (se figur 10-1). De enkelte dele af figuren vil blive forklaret i de efterfølgende afsnit.

10.1.1 Udledning af spildevand til vandområder

Udledning af spildevand til vandområder kan ske efter at spildevandet har passeret et renseanlæg, ved aflastning under regn samt i forbindelse med driftsuheld, som f.eks. brud på rørledninger eller stop af kloakpumpestationer. Se figur 10-2.

Udledning fra overløb vil medføre en potentiel belastning af et vandområde med (oo)cyster. Spildevandet er ofte op mod 10 gange fortyndet ved udledningen. Påvirkningen af vandområderne sløres af, at de coliforme bakterier, der anvendes som indikator for mikrobiologisk forurening, henfalder væsentligt hurtigere end (oo)cyster. Fravær af indikator-organismerne er derfor ikke ensbetydende med at der ikke er risiko for infektion med *Giardia* eller *Cryptosporidium*.

Den største risiko ved udledning af spildevand skønnes at forekomme i forbindelse med badning tæt ved overløbsbygværker efter større regnskyl.



FIGUR 10-1 OVERFLADEAFSTRØMNING TIL VANDOMRÅDER

10.1.2 Overfladeafstrømning til vandområder

10.1.2.1 Overfladeafstrømning fra bymæssig bebyggelse

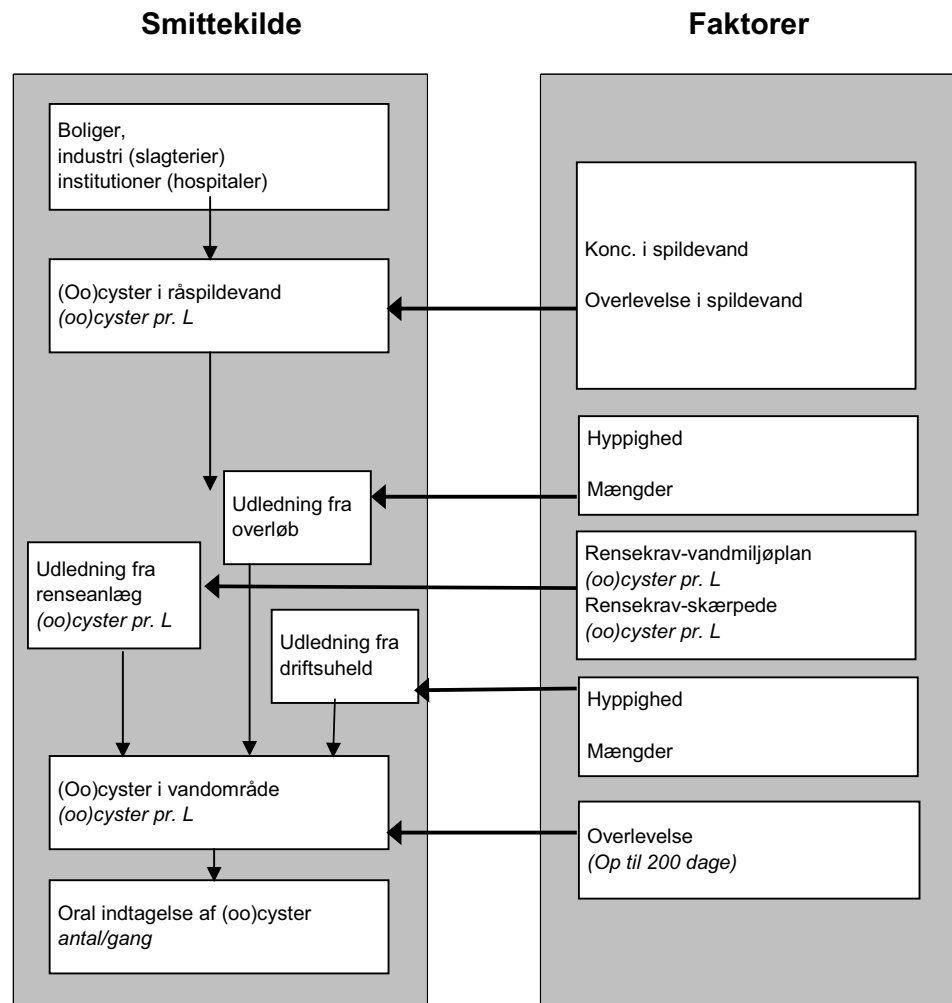
Fækal forurening af separat opsamlet regnvand i byområder kan stamme dels fra vilde dyr (f.eks. ekskrementer fra ræve eller fuglekatter på hustage), dels fra husdyr som hunde og katte. Det skønnes derfor, at overfladeafstrømning fra bymæssig bebyggelse kan bidrage med moderate mængder af (oo)cyster, og de er også påvist i regnvand: $<1-3,8$ cyster pr. 100 L og $<1-5 \cdot 10^4$ oocyster pr. 100 L (Ledin et al., 2004).

10.1.2.2 Overfladeafstrømning fra landområder

Kilder til forurening af vandløb, søer og kyststrækninger i landområder kan opdeles i 4 grupper (figur 10-1):

- Græsarealer med dyrehold
- Koncentrerede udledninger
- Dyrkede arealer
- Udyrkede arealer

Græsarealer med dyrehold kan give anledning til forurening ved overfladeafstrømning af dyrefækalier ved regnvejr eller ved direkte dumpning fra dyr til vandområde, som anses at være relevant for kvæg. Regler for indhegning af vandløb fremgår af Vandløbsloven (Miljø- og Energiministeriet, 2001b), hvor det fremgår, at det er op til de lokalt ansvarlige myndigheder at beslutte, om kvæg skal hindres direkte adgang til vandløb. Kvæggødning kan dog også tilledes direkte til vandløb gennem åbne markdræn (grøfter) eller ved oversvømmelse på grund af højvande. Indhegning vil ikke hindre vilde dyrs adgang til vandområde.



FIGUR 10-2 SMITTEVEJ VED UDLEDNING AF SPILDEVAND TIL VANDOMRÅDER

En New Zealandsk undersøgelse fandt, at den væsentligste årsag til *E. coli* forurening af en flod var ophvirvling af bundsedimenter og ikke tilledning af fækalt materiale fra regnafstrømning over en mark med græssende dyr. Den fækale forurening af vandløbet skyldtes først og fremmest dyrs direkte adgang til vandløbet. (Nagels et al., 2002)

Afstrømning fra udyrkede arealer, kan også indeholde (oo)cyster udskilt fra vilde dyr.

De såkaldt koncentrerede udledninger fra enkeltejendomme reguleres i henhold til Bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter Miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4 (Miljø- og Energiministeriet, 1999). I henhold til denne bekendtgørelse fastlægger amtet renseniveauet for direkte udledning af spildevand fra spredt bebyggelse til vandløb og søer. Kommunen udarbejder herefter en plan over hvilke ejendomme, der skal gennemføre spildevandsrensning eller tilsluttes det offentlige kloaknet. Da området er relativt velreguleret vurderes risici for patogenspredning fra spredt bebyggelse de fleste steder at være minimal.

Der er identificeret fem potentielle smittekilder for dyrkede arealer, nemlig spildevandsslam, gødning, human urin, gylle og vilde dyr. Mængden af fækaler fra vilde dyr vil være minimal i forhold til mængden af gødning og gylle, hvor dette udbringes.

Husdyrgødning, ensilagesaft og spildevand må ikke udbringes på en måde så der er fare for, at gødningen, ensilagesaften eller spildevandet strømmer til søer eller vandløb, herunder dræen, ved tøbrud eller regnskyl (Miljøministeriet, 2002b).

Som omtalt i kap. 6 overlever *Cryptosporidium* oocyster op til 10 uger i kvæggødning og *Giardia* cyster kun en uge. Opbevaring af gødning (om vinteren over 20 uger) kan derfor forventes at reducere indholdet af (oo)cyster væsentligt. Den gødning, der udspreddes i sommerhalvåret, er en blanding af vinterens "produktion" og sommerens friske forsyning. Den opbevarede vinterproduktion fortynder derved gødningens samlede indhold af (oo)cyster. Dette vil, sammenholdt med kravene til udbringning (herunder nedpløjning), reducere risikoen væsentligt for at (oo)cyster skylles til et vandområde.

Den samme bekendtgørelse fastlægger i øvrigt præcise regler for opsamling af afløb fra stalde og møddinger samt for opbevaring af forskellige former for husdyrgødning. Overholdes disse regler anses landbrugets opbevaring og håndtering af husdyrgødning ikke at udgøre en risiko for forurening af overfladevand.

Det skal dog pointeres, at kvæglandbruget er langt den dominerende kilde til protozoerne. Derfor vil en mindre fejlhåndtering medføre en væsentlig spredning i miljøet.

I en engelsk undersøgelse blev der analyseret for *Cryptosporidium* oocyster over en 17 måneders periode i vandløb, der drænedes et område med et kvægbrug. Der var fritgående kvæg og marker, hvor der blev udspreddt gødning, samt et skovområde med vilde dyr. Konklusionen på undersøgelsen var, at vandområder, der drænedes et område med en veldrevet kvægfarm, konstant indeholdt *Cryptosporidium* oocyster, med de højeste koncentrationer i perioder med mange kalve og hvor mængden af vilde dyr var størst. I vandområder, som ikke var påvirket af husdyr, bidrog vilde dyr signifikant til mængden af oocyster i vandet. Koncentrationer af oocyster i vandområdet kunne hverken relateres til nedbørsvariationen eller til perioder, hvor der blev udbragt gødning på markerne. (Bodley-Tickell et al., 2002)

Human urin er medtaget i figur 10-1, idet det i dag betragtes som en potentiel kvælstofkilde. (Oo)cyster udskilles ikke med urin, men urinen kan forurenes med fækalier ved opsamling. Det vurderes, at forekomsten af protozoer er væsentlig højere i gylle end i lagret human urin (Hald & Andersen). Lagret human urin er derfor ikke relevant i denne sammenhæng.

På baggrund af ovenstående må det generelt konkluderes, at vandområder, der anvendes til rekreative formål, også i Danmark tilføres (oo)cyster.

10.2 FOREKOMST I OVERFLADEVAND

Der findes talrige undersøgelser om forekomsten af *Giardia* cyster og *Cryptosporidium* oocyster i fersk overfladevand. Marint overfladevand er ikke undersøgt i samme grad, og selv om forekomst i skaldyr er undersøgt, kan disse ikke anvendes til at forudsige noget om koncentrationer i vandet.

10.2.1 Fersk overfladevand

Antallet af *Giardia* cyster og *Cryptosporidium* oocyster i fersk overfladevand varierer en del i internationale undersøgelser fra lande, der er sammenlignelige

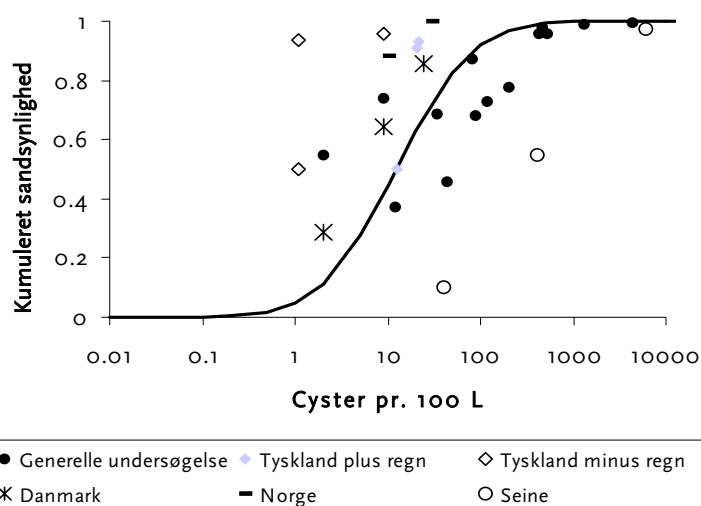
med Danmark. Andelen af positive Giardia prøver varierer fra 11,7% til 90%. Giardia forekommer i miljøet i koncentrationer mellem 0 og 6.125 cyster pr. 100 L. Værdierne har medianer/ middelværdier mellem 0 og 928 cyster pr. 100 L. Andelen af Cryptosporidium positive prøver varierer fra 15% til 82,9%, og koncentrationerne varierer meget. Værdierne ligger på mellem nul (under detektionsgrænsen; se kap. 4 mht. variation på detektionsgrænsen) og op til 2.900 oocyster pr. 100 L, og medianerne og middelværdierne ligger på mellem 1,3 og 240 oocyster pr. 100 L.

Ud fra de fundne værdier (bilag D) er der optegnet fordelingskurver, hvor data er inddelt i kategorier. De valgte kategorier er overfladevand med lav og høj påvirkning, påvirkning fra landbrug og påvirkning af regn. Inddelingen er sket på baggrund af, hvorledes data er indsamlet. I de fleste undersøgelser skelnes der ikke mellem søer og åer/floder.

På baggrund af figur 10-3 og 10-4 er variationsområdet skønnet for (oo)cyster i Danmark (tabel 10-1). Ved opstillingen af den statistiske fordeling for koncentrationerne af Giardia cyster og Cryptosporidium oocyster i fersk overfladevand er der taget hensyn til, hvor data kommer fra, men variationerne er så store, at det er vanskeligt.

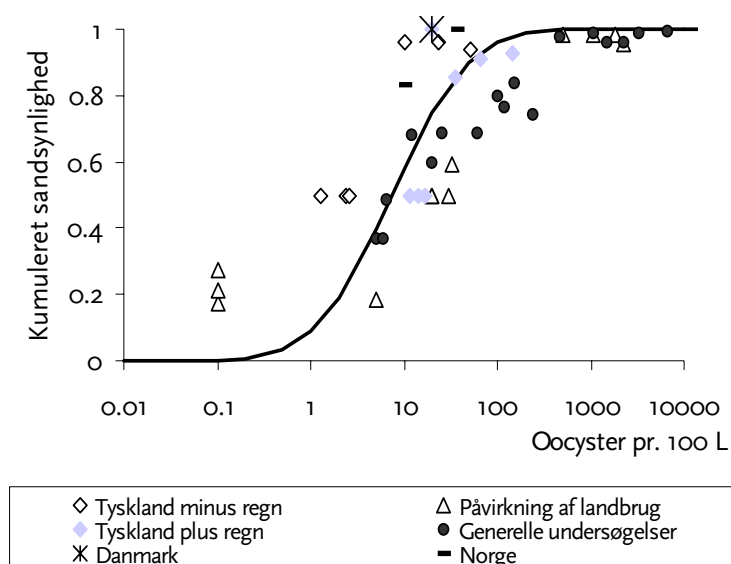
TABEL 10-1. PARAMETERESTIMATER FOR FOREKOMST AF *GIARDIA* OG *CRYPTOSPORIDIUM* I FERSK OVERFLADEVAND. KONCENTRATIONERNE SKØNNES AT FØLGE EN LOGARITMISK NORMALFORDELING, SE FIGUR 10-3 OG 10-4.

Koncentration pr. 100 L.	Model	Median og 95% konfidensinterval
<i>Giardia</i>	$\ln C_{Giardia,spv} \sim N(2,5; 1,5)$	12 (0,7 - 230)
<i>Cryptosporidium</i>	$\ln C_{Cryptosporidium,spv} \sim N(2,0; 1,5)$	7,5 (0,4 - 140)



FIGUR 10-3 FOREKOMST AF *GIARDIA* I FERSK OVERFLADEVAND. DEN SORTE KURVE ANGIVER DEN SKØNNEDE FORDELING AF CYSTER I FERSK OVERFLADEVAND I DANMARK. SE BILAG D TABEL 4 FOR REFERENCER.

Regn kan øge koncentrationen af (oo)cyster i fersk overfladevand (Atherholt et al., 1998; Rouquet et al., 2000; Ferguson et al., 1996; Kistemann et al., 2002). Den øgede koncentration skyldes overfladeafstrømning, resuspension af flodbunden og tilstrømning af sediment fra regnafledning, men når data (Tyskland plus regn og Tyskland minus regn) indtegnes sammen med andre data, som i figur 10-3 og 10-4, er forskellen ikke større end variationen mellem data fra forskellige steder.



FIGUR 10-4 *CRYPTOSPORIDIUM* I FERSK OVERFLADEVAND. SE BILAG D TABEL 3 FOR REFERENCER.

Landbrug med dyr, som er værter for *Giardia* og *Cryptosporidium* (se kap. 3), vil forventes at påvirke nærliggende overfladevand. I flere undersøgelser er det således påvist, at landbrug med kvæg kan øge koncentrationen af *Cryptosporidium* i nærliggende overfladevand, om end denne påvirkning ikke er større end den almindelige variation mellem forskellige datasæt. Der er imidlertid ikke fundet litteratur, som påviser øgede koncentrationer af *Giardia* i overfladevand påvirket af nærliggende landbrug.

Cryptosporidium og *Giardia* forekommer i spildevand i betydelige mængder (se kap. 9). Mange søer og åer får tilledt både rensed og urensed spildevand, der vil øge koncentrationen af (oo)cyster i recipienten, men det har ikke været muligt at kvantificere forskellen mellem spildevandsbelastede og upåvirkede vandområder.

I floderne Marne og Seine omkring Paris, blev der ikke målt nogen forskel i koncentrationen af (oo)cyster op- og nedstrøms for et renseanlæg, som udledte spildevand, hvilket blev tilskrevet de i forvejen høje koncentrationer af protozoerne i floderne opstrøms for renseanlægget (Rouquet et al., 2002).

I en svensk undersøgelse (Hansen & Stenström, 1998) blev der undersøgt forskellige påvirkninger af vandmiljøet (se tabel 10-2). Der var flere vandprøver med (oo)cyster blandt prøver udtaget i landbrugs- og spildevandspåvirket overfladevand, end i prøver fra beskyttede vandmiljøer, men der blev ikke opgivet koncentrationer.

TABEL 10-2 PROCENT POSITIVE PRØVER AF *GIARDIA* OG *CRYPTOSPORIDIUM* I TRE FORSKELLIGE VANDMILJØER. PRØVERNE ER UDTAGET BÅDE OM FORÅRET OG EFTERÅRET (EFTER HANSEN & STENSTRÖM, 1998).

Type af prøvested	'Uberørt' natur	Påvirket af landbrug	Påvirket af spildevand
Antal prøver udtaget	8	31	10
Præsuntive <i>Giardia</i>	12,5%	22,6%	50%
Præsuntive* <i>Cryptosporidium</i>	12,5%	22,6%	80%

* Præsuntive betyder suspekter; kan forekomme pga. usikker målemetode.

10.2.2 Marint overfladevand

10.2.2.1 Undersøgelser af forekomst i marint overfladevand

Marint overfladevand er ikke undersøgt for koncentrationer af (oo)cyster i samme grad som fersk overfladevand. Dette skyldes sandsynligvis at marint overfladevand kun sjældent anvendes til drikkevand. Der findes dog få undersøgelser af kystnært marint vand for forekomst af (oo)cyster, foruden at der findes en del undersøgelser af forekomsten af protozoerne i østers fisket nær kysten.

I de kystnære marine vandområder i Florida (den Mexicanske Golf) er der fundet *Cryptosporidium* oocyster i 6,8% af prøverne og *Giardia* cyster i 2,3% af prøverne (Lipp et al., 2001). Fundene skyldtes både tilførsel fra land, herunder septiktanke placeret for tæt på grundvandet, udledning fra ær samt påvirkning fra rekreativ anvendelse af vandet og udledning af spildevand fra både.

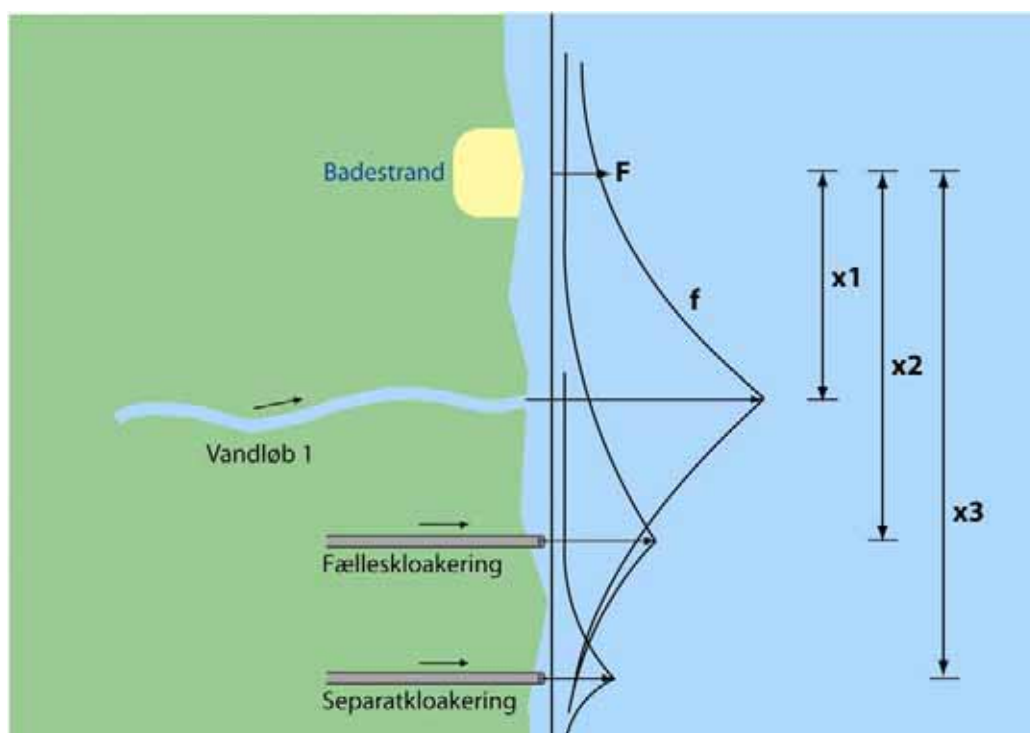
I en anden amerikansk undersøgelse (Fayer et al., 2002) af østers fisket fra en bugt ved Maryland (Chesapeake Bay) blev der fundet *Cryptosporidium* oocyster i 81% af de 53 prøver. Den største koncentration blev fundet i måneder med stor nedbør og dermed stor overfladeafstrømning, og ved de laveste temperaturer. Denne undersøgelse stammer fra et lidt koldere klima end den overstående fra Florida, hvilket betyder at oocysterne overlever længere.

10.2.2.2 Modellering af forekomst i marint overfladevand

I mangel af tilstrækkelige måledata for koncentrationer af (oo)cyster i marint overfladevand, opstilles en model for forekomsten af (oo)cyster i marint overfladevand. Formålet med modellen er at estimere koncentrationsniveauer for (oo)cyster på en vilkårligt valgt marin badestrand. De grundlæggende antagelser for denne model er:

1. Tilførsel af (oo)cyster sker udelukkende gennem punktkilder fra landbrug og mennesker (bl.a. spildevand), idet humanpatogene (oo)cyster sjældent forekommer i fugle, jf. kapitel 3.
2. De maksimale (oo)cystekoncentrationer i marint overfladevand vil i tørvejr normalt forekomme i ufortyndet rensset spildevand eller ufortyndet ferskt overfladevand.
3. Marint overfladevand indeholder normalt fortyndet rensset spildevand eller ferskt overfladevand.
4. Strømningshastigheden på tværs af kysten medfører, at udledningen af (oo)cyster transporteres adskillige kilometer på en dag. Den dominerende proces er derfor fortynding og ikke nedbrydning/sedimentation.

Litteraturstudiet gør det ikke muligt at beskrive sammenhænge mellem en udledning, dens kildestyrke og den tilsvarende overfladevandskvalitet, hverken for indikatorer eller for protozoer. Principielt forventes en sådan sammenhæng at se ud som skitseret på figur 10-5. Havet modtager i dette eksempel (oo)cyster fra tre punktkilder. De viste resulterende koncentrationer af (oo)cyster fra hver udledning, f , aftager eksponentielt med afstanden, x , fra udledningspunktet på grund af strømmen, der primært bevæger sig langs kysten. Koncentrationen af (oo)cyster ved en given badestrand, F , vil være summen af bidragene fra de enkelte punktkilder.



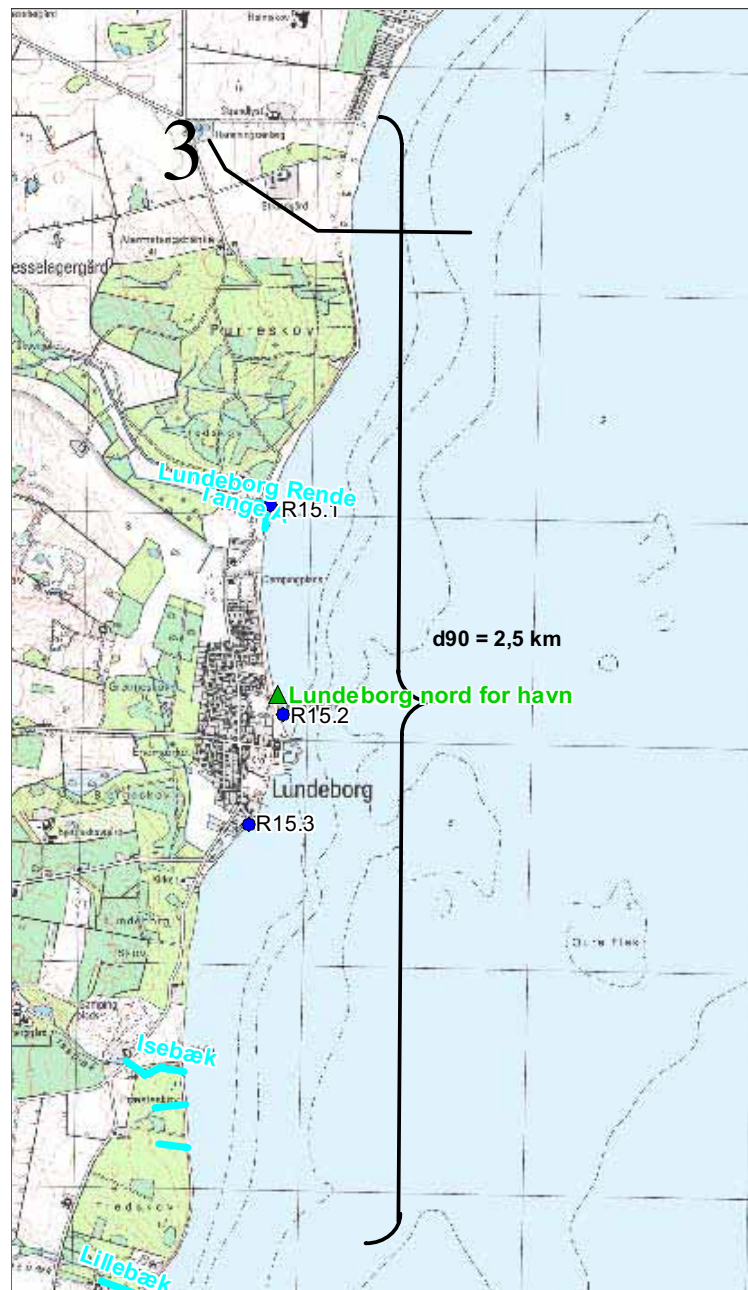
FIGUR 10-5. PRINCIPSKITSE FOR FORTYNDING AF PUNKTKILDER VED UDLEDNING AF FORURENET VAND TIL MARIN RECIPIENT.

For at vurdere koncentrationen af (oo)cyster i dansk marint badevand er det centralt at opgøre det forventede antal punktkilder i nærheden af badeområderne. Der er derfor udarbejdet to eksempler på udledning af (oo)cyster fra punktkilder i form af vandløb og spildevandsanlæg; ét for et tætbeholdt område på Sjælland (figur 10-6) og ét for et mindre tæt beholdt område på Fyn (figur 10-7). På begge steder er der væsentlige punktkilder til (oo)cyster inden for en afstand, hvor fortyndingsgraden i gennemsnit vil være mindre end 90% (og altså derved inden for usikkerheden på forekomsten af (oo)cyster i punktkilden). For alle disse udledninger vil det hovedsageligt være initialfortyndingen, de udledte mængder forurenede vand og de aktuelle strømforhold, der afgør hvorvidt badning ved den aktuelle badestrand er behøvet med risici for infektion med *Cryptosporidium* eller/og *Giardia*.



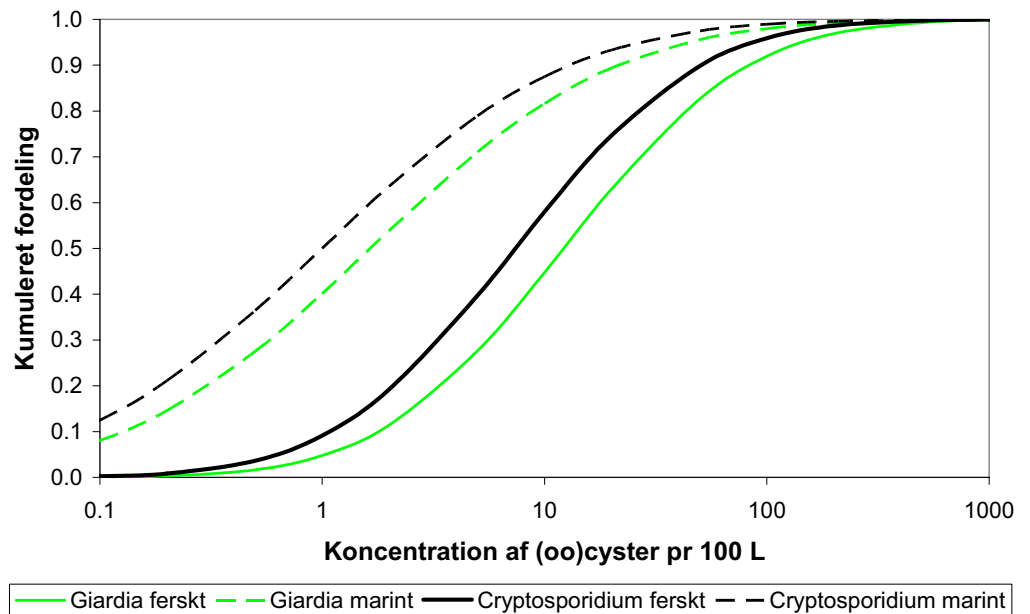
FIGUR 10-6. OPGØRELSE AF PUNKTKILDER I NÆRHEDEN AF BADESTRANDEN "NORD FOR ESPERGÆRDE HAVN". UANSET OM STRØMMEN ER SYD- ELLER NORDGÅENDE ER DER VÆSENTLIGE PUNKTKILDER INDENFOR RELATIVT KORT AFSTAND AF BADESTRANDENE. PUNKTKILDERNE ER SEPARATE REGNUDLEDNINGER (ØE-U8-R, ØE-U9-R, EB-U1-R) OG UDLEDNINGER AF OPSPÆDET ELLER RENSET SPILDEVAND (ØE-U5-O, ØE-U6-O, ØE-U1-SO).

Der er udført en stikprøveundersøgelse for nogle få badevandsstationer i Danmark og på denne baggrund skønnes det, at udledningerne til de marine overfladevande fra de relevante punktkilder almindeligvis vil fortyndes 10-100 gange i forhold til ferskt badevand. Det skal understreges, at denne metode er meget usikker og at de faktiske forhold kan være væsentligt anderledes. Under denne antagelse er det muligt at foretage et konservativt skøn af en mulig fordeling for (oo)cyster i marint overfladevand, se figur 10-8. Et konservativt skøn betyder, at fordelingen flyttes lidt til højre og dermed får en højere middelværdi, en højere spredning eller begge dele. Fordelingen er skønnet, så man i sjældne tilfælde i marint overfladevand vil have en kvalitet svarende til ufertyndet ferskt overfladevand og typisk (50% fraktilen) en koncentration, der er reduceret med 90% i forhold til ufertyndet ferskt overfladevand.



FIGUR 10-7. OPGØRELSE AF PUNKTKILDER TIL (OO)CYSTER I NÆRHEDEN AF BADESTRANDEN "LUNDEBERG NORD FOR HAVN. DER ER KUN FÅ PUNKTKILDER I FORM AF SEPARATE REGNUDLEDNINGER (R15,3, R15,2, R15,1). DE MANGE BÆKKE KAN DOG MEDFØRE EN VÆSENTLIG RISIKO FOR TILFØRSEL AF (OO)CYSTER.

Koncentrationerne skønnes at følge en logaritmisk normalfordeling, se figur 10-8. Der er stor usikkerhed om, hvorvidt denne kurve er repræsentativ for Danmark, fordi det ikke har været muligt at opstille en kausal model for fortyndingen af udledninger med (oo)cyster.



FIGUR 10-8. SKØNNED E FORDELINGSFUNKTIONER FOR *GIARDIA* OG *CRYPTOSPORIDIUM* I FERSKT OG MARINT OVERFLADEVAND.

TABEL 10-3. PARAMETERESTIMATER FOR FOREKOMST AF *GIARDIA* OG *CRYPTOSPORIDIUM* I MARINT OVERFLADEVAND.

Koncentration pr. 100 L.	Model	Median og 95% konfidensinterval
<i>Giardia</i>	$\ln C_{Giardia,spv} \sim N(0,5; 2,0)$	1,6 (0,03 - 80)
<i>Cryptosporidium</i>	$\ln C_{Cryptosporidium,spv} \sim N(0,0; 2,0)$	1,0 (0,02 - 50)

10.3 KVANTITATIV RISIKOVURDERING

Datagrundlaget giver mulighed for at vurdere risikoen ved badning eller lignende i ferskt overfladevand og i en vis udstrækning også i marint overfladevand og dette godtgør, at der er forskellig risiko i de to tilfælde. Derfor udvælges der to scenarier:

- Badning/ophold i ferskt overfladevand
- Badning/ophold i marint overfladevand

De to scenarier er ens bortset fra koncentrationen af (oo)cyster i vandet.

Det bemærkes, at de øvrige badende, specielt raske smittebærere, erfaringsmæssigt udgør en ekstra forureningskilde ved badning, fordi de hygiejniske forhold ofte er mangelfulde. WHO har kvalitativt gjort opmærksom på, at der er en ekstra risiko for at blive inficeret på en velbesøgt badestrand (WHO, 2001). Risikoen karakteriseres som "lav" til "moderat", afhængigt af antallet af badende og fortyndingsforholdene. Disse kategorier er også tildelt badning i et vandløb, hvor der udledes rensat spildevand afhængigt af vandføring og størrelse af renseanlæg. Hvorvidt den primære årsag er smitte via badning eller andre transmissionsruter, f.eks. mangelfulde toiletforhold, diskuteres ikke i WHO's rapport. WHO nævner desuden smitte via sand på stranden, men denne sammenhæng er ikke påvist, og derfor mener WHO ikke at der er grundlag for at definere grænseværdier for indhold af mikroorganismer i strandsand (WHO, 2003). Det har ikke været muligt at

kvantificere denne proces, men det skal bemærkes, at de beregnede risici formodentlig er undervurderede på velbesøgte strande.

10.3.1 Indtag af vand pr. eksponering.

Det er særdeles vanskeligt at skaffe sikre oplysninger om utilsigtet indtag af vand under svømning. Oplysninger om indtag i litteraturen er derfor præget af skøn og en række krydshenvisninger til få oprindelige undersøgelser og skøn. Nedenstående referencer fremgår bl.a. af litteraturen bag anbefalingerne fra US-EPA (den amerikanske miljøstyrelse) og WHO.

TABEL 10-4 INDTAG AF VAND PR. BADNING

Aktivitet	Indtag pr. badning (mL)	Reference
Normal svømmeaktivitet	50	Borneff, 1979
Under svømning: barn 6 år	500 (maks.)	Beech, 1980
Svømning	100	Haas, 1983a
Svømning	30	Craptree <i>et al.</i> , 1997
Svømning i 2,6 time	30 ml/h	US EPA, 1998
Svømning i 2,6 time	50 ml/h	Covello & Merkhofer, 1993
Voksne	10	Schets <i>et al.</i> , 2003
Børn	100	

I forbindelse med ophold i vand udendørs forventes indtaget at være mindre end ved svømning i almindelige svømmebade, fordi eksponeringstiden er kortere. I beregningerne anvendes et indtag på 40 mL pr. gang med nedre og øvre grænse på hhv. 30 og 50 mL pr. gang.

10.3.2 Antal badninger pr. år

Der er kun en meget overordnet statistik over antallet af badende i fri natur. Udgangspunktet for undersøgelsen har været Danmarks Turistråds opgørelser over kystnær turisme – se tabel 10-5.

TABEL 10-5 KYSTNÆR FERIEURISME. OVERNATNINGER OG OMSÆTNING. (CHRISTIAN BRANDT FRA DANMARKS TURISTRÅD)

	Overnatninger	Omsætning
Lejet feriehus, camping og feriecenter	32,1 mio.	9,1 mia. kr.
Hotellovernatninger*	2,6 mio.	Ca. 2 mia. kr.
I alt.	34,7 mio.	Ca. 11 mia. kr.

* Skønnet med udgangspunkt i TØBBEDATA for hotelferieturisme

Den kystnære turisme med overnatninger udgøres således af

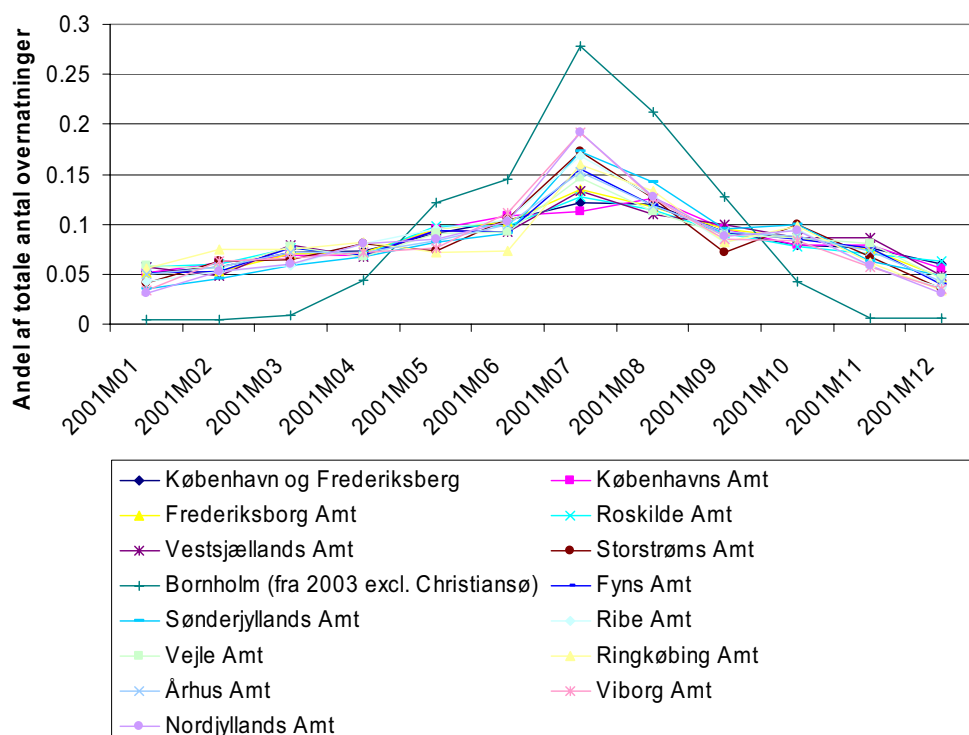
- Ophold i feriehus (14,7 mio.)
- Feriecentre (6,5 mio.)
- Campingpladser (10,9 mio.)
- Hotelophold udenfor større byområder (2,6 mio. overnatninger)

Dette giver i alt 34,7 mio. overnatninger. En overnatning er i denne forbindelse defineret som en person, der overnatter et døgn. Der er ingen officiel statistik på endagsturister i badevandsområder.

I det følgende er det forsøgt at skønne antallet af badninger om året.

10.3.2.1 Relevante hotelovernatninger

Det totale antal overnatninger er ikke relevant, fordi badesæsonen kun er juni-august. Bornholm bidrager med 0,6 mio. hotelovernatninger, hvoraf 63% foregår i badevandssæsonen (figur 10.9). Ifølge landsgennemsnittet foregår 39% af overnatningerne i badevandssæsonen (statistikbanken, 2003). På denne baggrund skønnes $0,6 \times 0,63 + (2,6 - 0,6) \times 0,39 = 1,16$ mio. overnatninger at være badevandsrelaterede.



FIGUR 10-9 HOTELOVERNATNINGER I 2001 OPDELT PÅ AMTER OG MÅNEDER.

10.3.2.2 Relevante sommerhusudlejninger/ferieboliger

Antallet af sommerhusovernatninger udgør 14,7 mio. overnatninger, hvoraf det skønnes, at 7,0 mio. overnatninger foregår i badevandssæsonen (6,3 - 7,5 mio.). Disse overnatninger skønnes at medføre 1,4 mio. badninger pr. år.

TABEL 10-6 ÅRLIGT ANTAL OVERNATTENDE I FERIEBOLIGER OG SOMMERHUSE I 2001 OPGJORT PÅ KVARTALER

	K1	K2	K3	K4	Totalt
Overnatninger i alt (1000 personnætter)	1098	3850	7546	2224	14718

10.3.2.3 Relevante overnatninger på campingpladser

Det samlede antal overnatninger på campingpladser er 10,9 mio. hvoraf 8,2 mio. foregår i badesæsonen (75 %). Med de samme antagelser som tidligere medfører disse overnatninger 1,6 mio. badninger.

10.3.2.4 Skøn over badende, der ikke er dækket af de officielle statistikker
De officielle statistikker dækker ikke tal for følgende grupper af personer, der måske bidrager væsentligt til antallet af eksponeringer:

- En-dags turister
- Personer fra sommerhus, som ikke er med i statistikken af følgende årsag:
 - Sommerhuset er ikke lejet
 - Sommerhuset er lejet via udenlandsk bureau eller via bureau med under 25 disponible lejemaal

Samlet set forventes dette mørketal at udgøre 50 -100 % ekstra i forhold til de officielle tal for overnatninger. De 50-100% dækker også over variationer mellem år.

TABEL 10-7 UDENDØRS EKSPONERINGER

	Årligt antal badninger
Badeland, udendørs	0,3 mio.
Hotelbidrag	0,2 mio.
Sommerhusbidrag	1,4 mio.
Campingpladsbidrag	1,6 mio.
Skøn over mørketal	50-100%
Total	5,4 - 7,3 mio.

Ferske badevandsstationer i Danmark udgør 9% af samtlige badevandsstationer og de anvendes ofte mindre end de marine badevandsstationer. Det er derfor skønnet, at omtrent 5% af badningerne foregår i ferskt overfladevand og resten i marint overfladevand.

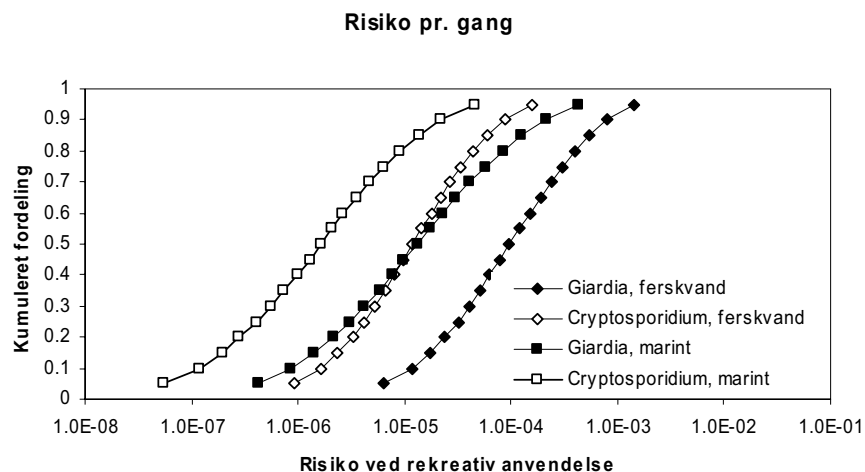
TABEL 10-8 SKØNNET ANTAL BADNINGER ÅRLIGT I DANMARK. MODELLEN FØLGER EN NORMALFORDELING.

	Model ($N(\mu, \sigma^2)$)	Median og 95% konfidensinterval
Ferskt overfladevand	$N(300.000; 100.000)$	300.000 (100.000 - 500.000)
Marint overfladevand	$N(6.000.000; 1.000.000)$	6.000.000 (4.000.000 - 8.000.000)

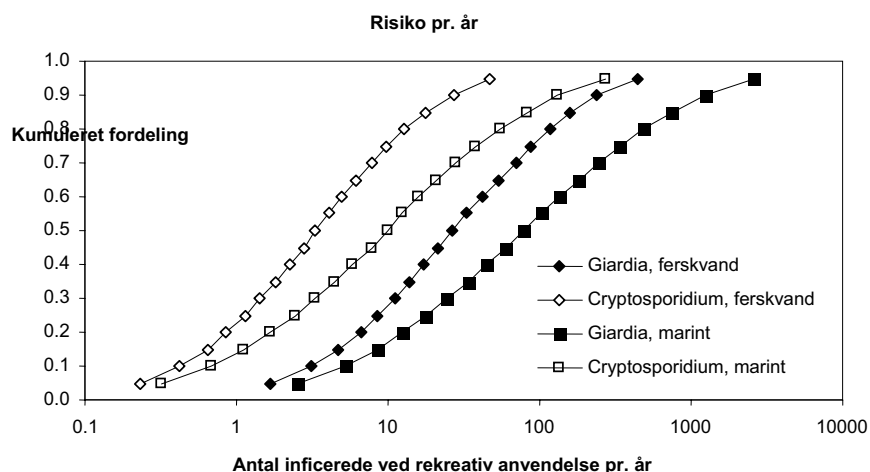
10.4 BEREGNET RISIKO PR. EKSPONERING OG ÅRLIGT ANTAL INFICEREDE

På baggrund af de parametre der er fastlagt for forekomst, indtag og hyppighed af eksponering, er antallet af inficeret beregnet. Hovedresultaterne er samlet i tabel 10-9 mens resultaterne er uddybet i figur 10-10 og 10-11.

For Giardia er den største risiko i forbindelse med ferskvand (se figur 10-10), hvor den typiske risiko er omtrent $1 \cdot 10^{-4}$ (1 ud af 10.000). Det forventes, at der årligt inficeres typisk ca. 100 med Giardia via rekreativ anvendelse af overfladevand. For Cryptosporidium er marint overfladevand en mere væsentlig smittevej (se figur 10-11), hvilket skyldes det større antal eksponeringer.



FIGUR 10-10. RISIKOEN FOR INFektion PR. REKREATIV ANVENDELSE AF OVERFLADEVAND I DANMARK.



FIGUR 10-11. BEREGNINGSMÆSSIGT ANTAL INFICERED E PR. ÅR VED REKREATIV ANVENDELSE AF OVERFLADEVAND.

Risiko pr. eksponering angiver, hvor stor sandsynligheden er for, at en tilfældig eksponering medfører infektion, mens det beregnede antal inficerede årligt kan benyttes til at skønne, hvor vigtig denne smittevej er. Det bemærkes, at specielt værdierne for infektion i marine overfladevande er usikre.

TABEL 10-9 OVERSICHT OVER BEREGNET RISIKO VED BADNING ELLER TILSVARENDE EKSPONERING I OVERFLADEVANDE. (TYPISK RISIKO ANGIVER 50%-FRAKILEN OG WORST-CASE 95%-FRAKILEN)

	Risiko pr. eksponering		Antal inficerede årligt	
	Typisk	Worst-case	Typisk	Worst-case
Ferskt overfladevand				
<i>Giardia</i>	$9 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-3}$	26	445
<i>Cryptosporidium</i>	$1 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-4}$	3	47
Marint overfladevand				
<i>Giardia</i>	$1 \cdot 10^{-5}$	$4 \cdot 10^{-4}$	78	2558
<i>Cryptosporidium</i>	$2 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-5}$	10	272

De samme personer vil ofte foretage flere af badningerne, hvilket betyder, at der eksponeres færre personer over et år, men med en risiko på 10^{-4} pr. gang og med 20 badninger årligt sker det ca. én gang pr. 1000 år, at én bliver syg to gange samme år – under forudsætning af at vedkommende bliver rask så hurtigt så bedefrekvensen ikke påvirkes.

10.5 DELKONKLUSION

De beregnede resultater kan opsummeres som følger:

- Dansk fersk og marint overfladevand ligner andre landes og derfor kan data om forekomst fra udlandet anvendes til en dansk risikovurdering
- Beregningerne for rekreativ anvendelse af vandområder er mere usikre end for de øvrige scenarier. Det skyldes at forekomsten af (oo)cyster i ferskvand primært er baseret på udenlandske målinger, mens forekomsten af (oo)cyster i saltvand er baseret på en grov antagelse om fortynding af udledt kontamineret ferskvand i marine områder.
- Beregningerne er udført uden at medtage risikoen for smitte fra andre badende.
- Risikoen for infektion pr. eksponering for Giardia i ferskvand er tæt ved $1 \cdot 10^{-4}$. Ved badestrande med mange badende må det derfor forventes, at smitterisikoen overstiger 1 ud af 10.000 eksponeringer.
- Risikoen for infektion med Cryptosporidium er mindre end for Giardia, både fordi forekomsten generelt er mindre og fordi oocysterne er mindre infektiøse.
- Beregningsmæssigt bliver flere inficeret via saltvand end via ferskvand, på trods af, at risikoen pr. eksponering er mindre. Det skyldes, at antallet af badninger i saltvand er så meget større end antallet af badninger i ferskvand.
- I forhold til det skønnede samlede antal inficerede i Danmark på årsplan udgør det beregnede antal inficerede i den typiske situation 1 - 2 ‰. Som diskuteret ovenfor kan antallet dog også være højere, bl.a. hvis der i praksis er en væsentlig risiko for infektion fra andre badende.

11 Svømmebade

I svømmebassiner forurener de badende mere eller mindre konstant vandet enten fordi de badende ikke vasker sig tilstrækkeligt eller utilsigtet defækerer eller urinerer i svømmebassinet. Vandet behandles derfor konstant med klor og rensning i sandfiltre, hvilket dog ikke altid er tilstrækkeligt, og der er derved en smitterisiko for de andre badende.

I Danmark er der ca. 800 svømmehaller. Dette tal inkluderer alle tilsynspligtige svømmehaller, som ”er beregnet til anvendelse af en større personkreds” og som dermed er omfattet af svømmebadsbekendtgørelsen (Miljøministeriet, 1988). Dette inkluderer altså ikke bassiner i private husstande, hvor kun én husstand har adgang. Der er ingen opgørelser over hallernes fordeling med hensyn til f.eks. offentlig eller privat adgang, installation på hoteller osv.

11.1 SYSTEMBESKRIVELSE FOR SVØMMEBADE

I svømmehaller er der flere forskellige former for bassiner, men primært er der tale om

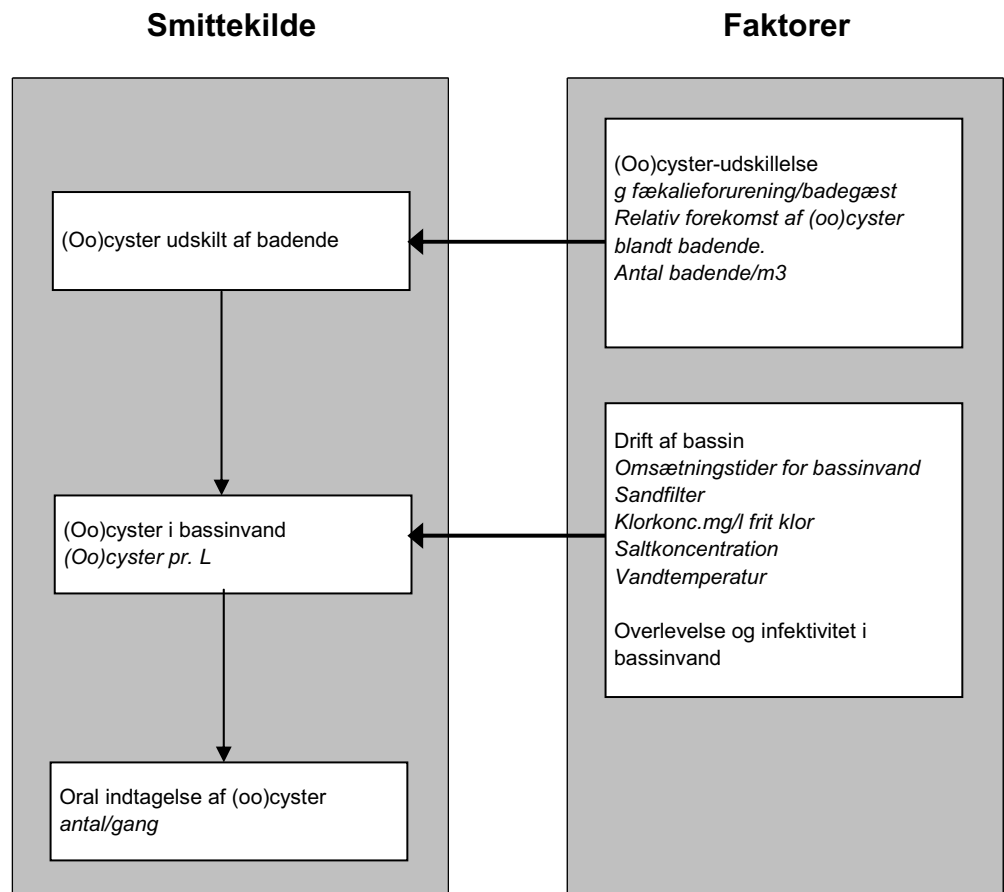
- Spring- og svømmebassiner
- Undervisningsbassiner
- Baby- og terapibassiner
- SPA-bade

Forekomsten af (oo)cyster i bassinerne afhænger udelukkende af antal udskilte (oo)cyster fra de badende, samt (oo)cysternes opholdstid og overlevelse i bassinet (se figur 11-1). Antal viable (oo)cyster i vandet efter udskillelse afhænger af rensningen af bassinvandet, dvs. både desinfektionen i bassinet og den fysiske tilbageholdelse i filtrene i vandbehandlingsanlægget.

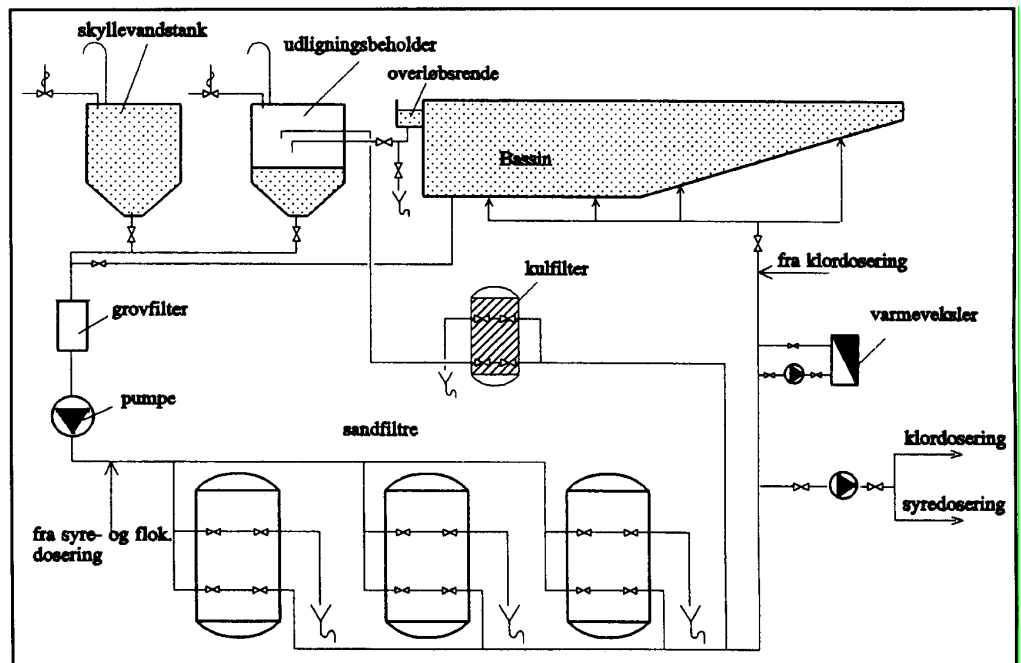
Svømmebassiners vandbehandling (figur 11-2) er meget ensartet i Danmark, da bekendtgørelsen om vandkvalitet i svømmebade (Miljøministeriet, 1988) er meget specifik med hensyn til vandbehandlingskrav. Ifølge Vejledning om kontrol med svømmebade (Miljøstyrelsen, 1988) godkendes svømmebadsanlæg ved nybygning og ombygning på baggrund af vejledningen og Dansk Standards Norm for svømmebadsanlæg (Dansk Standard, 1996).

Normalt bygges der et separat behandlingsanlæg til hvert bassin, hvis der findes flere bassiner til samme svømmebadsanlæg. Typisk anvendes mindst 2 filtre. Filterhastigheden skal maksimalt være 10 m/h for åbne filtre og 20 m/h for lukkede trykfiltre. Der anvendes flokkuleringsmidler som f.eks. polyaluminiumklorid, aluminiumsulfat eller tilsvarende. I åbne filtre anvendes typisk sandkorn med en størrelse på 0,1-1,2 mm og i lukkede trykfiltre anvendes sandkorn, hvor halvdelen har en størrelse på 0,4-0,7 mm og den anden halvdel har en størrelse på 0,7-1,2 mm. (Dansk Standard, 1996)

Rensning af vand i svømmebassiner skal foregå ved filtrering og desinfektion ved klorgas eller hypokloritopløsning. Klordosering og pH-justering skal ske automatisk ved bassiner på 25 meter eller længere. Anvendelse af andre desinfektionsmidler kræver dispensation fra den godkendende myndighed. pH skal i danske svømmebassiner være mellem 7 og 8 (Miljøministeriet, 1988).



FIGUR 11-1 SMITTEVEJE I SVØMMEBASSINER



FIGUR 11-2 EKSEMPEL PÅ VANDBEHANDLINGSANLÆG OPBYGGET MED TRE TRYKSANDFILTRE (DANSK STANDARD, 1996)

Vandet, som fyldes i bassinet, skal have drikkevandskvalitet. Der er fastsat grænseværdier for vandet i bassinet for forskellige klorforbindelser,

temperatur, pH og omsætningstid. Kimtal 37°C bruges som indikator på mikrobiologisk forurening. Det er sjældent, at kimtal 37°C overskrides (Gravesen, personlig komm.), men hvis kimtal 37°C overskrider 500 CFU pr. 100 mL, skal der måles for termotolerante coliforme bakterier og Pseudomonas-bakterier. Pseudomonas-bakterier og kimtal 37°C er naturligt forekommende bakterier, som er i stand til at gro i vandet, hvis de rette betingelser er til stede.

WHO anbefaler, at vandkvalitet i klorede svømmebade analyseres for kimtal ved 37°C og en fækal indikatorbakterie såsom termotolerante coliforme bakterier eller E. coli. Hvis kimtal 37°C gentagne gange er over 10 cfu/mL anbefales nærmere undersøgelser. Ved regelmæssige prøvetagninger (ugentligt i offentlige svømmebade) kan disse bruges til at indikere forandringer i vandkvaliteten, selv om disse parametre er dårlige indikatorer for forekomst af især Giardia og Cryptosporidium (WHO, 2000).

Omsætningstiden angiver, hvor lang tid det tager at cirkulere og behandle den samlede vandmængde. Krav til bassinomsætningstider varierer fra 10 minutter til 5 timer (se tabel 11-1), hvor der er kortest omsætningstid for spabade og varmtvandsbassiner og længst tid for sportsbassiner (Miljøministeriet, 1988).

Der er dog en del svømmebassiner i Danmark, som har dispensation fra kravet til omsætningstid. Dette gælder f.eks. cirka halvdelen af anlæggene i Københavns Kommune (Miljøkontrollen, personlig komm.), som er svømmebassiner bygget før 1974 efter de daværende gældende standarder. Dispensation til omsætningstiden kan dog kun gives, hvis vandet i bassinet overholder parametrene angivet i bilag til svømmebadsbekendtgørelsen (Miljøministeriet, 1988).

Den begrænsende faktor for udbygning, således at omsætningstiden kan overholdes, er oftest, at rørene til renselanlægget skal udskiftes, samt at teknikerrummet typisk er for lille til at udvide renselanlægget. Ca. 10% af ca. 800 danske svømmebade har dispensation for omsætningstiden (Ole Bisted, personlig komm.).

TABEL 11-1 MAKSIMALE OMSÆTNINGSTIDER FOR FORSKELLIGE TYPER AF BADEBASSINER (MILJØMINISTERIET, 1988).

Bassintype	Maksimal omsætningstid (timer)
Spring- og svømmebassin	5
Undervisningsbassin	2
Baby- og terapibassin, vandrutschebane	0,5
Soppebassin	0,5
SPA-bade	0,1

11.2 FOREKOMST AF (OO)CYSTER I BASSINVAND

11.2.1 Afrapporterede undersøgelser

Der er ingen danske undersøgelser for Giardia og Cryptosporidium i bassinvand. Der er udført tre udenlandske undersøgelser (se tabel 11-2 og 11-3), hvor svømmebadsvand er undersøgt systematisk for Giardia og Cryptosporidium nemlig en fransk (Fournier et al., 2002), en græsk undersøgelse (Karanis et al., 2002) og en tysk undersøgelse (Marcic et al., 2000). Der er anvendt forskellige analysemetoder i de tre undersøgelser (se

bilag D). Undersøgelserne er enkeltstående og ikke udtryk for rutinemålinger i de enkelte lande.

Ingen af undersøgelserne oplyste om kloringsniveau eller om opholdstider, men i den franske undersøgelse blev bassin vandet fra seks svømmebade behandlet med sandfiltre og kloring. I såvel den græske og den franske undersøgelse blev der fundet én positiv prøve med *Cryptosporidium* oocyster mens alle prøver var negative for *Giardia* cyster (se tabel 11-2 og 11-3). I både den franske og den græske undersøgelse blev prøverne udtaget direkte fra bassinerne

I den tyske undersøgelse blev alle prøver udtaget i returskyllevand fra filtrene og 17% var positive for *Cryptosporidium* oocyster, men der er ikke opgivet koncentrationer. Der blev ikke undersøgt for *Giardia*. Returskyllevand skal, ifølge den danske bekendtgørelse, ledes til kloak og disse resultater understreger vigtigheden af, at det ikke genanvendes.

De få prøver kan suppleres med de epidemiologiske undersøgelser, som har sandsynliggjort, at svømmebade i nogle tilfælde udgør en væsentlig smittevej, specielt hvis kloringen ikke er tilstrækkelig eller svigter.

TABEL 11-2 FOREKOMST AF *GIARDIA* I BASSINER VED NORMALSITUATION, DVS. IKKE VED UDBRUD (SE FLERE OPLYSNINGER OM DE ENKELTE UNDERSØGELSER I BILAG D).

Land	Antal prøve-steder	Antal prøver	Antal prøver pr. sted	Positive prøver Antal	Reference
Frankrig	6	48	8	0	Fournier <i>et al.</i> , 2002
Nordlige Grækenland	3	9	3	0	Karanis <i>et al.</i> , 2002

TABEL 11-3 FOREKOMST AF *CRYPTOSPORIDIUM* I SVØMMEBADE VED NORMALSITUATION DVS. IKKE VED UDBRUD (SE FLERE OPLYSNINGER OM DE ENKELTE UNDERSØGELSER I BILAG D)

Land	Antal prøve-steder	Antal prøver	Antal prøver pr. sted	Positive prøver		Koncentration målt (oocyster pr. L)	Reference
				Antal	%		
Frankrig	6	48	8	1	2,1%	0,006	Fournier <i>et al.</i> , 2002
Nordlige Grækenland	3	9	3	1	11%	0,003	Karanis <i>et al.</i> , 2002
Tyskland	54	94	?	16	17%	Ej målt	Marcic <i>et al.</i> , 2000

En amerikansk undersøgelse (1999) af faste fækalier fra badendes fækale uheld i 47 svømmebade fandt ikke *Cryptosporidium*, men fandt *Giardia* i 4,4 % af prøverne. Der blev kun udtaget faste fækalier, hvilket betyder, at undersøgelsen ikke dækker fækalier udskilt fra personer med diarré (CDC, 2001).

Det er ikke relevant at beregne smitterisici med *Cryptosporidium* og *Giardia*, da der er få undersøgelser af koncentrationer af (oo)cyster i bassin vand og da disse er behæftet med stor usikkerhed. Desuden giver undersøgelserne ikke mulighed for at sammenligne risici mellem forskellige bassintyper. Som

alternativ til anvendelse af målinger af koncentrationer kan man opstille modeller for human udskillelse af *Cryptosporidium* og *Giardia* via fækale uheld (dvs. defækering fra et menneske i bassinvandet) og den efterfølgende risiko ved eksponeringen, indtil alle (oo)cysterne er inaktiveret eller fjernet fra bassinvandet. En sådan model opstilles i næste underafsnit.

11.2.2 Hændelsesbaseret modellering af forekomst

Som alternativ til målinger for antal (oo)cyster opstilles en model for fækale uheld i svømmebade med henblik på at beregne udskillelse og henfald dynamisk, hver gang der tilledes *Giardia* og *Cryptosporidium* til bassinvandet. Henfald er her defineret som samlet reduktion og inaktivering af (oo)cysterne, så de ikke længere er infektiøse. Modellen kan derefter kombineres med estimater på, hvor hyppigt der udskilles *Giardia* og *Cryptosporidium* til bassinerne. De ovenfor nævnte undersøgelser kan derefter benyttes til at verificere, at de beregnede koncentrationer af (oo)cyster er rimelige.

Et fækalieuheld med protozoer vil både forekomme sjældent og henfalde hurtigt, hvorfor der sjældent vil forekomme (oo)cyster i bassinvand. Det betyder, at risikoen ved de fleste eksponeringer vil være forsvindende lille, fordi der ikke er viable (oo)cyster til stede. Det generelle formelapparat i kapitel 8 skal derfor modificeres, så konsekvenserne af et fækalieuheld med (oo)cyster simuleres. Denne simulering kombineres herefter med skøn for, hvor hyppigt disse fækalieuheld sker.

For korte tidsskridt t (i forhold til henfaldskonstanterne) kan koncentrationen af viable protozoer i bassinet til tiden t beregnes ud fra tiden $t-1$ på følgende måde:

$$M_t = M_{t-1} - H_{\text{filter},t} - H_{\text{kloring},t} \quad (11.1a)$$

$$H_{\text{filter},t} = M_{t-1} \left[1 - \exp\left(-\frac{\ln(10)}{T_{90,\text{filter}}}\right) \right] \quad (11.1b)$$

$$H_{\text{kloring},t} = M_{t-1} \left[1 - \exp\left(-\frac{\ln(10)}{T_{90,\text{kloring}}}\right) \right] \quad (11.1c)$$

$$C_t = \frac{M_t}{V_{\text{svømmebad}}} \quad (11.1d)$$

hvor

M_t	Mængden af viable protozoer i bassinet til tiden t .
$H_{\text{filter},t}$	Antallet af protozoer, der tilbageholdes i filteret til tiden t .
$H_{\text{kloring},t}$	Antallet af protozoer, der inaktiveres på grund af kloring til tiden t .
$T_{90,\text{filter}}$	Den tid det tager at tilbageholde 90% af protozoerne i filteret, se kap. 7
$T_{90,\text{kloring}}$	Den tid det tager at inaktivere 90% af protozoerne i bassinet, se kap. 7
$V_{\text{svømmebad}}$	Vandvoluminet i bassinet (og renseanlæg) hvor det fækale uheld sker.
C_t	Den gennemsnitlige koncentration af protozoer i vandvoluminet til tiden t .

Der er i formel (11.1) (her og i det følgende henvises til hele ligningssystemet (dvs. 11.1a-11.1d) med notationen (11.1) dvs. uden indeks) antaget, at der benyttes diskrete tidsskridt med længden 1. I beregningerne kan det ikke antages, at koncentrationen af (oo)cyster er nogenlunde konstant i løbet af en

badning og derfor skal beregningerne af dosis og antal inficerede personer udregnes ved at integrere indtaget i løbet af en badning.

Formlerne, for udregning af risiko for infektion ved badning i et givet bassin, bliver som følger:

$$\text{Dosis}_t = \int_{t_{\text{start}}}^t C_t * Q_{\text{indtag}} dt \quad (11.2a)$$

$$= \frac{M_0 Q_{\text{indtag}}}{V_{\text{svømmebad}}} \frac{T_{90}}{\ln(10)} \left[\exp\left(-\frac{(t_{\text{start}} \ln(10))}{T_{90}}\right) - \exp\left(-\frac{(t_{\text{slut}} \ln(10))}{T_{90}}\right) \right]$$

$$\frac{1}{T_{90}} = \frac{1}{T_{90, \text{kloring}}} + \frac{1}{T_{90, \text{filter}}} \quad (11.2b)$$

$$P_{\text{inf}, t | \text{udskilning}} = 1 - \exp\left(-\frac{\text{Dosis}_t}{k}\right) \quad (11.2c)$$

$$n_{\text{inf}, t} = n_{\text{badende}, t} P_{\text{inf}, t | \text{udskilning}} \quad (11.2d)$$

$$n_{\text{inf}, \text{udskilning}} \approx \sum_{t=0}^{\infty} n_{\text{inf}, t} \quad (11.2e)$$

$$n_{\text{år}} = N_{\text{udskilning}} n_{\text{inf}, \text{udskilning}} \quad (11.2f)$$

hvor

M_0	Antallet af protozoer der udskilles ved det fækale uheld til tiden $t=0$.
Q_{indtag}	Raten hvormed vand indtages under svømning (f.eks. mL/minut).
T_{90}	Den samlede fjernelsesrate fra vandet i bassinet, udregnet som kombination af hendøen og fjernelse i renseanlægget
Dosis	Indtaget af protozoer ved badning mellem tiden t_{start} og t .
K	Parameter i den eksponentielle model for dosis-respons kurven.
$P_{\text{inf}, t \text{udskilning}}$	Risiko for infektion ved badning mellem t_{start} og t givet udskilning til tiden $t=0$.
$n_{\text{badende}, t}$	Antallet af badende mellem t_{start} og t .
$n_{\text{inf}, t}$	Antallet af inficerede mellem t_{start} og t .
$n_{\text{inf}, \text{udskilning}}$	Antallet af inficerede ved det pågældende fækalieuheld
λ	Rate af inficerede fækale uheld pr. badende
P_{inf}	Risiko for infektion pr. badning i bassin
$N_{\text{badende}, \text{år}}$	Antal badende pr. år i bassinet
$n_{\text{år}}$	Antal inficerede pr. år

Formel (11.2a) gælder under antagelse af, at bassinet er ideelt opblandet. Dette skønnes at være en rimelig antagelse, fordi der er stor turbulens i svømmebade, dels fra omrøringen via renseanlægget og dels forårsaget af de badende. Endelig bevæger de badende sig rundt i det meste af bassinet, hvilket også sikrer en eksponering overfor den gennemsnitlige koncentration i bassinet. Generelt bygger formel (11.2) på en antagelse om, at alle badende i én beregning påbegynder svømning ved tiden t_{start} efter fækalieuheldets start og bader i lige lang tid, hvorefter de udskiftes af andre badende osv.

Følgende medtages ikke i formel (11.2):

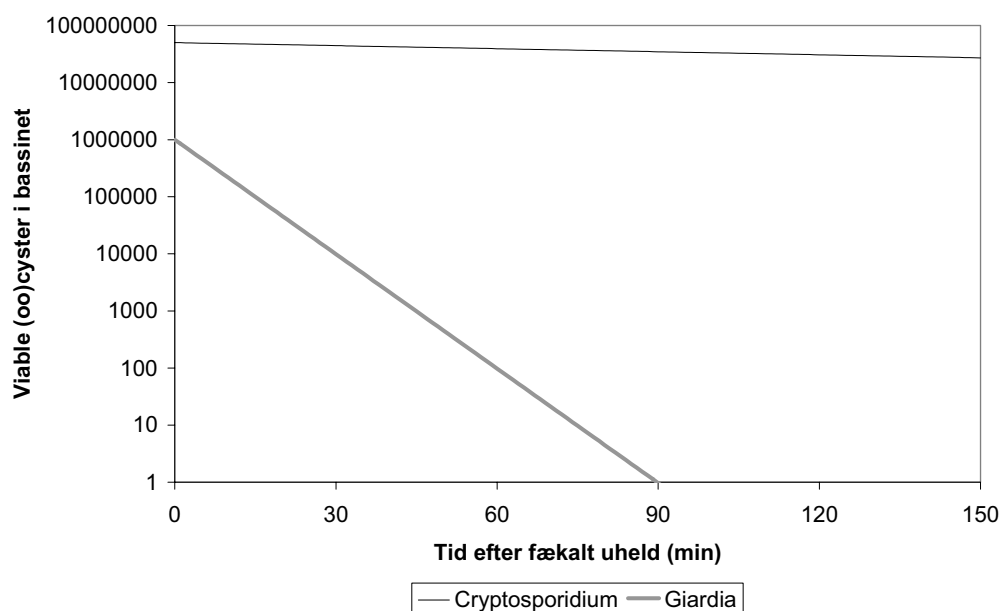
- Risikoen for, at der sker et fækalt uheld, samtidigt med at kloranlægget er i uorden.
- Risikoen for personale, som har lang tids eksponering, men lille indtag.

- Risikoen for den eller de personer, som (prøver at) opsamle det fækale materiale.

Betydningen af formel (11.2) er illustreret på figur 11-3, der viser de to protozoers henfald i bassinet og at der efter kort tid ikke er flere viable Giardia cyster tilbage, mens antallet af Cryptosporidium oocyster kun langsomt mindskes. Henfald er beregnet ud fra de rensningseffektiviteter, der er angivet i kap. 6 for filtre og klordesinfektion. Under typiske forhold vil der ikke være viable cyster i vandet to timer efter et fækalieuheld. Når der sker fækale uheld i svømmebade med forurening med (oo)cyster, er der væsentligt større risiko for, at mange bliver inficeret med Cryptosporidium end med Giardia. En væsentlig forudsætning for denne konklusion er dog, at kloringen har det krævede niveau, som er 1,0-3,0 mg klor/L.

TABEL 11-4 PARAMETERVÆRDIER TIL BEREGNINGERNE I FIGURERNE 11-3 TIL 11-5. VÆRDIERNE ER MEDIAN-VÆRDIER I DEN SENERE KVANTITATIVE RISIKOANALYSE FOR ALMINDELIGE SVØMMEBASSINER.

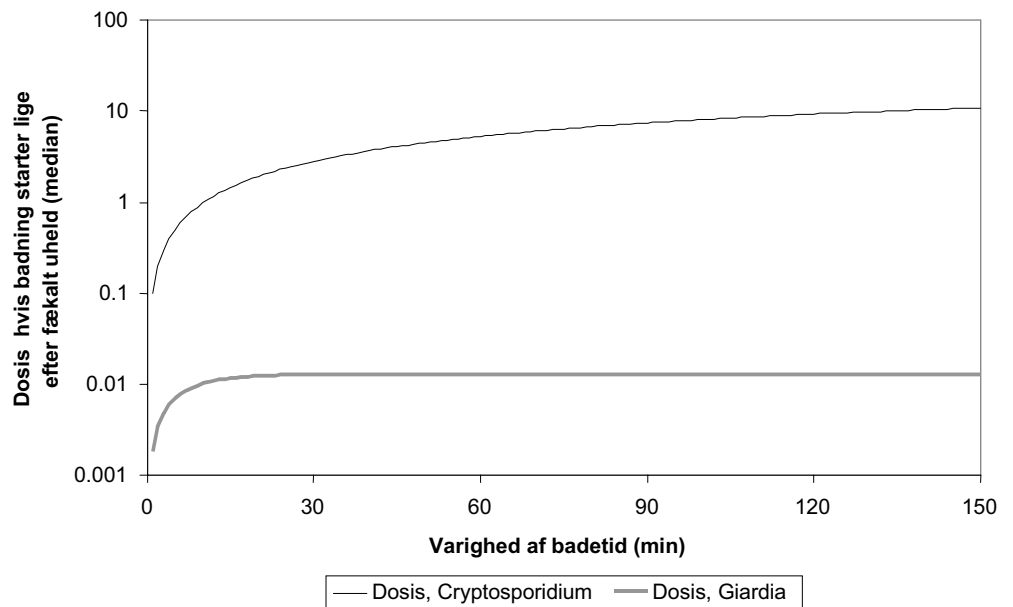
	<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>
Indtag (mL/min)	1	1
Mængde udskilt (oo)cyster ved fækalt uheld	1.000.000	50.000.000
Mængde fækalie (g)	1	1
Vandvolumen (m ³)	500	500
$T_{90, filter}$ (min)	1000	334
$T_{90, kloring}$ (min)	6,5	912



FIGUR 11-3 TYPISK FORLØB AF UDSKILLELSE OG HENFALD AF (OO)CYSTER.

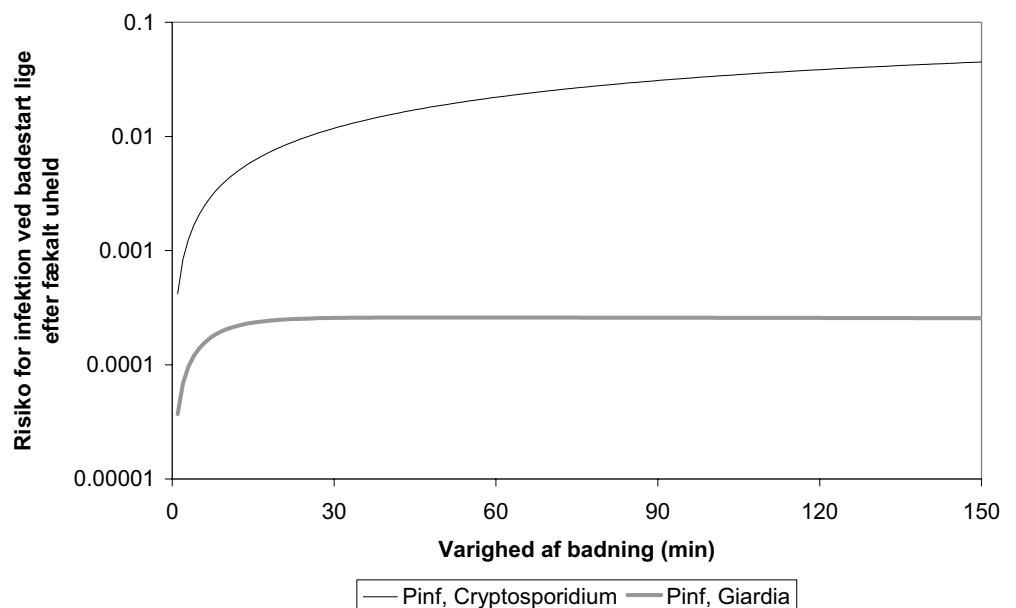
Figur 11-4 viser betydningen af, hvor længe efter et fækalt uheld med tilførsel af Giardia og Cryptosporidium en person bader og hvor længe personen er i vandet. En person, der opholder sig i bassinet fra uheldet sker og 30 minutter derefter, vil indtage hhv. 2,8 Cryptosporidium oocyster og 0,013 Giardia cyster under antagelser af, at mængden af indtaget vand er som angivet i tabel 10-4. I løbet af de efterfølgende 30 minutter vil personen indtage yderligere 2,5

oocyster og 0,0 cyster. En person, der bader i 60 minutter umiddelbart efter fækaliueheldet, vil således indtage 5,3 oocyster og 0,013 cyster.



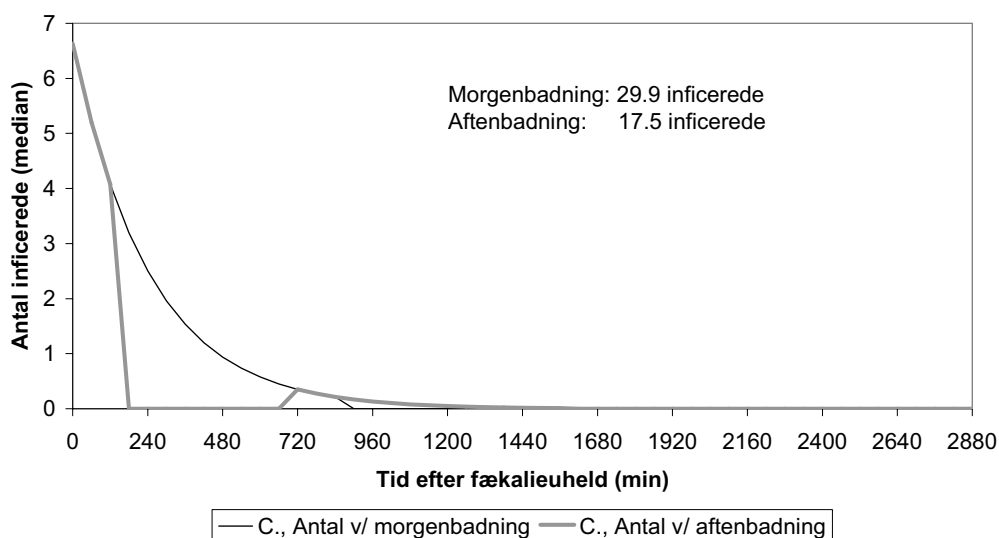
FIGUR 11-4. DOSIS AFHÆNGER AF, BADETIDENS VARIGHED OG HVOR LÆNGE DET ER SIDEN FÆKALIEUHELDET SKETE.

Den beregnede dosis (i figur 11-4) kan omsættes til en risiko for at blive inficeret pr. badende, se figur 11-5. Af figuren fremgår det, at efter 30 minutters badning umiddelbart efter et fækalt uheld har man sandsynligheden 0,012 for at blive inficeret med *Cryptosporidium* og sandsynligheden 0,00026 for at blive inficeret med *Giardia*. Det svarer til hhv. 1 ud af 84 badende og 1 ud af 3900 badende. Ved badning i 90 minutter umiddelbart efter fækaliueheldet er risikoen for at blive inficeret med *Cryptosporidium* 3% (1 ud af 32 badende), mens risikoen for at blive inficeret med *Giardia* er uændret, fordi kloringen har inaktiveret *Giardia* cysterne.



FIGUR 11-5 RISIKOEN FOR INFEKTION UMIDDELBART EFTER ET UHELD SOM FUNKTION AF TIDEN. P_{INF} BETYDER SANDSYNLIGHEDEN FOR INFEKTION.

Tidspunktet på dagen vil også have en væsentlig betydning, specielt for *Cryptosporidium*. Hvis det er én af de sidste badende, der har et inficeret fækalt uheld, vil antallet af inficerede blive væsentligt mindre end, hvis det er en af dagens første badende, idet der vil ske en væsentlig inaktivering ved rensningen i løbet af natten, hvor der ikke er badende. Hvis man antager, at alle i bassinet bader én time, vil antallet af inficerede næsten halveres, hvis det inficerede fækale uheld flyttes fra om morgenen til om aftenen, se figur 11-6. Dette betyder også, at der vil være en væsentligt lavere risiko for infektion med protozoer ved badning om morgenen end om aftenen, hvis det antages at antallet af fækale uheld er jævnt fordelt på hele åbningstiden. Alt i alt vil vandet være mindre forurenet om morgenen end om aftenen.



FIGUR 11-6 ANTALLET AF INFICEREDE SOM FUNKTION AF TIDSPUNKTET PÅ DAGEN, HVOR FÆKALIEUHELDET SKER. DET ER ANTAGET, AT HVER PERSON BADER I 1 TIME OG AT DER OPHOLDER SIG 300 BADENDE I BASSINET PR. GANG.

11.3 UDVÆLGELSE AF SCENARIER TIL KVANTITATIV RISIKOVURDERING

Ved udvælgelse af scenarier til den kvantitative risikovurdering vurderes først hvilke bassintyper, der er mest relevante for risikovurderingen (tabel 11-5). Dette er vurderet ud fra følgende kriterier:

- **Hyppighed af fækale uheld** Fækale uheld sker primært for børn, men også for gamle og svækkede personer. Jo oftere jo højere risiko
- **Antal badende** Forskellige bassintyper benyttes med forskellig frekvens. Jo flere badende jo højere risiko
- **Indtag pr. badning** Børn kan have store indtag af badevandet mens man i f.eks. SPA-bade normalt ikke har hovedet under vand og derfor kun eksponeres lidt. Jo større indtag jo højere risiko.
- **Omsætningstid** Der er forskellige krav til rensningen afhængigt af bassintypen. Jo længere omsætningstid jo højere risiko.

Varmtvandsbassiner og almindelige svømmebassiner er bassintyper med højest risiko for smitte (tabel 11-5). Varmtvandsbassiner har høj risiko, fordi

der er en høj risiko for tilførsel af (oo)cyster (fra småbørn og udviklingshæmmede) kombineret med højt indtag, mens almindelige svømmebassiner benyttes hyppigt og har lavere rensningskrav. Et eventuelt uheld kan hermed få større konsekvenser end i de andre typer bassiner. Den indledende vurdering af hotellers små svømmebassiner antyder, at der kan være en risiko ved at anvende disse, men at den vil være lavere end ved almindelige velbesøgte bassiner. Det har ikke været muligt at finde hoteller, der fører statistik over brugen af bassinerne, med mindre der er tale om egentlige badelande. Derfor analyseres denne bassintype ikke for sig selv, men som led i analysen af almindelige svømmebade.

TABEL 11-5 KVALITATIV RISIKOVURDERING AF BASSINTYPER TIL IDENTIFIKATION AF DE MEST KRITISKE BASSINTYPER SOM SKAL INDGÅ I EN RISIKOVURDERING.

Bassintype	Rate fækale uheld	Antal badende	Omsætningstid	Indtag af vand pr. badning	Samlet risiko
SPA-bade	lav	lav	lav	Lav	lav
Terapi	mellem	lav	mellem	Lav	lav
Private pools	lav	lav	mellem	Lav	lav
Hoteller mv.	lav	lav	høj	Mellem	mellem
Varmtvandsbassin i offentlige bade	høj	mellem	mellem	Høj	høj
Svømmebassiner med offentlig adgang	lav	høj	høj	Mellem	høj

11.4 KVANTITATIV RISIKOVURDERING

Den kvantitative risikovurdering gennemføres for de to bassintyper, der vurderes at udgøre den største risiko:

- Varmtvandsbassiner med offentlig adgang
- Almindelige svømmebassiner med offentlig adgang

Bassinerne kan forekomme i såvel offentlige svømmehaller som i badelande. Endvidere findes der en række svømmebade, som indeholder både almindelige bassiner og bassiner til mere rekreative formål.

Den kvantitative risikovurdering omfatter indsamling af følgende informationer:

- Antal badende pr. bassin og totalt i Danmark pr. år.
- Antal fækale uheld og deraf følgende tilførsel af (oo)cyster
- Indtag af (oo)cyster, dvs. badetid og indtag pr. tidsenhed.
- Henfald af (oo)cyster i bassin vand og tilbageholdelse i renseanlæg

11.4.1 Antal badende i badebassiner og kvantificering af fækale uheld med udskillelse af (oo)cyster

Der er foretaget en rundspørge til udvalgte svømmehaller og vandlande for at estimere et typisk antal badende i større svømmehaller og badelande og de tilsvarende antal fækale uheld.

Det er kendetegnende, at der ingen steder føres en egentlig statistik over, hvornår og hvor hyppigt, der sker synlige fækale uheld. Derfor er

hyppigheden af de fækale uheld og fordelingen mellem forskellige bassintyper baseret på skøn fra de forskellige bademestre i svømmebadene. Ligeledes er der kun statistik ved indgangen til bassinet, mens antallet af badende i hvert bassin er ukendt. For at kunne skønne fordelingen af badende internt i bassinerne antages følgende:

- Betalende badende fordeler sig med 90% i almindelige bassiner og de resterende 10% i varmtvandsbassiner. Det svarer til fordelingen af befolkningen over og under 6 år.
- Klubber mv. fordeler sig med 100% til almindelige bassiner, idet der kun er få babybadende hold i forhold til det totale antal klubber mv.

Der sker typisk flest fækale uheld i de større svømmehaller og primært i varmtvandsbassinerne (tabel 11-6). Der er ikke stor forskel på hyppigheden af fækale uheld i de forskellige typer af badebassiner men derimod en meget tydelig forskel på kolde og varme bassiner, omkring en faktor 20 (figur 11-6). De indsamlede oplysninger tyder på, at 1 ud af 800 badende vil have et fækal uheld i et varmtvandsbassin, mens 1 ud af 17.000 badende har et fækal uheld i et almindeligt bassin (se tabel 11-7).

TABEL 11-6 DATA FRA SVØMMEHALLER, VANDLANDE OG KOMBINEREDE ANLÆG.

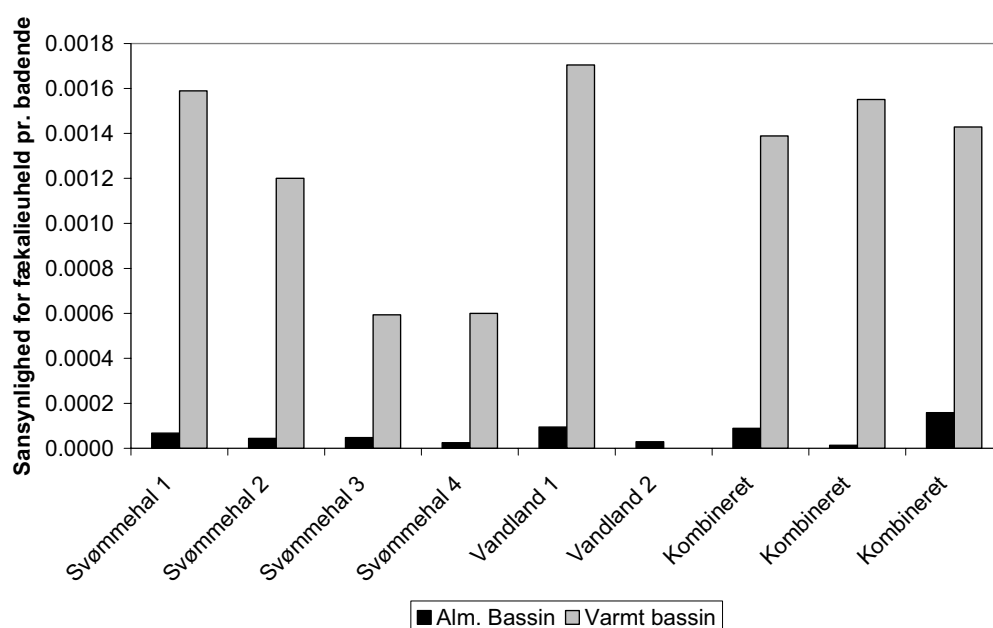
	Fækale uheld, alm. bassin (år ⁻¹)	Fækale uheld, varmtvandsbassin (år ⁻¹)	Badende, betalende	Badende, Klubber mv.	Beboere i opland
Svømmehal 1	12	24	151.000	41.000	51.500
Svømmehal 2	12	24	200.000	90.000	39.000
Svømmehal 3	12	12	202.000	73.000	48.000
Svømmehal 4	12	12	200.000	300.000	62.000
Vandland 1	52	104	610.000	0	7.000
Vandland 2	3	0	114.000	0	-
Kombineret 1	25	25	180.000	120.000	-
Kombineret 2	5	47	303.000	92.000	63.000
Kombineret 3	25	25	175.000	0	34.300

Ud fra antal badninger pr. beboer i oplandet til de undersøgte svømmehaller pr. år ved de udvalgte bassiner skønnes det totale antal indendørs badninger i svømmehaller at udgøre 25 - 30 mio. badninger med yderligere 1,5 - 2,0 mio. badninger i badelande. Af disse skønnes 7% at finde sted i varmtvandsbassiner (tabel 11-6). I tabel 11-8 er angivet det antal badende, som der beregningsmæssigt skønnes at være i varme og almindelige bassiner i Danmark om året.

Der er ikke væsentlige forskelle mellem de forskellige typer af svømmebade, mens der er væsentlig forskel på, om der er tale om almindelige svømmebassiner eller varmtvandsbassiner. Risikoen for et fækal uheld er cirka 20 gange større i varmtvandsbassiner end i almindelige bassiner.

TABEL 11-7 SKØN OVER HYPPIGHED AF FÆKALE UHELD I ALMINDELIGE BASSINER OG VARMTVANDSBASSINER OG ANTAL BADNINGER PR. BORGER I DANMARK. BASERET PÅ DATA I TABEL 11-6

	Sandsynlighed for fækalt uheld i alm. bassin pr badende	Sandsynlighed for fækalt uheld i varmtvandsbassin pr badende	Antal badninger pr. år pr. beboer i opland
Svømmehal 1	$6,8 \cdot 10^{-05}$	$1,6 \cdot 10^{-03}$	3,7
Svømmehal 2	$4,4 \cdot 10^{-05}$	$1,2 \cdot 10^{-03}$	7,4
Svømmehal 3	$4,7 \cdot 10^{-05}$	$5,9 \cdot 10^{-04}$	5,7
Svømmehal 4	$2,5 \cdot 10^{-05}$	$6,0 \cdot 10^{-04}$	8,1
Vandland 1	$9,5 \cdot 10^{-05}$	$1,7 \cdot 10^{-03}$	9,3
Vandland 2	$2,9 \cdot 10^{-05}$	0,0	-
Kombineret 1	$8,9 \cdot 10^{-05}$	$1,4 \cdot 10^{-03}$	-
Kombineret 2	$1,4 \cdot 10^{-05}$	$1,6 \cdot 10^{-03}$	6,3
Kombineret 3	$1,6 \cdot 10^{-05}$	$1,4 \cdot 10^{-03}$	5,1
Gennemsnit for undersøgelse	$6,0 \cdot 10^{-05}$	$1,3 \cdot 10^{-03}$	6,2



FIGUR 11-7 VARIATION I DE SKØNNEDE RATER FOR FÆKALE UHELD I SVØMMEBADE.

TABEL 11-8. SKØNNET ANTAL BADNINGER I DANMARK OM ÅRET I ALMINDELIGE OG VARMTVANDSBASSINER. ANTALLET FREMKOMMER UD FRA ANTALLET AF BADNINGER PR. BEBOER I OPLANDET TIL DE UNDERSØGTE SVØMMEHALLER SAMT ANTAGELSERNE OM, HVORDAN DE BADENDE FORDELER SIG I BASSINERNE.

Antal	Model	Median og 95% konfidensintervaller
Almindelige bassiner	$n \sim N(28 \text{ mio.}; 2 \text{ mio.})$	28 mio. (24 - 32 mio.)
Varmtvandsbassiner	$n \sim N(2 \text{ mio.}; 0,2 \text{ mio.})$	2 mio. (1,6 - 2,4 mio.)

Kun en mindre del af de fækale uheld vil indeholde (oo)cyster. Det antages, at sandsynligheden for at have et fækalt uheld er uafhængigt af, hvorvidt man i givet fald udskiller (oo)cyster, idet det ikke forventes at personer med akut diarré går i svømmebadet. Hvis der alligevel sker et fækalt uheld i form af diarré, forventes det at bassinet straks tømmes og renses i henhold til WHO's anbefalinger – og dermed ikke giver anledning til smittede. Baseret på oplysningerne i kapitel 3 skønnes prævalensen af personer smittet i Danmark med *Giardia* og *Cryptosporidium* at være som angivet i tabel 11-9. Prævalensen er skønnet lavt i forhold til andre industrialiserede lande, fordi prævalensen i Danmark er lavere i befolkningen. Dette skøn understøttes bl.a. også af den relativt lave incidens i Danmark (se kap. 5). For almindelige bassiner er prævalensen sat svarende til voksne, mens den i varme bassiner er sat til prævalensen for børn. I parentes er angivet et skøn for usikkerheden på prævalensen i Danmark.

TABEL 11-9. SKØN OVER PRÆVALENSER FOR INDHOLD AF (OO)CYSTER I FÆKALE UHELD I ALMINDELIGE BASSINER OG I VARME BASSINER.

	Almindeligt bassin	Varmtvandsbassin
<i>Giardia</i>	3% (1 - 5 %)	3% (1 - 5 %)
<i>Cryptosporidium</i>	2 % (0,5 - 3,5%)	3% (1 - 5 %)

På baggrund af tabel 11-7 og tabel 11-9 kan risikoen for at udskille fækalier inficeret med (oo)cyster udregnes ved at gange de to hyppigheder sammen. Resultatet er angivet i tabel 11-10. Resultatet indikerer, at omtrent 1 ud af 1 million badende har et fækalt uheld med udskillelse af (oo)cyster.

TABEL 11-10. RATE AF INFICEREDE FÆKALIEUHELD, λ , I ALMINDELIGE BASSINER OG I VARMTVANDSBASSINER. RESULTATET ER ANGIVET SOM EN RISIKO PR. BADENDE. INTERVALLET I PARENTESER ANGIVER USIKKERHEDEN PÅ RESULTATET.

	λ , Almindeligt bassin	λ , Varmtvandsbassin
<i>Giardia</i>	$1,8 \cdot 10^{-6}$ (0,6 - $3,0 \cdot 10^{-6}$)	$3,9 \cdot 10^{-5}$ (1,3 - $6,5 \cdot 10^{-5}$)
<i>Cryptosporidium</i>	$1,2 \cdot 10^{-6}$ (0,3 - $2,1 \cdot 10^{-6}$)	$3,9 \cdot 10^{-5}$ (1,3 - $6,5 \cdot 10^{-5}$)

Antallet af (oo)cyster, der udskilles ved et fækalt uheld vil variere (se tabel 11-11). Variationen skyldes dels hvor stor en del af fækalieuheldet, der kan opsamles og dels hvor stor koncentrationen af (oo)cyster er i de udskilte fækalier. I beregningerne er det antaget, at der i bassinet netto vil være 0,1 - 10 g fækalie ved et fækalt uheld. Der er ikke regnet på konsekvenserne af mangelfuld afvaskning. Antallet af (oo)cyster i et gram fækalie er taget fra Arnbjerg-Nielsen et al., (2003a) og er for *Giardia* $10^{6,5}$ ($10^5 - 10^8$) og for *Cryptosporidium* $10^{7,5}$ ($10^7 - 10^8$). Den samlede mængde (oo)cyster, der beregningsmæssigt udskilles, er angivet i tabel 11-13.

TABEL 11-11 ANTAGET MÆNGDE FÆKALIE I BASSIN VED UHELD

	Mængde
Mængde udskilt ved fækalt uheld	10-40 g
Netto mængde i bassinet efter opsamling	0,1-10 g

TABEL 11-12. PARAMETERESTIMATER FOR ANTAL (OO)CYSTER I ET INFICERET FÆKALT UHELD.

Mængde	Model	Median og 95% konfidensinterval
<i>Giardia</i>	$\ln M_{Giardia} \sim N(14,8; 2,9)$	$3 \cdot 10^6$ ($8 \cdot 10^3 - 9 \cdot 10^8$)
<i>Cryptosporidium</i>	$\ln M_{Cryptosporidium} \sim N(17,7; 1,9)$	$5 \cdot 10^7$ ($1 \cdot 10^6 - 2 \cdot 10^9$)

11.4.2 Indtag af svømmevand pr. badning

Det er særdeles vanskeligt at skaffe sikre oplysninger om utilsigtet indtag af vand under svømning. Oplysninger om indtag i litteraturen er derfor præget af skøn og en række krydshenvisninger til få oprindelige undersøgelser og skøn.

På baggrund af oplysningerne i kap. 10 om indtag af vand ved badning skønnes indtaget at være 30 - 50 mL/time i det almindelige bassin med en typisk badetid på 1,0 - 2,0 time. I de varme bassiner indtages 100 - 200 mL/time med en badetid på 0,5 - 1,5 time.

11.4.3 Henfald og tilbageholdelse af (oo)cyster i svømmebade

I kap. 6 (tabel 6-2) om overlevelse angives en Ct-værdi for klor på *Cryptosporidium* på 7.200 mg·min/L for en reduktion i antal levende oocyster på 99%. De vejledende kvalitetskrav for klorindhold er 1,0 - 3,0 mg/L, dog lavere for store bassiner med kontinuert måling. Det antages, at der typisk er et klorindhold på 1,5 mg/L i almindelige bassiner og 2,0 mg/L i varme bassiner. Maksimumværdien er 3,0 mg/L for store bassiner og 5,0 mg/L for mindre bassiner.

Ud fra en antagelse om eksponentielt henfald af antal levende oocyster svarende til formel (11.1), kan Ct-værdierne omregnes til T_{90} -værdier (tabel 11-14), det vil sige den tid der går før 90% er fjernet eller inaktiveret.

I sandfilteret fjernes typisk 75% af (oo)cysterne med nedre og øvre grænser på hhv. 30% og 99,9%. Omsætningstiden på hhv. 5 timer og 0,5 time gør, at også denne variabel varierer mellem almindelige bassiner og varme bassiner.

Variationsområdet er i praksis noget skævt, så der i en stor del af tiden vil være en stort henfald (lille T_{90}), mens der i nogle situationer vil være et væsentligt mindre henfald. Det er der taget hensyn til i opstillingen af fordelingen ved at gøre henfaldet lidt dårligere i den typiske situation, mens situationerne med meget dårlig rensning ikke er medtaget, fordi det antages at sandsynligheden er meget lille for, at der er dårlig rensning samtidigt med det fækale uheld sker.

For *Giardia* er der benyttet den tilsvarende fremgangsmåde som for *Cryptosporidium*. Resultatet er angivet i tabel 11-13.

TABEL 11-13 OVERSICHT OVER T_{90} , DVS. HVOR LANG TID DER GÅR, FØR 90% AF (OO)CYSTERNE ER FJERNET I RENSEANLÆGGET ELLER INAKTIVERET AF KLORINGEN.

	T_{90} forventet værdi (minutter)	T_{90} variationsområde for typisk situation	Model for henfald
<i>Giardia</i>			
<i>Inaktivering i bassin</i>			
Almindeligt bassin	6,5	3 - 20	N(9;3)
Varmt bassin	5	3 - 10	N(6; 1,5)
<i>Fjernelse i renseanlæg</i>			
Almindeligt bassin	167	65 - 650	N(250; 100)
Varmt bassin	17	7 - 65	N(25; 10)
<i>Cryptosporidium</i>			
<i>Inaktivering i bassin</i>			
Almindeligt bassin	1.000	600 - 4000	N(1.500; 500)
Varmt bassin	850	500 - 2000	N(1.000; 250)
<i>Fjernelse i renseanlæg</i>			
Almindeligt bassin	167	65 - 650	N(250; 100)
Varmt bassin	17	7 - 65	N(25; 10)

11.5 BEREGNET RISIKO PR. INFICERET FÆKALIEUHELD, PR. BADNING OG INFICEREDE PR. ÅR

Risikoen for infektion af én person pr. badning i et givet bassin (P_{inf}) er udregnet i formel (11.2). Når man sammenligner risikoen i forskellige bassiner vil mange af parametrene i formel (11.2) være identiske. Det kan eftervises, at følgende gælder:

$$P_{inf} \approx \frac{n_{badende,t}}{V_{svømmebad}} c \quad (11.3)$$

hvor c er en konstant, der indeholder alle de andre parametre, der ikke varierer mellem forskellige bassiner. Med andre ord er risikoen for infektion omtrent direkte proportional med badeintensiteten i bassinet i henholdsvis almindelige bassiner og varme bassiner. Mellem almindelige bassiner og varme bassiner vil forskellen i de relative antal inficerede uheld også have betydning. Den laveste risiko opnås altså ved at bade i et almindeligt bassin, som kun få benytter, og den største risiko opnås i et varmtvandsbassin, som benyttes af mange.

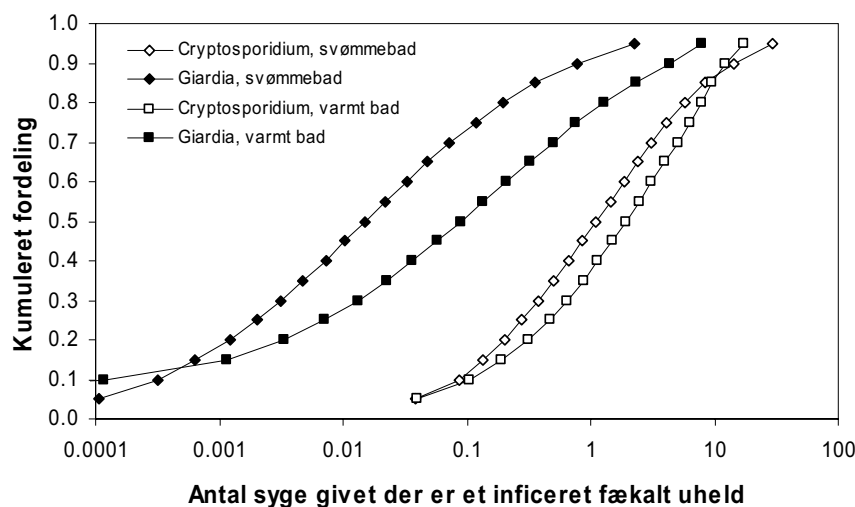
I denne undersøgelse antages, at badeintensiteten er omtrent konstant for svømmebassiner i Danmark. Badeintensiteten er fastlagt ud fra oplysninger fra svømmehaller, som indgår i beregningerne af antallet af fækalieuheld samt ud fra et enkelt lille svømmebad. I beregningerne anvendes den gennemsnitsstørrelse, som er angivet i tabel 11-11. Usikkerheden på belastningerne lægges udelukkende på antallet af badende i bassinet samtidig med det inficerede fækale uheld, fordi denne parameter forventes at udgøre det dominerende usikkerhedsbidrag.

TABEL 11-14. BASSINSTØRRELSE OG ÅRLIGT ANTAL BADENDE, DER ER BENYTTET I BEREGNINGERNE. INTERVALLET I PARENTES ANGIVER DEN VARIATIONEN I ANTALLET AF BADENDE SOM INDGÅR I BEREGNINGERNE AF RISIKOEN.

	Skønnet gennemsnitsværdi
Almindelige bassiner	
Antal badende pr. år	300.000
Antal badende ad gangen i åbningstiden	80 (60 - 100)
Bassin størrelse, $V_{\text{svømmebad}}$	1500 m ³
Varme bassiner	
Antal badende pr. år	20.000
Antal badende ad gangen i åbningstiden	10 (4 - 16)
Bassin størrelse, $V_{\text{svømmebad}}$	40 m ³

Risikoen pr. badning afhænger af risikoen for infektion pr. inficeret fækalieuheld, se figur 11-7. For Giardia er der typisk kun ringe sandsynlighed for, at et inficeret fækalieuheld vil medføre inficerede personer, mens et fækalieuheld inficeret med Cryptosporidium typisk vil medføre 2 smittede.

Risikoen ved Giardia er langt mindre, både fordi fækalieuheld med Giardia indeholder færre cyster og fordi de henfalder meget hurtigt. Under typiske forhold vil smitterisikoen være lav allerede efter 30-60 minutter.

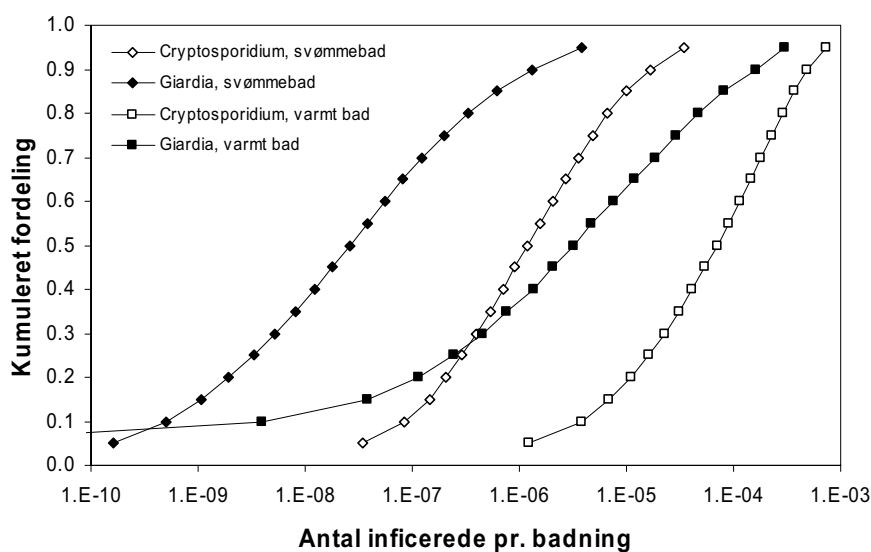


FIGUR 11-8 BEREGNET ANTAL INFICEREDE PR. INFICERET FÆKALIEUHELD, NÅR DER TAGES HENSYN TIL VARIATIONER I KLORINDHOLD I BASSINET, FILTERETS TILBAGEHOLDESEVNE, VARIGHED AF BADNINGEN SAMT DOSIS-RESPONS KURVEN.

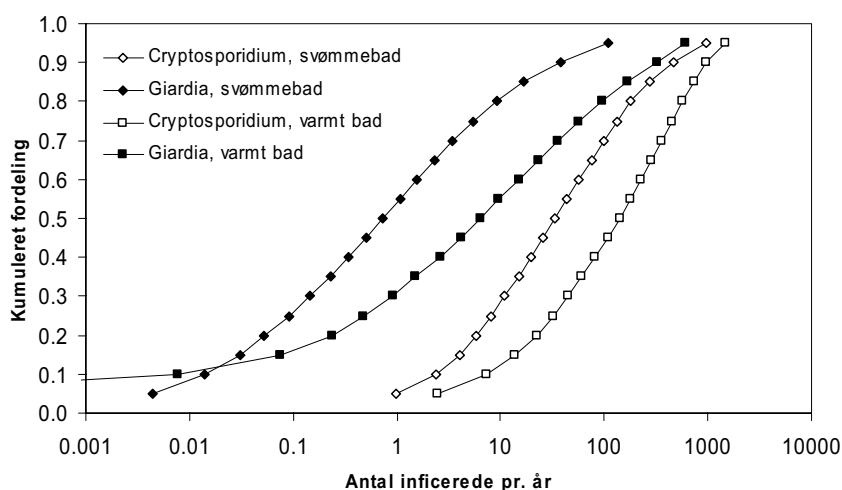
Beregningerne af det største antal inficerede kan verificeres ved at sammenligne med de rapporterede epidemiologiske undersøgelser, f.eks. det i Lidingö i Sverige i 2002 (Stenström et al., 2002). Her blev der i et svømmebassin med børn i flere tilfælde udskilt fækalier med Cryptosporidium oocyster, der ikke kunne opsamles, fordi det var for tyndt. I alt besøgte 4585 personer svømmebassinet hvoraf (inklusive sekundære infektioner) ca. 500 blev inficeret (en epidemiologisk udredning er ved at fastlægge, hvor mange primære tilfælde der var) og blandt de børn, der badede i bassinet den aktuelle dag, blev to ud af tre inficeret med Cryptosporidium. Dette resultat opnås

beregningsmæssigt ved, at filteret har fungeret lidt dårligere end normalt, mens børnene har haft et lidt højt indtag af vand samtidig med, at der er udskilt 40 g inficeret fækalie, altså knap 1/3 dagsdosis. Sammenlignet med det svenske udbrud, anses beregningerne vist i figur 11-8, for at være i den korrekte størrelsesorden.

Risikoen for at blive inficeret pr. badning bestemmes ved at dividere antallet af inficerede pr. fækalieuheld med antallet af badende, der i gennemsnit er mellem to inficerede fækalieuheld. På trods af den højere rensning af varmtvandsbassinerne er det her, den største risiko er på grund af de hyppige fækale uheld (se figur 11-9).



FIGUR 11-9. RISIKOEN FOR INFEKTION PR. BADNING I OFFENTLIGE SVØMMEBADE OG VARMTVANDSBASSINER. DEN TYPISKE RISIKO DEFINERES SOM 50% FRAKTILEN MENS WORST-CASE SCENARIET ER DEFINERET TIL 95%-FRAKTILEN.



FIGUR 11-10. BEREGNINGSMÆSSIGT ANTAL INFICEREDE PR. ÅR I SVØMMEBADE MED OFFENTLIG ADGANG. DET SES, AT *CRYPTOSPORIDIUM* HYPPIGERE SMITTER VIA SVØMMEBADE END *GIARDIA*.

Ved beregningerne af det samlede antal inficerede via svømmebade pr. år har det store antal af badende i almindelige bassiner væsentlig betydning for resultatet, se figur 11-10. *Cryptosporidium* fremstår dermed generelt som den

væsentligste af de to protozoer i forbindelse med vurdering af smitterisici ved svømmebade. Resultaterne af beregningerne er opsummeret i tabel 11-15.

TABEL 11-15. OVERSIGT OVER BEREGNED E RISICI VED EKSPONERING I SVØMMEBADE. (TYPISK RISIKO ANGIVER 50%-FRAKILEN OG WORST-CASE 95%-FRAKILEN)

	Inficerede pr. fækalieuheld		Risiko pr. badning		Årligt antal inficerede	
	Typisk	Worst-case	Typisk	Worst-case	Typisk	Worst-case
Almindelige bassiner						
<i>Giardia</i>	0,02	2	$3 \cdot 10^{-8}$	$4 \cdot 10^{-6}$	0,8	108
<i>Cryptosporidium</i>	1	29	$1 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-5}$	33	972
Varmtvandsbassiner						
<i>Giardia</i>	0,1	8	$3 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-4}$	7	600
<i>Cryptosporidium</i>	2	17	$7 \cdot 10^{-5}$	$7 \cdot 10^{-4}$	141	1.500

Ved beregninger for en konkret badende pr. år kan risikoen beregnes på baggrund af det årlige antal badninger efter følgende formel:

$$P_{\text{inf, konkret}} = 1 - (1 - P_{\text{inf, konkret}})^{n_{\text{konkret}}} \quad (11.4)$$

hvor n_{konkret} er personens årlige antal badninger. En person, der bader i et almindeligt bassin 40 gange årligt, vil således typisk have en risiko for en *Cryptosporidium*-infektion på $4 \cdot 10^{-5}$, såfremt vedkommende bader i et almindeligt bassin og bader på et tilfældigt tidspunkt af dagen. Hvis den samme person skifter til at bade i et varmtvandsbassin vil risikoen stige til $3 \cdot 10^{-3}$. Risikoen vil være højere, hvis personen bader om aftenen og mindre hvis der er tale om en morgenbadning

11.6 DELKONKLUSION

De beregnede resultater kan kort opsummeres som følger:

- Den største usikkerhed ved risikoberegningerne er prævalensen af personer, som udskiller (oo)cyster i befolkningen, da prævalensen direkte influerer på risikoen pr. badning og antallet af inficerede pr. år.
- Fækale uheld sker flere gange om ugen i større svømmebade, primært i varmtvandsbassiner med børn.
- Der er lineær sammenhæng mellem antal fækale uheld og antal syge pr. år, hvilket betyder, at ved stigende antal af fækale uheld smittes flere.
- Mængden af fækalier i bassinet har større betydning for risikoen end klorkoncentrationen.
- Det er antaget at svømmebadene følger WHO's anbefaling om tømning af bassin for vand og badende efter fækalt uheld af diarre, og der er derfor ikke regnet på disse tilfælde. Hvis anbefalingerne ikke bliver fulgt, kan disse uheld udgøre en betydelig risiko.
- *Cryptosporidium* oocyster overlever længe i svømmebade. Den primære reduktion af smitterisikoen er den fysiske fjernelse af oocyster i sandfiltrene.
- Ved inficerede fækalieuheld er risikoen for infektion med *Giardia* generelt lav, og typisk vil der ikke inficeres nogen. For *Cryptosporidium*

vil der typisk inficeres 1-2 personer ved et inficeret fækalt uheld. Ved store fækale uheld og en mindre effektiv rensning i sandfiltrene, vil flere hundrede personer kunne blive inficeret. Antallet af inficerede kan også blive højt ved Giardia, specielt hvis kloringen er mangelfuld.

- Den lave prævalens af Giardia og Cryptosporidium hos mennesker i Danmark medfører, at risikoen pr. badning typisk er under 10^{-4} . I varme bassiner er risikoen for en Cryptosporidium-infektion tæt på denne værdi.
- Samlet beregnes antallet af Cryptosporidium-infektioner via svømmebade til typisk at være 174 tilfælde årligt. Det svarer til ca. 2% af det samlede beregnede antal infektioner. Antallet af Giardia-infektioner som følge af badning i svømmebade er væsentligt lavere.
- En person, der er tilmeldt et svømmehold i et varmtvandsbassin, vil have en typisk risiko for infektion, der nærmer sig $3 \cdot 10^{-3}$ for at få en infektion med Cryptosporidium i løbet af en badesæson. Det svarer til, at ca. 3 ‰ af de tilmeldte på svømmehold i varmtvandsbassiner bliver syge hvert år. Tilsvarende kan det konstateres, at hvis en person er inficeret, vil det betyde at resten af holdet har betydeligt større risiko for infektion end ellers.

12 Sammenfattende vurdering

De kvantitative risikovurderinger er gennemført med forskellige strategier for de forskellige scenarier, da datagrundlaget har været meget forskelligt for scenarierne. Således er risikovurderingen for oversvømmelser med spildevand i byer baseret på indsamlede målte data af koncentrationen af *Giardia* eller *Cryptosporidium*. Risikovurderingerne for rekreativ anvendelse af overfladevand er for ferskvand ligeledes baseret på indsamlede, målte data af koncentrationen af *Giardia* eller *Cryptosporidium*, mens det for marint overfladevand er baseret på grove antagelser om fortyndingsforhold. Endelig er den kvantitative risikovurdering for svømmebade baseret på en hændelsesbaseret modellering af forekomst, da der ikke eksisterer målinger af koncentrationer af *Giardia* og *Cryptosporidium* i svømmebassiner. Disse forskellige strategier skal naturligvis tages i betragtning, når de forskellige scenarier sammenlignes. Samlet set vurderes det, at det er rimeligt at sammenligne resultaterne fra de forskellige scenarier.

Resultaterne af de kvantitative risikovurderinger af oversvømmelse med spildevand i byer, rekreativ anvendelse af marint og fersk overfladevand og svømmebassiner fremgår af tabel 12-1. Den amerikanske miljøstyrelse anbefaler, at risikoen skal være mindre end 1 smittet pr. 10.000 pr. år med *Giardia* eller *Cryptosporidium*. Denne risiko kan omregnes til en risiko på $3 \cdot 10^{-7}$ pr. dag. De scenarier, hvor den amerikanske miljøstyrelses anbefalede værdi overskrides ved et typisk antal eksponeringer pr. år, er markeret med grå under risiko pr. gang. Det bemærkes, at hvis man kan tolke den amerikanske miljøstyrelses anbefaling om daglig risiko som en risiko pr. eksponering, har alle de valgte scenarier en høj risiko bortset fra svømning i almindelige svømmebassiner.

TABEL 12-1. OPSUMMERING AF BEREGNEDE TYPISKE VÆRDIER FOR INFEKTION VED DE FORSKELLIGE SCENARIER.

	Risiko pr. eksponering		Antal smittede pr. år Typisk ¹	
	<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>
<i>Vandforsyning</i>	?	?	?	?
<i>Oversvømmelse</i>				
Regnbetinget	$1 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-5}$	0	0
Tilstopning	$1 \cdot 10^{-6}$	$7 \cdot 10^{-5}$	0	0
<i>Rekreativ anvendelse</i>				
Ferskt	$9 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-5}$	26	3
Marint	$1 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-6}$	78	10
<i>Svømmebade</i>				
Alm. bassin	$3 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-6}$	1	33
Varmtvandsbassin	$3 \cdot 10^{-6}$	$7 \cdot 10^{-5}$	7	141

¹ Typisk er lig 50%-fraktilen, dvs. medianen

² ?: Der er ikke gennemført en kvantitativ risikoanalyse

De beregnede værdier for risiko pr. eksponering kan omregnes til et estimat for, hvor mange der smittes på landsplan om året – og de typiske værdier (medianværdien) fremgår af tabel 12-1. Disse estimater er naturligvis behæftet med usikkerhed, men det har ikke været muligt inden for projektets rammer at bestemme et egentligt konfidensinterval.

Når der ses på risikoen pr. eksponering, er Giardia et større problem ved rekreativ anvendelse end ved svømmebade og omvendt er Cryptosporidium et større problem i svømmebade end ved rekreativ anvendelse. Dette skyldes primært, at der generelt skal færre Giardia cyster end Cryptosporidium oocyster til at forårsage sygdom, og at koncentrationerne i badevand generelt er højere for Giardia end Cryptosporidium. Derudover er Giardia meget mere følsom overfor klorbehandling end Cryptosporidium.

Smitte via drikkevand er en væsentlig årsag til giardiasis og cryptosporidiose i USA og England. Der findes dog ikke tilstrækkelig viden om de to protozoer til at foretage en kvantitativ risikovurdering for smitte via drikkevand under danske forhold. Den kvalitative risikovurdering viser, at smitterisikoen med Giardia og Cryptosporidium er lille i Danmark, fordi der hovedsageligt anvendes grundvand til drikkevand. Der er dog en risiko for forurening med protozoerne ved ledningsbrud og deraf følgende indtrængning af spildevand i ledningsnettet. Hvis drikkevandet forurenes med de to protozoer, er risikoen for mange smittede dog stor. Der er antageligt en større risiko for forurening i de små (færre end 9 forbrugere) vandforsyninger, som findes i et ganske stort antal, fordi der her oftest ikke findes en effektiv barriere og borerne ofte er overfladenære og ubeskyttede. Disse forureninger vil imidlertid være meget lokale og vil kun ramme få personer.

Risikoen for smitte ved oversvømmelser i byer med spildevand er vurderet kvantitativt for to smitteveje, nemlig smitte som følge af regnbetingede overbelastninger af afløbssystemet og som følge af tilstopning af afløbssystemet. Der er højere risiko for infektion pr. eksponering ved tilstopning af afløbssystemet i tørvejr i forhold til overbelastning ved regnhændelser, hvilket gør tilstopning af afløbssystemet til en vigtigere smittevej end overbelastning ved regnhændelser. Koncentrationen af Giardia og Cryptosporidium er højere i spildevand end i drikkevand og overfladevand, men antallet af eksponeringer pr. år er kun estimeret til 15.000 og indtaget af vand pr. eksponering til 1 mL. Samlet vil der være mindre end én smittet pr. år via spildevandseksponering ved oversvømmelser i byer, og i almindelighed er det ikke en væsentlig kilde til infektioner med Giardia og Cryptosporidium.

Den kvantitative vurdering for rekreativ anvendelse af marint og fersk overfladevand er udført uden at medtage risikoen for smitte fra andre badende. Der er estimeret et samlet antal eksponeringer på 5 mio. pr. år med et indtag af vand på ca. 40 mL pr. gang. Risikoen for infektion pr. badning med Cryptosporidium er mindre end med Giardia, både fordi koncentrationen generelt er mindre og fordi Cryptosporidium er mindre infektiøs end Giardia. Flere bliver inficeret via saltvand end via ferskvand, på trods af at risikoen pr. eksponering er mindre. Dette skyldes, at antallet af badninger i saltvand er meget større end antallet af badninger i ferskvand. Ved blot to badninger i ferskvand pr. år vil man have en risiko for infektion med Giardia, der er højere end anbefalet af den amerikanske miljøstyrelse.

Beregningerne for rekreativ anvendelse af vandområder er mere usikre end for de øvrige scenarier. Det skyldes, at forekomsten af Giardia og Cryptosporidium i ferskvand er baseret på primært udenlandske kilder, mens forekomsten i

saltvand er baseret på en grov antagelse om fortynding af udledt, forurenset ferskvand i marine område.

Der findes ikke anvendelige undersøgelser om forekomst af Giardia og Cryptosporidium i bassinvand. Der er derfor opstillet en model for fækale uheld i svømmebade for at beregne udskillelse og henfald dynamisk, hver gang der tilledes Giardia og Cryptosporidium til bassinvandet. Fækale uheld sker flere gange om måneden i større svømmebade, primært i varmtvandsbassiner med børn.

Den største usikkerhed på beregningerne af risiko for infektion via svømmebassiner er prævalensen af personer, som udskiller (oo)cyster, i befolkningen. Den lave prævalens af Giardia og Cryptosporidium hos mennesker i Danmark medfører, at risikoen pr. badning typisk er under 10^{-4} . Dog er risikoen for en Cryptosporidium infektion i varme bassiner tæt på denne værdi. Modellen bekræfter, at måleprogrammer baseret på tilfældig prøveudtagning skal være meget omfattende for at kunne benyttes til at beregne forekomst af parasitter i svømmebade og peger på, at det specielt for Cryptosporidium vil være en bedre fremgangsmåde at undersøge vand fra returskylning af filtrene, hvis man skal få et indblik i hvor hyppigt fækalieuheld med Cryptosporidium forekommer

I kap. 5 blev det estimeret at 60.000 smittes med giardiasis hvert år i Danmark og 10.000 smittes med cryptosporidiose hvert år. I forhold til disse tal er antallet af smittede i tabel 12-1 lavt og udgør for Cryptosporidium 2%. Dette kan skyldes flere ting, herunder at det beregnede antal smittede er personer, der er direkte smittet via vand. Der er ikke indregnet de personer, som denne person vil smitte, dvs. sekundære cases. Ved vurderingen af de enkelte værdier er det også vigtigt at være opmærksom på, at de angivne værdier er gennemsnitsbetragtninger. Derudover kan de 2% være en faktor 2-10 højere pga. usikkerhed på beregningerne og på vurderingen af antal smittede pr. år i Danmark. Denne usikkerhedsfaktor er dog ikke udtryk for en formel beregning og vurdering, men et skøn.

På baggrund af de foreliggende data og udførte analyser, synes de fire scenarier ikke at være den primære smittevej i forhold til infektion med Giardia og Cryptosporidium. På den anden side rummer disse smitteveje potentiale for, at et meget stort antal personer kan blive smittet på én gang, f.eks. ved en forurening af vandforsyningen eller ved et udbrud i en svømmehal. Denne risiko er verificeret epidemiologisk i udlandet. Samtidigt er det dokumenteret, at risikoen for at blive inficeret ved de undersøgte transmissionsruter er høj sammenlignet med det, som den amerikanske miljøstyrelse har anbefalet som en tolerabel risiko i forbindelse med drikkevand.

13 Anbefalede undersøgelser

Projektet har identificeret en række områder hvor der er begrænset viden tilgængelig og hvor der er behov for yderligere undersøgelser, såfremt risikoanalyserne skal forbedres.

Vurderingen af forekomsten af Giardia eller Cryptosporidium i miljøet i Danmark er usikker. Der eksisterer som tidligere nævnt en række internationale undersøgelser, men det er uklart i hvor høj grad disse kan antages at være repræsentative for de særlige danske forhold. Derudover eksisterer der kun få undersøgelser af frekvens og risiko for egentlige forureningshændelser i miljøet.

Det er i dag uklart, hvor effektiv den danske vandbehandling og vandrensning er i forhold til fjernelse af Giardia cyster og Cryptosporidium oocyster. Vandbehandlingsmetoderne, der anvendes i Danmark, er i international sammenhæng specielle, hvilket især gælder for drikkevandsbehandlingen, og det er derfor svært at overføre de få udenlandske erfaringer, der findes på området, til danske forhold.

Der er behov for bedre undersøgelser af forekomst af Giardia og Cryptosporidium i badevand og svømmebade, herunder især varmtvandsbassiner, da beregningerne i denne undersøgelse viste en forholdsvis høj risiko forbundet med disse miljøer.

Hypigheden af defækeringer (fækale uheld) i svømmebassiner bør kortlægges nærmere, da der er en betydelig risiko forbundet med disse.

Datamaterialet omkring kildestyrken, dvs. udskillelsen af (oo)cyster fra inficerede mennesker og dyr er generelt meget usikkert. Vores viden omkring incidens og prævalens i befolkningen og andre væsentlige bærere er meget sparsom.

For at få en bedre registrering af forekomsten af infektioner med Giardia og Cryptosporidium bør de være anmeldelsespligtige for de laboratorier, der stiller diagnosen. Dette gør det muligt at få en årlig statistik og evt. afsløre geografisk lokaliserede udbrud og give en basislinie at vurdere fremtidig forekomst på. Laboratorieanmeldelser er meget nemme, fordi det kun kræver, at laboratoriet laver et elektronisk udtræk af sin database f.eks. hver 3. måned og sender det til Statens Serum Institut eller Sundhedsstyrelsen.

14 Konklusion

Der er gennemført kvalitative risikovurderinger for risikoen for smitte med Giardia og Cryptosporidium i 4 scenarier: drikkevand, oversvømmelser med spildevand i byer, rekreativ anvendelse af overfladevand og svømmebade.

Grundet for spinkelt datagrundlag har det ikke været muligt at gennemføre en kvantitativ risikovurdering for drikkevand. Der er i stedet udført en række kvalitative vurderinger. Den grundvandsbaserede vandforsyning kombineret med de typiske renseforanstaltninger medfører at der generelt er en lav risiko for infektion med protozoer i Danmark i det vand, der forlader vandværkerne. Der er dog mange små vandforsyninger (1-9 husstande) uden effektiv beskyttelse ligesom ledningsbrud i forsyningsnettet er ret hyppige. Begge dele kan give anledning til forekomst af protozoer i drikkevandet. Det vurderes at usædvanlige drifts- eller anlægsforhold kan medføre en risiko for infektion via drikkevand i afgrænsede boligområder. Længerevarende lokale forureninger vil blive påpeget via overvågningsprogrammer, mens effekten af korterevarende forureninger i forbindelse med ledningsbrud ikke er kendt.

Den kvantitative risikovurdering for oversvømmelser med spildevand i byer er baseret på indsamlede, målte data af koncentrationen af Giardia og Cryptosporidium og beregningerne er behæftet med relativt lav usikkerhed. Risikovurderingen tyder på, at denne smittevej er uvæsentlig.

Den kvantitative risikovurdering for rekreativ anvendelse af overfladevand er baseret på indsamlede, målte data af koncentrationen af Giardia og Cryptosporidium. Koncentrationerne er meget varierende og specielt for de marine vandområder yderligere behæftet med en væsentlig usikkerhed fordi de er baseret på grove antagelser om fortyndingsforhold langs danske kyster. Risikovurderingen tyder på, at badning og anden rekreativ anvendelse af vandområder er den væsentligste smittevej for Giardia.

Den kvantitative risikovurdering for svømmebassiner er derimod baseret på modelbetragtninger, da der ikke eksisterer målinger af koncentrationer af Giardia og Cryptosporidium under forureningsepisoder. Beregningerne skønnes som helhed ikke at være mere usikre end de beregninger, der er udført på rekreativ anvendelse af overfladevand. Beregningerne tyder på at svømmebade er den væsentligste smittevej for Cryptosporidium. Det gælder især spabade og andre varme bade.

Samlet set vurderes det at vandrelateret smitte - ved de fire udvalgte scenarier - udgør op til 2% af smittevejen for Cryptosporidium, mens tallet er mindre for Giardia. Der er dog tale om primære tilfælde, som efterfølgende kan medføre flere tilfælde ved direkte overførsel. Derudover kan de 2% være en faktor 2-10 højere pga. usikkerhed på beregningerne og på vurderingen af antal smittede pr. år i Danmark. Denne usikkerhedsfaktor er dog ikke udtryk for en formel beregning og vurdering, men et skøn.

Det tyder på, at andre smitteveje er dominerende i forhold til udbredelsen af de to protozoer. Samtidig er det i de kvantitative risikovurderinger påvist at der er en reel risiko for infektion pr. eksponering, der bl.a. overskrider den amerikanske miljøstyrelses anbefaling for drikkevand.

15 Ordliste

Ord	Ordforklaring
Asymptomatisk infektion	Infektion uden symptomer
Bovine	Kvæg
Cryptosporidiose	Cryptosporidium infektion
Ct-værdi	Koncentration * tid, der skal til at fjerne en vis procentdel
Cyster	Infektive stadier af Giardia
Defækere	Udskille fækalie
Excystering	Cellevæggen sprænges og trofozoiter eller sporozoiter frigives.
Giardiasis	Giardia infektion
Immunkompetente	Personer med normalt fungerende immunforsvar
Immunsupprimerede	Personer med nedsat immunforsvar
Incidens	Forekomst af nye tilfælde af en sygdom pr. tidsenhed
Infektiøs dosis	Lavest mulige dosis, som giver infektion
Oocyster	Infektive stadier af Cryptosporidium
(Oo)cyster	Fælles betegnelse for cyster og oocyster
Prævalens	Det totale antal syge af en sygdom til et givent tidspunkt i en bestemt population. Opgives i procenter pr. tidsenhed.
Reinfektion	Infektion igen af samme patogen
Selvbegrænsende	Symptomer forsvinder uden behandling
Seroprævalens	Prævalens af specifikke antistoffer hos en bestemt population
Trofozoiter	Aktive stadie, hvor der bl.a. sker fødeindtag

16 Referencer

Adam, R.D. (2001) The biology of *Giardia* spp. *Microbiological Reviews* **55** (4), 706-732.

Adeler, O. F., Grum, M., Kallesøe, B., and Harremoës, P. (2003) Kvantificering af sandsynligheder for fejl i regnvandsanlæg og gravandanlæg. Nr. 40. Miljøstyrelsen. Økologisk Byfornyelse og Spildevandsforskning.

Adeler, O. F., Grum, M., Kallesøe, B., and Harremoës, P. (2003) Industrielle fejlforbindelser i vandforsyningsnet. Nr. 41. Miljøstyrelsen. Økologisk Byfornyelse og Spildevandsforskning.

Albrechtsen, H.-J. (2003) Undersøgelse for patogener i udvalgte vandværker. Nr. 786. Miljøstyrelsen.

Alvarez-Pellitero, P. and Sitja-Bobadilla, A. (2002) *Cryptosporidium molnari* n. sp (Apicomplexa : Cryptosporidiidae) infecting two marine fish species, *Sparus aurata* L. and *Dicentrarchus labrax* L. *International Journal for Parasitology* **32** (8), 1007-1021.

Andersen, J. S. and Hald, T. (2001) Risikovurdering ved anvendelse af vandingskanoner til udspredding af gylle fortyndet med vand. Nr. 606. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet. Miljøprojekt.

Andersen, U.T. and Albrechtsen, H.-J. (2003) Mikrobielle drikkevandsforureninger i Danmark i 1996-1999. *danskVand* **71** (1), 24-31.

Anonym. (1996a) CDC release study linking water supply to last summer's outbreak in Worcester, MA. *Cryptosporidium Capsule* **1** (6), 7.

Anonym. (1996b) Over one hundred infected with *Cryptosporidium* in Ontario. *Cryptosporidium Capsule* **1** (6), 6.

Anonym. (1996c) *Cryptosporidium* outbreak in British Columbia, Canada. *Cryptosporidium Capsule* **1** (10), 1-3.

Anonym. (1996d) Largest *Cryptosporidium* outbreak ever reported in British Columbia, Canada. *Cryptosporidium Capsule* **1** (11), 1-3.

Anonym. (1996e) *Cryptosporidium* outbreaks between 1993 and 1994. *Cryptosporidium Capsule* **1** (6), 6-7.

Anonym. (1996f) Largest recreational water-borne outbreak. *Cryptosporidium Capsule* **1** (8), 10-11.

Anonym. (1996g) *Cryptosporidiosis* at a Californian water park. *Cryptosporidium Capsule* **1** (12), 5.

Anonym. (1996h) Largest reported water-borne outbreak of 1995. *Cryptosporidium Capsule* **1** (1), 7.

Anonym. (2003) Giardia and giardiasis.
<http://www.Leeds.ac.uk/civil/ceri/water/tphe/publicat/watsan/sandis/sandis21.pdf>. Accessed March 13 2003.

Arnbjerg-Nielsen, K., Hansen, L., Hasling, A. B., Clauson-Kaas, J., and Hansen, N. J. (2003a) Risikovurdering af anvendelse af opsamlet tagvand i private havebrug. Nr. 38. Miljøstyrelsen. Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning.

Arnbjerg-Nielsen, K., Hansen, L., Kjølholt, J., Stuer-Lauridsen, F., Hasling, A. B., Hansen, N. J., Stenström, T. A., Schönning, C., Westrell, T., Carlsen, A., and Halling-Sørensen, B. (2003b) Risikovurdering af anvendelse af lokalt opsamlet fækaliær i private havebrug. In Press. Miljøstyrelsen. Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning.

Atterholm, I., Castor, B., and Norlin, K. (1987) Cryptosporidiosis in southern Sweden. *Scandinavian Journal of Infectious Diseases* **19** 231-234.

Badenoch, J. (1995) *Cryptosporidium* in water supplies, Second report of the group of experts. London, UK, Department of the Environment, Department of Health, HMSO.

Barbeau, B., Payment, P., Coallier, J., Clement, B., and Prevost, M. (2000) Evaluating the risk of infection from the presence of *Giardia* and *Cryptosporidium* in drinking water. *Quantitative Microbiology* **2** (1), 37-54.

Barwick, R.S., Levy, D.A., Craun, G.F., Beach, M.J., and Calderon, R.L. (2000) Surveillance of waterborne-disease outbreaks--United States 1997-1998. *Morbidity and Mortality Weekly Report* **49** (SS04), 1-35.

Bastrup, J. U. and Vesterby, H. (1995) Pesticider og Vandværker. Delrapport nr. 1. Forureningstransport via utætte borer - Litteraturopsamling samt undersøgelseserfaringer. Miljøstyrelsen.

Beech, J.A. (1980) Estimated worst case trihalomethane body burden of a child using a swimming pool. *Medical Hypotheses* **6** 303-307.

Benzeguir, A.K., Capraru, T., Aust-Kettis, A., and Björkman, A. (1999) High frequency of gastrointestinal parasites in refugees and asylum seekers upon arrival in Sweden. *Scandinavian Journal of Infectious Diseases* **31** 79-82.

Beyer, T., Antikova, L., Gerbina, G., Sargaeva, V., and Sidorenko, N. (1990) Human cryptosporidiosis in Leningrad. *Med Parasitol.Parasit.Bolezni* **2** 45-48.

Bisted, Ole (Teknologisk Institut). 2002. Personlig kommunikation.

Blewett, D. A. (1988) Quantitative techniques in *Cryptosporidium* research. Angus, K. W. and Blewett, D. A. *Cryptosporidiosis. Proceedings of the First International Workshop*, 85-96. Edinburgh, September 7-8, 1988.

Blomqvist, S. and Ekegren, M.-J. (2002) *Cryptosporidier* trolig orsak till utbrott av mag-tarmsymtom efter bassängbad i Västerås. *EPI-aktuellt* **1** (38), 2-3.

Bodley-Tickell, A.T., Kitchen, S.E., and Sturdee, A.P. (2002) Occurrence of *Cryptosporidium* in agricultural surface waters during an annual farming cycle in lowland UK. *Water Research* **36** (7), 1880-1886.

- Borneff, J. (1979) Hygiejne. Georg Thieme Verlag, Stuttgart-New York.
- Brüsch, W., Stockmarr, J., Kelstrup, N., Platen-Hallemund, F. v., and Rosenberg, P. (2004) Pesticidforurennet vand i små vandforsyninger. 2004/9. GEUS, Miljøministeriet.
- Bugg, R.J., Robertson, I.D., Elliot, A.D., and Thompson, R.C.A. (1999) Gastrointestinal parasites of urban dogs in Perth, Western Australia. *Veterinary Journal* **157** 295-301.
- Casemore, D.P., Wright, S.E., and Coop, R.L. (1997) Cryptosporidiosis – human and animal epidemiology. In: Fayer, R. (ed), pp. 65-92, CRC Press.
- CDC. (2001) Prevalence of Parasites in Fecal Material from Chlorinated Swimming; Pools--United States, 1999. *Morbidity and Mortality Weekly Report* **50** (20), 410-412.
- Chalmers, R. (2000) Review of outbreaks of cryptosporidiosis in swimming pools. DWI 70/2/131. London, Drinking Water Inspectorate, Department of the Environment, Transport and the Regions.
- Christenson, B., Jacobson, B., Ryd, G., and Bergström, I.T. (1992) Giardiasis among children in day care centers in 2 northern communities of Stockholm. *Läkartidningen* **89** 763-764.
- Codex Committee on Food Hygiene. (1999) Codex Alimentarius Commission. Principles and Guidelines for the conduct of Microbiological Risk Assessment. joint FAO/WHO food standards programme. 32th session, Rome, Italy, 28 June - 3 July 1999.
- Cook, G.C. (1996) *Manson's Tropical Diseases.*, Saunders Company Ltd..
- Corso, P.S., Kramer, M.H., Blair, K.A., Addiss, D.G., Davis, J.P., and Haddix, A.C. (2003) Cost of illness in the 1993 waterborne *Cryptosporidium* outbreak, Milwaukee, Wisconsin. *Emerging Infectious Diseases* **9** (4), 426-431.
- Covello, V.T. and Merkhofer, M.W. (1993) *Risk Assessment Methods.*, Plenum Press, NY.
- COWI. Kommunalt samarbejde på spildevandsområdet. 2002.
- Crabtree, K.D., Gerba, C.P., Rose, J.B., and Haas, C.N. (1997) Waterborne Adenovirus: A risk assessment. *Water Science and Technology* **35** (11-12), 1-6.
- Craik, S.A., Finch, G.R., Bolton, J.R., and Belosevic, M. (2000) Inactivation of *Giardia muris* cysts using medium-pressure ultraviolet radiation in filtered drinking water. *Water Research* **34** (18), 4325-4332.
- Craun, G. F. (1998) *Giardia: Human health criteria document.* EPA-833-R-002, 1-292. Washington, DC., US EPA Office of Water.
- Current, W.L. and Garcia, L.S. (1991) Cryptosporidiosis. *Clinical Microbiology Reviews* **4** (3), 325-358.
- Dansk Standard. (1998a) Dansk Ingeniørforenings norm for almene vandforsyningsanlæg. DS 441.

Dansk Standard. (1988b) Dansk Ingeniørforenings norm for mindre ikke-almene vandforsyningsanlæg. DS 442.

Dansk Standard. (1996) Norm for svømmebadsanlæg. DS 477.

DANVA. (2002) Vandforsyningsstatistik 2001. Skanderborg, Dansk Vand- og Spildevandsforening.

Derouin, F., Eliaszewicz, M., Pouillot, R., and Roze, S. (2002) Rapport sur les infections à protozoaires liées aux aliments et à l'eau: evaluation scientifique des risques associés à *Cryptosporidium* sp. Paris, Agence Francaise de Securite Sanitaire des Aliments.

DIF Spildevandskomitéen. (1985) Tilladelige oversvømmelseshyppigheder i afløbssystemer.

DuPont H.L., Chappell C.L., Sterling C.R., Okhuysen P.C., Rose J.B. and Jakubowski W.M. (1995) The infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy volunteers. *New England Journal of Medicine* **332** (13), 855-859.

Eldblom, C., Maddox-Hyttel, C., and Enemark, H. (2003) Optimering og validering af metode til påvisning af *Cryptosporidium* og *Giardia* i drikkevand. Miljøprojekt Nr. 757. Miljøstyrelsen.

Enemark, H. L. *Cryptosporidium*. (2002) Studies of molecular characteristics and pathogenicity. Ph.D. thesis. DVM. KVL. Copenhagen, Denmark.

Engberg, J., Gerner-Smidt, P., Scheutz, F., Moller Nielsen, E., On, S.L.W., and Molbak, K. (1998) Water-borne *Campylobacter jejuni* infection in a Danish town - A 6-week continuous outbreak. *Clinical Microbiology and Infection* **4** (11), 648-656.

Faubert, G. (2000) Immune response to *Giardia duodenalis*. *Clinical Microbiology Reviews* **13** (1), 35-54.

Fayer, R., Trout, J.M., and Jenkins, M.C. (1998) Infectivity of *Cryptosporidium parvum* oocysts stored in water at environmental temperatures. *Journal of Parasitology* **84** (6), 1165-1169.

Fayer (ed.). (1997) *Cryptosporidium and cryptosporidiosis.*, CRC Press, Inc., New York, N.Y.

Fayer, R., Morgan, U., and Upton, S.J. (2000) Epidemiology of *Cryptosporidium*: transmission, detection and identification. *International Journal for Parasitology* **30** (12-13), 1305-1322.

Fayer, R., Trout, J.M., Xiao, L., Morgan, U., Lai, A.A., and Dubey, J.P. (2001) *Cryptosporidium canis* n.sp. from domestic dogs. *Journal of Parasitology* **87** (6), 1415-1422.

Fechem, R.G., Bradley, D.J., Garelick, H., and Mara, D. (1983) *Sanitation and Disease – Health Aspects of Excreta and Wastewater Management.*, John Wiley & Sons, Chicester, UK.

Fewtrell, L. and Bartram, J. (2001) *Water Quality – Guidelines, Standards and Health: Assessment of risk and risk management for water-related*

infectious disease. London, UK., WHO. IWA - Publishing.

Filice, F.P. (1952) Studies on the cytology and life history of *Giardia* from the laboratory rat. *Univ Cal Publ Zool* **57** 53-146.

Finch, G.R., Black, E.K., Gyurek, L., and Belosevic, M. (1993) Ozone inactivation of *Cryptosporidium parvum* in demand-free phosphate buffer determined by in vitro excystation and animal infectivity. *Applied and Environmental Microbiology* **59** (12), 4203-4210.

Fournier, S., Dubrou, S., Liguory, O., Gaussin, F., Santillana-Hayat, M., Sarfati, C., Molina, J.M., and Derouin, F. (2002) Detection of microsporidia, cryptosporidia and giardia in swimming pools: a one-year prospective study. *Fems Immunology and Medical Microbiology* **33** (3), 209-213.

Freire-Santos, F., Oteiza-López, A.M., Vergara-Castiblanco, C.A., and Ares-Mazás, M.E. (1999) Effect of salinity, temperature and storage time on mouse experimental infection by *Cryptosporidium parvum*. *Veterinary Parasitology* **87** 1-7.

Fricker, C.R. and Crabb, J.C. (1998) Water-borne cryptosporidiosis: detection methods and treatment options. *Advances in Parasitology* **40** 242-278.

Frost, F.J., Kunde, T.R., Muller, T.B., Craun, G.F., Katz, L.M., Hibbard, A.J., and Calderon, R.L. (2003) Serological responses to *Cryptosporidium* antigens among users of surface- vs. ground-water sources. *Epidemiology and Infection* **131** 1131-1138.

Furness, B.W., Beach, M.J., and Roberts, J.M. (2002) Giardiasis Surveillance --- United States, 1992--1997. *Morbidity and Mortality Weekly Report* **49** (SS07), 1-13.

Girdwood, R.W.A. and Smith, H.V. (1999) *Cryptosporidium*. In: Robinson, R., Batt, C., and Patel, P. (eds), pp. 487-497, Academic Press., London and New York.

Goldstein, S.T., Juranek, D.D., Ravenholt, O., Hightower, A.W., Martin, D.G., Mesnik, J.L., Griffiths, S.D., Bryant, A.J., Reich, R.R., and Herwaldt, B.L. (1996) Cryptosporidiosis: an outbreak associated with drinking water despite state-of-the-art water treatment. *Annals of Internal Medicine* **124** 459-468.

Gravesen, John. (2002) Personlig kommunikation.

Gregory, R. (2002) Bench-marking pool water for coping with *Cryptosporidium*. *Journal of Environmental Health Research* **1** (1), 11-18.

Guyonnet, J.P. and Claudet, J. (2002) Epidémie de gastro-entérite aiguë à *Cryptosporidium* liée à la pollution des eaux d'alimentation de la ville de Sète. *Technique Science Méhodes* **97** (19), 23-29.

Gyorkos, T.W., MacLean, J.D., Serhir, B., and Ward, B. (2003) Prevalence of parasites in Canada and Alaska. In: Akuffo, H. and et al. (eds), Taylor & Francis, London and New York.

- Haas, C.N. (1983a) Effect of effluent disinfection on risks of viral disease transmission via recreational exposure. *J Water Pollution Control Federation* **55** 1111-1116. Citeret af: WHO. (2002) Guidelines for safe recreational-water environments. Volume 2: Swimming pools, spas, and similar recreational water elements.
- Haas, C.N. (1983b) Estimation of risk due to low doses of microorganisms: a comparison of alternative methodologies. *American Journal of Epidemiology* **118** 573-582.
- Haas, C.N., Crockett, C.S., Rose, J.B., Gerba, C.P., and Fazil, A.M. (1996) Assessing the risk posed by oocysts in drinking water. *Journal American Water Works Association* **88** (9), 131-136.
- Hald, T. and Andersen, J. S. (2003) Risikovurdering vedrørende anvendelse af urin fra urin separerende toiletter som gødning. Dansk Zoonosecenter, Danmarks Fødevarer- og Veterinærforskning. Miljøstyrelsen. In Press.
- Hancock, C.M., Rose, J.B., and Callahan, M. (1998) *Cryptosporidium* and *Giardia* in US groundwater. *Journal American Water Works Association* **90** (3), 58-61.
- Hansen, A. and Stenström, T. A. (1998) Kartlægning av *Giardia* och *Cryptosporidium* i svenska ytvattentäkter. Stockholm, Smittskyddsinstitutet och Livsmedelsverket.
- Harter, T. and Wagner, S. (2000) Colloid transport and filtration of *Cryptosporidium parvum* in sandy soils and aquifer sediments. *Environmental Science and Technology* **34** (1), 62-70.
- Hasling, A.B., Arnbjerg, K., Hansen, L. (2003) Vurdering af konsekvenser af forslaget til nyt badevandsdirektiv fra EU, dateret 24.10.2002. Miljøprojekt nr. 849. Miljøstyrelsen.
- Henriksen, S.A. and Krogh, H.V. (1985) Bovine Cryptosporidiosis in Denmark. 1. Prevalence, Age Distribution, and Seasonal variation. *Nordisk Veterinær Medicin* **37** 34-41.
- Henze, Mogens (Miljø & Ressourcer DTU). (2002) Personlig kommunikation.
- Hijjawi, N.S., Meloni, B.P., Ryan, U.M., Olson, M.E., and Thompson, R.C.A. (2002) Successful in vitro cultivation of *Cryptosporidium andersoni*: evidence for the existence of novel extra cellular stages of in the life cycle and implications for the classification of *Cryptosporidium*. *International Journal for Parasitology* **32** 1719-1726.
- Holten-Andersen, W., Gerstoft, J., Henriksen, S.A., and Pedersen, N. (1984) Prevalence of *Cryptosporidium* among patients with acute enteric infection. *J Infect* **9** 277-282.
- Hunter, P.R. and Nichols, G. (2002) Epidemiology and clinical features of *Cryptosporidium* infection in immunocompromised patients. *Clinical Microbiology Reviews* **15** (1), 145-154.
- Hörman, A., Korpela, H., Sutinen, J., Wedel, H., Hänninen, M-L. (2004) The importance of *Cryptosporidium* spp. and *Giardia* spp. as human

enteropathogens in the Nordic and Baltic countries. Proceedings IWA World Water Congress and Exhibition. Marrakech, Morocco, 19-24 September 2004. CD-Rom nr. 26888.

Iburg, T., Gasser, R.B., and Henriksen, S.A. (1996) First record of *Giardia* in cattle in Denmark. *Acta Veterinaria Scandinavica* **37** (3), 337-341.

Karanis, P., Papadopoulou, C., Kimura, A., Economou, E., Kourenti, C., and Sakkas, H. (2002) *Cryptosporidium* and *Giardia* in natural, drinking, and recreational water of Northwestern Greece. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* **30** (1), 49-58.

Korich, D.G., Mead, J.R., Madore, M.S., Sinclair, M.I., and Sterling, C.R. (1990) Effects of ozone, chlorine dioxide, chlorine, and monochloramine on *Cryptosporidium parvum* oocyst viability. *Applied and Environmental Microbiology* **56** (5), 1423-1428.

Kramer, M.H., Herwaldt, B.L., Craun, G.F., Calderon, R.L., and Juranek, D.D. (1996) Waterborne disease: 1993 and 1994. *Journal American Water Works Association* **88** (3), 66-80.

Kyrönseppä, H. (1993) The occurrence of human intestinal parasites in Finland. *Scandinavian Journal of Infectious Diseases* **25** 671-673.

Københavns Energi. (2002) www.ke.kk.dk.

Københavns Vand. (1997) Årsberetning.

Københavns Vand. (2000) Årsberetning og grønt regnskab.

Laine, J.M., Démotier, S., Odeh, K., Schön, W., and Charles, P. (2002) Risk assessment for drinking water production: assessing the potential risk due to the presence of *Cryptosporidium*. *Water Supply* **2** (3), 55-63.

Laursen, E., Mygind, O., Rasmussen, B., and Rønne, T. (1994) Gastroenteritis: a waterborne outbreak affecting 1600 people in a small Danish town. *Journal of Epidemiology and Community Health* **48** 453-458.

LeChevallier, M.W., Norton, W.D., and Lee, R.G. (1991) *Giardia* and *Cryptosporidium* spp. in filtered drinking water supplies. *Applied and Environmental Microbiology* **57** 2617-2621.

Ledin, A., Auffarth, K. P. S., Boe-Hansen, R., Eriksson, E., Albrechtsen, H.-J., Baun, A., and Mikkelsen, P. S. (2004) Brug af regnvand opsamlet fra tage og befæstede arealer. *Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning* Nr. 48. Miljøstyrelsen.

Lengerich, E.J., Addiss, D.G., and Juranek, D.D. (1994) Severe giardiasis in the United States. *Clinical Infectious Diseases* **18** 760-763.

Levy, D.A., Bens, M.S., Craun, G.F., Calderon, R.L., and Herwaldt, B.L. (1998) Surveillance for waterborne-disease outbreaks--United States, 1995-1996. *Morbidity and Mortality Weekly Report* **47** (SS-05), 1-34.

Linden, K.G., Shin, G.A., Faubert, G., Cairns, W., and Sobsey, M.D. (2002) UV disinfection of *Giardia lamblia* cysts in water. *Environmental Science and Technology* **36** (11), 2519-2522.

MacKenzie, W.R., Hoxie, N.J., Proctor, M.E., Gradus, M.G., Blair, K.A., Peterson, D.E., Kazmierczak, J.J., Addiss, D.G., Fox, K.R., Rose, J.B., and Davis, J.P. (1994) A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply. *New England Journal of Medicine* **331** (1), 161-167.

MacKenzie, W.R., Kazmierczak, J.J., and Davis, J.P. (1995) An outbreak of cryptosporidiosis associated with a resort swimming pool. *Epidemiology and Infection* **115** (3), 545-553.

Marcic, A., Potyka, J., Siegfriedt, D., and Höller, C. (2000) Toddlers and small children: a source for cryptosporidia in swimming pools. 1st. World Water Congress of the International Water Association. Paris.

Mayer, C.L. and Palmer, C.J. (1996) Evaluation of PCR, nested PCR, and fluorescent antibodies for detection of *Giardia* and *Cryptosporidium* species in wastewater. *Applied and Environmental Microbiology* **62** (6), 2081-2085.

McLauchlin, J., Pedraza-Diaz, S., Amar-Hoetzer, C., and Nichols, G.L. (1999) Genetic characterization of *Cryptosporidium* strains from 218 patients with diarrhea diagnosed as having sporadic cryptosporidiosis. *Journal of Clinical Microbiology* **37** 3153-3158.

Mead, P., Slutsker, L., and Dietz, V. (1999) Food-related illness and death in the United States. *Emerging Infectious Diseases* **5** 607-625.

Medema, G.J. and Schijven, J.F. (2001) Modelling the sewage discharge and dispersion of *Cryptosporidium* and *Giardia* in surface water. *Water Research* **35** (18), 4307-4316.

Miljø- og Energiministeriet. (2001) Bekendtgørelse nr. 871 af 21.9.2001 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg.

Miljøkontrollen. (2002) Personlig kommunikation.

Miljøministeriet. (1980) Bekendtgørelse nr. 4 af 4.1.1980 om udførelse af boringer efter grundvand (historisk).

Miljøministeriet. (1988) Bekendtgørelse om vandkvalitet i svømmebassiner. 195.

Miljøministeriet. (2002a) Bekendtgørelse nr. 672 af 26.7.2002 om udførelse og sløjfning af boringer og brønde på land (Gældende).

Miljøministeriet. (2002b) Bekendtgørelse nr. 604 af 15.7.2002 om erhvervsmæssigt dyrehold, husdyrgødning, ensilage m.v. (Gældende).

Miljøstyrelsen. (2002) Pesticider og vandværker. Udredningsprojekt om BAM-forurening. Hovedrapport. Miljøprojekt Nr. 732. Miljøstyrelsen.

Miller R.A., Bronsdon M.A. & Morton, W.R. (1986) Determination of the infectious dose of *Cryptosporidium* and the influence of inoculum size on disease severity in a primate model. Annual Meeting of American Society of Microbiologists. Washington, D.C., 23-28 March, p. 49. (Citeret i McFeters GA. (1990) *Drinking Water Microbiology*. Springer-Verlag, New York Inc.)

- Morgan-Ryan, U.M., Fall, A., Ward, L.A., Hijjawi, N., Sulaiman, I., Fayer, R., Thompson, R.C.A., Olson, M., Lal, A., and Xiao, L. (2002) *Cryptosporidium hominis* n. sp. (Apicomplexa: Cryptosporidiidae) from *Homo sapiens*. *Journal of Eukaryotic Microbiology* **49** 433-440.
- Morgan, D., Allaby, M., Crook, S., Casemore, D., Healing, T.D., Soltanpoor, N., Hill, S., and Hooper, W. (1995) Waterborne cryptosporidiosis associated with a borehole supply. *Commun Dis Rep CDC Rev* **5** R93-R97.
- Morgan, U., Xiao, L., Fayer, R., Altaf, A., and Thompson, R.C.A. (1999) Variation in *Cryptosporidium*: towards a taxonomic revision of the genus. *International Journal for Parasitology* **29** (11), 1733-1751.
- Moulton-Hancock, C., Rose, J.B., Vasconcelos, G.J., Harris, S.I., Klonicki, P.T., and Sturbaum, G.D. (2000) *Giardia* and *Cryptosporidium* occurrence in groundwater. *Journal American Water Works Association* **92** (9), 117-123.
- Mølgaard, K., Nickelsen, C., and la Cour Jansen, J. (2002) Hygiejnisk kvalitet af spildevand fra offentlige renselanlæg. Miljøprojekt Nr. 684. Miljøstyrelsen.
- Nash, T.E., Herrington, D.A., Losonsky, G.A., and Levine, M.M. (1987) Experimental human infections with *Giardia lamblia*. *Journal of Infectious Diseases* **156** (6), 974-983.
- Nieminski, E.C. and Ongerth, J.E. (1995) Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by conventional treatment and direct filtration. *Journal American Water Works Association* **87** (9), 96-106.
- O'Donoghue, P.J. (1995) *Cryptosporidium* and cryptosporidiosis in man and animals. *International Journal for Parasitology* **25** (2), 139-195.
- O'Handley, R.M., Olson, M.E., Fraser, D., Adams, P., and Thompson, R.C.A. (2000) Prevalence and genotypic characterisation of *Giardia* in dairy calves from Western Australia and Western Canada. *Veterinary Parasitology* **90** 193-200.
- Okhuysen, P.C., Chappell, C.L., Sterling, C.R., Jakubowski, W.M., and DuPont, H.L. (1998) Susceptibility and serologic response of healthy adult to reinfection with *Cryptosporidium parvum*. *Infection and Immunity* **66** (2), 441-443.
- Olson, M.E., Goh, J., Phillips, M., Guselle, N., and McAllister, T.A. (1999) *Giardia* cyst and *Cryptosporidium* oocyst survival in water, soil, and cattle feces. *Journal of Environmental Quality* **28** (6), 1991-1996.
- Olson, M.E., Ceri, H., and Morck, D.W. (2002) *Giardia* immunoprophylaxis and immunotherapy. In: *Giardia The cosmopolitan parasite*. Olson, B.E., Olson, M.E., and Wallis, P.M. (eds), CABI Publishing.
- Ortega, Y.R. and Adam, R.D. (1997) *Giardia*: overview and update. *Clinical Infectious Diseases* **25** 545-550.
- Ottoson, J. and Stenström, T.A. (2003) Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Research* **37** 645-655.
- Patania, N. L., Jacangelo, J.G., Cummings, L., Wilczak, A., Riley, K., and Oppenheimer, J. Optimization of filtration for cyst removal. Final report.

1995. Denver, Co., AWWARF.

Payment, P. and Franco, E. (1993) *Clostridium perfringens* and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking water treatment for viruses and protozoan cysts. *Applied and Environmental Microbiology* **59** 2418-2424.

Pedersen, C., Danner, S., Lazzarin, A., Glauser, M.P., Weber, R., Katlama, C., Barton, S.E., and Lundgren, J.D. (1996) Epidemiology of cryptosporidiosis among European AIDS patients. *Genitourinary Medicine* **72** (2), 128-131.

Petersen, Eskild (Statens Serum Institut). (2003) Personlig kommunikation.

Pickering, L.K., Woodward, W.E., DuPont, H.L., and Sullivan, P. (1984) Occurrence of *Giardia lamblia* in children in day care centers. *J Pediatr* **104** 5226.

Pouillot, R., Beaudeau, P., Roze, S., and Derouin, F. (2002) Evaluation quantitative du risque sanitaire lié à la présence de *Cryptosporidium* sp. dans l'eau distribuée. afssa, Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments.

Quílez, J., Sánchez-Acedo, C., del Cacho, E., Clavel, A., and Causapé, A.C. (1996) Prevalence of *Cryptosporidium* and *Giardia* infections in cattle in Aragón (northeastern Spain). *Veterinary Parasitology* **66** 139-146.

Ravn, P., Lundgren, J.D., Kjaeldgaard, P., Holten-Andersen, W., Højlyng, N., Nielsen, J.O., and Gaub, J. (1991) Nosocomial outbreak of cryptosporidiosis in AIDS patients. *British Medical Journal* **302** 277-280.

Rendtorff, R.C. and Holt, C.J. (2000) The experimental transmission of human intestinal protozoan parasites, IV. Attempts to transmit *Entamoeba coli* and *Giardia lamblia* cysts by water. *American Journal of Hygiene* **60** 327-338.

Ribas, F., Bernal, A., and Perramon, J. (2000) Elimination of *Giardia* cysts, *Cryptosporidium* oocysts, turbidity and particles in a drinking water treatment plant with clarification and double filtration. *Water Science and Technology* **41** (7), 203-211.

Robertson, L.J., Campbell, A.T., and Smith, H.V. (1992) Survival of oocysts of *Cryptosporidium parvum* under various environmental pressures. *Applied and Environmental Microbiology* **58** 3494-3500.

Robertson, L.J., Campbell, A.T., and Smith, H.V. (1993) In vitro excystation of *Cryptosporidium parvum*. *Parasitology* **106** 13-19.

Robertson, L.J., Paton, C.A., Campbell, A.T., Smith, H.V., and Smith, P.G. (1995) Removal and destruction of *Giardia* cysts by sewage treatment processes. In: *Protozoan parasites and water*. Betts, W.B., Casemore, D., Fricker, C.R., Smith, H., and Watkins, J. (eds), pp. 235-237, The Royal Society of Chemistry, Thomas Graham House, Science Park, Cambridge.

Robertson, L. J. and Gjerde, B. (2000) *Cryptosporidium* og *Giardia* i drikkevasskjelder i Noreg. SNT - Rapport 6. SNT.

Rose, J.B., Haas, C.N., and Regli, S.E. (1991) Risk assessment and control of waterborne giardiasis. *American Journal of Public Health* **81** (6), 709-713.

- Rose, J.B., Dickson, L.J., Farrah, S.R., and Carnahan, R.P. (1996) Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a full-scale water reclamation facility. *Water Research* **30** (11), 2785-2797.
- Rose, J.B., Huffman, D.E., and Gennaccaro, A. (2002) Risk and control of waterborne cryptosporidiosis. *Microbiological Reviews* **26** 113-123.
- Ruffell, K.M., Rennecker, J.L., and Mariñas, B.J. (2000) Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts with chlorine dioxide. *Water Research* **34** (3), 868-876.
- Schmidt, K. (1995) WHO surveillance programme for control of foodborne infections and intoxications in Europe. Sixth report, 1990-1992. Berlin, BgVV.
- Shaw, K., Walker, S., and Koopman, B. (2000) Improving filtration of *Cryptosporidium*. *Journal of the American Water Works Association* **92** (11), 103-111.
- Slifko, T.R., Smith, H.V., and Rose, J.B. (2000) Emerging parasite zoonoses associated with water and food. *International Journal for Parasitology* **30** (12-13), 1379-1393.
- Soave, R. and Armstrong, D. (1986) *Cryptosporidium* and cryptosporidiosis. *Review of Infectious Diseases* **8** (6), 1012-1023.
- Solo-Gabriele, H. (1996) US outbreaks of cryptosporidiosis. *Journal American Water Works Association* **88** (9), 76-86.
- States, S., Stadterman, K., Ammon, L., Vogel, P., Baldizar, J., Wright, D., Conley, L., and Sykora, J. (1997) Protozoa in river water: sources, occurrence and treatment. *Journal American Water Works Association* **89** (9), 74-83.
- Statistikbanken. (2003) www.statistikbanken.dk (BOL2 og BYGB3)
- Stenkamp, V.S. and Benjamin, M.M. (1994) Effect of iron coating on sand filtration. *Journal American Water Works Association* **86** (8), 37-50.
- Stenström, T. A., Boisen, F., Georgsson, F., Lahti, K., Lund, V., Andersson, Y., and Ormerod, K. (1994) Vattenburna infektioner i Norden. TemaNord Nr. 585. København, Nordisk Ministerråd.
- Stenström, T.A., Ashbolt, N.J., Perment, P.-A., and Ragnell, T. (2002) Här smittades över 500. *Smittskydd* (5), 21-24.
- Sulaiman, I.M., Xiao, L., Yang, C., Escalante, L., Moore, A., Beard, C.B., Arrowood, M.J., and Lal, A.A. (1998) Differentiating human from animal isolates of *Cryptosporidium parvum*. *Emerging Infectious Diseases* **4** (4), 681-685.
- Svanteson, B., Thoren, A., Castor, B., Barkenius, G., Berdahl, U., Tufvesson, B., Hansson, H.B., Möllby, R., and Juhlin, I. (1988) Acute diarrhoea in adults: aetiology, clinical appearance and therapeutic aspects. *Scandinavian Journal of Infectious Diseases* **20** 303-314.
- Svensson, R.M. (1935) Studies of human intestinal protozoa. Medical Thesis. *Acta Medica Scandinavica* **LXX** 1-115.

Svenungsson, B., Lagergren, Å., Ekwall, E., Evengård, B., Hedlund, K.O., Kärnell, A., Löfdahl, S., Svensson, L., and Weintraub, A. (2000) Enteropathogens in adult patients with diarrhea and healthy control subjects: A 1-year prospective study in a Swedish clinic for infectious diseases. *Clinical Infectious Diseases* **30** 770-778.

Svärd, S. (2002) Här smittades över 500 – nu behöver baden förbättra rutinerna. *Smittskydd* **5** 21-25.

Svärd, S., Ljungström, I., and Wahlgren, M. (2003) Prevalence of human parasites and parasitic infections in Denmark, Finland, Norway and Sweden. In: *Parasites of the colder climates*. Akuffo, H. et al. (eds), Taylor & Francis, London and New York.

Tamburrini, A. and Pozio, E. (1999) Long-term survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts in seawater and in experimentally infected mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *International Journal for Parasitology* **29** (5), 711-715.

Telliard, W. A. (2001) Method 1623: *Cryptosporidium* and *Giardia* in Water by filtration/IMS/FA. EPA-821-R-01-025. Office of Water, U.S. EPA.

Tenter, A.M., Barta, J.R., Beveridge, I., Duszynski, D.W., Melhorn, H., Morrison, D.A., Thompson, R.C.A., and Conrad, P.A. (2002) The conceptual basis for a new classification of the coccidia. *International Journal for Parasitology* **32** 595-616.

Teunis, P. F. M., van der Heijden, O. G., van der Giessen, J. W. B., and Havelaar, A. H. (1996) The dose-response relation in human volunteers for gastro-intestinal pathogens. Report 284550 002. Bilthoven, the Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment.

Thompson, R.C.A., Benson, J.W., and Wright, P.A. (1987) Two year study of *Cryptosporidium* infection. *Arch Dis Child* **62** (6), 559-563.

Thompson, R.C.A. (1994) *Giardia lamblia* in children and the child care setting: a review of the literature. *J Paed Child Health* **30** 202-209.

Thompson, R.C.A. (2000) Giardiasis as a re-emerging infectious disease and its zoonotic potential. *International Journal for Parasitology* **30** (12), 1259-1268.

Twort, A.C., Law, F.M., and Crowley, F.W. (1985) *Water supply*, 3rd ed. Edward Arnold.

Tzipori, S. and Griffiths, J.K. (1998) Natural history and biology of *Cryptosporidium parvum*. *Advances in Parasitology* **40** 5-36.

Ungar, B.L., Soave, R., Fayer, R., and Nash, T.E. (1986) Enzyme immunoassay detection of immunoglobulin M and G antibodies to *Cryptosporidium* in immunocompetent and immunocompromised persons. *Journal of Infectious Diseases* **153** (3), 570-578.

US EPA. (1998) Ambient water quality criteria derivation methodology human health. Technical support document. Final draft. www.epa.gov/waterscience/humanhealth/awqc-tsd.pdf.

Warnecke, M., Weir, C., and Vessey, G. (2003) Evaluation of an internal positive control for *Cryptosporidium* and *Giardia* testing in water samples. *Letters in Applied Microbiology* **37** (3), 244-248.

WHO. (1996) The world health report. Geneva, World Health Organization.

WHO. (2000) Guidelines for safe recreational-water environments. Vol. 2: Swimming pools, spas and similar recreational-water environments. Final draft.

WHO. (2001) Bathing water Quality and Human Health. Protection of the Human Environment Water Sanitation and Health, Geneva, 2001. WHO/SDE/WSH/01.2. Geneva.

WHO. (2003) Guidelines for drinking water quality, Third edition. Draft. Chapter 7. Microbial aspects.

Wiedenmann, A. (1997) A simple procedure for an exact evaluation of the sensitivity of the selective detection of viable *Cryptosporidium* oocysts by invitro excystation and PCR. Fricker, C. R., Clancy, J. L., and Rochelle, P.A. (eds.). Proceedings of the International Symposium on Waterborne *Cryptosporidium*. March 1997, Newport Beach, CA, USA. Denver, CO, American Water Works Association, 109-114.

Xiao, L. and Herd, R.P. (1994) Infection pattern of *Cryptosporidium* and *Giardia* in calves. *Veterinary Parasitology* **55** 257-262.

Xiao, L., Morgan, U.M., Limor, J., Excalante, L., Arrowood, M.J., Shulaw, W., and Thompson, R.C.A. (1999) Genetic diversity within *Cryptosporidium parvum* and related *Cryptosporidium* species. *Applied and Environmental Microbiology* **65** 3386-3391.

Xiao, L., Morgan, U.M., and Fayer, R. (2000) *Cryptosporidium* systematics and implications for public health. *Parasitology Today* **16** 287-292.

1 Liste over tilsvarende udenlandske risikovurdering

Anderson MA, Stewart MH, Yates MV, Gerba C.P. (1998) Modeling the impact of body-contact recreation on pathogen concentrations in a source drinking water reservoir. *Water Research* **32** (11), 3293-3306.

Barbeau B, Payment P, Coallier J, Clement B, Prevost M. (2000) Evaluating the risk of infection from the presence of Giardia and Cryptosporidium in drinking water. *Quantitative Microbiology* **2** (1), 37-54.

Charles P, Merchat M, Laine JM, Montiel A, De Roubin MR, Rouquet V. (2001) Risk assessment of Cryptosporidium in the Seine catchment area. *Techniques Sciences Méthodes Génie Urbain - Génie Rural* (3), 51-56.

Fewtrell L, Macgill SM, Kay D, Casemore D. (2001) Uncertainties in risk assessment for the determination of drinking water pollutant concentrations: Cryptosporidium case study. *Water Research* **35** (2), 441-447.

Fewtrell L, Bartram J. 2001. *Water Quality - Guidelines, Standards and Health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. WHO. IWA – Publishing, London, UK.

Gale P. (2000) Risk assessment model for a waterborne outbreak of cryptosporidiosis. *Water Science and Technology* **41** (7), 1-7.

Gale P, van Dijk PAH, Stanfield G. (1997) Drinking water treatment increases micro-organism clustering; The implications for microbiological risk assessment. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua* **46** (3), 117-126.

Hald T, Andersen J S. (2002) Risikovurdering vedrørende anvendelse af urin fra urin separerende toiletter som gødning. 1-64. Dansk Zoonosecenter, Danmarks Veterinærinstitut. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt.

Haas CN. (2000) Epidemiology, Microbiology, and Risk Assessment of Waterborne Pathogens Including Cryptosporidium. *J. Food. Prot.* **63** (6), 827-831.

Haas CN, Eisenberg J. (2001) Risk assessment. In: Fewtrell L, Bartram J. (eds.), *Water Quality Guidelines, Standards and Health*. WHO. pp. 161-183.

Jolis D, Pitt P, Hirano R. (1999) Risk assessment for Cryptosporidium parvum in reclaimed water. *Water Research* **33** (13), 3051-3055.

- Laine JM, Démotier S, Odeh K, Schön W, Charles P. (2002) Risk assessment for drinking water production: assessing the potential risk due to the presence of *Cryptosporidium*. *Water Supply* **2** (3), 55-63.
- Macgill SM, Fewtrell L, Kay D. (2000) Towards quality assurance of assessed waterborne risks. *Water Research* **34** (3), 1050-1056.
- Medema GJ, Teunis PFM, Gornik V, Havelaar AH, Exner M. (1995) Estimation of the *Cryptosporidium* infection risk via drinking water. In: Betts WB, Casemore D, Fricker CR, Smith H, Watkins J. (eds.), pp. 53-56, The Royal Society of Chemistry, Thomas Graham House, Science Park, Cambridge.
- Morris BL, Foster SSD. (2000) *Cryptosporidium* contamination hazard assessment and risk management for British groundwater sources. *Water Science and Technology* **41** (7), 67-77.
- Pouillot R, Beaudeau P, Roze S, Derouin F. (2002) Evaluation quantitative du risque sanitaire lié à la présence de *Cryptosporidium* sp. dans l'eau distribuée. 1-57. afssa, Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments. Documents associé au rapport sur les infections à protozoaires liées aux aliments et à l'eau: évaluation scientifique des risques associés à *Cryptosporidium* sp.
- Poulton M J, Colbourne J S, Rose J B. (1992) *Cryptosporidium* monitoring in the UK and risk assessment. Toronto, Ont., AWWA WQTC.
- Rose JB. (1997) Environmental ecology of *Cryptosporidium* and public health implications. *Ann Rev Public Health* **18** 135-161.
- Rose JB, Dickson LJ, Farrah SR, Carnahan RP. (1996) Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a full-scale water reclamation facility. *Water Research* **30** (11), 2785-2797.
- Rose JB, Haas CN, Regli SE. (1991) Risk assessment and control of waterborne giardiasis. *American Journal of Public Health* **81** (6), 709-713.
- Schlosser O, Grall D, Laurenceau MN. (1999) Intestinal parasite carriage in workers exposed to sewage. *European Journal of Epidemiology* **15** (3), 261-265.
- Szewzyk U, Szewzyk R, Manz W, Schleifer KH. (2000) Microbiological safety of drinking water. *Annual Review of Microbiology* **54** 81-127.
- Teunis PFM, Medema GJ, Kruidenier L, Havelaar AH. (1997) Assessment of the risk of infection by *Cryptosporidium* or *Giardia* in drinking water from a surface water source. *Water Research* **31** (6), 1333-1346.

1 Analysemetoder

Parasitære protozoer forekommer som regel i lave koncentrationer i miljøet og lader sig i modsætning til bakterier vanskeligt opkoncentrere til målbare mængder i laboratoriet. (Oo)cyster befinder sig i sedimentet eller suspenderet i vandfasen. Metoder til påvisning er baseret på opkoncentrering af (oo)cyster fra store mængder vand efterfulgt af forskellige teknikker til separation af organismerne fra prøvematerialet, detektion og kvantitering. De fleste teknikker omfatter en eller anden form for mikroskopi. Undersøgelse af viabilitet, bestemmelse af infektivitet ved inokulation i mus eller cellekultur samt artsidentifikation ved molekylær typning kræver i de fleste tilfælde undersøgelse af dobbeltprøver, idet (oo)cysterne går til grunde og DNA'et destrueres under den kvantitative undersøgelse.

Påvisning af protozoer i vand- og miljøprøver er generelt problematisk og de fleste metoder har en meget lav samt variabel genfindelsesprocent. Flere faktorer herunder vandkvalitet og (oo)cysternes alder kan have indflydelse på genfindelsesprocenten, hvilket komplicerer sammenligning af resultater fra forskellige laboratorier. Området er genstand for stor forskningsaktivitet og flere teknikker er under udvikling. I det følgende omtales primært de mest almindeligt anvendte teknikker.

1.1 KONCENTRATION AF *CRYPTOSPORIDIUM* OG *GIARDIA* FRA VANDPRØVER

1.2 PATRONFILTRERING

Patronfiltrering er den ældste metode til koncentrering af *Cryptosporidium* og *Giardia* fra vandprøver. Ved denne metode filtreres 100-1000 l vand, med en flowhastighed på 1-5 l pr. min., gennem et polypropylen-filter med en porrestørrelse på 1 mm. Filteret klippes i mindre stykker, opfanget materiale frigøres ved vask, enten vha. håndkraft eller en stomacher, og koncentrerer yderligere ved centrifugering.

Genfindelse (*Cryptosporidium*): 14-44% (Musical et al., 1987); <1-30% (Ongerth & Stibbs, 1987; Clancy et al., 1994; Shepherd & Wyn-Jones, 1996).

Fordele: forholdsvis enkel metode, relativt billig, kan anvendes til prøver med et højt partikulært indhold.

Ulemper: lav og variabel sensitivitet, filtreringsudstyret er primært anvendeligt på vandværker.

1.2.1 Membranfiltrering

Ved membranfiltrering filtreres vandprøverne (10-40 l) gennem store "flad-bed" filtre (2 mm polycarbonat membraner eller 1.2 mm cellulose-acetat membraner) (udviklet af Ongerth & Stibbs, 1987). Opfanget materiale

skræbes/ vaskes af filtrene og koncentrerer yderligere ved centrifugering. En modifikation af denne teknik er under DS godkendelse og har, kombineret med immunomagnetisk separation (IMS) og immunofluorescens antistof detektion (IFA), været anvendt i danske undersøgelser af protozoeforekomsten i drikke- og spildevand (Albrechtsen, 2003; Mølgaard et al., 2002). Lignende teknikker benyttes i USA og UK til lovpligtig undersøgelse af drikkevand for *Cryptosporidium* og *Giardia*. I henhold til United States Environmental Protection Agency's metode 1623 undersøges 10 liters vandprøver vha. filtrering under anvendelse af et kapsel filter, IMS og IFA

Genfindelse: 9% for *Cryptosporidium*, 49% for *Giardia* (Nieminski et al., 1995). 30-40% samt 50-67% for hhv. *Cryptosporidium* og *Giardia* (Shepherd & Wyn-Jones, 1996). Validering af den danske metode viste en gennemsnitlig genfindelse på hhv. 37-39% for *Cryptosporidium* og 42-53% for *Giardia* i forskellige rentvandstyper, mens genfindelsen i forskellige typer råvand var 0-3% og 55-62% for hhv. *Cryptosporidium* og *Giardia*.

I henhold til EPA's metode 1623 accepteres en gennemsnitlig genfindelse på 13-111% for *Cryptosporidium* og 15-118% for *Giardia*. Undersøgelse af prøver fra 87 forskellige vandværker viste en genfindelsesprocent på hhv. 20-60 i vandprøver (N = 279 65%) tilsat *Cryptosporidium* og 40-80 i vandprøver (N = 175 65%) tilsat *Giardia* (Connell et al., 2000).

Fordele: højere genfindelse end ved patronfiltrering. Filtrering af mindre volumener medfører, at teknikken er lettere at implementere.

Ulemper: dyr metode, variabel sensitivitet, ikke velegnet til vand med høj turbiditet, idet filtrene tilstoppes.

1.3 FLOKKULATION

Ved tilsætning af kalcium klorid og natrium bikarbonat til vand (10-20 l), samt pH justering til 10 vha. natrium hydroxid, udfældes kalcium karbonat sammen med evt. tilstedeværende (oo)cyster. Efter bundfældning fjernes supernatanten ved afsugning og sedimentet resuspenderes vha. svovlsyre (Vesey et al., 1993b).

Genfindelse: 30-40% for både *Cryptosporidium* og *Giardia*; op til 70% i forsøg, hvor der var tilsat friske (oo)cyster til vandprøverne (Vesey et al., 1993b; Campbell et al., 1994; Shepherd & Wyn-Jones, 1996).

Fordele: undersøgelse af lille volumen, simpel teknik, relativ høj genfindelse, billig og anvendelig til vand med høj turbiditet.

Ulemper: påvirker oocysternes viabilitet.

Detektionsgrænsen afhænger bl.a. af hvor stort et volumen, der analyseres. Ved koncentration af mindre volumener undersøges hele koncentratet evt. fra flere enkeltprøver, mens kun en fraktion af koncentratet undersøges efter filtrering af større volumener.

1.4 SEPARATION/OPRENSNING AF *CRYPTOSPORIDIUM* OG *GIARDIA* FRA KONCENTREREDE VANDPRØVER

Koncentrationsteknikkerne tilbageholder alle partikler af en vis størrelse tillige med en række andre partikler fra vandet. Det koncentrerede materiale kan derfor blive meget voluminøst, og partiklerne kan vanskeliggøre påvisning af (oo)cyster ved at dække dem, ved autofluorescens eller ved at interferere med de forskellige detektionsteknikker. Som følge heraf er det derfor nødvendigt at separere (oo)cysterne fra koncentratet vha. én af følgende metoder:

1.4.1 Gradient-centrifugering

(Oo)cyster kan separeres fra forskellige prøvematerialer vha. gradient-centrifugering, idet der anvendes opløsninger af f.eks. sukrose med forskellig densitet. Når (oo)cyster centrifugeres på en sådan gradient, vil de opkoncentreres ved en bestemt densitet, mens de fleste andre partikler bundfældes eller floterer. Sådanne metoder er vidt udbredt til detektion af protozoer i kliniske prøver men ikke særligt velegnede til separation af (oo)cyster fra koncentrerede vandprøver, idet genfindelsesprocenten er lav (>10%) og metoden selektivt opkoncentrerer viable, intakte oocyster (Bukhari & Smith, 1996).

Fordele: billig, kræver ikke særligt udstyr.

Ulempe: beskadigede og døde oocyster påvises ikke, lav genfindelsesprocent.

1.4.2 Immunomagnetisk separation

Magnetiske partikler, overfladebehandlet med specifikke monoklonale antistoffer mod hhv. *Cryptosporidium* og *Giardia*, blandes ved denne teknik med suspensioner (koncentrerede vandprøver) indeholdende (oo)cyster. Disse vil herefter bindes til de magnetiske partikler, og således kunne isoleres fra suspensionen vha. en kraftig magnet.

Genfindelse: >90% i rene suspensioner (Campbell et al., 1997).

Fordele: høj genfindelse i rene prøver; lette at aflæse idet indholdet af andre partikler i de oprensede prøver er lavt.

Ulemper: kommercielt tilgængelige kits er ekstremt dyre. Metodens sensitivitet/specificitet afhænger i vid udstrækning af de anvendte antistoffer; såfremt disses affinitet er lav, vil antigen-antistof komplekserne være ustabile og mange (oo)cyster vil ikke blive genfundet. Dette udgør især et problem i prøver med høj turbiditet (råvand/miljøprøver). Bundfaldet i den enkelte prøve bør således ikke overstige 0,5 ml. Kommercielt tilgængelige antistoffer rettet mod oocyst-væggen er ikke specifikke overfor *C. parvum*, men reagerer også med andre *Cryptosporidium* arter (McDonald et al, 1991; Graczyk et al., 1996). Tillige er krydsreaktion med gær og alger rapporteret (Rodgers et al., 1995). IMS må derfor nødvendigvis anvendes sammen med en specifik detektionsmetode.

1.4.3 Flow cytometri

Cryptosporidium og Giardia (oo)cyster kan separeres fra miljøprøver vha. et flow-cytometer forsynet med et celle-sorteringsanlæg (Vesey et al., 1993a; 1994). (Oo)cyster i den koncentrerede vandprøve farves med fluorescein isothiocyant (FITC) mærkede antistoffer og passerer igennem cellesorteringsanlægget ("fluorescence-activated cell sorter = FACS). Partikler med de rette fluorescens og lysbrydningskarakteristika frasorteres og opsamles på et objektglas eller et membranfilter, der aflæses ved fluorescensmikroskopi.

Fordele: som IMS, oprensede prøver er dog ofte renere og tidsforbruget ved aflæsning af prøverne lavere.

Ulemper: kræver dyrt og kompliceret specialudstyr samt personale uddannet til håndtering og vedligeholdelse af apparaturet. Svaghederne ved denne teknik svarer i vid udstrækning til problemerne omtalt i forbindelse med IMS, idet andre organismer, med størrelse og form som (oo)cyster, kan krydsreagere med antistofferne, hvilket nødvendiggør verifikation ved mikroskopi.

1.5 DETEKTION AF CRYPTOSPORIDIUM OG GIARDIA

1.5.1 Immunofluorescens mikroskopi

Påvisning og kvantitering finder sted ved fluorescens mikroskopi af (oo)cyster farvet direkte med FITC-konjugerede monoklonale antistoffer eller indirekte under anvendelse af FITC-konjugerede anti-mus antistoffer. (Oo)cyster identificeres på baggrund af fluorescens, størrelse og form. Positiv identifikation inkluderer på nogle laboratorier desuden påvisning af sporozoit i (oo)cysterne vha. differential interferens kontrast mikroskopi eller DNA farvning, hvilket medfører højere specificitet.

Fordele: enkel og forholdsvis billig teknik.

Ulemper: kommercielt tilgængelige antistoffer er ikke artsspecifikke, men reagerer med alle arter af Cryptosporidium og Giardia. Idet de fleste arter ikke kan differentieres på baggrund af størrelse og form, giver metoden således ikke mulighed for sikker artsidentifikation. Herudover afhænger resultaterne bl.a. af

- Baggrunds-fluorescens - mineralholdige prøver kan være vanskelige at aflæse.
- Krydsreaktion med andre organismer - kan medføre tidskrævende og vanskelig identifikation, såfremt den forudgående oprensning er utilstrækkelig.
- Farvningens intensitet - fluorescensen kan aftage hurtigt og medføre at (oo)cyster ikke bliver opdaget, såfremt prøverne ikke aflæses indenfor kort tid.
- Mikroskopets kvalitet
- Erfaring/grundighed hvormed prøven aflæses.

1.5.2 Polymerase chain reaction (PCR)

Igennem de senere år er der forsket intensivt i udvikling af molekylære teknikker til detektion og identifikation af *Cryptosporidium*/*Giardia* arter og subtyper. Ved PCR amplifikation kan DNA fra ganske få organismer opformeres til målbare koncentrationer vha. specifikke primere. Teknikken rummer desuden mulighed for differentiering mellem levende og døde (oo)cyster (Wagner-Wiening & Kimmig, 1995), hvilket dog endnu ikke er implementeret på diagnostiske laboratorier.

Fordele: høj sensitivitet - teoretisk: en enkelt (oo)cyst (Stinear et al., 1996; Abbaszadegan et al., 1997). Kan anvendes til artsidentifikation af morfologisk identiske organismer. Kan i vid udstrækning automatiseres, hvorved tidsforbruget minimeres.

Ulemper: teknikken er ikke kvantitativ og udtrykker således ikke graden af kontamination i den undersøgte prøve. Amplifikationsprocessen hæmmes af en lang række stoffer i miljø- og vandprøver med risiko for falsk negative resultater. Risiko for falsk positive resultater ses ved anvendelse af uspecifikke primere.

1.6 BESTEMMELSE AF VIABILITET

Fundet af cryptosporidier hhv. *Giardia* i vandprøver er et udtryk for fækal forurening og derfor uønsket. Med henblik på vurdering af den aktuelle risiko ved indtagelse af det pågældende vand er det ikke desto mindre relevant også at undersøge, hvorvidt påviste protozoer er levende og dermed i stand til at inficere mennesker. Hertil anvendes nedenstående teknikker, der kan bruges enkeltvist eller i kombination. Viabilitetsundersøgelser kan vanskeligt kombineres med kvantitative studier og kræver som regel, at der udtages separate prøver til formålet.

1.6.1 Excystation

Excystation foregår normalt i tarmen men kan bringes til at finde sted i laboratoriet ved f.eks. regulation af temperatur eller tilsætning af enzymer og galdesalte (Blewett, 1989; Robertson et al., 1993). Andelen af oocyster, som er i stand til at excystere, i forhold til det totale antal oocyster anvendes som et udtryk for viabilitet. Metoden er anvendelig til at måle effekten af f.eks. desinfektionsmidler og forskellige stressfaktorer, men ikke velegnet til vurdering af oocyst-viabiliteten i miljøprøver pga. det lille antal oocyster, der oftest påvises. Har været anvendt i kombination med PCR til påvisning af levende *Cryptosporidium* oocyster (Wiedenmann et al., 1997).

1.6.2 Vital farvning

Inklusion eller eksklusion af det røde farvestof propidium iodid (PI) korrelerer med (oo)cysterne evne til at excystere og inficere inokulerede dyr (Schupp & Erlandsen, 1987; Campbell et al., 1992). Inklusion af PI kan derfor anvendes som udtryk for celledød.

PI farvning anvendes som regel sammen med 4,6 diamidino-2-phenyl indole (DAPI), et DNA farvestof, der ved inklusion i levende celler farver

cellekernerne blå. Ved hjælp af DAPI/PI farvning kan der differentieres mellem 4 klasser (Campbell et al., 1992):

TABEL 1-1

DAPI+/PI-	viable
DAPI+/PI+	non-viable
DAPI-/PI- indeholdende sporozoiter	potentielt viable
DAPI-/PI- uden indhold	non-viable

DAPI farvning kan kombineres med IFA, hvorved specificiteten af testen øges, dvs. at det med større sikkerhed kan afgøres, hvorvidt en partikel er en oocyst eller ej.

DAPI/PI farvning er den mest anvendte teknik til bestemmelse af viabilitet i forbindelse med vand- og miljøprøver.

1.6.3 Infektivitetsundersøgelser in vivo (inokulation af mus)

Evnen til at forårsage infektion kan måles direkte ved inokulation af mus. Der er ingen standardmodel, men der anvendes som regel neonatale mus. Metoden er vidt udbredt til at vurdere forskellige stressfaktoreres effekt på (oo)cyst-overlevelse, men svær at standardisere, etisk diskutabel og dyr. Tillige er *C. hominis* (syn. *C. parvum* genotype I) ikke infektiv for mus (Morgan-Ryan et al., 2002), og kan således ikke vurderes vha. denne metode. Af disse årsager er metoden ikke meget anvendt i forbindelse med undersøgelse af drikkevandsprøver. Det skal dog bemærkes, at både excystation og vitalfarvning har tendens til at overestimere viabiliteten (Black et al., 1996; Bukhari et al., 2000), hvilket er relevant i forbindelse med vurdering af den reelle risiko for mennesker i tilknytning til drikkevandsforurening.

1.6.4 Infektivitetsundersøgelser in vitro (dyrkning i cellekultur)

Som alternativ til inokulation af mus har dyrkning i cellekultur fået tiltagende udbredelse indenfor de seneste år. Vandprøverne koncentrerer som ovenfor beskrevet, behandles evt. med klor med henblik på at undgå bakteriel vækst, og inokuleres i cellekultur (f.eks Upton et al., 1994; Slifko, 1997). Efter 24-48 timer undersøges kulturen for intracellulære parasit-stadier vha. immunofluorescens eller PCR (Rochelle et al., 1997). Sidstnævnte teknik muliggør specifik detektion af viable *Cryptosporidium* oocyster samt estimering af antallet af oocyster i prøven.

Sammenligning af EPA's metode 1623 og detektion af cryptosporidier vha. cellekultur og PCR viste ingen signifikant forskel mellem metoderne mht. genfindelsesprocent (LeChevallier et al., 2003), men teknikken er endnu ikke almindeligt anvendt.

1.7 REFERENCER

- Abbaszadegan, M., Hubner, M.S., Gerba, C.P., Pepper, I.L. (1997). Detection of viable *Giardia* cysts by amplification of heat shock-induced mRNA. *Applied and Environmental Microbiology* 63, 324-328.
- Albrechtsen HJ. 2003. Undersøgelse for patogener i udvalgte vandværker. Miljøprojekt nr. 786. Miljøstyrelsen.
- Black, E.K., Finch, G.R., Taghi-Kilani, R., Belosevic, M. (1996). Comparison of assays for *Cryptosporidium parvum* oocysts viability after chemical disinfection. *FEMS Microbiology Letters* 135, 187-189.
- Blewett, D.A. (1989). Disinfection and oocysts. In: *Proceedings of the First International Workshop on Cryptosporidiosis* (Eds. Angus, K.W., Blewett, D.A.), Edinburgh, September 7-8, 1988, pp.107-115.
- Bukhari, Z., Marshall, M.M., Korich, D.G., Fricker, C.R., Smith, H.V., Rosen, J., Clancy, J.L. (2000). Comparison of *Cryptosporidium parvum* viability and infectivity assays following ozone treatment of oocysts. *Applied and Environmental Microbiology* 66, 2972-2980.
- Bukhari, Z., Smith, H.V. (1996). Effect of three concentration techniques on viability of *Cryptosporidium parvum* oocysts removed from bovine faeces. *Journal of Clinical microbiology*, 33, 2592-2595.
- Campbell, A.T., Gron, B., Johnsen, S.E. (1997). Immunomagnetic separation of *Cryptosporidium* oocysts from high turbidity water sample concentrates. *Proceedings of the International Symposium on Waterborne Cryptosporidium* (Eds. Fricker, C.R., Clancy, J.L., Rochelle, P.A.), March 1997, Newport Beach, CA, USA. Denver, CO, American Water Works Association, 91-96.
- Campbell, A.T., Robertson, L., Smith, H.V. (1992). Viability of *Cryptosporidium parvum* oocysts – correlation of in vitro excystation with inclusion or exclusion of fluorogenic vital dyes. *Applied and Environmental Microbiology* 58, 3488-3493.
- Campbell A.T., Robertson, L.J., Smith, H.V., Girdwood, R.V. (1994). Viability of *Cryptosporidium parvum* oocysts concentrated by calcium carbonate flocculation. *Journal of Applied Bacteriology*, 76, 638-639.
- Clancy, J.L., Gollnitz, W.D., Tabib, Z. (1994). Commercial labs: how accurate are they? *Journal of the American Water Works Association*, 86, 89-97.
- Connell, K., Scheller, K., Miller, K., Rodgers, C.C. (2000). Performance of methods 1622 and 1623 in the ICR supplemental surveys. *Proceedings, American Water Works Association Water Quality Technology Conference*, November 5-9, 2000, Salt Lake City, UT.
- Graczyk, T.K., Cranfield, M.R., Fayer, R. (1996). Evaluation of commercial enzyme immunoassay (EIA) and immunofluorescent antibody (IFA) test kits for detection of *Cryptosporidium* oocysts of other species other than *Cryptosporidium parvum*. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* 54, 274-279.
- LeChevallier, M.W., Di Giovanni, G.D., Clancy, J.L., Bukhari, Z., Bukhari, S., Jeffrey, S.R., Sobrinho, J., Frey, M.M. (2003). Comparison of method 1623 and cell culture-PCR for detection of *Cryptosporidium* spp. in source waters. *Applied and Environmental Microbiology* 69, 971-979.

- McDonald, V., Deer, R.M.A., Nina, J.M.S., Wright, S., Chiodini, P.L., McAdam, K.P.W.J (1991). Characteristics and specificity by hybridoma antibodies against oocyst antigens of *Cryptosporidium parvum* from man. *Parasite Immunology* 13, 251-259.
- Morgan-Ryan UM, Fall A, Ward LA, Hijjawi N, Sulaiman I, Fayer R, Thompson RCA, Olson M, Lal A, Xiao L. 2002. *Cryptosporidium hominis* n. sp. (Apicomplexa: Cryptosporidiidae) from *Homo sapiens*. *J. Eukaryot. Microbiol.* 49: 433-440.
- Musial, C.E., Arrowood, M.J., Sterling, C.R., Gerba C.P. (1987). Detection of *Cryptosporidium* in water by using polypropylene cartridge filters. *Applied and Environmental Microbiology*, 53, 687-692.
- Mølgaard K, Nickelsen C, la Cour Jansen J. 2002. Hygiejnisk kvalitet af spildevand fra offentlige renselanlæg. Miljøprojekt nr. 684. Miljøstyrelsen.
- Nieminski, E.C., Schaeffer, F.W., Ongerth, J.E. (1995). Comparison of two methods for detection of *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts in water. *Applied and Environmental Microbiology*, 61, 1714-1719.
- Ongerth, J.E, Stibbs, H.H. (1987). Identification of *Cryptosporidium* oocysts in river water. *Applied and Environmental Microbiology*, 53, 672-676.
- Robertson, L., Campbell, A.T., Smith, H.V. (1993). In vitro excystation of *Cryptosporidium parvum*. *Parasitology* 106, 13-19
- Rochelle, P.A., Ferguson, D.M., Handojo, T.J., De Leon, R., Stewart, M.H., Wolfe, R.L. (1997). An assay combining cell culture with reverse transcriptase PCR to detect and determine infectivity of waterborne *Cryptosporidium parvum*. *Applied and Environmental Microbiology* 63, 2029-2037.
- Rogers, M.R., Flanigan, D.J., Jakbowski, W. (1995). Identification of algae which interfere with the detection of *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts and a method for alleviating this interference. *Applied and Environmental Microbiology* 61, 3759-3763.
- Schupp, D.G., Erlandsen, L.S. (1987). A new method to determine *Giardia* cysts viability: correlation of fluorescein diacetate and propidium iodide staining with animal infectivity. *Applied and Environmental Microbiology* 53, 704-707.
- Shepherd, K.M, Wyn-Jones, A.P. (1996). An evaluation of methods for the simultaneous detection of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in water. *Applied and Environmental Microbiology*, 62, 1317-1322.
- Slifko, T.R. (1997). An in vitro method for detecting infectious *Cryptosporidium* oocysts with cell culture. *Applied and Environmental Microbiology* 63, 3669-3675.
- Stinear, T., Matusan, A., Hines, K. sandery, M. (1996). Detection of a single viable *Cryptosporidium parvum* oocyst in environmental concentrates by reverse transcription-PCR. *Applied and Environmental Microbiology* 62, 3385-3390.
- Upton, S.J., Tilley, M., Brillhart, D.B. (1994). Comparative development of *Cryptosporidium parvum* (Apicomplexa) in 11 continuous host cell lines. *FEMS Microbiology Letters* 188, 233-236.

Vesey, G., Slade, J.S., Byrne, M., Shephard, K., Dennis, P.J., Fricker, C.R. (1993a). Routine monitoring of *Cryptosporidium* oocysts in water using flow cytometry. *Journal of Applied Bacteriology* 75, 87-90.

Vesey, G., Slade, J.S., Byrne, M., Shephard, K., Fricker, C.R. (1993b). A new method for the concentration of *Cryptosporidium* oocysts from water. *Journal of Applied Bacteriology*, 75, 82-86.

Wagner-Wiening, C., Kimmig, P. (1995). Detection of viable *Cryptosporidium parvum* oocysts by PCR. *Applied and Environmental Microbiology* 61, 4514-4516.

Wiedenmann, A., et al., (1997). A simple procedure for an exact evaluation of the sensitivity of the selective detection of viable *Cryptosporidium* oocysts by invitro excystation and PCR. In: *Proceedings of the International Symposium on Waterborne Cryptosporidium* (Eds. Fricker, C.R., Clancy, J.L., Rochelle, P.A.), March 1997, Newport Beach, CA, USA. Denver, CO, American Water Works Association, 109-114.

1 Reduktionsfaktorer

TABEL 2 RENSNING FOR CRYPTOSPORIDIUM I VAND (CITERET I STANDRIDGE, 2001)

Type af anlæg	Ekperimentelt design	Fjernelse log ₁₀ (procent)	Reference
Koagulering + sedimentation + filtrering	Pilot anlæg	4,2-5,2	Patania et al., 1995
Koagulering + sedimentation + filtrering	Pilot anlæg	>5,3	LeChevallier et al., 1991
Koagulering + sedimentation + filtrering	Pilot anlæg. Baseret på reservoir og flodvand	2,1-2,8	Nieminski, 1995
Koagulering + sedimentation + filtrering	Fuld skala	1,9-4,0	Nieminski & Ongerth, 1995
Koagulering + sedimentation + filtrering	Fuld skala	<0,5-3,0	LeChevallier et al., 1991
Direkte filtrering	Fuld skala	1,3-3,8	Nieminski & Ongerth, 1995
Langsomt sandfilter (overfladevand)	Fuld skala	(>99,997%)	Timms et al., 1995
Langsomt sandfilter	Pilot anlæg	>3,7	Schuler et al., 1988
Diatomaceous jord filtrering	Pilot anlæg	>4,0	Schuler et al., 1988
Koagulering + mikrofiltrering	Pilot anlæg	>6,0	Jacangelo et al., 1995
Ultrafiltrering	Pilot anlæg	>6,0	Jacangelo et al., 1995

1.1 REFERENCER

Jacangelo J.G., S. S. Adham, and J. M. Laine. Mechanisms of Cryptosporidium, Giardia and MS2 virus removal by MF and UF. *Journal AWWA* 87 (9):107-121, 1995.

LeChevallier M.W., W.D. Norton, R.G. Lee, J.B. Rose. Giardia and Cryptosporidium in water supplies. AWWARF and AWWA, Denver, CO. 1991.

Nieminski E. C. and J. E. Ongerth. Removing Giardia and Cryptosporidium by conventional treatment and direct filtration. *Journal AWWA* 87 (9):96-106, 1995.

Nieminski E. C. Giardia and Cryptosporidium cysts removal through direct filtration and conventional treatment. *Ann. AWWA conf. New York, NY, June 19-23, 1994. Anonymous. Anonymous. 1995.*

Patania N. L., JG Jacangelo, L. Cummings, A. Wilczak, K. Riley, and J. Oppenheimer. Optimization of filtration for cyst removal. Final report. Anonymous. Anonymous. Denver, Co.:AWWARF. 1995.

Schuler P. F., M. M. Ghosh, and S. N. Boutros. Comparing the removal of Giardia and Cryptosporidium using slow sand and diatomaceous earth filtration. *Proc. AWWA. Anonymous. Anonymous. 1988.*

Timms S., J. S. Slade, and C. R. Fricker. Removal of Cryptosporidium by slow sand filtration. *Water Science and Technology* 31 (5-6):81-84, 1995.

1 Komplette tabeller med forekomstdata

1.1 FOREKOMST I GRUNDTVAND

V: Volumen undersøgt pr. udtagning. N: Antal prøver udtaget. M: Antal prøver pr. prøvested. n: antal positive prøver. \bar{x} : Middelværdi.

TABEL 1 FOREKOMST AF *CRYPTOSPORIDIUM* I GRUNDTVAND

Årsag og formål med undersøgelse	Prøvested	Land	Årstal	Målemetode	Detektiionsgrænse	Volume undersøgt pr. udtagning	Antal prøver	Antal positive prøver	Forekomst (cyster pr. 100 L)	Reference
Survey. Råvand fra 12 vandværker	Indløb	Danmark	2000	Isopore membranfilter. IFA	?	10 L	31	0	-	Albrechtsen, 2003
Survey. Lodrette (149) og vandrette (11) brønde, kilder (35), infiltrations 'gallerier' (4)	199 steder	USA	?	US EPA metode ²	?	293 L	463	62 ³	0,2-45	Hancock et al., 1998

Der blev fundet Cryptosporidier i 5% (7 af 149) af vertikale brønde/boringer, 20% (7 af 35) af kilder, 50% (2 af 4) infiltrationsgallerier, 45% (5 af 11) horisontale brønde/boringer. Der er ingen koncentrationer opdelt på kilde.

¹ Infiltration galleries are large galleries with openings in the sides and bottom that extend into a water bearing formation to collect water.

² USEPA. Proposed ICR protozoan method for detecting Giardia cysts and Cryptosporidium oocysts in water by a fluorescent antibody procedure. Monitoring requirements for public drinking water supplies: Proposed rule. Fed. Reg., 59:28:6416 (Feb. 10, 1994)

³ Positive prøver ved 21 af 199 prøvesteder

TABEL 2 FOREKOMST AF GIARDIA I GRUNDVAND

Årsag og formål med undersøgelse	Prøvested	Land	Årstal	Målemetode	Detektionsgrænse	Volume undersøgt pr. udtagningsmiddel	Antal prøver	Antal prøver pr. prøvested	Positive prøver		Forekomst (cyster pr. 100 L)		Reference
									Antal	Procent	Range	Median	
Survey. Råvand fra 12 vandværker	Indløb	Danmark	2000	Isopore membranfilter. IFA	?	10 L	31	?	1	3,2%	30	30	Albrechtsen, 2003
Survey. Lodrette (149) og vandrette (11) brønde, kilder (35), infiltrations 'gallerier' ⁴ (4)	199 steder	USA	?	US EPA metode ⁵	?	293 L	463	?	23 ⁶	5%	0,1-120	2	Hancock et al., 1998

Der blev fundet Giardia i 1% (2 af 149) af vertikale brønde/boringer, 14% (5 af 35) af kilder, 25% (1 af 4) infiltrationsgallerier, 36% (4 af 11) horisontale brønde/boringer. Der er ingen koncentrationer opdelt på kilde.

1.2 FOREKOMST I OVERFLADEVAND

⁴ Infiltration galleries are large galleries with openings in the sides and bottom that extend into a water bearing formation to collect water.

⁵ USEPA. Proposed ICR protozoan method for detecting Giardia cysts and Cryptosporidium oocysts in water by a fluorescent antibody procedure. Monitoring requirements for public drinking water supplies: Proposed rule. Fed. Reg., 59:28:6416 (Feb. 10, 1994)

⁶ Positive prøver ved 12 af 199 prøvesteder

TABEL 3 FOREKOMST AF *CRYPTOSPORIDIUM* I OVERFLADEVAND.

Påvirkninger	Årsag og formål med undersøgelse	Prøvested	Land	Årstal for målinger	Måle-metode	Detektions-grænse (Middel (oocyster pr. 100 L))	Volumen under-søgt pr. udtag-ning. range (middel)	Antal prøver	Antal prøver pr. prøve-sted	Positive prøver		Forekomst i positive prøver (oocyster pr. 100 L)	Recovery rate (%)	Reference
										Antal	Procent			
Ingen oplysninger	Survey 1 vandværk ⁷	Sø + Indløb Udløb	Danmark	2000	Isopore membranfiltration, IFA	2-3 pr. 10 L ⁸	10 L	7	5+2	2	28,6%	20	36-37 ⁸	Albrechtsen, 2003
Landbrug	Survey. 3 steder i samme vandløb ved landbrug med kvæg.	E			Flokkulering, epiflorescens	?	10 L	210	70	51	72,9	0-1060 ⁹	63	Bodley-Tickell, 2002
		F	England	1996-1998					70	58	82,9	0-1850	97	
		G				mikroskopi			70	55	78,6	0-510	48	
Regn	Survey. 3 beskyttede floder. Efter regnvej.	Nauholz. Kall Wahnbach	Tyskland	Jan. 1997 - feb. 1998	Filtrering, tæthedstest, immunoflorescens ¹⁰	?	500 L	32	11	?	?	? - 35,50	11,40 ¹¹	Kistermann et al., 2002
									14	?	?	? - 65,60	14,30 ¹¹	
												? - 147,1	17,05 ¹¹	

⁷ Der er kun ét vandværk i Danmark som anvender overfladevand til drikkevand

⁸ Eldblom C, Maddox-Hyttel C, Enemark H. 2002. Optimering og validering af metoder til påvisning af Giardia og Cryptosporidium i drikkevand.

⁹ Værdier for range og middel er for alle prøver inkl. negative prøver.

¹⁰ Her Majesty's Stationery Office. 1989. Isolation and identification of Giardia cysts, Cryptosporidium oocysts and free living pathogenic amoebae in water etc. Her Majesty's Stationery office, London, United Kingdom.

¹¹ Median

Påvirkning	Årsag og formål med undersøgelse	Prøvested	Land	Årstal for målinger	Målemetode	Detektionsgrænse (Middel (oocyster pr. 100 L))	Volumen undersøgt pr. udtagning. range (middel)	Antal prøver prøvestedet	Positive prøver		Forekomst i positive prøver (oocyster pr. 100 L).		Levedygtighed (%)	Reference
									Antal	Procent	Range	Middel		
			Nauholz		Filtering, tæthedsfloatation, immunofluorescence ¹⁰									
Beskyttet	Survey. 3 beskyttede floder.	Kall Wahnbach	Tyskland	Jan. 1997 – feb. 1998		?	500 L	26	?	?	?	2,40 ¹¹ 2,65 ¹¹ 1,30 ¹¹	?	Kistemann et al., 2002
Landbrug, in-dustri, bolig-område, spildevand samt beskyttede	Survey. 147 vandværker til overfladevand. Både påvirket og upåvirket. 1 til grundvand.	Urenset råvand	Norge	Juni 1998 – nov. 1999	US EPA method 1622 & 1623	?	6,5-9,75 L	1-39	65	16,9%	10-37,5	?	?	Robertson et al., 2000
Landbrug, in-dustri, bolig-område, spildevand	Survey. 2 floder ved Paris	Seine Marne	Frankrig	1998 – 1999	Envirochek filter, percoll/surose flotation, IFA	1 pr. L	(20 L)	?	?	40%	20-3220 20-1190	218 216	?	Rouquet et al., 2000
Landbrug og spildevand	Survey. Overfladevand til 26 vandværker.	Indløb	Sverige	Forår 1996, efterår 1997	Polypropylen patronfilter. Epiflourescence.	1-100 pr. 100 L	257-660 L	50	16	32%	12-463	150	?	Hansen et al., 1998

¹² Der blev taget én prøve efterår 1996 og én prøve forår 1997 ved hvert vandværk, på nær 2 værker, hvor der kun blev taget én prøve i alt.

Påvirkning	Årsag og formål med undersøgelse	Prøvested	Land	Årstal for målinger	Målemetode	Detektionsgrænse (Middel (oocyster pr. 100 L))	Volumen undersøgt pr. udtagning. range (middel)	Antal prøver	Antal prøver prøvested	Positive prøver		Forekomst i positive prøver (oocyster pr.100 L).		Levedygtighed (%)	Reference
										Antal	Procent	Range	Middel		
Ingen oplysninger	Survey. Overfladevand til 6 vandværker	Indløb	Tyskland	Juli 1993 – dec. 1995	Patron Micro-Wynd-Cuno filter	?	(500 L)	105	?	49	46,7%	?-108	116	?	Karanis et al., 1998
Til dels beskyttet ¹³	Survey 6 åbne reservoirer til færdigbehandlet vand	Indløb Udløb	USA	Oktober 1994 – oktober 1995	IFA ¹⁴	2,4 6,2	(1579 L) (1579 L)	60 60	10 10	3 7	5% 12%	0,7-2,4 1,7-31	1,2 8,1	?	LeChevallier et al., 1997
Landbrugs- og industriområder og rensningsanlæg	Survey. Allegheny River (A) og Youghiogheny River (Y)	A Y	USA	Juli 1994 – Juni 1996	Polypropylen filter og IFA	21,7 ?	(100 L) (100 L)	24 24	24 24	15 15	63% 63%	5-2233 6-1473	31 58	?	States et al., 1997
Ingen oplysninger	Survey. 72 ¹⁵ prøvesteder ved vandværk til overfladevand	Indløb	Nordøstlige USA, Canada	Marts 1991 – januar 1993	Polypropylen patron filter og IFA	?	86,6-3.394 L (499 L)	262 / ?	?	135	51,5%	6,5-6510	240	65,8%	LeChevallier & Norton, 1995
Landbrug, industri, boligområde, spildevand samt beskyttede	Survey. Søer og floder i 17 stater. ¹⁶		USA	1985 – 1988	Polypropylen patron filter. Epifluorescence.	1	ca. 400	181 / 1-32		93	51,4%	2900	43	?	Rose et al., 1991

¹³ Overfladevand, som er konventionelt behandlet (filtreret). Påvirkning af reservoirerne sker fordi der er huller i hegnene. Mennesker og dyr har derfor adgang.

¹⁴ Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. APHA, AWWA, and WEF, Washington (19th ed., 1995)

¹⁵ Ingen information om arten af overfladevandet.

¹⁶ Primært vestlige stater. 70% af prøverne blev taget i Arizona, California og Utah.

TABEL 4 FOREKOMST AF GIARDIA I OVERFLADEVAND.

Påvirkninger	Årsag og formål med undersøgelse	Prøve-sted	Land	Årstal for målinger	Måle-metoder	Volumen undersøgt pr. ud-tagning. range(middel)	Detektions-grænse (cyster pr. 100 L)		Antal prøver	Antal prøver pr. prøvested	Positive prøver		Forekomst i positive prøver (cyster pr.100 L)	Levedygtighed (%) evt. recovery rate	Reference
							Middel	Antal pr. prøvested			Antal	Procent			
Ingen oplysninger	Survey 1 vandværk ¹⁷	Sø + Indløb Udløb	Danmark	2000	Isopore membranfilter	2-3 pr. 10 L ¹⁸	10 L	7	5+2	5	71,4%	5-24	9,2	36-37 ⁸	Albrechtsen, 2002
Regn	Survey. 3 beskyttede floder. Efter regnvejr.	Nauholz.		Jan. 1997	Filtrering, IFA	?			7			? - 0,00			
		Kall Wahnbach	Tyskland	- feb. 1998	tæthedsflotati on, immunoflour escence ⁹	500 L	32	11	?	?	21,00	?	? -	0,00 ²⁰	?
Beskyttet	Survey. 3 beskyttede floder.	Nauholz.	Tyskland	Jan. 1997	Filtrering, tæthedsflotati on, immunoflour escence ⁹	?	500 L	67	16	?	?	? - 1,10	0,00 ²⁰	?	Kistemann et al., 2002
		Kall Wahnbach	Tyskland	- feb. 1998	immunoflour escence ⁹	?	500 L	26	25	?	?	? -	11,10	0,95 ²⁰	?
Landbrug, industri, boligområde, spildevand samt beskyttede	Survey. 147 vandværker til overfladevand. Både påvirket og upåvirket. 1 til grundvand.	Urenset råvand	Norge	Juni 1998 - nov. 1999	US EPA method 1622 & 1623	6,5-9,75 L	?	408	1-39	48	11,7%	10 - 30	?	?	Robertson et al., 2000

¹⁷ Der er kun ét vandværk i Danmark som anvender overfladevand til drikkevand

¹⁸ Eldblom C, Maddox-Hyttel C, Enemark H. 2002. Optimering og validering af metoder til påvisning af Giardia og Cryptosporidium i drikkevand.

¹⁹ Her Majesty's Stationery Office. 1989. Isolation and identification of Giardia cysts, Cryptosporidium oocysts and free living pathogenic amoebae in water etc. Her Majesty's Stationery office, London, United Kingdom.

²⁰ Median

Påvirkning	Årsag og formål med undersøgelse	Prøvested	Land	Årstal for målinger	Måle-metode	Volumen undersøgt pr. udtagning. range (middelt)	Detektionsgrænse		Positive prøver		Forekomst i positive prøver		Levedygtighed (%)	Reference	
							Middel (cyster pr. 100 L)	Antal prøver	Antal prøver	Procent	Range	Middel			
Landbrug, industri, boligområde, spildevand	Survey. 2 floder ved Paris	Seine Marne	Frankrig	1998 – 1999	Envirochek filter, percoll/surose floatation, IFA	(20 L)	1 pr. L	?	?	90%	40-6125 50-824 3100	928 824	?	Rouquet et al., 2000	
Landbrug og spildevand	Survey. Overfladevand til 26 vandværker.	Indløb	Sverige	Forår 1996, efterår 1997	Polypropylen patronfilter. Epiflourescence.	257-660 L	1-100 pr. 100 L	50	2 ²¹	13	26%	9-456 80	?	Hansen et al., 1998	
Ingen oplysninger	Survey. Overfladevand til 6 vandværker	Indløb	Tyskland	Juli 1993 – dec. 1995	Patron Micro-Wynd-Cuno filter	(500 L)		105	?	67	63,8%	? –1314 88,2	?	Karanis et al., 1998	
Til dels beskyttet ²²	Survey 6 åbne reservoirer til færdigbehandlet vand	Indløb Udløb	USA	Oktober 1994 – oktober 1995	IFA ²³	(1579 L) (1579 L)	2,4 6,2	60 60	10 10	8 9	13% 15%	0,7-24 1,2-107	1,9 6,1	?	LeChevallier et al., 1997

²¹ Der blev taget én prøve efterår 1996 og én prøve forår 1997 ved hvert vandværk, på nær 2 værker, hvor der kun blev taget én prøve i alt.

²² Overfladevand, som er konventionelt behandlet (filtreret). Påvirkning af reservoirerne sker fordi der er huller i hegnene. Mennesker og dyr har derfor adgang.

²³ Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. APHA, AWWA, and WEF, Washington (19th ed., 1995)

Påvirkninger	Årsag og formål med undersøgelse	Prøvested	Land	Årstal for målinger	Målemetode	Volumen undersøgt pr. udtagning. range (middelt)	Detektions		Positive prøver	Forekomst i positive prøver (cyster pr.100 L)	Levedygtighed (%)	Reference		
							-grænse Middel (cyster pr. 100 L)	Antal prøver						
Landbrugs- og industriområder og rensningsanlæg	Survey. Allegheny River (A) og Youghioghenny River(Y)	A Y	USA	Juli 1994 – Juni 1996	Polypropylen filter og IFA	(100 L) (100 L)	21,7 ?	24 24	15 13	63% 54%	12-421 44-526	34 118	? ?	States et al., 1997
	Ingen oplysninger	Indløb	Nordøstlige USA, Canada	Marts 1991 – januar 1993	Polypropylen patron filter og IFA	86,6-3.394 L (499 L)	262	?	118	45%	2-4380	200	15	LeChevallier & Norton, 1995
Landbrug, industri, boligområde, spildevand samt beskyttede	Survey. Søer og floder i 17 stater. ²⁴		USA	1985 – 1988	Polypropylen patron filter. Epifluorescence.	(400)	1	181	28	15,5%	2-625	3	?	Rose et al., 1991

²⁴ Primært vestlige stater. 70% af prøverne blev taget i Arizona, California og Utah.

1.3 FOREKOMST I SPILDEVAND

TABEL 5 FOREKOMST AF *CRYPTOSPORIDIUM* I SPILDEVAND

Årsag og formål med undersøgelse	Prøvested	Land	Årstal for målinger	Måle-metoder	Detektions-grænse Middel (oocyster pr. 100 L)	V range (middelt)	N	M	Positive prøver			Forekomst i positive prøver (oocyster pr. L)		Reference	
									n	%	Range	\bar{x} (geom.)	sesrate (%)		
Survey. Udløb fra 2 rensnings-anlæg.	Egå Marselis-borg	Dan-mark	2000	Opkonc., IMS, immunofloure scens	IT	10L	5	5	100%	5	100%	0,1-1,6	0,45	IT	Mølgaard et al., 2002
							5	5	100%	5	100%	1,6-2,0	1,8	IT	
Survey. 5 biologiske rensnings-anlæg	Primær ²⁵ Sekundær ²⁵	Holland	Maj 1994- Maj 1995	Patron filter, sucrose flotation, immunofloure scens	IT	10-50L 100L	31	IT	65%	20	65%	<1-3,9x10 ^{5,26}	IT	0,36%	Medema et al., 2001
							31	IT	45%	14	45%				
Survey. 4 rensnings-anlæg.	Indløb Sekundær klaring Udløb	Sverige	IT	Patronfilter, epiflourescens	5-16 1-4,5 0,04-3,2	300L 300L 1000L	6	1-3	67%	4	67%	16-200	19 ²⁷	IT	Ottoson, 2001
							3	3	33%	1	33%	2,0	2,0	IT	
Survey. 1 rensningsanlæg. 70% hus-holdning, 30% industri	Indløb Udløb	Italien, Torino	IT	Polypropylen patron filter, IFA ⁴⁵	IT	10L 500L	3	1	100%	3	100%	3,8-5,3	4,3 ²⁷	IT	Carraro et al., 2000
							11	1	100%	11	100%	0,1-0,3	0,2 ²⁷		

²⁵ Ved udløb

²⁶ Korrigeret for recovery rate.

²⁷ Median

Årsag og formål med undersøgelse	Prøvested	Land	Årstal for målinger	Måle-metode	Detektionsgrænse		V range (middell)	N	M	Positive prøver		Forekomst i positive prøver (oocyster pr. L)		Reference
					Middel (oocyster pr. 100 L)	pr. 100 L)				n	%	Range	\bar{x} (geom.)	
Survey. Kombineret spildevands overløb (CSO).	Udløb (efter våd periode)	USA	1997	IFA ²⁸	IT	2L	11	1 ²⁹	11	100%	2,5-400	5,25 ³⁰	IT	Gibson et al., 1998
Survey. Spildevand. Både industri, landbrug og bebyggelse.	Indløb Udløb ³¹	UK	?	Muslin filter, cetrifuge, sucrose flotation, fluorescens	?	?	81	10-14	22	27,2%	10-170	?	?	Bukhari Z et al., 1997
Survey. 1 rensningsanlæg. Sekundær rensning.	Udløb	USA	Juli 1994-juni 1996	Polypropylen filter og IFA	0,217	(100L)	24	24 ³²	8	33%	1,18-49,27	8,77 ³⁰	29%	States et al., 1997

²⁸ US EPA ICR metoden. USEPA. 1995. ICR Protozoan Method for Detecting Giardia Cysts and Cryptosporidium Oocysts in Water by a Fluorescent Antibody Procedure. EPA/814-B-95-003. Cincinnati.

²⁹ Der blev udtaget 11 prøver på samme sted på alle på forskellige tidspunkter.

³⁰ Median

³¹ Rensning er forskellig på de 7 rensningsanlæg. Rensningsmetoderne er aktiv slam, biologisk filtrering, kombination af overflade luftning og overflade filtrering, sandfiltrering og hurtige sandfiltere.

³² Alle prøver er udtaget på forskellige tidspunkter.

Årsag og formål med undersøgelse	Teknisk anlæg / prøvested	Land	Årstal for målinger	Måle-metode	Detek-tions-grænse		V range (middel)	N	M	Positive prøver		Forekomst i positive prøver (oocyster pr. L) .		Reference
					Middel (oocyster pr. 100 L)	?				n	%	Range	\bar{x} (geom.)	
Stort bymæssig rensnings-anlæg	P. indløb P. udløb S. udløb	USA	Over flere måneder	Centrifuge ³³ . Patronfilter ³⁴ . IFA	?	1L 1L 15L	32	11 11 10	11 11 10	100% 100% 100%	11 11 10	1500 ³⁵ 110 ³⁵ 17 ³⁵	? ? ?	Mayer & Palmer, 1996
Survey. Avanceret rensning af spildevand.	¹ ³⁶ 2 3 4 5	USA, Florida	1-årig periode	Microwynd patronfilter, centrifuge, epifluorescens	?	10-1000L	60	12 ³⁷	5 5 3 2	42% 42% 25% 17%	5 5 3 2	3,7 ³⁸ 0,35 0,029 0,01 0,003	? ? ? ?	Rose et al., 1996
Survey. Rensningsanlæg. 1 og 2 aktiv slam anlæg. 3 tertiær water reclamation.	Udløb 1 Udløb 2 Udløb 3	UK	3-årig periode	Polypropylen patron filter, centrifuge, epifluorescens	0,025	(378L)	130	?	130	100%	130	0,0475 0,0425 0,0425	8,7%	Enriquez et al., 1995
Survey 6 rensnings-anlæg	Indløb	UK	1-årig periode	IFA ³⁹	0,5	(2L)	32	4-6	29	90,6%	29	20 ⁴⁰	?	Robertson et al., 1995

³³ Spildevand fra indløb.

³⁴ Spildevand fra udløb.

³⁵ Ikke geometrisk middelværdi.

³⁶ 1: rå spildevand. 2: Efter sekundær rensning. 3: Udløb efter filter. 4: Kloreret behandlet vand. 5: behandlet vand fra opbevaringstank

³⁷ 1 pr. måned pr. prøvested

³⁸ Gennemsnit af alle prøver, hvor 'under detektionsgrænsen' er sat til nul.

³⁹ Ingen oplysninger om forbehandling.

⁴⁰ Median af positive prøver.

TABEL 6 FOREKOMST AF GIARDIA I SPILDEVAND

Årsag og formål med undersøgelse	Prøvested	Land	Årstal for måling-er	Måle-metode	Detektion		V range	N	M	Positive prøver		Forekomst i positive prøver (cyster pr. L)		Genfin delsesr ate. Middel (%)	Reference
					s-grænse	Middel (cyster pr. (middel) L)				n	%	Range	\bar{x} (geom.)		
Survey. Udløb fra 2 rensningsanlæg	Egå Marselis-borg	Dan-mark	2000	Opknc., IMS Immunofloure scens.	IT	10L	6	6	2	33%	2-6,4	3,6	Mølgaard et al., 2002		
							5	5	5	100%	0,3-1,2	0,5			
Survey. 5 biologiske rensningsanlæg	Primær ⁴¹ Sekundær ²⁵	Holland	Maj 1994- Maj 1995	Patron filter, sucrose flotation, immunofloure scens	IT	10-50L 100L	31	?	31	100%	21-2600	IT	Medema et al., 2001		
							31	31	31	100%	-				
Survey. 4 rensningsanlæg	Indløb Sekundær klaring Udløb	Sverige	IT	Patronfilter, epiflourescenc e	IT	300L	6	1-3	6	100%	24-160	77,5 ⁴²	Ottoson, 2001		
						300L	3	3	3	100%	1,0-4,5	2,5			
						1000L	6	1-3	2	33%	0,08-6,4	3,2			
Survey. 1 rensningsanlæg. 70% hus-holdning, 30% industri	Indløb Udløb	Italien, Torino	IT	Polypropylen patron filter, IFA ⁴⁵	IT	10L	3	1	3	100%	52,6-54,6	53,6 ⁴² , ⁴³	Carraro et al., 2000		
						500L	11	1	11	100%	0,88-1,90	1,4 ⁴² , ⁴⁴			

⁴¹ Ved udløb

⁴² Median

⁴³ Levedygtighed = 6,7%. Ikke indregnet i værdier.

⁴⁴ Levedygtighed = 45,5%. Ikke indregnet i værdier.

Årsag og formål med undersøgelse	Teknisk anlæg / prøvested	Land	Årstal for målinger	Måle-metode	Detektion s-grænse Middel (cyster pr. L)	Volumen undersøgt pr. udtagning. range (middell)		Positive prøver		Forekomst i positive prøver (cyster pr. L)		Recovery rate (%)	Reference
						Antal prøver	Antal prøver pr. prøvested	Antal	Procent	Range	Middel (geom.)		
Survey. Kombineret spildevands overløb (CSO).	Udløb (efter våd periode)	USA	1997	IFA ⁴⁵	?	2L	11	11 ⁴⁶	11	100%	90-2830	450 ⁴⁹	Gibson et al., 1998
Survey. Spildevand fra 7 renseanlæg. Både industri, landbrug og bebyggelse.	Indløb Udløb ⁴⁷	UK	?	Muslin filter, centrifuge, sucrose flotation, fluorescens	1000	?	81	10-14	63	77,8%	10-3.600	?	Bukhari Z et al., 1997
Survey. 1 rensningsanlæg. Sekundær rensning.	Udløb	USA	Juli 1994-juni 1996	Polypropylen filter og IFA	0,217	(100L)	24	24 ⁴⁸	20	83%	1,02-46,14	8,175 ⁴⁹	States et al., 1997

⁴⁵ US EPA ICR metoden

⁴⁶ Der blev udtaget 11 prøver på samme sted på alle på forskellige tidspunkter.

⁴⁷ Rensning er forskellig på de 7 renseanlæg. Rensningsmetoderne er aktiv slam, biologisk filtrering, kombination er overflade luftning og overflade filtrering, sandfiltre og hurtige sandfiltre.

⁴⁸ Alle prøver er udtaget på forskellige tidspunkter.

⁴⁹ Median

Årsag og formål med undersøgelse	Prøvested	Land	Årstal for målinger	Måle-metode	Detektion s-grænse Middel (cyster pr. L)	Volumen undersøgt pr. udtagning. range (middell)		Antal prøver prøvested	Positive prøver		Forekomst i positive prøver (cyster pr. L)		Recovery rate (%)	Reference
						Antal prøver	Antal prøver pr. prøvested		Antal	Procent	Range	Middel (geom.)		
Stort bymæssig rensningsanlæg	P. indløb	USA	Over flere måneder	Centrifuge ⁵⁰ . Patronfilter ⁵¹ . IFA	?	1L	11	11	100%	?	13.000 ⁵²	Mayer & Palmer, 1996		
	P. udløb					1L	11	11	100%	2.600 ⁵⁵				
	S. udløb					15L	10	10	100%	11 ³⁵				
	1 ³³													
	2													
Avanceret rensning af spildevand.	3	USA, Florida	1-årig periode	Microwynd patronfilter, centrifuge, epifluorescens	?	10-1000L	12 ⁵⁴	10	83%	?	0,88	Rose et al., 1996		
	4													
	5													
Survey. 3 rensningsanlæg.	Udløb 1	UK	3-årig periode	Polypropylen patron filter, centrifuge, epifluorescens	0,025	(378L)	?	130	100%	0,125-0,29	0,2075	Enriquez et al., 1995		
	Udløb 2													
	Udløb 3													
Survey	Indløb	Scotland	1-årig periode	IFA ⁵⁵	0,5	(2L)	4-6	32	100%	102-43907	900	?	Robertson et al., 1995	

⁵⁰ Spildevand fra indløb.

⁵¹ Spildevand fra udløb.

⁵² Ikke geometrisk middelværdi.

⁵³ 1: rå spildevand. 2: Efter sekundær rensning. 3: Udløb efter filter. 4: Kloreret behandlet vand. 5: behandlet vand fra opbevaringstank

⁵⁴ 1 pr. måned pr. prøvested

⁵⁵ Ingen oplysninger om forbehandling af prøverne.

1.4 FOREKOMST I SVØMMEBADE

TABEL 7 FOREKOMST AF *CRYPTOSPORIDIUM* I BASSINER

Årsag	Land	Sted	Årstal	Måle- metode	Volumen undersøgt	Antal prøver	Positive prøver		Reference
							Antal pr. sted	Procent	
Survey. 6 svømmebade (babybassiner, børnebassiner og voksne)	Frankrig	Paris	November 1998 – januar 2000	Immuno- floures- cence	48	8	1	2,1%	Fournier et al., 2002
Survey. 3 svømmebade.	Nordlige Grækenland	Ioannina City	Okt. 1998 – marts 1999	Polypropylen filter, immuno- floures- cence.	500 L og 1000 L	3	1	11%	Karanis et al., 2002
Efter udbrud af cryptosporidiose	England	Gloucestershire. Prøverne er målt 26 dage efter første sygdomstilfælde.	1992	Opkonc., flow cytometry, fluorescence.	10L	3	1	33%	Hunt et al., 1994

TABEL 8 FOREKOMST AF *GIARDIA* I BASSINER

Årsag	Land	Sted	Årstal	Måle- metode	Volu- men under søgt	Antal prøve- r	Antal prøver pr. sted	Positive prøver Antal	Procent	Koncentration målt (oocyster pr. L	Reference
Survey. 6 svømmebade (babybassiner, børnebassiner og voksne)	Frankrig	Paris	November 1998 – januar 2000	Immuno- floures- cence		48	8	0	0%	–	Fournier et al., 2002
Survey. 3 svømmebade.	Nordlige Grækenland	Ioannina City	Okt. 1998 – marts 1999	Polypropylene filter, immuno- floures- cence.	500 L og 1000 L	9	3	0	0%	–	Karanis et al., 2002

1.5 REFERENCER

Albrechtsen, H.-J. Undersøgelse for patogener i udvalgte vandværker. 786, 1-71. 2003. Miljøstyrelsen.

Bodley-Tickell, A.T., Kitchen, S.E., and Sturdee, A.P. (2002) Occurrence of *Cryptosporidium* in agricultural surface waters during an annual farming cycle in lowland UK. *Water Research* **36** (7), 1880-1886.

Bukhari, Z. (1997) Occurrence of *Cryptosporidium* sp. oocysts and *Giardia* sp. cysts in sewage influents and sewage effluents from sewage treatment plants in England. *Water Science and Technology* **35** (11-12), 385-390.

Carraro, E., Fea, E., Salva, S., and Gilli, G. (2000) Impact of a wastewater treatment plant on *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts occurring in a surface water. *Water Science and Technology* **41** (7), 31-37.

Enriquez, V., Rose, J.B., Enriquez, C.E., and Gerba, C.P. (1995) Occurrence of *Cryptosporidium* and *Giardia* in secondary and tertiary wastewater effluents. In: Betts, W.B., Casemore, D., Fricker, C.R., Smith, H., and Watkins, J. (eds), pp. 84-86, The Royal Society of Chemistry, Thomas Graham House, Science Park, Cambridge, Great Britain.

Fournier, S., Dubrou, S., Liguory, O., Gaussin, F., Santillana-Hayat, M., Sarfati, C., Molina, J.M., and Derouin, F. (2002) Detection of microsporidia, cryptosporidia and giardia in swimming pools: a one-year prospective study. *Fems Immunology and Medical Microbiology* **33** (3), 209-213.

Gibson, C.J., Stadterman, K.L., States, S., and Sykora, J. (1998) Combined sewer overflows: a source of cryptosporidium and giardia? *Water Science and Technology* **38** (12), 67-72.

Hancock, C.M., Rose, J.B., and Callahan, M. (1998) *Cryptosporidium* and *Giardia* in US groundwater. *Journal of American Water Works Association* **90** (3), 58-61.

Hansen, A. and Stenström, T. A. Kartläggning av *Giardia* och *Cryptosporidium* i svenska ytvattentäkter. Allestam, G., Smith, J., and Vessey, G. 1998. Elanders Gotab, Stockholm, Smittskyddsinstitutet och Livsmedelsverket.

Hunt, D.A., Sebugwawo, S., and et al. (1994) Cryptosporidiosis associated with a swimming complex. *Communi.Dis.Rep.* **4** R20-R22.

Karanis, P., Papadopoulou, C., Kimura, A., Economou, E., Kourenti, C., and Sakkas, H. (2002) *Cryptosporidium* and *Giardia* in natural, drinking, and recreational water of Northwestern Greece. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* **30** (1), 49-58.

Karanis, P., Schoenen, D., and Seitz, H.M. (1998) Distribution and removal of *Giardia* and *Cryptosporidium* in water supplies in Germany. *Water Science and Technology* **37** (2), 9-18.

Kistemann, T., Classen, T., Koch, C., Dangendorf, F., Fischeder, R., Gebel, J., Vacata, V., and Exner, M. (2002) Microbial load of drinking water reservoir

tributaries during extreme rainfall and runoff. *Applied and Environmental Microbiology* **68** (5), 2188-2197.

LeChevallier, M. and Norton, W.D. (1995) *Giardia* and *Cryptosporidium* in raw and finished water. *Journal of American Water Works Association* **87** (9), 54-68.

LeChevallier, M.W., Norton, W.D., and Atherholt, T.B. (1997) Protozoa in open reservoirs. *Journal of American Water Works Association* **89** (9), 84-96.

Mayer, C.L. and Palmer, C.J. (1996) Evaluation of PCR, nested PCR, and fluorescent antibodies for detection of *Giardia* and *Cryptosporidium* species in wastewater. *Applied and Environmental Microbiology* **62** (6), 2081-2085.

Medema, G.J. and Schijven, J.F. (2001) Modelling the sewage discharge and dispersion of *Cryptosporidium* and *Giardia* in surface water. *Water Research* **35** (18), 4307-4316.

Mølgaard, K., Nickelsen, C., and la Cour Jansen, J. Hygiejnisk kvalitet af spildevand fra offentlige renselanlæg. 684, 1-85. 2002. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet. Miljøprojekt.

Ottoson, J. (2001) *Giardia* and *Cryptosporidium* in Swedish wastewater treatment plants. *Vatten* **57** 283-289.

Robertson, L. J. and Gjerde, B. *Cryptosporidium* og *Giardia* i drikkevasskjelder i Noreg. SNT - Rapport 6. 2000. SNT.

Robertson, L.J., Smith, H.V., and Paton, C.A. (1995) Occurrence of *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts in sewage influents in six sewage treatment plants in Scotland and prevalence of cryptosporidiosis and giardiasis diagnosed in the community served by those plants. In: Betts, W.B., Casemore, D., Fricker, C.R., Smith, H., and Watkins, J. (eds), pp. 47-49, *The Royal Society of Chemistry, Thomas Graham House, Science Park, Cambridge, Great Britain.*

Rose, J.B., Dickson, L.J., Farrah, S.R., and Carnahan, R.P. (1996) Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a full-scale water reclamation facility. *Water Research* **30** (11), 2785-2797.

Rose, J.B., Gerba, C.P., and Jakubowski, W.M. (1991) Survey of potable water supplies for *Cryptosporidium* and *Giardia*. *Environmental Science and Technology* **25** 1393-1400.

Rouquet, V., Homer, F., Brignon, J.M., Bonne, P., and Cavard, J. (2000) Source and occurrence of *Giardia* and *Cryptosporidium* in Paris rivers. *Water Science and Technology* **41** (7), 79-86.

States, S., Stadterman, K., Ammon, L., Vogel, P., Baldizar, J., Wright, D., Conley, L., and Sykora, J. (1997) Protozoa in river water: sources, occurrence and treatment. *Journal of American Water Works Association* **89** (9), 74-83.

1 Forudsætninger for risikovurdering af rekreativ anvendelse af overfladevand

1.1 ANTALLET AF BADENDE I BADELANDE/FERIECENTRE MV.

Antallet af overnatninger på feriecentre er 6,5 mio årligt (check dst publikation ved fremmøde). Lalandia har venligst stillet data for antal overnatninger og antal badede om året til rådighed og de udgør alene mere end 10% af antallet af overnatninger. Mange andre centre er blevet spurgt, men de enten kan eller vil ikke oplyse forholdet mellem antallet af besøgende og antallet af badegæster. Mange kræver ikke særskilt entre for badelandet som kun er åbent for centerets egne gæster og fører derfor ikke statistikker. Feriecentre omfatter også konferencecentre som kun vægter fritidsaktiviteterne lavt og en del centre har andre hovedaktiviteter end svømning. Endvidere ligger mange feriecentre ved kysten og mange forventes at benytte de nærtliggende badestrande. Antallet af badende generelt i dette segment forventes derfor at være noget lavere, svarende til halvdelen af badehyppigheden for Lalandia i den halvdel, der har et badeland. Dermed er det årlige antal indendørs badninger

$$(550.000 + 0,5 * 0,5 * (6.500.000 - 675.000) * 550.000 / 675.000) = 1,7 \text{ mio badninger.}$$

Det udendørs antal badninger er skønnet lavere, svarende til, at 1 ud af 5 persondøgn bader i sommerhalvåret hvor halvdelen af gæsterne er der, netto 1 ud af 10 persondøgn (mod 8 ud af 10 hos Lalandia). Dermed er antallet af udendørs badninger $0,5 * 0,1 * (6.500.000 - 675.000) = 0,3 \text{ mio badninger}$

TABEL 3 OVERSIGT OVER HVOR MANGE GÆSTER DER BESØGER BADELANDE MED OVERNATNING OG HVOR HYPPIGT BADELANDET BLIVER BENYTTET. DER ER NOGEN, DER STADIG IKKE HAR AFVIST ANMODNINGEN HVOR DER ER HÅB OM BEDRE DATA.

	Persondøgn	Boende badegæster	1 dages gæster
Lalandia	675.000	550.000	65.000
Blokhus badeland	?	94000	19000

1.2 ANTAL BADENDE VED KYSTER OG ANDRE ÅBNE BADEVANDSOMRÅDER

Der er kun en meget overordnet statistik over antallet af badende i fri natur. Udgangspunktet for undersøgelsen har været Danmarks Turistråds opgørelser over kystnær turisme. Christian Brandt fra Danmarks Turistråd oplyser følgende: "*Kystnær ferieturisme er det største forretningsområde i dansk turisme. I 2001 stod det for 34,7 mio. overnatninger og skabte en omsætning på 11 mia. kr. Kystnær ferieturisme er defineret som ferieophold i feriehus, på feriecentre, på campingpladser samt ferieophold på hoteller uden for større byområder. Lejet feriehus, camping og feriecenter står for 32,1 mio. overnatninger og skaber en omsætning i 2001 på 9,1 mia. kr. Derudover er det med udgangspunkt i TØBBE-data for hotelferieturisme skønnet, at 2,6 mio. hotelovernatninger, svarende til en omsætning på ca. 2 mia. kr., hører til forretningsområdet.*"

Den kystnære turisme med overnatninger udgøres således af

- Ophold i feriehus (14,7 mio)

- Feriecentre (6,5 mio (fundet ved subtraktion, check hos dsts bibliotek))
- Campingpladser (10,9 mio)
- Hotelophold udenfor større byområder (2,6 mio overnatninger)

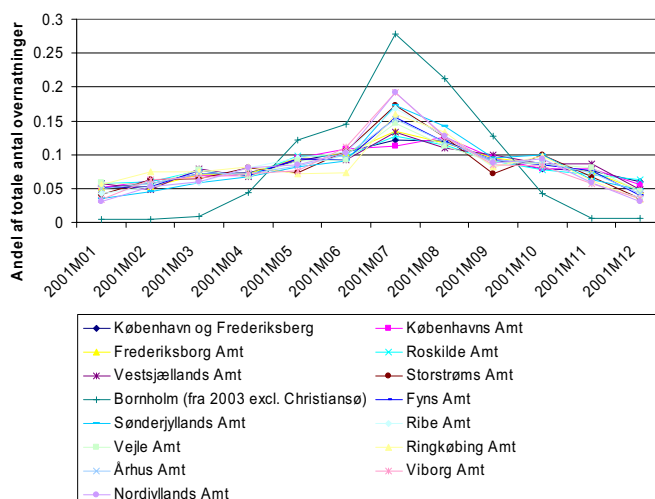
i alt 34,7 mio overnatninger. En overnatning er i denne forbindelse defineret som en person der overnatter et døgn. Der er ingen officiel statistik på en-dags turister i badevandsområder.

I det følgende er der forsøgt at skønne sig til hvor mange badende hver

1.3 RELEVANTE HOTELOVERNATNINGER

Det totale antal overnatninger er ikke relevant, fordi badesæsonen kun er juni-august. Bornholm bidrager med 0,6 mio hotelovernatninger hvoraf 63% foregår i badevandssæsonen, se figuren nedenfor. Som landsgennemsnit foregår 39% af overnatningerne i badevandssæsonen (www.statistikbanken.dk). På baggrund heraf skønnes det, at $0,6 * 0,63 + (2,6 - 0,6) * 0,39 = 1,16$ mio. overnatninger er badevandsrelaterede.

Det skønnes, at 1 ud af 5 overnatninger medfører en badning. Dermed bliver hotellers bidrag til det samlede antal badende 0,2 mio badende pr. år.



FIGUR 1

1.3.1 Relevante sommerhusudlejninger/ferieboliger

Antallet af sommerhusovernatninger udgør 14,7 mio overnatninger, hvoraf det skønnes, at 7,0 mio overnatninger foregår i badevandssæsonen (6,3 - 7,5 mio). Disse overnatninger skønnes at medføre 1,4 mio badninger pr. år.

TABEL 4. ÅRLIGT ANTAL OVERNATTENDE I FERIEBOLIGER OG SOMMERHUSE I 2001 OPGJORT PÅ KVARTALER

	K1	K2	K3	K4	Totalt
Overnatninger i alt (1000 personnætter)	1098	3850	7546	2224	14718

1.3.2 Relevante overnatninger på campingpladser

Det samlede antal overnatninger på campingpladser er 10,9 mio hvoraf 8,2 mio foregår i badesæsonen (75 %). Med de samme antagelser som tidligere medfører disse overnatninger 1,6 mio badende.

1.3.3 Skøn over badende, der ikke er dækket af de officielle statistikker

De officielle statistikker dækker ikke tal for følgende grupper af personer, der måske bidrager væsentligt til antallet af eksponeringer:

- En-dags turister

- Personer fra sommerhus som ikke er med i statistikken af følgende årsag:
 - Sommerhuset er ikke lejet

 - Sommerhuset er lejet via udenlandsk bureau eller via bureau med under 25 disponible lejemål

Samlet set forventes dette mørketal at udgøre 50 -100 % ekstra i forhold til de officielle tal for overnatninger. De 50-100% dækker også over variationer mellem år. Måske skal hotelovernatninger også gøres vejrafhængige?

Køb data hos DMI om korrelation mellem sol og > 20°C ?

1 Forudsætninger for risikovurdering af svømmebade

1.1 SAMMENLIGNING AF FJERNELSE OG HENFALD I SVØMMEBADE

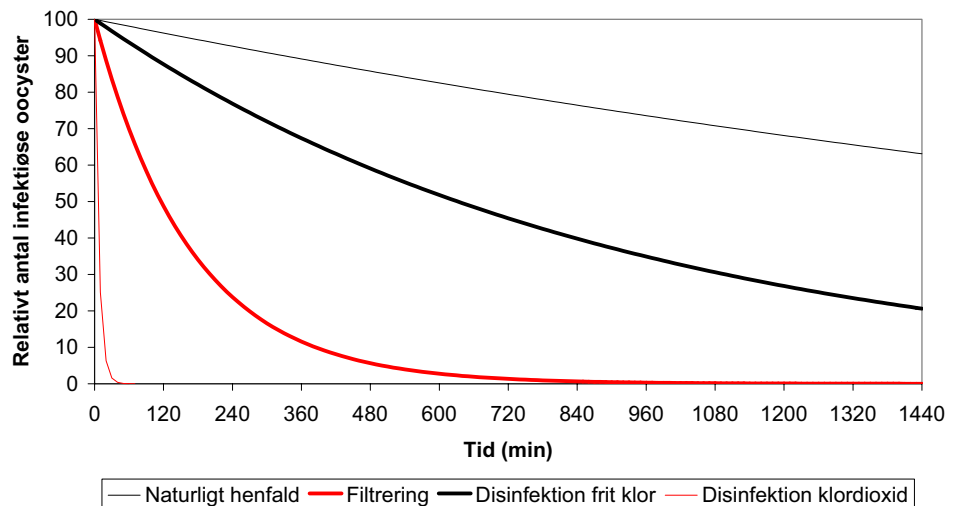
Der er to processer, der bevirker, at antallet af viable parasitter mindskes efter et fælt uheld; dels fjernes parasitterne og (oo)cysterne fysisk i sandfiltrene og dels inaktiveres de af kloren i bassinet. De to processer er studeret i forskellige laboratorieforsøg, primært med mus som forsøgsdyr til at checke for, hvorvidt parasitterne stadig var infektiøse. På baggrund af litteraturstudiet i kapitel 7 er der skønnet henfaldskonstanter for de to parasitter.

TABEL 5. SKØNNED E HENFALDSKONSTANTER FOR CRYPTOSPORIDIUM OG GIARDIA FOR NATURLIGT HENFALD, FILTRERING OG DISINFEKTION. LITTERATURSTUDIETS VÆRDIER ER OMREGNET TIL T₉₀-VÆRDIER UNDER ANTAGELSE AF, AT DER ER TALE OM 1. ORDENS PROCESSER. T₉₀-VÆRDIEN ER DEN TID DET TAGER FØR DER KUN ER 10% TILBAGE AF DET OPRINDELIGE INFEKTIVE MATERIALE.

	T ₉₀ -værdier for fjernelse	Variationer af T ₉₀ -værdier
Cryptosporidium		
Naturligt henfald	3130 min	
Filtrering	334 min	
Disinfektion, frit klor	912 min	
Disinfektion, klordioxid	7,2 min	
Giardia		
Naturligt henfald	ca 5000 min (skal findes)	
Filtrering	237 min	
Disinfektion	6,5 min	

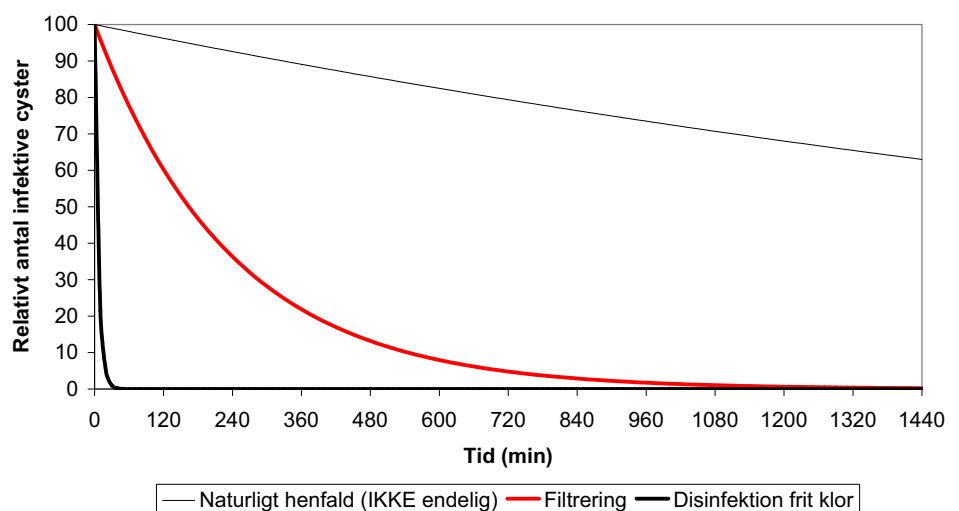
De to processer har ikke lige stor vigtighed for de to parasitter, se figur 1 og 2 nedenfor.

Cryptosporidium



FIGUR 1. TYPISK HENFALD AF CRYPTOSPORIDIUM I SVØMMEBASSINER UNDER ANTAGELSE AF AT OOCYSTERNE ØJEBLIKKELT OPBLANDES FULDSTÆNDIGT I BASSINET. DET BEMÆRKE, AT DEN VÆSENTLIGSTE PROCES ER DEN FYSISKE FJERNES I SANDFILTERET, MENS KLORINGEN IKKE HAR NOGEN VÆSENTLIG EFFEKT..

Giardia



FIGUR 2. TYPISK HENFALD AF GIARDIA I SVØMMEBASSINER UNDER ANTAGELSE AF AT CYSTERNE ØJEBLIKKELT OPBLANDES FULDSTÆNDIGT I BASSINET. DET BEMÆRKE, AT DEN VÆSENTLIGSTE PROCES ER KLORINGEN, IDET FJERNELSEN ER VÆSENTLIGT LÆNGERE TID OM AT FJERNE CYSTERNE.

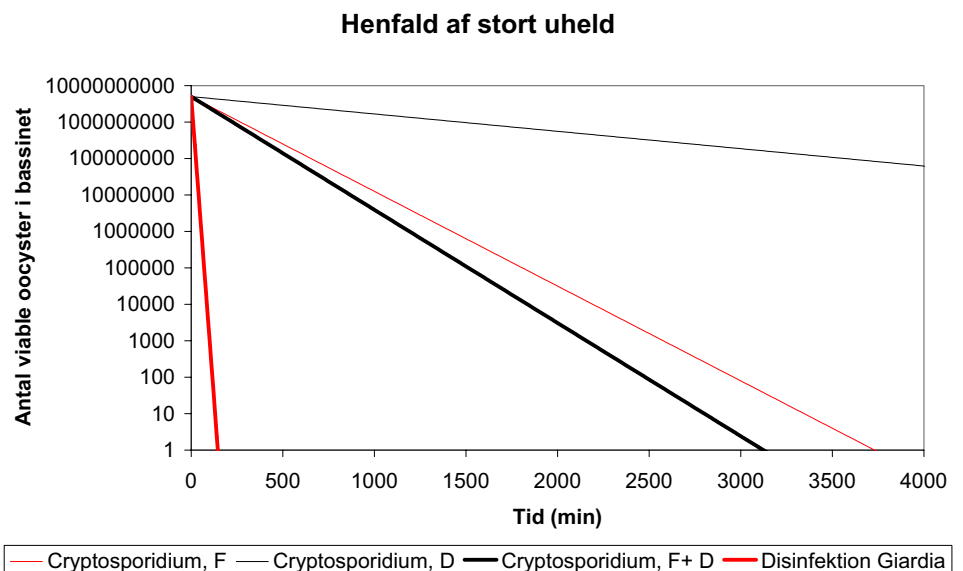
Det er oplagt, at antagelsen om ideel opblanding er opfyldt for kloringens betydning. Det er mindre oplagt for den fysiske filtrering, idet der er regnet med en bassinomsætningstid på 5 timer, altså at hver vandpartikel igennemsnit vil passere filteret en gang hver 5. time. Det vil alligevel blive antaget, at også filtrering fjerner oocyster fra bassinet ud fra en antagelse om en jævn fordeling af oocysterne i vandet. Det sker ud fra følgende betragtninger:

- Vandet i bassinet omrøres relativt meget både på grund af indpumpning af rensat vand og menneskers omrøring mens de bevæger sig
- De svømmende bevæger sig rundt i store dele af bassinet

- Mange badende bader i 1-1,5 time
- Variationer omkring dette gennemsnit vil ikke være væsentlige i forhold til usikkerheden på hvor meget mennesker udleder i forbindelse med et fækalt uheld i svømmebassinet.

Ved at antage at der er tale om et ideelt opblandet bassin og at både fysisk fjernelse i bassinet og inaktivering via kloring er 1. ordens processer kan henfaldet beskrives matematisk.

For at give et overblik over, hvor lang tid et bassin vil være påvirket er der taget udgangspunkt i et tænkt eksempel, hvor en voksen person har et fækalt uheld mens han er inficeret med en parasit. Det fækale uheld udgør ca. 50 g fæces, svarende til 1/3 af en normal dags udsondring. Ud fra litteratur-studiet vides, at forekomsten af (oo)cyster er op til 10^8 pr g fæces. På figur 3 er det resulterende viable (oo)cyster angivet som funktion af tiden.



FIGUR 3. ANTAL VIABLE (OO)CYSTER SOM FUNKTION AF TIDEN. GIARDIA ER TOTALT INAKTIVERET EFTER MINDRE END 3 TIMER, MENS DER VIL VÆRE VIABLE OOCYSTER I NÆSTEN 2,5 DAG EFTER UDSLIP AF 50 G FÆCES I BASSINET. F OG D BETEGNER HHV. FILTRERING OG DESINFEKTION

Af figuren fremgår det at:

- Giardia vil udgøre et væsentligt mindre problem end Cryptosporidium, fordi henfaldet er så hurtigt
- Infektion med Cryptosporidium vil være muligt ikke bare resten af den pågældende dag, men også op til 2 dage efter uheldet.
- 3% af oocysterne vil stadig være viable og fysisk tilstede i svømmebadet (i filteret) efter de 2,5 dage og vil kunne udgøre en væsentlig infektionsrisiko f.eks. i forbindelse med returskyllning af filtrene.
- Ved ekstrapolation af modellen kan det beregnes, at der ikke vil være viable oocyster i filtrene efter ca. 14 dage. Usikkerheden på denne beregning er dog betragtelig.

1.1.1 Eksposering pr. badning.

TABEL 6

Indtag	Type af studie	Reference
100 ml	"Standard default value"	Haas, CN (1983): Effect of effluent disinfection on risks of viral disease transmission via recreational exposure. Journal of the Water Pollution Control Federation, 55, 1111-16. Citeret via WHO
30 ml	Anslået	Crabtree, KD, CP Gerba, JB Rose and CN Haas (1997): Waterborne Adenovirus: A risk assessment, Wat. Sci. Tech, 35, 11-12, 1-6
250 ml	Konservativt skøn	Fromme, H, A Köhler, R Krause og D Führling (2000): Occurrence of Cyanobacterial Toxins - microcystins and Anatoxin-a - in Berlin Water Bodies with implications to human health and regulations, Environmental Toxicology, 15, 2, 120-130
30 ml/time ved fuld kontakt, 7 dage årligt á 2,6 time		USEPA (1998): Ambient water quality criteria derivation methodology human health. Technical support document,. Final draft. www.epa.gov/waterscience/humanhealth/awqcdtsd.pdf
Svømmer: 10 ml 1 gang årligt Legende Barn: 100 ml 5 gange år Windsurfer: 50 ml 30 gange årligt		RIWA publikation via TAS
50 ml/time, 2,6 time gang, 7 gange årligt		Covello, VT og MW Merkhofer (1993): Risk Assessment Methods. Plenum Press, NY.

	Aktivitetsdage pr deltager	Timer pr gang	Kropskontaktindeks	Antal timer eksponeret
Svømning	13,3	2,1	1	27,9
Fiskning				

Wells (1990), citeret i USEPA (1988)

Nærværende memo søger at koordinere estimerne over antallet af eksponeringer af badende mellem de forskellige kapitler. Der fremskaffes følgende estimer:

1. Antal badninger i svømmehaller (egen kommune eller turister med andet hovedformål med rejsen end badning)
2. Antal badninger i badelande (turister og overnattende gæster)
3. Antal badninger i private pools, herunder pools i luksussommerhuse.
4. Antal badninger ved kyster og andre åbne badevandsområder

De første tre kategorier er omfattet af regulering via DS477 mens den sidste kategori er omfattet af badevandsbekendtgørelsen.

1.1.2 Konklusion

TABEL 7

	Årligt antal badninger	Risiko
Indendørs eksponering		
Svømmehaller	25 mio.	Almindelig
Badelande, indendørs	1,7 mio.	Almindelig
Hoteller, indendørs	?	?
Private pools (herunder i lejede sommerhuse)	Lavt	Lav smitte
Totalt	27 mio	
Udendørs eksponeringer		
Badeland, udendørs	0,3 mio	Almindelig
Hotelbidrag	0,2 mio	Almindelig
Sommerhusbidrag	1,4 mio	Almindelig
Campingpladsbidrag	1,6 mio	Almindelig
Skøn over mørketal	50-100%	Almindelig
Total	5,4 - 7,3 mio	

1.2 SVØMMEHALLER OG RISIKO FOR FÆKALE UHELD

Der er indsamlet data ved hjælp af rundringning til et antal svømmehaller som tilsammen skønnes at være repræsentative for Danmark. Data er præsenteret i tabel 1. Det er kendetegnende, at der de senere år er sket en væsentlig udbygning af svømmehallerne i Danmark, således at de fleste større svømmebade har et varmtvandsbassin.

Ud fra de indsamlede oplysninger er det skønnet, at antallet af badende i en kommune er ca. 5 gange indbyggertallet. På den baggrund er det samlede antal eksponeringer pr år sat til 25 mio, hvoraf 10% finder sted i varmtvandsbassiner.

TABEL 8. HOVEDTAL FOR SVØMMEHALLER OG RISIKO FOR FÆKALE UHELD. DET BEREGNEDE ANTAL FÆKALIEUHELD MED GIARDIA OG CRYPTOSPORIDIUM ER UNDER ANTAGELSE AF, AT ALLE MED PROTOZO-INFektionER HAR SAMME HYPPIGHED MHT.

BADNING OG FÆKALIEUHELD SOM RESTEN AF BEFOLKNINGEN. DISSE TAL SKAL DISKUTERES YDERLIGERE.

	Hovedtal
Totalt antal eksponeringer	25 000 000 /år
Almindelige bassiner	
Antal eksponeringer	22 500 000 /år
Rate for fæcalieuheld	4,5 10 ⁻⁵ (1 ud af 22.000 badende)
Antal fæcalieuheld	900 /år
Antal med Cryptosporidium (Incidens 200 (150 - 250) pr 100 000)	1,8 /år
Antal med Giardia (Incidens 1100 (900 - 1300) pr 100.000)	9,9 /år
Varmtvandsbassiner	
Antal eksponeringer	2 500 000 /år
Rate for fæcalieuheld	1,1 10 ⁻³ (1 ud af 909 badende)
Antal fæcalieuheld	2 500 /år
Antal med Cryptosporidium (Incidens 200 (150 - 250) pr 100 000)	5 /år
Antal med Giardia (Incidens 1100 (900 - 1300) pr 100.000)	28 /år

Det vil især indendørs være nødvendigt at analysere grupper separat, dvs. 5 gange årligt som almen befolkning og klubber mv. med 40-160 eksponeringer årligt

TABEL 9. OVERSIGT OVER INDSAMLET INFORMATION VED SVØMMEHALLER OG SVØMMELANDE.

Lokalitet	Fæcalieuheld		Antal badninger			Klubber, skoler mv.	Antal badninger	Varmtvands bassin	Rate af fækalieuhed		Indbyggere/kommune
	alm (år ⁻¹)	varmtvands (år ⁻¹)	Totalt	Betalende	Almindeligt bassin				Almindeligt bassin	Varmtvands bassin	
Lynghby svømmehal	12	24	192000	151000	41000	176900	15100	6.8E-05	1.6E-03	51500	3.7
Køge Svømmeland	12	24	290000	200000	90000	270000	20000	4.4E-05	1.2E-03	39000	7.4
Greve Svømmehal	12	12	275000	202000	73000	254800	20200	4.7E-05	5.9E-04	48000	5.7
Vestbadet (Rødovre/Brøndby)	12	12	300000	-	-					71000	4.2
Gladsaxe Svømmehal	12	12	500000	200000	300000	480000	20000	2.5E-05	6.0E-04	62000	8.1
DGI-byen	?	?	300000	180000	120000	282000	18000			ca 501000	
Lalandia	?	?	610000	610000	0	549000	61000			7000	9.3
Danland Blokhus	3	0	114000	114000	0	102600	11400	2.9E-05	0.0E+00	-	
Slotssøbadet	5	47	395000	303000	92000	364700	30300	1.4E-05	1.6E-03	63000	6.3
Stena-Line Hotel	25	25	175000	175000	0	157500	17500	1.6E-04	1.4E-03	34388	5.1
	81	144				1806500	134500	4.5E-05	1.1E-03		