

Geografiska informationssystem för analys av parasitkällor i ytvattentäkter

Johan Åström



Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Rörsnät & Klimat
Avlopp & Miljö
Management

SVU styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Agneta Granberg (m), ordförande	Göteborgs Stad
Daniel Hellström, sekreterare	Svenskt Vatten
Henrik Aspegren	VA SYD
Per Ericsson	Norrvatten
Tove Göthner	Sveriges Kommuner och Landsting
Per Johansson (s)	Gävle kommun
Stefan Johansson	Skellefteå kommun
Henrik Kant	Göteborg Vatten
Lisa Osterman	Örebro kommun
Kenneth M. Persson	Sydvatten AB
Lars-Gunnar Reinius	Stockholm Vatten AB
Lena Söderberg	Svenskt Vatten

Författaren är ensam ansvarig för rapportens innehåll, varför detta ej kan återopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 47607
117 94 Stockholm
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se
Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Geografiska informationssystem för analys av parasitkällor i ytvattentäkter
Title of the report:	Geographic information systems for the analysis of parasitic sources in surface waters
Författare:	Johan Åström, Tyréns AB
Rapportnummer:	2013-16
Antal sidor:	64
Sammandrag:	Rapporten beskriver GIS-baserade hydrologiska modeller för generering och spridning av Cryptosporidium och Giardia i ytvattentäkter. Aktuella uppgifter om prevalens hos däggdjur och fåglar har sammanställts för nordiska förhållanden. Utifrån situationen i Trollhättans och Östersunds kommun diskuteras förutsättningarna för modellering.
Abstract:	The report describes GIS-based hydrological models for generation and transport of Cryptosporidium and Giardia in surface water sources. Current data on the prevalence of mammals and birds have been compiled for Nordic conditions. From the situation in Trollhättan and Östersund municipalities, modeling conditions are discussed.
Sökord:	Mikrobiologisk risk, ytvatten, råvatten, geografiska informationssystem, parasiter, avlopp, diffusa källor, gödsel, modellering
Keywords:	Microbial risk, surface water, raw water, geographic information systems, parasites, sewage, diffuse sources, manure, modelling
Målgrupper:	Vattenmyndigheter, konsulter, forskare, VA-ansvariga, vattenvårdsförbund
Omslagsbild:	Illustration av Hanna Ahlström Isacson, Tyréns AB
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2013
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB
Om projektet	
Projektnummer:	12-107
Projektets namn:	Känn ditt råvatten: GIS-stöd för prioritering av parasitkällor
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling, Tyréns AB, Trollhättan Energi AB, Östersunds kommun

Förord

En god kännedom om råvattnets kvalitet och dess variation kan vara avgörande för att undvika ett vattenburet utbrott. För att känna sitt råvatten räcker det inte att ta enstaka vattenprov. Blicken måste höjas mot horisonten och man bör fråga sig hur olika verksamheter i avrinningsområdet påverkar de mikrobiologiska förhållandena vid råvattenintaget. Här finns dock flera vägar där man kan gå vilse. En sådan är att begränsa analysen till de källor som redan är allmänt kända, exempelvis ett avloppsutsläpp eller någon viss strandnära betesmark. En svårighet är att bedöma betydelsen av olika källor och många tenderar att inte ägna behövliga resurser åt analysen.

Det är mot bakgrund av ovanstående som detta projekt tagit sikte på geografiska informationssystem (GIS) som ett analysverktyg för att bedöma källor till parasitspridning i ytvattentäkter. Flera egenskaper hos *Cryptosporidium* och *Giardia* talar för att GIS bör användas i detta sammanhang; det varierande ursprunget från ett stort antal däggdjur, den höga överlevnaden i vattenmiljöer med följden att även avlägsna källor kan påverka, för att nämna några. Efter de senaste årens stora vattenburna utbrott i Norden finns det skäl att ta risken med parasiter i råvattnet på stort allvar; det har varit svårt att härleda dessa parasitutbrott till källan i avrinningsområdet.

I detta projekt har personer från Trollhättans kommun, Östersunds kommun och Tyréns AB samarbetat, alla med aktuell erfarenhet av att upprätta vattenskyddsområden och svårigheten med att korrekt bedöma de mikrobiologiska riskerna i sammanhanget. Johanna Samuelsson och Elin Govik från Trollhättan Energi AB, Jari Hiltula och Albin Månsson från Miljö och Hälsa i Östersund och Johan Åström och Andreas Ekelund från Tyréns har utgjort projektgrupp.

Ett tack framförs till den referensgrupp som med stort engagemang bidragit i projektet: Kaisa Sörén vid Statens Veterinärmedicinska anstalt, Anette Hansen vid Smittskyddsinstitutet, Ekaterina Sokolova vid Chalmers Tekniska Högskola samt Olof Bergstedt vid Göteborg Vatten. Ert bidrag visar hur behövligt det är med ett tvärvetenskapligt arbetssätt i detta sammanhang.

Alingsås, juni 2013

Johan Åström

Innehåll

Förord.....	3
Sammanfattning.....	6
Summary.....	7
1 Introduktion	8
1.1 Bakgrund	8
1.2 Syfte	9
2 Bakgrund.....	10
2.1 Mikrobiell riskanalys	10
2.2 Spridning av Cryptosporidium och Giardia i vattentäcker.....	10
2.3 Geografiska informationssystem som analysverktyg.....	12
2.4 Analysmetoder för Cryptosporidium och Giardia.....	14
2.5 Zoonotisk potential hos Cryptosporidium och Giardia.....	15
3 Prevalens och utsöndringshalt hos olika värdorganismer.....	16
3.1 Människor	16
3.2 Övriga däggdjur	17
3.3 Fåglar	21
3.4 Statistisk metod för skattning av prevalens och utsöndringshalt.....	21
4 GIS-modeller för parasitspridning i ytvattentäcker	25
4.1 Modell A: Coffey et al. 2010	25
4.2 Modell B: Ferguson et al. 2007	26
4.3 Modell C: Dorner et al. 2004 och 2006	27
4.4 Modell D: Medema & Schijven 2001	28
4.5 Modell E: Hofstra et al. 2013	29
4.6 Modell F: Samadder et al. 2010	30
4.7 Modell G: Walker & Stedinger 1999	30
4.8 Jämförelse av olika modeller	31

5	Underlagsdata till GIS-modeller	35
5.1	Statistiska Centralbyrån.....	35
5.2	Jordbruksverket.....	35
5.3	Smittskyddsinstitutet.....	36
5.4	Sveriges Lantbruksuniversitet	36
5.5	Svenska Jägareförbundet.....	36
5.6	Övrigt underlagsmaterial och Geodatasamverkan	37
6	Förutsättningar för GIS-modellering i två kommuner	39
6.1	Trollhättans kommun	39
6.2	Östersunds kommun	41
7	Diskussion	45
8	Referenser.....	48
	Appendix 1	59

Sammanfattning

Det vattenburna utbrottet av *Cryptosporidium* i Östersund 2010–2011 rankas som det största parasitutbrottet i Europa i modern tid och understryker behovet av kraftfulla verktyg för att hantera parasitkällor i avrinningsområdet. Syftet med detta projekt har varit att klargöra hur kommuner kan använda geografiska informationssystem (GIS) som ett stöd för att identifiera, prioritera och åtgärda parasitkällor i avrinningsområdet och därmed minska risken för parasitsmitta via råvattnet.

I ett par decennier har GIS använts som ett analysverktyg för näringsämnen och fekala indikatorbakterier i ytvattentäkter. De senaste åren har det publicerats GIS-modeller även för spridningen av parasiter. *Cryptosporidium* och *Giardia* sprids från infekterade däggdjur och fåglar och därmed från både punktkällor och diffusa källor i ett avrinningsområde. GIS-modeller kan potentiellt vara kraftfulla verktyg för att bedöma parasitspridningskällor uppströms ett råvattenintag.

En litteraturgenomgång gjordes av studier på prevalens och utsöndringshalt av *Cryptosporidium* och *Giardia* hos människor, husdjur, partåiga hovdjur, gnagare, rovdjur, sällskapsdjur och fåglar. Ett antal prevalensstudier har genomförts under senare år i Norden och i Kanada och även om flera frågetecken kvarstår finns här ett underlag som skulle kunna användas i GIS-modeller. De studier där genotypning utförts pekar mot att många däggdjur utsöndrar parasiter i en form som inte kan infektera människor. I en modell finns det skäl att i valideringssyfte ta med samtliga spridningskällor, men med ytterligare data om art och subtyp skulle en modell kunna begränsas till enbart de arter som kan infektera människor.

Sju GIS-baserade hydrologiska modeller för att beskriva generering och spridning av *Cryptosporidium* och *Giardia* i ytvattentäkter kommenteras och jämförs. Modellerna skiljer sig åt vad gäller indata, komplexitet och typ av resultat, men har det gemensamt att man försökt sammanföra data från enskilda studier till en helhet. Några av modellerna omfattar även andra mikroorganismer såsom *E. coli* och *Campylobacter*. Den modell som förefaller vara mest lättillgänglig, och som dessutom omfattar flest spridningskällor, baseras på analysverktyget SWAT (Soil and Water Assessment Tool).

Denna typ av GIS-modellering skulle kunna utgöra en fördjupande analys vid upprättande av vattenskyddsområden där ofta flera kommuner berörs. Relevansen av dessa GIS-modeller bedömdes för kommunerna Östersund och Trollhättan, där man i båda fallen arbetar med nytt vattenskyddsområde. Storleksmässigt är kommunerna jämförbara med både humana och animala spridningskällor i ytvattentakten. En sammanställning har gjorts av vilken GIS-data som är tillgänglig på kommunnivå och nationellt.

Nästa fas i detta projekt är att implementera några av de GIS-modeller för parasitspridning som identifierats i detta projekt. Pågående forskning vid myndigheter, universitet och högskolor kan framöver bidra med indata och bättre valideringsmöjligheter.

Summary

The waterborne outbreak of *Cryptosporidium* in the city of Östersund 2010–2011 ranks as the largest parasite outbreak in Europe in modern times and highlights the need for powerful tools to handle parasitic sources in the water basin. The purpose of this project has been to clarify how municipalities can use geographic information systems (GIS) as an aid to identify, prioritize and remediate parasitic sources in the catchment area and thereby reduce the risk of parasite infection by the raw water.

In the last decades, GIS has been used as an analysis tool for nutrients and faecal indicator bacteria in surface water sources. During the past few years however, GIS models have been published also for assessing the spread of parasites. *Cryptosporidium* and *Giardia* is shed from infected humans, mammals and birds and thus from both point and diffuse sources in the river basin. GIS models can potentially be powerful tools to assess the spread from parasitic sources upstream a raw water intake.

A literature review was conducted of studies on the prevalence and shedding levels of *Cryptosporidium* and *Giardia* in humans, domestic animals, cloven-hoofed animals, rodents, carnivores, pets and birds. A number of prevalence studies have been conducted in recent years in the Nordic countries and in Canada, and although many questions remain this is a basis of information that could be used in GIS models. Studies where genotyping was performed however suggest that many mammals excrete parasites in a form that may not infect humans. There is reason to include all scattering sources for validation purposes in modelling, but with additional data on species and subtype, the modelling could be limited to only those species that can infect humans.

Seven GIS-based hydrologic models to describe the generation and dissemination of *Cryptosporidium* and *Giardia* in surface water sources are commented and compared. The models differ in terms of input, complexity and results format, but have in common that they tried to bring together data from individual studies into a general frame. Some of the models also include other microorganisms, such as *E. coli* and *Campylobacter*. The model that appears to be most readily available, and which also includes the most sources, is based on SWAT (Soil and Water Assessment Tool).

This type of GIS modelling can provide an in-depth analysis in the preparation of water protection areas where often several municipalities are represented. The relevance of these GIS models was assessed for the municipalities Östersund and Trollhättan, in both cases involved in the preparation of new water protection areas. These two municipalities are comparable in their population size with both human and animal faecal sources in the surface water source. A compilation has been made of available GIS data at the municipal and national levels.

The next phase of this project is to implement some of the GIS models for the spread of parasites identified in this project. On-going research by governments and universities in Sweden may provide additional model input and validation data in the near future.

1 Introduktion

1.1 Bakgrund

Flera samverkande faktorer gör parasiterna *Cryptosporidium* och *Giardia* till en väsentlig risk för dricksvattenförsörjningen i Sverige. De kan utsöndras från både människor, djur och fåglar och kan i varierande grad beroende på typ potentiellt orsaka infektion hos dricksvattenkonsumenter. Infekterade individer kan utsöndra miljontals parasiter per gram träck och parasiterna kan överleva flera månader i många vattenmiljöer. Att dessutom traditionell klorering vid vattenverk är verkningslös, och att intag av enbart ett tiotal *Cryptosporidium* kan vara nog för att infektera en människa (Chappell et al. 2006), bidrar till den risk som dricksvattenproducenterna har att hantera. Minst nio olika arter av *Cryptosporidium* från människa och från flera olika djurslag har rapporterats kunna åstadkomma infektion (Silverlås 2010).

Det vattenburna utbrottet med parasiten *C. hominis* i Östersund vinterhalvåret 2010–2011 drabbade över 20 000 personer och rankas som det största utbrottet av *Cryptosporidium* i Europa i modern tid (SMI 2011). Efter utbrottet i Östersund utgav Livsmedelsverket (SLV) tillsammans med Smittskyddsinstitutet (SMI) och Svenskt Vatten nya rekommendationer om åtgärder för att minska risken för vattenburen smitta (SLV, SMI & SV 2011). En av uppmaningarna i dessa rekommendationer är: ”Känn ditt råvatten”. Kännedom om råvattnet innebär inte bara parasitanalys av råvattnet, vilket blivit vanligare i våra kommuner på senare år. Det behövs även en förståelse för ursprunget till fekal påverkan och vilka transportvägarna är till råvattenintaget.

Naturvårdsverket gav 2011 ut en reviderad handbok om vattenskyddsområden med vägledning gällande avgränsning av områden, indelning i skyddszoner och vattenskyddsföreskrifter (Naturvårdsverket 2011). Parasiter omnämns visserligen på ett par ställen i denna handbok (s. 61 och 130) och då relaterat till spillvatten, dagvatten, stallgödsel och strandbeteszoner. I handboken ges dock inte någon närmare vägledning om hur man ska skydda råvattnet mot parasitsmitta. I många kommuner har man en låg eller obefintlig kännedom om nivåerna av parasiter i vattenskyddsområden, medan underlagsmaterialet kan vara omfattande när det gäller indikatorbakterier. Indikatorbakterier ger dock en bristfällig bild av parasitrisken, inte minst därför att parasiter överlever längre än de flesta indikatorbakterier i vatten.

Utsläppens karaktär, prevalens, träckmängd och transporttid är några av de faktorer som måste beaktas för att bedöma parasitspridning till ett råvattenintag. Att olika spridningskällor identifieras och prioriteras är en förutsättning för att ett vattenskyddsområde ska ge ett gott skydd mot parasiter. Mikrobiell riskanalys (MRA) och God desinfektionspraxis (GDP) har på senare år genomförts i många svenska kommuner, sannolikt med tämligen grova antaganden om patogenhalter och dess variation över tid. Samtidigt finns en utbredd farhåga att klimatförändringarna i Sverige, där extrem nederbörd väntas bli vanligt förekommande, kommer att öka patogenhalterna i råvattnet och därmed risken för vattenburen smitta (SV 2007).

Ett steg för att förbättra underlaget för MRA och GDP och förstå klimatförändringseffekter är därför att kartlägga spridningskällor för patogener i avrinningsområdet och hur tillskottet av patogener varierar under olika nederbördsförhållanden.

Informationen om vattenresurser och smittspridningskällor i miljön är ofta av geografiskt relaterad karaktär. Geografiska informationssystem (GIS) med dess möjlighet till inmatning, lagring, bearbetning och presentation av geografiska data är ett verktyg som skulle kunna användas i hög utsträckning. GIS används rutinmässigt av många svenska kommuner för att exempelvis samordna kartmaterial inom VA och vid upprättande av vattenskyddsområden och vattenförsörjningsplaner. Under senare decennier har även ett antal vattenkvalitetsmodeller utvecklats och integrerats med GIS. Behovet av att beskriva det diffusa tillskottet från jordbruk har varit en av drivkrafterna till utvecklandet av dessa modeller (Johnson 2009).

GIS-modeller ger möjligheten att beskriva spridningen från diffusa föroreningskällor baserat på uppgifter om markanvändning, jordarter, avrinningsområde, topografi osv. Trots de möjligheter som GIS erbjuder är det svårt att på ett rättvisande sätt beskriva spridningen från jordbruk, vilken är ett resultat av en rad komplexa mekanismer. Oliver et al. (2009) identifierade fem utvecklingsområden när det gäller modellering av mikrobiell spridning från jordbruk: 1) inse bristerna i stickprovtagning som ett starkt motiv för vidare modellutveckling; 2) osäkerhet i storleksbestämningen av mikrobiell förorening från olika källor; 3) kontinuerlig utveckling av det empiriska underlaget för förorenings-spridning i stort; 4) erkänna värdet av tvärvetenskapliga arbetsgrupper i sammanhanget, samt 5) börja redovisa ekonomiska aspekter i modellutvecklingen.

1.2 Syfte

Syftet med detta SVU-projekt har varit att klargöra hur kommuner kan använda GIS-data som ett stöd för att identifiera, prioritera och åtgärda parasitkällor i avrinningsområdet och därmed minska risken för parasit-smitta via råvattnet. En litteraturgenomgång har genomförts avseende parasitförekomst och utsöndringshalt hos olika värdorganismer med fokus på förhållandena i Norden. Vidare har vetenskapligt publicerade GIS-modeller för parasitspridning granskats och jämförts för att bedöma deras relevans för svenska kommuner. Tillgången till underlagsdata i GIS-format för dessa modeller har redovisats. Slutligen har relevansen och nyttan för dessa modeller bedömts för kommunerna Östersund och Trollhättan. Gemensamt för dessa båda kommuner är att parasiter ingått i frågeställningen för råvattenkvalitet och att kommunerna berörs av att nya vattenskyddsområden är under framtagande.

2 Bakgrund

2.1 Mikrobiell riskanalys

Mikrobiell riskanalys med metoderna MRA och GDP (tidigare benämnt ODP, optimal desinfektionspraxis) är metoder som under senaste åren lanserats på bred front i Sverige för att bedöma barriärverkan vid dricksvattenverk och infektionsrisk för dricksvattenkonsumenter. Till båda metoderna finns svenska manualer (Abrahamsson, Ansker & Heinicke 2009; SV 2013). MRA är en internationellt etablerad metod för att bedöma hälsoriskerna för patogenspridning (Haas, Rose & Gerba 1999). Stokastisk simulering har använts för beräkningarna, där sannolikhetsfördelningar istället för punktvärden ofta används för att ta en rättvisande hänsyn till variation och/eller osäkerhet, för att bestämma variationen i beräkningsresultatet samt för känslighetsanalys. En MRA omfattar principiellt fyra huvudsteg; faroidentifiering, exponeringsbedömning, dosresponsbedömning samt riskkarakterisering. I exponeringsbedömningen ingår att ange patogenhalt i råvattnet. Då lokala mätvärden saknas kan beräknade halter användas med utgångspunkt i transporttid och utspädningsfaktor i förhållande till ett avloppsutsläpp eller generella litteraturvärden för halter i ytvatten.

Även i GDP ska råvattenhalten bestämmas, men här används punktvärden istället för sannolikhetsfördelningar; metoden baseras alltså på deterministiska beräkningar. Till skillnad från MRA kan i GDP analysdata för indikatorbakterierna *E. coli* och *Clostridium* perfringens användas för att bestämma nödvändig barriärhöjd, eventuellt i kombination med data för *Giardia* och *Cryptosporidium* (SV 2013; Ødegaard, Østerhus & Melin 2009). Reningsstegen på vattenverken utgör den främsta barriären, men i GDP kan även nya åtgärder inom avrinningsområdet tillgodoräknas (logkredit), förutsatt att man kan hävda att dessa reducerar patogenhalten i råvattnet. En rätt utförd riskanalys enligt ODP och MRA kräver alltså en förståelse för patogenhalter och hur dessa varierar över tid i en vattentäkt. I GDP behövs dessutom en förståelse för hur olika åtgärder uppströms råvattenintaget kan påverka patogenhalten. Detta understryker behovet av att känna sitt råvatten; inte bara vilka halter som kan förekomma utan även vilka aktiviteter som förekommer i avrinningsområdet och som kan påverka dessa halter.

2.2 Spridning av *Cryptosporidium* och *Giardia* i vattentäkter

Fekala källor i och omkring ytvattentäkter i norra Europa exemplifieras i Figur 2.1, med punktkällor till höger och diffusa källor till vänster. Kommunala avloppsutsläpp indelas i huvudkategorierna duplikata eller separerade respektive kombinerade system (nedre och övre delen i Figur 2.1 till höger). I duplikata och separerade avloppssystem transporteras avloppsvatten och dagvatten i separerade ledningar, där avloppsvattnet leds till avloppsrenings-

verket medan dagvatten från hårdgjorda ytor avleds till recipienten, oftast orenat eller efter en lokal dagvattenhantering. Svårförutsägbara händelser som strömbrott vid pumpstationer eller inträngning av ovidkommande vatten kan resultera i översvämning i dessa system och orsaka nödavledning till recipienten via nödavlopp. I kombinerade avloppssystem transporteras avloppsvatten och dagvatten i samma ledning. På grund av hydrauliska begränsningar i ledningsnätet sker då avsiktligt bräddning vid kraftig dagvattentillrinning såsom vid skyfall. Bräddavlopp finns ofta installerade både på ledningsnätet och på avloppsreningsverket.

Tillskottet från enskilda avlopp till en ytvattentäkt varierar beroende på anläggningstyp, fekal belastning och lokalisering (Figur 2.1 till vänster). Bristfälliga enskilda avlopp kan i det närmaste helt sakna avskiljning, vilket ger ett avsevärt tillskott av såväl näringsämnen som mikroorganismer till vattentäkter. Markbäddar och infiltrationsanläggningar är de vanligaste anläggningstyperna, och korrekt utformade och rätt belastade kan dessa system fungera väl under en tid. Oberoende av vilken teknik som används är principen den att ju mindre avloppsanläggning, desto känsligare är anläggningen för störningar vilket kan orsaka tillfälliga utsläpp (Palm, Malmén & Jönsson 2002). Ofta saknas möjligheten att mäta och utvärdera funktionen vid mindre anläggningar, exempelvis mikrobiell avskiljning. Belastningen till recipienten från enskilda avlopp påverkas av transportsträckan genom mättad och omättad zon och i vattendrag (Charles et al. 2003).

Zoonotiska patogener har internationellt utpekats som en orsak till vattenburna utbrott (Cotruvo et al. 2004; Hrudey & Hrudey 2004). Träck från djur kan släppas direkt i vattendragen som en punktkälla eller tillföras diffust genom avspolning av mark vid kraftiga regn eller genom översvämning av mark (Figur 2.1). Nötkreatur och får tillåts ofta beta nära vattendrag i Sverige och detta anses gynna den biologiska mångfalden, men strandnära betesmarker uppströms råvattenintag utgör en potentiell patogenrisk som behöver bedömas. Det ökande intresset för hästar i Sverige har inneburit fler hästbetesmarker, vilket naturligt innebär fler hästar även längs många vattendrag. Fekal förorening från husdjur såsom katter och hundar kan även tillföras från hårdgjorda ytor via dagvattnet, liksom från fåglar, råttor och möss osv. I orörda avrinningsområden svarar vilda djur och fåglar för den huvudsakliga fekala påverkan.

Ytavrinning vid nederbörd är ofta en utlösande faktor till förhöjda patogenhalter i vattentäkter, eftersom nederbörd aktiverar många av de ovan nämnda spridningskällorna. Det finns flera studier där man genom tätare provtagning under kortare tidsförlopp karakteriserat hur halterna varierar under regn- och avrinningshändelser (Atherholt et al. 1998; Kistemann et al. 2002; Signor et al. 2005; Åström et al. 2013). Hälsoeffekten på dricksvattnet har också visat sig vara förhöjd vid nederbörd. Flera svenska utbrott har satts i samband med kraftig nederbörd (Andersson 1992; Stenström et al. 1994) och statistiskt säkerställda samband har redovisats för bland annat USA (Curriero et al. 2001). För vattenprov vid svenska ytvattentäkter sågs dock inte på någon signifikant korrelation mellan parasithalter och nederbördsmängd två eller sex dygn innan provtagning (Hansen 2011).



Figur 2.1 Vanligt förekommande källor till fekal förorening av ytvattentäkter i Sverige, med exempel på punktkällor till höger och diffusa källor till vänster i figuren.

Cryptosporidium och *Giardia* och en del andra zoonoser kan förekomma hos ett stort antal varmblodiga djur och fåglar och på olika vägar spridas ut i vattentäkter. Till skillnad från exempelvis norovirus, som förekommer hos människor och inte anses som en zoonos, är spridningsvägarna för dessa parasiter mer komplex. I en sammanställningsartikel av Jamieson et al. (2004) görs en genomgång av olika angreppssätt för att modellera den mikrobiologiska kvaliteten i ytvattentäkter. För att vara tillräckligt komplett bör en modell för mikrobiell spridning i ett avrinningsområde ta hänsyn till följande:

- Produktion och fördelning av avföring och tillhörande mikroorganismer,
- Transporten av mikroorganismer från markytan till mottagande vattendrag,
- Spridningen nedströms genom vattendrag.

Både punktkällor och diffusa källor behöver beaktas, vilket omfattar ytvärning med retention ovan och under mark.

2.3 Geografiska informationssystem som analysverktyg

I ett par decennier har GIS används som ett verktyg för att modellera spridningen av fysikalisk-kemiska ämnen som kväve och fosfor, såväl i Sverige (Ekstrand, Wallenberg & Djodjic 2010; Berndtsson & Bengtsson 2006) som utomlands (Foster & McDonald 2000; Bowes et al. 2005; Ha & Bae

2001). GIS har även använts för modellering av indikatorbakterier (Fraser, Barten & Pinney 1998; Cho et al. 2012; Tong & Chen 2002). Även i Sverige har GIS-modeller används för att beräkna spridning och belastning av indikatorbakterier från olika områden. I ett tidigare SVU-projekt har MIKE BASIN utvecklats av företaget DHI,¹ där GIS integreras med hydrologisk modellering, använts för spridningsberäkning av *E. coli* och näringsämnen (Tilly & Gustafsson 2006). DHI har även ett ekologiskt modelleringsverktyg (ECO LAB) för att beskriva bland annat biologiska processer och detta verktyg kan kopplas till GIS-data genom såväl hydrologiska (ex. MIKE SHE) som hydrauliska (ex. MIKE 3) modelleringsverktyg, och det senare har utvärderats i ett annat SVU-projekt (Åström et al. 2011).

GIS kan användas som ett lokaliseringsverktyg där spridningskällor från människor och djur kan läggas in och kommenteras i attributtabeller. Kistemann, Dangendorf och Exner (2001) redovisade i en artikel hur kartmaterial i form av GIS-lager, exempelvis markanvändning, skulle kunna användas för att prioritera patogenkällor i en vattentäkt som ett underlag för mikrobiell riskanalys. Inte minst för zoonotiska patogener, vilka sprids från både punktkällor och diffusa källor, kan GIS-baserade spridningsmodeller ge värdefull information för att prioritera åtgärder på ett korrekt sätt. Plummer och Long (2007) kombinerade information om markanvändning i GIS-skikt med analysdata för traditionella indikatorbakterier och mikrobiell källspårning för att identifiera källorna till fekal påverkan i ett avrinningsområde.

Nyligen presenterades en global modell för att bedöma utsläpp av *Cryptosporidium* från människor och djur till ytvattentäkter, vilket möjliggör en jämförelse av situationen mellan olika kontinenter och länder (Hofstra et al. 2013). Det finns också exempel på där man använt GIS för att beräkna spridningen och risken kopplat till en och samma typ av spridningskälla. Asquith, Whitehead och Kidd (2007) använde en GIS-baserad modell för att beräkna spridningen av näringsämnen och patogener från enbart enskilda avlopp som ett underlag för kvantitativ mikrobiell riskanalys (MRA).

En handfull GIS-modeller har utvecklats under senare år för att bedöma patogenspridning från olika typer av spridningskällor i ett avrinningsområde (se avsnitt 4). Den typ av modeller som inkluderar både punktkällor och diffusa källor blir mer intressanta än de som enbart tar med en viss typ av spridningskälla. Generellt gäller dock att resultat från modeller aldrig blir bättre än en kombination av indata och de antaganden som finns i beräkningarna (Ferguson & Kay 2012). Detta gör det desto mer angeläget att samla in kvantitativa data om mikrobiella spridningskällor och att förstå de processer och mekanismer som påverkar lösgörandet och transporten av patogener i ytvattentäkter.

Grundläggande vid modellering är att man önskar bedöma modellens resultat mot vad som i verkligheten har observerats. Modellresultat är ju en följd av indata och antaganden i en modell, och saknas en jämförelse mot vad som observerats i fält kan inte modellens trovärdighet bedömas. I samband med hydrologisk modellering i GIS-miljö används begreppen kalibrering och validering. Kalibrering avser justering av modellparametrar

¹ <http://www.dhigroup.com>

för att modellens resultat i så hög grad som möjligt ska återspegla vad som observerats. Flöde är en vanlig parameter vid kalibrering. Validering är själva värderingen av modellen och kommer i ett senare steg. Vid valideringen jämförs modellresultaten med ett från kalibreringen fristående dataunderlag av observationer, ofta med hjälp av statistiska analysmetoder. I denna rapport används begreppet validering i vidare bemärkelse avseende jämförelsen mellan modellerade och uppmätta halter av mikroorganismer.

2.4 Analysmetoder för *Cryptosporidium* och *Giardia*

För att utvärdera spridningsmodeller krävs provtagningsserier med analys av de mikroorganismer som ingår, alternativt indikatororganismer med liknande egenskaper. Analysmetoderna för *Cryptosporidium* och *Giardia* är omfattande jämfört med de flesta metoder för indikatororganismer. För att analysera ytvattenprov behövs vanligtvis 10 till 100 litersprov som filtreras, antingen på plats med en filterpatron som skickas för vidare analys, eller direkt på vattenlaboratorium. Efter filtrering koncentreras de partiklar och organismer som fastnat på filtret. Koncentratet behandlas med immunomagnetisk separation (IMS) varigenom (oo)cystor sorteras ut och skiljs från andra partiklar i vattnet.² Därefter fästs dessa (oo)cystor på ett objektglas och inkuberas tillsammans med immunofluorescerande antikroppar som specifikt fäster på *Cryptosporidium* och *Giardia*. Genom fluorescensmikroskopi avräknas antalet parasiter utifrån storlek och form samt efter infärgning med så kallad DAPI (ISO 2006; Hansen 2011).

Utbytet i denna analysmetod för parasiter i vatten varierar beroende på vattentyp och analysförfarande och kan bestämmas genom att en känd mängd (oo)cystor tillsätts som en intern kontroll i analysen. Erfarenheter från SMI är att utbytet ofta ligger i intervallet 30–60 % för ytvattenanalyser (Hansen 2011; Hansen 2013). Från andra sammanhang, där samma eller liknande metoder använts, rapporteras utbytet till ibland under 50 %, vilket innebär att många vattenprov riskerar att felaktigt rapporteras som negativa (Hansen & Ongerth 1991; Samadder et al. 2010).

Som referensmetod för analys av avföringsprov från människa använder SMI infärgningsbaserade metoder, där *Cryptosporidium* spp. och *Giardia* spp. sedan påvisas i mikroskop (Hansen 2013). Statens veterinärmedicinska anstalt (SVA) tillämpar direktutstryk och infärgning med en kombination av monoklonala antikroppar för analys av *Cryptosporidium* och *Giardia* i avföringsprov från djur (Silverlås 2013). Flotation kan användas för att lösgöra parasiter från övrigt material i ett avföringsprov (Olson et al. 1997). Efter tillsats av fluorescerande monoklonala antikroppar kan sedan avläsning göras i fluorescensmikroskop. Även i analysen av avföringsprov får man räkna med ett ofullständigt utbyte.

För att undersöka om påvisade (oo)cystor är levande (viabla) och sjukdomsframkallande måste kompletterande analyser genomföras. Kläckning

² Parasitagg benämns oocystor när det gäller *Cryptosporidium* och cystor när det gäller *Giardia*. När man avser båda parasytterna används förkortningen (oo)cystor.

(excystering) eller vital infärgning är metoder för att bestämma viabilitet, medan genotypning används för att bestämma art och subtyp. Numera används vanligtvis molekylärbiologiska metoder, där DNA extraheras och analyseras med polymeras kedjereaktion (PCR) och sekvensering. Genotypning av isolat från vattenprov förutsätter ett tillräckligt antal (oo)cystor, vilket varit en vanlig orsak till att fynd i råvatten inte kunnat följas upp. Från senare års forskning finns dock exempel på där man lyckats genomföra typning av ytvattenprov. En långtidsstudie på ytvatten från Ontario i Kanada gav en omfattande bild av förekommande arter och subtyper. Vanligast var *C. andersoni* och subtypen muskrat II medan arter som förknippats med boskap motsvarade 39 % av isolaten. De humanpatogena arterna *C. hominis* och *C. parvum* förekom i prevalensen 1,6 % av proven, något som antyder att hälsorisken är liten (Ruecker et al. 2012). I en tidigare studie i Kanada använde Ruecker et al. (2007) GIS för att beskriva markanvändningen uppströms de provpunkter där ytvattenprov analyserats för *Cryptosporidium* vilket även omfattade genotypning.

2.5 Zoonotisk potential hos *Cryptosporidium* och *Giardia*

Världshälsoorganisationen (WHO) klassar arterna *C. parvum* och *G. duodenalis* som högprioriterade vattenburna zoonoser, medan vissa andra arter inte kan sprida infektion mellan ryggradsdjur och människor. Hos flera däggdjur kan både zoonotiska och icke-zoonotiska arter förekomma och dessutom i varierande halter. Metodutvecklingen inom molekylärbiologi har på senare år ökat möjligheterna att bestämma den zoonotiska potentialen hos olika typer av *Cryptosporidium* och *Giardia*.

För *Cryptosporidium* har åtminstone nio arter rapporterats kunna infektera människa: *C. hominis*, *C. parvum*, *C. meleagridis*, *C. felis*, *C. canis*, *C. suis*, *C. muris*, *C. andersoni* samt *C. suis*-liknande typer. Dessutom har subtyperna *C. hominis* monkey genotype, *C. parvum* mouse genotype, *Cryptosporidium* spp. subtyperna cervine, chipmunk, deer, horse, rabbit, skunk, och pig genotype II rapporterats kunna infektera människa (Silverlås 2010b). Innan genotypningen slog igenom benämndes *C. hominis* för *C. parvum* typ II och man bör vara medveten om att förändringar i nomenklaturen förekommit under årens lopp.

För parasiten *Giardia* är det arten *G. duodenalis*, som även går under namnen *G. lamblia* eller *G. intestinalis*, som potentiellt kan infektera människor. Det är subtyperna A och B (på engelska benämnt assemblage A och B) hos *G. duodenalis* som infekterar människor och som också återfinns hos ett stort antal övriga däggdjur (Fayer 2004; Takumi et al. 2012). De övriga, assemblage C till H, återfinns hos andra djur. Assemblage C och D finns bland annat hos hunddjur, E hos boskap, F hos katter, G bland gnagare och H hos marina ryggradsdjur som sälar och hos måsar (Lasek-Nesselquist, Welch & Sogin 2010; Hopkins et al. 1997).

3 Prevalens och utsöndringshalt hos olika värdorganismer

Eftersom enbart infekterade individer utsöndrar patogener blir andelen infekterade en viktig faktor att beakta för att bestämma spridning till vatten. Begreppet prevalens anger den andel av en population av en värdorganism som har en infektion just nu, eller vid en viss tidpunkt. Incidens är andelen infekterade per år i en population som helhet. För människor anges detta ofta som antal fall per 100 000 invånare och år (Ekdahl & Giesecke 2003). Inte alla infektioner medför sjukdomssymtom, vilket innebär att exempelvis *Cryptosporidium* och *Giardia* kan utsöndras utan att värdorganismen har synbara symptom. Detta gör det angeläget att prevalens bestäms utifrån en representativ population av värdorganismer bestående av såväl friska som sjuka individer.

3.1 Människor

Till SMI rapporterades under perioden 2006 till 2010 ca 100 till 390 fall per år av infektion med *Cryptosporidium* spp. (kryptosporidios) och ca 1 200 till 1 500 fall per år av infektion med *Giardia* (giardiasis), men man förmoda att underrapporteringen är omfattande (Svenungsson et al. 2009; SMI 2013). I en studie av patienter i Sverige diagnosticerade med kryptosporidios, de flesta i Stockholmsområdet, dominerade typen *C. parvum* följt av *C. hominis* och *C. meleagridis* (Insulander et al. 2013). De flesta patientfall av *C. parvum* (51 %) härleddes till infektion i Sverige, till skillnad mot *C. hominis* (26 %), vilket antyder att *C. parvum* även kan cirkulera i en stadsbefolkning. I en tidigare studie, genomförd före år 2004 då kryptosporidios i Sverige blev en anmälningspliktig infektion, rapporterades en prevalens av 1 % *Cryptosporidium* spp. bland prov från Sydsverige (Atterholm, Castor & Norlin 1987).

Med hjälp av metaanalys har prevalensen i Finland av *Giardia* i befolkning utan magsjukesymptom beräknats till i genomsnitt 2,97 % och i befolkningen med magsjukesymptom till 5,81 %. Motsvarande prevalens för *Cryptosporidium* beräknades till 0,99 % respektive 2,91 % (Hörman et al. 2004). Att giardiasis är betydligt vanligare än kryptosporidios hos befolkningen avspeglar sig också i att *Giardia* spp. påvisats mer frekvent och i högre halter jämfört med *Cryptosporidium* spp. i avloppsvatten i Sverige (Ottoson 2001; Ottoson et al. 2006a; Ottoson et al. 2006b). För orenat avloppsvatten vid Henriksdals och Tegelvikens avloppsreningsverk rapporterade Hansen och Stenström (2007) medelhalterna 4 respektive 3 *Cryptosporidium* oocystor per liter samt 807 respektive 160 *Giardia* cystor per liter. Vid tiden för utbrottet av *Cryptosporidium* i Östersund uppmättes halter i utgående avloppsvatten i intervallet 3–1 000 oocystor per liter (SMI 2011).

Vid provtagning på 40 avloppsreningsverk i Norge påvisades *Cryptosporidium* spp. på 80 % och *Giardia* på 93 % av verken (Robertson, Hermansen

& Gjerde 2006). De flesta fynd av *Giardia* tillhörde assemblage A, vissa B. Avskiljningsgraden för *Cryptosporidium* genom sekundär avloppsrening angavs till omkring 50 % och för *Giardia* till > 80 %. Robertson, Forsberg och Gjerde (2008) redovisade vilka subtyper av *Giardia* som förekom i avloppsvattenprov före och efter det stora utbrottet i Bergen i Norge 2004, och konstaterade en likartad sammansättning under och flera månader efter utbrottet. Genotypning av *Giardia* har använts för att utesluta ett enskilt avlopp som tänkbar smittkälla och att härleda orsaken till Bergenutbrottet till spridning från ett bostadsområde (Robertson et al. 2006).

3.2 Övriga däggdjur

Studier från olika delar av världen gällande prevalens och utsöndringshalt av *Cryptosporidium*, *Giardia*, fekala koliformer och *E. coli* hos olika värdorganismer har sammanställts av Ferguson, Charles och Deere (2009) och av Ferguson och Kay (2012). De förstnämnda redovisar tabeller med studier från främst Storbritannien, USA, Kanada och Australien och redovisar förekomsten hos olika däggdjur, antal djur per areaenhet, träckvolym (mängd träck per djurslag och dygn) och kommenterar även aspekter som säsongsvariation, djurens ålder och beteende. Med undantag från ett par studier genomförda i Danmark saknas dock uppgifter för de Nordiska länderna.

I WHO-boken "Animal waste, water quality and human health" redovisar Ferguson och Kay (2012) utsöndringshalter av *Cryptosporidium* och *Giardia* för ett stort antal olika däggdjur (medel och medianhalt). De tre djurslagen med högst prevalens av *Cryptosporidium* spp. globalt sett var unga får, vuxna får och nötkreatur, och de med högst halt var nötkreatur, ekorre och gnagare. För *Giardia* var prevalensen högst för katter följt av bisamrått och får medan halten var högst för bisamråtta följt av bison och bäver. I ett annat kapitel i samma bok finns en tabell med exempel på mängden träck per djurslag och dygn (Atwill et al. 2012), vilket torde kunna användas som en första uppskattning i avsaknad av studier från Sverige.

Studier genomförda i Norden gällande prevalens och utsöndringshalt av *Cryptosporidium* spp. hos olika däggdjur utöver människa har sammanställts i Tabell 3.1 och på motsvarande sätt för *Giardia* spp. i Tabell 3.2. Dessa studier kommenteras närmare nedan, där även studier från länder med likartat klimat omnämns, exempelvis Kanada. Att prevalens och utsöndringshalt av samtliga (oo)cystor här redovisas, inte enbart för zoonotiska former, motiveras av att det svar som ges av den traditionella vattenanalysen avspeglar totalantalet (oo)cystor. Ska modellberäknade halter kunna valideras med denna traditionella vattenanalys bör därför modelleringen inkludera samtliga källor. Naturligtvis ger en sådan modellering en överskattning av risken, då enbart en mindre och oftast okänd andel av de utsöndrade (oo)cystorna utgör zoonotiska former. I det fall arter redovisats i studierna genomförda i Norden anges dessa arter i tabellerna som en vägledning kring zoonotisk risk.

Nedanstående redogörelse går inte in på antalet studerade besättningar och dess geografiska lokalisering, antalet djur per besättning osv. Den som är intresserad av sådan mer detaljerad information, däribland även uppgifter

om besättningsprevalens, art- eller subtypspecifik prevalens etc. hänvisas till respektive publikation.

3.2.1 Husdjur

Nötkreatur är det däggdjur som är mest undersökt i Norden när det gäller prevalens. Under de senaste åren har flera studier redovisats för mjölkdjur i Sverige. Den första var en nationell studie omfattande 50 gårdar i Götaland och Svealand (Silverlås et al. 2009). En uppföljande molekylärbiologisk analys av isolat från denna studie visade att den icke-zoonotiska arten *C. bovis* var den dominerande, medan *C. parvum* enbart kunde påvisas hos kalvar upp till två månaders ålder (Silverlås et al. 2010b). Vidare har prevalensen i problembesättningar undersökts för att utreda kopplingen mellan kryptosporidios och diarré hos mjölkdjur (Silverlås et al. 2010a). Nyligen rapporterades att det inte förelåg någon signifikant prevalensmässig skillnad mellan mjölkdjursbesättningar vid ekologiska gårdar jämfört med gårdar i konventionell drift (Silverlås & Blanco-Penedo 2012). År 2012 påbörjades den första prevalensstudien på köttdjur i Sverige, där prover tagits i Halland och Uppland (Silverlås 2012).

I en studie på mjölkdjur i Norge rapporterades prevalensen av *Cryptosporidium* spp. och *Giardia* spp. hos kalvar under 6 månaders ålder till 12 respektive 49 % (Hamnes, Gjerde & Robertson 2006). I Danmark har flera prevalensstudier genomförts på mjölkdjur och även en studie på köttdjur (Enemark et al. 2002b; Langkjaer et al. 2007; Maddox-Hyttel et al. 2006). Enemark et al. (2002b) redovisade förekomst av *C. andersoni* och *C. parvum* hos köttdjur i olika ålder i en besättning två år efter varandra. En slutsats som verkar vara gemensam för dessa studier är att prevalens och även utsöndringshalt av *Cryptosporidium* är beroende av nötkreaturens ålder; ju yngre djur desto vanligare är infektionen och desto högre halter utsöndras.

Hamnes (2008) redovisar i en doktorsavhandling studier av *Cryptosporidium* och *Giardia* på årsgamla hästar i Norge. Här påvisades enbart *Giardia* och med prevalensen 9,5 %, dock utan uppgift om art eller subtyp. Den potentiellt zoonotiska arten *C. parvum* har återfunnits hos hästar i andra delar av världen och även visats kunna åstadkomma infektion hos volontärer i Texas, USA (Okhuysen et al. 1999).

För grisar har förekomsten av *Cryptosporidium* och *Giardia* redovisats i prevalensstudier från Danmark och Norge. I Danmarksstudien av Langkjaer et al. (2007), där prevalensen var som högst bland avvanda smågrisar, återfanns arterna/subtyperna *C. suis*, Pig genotype II, och en ny *C. suis*-liknande genotyp (Langkjaer et al. 2007). Parasitförekomsten hos diande grisar undersöktes i Norge av Hamnes et al. (2007a), men denna studie redovisar prevalens enbart på besättnings- och kullnivå.

Prevalensen hos får och getter studerades på två orter i Norge och redovisades i avhandlingen av Hamnes (2008) där det konstaterades att *Giardia* spp. var betydligt vanligare än *Cryptosporidium* spp. I en uppföljande studie på lamm i Norge, som omfattade provtagning på tre orter vid två tillfällen följt av genotypning, bekräftades denna trend. Här var fynden av *Giardia* främst av subtypen assemblage E och fynden av *Cryptosporidium* av subtypen Cervine (Robertson, Gjerde & Furuseth Hansen 2010). Vid

så kallad multilocustypning på isolat av *Giardia* spp. hos olika däggdjur i Sverige konstaterades att isolat från får innehöll assemblage A, vilken även kan infektera människor, samt E (Lebbad et al. 2010).

I en sammanställning av hur *Giardia* och *Cryptosporidium* hos får kan påverka folkhälsan i Norge konstaterades att vissa utbrott har kunnat knytas just till får. Man drog slutsatsen att den geografiska variationen av prevalens och art/subtyp är omfattande, och att lokala studier behövs inför beslut om skyddsåtgärd (Robertson 2009). I mars 2012 inträffade ett utbrott av *C. parvum* vid en lägerskola i södra Norge som kunde knytas till smittspridning från får och lamm. I den epidemiologiska utredningen uppgav ett 60-tal personer att de varit sjuka, främst barn. Man konstaterade ett statistiskt samband mellan sjukdomsfall och närkontakt med djur. Genom att med hjälp av molekylärbiologiska analyser jämföra patientprov med djurprov och miljöprov, däribland vatten, kunde smittkällan identifieras (FHI 2012).

3.2.2 Partåiga hovdjur

Hamnes et al. (2006b) redovisar prevalensstudier för olika slags partåiga hovdjur, nämligen älg, kronhjort, rådjur och renar. Hos älg, kronhjort och rådjur förekom både *Cryptosporidium* spp. och *G. duodenalis*, medan enbart den senare förekom hos renar. Genotypning av ett urval *Giardia*-isolat från älg och ren visade att alla tillhörde den potentiellt zoonotiska subtypen assemblage A (Robertson et al. 2007). I en studie av träck från renar i norra Norge och Finland som analyserades för flera olika patogener, kunde *Cryptosporidium* spp. ej påvisas (Kemper, Aschfalk & Holler 2006).

Förekomsten av *Giardia* hos älgar och renar i Norge studerades vidare av Robertson et al. (2007). Man drog slutsatsen att de stora populationerna av klövdjur i Norge och deras stora träckmängd gör dessa till betydande spridningskällor för *G. duodenalis*, och att denna spridningskälla potentiellt har betydelse för folkhälsan. I en studie från Kanada rapporterades en prevalens av *G. duodenalis* hos älgar på 0,56 % och det enstaka prov som var positivt hade en halt av 168 cystor per gram (Heitman et al. 2002).

Ett fåtal träckprov togs från rådjur och dovhjort i Kvidinge och Kågeröd i Skåne 1999 inom ramen för en studie av hygieniska aspekter med avloppsbevattningsavfall av Salixodlingar. Innan bevattningsavfall var 2 av 3 träckprov från dovhjort och 1 av 2 prov från rådjur positiva för *Giardia* spp. I träckprov från rådjur tagna efter bevattningsavfall gjordes även fynd av *Cryptosporidium* spp. (Carlander et al. 2002).

3.2.3 Gnagare

Trots att däggdjurskategorin gnagare omfattar över 2 000 olika arter, varav flera kan förekomma i närheten av vatten, är det förhållandevis få arter som har undersökts för utsöndring av *Giardia* eller *Cryptosporidium* (Ferguson, Charles & Deere 2009). En studie av förekomsten av olika patogener genomfördes på bävvar i Norge där frågeställningen rörde risken med spridning till dricksvatten, dock kunde vare sig *Giardia* eller *Cryptosporidium* påvisas (Rosell, Rosef & Parker 2001). I England genomfördes en långtidsstudie på prevalensen av *Cryptosporidium* i boskap och ett antal ytterligare

djurslag, och *Cryptosporidium* spp. hos små vilda däggdjur (gnagare) vid byggnader och på betesmarker förekom i en prevalens av omkring 30 % (Sturdee et al. 2003).

Det finns mycket som tyder på att bävvar var smittkällan till ett vattenburet utbrott av *G. lamblia* i Creston i Kanada, 1990 (Hrudey & Hrudey 2004). Prevalensen i avföringsprov från bävvar i Kanada rapporterades av Heitman et al. (2002) till 8,7 % för *Giardia* (1 654 cystor/g) och 2,4 % för *Cryptosporidium* (509 oocystor/g). Den zoonotiska subtypen *C. parvum* mouse genotype har rapporterats hos bävvar i Polen (Bajer 2008). Andra gnagare som rapporterats utsöndra dessa parasiter är möss, bisamrådda och näbbmus (Ferguson, Charles & Deere 2009). Heitman et al. (2002) rapporterade prevalensen av *Giardia* hos bisamråtta till 78 % (9 574 cystor/g), medan proven var negativa vid analys av *Cryptosporidium*.

Sommaren 2008 skedde ett vattenburet utbrott av *C. rabbit* genotype bland dricksvattenkonsumenterna i England och en vild kanin som hamnat i en renvattenreservoar utpekades som orsaken till utbrottet. En litteraturstudie som genomfördes indikerade att prevalensen hos europeisk kanin i två studier rapporterats till 0,9 respektive 0 % utan närmare information om ålder, kön, art eller subtyp (Robinson & Chalmers 2010).

3.2.4 Rovdjur

I Norge undersöktes förekomsten av *Cryptosporidium* och *Giardia* hos röd-räv avskjutna under åren 2002–2004 (Hamnes et al. 2007b). *Cryptosporidium* detekterades i prov från 2,2 % av rävarna och *Giardia* hos 4,8 % av rävarna. Prevalensen av *Giardia* var högre i unga djur jämfört med vuxna och genotypning visade att isolaten tillhörde den potentiellt zoonotiska assemblage A och B.

I en sammanställning av studier genomförda i Polen rapporterade Bajer (2008) att infektion av *Cryptosporidium* spp. och *Giardia* spp. är vanligt hos vargar i nordöstra delarna Polen och att man påträffat den zoonotiska arten *C. parvum*. Hos prärievarg i Kanada var prevalensen av *Giardia* 5 % (1 577 cystor/g) men inga fynd gjordes av *Cryptosporidium* (Heitman et al. 2002).

3.2.5 Sällskapsdjur

Förekomsten av *Cryptosporidium* och *Giardia* hos hundar har studerats i Norge (Hamnes, Gjerde & Robertson 2007) och i Finland (Rimhanen-Finne et al. 2007). I den norska studien redovisades höga nivåer av prevalens, för *Cryptosporidium* spp. 44 % och för *Giardia* spp. 21 % hos hundar upp till ett års ålder. Lägre prevalens rapporterades i den finska studien på hundar och genotypning indikerade icke-zoonotiska arter. I en annan studie från Finland rapporterades en prevalens av 3,2 % för *Giardia* antigen (Näreaho et al. 2012) och *Giardia* har tidigare rapporterats förekomma hos hund i Sverige (Castor & Lindqvist 1990). Lebbad et al. (2010) rapporterade att den zoonotiska assemblage A påträffades i *Giardia*-isolat från fem katter och en hund i Sverige.

Generellt sett är *C. canis* och *G. duodenalis* assemblage C and D de vanligaste formerna hos hundar medan *C. felis* och *G. duodenalis* assemblage F är vanligast hos katter (Bowman & Lucio-Forster 2010). Vid en analys av

kryptosporidiosis hos människor kunde Lucio-Forster et al. (2010) konstatera att *C. canis* och *C. felis* sällan är involverade i infektionen, något som pekar mot att risken med zoonotisk smitta till människor är låg redan vid direktkontakt.

3.2.6 Övriga arter, exempel

I en dansk studie genomfördes molekylärbiologisk karakterisering av *Cryptosporidium* hos människa och flera övriga däggdjur, och i detta sammanhang rapporterades om fynd hos igelkott (Enemark et al. 2002a). Tre träckprov från grävling, tagna vid Salixodlingar i Skåne efter bevattning med avloppsvatten, var alla positiva för *Giardia* spp. (Carlander et al. 2002).

Även hos marina däggdjur kan dessa parasiter påträffas; cystor av *Giardia* påvisades i träck hos vuxen grönländssäl i Kanada med prevalensen 42 % (Appelbee et al. 2010).

3.3 Fåglar

Den zoonotiska typen *C. meleagridis* rapporterades i en svensk studie orsaka smittspridning på en gård med ekologiskt jordbruk. Just denna typ påvisades hos en människa, tre kycklingar och en höna och detta är första gången man kunnat påvisa smittspridning av *C. meleagridis* från fågel till människa i Sverige. Studien visar att höns är en potentiell spridningskälla för parasiter i Norden (Silverlås et al. 2012).

Några prevalensstudier av *Cryptosporidium* och *Giardia* på vilda fåglar i Norden har inte påträffats. I Polen har dessa parasiter studieras hos flera arter av vilda fåglar: sädgås, gräsand, sothöna och knölsvan (Bajer 2008). Prevalensen hos dessa fågelarter varierade från 0 till 12,5 % för *Cryptosporidium* spp. och från 0 till 7,5 % för *Giardia* spp.

3.4 Statistisk metod för skattning av prevalens och utsöndringshalt

Även om flera olika studier har gjorts kan det vara svårt att veta vilka uppgifter om prevalens som är lämpliga att använda för ett specifikt avrinningsområde. Bäst vore naturligtvis om det finns lokalt fastställda uppgifter om prevalens och utsöndringshalt på de djurbesättningar man avser att ta med i en modell. Emellertid finns detta sällan tillgängligt, och även om det skulle göra det så kan man anta att förhållandena förändras över tid.

Dorner, Huck och Slawson (2004) föreslår en statistisk metod för att ta hänsyn till osäkerhet och även väga samman resultat från olika studier för att skatta prevalens och utsöndringshalt. Enligt denna metod beskrivs prevalens i en djurbesättning med Betafördelningar och metoden redovisas närmare i Appendix 1. I Betafördelningen tas hänsyn till den osäkerhet som har att göra med antalet prov; ju fler provtagna djur desto säkrare uppgifter, och det går även att ta hänsyn till studier från olika områden. Däremot tas inte hänsyn till effekter som har att göra med variation i detektionsmetod. Det man hittar i en besättning är i olika avseenden inte direkt jämförbart med vad man hittar i en annan besättning, så kallade klustrings effekter.

Tabell 3.1 Prevalens och utsöndringshalt av *Cryptosporidium* spp. hos olika djurslag i de nordiska länderna. SK = semikvantitativa uppgifter finns att tillgå.

Djurslag	Beskrivning	Land	Antal prov	Andel positiva, %	Halt, oocystor/g	Referens ¹	Rapporterade arter/subtyper (vanligast först)	Referens ¹
Nötkreatur	Kalvar, mjölkdjur	Sverige	270	11		1		
Nötkreatur	Kalvar, mjölkdjur	Sverige	459	52	100-200	2	C. bovis, C. parvum, C. ryanae	14
Nötkreatur	Kalvar, mjölkdjur ekologisk drift	Sverige	114	45	50->8E6	3	C. bovis, C. parvum	3
Nötkreatur	Kalvar, mjölkdjur konventionell drift	Sverige	107	52	50->8E6	3	C. bovis, C. ryanae	3
Nötkreatur	Kalvar, mjölkdjur	Sverige	279	6,1		4		
Nötkreatur	Kalvar, mjölkdjur	Norge	1 386	12	SK	5		
Nötkreatur	Kalvar, mjölkdjur	Danmark	377	61	<200-6,3E7	6	C. parvum, C. bovis, C. deer-like	15
Nötkreatur	Kalvar, köttdjur (1997)	Danmark	18	28		7	C. andersoni, C. parvum	7
Nötkreatur	Kalvar, köttdjur (1998)	Danmark	24	25		7	C. andersoni, C. parvum	7
Nötkreatur	Ungdjur, mjölkdjur	Sverige	493	29	100-7,0E4	2	C. bovis, C. ryanae, C. andersoni	14
Nötkreatur	Ungdjur, mjölkdjur	Danmark	518	24	<200-1,3E5	6	C. bovis, C. deer-like, C. parvum, C. suis-like	15
Nötkreatur	Ungdjur, köttdjur (1997)	Danmark	69	14	SK	7	C. andersoni, C. parvum	7
Nötkreatur	Ungdjur, köttdjur (1998)	Danmark	64	34	SK	7	C. andersoni, C. parvum	7
Nötkreatur	Vuxna, mjölkdjur	Sverige	250	5,6	100-900	2	C. bovis	14
Nötkreatur	Vuxna, mjölkdjur ekologisk drift	Sverige	129	3,1	50	3	C. bovis	3
Nötkreatur	Vuxna, mjölkdjur konventionell drift	Sverige	130	3,8	150	3	C. bovis	3
Nötkreatur	Vuxna, mjölkdjur	Danmark	255	17		6	C. parvum	15
Nötkreatur	Vuxna, köttdjur (1997)	Danmark	55	31		7	C. andersoni, C. parvum	7
Nötkreatur	Vuxna, köttdjur (1998)	Danmark	62	48		7	C. andersoni, C. parvum	7
Hästar	Årsgamla	Norge	42	0		8		
Grisar	Griskultingar	Danmark	488	6		6	C. suis, Pig genotype II	15
Grisar	Avvanda smågrisar	Danmark	504	71	<200-2,0E6	6	Pig genotype II, C. suis	15
Grisar	Sugor	Danmark	245	4		6	-	15
Får	Lamm, två orter	Norge	97	3,1		8		
Får	Tackor, två orter	Norge	54	0		8		
Får	Lamm, maj-juni 2008	Norge	567	12,7	SK	9	Cervine genotype, C. xiaoi	9
Får	Lamm, juni 2008	Norge	528	16,7	SK	9	Cervine genotype	9
Getter	Killingar	Norge	18	0		8		
Getter	Vuxna	Norge	11	0		8		
Rödräv	Unga och vuxna	Norge	269	2,2	SK	10		
Älg	Kalvar, ettåringar och vuxna	Norge	455	3,3	SK	11		
Kronhjort	Kalvar, ettåringar och vuxna	Norge	289	0,3	SK	11		
Rådjur	Kalvar, ettåringar och vuxna	Norge	291	6,2	SK	11		
Ren	Kalvar, ettåringar och vuxna	Norge	155	0	SK	11		
Hundar	Unga hundar	Norge	290	44	SK	12		
Hundar	Variande ålder	Finland	150	5		13	C. canis	13

¹ Referenser: 1 (Björkman et al. 2003), 2 (Silverlås & Blanco-Penedo 2012), 4 (Viring et al. 1993) 5 (Hannes, Gjerde & Robertson 2006), 6 (Maddox-Hyrtel et al. 2006), 7 (Enemark et al. 2002b), 8 (Hannes 2008), 9 (Robertson, Gjerde & Furuseth Hansen 2010), 10 (Hannes et al. 2007b), 11 (Hannes et al. 2006a), 12 (Hannes, Gjerde & Robertson 2007), 13 (Rimhanen-Finne et al. 2007), 14 (Silverlås et al. 2010b), 15 (Langkjaer et al. 2007).

Tabell 3.2 Prevalens och utsöndringshalt av *Giardia* spp. hos olika djurslag i de nordiska länderna. SK = semikvantitativa uppgifter finns att tillgå.

Djurslag	Beskrivning	Land	Antal prov	Andel positiva, %	Halt, oocystor/g	Referens ¹	Rapporterade subtyper (vanligast först)	Referens ¹
Nötkreatur	Kalvar, mjölkdjur	Sverige	270	29		1		
Nötkreatur	Kalvar, mjölkdjur	Danmark	377	24	<200-6,3E6	2	E, E (rDNA), A, K2521, K4016	11
Nötkreatur	Kalvar, mjölkdjur	Norge	1 386	49	SK	3		
Nötkreatur	Ungdjur, mjölkdjur	Danmark	518	43	<200-2E6	2	E, E (rDNA), A	11
Nötkreatur	Vuxna, mjölkdjur	Danmark	255	40		2	E (rDNA), E	11
Hästar	Årsgamla	Norge	42	9,5		4		
Grisar	Griskultingar	Danmark	488	3		2	A	11
Grisar	Avvanda smågrisar	Danmark	504	38	<200-6,3E6	2	E, E (rDNA), A, K2521, D	11
Grisar	Suggor	Danmark	245	4		2	E	11
Får	Lamm, två orter	Norge	97	19		4		
Får	Tackor, två orter	Norge	54	28		4		
Får	Lamm, maj-juni 2008	Norge	567	21	SK	5	E, B	5
Får	Lamm, juni 2008	Norge	528	24	SK	5	E	5
Getter	Killingar	Norge	18	5,6		4		
Getter	Vuxna	Norge	11	18		4		
Rödräv	Unga och vuxna	Norge	269	4,8	SK	6	A, B	6
Ålg	Kalvar, ettåringar och vuxna	Norge	455	12	SK	7	A	12
Kronhjort	Kalvar, ettåringar och vuxna	Norge	289	1,7	SK	7		
Rådjur	Kalvar, ettåringar och vuxna	Norge	291	16	SK	7		
Ren	Kalvar, ettåringar och vuxna	Norge	155	7,1	SK	7	A	12
Hundar	Unga hundar	Norge	290	21	SK	8		
Hundar	Varierande ålder	Finland	150	5		9	D, C, E	9
Katter	Varierande ålder	Finland	402	3,22		10		

¹ Referenser: 1 (Björkman et al. 2003), 2 (Langkjaer et al. 2007), 3 (Hammes, Gjerde & Robertson 2006), 4 (Hammes 2008), 5 (Robertson, Gjerde & Furuseth Hansen 2010), 6 (Hammes et al. 2007b), 7 (Hammes et al. 2006a), 8 (Hammes, Gjerde & Robertson 2007), 9 (Rimhanen-Finne et al. 2007), 10 (Näreaho et al. 2012), 11 (Maddox-Hyttel et al. 2006), 12 (Robertson et al. 2007).

² Närvaro av antigen för *Giardia* spp.

För att bestämma utsöndringshalt, ofta redovisat som det logaritmerade antalet patogener per gram träck, föreslår samma författare att Gamma-fördelningar används. Olika studier kan då kombineras för att bestämma en sannolikhetsfördelning för utsöndringshalt, utifrån varians, medelvärde och antal provpunkter. Man bör dock vara medveten om att utsöndringshalten för en patogen varierar mellan besättningar, mellan djur och till och med hos ett och samma djur över tid och att denna metod inte till fullo beskriver alla dessa aspekter.

Med dessa metoder kan sannolikhetsfördelningar tas fram för prevalens och utsöndringshalt för respektive djurslag och patogen. Dessa sannolikhetsfördelningar kan vara värdefulla att använda antingen vid stokastisk modellering eller för att beräkna ett väntevärde som i nästa steg kan användas som ett punktvärde i en deterministisk modell (se ekvationer i Appendix 1).

4 GIS-modeller för parasitspridning i ytvattentäkter

Parasitförekomst liksom patogenförekomsten i vatten generellt påverkas av en rad faktorer som varierar över tid och som genom komplexa mekanismer samverkar med varandra. Det är generellt avsevärt enklare att beräkna spridningen av indikatororganismer än patogener, då indikatororganismer utsöndras av alla varmblodiga djur. För att beräkna spridningen av patogener behöver hänsyn tas till prevalens och utsöndringshalt hos värdorganismen, något som enligt föregående avsnitt varierar mycket mellan olika djurslag.

Genom litteratursökning har sju modeller för patogenspridning från olika källor inom ytavrinningsområden påträffats, där GIS i någon mån använts för att beskriva generering och spridning av *Giardia* och *Cryptosporidium* inom ett avrinningsområde. Dessa modeller, här benämnda A till G, beskrivs i det följande och jämförs mer i detalj i Tabell 4.1.

4.1 Modell A: Coffey et al. 2010

SWAT är en modell som utvecklades omkring sekelskiftet och som använts i flera olika sammanhang för att beskriva spridning från punktkällor och diffusa källor av främst näringsämnen och kemikalier. Beteckningen SWAT står för "Soil and Water Assessment Tool" och modellen innehåller huvudkomponenterna hydrologi, väder, erosion, växtlighet, näringsämnen, pesticider, patogener, markförvaltning och transport i vatten. SWAT ger möjlighet att beskriva nuläget och utvärdera olika åtgärdsalternativ riktade mot spridningskällor.

Spridningen av fekala koliformer, motsvarande *E. coli*, har analyserats med hjälp av SWAT i ett par olika sammanhang (Cho et al. 2012; Baffaut & Sadeghi 2010). För ett par år sedan redovisades hur SWAT använts för att beräkna spridningen av *Cryptosporidium* i en ytvattentäkt (Coffey et al. 2010). Modellen sattes upp i avrinningsområdet Fergus i västra Irland som används som vattentäkt. I området Fergus utfärdade man år 2009 ett kokpåbud för att skydda dricksvattenkonsumenterna mot *Cryptosporidium*. I Galway som ligger längre norrut på Irland inträffade 2007 ett vattenburet utbrott med *Cryptosporidium*.

Modelleringen i SWAT görs för en vald tidsperiod, exempelvis ett år, och tidssteget är 1 dygn. För att sätta upp en SWAT-modell krävs uppgifter om i första hand följande:

- Digital höjdmodell (DEM; beskrivning av topografin i aktuellt område)
- Jordarter
- Markanvändning
- Meteorologiska data (nederbörd, temperatur, vindhastighet och solstrålning)
- Jordbruksdata (djurslag, stallgödselmängder osv.)

Modelleringen av patogener i SWAT utgår från patogenkoncentration i träck, där patogener kategoriseras som persistenta, med en långsam inaktivering i miljön, respektive ickepersistenta. En fördelningskoefficient anges för att bedöma andelen patogener som är bundna till jordpartiklar. Inaktiveringen som en funktion av temperaturen definieras för fyra olika miljöer: jord bunden till sediment, lösning av jord, träck/bladverk samt vatten. Vidare anges hur patogener fördelas mellan ytlager och jord, dvs. andelen organismer som kan transporteras ytledes respektive genom marken. Med en infiltrationskoefficient anges hur genomsläppligt jordlagret är. Det går även att för olika djurslag ange hur stor andel träck som innehåller patogenen i fråga; detta motsvarar prevalens.

Olika scenarier läggs in i modellen, och studien av Coffey et al. (2010) omfattade betesdrift, gödselspridning, belastning från enskilda avlopp eller andra lokala avloppssystem. Utsläpp från avloppsreningsverk ingick som punktkällor i modellen. Bräddningar eller nödavledningar från kommunala avloppssystem togs inte med, men skulle kunna läggas in som punktkällor i SWAT.

Modellen kalibrerades utifrån vattenföringsdata, där jämförelsen mellan modellerade och uppmätta flöden visade en god överensstämmelse. Simulerade halter av *Cryptosporidium* över en treårsperiod (2004–2006) jämfördes med uppmätta halter, dock från ett annat område då uppgifter om detta saknades för floden Fergus. Resultaten visade en säsongsvariation, med högst halter under sen höst och vinter och tidig vår, vilket förklarades av tidpunkten för gödselspridning. Även bidraget från olika källor redovisades, där gödselspridning stod för högst tillskott och betesdrift för lägst tillskott av *Cryptosporidium*.

4.2 Modell B: Ferguson et al. 2007

En processbaserad modell för belastning och spridning av patogener från olika delavrinningsområden publicerades först på konceptuell nivå av Ferguson et al. (2005) och sedan med tillämpning i Sydneys avrinningsområde (Ferguson et al. 2007). Bakgrunden var att man 1998 påträffade både *Cryptosporidium* och *Giardia* i Sydneys dricksvatten och att detta föregicks av en serie nederbördstillfällen efter en lång torrperiod (McClellan 1998). Sydney Catchment Authority (SCA) utvecklade då en strategi för att identifiera och prioritera forskning och åtgärdsbehov i avrinningsområdet.

Den modell som publicerades av Ferguson et al. (2007) omfattar en matematisk beskrivning av olika mekanismer som ett underlag för belastningsberäkning. Modellen konstruerades för att förutsäga spridningen av indikatorbakterien *E. coli* samt *Cryptosporidium* och *Giardia* under torrväder, mellanliggande våtväder och våtväder med översvämningstillfällen, där respektive kategori definierades utifrån regnmängd per dygn. Modellen består av fem moduler:

- Hydrologisk modul (effektiv nederbörd, dvs. mängden regn som avrinner mot vattendrag och därmed lösgör fekalt material från marken)
- Landmodul (djurtäthet för olika kategorier av markanvändning och djurens tillgång till vattendrag)

- Reningsverksmodul (volym per person, antal anslutna till avloppsreningsverk, halt efter rening)
- Enskilda avloppmodul (folkmängd och andel med enskilda avlopp, andelen avlopp som ger direktutsläpp till vatten vid torr- respektive våtväder)
- Vattentransportmodul (beräkning av mängden mikroorganismer som når utloppspunkten i respektive delavrinningsområde, med hänsyn till inaktivering och andel mikroorganismer som sedimenterar)

Ekvationer används i de olika modulerna för att bestämma belastningen under torrväder, våtväder respektive extremväder. I reningsverksmodulen tas hänsyn till buffertkapaciteten på avloppsreningsverket, för att bestämma hur stor andel av avloppsvattnet som avleds utan rening, dvs. bräddar. Dagvatten representeras som en diffus källa för spridning av mikroorganismer från hundar, katter och gnagare från hårdgjorda ytor.

I denna modell används GIS-data för uppgifter om markanvändning och för att ange lokaliseringen av utgående noder. Den genererade respektive exporterade belastningen av vardera mikroorganismen illustreras med en karta i färgskala som visar tillskottet från olika delavrinningsområden. En känslighetsanalys redovisas för modellens tillämpning i Sydneys avrinningsområde (Ferguson et al. 2007).

Denna modell har senare tillämpats i andra avrinningsområden i Australien samt i Storbritannien och i USA (Ferguson & Croke 2007). Modellen har även satts upp för avrinningsområdet Myponga i Australien och där använts för att beräkna effekten av olika åtgärder (Bryan et al. 2009). För samma område har kostnadseffektiviteten av olika åtgärder utvärderats där analysen omfattade kostnader för installation, drift och underhåll, alternativkostnader och fördelar för ekosystemtjänster (Bryan & Kandulu 2009).

4.3 Modell C: Dorner et al. 2004 och 2006

Dorner et al. (2006) utvecklade en modell för att beräkna inaktivering och transport genom mark och vatten av *E. coli* och fyra zoonotiska patogener: *Cryptosporidium* spp., *Giardia* spp., *Campylobacter* spp. and *E. coli* O157:H7. Som indata till modellen användes resultat från en tidigare belastningsberäkning för patogener från diffusa källor (Dorner, Huck & Slawson 2004), baserad på stokastisk beräkning av prevalens, utsöndringshalt, träckmängd och förekomst av ett antal olika djurslag. Verktöget GIS används dels i samband med belastningsberäkningen från olika delavrinningsområden (Dorner, Huck & Slawson 2004), dels för den senare spridningsmodelleringen.

Det första steget i modellen av Dorner et al. (2006) gäller inaktiveringen av mikroorganismer när dessa väl hamnat på marken. Utgående från litteraturdata anges denna separat för vinter, vår och höst samt sommar för *E. coli* och de fyra nämnda patogenerna. Spridningsmodellen WATFLOOD³ användes och Dorner et al. (2006) utökade denna till att omfatta inaktivering och transport av patogener. Modellen användes i avrinningsområdet Canagagigue Creek i Ontario, Kanada. En digital höjdmodell användes för

³ <http://www.civil.uwaterloo.ca/watflood/>

att uppskatta marklutning och riktningar för avrinningen. Uppgifter om flöden och nederbörd lades in i modellen som i ett tidigare skede kalibrerades för hela avrinningsområdet avseende hydrologi.

Modellen för inaktivering och transport av patogener har följande komponenter:

- Transport ovan mark
- Transport genom olika jordlager
- Transport i vattendrag
- Sedimentering i vatten av fria och bundna organismer

Modellen för patogentransport följer principen för transport av jordpartiklar, och det antas att eftersom *Cryptosporidium* är av likartad storlek som silt också är utsatt för likartade rörelsemekanismer som lerpartiklar av denna storlek. Enligt modellen kan patogener transporteras antingen ovan mark, enligt principerna för erosion och sedimenttransport med hänsyn taget till vegetation och skjuvkraft, eller under mark. Under mark indelas jorden i tre lager: övre mättad zon, omättad intermediär zon och mättad undre zon. Därmed kan modellen ta med transporten genom eventuella dräneringssystem. Med modellen beräknades koncentrationen i de olika jordlagren, vilket i kombination med flödesuppgifter från WATFLOOD gav belastningen till vattendraget.

Modellen tar hänsyn till sedimenteringen, och med antagandet att denna främst beror på inbindningen till partiklar och inte på storleken av mikroorganismerna användes samma sedimenteringsfaktor för alla patogener.

Resultaten från modellen var halter över tid vid en given punkt nedströms av respektive mikroorganism. För patogentransporten gjordes en kalibrering mot uppmätta halter av *E. coli* och en jämförelse mot *Campylobacter* spp. och *E. coli* O157 som uppmäts och redovisats i en annan studie (Dorner et al. 2007). Man konstaterade att de modellberäknade halterna låg i samma storleksordning som de halter som uppmäts i vattnet.

4.4 Modell D: Medema & Schijven 2001

I en studie i Nederländerna använde Medema och Schijven (2001) modellerna PROMISE och WATNAT för att beräkna avloppsrelaterade utsläpp av *Cryptosporidium* spp. och *Giardia* spp. och dess spridning i floderna Rhen och Meuse. Modellen PROMISE, som utvecklades i början av 1990-talet, avser beskriva utsläpp av näringsämnen, tungmetaller och organiska kolväten, och i modellen fanns redan regional information om lokalisering och utsläppsmängder av renat och orenat avloppsvatten. Den närmaste motsvarigheten i Sverige torde vara S-HYPE som SMHI tillhandahåller för beräkning av näringsämnen från olika avrinningsområden och halter i olika vattendrag.⁴

Utsläppet av parasiter från avloppsvatten beräknades utifrån följande:

- Utsöndring av (oo)cystor per invånare och år
- Totalantalet invånare
- Avskiljningen av *Cryptosporidium* och *Giardia* på avloppsreningsverk

⁴ <http://vattenweb.smhi.se/>

Den årliga belastningen beräknades utifrån uppmätta halter i orenat avloppsvatten och avloppsmängd per person och år. Provtagning genomfördes av både orenat och renat avloppsvatten för att även bestämma avskiljningen på reningsverken. Avloppsmängd bestämdes utifrån antalet invånare och volym avloppsvatten på ett år.

Modellen WATNAT användes för att beräkna spridningen av *Cryptosporidium* och *Giardia* i ytvattnet. WATNAT är en hydrologisk modell med en hydrodynamisk transportmodul och som i detta fall upprättats för vattendragen i Nederländerna. I WATNAT finns även en modul för att beskriva processer som påverkar vattenkvalitet, exempelvis avdödningen av parasiter. Transporten av parasiter antogs motsvara transporten av andra små partiklar. Utdata från PROMISE samt stickprov på flodvatten inkommande till modellområdet utgjorde indata till WATNAT-modellen.

Uppgifter om överlevnad av *Cryptosporidium* oocystor i vatten inhämtades från en studie av Medema, Bahar och Schets (1997). I brist på underlagsdata togs inte hänsyn till sedimentering och resuspendering av sediment i modellen. För samtliga antaganden användes punktvärden. Tillskottet från avloppsreningsverk och bräddpunkter angavs som konstanta flöden i modellen.

Resultaten visade att flertalet *Cryptosporidium* sprids genom utgående renat avloppsvatten, medan *Giardia* främst sprids genom utsläpp av orenat avloppsvatten (bräddning). Modellresultaten för olika provpunkter i vattendragen, däribland två råvattenintag, jämfördes med uppmätta halter. Årliga medelhalter överensstämde relativt väl, förutom strax nedströms ett jordbruksområde där de uppmätta halterna översteg de modellerade. Detta förklarades med att tillskottet från jordbruket inte fanns med i modellen.

4.5 Modell E: Hofstra et al. 2013

Den geografiskt mest omfattande modellen för att bedöma spridning av *Cryptosporidium*, nämligen på global nivå, publicerades av Hofstra et al. (2013). Här har utsläppet av *Cryptosporidium* till ytvatten från punktkällor, diffusa källor och totalt beräknats och redovisats i färgskala på en världskarta. Upplösningen i modellen var 0,5 x 0,5 grader och beräkningen gjordes för år 2000. Den globala genereringen av denna parasit beräknades till 3×10^{17} oocystor per år, med ungefär lika stort tillskott från punktkällor som från diffusa källor.

Utsläppen faller inom två kategorier, dels utsläpp kopplade till avloppsvatten, dels utsläpp kopplade till tama djur. Man utgår från en spridningsmodell för näringsämnen med antagandet att *Cryptosporidium* i flera avseende liknar näringsämnen vad gäller härkomst och spridning till vattendrag. Till denna modell kopplas beräkningar för att ta hänsyn till vad som styr tillskottet av *Cryptosporidium*. För avloppsvatten beaktas den totala befolkningens mängden i vardera land, andelen som har avloppssystem samt avskiljningsgrad vid reningsverket (andelen primär, sekundär och tertiär avloppsrening).

Den diffusa spridningen från olika djurslag beaktar antal djur per land, generell utsöndringsmängd och en faktor som anger andelen som sprids till vatten via ytavrinning. Data i GIS-format användes i hög grad i modellen. För att möjliggöra en global modellering anges att många förenklingar fått göras och att flera riskfaktorer inte beaktas (Hofstra et al. 2013). Man anger att modellresultaten bör kunna användas av hälsoorganisationer för att identifiera prioriterade områden där mer detaljerade studier sedan bör göras inför beslut om åtgärder.

4.6 Modell F: Samadder et al. 2010

Samadder et al. (2010) publicerade en modell där tillskottet av *C. parvum* från nötkreatur beräknades semikvantitativt utifrån markanvändning, nederbörd, jordslag, marklutning, markfuktighetsunderskott samt avstånd till vattendrag. Studieområde var ett litet avrinningsområde på nordöstra delen av Irland där markanvändningen till 90 % utgjordes av jordbruksmark.

Markanvändning indelades i denna modell i fyra olika kategorier: betesmark med spridning av gödselslam och gödsel, betesmark och gödselspridning, betesmark, samt övrigt (bostäder, kärrmark och jordbearbetning). Likaså indelades jordslag i tre nivåer: väl dränerat, måttligt dränerat och dåligt dränerat. Nederbördsdata analyserades för en tvåårsperiod och baserat på dygnsmedelvärden indelades nederbörden i tre nivåer: kraftig, måttlig och låg.

Även för marklutning gjordes en indelning, i nivåerna brant, måttligt och lågt sluttande. Markfuktighetsunderskott och avstånd till vattendrag indelades i nivåerna högt, medel samt lågt. Inom alla nämnda kategorier bestämdes den relativa risken för närvaro av *C. parvum* (RPI) på skalan 1 till 5, från lägst till högst risk. RPI beräknades baserat på GIS-data omfattande följande:

- Satellitbilder och topografiska kartor över området
- Markanvändning
- Jordartskarta
- Digital höjdmodell

RPI varierade inom avrinningsområdet och mellan olika säsonger, högst för december månad. Man modellerade även potentiella åtgärder, såsom att förbjuda jordbruksverksamhet närmare än 50 från vattendrag, att begränsa slam- och gödselspridning till områden med lägre RPI och som därmed innebär mindre risk för spridning av *C. parvum*.

4.7 Modell G: Walker & Stedinger 1999

En transportmodell för *Cryptosporidium* upprättades för avrinningsområdet Catskill-Delaware utanför New York City (Walker & Stedinger 1999). Bakgrunden var att man tio år tidigare konstaterat att kalvar i Washington i åldern 8–14 dagar uppvisade 60 % prevalens av *Cryptosporidium* spp. (Ongerth & Stibbs 1989). I England hade konstaterats ansevärliga halter av

Cryptosporidium i obehandlat och renat avloppsvatten (Bukhari et al. 1997). Modellen av Walker och Stedinger (1999) omfattar spridningskällorna gödsel från mjölkkor och utgående avloppsvatten från reningsverk.

En hydrologisk modell för beräkning av ytvavrinning från jordbruk ingår i denna spridningsmodell, där hänsyn tas till markanvändning, mängden snö, evapotranspiration och flödestransport samt säsongvariationen i dessa avseenden. Vidare ingår en generell modell för gödselspridning, som tar hänsyn till åldern av träck (nytt, halvgammalt och gammalt) och ackumuleringen av träck på marken. Antagandet är att oocystor transporteras bundet i gödsel och att spridningen påverkas av gödselåldern.

Spridningen beräknas utifrån massbalansprincipen. En oocystmodell används för att beräkna belastningen från träck på mark, där hänsyn tas till att inaktivering är temperaturberoende. För att beräkna transporten genom vattendrag användes enhetshydrografer för de olika delavrinningsområdena. För att beräkna transporten tas hänsyn till inaktivering samt temperaturskiktning i sjöar.

Resultaten av modellen är dels belastningen av *Cryptosporidium* spp. till vattentäkterna, dels en bedömning av halterna i vattnet, dvs. potentiella råvattenhalter. Man påpekar i artikeln att den geografiska beskrivningen är svag och egentligen inte GIS-baserad. Exakta uppgifter saknas gällande lokaliseringen av jordbruk, avloppsreningsverk och områden för gödselspridning. En jämförelse mot tidigare provtagningar för *Cryptosporidium* spp. i aktuella områden visar dock att modellerade och uppmätta halter ligger i samma storleksordning (Walker & Stedinger 1999).

4.8 Jämförelse av olika modeller

4.8.1 Indata

Egenskaper och indata för de modeller som beskrivits ovan har sammanställts för jämförelse i Tabell 4.1. Alla modellerna omfattar parasiten *Cryptosporidium*, medan *Giardia* finns i modell B, C och D. Indikatorbakterier finns enbart med i modell A till C och i A är valet av mikroorganismer justerbart. Det är också dessa tre modeller som omfattar en närmare beskrivning av patogenegenskaper. I nämnda modellpublikationer går man inte in på att beskriva enbart zoonotiska arter av *Cryptosporidium* eller *Giardia*, men detta skulle potentiellt kunna göras i åtminstone modell A, B, D och G.

Flest spridningskällor finns medtagna i modell A och B. Modell C omfattar enbart animala spridningskällor medan modell D enbart har med humana spridningskällor och enbart utsläpp från kommunala avloppssystem. Modell F beskriver enbart tillskottet från nötkreatur.

Den mest omfattande områdesbeskrivningen finns i modell A och alla modeller utom C och E använder delavrinningsområden för områdesavgränsning. Topografin tas hänsyn till i modellerna A, C, E och F. Alla modeller utom F använder i någon mån en befintlig hydrologisk modell eller ekvation för att beskriva hur klimatförhållanden påverkar den mikrobiella spridningen.

Ett stort antal riskfaktorer och spridningsmekanismer finns medtagna och flest i modell A och B, exempelvis enskilda avlopp. I modell A kan den mikrobiella inaktiveringen beskrivas separat för olika mark- och vattenmiljöer och som en funktion av temperatur. Modell G är den enda modell som tar hänsyn till gödselåldern, dvs. att spridningen minskar om komockor torkar ut.

Tabell 4.1 Jämförelse av spridningsmodeller för *Cryptosporidium* och *Giardia* där GIS används till någon del. Modell A publicerades av Coffey et al. (2010), B av Ferguson et al. (2007), C av Dorner, Huck och Slawson (2004) och Dorner et al. (2006), D av Medema och Schijven (2001), E av Hofstra et al. (2013), F av Samadder et al. (2010) och G av Walker och Stedinger (1999).

Innehåll och egenskaper	Modellbeteckning ¹						
	A	B	C	D	E	F	G
Mikroorganismer							
<i>E. coli</i>	x	x	x				
<i>Cryptosporidium</i> spp.	x	x	x	x	x	x	x
<i>Giardia</i> spp.		x	x	x			
<i>Campylobacter</i> spp.			x				
<i>E. coli</i> O157:H7			x				
Justerbart i modellen	x						
Patogenegenskaper							
Prevalens	x	(x)	x		(x)		
Utsöndringshalt	x	x	x		x		x
Enbart zoonotiska arter	(x)	(x)		(x)			(x)
Spridningskällor							
Avloppsreningsverk	x	x		x	x		x
Bräddavlopp	(x)	x		x			
Nöдавlopp	(x)	(x)		x			
Enskilda avlopp	(x)	x			(x)		
Nötkreatur	x	x	x		x	x	
Får och annan boskap	x	x	x		x		
Vilda djur	(x)	x	x				
Fåglar	(x)		x				
Stallgödselspridning	x					x	x
Justerbart i modellen	x	x?	x				
Områdesbeskrivning							
Delavrinningsområden	x	x		x		x	x
Regioner/distrikt			x		x		
Topografi, höjdmodell	x		x		x	x	
Jordarter	x				x	x	x
Markanvändning	x	x			x	x	
Jordbruksområden	x				(x)		
Djurslag inom hela området	x				x		
Djurslag per delavrinningsområde		x					
Hydrologisk modellering							
Använder befintlig modell	x	(x)	x	x	x		x
Flödeskalibrering	x		x				
Nederbörd	x	x				x	
Torrperiod innan nederbörd	x	x				x	
Temperatur	x		x			x	
Markfuktighet och/eller evapotranspiration	x	x	(x)	(x)		x	x
Riskfaktorer och spridningsmekanismer							
Antal spridningskällor	x	x	x		x		
Reningsgrad avloppsreningsverk	x	x		x	x		
Typ av avloppsreningsverk	(x)			x	x		
Andel enskilda avlopp (EA)	x	x			(x)		

Innehåll och egenskaper	Modellbeteckning ¹						
	A	B	C	D	E	F	G
EA undermålig avskiljning	x						
EA utsläpp direkt till vattendrag		x					
Inbindning till fekalier/jord	x	x	(x)		(x)		
Andel som lösgörs från gödsel		x					x
Gödselålderns betydelse							x
Direktsläpp i vatten	(x)	x					
Marklutning	x				x	x	
Avstånd till vattendrag	(x)	(x)				x	
Transport ovan mark	x	x	x		x		x
Transport under mark	x		x				
Transport i vatten	x	x	x	x			x
Sedimentering i vatten		x	x	(x)			
Inaktivering i fekalier/jord	x	x					x
Inaktivering under mark	x						
Inaktivering i sediment	x						
Inaktivering i vatten	x	x	x	x			
Inaktiveringsens temperaturberoende	x						x
Typ av modellresultat							
Belastning per område	x	x	x	x		x	
Belastning per spridningskälla	x	(x)	x	(x)	(x)	(x)	
Händelsekategorier		x					
Råvattenhalt	x		x	x			x
Råvattenhalt i tidsserier	x		x				
Säsongsvariationer	x		x	x		x	x
Belastning per år				x	x		
Känslighetsanalys redovisad	x	x			x	(x)	
Programvara och beräkningsmiljö							
ArcGIS-miljö	x				(x)	(x)	
WebbGIS-applikation		x					
Fortran-miljö		x					
Deterministiska beräkningar	x	x	x			x	x
Probabilistiska inslag			(x)				(x)

¹ Markeringen x anger att denna egenskap finns med i modellens publikation, medan (x) anger att egenskapen antingen beaktas indirekt eller potentiellt skulle kunna beaktas.

4.8.2 Utdata

Det resultat som ges från de flesta modellerna är belastningen av modellerad mikroorganism, dvs. hur många patogener eller *E. coli* som sprids från ett område per tidsenhet. Enheten är antalet mikroorganismer per dygn förutom i modell D och E där enheten är antal per år (Tabell 4.1). Halterna i vattnet, exempelvis vid ett råvattenintag, ges som resultat av modellerna A, C, D och G och i de två förstnämnda som tidsserier. Detta gör det möjligt att validera mot uppmätta data. Valideringen bör dock göras mot medelvärden av uppmätta halter under längre tidsperiod, exempelvis över ett år, eftersom ingen av modellerna ger korttidsvariationen; det kortaste tidsintervallet än ett dygn. I annat sammanhang har dock modell A använts för att redovisa hur halten av *E. coli* varierar per timme (Bougeard et al. 2011).

Inte alla modeller gör det möjligt att tydligt se belastningen från respektive spridningskälla, trots att en sådan funktion kan vara vägledande för åtgärder. Modell A och C har med detta tydligt, för B och D–F kan man få en viss indikation om hur olika spridningskällor bidrar. En annan funk-

tionalitet är känslighetsanalys, vilket gör det möjligt att se hur variationer i olika parametrar påverkar variationer i slutresultatet. En känslighetsanalys kan vara vägledande för antaganden och motivera till kompletterande datainsamling och att hitta lokala data istället för generella litteraturvärden. Endast för modell A, B och E redovisas någon typ av känslighetsanalys.

4.8.3 Modellernas tillgänglighet och struktur

Tillgängligheten till dessa modeller för den som ämnar sätta upp dem i Sverige påverkas i hög grad av i vilken programvara som modellen tillhandahålls. Som framgår av Tabell 4.1 är det enbart modell A som kan sättas upp i klassisk GIS-miljö och som finns som en applikation till ArcGIS (ArcSWAT). Denna SWAT-modell är dessutom gratis att ladda ner och en pedagogisk beskrivning med videoklipp finns för hur man sätter upp och använder modellen.⁵

Modell B är inte fritt tillgänglig, men finns som en webbapplikation. Programspråket Fortran försvårar användningen, men det finns planer på att införliva denna modell i en annan plattform med en mer tillgänglig programvara, möjligen i ArcSWAT (Ferguson 2013). Modell B till G kräver alla omfattande arbete för att sätta upp, även om nämnda publikationer ger en god vägledning. ArcGIS torde kunna användas som ett analysverktyg för modellerna E och F.

Enbart modellerna C och G innehåller probabilistiska inslag, där variation och osäkerhet i ingående parametrar i någon mån beaktas, men beräkningarna är i huvudsak deterministiska. Övriga modeller är helt deterministiska, där indata såväl som utdata är av typen punktvärden.

⁵ <http://swat.tamu.edu/education/instructional-videos/>

5 Underlagsdata till GIS-modeller

Inom detta projekt gjordes en översyn av vilka kartuppgifter i GIS-format som finns tillgängligt för att implementera ovan beskrivna GIS-modeller för patogenspridning. Både människor, djur och fåglar kan sprida parasiter och lokaliseringen av dessa spridningskällor kan i många fall tillhandahållas i GIS-format. Dessutom behövs områdesbeskrivningar av olika slag, liksom mätserier för att genomföra hydrologisk modellering. Sammanställningen nedan och i Tabell 5.1 ger en ögonblicksbild av vad som fanns att tillgå av information våren 2013. Redogörelsen kan snabbt komma att delvis bli inaktuell eftersom webbplatser förändras, avvecklas och tillkommer.

5.1 Statistiska Centralbyrån

Från Statistiska Centralbyråns webbplats är det möjligt att ladda ner statistik om husdjur utifrån region, djurslag och tidsperiod (SCB 2013). Den mest detaljerade geografiska informationen som är fritt nerladdningsbart är på kommunnivå. Uppgifter kan mot ersättning även beställas med andra geografiska avgränsningar, exempelvis för ett urval delavrinningsområden (Hagsten 2013).

De husdjur som registerförs av SCB är kor för mjölkproduktion, kor för uppfödning av kalvar, kvigor, tjurar och stutar, kalvar, under 1 år, baggar och tackor, lamm, galtar för avel, suggor för avel, slaktsvin 20 kg och däröver, smågrisar under 20 kg, höns, värpkycklingar, slaktkycklingar, kalkoner samt hästar. För år 2000 har SCB i rapportform redovisat uppgifter om antal betesdjur per delavrinningsområde, vilket omfattar mjölkkor, amkor, kvigor och tjurar, kalvar, får och hästar (SCB 2003).

5.2 Jordbruksverket

Jordbruksverket registerför husdjur och lokaliserar dessa geografiskt till produktionsplatser. Platsen får ett produktionsplatsnummer (PPN) för att det ska vara möjligt att spåra djur från en plats till en annan vid utbrott av någon smittsam djursjukdom. Ett PPN avser en byggnad för djur som huvudsakligen vistas inomhus, eller en anläggning om det finns ett antal tätt liggande byggnader som tydligt utgör en enhet. PPN-registret ger geografisk lokalisering och antal av nöt, gris, get, får och fjäderfä.

Ett produktionsplatsnummer består av landsbeteckningen SE följt av sex siffror. Produktionsplatsnumret är knutet till den anläggning eller plats där verksamheten bedrivs. För nöt, get och får gäller att om betena ligger mindre än 500 meter från varandra fågelvägen, är det en och samma produktionsplats. Om avståndet är mer än 500 meter eller om det finns andra klövdjur som tillhör någon annan anläggning mellan platserna, ska platserna ha olika produktionsplatsnummer.

För gris och fjäderfä gäller att PPN avser en byggnad för djur som huvudsakligen vistas inomhus, eller en anläggning om det finns ett antal tätt ligande byggnader som tydligt utgör en enhet. Alla fjäderfän som hålls för kommersiellt bruk, eller om antalet överskrider 350 värphönsplatser, får ett PPN. De arter som måste anmälas är ankor, duvor, fasaner, gräsänder, gäss, höns inklusive slaktkyckling, kalkoner, pärlhöns, raphhöns, strutsfåglar och vaktlar. Även alla hundar ska enligt lag vara registrerade hos Jordbruksverket, men registerförs inte via PPN.

Från Jordbruksverkets statistikdatabas finns uppgifter att ladda ner om djurbesättningar inom större geografiska områden, exempelvis på läns- och kommunnivå (Jordbruksverket 2013). Från Jordbruksverket kan även beställas GIS-data över jordbruksblock och information om skiften på olika block. Det finns inte register över på vilka skiften djuren faktiskt hålls och betar på. Däremot kan man via vilken typ av gröda (betesmark, vall etc.) som odlas få en indikation var djuren borde befinna sig och var stallgödsel borde spridas.

5.3 Smittskyddsinstitutet

Incidens av *Giardia* och *Cryptosporidium* (antal/100 000 invånare och år) redovisas län för län på Smittskyddsinstitutets webbplats (SMI 2013). Båda dessa parasiter ger infektioner som är anmälningspliktiga. Mörkertalet kan potentiellt vara högt och infektionen kryptosporidiosis har angivits vara kraftigt underrapporterad (Svenungsson et al. 2009).

5.4 Sveriges Lantbruksuniversitet

Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) förestår ArtDatabanken, som avser vara ett kunskapscentrum för Sveriges arter och naturtyper. Merparten av ArtDatabankens fynddata nås via webbplatsen Artportalen, ett rapportsystem som är fritt tillgängligt och omfattar de flesta flercelliga djur, växter och svampar. Artportalen är en oberoende samlingsplats för fynd av arter och vem som helst kan rapportera in fynd. Här finns ett rapportsystem för fåglar och för däggdjur, grod- och kräldjur (SLU 2013). Särskilt uppgifterna om däggdjur är relevant i detta sammanhang och omfattar gnagare, hardjur och rovdjur.

Uppgifterna i Artportalen baseras på frivilliga observationer och ger en indikation om utbredning, snarare än säkra siffror om antalet per ytenhet av ett visst slags art. Man bör vara medveten om att underrapporteringen kan vara omfattande. Koordinatsatta observationsdata går att få tillgång till, exempelvis för ett stort antal däggdjur.

5.5 Svenska Jägareförbundet

Svenska Jägareförbundet har huvudansvar för webbplatsen Viltdata, en nationell dataportal där landets alla jaktlag erbjuder rapportera avskjutning och viltobservationer m.m. Syftet med denna dataportal är att tillhandahålla ett verktyg som underlättar jägarkårens kommunikation och adminis-

tration. På webbplatsen Viltdata finns lokal och regional information om de jaktbara viltstammarna (Jägareförbundet 2013). Här kan man ladda ner statistik om antalet observationer av älg (Älgobs) för ett geografiskt avgränsat område, exempelvis ett distrikt. Statistiken presenteras i olika kategorier, såsom tjur, ko av typen kviga, ko med kalv osv.

Även om observationerna av älg utgår från en standardiserad rapporteringsform kan skillnaderna bli stora mellan olika områden, bland annat därför att sannolikheten att se en älg varierar beroende på område. Dessutom krävs ett stort antal observationstimmar för att Älgobs ska bli ett tillförlitligt mått på täthet. Avskjutningsstatistik har visats ge en acceptabel korrelation med täthet, även om det faktiska totalantalet djur förblir okänt, och detta dataunderlag har använts för att beräkna risker för spridning av TBE-smitta från fästingar.

Från Jägareförbundet kan GIS-data om avskjutningsstatistik beställas, vilket även omfattar ett kvalitetsmått på statistiken (avskjutningsrapportering). För mindre projekt kan ofta data tillhandahållas kostnadsfritt, men frågeställningen bör beskrivas väl för att undvika onödiga kostnader för databearbetning (Kindberg 2013).

5.6 Övrigt underlagsmaterial och Geodatasamverkan

Områdesbeskrivningen i modellerna omfattar olika typer av kartmaterial i GIS-format som kan beställas eller laddas ner från olika myndigheters webbplatser. I Tabell 5.1 ges exempel på kartmaterial som behövs för ovan nämnda GIS-modeller (jfr Tabell 4.1). Vissa GIS-data kan fritt laddas ner från webbplatser i Sverige eller utomlands. För indata av typen spridningskällor krävs att beställningar görs av uppgifterna och i de flesta fall är detta förenat med en kostnad.

Geodatasamverkan är en överenskommelse där tillgången till GIS-data för svenska kommuner och myndigheter redovisats. En så kallad geodataportal har sammanställts som en webbplats där en rad myndigheter fortlöpande ger information om tillgången till GIS-data i ett kartfönster (Lantmäteriet 2013). Vissa data kan laddas ner direkt från geodataportalen, men i de flesta fall får en beställning ställas till berörd myndighet från den kommun som önskar få ut informationen. Varje kommun som är ansluten till Geodata kan gratis beställa önskvärda data för den egna kommunen, vilket sedan kan delges exempelvis en konsult. Eftersom avrinningsområden inte följer kommungränserna innebär detta att flera kommuner behöver kontaktas och samråd görs med dessa inför beställning av GIS-data.

Även Länsstyrelsen har samlat sina GIS-tjänster i en dataportal och en hel del av dessa data går att öppna eller ladda ner för önskad region. Vatteninformationssystem Sverige med den så kallade Vattenkartan⁶ är en del av Länsstyrelsens Webb-GIS varifrån åtskilliga GIS-lager kan studeras utan att laddas ner. Relevansen av dessa GIS-lager i förhållande till patogenrisk och parasitspridning får dock bedömas som liten.

⁶ <http://www.viss.lansstyrelsen.se/MapPage.aspx>

Tabell 5.1 Exempel på kartmaterial att använda i GIS-modeller för parasitspridning, format och tillgänglighet.

Indata	Informationskanal ¹	Information	Format	Tillgänglighet
Mikroorganismer				
<i>Cryptosporidium</i> spp.	SMI	Incidens hos människa per år och landsting	Excel	Gratis från webbplats
<i>Giardia</i> spp.	SMI	Incidens hos människa per år och landsting	Excel	Gratis från webbplats
Spridningskällor				
Avloppsreningsverk	Kommuner	Lokalisering och utsläppsmängder	GIS eller excel	Beställs
Bräddavlopp	Kommuner	Lokalisering och ev. utsläppsmängder	GIS eller excel	Beställs
Nöдавlopp	Kommuner	Lokalisering och ev. utsläppsmängder	GIS eller excel	Beställs
Enskilda avlopp	Kommuner eller renhållningsföretag	Lokalisering och ev. kategori som anger funktionalitet	GIS eller excel	Beställs
Nötkreatur	SCB eller SJV	Produktionsplatser eller antal per delavrinningsområden	GIS	Beställs
Får och annan boskap	SCB eller SJV	Produktionsplatser eller antal per delavrinningsområden	GIS	Beställs
Vilda djur	Jägareförbundet	Distrikt, församling etc.	GIS eller excel	Beställs
Fåglar	SJV och SLU	SJV har produktionsplatser för fjäderfä, SLU har information om vilda fåglar via artportalen	GIS eller excel	Beställs resp. gratis
Stallgödselspridning	Länsstyrelsen	Jordbruksblock anger vilka marker som får gårdsstöd via EU för vallodling (gödsel-spridning) eller hållande av betesmark	GIS	Beställs
Områdesbeskrivning				
Delavrinningsområden	Svenskt Vattenarkiv (SMHI)	Benämningar och beskrivning	GIS	Gratis från webbplats
Topografi, höjdmodell	Lantmäteriet eller Metria	Digital höjddata från Nationella höjddatabasen (2x2 eller 50x50 m)	GIS	Beställs
		Digital höjddata från global höjdmodell (30x30 arc-sekunder)	GIS	Gratis från webbplats
Jordarter	SGU	Jordartskartor i varierande upplösning	GIS	Beställs
Markanvändning	Lantmäteriet	Fastighetskartan	GIS	Beställs
	EEA	Markanvändning inom EU (CORINE)	GIS	Gratis från webbplats
Jordbruksområden	Länsstyrelsen	Jordbruksblock (se ovan)	GIS	Beställs
Hydrologisk modellering				
Flödeskalibrering	SMHI, Vattenwebb	Mätstationsvärden eller modellerade värden	Excel	Gratis från webbplats
Nederbörd	SMHI, Luftwebb	Mätstationsvärden eller modellerade värden	Excel	Gratis från webbplats
Temperatur	SMHI, Luftwebb	Mätstationsvärden eller modellerade värden	Excel	Gratis från webbplats
Markfuktighet och/eller evapotranspiration	SMHI	Mätstationsvärden	Excel	Gratis från webbplats

¹ SMI, Smittskyddsinstitutet; SCB, Statistiska centralbyrån; SJV, Jordbruksverket; SLU, Sveriges Lantbruksuniversitet; USGS, US Geological Survey; SGU, Sveriges Geologiska Undersökning; EEA, European Environment Agency; SMHI, Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut.

6 Förutsättningar för GIS-modellering i två kommuner

Förutsättningarna för att använda ovan beskrivna GIS-modeller för vattentäkterna i Trollhättan och Östersund har utvärderats inom detta projekt. Vid de arbetsmöten som genomfördes på plats i dessa båda kommuner diskuterades bl.a. följande frågor:

- Vilka är de viktiga frågeställningarna för råvattenskyddet i er kommun och hur förhåller sig dessa till frågeställningarna inom detta SVU-projekt?
- Vilka system för GIS använder ni i kommunen och vilket geografiskt relaterat material har ni samlat in vad gäller fekala källor uppströms?
- Hur ser ni på relevansen av de olika GIS-modeller som påträffats i litteraturgenomgången? Relevans för aktuell råvattenfrågeställning, validerbarhet osv.

6.1 Trollhättans kommun

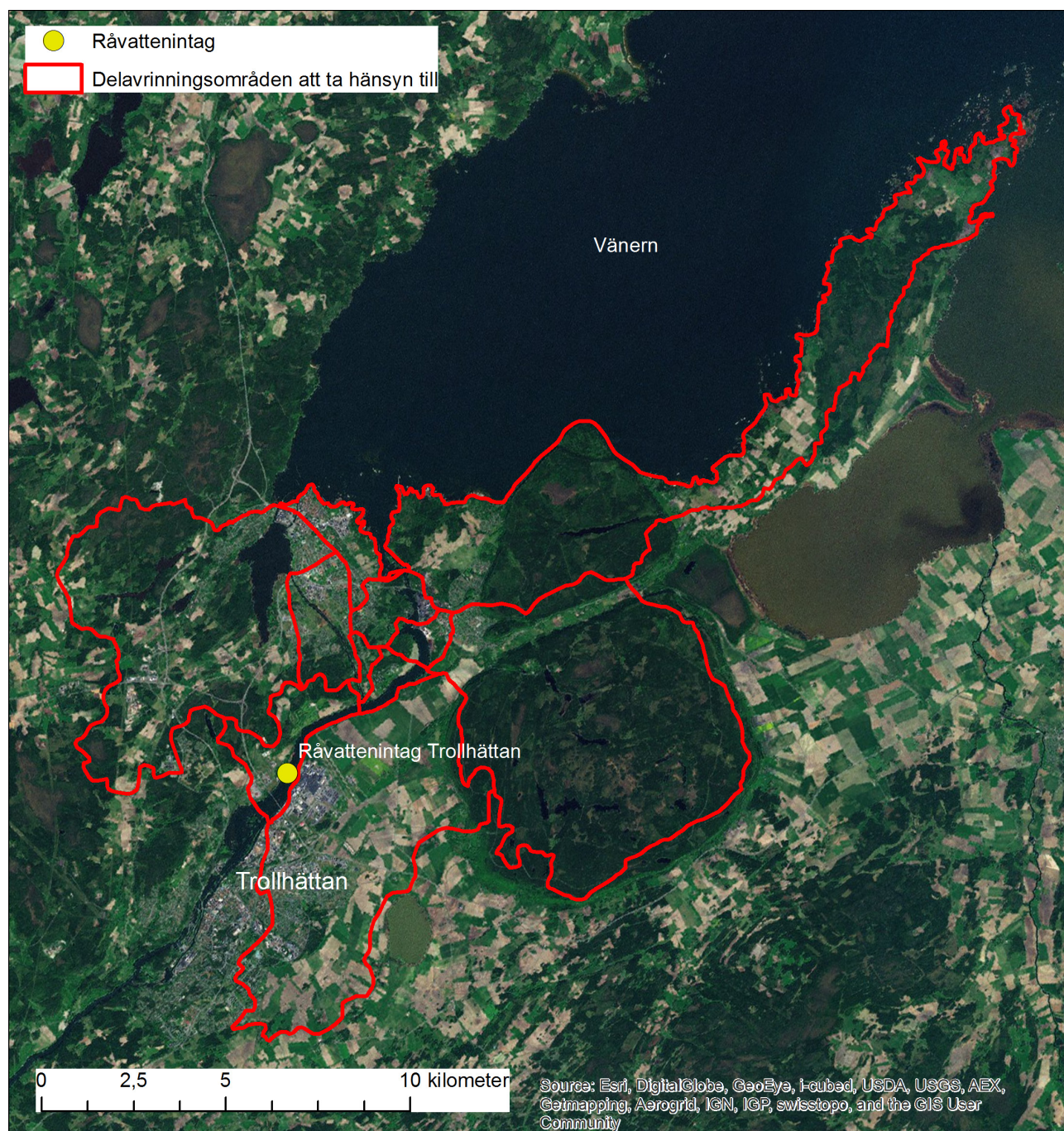
Från Trollhättans kommun har Trollhättan Energi AB deltagit såsom ansvariga för produktionen av det kommunala dricksvattnet, och ett arbetsmöte hölls i januari 2013. Dricksvattenproduktionen berörs av att ett vattenskyddsområde för Göta älv håller på att upprättas, ett arbete som vid tidpunkten för mötet pågått drygt ett år. Överby vattenverk, även benämnt Trollhättans vattenverk, försörjer omkring 50 000 personer i tätorterna Trollhättan, Sjuntorp, Veland, Åsaka, Norra Björke, Upphärad och Hol i Vänersborgs kommun med dricksvatten. Trollhättans kommun har omkring 56 000 invånare.

En mikrobiell riskanalys är under utarbetande och man deltar i ett projekt för att utvärdera on-lineinstrument som ett tidigt varningssystem för att påvisa fekal påverkan. Vid arbetsmötet uppgavs att man hittills haft en vag uppfattning om vilka aktiviteter uppströms som innebär en mikrobiologisk påverkan för råvattnet. De viktigaste frågeställningarna handlar om att få en bättre uppfattning om fekala källor uppströms och hur de olika källorna påverkar råvattenkvaliteten. En bättre uppfattning av hur patogentillskottet varierar över tid, exempelvis över ett år, skulle ge möjligheter att optimera beredningen på ett energieffektivt sätt.

6.1.1 Fekala källor i vattentäkten

Eftersom Överby vattenverk ligger direkt vid den norra kommungränsen så kommer den största fekal påverkan från Vänersborgs kommun som ligger strax uppströms längs Göta älv. Holmängens avloppsreningsverk i Vänersborg med 37 000 invånare är en uppenbar fekal källa med utsläpp vid Väners utlopp. De enskilda avloppen i Vänersborg är enligt uppgift inte inventerade ännu. Man tänker sig även att latrintömning från båtar i Väners kan vara en betydelsefull fekal källa. Andra källor är omfattande djurhållning vid de södra delarna av Väners. Vid arbetsmötet nämndes att bäver siktats i närheten av råvattenintaget.

En satellitbild av Trollhättan med lokaliseringen av råvattenintaget ges i Figur 6.1, där även några delavrinningsområden uppströms som lämpligen skulle kunna ingå i en GIS-modell för parasitspridning anges.



Figur 6.1 Trollhättan med ett urval delavrinningsområden där aktiviteter troligen påverkar patogenhalterna i råvattnet vid Överby vattenverk.

6.1.2 Vattenberedning och mikrobiologiska halter

Överby vattenverk är ett ytvattenverk där vatten från Göta älv behandlas med kemfällning, snabb- och långsamfiltrering, hårdhetshöjning, pH-justerings och klorering innan det distribueras ut i vattenledningar. På vattenverket pågår en ombyggnad och man avser installera UV-ljus.

Mikrobiologiska analyser av råvattnet omfattar indikatorbakterier och parasiterna *Giardia* och *Cryptosporidium* (10-litersprov). Varje vecka analyseras *E. coli*, koliforma bakterier och 3 dygns odlingsbara mikroorganismer. Intestinala enterokocker analyseras i samband med utökade prov (4 ggr/år) eller vid behov. *Clostridium perfringens* och parasiter analyseras en gång i månaden. Under de senaste åren har halterna av indikatorbakterier generellt ökat i råvattnet. Halterna av *E. coli* varierade under 2011 och 2012 i intervallet <1 till >100 per 100 ml.

6.1.3 Synpunkter på GIS-modellerna, validerbarhet och datatillgång

Vid arbetsmötet uttrycktes ett intresse för angreppssättet att med GIS-modeller beräkna spridningen av patogener. Egenskaperna och behovet av indata för modell A till G diskuterades. Ett examensarbete påbörjades januari 2013 med sikte på att genomföra en SWAT-modellering (modell A). Man vill gärna bidra med önskad indata för att kunna genomföra denna modellering. Under senare år har nästan inga parasiter påvisats i råvattnet, kanske på grund av den begränsade analysvolymen. Detta gör det svårt att validera parasithalter från en modell. Desto mer omfattande data finns när det gäller *E. coli*, men eftersom flera analys svar under senare år är angivna som >, dvs. ”mer än”, finns bristfällig information om maxhalter.

Trollhättans kommun har genom sin anslutning till Geodatasamverkan möjlighet att fritt beställa delar av GIS-data som skulle behövas för dessa modeller. Exempel på detta är den digitala höjdsmodellen från Länsstyrelsen liksom Jordbruksverkets djurhållningsdata (PPN), och här visade det sig möjligt att beställa data för det urval delavrinningsområden som skulle vara mest relevanta att inkludera inledningsvis i en modellering (se Figur 6.1). Av humanfekala källor finns redan tillgängligt i kommunens egen GIS-databas bräddpunkterna från de kommunala avloppssystemen samt enskilda avlopp och vilka fastigheter som har godkända enskilda avlopp. Från uppströms liggande kommuner, i första hand Vänersborg och Grästorp, får data beställas vad gäller avloppsreningsverk och bräddpunkter.

6.2 Östersunds kommun

Från Östersunds kommun har Miljö och hälsa med lokalt tillsynsansvar för dricksvattnet deltagit i detta projekt, och ett arbetsmöte hölls i Östersund i februari 2013. Framtagande av vattenskyddsområde pågår under ledning av Vatten Östersund. Ett förslag till vattenskyddsföreskrifter låg för samråd då *Cryptosporidium*-utbrottet inträffade senhösten 2010. I förslaget fanns inte parasitsmitta omnämnd som en tänkbar risk. Vinterhalvåret 2012–2013 presenterades en plan för den långsiktiga Vatten- och avloppsförsörjningen i kommunen där man tagit fasta på erfarenheterna från utbrottet.

Östersund har omkring 60 000 invånare, och verksamheten i hela staden påverkar vattenkvaliteten i Storsjön. Storsjön som genomströmmas av Indalsälven utgör ytvattentäkt och råvattenintaget till Minnesgårdets vattenverk ligger invid järnvägen vid Brunflovikens norra strand (Figur 6.2).

Omkring 20 % av det totala flödet i Indalsälven beräknas passera denna del av Storsjön via Vallsundet. Det tar 375 dagar att omsätta allt vatten i Storsjön, men den hydrauliska modellering som SMHI genomförde för några år sedan antyder att transporten genom sjön kan vara avsevärt kortare. Att döma av djupprofiler för temperatur saknas språngskikt vid råvattenintaget, troligen som en följd av att sjön är reglerad. Numera sker regleringen av sjön ofta snabbt, då vattenkraftverken vill sälja el till bra pris.

6.2.1 Fekala källor i vattentäkten

Fekala källor vid Storsjön inom Östersunds kommun omfattar Östersunds avloppsreningsverk norr om råvattenintaget och ett antal dagvattenutlopp från staden. Söder om Brunflovisen och på Frösön finns jordbruk som utgör potentiella källor till fekal förorening av råvattnet. Stallgödsel sprids för vallodling men i begränsad omfattning. I utredningen efter *Cryptosporidium*-utbrottet framfördes som trolig smittkälla en förorenad bäck. Det visade sig att en ledning som var avsedd för dagvatten innehöll avloppsvatten från en flerfamiljsfastighet. Ledningen ledde till den aktuella bäcken, vilken i sin tur mynnade i Brunflovisen. Strömningarna i Storsjön ledde till att vatten kring bäckens mynning sedan fördes i nordvästlig riktning mot råvattenintaget (SMI 2011).

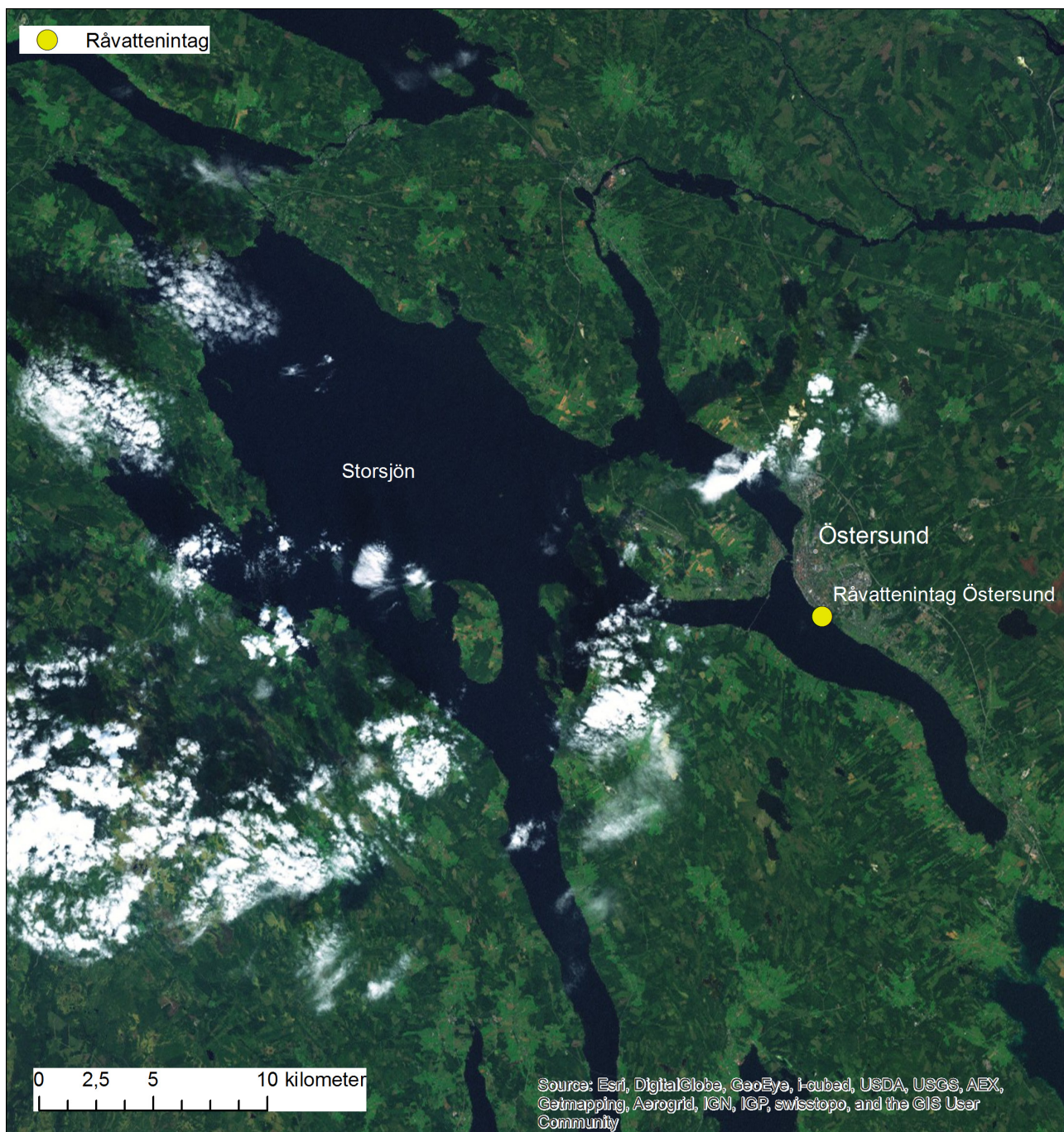
Flera enskilda avlopp omgärdar Storsjön. För enskilda avlopp bedömer Miljö och hälsa det rimligt att anta att anläggningar som är äldre än 12 år generellt saknar mikrobiologisk avskiljning. Uppströms Storsjön längs Indalsälven ligger Åre kommun. Antalet invånare i Åre varierar kraftigt över säsongen med en topp av omkring 50 000 personer i sportlovstid. Avloppsledningsnätet i Åre omfattar flera samfälligheter och tidvis sker bräddning vid avloppsreningsverket för att hantera stora flödestoppar.

En satellitbild av Översund med lokaliseringen av råvattenintaget ges i Figur 6.2.

6.2.2 Vattenberedning och mikrobiologiska halter

Miljö och hälsa i Östersund bedömer att vattenverket i Minnesgärdet numera håller ett fullgott skydd mot vattenburna infektioner, genom den installation av UV-ljus som gjordes vid det vattenburna utbrottet 2011. Dessförinnan omfattade beredningen huvudsakligen ozonering och snabbfilter, där ozonet avsåg ha en desinficerande verkan. Uppenbarligen var ozonet otillräckligt för att inaktivera *Cryptosporidium*. En annan nackdel med ozon är dess starka oxidationsförmåga, vilket gör att det slår sönder organiskt material som i sin tur gynnar mikrobiell tillväxt på ledningsnätet. I samband med utbrottet diskuterades att införa en annan klorform för att åstadkomma en långsamverkande desinfektion på ledningsnätet.

Mikrobiologiska analyser av råvattnet omfattar indikatorbakterierna totalantalet koliformer och *E. coli*. Analys av parasiten *Cryptosporidium* sker en gång varannan månad, då 100 liter råvatten filtreras av Vatten Östersund varefter filterpatronen sänds till SMI för analys. De flesta prov är negativa för *E. coli*, men halter upp till tiotals bakterier per 100 ml förekommer.



Figur 6.2 Översund och råvattentäkten Storsjön, med lokalisering av råvattenintaget för Minnesgårdets vattenverk i Brunflo.

6.2.3 Synpunkter på GIS-modellerna, validerbarhet och datatillgång

Vid arbetsmötet framkom att transporten och uppehållstiden i Storsjön torde vara av stor betydelse för parasithalterna i råvattenintaget. Ingen av GIS-modellerna innehåller en hydraulisk modellering som ger en rättvisande beskrivning av transportförhållandena i sjön, vilka kompliceras av den snabba vattenregleringen av Indalsälven. Det bedöms ändå intressant och angeläget att beskriva tillskotten från olika delavrinningsområden, främst kring Brunflo. Vid en modellering kan den geografiska avgränsningen

lämpligen i första skedet väljas till att omfatta bara Östersunds kommun. Modell A och B framstår som mest intressanta då dessa inkluderar både humana och animala källor och flest riskfaktorer. När det gäller validerbarheten finns omfattande parasitprover tagna vid utbrottet och därefter, både vid spridningskällor och av råvattnet i Storsjön, vilka torde kunna användas för att jämföra modellresultat.

Östersunds kommun är liksom Trollhättans kommun ansluten till Geodatasamverkan och har därmed möjligheten att fritt beställa GIS-data från olika myndigheter. Lokalt finns GIS-data vad gäller avloppsreningsverk, brädd- och nödavlopp inom kommunen vilket omfattar den östra delen av Storsjön. Uppgifter om enskilda avlopp finns tillgängligt genom en slambrunnsinventering som genomfördes för några år sedan. På Miljö och Hälsa har man vissa listor med uppgifter om djurhållare, typ av husdjur och gödselspridning på olika fastigheter, men man bedömer att det är ett stort jobb att aktualisera och digitalisera dessa listor. Om fastighetsbeteckningen är känd kan dock dessa data överföras till GIS-format med hjälp av fastighetskartan.

7 Diskussion

Spridningen av parasiterna *Cryptosporidium* och *Giardia* i ytvattentäkter är ett fenomen som vid upprepade tillfällen gäckat driftansvariga vid vattenverk vilket lett till vattenburna sjukdomsutbrott. Detta projekt har syftat till att klargöra hur GIS i högre grad skulle kunna användas för att identifiera spridningskällor till dessa parasiter. Vidare hur GIS-baserade hydrologiska modeller skulle kunna användas för att avgöra betydelsen av olika källor samt vilket dataunderlag som finns att tillgå för denna typ av analys. Litteraturgenomgången visade att ett relativt stort antal prevalensstudier har genomförts på olika däggdjur under senare år i Norden. Sammanställningen antyder att dessa parasiter inte enbart sprids från människor och boskap utan att även många andra däggdjur och fåglar kan förväntas utgöra spridningskällor. Även om mycket kvarstår att studera när det gäller prevalens och art för att bringa klarhet i potentiell hälsorisk för dricksvattenkonsumenterna finns redan idag ett underlagsmaterial att gå vidare med i GIS-baserade modeller.

Är det då möjligt att på ett rättvisande sätt genom en modell beskriva så pass komplexa förlopp som spridningen av parasiter från olika källor till ett råvattenintag? Är det inte bättre att tillfråga experter inom enstaka ämnesdiscipliner hur det ligger till med prevalens och zoonotisk potential hos olika djurslag och nöja sig med detta? I Naturvårdsverkets handbok för vattenskyddsområden nämns att fördjupade hydrologiska analyser samt hydraulisk modellering kan vara motiverat för vattentäkter med högt skyddsvärde, men då främst för att beräkna transporttider (Naturvårdsverket 2011). Frågan om den faktiska risken för olika spridningskällor lämnas i detta sammanhang obesvarad. Ändå är riskhanterarens uppgift att på bästa möjliga sätt bedöma och hantera hälsorisken med *Cryptosporidium* och *Giardia* i ytvattentäkter. I detta sammanhang kan modeller vara ett värdefullt redskap för att sammanföra kunskap från olika ämnesdiscipliner. Att öppet redovisa antaganden, ekvationer och beräkningsunderlag kan dock bli avgörande för modellresultatens trovärdighet.

I litteraturgenomgången påträffades sju olika GIS-baserade modeller som använts för att beskriva generering och spridning av *Cryptosporidium* och *Giardia* i avrinningsområden för ytvattentäkter. Alla dessa modeller har utvecklats utomlands, där ofta ett vattenburet parasitutbrott varit en bakomliggande drivkraft. Modellerna skiljer sig åt i behov av indata, komplexitet och förståelse för spridningsmekanismer liksom i typen av resultat, men har det gemensamt att man försökt sammanföra enskilda fältstudier och observationer till en helhetsförståelse. Den modell som förefaller omfatta flest spridningskällor och som ger den mest omfattande mekaniska beskrivningen av transporten från källa till råvattenintag baseras på analysverktyget SWAT, Soil and Water Assessment Tool (Coffey et al. 2010). Att SWAT även är fritt tillgänglig för implementering i traditionell GIS-miljö gör denna modell intressant att praktiskt utvärdera för svenska förhållanden.

Det är diffusa spridningskällor såsom jordbruk som utgör den stora utmaningen att modellera, både när det gäller vad som genereras på plats och vad som hamnar i vattentäkten. Som framhålls av Oliver et al. (2009) finns det skäl att kontinuerligt utveckla det empiriska underlaget för hur denna spridning går till och vilka mekanismer som påverkar spridningen. Inte minst de snabba förloppen vid avrinning från olika marktyper behöver beskrivas såväl genom fältmätningar som i pilotförsök och resultaten bör inarbetas i modeller. Vidare behövs tvärvetenskapliga arbetsgrupper, så att exempelvis nya forskningsrön från det veterinärmedicinska området tillvaratas (Oliver et al. 2009). Även om flera studier gjorts under de gångna åren i Norden saknas ännu information om prevalens för flera däggdjur och i än högre grad information om utsöndringshalter och dess variation. Olika angreppssätt och perspektiv på modelleringen av patogener från gödsel till vatten diskuteras även av Pachepsky et al. (2006).

En begränsning i alla de sju GIS-modellerna är att de bygger på deterministiska beräkningar, där punktvärden istället för sannolikhetsfördelningar används. Vi har inte funnit någon hydrologisk GIS-baserad spridningsmodell för *Giardia* och *Cryptosporidium* för att stokastiskt beräkna spridningen hela vägen från olika källor till ett råvattenintag. Däremot finns exempel på där man för en och samma kategori av källa använt stokastiska beräkningar för att ta hänsyn till osäkerhet och variation. Exempelvis använde Starkey, White och Mohammed (2007) sannolikhetsfördelningar för att beräkna den dagliga belastningen från mjölkdjur i avrinningsområdet Catskill-Delaware, samma område utanför New York som var föremål för ovan nämnda studie av Walker och Stedinger (1999). Trots sina begränsningar kan deterministiska modeller användas för att beräkna olika scenarier, som värsta-fall och troligaste fall, och i det avseendet få ett mått på hur variation i olika parametrar påverkar slutresultatet. Dorner, Huck och Slawson (2004) använde Monte Carlo-simuleringar för att stokastiskt bestämma punktvärden för vidare hydrologisk modellering.

Relevansen av dessa modeller belystes med utgångspunkt i situationen för kommunerna Östersund och Trollhättan. I dessa två kommuner arbetar man aktivt med frågan om parasiter i råvattnet och under projektets gång har det där pågått ett arbete med att ta fram vattenskyddsområden. Befolkningmässigt är dessa båda kommuner jämförbara; för båda kommunerna föreligger både humana och animala spridningskällor med fekal påverkan av råvattnet. Inom ramen för detta projekt ingick inte att implementera själva modellerna, däremot att diskutera förutsättningar, tillgång till underlagsdata, relevans av resultat osv. I båda kommunerna fanns, vid projektets gång, personal anställd för att arbeta specifikt med GIS-tekniska frågor och intresset för angreppssättet var stort. Även tillgången till underlagsdata, antingen via den egna kommunen eller på nationell nivå var också likvärdig för dessa kommuner. Men det ligger en nödvändighet och en utmaning i att få tag på behövliga GIS-data utanför den egna kommungränsen, där inte minst de enskilda avloppen och dess avskiljningskapacitet är ett frågetecken.

Modellresultatens format och relevans diskuterades inom projektgruppen. Från Miljö och hälsa i Östersund framhölls att det är situationen vid extremhändelser med dess topphalter som är det viktigaste (jfr Modell B);

det är dessa situationer som åstadkommer vattenburna utbrott och för vilka vattenberedningen behöver dimensioneras. Från Trollhättan påpekades att tidsserier (jfr Modell A) ger årstidsvariationen och visar den relativa betydelse av olika källor över en längre tidsperiod, något som i nästa steg skulle kunna användas för att styra beredningen över året. I projektgruppen framhölls även att resultat från en GDP-analys i form av befintlig barriärhöjd på vattenverket kan utgöra en startpunkt för att titta på källor längre uppströms. Här kan en allmän kartläggning av parasitkällor inom avståndet 12 och 24 timmars transporttid från råvattenintaget vara ett första steg som kan följas upp av en GIS-modellering.

Denna typ av GIS-modellering kan genomföras som en fördjupande analys vid upprättande av vattenskyddsområden där ofta flera kommuner berörs. Modelleringen kan också genomföras på regional nivå med de regionala Vattenmyndigheterna som ansvariga, eller på nationell nivå med Havs och Vattenmyndigheten (HaV) som ansvarig. I projektet diskuterades tillgången till underlagsdata med kommunen Grästorp som exempel. Grästorp ligger nordöst om Trollhättan men har teoretiskt sett flera spridningskällor som påverkar råvattenkvaliteten för Trollhättan. Där uppgifter inte kan tillhandahållas från mindre kommuner kan man i många fall göra rimliga antagande utifrån nationellt tillgängliga data. För enskilda avlopp exempelvis kan information om befolkning utanför kommunalt verksamhetsområde för VA användas för att uppskatta var dessa avlopp ligger. Även mindre kommuner kommer troligen att framöver kunna anslutas till Geodataportalen för tillgång på nationell GIS-data, vilket dock inte minskar behovet av data på kommunnivå, exempelvis lokaliseringen av bräddpunkter.

En fortsättning av detta projekt är att utvärdera en eller ett par av de GIS-modeller för parasitspridning som identifierats. Här framstår modell A, B och E som de mest intressanta genom att de tar med både humana och animala spridningskällor. Först genom en implementering ges en förståelse av de praktiska aspekterna av att genomföra modelleringen och att tolka resultaten och modell E skulle potentiellt kunna genomföras på nationell nivå. En av de frågor som bör belysas i detta sammanhang är valideringsmöjligheterna. Ett visst underlag gällande patogenhalter i ytvattentäkter finns att tillgå via Vattentäktsarkivet som administreras av SGU. Ett forskningsprojekt påbörjades våren 2013 vid Livsmedelsverket med provtagning av ett antal för svenska förhållanden representativa ytråvatten, vilket bedöms ge ett ytterligare underlag för att validera modellresultat mot uppmätta halter. Man avser insamla kvantitativa data och genomföra genotypning av parasiter där så är möjligt. Även vid SMI pågår ett projekt om förekomst av *Cryptosporidium* och *Giardia* i avloppsvatten som omfattar att bestämma art och subtyp. Den vid SVA och SLU pågående studien på kött djursbesättningar väntas bidra med uppgifter om prevalens och zoonotisk potential av *Cryptosporidium* som bör tas hänsyn till vid GIS-modellering.

8 Referenser

- Abrahamsson, J. L., Ansker, J. & Heinicke, G. (2009) *MRA – ett modellverktyg för svenska vattenverk*, Stockholm, Svenskt Vatten.
Tillgänglig: <<http://www.svensktvatten.se/web/MRA.aspx>> (2012-09-11), 78 sidor.
- Andersson, Y. (1992) *Dricksvattenburna sjukdomsutbrott i Sverige – i ett historiskt, hygieniskt och tekniskt perspektiv*, Göteborg, Diss. Nordiska hälsovårdshögskolan.
- Appelbee, A. J., Thompson, R. C. A., Measures, L. M. & Olson, M. E. (2010) *Giardia* and *Cryptosporidium* in harp and hooded seals from the Gulf of St. Lawrence, Canada. *Veterinary Parasitology*, vol. 173: 1–2, ss. 19–23.
- Asquith, B. A., Whitehead, J. H. & Kidd, L. J. (2007) *Quantitative risk assessment of decentralized wastewater management systems in a drinking water catchment*. Eleventh Individual and Small Community Sewage Systems Conference Warwick, Rhode Island.
- Atherholt, T. B., LeChevallier, M. W., Norton, W. D. & Rosen, J. S. (1998) Effect of rainfall on *Giardia* and *Crypto*. *American Water Works Association*, vol. 90: 9, ss. 66–80.
- Atterholm, I., Castor, B. & Norlin, K. (1987) Cryptosporidiosis in southern Sweden. *Scandinavian Journal of Infectious Diseases*, vol. 19: 2, ss. 231–34.
- Atwill, E. R., Li, X., Grace, D. & Gannon, V. (2012) *Zoonotic waterborne pathogen loads in livestock*. I Dufour, A., Bartram, J., Bos, R. & Gannon, V. (red.) *Animal waste, water quality and human health*. World Health Organization, WHO, USEPA och IWA Publishing.
- Baffaut, C. & Sadeghi, A. (2010) Bacteria modeling with SWAT for assessment and remediation studies: A review. *Transactions of the ASABE*, vol. 53: 5, ss. 1585–94.
- Bajer, A. (2008) *Cryptosporidium* and *Giardia* spp. infections in humans, animals and the environment in Poland. *Parasitology Research*, vol. 104:1, ss. 1–17.
- Berndtsson, J. C. & Bengtsson, L. (2006) *Vattenöversikt i tre skånska åar*. Stockholm, Svenskt Vatten AB, 43 sidor.
- Björkman, C., Svensson, C., Christensson, B. & de Verdier, K. (2003) *Cryptosporidium parvum* and *Giardia intestinalis* in calf diarrhoea in Sweden. *Acta Veterinaria Scandinavica*, vol. 44: 3–4, ss. 145–52.
- Bougeard, M., Le Saux, J. C., Teillon, A., Belloir, J., Le Mennec, C., Thome, S., Durand, G. & Pommepuy, M. (2011) Combining modeling and monitoring to study fecal contamination in a small rural catchment. *Journal of Water and Health*, vol. 9: 3, ss. 467–482.

- Bowes, M. J., Hilton, J., Irons, G. P. & Hornby, D. D. (2005) The relative contribution of sewage and diffuse phosphorus sources in the River Avon catchment, southern England: implications for nutrient management. *Science of the Total Environment*, vol. 344: 1–3, ss. 67–81.
- Bowman, D. D. & Lucio-Forster, A. (2010) Cryptosporidiosis and giardiasis in dogs and cats: Veterinary and public health importance. *Experimental Parasitology*, vol. 124: 1, ss. 121–127.
- Bryan, B. A., Kandulu, J., Deere, D. A., White, M., Frizenschaf, J. & Crossman, N. D. (2009) Adaptive management for mitigating *Cryptosporidium* risk in source water: A case study in an agricultural catchment in South Australia. *Journal of Environmental Management*, vol. 90: 10, ss. 3122–34.
- Bryan, B. A. & Kandulu, J. M. (2009) Cost-effective alternatives for mitigating *Cryptosporidium* risk in drinking water and enhancing ecosystem services. *Water Resources Research*, vol. 45: 8, ss. 1–13.
- Bukhari, Z., Smith, H. V., Sykes, N., Humphreys, S. W., Paton, C. A., Girdwood, R. W. A. & Fricker, C. R. (1997) Occurrence of *Cryptosporidium* spp oocysts and *Giardia* spp cysts in sewage influents and effluents from treatment plants in England. *Water Science and Technology*, vol. 35: 11–12, ss. 385–90.
- Carlander, A., Stenström, T. A., Albihn, A. & Hasselgren, K. (2002) Hygieniska aspekter vid avloppsbehandling av *Salix*odlingar – undersökningar vid tre fullskaleanläggningar, Stockholm, Svenskt Vatten AB, 80 sidor.
- Castor, S. B. & Lindqvist, K. B. (1990) Canine giardiasis in Sweden: no evidence of infectivity to man. *Trans. R. Soc. Trop. Med. Hyg.*, vol. 84: 2, ss. 249–50.
- Chappell, C. L., Okhuysen, P. C., Langer-Curry, R., Widmer, G., Akiyoshi, D. E., Tanriverdi, S. & Tzipori, S. (2006) *Cryptosporidium* hominis: experimental challenge of healthy adults. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, vol. 75: 5, ss. 851–57.
- Charles, K., Roser, D., Ashbolt, N., Deere, D. & McGuinness, R. (2003) Buffer distances for on-site sewage systems in Sydney's drinking water catchments. *Water Science and Technology*, vol. 47: 7–8, ss. 183–89.
- Cho, K. H., Pachepsky, Y. A., Kim, J. H., Kim, J. W. & Park, M. H. (2012) The modified SWAT model for predicting fecal coliforms in the Wachusett Reservoir Watershed, USA. *Water Research*, vol. 46: 15, ss. 4750–60.
- Coffey, R., Cummings, E., Bhreathnach, N., O'Flaherty, V. & Cormican, M. (2010) Development of a pathogen transport model for Irish catchments using SWAT. *Journal of Agricultural Water Management*, vol. 97: 1, ss. 101–11.
- Cotruvo, J. A., Dufour, A., Rees, G., Bartram, J., Carr, R., Cliver, D. O., Craun, G. F., Fayer, R. & Gannon, V. P. J. (2004) *Waterborne zoonoses. Identification, Causes and Control*, London, IWA Publishing, 506 sidor.

- Curriero, F. C., Patz, J. A., Rose, J. B. & Lele, S. (2001) The association between extreme precipitation and waterborne disease outbreaks in the United States, 1948–1994. *American Journal of Public Health*, vol. 91: 8, ss. 1194–99.
- Dorner, S. M., Huck, P. M. & Slawson, R. M. (2004) Estimating potential environmental loadings of *Cryptosporidium* spp. and *Campylobacter* spp. from livestock in the Grand River Watershed, Ontario, Canada. *Environmental Science and Technology*, vol. 38: 12, ss. 3370–80.
- Dorner, S. M., Anderson, W. B., Slawson, R. M., Kouwen, N. & Huck, P. M. (2006) Hydrologic modeling of pathogen fate and transport. *Environmental Science and Technology*, vol. 40: 15, ss. 4746–53.
- Dorner, S. M., Anderson, W. B., Gaulin, T., Candon, H. L., Slawson, R. M., Payment, P. & Huck, P. M. (2007) Pathogen and indicator variability in a heavily impacted watershed. *Journal of Water and Health*, vol. 5: 2, ss. 241–57.
- Ekdahl, K. & Giesecke, J. (2003) *Smittskyddsboken*, Lund, Studentlitteratur, 496 sidor.
- Ekstrand, S., Wallenberg, P. & Djodjic, F. (2010) Process based modelling of phosphorus losses from arable land. *Ambio*, vol. 39: 2, ss. 100–15.
- Enemark, H. L., Ahrens, P., Juel, C. D., Petersen, E., Petersen, R. F., Andersen, J. S., Lind, P. & Thamsborg, S. M. (2002a) Molecular characterization of Danish *Cryptosporidium parvum* isolates. *Parasitology*, vol. 125: 4, ss. 331–41.
- Enemark, H. L., Ahrens, P., Lowery, C. J., Thamsborg, S. M., Enemark, J. M. D., Bille-Hansen, V. & Lind, P. (2002b) *Cryptosporidium andersoni* from a Danish cattle herd: Identification and preliminary characterisation. *Veterinary Parasitology*, vol. 107: 1–2, ss. 37–49.
- Fayer, R. (2004) *Waterborne zoonotic protozoa*. I Cotruvo, J., Dufour, A., Rees, G., Bartram, J., Carr, R., Cliver, D. O., Craun, G. F., Fayer, R. & Gannon, V. P. J. (red.) *Waterborne Zoonoses. Identification, Causes and Control*. London, IWA Publishing.
- Ferguson, C. & Croke, B. (2007) *Modelling Pathogen Inputs to Drinking Water Reservoirs in Australia, the UK and the USA*. I Oxley, L. & Kulasiri, D. (red.) International Congress on Modelling and Simulation (MODSIM 2007) Nya Zeeland. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand: 2424–2430.
- Ferguson, C. & Kay, D. (2012) *Transport of microbial pollution in catchment systems*. I Dufour, A., Bartram, J., Bos, R. & Gannon, V. (red.) *Animal waste, water quality and human health*. London, IWA Publishing.
- Ferguson, C. (2013) Christobel Ferguson, *Manager Water Sciences Group, GHD*, personligt meddelande 2013-01-07. New South Wales, Australien.
- Ferguson, C. M., Croke, B., Ashbolt, N. J. & Deere, D. A. (2005) A deterministic model to quantify pathogen loads in drinking water catchments: pathogen budget for the Wingecarribee. *Water Science and Technology*, vol. 52: 8, ss. 191–97.

- Ferguson, C. M., Croke, B. F., Beatson, P. J., Ashbolt, N. J. & Deere, D. A. (2007) Development of a process-based model to predict pathogen budgets for the Sydney drinking water catchment. *Journal of Water and Health*, vol. 5: 2, ss. 187–208.
- Ferguson, C. M., Charles, K. & Deere, D. A. (2009) Quantification of Microbial Sources in Drinking-Water Catchments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 39: 1, ss. 1–40.
- FHI (2012) *Utbrudd av kryptosporidiose blant skolebarn på leirskole, uke 10-12 i 2012*, Oslo, Norge, Folkehelseinstituttet. Tillgänglig: <<http://www.fhi.no/dav/c72d25492c.pdf>> (2012-11-30), 15 sidor.
- Foster, J. A. & McDonald, A. T. (2000) Assessing pollution risks to water supply intakes using geographical information systems (GIS). *Environmental Modelling and Software*, vol. 15: 3, ss. 225–34.
- Fraser, R. H., Barten, P. K. & Pinney, D. A. K. (1998) Predicting stream pathogen loading from livestock using a geographical information system-based delivery model. *Journal of Environmental Quality*, vol. 27: 4, ss. 935–45.
- Ha, S. R. & Bae, M. S. (2001) Effects of land use and municipal wastewater treatment changes on stream water quality. *Environmental monitoring and assessment*, vol. 70: 1–2, ss. 135–51.
- Haas, C. N., Rose, J. B. & Gerba, C. P. (1999) *Quantitative Microbial Risk Assessment*, New York City, USA, John and Wiley & Sons, Inc., 449 sidor.
- Hagsten, J. (2013) Jimmy Hagsten, Statistiska Centralbyrån, personligt meddelande 2013-03-04. Örebro.
- Hamnes, I. S., Gjerde, B. & Robertson, L. (2006) Prevalence of *Giardia* and *Cryptosporidium* in dairy calves in three areas of Norway. *Veterinary Parasitology*, vol. 140: 3–4, ss. 204–16.
- Hamnes, I. S., Gjerde, B., Robertson, L., Vikoren, T. & Handeland, K. (2006a) Prevalence of *Cryptosporidium* and *Giardia* in free-ranging wild cervids in Norway. *Veterinary Parasitology*, vol. 141: 1–2, ss. 30–41.
- Hamnes, I. S., Gjerde, B. K., Robertson, L., Vikoren, T. & Handeland, K. (2006b) Prevalence of *Cryptosporidium* and *Giardia* in free-ranging wild cervids in Norway. *Veterinary Parasitology*, vol. 141: 30–41.
- Hamnes, I. S., Gjerde, B. & Robertson, L. (2007) A longitudinal study on the occurrence of *Cryptosporidium* and *Giardia* in dogs during their first year of life. *Acta Veterinaria Scandinavica*, vol. 49: 22, ss. 1–10.
- Hamnes, I. S., Gjerde, B. K., Forberg, T. & Robertson, L. J. (2007a) Occurrence of *Cryptosporidium* and *Giardia* in suckling piglets in Norway. *Veterinary Parasitology*, vol. 144: 222–33.
- Hamnes, I. S., Gjerde, B. K., Forberg, T. & Robertson, L. J. (2007b) Occurrence of *Giardia* and *Cryptosporidium* in Norwegian red foxes (*Vulpes vulpes*). *Veterinary Parasitology*, vol. 143: 3–4, ss. 347–53.
- Hamnes, I. S. (2008) *Cryptosporidium and Giardia in selected domestic and wild animal species in Norway*. Diss., Department of Food Safety and Infection Biology. Oslo. Norwegian School of Veterinary Science: 142 sidor.

- Hansen, A. & Stenström, T. A. (2007) *Protozoan Parasites in Sewage Sludge*, Tillgänglig: <<http://www.norden.org/en/publications/publikationer/2006-596>> (2013-01-09), 66 sidor.
- Hansen, A. (2011) *Giardia och Cryptosporidium i svenska ytvattentäkter* Stockholm, Svenskt Vatten. Tillgänglig: <<http://www.svensktvatten.se>> (2012-10-18), 24 sidor.
- Hansen, A. (2013) Anette Hansen, Smittskyddsinstitutet, Livsmedel och vatten, personligt meddelande 2013-01-15 och 2013-05-31. Solna.
- Hansen, J. S. & Ongerth, J. E. (1991) Effects of time and watershed characteristics on the concentration of *Cryptosporidium* oocysts in river water. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 57: 10, ss. 2790–95.
- Heitman, T. L., Frederick, L. M., Viste, J. R., Guselle, N. J., Morgan, U. M., Thompson, R. C. A. & Olson, M. E. (2002) Prevalence of *Giardia* and *Cryptosporidium* and characterization of *Cryptosporidium* spp. isolated from wildlife, human, and agricultural sources in the North Saskatchewan River Basin in Alberta, Canada. *Canadian Journal of Microbiology*, vol. 48: 6, ss. 530–41.
- Hofstra, N., Bouwman, A. F., Beusen, A. H. W. & Medema, G. J. (2013) Exploring global *Cryptosporidium* emissions to surface water. *Science of the Total Environment*, vol. 442: 10–19.
- Hopkins, R. M., Meloni, B. P., Groth, D. M., Wetherall, J. D., Reynoldson, J. A. & Thompson, R. C. (1997) Ribosomal RNA sequencing reveals differences between the genotypes of *Giardia* isolates recovered from humans and dogs living in the same locality. *Journal of Parasitology*, vol. 83: 1, ss. 44–51.
- Hrudey, S. E. & Hrudey, E. J. (2004) *Safe drinking water. Lessons from recent outbreaks in affluent nations*, IWA Publishing, London, 486 sidor.
- Hörman, A., Korpela, H., Sutinen, J., Wedel, H. & Hanninen, M. L. (2004) Meta-analysis in assessment of the prevalence and annual incidence of *Giardia* spp. and *Cryptosporidium* spp. infections in humans in the Nordic countries. *International Journal for Parasitology*, vol. 34: 12, ss. 1337–46.
- Insulander, M., Silverlås, C., Lebbad, M., Karlsson, L., Mattsson, J. G. & Svenungsson, B. (2013) Molecular epidemiology and clinical manifestations of human cryptosporidiosis in Sweden. *Epidemiol. Infect.*, vol. 141: 5, ss. 1009–20.
- ISO (2006) ISO 15553, *Water quality – Isolation and identification of Cryptosporidium oocysts and Giardia cysts from water*, Geneva, International Organization for Standardization.
- Jamieson, R., Gordon, R., Joy, D. & Lee, H. (2004) Assessing microbial pollution of rural surface waters: A review of current watershed scale modeling approaches. *Agricultural Water Management*, vol. 70: 1, ss. 1–17.
- Johnson, L. E. (2009) *GIS for water quality. Geographic information systems in water resources engineering*. Boca Raton, FL, CRC Press, Taylor & Francis Group.

- Jordbruksverket (2013) *Jordbruksverkets statistikdatabas*. Tillgänglig: <<http://statistik.sjv.se/Database/Jordbruksverket/databasetree.asp>> (2013-02-21). Jordbruksverket.
- Jägarförbundet (2013) *Viltdata*. Tillgänglig: <<http://www.viltdata.se/>> (2013-02-21). Jägarförbundet.
- Kemper, N., Aschfalk, A. & Holler, C. (2006) *Campylobacter* spp., *Enterococcus* spp., *Escherichia coli*, *Salmonella* spp., *Yersinia* spp., and *Cryptosporidium* oocysts in semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) in Northern Finland and Norway. *Acta Veterinaria Scandinavica*, vol. 48: 7, ss.
- Kindberg, J. (2013) Jonas Kindberg, Svenska Jägarförbundet, personligt meddelande 2013-03-19. Uppsala.
- Kistemann, T., Dangendorf, F. & Exner, M. (2001) A Geographical Information System (GIS) as a tool for microbial risk assessment in catchment areas of drinking water reservoirs. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, vol. 203: 3, ss. 225–33.
- Kistemann, T., Classen, T., Koch, C., Dangendorf, F., Fischeder, R., Gebel, J., Vacata, V. & Exner, M. (2002) Microbial load of drinking water reservoir tributaries during extreme rainfall and runoff. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 68: 5, ss. 2188–97.
- Langkjaer, R. B., Vigre, H., Enemark, H. L. & Maddox-Hyttel, C. (2007) Molecular and phylogenetic characterization of *Cryptosporidium* and *Giardia* from pigs and cattle in Denmark. *Parasitology*, vol. 134: 3, ss. 339–50.
- Lantmäteriet (2013) Geodata. *Sverige bit för bit*. Tillgänglig: <<http://www.geodata.se/sv/>> (2013-02-21). Geodatasekretariatet vid Lantmäteriet.
- Lasek-Nesselquist, E., Welch, D. M. & Sogin, M. L. (2010) The identification of a new *Giardia* duodenalis assemblage in marine vertebrates and a preliminary analysis of *G. duodenalis* population biology in marine systems. *International Journal for Parasitology*, vol. 40: 9, ss. 1063–74.
- Lebbad, M., Mattsson, J. G., Christensson, B., Ljungstrom, B., Backhans, A., Andersson, J. O. & Svard, S. G. (2010) From mouse to moose: multilocus genotyping of *Giardia* isolates from various animal species. *Veterinary Parasitology*, vol. 168: 3–4, ss. 231–39.
- Lucio-Forster, A., Griffiths, J. K., Cama, V. A., Xiao, L. & Bowman, D. D. (2010) Minimal zoonotic risk of cryptosporidiosis from pet dogs and cats. *Trends in Parasitology*, vol. 26: 4, ss. 174–79.
- Maddox-Hyttel, C., Langkjaer, R. B., Enemark, H. L. & Vigre, H. (2006) *Cryptosporidium* and *Giardia* in different age groups of Danish cattle and pigs-Occurrence and management associated risk factors. *Veterinary Parasitology*, vol. 141: 1–2, ss. 48–59.

- McClellan, P. (1998) *Sydney Water Inquiry. Final Report*, Sydney, New South Wales, Australien, Premier's Department. Sydney Water Inquiry Secretariat. Tillgänglig: <http://www.dpc.nsw.gov.au/__data/assets/pdf_file/0016/15361/05_Fifth_Report_-_Final_Report_Volume_2_-_December_1998.pdf> (2013-05-27), 230 sidor.
- Medema, G. J., Bahar, M. & Schets, F. M. (1997) Survival of *Cryptosporidium* parvum, *Escherichia coli*, faecal enterococci and *Clostridium perfringens* in river water: Influence of temperature and autochthonous microorganisms. *Water Science and Technology*, vol. 35: 11–12, ss. 249–52.
- Medema, G. J. & Schijven, J. F. (2001) Modelling the sewage discharge and dispersion of *Cryptosporidium* and *Giardia* in surface water. *Water Res*, vol. 35: 18, ss. 4307–16.
- Naturvårdsverket (2011) *Handbok om vattenskyddsområde*, Stockholm, Naturvårdsverket, 134 sidor.
- Näreaho, A., Puomio, J., Saarinen, K., Jokelainen, P., Juselius, T. & Sukura, A. (2012) Feline intestinal parasites in Finland: Prevalence, risk factors and anthelmintic treatment practices. *Journal of Feline Medicine and Surgery*, vol. 14: 6, ss. 378–83.
- Okhuysen, P. C., Chappell, C. L., Crabb, J. H., Sterling, C. R. & DuPont, H. L. (1999) Virulence of three distinct *Cryptosporidium* parvum isolates for healthy adults. *J Infect Dis*, vol. 180: 4, ss. 1275–81.
- Oliver, D. M., Heathwaite, A. L., Fish, R. D., Chadwick, D. R., Hodgson, C. J., Winter, M. & Butler, A. J. (2009) Scale appropriate modelling of diffuse microbial pollution from agriculture. *Progress in Physical Geography*, vol. 33: 3, ss. 358–77.
- Olson, M. E., Thorlakson, C. L., Deselliers, L., Morck, D. W. & McAllister, T. A. (1997) *Giardia* and *Cryptosporidium* in Canadian farm animals. *Veterinary Parasitology*, vol. 68: 4, ss. 375–81.
- Ongerth, J. E. & Stibbs, H. H. (1989) Prevalence of *Cryptosporidium* infection in dairy calves in western Washington. *American Journal of Veterinary Research*, vol. 50: 7, ss. 1069–70.
- Ottoson, J. (2001) *Giardia* and *Cryptosporidium* in Swedish wastewater treatment plants. *Vatten*, vol. 57: 4, ss. 283–89.
- Ottoson, J., Hansen, A., Björleinius, B., Norder, H. & Stenström, T. A. (2006a) Removal of viruses, parasitic protozoa and microbial indicators in conventional and membrane processes in a wastewater pilot plant. *Water Research*, vol. 40: 7, ss. 1449–57.
- Ottoson, J., Hansen, A., Westrell, T., Johansen, K., Norder, H. & Stenström, T. A. (2006b) Removal of noro- and enteroviruses, *Giardia* cysts, *Cryptosporidium* oocysts, and fecal indicators at four secondary wastewater treatment plants in Sweden. *Water Environment Research*, vol. 78: 8, ss. 828–34.

- Pachepsky, Y. A., Sadeghi, A. M., Bradford, S. A., Shelton, D. R., Guber, A. K. & Dao, T. (2006) Transport and fate of manure-borne pathogens: Modeling perspective. *Agricultural Water Management*, vol. 86: 1–2, ss. 81–92.
- Palm, O., Malmén, L. & Jönsson, H. (2002) *Robusta, uthålliga små avloppssystem. En kunskapssammanställning*, Stockholm, Naturvårdsverket, 103 sidor.
- Plummer, J. D. & Long, S. C. (2007) Monitoring source water for microbial contamination: evaluation of water quality measures. *Water Research*, vol. 41: 16, ss. 3716–28.
- Rimhanen-Finne, R., Enemark, H. L., Kolehmainen, J., Toropainen, P. & Hanninen, M. L. (2007) Evaluation of immunofluorescence microscopy and enzyme-linked immunosorbent assay in detection of *Cryptosporidium* and *Giardia* infections in asymptomatic dogs. *Veterinary parasitology*, vol. 145: 3–4, ss. 345–48.
- Robertson, L. J., Hermansen, L. & Gjerde, B. K. (2006) Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in sewage in Norway. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 72: 8, ss. 5297–303.
- Robertson, L. J., Hermansen, L., Gjerde, B. K., Strand, E., Alvsvaag, J. O. & Langeland, N. (2006) Application of genotyping during an extensive outbreak of waterborne giardiasis in Bergen, Norway, during autumn and winter 2004. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 72: 3, ss. 2212–17.
- Robertson, L. J., Forberg, T., Hermansen, L., Hamnes, I. S. & Gjerde, B. (2007) *Giardia* duodenalis cysts isolated from wild moose and reindeer in Norway: genetic characterization by PCR-rflp and sequence analysis at two genes. *Journal of Wildlife Diseases*, vol. 43: 4, ss. 576–85.
- Robertson, L. J., Forsberg, T. & Gjerde, B. K. (2008) *Giardia* cysts in sewage influent in Bergen, Norway 15–23 months after an extensive waterborne outbreak of giardiasis. *Journal of Applied Microbiology*, vol. 104: 4, ss. 1147–52.
- Robertson, L. J. (2009) *Giardia* and *Cryptosporidium* infections in sheep and goats: a review of the potential for transmission to humans via environmental contamination. *Epidemiology and Infection*, vol. 137: 7, ss. 913–21.
- Robertson, L. J., Gjerde, B. K. & Furuseth Hansen, E. (2010) The zoonotic potential of *Giardia* and *Cryptosporidium* in Norwegian sheep: A longitudinal investigation of 6 flocks of lambs. *Veterinary Parasitology*, vol. 171: 1–2, ss. 140–145.
- Robinson, G. & Chalmers, R. M. (2010) The European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*), a source of zoonotic cryptosporidiosis. *Zoonoses and Public Health*, vol. 57: 7–8, ss. 1–13.
- Rosell, F., Rosef, O. & Parker, H. (2001) Investigations of waterborne pathogens in Eurasian beaver (*Castor fiber*) from Telemark County, southeast Norway. *Acta Veterinaria Scandinavica*, vol. 42: 4, ss. 479–82.

- Ruecker, N. J., Braithwaite, S. L., Topp, E., Edge, T., Lapen, D. R., Wilkes, G., Robertson, W., Medeiros, D., Sensen, C. W. & Neumann, N. F. (2007) Tracking host sources of *Cryptosporidium* spp. in raw water for improved health risk assessment. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 73: 12, ss. 3945–57.
- Ruecker, N. J., Matsune, J. C., Wilkes, G., Lapen, D. R., Topp, E., Edge, T. A., Sensen, C. W., Xiao, L. & Neumann, N. F. (2012) Molecular and phylogenetic approaches for assessing sources of *Cryptosporidium* contamination in water. *Water Research*, vol. 46: 16, ss. 5135–50.
- Samadder, S. R., Ziegler, P., Murphy, T. M. & Holden, N. M. (2010) Spatial Distribution of Risk Factors for *Cryptosporidium* Spp. Transport in an Irish Catchment. *Water Environment Research*, vol. 82: 8, ss. 750–58.
- SCB (2003) *Statistik för avrinningsområden 2000*, Stockholm, Statistiska centralbyrån, SCB, 105 sidor.
- SCB (2013) *Statistiska centralbyrån, hitta statistik*. Tillgänglig: <http://www.scb.se/Pages/StatisticStart____348961.aspx> (2013-02-21). SCB, Örebro.
- Signor, R. S., Roser, D. J., Ashbolt, N. J. & Ball, J. E. (2005) Quantifying the impact of runoff events on microbiological contaminant concentrations entering surface drinking source waters. *Journal of Water and Health*, vol. 3: 4, ss. 453–68.
- Silverlås, C., Emanuelson, U., de Verdier, K. & Björkman, C. (2009) Prevalence and associated management factors of *Cryptosporidium* shedding in 50 Swedish dairy herds. *Preventive Veterinary Medicine*, vol. 90: 3–4, ss. 242–53.
- Silverlås, C. (2010) *Cryptosporidium infection in dairy cattle*. Faculty of veterinary medicine and animal sciences. Uppsala. Diss., Sveriges Lantbruksuniversitet: 77 sidor.
- Silverlås, C., de Verdier, K., Emanuelson, U., Mattsson, J. G. & Björkman, C. (2010a) *Cryptosporidium* infection in herds with and without calf diarrhoeal problems. *Parasitology Research*, vol. 107: 6, ss. 1435–44.
- Silverlås, C., Naslund, K., Björkman, C. & Mattsson, J. G. (2010b) Molecular characterisation of *Cryptosporidium* isolates from Swedish dairy cattle in relation to age, diarrhoea and region. *Veterinary Parasitology*, vol. 169: 3–4, ss. 289–95.
- Silverlås, C. (2012) Charlotte Silverlås, Sveriges Lantbruksuniversitet/ Statens Veterinärmedicinska Anstalt, personligt meddelande 2012-06-21. Uppsala.
- Silverlås, C. & Blanco-Penedo, I. (2012) *Cryptosporidium* spp. in calves and cows from organic and conventional dairy herds. *Epidemiology and Infection*, vol. 8: 1–11.
- Silverlås, C., Mattsson, J. G., Insulander, M. & Lebbad, M. (2012) Zoonotic transmission of *Cryptosporidium meleagridis* on an organic Swedish farm. *International Journal for Parasitology*, vol. 42: 11, ss. 963–67.

- Silverlås, C. (2013) Charlotte Silverlås, Sveriges Lantbruksuniversitet / Statens Veterinärmedicinska Anstalt, personligt meddelande 2013-01-10. Uppsala.
- SLU (2013) *Artdata*. Tillgänglig: <<http://www.artportalen.se/>> (2013-02-21). ArtDatabanken och Naturvårdsverket.
- SLV, SMI & SV (2011) *Cryptosporidium och Giardia – rekommendationer om åtgärder för att minska risken för vattenburen smitta*, Tillgänglig: <<http://www.smittskyddsinstitutet.se/upload/Publikationer/rekommendationer-parasiter-febr-2011.pdf>> (2012-10-18), Smittskyddsinstitutet.
- SMI (2011) *Cryptosporidium i Östersund. Smittskyddsinstitutets arbete med det dricksvattenburna utbrottet i Östersund 2010–2011*, Stockholm, Smittskyddsinstitutet.
- SMI (2013) *Statistik över smittsamma sjukdomar*. Tillgänglig: <<http://www.smittskyddsinstitutet.se/statistik/>> (2013-01-31). Smittskyddsinstitutet, Stockholm.
- Starkey, S. R., White, M. E. & Mohammed, H. O. (2007) *Cryptosporidium* and dairy cattle in the Catskill/Delaware watershed: a quantitative risk assessment. *Risk Analysis*, vol. 27: 6, ss. 1469–85.
- Stenström, T. A., Boisen, F., Georgsson, F., Lahti, K., Lund, V., Andersson, Y. & Ormerod, K. (1994) *Vattenburna infektioner i Norden*, Köpenhamn, Nordiska ministerrådet, 91 sidor.
- Sturdee, A. P., Bodley-Tickell, A. T., Archer, A. & Chalmers, R. M. (2003) Long-term study of *Cryptosporidium* prevalence on a lowland farm in the United Kingdom. *Veterinary Parasitology*, vol. 116: 2, ss. 97–113.
- SV (2007) *Klimatförändringarnas inverkan på allmänna avloppssystem. Underlagsrapport till Klimat- och sårbarhetsutredningen*, Stockholm, Svenskt Vatten AB, 48 sidor.
- SV (2013) *Introduktion till God DesinfektionsPraxis, GDP*, Stockholm, Svenskt Vatten AB.
- Svenungsson, B., Insulander, M., de Jong, B. & Lebbad, M. (2009) Kryptosporidiosis – kraftigt underdiagnostiserad diarrésjukdom. *Läkartidningen*, vol. 106: 28–29, ss. 1810–13.
- Takumi, K., Swart, A., Mank, T., Lasek-Nesselquist, E., Lebbad, M., Caccio, S. M. & Sprong, H. (2012) Population-based analyses of *Giardia duodenalis* is consistent with the clonal assemblage structure. *Parasites & Vectors*, vol. 5: 168.
- Tilly, L. & Gustafsson, L.-G. (2006) *Vattenplanering i praktiken*, Stockholm, Svenskt Vatten AB, 34 sidor.
- Tong, S. T. Y. & Chen, W. L. (2002) Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management*, vol. 66: 4, ss. 377–93.
- Walker, F. R., Jr. & Stedinger, J. R. (1999) Fate and transport model of *Cryptosporidium*. *Journal of Environmental Engineering*, vol. 125: 4, ss. 325–33.

Viring, S., Olsson, S. O., Alenius, S., Emanuelsson, U., Jacobsson, S. O., Larsson, B., Linde, N. & Ugglå, A. (1993) Studies of enteric pathogens and gamma-globulin levels of neonatal calves in Sweden. *Acta Veterinaria Scandinavica*, vol. 34: 3, ss. 271–79.

Åström, J., Bergstedt, O., Sokolova, E., Kjellberg, I., Pettersson, T., Borell-Lövstedt, C., Karlsson, A. & Wennberg, C. (2011) *Värdering av risker för en relativt opåverkad ytvattentäkt. Modellering av Rådasjön med stöd av inaktiveringsstudier och mikrobiell källspårning*, Stockholm, Svenskt Vatten. Tillgänglig: <<http://www.svensktvatten.se>> (2012-09-11).

Åström, J., Pettersson, T. J. R., Reischer, G. H. & Hermansson, M. (2013) Short-term microbial release during rain events from on-site sewers and cattle in a surface water source. *Journal of Water and Health* (i tryck), doi:10.2166/wh.2013.226.

Ødegaard, H., Østerhus, S. W. & Melin, E. (2009) *Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis. Slutrapport fra prosjektet Optimal desinfeksjonspraksis*, Hamar, Norge, Norsk Vann, 99 sidor.

Appendix 1

Statistisk metod för skattning av prevalens och utsöndringshalt

Prevalens

Dorner, Huck och Slawson (2004) föreslår en statistisk metod för att ta hänsyn till osäkerhet och även väga samman resultat från olika studier för att skatta prevalens och utsöndringshalt. Enligt denna metod beskrivs prevalens i en djurbesättning med Beta-fördelningar, en sannolikhetsfördelning för att beskriva sannolikhet i intervallet 0 till 1, motsvarande prevalensen mellan 0 till 100 %. En Beta-fördelning kan anta många utseenden och lätt anpassas mot tillgängliga data. Sannolikheten att ett djur är infekterat, alltså positivt för en given patogen P_{pi} , kan beskrivas med parametrarna alfa (α_{bi}) och beta (β_{bi}) som beskriver formen på Beta-fördelningen:

$$P_{pi} = \beta(\alpha_{bi}, \beta_{bi}) \quad (1)$$

där:

$$\alpha_{bi} = r_i + 1 \quad (2)$$

$$\beta_{bi} = s_i - r_i + 1 \quad (3)$$

och där r_i är antalet djur av ett djur av kategori i som är positiva för en given patogen, och s_i är antalet provtagna djur. Det går även att enkelt väga samman olika studier till en enda Beta-fördelning, genom att beräkna ett medelvärde för alfa och beta som bestämts separat för respektive studie enligt ekvation 2 och 3. Sannolikheten $P(y_i)$ för patogenpositiva djur av kategori i blir då en blandningsfördelning av olika Beta-fördelningar:

$$P(y_i) = \sum_{k=1}^m w_{i,k} \beta(y_i, \theta_{i,k}) \quad (4)$$

där $\theta_{i,k}$ är den uppsättning av parametrar $\alpha_{bi,k}$ och $\beta_{bi,k}$ som beräknats från respektive prevalensstudie för den aktuella djurkategorin, m är antalet Beta-fördelningar och $w_{i,k}$ är en viktningsfaktor som är lika med $1/m$.

Väntevärdet i Beta-fördelningen indikerar den troligaste prevalensen för djur av kategori i och beräknas som:

$$E_{bi}(x) = \frac{\alpha_{bi}}{\alpha_{bi} + \beta_{bi}} \quad (5)$$

Utsöndringshalt

För att bestämma utsöndringshalt, ofta redovisat som det logaritmerade antalet patogener per gram träck, föreslår Dorner, Huck och Slawson (2004) att Gamma-fördelningar används. Sannolikheten för att beskriva utsöndringshalten som log-antalet av en viss patogen per gram färsk avföring, uppskattas då som

$$P(z_j) = \Gamma(\alpha_{gj}, \beta_{gj}) \quad (6)$$

där

$$\alpha_{gj} = \bar{X}^2 / \frac{n-1}{n} s^2 \quad (7)$$

$$\beta_{gj} = \frac{n-1}{n} s^2 / \bar{X}^2 \quad (8)$$

och där s^2 är varians, $\bar{X}$ är provmedelvärde och n är antalet provpunkter. Även Gamma-fördelningar kan anta många olika former och på detta sätt passas till data från en eller eventuellt flera olika studier. Väntevärdet i en Gamma-fördelning beräknas som:

$$E_{gj}(x) = \alpha_{gj} \beta_{gj} \quad (9)$$



Box 47607, 117 94 Stockholm
Tfn 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se