

GIS-baserad spridningsmodellering av parasiter i ytvattentäcker

Johan Åström
Viktor Johansson



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
Daniel Hellström, Utvecklingsledare
Henrik Aspegren
Per Ericsson
Tove Göthner
Per Johansson (s)
Stefan Johansson
Annika Malm
Lisa Osterman
Kenneth M. Persson
Carl-Olof Zetterman

Göteborg
Svenskt Vatten
VA SYD
Norrvatten
Sveriges Kommuner och Landsting
Gävle kommun
Skellefteå kommun
Kretslopp och vatten, Göteborgs Stad
Örebro kommun
Sydvatten AB
SYVAB

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan återopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 14057
167 14 Bromma
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:	GIS-baserad spridningsmodellering av parasiter i ytvattentäkter
Title of the report:	GIS-based dispersion modelling of parasites in surface water sources
Författare:	Johan Åström (Tyréns AB), Viktor Johansson (Chalmers)
Rapportnummer:	2015-07
Antal sidor:	66
Sammandrag:	Den GIS-baserade hydrologiska modellen SWAT (Soil and Water Assessment Tool) har använts för att beräkna halter av E. coli och Cryptosporidium genom påverkan från människor och djur i tre avrinningsområden. Scenario-modelleringen visar halter och mikrobiell risk vid olika infektionsnivåer samt effekten av sju åtgärdsalternativ.
Abstract:	The GIS-based hydrological model SWAT (Soil and Water Assessment Tool) has been used to calculate concentrations of E. coli and Cryptosporidium due to humans and animals in three basins. Scenario modeling shows concentrations and microbial risk at various levels of infection and the effect of seven measure alternatives.
Sökord:	Cryptosporidium, zoonotisk, E. coli, hydrologisk modellering, QMRA, råvatten, enskilda avlopp, betande kor, gödsel
Keywords:	Cryptosporidium, zoonotic, E. coli, hydrological modelling, QMRA, raw water, on-site sewers, grazing cattle, manure
Målgrupper:	Vattenmyndigheter, konsulter, forskare, VA-ansvariga, vattenvårdsförbund
Omslagsbild:	Visslaån, ett biflöde till Slumpån, i trakterna av Velandå. Fotograf: Johan Åström, april 2014.
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2015
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB
Om projektet	
Projektnummer:	13-123
Projektets namn:	GIS-baserad spridningsmodellering av parasiter i ytvattentäkter
Projektets finansiering:	Sven Tyréns Stiftelse, Svenskt Vatten Utveckling (13-123 och 13-102)

Förord

Begreppet *Cryptosporidium* var för bara några år sedan okänt för det stora flertalet svenskar men har sedan de stora svenska utbrotten hamnat på mångas läppar. Att denna parasits kryptiska sporer (lat. *crypticus sporis*) med sådan kraft kunnat slå till och orsaka så utbredda magproblem via det kommunala dricksvattnet måste bero på att risken underskattats eller i alla fall inte tagits på behövligt allvar. Åtskilliga dricksvattenproducenter har tagit lärdom och nu installerat ytterligare reningssteg, men inför åtgärder i avrinningsområdet står man ännu ganska rådvilla. Det har under flera års tid varit känt i dricksvattenbranschen att lantbrukets djur kan sprida *Cryptosporidium*, och även om utbrotten i Östersund och Skellefteå orsakades av den art som sprids från människor uppstår ibland frågor om parasitspridning från lantbrukets djur.

Modeller ger aldrig en fullständig beskrivning av verkligheten men syftar till att föra in vetenskapligt underlag i antaganden och beräkningar och ger möjlighet att både beskriva tillskottet från olika spridningskällor i avrinningsområdet och möjliga åtgärdsscenarier. Införandet av hydrologisk modellering, där hänsyn tas både till patogenspridning från människor och från djur, skulle kunna ge en plattform för att på ett vetenskapligt sätt diskutera och fatta beslut för ett hälsobaserat vattenskydd. Detta har varit en drivkraft i föreliggande rapport, som utgör Fas 2 i ett projekt om hur GIS och hydrologiska modeller kan användas för smittspridningsanalys i ytvattentäkter (för Fas 1, se SVU-rapport 2013-16).

I projektgruppen har Johan Åström från Tyréns AB och Viktor Johansson, doktorand inom forskargruppen DRICKS på Chalmers, ansvarat för modelleringarna. Från Trollhättans kommun har man bidragit med indata och antaganden. Härifrån medverkade inledningsvis Johanna Hilding och Elin Govik och senare Julia Johansson och Camilla Björklund från Trollhättan Energi AB, samt Miljöinspektör Jannie Gray. En referensgrupp bestående av Kaisa Sörén vid Statens Veterinärmedicinska Anstalt (SVA), Anette Hansen vid Folkhälsomyndigheten, Olof Bergstedt vid Kretslopp och vatten, Göteborgs Stad samt Johan Malgeryd vid Jordbruksverket har utifrån respektive profession bidragit med indata, val av scenarier samt synpunkter på rapporten.

Det är tack vare Sven Tyréns Stiftelse och dess finansiering av FoU-projektet Säkrare dricksvattenförsörjning som detta projekt kom till stånd.

Alingsås, mars 2015

Johan Åström

Innehåll

Förord.....	3
Sammanfattning.....	6
Summary.....	7
1 Introduktion	8
1.1 Soil and Water Assessment Tool	9
1.2 Syfte	10
2 Modelluppbyggnad.....	11
2.1 Allmänna kartsikt	11
2.2 Inställningar och anpassningar i SWAT.....	11
2.3 Kalibrering och validering.....	14
3 Föroreningskällor	15
3.1 Kommunala avloppsutsläpp	15
3.2 Enskilda avloppsutsläpp	16
3.3 Husdjur	17
4 Modellering av scenarier.....	20
4.1 Basscenarier	20
4.2 Åtgärdsscenarier	20
4.3 Analys av infektionsrisk	21
5 Modellområde Trollhättan.....	23
5.1 Områdesbeskrivning och mikrobiologisk provtagning.....	23
5.2 Föroreningskällor	24
5.3 Kalibrering och validering.....	25
6 Modellområde Slumpån	26
6.1 Områdesbeskrivning och mikrobiologisk provtagning.....	26
6.2 Föroreningskällor.....	27
6.3 Kalibrering och validering.....	29
7 Modellområde Mälaren.....	30
7.1 Områdesbeskrivning och mikrobiologisk provtagning.....	30
7.2 Föroreningskällor.....	31
7.3 Kalibrering och validering.....	32

8	Resultat	34
8.1	Modellområde Trollhättan	34
8.2	Modellområde Slumpån	38
8.3	Mälarområdet	43
8.4	Exempel på infektionsrisker	47
9	Diskussion	49
10	Referenser	55
	Appendix 1	60

Sammanfattning

Patogenerna *Cryptosporidium* och *Giardia* har under senare år orsakat kostsamma vattenburna sjukdomsutbrott i Norden. Geografiska informationssystem (GIS) kan vara till hjälp för att lokalisera spridningskällor i avrinningsområdet, och kan i kombination med hydrologisk modellering ge nya perspektiv och vara ett kraftfullt verktyg för hälsoriskanalys av råvattnet. Syftet med projektet var att utvärdera användbarheten av Soil and Water Assessment Tool (SWAT) som ett verktyg för att analysera källor och spridning av *E. coli* samt olika arter av parasiten *Cryptosporidium* i ytvattentäkter.

Tre SWAT-modeller sattes upp, två inom Göta älvs avrinningsområde (Slumpån samt uppströms Trollhättans råvattenintag) och ett inom Mälarens avrinningsområde (uppströms Stäket). Spridningskällorna omfattade kommunala avlopp (utsläpp från avloppsreningsverk och bräddpunkter), enskilda avlopp, stallgödselspridning samt betesdjur. För att ge en representativ bild av förhållanden som är relevanta för riskanalysen modellerades olika scenarier. Fem basscenarier valdes för att beskriva troliga situationer när det gäller spridning av fekalt material och olika förekomstnivåer (prevalens) av *Cryptosporidium*-infektion hos människor och djur. Scenariet S0A visar totalantalet *Cryptosporidium*, vilket kan jämföras med svaret från traditionell parasitanalys av vattenprover, utan hänsyn till om arterna från djur kan infektera människor (zoonotiska arter) eller inte. Scenariet S0B visar att om infektionsnivåerna av den zoonotiska arten *C. parvum* är så låga som de verkar vara hos svenska djurbesättningar, blir halterna av arter som infekterar människor avsevärt lägre än totalantalet. Förekomsten 50 procent hos enbart djur (S0C) respektive hos både djur och människor (S0D) medförde högre halter, särskilt vid hög gödslingsdos (25 ton/ha).

Sju åtgärdsscenarier (S1–S7) analyserades där effekten av åtgärder inom avrinningsområdet redovisades i förhållande till scenariet S0D. De mest effektiva åtgärderna för att minska de högsta halterna av *Cryptosporidium* vid modellernas utloppsnoder skulle för modellområdet Slumpån vara gödsling enbart under våren, för Trollhättan reducerad påverkan från bräddavlopp och för Mälaren reducerad påverkan från avloppsreningsverk. Passningen mellan modellerade och uppmätta halter av *E. coli* var bäst för modellområdet Trollhättan. För det området genomfördes en infektionsriskanalys (MRA) som visade att basscenarioerna skulle kräva mellan 99,99 och 99,99999 procents reduktion på vattenverket (4 och 7 log-enheter) för att ligga under en årlig infektionsrisk av 1 infekterad per 10 000 invånare och år.

Avrinningsområden med förhållandevis detaljerad information om punktkällor och diffusa källor (Slumpån) lämpar sig bättre för analys med SWAT-verktyget än stora avrinningsområden med knapphändig information om punktkällorna (Mälaren) eller där inflödet till modellområdet i hög grad styr de mikrobiologiska halterna vid utloppsnoden (Trollhättan). SWAT skulle även kunna användas för spridningsberäkning för andra patogener, exempelvis norovirus.

Summary

During recent years, Scandinavia has experienced costly outbreaks of water-borne diseases caused by the parasites *Cryptosporidium* and *Giardia*. For the location of pathogen sources, Geographic Information Systems (GIS) can be useful and in combination with hydrological modelling, provide a powerful tool for health risk analysis of water sources. This project aimed at evaluating the application of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) as a tool for assessing the origin and transport of *E. coli* and *Cryptosporidium* in surface waters.

Three SWAT-models have been set up, two within the catchment area of Göta River (Slumpån and upstream Trollhättans raw water intake) and one within the catchment area of Mälaren (upstream Stäket). Pathogen sources included sewage from municipal systems (discharges from wastewater treatment plants (WWTP) and sewer overflows), and household on-site sewers, application of manure and grazing. To provide conditions and settings relevant for risk analysis the modelling was performed using different scenarios. Five base scenarios (S0A-S0E) described settings regarding the application of manure and the infection level (i.e. prevalence) of *Cryptosporidium* in humans and animals. Scenario S0B shows that if the infection levels of the zoonotic species *C. parvum* are as low as prevalence studies of Swedish herds so far indicate, the levels of human infectious species is significantly lower than the total number of *Cryptosporidium* (S0A), the form that is reported in traditional parasitic analysis of water samples (*Cryptosporidium* spp.). Scenarios based on a prevalence of 50 % in animals (S0C) or a prevalence of 50 % in animals and in humans (S0D) indicated higher concentrations, particularly with a higher dose of manure applied (25 ton/ha, S0E).

Seven scenarios (S1-S7) were analysed evaluating the effects of different measures within each model area. The effects were reported as log-reduction relative the base scenario S0D. The most efficient measures for reducing the maximum concentrations of *Cryptosporidium* at the model catchment nodes were: application of manure only during spring (S1) for Slumpån, reduced impact from sewage overflows (S6) for Trollhättan and reduced impact from WWTP discharge (S7) for Mälaren. Best fit between measured and simulated *E. coli* concentrations were found in Trollhättan. In this area a quantitative microbial risk analysis was performed showing that the base scenarios would require between 4 and 7-log reduction in the drinking water treatment process to stay below a yearly infection risk of 1 per 10,000 inhabitants.

Catchment areas with more detailed information regarding point- and diffuse sources (Slumpån) are more suitable for analysis using the SWAT-tool compared to catchment areas with insufficient information on point sources (Mälaren) or where concentrations in the discharge to a large extent are influenced by the inflow to the model area (Trollhättan). SWAT has the potential for estimating the transport of other pathogens, such as noroviruses.

1 Introduktion

Parasiterna *Cryptosporidium* och *Giardia* har under senare år orsakat stora och kostsamma vattenburna sjukdomsutbrott i Norden. De stora *Cryptosporidium*-utbrotten i Östersund och Skellefteå vinterhalvåret 2010-2011 liksom *Giardia*-utbrottet i Bergen 2004 var ett resultat av förhöjda parasithalter i ytråvatten. Att båda dessa parasiter utsöndras från ett stort antal däggdjur och har en hög överlevnad i miljön innebär att både närliggande och avlägsna spridningskällor bör beaktas i en riskanalys. Geografiska informationssystem (GIS) kan vara till hjälp som ett lokaliseringsverktyg och ge en mer fullständig bild av vilka spridningskällor som förekommer samt möjliga transporttider. De senaste åren har det publicerats ett antal hydrologiska modeller, där spridningen av parasiter och andra patogener i ett avrinningsområde kan modelleras med hjälp av GIS. En av drivkrafterna bakom utvecklingen av GIS-baserade spridningsmodeller för näringsämnen har varit att korrekt beskriva tillskottet från diffusa källor och relatera detta till tillskottet från punktkällor. Samma strävan bör gälla vid modellering av patogener.

Hydrologisk modellering av patogener kan potentiellt bli ett kraftfullt verktyg i den hälsomässiga riskanalysen av vattentäkten som helhet, med möjligheten att både beskriva haltvariation bakåt i tiden, modellera olika framtidsscenarier och utvärdera olika åtgärder inom avrinningsområdet. Men även för mikrobiell riskanalys med MRA-verktyget behövs lokala råvattendata som indata. Redan i den handbok som beskriver MRA-verktyget påtalades ett forsknings- och utvecklingsbehov kopplat till patogen-spridningen till råvattnet: att kunna ange utsläpp av renat och av bräddat avloppsvatten, möjligheten att beskriva patogenkällor från djur samt förekomsten av patogena mikroorganismer i svenska ytvattentäkter (Abrahams-son et al. 2009).

Utveckling och introduktion av ny teknik för patogenanalys och mikrobiell källspårning av vattenprov är ett sätt att bemöta detta behov. Ett annat sätt, vilket med fördel kan kombineras med patogenanalyser, är att introducera hydrologiska modeller som ett analysverktyg. Det är ett välkänt faktum att nederbörd ökar spridningen av mikroorganismer till vattentäkter genom ett ökat tillskott från punktkällor och diffusa källor, och flera vattenburna utbrott har satts i samband med kraftig nederbörd (Hrudey & Hrudey 2004; Curriero et al. 2001; Kistemann et al. 2002). Den globala klimatförändringen förväntas därför påverka patogenhalter i våra vattentäkter. I en metaanalys där man studerade sambandet mellan olika väderrelaterade variabler rapporterade i 107 olika artiklar angavs att medelhalterna under och efter extrema väderhändelser av *Cryptosporidium* och *Giardia* ökade med i medeltal 4,38 respektive 2,68 (oo)cystor per 100 liter (Young et al. 2015). Här kan hydrologisk modellering med nederbördsserier från lokala meteorologiska stationer användas för att beskriva platsspecifika förhållanden. För modellering behövs dock ett dataunderlag vad gäller bland annat patogenhalter vid punktkällor och diffusa källor.

I ett tidigare SVU-projekt påbörjades en beskrivning av hur GIS eller GIS-baserade modeller kan användas för analys av parasitkällor i ytvattentäkter (Åström 2013). Här ingick en litteraturgenomgång av studier på förekomsten av infektion (prevalens) och utsöndringshalt av *Cryptosporidium* och *Giardia* hos människor, husdjur, partåiga hovdjur, gnagare, rovdjur, sällskapsdjur och fåglar. Resultat av studier från perioden 1990–2013 i de nordiska länderna sammanställdes och kompletterades med studier från Nordamerika. Informationen om arter och subtyper, vilket indikerar huruvida parasiten i fråga är zoonotisk och utgör en hälsorisk för människa, ökar allteftersom sekvensering och andra molekylärbiologiska metoder används i prevalensstudier. I nämnda projekt gjordes även en litteraturgenomgång av hydrologiska modeller där geografisk information använts för att beskriva generering och spridning av patogener i ytvattentäkter. Relevansen av dessa hydrologiska modeller diskuterades i relation till aktuella råvattenfrågeställningar för de kommunala dricksvattenproducenterna i Trollhättan och för tillsynsmyndigheten för det kommunala dricksvattnet i Östersund.

Av genomgångna hydrologiska modeller visade sig Soil and Water Assessment Tool (SWAT) vara det modellverktyg där flest spridningskällor kan läggas in och som ger de mest utvecklade möjligheterna att göra platsspecifika beskrivningar av spridningskällor, riskfaktorer och transportvägar. Detta modellverktyg är fritt tillgängligt som ett tilläggsprogram till den vanligt använda GIS-plattformen ArcGIS, men den topografiska analysen som ingår i SWAT kräver även tilläggsprogrammet Spatial Analyst. Det har visat sig att åtskilliga kartsikt som behövs för modellering med exempelvis SWAT numera är relativt lätt tillgängligt för svenska kommuner, i flera fall via det som kallas Geodatasamverkan (Åström 2013).

1.1 Soil and Water Assessment Tool

Modellverktyget SWAT är en omfattande hydrologisk modell som utvecklats under 1990 och 2000-talet vid Texas Water Resources Institute i USA.¹ Det övergripande syftet med modellen är att visa hur markförvaltning påverkar vatten, sediment och jordbrukets avkastning i komplexa avrinningsområden. Utifrån vetenskapligt publicerade samband beskrivs hur kemiska, fysikalisk-kemiska och mikrobiologiska substanser sprids till olika utloppspunkter (noder) inom ett avrinningsområde (Neitsch et al. 2011). Med modellen kan för en given tidsperiod studeras hur halterna av hög- respektive lågöverlevande mikroorganismer sprids från punktutsläpp och diffusa utsläpp till exempelvis ett råvattenintag. Denna spridning styrs av så kallade Hydrologiska responsenheter (HRU) vilka i modellen bestäms utifrån markanvändning, jordarter och topografi. Modellen gör det alltså möjligt att på en geografiskt detaljerad nivå beskriva hur olika substanser transporteras till olika noder och vidare till en utloppspunkt för avrinningsområdet.

SWAT har i vetenskapliga arbeten använts för att modellera bland annat indikatorbakterien *E. coli* (Bougeard et al. 2011) och *Cryptosporidium* spp.

¹ <http://swat.tamu.edu/>

(Coffey et al. 2010b; Coffey et al. 2010c; Tang et al. 2011; Coffey et al. 2010a). Coffey et al. (2010a) rapporterade erfarenheter av att sätta upp en SWAT-modell i avrinningsområdet Fergus på västra Irland, och modellresultat visade att stallgödselspridning var en större källa till förhöjda halter av *Cryptosporidium* än enskilda avlopp. I en studie av Tang et al. (2011) modellerades *Cryptosporidium* i två avrinningsområden dominerade av jordbruk. I båda dessa studier kalibrerades modellerna mot vattenföringsdata, och i den senare genomfördes dessutom validering mot parasithalter i ytvattenprov. Tang et al. (2011) redovisade även en känslighetsanalys och framhöll att angreppssättet med SWAT kan användas dels för att följa upp parasitutbrott och dels för att definiera hälsobaserade åtgärder för att skydda dricksvattentäkter.

I Sverige har SWAT använts som ett verktyg för att modellera spridning av näringsämnen (Sokolova 2009; Wallenberg & Ekstrand 2007). För Mälarens avrinningsområde (Norrström) utvärderades användbarheten av SWAT där man bland annat jämförde hur upplösningen av den digitala höjdmodellen påverkade modellresultaten. SWAT visade sig ge modellresultat som väl överensstämde med uppmätta värden för kväve och fosfor. Samtidigt påtalades begränsningar, framförallt svårigheten att modellera större avrinningsområden (Sokolova 2009). Med koppling till Vattendirektivets samrådsprocess användes SWAT för att studera betydelsen och behovet av lokalt baserad kunskap och information från lantbrukare för att modellera vattenkvaliteten avseende kväve och fosfor. Här konstaterade man att SWAT ger bra möjligheter att på detaljerad nivå beskriva olika jordbruksåtgärder. Vidare att lokal information från lantbrukare förbättrar modellresultaten (Wallenberg & Ekstrand 2007).

1.2 Syfte

Syftet med detta projekt har varit att utvärdera användbarheten av den hydrologiska spridningsmodellen SWAT för att analysera härkomst och spridning av *E. coli* samt olika former av parasiten *Cryptosporidium* i ytvattentäkter. Tre SWAT-modeller som vardera täcker in ett urval delavrinningsområden har satts upp, två inom Göta älvs avrinningsområde söder om Väneren och ett inom Mälarens avrinningsområde. I projektet har ingått att inhämta och belysa det lokala behovet av indata och antaganden, dra erfarenheter av det praktiska arbetet med att sätta upp modellen samt att diskutera modellresultatens tillförlitlighet och användbarhet dels internt i en projektgrupp och dels tillsammans med en referensgrupp.

2 Modelluppbyggnad

För modellering i SWAT krävs indata av flera kategorier; dels kartsikt i GIS-format, dels tidsserier av meteorologiska data och utsläpp, dels en rad antaganden för modelleringen. När SWAT ska användas för mikrobiologisk modellering finns ett antal parametrar som definierar hur mikroorganismer, i detta fall *E. coli* och *Cryptosporidium*, transporteras och inaktiveras på land och i vatten. Dessa redovisas i Appendix 1 där även valda parametervärden för respektive mikroorganism anges jämte referenser. För närmare information om indata och antaganden i modellen hänvisas till befintlig dokumentation (Arnold et al. 2012). Empiriska samband beskrivs i den teoretiska dokumentationen (Neitsch et al. 2011).

2.1 Allmänna kartsikt

För kartsikt i GIS-format är det formaten Shape eller Grid som efterfrågas i SWAT, medan tidsserier kan läggas in i text- eller databasformat. I ett tidigt skede vid uppsättningen av modellen läggs följande kartsikt in vilka behöver täcka in modellområdets geografiska avgränsning:

- Digital höjdmodell (DEM, Digital Elevation Model),
- Avrinningsområdets yttre gränser,
- Sjöar och vattendrag (kan även beräknas utifrån DEM),
- Markanvändningskarta,
- Jordartskarta,
- In- och utloppspunkter.

Dessutom krävs meteorologiska data för att kunna köra modellen. För att kunna definiera föroreningskällor i SWAT är följande kartsikt värdefulla att utgå från:

- Punktkällor, exempelvis avloppsreningsverk, bräddpunkter och nöd-avledningspunkter,
- Diffusa källor, exempelvis jordbruksblock som anger åkermark respektive betesmark.

I modellen behöver alla kartsikt ges samma geografiska koordinatsystem och projektion. Eftersom SWAT bygger på amerikansk standard behöver justeringar och kompletteringar göras även i den databas (Microsoft Access) som definierar modellen.

2.2 Inställningar och anpassningar i SWAT

Nedan redovisas innehållet i de menyer i SWAT där kartsikt, inställningar och anpassningar görs för att upprätta en mikrobiologisk spridningsmodell. Dessa kommenteras med utgångspunkt i de erfarenheter som inhämtats genom detta projekt. Efter den inledande menyn ”SWAT Project Setup”, där modellen namnges och sparas, följer följande menyer:

MENY: Watershed Delineator

Den digitala höjdmodellen definierar topografin i avrinningsområdet. Sedan tidigare finns för Sverige en nationell DEM med upplösning på 50 meter i plan, dvs. ett rutnät av 50 x 50 m, och 2,5 meters medelfel i höjd (benämnd GSD 50+). Med den nya nationella höjdmodellen (NNH) som framtagits som ett resultat av Klimat- och sårbarhetsutredningen finns en DEM med upplösning på 2 meter i plan och ett medelfel i höjd på mindre än 20 cm på öppna ytor (GSD 2+). NNH kan beställas antingen i hög upplösning med rutor på 2 x 2 m (GSD 2+) eller i den lägre upplösningen 50 x 50 m. En DEM i hög upplösning gör det möjligt att inkludera även små vattendrag och höjdförändringar i modellen. En lägre upplösning ger kortare simuleringsstider, men med risk för att vissa transportvägar inte beskrivs korrekt.

Som utloppspunkt väljs lämpligen den geografiskt längst nedströms liggande plats som är angelägen att analysera i modellen, exempelvis ett råvattenintag. Relativt vald utloppspunkt kan antingen hela avrinningsområdet ingå i modellen eller ett mindre område väljas, något som avgörs av frågeställning och datatillgång. När inte hela avrinningsområdet ingår i modellen behöver vattenföring och vattenkvalitet i inloppspunkter senare definieras i tidsserier. Här läggs även större utsläppspunkter in, såsom reningsverk och bräddpunkter, antingen genom inläsning av koordinater eller genom att manuellt pricka in dessa på den digitala kartan. Även mätstationer för vattenföring eller vattenanalys kan läggas in i modellen som övervakningsstationer vilket beroende på mätdata vid dessa stationer kan ge underlag för kalibrering och validering av modellen.

MENY: HRU Analysis

Markanvändningskartan som är en del av fastighetskartan läggs in i modellen, vilket ger lokaliseringen av urbana områden, skog, jordbruksmark osv. För modellering av mikrobiell spridning kan det vara fördelaktigt att i markanvändningskartan lägga in jordbruksblock (åkermark respektive betesmark) och områden med enskilda avlopp. Kartskiktet behöver bearbetas och definieras med de kategorier av markanvändning som är fördefinierade i SWAT enligt amerikansk standard (exempelvis NLCD; National Land Cover Data). För varje markslag i den svenska markanvändningskartan ska motsvarande markanvändningskod i NLCD-systemet anges. I detta projekt användes NLCD 1992 för inläsning av markanvändningskartan.

Jordartskartan som tillhandahålls av Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) innehåller information om den ytliga utbredningen av olika jordarter såsom isälvsediment, morän, finsand, lera och silt. Däremot ges i jordartskartan inga närmare uppgifter om jordarternas olika egenskaper. Liksom för markanvändningskartan behöver jordarterna definieras, antingen med de kategorier som är fördefinierade i SWAT enligt amerikansk standard (USGS; United States Geological Survey) eller så behöver de svenska jordarterna definieras separat. Det senare är att föredra, då geologin i Sverige skiljer sig åt i flera avseende jämfört med i Nordamerika. Parametrar som ingår att definiera för vardera jordarten är infiltrationshastighet, mäktighet, skrymsdensitet, vattenkapacitet, mättad hydraulisk konduktivitet, organiskt kol-innehåll, innehåll av ler, silt, sand samt grus och däröver. Vidare behö-

ver jorddjupet för respektive jordart anges. Lämpliga parametervärden för jordarter kan beställas från SGU.

Markanvändningskarta och jordartskarta i kombination av den redan inlagda höjdkartan utgör grunden för beräkning av hydrologiska responsheter (HRU). För att till antalet begränsa de hydrologiska responsenheterna sätts gränsvärden för hur stor procentandel av marken i ett delavrinningsområde som måste vara av en viss typ för att den ska representeras som en HRU i modellen. För mikrobiologisk spridningsmodellering där man tänker sig att även små ytor av exempelvis betesmark kan påverka, är det lämpligt att välja ett lågt gränsvärde. För jordart och lutning sätts på motsvarande sätt gränsvärden.

MENY: Write Input Tables

Uppgifter om nederbörd, temperatur, vindhastighet, solstrålning och relativ fuktighet behöver anges i modellen. Användaren kan här välja att antingen lägga in lokala tidsserier från mätstationer i eller i närheten av modellområdet, eller utgå från fördefinierade väderdatabaser där informationen bygger på statistik från ett stort antal väderstationer i USA. För svenska förhållanden finns som regel åtminstone nederbörds- och temperaturstationer i området att lägga in. För de övriga parametrarna kan i brist på lokala data väderdatabaser användas; då beräknas exempelvis solstrålning utifrån lokala uppgifter om nederbörd och temperatur.

När meteorologiska data inlagts i modellen väljer man att skriva indata-tabellerna för SWAT-modellen, vilka sparas i en fil i MS Access-format.

MENY: Edit SWAT Input

I denna meny definieras föroreningskällorna i modellen, där uppgifter om bland annat halter av högöverlevande (BACTP) och lågöverlevande (BACTLP) mikroorganismer läggs in för respektive föroreningskälla. Här finns möjligheten att ange halter av *Cryptosporidium* (BACTP) och *E. coli* (BACTLP) i stallgödsel och i det träck som hamnar på betesmarker. Det finns även en modul för enskilda avlopp, men där ingår enbart fekala koliformer, motsvarande *E. coli*. I detta projekt användes därför en gödslingsfunktion (Continuous fertilization) för att definiera tillskottet från de enskilda avloppen avseende *E. coli* och *Cryptosporidium*.

Här definieras även flöde och halter från punktkällor, såsom bräddavlopp och reningsverk, samt inflödespunkten i modellen. Om dygnsvärden finns tillgängliga med information om halter av BACTP och BACTLP (exempelvis genom stickprov) är detta att föredra, men möjligheten finns även att anta konstanta flöden och konstanta halter.

Diffusa källor såsom jordbruksaktiviteter definieras i detta sammanhang, område för område, genom att definiera olika verksamheter. För att lägga in gödselspridning på åkermark väljs Management, vidare delavrinningsområde, markanvändning, jordart och marklutning. Under fliken Operation är det sedan möjligt att lägga in stallgödselspridning (Fertilizer application, alternativt Continuous fertilization) och betesdjur (Grazing). Om valda inställningar ska gälla hela modellområdet kan parameterredigeringarna väljas att gälla alla ytor av ett visst markslag, exempelvis åkermark.

Detta är en meny användaren under modelleringen ofta återvänder till. Efter varje justering är det nödvändigt att skriva om indata-filerna till model-

len (Rewrite SWAT input files). Det är även under denna meny som olika åtgärder kan definieras, såsom införandet av vegetationsremsa omkring alla vattendrag (Operations, Filter strips).

MENY: SWAT Simulation

Här förbereds och genomförs simuleringen. För att modellen ska initialiseras och ställa in sig på rimliga resultat, är det lämpligt att skippa (utesluta) det första simuleringsåret från resultaten (NYSKIP). Efter simulering väljs vilka datalager som ska läsas in till en resultatdatabas (MS Access-format). Det är även möjligt att göra en kontroll (SWAT Check), där man i några figurer får illustrerat vatten- och föroreningstransporten i modellområdet och får varningar om den hydrologiska modellen ger orimliga resultat i några avseenden.

2.3 Kalibrering och validering

Kalibrering innebär att SWAT-modellens parametrar justeras så att modellen ger så bra passning som möjligt till observationer. Validering innebär att värdera den kalibrerade modellen gentemot oberoende observationer, ett från kalibreringen fristående dataunderlag, exempelvis en annan tidsperiod. Vid avrinningsmodellering är vattenföringen oftast både en lättillgänglig och en representativ parameter för kalibrering och validering. En god passning mot vattenföring är en förutsättning för en korrekt representation av mikrobiologisk spridning. En jämförelse bör även göras mot uppmätta halter av *E. coli* eller *Cryptosporidium* där sådana dataunderlag föreligger. Eftersom mikrobiologiska analyser som regel görs på stickprov som inte är representativa för dygnet som helhet, och stickprov kanske tas i bästa fall någon gång per vecka, är det olämpligt att stickprovsresultat används för kalibrering och validering.

Kalibrering av SWAT-modellerna genomfördes med metoden GLUE (Generalized Likelihood Uncertainty Estimation) beskriven av Beven och Binley (1992). Metoden innebär en enkel procedur för kalibrering och finns fritt tillgänglig genom programmet SWAT CUP.² Efter att ett generellt trolighetsmått definierats, väljs slumpvis ett antal uppsättningar parametervärden i SWAT-modellen för iterativa simuleringar. Beteendet för varje uppsättning parametervärden bedöms genom en jämförelse av trolighetsmättet mot ett givet tröskelvärde. Därefter görs en viktning för att bedöma troligheten av respektive parameterset och osäkerheten i prediktionen kan beräknas (Abbaspour 2012).

Nash-Sutcliffes koefficient (NS) används som ett mått på osäkerheten i det parameterset som framkommer som optimalt vid kalibrering med GLUE. NS motsvarar förklaringsgraden (R^2 -värdet) men med den skillnaden att NS kan anta värden från minus oändlighet till 1; ju närmare 1 desto bättre modell. Om NS har värdet noll innebär det att modellresultaten är lika korrekta som medelvärdet av observationerna. Vid kalibrering med GLUE redovisas ytterligare mått, däribland förklaringsgrad (R^2) som antar värden från 0 till 1 (Abbaspour 2012).

² <http://www.eawag.ch/forschung/siam/software/swat/index>

3 Föroreningskällor

Till skillnad från många andra modeller som använts för spridningsberäkning av parasiter finns möjligheten att i SWAT lägga in både punktkällor och diffusa källor. Eftersom parasiter kan spridas från ett stort antal däggdjur i ett avrinningsområde finns ofta ett stort antal olika diffusa källor. I detta projekt begränsades föroreningskällorna till kommunala avloppsutsläpp (avloppsreningsverk, bräddpunkter), enskilda avloppsutsläpp, stallgödselspridning samt lantbrukets betesdjur. I detta avsnitt anges hur tillskottet från dessa källor beräknats.

Vilda djur (partåiga hovdjur såsom rådjur och älg, gnagare och rovdjur), fåglar och sällskapsdjur ger ett tillskott av *E. coli* och i vissa fall även *Cryptosporidium* spp., antingen direkt till vattendrag eller via avrinning från mark. Dessa källor skulle potentiellt kunna tas med i modellen men har här utelämnats då djurantal är okänt eller svårbestämt liksom halt och prevalens av aktuella mikroorganismer.

3.1 Kommunala avloppsutsläpp

Som utgående halter av mikroorganismer vid avloppsreningsverk och bräddpunkter antogs för *E. coli* halter som uppmäts i stickprov. För avloppsreningsverk användes ett medelvärde ($3,1 \times 10^4$ cfu/100 ml) baserat på provtagningar av renat avloppsvatten från Trollhättans avloppsreningsverk (Kjellberg et al. 2008). För bräddpunkter användes ett medelvärde ($1,5 \times 10^5$ cfu/100 ml) baserat på två stickprov från en bräddpunkt i Sjuntorp (pers. meddelande Katarina Örning 2014-08-14). Stickproven på avloppsreningsverket representerar ett kombinerat system där bakteriehalterna i hög grad kan variera med nederbörd och dagvattentillskott.

För *Cryptosporidium* beräknades halter dels för låga infektionsnivåer med utgångspunkt i incidensstatistik från Folkhälsomyndigheten (2015), dels för höga infektionsnivåer med antagandet av 50 % prevalens. Det senare valdes med stöd av uppgifter om prevalens i samband med *Cryptosporidium*-utbrottet i Östersund 2010–2011 (SMI 2011). Halten i avloppsvatten (oocystor/100 ml) beräknades enligt den metodik som används i MRA-verktyget; se Abrahamsson et al. (2009) och föreslagna referenser i Analytica-modeller. Utsöndringstiden antogs följaktligen till 10 dygn (Smith et al. 1995), underrapporteringen till faktorn 38 (Mead et al. 1999), andelen av infekterade som inte uppvisar symptom (assymptomatiska infektioner) till 0,29 (Havelaar & Melse 2003), den fekala produktionen till 150 g/person/dygn (Stephen & Cummings 1980; Wyman et al. 1978) och utsöndringshalten vid infektion till 1×10^7 oocystor/g (Gerba 2000).

Halten av *Cryptosporidium* i inkommande avloppsvatten, totalflöde till avloppsreningsverket samt antagandet om en reduktion av 1,3 log-enheter (Ottoson et al. 2006), användes för att bestämma halten i utgående avloppsvatten. För bräddpunkter användes beräknade halter i inkommande avloppsvatten, reducerade med utspädningsgraden för spillvattenvolymen

relativt den totala bräddvolymen för respektive bräddpunkt. Där denna information saknades antogs utspädningsfaktorn vara 20 gånger, vilket för att inte underskatta spillvattentillskottet ligger i det nedre intervallet för bräddpunkterna med utsläpp till Slumpån (jfr Tabell 6.1). Alla de *Cryptosporidium* som enligt denna beräkningsmetod sprids från avloppsreningsverk och bräddpunkter antogs vara humaninfektösa.

3.2 Enskilda avloppsutsläpp

Enskilda avlopp är definitionsmässigt en punktkälla när det gäller spridning till mark, men kan även betraktas som en diffus källa när det är fråga om flera enskilda avlopp i ett större område. Efter transport genom mark till vatten blir tillskottet till vattendrag dessutom av naturliga skäl ofta diffust. De vanligaste kategorierna av enskilda avlopp i Sverige är följande (Palm et al. 2002):

- Markbäddsanläggning där filtreringslagret byggs upp på konstgjord väg. Ytvatten utgör recipient,
- Infiltrationsanläggning där spillvattnet fördelas ut över infiltrationsbädden och en rening sker genom transport i marken. Grundvatten utgör recipient,
- Resorptionsanläggning där en gröda bevattnas som är planterad i ett tråg som är hydrauliskt avskärmat från omgivande mark.

Inte för något av modellområdena fanns uppgifter om de enskilda avloppens exakta lokalisering. Istället användes uppgifter om vilka fastigheter som har slamhämtning kombinerat med Lantmäteriets fastighetskarta. De fastigheter definierade som "Bostad: småhus, friliggande" som också ligger utanför tätortsområden har antagits som centrumpunkter för de enskilda avloppen för att få en ungefärlig lokalisering av anläggningarna. Utgående halter av *E. coli* beräknades utifrån en antagen halt i orenat hushållsavloppsvatten ($1E+07$ cfu/100 ml) och generella uppgifter om bakteriell reduktion angivna i Tabell 3.1. Avloppsvattnets halt av *Cryptosporidium* beräknades enligt samma principer som för de kommunala avloppsutsläppen och utgående halter med antagandet att parasiter reducerades i samma omfattning som bakterier.

Tillskottet från de enskilda avloppen angavs som en belastning (kg/ha/dygn), utgående från uppgifter om specifik spillvattenavrinning (SV 2001) för småhus (160 l/person/dygn), densitet av spillvatten (1 kg/liter), antal

Tabell 3.1 Kategorier av enskilda avlopp och antaganden om patogenreduktion utgående från litteraturvärden på bakteriell reduktion, samt antaganden om felfrekvens.

Kategori	Anläggningstyp, exempel	Bakteriell reduktion (%)	Referens
Markbädd	Markbädd, markbädd tät, kompaktfiler med markbädd	95	(NVV 1987; NVV 1991)
Infiltration	Infiltration, kompaktfiler, stenkista	99	(NVV 1987)
Övriga	BDT-filer, biobädd, fosforfälla	90	(Palm et al. 2002)
Okänd	Ej inventerade eller reningstyp ej fastställd	50	

personer (2,5 personer/hushåll) och antagandet att varje avlopp belastar en yta av 1 hektar. De enskilda avloppen har alltså lagts in som en diffus källa med ett kontinuerligt tillskott ("continuous fertilization") fördelat över de ytor i modellen som representerar enskilda avlopp.

3.3 Husdjur

Jordbruksverket registrerar husdjur och lokaliserar dessa till produktionsplatser och genom produktionsplatsnummer (PPN) underlättas möjligheten att spåra djur från en plats till en annan vid utbrott av någon smittsam djursjukdom. Uppgifter om PPN är dock av sekretessskäl inte allmänt tillgängliga; en kommun kan möjligen få tillgång till uppgifter för den egna kommunen. Dessutom är PPN-uppgifterna begränsade till djurslagen nötkreatur, gris, får och get samt fjäderfä. Uppgifter om totalantal djur av respektive slag inom respektive modellområde har i detta projekt beställts från Jordbruksverkets statistikdatabas. Denna information har kombinerats med kartsiktet jordbruksblock från Länsstyrelsen. Det finns alltså inga exakta uppgifter om på vilka skiften djuren betar eller var stallgödsel sprids. Däremot ger kartsiktet jordbruksblock uppgifter om ägoslag (bete, våtmark eller åker) och därmed en indikation var djuren borde beta respektive stallgödsel spridas.

Medan *E. coli* sprids från alla varmblodiga djur, om än i olika utsöndringshalter, är spridningen av *Cryptosporidium* en funktion av både prevalens och utsöndringshalt. I föregående projekt gjordes en litteraturgenomgång där uppgifter om prevalens och utsöndringshalt av *Giardia* och *Cryptosporidium* sammanställdes för olika djurslag och ålderskategorier (Åström 2013). Från denna sammanställning valdes några studier som får utgöra exempel på möjliga nivåer av prevalens och utsöndringshalter för olika djurslag inom de modellområden som studerats i detta projekt. Det ska understrykas att ingen av dessa studier planerats i syfte att tillhandahålla underlag för spridningsmodellering inom avrinningsområden och i vissa fall är inte besättningsarna slumpmässigt utvalda vilket kan leda till över- eller underskattning av prevalensen (Robertson et al. 2010). Studierna är designade på olika sätt, vissa för att bestämma besättningsprevalensen (förekomsten av smittade besättningar) och inte andelen infekterade djur inom en och samma besättning (Silverlås et al. 2009; Silverlås et al. 2010). Vidare saknades vid detta projekts genomförande svenska prevalensstudier avseende grisar, får och getter varför resultat från Danmark och Norge använts för dessa djurslag. Halt- och prevalensvärdena i Tabell 3.2 ska ses som en ögonblicksbild av vilken information som fanns tillgängligt vid detta projekts genomförande. Haltuppgifter avseende *Cryptosporidium parvum* saknades, varför halten av dessa antagits vara samma som för *Cryptosporidium* spp. För att kompensera för eventuellt felaktiga antaganden i prevalens valdes att genomföra scenariomodellering baserat på olika prevalensnivåer (se avsnitt 4).

För bestämning av mikrobiologisk belastningen av *E. coli* till betesmarker användes generella antaganden om halt per gram färskt träck; se tabell 6 i Stenström et al. (1980). För *Cryptosporidium* användes antaganden om haltuppgifter enligt Tabell 3.2. För djurhållningen användes statistiska

Tabell 3.2 Studier av prevalens och utsöndringshalt samt valda antaganden i SWAT för modellering av *Cryptosporidium* spp. (CS) och *Cryptosporidium parvum* (CP) från olika djurslag.

Djurslag beteckning statistik SJV	Djurslag i prevalensstudie	Land ^a	Prevalens ^b			Halt		Antaganden i SWAT		
			Antal prov	CS % pos.	CP % pos.	CS oocystor/g	Ref ^c	Halt oocystor/g	Prevalens Andel	
									CS	CP
Hästar	Hästar (årsgamla)	N	42	0	-	-	1	2,1E3	0	0
Mjölkkor	Nötkreatur (vuxna, mjölkdjur)	S	250	5,6	EP	100–900	2	500	0,06	0
Övriga kor	Nötkreatur (vuxna, mjölkdjur) ^d	S	250	5,6	EP	100–900	2	500	0,06	0
Kvigor och stutar yngre än 1 år	Nötkreatur (kalvar, mjölkdjur)	S	459	52	5,5	1,5E8	2,3	1,5E6	0,52	0,06 ^e
Kvigor och stutar mellan 1–2 år	Nötkreatur (ungdjur, mjölkdjur)	S	493	29	EP	100–7E4	2	1,0E4	0,29	0
Suggor + kultingar under 20 kg + slaktsvin m.m.	Grisar (avvanda smågrisar)	D	504	71	EP	< 200–2E6	4	1,0E6	0,71 ^f	0
Får och getter	Får (lamm)	N	567	12,7	EP	0	5	2,8E3	0,13	0
Värphöns	Värphöns	-	-	-	0	-	-	2,1E3	0	-

^a Sverige (S), Norge (N), Danmark (D).

^b Ej påvisat (EP), ej analyserat (EA).

^c Referenser: 1 (Hamnes 2008), 2 (Silverlås et al. 2009), 3 (Silverlås et al. 2010), 4 (Langkjær et al. 2007), 5 (Robertson et al. 2010).

^d I brist på publicerade studier vid projektets genomförande användes för kategorin Övriga kor samma halt- och prevalensvärden som för kategorin Mjölkkor.

^e Eftersom *C. parvum* enbart detekterats hos mjölkkalvar upp till ca 6 veckors ålder (hos dikokalvar upp till ca 12 veckor) ålder nedjusterades parasitproduktionen under stallperioden med faktorn 0,125 (1,5/12). Då såpass unga djur i mycket liten omfattning vistas ute på betesmark antogs att tillskottet enbart sker via stallgödselspridning.

^f För modellområde Mälaren användes värdet 0,32.

uppgifter om betessäsongstart och varaktigheten av betessäsongen. Här antogs att djuren vistas utspritt på samtliga betesarealer.

Halten av *E. coli* och *Cryptosporidium* i stallgödsel som sprids på åkermark (C_g) beräknades för vardera djurslaget ($i = 1 \dots n$) inom respektive modellområde utifrån följande samband:

$$C_g = \frac{\sum_{i=1}^n C_i \cdot P_i \cdot V_i \cdot N_i \cdot T_i}{\sum_{i=1}^n V_i \cdot N_i \cdot T_i} \quad (1)$$

baserat på följande uppgifter: halt av mikroorganismen (antal/kg) i färsk träck (C_i), prevalens (P_i), träckproduktion (kg) per dygn (V_i), antal djur av aktuellt slag i hela modellområdet (N_i) samt ackumuleringsstid (dygn) under stallperiod (T_i). Information om träckproduktion per dygn och respektive djurslag hämtades från schablonvärden för producerad total gödselmängd. Dessa schablonvärden är uppgifter som framtagits för att dimensionera gödselcisterner (SJV 2013a) vilket ger en viss överskattning då dessa dimensioneras för att även rymma strötilsats och rengöringsvatten osv. För att minimera överskattningen användes schablonvärden för fastgödsel för den kortaste tidsperioden (6 månader) i beräkningen, vilket gav antaganden om träckproduktion per djur och dygn enligt Tabell 3.3.

I brist på lokal information och beräkningsmodell antogs att djursammansättningen är konstant under hela stallgödselingsperioden och att ingen mikrobiell inaktivering sker i gödselcisternerna under denna kallare del av året. Detta antagande är mer rimligt för *Cryptosporidium* än för *E. coli* som både kan inaktiveras men även under vissa gynnsamma förhållanden tillväxa i gödsel.

Tabell 3.3 Träckproduktionsvärden använda i SWAT-modellerna.

Beteckning på djurslag, Statistik SJV ^a	Beteckning på djurslag, gödselproduktion ^b	Träckproduktion ^c (kg fastgödsel/djur/dygn)
Hästar	Hästar	13,7
Mjölkkor	Mjölkkor, 8 000 kg mjölk/år	29,2
Övriga kor	Diko	16,0
Kvigor och stutar yngre än 1 år	Kviga/stut < 1 år	7,4
Kvigor och stutar mellan 1–2 år	Kvigor och stutar 1–2 år, samt kvigor > 2 år	11,9
Suggor + kulingar under 20 kg + slaktsvin med mera	Sugga i produktion, samt slaktsvin, 3 omg/år	3,8
Får och getter	Får	2,2
Värphöns	Värphöns, 100 stycken	0,1

^a SJV (2013b).

^b SJV (2013a).

^c Beräknat från värden på fastgödsel (djupströgödsel för hästar och får), lagringstid 6 månader; Bilaga 7 i SJV (2013a).

Stallgödsel får spridas under följande perioder inom kvävekänsligt område:

- Vårbruk (1 mars till 31 maj)
- Sommar (1 juni till 31 juli)
- Tidig höst (1 augusti till 30 september)
- Sen höst (1–31 oktober)

Kartskiktet Jordbruksblock användes för att beräkna den totala arealen av ägoslaget åkermark. Statistiska uppgifter om andelen av total åkermark som gödslas vid respektive period hämtades från SCB för åren 2010–2011; se tabell 5.1 i SCB (2012). Detta gav total gödslingsyta per år (A_{tot} , ha), en uppgift som användes för att beräkna gödslingsdosen (D_g , kg/ha/dygn) enligt följande samband:

$$D_g = \frac{\sum_{i=1}^n V_i \cdot N_i \cdot T_i}{4 \cdot A_{\text{tot}}} \quad (2)$$

Här antogs att allt ackumulerat gödsel sprids under fyra dygn på året, nämligen på följande dagar som ligger inom nämnda gödslingsperioder: den 15 april, 1 juli, 1 september samt den 15 oktober. Då alla tre modellområdena ligger kustnära och därför inom kvävekänsligt område är gödsling förbjudet 1 november till 28 februari (SJV 2013c).

4 Modellering av scenarier

Inom projektgruppen konstaterades att det inte är rimligt att i en SWAT-modell tillfullo återskapa de förhållanden som under en viss historisk tidsperiod har reglerat halterna av *E. coli* och *Cryptosporidium* inom respektive avrinningsområde. I syfte att ge en representativ bild av troliga och för riskanalysen angelägna förhållanden att analysera valdes i stället att genomföra modellering för ett antal olika scenarier.

4.1 Basscenarier

Fem basscenarier valdes vilka avser beskriva möjliga situationer vad gäller spridning av fekalt material samt effekten av olika prevalensnivåer. Dessa scenarier betecknade S0A till S0E beskrivs i den övre delen av Tabell 4.1. Modelleringen av *Cryptosporidium* i S0B omfattar enbart de vanligaste typerna som kan orsaka infektion hos människor, nämligen *C. parvum* från stallgödsling och betesdjur³ samt de *Cryptosporidium* som utsöndras från infekterade människor. De senare, här benämnda avloppsrelaterade *Cryptosporidium*, har i Sverige rapporterats vara främst *C. parvum* och *C. hominis* (Insulander et al. 2013). Enligt scenario S0A-S0D sprids allt det stallgödsel som insamlats under stallperioden på samtlig åkermark under fyra olika dygn per år. Då detta ger en betydligt lägre dos (några hundra kg/ha) än den som lantbrukarna normalt praktiserar (upp till 25 000 kg nötflytgödsel/ha), har i scenario S0E den högre dosen använts som jämförelse.

4.2 Åtgärdsscenarier

Vidare valdes sju åtgärdsscenarier (S1-S7) där möjliga åtgärder inom avrinningsområdet modellerades och där resultaten utgår från höga infektionsnivåer hos djur och människor (S0D). Begreppet ”höga infektionsnivåer” har här antagits motsvara en prevalens av 50 %. Scenarierna betecknade S1-S7 beskrivs i den nedre delen av Tabell 4.1. I två scenarier beskrivs effekten av att enbart gödsla vid ett tillfälle om året, antingen på våren (S1) eller under tidig höst (S2). I två scenarier beskrivs effekten av en vegetationsremsa (Filter Strip) med storleken ca 50 meter från vattendrag som upprättas för gödslingsytorna (S3) respektive för betesmarkerna (S4). Dessa två scenarier innebär inte att stallgödsling respektive betesdjur förbjuds i dessa områden, däremot att det finns en remsa med tät vegetation som reducerar tillskottet av patogener till vattendrag vid ytavrinning; se detaljer i Neitsch et al. (2011). Bland åtgärdsscenarierna har vidare ingått att analysera effekten av förbättrad mikrobiell reduktion på avloppsanläggningarna. För de enskilda avloppen har en ökad reduktion till 99 % på samtliga anläggningar analyserats (S5). För de kommunala avloppssystemen har en rening som ger 90 %

³ Av *Cryptosporidium* spp. hos nötkreatur är *C. parvum* den enda zoonotiska arten som hittats i Sverige.

reduktion (1 log-enhet) testats avseende utsläpp från bräddpunkter (S6) och utsläpp från avloppsreningsverken (S7). Åtgärder relaterade till bräddpunkter (S6) skulle kunna vara att minska bräddfrekvensen genom att ersätta kombinerade system med separata, eller att införa bräddvattenrening. För separatsystem skulle åtgärderna kunna handla om att se till att minska ovidkommande vatten och se till att pumpsystemen klarar att transportera ut vattenmängderna samt att minska känsligheten för strömavbrott.

Tabell 4.1 Scenarier för modellering i SWAT.

Scenario	Beskrivning	Modell-organismer	Gödsling	Djurhållning	Enskilda avlopp	Kommunala avlopp
Basscenarier						
S0A	Låg infektionsnivå	E. coli, Crypto spp. låg infektionsnivå	Gödsling 15/4, 1/7, 1/9, 15/10	Säsongsbete	Avskiljning nuläge	Bräddning, ARV
S0B	Enbart human-infektiösa Cryptosporidium	E. coli, Crypto parvum låg infektionsnivå	Som S0A	Som S0A	Som S0A	Som S0A
S0C	Hög infektionsnivå hos djur	E. coli, Crypto spp. 50% hos djur	Som S0A, fast hög infektionsnivå	Som S0A, fast hög infektionsnivå	Som S0A	Som S0A
S0D	Hög infektionsnivå hos djur och människor	E. coli, Crypto spp. 50% djur 50% människa	Som S0C	Som S0C	Som S0A, fast hög infektionsnivå	Som S0A, fast hög infektionsnivå
S0E	Hög infektionsnivå och hög gödslingsdos	E. coli, Crypto spp. 50% djur 50% människa	Som S0D, fast 25 ton /ha 15/4, 1/7, 1/9, 15/10	Som S0C	Som S0D	Som S0D
Åtgärdsscenarier						
S1	Gödsling enbart under våren	E. coli, Crypto spp. hög infektionsnivå	Som S0C men allt gödsel ut 15/4	Som S0C	Som S0D	Som S0D
S2	Gödsling enbart tidig höst	E. coli, Crypto spp. hög infektionsnivå	Som S0C men allt gödsel ut 1/9	Som S0C	Som S0D	Som S0D
S3	Vegetationsremsa för gödsling	E. coli, Crypto spp. hög infektionsnivå	Som S0C, fast 50 m Filterstrip	Som S0C	Som S0D	Som S0D
S4	Vegetationsremsa för djurhållning	E. coli, Crypto spp. hög infektionsnivå	Som S0C	Som S0C, fast 50 m Filterstrip	Som S0D	Som S0D
S5	Åtgärder för enskilda avlopp	E. coli, Crypto spp. hög infektionsnivå	Som S0C	Som S0C	Som S0D, fast 99 % reduktion	Som S0D
S6	Åtgärder för bräddavlopp	E. coli, Crypto spp. hög infektionsnivå	Som S0C	Som S0C	Som S0D	Som S0D, fast 1 log-reduktion ytterligare
S7	Åtgärder för avloppsreningsverk	E. coli, Crypto spp. hög infektionsnivå	Som S0C	Som S0C	Som S0D	Som S0D, fast 1 log-reduktion ytterligare

4.3 Analys av infektionsrisk

För att översätta de mikrobiologiska halter av *Cryptosporidium* som framkommit i de olika SWAT-modellerna till möjlig effekt på människors hälsa beräknades infektionsrisken för basscenarierna S0A–S0D. Beräkningen ger en fingervisning om hur situationen skulle kunna vara på ett ytvattenverk med likartad föroreningsbelastning uppströms råvattenintaget. Haltvariationen specificerades med Gamma-fördelningar för hela modellperioden.

En Gammafördelning är en kontinuerlig sannolikhetsfördelning innehållande parametrarna α och β . Värdet på dessa kan approximeras som:

$$\alpha = \frac{\bar{X}^2}{\frac{n-1}{n} \cdot s^2} \quad (3)$$

$$\beta = \frac{\frac{n-1}{n} \cdot s^2}{\bar{X}} \quad (4)$$

där $\bar{X}$ är medelvärde av observationerna (dygnshaltsvärden), s^2 är varians och n är antalet observationer. Väntevärdet $E(x)$ och variansen $V(x)$ i en Gamma-fördelning beräknas som:

$$E(x) = \alpha \cdot \beta \quad (5)$$

$$V(x) = \alpha \cdot \beta^2 \quad (6)$$

Infektionsrisken per dygn beräknades med funktionerna i MRA-verktyget⁴ där halter beräknades för hypotetiska avskiljningsgrader på ett vattenverk (0 till 10 log-enheter) och tillhörande infektionsrisk med två olika dos-respons funktioner: exakt Beta-Poisson modellen (Teunis et al. 2002) där man antar en hög infektivitet hos oocystorna (härefter benämnt höginfektösa *Cryptosporidium*) samt exponentiella modellen (DuPont et al. 1995) där man antar en låg infektivitet (låginfektösa *Cryptosporidium*).

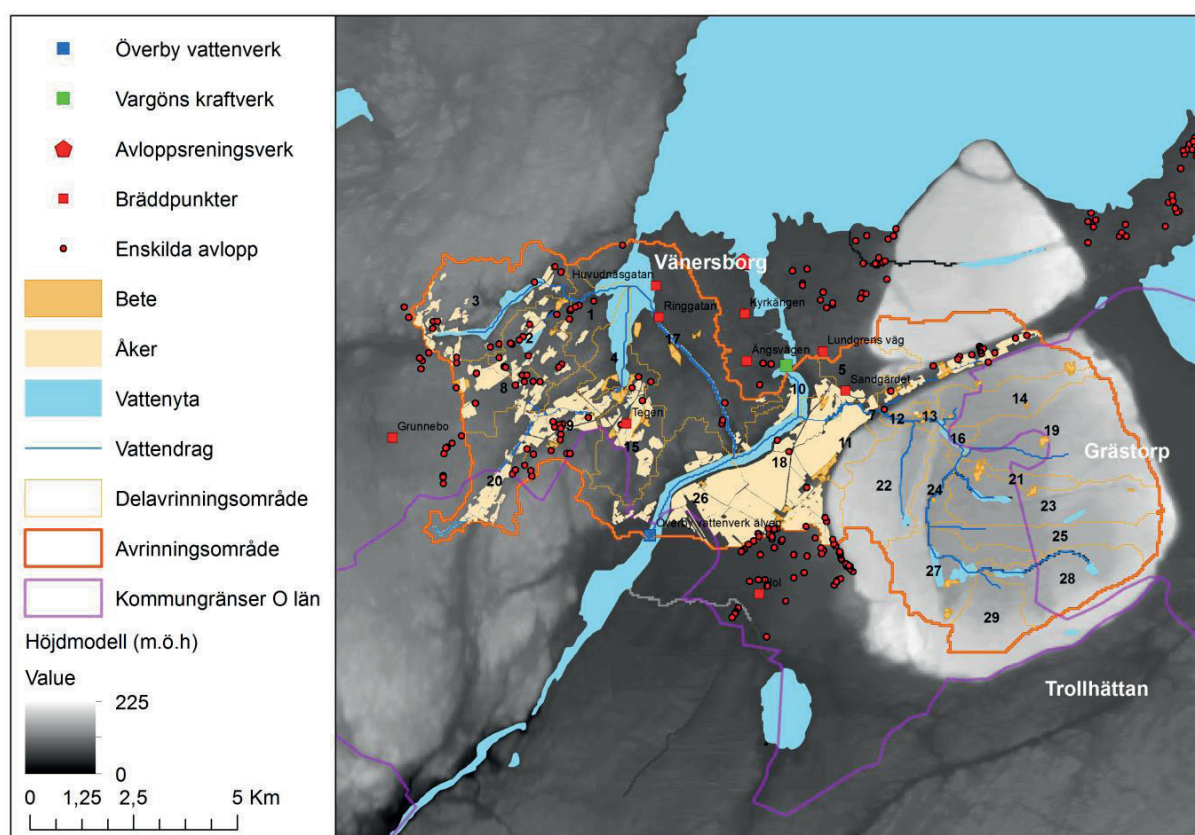
⁴ <http://www.svenskvatten.se/Vattentjanster/Dricksvatten/Takt-till-kran/Mikrobiologiska-barriarer/MRA/> (tillgänglig 2015-03-03)

5 Modellområde Trollhättan

5.1 Områdesbeskrivning och mikrobiologisk provtagning

Modellområdet Trollhättan valdes för att analysera hur aktiviteter uppströms Överby vattenverk påverkar de mikrobiologiska halterna i råvattnet (Figur 5.1). Med tanke på den stora omsättningstiden i Vänern valdes att norrut begränsa modellområdet till Vargöns kraftverk, där det finns långa mätserier för tappningen från Vänern att använda i modellen. Modellområdet som är 100 km² stort berör kommunerna Trollhättan, Vänersborg och Grästorp. I området finns flera sjöar där den största är Vänern-Vassbotten som egentligen är en vik av Vänern. Från denna sjö går kanalen Karls grav i sydöstlig riktning ner till Göta älv via en sluss. I östra området ligger Halle-Hunneberg, vilka med sin höga höjd indikeras som ljusa områden i Figur 5.1.

Som utlopp valdes Göta älv i höjd med Överby vattenverk. Detta vattenverk försörjer tätorterna Trollhättan, Sjuntorp, Veland, Åsaka, Norra Björke, Upphärad och Hol med dricksvatten, omkring 50 000 människor. Redan år 2002 påvisades *Cryptosporidium* spp. i halten 20 per 10 liter i Göta älv vid Överby vattenverk (Hågland 2004), vilket är en hög halt jämfört med andra prover som tagits på svenska ytråvatten (Hansen 2011). Vattenverket är ett ytvattenverk med hårdhetshöjning, kemfällning, filtrering,



Figur 5.1 Modellområde Trollhättan omfattande avrinningsområdet från Överby vattenverk upp till Vargöns kraftverk i Vänersborg där Vänern har sitt utlopp i Göta älv.

pH-justering samt desinfektering. Vattenverket installerade för ett par år sedan UV-aggregat som komplement i desinfektionssteget.

Mikrobiologiska analyser av råvattnet vid Överby vattenverk omfattar indikatorbakterier och sedan 2011 parasiterna *Giardia* och *Cryptosporidium* (10-litersprov). Varje vecka analyseras *E. coli*, koliforma bakterier och odlingsbara mikroorganismer. Under de senaste åren har man noterat ökande halterna av indikatorbakterier i råvattnet. Flera analysresultat för *E. coli* har under de senaste två åren till följd av felaktiga val av spädningsnivåer rapporterats som >100 cfu/100 ml, dvs. ”mer än 100”, men även <1 förekommer, dvs. ”färre än 1”.

5.2 Föroreningskällor

Eftersom Överby vattenverk ligger direkt vid den norra kommungränsen kommer en stor del av den fekala påverkan från Vänersborgs kommun och från områden som omgärdar södra delen av Vänern. Punktkällor omfattar Holmängens avloppsreningsverk i Vänersborg med omkring 37 000 invånare och omkringliggande bräddpunkter inom samma kommun; inga bräddpunkter i Trollhättans kommun ligger uppströms råvattenintaget. Dygnsvärden för utsläpp från detta reningsverk och från bräddpunkterna inhämtades för perioden 2006–2010 (Tabell 5.1). I modellen har tillskottet från Holmängens ARV antagits vara fullständigt inblandat med inflödet vid Vargöns kraftverk. Bräddpunkterna har definierats i fyra punktutsläpp; utsläppen från Huvudnäsgratan och Ringgatan har antagits ske vid samma punkt, likaså för Ängsvägen och Kyrkängen.

Tabell 5.1 Utsläppspunkter för kommunala avloppsutsläpp i modellområde Trollhättan. Samtliga utsläppspunkter ligger i Vänersborgs kommun.

Utsläppstyp	Namn	Totalvolym 2006–2010 (m ³)	Medel per år (m ³)	Inom delavrinningsområde ^a
Reningsverk	Holmängens ARV	3,0E7	6,1E6	10
Bräddpunkter	Huvudnäsgratan	7	1,4	17
	Ringgatan	300	60	17
	Ängsvägen	85 789	17 158	10
	Kyrkängen	63	12,6	10
	Tegen	2,9	0,6	15
	Sandgärdet	12 201	2 440	11

^a Se lokalisering i Figur 5.1.

För Vänersborgs kommun rapporterades de enskilda avloppen till 85 % vara av kategorin markbädd, till 10 % infiltration och till 5 % resorption, och omkring hälften av alla enskilda avlopp var godkända (Fredenberg & Thörnqvist 2008). Renhållningen i Vänersborgs kommun kategoriserar de enskilda avloppen något annorlunda, som septiktankar respektive slutna tankar, där den senare kategorin töms på plats och därmed inte ger någon spridning till miljön. Inom området fanns 87 septiktankar år 2013 och i modellen har antagits ovan angiven kategorisering av dessa.

Enligt statistiken från Jordbruksverket fanns år 2010 inom modellområdet 16 jordbruksföretag med mellan 100 och 200 husdjur inom kategorierna

hästar, kvigor och stutar yngre än 1 år samt kvigor och stutar mellan 1–2 år (Tabell 5.2). Några mjölkkor förekom inte, däremot ett begränsat antal övriga kor. I vissa fall förekom så pass få gårdar att uppgifterna om antal djur var sekretessbelagda. Den tillgängliga statistiken från Jordbruksverkets statistikdatabas gav det totala antal djur inom respektive modellområde.

Tabell 5.2 Statistik från Jordbruksverket om husdjur inom modellområdena Trollhättan, Slumpån och Mälaren, år 2010.

Områdesnamn	Modellområde		
	Trollhättan	Slumpån	Mälaren
Antal företag	16	253	1598
Hästar	148	366	4 753
Kvigor och stutar yngre än 1 år	186	676	6 525
Kvigor och stutar mellan 1–2 år	148	600	5 055
Tjurar äldre än 2 år	S	56	405
Kvigor äldre än 2 år	S	152	1 171
Mjölkkor	0	531	4 106
Övriga kor	49	259	3 074
Får och getter	0	969	10 930
Kultingar under 20 kg	0	S	3 849
Sugor	0	S	1 794
Slaktsvin med mera (övriga svin)	0	S	11 661
Slaktkycklingar	0	S	44
Värphöns	S	7 354	85 408
Unghöns med mera	0	0	S

S = sekretessbelagda uppgifter.

5.3 Kalibrering och validering

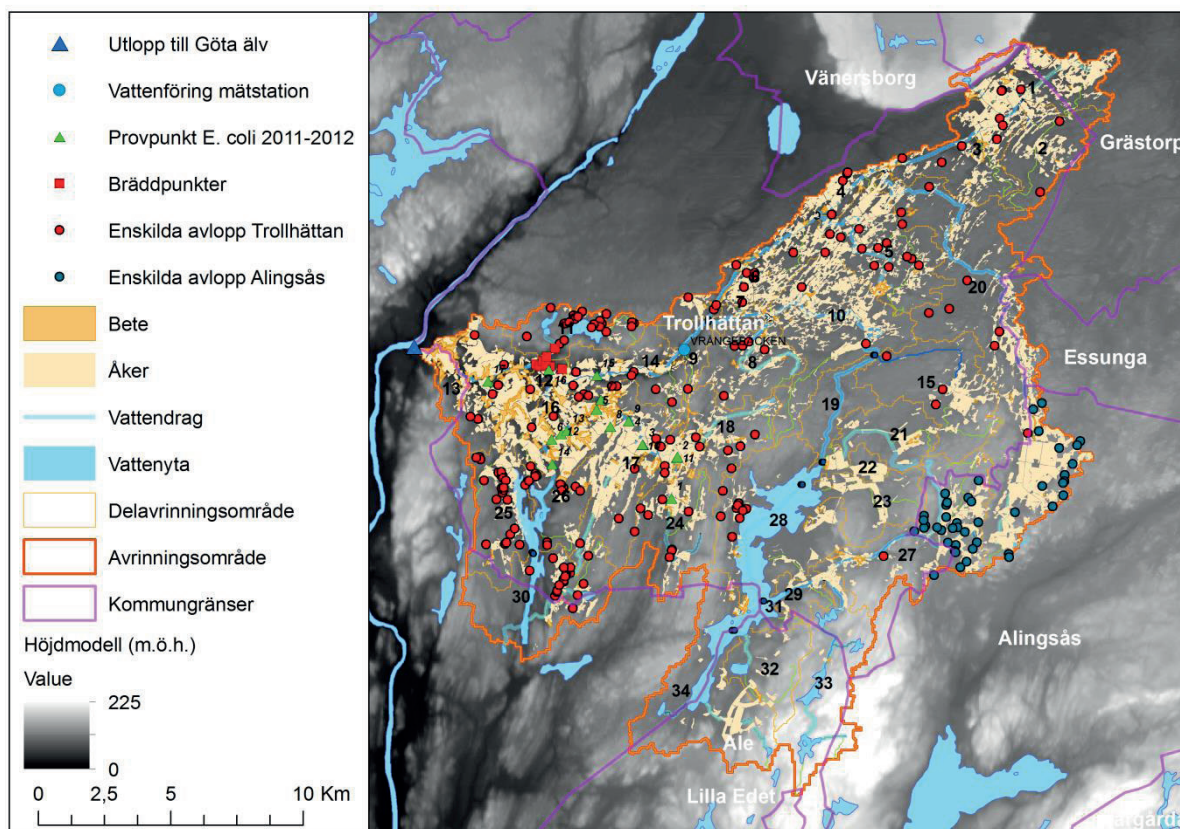
För detta modellområde fanns ingen hydrologisk mätstation att tillgå inom området, varför någon områdeskalibrering inte kunde genomföras. Under antagande om likartade mark-, jordarts- och lutningsförhållanden, vilket är rimligt med tanke på områdenas närhet till varandra, användes istället samma kalibreringsvärden som beräknats för modellområde Slumpån (se avsnitt 6.3).

6 Modellområde Slumpån

6.1 Områdesbeskrivning och mikrobiologisk provtagning

Slumpån som är Göta älvs största biflöde på sträckan från Vänern till Lärje-holm, mynnar strax nedströms Trollhättans tätort med ett avrinningsområde som sträcker sig i östlig riktning från älven. Modellområdet som är 359 km² stort ligger huvudsakligen inom Trollhättans kommun men går i söder in i Lilla Edets och Ale kommun och in i Alingsås kommun i öster. Norrut berörs även till liten del Grästorps, Essunga och Vänersborgs kommuner (Figur 6.1). Utsläppet av mikroorganismer från Slumpån har tidigare rapporterats vara av stor betydelse för vattenkvaliteten nedströms i Göta älv, till följd av höga halter av indikatorbakterier i kombination med en relativt stor vattenföring (Kjellberg et al. 2008). Markanvändningen i avrinningsområdet domineras av odlad åkermark och barrskog men här finns även ett par större sjöar.

Inom Göta älvs vattenvårdsförbunds övervakningsprogram har stickprov för mikrobiologisk analys tagits varannan månad vid Slumpåns mynning sedan 2006. Slumpån har även varit föremål för utredningar gällande närsalter och bakteriehalter; även om ån i sig inte utgör råvattentäkt påverkar den genom utsläppen till råvattentäkten Göta älv. Provtagningar skedde under 2011 och 2012 för analys av fosfor, kväve, turbiditet och indikatororganismer i Slumpån och dess biflöde Lillån i ett projekt finansierat av Länssty-



Figur 6.1 Modellområdet Slumpån med utlopp västerut till Göta älv.

relsen; se provpunkter i Figur 6.1. I rapporten redovisades en källfördelning avseende kväve och fosfor, med slutsatsen att jordbruket dominerade belastningen i åtminstone fyra delavrinningsområden (Bydén & Ekberg 2013). Tillgången till stickprovtagningar inom modellområdet under 2011–2012 gjorde att åren 2006–2012 valdes som modellperiod.

6.2 Föroreningskällor

I området finns sju kända bräddpunkter som ligger i Sjuntorp i väster. Inget kommunalt avloppsreningsverk ligger inom modellområdet, då avloppsvattnet istället leds till Arvidstorps reningsverk i Trollhättan där Göta älv utgör recipient. För tidsperioden 2007–2012 har information om aktuella bräddpunkter (lokalisering samt utspädningsgrad vid bräddstart) inhämtats från Miljörapporter, Trollhättans kommun. För samtliga modellår har tidsserier med bräddvolym per dygn insamlats för de olika bräddpunkterna,⁵ vilket kommunen låtit beräkna med en urban avrinningsmodell (MIKE Urban). En sammanställning av uppgifter om totalvolym av utsläpp från dessa samt utspädningsgrad av spillvatten ges i Tabell 6.1. Utsläppen från bräddningarna har lokaliserats till tre punkter; en punkt för Broskogsvägen och Danska vägen, en punkt för Strandvägen 1 och 2 och en punkt för Blacktorpsvägen.

Tabell 6.1 Utsläppspunkter för kommunala avloppsutsläpp (bräddpunkter) i modellområde Slumpån.

Namn	Totalvolym 2006–2012	Medel per år (m ³)	Inom delavrinnings- område ^a	Utspädningsgrad spillvatten, medel 2006–2010
Broskogsvägen, Sjuntorp	1 486	212	11	43
Danska vägen, Sjuntorp	1 032	147	11	72
Strandvägen 1, Sjuntorp	35	5	12	34
Strandvägen 2, Sjuntorp	599	86	13	32
Blacktorpsvägen, Sjuntorp	35	5	12	27

^a Se Figur 6.1.

Inom Slumpåns avrinningsområde finns 191 enskilda avlopp i Trollhättans kommun, samtliga inventerade och godkända (Tabell 6.2, se fastighets-exempel i Figur 6.2). Inom Alingsås kommun har det bedömts finnas 45 enskilda avlopp, men då kategori varit okänd har samma kategoriandelar antagits gälla som för Trollhättans kommun. Med projekttidens begränsning har inte någon information inhämtats om den mindre andel enskilda avlopp inom modellområdet som ligger i de övriga kommunerna.

De enskilda avloppen i Trollhättan (Figur 6.1) är främst av typen markbädd (69 %), följt av infiltration (25 %). Övriga enskilda avlopp omfattar bland annat BDT-filter, och en viss andel av avloppen (10 %) har okänd reningstyp (Tabell 6.2). För bräddpunkterna togs hänsyn till utspädnings-

⁵ Dessa är systemmässigt att betrakta som nödavledningspunkter då det är fråga om ett separerat avloppssystem utan dagvattenpåverkan. Eftersom Trollhättan Energi AB i sina miljörapporter använder beteckningen bräddpunkter för dessa, är det den term som används även i denna rapport.

grad och för de enskilda avloppen avskiljningsgrad för respektive typ av system.

Tabell 6.2 Enskilda avlopp i Trollhättans kommun inom Slumpåns avrinningsområde år 2014.

Kategori	Reningstyp	Antal Slumpån	Reningstyp, andel (%)	Kategori, andel (%)
Infiltration	Infiltration	28	15	23
	Kompaktfilter	12	6	
	Stenkista	4	2	
Markbädd	Markbädd	74	39	62
	Markbädd tät	12	6	
	Kompaktfilter markbädd	22	12	
	Kompaktfilter markbädd tät	11	6	
Övriga	BDT-filter	1	1	5
	Biobädd	7	4	
	Fosforfälla	1	1	
	Övrigt	1	1	
Okänd	Okänd	18	9	9
TOTALT		191	100	100

Jordbruksmark utgör en väsentlig del av avrinningsområdet och inom modellområde Slumpån fanns 253 jordbruksföretag år 2010 och betydligt fler djur jämfört med modellområde Trollhättan (Tabell 5.2). Näst efter värphöns är får och getter det djurslag det finns flest av i modellområde Slumpån. Det totala antalet nötkreatur överstiger dock antalet får och getter, där Kvigor och stutar mellan 1–2 år dominerar.



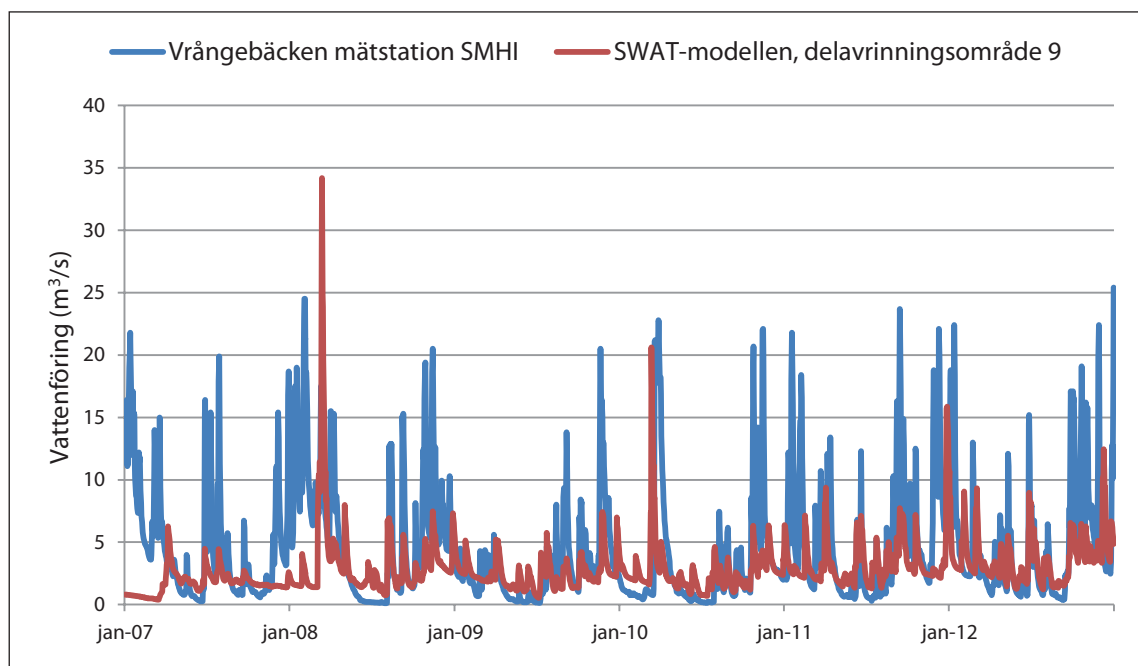
Figur 6.2 Visslaån, ett biflöde till Slumpån, i trakterna av Velandå.

6.3 Kalibrering och validering

Inför modelleringen av mikroorganismer kalibrerades och validerades modellen utifrån vattenföringsdata. Data inhämtades för SMHI:s hydrologiska station Vrångebäcken, som ligger i norra delen av modellområdet inom delavrinningsområde nr. 9 (Figur 6.1). År 2006 utgjorde uppvärmningsperiod i modellen. Åren 2007–2008 användes för kalibrering och åren 2009–2010 för validering.

Kalibreringen gav en regressionskoefficient (R^2) på 0.61 och Nash-Sutcliffe model efficiency (NS) beräknades till 0.56. Valideringen gav ett R^2 på 0,46 och ett NS på 0,46. Sammantaget ligger nämnda värden i samma storleksordning som i andra SWAT-analyser för *E. coli* och *Cryptosporidium* (Coffey et al. 2010a; Coffey et al. 2010b). Modellen uppdaterades med de kalibrerade modellparametrarna inför modellering och resultaten av simuleringen för hela tidsperioden illustreras i Figur 6.3.

Den kalibrerade modellen ger en rimligt god beskrivning av basnivån av vattenföring och fångar vissa av toppnivåerna. Att vattenföringstoppar ofta innebär en avspolning av mark och höga halter mikroorganismer innebär att modellen kan underskatta en del av de mikrobiologiska topphalterna i avrinningsområdet. Jämförs årsmedelvärden ger den kalibrerade modellen en underskattning av vattenföringen; minst år 2010 och 2012 (23 %) och störst 2007 (65 %).

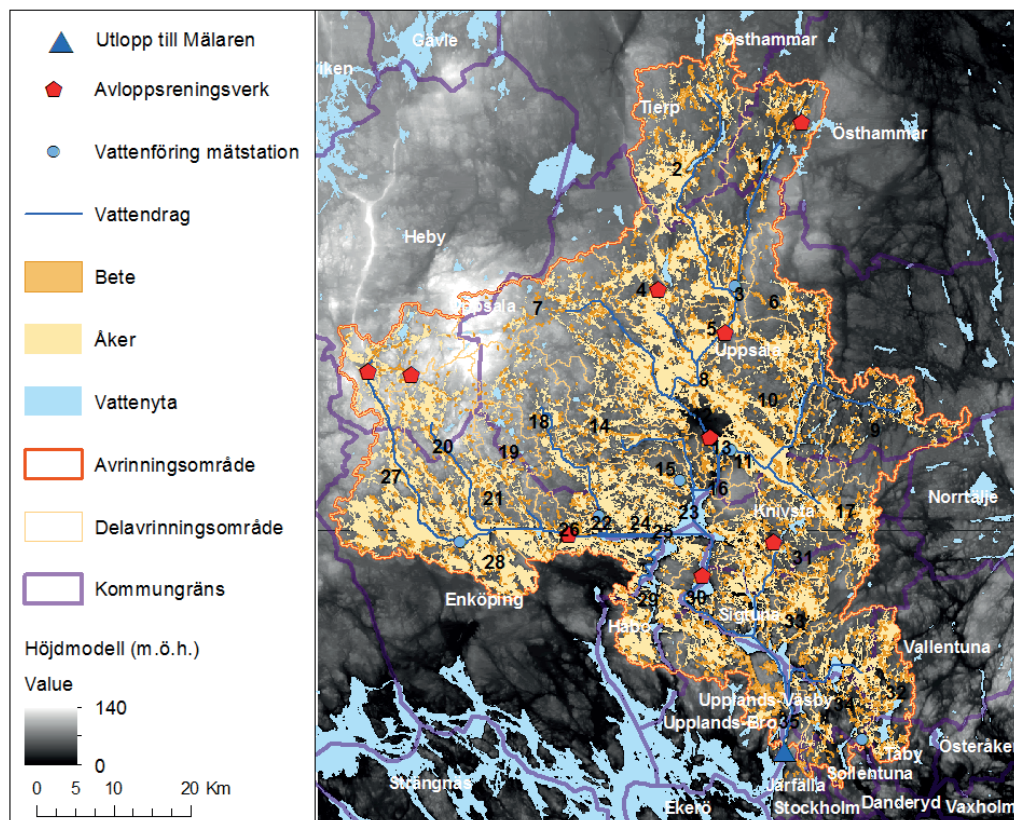


Figur 6.3 Dygnsmedelvärden av vattenföring vid Vrångebäcken i Slumpån och modellvärde (kalibrerad modell) för motsvarande utloppsnod i SWAT.

7 Modellområde Mälaren

7.1 Områdesbeskrivning och mikrobiologisk provtagning

Modellområdet vid Mälaren är ett 3 744 km² stort område som dräneras via Stäket till Mälarbassängen Görvåln (Figur 7.1). Området har valts utifrån dräneringspunktens närhet till Görvålns vattenverk, områdets höga andel (ca 29 %) jordbruksmark (Sveriges Lantbruksuniversitet 2013) samt möjligheten att kunna modellera ett avgränsat område med en gemensam dräneringspunkt. Inom avrinningsområdet finns delar av kommunerna Heby, Håbo, Enköping, Järfälla, Knivsta, Sigtuna, Sollentuna, Tierp, Täby, Upplands-Bro, Upplads-Väsby, Uppsala, Vallentuna och Östhammar. Fyrisån, Oxundaån, Örsundaån, Knivstaån och Märstaån är de största vattendragen. Dessutom finns Mälarbassängerna Lårstaviken, Ekoln, Gorran, Skofjärden, Garnsviken och Skarven i området. Görvålns dricksvattenverk förser drygt en halv miljon (Norrwater, 2015) av de närmare två miljoner människor som får sitt dricksvatten från Mälaren (Sveriges Lantbruksuniversitet 2013). Hansen (2011) har rapporterat att *Cryptosporidium* detekterats i Görvålns vattenverks råvatten. Eftersom SWAT-modellen för Mälaren sattes upp vid ett annat tillfälle, inom ramen för ett exjobb på Chalmers, ges en något mer utökad redogörelse jämfört med de två andra modellområdena.



Figur 7.1 Modellområde Mälaren i nordöstra delen av Mälarens avrinningsområde.

Uppdelning i mindre delavrinningsområden gjordes i SWAT modellen genom inställning av tröskelvärde för hur stor yta som krävs för att ett vattendrag skapas. Höjdmodell och vattendrag inom området har definierats med data från Sokolova 2009. De sjöar och Mälarbassänger som finns inom området (Figur 7.1) är inte närmare definierade i modellen.

Meteorologiska mätserier med dagliga data från SMHI har använts för perioden 1 januari 2002 – 31 december 2011. För nederbörd har stationerna Sättra gård, Vallentuna, Vattholma och Vittinge använts. Temperaturdata med dagliga max- och minimitemperaturer samt vindhastighet har hämtats från stationerna Uppsala och Stockholm. Vindhastigheten har räknats om från timvärden till dygnsmedelvärden. Luftfuktighet har hämtats från stationerna Adelsö och Films Kyrkby. Solstrålning har beräknats fram med hjälp av den inbyggda väderdatabasen i SWAT-modellen.

Jordartskartan 1:50 000 användes som grund för beskrivning av områdets geologi. Området domineras av morän (41 %) och fin lera (33 %) följt av berg i dagen (10 %). Parametrar för de olika jordarterna har utifrån hydraulisk konduktivitet och kornstorleksfördelning manuellt anpassats till de fördefinierade jordartsp parametrar tillgängliga i SWAT.

Tidsserier med kontinuerliga mätningar vad gäller mikrobiologisk provtagning har inte varit tillgängliga. Istället jämförs simulerade halter med dels stickprov som Görvalns vattenverk tar ett par gånger per år i avrinningsområdets utlopp vid Stäket och dels med provtagning som utförts i syfte att mäta badvattenkvalitet vid Bonäsbadet. Badplatsen ligger ca 250 meter sydöst om Stäket.

7.2 Föroreningskällor

Avloppsreningsverk dimensionerade för över 2 000 personer (SMED, punktkällor PLC5⁶) har lagts in i modellen (Tabell 7.1). Information om flöde och antal inkopplade personer har hämtats från respektive årsrapport där inget annat anges.

Tabell 7.1 Avloppsreningsverk inom modellområde Mälaren.

Avloppsreningsverk	Inkopplade personer	Delavrinningsområde ^a	Medelutflöde 2013 (m ³ /dygn)
Heby	2 630	27	776
Morgongåva	1 810	27	753
Örsundsbro	2 000 ^b	26	510 ^c
Skokloster	2 000 ^d	30	510
Knivsta	10 000	31	2 464
Kungsängsverket	164 200	12	57 100 ^e
Storvreta	3 695	5	2 070 ^e
Björklinge	3 690	4	1 020 ^e
Österbybruk	2 450	1	1 493

^a Se Figur 7.1

^b Enköping kommun (2014).

^c Data ej tillgänglig. Skoklosters flöde antogs då de har lika många inkopplade personer.

^d Habo kommun (2014).

^e Flödesvärden för 2012 användes.

⁶ Svenska MiljöEmissionsData - <http://www.smed.se/vatten/data/plc5>

Halten av *E. coli* i utgående avloppsvatten bedöms för detta modellområde kunna skilja sig avsevärt från situationen i Trollhättans avloppsreningsverk. För avloppsreningsverken i modellområde Mälaren antogs halten vara $1\text{E}4$ cfu/100 ml, vilket utgår från rapporterad halt i orenat avloppsvatten i Sverige, $1,5\text{E}6$ cfu/100 ml (Ohlsson et al. 2011) och en reduktion vid sekundär avloppsvattenrening på 2,4 log-enheter (Ottoson et al. 2006). Halten av *Cryptosporidium* i utgående avloppsvatten definierades enligt ovan beskrivna metoden (se 3.1) till 0,974 oocystor/100ml för S0A-S0C och 10 400 oocystor/100ml för S0D, S1-S5. För S7 antogs utgående halt reduceras 90 % reduktion (1 log-enhet) till 1 040 oocystor/100ml.

Antal djur som hålls inom området samt prevalens och utsöndringshalter har antagits enligt ovan, baserat på uppgifter från 2010 (Tabell 3.2 och Tabell 5.2).

Antal enskilda avlopp inom modellområdet har beräknats utifrån respektive kommuns uppgifter om totalantalet enskilda avlopp samt kommunens procentuella fördelning av fastigheter inom modellområdet. Fördelningen av olika avloppstyper definierades enligt Tabell 7.2.

Tabell 7.2 Typfördelning av enskilda avlopp i modellområde Mälaren.

Kategori	Reningsstyp	Antal i Mälaramrådet	Kategori, andel (%)
Infiltration	Infiltration	7 087	41
Markbädd	Markbädd	1 210	7
Övriga	Sluten tank	6 915	12
Okänd	Slamavskiljare	2 074	40
TOTALT		17 286	100

7.3 Kalibrering och validering

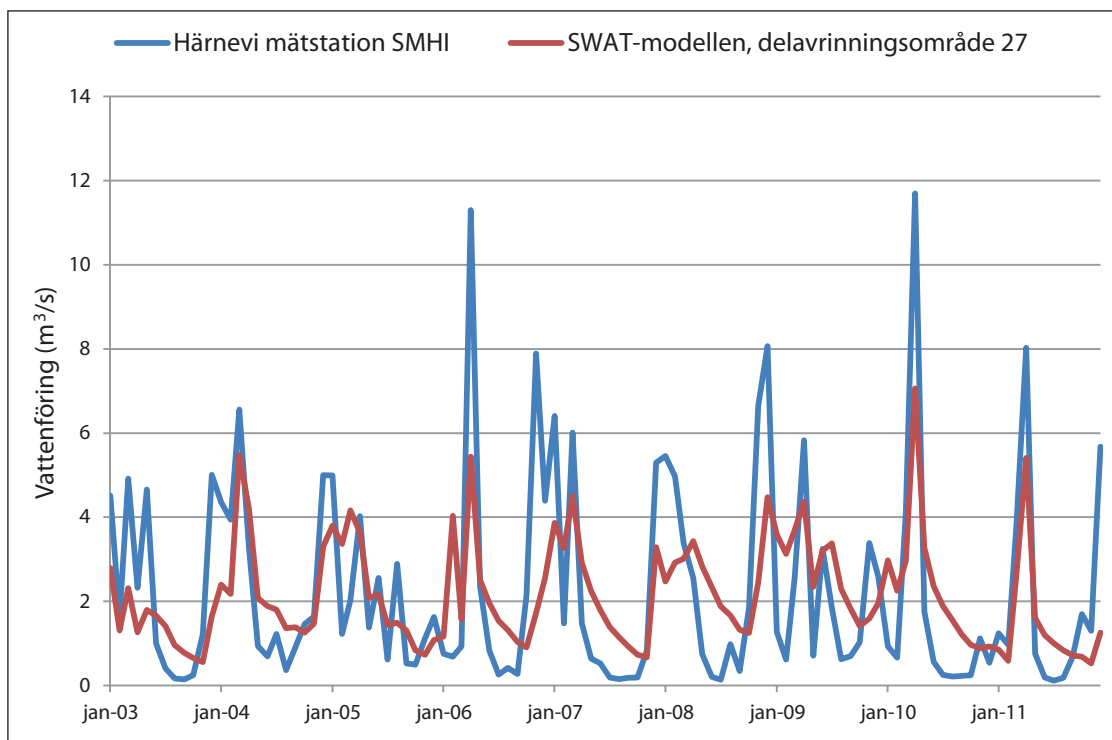
Kalibrering och validering har gjorts månadsvis på vattenföring vid SMHIs mätstationer Sävja, Ransta och Härnevi. År 2002 användes som uppvärmningsperiod, 2003–2007 till kalibrering och 2008–2011 till validering. Kalibrerings- och valideringsresultaten visas i Tabell 7.3.

Tabell 7.3 Kalibrering och validering av modellen för Mälaramrådet.

Hydrologisk station ^a	Vattendrag	Delavrinningsområde	Kalibrering		Validering	
			NS	R ²	NS	R ²
Sävja (2243)	Sävjaån	11	0,46	0,47	0,49	0,51
Ransta (2247)	Sävaån	18	0,45	0,49	0,36	0,41
Härnevi (2248)	Örsundaån	27	0,50	0,51	0,45	0,47

^a SMHIs stationsnummer inom parentes.

I Figur 7.2 visas en jämförelse mellan den uppmätta månatliga vattenföringen vid mätstationen Härnevi och det av den kalibrerade SWAT-modellen simulerade värdet i motsvarande punkt.



Figur 7.2 Uppmätt månatlig vattenföring vid Härnevi mätstation jämfört med månatligt modellvärde (kalibrerad modell) för Mälardalen, delavrinningsområde 27.

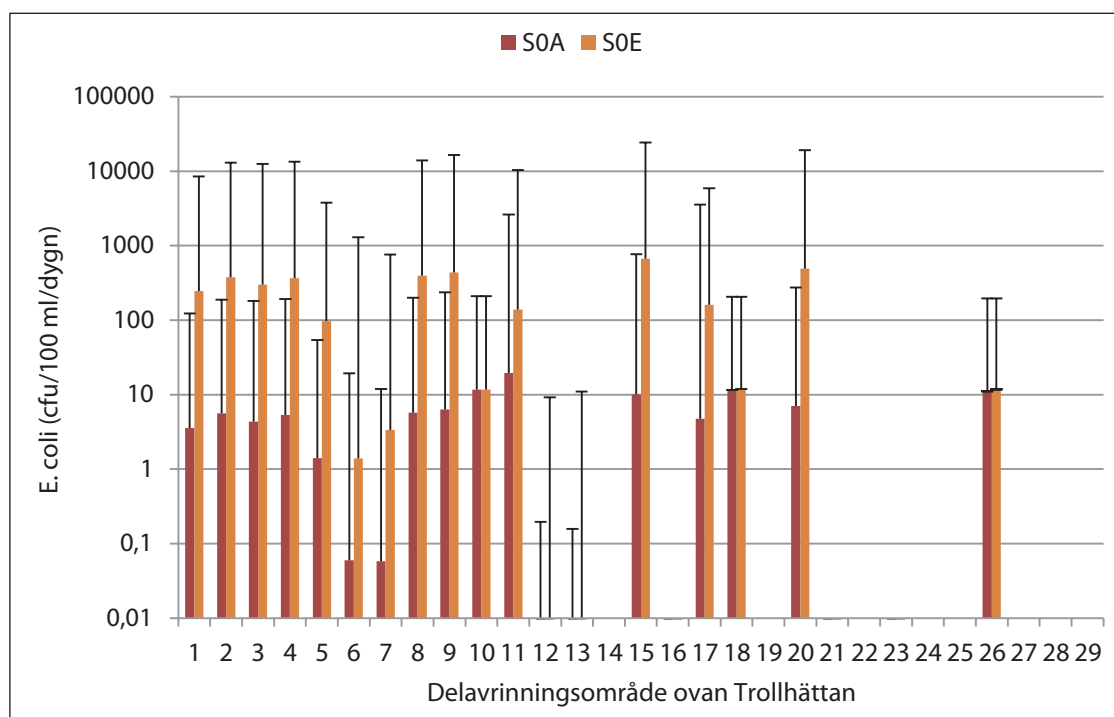
8 Resultat

Resultaten av analysen presenteras för de olika modellområdena nedan för basscenarierna respektive för åtgärdsscenarierna.

8.1 Modellområde Trollhättan

8.1.1 Bascenarier

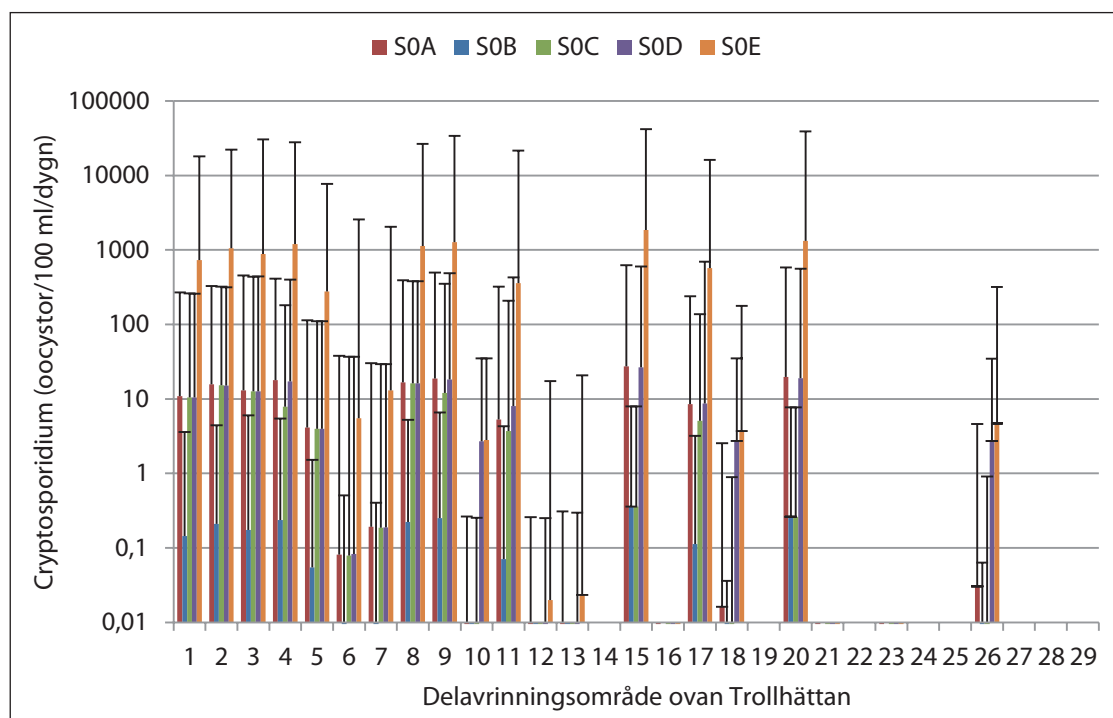
För modellområde Trollhättan varierar dygnshalterna av *E. coli* enligt modellen från färre än 0,1 till maximalt omkring 1 000 cfu/100 ml för de olika delavrinningsområdena i scenario S0A (Figur 8.1, för delavrinningsområde se Figur 5.1). Vid högre gödslingsdos (S0E) ökar halterna upp till två tiopotenser för vissa områden, medan andra områden såsom vid Överby vattenverk (område 26) inte påverkas. Högst är tillskottet från område 11 och 15 som domineras av åkermark (50 % respektive 26,9 %). För vissa områden saknas spridningskällor enligt modellen, däribland österut på Hunneberg (område 21–25).



Figur 8.1 Beräknade dygnsvärden av *E. coli* vid basscenarierna per delavrinningsområde inom modellområde Trollhättan. Stapelhöjden anger medelvärde och felstapeln maxvärde.

Halterna av *Cryptosporidium* från de olika områdena varierar avsevärt mellan de olika scenarierna (Figur 8.2) och är högst då hög gödslingsdos tillämpas (S0E). Lågst är halterna då enbart de humaninfektiosa formerna *C. parvum* och avloppsrelaterade *Cryptosporidium* tillförs under låga infektionsnivåer (S0B). Högst är halterna i detta scenario från område 15, där medel 0,36

och max 7,6 oocystor/100 ml motsvarar 36 respektive 760 oocystor/10 liter (Figur 8.2). Vid råvattenintaget (område 26) är medelhalterna av *C. parvum* jämförelsevis låga, max 0,06 oocystor/100 ml, alltså 6 oocystor/10 liter. Vid hög infektionsnivå är halterna i medeltal dock mellan 1 och 10 oocystor/100 ml. Maxhalterna vid råvattenintaget beräknas i scenario S0D till 32 och i scenario S0E till 313 oocystor/100 ml.

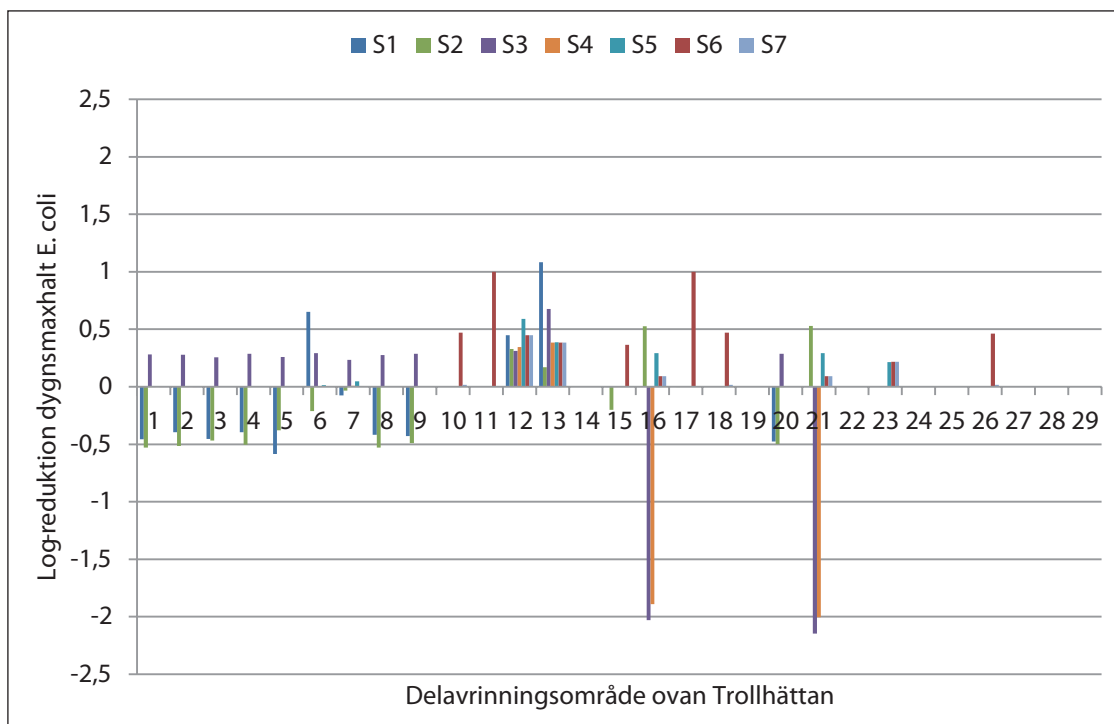


Figur 8.2 Beräknade dygnsvärden av *Cryptosporidium* vid basscenarierna per delavrinningsområde inom modellområde Trollhättan. Stapelhöjden anger medelvärde och felstapeln maxvärde.

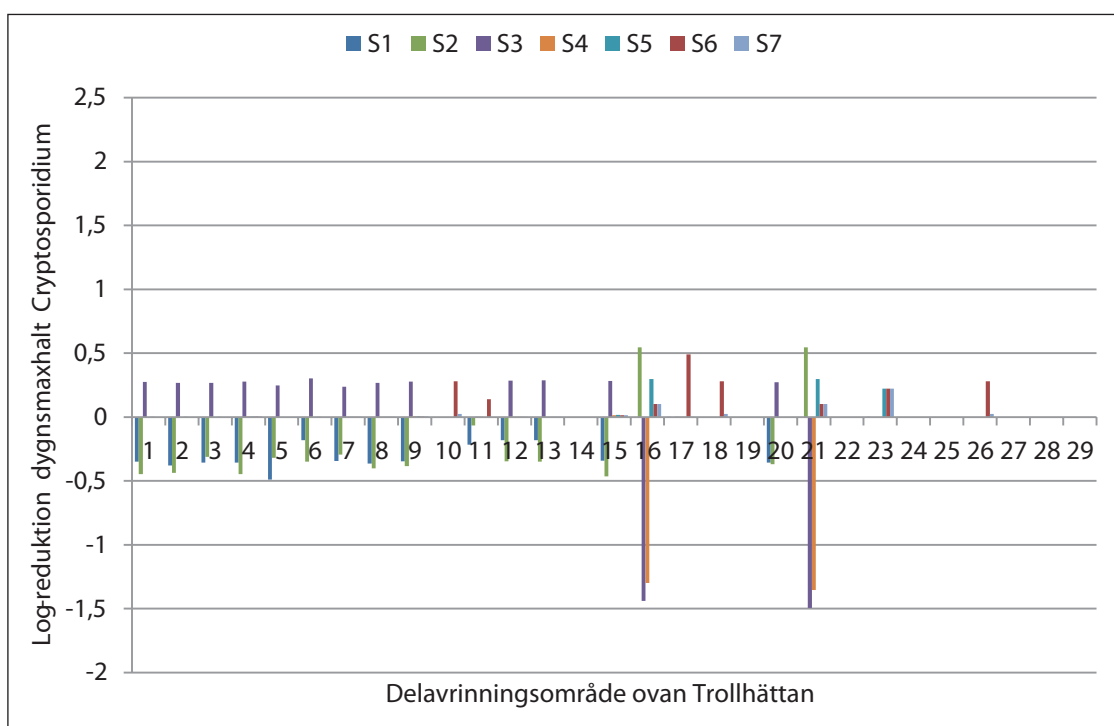
8.1.2 Åtgärdsscenarier

Effekten av de olika åtgärdsscenarierna S1–S6 relativt basscenariet S0D illustreras som log-reduktion av dygnsmaxhalt för *E. coli* i Figur 8.3 och för *Cryptosporidium* i Figur 8.4. De olika åtgärderna ger mycket olika effekt beroende på område. Sammantaget ger restriktioner för bräddavlopp (S6) bäst effekt avseende log-reduktion av *E. coli* och *Cryptosporidium*. Vid råvattenintaget (område 26) är detta den åtgärd som har effekt, även om restriktioner för avlopprensingsverk (S7), i detta fall ökad avskiljning på Holmängens reningsverk, ger en log-reduktion avseende främst medelhalter.

Andra åtgärder som har effekt är att fokusera gödslingen till antingen vår (S1) eller tidig höst (S2), men dessa områden ger en log-reduktion av maxhalterna enbart i vissa områden (13, 16 och 21). I flera andra områden ger dessa åtgärder en negativ log-reduktion, vilket innebär att halterna ökar genom att fokusera gödslingen till enbart vår eller tidig höst. Generellt åstadkommer de olika åtgärderna en större log-reduktion av dygnsmaxhalterna av *E. coli*, upp till omkring 1 log-enhet motsvarande 90 % reduktion, jämfört med *Cryptosporidium* där som högst 0,5 log-enhet kan uppnås genom motsvarande åtgärder.



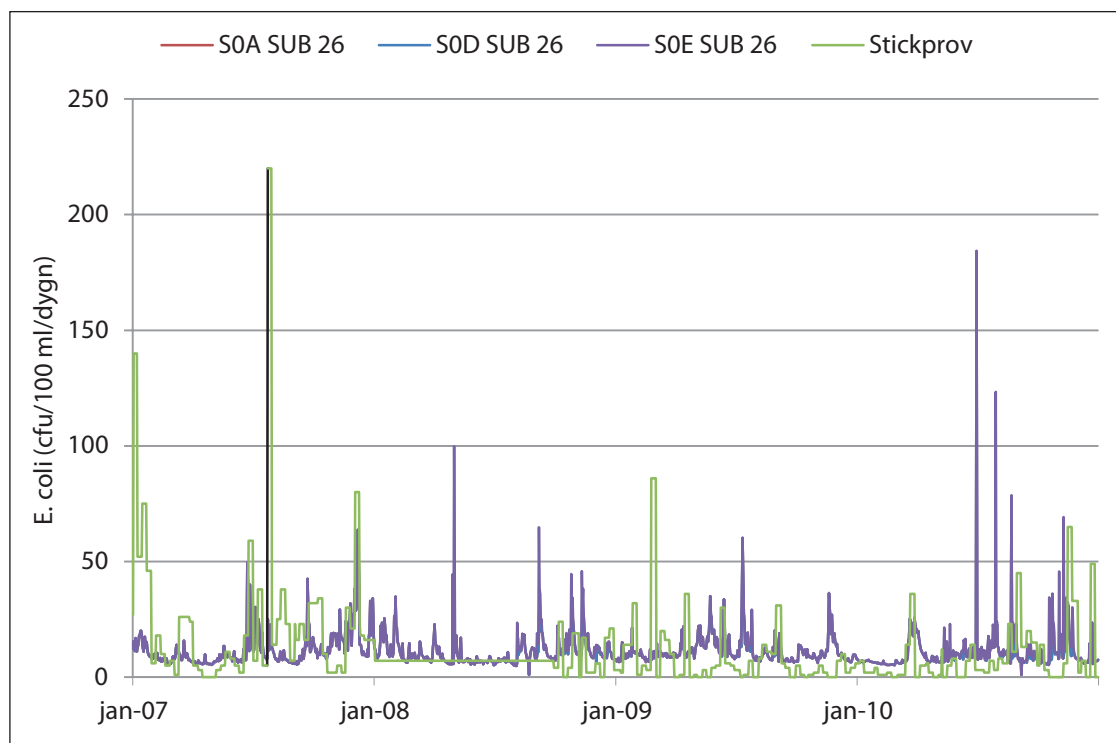
Figur 8.3 Reduktion av *E. coli* per delavrinningsområde vid åtgärdsscenarier inom modellområde Trollhättan.



Figur 8.4 Reduktion av *Cryptosporidium* per delavrinningsområde vid åtgärdsscenarier inom modellområde Trollhättan.

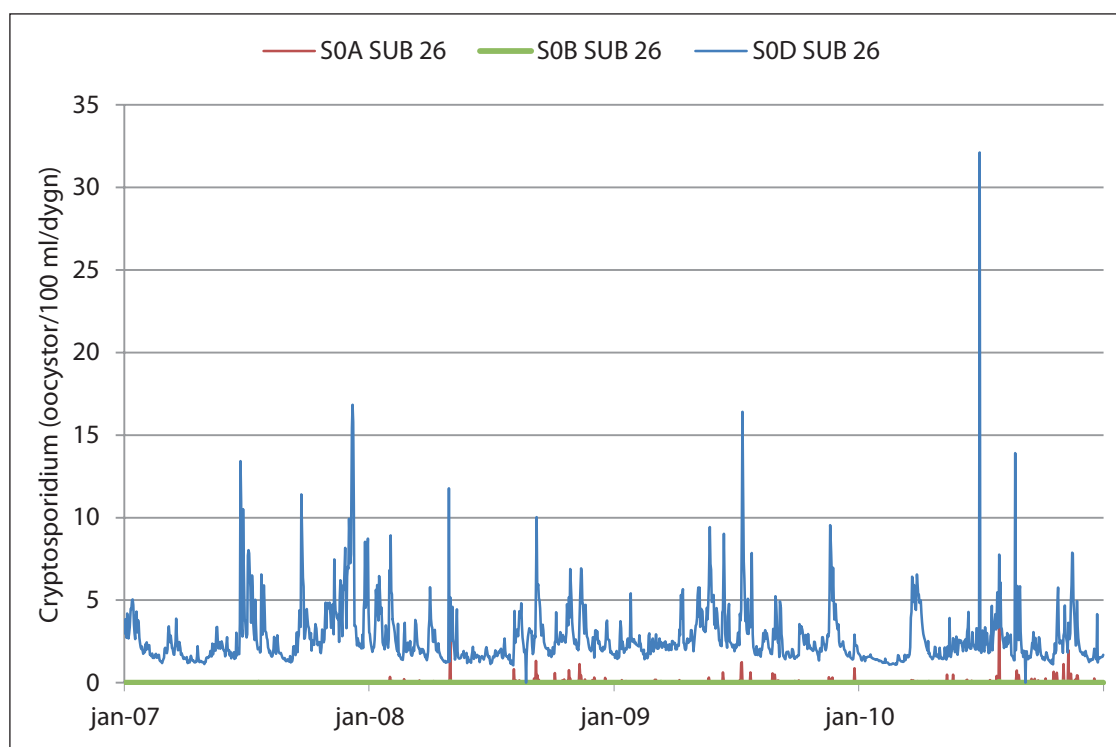
Halter av *E. coli* i Göta älv vid Överby vattenverk (område 26) enligt modellresultat illustreras i Figur 8.5 för basscenarierna (S0A, S0D och S0E) jämte halter i stickprov på råvattnet. Det finns en lucka i analysvar av stickprov från januari till september 2008. För övriga tiden kan konstateras att vissa

topphalter i modellen finns representerade i stickprovsresultaten, exempelvis i december 2007. Samtidigt finns det toppar i stickproven som inte går igen i modellen, där det tydligaste exemplet är i juli 2007, vilket tyder på att modellen inte representerar alla föroreningskällor. Modellen ger dock en tämligen god representation av basnivåerna och ger topphalter i samma storleksordning som modellen. Om man jämför scenario S0A, S0D och S0E är skillnaderna svåra att se i figuren; topphalten i juni 2010 finns med i båda fallen medan topphalten i juli 2010 enbart finns med i S0E. För detta modellområde ger alltså en större gödslingsdos (S0E) enbart marginella effekter avseende halt av *E. coli*.



Figur 8.5 Beräknad halt av *E. coli* i Göta älv vid Överby vattenverk för basscenerierna S0A, S0D och S0E i form av dygnsmedelvärde samt halter i stickprov under motsvarande period (fixerad från provtagningstillfället fram till nästföljande prov).

För *Cryptosporidium* togs inga stickprov under åren 2007–2010, och i den provtagning av 10-litersprov som genomfördes 2011–2012 var samtliga analysvar negativa (<1 oocystor/10 liter vilket motsvarar <0,01 oocystor/100 ml). Enligt modellresultaten var halten av *Cryptosporidium* som högst 5 oocystor/100 ml i S0A och mellan 0 och 10 oocystor/100 ml under större delen av perioden i scenario S0D (Figur 8.6). Halten under låga infektionsnivåer av humaninfektiösa *Cryptosporidium* (S0B) var som högst 0,06/100 ml (6 oocystor/10 liter). Topphalterna uppstod vid enstaka tillfällen, troligen till följd av bräddningar vid hög infektionsnivå (S0D). För scenario S0E (ej illustrerat) var halterna i medeltal 5 och som högst drygt 300 oocystor/100 ml.



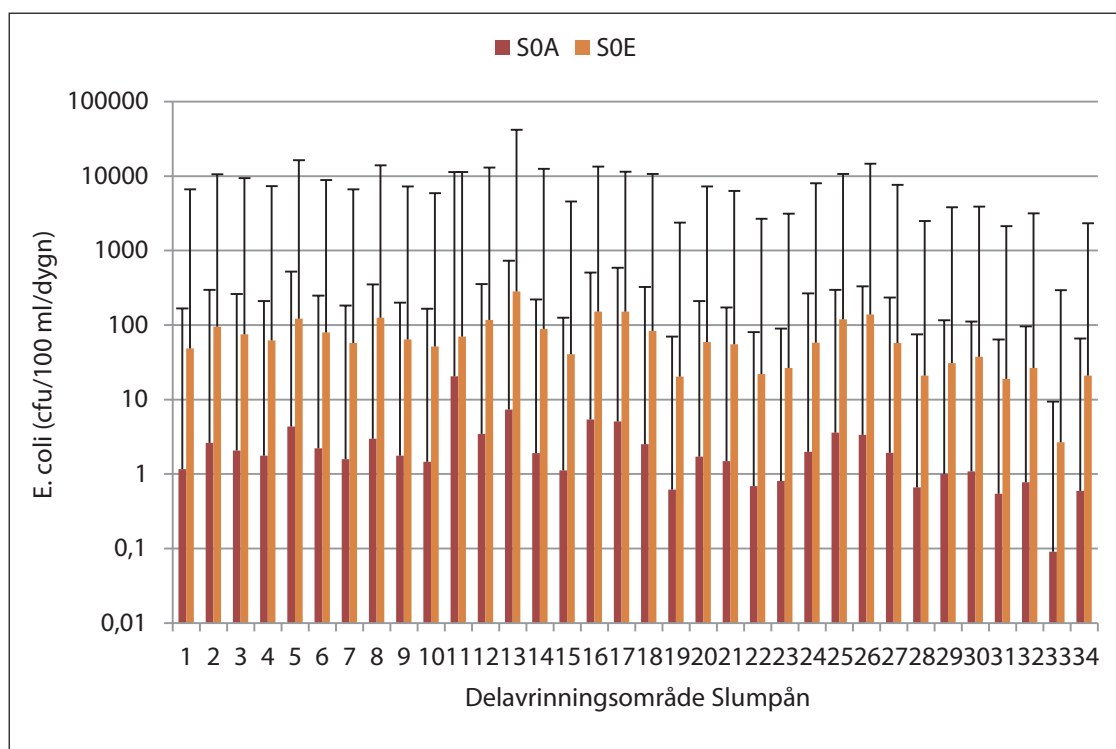
Figur 8.6 Beräknad halt av *Cryptosporidium* i Göta älv vid Överby vattenverk under åren 2008–2009 för basscenerierna S0A, S0B och S0D i form av dygnsmedelvärde.

8.2 Modellområde Slumpån

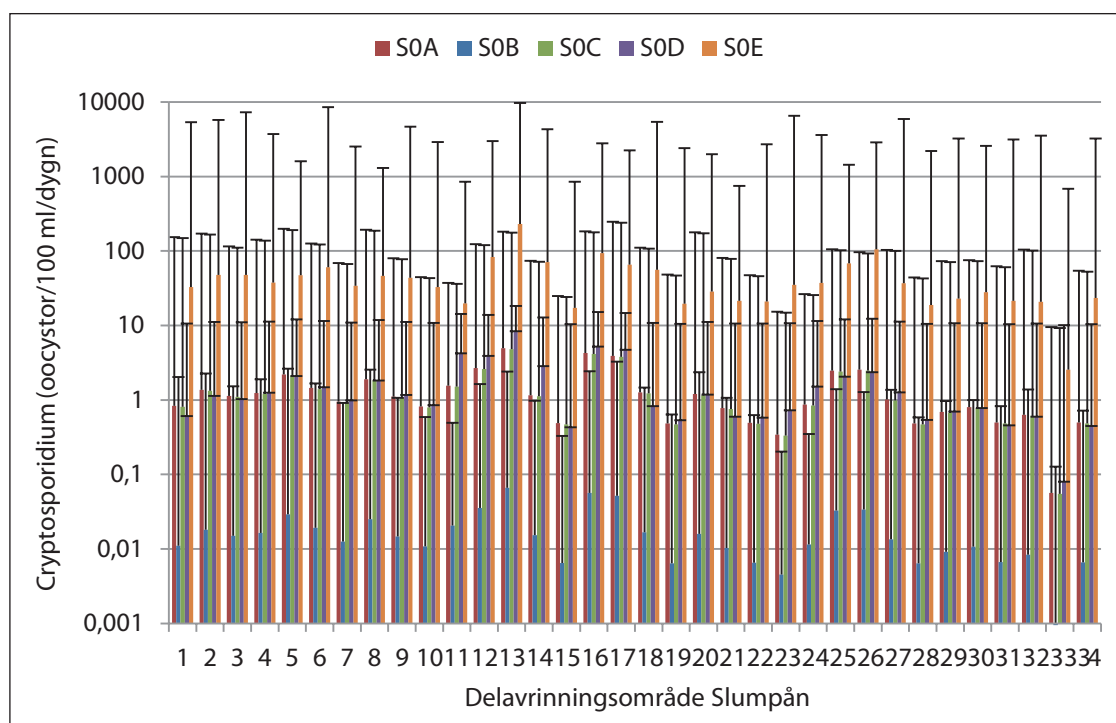
8.2.1 Bascenarier

Dygnshalter av *E. coli* vid utloppet av de olika delavrinningsområdena i Slumpån varierade enligt modellen i medeltal mellan 1 och 20 med dygnsmaxhalter över 10 000 cfu/100 ml (Figur 8.7). Enligt bassceneriot S0A är halterna högst för område 11 och lägst för område 33. I område 11 ligger flera bräddpunkter, och markanvändningen i övrigt karakteriseras av enskilda avlopp (2,7%) och åkermark (5,1 %). Även från område 16 och 17 ges ett högt tillskott av *E. coli*. Båda dessa områden har omfattande åkermark (53,3% respektive 45,5 %). Dessa källor påverkar i hög grad de halter som går ut från Slumpån till Göta älv (område 13). Lägst halter av *E. coli* sprids ifrån område 33 där det i modellen inte finns några enskilda avlopp och enbart några procent av markarealen utgörs av betesmark och åkermark.

För *Cryptosporidium* uppvisar de olika basscenerierna stora skillnader vad gäller dygnshalter, till följd av den varierande prevalensen (Figur 8.8). I scenario S0B med enbart de humaninfektiösa *C. parvum* från djur och avloppsrelaterade *Cryptosporidium* från människor är halterna generellt låga, som högst i utloppet till Göta älv (område 13) med i medeltal 0,06 oocystor/100 ml (max 5/100 ml). Även om bräddningar ger ett tillskott av dessa typer (område 11) genereras högre halter från områden som karakteriseras av åkermark (12, 16, 17). Scenariot med hög infektionsnivå hos djur (S0C) ger drastiskt förhöjda halter, omkring 2 tiopotenser, och scenariot med hög infektionsnivå både hos djur och hos människor (S0D) ger en marginell



Figur 8.7 Beräknade dygnsvärden av *E. coli* vid basscenarierna per delavrinningsområde inom modellområde Slumpån. Stapelhöjden anger medelvärde och felstapeln maxvärde.



Figur 8.8 Beräknade dygnsvärden av *Cryptosporidium* vid basscenarierna per delavrinningsområde inom modellområde Slumpån. Stapelhöjden anger medelvärde och felstapeln maxvärde.

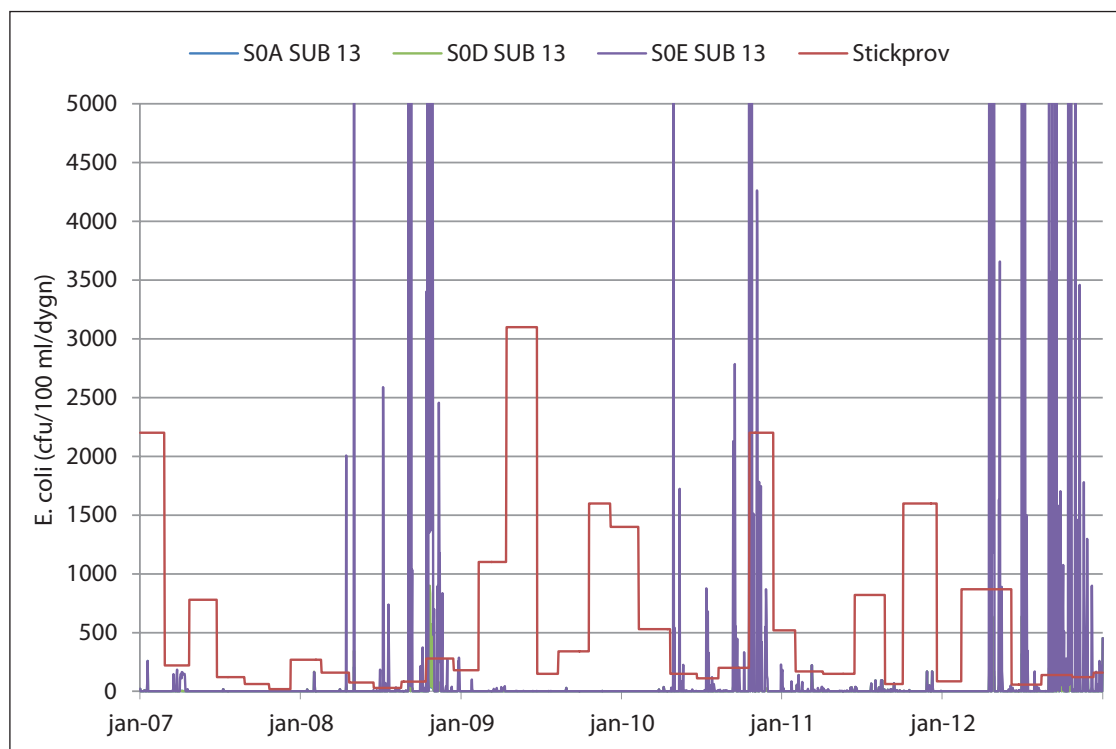
ytterligare ökning. Högst blir halterna vid hög gödslingsdos alla fyra gödslingstillfällen under året (S0E).

Vid Slumpåns mynning till Göta älv (område 13) ger modellen halter av *E. coli* enligt Figur 8.9 och av *Cryptosporidium* enligt Figur 8.10. Tillämpas

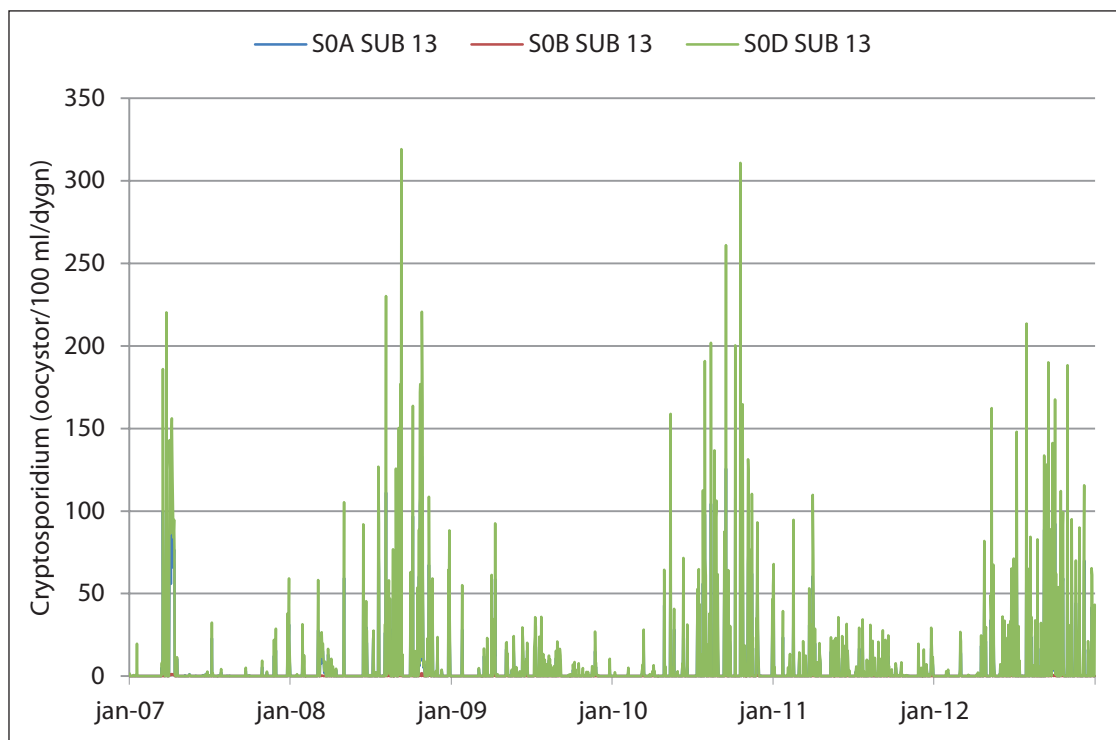
en låg gödslingsdos (S0A och S0D) varierar halterna av *E. coli* i intervallet upp till 700 cfu/100 ml, och är generellt högst på hösten. En hög gödslingsdos (S0E) ger ökade topphalter, som högst i oktober 2010 med maxhalter omkring 42 000 cfu/100 ml. Topparna till följd av bräddning ger i båda dessa scenarier halter av *E. coli* under 400 cfu/100 ml.

Vid jämförelse med stickprovsresultat för *E. coli* vid mynningen till Göta älv (Figur 8.9) framgår att modellen inte återger alla topparna och en dålig passning ges till de höga halterna som observerades första halvåret 2009. Här bör dock noteras att stickprov enbart tagits en gång varannan månad vilket försvårar en direkt jämförelse. Scenario S0D ger en bättre representation av storleken på de uppmätta halterna av *E. coli* än scenario S0E som ger orimligt höga halter av *E. coli*. Detta tyder på att scenario S0E är tämligen orealistiskt.

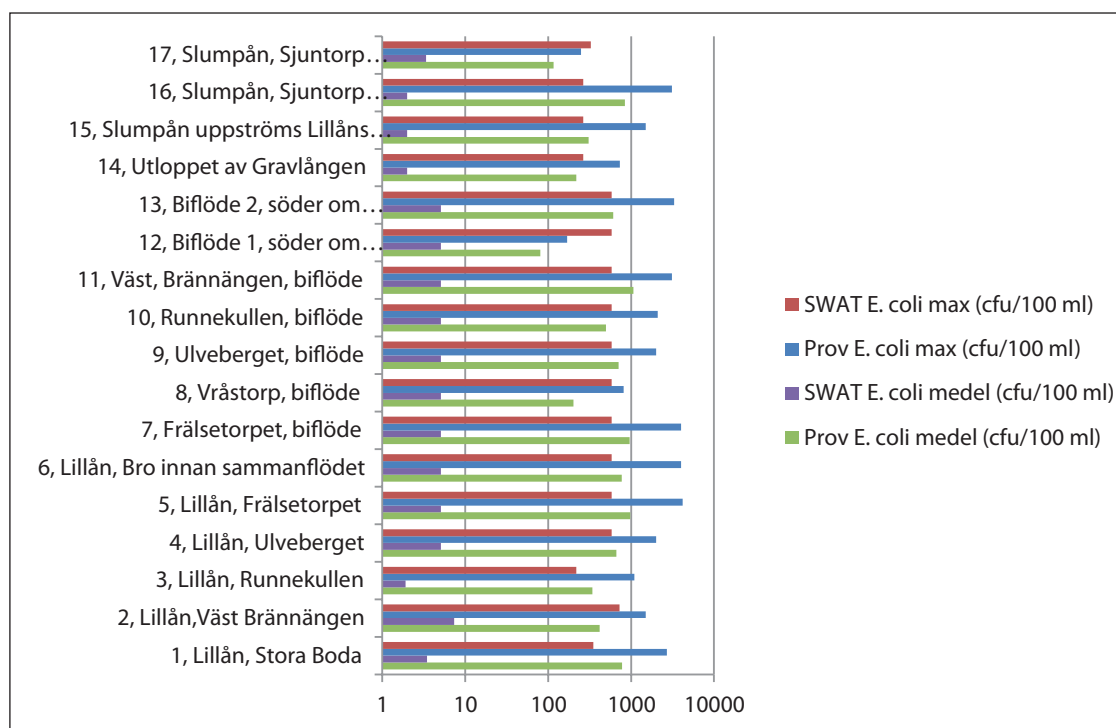
Stickprovsresultat för *E. coli* jämförs i Figur 8.11 med den halt i närmast utgående nod som ges av modellen. Observera att det för några delavrinningsområden finns flera provpunkter, i vissa fall på ganska långt avstånd från utgående nod och ibland även i biflöden som inte finns representerade i modellen. Det finns en bättre samstämmighet mellan maxhalter från modellen och maxhalter från stickprovtagningarna, jämfört med mellan medelhalter från modellen och medelhalter från stickprovtagningarna. I det förra fallet finns en differens upp till 1 tiopotens, medan det i det senare fallet i vissa fall är en differens på 2 tiopotenser.



Figur 8.9 Beräknad halt av *E. coli* vid Slumpåns mynning 2007-2012 för basscenarierna S0A och S0D i form av dygnsmedelvärde samt halter i stickprov under motsvarande period (fixerad från provtagningsstillfället fram till nästföljande prov).



Figur 8.10 Beräknad halt av *Cryptosporidium* vid Slumpåns mynning under åren 2007–2012 för basscenarierna S0A, S0B och S0D i form av dygnsmedelvärde.



Figur 8.11 Beräknad halt (period 2007–2012) och stickprovshalt (period 2011–2012) av *E. coli* inom Slumpåns delavrinningsområden (provpunkt 12 (1), 13 (2), 14 (3), 17 (4–13), 24 (14–16) samt 26 (17)).

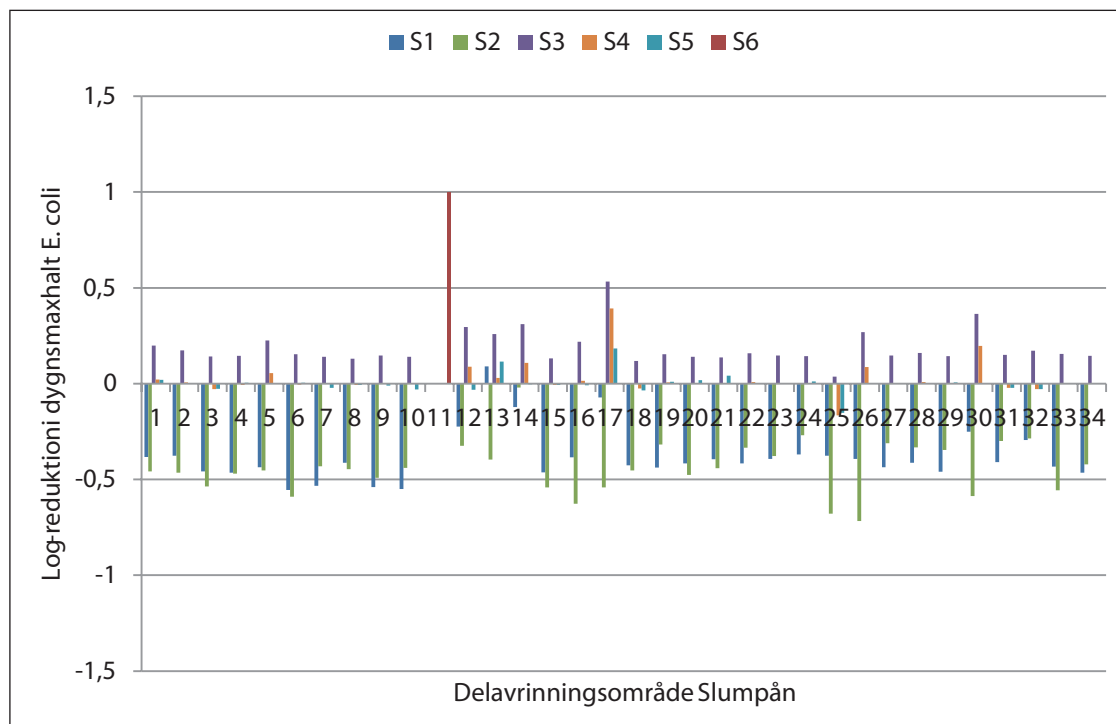
För *Cryptosporidium* uppstår till skillnad från *E. coli* de högsta halterna under perioden tidig höst och framåt, som högst vid hög infektionsnivå och hög gödslingsdos (S0E). Halterna av humaninfektösa *Cryptosporidium* är i

basscenariot S0B generellt låga, som högst 2,3 oocystor/100 ml och dygn, och uppträder i anslutning till gödslingstillfällena (Figur 8.10).

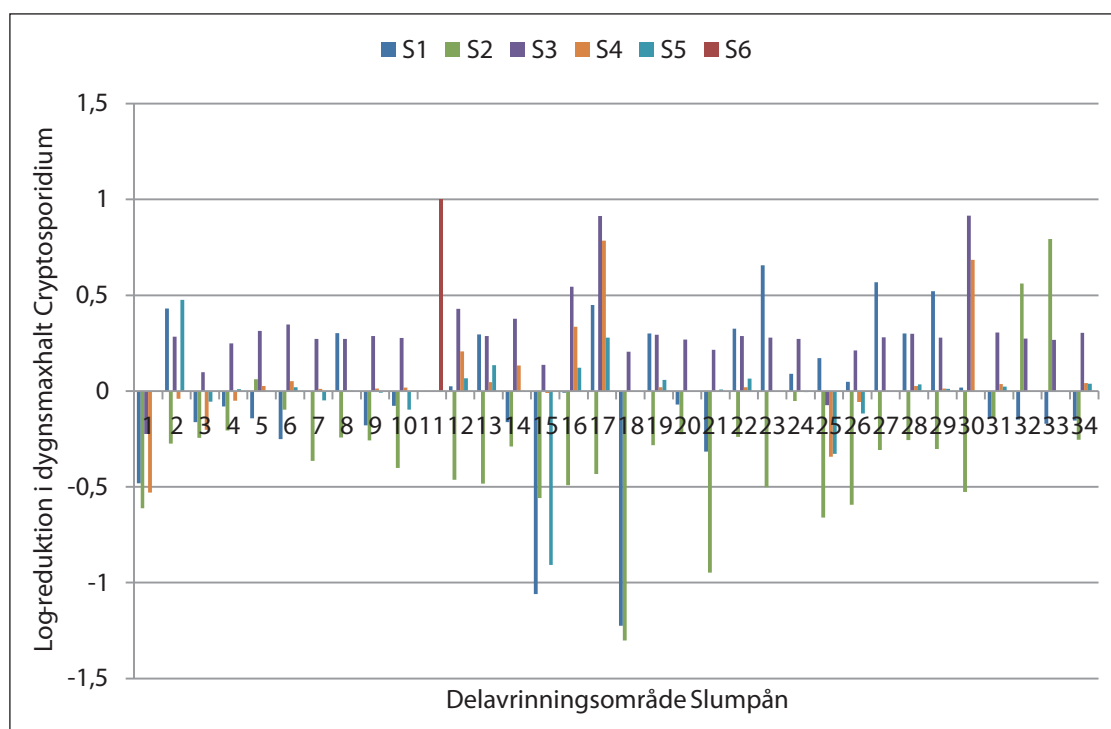
8.2.2 Åtgärdsscenarier

Effekten av de olika åtgärdsscenarierna S1–S6 relativt basscenariet S0D illustreras som log-reduktion av dygnsmaxhalt för *E. coli* i Figur 8.12 och för *Cryptosporidium* i Figur 8.13. Om samtliga områden betraktas så ger åtgärder för bräddavlopp (S6) den största effekten avseende log-reduktion av *E. coli* och *Cryptosporidium*. Åtgärden har effekt i utgående nod från område 11, däremot minskar inte dygnsmaxhalterna i utloppet till Göta älv (område 13) även om åtgärden ger en reduktion av medeldygnshalterna i detta område (ej illustrerat). Åtgärden att styra all gödsling till vårgivan (S1) eller till tidig höst (S2) har för de flesta områden en negativ inverkan avseende log-reduktion. Vid utloppet till Göta älv däremot är S1 den åtgärd som bäst reducerar maxhalterna av *Cryptosporidium*.

En vegetationsremsa vid gödslingsytorna (S3) skulle för *E. coli* ge en log-reduktion av mellan 0,1 och 0,3 och för *Cryptosporidium* mellan 0,25 och 0,90. Högst skulle effekten bli i område 30 (0,36 för *E. coli* och 0,92 för *Cryptosporidium*) där andelen åkermark är 7,9 % av markanvändningen. En vegetationsremsa vid betesmarkerna (S4) skulle generellt ge något mindre effekt, om än inte försumbar. Åtgärdande av de enskilda avloppen (S5) skulle för vissa områden kunna ge en effekt, som högst omkring 0,5 log-enheter (område 2), och även en märkbar effekt på maxhalterna i utloppet till Göta älv (område 13).



Figur 8.12 Reduktion av *E. coli* per delavrinningsområde vid åtgärdsscenarier inom modellområde Slumpån.



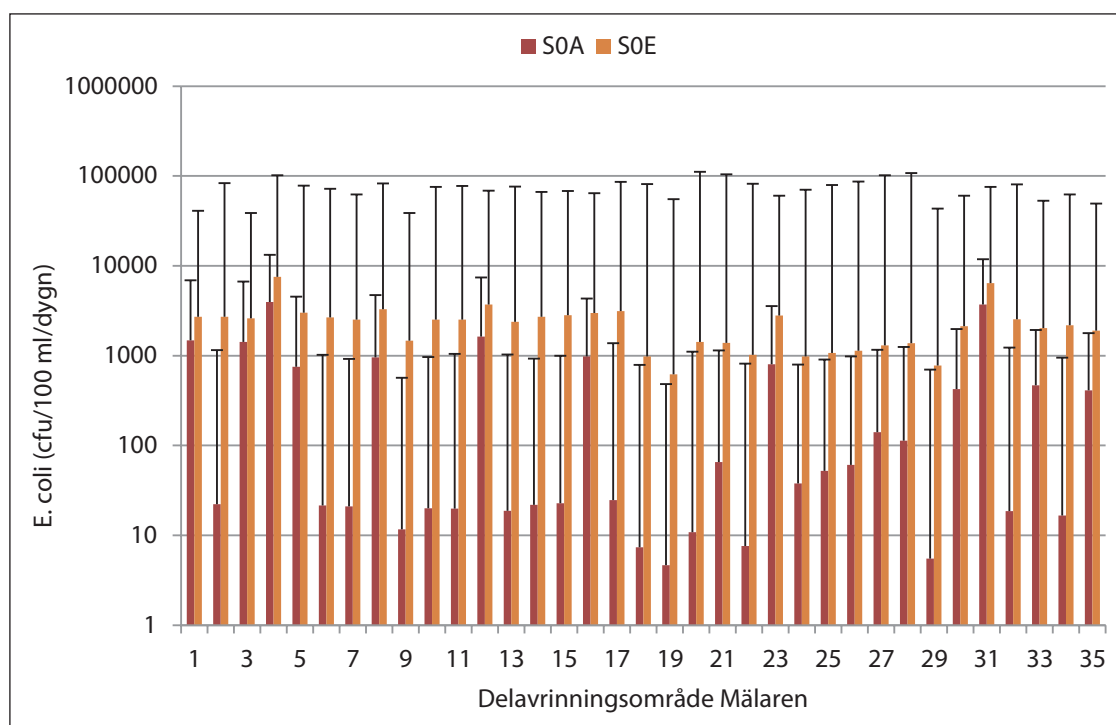
Figur 8.13 Reduktion av *Cryptosporidium* per delavrinningsområde vid åtgärdsscenarier inom modellområde Slumpån.

8.3 Mälarområdet

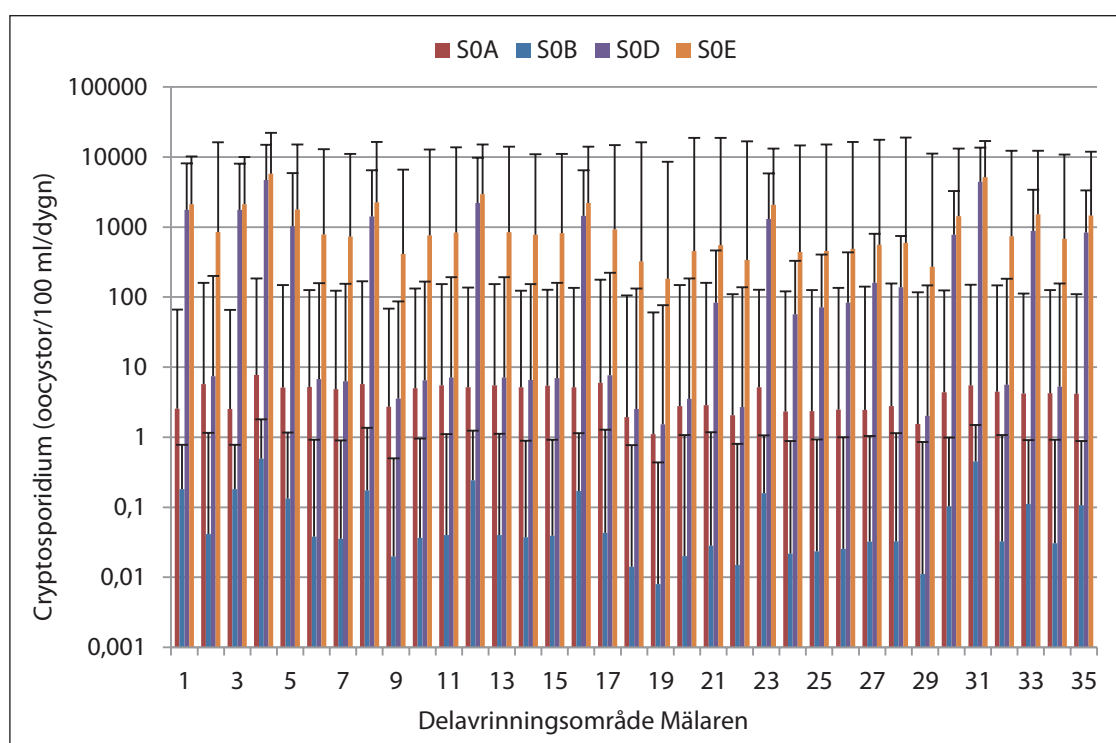
8.3.1 Bascenarier

Dygnsmedelhalterna av *E. coli* i modellområde Mälaren (se Figur 8.14) varierar enligt modellen från ca 5 till ca 5 000 cfu/100 ml i de olika delavrinningsområdena i scenario S0A. Dygnsmaxhalten ligger strax under 10 000 cfu/100 ml. För S0A finns de högsta dygnsmedel- och dygnsmaxhalterna i områden som är direkt eller indirekt påverkade av punktkällor (områden 1, 3, 4, 5, 8, 12, 16, 21, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 30, 31, 33, 35). Vid hög gödslingsdos (S0E) ökar halterna upp till två tiopotenser för vissa områden, exempelvis 19 och 29, medan andra områden påverkas i mindre grad, exempelvis 4 och 31 (Figur 8.14). Störst är ökningen i områden som saknar påverkan från punktkällor.

Dygnsmedelhalter och dygnsmaxhalter av *Cryptosporidium* (Figur 8.15) varierar avsevärt mellan de olika basscenarierna. För S0A ligger dygnsmedelhalterna mellan 1,1 och 5,9 oocystor/100 ml med högsta dygnsmaxhalt på 178 oocystor/100 ml. För scenariot med enbart humaninfektösa *Cryptosporidium* (S0B) är dygnsmedelhalterna ca 1–2 tiopotenser lägre än S0A och ligger på mellan 0,01 och 0,5 oocystor/100 ml. Högsta dygnsmaxhalt ligger på 1,3 oocystor/100 ml. Skillnaden mellan S0A och scenariot med hög infektionsnivå hos djur (S0C, ej illustrerat) är relativt sett liten, med en något högre dygnsmedelhalt för S0C. Scenariot med hög infektionsnivå även hos människor (S0D) ger en något högre dygnsmedelhalt jämfört med S0C i de områden som ej påverkas av punktkällor, medan områdena med påverkan av punktkällor får tydligt förhöjda dygnsmedelhalter. S0E är det scenario som visar på de högsta dygnsmedelhalterna samt de högsta dygnsmaxhalterna.

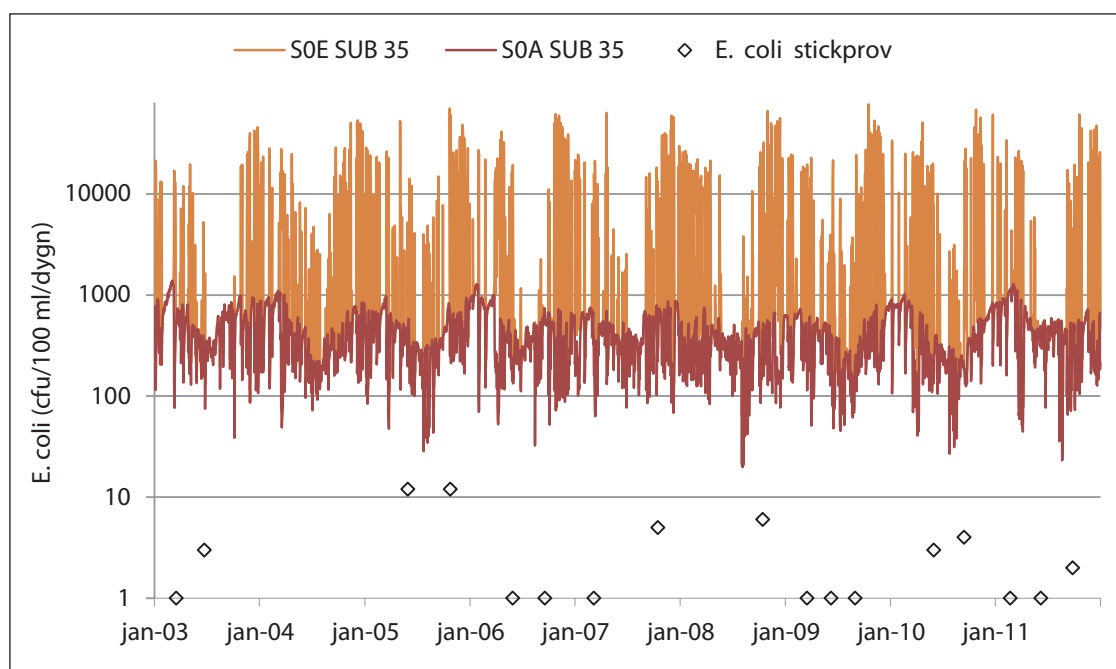


Figur 8.14 Beräknade dygnsvärden av *E. coli* vid basscenarierna per delavrinningsområde inom modellområde Mälaren. Stapelhöjden anger medelvärde och felstapeln maxvärde.

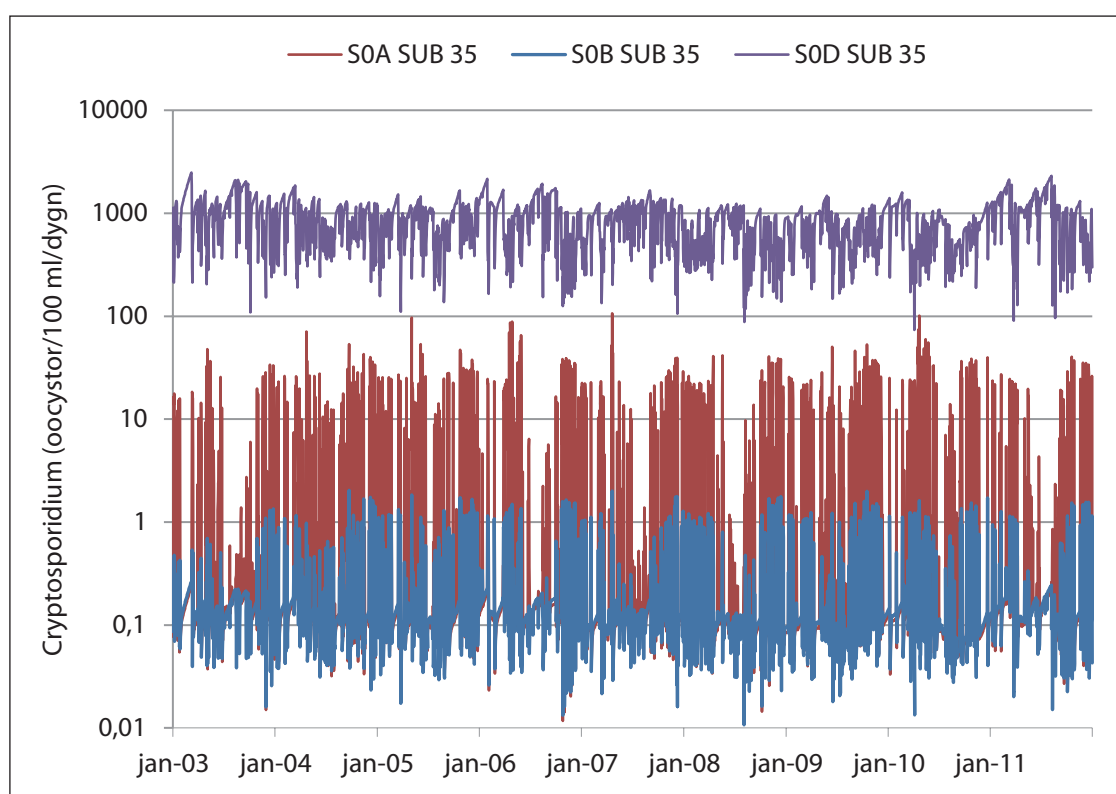


Figur 8.15 Beräknade dygnsvärden av *Cryptosporidium* vid basscenarierna per delavrinningsområde inom modellområde Mälaren. Stapelhöjden anger medelvärde och felstapeln maxvärde.

I Figur 8.16 redovisas halter av *E. coli* i avrinningsområdets utlopp till Mälaren (område 35) för basscenario S0A och för scenariot med applicering av en hög dos gödsel (S0E). I figuren finns markeringar för 17 stickprov tagna vid områdets utlopp till Mälaren. Dessa halter varierade mellan 1 och 12



Figur 8.16 Beräknad halt av *E. coli* i modellområde Mälarens utlopp för basscenarierna S0A och S0E i form av dygnsmedelvärde samt halter i stickprov under motsvarande period.



Figur 8.17 Beräknad halt av *Cryptosporidium* i modellområde Mälarens utlopp för basscenarierna S0A, S0B och S0D i form av dygnsmedelvärde.

cfu/100 ml.⁷ Analyser av badvattenkvalitet vid badplatsen Bonäsbadet (ca 250 m sydöst om utloppet) varierar för simuleringsperioden mellan 0 och

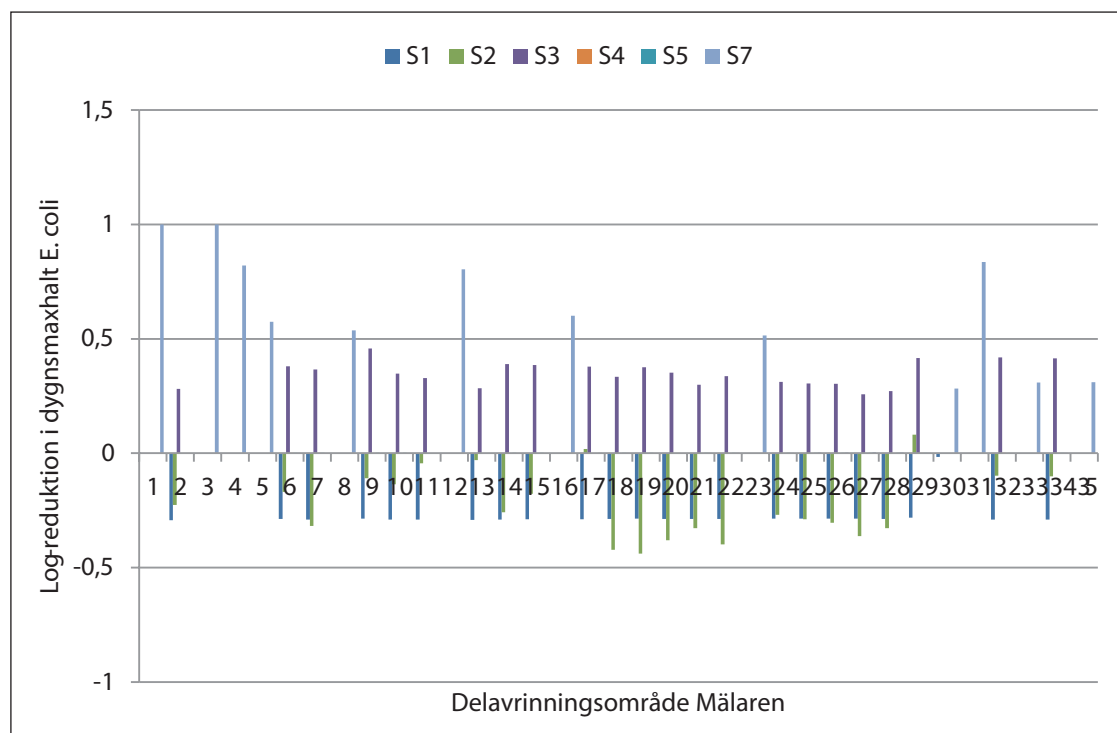
⁷ Provtagning skedde på en halv meters djup.

90 cfu/100 ml (ej illustrerat). Simulerade halter var avsevärt högre; mellan 20 och 1 378 cfu/100 ml för S0A och mellan 64 och 77 000 cfu/100 ml för S0E.

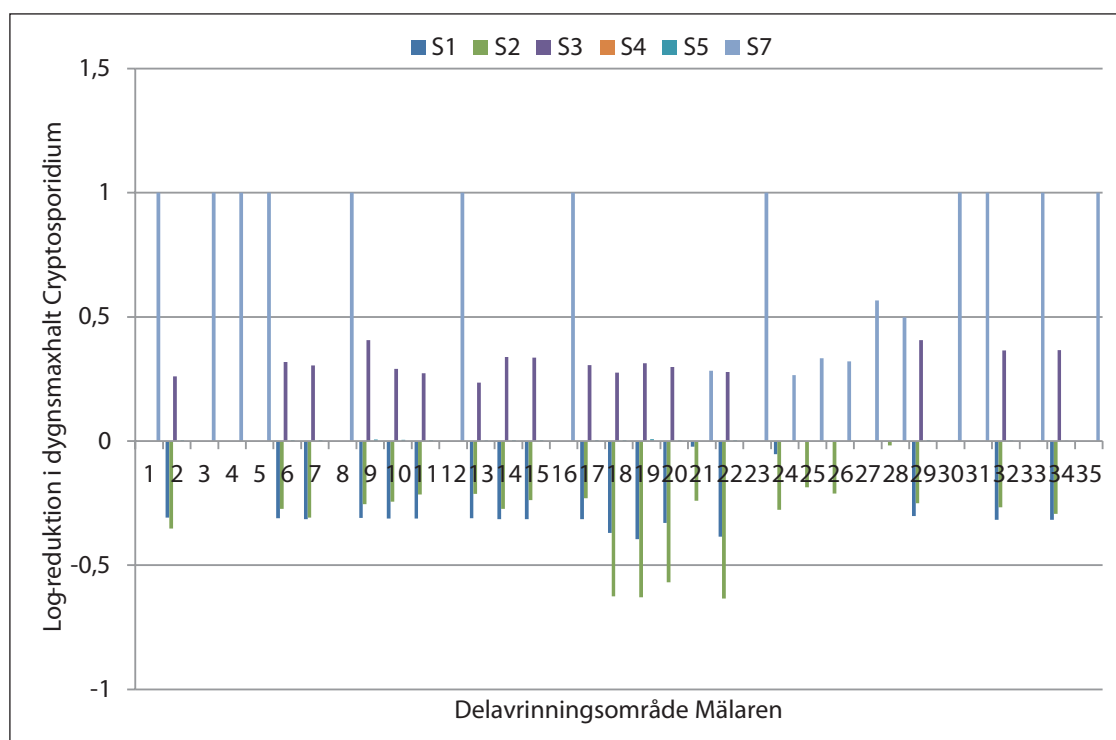
Beräknade halter av *Cryptosporidium* vid avrinningsområdets utlopp till Mälaren redovisas i Figur 8.17 som jämförelse mellan scenariot för låga infektionsnivåer för *Cryptosporidium* spp. (S0A), scenariot för låga infektionsnivåer för humaninfektiosa *C. parvum* och avloppsrelaterade *Cryptosporidium* (S0B) samt scenariot där hälften av alla djur och människor antas utsöndra *Cryptosporidium* oocystor (S0D). S0A redovisar halter mellan 0,012 och 106,5 oocystor/100 ml. För S0B varierar halterna mellan 0,011 och 2,0 oocystor/100 ml. S0D varierar mellan 74 och 2 494 oocystor/100 ml.

8.3.2 Åtgärdsscenarier

Åtgärdsscenarierna S1-S5 samt S7 har jämförts med basscenariet S0D och redovisas som log-reduktion av dygnsmaxhalt för *E. coli* (Figur 8.18) och för *Cryptosporidium* (Figur 8.19). Eftersom inga bräddpunkter lagts in i modellen har scenario S6 inte simulerats i Mälalområdet. S7 är det åtgärds-scenario som ger störst reduktion för både *E. coli* och *Cryptosporidium*, med åtgärder för avloppsreningsverk. Effekten ses dock endast i delavrinnings-områden påverkade av punktutsläpp. Åtgärden att styra all gödsling till våren (S1) eller hösten (S2) ger ökade dygnsmaxhalter av *E. coli*. Undanta-get är delavrinningsområde 29 där gödsling enbart på hösten (S2) ger lägre dygnsmaxhalter. För *Cryptosporidium* sker en ökning av dygnsmaxhalter för både vår (S1) och höstgödsling (S2) i de områden som inte är påverkade av punktkällor.



Figur 8.18 Reduktion av *E. coli* per delavrinningsområde vid åtgärdsscenarier inom modellområde Mälaren.



Figur 8.19 Reduktion av *Cryptosporidium* per delavrinningsområde vid åtgärdsscenarier inom modellområde Mälaren.

Scenariot med vegetationsremsor i gödslingsområden (S3) visar också på en tydlig reduktion av både *E. coli* och *Cryptosporidium* i de områden som inte påverkas av punktkällor. Scenariot skulle för *E. coli* ge en log-reduktion mellan 0 och 0,46 och för *Cryptosporidium* mellan 0 och 0,41. Högst skulle effekten bli i område 10 (0,46 för *E. coli* och 0,41 för *Cryptosporidium*). En vegetationsremsa vid betesmarkerna (S4) skulle i stort sett inte ge någon effekt vare sig på medel- eller maxvärden. Åtgärdande av enskilda avlopp (S5) skulle ge en marginell minskning med högsta log-reduktion; för *E. coli* ca 0,001 respektive för *Cryptosporidium* 0,008 log-enheter.

8.4 Exempel på infektionsrisker

Eftersom modellområde Trollhättan gav bäst samstämmighet vid en jämförelse mellan beräknad och uppmätt halt av *E. coli* begränsades infektionsriskanalysen till detta område. Gamma-fördelningar definierade utifrån dygnsvärden för simuleringsperioden 2007–2010 gav en god representation av väntevärde och varians, medan min- och maxhalterna underskattades något (Tabell 8.1). En MRA genomfördes med dessa Gamma-fördelningar för att bestämma den årliga infektionsrisken vid hypotetiska avskiljningsgrader i intervallet 0 till 10 logs reduktion: från lägstanivån där ingen avskiljning sker (eller vattenintag sker via bad i älven) till över högsta möjliga avskiljning vid vattenverken längs Göta älv.

Den årliga infektionsrisken utifrån dos-respons samband för *Cryptosporidium* vid Trollhättans vattenverk, beroende på log-reduktion och de olika basscenarierna redovisas i Tabell 8.1. Resultat anges i tabellen dels utgå-

ende från modell för höginfektösa *Cryptosporidium* (HI), dels från modell för låginfektösa *Cryptosporidium* (LI). Infektionsrisken som här anges som 95-percentilsvärdet ökar med ökande halter av *Cryptosporidium* i vattnet, och är därmed lägst för scenario S0B och ökar succesivt i scenarierna S0C, S0A, S0D till S0E. För att med 95 % säkerhet underskrida risken att 1 invånare/10 000 invånare och år infekteras, behövs enligt modellen för låg infektivitet minst 3 logs reduktion (S0B) upp till 7 logs reduktion (S0E). Enligt modellen för hög infektivitet behövs för motsvarande risknivå mellan ca 4 logs (S0B) och 8 logs reduktion (S0E).

Tabell 8.1 Årlig infektionsrisk (95-percentil) med *Cryptosporidium* vid Trollhättans vattenverk beroende på log-reduktion redovisat för bas-scenarierna från SWAT-modellen, tidsperioden 2007-2012. Resultat redovisas utifrån modell för hög infektivitet (HI) och låg infektivitet (LI).

	S0A	S0B	S0C	S0D	S0E					
Dygnsvärden (oocystor/100 ml)										
Varians	0,033	0,000	0,001	3,517	153,5					
Provmedelvärde	0,030	0,001	0,006	2,729	4,686					
Provpunkter	1 461	1 461	1 461	1 461	1 461					
Min	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001					
Max	4,597	0,062	0,906	32,11	313,5					
Gamma-fördelning										
Alfa (α)	0,029	0,355	0,036	2,119	0,143					
Beta (β)	1,067	0,004	0,177	1,288	32,74					
Väntevärde (αβ)	0,030	0,001	0,006	2,729	4,686					
Varians (αβ²)	0,032	0,000	0,001	3,515	153,4					
Min	0,000	0,000	0,000	0,161	0,000					
Max	1,234	0,014	0,231	9,865	79,186					
Reduktion (Log)	HI	LI	HI	LI	HI	LI	HI	LI	HI	LI
0	1,0E+00	7,0E-01	8,2E-01	7,9E-02	9,9E-01	2,9E-01	1,0E+00	1,0E+00	1,0E+00	1,0E+00
1	9,9E-01	1,1E-01	1,6E-01	8,2E-03	3,9E-01	3,3E-02	1,0E+00	1,0E+00	1,0E+00	1,0E+00
2	4,6E-01	1,2E-02	1,7E-02	8,2E-04	5,0E-02	3,4E-03	1,0E+00	7,0E-01	1,0E+00	9,1E-01
3	6,3E-02	1,2E-03	1,7E-03	8,2E-05	5,1E-03	3,4E-04	9,8E-01	1,1E-01	1,0E+00	2,1E-01
4	6,5E-03	1,2E-04	1,7E-04	8,2E-06	5,1E-04	3,4E-05	3,3E-01	1,2E-02	5,0E-01	2,4E-02
5	6,5E-04	1,2E-05	1,7E-05	8,2E-07	5,1E-05	3,4E-06	3,9E-02	1,2E-03	6,8E-02	2,4E-03
6	6,5E-05	1,2E-06	1,7E-06	8,2E-08	5,1E-06	3,4E-07	4,0E-03	1,2E-04	7,0E-03	2,4E-04
7	6,5E-06	1,2E-07	1,7E-07	8,2E-09	5,1E-07	3,4E-08	4,0E-04	1,2E-05	7,1E-04	2,4E-05
8	6,5E-07	1,2E-08	1,7E-08	8,2E-10	5,1E-08	3,4E-09	4,0E-05	1,2E-06	7,1E-05	2,4E-06
9	6,5E-08	1,2E-09	1,7E-09	8,2E-11	5,1E-09	3,4E-10	4,0E-06	1,2E-07	7,1E-06	2,4E-07
10	6,5E-09	1,2E-10	1,7E-10	8,2E-12	5,1E-10	3,4E-11	4,0E-07	1,2E-08	7,1E-07	2,4E-08

9 Diskussion

I detta projekt har GIS-modellen SWAT använts för att analysera spridningen av *E. coli* och den vattenburna parasiten *Cryptosporidium* i tre modellområden, valda inom avrinningsområden som alla utgör viktiga råvattentäkter för stora kommunala dricksvattenverk. Detta är vad vi känner till första gången som SWAT använts för modellering av *Cryptosporidium* i Sverige, även om sådan tillämpning har vetenskapligt rapporterats från andra områden såsom på Irland. Syftet med projektet var därför att utvärdera användbarheten av denna hydrologiska spridningsmodell för ytvattentäkter under svenska förhållanden. Denna utvärdering omfattar både att belysa behovet av indata och antaganden och att dra erfarenheter av det praktiska arbetet med att sätta upp modellen, vidare att diskutera modellresultatens tillförlitlighet och användbarhet.

Ett omfattande dataunderlag har under projektets gång inhämtats gällande föroreningskällor inom respektive modellområde. En hel del av de behövliga kartsiktorna har funnits nationellt tillgängligt och fritt nerladdningsbart eller varit tillgängligt för kommunen via Geodatasamverkan. För punktkällorna avloppsreningsverk och bräddpunkter har kartsikt såväl som tidsserier begärts ut av deltagande kommuner. Databearbetning har dock krävts, dels för att sammanställa tidsserier av data för den aktuella modellperioden och dels för att formatera dessa till ett i SWAT körbart filformat. Även när det gäller antaganden har projektet krävt en sammanställning från olika informationskällor. Den tvärvetenskapliga sammansättningen av projektgruppen såväl som referensgruppen har underlättat inhämtandet av rimliga antaganden inom ämnesområdena mikrobiologi, veterinärmedicin och humanmedicin. Förvånansvärt detaljerad statistik om gödselspridning och djurhållning har på detta sätt kunnat utnyttjas inom projektet.

Även om SWAT är fritt nerladdningsbart och kan användas i ArcMap som är en välkänd och ofta använd GIS-plattform inom samhällsbyggnadsområdet i dag, har uppsättningen av SWAT-modellerna varit ett omfattande arbete. Verket är utvecklat för amerikanska förhållanden vilket försvårar inläggningen av olika kartsikt i modellen, inte minst markanvändnings- och jordartskartan. Att påbörja en modelluppbyggnad från grunden utan tidigare erfarenheter av SWAT innebär många utmaningar, och när modellkörningar misslyckas är vägledningen om vari felet består obefintlig. En förutsättning att gripa sig an saken är god kunskap i GIS-miljö och kring databashantering i Microsoft Access-miljö. Upprepade kontakter har under projektiden tagits med den amerikanska supporten, vilket gjort det möjligt att komma vidare och få vägledning kring felmeddelanden. Även från den Google-baserade användargruppen för SWAT har goda råd och tips kunnat hämtas.

Att beskriva påverkan genom stallgödselspridning är en utmaning som diskuterats inom projektgruppen. Uppgifter om exakt vilka åkermarker som gödslas, vilka dagar under modellperioden och i vilken dos går inte att få tag på för en modell som omspannar ett modellområde av de storlekar som

analyserats i detta projekt. Här skulle lantbrukare inom ett mindre avrinningsområde med ett fåtal lantbruk kunna tillfrågas och en SWAT-modell sättas upp baserad på sådan lokal information som inte registerförs. Genom lokalt samarbete skulle man kunna förbättra antaganden om gödsling och djurhållning samtidigt som tätare prover för mikrobiologiska analyser tas. Detta skulle kunna ge en mer korrekt beskrivning av tillskottet från jordbruket vilket skulle kunna förbättra passningen mellan jordbrukspåverkan och halterna av *E. coli*. Det finns också fekala källor som inte tagits hänsyn till i detta projekt, främst dagvatten med dess påverkan från hundar, katter, fåglar och gnagare samt vilda djur. Att dagvatten från urbana områden kan innehålla relativt höga halter av *E. coli* har konstaterats i en svensk studie för några år sedan, där dock inga *Cryptosporidium* kunde påvisas (Ohlsson et al. 2011).

I SWAT finns möjlighet att definiera gödsling antingen som ett kontinuerligt tillskott över tid eller som en tillsättning ett specifikt dygn. Det första alternativet tar hänsyn till det faktum att olika åkrar inom modellområdet gödslas vid olika tidpunkter under året, samtidigt som det knappast går att hävda att en och samma yta gödslas dagligen under alla gödslingsbara dygn på året. Alternativet att istället beskriva gödslingen som en tillsättning ett specifikt dygn visade sig resultera i avsevärt högre halter i modellen. Även om det bygger på antagandet att gödsling enbart sker fyra dygn på året, och inga dagar däremellan, tar det hänsyn till den möjliga effekten av momentan gödseltillsättning. I modellen användes därför det senare alternativet, med antaganden att tillsatt dos enligt regelverket omgående myllas ner i jorden (SJV 2013c); endast 10 % hamnar i ytskiktet 1-10 mm enligt modellen.

Om stickprov sällan tas av råvattnet för analys av *E. coli* och *Cryptosporidium* är provtagning ännu mer sällsynt i de föroreningskällor som ingått i dessa SWAT-modeller. Från gödselcisterner tas aldrig prov och från enskilda avlopp enbart i undantagsfall och då i samband med tillståndsprövning. I modelleringen har därför schablonhalter eller stickprovresultat från andra liknande miljöer använts som indata för den mikrobiologiska modelleringen. En nytta med modellen som uppmärksammades inom projektgruppen är att utgående halter vid respektive nod i avrinningsområdet ger en fingervisning om vilka provpunkter som kan vara lämpliga att prioritera i ett övervakningsprogram för råvattnet. Modellresultaten visar dock på att höga halter vid enstaka noder inte nödvändigtvis behöver utgöra en risk för utgående nod; särskilt tydligt syns detta för modellområde Trollhättan där enbart åtgärdandet av punktkällor längs Göta älv upp till Väneren har effekt när det gäller att minska topphalterna i råvattnet till Överby vattenverk i Trollhättan.

Verktöget SWAT är en hydrologisk modell som inte tar hänsyn till transportmekanismer som påverkar patogenförekomsten i sjöar och vattendrag, exempelvis temperaturskiktning och strömningsmönster. Särskilt för modellområdena Trollhättan och Mälaren kommer transporten av patogener i hög grad påverkas av mekanismer i vattnet, vilket skulle motivera hydraulisk modellering (Sokolova 2013) som ett komplement till SWAT. Resultaten från SWAT skulle potentiellt kunna användas som indata i en hydraulisk modell. Mindre, kompletta avrinningsområden med förhållan-

devis detaljerad information om punktkällor och diffusa källor (Slumpån) lämpar sig bättre för analys med SWAT jämfört med stora avrinningsområden med knapphändig information om punktkällorna (Mälaren) och avrinningsområden där ett inflöde i modellen kommer att helt dominera vid utloppsnoden (Trollhättan). En bristfällig modell leder till osäkerheter och frågetecken inte minst vid en scenarioanalys av möjliga åtgärder. Vad gäller modellområdet Mälaren ligger simulerade halter av *E. coli* i scenario S0A generellt över uppmätta halter, möjligen till följd av att modellen inte inkluderat den reduktion som sker i de Mälarbassänger som finns inom modellområdet.

I modelleringen har ett särskilt fokus legat på att beskriva effekten av olika prevalensnivåer av *Cryptosporidium* spp. hos djur och människor. Scenario S0B visar att om den zoonotiska formen *C. parvum* förekommer och sprids i så pass låga nivåer som hittillsvarande prevalensstudier hos svenska djurbesättningar visat, så blir halterna generellt mycket låga i råvattnet. Kombinerat med endemiska låga infektionsnivåer hos befolkningen visade modellresultaten att halten i Trollhättans råvatten som högst uppgår till 0,06 oocystor/100 ml, vid Slumpåns mynning 5 oocystor/100 ml och vid modellområdet Mälarens utlopp till 2 oocystor/100 ml. Övriga basscenarioer har dels visat effekten av spridning av totalantalet *Cryptosporidium* spp. med halt och prevalens hämtat från exempelstudier (S0A), dels effekten av extremfallet där en hög infektionsnivå förekommer först hos djur (S0C) och sedan hos både djur och människor (S0D) med prevalensen 50 %. Även om detta förefaller orealistiskt ur ett svenskt veterinärmedicinskt perspektiv baserat på studier i Sverige, finns det prevalensstudier från exempelvis Danmark som visar att *C. parvum* kan förekomma i en prevalens hos nötkreatur och grisar som närmar sig detta scenario. Langkjær et al. (2007) rapporterade åldersindelad prevalens samt resultat av genotypning av 183 isolat av *Cryptosporidium* från grisar och 154 isolat från nötdjur. Inga potentiellt zoonotiska arter eller subtyper påträffades hos grisar, däremot i tre genotypade isolat från kor (*C. parvum* cattle genotype).

Prevalens, utsöndringshalt och förekomst av zoonotiska former av parasiter hos olika däggdjur i svenska ytvattentäkter kräver ytterligare kartläggning. Exempelvis saknas i dagsläget studier av får, där andra zoonotiska former än *C. parvum* kan förekomma. Unga och vuxna får är djurslag som globalt sett uppvisat högst prevalens bland jämförda däggdjur (Ferguson & Kay 2012). Att får och getter kan sprida parasiter till vatten, med zoonotiska arter/subtyper av *Cryptosporidium* av folkhälsomässig betydelse, har uppmärksammats i Norge (Robertson 2009). Tillskottet av zoonotiska former till mark och smittspridningsvägar kan beskrivas mer detaljerat än vad som funnits utrymme för i detta projekt. När det gäller *C. parvum* från kött-raskalvar är det enbart vårgivan (15 april) som är aktuell att modellera. De föds alla på vårvintern och bör inte utsöndra *C. parvum* senare på året. Kött-raskalvar har därmed heller inte tillfört oocystor under hela stallperioden. Dessutom finns ytterligare smittspridningsvägar; vad händer exempelvis om dikalvarna som går med på bete dricker vatten som via stallgödsel eller andra infekterade individer förorenats med *C. parvum*?

Effekten av de olika basscenerierna har i detta projekt studerats genom olika prevalensscenarier, som ett alternativ till en mer formaliserad känslighetsanalys. Prevalens och utsöndringshalt är parametrar som innehåller en variation som inte skulle elimineras genom ytterligare studier, däremot bättre kunna karakteriseras. Även ett stort antal andra parametrar och antaganden i SWAT-modellen innehåller en naturlig variation och en osäkerhet, vilket pekar på behovet av ett stokastiskt angreppssätt. I en känslighetsanalys av SWAT-modeller i två oreglerade avrinningsområden i Irland med omfattande jordbruksverksamhet visades att temperaturregleringsfaktorn (THBACT) var den känsligaste parametern i den mikrobiologiska modulen. Andra känsliga parametrar var halt av *Cryptosporidium* i gödsel, gödslingsdos, mikrobiell inaktivering i jordlösning och på jordpartiklar och fördelningskoefficient (Tang et al. 2011).

Även om stickprov inte ger en korrekt representation av mikrobiella halter över dygnet och därför måste användas med försiktighet, finns det skäl att jämföra modellberäknade halter med stickprovshalter. Denna jämförelse har i nuvarande modellområden fått begränsas till *E. coli*; parasiten *Cryptosporidium* har antingen inte analyserats eller har analyserats men med negativa analysvar. Jämförelsen av modellberäknade halter gentemot stickprovshalter gav en avsevärt bättre överensstämmelse för modellområde Trollhättan jämfört med Slumpån och modellområde Mälaren, sannolikt därför att en väldefinierad typ av källa (avloppsreningsverk och bräddningar) dominerade för Trollhättan. För Slumpån däremot gavs en dålig passning mellan modell och stickprov, både de stickprov som togs vid mynningen och längre uppströms. Eftersom halterna enligt modellen är inom samma tiopotens kan ändå modellresultatet hävdas ge en representation av hur kända aktiviteter inom Slumpån påverkar tillskottet av *E. coli* och *Cryptosporidium* som ut till Göta älv. De relativt höga modellhalterna utgör ett starkt skäl till att genomföra provtagning för analys av parasiter i Slumpån. Även om analys av provvolym över 10 liter kan vara ett nog så krävande arbete med filtrering på plats, finns skäl att i modelluppföljningssyfte analysera större provvolym än 10 liter. Fynd av parasiter i 10 liter kan enbart förväntas om det är ett kraftigt förorenat råvatten (SLV et al. 2011). I samband med utbrottet i Östersund ringade man vid smittspårningen in ett mindre vattendrag, som rinner ut i Storsjön, som avloppspåverkat där vattenproven innehöll flera tusen oocystor per 10 liter vilka senare artbestämdes till *C. hominis*. I prov från Storsjön påvisades konfirmerade halter i intervallet 1-18 oocystor per 10 liter (SMI 2011).

Detta projekt har löpt parallellt med inrättandet av ett nytt vattenskyddsområde för Göta älv och resultaten har vid ett par tillfällen presenterats för den inrättade vattenskyddsgruppen. En av de frågor som där diskuterats är i vad mån resultaten från modellområde Slumpån kan användas som underlag för generella föreskrifter kopplat till djurhållning, såsom anmälningsplikt från verksamheter invid vattendrag. Åtgärdsscenerierna med inrättande av en vegetationsremsa omkring alla vattendrag för att hindra transport från stallgödslade ytor (S3) respektive betesmark (S4) visar att restriktioner för gödsling och djurhållning kan reducera maxhalterna av både *E. coli* och *Cryptosporidium* vid Slumpåns mynning i Göta älv. En rangordning av de

tre mest effektiva åtgärderna avseende log-reduktion av *Cryptosporidium* vid utloppsnoden (dygnsmaxhalter) skulle i fallande skala vara: Gödsling enbart under våren (S1), restriktioner för gödsling (S3), restriktioner för enskilda avlopp (S5). För modellområde Trollhättan skulle rangordningen istället vara: restriktioner för bräddavlopp (S6) följt av restriktioner för avloppsreningsverk (S7), och åtgärder på tredje plats såsom föreskrifter kopplade till djurhållningen skulle inte ge någon direkt effekt. Detta resultat gör det tveksamt att ställa generella föreskrifter för ett större område (hela Göta älv) enbart baserat på modellresultat från ett mindre modellområde (Slumpån). Vad gäller åtgärdsscenarioer i Mälardistriktet skulle den med högst effektivitet vara att införa restriktioner för utsläpp från avloppsreningsverk (S7), därefter att införa vegetationsremsor omkring mark med gödslingsytor (S3) och på tredje plats att reducera utsläpp från enskilda avlopp (S5), varvid (S3) och (S5) endast ger marginell reduktion på medeldygnshalter. Uppgifter om bräddningar saknades för Mälardistriktet, varför effekten av bräddningsåtgärder inte kunnat analyseras.

Enskilda avlopp har i denna modellering definierats som ett diffust utsläpp, vilket även skett i andra tillämpningar av modellen (Coffey et al. 2010b). Enskilda avlopp av typen markbäddar har dock ett punktutsläpp till ett dike varifrån utsläppen kan föras vidare till ett vattendrag, särskilt om det är fråga om ett läggenomsläppligt jordlager som lera och silt. Även om lokaliseringen av denna är okänd kan det finnas skäl att beskriva de enskilda avloppen som punktutsläpp snarare än som diffusa utsläpp. Det finns en modul i SWAT för att beskriva tillskottet av *E. coli* eller fekala koliformer från enskilda avlopp (.SEP), vilken dock kräver avsevärt mer detaljerad information om avloppsanläggningarnas beskaffenhet (Arnold et al. 2012). Det går inte heller att i nuläget definiera tillskott och reduktion av andra mikroorganismer i denna modul. En jämförande analys av tillskottet av *E. coli* från de enskilda avloppen, där denna modul används, skulle dock vara motiverad och skulle visa om betydelsen av de enskilda avloppen underskattats.

Mikrobiologisk riskanalys med MRA-verktyget går bra att genomföra baserat på resultat i form av de tidsserier som ges från SWAT-beräkningarna. I projektet testades att beskriva haltvariationen av *Cryptosporidium* från tidsserien i en sannolikhetsfördelning av typen Gammafördelning. Denna lades sedan in i en riskanalys baserat på dos-responssamband som används i MRA-verktyget, varpå risken för infektion beräknades för olika hypotetiska avskiljningsgrader vid ett dricksvattenverk. Analysen visade att även under låga infektionsnivåer av humaninfektiösa *Cryptosporidium* hos människor och djur behövs mellan 3 och 4 logs reduktion på ett vattenverk för att med 95 % säkerhet nå risknivån 1 infekterad per 10 000 invånare och år. Styrkan med att använda SWAT i sammanhanget är att man tar hänsyn till varaktigheten av hydrologiskt genererade parasithalter. Dock bör man vara medveten om att resultaten från SWAT inte återger snabbare haltvariationer än dygnsvärden, även om modellen kan ge resultat timme för timme (Bougeard et al. 2011) vilket kan vara värt att testa vid tillgång på högupplösta nederbördsdata. Vidare tas enbart hänsyn till de utsläppshändelser som är definierade i modellen; exempelvis kan avloppsutsläpp ske genom nödav-

ledningar där utsläppsvolym och varaktighet ofta är okänd (Åström & Petersson 2009).

SWAT skulle kunna användas för modellering av andra mikroorganismer, exempelvis virus. Norovirus i råvatten upplevs av dricksvattenproducenterna i Mälaren som en större risk än parasiter vilka sällan påvisas. Till skillnad från *E. coli* och *Cryptosporidium* sprids norovirus enbart från humana källor såsom enskilda och kommunala avloppssystem, och genom att utesluta gödselspridning och betesdjur skulle en SWAT-modell bli jämförelsevis lättare att sätta upp. SWAT tar i nuläget inte hänsyn till storlek och ytegenskaper hos mikroorganismer vilka jämte andra överlevnadsegenskaper påverkar hur dessa transporteras i vatten. Här finns ett utvecklingsbehov för modellverktyget generellt, men det finns inget som hindrar att SWAT redan nu används för virusmodellering om man är klar över modellens begränsningar. Haltuppgifter vid olika föroreningskällor är dock ännu mer obekant än vad som är fallet för parasiter, vilket gör att halterna i respektive avloppsflöde får beräknas fram. Norovirus-infektioner är till skillnad mot *Cryptosporidium*-infektion tydligt säsongsb beroende, vilket bör tas hänsyn till vid en modellering. Generellt saknas studier på reduktionen av patogener genom enskilda avloppsanläggningar ut till vattendrag, vilket ger en stor osäkerhet vad gäller patogenpåverkan från enskilda avlopp.

10 Referenser

- Abbaspour, K. C. (2012) SWAT-CUP 2012. *SWAT Calibration and Uncertainty Programs – A User Manual*. Dübendorf, Schweiz. Eawag: 106.
- Abrahamsson, J. L., Ansker, J. & Heinicke, G. (2009) *MRA – ett modellverktyg för svenska vattenverk*. Svenskt Vatten Utveckling rapport nr. 2009-05. Stockholm. Svenskt Vatten. Tillgänglig: <<http://vav.griffel.net/vav.htm>> (2015-03-05): 78.
- Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Srinivasan, R., Williams, J. R., Haney, E. B. & Neitsch, S. L. (2012) *Input/output documentation Version 2012*. Technical Report No. 439. Texas. Texas Water Resources Institute: 654.
- Beven, K. & Binley, A. (1992) The future of distributed models: Model calibration and uncertainty prediction. *Hydrological Processes*, vol. 6: 3, ss. 279–298.
- 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.
- Bydén, S. & Ekberg, R. (2013) *Näringsanalyser i Lillån-Slumpån*. Melica: 77.
- Coffey, R., Cummings, E., Bhreathnach, N., O’Flaherty, V. & Cormican, M. (2010a) Development of a pathogen transport model for Irish catchments using SWAT. *Journal of Agricultural Water Management*, vol. 97: 1, ss. 101–11.
- Coffey, R., Cummins, E., Flaherty, V. O. & Cormican, M. (2010b) Analysis of the soil and water assessment tool (SWAT) to model *Cryptosporidium* in surface water sources. *Biosystems Engineering*, vol. 106: 3, ss. 303–314.
- Coffey, R., Cummins, E., O’ Flaherty, V. & Cormican, M. (2010c) Pathogen Sources Estimation and Scenario Analysis Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT). *Human and Ecological Risk Assessment*, vol. 16: 4, ss. 913–933.
- 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.
- DuPont, H. L., Chappell, C. L., Sterling, C. R., Okhuysen, P. C., Rose, J. B. & Jakubowski, W. (1995) The infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy volunteers. *New England Journal of Medicine*, vol. 332: 13, ss. 855–9.

- Enköping Kommun (2014) *Kommunal avloppsvattenrening i Enköping*. <<http://www.enkoping.se/swwwing/app/cm/Browse.jsp?PAGE=64725>> (2014-05-06). Enköpings kommun.
- 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.
- Folkhälsomyndigheten (2015) *Sjukdomsstatistik*. Tillgänglig: <<http://www.folkhalsomyndigheten.se/amnesomraden/statistik-och-undersokningar/sjukdomsstatistik/>> (2015-01-28). Folkhälsomyndigheten, Solna.
- Fredenberg, Å. & Thörnqvist, K. (2008) *Enskilda avlopp längs Göta älv – råvattenpåverkan med avseende på patogena mikroorganismer*. Examensarbete, Vatten Miljö Teknik. Göteborg, Chalmers: 104.
- Gerba, C. (2000) Assessment of enteric pathogen shedding by bathers during recreational activity and its impact on water quality. *Quantitative Microbiology* vol. 2: 1, ss. 55–68.
- Habo Kommun (2014) *Skokloster reningsverk*. Tillgänglig: <<http://habo.se/sv/Bygga-bo-och-miljo/Vatten--avlopp/Avloppsvatten1/Avloppsvatten/Skokloster-reningsverk/>> (2014-05-06). Habo kommun.
- 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.
- Hansen, A. (2011) *Giardia och Cryptosporidium i svenska ytvattentäkter*. Svenskt Vatten Utveckling rapport nr. 2011-02 (2:a revidering). Stockholm. Svenskt Vatten. Tillgänglig: <<http://vav.griffel.net/vav.htm>> (2015-03-05): 24.
- Havelaar, A. & Melse, J. M. (2003) *Quantifying public health risk in the WHO Guidelines for Drinking-Water Quality: a burden of disease approach*. RIVM, Bilthoven.
- Hrudey, S. E. & Hrudey, E. J. (2004) *Safe drinking water. Lessons from recent outbreaks in affluent nations* IWA. Publishing, London.
- Håglund, V. (2004) *Mikrobiologisk undersökning av Göta älv 2002–2003*. Göteborg. Göta älvs vattenvårdsförbund och Göteborgs VA-verk: 18.
- Insulander, M., Silverlås, C., Lebbad, M., Karlsson, L., Mattsson, J. G. & Svenungsson, B. (2013) Molecular epidemiology and clinical manifestations of human cryptosporidiosis in Sweden. *Epidemiology & Infection*, vol. 141: 5, ss. 1009–20.
- 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.
- Kjellberg, I., Bergstedt, O. & Åström, J. (2008) *Undersökning av påverkan på Göta älv från biflöden och avloppsreningsverk 2006*. Göteborg. Göteborg Vatten: 13.

- Langkjær, 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. 339–350.
- Mead, P. S., Slutsker, L., Dietz, V., McCaig, L. F., Bresee, J. S., Shapiro, C., Griffin, P. M. & Tauxe, R. V. (1999) Food-related illness and death in the United States. *Emerging Infectious Diseases*, vol. 5: 5, ss. 607–25.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R. & Williams, J. R. (2011) *Soil and Water Assessment Tool. Theoretical Documentation Version 2009*. Technical Report No. 406. Texas. Texas Water Resources Institute: 618.
- NVV (1987) *Små avloppsanläggningar, hushålls- och industriavfall från högst 5 hushåll*. Allmänna råd 87:6. Stockholm. Naturvårdsverket.
- NVV (1991) *Rening av hushålls- och industriavfall, infiltrationsanläggningar och markbäddar för fler än 25 personer*. Allmänna Råd 91:2. Stockholm. Naturvårdsverket.
- Ohlsson, L., Karlsson, D. & Gustafsson, L.-G. (2011) *Tätorters inverkan på recipienters bakteriella status*. Svenskt Vatten Utveckling rapport nr. 2011-08. Stockholm. Svenskt Vatten. Tillgänglig: <<http://vav.griffel.net/vav.htm>> (2015-03-05): 92.
- Ottoson, J., Hansen, A., Westrell, T., Johansen, K., Norder, H. & Stenström, T. A. (2006) 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. 828–834.
- Palm, O., Malmén, L. & Jönsson, H. (2002) *Robusta, uthålliga små avloppssystem*. En kunskapssammanställning. Stockholm. Naturvårdsverket: 103.
- 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 & 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.
- SCB (2012) *Gödselmedel i jordbruket 2010/11. Mineral- och stallgödsel till olika grödor samt hantering och lagring av stallgödsel, korrigerad 2014-06-26*. Statistiska centralbyrån.
- 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., Näslund, K., Björkman, C. & Mattsson, J. G. (2010) 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.
- SJV (2013a) *Föreskrifter om ändring i Statens jordbruksverks föreskrifter och allmänna råd (SJVFS 2004:62) om miljöhänsyn i jordbruket vad avser växtnäring* (Bilaga 7). SJVFS 2013:40
- SJV (2013b) *Jordbruksverkets statistikdatabas*. Tillgänglig: <<http://www.jordbruksverket.se/etjanster/etjanster/landsbygdsutveckling/statistikdatabas.4.6a459c18120617aa58a80001011.html>> (2015-03-05). Jordbruksverket.
- SJV (2013c) *Riktlinjer för gödsling och kalkning* 2014. Jordbruksinformation 11 – 2013. 88.
- SLV, SMI & SV (2011) *Cryptosporidium och Giardia – rekommendationer om åtgärder för att minska risken för vattenburen smitta*. Livsmedelsverket, Smittskyddsinstitutet och Svenskt Vatten. Smittskyddsinstitutet.
- SMI (2011) *Cryptosporidium i Östersund. Smittskyddsinstitutets arbete med det dricksvattenburna utbrottet i Östersund 2010–2011*. Smittskyddsinstitutets rapportserie, november 2011. Stockholm. Smittskyddsinstitutet.
- Smith, H. V., Robertson, L. J. & Ongerth, J. E. (1995) Cryptosporidiosis and giardiasis – the impact of waterborne transmission. *Journal of Water Supply, Research and Technology AQUA*, vol. 44: 258–274.
- Sokolova, E. (2009) *Modelling of water and nutrient mass flows in the Norrström drainage basin using Soil and Water Assessment Tool*. Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi. Stockholm. Stockholms Universitet och Kungliga Tekniska Högskolan: 47.
- Sokolova, E. (2013) *Hydrodynamic modelling of microbial water quality in drinking water sources*. Diss., Institutionen för bygg- och miljöteknik, Vatten Miljö Teknik. Göteborg. Chalmers.
- Stenström, T. A., Hoffner, S. & von Brömsen, U. (1980) *Reduktion av bakterier och virus vid avloppsvatteninfiltration i mark – en kunskapssammanställning*. Solna. Naturvårdsverket.
- Stephen, A. M. & Cummings, J. H. (1980) The microbial contribution to human faecal mass. *Journal of Medical Microbiology*, vol. 13: 1, ss. 45.
- SV (2001) P83, *Allmänna vattenledningsnät. Anvisningar för utformning, förnyelse och beräkning*. Svenskt Vatten, VAV AB, Stockholm.
- Sveriges Lantbruksuniversitet (2013) *Mälaren – Tillståndsutvecklingen 1965–2011*. Uppsala. Mälarens Vattenvårdsförbund.
- Tang, J., McDonald, S., Peng, X., Samadder, S. R., Murphy, T. M. & Holden, N. M. (2011) Modelling *Cryptosporidium* oocysts transport in small ungauged agricultural catchments. *Water Research*, vol. 45: 12, ss. 3665–80.

- Teunis, P. F. M., Chappell, C. L. & Okhuysen, P. C. (2002) Cryptosporidium dose response studies: Variation between isolates. *Risk Analysis*, vol. 22: 1, ss. 175–183.
- Wallenberg, P. & Ekstrand, S. (2007) *Samråd Västerås – information från lantbrukare som bas för modellering av åtgärdseffekter. Slutrapport för projektet – Utveckling av metodik och struktur för vattendirektivets samrådsprocess. Pilotfall Sagaån och Svartån*. IVL Svenska Miljöinstitutet AB.
- Wyman, J. B., Heaton, K. W., Manning, A. P. & Wicks, A. C. (1978) Variability of colonic function in healthy subjects. *Gut*, vol. 19: 2, ss. 146–150.
- Young, I., Smith, B. A. & Fazil, A. (2015) A systematic review and meta-analysis of the effects of extreme weather events and other weather-related variables on Cryptosporidium and Giardia in fresh surface waters. *Journal of Water and Health*, vol. 13: 1, ss. 1–17.
- Åström, J. & Pettersson, T. (2009) *Mikrobiologisk förorening av ytvattentäkter – kommunala avloppsutsläpp och stokastisk simulering*. Svenskt Vatten Utveckling rapport nr. 2009-04. Göteborg. Svenskt Vatten. Tillgänglig: <<http://vav.griffel.net/vav.htm>> (2015-03-05): 44.
- Åström, J. (2013) *Geografiska informationssystem för analys av parasitkällor i ytvattentäkter*. Svenskt Vatten Utveckling rapport nr. 2013-16. Stockholm. Svenskt Vatten. Tillgänglig: <<http://vav.griffel.net/vav.htm>> (2015-03-05): 60.

Appendix 1

Antagna parametervärden för mikrobiologisk modellering i SWAT

Parameter	Definition i SWAT	E. coli			Cryptosporidium	
CRNAME	DEF	Enhet	Värde	Referens/ kommentar	Värde	Referens/ kommentar
WDPO	Die-off factor for persistent bacteria in soil solution.	1/day	0		0,03	[1, 2]
WGPO	Growth factor for persistent bacteria in soil solution.	1/day	0		0	Kan ej tillväxa utanför sin värd
WDLPO	Die-off factor for less persistent bacteria in soil solution.	1/day	0,201	[3]	-	
WGLPO	Growth factor for less persistent bacteria in soil solution.	1/day	0	[3]	-	
WDPS	Die-off factor for persistent bacteria adsorbed to soil particles.	-	-		0,003	[1, 2]
WGPS	Growth factor for persistent bacteria adsorbed to soil particles.	-	-		0	Kan ej tillväxa utanför sin värd
WDLPS	Die-off factor for less persistent bacteria adsorbed to soil particles.	1/day	0,023	[3]	-	
WGLPS	Growth factor for less persistent bacteria adsorbed to soil particles.	1/day	0	[3]	-	
BACTKDQ	Bacteria partition coefficient.	m ³ /mg	90	[3]	175	[1]
THBACT	Temperature adjustment factor for bacteria die-off/growth.	-	1,07	[3]	1,07	[1]
WOF_P	Wash-off fraction for persistent bacteria	-	0,005	[4]	-	
WOF_LP	Wash-off fraction for less persistent bacteria	-	0,013	[4]	-	
WDPF	Die-off factor for persistent bacteria on foliage at 20° C	1/day	-		0,03	[1, 2]
WGPF	Growth factor for persistent bacteria on foliage at 20° C	1/day	-		0	Kan ej tillväxa utanför sin värd
WDLPF	Die-off factor for less persistent bacteria on foliage at 20° C	1/day	0,016	[3]	-	
WGLPF	Growth factor for less persistent bacteria on foliage at 20° C	1/day	0	Kan ej tillväxa utanför sin värd	-	
BACT_SWF	Fraction of manure applied to land areas that has active colony forming units	-	1	Prevalensen är 100 %	1	Prevalensen ingår i haltberäkningen
BACTMIX	Bacteria percolation coefficient.	m ³ /Mg	10		10	[1]
BACTMINLP	Minimum daily bacteria loss for less persistent bacteria	cfu/m ²	0	Antag ingen kompostering	-	
BACTMINP	Minimum daily bacteria loss for persistent bacteria	cfu/m ²	-		0	Antag ingen kompostering
WDLPRCH	Die-off factor for less persistent bacteria in streams (moving water) at 20° C	1/day	0,25	[5]	-	
WDPRCH	Die-off factor for persistent bacteria in streams (moving water) at 20° C	1/day	-		0,01	[1, 2]
WDLPRES	Die-off factor for less persistent bacteria in water bodies (still water) at 20° C	1/day	0,25	[5]	-	
WDPRES	Die-off factor for persistent bacteria in water bodies (still water) at 20° C	1/day	-		0,01	[1, 2]
BACTFDDB	Bacteria partition coefficient (0–1); sorption to soil particles	-	0,5			
FRT_SURFACE	Fraction of fertilizer applied to top 10 mm of soil		0,1	Den återstående fraktionen tillsätts det första jordlagret under 10 mm.		

Referenser:

1. Coffey, R., E. Cummings, N. Bhreathnach, V. O'Flatherty, and M. Cormican, *Development of a pathogen transport model for Irish catchments using SWAT*. Journal of Agricultural Water Management, 2010. 97(1): p. 101–11.
2. Dorner, S.M., W.B. Anderson, R.M. Slawson, N. Kouwen, and P.M. Huck, *Hydrologic modeling of pathogen fate and transport*. Environmental Science and Technology, 2006. 40(15): p. 4746–53.
3. Bougeard, M., J.C. Le Saux, A. Teillon, J. Belloir, C. Le Mennec, S. Thome, G. Durand, and M. Pommepuy, *Combining modeling and monitoring to study fecal contamination in a small rural catchment*. Journal of Water and Health, 2011. 9(3): p. 467–482.
4. Ferguson, C.M., C.M. Davies, C. Kaucner, N. Ashbolt, M. Krogh, J. Rodehutsors, and D. Deere, *Field scale quantification of microbial transport from bovine faeces under simulated rainfall events*. J. Water. Health, 2007. 5(1): p. 83–95.
5. Åström, J., O. Bergstedt, E. Sokolova, I. Kjellberg, T. Pettersson, C. Borell-Lövstedt, A. Karlsson, and C. Wennberg, *Värdering av risker för en relativt opåverkad ytvattentäkt. Modellering av Rådasjön med stöd av inaktiveringsstudier och mikrobiell källspårning*, in Svenskt Vatten Utveckling rapport nr. 2011-18. 2011, Svenskt Vatten. Tillgänglig: <<http://vav.griffel.net/vav.htm>> (2015-03-05): Stockholm.



Box 14057 • 167 14 Bromma
Tfn 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se