

SMITTSPRIDNING FRÅN AVLOPPSRENINGSVERK – QMRA SOM BESLUTSSTÖD VID OMBYGGNATION AV ARVIDSTORPS RENINGSVERK

PATHOGEN DISPERSION FROM WASTEWATER TREATMENT PLANTS – QMRA AS DECISION SUPPORT IN THE RENOVATION OF ARVIDSTORP TREATMENT PLANT

Johan Åström¹*, Per Rundah²



¹Tyréns AB, Region Väst, Lilla Torget 3, 441 30 Alingsås

²Arvidstorp avloppsreningsverk, Trollhättan Energi AB, Box 933, 461 29 Trollhättan

*epost: johan.astrom@tyrens.se

Abstract

Source water contamination is a main cause of waterborne disease outbreaks in Sweden and municipal sewage discharges often end up in water sources. At Arvidstorp wastewater treatment plant in Trollhättan, a disc filter has been installed with the primary aim of improving phosphorus reduction. To give permission, the County Administrative Board of Västra Götaland called for an investigation into the plant's microbial load to the Göta River and its health consequences for drinking water consumers. With a pore size of 10 µm in the disc filters, there should be no high expectations of microbial removal. Mechanical separation would require the micro-organisms to be particulate bound, and by precipitation or polymer additives the microbiological separation of the disc filter can be increased. A QMRA model was set up to analyze pathogen dispersion, where indicator organism data were combined with factors such as disease occurrence, operating conditions at the treatment plant, flows and microbiological inactivation in the river. The model was used to calculate the risk of infection for water consumers with respect to *Campylobacter*, *Salmonella*, norovirus, *Giardia* and *Cryptosporidium* and how this is affected by the disc filter. The QMRA model, which is based on stochastic modeling, has provided a decision support for operational strategies at the sewage treatment plant and has also met the investigation requirements.

Keywords: sewage, pathogen, infection risk, drinking water, QMRA, disc filter, log removal

Sammanfattning

Förorening av råvattnet är en huvudorsak till vattenburna sjukdomsutbrott i Sverige och utsläpp från kommunala avloppssystem hamnar ofta i ytvattentäkter. Vid Arvidstorps reningsverk i Trollhättan har ett skivfilter installerats som sista reningssteg med främsta syftet att förbättra fosforreduktionen. För att ge tillstånd krävde länsstyrelsen i Västra Götaland en utredning av reningsverkets mikrobiologiska utsläpp till Göta älv och dess hälsomässiga konsekvenser för dricksvattenkonsumenter. Med en porstorlek av 10 µm i de skivfilter som installerats bör man inte ha stora förväntningar på mikrobiologisk reduktion. Mekanisk avskiljning skulle i princip kräva att mikroorganismerna är partikulärt bundna, och genom fällning eller polymertillsättning kan därför den mikrobiologiska avskiljningen över skivfiltret öka. En QMRA-modell sattes upp för att analysera smittspridning, där provtagningsdata för indikatororganismer kombinerades med faktorer som sjukdomsförekomst i samhället, driftförhållanden på reningsverket, flöden och mikrobiologisk inaktivering i älven. Modellen användes för att beräkna infektionsrisk för vattenkonsumenter med avseende på *Campylobacter*, *Salmonella*, norovirus, *Giardia* och *Cryptosporidium* samt hur denna påverkas av skivfiltret. QMRA-modellen, som bygger på stokastisk modellering, har gett ett beslutsstöd för driftstrategier på reningsverket och dessutom tillmötesgått länsstyrelsens utredningskrav.

Inledning

Hälsoriskerna med avloppsutsläpp till råvattentäkter är en fråga som mer eller mindre varit i dricksvattenproducenters medvetande sedan kole-raubrotten i 1800-talets England. Förorening av råvattnet är dock fortfarande en huvudorsak till vattenburna sjukdomsutbrott i Sverige (Folkhälsomyndigheten, 2015); ofta utgör ytvattentäkter recipient för kommunala avloppssystem medan grundvattentäkter kan förorenas av bland annat enskilda avlopp. Ett vattenburet utbrott inträffade i Lilla Edet år 2008, där magsjuka drabbade omkring 2400 invånare till följd av Calicivirus och där samhällskostnaden för utbrottet beräknats till närmare nio miljoner kronor (Larsson et al., 2014). Råvattentäkt för Lilla Edet är Göta älv, som dagarna före utbrottet var fekalit påverkat till följd av kraftiga regn. Flera avloppsutsläppspunkter ligger uppströms intaget, såväl reningsverk, bräddavlopp och nödutlopp. En beräkning av mikrobiologisk belastning visade att reningsverken längs älven står för ett större tillskott av *E. coli*, norovirus, *Giardia* och *Cryptosporidium* än bräddavlopp och nödutlopp, även under våtvädersförhållanden (Åström et al., 2009).

År 2011 påbörjade Trollhättan Energi en ombyggnation av Arvidstorps reningsverk. Arbetet har omfattat flera etapper och sedan 2014 finns skivfilter installerat som ett sista reningssteg

(Kängsepp et al., 2016). För att ge tillstånd för ombyggnationen krävde Miljöprövningsdelegationen vid Länsstyrelsen i Västra Götaland en utredning av den mikrobiologiska föroreningen i det avloppsvatten som genomgått fullständig avloppsrening. Detta utredningskrav gick betydligt längre än Naturvårdsverkets aktuella föreskrifter om rening och kontroll av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse, vilka inte innehåller några mikrobiologiska kvalitetskrav (Naturvårdsverket, 2016). Utredningskravet har sin grund i att Göta älv är en strategiskt viktig vattenresurs; ca 700 000 människor i älvens angränsande kommuner är beroende av Göta älv för sin dricksvattenförsörjning (Vattenvårdsförbundet, 2015). Länsstyrelsen efterfrågade även en bedömning av konsekvenserna av den mikrobiologiska föroreningen på Göta älv som råvattentäkt.

Huvudsyftet med skivfilter är vanligen att filtrera bort suspenderade partiklar och minska fosforbelastningen till recipienten. Med en porstorlek av 10 µm i de skivfilter som installerats på Arvidstorps reningsverk bör man inte ha alltför stora förväntningar på mikrobiologisk reduktion. Bakterier har en diameter på ca 0,5-2,5 µm, parasiter på ca 4-14 µm och virus på ca 0,02-0,2 µm (Pedley et al., 2006). Det innebär att mekanisk avskiljning enbart kan åstadkommas av vissa parasiter. Mikroorganismer kan dock ofta vara bundna till

partiklar, särskilt i avloppsvatten, och en viss mikrobiologisk reduktion kan därmed ske genom partikelavskiljning. Genom fällning eller tillsättning av polymer strax före skivfiltret kan avskiljningen öka, både av mindre suspenderade partiklar och potentiellt även av bakterier och virus. Vid en processoptimering av ett reningsverk finns dock många andra aspekter att ta hänsyn till, såsom driftkostnader och energianvändning. Att uppnå en god mikrobiologisk reduktion blir därmed en målsättning som riskerar att prioriteras ner.

Provtagningsresultat för fekala indikatorer som totalantalet koliformer, *E. coli* och intestinala enterokocker (Enterokocker) kan användas för att beräkna mikrobiologisk reduktion över olika reningssteg på ett reningsverk. Men för att bedöma tillskottet av smittämnen (patogener) till reningsverket, reduktionen genom beredningen och halter ut till recipienten, ger dessa analyser otillräcklig information. Istället behöver patogener analyseras, vilket är relativt kostsamt och svårt till följd av avancerad provbearbetning och analys, något som i sin tur blir ett hinder för att etablera långa provtagningsserier. Ett enklare och säkrare sätt kan vara att beräkna tillskottet av patogener till reningsverket utifrån antaganden om infektionsnivåer och antalet ansluta till avloppsledningsnätet. Quantitative Microbial Risk Assessment (QMRA) är en internationellt vedertagen metod för att beräkna infektionsrisk i dricksvatten, med hänsyn till patogenhalten i

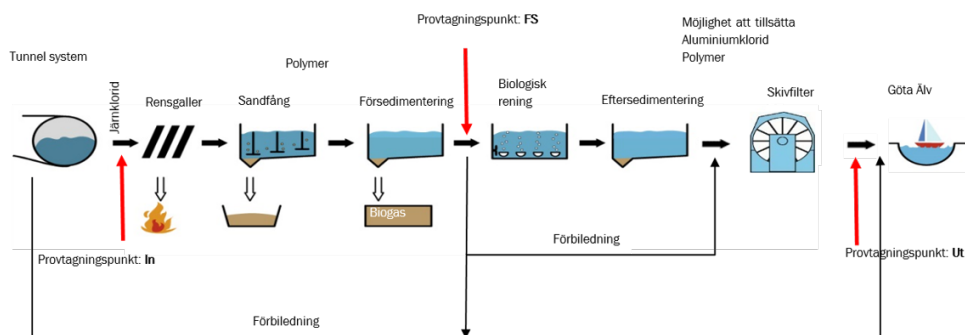
råvattnet och avskiljningen i olika vattenverksprocesser. QMRA-konceptet kan tillämpas för olika kedjor av smittspridning, och resultaten kan åskådliggöra hur olika driftlägen på ett avloppsreningsverk påverkar smittspridning till en råvattentäkt och hälsorisker för dricksvattenkonsumenter. Tyréns har under åren 2011 till 2018 haft i uppdrag att sätta upp en QMRA-modell för Arvidstorps reningsverk och kontinuerligt ge råd för mikrobiologisk provtagning.

I denna artikel redovisas den QMRA-modell som satts upp för Arvidstorps reningsverk för att analysera hur patogener sprids genom reningsverket till råvattenintagen längs Göta älv. Modellen avser dels normalt driftläge med de återkommande bräddningarna som reningsverket har haft de senaste åren. Modellen har även anpassats för att beskriva specifika driftlägen som Trollhättan Energi önskat analysera utifrån hälsoriskaspekten. Modellen har använts för att beräkna sannolikheten för infektion hos dricksvattenkonsumenter och hur denna sannolikhet förändras beroende på driftläge på reningsverket.

Material och metod

Reningsprocessen vid Arvidstorps reningsverk

Avloppssystemet i centrala delarna av Trollhättan är ett kombinerat system, vilket innebär att spillvatten och dagvatten transporteras i samma ledningar. Den sista transportsträckan in mot Arvidstorps reningsverk utgörs av ett tunnelsystem. Processen



Figur 1. Reningsprocessen vid Arvidstorps avloppsreningsverk. Fasta provtagningspunkter: In-inkommande vatten, FS-försedimenterat vatten, ES 1–2–efter eftersedimentering (innan skivfilter, ej markerat i processchemat), Ut – utgående vatten från skivfilteranläggning.

på reningsverket är översiktligt illustrerad i Figur 1. Reningen omfattar ett mekaniskt-kemiskt steg (rengaller, sandfång och försedimentering), ett biologiskt steg i form av en aktiv-slamprocess (biologisk rening och eftersedimentering) samt ett slutsteg (skivfilter). Fällning med järnklorid sker med dosering före rengalleret. Polymer tillsätts i försedimenteringsbassängen och efter luftningsbassängen. Fällning med aluminiumklorid samt tillsättning av polymer kan även göras innan skivfiltret.

Bräddning kan ske på tre punkter i reningsverket. Den första bräddpunkten är lokaliserad vid inloppet på reningsverket, innan den första provtagningspunkten. Här sker bräddning direkt till älven av orenat avloppsvatten vid höga flöden som uppstår i samband med regn och snösmältning. Den andra bräddpunkten är lokaliserad efter försedimenteringen, direkt före det biologiska steget. Här sker bräddning av delvis renat avloppsvatten till älven. Från samma punkt kan avloppsvatten även bräddas förbi det biologiska steget, och leds då till slutsteget för rening innan utsläpp. Automatiserade provtagare har installerats på fyra punkter: inkommande, försedimenterat, eftersedimenterat och utgående på reningsverket (jfr. Figur 1). I kombination med flödesmätare har denna information använts för massbalansberäkningar, i denna utredning för mikrobiologisk massbalans.

Provtagningar och mikrobiologiska analyser

Dygns- och helgprovtagningar genomfördes under perioden 26 mars till 18 december 2017 med flödesstyrd provtagning på inkommande, försedimenterat, eftersedimenterat samt utgående avloppsvatten (totalt 136 provtagningar). Enbart dygnsprovtagningarna (kl. 8 på morgonen till kl. 8 dagen därpå), vilka genomfördes 12 juni till 18 december utgjorde underlag för QMRA-modellen (totalt 108 provtagningar). Provtagningarna representerar varierande flödesförhållanden och omfattar tillfällen då bräddning skedde efter försedimenteringen. Skivfiltret var i drift under hela provtagningsperioden. Sju dygnsprovtagningar genomfördes vid tidpunkter då fällning och polymertillsättning gjordes innan skivfiltret. Alumi-

niumklorid användes som fällningskemikalie.

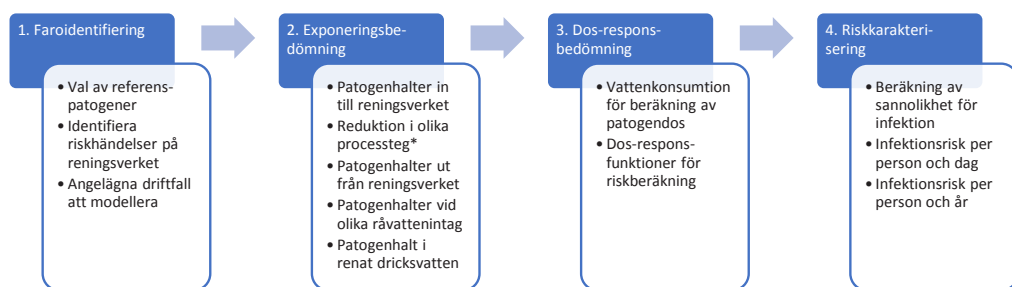
De mikrobiologiska analyserna har omfattat analyser av indikatororganismer och vid enstaka tillfälle analys av parasiter och F-RNA kolifager. Indikatorbakterier som analyserats är *E. coli*, intestinala enterokocker samt sulfitereducerande Clostridier (standardmetoder). Reduktionen av de två förstnämnda anses ge ett mått på reduktionen av bakteriella patogener (bakterieindex) medan Clostridier genom den höga överlevnadståligheten kan anses ge ett mått på reduktionen av parasiter (parasitindex) (WHO, 2017). Kolifager är virus som infekterar bakterier av typen *E. coli*, och som storleksmässigt liknar de virus som infekterade människor utsöndrar (WHO, 2017). Somatiska kolifager analyserades i alla prover (ISO, 2000), F-RNA kolifager vid tre provtagningsstillfällen (ISO, 1995). Förekomsten av parasiterna *Giardia* och *Cryptosporidium* analyserades vid ett provtagningsstillfälle (ISO, 2006).

QMRA

En modell för mikrobiologisk riskanalys (QMRA) upprättades för reningsverket, där åren 2016–2017 valdes som modellperiod. En QMRA omfattar fyra huvudsteg (Haas et al., 1999): faroidentifiering, exponeringsbedömning, dos-responsbedömning samt riskkaraktisering. I Figur 2 sammanfattas vad som ingår i huvudstegen i QMRA-modellen för Arvidstorps reningsverk.

Faroidentifieringen (steg 1 i Figur 2) handlar om att identifiera vilka patogener som kan tänkas dominera risken och vilka riskhändelser som modellen ska ta hänsyn till. Exponeringsbedömningen (steg 2) syftar till att avgöra vilka patogenhalter som en konsument kan exponeras för, i detta fall till följd av att dricka vatten som producerats vid något av vattenverken med råvattenintag nedströms Arvidstorp reningsverk. För detta fordras en kedja av beräkningar, från patogenhalter in till reningsverket, via reduktion i olika processteg som styr vilka patogenhalter som släpps ut till Göta älv, till hur patogenerna i älven minskar fram till respektive råvattenintag samt på vattenverket.

Dos-responsbedömningen (steg 3) innebär att beräkna vilken dos som en vattenkonsument får i



Figur 2. Huvudsteg i kvantitativ mikrobiologisk riskbedömning (QMRA) för Arvidstorps reningsverk.

*Provtagning med analys av fekala indikatororganismer användes för att beräkna reduktion i olika processteg.

sig av respektive patogen per dygn. Vidare att med hjälp av etablerade dos-responsfunktioner beräkna sannolikheten för att detta ska leda till infektion. Här har de dos-responsfunktioner som ingår i QMRA-verktyget använts (Abrahamsson et al., 2009, Pettersson et al., 2017) förutom för norovirus där en nyare dos-responsfunktion använts (Messner et al., 2014). Riskkarakteriseringen (steg 4) innebär att beräkna sannolikheten för infektion för olika scenarier och med lämplig enhet. Här beräknades infektionsrisken för Lilla Edets vattenverk, Dösebacka/Kungälv's vattenverk och för Lärjeholm/Göteborgs vattenverk för ett antal möjliga avskiljningsgrader på vattenverket (0, 90, 99, 99,9 % osv., motsvarande 0, 1, 2, 3 osv. upp till 8 log-enheters reduktion; med log-reduktion avses det tiologarimerade värdet av reduktionen). Två olika riskmått beräknades:

- Daglig infektionssannolikhet (P_{inf})
- Årlig infektionssannolikhet ($P_{inf\ annual}$)

Både punktvärden och sannolikhetsfördelningar har använts i beräkningarna som har gjorts med stokastisk simulering i programvaran Analytica (Lumina Decision Systems®). Så långt som möjligt har beräkningarna gjorts för en tidsserie, för att ta hänsyn till hur olika faktorer varierar över tid. Sannolikhetsfördelningar har även använts för att definiera parametervärden hämtade från vetenskapliga publikationer.

I det följande redovisas uppsättningen och tillämpningen av QMRA-verktyget utifrån steg 1 till 4 i Figur 2.

Steg 1: Faroidentifiering

Det första steget i en QMRA är alltså faroidentifieringen. I detta fall gäller det hälsofaror som mikroorganismer i avloppsvatten kan medföra. Det finns tre huvudgrupper av patogener som kan förväntas förekomma i avloppsvatten i Sverige: bakterier, virus och parasiter. Att basera riskanalysen på minst en patogen inom respektive grupp ger en tillförlitligare bedömning jämfört med om man enbart tar hänsyn till exempelvis bakterier.

Val av referenspatogener

Eftersom avloppsvatten innehåller så många olika patogener, måste analysen begränsas till så kallade referenspatogener. Dessa bör väljas så att de representerar ett urval av viktiga patogener och sammantaget en egenskapsmässig bredd. Fem referenspatogener valdes, med motivering enligt följande:

- **Bakterierna *Campylobacter* och *Salmonella*.** Både *Campylobacter* och *Salmonella* förekommer i avloppsvatten och kan därför typiskt spridas till Göta älv. *Campylobacter* är den vanligaste livsmedelsburna patogenen i Sverige och har relativt kort överlevnad i vatten. *Salmonella* är en annan vanlig livsmedelsburna patogen med medelmåttig överlevnad.
- **Viruset norovirus** orsakar vinterkräksjuka och är den vanligaste formen av calicivirus. Eftersom vinterkräksjuka är mycket vanlig i befolkningen och mycket smittsam är den angelägen att ta med i riskanalysen. Calicivirus orsakade det vattenburna utbrottet i Lilla Edet år 2008 (Larsson et al., 2014).

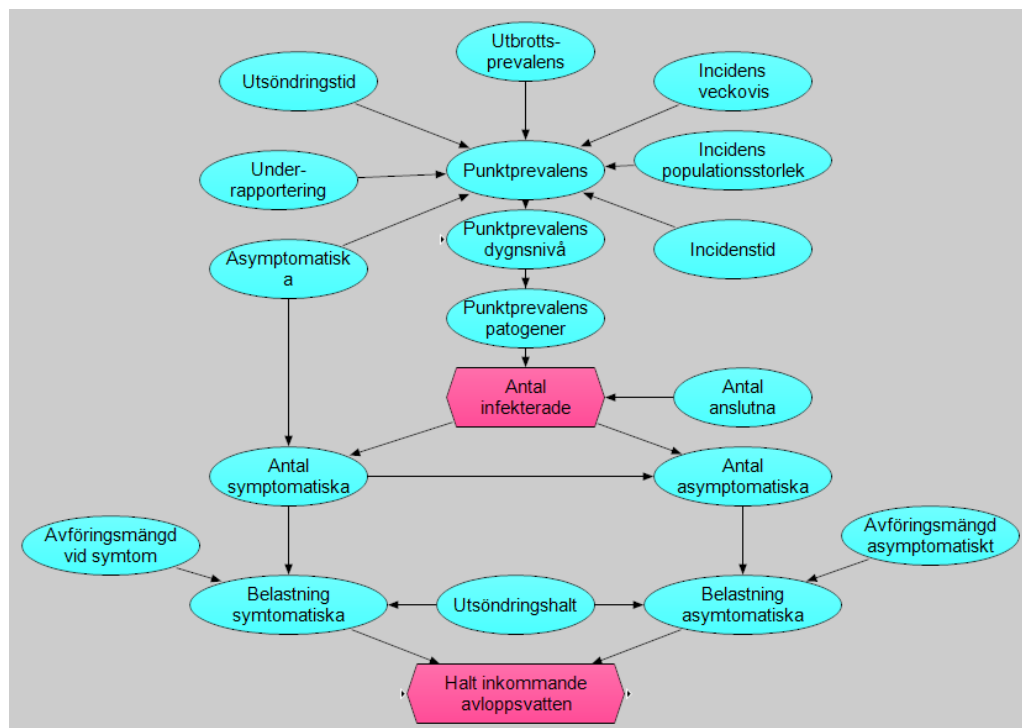
• **Parasiterna *Giardia* och *Cryptosporidium*** utgör en stor risk för vattenburna utbrott genom deras höga överlevnad i vatten och stora motståndskraft mot klorering. *Giardia* förekommer mer frekvent i sjukdomsstatistiken jämfört med *Cryptosporidium*. Det vattenburna utbrott som ägde rum i Östersund 2010–2011, med den form av *Cryptosporidium* som är vanlig hos människor (*C. hominis*), anses som det hittills största i Europa (Widerström et al., 2014). För validering av hur reduktion och transport beräknas i QMRA-modellen användes *E. coli* och Enterokocker. *E. coli* är den vanligaste fekala indikatorbakterien, utsöndras av såväl människor som varmblodiga djur och har analyserats frekvent både i olika punkter på reningsverket och längs Göta älv. Enterokocker utsöndras i lägre halter än *E. coli* men har något högre överlevnad i vattenmiljöer.

Angelägna driftfall att modellera

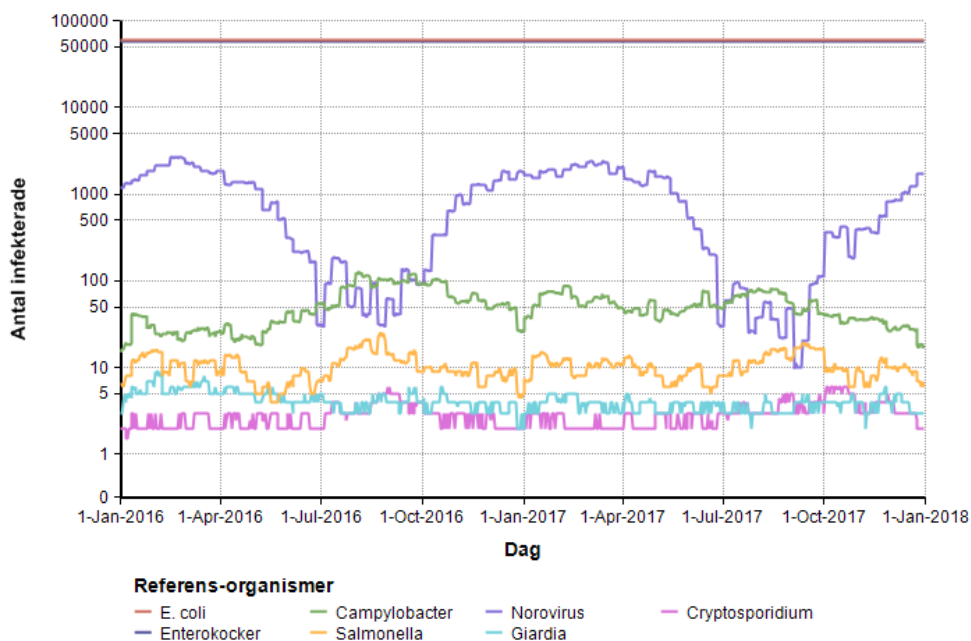
Olika driftfall på reningsverket innebär olika grad

av mikrobiologisk förorening till Göta älv. De driftfall som varit särskilt angelägna att analysera i QMRA-modellen är följande:

- **Normaldrift.** Avloppsvattnet genomgår fullständig rening på verket, men ofullständig vid bräddning på olika punkter efter nederbörd. Hur varierar patogenspridningen normalt över tid?
- **Förbildning biologen.** Avloppsvattnet leds förbi det biologiska steget på reningsverket. Hur stor påverkan har skivfilter i detta fall och gör det någon skillnad om fällning görs över skivfiltret?
- **Bräddat flöde efter försedimenteringen.** Avloppsvattnet genomgår enbart kemisk fällning och sedimentering. Hur påverkas patogenspridningen till Göta älv av bräddning efter försedimenteringen?
- **Bräddat obehandlat flöde samt bräddat efter försedimenteringen.** Hur stor är påverkan från dessa olika bräddningar, vilken ström är det viktigast att ta hand om?



Figur 3. Skärmbild som visar samband mellan ingående parametrar för att beräkna patogenhalt i inkommande avloppsvatten på Arvidstorps reningsverk. Beräkningsprincipen hämtad från Pettersson et al. (2016).



Figur 4. Beräknat antal infekterade personer per dag anslutna till Arvidstorps reningsverk under modellperioden. Observera att y-axeln är logaritmisk. Observera de raka strecken för *E. coli* och *Enterokocker* överst i diagrammet, vilka visar att i stort sett alla personer hela tiden bär på dessa indikatorbakterier.

- **Bräddat flöde som behandlas i skivfilter.** Det finns en möjlighet att bygga ut skivfilteranläggningen för att också behandla enbart mekaniskt renat avloppsvatten som i dagsläget måste bräddas. Hur skulle detta påverka risken, och vilken betydelse skulle kemisk fällning kunna ha i sammanhanget?

Fällning och polymertillsättning innan skivfiltret är en åtgärdsalternativ som redan finns på plats på reningsverket. Åtgärden är lätt att ta i funktion, och effekten avseende patogenspridning är därför angelägen att analysera.

Steg 2: Exponeringsbedömning

Exponeringsbedömningen är det mest omfattande steget i denna QMRA. Spridningen av patogener som transporteras genom Arvidstorps reningsverk ut till Göta älv och via vattenverken till dricksvattenkonsumenter beror på en rad faktorer. Den lättöverskådliga miljön i programvaran Analytica gör det möjligt att visuellt se hur olika parametrar beror av varandra, och därefter klicka sig in

i olika noder där ekvationer har programmerats. I avsaknad av mätserier av patogener i inkommande avloppsvatten (endast indikatororganismer mäts) har patogenhalten beräknats utifrån bland annat rapporterade sjukdomsfall i samhället, vilket illustreras i modellfönstret enligt Figur 3.

Halter i inkommande avloppsvatten

Patogenhalter i avloppsvattnet in till reningsverket har beräknats med hänsyn till nedanstående faktorer. Av utrymmesskal redovisas inte alla referenser till antaganden i QMRA-modellen.

- **Infektionsnivåer**, redovisat vecka för vecka baserat på Folkhälsomyndighetens sjukdomsstatistik för hela Sverige (beställdes från Folkhälsomyndighetens statistikdatabas). Detta har betecknats som normal (endemisk) nivå i QMRA-modellen. Sjukdomsförekomst vid ett stort vattenburet utbrott, betecknat som epidemisk nivå i QMRA-modellen, har använts som jämförelse. Här antogs att 45 % av befolkningen i Trollhättan utsöndrade samtliga patogenerna i fråga. Den aktuella procentsatsen är andelen

av befolkningen i Östersund som drabbades vid Cryptosporidium-utbrottet (Widerström et al., 2014).

- **Underrapportering och asymtomatiska infektioner.** Då långt ifrån alla som infekteras söker vård och då inte provtagning sker på alla patienter, måste man räkna med en underrapportering. Underrapporteringen avser kvoten mellan det verkliga antalet sjuka och det antalet sjuka som redovisas i statistiken. Asymtomatiska infektioner är sådana som inte innebär några symptom för individen men som trots detta ger en utsöndring av patogener.
- **Utsöndringstid och utsöndringshalt** av patogener vid respektive infektion, är uppgifter som hämtats från den vetenskapliga litteraturen. Även i detta fall har hänsyn tagits till variationer; olika individer som infekterats av samma patogen utsöndrar olika halter och under olika lång tid. Högst utsöndringshalt förväntas vid infektion av norovirus, där upp till 10^{10} noroviruspartiklar kan utsöndras per gram avföring.
- **Anslutna till avloppssystemet och antal infekterade.** Antalet personer som är anslutna till det kommunala avloppssystemet i Trollhättan, ca 59 000, användes för att beräkna antal infekterade dag för dag. Beräknat antal infekterade personer per dag under modellperioden visas i Figur 4.
- **Avföringsmängd** är mängden avföring per person och dygn hos friska eller asymtomatiska individer (80–120 g) respektive vid sjukdomssymtom (500 g, någon form av diarré).
- **Flöden på reningsverket.** Inkommande flöde från ledningsnätet, innan den första bräddpunkten, styr hur patogener från avföringen späds ut och därmed vilka patogenhalten som förekommer. Dygnsvärden avseende inkommande vatten, bräddning av inkommande vatten, bräddning av försedimenterat vatten samt flöde förbi det biologiska steget inhämtades för modellperioden.

Mikrobiell reduktion på reningsverket under olika driftförhållanden

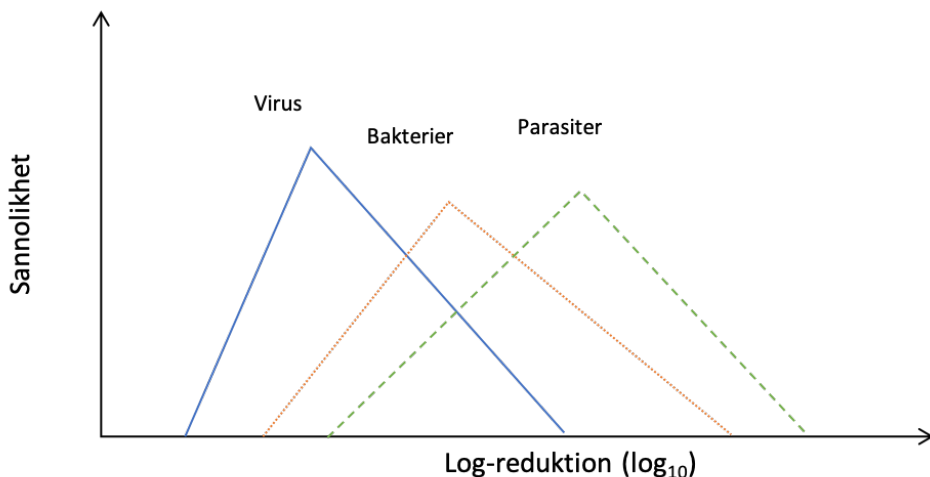
Det antogs att reduktionen av *Campylobacter* och

Salmonella motsvarar reduktionen av *E. coli* eller intestinala enterokocker vilka användes som bakterieindex. Vidare antogs att reduktionen av *Cryptosporidium* och *Giardia* följer reduktionen av bakterier av typen Clostridier viken användes som parasitindex. Clostridier är en sulfitreducerande bakterie som kan bilda sporer som är mycket motståndskraftiga mot olika reningsverksprocesser. Dessa sporer är storleksmässigt något mindre än parasiter. Reduktionen av norovirus antogs avspeglas i reduktionen av somatiska kolifager eller F-RNA kolifager. Patogenreduktionen över de olika reningsstegen på reningsverket har beräknats utifrån massbalans. Koncentration (C) och flödesvolym (V) ger massflödet in och ut från respektive reningssteg. Log-reduktionen (basen 10, R_{log}) för vardera reningssteg kan beräknas som:

$$R_{log} = \log \frac{C_{in} V_{in}}{C_{ut} V_{ut}}$$

Triangelfördelningar definierades med min, median och max-värde för vardera reningssteg och indikatororganism (Figur 5). Att använda triangelfördelningar är vanligt för att beskriva mikrobiell reduktion över olika beredningsprocesser på vattenverk (MicroRisk, 2006). Triangelfördelningen innebär att reduktionen vid varje provtagningsstillfälle tillmäts relativt liten betydelse (inget samband kunde ses mellan log-reduktion och flöde). Det blir istället mätserien som helhet som ger ett mått på reduktionen. Att reduktionen bättre beskrivs med en triangelfördelning än en normalfördelning indikeras av att medianvärdet skiljer sig från medelvärdet. Är log-reduktionen negativ innebär det att halterna ökar över reningssteg.

Den organism av bakterieindex som gav lägst median-reduktion vid respektive reningssteg användes som index för bakterierna. Som virusindex användes somatiska kolifager (ej komplett mätserie för F-RNA kolifager) och som parasitindex användes Clostridier. Valda triangelfördelningar användes för att beräkna log-reduktionen för respektive reningssteg på avloppsreningsverket, dygn för dygn under modellperioden.



Figur 5. Triangelfördelningar användes för att definiera log-reduktionen i olika reningssteg baserat på min-, median och maximal reduktion av indexorganismer för virus, bakterier och parasiter.

Inkommande patogenhalter

Modellberäknade halter av indikatorbakterier och patogener i inkommande avloppsvatten till Arvidstorps reningsverk varierade med sjukdomsförekomst. Norovirus beräknades föreligga i de näst högsta halterna, upp till 1×10^6 under vintersäsongens magsjuketoppar och då i högre halter än Enterokockerna. Halterna av *Campylobacter* beräknades till mellan 1×10^4 och 10×10^5 , och *Salmonella* till ungefär en log-enhet lägre halter. För parasiterna ger modellen högre halter av *Cryptosporidium* jämfört med *Giardia*. Vid provtagningen den 11/9 2017 uppmättes 320 cystor/liter av *Giardia* och 120 oocystor/liter av *Cryptosporidium* i inkommande avloppsvatten. Även om uppmätta halter är i samma tiopotens som modellerade halter, finns tydliga skillnader mellan mätningen och modelleringen. Dels är mätningen enbart ett stickprov vid ett tillfälle, dels har ingen korrigering gjorts för metodutbyte i parasitanalysen vilket leder till en underskattning av halten. Halter av indikatorbakterier och patogener i inkommande avloppsvatten beräknades även för epidemiska förhållanden. Vid ett utbrott som drabbar 45 % av befolkningen, skulle de största halterna enligt modellen uppstå av *Campylobacter*, följt av norovirus och *Cryptosporidium*.

Mikrobiologisk reduktion över försedimenteringen

Reduktionen över försedimenteringen, beräknad från mätningar av indexorganismer före och efter reningssteget, redovisas i Tabell 1. Störst reduktion uppmättes för sulfitreducerande Clostridier (avseende max-värde), lägst för F-RNA kolifager (min-värde). Störst variation, indikerat genom standardavvikelsen (stdav), uppmättes för F-RNA kolifager (få mätningar) följt av Clostridier och Enterokocker. Av bakterierna valdes Enterokocker som indexorganism i QMRA-modellen och av virus valdes somatiska kolifager. Den enstaka mätningen som gjordes av *Giardia* och *Cryptosporidium* visade på en reduktion i samma storleksordning som för Clostridier, vilket gör det motiverat att använda Clostridier som indexorganism för parasiter.

Mikrobiologisk reduktion över eftersedimenteringen

Reduktionen över eftersedimenteringen, beräknad från mätningar av indexorganismer före och efter, redovisas i Tabell 2. Även här uppmättes den högsta reduktionen för Clostridier (max-värde), och lägsta för *E. coli* (min-värde). Samtidigt var också spridningen störst för dessa båda indexorganismer. Eftersom *E. coli* utifrån medianvärdet hade en lägre reduktion än Enterokocker valdes

Tabell 1. Mikrobiologisk reduktion ($\log_{10}$) över försedimenteringen, beräknad utifrån mätningar av indexorganismer före och efter reningssteget under perioden juni till december 2017.

Organismtyp	Indexorganism	Antal mätningar	Log-reduktion				Till modell
			Min	Median	Max	Stdav	
Bakterier	<i>E. coli</i>	26	0,1	0,6	2,0	0,4	
	Enterokocker	26	-0,7	0,6	2,1	0,6	x
Virus	Somatiska kolifager	22	0,2	0,4	1,0	0,2	x
	F-RNA kolifager	3	-2,5	0,5	0,8	1,8	
	F-RNA ej verif.	3	0,6	0,7	1,1	0,3	
Parasiter	Clostridier	24	-0,8	0,3	2,2	0,6	x
	<i>Giardia</i>	1		0,7			
	<i>Cryptosporidium</i>	1		0,5			

Tabell 2. Mikrobiologisk reduktion ($\log_{10}$) över eftersedimenteringen, beräknad utifrån mätningar av indexorganismer före och efter reningssteget under perioden juni till december 2017.

Organismtyp	Indexorganism	Antal mätningar	Log-reduktion				Till modell
			Min	Median	Max	Stdav	
Bakterier	<i>E. coli</i>	26	-1,1	0,3	1,8	0,5	x
	Enterokocker	26	0,2	0,7	1,2	0,3	
Virus	Somatiska kolifager	22	0,1	0,6	1,2	0,3	x
	F-RNA kolifager	3	0,2	0,5	0,8	0,3	
	F-RNA ej verif.	3	0,7	0,8	1,4	0,3	
Parasiter ^a	Clostridier	24	-0,7	0,4	1,9	0,6	x
	<i>Giardia</i>	1		>0,8			
	<i>Cryptosporidium</i>	1		>0,6			

^a En mätning genomfördes av parasiter, vilken visar på en reduktion av >0,8 log för *Giardia* och >0,6 log för *Cryptosporidium* (inga fynd efter eftersedimenteringen).

E. coli att ingå som indexorganism för bakterier i QMRA-modellen. Somatiska kolifager användes som index för virus och Clostridier som index för parasiter. Analysen av *Giardia* och *Cryptosporidium* gav ingen påvisad halt efter eftersedimenteringen.

Mikrobiologisk reduktion över skivfilteranläggningen

Reduktionen över skivfilteranläggningen, beräknad från mätningar av index-organismer före och efter, redovisas i Tabell 3. Sett till medianen var reduktionen över skivfilteranläggningen lägre jämfört med över för- och eftersedimenteringen. För alla index-organismer uppmättes vid något tillfälle en negativ reduktion; halterna ökade över skivfiltret, dock inte vid något av fällningstillfällena fränsett *E. coli*.

Störst variation kan noteras för Clostridier, lägst för Enterokocker. Antalet prov som tagits i driftläget med fällning var betydligt färre jämfört med antalet prov i driftläget utan fällning. Detta kan förklara skillnaderna i min- och max-värden, där variationen kan öka om fler prover tas. För att inte skillnaderna i antalet prov skulle påverka bedömningen valdes därför medianvärdet för att i riskanalysen beskriva log-reduktionen över skivfiltret. Sett till medianvärdet innebär fällning över skivfiltret en betydligt högre log-reduktion över skivfiltret än utan fällning. Detta gäller även virus-organismer, vilket tyder på att fällningen binder in viruspartiklar till flockar som sedan kan avskiljas i skivfiltret.

Enterokocker valdes som index för bakterier i QMRA-modellen, somatiska kolifager som index

för virus och Clostridier som index för parasiter. Eftersom skivfiltret har en storleksbaserad avskiljning är det troligt att parasiter avskiljs bättre än vad Clostridie-bakterierna här gör i driftläget Utan fällning. Inga parasiter påvisades före eller efter skivfiltret.

Utgående patogenhalter

De mikrobiologiska halterna ut från reningsverket till Göta älv beror både på vilken reduktion som åstadkoms över de olika reningsstegen och på vad bräddningarna åstadkommer i utsläpp av helt eller delvis orenat avloppsvattnet. Till skillnad från indikatorbakterier varierar förekomsten av patogener i avloppsansluten befolkning över året. Detta avspeglas både i halter in till reningsverket och i halter ut från reningsverket. Utgående halter av patogener beräknat med modellen för endemiska förhållanden illustreras i Figur 6. I driftläget där skivfiltrering används utan föregående fällning ger modellen högst halter av norovirus (upp till 100 000 per liter). Näst högst blir enligt modellen halterna av *Campylobacter* följt av *Salmonella*, *Cryp-*

tosporidium och *Giardia*. Tillämpas fällning över skivfiltret skulle detta sänka halterna av samtliga patogener med ungefär tio gånger (Figur 6B), men haltförhållandet mellan olika patogener skulle inte kastas om.

Utgående halter av patogener från reningsverket, beräknat med modellen för epidemiska förhållanden dvs. kraftigt förhöjd infektionsnivå i samhället, gav betydligt högre halter. Till skillnad mot endemiska förhållanden är det här *Campylobacter* som beräknas föreligga i högst halter, som mest runt 1 900 000 per liter. Därefter följer norovirus, *Cryptosporidium*, *Salmonella* samt *Giardia*. Även under dessa extremförhållanden skulle dock fällning över skivfiltret förbättra avskiljningen.

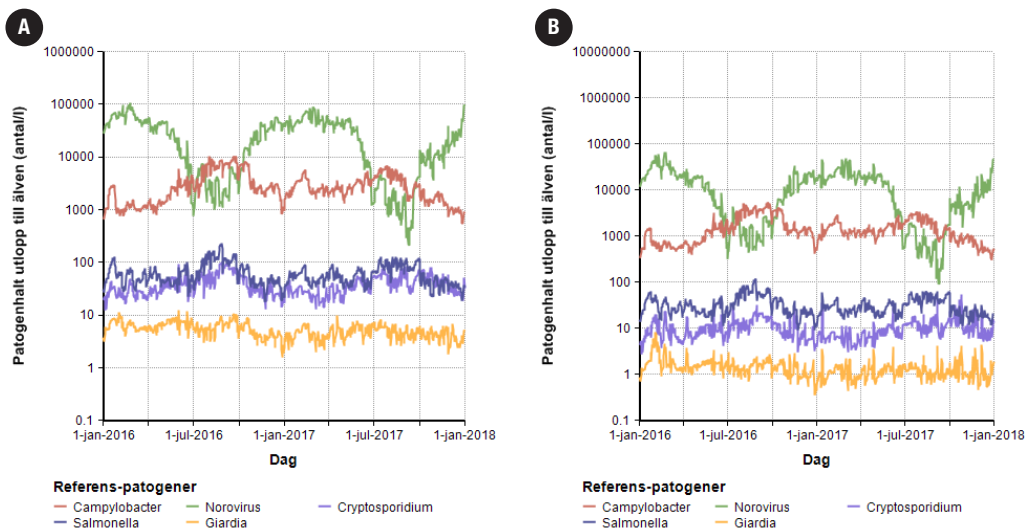
Patogenreduktion över hela reningsverket

I Figur 7 illustreras vilken patogenreduktion som enligt modellen åstadkoms över hela reningsverket under modellperioden, utan och med skivfilter samt vid fällning över skivfiltret. Skivfiltret åstadkommer alltså en ökad reduktion av främst parasiter och bakterier (jfr. A och B i Figur 7). Resultatet

Tabell 3. Mikrobiologisk reduktion ($\log_{10}$) över skivfilteranläggningen, beräknad utifrån mätningar av indexorganismer före och efter reningssteget samt utan respektive med fällning över skivfiltrena, perioden juni till december 2017.

Driftläge	Organismtyp	Indexorganism	Antal mätningar	Log-reduktion				Till modell
				Min	Median	Max	Stdav	
Utan fällning	Bakterier	<i>E. coli</i>	20	-0,3	0,2	1,8	0,4	
		Enterokocker	20	-0,3	0,1	2,1	0,5	x
	Virus	Somatiska kolifager	18	-0,5	0,0	2,4	0,6	x
		F-RNA kolifager	3	-0,1	0,2	>	-	
		F-RNA ej verif.	3	-0,6	-0,1	0,4	0,5	
	Parasiter	Clostridier	18	-1,7	0,2	3,1	0,9	x
		<i>Giardia</i>	1		-			
		<i>Cryptosporidium</i>	1		-			
Med fällning	Bakterier	<i>E. coli</i>	6	-0,2	0,6	1,3	0,5	
		Enterokocker	6	0,0	0,4	0,8	0,3	x
	Virus	Somatiska kolifager	4	0,2	0,4	1,1	0,4	x
		F-RNA kolifager	0	-	-	-	-	
		F-RNA ej verif.	0	-	-	-	-	
	Parasiter	Clostridier	6	0,2	0,8	1,6	0,5	x
		<i>Giardia</i>	1		-			
		<i>Cryptosporidium</i>	1		-			

*En mätning genomfördes av *Giardia* och *Cryptosporidium*, men eftersom inga fynd gjordes efter eftersedimenteringen eller efter skivfiltret kan reduktionen av dessa inte beräknas.



Figur 6. Modellerade patogenhalter under endemiska förhållanden ut från Arvidstorps reningsverk efter behandling i (A) skivfilter utan fällning och (B) skivfilter med fällning.

visar samtidigt att bräddningarna åstadkommer en temporärt minskad patogenreduktion över reningsverket som helhet. Bräddningarna syns som ”spikar” i Figur 7. Enbart skivfiltret gör att log-reduktionen ökar i medeltal av *Campylobacter* och *Salmonella* (båda 8 %), *Norovirus* (4 %), *Giardia* och *Cryptosporidium* (båda 18 %).

Reduktion av patogener över hela Arvidstorps reningsverk med skivfilter i kombination med fällning visas i Figur 7C. Att fälla innan skivfiltret är något som i betydligt högre grad reducerar patogener än att enbart installera ett skivfilter. Skivfiltret i kombination med fällning skulle göra att log-reduktionen ökar i medeltal av *Campylobacter*, *Salmonella*, *Norovirus* (alla 38 %), *Giardia* och *Cryptosporidium* (båda 78 %). Fortfarande gäller dock att den lägsta reduktionen över reningsverket uppstår när bräddningar inträffar.

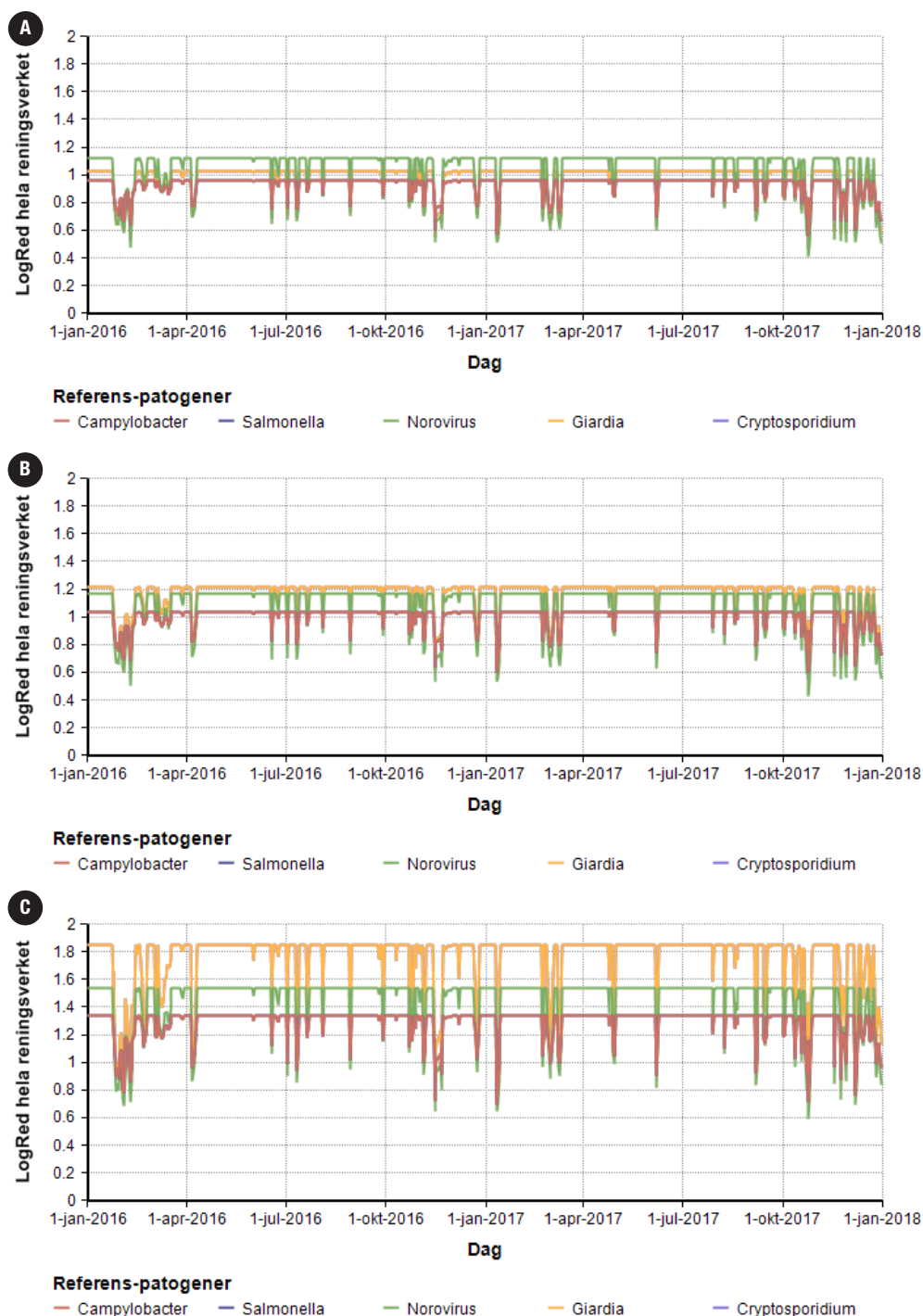
Validering av modellen

För att validera QMRA-modellen avseende transporten genom reningsverket och i älven jämfördes uppmätta och modellberäknade halter av *E. coli* och Enterokocker. Det finns inte utrymme att redovisa denna validering i detalj, dock kan konstateras att modellerade halter ligger något under upp-

mätta halter på alla fyra punkterna i reningsverket (inkommande, försedimenterat, eftersedimenterat samt i utgående avloppsvatten). Sett till medianhalten är de uppmätta halterna av *E. coli* ungefär en tiopotens högre än modellberäknade halter och uppmätta halter av Enterokocker upp till 1,7 log-enheter högre än modellberäknade halter. Skillnaden kan bero på att dagvatten, vars tillskott inte beräknats i modellen, har ett annat haltförhållande där Enterokocker kan vara mer vanligt än *E. coli* jämfört med i mänsklig avföring. Det kan dock noteras att skillnaderna är desamma över hela reningsverket, vilket gör att modellen får anses acceptabel vad gäller reduktion av bakterier över reningsverket. Vid en jämförelse med uppmätta halter nedströms i älven (mätstation i Garn) kan konstateras att utsläpp från reningsverket inte åstadkommer någon radikal ökning av bakteriehalter i älven. Detta kan ses som en bekräftelse på att det finns flera andra betydande fekala utsläppskällor uppströms denna mätstation, utöver Arvidstorps reningsverk.

Patogenhalter i råvatten och dricksvatten

Patogenhalter i råvatten vid de tre stora råvattenintagen nedströms beräknades med QMRA-modellen för olika driftlägen på Arvidstorps reningsverk.



Figur 7. Modellerad log-reduktion av patogener över hela Arvidstorps reningsverk (A) utan skivfilter, (B) med skivfilter utan fällning, samt (C) med skivfilter med fällning. Reduktionen av *Salmonella* sammanfaller med *Campylobacter* och reduktionen av *Cryptosporidium* sammanfaller med *Giardia*.

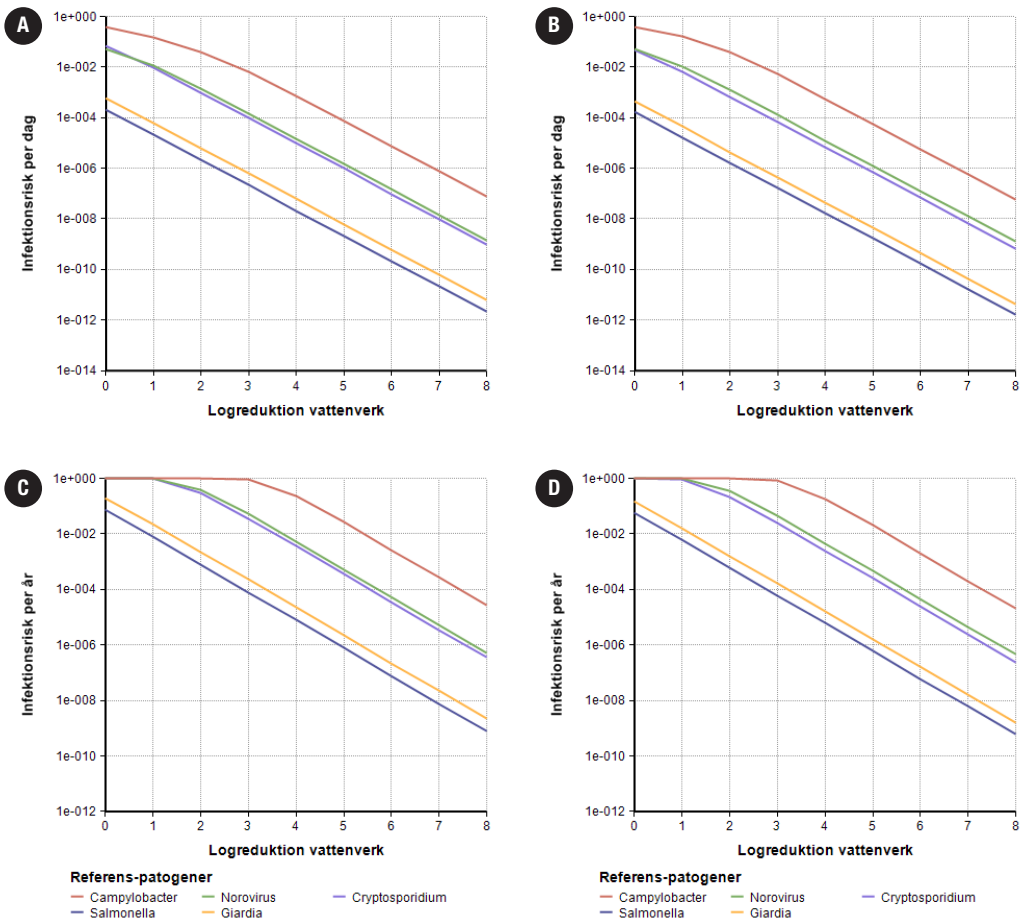
Modellen ger likartat höga halter av norovirus och parasiterna *Giardia* och *Cryptosporidium* i råvattenet i Lilla Edet som vid Kungälv's råvattenintag i Göta älv vid Dösebacka och vid Göteborgs råvattenintag i Lärjeholm. Det är främst den korta transporttiden som ger dessa resultat; den inaktivering som sker i vattnet över tid hinner inte pågå särskilt länge innan avloppsvattnet är nere i Göteborg och har passerat alla råvattenintag. För bakterier däremot syns en tydlig skillnad, såväl för *Campylobacter* som för *Salmonella* som har en betydligt snabbare inaktivering jämfört med norovirus och parasiter. Generellt blir patogenhalterna lägst på sommaren

och högst på vintern, där norovirus dominerar till följd av vinterkräksjukessäsongen. Patogenhalten i producerat dricksvatten, som en funktion av 0-8 log-enheters reduktion på respektive vattenverk, användes för att beräkna infektionsrisk.

Steg 3 och 4:

Dos-responsbedömning och riskkaraktisering

Infektionsrisk för patogener i dricksvattnet i Lilla Edet modellerad som en funktion av log-reduktion på vattenverket illustreras i Figur 8. Infektionsrisken kan avläsas genom att först på X-axeln välja den log-reduktion man anser att vattenverket har



Figur 8. Modellerad infektionsrisk (medelvärde) för patogener i dricksvattnet i Lilla Edet som en funktion av log-reduktion på vattenverket i Lilla Edet. Daglig infektionsrisk utan skivfilter (A) och med skivfilter (B) samt årlig infektionsrisk utan skivfilter (C) och med skivfilter (D) (endemiska infektionsnivåer i avloppsansluten befolkning).

av en viss patogen. Därefter rakt ovanför detta X-värde söka sig till kurvan för den patogen man är intresserad av. Sedan avläser man på Y-axeln det riskvärde som denna punkten motsvarar. Om exempelvis avskiljningen av *Campylobacter* anses vara 5 log-enheter är risken ungefär $1e-004$, alltså 1×10^{-4} att under en dag bli infekterad med *Campylobacter* utsläppta från Arvidstorps reningsverk (Figur 8 A). Risken under ett år att bli infekterad kan avläsas från Figur 8C, som visar att risken är ungefär $1e-002$, alltså 1×10^{-2} att under ett år bli infekterad med *Campylobacter* vid 5 logs reduktion.

Skivfilter som slutsteg på Arvidstorps reningsverk minskar infektionsrisken något, såväl den dagliga (B) som den årliga (D). I kurvorna i Figur 8 syns kanske denna skillnad tydligast för *Salmonella* och *Giardia*. Att inte skillnaden är särskilt tydlig i kurvorna i figuren påverkas av att dessa avser risken i medeltal, vilket väger samman dagar när patogennivån är relativt låg och stabil samt dagar då patogentoppar inträffar. Bräddningar är en riskfaktor för patogentoppar.

Antalet infektioner per år av *Campylobacter* och *Cryptosporidium* i Lilla Edet, Kungälv och Göteborg, relaterade till utsläpp från Arvidstorps reningsverk vid olika driftlägen, beräknades med QMRA-modellen. Resultaten visar att skivfiltret som installerats på Arvidstorps reningsverk bidrar till att minska antalet infektioner av såväl bakteriella som parasitära patogener. Tydligast blir effekten av skivfiltret om vattenverket ligger på gränsen till att klara av ett avloppspåverkat råvatten. Det blir exempelvis en tydligare skillnad om Lilla Edet har 5 logs reduktion av *Campylobacter* än om samma vattenverk bara har 3 logs reduktion. Ju bättre reduktion på vattenverket, desto tydligare bidrar effekten av skivfiltret till dricksvattenkonsumenternas hälsa i de kommuner som får sitt råvatten från Göta älv. Är det istället så att vattenverket har en bristfällig reduktion av patogener, har det ingen större betydelse om det finns ett skivfilter på Arvidstorps reningsverk eller inte. Det hör till dricksvattenproducenters skyldighet att förse ett vattenverk med ett "tillräckligt antal säkerhetsbarriärer mot mikrobiologisk förorening" (Livsmedelsverket, 2015).

Känslighetsanalys

En känslighetsanalys av en modell kan visa hur variationen i någon av de ingående parametrarna påverkar variationen i en resultatparameter. I detta fall har råvattenhalten betraktats som resultatparameter, och känslighetsanalysen har gjorts med avseende på halten av *Campylobacter* och *Cryptosporidium* i Lilla Edets råvatten. Tornadodiagram användes för att visa hur en variation i de modellparametrar som varierar mellan dygn eller provtagningsdag påverkar haltvariationen i råvattnet (figur visas ej). Flera av modellparametrarna är möjliga att påverka i någon mening, exempelvis inkommande flöde och bräddflöden. För *Campylobacter* är det bakteriehalten in till reningsverket som är av störst betydelse i modellen, därefter bakteriehalten efter skivfiltret. På tredje plats kommer vattentemperatur i älven, där en låg temperatur gynnar överlevnaden och bidrar till högre råvattenhalt av denna bakterie. Variationen i övriga parametrar bidrar försumbart. När det gäller *Cryptosporidium* är det delvis andra parametrar har stor betydelse för variationen i råvattenhalt. Störst betydelse har parasithalter in till reningsverket och parasithalter efter skivfiltret. På tredje plats kommer vattenföringen i Göta älv; låg vattenföring ger högre råvattenhalter av parasiter till följd av mindre utspädning.

QMRA som beslutsstöd

QMRA är som här har visats en metod att systematiskt kombinera tillgänglig information om exponering (dvs. antalet infektiösa patogener) och dosresponsmodeller för att ge en uppskattning av sannolikheten för infektion i det producerade dricksvattnet. Branschorganisationen Svenskt Vatten har bidragit till utvecklingen av det så kallade QMRA-verktyget, med dricksvattenproducenter som främsta målgrupp (Pettersson et al., 2017). Att istället använda QMRA för driftplanering av avloppsreningsverk är såvitt vi känner till ett nytt grepp, åtminstone i Sverige. Metoden att beräkna patogenhalter i utgående avloppsvatten har använts för att bedöma smittspridning från reningsverk till råvattenintag, utgående från sjukdomsstatistik. Detta alternativ till patogenanalyser av vattenprover användes i en studie av patogenpåverkan från

Tabell 4. Patogenspridning vid olika driftfall på Arvidstorps reningsverk, sammanfattning av vad som framgår av QMRA-modellen.

Driftfall	Beskrivning och frågeställning	Resultat från QMRA-modellen
Normaldrift	Avloppsvattnet genomgår fullständig rening på verket, men ofullständig vid bräddning på olika punkter efter nederbörd. Hur varierar patogenspridningen normalt över tid?	Patogenspridningen varierar kraftigt över tid och mellan olika patogener. Varierande sjukdomsförekomst i Trollhättan, utspädning av inkommande avlopp på grund av regn samt varierande reduktion över olika reningssteg är faktorer som påverkar.
Förbiledning biologen	Avloppsvattnet leds förbi det biologiska steget på reningsverket. Hur stor påverkan har skivfiltret i detta fall och gör det någon skillnad om fällning görs över skivfiltret?	Att avloppsvattnet leds förbi det biologiska steget tycks inte på ett avgörande sätt påverka patogentillskottet till recipienten. Skivfiltret minskar utgående halter vid en förbiledning, men ännu mer om kemisk fällning görs över skivfiltret.
Bräddat flöde efter försedimenteringen	Avloppsvattnet genomgår enbart kemisk fällning och sedimentering. Hur påverkas patogenspridningen till Göta älv av bräddning efter försedimenteringen?	Bräddning efter försedimenteringen bidrar bara marginellt till ökad patogenspridning till Göta älv, eftersom en viss rening redan har skett av detta avloppsvatten.
Bräddat obehandlat flöde samt bräddat efter försedimenteringen	Hur stor är påverkan från dessa olika bräddningar, vilken ström är det viktigast att ta hand om?	Att minska bräddning av obehandlat flöde är den åtgärd som jämte fällning över skivfiltret skulle ha en direkt positiv effekt för att minska patogenspridningen till älven.
Bräddat flöde som behandlas i skivfilter	Det finns en möjlighet att bygga ut skivfilteranläggningen för att också behandla enbart mekaniskt renat avloppsvatten som i dagsläget måste bräddas. Hur skulle detta påverka risken, och vilken betydelse skulle kemisk fällning kunna ha i sammanhanget?	Behandling av obehandlat avloppsvatten som i dagsläget bräddas skulle vara mycket värdefullt för att minska patogenspridningen och risken. Däremot är det inte praktiskt möjligt att leda enbart mekaniskt renat avloppsvatten direkt till skivfiltret.

reningsverk uppströms Nedre Romerike Vannverk i Oslo (Petterson et al., 2016), dock utan hänsyn till olika reningsprocesser på reningsverket.

Den QMRA-modell som byggts upp för Arvidstorps reningsverk i Trollhättan innehåller en platsspecifik beskrivning av reningsprocesser och patogenreduktion under ordinarie driftförhållanden samt vid bräddning. Vid faroidentifieringen (steg 1) identifierades ett urval driftfall som angelägna att analysera. Modelleringen har kastat ljus över dessa driftfall enligt sammanställningen i Tabell 4. Det kan sammanfattningsvis konstateras att skivfiltret ensamt åstadkommer en reduktion av parasiter och bakterier men inte av virus. Fällning över skivfiltret är en riskreducerande åtgärd som skulle förbättra reduktionen och ha effekt även på virus. Detta kan genomföras redan med befintlig utrustning på Arvidstorps reningsverk och har utprovats i försök. Troligen skulle UV-desinfektion efter skivfiltret åstadkomma liknande eller bättre effekt. Innan ytterligare investeringar görs av reningssteg riktade mot mikrobiell avskiljning bör volymer och frekvens av bräddning på inkommande avloppsvatten minska. Ökade magasineringsmöjligheter i avloppsledningarna och att bygga bort kombinerade ledningar i Trollhättans avloppsledningsnät är förslag på åtgärder för att minska bräddningar.

Av driftansvariga på Trollhättan Energi konstateras att denna QMRA-baserade analys ger en ökad förståelse för vilken betydelse olika driftsstrategier har för de mikrobiologiska utsläppen från verksamheten. Den ger ett faktabaserat underlag för Trollhättan Energi att använda vid beslut och prioritering. Verksamheten står inför stora

förändringar liksom många andra avloppsreningsverk och i kombination med begränsade resurser är det viktigt att de förändringar och projekt man genomför leder till största möjliga nytta. För att nå dit behövs ett bra beslutsunderlag. För Trollhättan Energi har det också varit intressant att kunna ställa sina egna utsläpp i relation till bakgrundshalter och med hänsyn till vattenföringen i Göta älv.

För att kunna driva verket på bästa sätt, speciellt för ett verk där man påverkar en råvattentäkt men också där man påverkar badvatten etc., är kunskapen om hur verkets drift påverkar utsläppen av mikroorganismer viktig. Viktiga frågor som blivit belysta är: Hur ser bakgrundshalterna ut? Hur påverkar vattenföringen i recipienten utsläppen? Hur ser patogenbelastningen ut in till verket och hur varierar den över säsongen och med varierande dagvattentillskott? Målet med reningen av spillvatten är ju att rena så bra som möjligt, men att rena kostar både i form av energi och kemikalier och kan kräva stora investeringar. En QMRA-baserad analys ger en bättre förståelse av konsekvenserna och riskerna av olika driftscenarier och belyser hur verket ska byggas ut och dimensioneras utifrån ett hälsoriskperspektiv.

Det kan konstateras att QMRA ger ett robust underlag för att prioritera hälsobaserade åtgärder och att kommunicera risker med myndigheter. Denna QMRA-modell har använts för att tillmötesgå Länsstyrelsens utredningskrav vad gäller smittspridning till råvattentäkten Göta älv. QMRA-modellen har även varit ett hjälpmedel för att visa diagram vid arbetsmöten och få en förståelse för vad som kan påverka hälsoriskerna i något så viktigt som vårt dricksvatten.

Referenser

- 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>> (2019-02-08).
- Folkhälsomyndigheten (2015) Sjukdomsutbrott orsakade av dricksvatten. Utbrott i Sverige år 1992–2011. Folkhälsomyndigheten.
- Haas, C.N., Rose, J.B. & Gerba, C.P. (1999) Quantitative Microbial Risk Assessment, New York City, USA, John and Wiley & Sons, Inc.
- ISO (1995) ISO 10705-1, Water Quality - Detection and Enumeration of Bacteriophages-Part 1: Enumeration of F-specific RNA Bacteriophages. Geneva: International Organization for Standardization.
- ISO (2000) ISO 10705-2, Water Quality - Detection and Enumeration of bacteriophages - Part 2: Enumeration of Somatic Coliphages. Geneva: International Organization for Standardization.
- ISO (2006) ISO 15553, Water quality – Isolation and identification of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts from water. Geneva: International Organization for Standardization.
- Kängsepp, P., Väänänen, J., Örning, K., Sjölin, M., Olsson, P., Rönnberg, J., Walleback, F., Cimbritz, M. & Pellicer-Nacher, C. (2016) Performance and operating experiences of the first Scandinavian full-scale Discfilter installation for tertiary phosphorus polishing with preceding coagulation and flocculation. *Water Practice and Technology*, 11, 459-468.
- Larsson, C., Andersson, Y., Allestam, G., Lindqvist, A., Nenonen, N. & Bergstedt, O. (2014) Epidemiology and estimated costs of a large waterborne outbreak of norovirus infection in Sweden. *Epidemiology and Infection*, 142, 592-600.
- Livsmedelsverket (2015) Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten, SLVFS 2001:30. Denna version innehåller ändringar LIVSFS 2005:10 (Omtryck), LIVSFS 2007:13, LIVSFS 2011:3 (Omtryck), LIVSFS 2013:4 och LIVSFS 2015:3.: Livsmedelsverket. Tillgänglig: <<https://www.livsmedelsverket.se/om-oss/lagstiftning1/gallande-lagstiftning/slvfs-200130>> (2017-09-26).
- Messner, M.J., Berger, P. & Nappier, S.P. (2014) Fractional Poisson—A Simple Dose-Response Model for Human Norovirus. *Risk Analysis*, 34, 1820-1829.
- MicroRisk (2006) Efficacy of water treatment processes. Quantitative Microbial Risk Assessment in the Water Safety Plan (Final report). The Microrisk consortium. Tillgänglig: <<https://www.kwrwater.nl/wp-content/uploads/2016/09/MICRORISK-FINAL-REPORT-Quantitative-microbial-risk-assessment-in-the-Water-Safety-Plan.pdf>> (2019-02-08).
- Naturvårdsverket (2016) Naturvårdsverkets föreskrifter om rening och kontroll av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse. NFS 2016:6 Grundföreskrift. Ersätter/upphäver SNFS 1990:14, SNFS 1994:7. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Pedley, S., Yates, M., Schijven, J. F., West, J., Howard, G. & Barret, M. (2006) Pathogens: Health relevance, transport and attenuation. Protecting groundwater for health: managing the quality of drinking-water sources. London: World Health Organization, IWA Publishing.
- Petterson, S. R., Stenström, T. A. & Ottoson, J. (2016) A theoretical approach to using faecal indicator data to model norovirus concentration in surface water for QMRA: Glomma River, Norway. *Water Research*, 91, 31-37.
- Petterson, T., Forss, M., Åström, J., Pott, B.-M. & Almqvist, H. (2017) Vidareutveckling av QMRA-verktyget – fas 1. SVU-projekt genom DRICKS-programmet vid Chalmers. Svenskt Vatten Utveckling rapport nr. 2017-09. Stockholm: Svenskt Vatten. Tillgänglig: <<http://vav.griffel.net/vav.htm>> (2019-02-08).
- Vattenvårdsförbundet (2015) Fakta om Göta älv - En beskrivning av Göta älv och dess avrinningsområde nedströms Vänern 2015. Göteborg: Göta älvs Vattenvårdsförbund.
- WHO (2017) Guidelines for drinking-water quality, 4th edition, incorporating the 1st addendum, Geneva, World Health Organization. Tillgänglig: <https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/en/> (2019-02-08).
- Widerström, M., Schöningg, C., Lilja, M., Lebbad, M., Ljung, T., Allestam, G., Ferm, M., Björkholm, B., Hansen, A., Hiltula, J., Långmark, J., Löfdahl, M., Omberg, M., Reuterwall, C., Samuelsson, E., Widgren, K., Wallensten, A. & Lindh, J. (2014) Large outbreak of *Cryptosporidium hominis* infection transmitted through the public water supply, Sweden. *Emerging Infectious Diseases*, 20, 581-589.
- Åström, J., Petterson, T. J. R., Stenström, T. A. & Bergstedt, O. (2009) Variability analysis of pathogen and indicator loads from urban sewer systems along a river. *Water Science and Technology*, 59, 203-212.