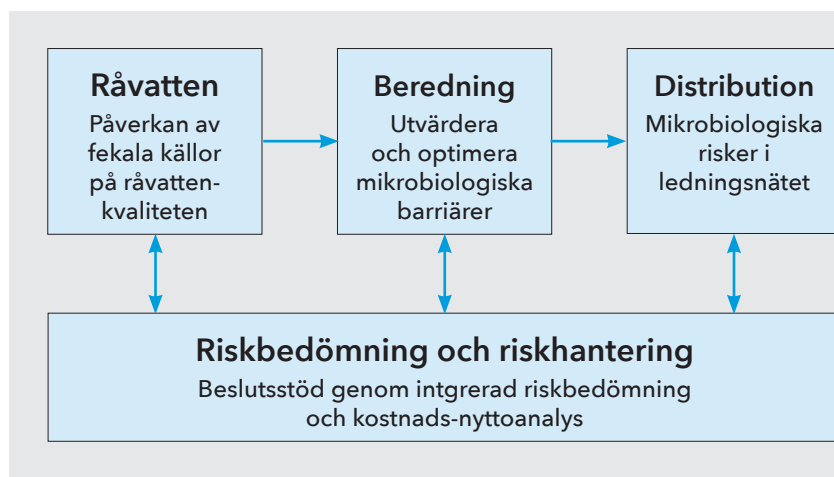


Riskbaserat beslutsstöd för säker dricksvattenförsörjning

*Lars Rosén, Andreas Lindhe, Viktor Bergion,
Ekaterina Sokolova, Mia Bondelind, Annika Malm,
Thomas Pettersson, Nashita Moona, Victor Vinas,
Lars-Ove Lång, Kaisa Sören, Åsa Sjöling,
Kathleen Murphy*



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.

Författaren är ensam ansvarig för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas 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:	Riskbaserat beslutsstöd för säker dricksvattenförsörjning
Title of the report:	Risk-based decision support for safe drinking water supply
Författare:	Lars Rosén (Chalmers), Andreas Lindhe (Chalmers), Viktor Bergion (Chalmers), Ekaterina Sokolova (Chalmers), Mia Bondelind (Chalmers), Annika Malm (RISE), Thomas Pettersson (Chalmers), Nashita Moona (Chalmers), Victor Vinas (Chalmers), Kathleen Murphy (Chalmers), Lars-Ove Lång (SGU), Kaisa Sörén (SVA), Åsa Sjöling (KI).
Rapportnummer:	2020-5
Antal sidor:	76
Sammandrag:	Rapporten ger en översikt av arbetet som genomförts inom forskningsprojektet Riskbaserat beslutsstöd för säker dricksvattenförsörjning (RiBS). Rapporten beskriver den beslutsstödsmodell som har utvecklats och ger exempel på tillämpning. Dessutom beskrivs hur mikrobiologiska risker kan uppskattas och hanteras i olika delar av dricksvattensystemet – i råvatten, beredning och distributionsnät.
Abstract:	The report presents an overview of the work in the research project Risk-based decision support for safe drinking water supply. The report describes the decision-support model that has been developed and also how microbial risks can be estimated and managed in different parts of the drinking water system.
Sökord:	Dricksvatten, Risk, Mikrobiologi, Kostnads-nyttoanalys, Beslutsstöd
Keywords:	Drinking water, Risk, Microbiology, Cost-benefit analysis, Decision support
Målgrupper:	Vattenproducenter, beslutsfattare, konsulter, forskare
Omslagsbild:	Projektets ramverk (Andreas Lindhe, Chalmers)
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens webbplats www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2020
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB
Om projektet	
Projektnummer:	13-102
Projektets namn:	Riskbaserat beslutstöd för säker dricksvattenförsörjning
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling

Förord

Denna rapport ger en översiktlig beskrivning av det arbete som genomförts inom projektet *Riskbaserat beslutstöd för säker dricksvattenförsörjning (RiBS)* under åren 2014–18. Projektet finansierades av Svenskt Vatten Utveckling. Arbetet i projektet samordnades med flera andra projekt, utan vilka de resultat som presenteras här inte hade kunnat åstadkommas:

- *Beslutsstöd vid hantering av risk för spridning av zoonotiska smittämnen via vatten till människor och djur.* Finansiar: Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB)
- *Assessing the health consequences of deficiencies in water distribution networks.* Finansiarer: De 13 kommunerna inom Göteborgsregionens kommunalförbund (GR): Ale, Alingsås, Göteborg, Härryda, Kungälv, Lerum, Lilla Edet, Mölndal, Partille, Stenungsund, Tjörn och Öckerö kommun
- *Modification of biologically activated carbon filters used in drinking water treatment.* Finansiarer: Göteborgs Stad Kretslopp och Vatten, Trollhättan Energi, VIVAB, Västvatten, Norrvatten, Sydvatten

Inom RiBS har en stor mängd publikationer, rapporter och presentationer tagits fram och denna rapport syftar till att ge en övergripande bild av det arbete som genomförts. Fokus är på relativt korta presentationer av projektets huvudsakliga delar, dess nyckelresultat och rekommendationer för praktisk tillämpning.

Vi hoppas att resultaten av vårt arbete både ska komma till praktisk användning men också utgöra en grund för fortsatt utvecklingsarbete mot minskade mikrobiologiska risker och en säkrare dricksvattenförsörjning.

Göteborg 2019

Lars Rosén

projektledare

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	6
Summary	7
1 Inledning	8
1.1 Bakgrund - mikrobiella risker i dricksvattensystem	8
1.2 Syfte och målsättning	10
1.3 Projektets struktur	11
1.4 Deltagare och publikationer	12
1.5 Rapportens upplägg	13
2 Riskhantering och samhällsekonomi	14
2.1 Riskhanteringsprocessen	14
2.2 Allmänt om samhällsekonomisk analys	15
2.3 Riskhantering och KNA	17
3 Beslutsstödsmodell för prioritering av åtgärder	19
3.1 Syfte och bakgrund	19
3.2 RiBS-modellen - stegvis tillämpning	20
3.3 Nyckelresultat	29
4 Övervakning och modellering av råvattenkvalitet	33
4.1 Syfte och bakgrund	33
4.2 Exempel på provtagning och modellering	35
4.3 Nyckelresultat	39
5 Övervakning och optimering av kolfiler och UV	42
5.1 Syfte och bakgrund	42
5.2 Genomförande och nyckelresultat	42
6 Distributionsnätet och mikrobiologiska risker	47
6.1 Syfte och bakgrund	47
6.2 Genomförande	47
6.3 Nyckelresultat	49
7 Slutsatser och rekommendationer	52
7.1 Beslutsstödsmodellen	52
7.2 Övervakning och modellering av råvattenkvalitet	54
7.3 Övervakning och optimering av beredning	55
7.4 Distributionsnätet	56
7.5 Fortsatt utveckling	57
8 Referenser	60
Bilaga A: Publiceringar och presentationer i RiBS-projektet	70

Sammanfattning

Rapporten ger en översikt av arbetet som genomförts inom forskningsprojektet Riskbaserat beslutsstöd för säker dricksvattenförsörjning (RiBS). Rapporten beskriver den beslutsstödsmodell som har utvecklats och ger exempel på tillämpning. Dessutom beskrivs hur mikrobiologiska risker kan uppskattas och hanteras i olika delar av dricksvattensystemet – i råvatten, beredning och distributionsnät.

Rent dricksvatten är grundläggande för människors hälsa och välmående. Enligt världshälsoorganisationen WHO utgör mag- och tarminfektioner på grund av mikrobiologiska föroreningar en av de viktigaste hälsoriskerna med dricksvatten. Dricksvattenförsörjningen i Sverige är generellt mycket säker men även här har det inträffat vattenburna utbrott, vilket visar att mikrobiella risker från patogener ständigt är närvarande i dricksvattenproduktionen. Det är viktigt att samhället kontinuerligt identifierar och minskar sådana risker för människors hälsa. Men samhällets resurser är begränsade och prioriteringar behöver göras. En väl strukturerad och genomtänkt riskhantering spelar en viktig roll både för en välgrundad prioritering av åtgärder och för att säkra en hållbar vattenförsörjning i dag och för framtida generationer.

Forskningsprojektet Riskbaserat beslutsstöd för säkert dricksvatten (RiBS) genomfördes åren 2014–2018 av forskare vid Chalmers tekniska högskola i samverkan med representanter från Statens veterinärmedicinska anstalt (SVA), Sveriges geologiska undersökning (SGU), Livsmedelsverket, Göteborgs Stad och Karolinska institutet (KI). Det övergripande syftet var att utveckla ett ramverk och en metodik för beslutsstöd som leder till en kostnadseffektiv och hållbar minskning av hälsorisker från mikrobiologisk förorening av dricksvatten. För att uppnå syftet kombinerades metoder för kvantifiering av mikrobiologiska risker i dricksvattensystem med samhälls-ekonomisk kostnads-nyttoanalys av riskreducerande åtgärder.

Som underlag för beslutsmodellen beskrivs hur mikrobiologiska föroreningskällor kan karakteriseras, hur modellering av spridning av mikrobiologiska föroreningar kan göras, hur åtgärder för att minska naturligt organiskt material (NOM) i beredningssteget kan minska mikrobiologiska risker, hur risker i distributionsnätet kan uppskattas och hanteras, hur kvantitativ mikrobiologisk riskanalys (QMRA) kan genomföras, och hur effekter på människors hälsa kan värderas ekonomiskt.

RiBS har resulterat i en metodik som ger kommunala VA-organisationer ett transparent och strukturerat stöd för strategiska beslut om åtgärder för att minska mikrobiologiska risker. Det ger också viktig information om hur risker kan uppskattas och hanteras i olika delar av dricksvattensystemet. Resultaten ger underlag för en mer effektiv användning av samhällets resurser för att minska risken för mikrobiologisk smitta i dricksvattensystem. Den beslutsstödsmodell som har utvecklats går att tillämpa praktiskt, men ett mera användarvänligt datorverktyg behöver också tas fram.

Summary

Water is essential to human health and well-being. According to the World Health Organization (WHO) gastrointestinal infections due to microbial contamination constitutes one of the most important health risks associated with drinking water. Drinking water supply in Sweden is generally very safe, but also here there have been waterborne outbreaks over the years, which shows that microbial risks from pathogens are constantly present in drinking water production. It is therefore important that society continuously identifies and reduces such risks to human health.

However, society's resources are limited and for a sound use of available resources, priorities need to be made. A well-structured and thoughtful risk management plays an important role both in a well-founded priority of measures but also in securing sustainable water supply today and for future generations.

The overall aim of this project was to *develop a framework and methodology for decision support that leads to a cost-effective and sustainable reduction in health risks from microbial contamination of drinking water*. In order to achieve this purpose, methods for quantifying microbial risks in drinking water systems have been combined with socio-economic cost-benefit analysis of risk mitigation measures.

The report describes the decision-support model developed and provides examples of application. In addition, it is reported how microbial risks can be estimated and managed in different parts of the drinking water system – the raw water system, the treatment system and the distribution network.

The decision-making model developed is possible to apply practically but a user-friendly computer tool needs to be developed. To provide input to the decision support model we describe how microbial contamination sources can be characterized, how modelling of the transport of microbial pollutants can be performed, how measures to reduce NOM in the treatment stage can reduce microbiological risks, how risks in the distribution network can be estimated and managed, how quantitative microbiological risk analysis (QMRA) can be implemented, and how impacts on human health can be valued in economic terms.

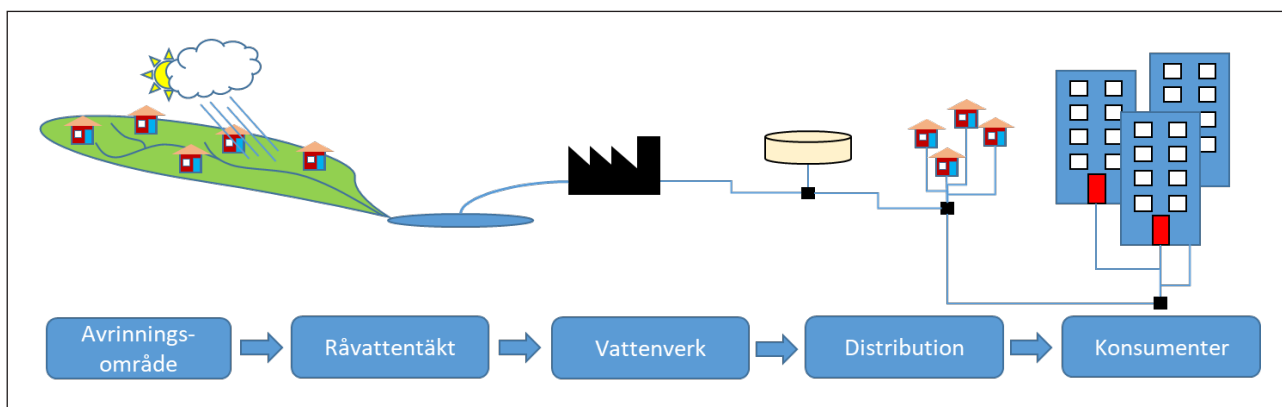
The project has resulted in a methodology that provides transparent and well-structured support for support for strategic decisions by municipal VA organizations to reduce microbial risks. It also provides important information on how risks can be estimated and managed in different parts of drinking water systems. The results provide a basis for a more effective use of society's resources to reduce the risk of microbiological infection in drinking water systems.

1 Inledning

1.1 Bakgrund - mikrobiella risker i dricksvattensystem

Vatten är vårt viktigaste livsmedel och rent dricksvatten är grundläggande för människors hälsa och välbefinnande. FN har antagit 17 hållbarhetsmål som ska uppnås senast 2030, varav flera är kopplade till just dricksvatten och hälsa (UNDP, 2019). Dricksvattenförsörjningen i Sverige är generellt mycket säker, men det finns olika typer av hot och risker som måste hanteras för att upprätthålla ett säkert dricksvatten.

Dricksvattensystem delas traditionellt upp i några olika delar: avrinningsområde inklusive råvattentäkt, vattenreningsverk och distributionssystem (Hokstad et al. 2009, Lindhe 2010). Ibland inkluderas också dricksvattenkonsumenten som en del (NHMRC 2011), se Figur 1.1. I Sverige sker ungefär halva produktionen av kommunalt dricksvatten från ytvatten och andra halvan från grundvatten. Grundvattenförsörjningen baseras till ungefär lika stora delar på naturlig grundvattenbildning som förstärkt grundvattenbildning via infiltration av ytvatten. Ytvattenverk försörjer ofta ett stort antal konsumenter medan grundvattenverk ofta försörjer ett mindre antal.



Figur 1.1 Principiell beskrivning av dricksvattensystemets olika delar.

En av de risker som är viktiga att förebygga och hantera i dricksvattensystem är infektioner, framförallt mag- och tarminfektioner, på grund av mikrobiologiska föroreningar. Enligt världshälsoorganisationen (WHO, 2017) utgör detta en av de viktigaste hälsoriskerna förknippade med dricksvatten. Även i Sverige har det genom åren inträffat vattenburna utbrott (se t.ex. Folkhälsomyndigheten, 2015; Guzman-Herrador et al, 2015). Exempel på källor till och händelser som kan leda till vidare spridning av mikrobiologiska föroreningar i dricksvattensystemet listas i Tabell 1.1. Dessa exempel visar att hela systemet måste beaktas för att både förebygga utsläpp från föroreningskällorna och om det sker hindra vidare spridningen i systemet samt skapa en förmåga att reducera de mikrobiologiska föroreningarna.

I dricksvattensystem är mikrobiella risker relaterade till närvaro av patogener, dvs. sjukdomsframkallande mikroorganismer. I dricksvattensammanhang delas patogener ofta upp i sjukdomsframkallande bakterier, virus och parasitära protozoer. Dessa grupper skiljer sig vad gäller exempelvis storlek, överlevnad och motståndskraft mot olika typer av barriärer i vattenverken (Tabell 1.2).

Tabell 1.1 Exempel på oönskade händelser och mikrobiella faror i dricksvattensystem (Bergion, 2017).

Avrinningsområdet Avloppsutsläpp Bräddningar av avloppsvatten Gödselspridning Avrinning från jordbruksmark eller urbana områden Vilda djur Trafikolyckor med fordon som transporterar fekalier
Vattenreningsverket Fallerande rening i de mikrobiella barriärerna Ineffektiv rening i mikrobiella barriärer Felaktiga rutiner i driften av vattenverket
Distributionssystemet Inträngning av patogener till reservoarer och rörledningar Korskopplingar med avloppsledningar

Tabell 1.2 Översiktlig beskrivning av viktiga egenskaper hos bakterier, virus och protozoer (VISK, 2013, baserad på Dryselius, 2012).

	Virus	Bakterier	Protozoer
Storlek	0,01–0,3 µm	1–10 µm	ca 10 µm och uppåt
Biologi	Har genetiskt material Ingen cellkärna Ingen egen näringsomsättning	Har genetiskt material Ingen cellkärna Egen näringsomsättning Förökning genom delning	Har cellkärna med genetiskt material Egen näringsomsättning
Infektionsdos ¹	Låg	Låg – hög	Låg
Överlevnad i vatten ²	Lång	Kort – lång Kan tillväxa i miljön	Måttlig – lång

¹ Infektionsdoserna för de olika mikroorganismerna är inte några absoluta värden och kan variera stort beroende på flera faktorer som genotyp hos den specifika mikroorganismen samt immunstatus och ålder hos personen som exponeras. En infektionsdos definierad som "låg" kräver 1–100 mikroorganismer för att orsaka infektion hos 50 procent friska vuxna personer medan en "måttlig" infektionsdos kräver 100–10 000 och en "hög" över 10 000 mikroorganismer.

² Detektionsperiod för infektiösa mikroorganismer i 20 °C där "kort" är upp till en vecka, "måttlig" är en vecka till en månad och "lång" är över en månad.

Det finns också stora variationer inom respektive grupp. Patogener kan spridas från människa till människa, men också mellan djur och människa, s.k. zoonoser. I ett dricksvattensystem är det framförallt fekala källor som är av störst betydelse och det kan exempelvis vara avloppsvatten från enskilda avlopp eller avloppsreningsverk, gödselhantering och spridning, betande djur och vilda djur (Tabell 1.1). Vattenburna patogener som inte kopplas till fekala källor, exempelvis *Legionella*, mikrobiella risker kopplat

till biofilm i distributionsnätet samt problem kopplade till smak och lukt har *inte* behandlats i detta arbete.

För att en vattenrelaterad smitta ska upptäckas krävs det typiskt att ett större antal personer insjuknar. Enstaka fall av vattenrelaterad maginfektion kan förekomma, liksom mindre utbrott, men är utan direkt misstanke svåra att skilja från andra smittvägar, såsom livsmedel. Under senare år har dock flera stora utbrott till följd av mikrobiell förorening av dricksvattensystem uppmärksamats i Sverige och internationellt. Ett mycket uppmärksammat exempel på detta är *Cryptosporidium*-utbrottet i Milwaukee i USA 1993, där 400 000 människor påverkades (Mac Kenzie et al. 1994) och samhällskostnaderna uppskattades till drygt 780 miljoner kronor. I Sverige har det under de senaste årtiondena skett ett antal vattenburna utbrott (Guzman-Herrador et al. 2015) där *Cryptosporidium*-utbrotten i Östersund och Skellefteå 2010/2011 utmärker sig (Widerström et al. 2014). I Östersund uppskattades 27 000 personer ha påverkats och samhällskostnaderna uppskattades till ungefär 220 miljoner kronor, inkluderat kostnader för obehag (Lindberg et al. 2011).

De inträffade sjukdomsutbrotten visar att mikrobiella risker från patogener ständigt är närvarande i dricksvattenproduktionen. Det är viktigt att samhället kontinuerligt identifierar och minskar sådana risker för människors hälsa. Åtgärder för att minska de mikrobiologiska riskerna kan implementeras i hela systemet, vid riskkällan, längs spridningsvägen, vid vattenreningsverket och i distributionssystemet.

Samhällets resurser är emellertid begränsade och för en sund hushållning med tillgängliga resurser behöver prioriteringar göras. En väl strukturerad och genomtänkt riskhantering spelar en viktig roll såväl för en välgrundad prioritering av åtgärder men också för att säkra en hållbar vattenförsörjning idag och för framtida generationer. Målet måste vara att uppnå en acceptabel risknivå med hänsyn till människors hälsa men samtidigt beakta lokala (sociala, kulturella, miljömässiga, ekonomiska), institutionella, tekniska och finansiella aspekter (WHO, 2017).

I litteraturen (t.ex. Fewtrell & Bartram, 2001) har det konstaterats att metoder för att kombinera mikrobiologisk riskbedömning med samhälls-ekonomiska bedömningar inte är vanliga men att de behöver utvecklas för att ge ett välgrundat beslutsstöd för prioritering av riskreducerande åtgärder i dricksvattensystem.

1.2 Syfte och målsättning

Denna rapport beskriver de huvudsakliga resultaten från forskningsprojektet *Riskbaserat beslutsstöd för säkert dricksvatten (RiBS)*, finansierat av Svenskt Vatten Utveckling (Projekt 13–102) under åren 2014–2018. Forskningsresultat och metoder beskrivs på en principiell och övergripande nivå. Syftet är att läsaren ska förstå på vilket sätt tillämpade och utvecklade metoder kan användas inom dricksvattenbranschen samt de rekommendationer som ges utifrån resultaten. För detaljerade resultat och metod-

beskrivningar hänvisas till de rapporter, artiklar och presentationer som publicerats inom projektet, se Bilaga A.

Det övergripande syftet med projektet har varit att utveckla ett ramverk och metodik för beslutsstöd som leder till en kostnadseffektiv och hållbar minskning av hälsorisker från mikrobiologisk förorening av dricksvatten. För att uppnå detta syfte har metoder för *kvantifiering av mikrobiologiska risker* i dricksvattensystem kombinerats med *samhällsekonomisk analys av riskreducerande åtgärder*.

Specifika mål med arbetet har varit att:

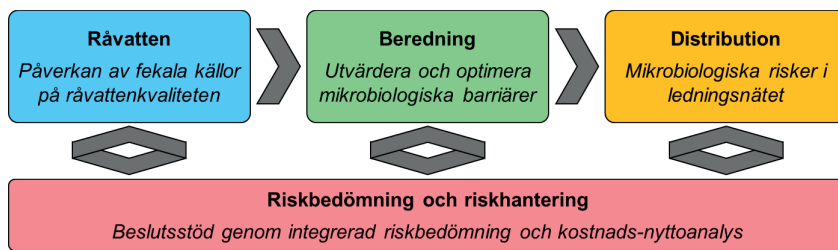
- beskriva ett *ramverk* för riskbaserat beslutsstöd där riskreducerande åtgärder prioriteras utifrån en samhällsekonomisk kostnads-nyttoanalys
- beskriva *metoder* för att kombinera källkaraktärisering, transportmodellering av mikrobiella föroreningar och kvantitativ mikrobiell riskbedömning med kostnads-nyttoanalys
- beskriva hur risker kan identifieras, uppskattas och reduceras i dricksvattensystemets alla delar – i *råvattensystemet*, i *beredningen* och i *distributionsnätet*
- utveckla en riskbaserad *beslutsmodell* för prioritering av riskreducerande åtgärder
- ta hänsyn till *osäkerheter* i indata samt beskriva hur dessa inkluderas och vilka effekter dessa har på resultaten från beslutsmodellen
- exemplifiera tillämpningen av beslutsmodellen i *fallstudier*

1.3 Projektets struktur

Att utveckla metoder för beslutsstöd som kan leda till en samhällsekonomiskt effektiv och hållbar minskning av hälsorisker från mikrobiologisk förorening av dricksvattensystem är komplicerat och kräver många olika kompetenser. Projektet har därför varit interdisciplinärt där samverkan skett mellan flera olika vetenskapliga discipliner, såsom mikrobiologi, akvatisk kemi, epidemiologi, vattenteknik, riskbedömning och besluts-teori.

I arbetet har vi så långt som möjligt försökt betrakta hela dricksvattensystemet, från källa till tappkran. Arbetet har delats in i fyra huvudsakliga arbetspaket, där det inom tre av dessa bedrivits arbete med att identifiera, utvärdera och uppskatta risker, samt utvärdera riskreducerande åtgärder i dricksvattensystemets olika huvudsakliga delar – *råvattensystemet*, *beredningen* och *distributionsnätet*. Det fjärde arbetspaketet har omfattat utveckling av riskbedömning och beslutsstöd där samtliga delar i dricksvattensystemet kopplas samman. Projektets struktur beskrivs schematiskt i Figur 1.2.

För att de metoder som utvecklats inom forskningsprojektet ska kunna komma till användning inom dricksvattenbranschen har arbetet bedrivits transdisciplinärt i samverkan med bland annat vattenproducenter. Vattenproducenter och andra intressenter har därför haft insyn i utvecklingen av det ramverk och de metoder som beskrivs i denna rapport. Forsknings-



Figur 1.2 Schematisk illustration av de huvudsakliga delarna i projektet Riskbaserat beslutsstöd för säkert dricksvatten (RiBS).

arbetet har resulterat i att konkreta metoder utvecklats som kan tillämpas praktiskt. Det ska dock påpekas att det inom ramen för detta projekt inte varit möjligt att fullt ut utveckla verktyg, såsom exempelvis programvaror, som möjliggör en bredare användning av metoderna. Ett sådant arbete, liksom utbildningsinsatser för användare, återstår.

I projektet har det mest omfattande arbetet genomförts inom arbetspaketet om riskbedömning och råvattensystemet. Arbetet om beredningen och distributionssystemet har emellertid kunnat utföras och komma projektet till nytta genom andra, parallellt pågående, projekt vid Chalmers, inom centrumbildningen DRICKS samt hos projektets medverkande aktörer, se nedan. Genom samverkan med dessa projekt har resultaten från RiBS stärkts på ett betydande sätt.

1.4 Deltagare och publikationer

I projektet har följande personer arbetat:

- Chalmers tekniska högskola
 - Lars Rosén, projektledare
 - Viktor Bergion, doktorand
 - Andreas Lindhe, forskare
 - Ekaterina Sokolova, forskare
 - Mia Bondelind, forskare
 - Kathleen Murphy, forskare
 - Thomas Pettersson, forskare
 - Masoumeh (Mohanna) Heibati, doktorand
 - Nashita Moona, doktorand
 - Victor Vinas, doktorand
 - Nils-Petter Sköld, student (examensarbete)
 - Petter Bolander, student (examensarbete)
 - Erik Martinsson, student (examensarbete)
- Sveriges geologiska undersökning (SGU)
 - Lars-Ove Lång
- RISE
 - Annika Malm, forskare
- Sydvatten
 - Britt-Marie Potts
- Sveriges Veterinärmedicinska Anstalt (SVA)
 - Kaisa Sörén, forskare

- Livsmedelsverket
 - Jonas Toljander
- Göteborgs Stad, Kretslopp och Vatten
 - Olof Bergstedt
- Karolinska institutet
 - Åsa Sjöling

Projektet har resulterat i en stor mängd vetenskapliga publikationer, rapporter och presentationer vid seminarier och konferenser, se Bilaga A. Denna rapport baseras på dessa publikationer och ger en översiktlig bild av de forskningsresultat som framkommit. För mera detaljerade beskrivningar av projektets resultat hänvisas till de bakomliggande publikationerna.

1.5 Rapportens upplägg

Bakgrunden och syftet till forskningsprojektet *Riskbaserat beslutstöd för säkert dricksvatten (RiBS)* beskrivs i detta inledande kapitel. För att introducera ett antal viktiga koncept som projektet baseras på, beskrivs sedan riskhantering och samhällsekonomisk analys kortfattat. Därefter ges en beskrivning av resultaten inom vart och ett av projektets fyra huvudsakliga delar, se Figur 1.2. Slutligen redovisas de huvudsakliga slutsatserna och rekommendationerna från projektet.

Lars Rosén har tillsammans med Andreas Lindhe haft huvudansvar för de inledande kapitlen (1–2). Andreas Lindhe och Viktor Bergion har författat Kapitel 3 (*Beslutsstödsmodell för prioritering av åtgärder*), Ekaterina Sokolova och Viktor Bergion har författat Kapitel 4 (*Övervakning och modellering av råvattenkvalitet*), Mia Bondelind har författat Kapitel 5 (*Övervakning och optimering av kolfilter och UV*) och Annika Malm har författat Kapitel 6 (*Distributionsnätet och mikrobiologiska risker*). Författarna har gemensamt författat Kapitel 7 om projektets slutsatser och rekommendationer.

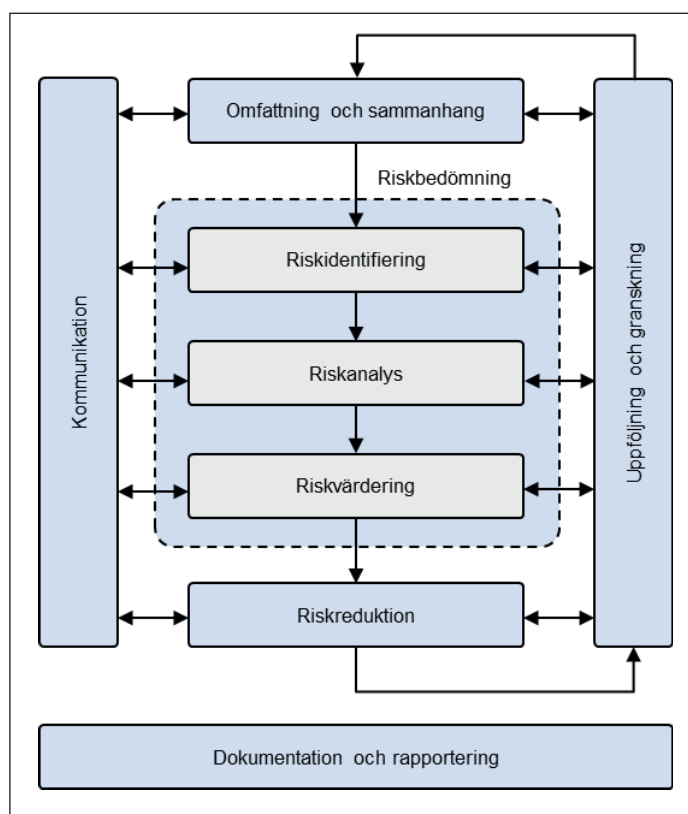
2 Riskhantering och samhällsekonomi

2.1 Riskhanteringsprocessen

Under senare år har ett allmänt accepterat synsätt etablerats för hur en väl fungerande riskhantering bör struktureras och hur den kan beskrivas som en process, se Figur 2.1. Denna process beskrivs bland annat i en ISO-standard (ISO, 2018) och har också tillämpats för att strukturera arbetet i RiBS-projektet. Riskhanteringsprocessen omfattar en *riskbedömning* där det i ett dricksvattensystem med potentiell mikrobiell förorening ingår följande steg:

- *Riskidentifiering (faroidentifiering)*, där potentiella objekt, verksamheter, händelser och händelsekedjor som kan leda till mikrobiell förorening identifieras.
- *Riskanalys*, där riskernas storlek uppskattas, antingen genom kvantifiering med hjälp av matematiska modeller och statistik eller genom mera kvalitativa bedömningar.
- *Riskvärdering*, där uppskattade risker jämförs med acceptabla risknivåer och där möjliga åtgärder för att minska risker utvärderas.

Riskbedömningen ligger till grund för beslut om prioritering och implementering av lämpliga åtgärder för att minska riskerna. Riskhanteringsprocessen bör vara iterativ och genomföras fortlöpande med dokumentation, uppföljning och granskning samt kommunikation med berörda intressenter. Riskhanteringen måste göras i en omfattning som är välgrundad och



Figur 2.1
Riskhanteringsprocessen (baserat på ISO, 2018)

motiverad med hänsyn till dess syften och mål samt i enlighet med lagar, normer och värderingar i samhället.

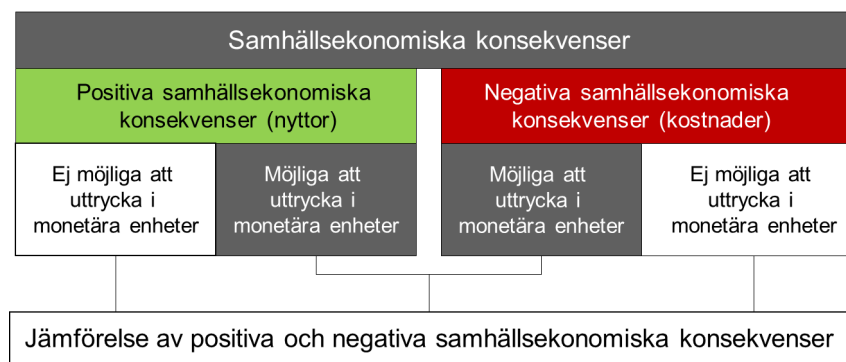
För att resultat i form av uppskattade risknivåer och möjliga åtgärders riskreduktion skall utgöra användbart beslutsstöd krävs det ibland också en beslutsanalys. Syftet är att kombinera information om risken med andra styrande beslutskriterier. I denna rapport ligger fokus på hur riskbedömning och samhällsekonomisk analys kan kombineras.

2.2 Allmänt om samhällsekonomisk analys

Det ligger i samhällets intresse att utforma effektiva strategier och åtgärder för att minska riskerna för mikrobiell smitta i våra dricksvattensystem.

Som redan nämnts är dock resurserna begränsade och prioriteringar av åtgärder måste därför göras. Som ett underlag för värdering av risker och prioritering av riskreducerande åtgärder kan därför samhällsekonomiska bedömningar vara mycket viktiga. Syftet är då att undersöka om en viss insats är samhällsekonomiskt lönsam och helst även analysera vilka insatser som är mer lönsamma än andra. Som verktyg för samhällsekonomisk analys används vanligen kostnads-nyttoanalys (KNA). Detta är ett väletablerat arbetssätt som används inom en mängd olika sektorer i samhället och det finns en omfattande litteratur i ämnet, se exempelvis Boardman (2011), Johansson & Kriström (2018), Trafikverket (2018).

Med samhällsekonomiska termer menas närmare bestämt handlingsalternativens konsekvenser för individers och företags välbefinnande (ibland även benämnt *välfärd*). Ökningar av välbefinnandet till följd av handlingsalternativet kallas för alternativets *nyttor* och minskningar av välbefinnandet till följd av handlingsalternativet kallas för alternativets *kostnader* (Figur 2.2).



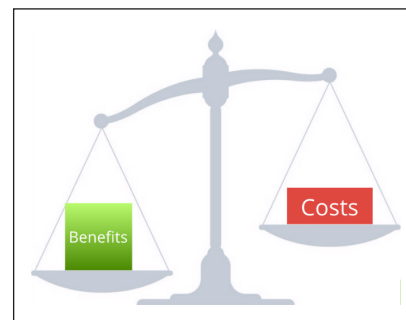
Figur 2.2 Samhällsekonomiska konsekvenser (efter Rosén et al, 2008).

I en samhällsekonomisk analys undersöks kostnaderna och nyttorna för de individer och företag som bedöms beröras av ett projekt. Det kriterium som vanligen används i en KNA för vad som är bra eller dåligt att göra är *samhällsekonomisk lönsamhet*. Samhällsekonomisk lönsamhet kännetecknas av att summan av samtliga nyttor för alla berörda individer och företag överstiger summan av samtliga kostnader för alla individer och företag. Med andra ord ska vågskålen med de totala nyttorna väga tyngre än våg-

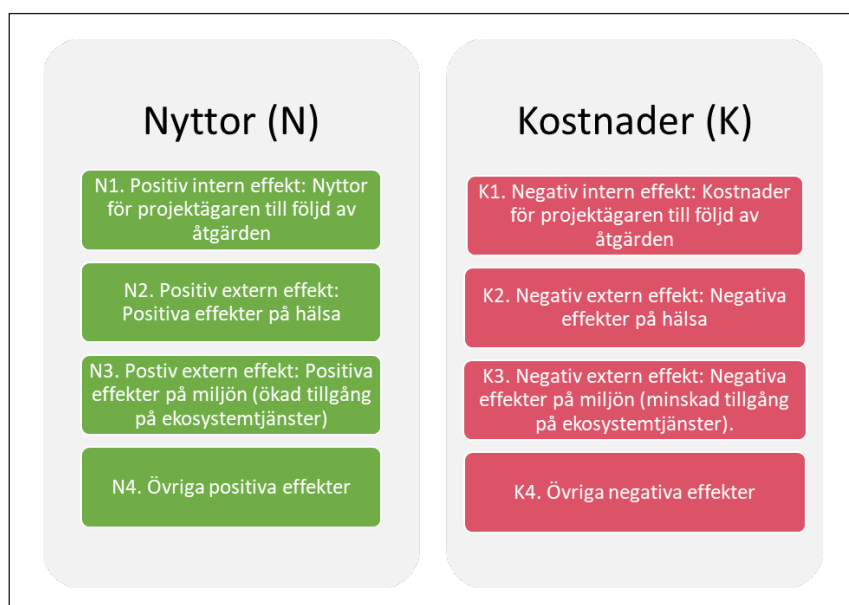
skålen med de totala kostnaderna för att ett projekt eller en åtgärd ska vara lönsam, se Figur 2.3.

Om utfallet för alternativet är positivt är det samhällsekonomiskt lönsamt, och ju högre positivt värde, desto bättre är alternativet. Alternativen utvärderas i förhållande till ett referensalternativ, som vanligen (men inte alltid) definieras som att inte vidta någon åtgärd och de konsekvenser som detta leder till.

I en samhällsekonomisk analys inkluderas både projektägarens (interna) och övriga samhällets (externa) effekter, se Figur 2.4. En analys som omfattar endast projektägarens effekter brukar benämnas projektekonomisk analys, men en fullständig samhällsekonomisk analys ska omfatta också externa effekter. I ett dricksvattensammanhang innebär detta att både vattenproducentens (interna) och övriga samhällets (externa) effekter ska beaktas.



Figur 2.3
Avvägning mellan kostnader och nyttor.



Figur 2.4 Kategorier av nyttor och kostnader i en kostnads-nyttoanalys (tack till Tore Söderqvist, Anthesis, för inspiration till figuren).

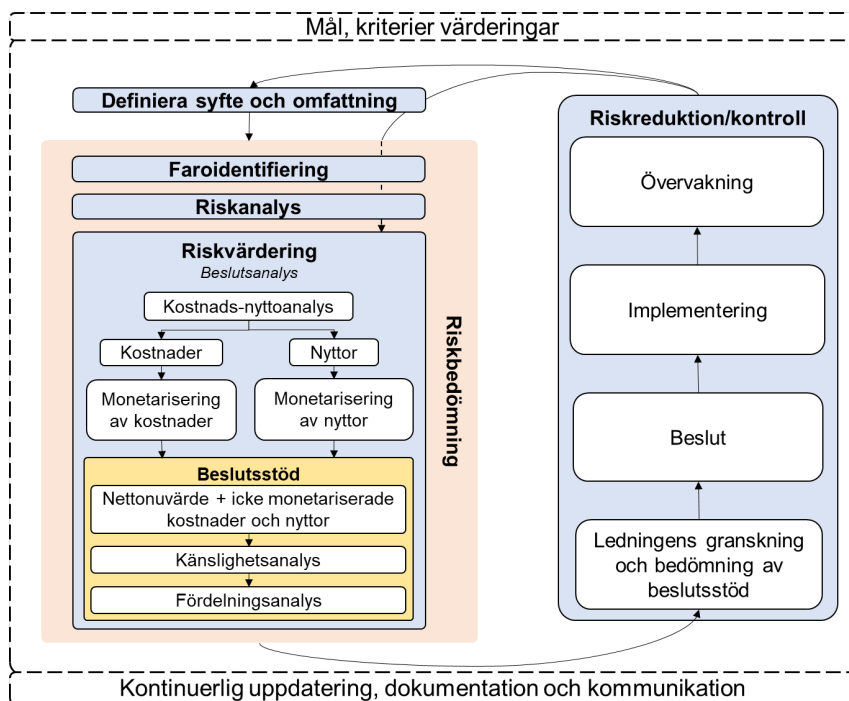
En KNA är en speciell typ av analys som måste kompletteras med andra slags analyser för att beslutsunderlaget ska bli heltäckande. Viktigt är att göra en analys av *fördelningseffekter*. En *fördelningsanalys* visar hur nyttor och kostnader fördelar sig på olika grupper/branscher/sektorer i samhället. Andra typer av analyser kan också vara nödvändiga, eftersom det endast är i undantagsfall som det går att uttrycka alla identifierade positiva och negativa effekter i monetära enheter.

Om kriteriet för samhällsekonomisk lönsamhet är uppfyllt eller inte kan ofta endast delvis utvärderas genom en jämförelse av monetära mått. I jämförelsen måste även de samhällsekonomiska konsekvenser som inte har mätts i monetära termer vägas in, se Figur 2.2. I en KNA behöver därför effekter som inte värderats i ekonomiska termer beskrivas kvalitativt och åtföljas av en bedömning av i vilken grad de skulle kunna påverka utfal-

let i analysen. Det är också viktigt att komma ihåg att ett beslutsunderlag också kan behöva inkludera bedömningar av effekter som inte är entydigt samhällsekonomiska, såsom lokala sociala och inneboende miljömässiga effekter.

2.3 Riskhantering och KNA

Det beslutsstöd som utvecklats och presenteras i denna rapport ses som en del i riskhanteringsprocessen, i enlighet med ISO (2018). Kostnads-nyttanalys (KNA) är här det verktyg som används för riskvärdering och prioritering av riskreducerande åtgärder, se Figur 2.5. Figuren illustrerar att utifrån faroidentifieringen analyseras riskerna, och resultaten används som underlag i riskvärderingen. I riskvärderingen identifieras möjliga riskreducerande åtgärder vilka utvärderas med hjälp av KNA. Resultaten utgör därefter stöd för beslut.



Figur 2.5 KNA som en del av riskhantering och beslutsfattande, översatt från Bergion et al. (2017).

Utifrån denna arbetsstruktur illustreras tillvägagångssättet och de huvudsakliga arbetsstegen i KNA i Tabell 2.1. I en KNA uppskattas och beskrivs riskerna så långt som möjligt i monetära termer. Den minskning av hälso-risken som en åtgärd kan medföra utgör exempel på en *nytta*. Nyttan vägs mot kostnaderna för att genomföra åtgärden. På såväl nytto- som kostnadssidan inkluderas projektinterna effekter förknippade med exempelvis vattenproducenten och externa effekter i samhället, det vill säga kostnader och nyttor för exempelvis privatpersoner och verksamhetsutövare.

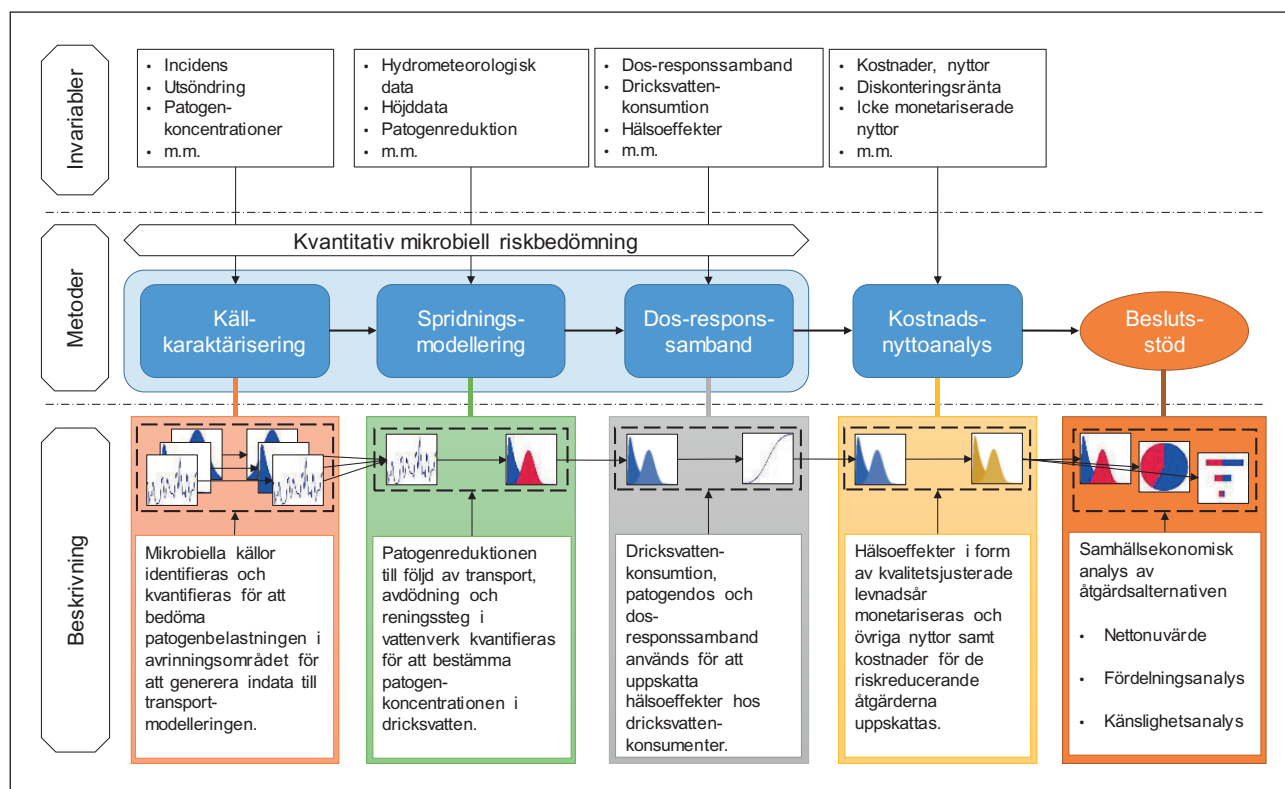
Tabell 2.1 Huvudsakliga arbetssteg i en kostnads-nyttoanalys.

1. Identifiering av referensalternativ och åtgärdsalternativ
• Åtgärdsalternativ kan identifieras redan tidigare i riskhanteringsprocessen, exempelvis i faroidentifieringen.
2. Identifiering av effekter för respektive åtgärdsalternativ
• Åtgärdernas positiva (nyttor) och negativa (kostnader) effekter identifieras och beskrivs. Exempelvis innebär riskreduktionen för respektive åtgärdsalternativ en nytta. Både projektinterna och externa effekter beaktas.
3. Kvantifiering och monetarisering av effekter
• För icke marknadsprissatta varor och tjänster kan ekonomiska värderingsmetoder användas. Effekter som inte kan monetariserats bör sammanställas kvalitativt.
4. Fastställande av tidshorisont och diskonteringsränta
• Beroende på åtgärdsalternativen bedöms livslängd och avräkningstid för investeringar.
5. Kostnads-nyttoanalys
• Beräkning av nettonuvärde • Fördelningsanalys • Rangordning av åtgärdsalternativ • Osäkerhets- och känslighetsanalys

3 Beslutsstödsmodell för prioritering av åtgärder

3.1 Syfte och bakgrund

Vid prioritering och val av riskreducerande åtgärder inom dricksvattenförsörjningen krävs användbart beslutsstöd. Detta utgörs både av information om hur stor risken är, om den kan accepteras eller inte, vilken effekt möjliga åtgärder har samt vilka resurser dessa åtgärder kräver och om det är rimligt i relation till risknivån och riskreduktion som kan uppnås. Syftet med arbetet inom riskbedömning och den riskhantering i detta projekt var att möjliggöra analys och jämförelse av riskreducerande åtgärder genom att kombinera mikrobiologisk riskbedömning och kostnads-nyttoanalys. Detta innebär att resultaten i slutändan visar om åtgärderna är samhälls-ekonomisk lönsamma eller inte och vilken eller vilka åtgärder som är mest fördelaktiga. Fokus i arbetet har legat på hur olika metoder kan kombineras för att genomföra denna typ av analyser samt hur reducerad mikrobiologisk hälsorisk kan värderas ekonomiskt. Det framtagna ramverket presenteras i Figur 3.1 och sammanfattar arbetsflödet och de ingående metoderna.



Figur 3.1 Ramverk som beskriver de ingående stegen och informationen som behövs då mikrobiologisk riskbedömning och kostnads-nyttoanalys kombineras och används för att analysera och jämföra riskreducerande åtgärder (Bergion, 2019).

Specifika mål i arbetet har varit att:

- Utveckla ett ramverk för integrerad mikrobiologisk riskbedömning och samhällsekonomisk analys.
- Beskriva och visa hur riskbedömning med hänsyn till hela försörjningskedjan kan genomföras. I detta ingår att identifiera relevanta smittämnen och föroreningskällor kopplade till råvattentäkten, uppskatta föroreningsbelastningen samt den slutgiltiga hälsoeffekten med hänsyn till beredning m.m.
- Identifiera möjliga riskreducerande åtgärder, baserat på övriga delar av RiBS-projektet, samt analysera dess potentiella riskreduktion och samhällsekonomiska lönsamhet utifrån framtagna metodik.

3.2 RiBS-modellen – stegvis tillämpning

I detta avsnitt förklaras RiBS-modellens ingående delar utifrån den struktur som presenteras i Figur 3.1. Beskrivningen ger en bild av syftet med de olika stegen och innehåller hänvisningar till ytterligare litteratur och annan information om hur detta praktiskt kan genomföras. Modellen baseras på olika teorier och koncept och dessa förklaras i ett antal informationsrutor.

För mer detaljerad beskrivningen av hur beslutsstödsmodellen som helhet utvecklats och tillämpats hänvisas till Bergion et al. (2018a; 2019) och Bergion (2018; 2019). Bergion et al. (2018b) beskriver ingående underlag kopplat till hur reducerad hälsorisk kan värderas ekonomiskt. Bergion et al. (2017) fokuserar på hur modellering (se också Kapitel 4) kan användas som underlag för riskbedömningar samt visar kopplingen till kostnadsnyttoanalys.

För att hantera ett beslutsproblem gällande mikrobiologisk hälsorisk behöver den nu rådande risknivån först uppskattas. När detta är gjort och om den inte bedöms vara tillräckligt låg behöver möjliga åtgärder identifieras. Genom att modifiera den tidigare analysen av det nuvarande systemet kan den potentiella effekten av de identifierade åtgärderna uppskattas. Nästa steg i arbetet blir att dels avgöra om risken reduceras tillräckligt och enligt angreppssättet i RiBS-modellen att avgöra om åtgärden är samhällsekonomiskt lönsam samt vilken av de analyserade åtgärderna som är mest fördelaktig. Utifrån denna grundtanke beskrivs RiBS-modellens huvudsteg nedan. De tre första stegen ingår i det som avses med kvantitativ mikrobiologisk riskbedömning (QMRA), se Faktaruta 1. Detta innebär att de första tre stegen genomförs först för nuvarande system, därefter justeras antaganden m.m. i modellen för att uppskatta effekten av möjliga åtgärder och resultaten från samtliga modelleringar utgör underlag för kostnadsnyttoanalysen. Slutresultaten utgör därefter underlag för beslut, dvs. beslutsstöd, men i detta steg kan även annan information behöva vägas in som inte ingått i arbetet med RiBS-modellen.

Källkaraktisering

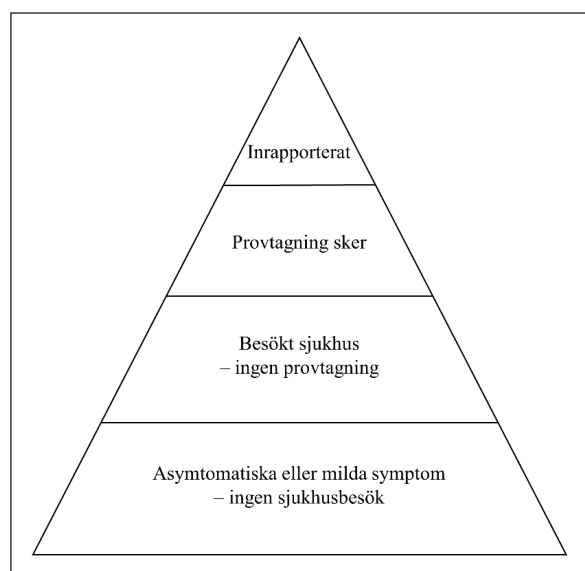
Källkaraktiseringen baseras på prevalens, d.v.s. sjukdomsförekomsten hos människor och djur. I beslutsstödsmodellen delas de fekala källorna

upp i mänskliga källor och källor kopplade till djur. Patogenbidraget från de fekala källorna beror på populationsstorlek (människor eller djurtyp), prevalensen av sjukdomen i populationen (förekomsten av sjukdom under en viss tidsperiod), patogenkoncentrationen i avföring samt hur länge individer utsöndrar patogener vid infektion.

Prevalensen hos människor kan räknas ut enligt ekvation 1:

$$P = \frac{I \cdot U}{365 \cdot 100\,000} \quad (1)$$

där P är prevalensen (antalet infekterade per dag), I är incidensen (antal infekterade per år och 100 000 invånare) och U är underrapporteringsfaktorn. Incidensen baseras på data från folkhälsomyndighetens folkhälso-databas.¹ Antalet infektioner som rapporteras är endast en bråkdel av de om faktiskt inträffar under ett år. Denna underrapportering illustreras i Figur 3.2 i form av en rapporteringspyramid (Haas et al. 2014). För att ta hänsyn till denna underrapportering används en så kallad underrapporteringsfaktor. Den faktor som används här är 38 och kan ses som en generalisering av olika varianter av magsjukdomar med diarré som symptom.



Figur 3.2
Rapporteringspyramid,
anpassad från Haas et
al. (2014).

Patogenkoncentrationen i avloppsvatten från enskilda avlopp och avloppsreningsverk kan beräknas enligt ekvation 2:

$$C_A = \frac{P \cdot F \cdot C_F \cdot D}{A \cdot 10^R} \quad (2)$$

där C_A är patogenkoncentrationen i avloppsvatten antingen från enskilda avlopp eller från avloppsreningsverk, P är prevalensen (ekvation 2), F är medelvärdet för mängd fekalier per person och dag, C_F är koncentrationen i fekalier från infekterade individer, D är antalet dagar patogenen utsöndras vid infektion, A är dagliga mängden avloppsvatten per person och R

¹ <http://fohm-app.folkhalsomyndigheten.se/Folkhalsodata/pxweb/sv/>

är Log-reduktionen av patogenen i antingen enskilda avlopp eller avloppsreningsverk. Med termen *reduktion* avses här alla processer (avskiljning, inaktivering, predation m.m.) som på något sätt sänker halten av patogener. Med Log-reduktion avses reduktionen uttryckt i Log10-enheter, dvs. 90 % reduktion motsvarar en Log-reduktion på 1, 99 % motsvarar 2 enheters Log-reduktion, o.s.v.

För källor kopplade till djur används liknande beräkningar, med prevalens som bas. För att beskriva patogenbelastningen bör lokala data användas. Det finns dock få studier som kvantifierar patogenförekomsten och koncentration i fekalier hos djur (Dufour et al. 2012). Internationella sammanställningar (exempelvis Dufour et al. 2012, Ferguson et al. 2009) bör inte utgöra grunden till lokala patogenhalter eftersom sjukdomssituationen i djurbesättningar varierar över tid och är ytterst lokalberoende. Dessa och liknande studier har dock använts i RiBS-projektet i brist på bättre information, i syfte att utveckla och utvärdera beslutsstödsmodellen. Ekvation 3 används för att exemplifiera hur patogenkoncentrationer i fekalier från djur kan beräknas.

$$C_D = \frac{\sum_{i=1}^n C_i \cdot P_i \cdot V_i \cdot N_i \cdot T_i}{\sum_{i=1}^n V_i \cdot N_i \cdot T_i} \quad (3)$$

där C_D är patogenkoncentrationen i fekalier från djur, C_i är koncentrationen i fekalier från infekterade individer, P_i är prevalensen, V_i är den dagliga volymen fekalier, N_i är antal djur i området, T_i är antal dagar på ett år och i representerar olika djurarter ($i = 1 \dots n$). Den totala mängden fekalier från djur fördelas mellan direkt tillförsel (via bete eller från vilda djur) och senarelagd tillförsel (spridning av gödsel). Reduktion under förvaring av gödsel kan inkluderas. Beroende på lagstiftning och platsspecifika rutiner kan den årliga tillförseln av fekalier från betande djur respektive gödselspridning fördelas efter de lokala förutsättningarna. Exemplifiering av patogentillförsel från djur finns i Bergion et al. (2017).

För varje patogen som undersöks används ekvationerna 2, 3 och 4, beroende på vilka riskkällor som undersöks i riskbedömningen. I det QMRA-verktyg som tagits fram för svenska dricksvattenproducenter analyseras vanligtvis tre referenspatogener (Abrahamsson et al. 2009; Åström et al. 2016). Dessa ska motsvara en patogen för bakterier, en för virus och en för protozoer.

Faktaruta 1: Vad är kvantitativ mikrobiologisk riskbedömning (QMRA)?

Kvantitativ mikrobiell riskanalys (QMRA - Quantitative Microbial Risk Assessment) är en metod för att bland annat beräkna hur sannolikt det är att människor blir infekterade då de utsätts för patogener, det vill säga smittämnen. Genomförandet av en QMRA innefattar fyra huvudsteg (Haas et al., 2014):

- Faroidentifiering
- Exponeringsbedömning
- Dos-respons-bedömning
- Riskkaraktisering

Transportmodellering

Hydrologisk modellering, hydrodynamisk modellering och grundvattenmodellering har använts i beslutsstödsmodellen för att beskriva patogenreduktionen från riskkälla till råvattenintag (se även beskrivning i Kapitel 4). Hydrologisk modellering beskriver patogentransport från riskkällor på land och i vattendrag. Hydrodynamisk modellering beskriver patogentransport både i sjöar och vattendrag. Grundvattenmodellering beskriver patogentransport i grundvattenmagasin och anläggningar med konstgjord infiltration.

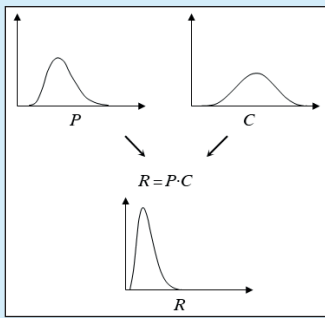
Faktorer som påverkar patogeners överlevnad är exempelvis vattentryck, temperatur, pH, solinstrålning och näringsämnen (Ferguson et al. 2003). Transport av patogener i avrinningsområden påverkas i huvudsak av adsorption till partiklar, hydrologiska och mekaniska rörelser samt biologiska aktivitet (Ferguson et al. 2003). Transport i grundvatten påverkas i hög grad av pH och patogeners respektive adsorptionsförmåga till partiklar (Åström et al. 2016).

Om flera spridningsmodeller kombineras för att beskriva ett dricksvattensystem kan både punktkällor och diffusa källor inkluderas. Hydrologisk modellering (Bergion et al. 2017, Oliver et al. 2016), hydrodynamisk modellering (Sokolova et al. 2015) och grundvattenmodellering (Pang 2009) kan alla användas i riskbedömning av dricksvattensystem.

I beslutsstödsmodellen inkluderas spridningsmodelleringen som ett verktyg för att uppskatta reduktionen mellan riskkälla och råvattenintag. Modelleringsarbetet resulterar i en osäkerhetsfördelning för Log-reduktionen längs respektive spridningsväg som sedan utgör underlag för vidare beräkning av det som händer i beredningsstegen. Den reduktion de mikrobiologiska barriärerna i vattenverket ger upphov till beskrivs också med hjälp av osäkerhetsfördelningar och sammantaget ger detta möjlighet att beräkna den förväntade koncentrationen av patogener i dricksvattnet. För att de osäkerheter och naturliga variationer som finns även ska kunna illustreras i resultaten från beslutsstödsmodellen, genomförs beräkningarna med så kallad Monte Carlo simulering (Faktaruta 2).

Faktaruta 2: Hur hanteras osäkerheter?

För att ta hänsyn till de osäkerheter som finns i exempelvis underlagsdata till de variabler som ingår i beslutsmodellens olika steg, genomförs beräkningarna med så kallad Monte Carlo simulering. Detta innebär att de ingående variablerna beskrivs med olika typer av osäkerhetsfördelningar. Beräkningarna genomförs ett stort antal gånger, t.ex. 10 000 gånger, och varje gång dras ett värde från respektive osäkerhetsfördelning. Detta innebär att osäkerheterna i de ingående variablerna också kommer påverka resultatet som även det beskrivs med hjälp av en osäkerhetsfördelning. Processen illustreras i Figur 3.3. Syftet är att kunna beskriva hur stora osäkerheterna är i slutresultatet, t.ex. nettonuvärdet för ett antal analyserade åtgärdsalternativ, och det är möjligt att spåra och se vilka ingående variabler som har störst inverkan på osäkerheterna i resultatet. Det sistnämnda kan exempelvis användas för att bestämma var ytterligare information behöver samlas in för att minska osäkerheterna i resultatet.



Figur 3.3 Illustration av Monte Carlo simulering där R beräknas som produkten av variablerna P och C .

Det är inte säkert att alla beräkningssteg i beslutsstödsmodellen kan genomföras med Monte Carlo simuleringar. Exempelvis har den hydrodynamiska och hydrologiska modelleringen inte genomförts på detta sätt. I dessa fall har olika scenarier körts för att uppskatta variationerna i resultaten och denna information har använts för att uppskatta osäkerheten i resultaten och detta har utgjort underlag i nästa beräkningssteg.

Dos-responssamband

I kvantitativ mikrobiologisk riskbedömning (QMRA) är dos-responssambandet centralt för att kvantifiera hälsoeffekter. Infektionsstudier beskriver relationen mellan patogendos och sannolikhet för infektion. Den dagliga dosen beräknas enligt ekvation 4:

$$D = C_{DV} \cdot V \quad (4)$$

där D är den dagliga patogendosen från dricksvatten, C_{DV} patogenkoncentrationen i dricksvatten och V är det dagliga dricksvattenintaget per person. CDV baserades på beräkningarna i källkaraktäriseringen, spridningsmodelleringen samt Log-reduktionen som sker i beredningsstegen i vattenverket.

Dricksvattenkonsumtionen (V) har beskrivits av Westrell et al. (2006) och beräknas enligt ekvation (5):

$$V = e^{N(\mu, \sigma)} \quad (5)$$

där $N(\mu, \sigma)$ är en normalfördelning ($\mu = -0,299$ och $\sigma = 0,57$). Dos-responssambandet för patogenerna beskrivs med en Exact Beta Poisson funktion enligt ekvation 6:

$$P_{inf} = 1 - e^{-r \cdot D} \quad (6)$$

där, P_{inf} är den dagliga infektionssannolikheten, r är infektiviteten och D är den beräknade dagliga patogendosen. Ineffektiviteten beskrivs med en betafördelning som är specifik för respektive patogen. Den årliga infektionssannolikheten kan beräknas enligt ekvation 7:

$$P_{\text{årlig}} = 1 - \prod_1^{365} (1 - P_{inf}) \quad (7)$$

där $P_{\text{årlig}}$ är den årliga infektionssannolikheten per person. $P_{\text{årlig}}$ beräknas med hjälp av en bootstrap-teknik där varje årlig infektionssannolikhet beräknades utifrån 365 unika dagliga infektionsrisker.

Om flera olika scenarier (S) analyseras, dvs. olika föroreningshändelser antas kunna inträffa med en viss sannolikhet, kan den årliga infektionssannolikheten istället beräknas enligt ekvation 8 (WHO, 2016):

$$P_{\text{Årlig}} = 1 - \prod_1^{s_1} (1 - P_{\text{inf}, S_1}) \cdot \prod_1^{s_2} (1 - P_{\text{inf}, S_2}) \dots \prod_1^{s_i} (1 - P_{\text{inf}, S_i}) \quad (8)$$

där s_i (antal dagar) motsvarar varaktigheten av scenario S_i (t.ex. en bräddning) som är förknippad med en specifik daglig infektionssannolikheten (P_{inf, S_i}). Den totala varaktigheten av samtliga scenarier ($s_1 + s_2 + \dots + s_i$) ska summera till 365.

Den totala infektionssannolikheten kan beräknas genom att addera² infektionssannolikheten för respektive patogen enligt ekvation 9:

$$P_{\text{Årlig_Total}} = 1 - (1 - P_{\text{Årlig_virus}}) \cdot (1 - P_{\text{Årlig_bakt}}) \cdot (1 - P_{\text{Årlig_prot}}) \quad (9)$$

där $P_{\text{Årlig_Total}}$ är den totala årliga infektionssannolikheten, $P_{\text{Årlig_virus}}$, $P_{\text{Årlig_bakt}}$ och $P_{\text{Årlig_prot}}$ är den årliga infektionssannolikheten för respektive referenspatogen (virus, bakterier och protozoer).

För att uttrycka de hälsoeffekter som uppstår till följd av infektioner används QALY (Quality Adjusted Life Year), se Faktaruta 3. Antalet QALYs som förloras per år till följd av infektion av respektive patogen beräknas utifrån $P_{\text{Årlig}}$ (Ekvation 10). I en amerikansk studie har antalet QALYs per infektion bedömdes vara 0,0035 för *Cryptosporidium*, 0,0163 för *Campylobakter* och 0,0009 för norovirus (Batz et al. 2014).

$$QALY_{\text{Årlig}} = DV_{\text{Pop}} \cdot P_{\text{Årlig}} \cdot Q \quad (10)$$

där $QALY_{\text{Årlig}}$ är QALYs förlorade till följd av vattenburen sjukdom, DV_{Pop} är antal dricksvattenkonsumenter och Q är antal QALYs förlorade per infektion. $QALY_{\text{Årlig}}$ summeras för *samtliga* patogener för att beräkna totalt förlorade QALYs.

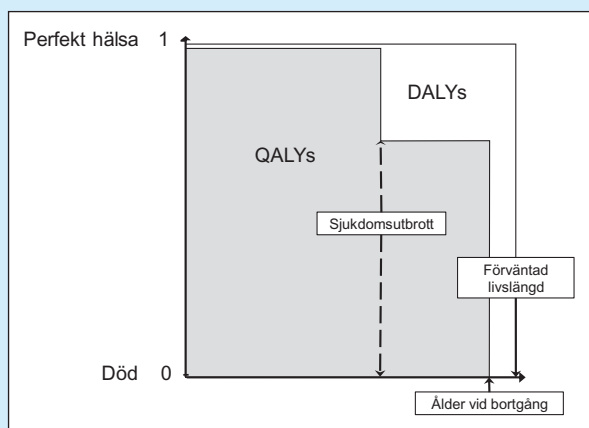
$P_{\text{Årlig}}$ kan också användas för att beräkna DALY (Disability Adjuster Life Year) per person och år enligt WHO:s metod (WHO 2001). För underlag till KNA används QALY i större utsträckning än DALY för att utvärdera insatser inom hälsovårdssektorn, varför QALY lämpar sig bättre för denna typ av ekonomisk analys. För att utvärdera en acceptabel risknivå gentemot WHO:s riktlinjer är dock DALY rätt mått.

Faktaruta 3: DALY och QALY

För att kunna summera hälsoeffekter av olika allvarlighetsgrad har olika hälsomått tagits fram. I QMRA-tillämpningar används ofta DALY (Disability Adjuster Life Year) som är ett hälsomått som kombinerar för tidig död med funktionsnedsättning/sjukdom under en begränsad tidsperiod (WHO 2001). QALY (Quality Adjusted Life Year) (Sassi 2006) är ytterligare ett hälsomått som konceptuellt kan beskrivas som motsatsen, eller inversen till DALY (Robberstad 2009). Istället för att beskriva funktionsnedsättning eller

² Detta förutsätter att de olika händelserna kopplade till infektionssannolikhet är oberoende. Efter-som patogener ofta härstammar från fekala källor kan det finnas argument för att närvaron av en patogen skulle innebära en högre sannolikhet för att andra patogener också är närvarande. Detta skulle resultera i en positiv korrelation mellan patogenförekomst, vilket inte har tagits hänsyn till i denna beräkning.

för tidig död, beskrivs istället livskvalitet. I en riskbedömning är det exempelvis vunna QALYs till följd av en åtgärd som är av intresse. Den konceptuella relationen mellan DALYs och QALYs illustreras i Figur 3.4.



Figur 3.4. Konceptuell relation mellan DALYs och QALYs. Vit yta representerar DALYs och grå yta representerar QALYs upplevda under en livstid. Anpassad från Robberstad (2009).

Kostnads-nyttoanalys

Den generella bakgrunden till samhällsekonomisk analys har beskrivits i Kapitel 2.2 och detaljer kring beräkningarna i en kostnads-nyttoanalys (KNA) förklaras i Faktaruta 4. Om ett beslut genererar nyttor och kostnader över flera år, diskonteras dessa framtida nyttor och adderas ihop till ett nettonuvärde (NNV) enligt Ekvation 11 (Baffoe-Bonnie et al. 2008). Genom att beräkna NNV för samtliga åtgärdsalternativ som utvärderas kan de jämföras och prioriteras utifrån dess samhällsekonomiska lönsamhet.

$$NNV = \sum_{t=0}^T \frac{N_t}{(1+r)^t} - \sum_{t=0}^T \frac{K_t}{(1+r)^t} \quad (11)$$

där T är tidshorisonten, N är nyttorna för år t , K är kostnaderna för år t , och r är diskonteringsräntan. Tidshorisont och diskonteringsränta förklaras mer ingående i Faktaruta 5.

De totala nyttorna (N_T) delas upp i hälsonyttor (N_H), miljönyttor (N_M) och övriga nyttor (N_O) i ekvation 12.

$$N_T = N_H + N_M + N_O \quad (12)$$

Hälsonyttorna (N_H) beräknas enligt ekvation 13:

$$N_H = Q_{\text{Red}} \cdot V_{\text{QALY}} \quad (13)$$

där, Q_{red} är reduktionen av förlorade QALYs i åtgärdsalternativet relativt referensalternativet och V_{QALY} är värdet av en QALY. Det finns olika värderingsstudier som kan användas för att uppskatta värdet av en QALY (Bergion et al, 2018b). I RiBS-projektet har framförallt samhällets betalningsvilja baserat på ersättningar för läkemedel nyttjats. Baserat på litteratordata har värdet på en QALY (V_{QALY}) antagits vara mellan 700 000 till 1 220 000

kr (Svensson et al. 2015). I RiBS-projektet har även det som benämns *cost of illness* (COI), på svenska sjukdomskostnad, använts. Uppskattningar av COI innefattar vanligen sjukvårdskostnader samt det produktivitetsbortfall som uppstår om en person inte kan arbeta. I tillämpningarna inom projektet har uppskattningar som även inkluderar en värdering av det obehag som en sjukdom innebär räknats med och då benämnts COI+, se Bergion et al. (2008b).

Miljönyttor (N_M) har ansatts enligt ekvation 14:

$$N_M = K_{V_{red}} \cdot K_{Kv} + Fos_{red} \cdot K_{Fos} \quad (14)$$

där $K_{V_{red}}$ och Fos_{red} är den förväntade reduktionen (kg) av kväve- och fosforutsläpp till följd av ökad rening och K_{Kv} and K_{Fos} är värdet för att undvika släppa ut ett kg kväve respektive fosfor (SEPA 2008a).

Övriga nyttor (N_O) har hittills i tillämpningarna av RiBS-modellen inte monetariserats kvantitativt. Dock kan dess betydelse illustreras genom att analysera hur stora dessa övriga nyttor måste vara för att exempelvis göra åtgärd lönsam om NNV är negativt. En sådan analys kan också bidra med värdefull information till beslutsunderlaget.

Uppskattningen av kostnaderna en åtgärd är förknippad med kan hämtas från litteratur, tidigare investeringar eller från genomförandet av liknande åtgärder på andra håll. I första hand bör dock platsspecifika uppskattningar användas, alternativt kan värden från andra studier och platser överföras med hjälp av olika tekniker så att de är tillämpbara på den aktuella platsen och problemställningen (Johnston et al. 2015). Beroende på vilka åtgärder som undersökts är det olika svårt att få tag på information. För åtgärder kopplade till avloppsreningsverk och dricksvattenverk kan rapporten Kärrman et al. (2012) ge bra underlag. Det finns även kostnadsuppskattningar för en del åtgärder kopplade till miljömålen i VISS-databasen (<https://viss.lansstyrelsen.se>).

Faktaruta 4: Hur uppskattas samhällsekonomisk lönsamhet?

Kostnads-nyttoanalys (KNA) är en analys som innefattas i det bredare begreppet konsekvensanalys (jfr Naturvårdsverket 2003). Liksom konsekvensanalyser är kostnads-nyttoanalyser ett stöd för beslutsfattande. KNA bygger på en identifiering av de positiva och negativa konsekvenserna av ett projekt i samhället och syftar till att jämföra dessa konsekvenser med varandra för att se om de positiva konsekvenserna är större än de negativa eller tvärtom. Analysen görs genom att de positiva effekterna (marginalnyttan) och de negativa effekterna (marginalkostnaderna) värderas relativt ett referensalternativ. I en KNA uttrycks de olika konsekvenserna i monetära enheter i så stor utsträckning som möjligt. De effekter som inte kan uttryckas i pengar bör så långt som möjligt beskrivas kvalitativt och det bör bedömas om de kan påverka slutsatserna från analysen. KNA som metod beskrivs i en mängd olika textböcker, vägledningar, vetenskapliga rapporter, artiklar och utredningar. Ett ofta refererat standardverk är Boardman m fl (2011). I Sverige beskrivs metoden av exempelvis Trafikverket (2016) och Söderqvist m fl (2014).

Matematiskt kan en KNA uttryckas som en *målfunktion* som mäter skillnaden mellan nyttor och kostnader. För ett visst åtgärdsalternativ i kan målfunktionen formuleras som:

$$NNV_i = \sum_{t=0}^T \frac{N_{i,t}}{(1+r)^t} - \sum_{t=0}^T \frac{K_{i,t}}{(1+r)^t}$$

där:

NNV_i = nettonuvärdet, vilket utgör nuvärdet av nettonyttan (dvs. nyttor minus kostnader) av att genomföra åtgärdsalternativet i

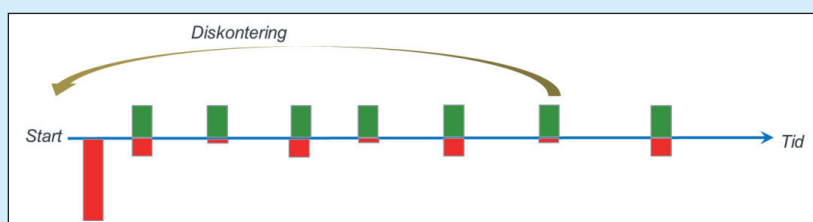
N_i = nyttor (benefits) av att genomföra åtgärdsalternativet i

K_i = kostnader (costs) för att genomföra åtgärdsalternativet i

r = diskonteringsränta

T = tidshorisont angivet i antal år t

Som framgår av ekvationen ovan beräknas ett nuvärde för alla kostnader respektive nyttor under den aktuella tidshorisonten. Detta sker genom en omräkning med hjälp av en räntesats och görs för att ta hänsyn till att nyttor och kostnader inträffar vid skilda tidpunkter och därför inte kan jämföras direkt med varandra, se Figur 3.5.



Figur 3.5 Principen för beräkning av nuvärden genom diskontering. Gröna staplar motsvarar nyttor och röda staplar motsvarar kostnader.

Om värdet på målfunktionen, dvs. nettonuvärdet, är positivt är alternativet samhällsekonomiskt lönsamt, och ju högre positivt värde desto mera lönsamt är alternativet. Alternativen utvärderas i förhållande till ett referensalternativ. Detta referensalternativ definieras ofta som att inte vidta någon åtgärd alls och de konsekvenser som detta leder till. Rent principiellt finns dock inga hinder att använda andra definitioner på referensalternativet.

Faktaruta 5: Diskontering och tidshorisont

Diskontering är ett begrepp som används vid alla samhällsekonomiska beräkningar. Det innebär en omräkning med hjälp av en räntesats för att ta hänsyn till att nyttor och kostnader inträffar vid skilda tidpunkter och därför inte kan jämföras direkt med varandra. En diskonteringsränta används för att räkna om alla nyttor och kostnader i kostnads-nyttanalysen till ett nuvärde.

Diskontering är en omdebatterad metod, eftersom kostnaderna med åtgärder som syftar till att åstadkomma exempelvis en klimatanpassning ofta inträffar före nyttorna som åtgärderna leder till. I en nuvärdesberäkning tenderar detta att leda till att nyttorna väger lättare än kostnaderna. Allmänt gäller att ju högre diskonteringsränta och ju längre fram i tiden en konsekvens inträffar desto lägre blir dess nuvärde. Om diskonteringsräntan däremot är noll värderas framtida kostnader och nyttor lika högt som dagens kostnader och nyttor.

Diskontering i samhällsekonomiska kalkyler av klimatåtgärder diskuteras ingående av exempelvis Söderqvist (2006). Där beskrivs hur det kan vara rimligt att använda räntesatser nära marknadsräntan för kortare tidsperioder, medan det kan vara försvarbart att använda lägre räntesatser för längre tidsperioder som berör flera generationer.

För samhällsekonomiska kalkyler inom transportområdet rekommenderar exempelvis Trafikverket (2016) en räntesats på 3,5 %. Denna räntesats baseras på studier av marknadsräntor och produktiviteten i samhället.

För samhällsekonomiska kalkyler av åtgärder som berör flera generationer av människor argumenteras ofta att räntesatsen istället bör sättas utifrån en etisk utgångspunkt för att inte diskriminera framtida generationer i förhållande till dagens generation och utifrån prognoser om den framtida ekonomiska utvecklingen. Detta förhållningssätt tenderar att leda till lägre diskonteringsräntor. Ett exempel på detta är rekommendationerna i den s.k. Stern-rapporten (Stern 2006), som utvärderar samhällsekonomiska effekter av klimatförändringar. Stern-rapporten har fått ett mycket stort genomslag i klimatdebatten och föreslår en diskonteringsränta på 1,4 % för samhällsekonomiska kalkyler rörande klimateffekter och åtgärder mot klimatförändringar.

Valet av diskonteringsränta kan påtagligt påverka utfallet i en kostnads-nyttoanalys, såväl vad gäller nettonuvärdets absoluta storlek, men i vissa fall också rangordningen av alternativ. Vilken räntesats som väljs grundas i vilken grundläggande syn som beslutsfattandet utgår ifrån. Vid genomförandet av en kostnads-nyttoanalys kan det vara svårt att avgöra vilken räntesats som är lämplig. I sådana fall är det lämpligt att genomföra kostnads-nyttoanalysen med olika diskonteringsräntor och undersöka hur slutresultatet varierar med valet av räntesats.

Tidshorisonten är också av stor betydelse bl.a. eftersom en längre tidshorisont innebär att åtgärden skyddar mot störningar och skador under en längre tid. Tidshorisonten i KNA bör reflektera den förväntade livslängden på investeringen. Det kan även med avseende på tidshorisont vara intressant att undersöka hur olika val påverkar slutresultatet. Vid en lägre diskonteringsränta kan tidshorisontens längd ha stor inverkan på analysens utfall.

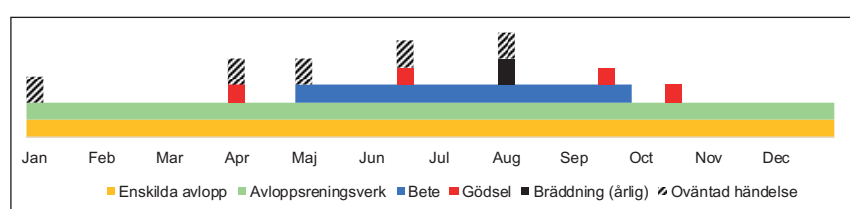
3.3 Nyckelresultat

Genom fallstudier i framförallt Vombsjön och Vombverket i Skåne, har RiBS-modellen och dess ingående delar testats och utvärderats. Drygt 330 000 personer försörjs med dricksvatten från Vombsjön och i avrinningsområdet finns det närmre 2 800 enskilda avlopp som utgör en källa till patogener och således en mikrobiell risk. Det finns också avloppsreningsverk, djurhållning och vilda djur som bidrar till den mikrobiella risknivån. Utöver den kontinuerliga belastning som dessa källor ger upphov till, identifierades ett antal oönskade händelser som kan bidra med kraftig belastning av patogener till råvattentäkten under en kortare tid. Dessa händelser var kraftigt regn (10-årsregn), nödavledning av avloppsvatten samt olycka med gödseltransport.

I Figur 3.6 illustreras hur de riskkällor som bidrar till den kontinuerliga belastningen (enskilda avlopp, avloppsreningsverk, bete, gödsel och återkommande bräddning) fördelar sig över året. Utöver dessa illustreras hur de oönskade händelserna kan inträffa under olika delar av året och bidra till en ökad belastning och därmed också en potentiell högre risk. De oönskade händelsernas position är bara exempel, i beräkningarna har alla möjliga tidpunkter och sannolikheten för dem beaktats och integrerats i analysen. Det kraftiga regnet kan leda till en större föroreningstransport från exempelvis åkermark vid gödslings och en nödavledning eller olycka med gödseltransport bidrar med ytterligare en källa och föroreningsbelastning. Syftet med att inkludera de oönskade händelserna är att se om de har ett betydande bidrag till risken. För Vomb utgjorde de oönskade händelserna endast 1,5 % av den totala risken. Anledningen till detta är att förmågan att avskilja patogener är god, varför den ytterligare ökning

händelserna innebär inte får ett stort genomslag. Hade de oönskade händelserna varit mer extrema hade situationen kunnat se annorlunda ut.

För att mer ingående analysera hur oönskade händelser kan påverka riskbilden, analyserades också ett alternativt dricksvattensystem som motsvarar ett traditionellt ytvattenverk i Sverige. Baserat på samma händelser och belastning på råvattentäkten som för Vomb, visade sig de oönskade händelserna utgöra 60 % av den totala risken för det alternativa systemet. Oönskade händelser är således viktiga att beakta för att både få en rättvisande bild av den aktuella risken, men också för att effekten av de riskreducerande åtgärderna ska bli rättvisande. Av naturliga skäl har den typ av oönskade händelser som här beaktats störst påverkan då det finns en begränsad förmåga att i vattenverket hantera ökade patogenhalter i råvattnet. Beroende på förutsättningarna i det aktuella systemet kan prioriteringen av åtgärderna bli olika om de oönskade händelserna beaktas eller inte.



Figur 3.6 Illustration av de riskkällor som bidrar till basrisken, dvs. den kontinuerliga och återkommande belastningen, samt hur oväntade händelser kan adderas till dessa och bidra till en ökad belastning under en viss tid (Bergion et al., 2019).

För Vomb och det alternativa dricksvattensystemet analyserades olika åtgärder i avrinningsområdet och beredningen (Bergion et al., 2018:a; 2019). Nedanstående åtgärder för att reducera den hälsomässiga risken analyserades för både Vomb och det alternativa dricksvattensystemet som beskrivits ovan. Nuvarande system användes som referensalternativ för att avgöra hur mycket bättre eller sämre samt högre eller lägre kostnader de olika alternativen är förknippade med.

- (A1) Installation av pump och reservkraft för att förhindra bräddningar och nödavledning från avloppsreningsverk.
- (A2) Installation av UV-desinfektion i vattenverket.
- (A3) Ansluta 25 % av de enskilda avloppen i avrinningsområdet.
- (A4) Kombination av samtliga åtgärder, A1-A3.

Eftersom risknivån redan för referensalternativet (nuvarande system) var låg för Vombsystemet, presenteras här resultaten från det alternativa systemet. I Figur 3.7 presenteras nettovärdet för de olika åtgärderna baserat på två olika sätt att värdera reducerad hälsorisk: (a) samhällets betalningsvilja för att reducera QALY, och (b) sjukdomskostnaden inklusive obehag (COI+). För detaljer kring möjliga värderingsstudier hänvisas till Bergion et al. (2018b). Det värde på samhällets betalningsvilja som använts här är 1,22 Mkr/QALY. Detta kan även uttryckas som värdet av att undvika ett sjukdomstillfälle: 20 tkr (*Campylobacter*), 1,1 tkr (norovirus) och 4,4 tkr

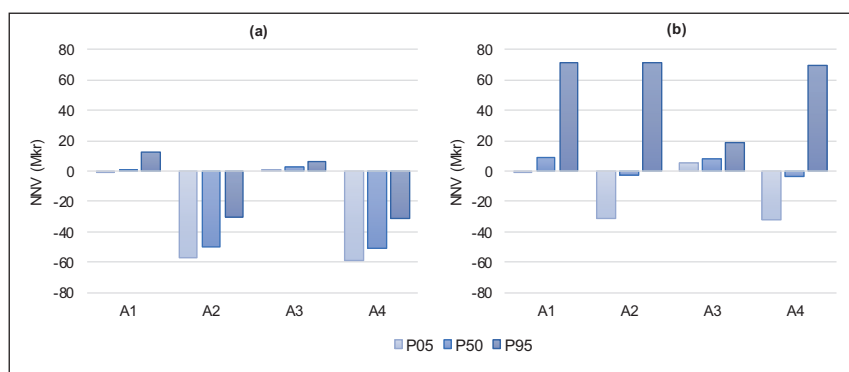
(*Cryptosporidium*). Motsvarande siffror för COI+ är: 30 tkr (*Campylobacter*), 6 tkr (norovirus) och 26 tkr (*Cryptosporidium*). Detta kan jämföras med det vattenburna sjukdomsutbrottet i Östersund (*Cryptosporidium*) där den totala samhällskostnaden uppskattats till 220 Mkr till följd av 27 000 insjuknade personer (Lindberg et al. 2011). Detta motsvarar en kostnad på 8,1 tkr per sjukdomsfall. Värdena skiljer sig något åt mellan de olika värderingsmetoderna som använts här, vilket också avspeglar sig i resultaten (Figur 3.7a och b). I detta exempel påverkar valet av värderingsmetod i vilken utsträckning åtgärderna är samhällsekonomiskt lönsamma ($NNV > 0$), men inte rangordningen av dem.

Nettonvärdet (NNV) som presenteras i Figur 3.7 är ett av huvudresultaten från RiBS-modellen. Värdet och osäkerheterna kring det (här illustrerat med 5-, 50- (median) och 95-percentiler) visar det slutgiltiga förhållandet mellan de kostnader och nyttor som alternativen är förknippade med. Anledningen till att osäkerheterna är större i resultaten då COI+ används (Figur 3.7b) är att denna beräkning görs direkt baserat på infektionssannolikheten. Då samhällets betalningsvilja används uttrycks hälsoeffekterna i QALY, vilket i detta fall har en effekt på osäkerheten.

För det dricksvattensystem vi här exemplifierar resultaten med framstår åtgärderna för att bygga bort bräddningar och nödavledningar (A1) samt anslutningen av enskilda avlopp (A3) som de mest fördelaktiga. Eftersom osäkerheterna beaktas i indata och resultat kan t.ex. sannolikheten för att respektive åtgärd har högst NNV beräknas. Sannolikheten för att A3 har högst NNV är 63 och 46 % för den samhälleliga betalningsviljan respektive COI+.

NNV måste dock utvärderas i kombination med den slutgiltiga risknivån. För det alternativa dricksvattensystemet är det bara installationen av UV-desinfektion (A2) och kombinationen av alla åtgärder (A4) som lyckas sänka sannolikheten för infektion, för alla tre patogengrupper, under $1 \cdot 10^{-4}$ med stor säkerhet. Detta är inget gränsvärde som används i svensk lagstiftning men tillämpas i vissa länder (exempelvis USA och Nederländerna). Används en lägre diskonteringsränta (1 % jämfört med 3,5 % som resultaten i Figur 3.7 är baserade på) och COI+ är det installationen av UV-desinfektion (A2) som framstår som det bästa alternativet med hänsyn till NNV (52 % sannolikhet att ha högst NNV). Detta visar på vikten av att analysera de osäkerheter som finns och genomföra känslighetsanalys för att se hur resultaten ändras beroende på de antaganden som görs. För exempel som presenteras här kan det sammantaget sägas att åtgärderna i avrinningsområdet framstår som mest samhällsekonomiskt fördelaktiga men det krävs också åtgärder i vattenverket för att med säkerhet nå en låg infektionssannolikhet.

Riskreducerande åtgärder kan medföra andra nyttor utöver en minskad hälsorisk. De åtgärder som analyserats i Vombsjöns avrinningsområde medförde exempelvis en minskad belastning av näringsämnen, vilket inte bara är en nytta ur dricksvatten-perspektiv. Att ett enskilt avlopp ansluts till det kommunala avloppsnätet kan också upplevas som en nytta för fastighetsägaren då den slipper ansvaret för anläggningen. I en KNA är det



Figur 3.7 Nettonuvärdet (NNV) för de åtgärderna som analyserats för det alternativa dricksvattensystemet.

A1 = Installation av pump och reservkraft för att förhindra bräddningar och nödavledning från avloppsreningsverk;
A2 = Installation av UV-desinfektion i vattenverket;
A3 = Ansluta 25 % av de enskilda avloppen i avrinningsområdet;
A4 = Kombination av samtliga åtgärder, A1-A3. Två olika värderingar av reducerad hälsorisk har använts: (a) samhällets betalningsvilja för reducerad QALY, och (b) sjukdomskostnad (COI+). Tidshorisonten är i båda fallen 50 år och diskonteringsränta 3,5 %.

viktigt att identifiera alla nyttor, även om alla inte är möjliga att uttrycka kvantitativt som en samhällsekonomisk nytta, se kapitel 2. Dessa ytterligare nyttor kan vara betydelsefulla när åtgärderna prioriteras och beslut ska fattas. I fallstudien i Vomb analyserades effekterna av att ansluta 25, 50 eller 75 % av de enskilda avloppen till det kommunala systemet. Denna åtgärd innebär en stor kostnad och resultaten visade att det troligen inte skulle vara samhällsekonomiskt lönsamt. Om fastighetsägarna upplever andra nyttor, utöver en förändrad drift- och underhållskostnad, av i storleksordningen 800–1 200 kr/år är situationen däremot annorlunda. Denna ytterligare nytta av exempelvis ett minskat eget ansvar för avlopps-lösningen skulle nämligen ge ett NNV på 0 (median).

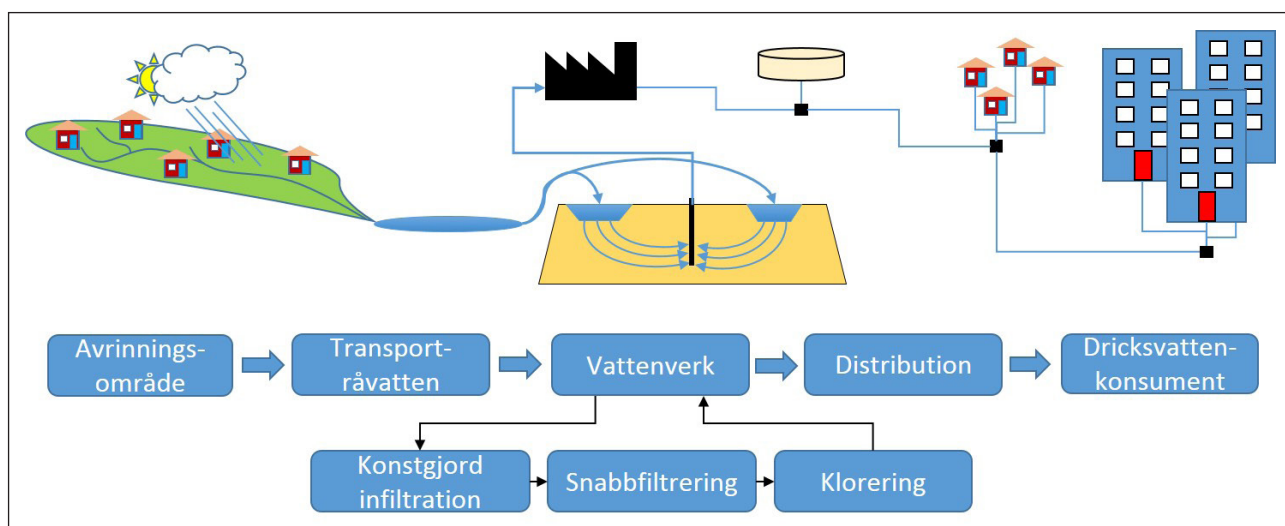
Sammanfattningsvis kan sägas att:

- Resultaten från RiBS-modellen möjliggör en grundlig analys och prioritering av möjliga åtgärder. Resultaten från kostnads-nyttoanalysen bör analyseras i kombination med de slutgiltiga risknivåerna för att kunna uttala sig om hur mycket risken bör reduceras.
- För att möjliggöra kombination av mikrobiell riskbedömning och samhällsekonomisk analys krävs det en kombination av olika metoder och verktyg. Kombinationen av metoder och verktyg bör anpassas till den aktuella fallstudien.
- Då risker analyseras är det viktigt att inte bara ta hänsyn till normala förhållanden utan även väga in oönskade och ofta mindre sannolika händelser. Detta möjliggör en beräkning av den totala risken.
- Osäkerheterna i resultaten är viktiga att beakta och en känslighetsanalys bör genomföras för att exempelvis analysera hur valet av värderingsmetod påverkar resultaten och vilken effekt en lägre eller högre diskonteringsränta har.

4 Övervakning och modellering av råvattenkvalitet

4.1 Syfte och bakgrund

Syftet med den del av RiBS-projektet som handlade om råvattensystemet var att beskriva ett angreppssätt som fungerar som ett underlag för RiBS-modellen för att bedöma fekala föroreningskällors påverkan på den mikrobiologiska råvattenkvaliteten. Avloppsvatten samt avrinning från betes- och åkermark är de föroreningskällor som speciellt beaktats i projektet. Ingående studieområden var kopplade till Vombsjön (Figur 4.1) och Mälaren, vilka används för att försörja 300 000 respektive 2 000 000 konsumenter med dricksvatten. För att uppfylla målen i projektet kombinerades övervakning och provtagning av råvatten med transportmodellering.



Figur 4-1 Schematisk bild över dricksvattensystemet i Vomb.

Övervakning av patogener och fekala indikatorer ökar förståelsen för de risker som olika föroreningskällor är förknippade med samt ger underlag och valideringsdata till modeller. Transportmodellering innebär i dessa sammanhang att applicera hydrologisk, hydrodynamisk och/eller grundvattenmodellering. Hydrologisk modellering används för att simulera föroreningstransport inom avrinningsområdet. Denna typ av modellering ger information om bidragen från de olika källorna (särskilt diffusa sådana) till föroreningsbelastningen på råvattentäkten. Hydrodynamisk modellering används för att simulera föroreningstransport inom råvattentäkten. Denna typ av modellering ger information om bidragen från de olika källorna till förorening vid råvattenintaget. Grundvattenmodellering används för att simulera föroreningstransport i grundvattenmagasin och anläggningar med konstgjord infiltration. Denna typ av modellering kan exempelvis användas för att uppskatta Log-reduktionen som konstgjord infiltration bidrar med som en del i reningsprocessen i dricksvattenberedningen.

De huvudsakliga resultaten från denna del av projektet var (i) metoder för att bättre förstå påverkan av potentiella fekala föroreningskällor på förekomsten och sammansättningen av mikrobiologiska föroreningar i råvatten, samt (ii) exempel på hur transportmodellering kan användas för att skapa underlag för riskbedömning och kostnads-nyttoanalys.

Arbetat har innefattat följande delar:

- De dominerande utsläppskällorna i delar av Mälarens avrinningsområde (uppströms Sträket) och effekten av olika möjliga åtgärder i avrinningsområdet, t.ex. vegetationsremsor kring betes- och åkermark och förbättringar i avloppsvattenhantering, på råvattenkvaliteten studerades. Detta genomfördes genom att modellera förorenings-spridning m.h.a. hydrologisk modellering (Bergion et al. 2017).
- Påverkan av olika faktorer såsom vindförhållanden, densitetskiktning och tillrinning till Mälaren på transportprocesser i östra delen av sjön studerades. Detta genomfördes genom att modellera förorenings-spridning i sjön m.h.a. hydrodynamisk modellering.
- Belastning på Vombsjön från föroreningskällor i avrinningsområdet undersöktes. Detta gjordes genom att under ett år samla in och analysera prover från tillflödena till sjön och råvattenintaget med syfte att undersöka hur halter av fekala indikatorer och bakteriella patogener varierar (Chuquimia et al. 2019, Manuskript).
- Patogenvaskiljningen i den konstgjorda infiltrationsanläggningen vid Vombverket undersöktes genom att applicera en transportmodell för virus framtagen för grundvatten (Åström et al. 2016). Patogenreduktionen utgjorde en del av en mer omfattande riskbedömning (Bergion et al. 2018).
- Kompetens som skapats inom RiBS-projektet kring förorenings-transport, bidrog till arbetet med att utvärdera den så kallade *kvotmodellen* – ett angreppssätt för att uppskatta patogenhalter utifrån halter av fekala indikatorer (Åström 2018).
- Delar av resultaten från RiBS-projektet användes för att kombinera SMHI:s HYPE-modell med hydrodynamisk modellering.³ Detta gjordes för Vombsjöns avrinningsområde i syfte att studera vilka fekala källor och processer som påverkar förorenings-transporten och utvärdera modellernas användbarhet (Lewerin et al. 2018, Sokolova et al. 2018).
- Påverkan av olika tillflöden och föroreningskällor, i relation till varandra, på vattenintaget i Vombsjön beskrevs. Detta gjordes genom hydrologisk och hydrodynamisk modellering av förorenings-spridning i Vombsjöns avrinningsområde (Lewerin et al. 2018, Sokolova et al. 2018).

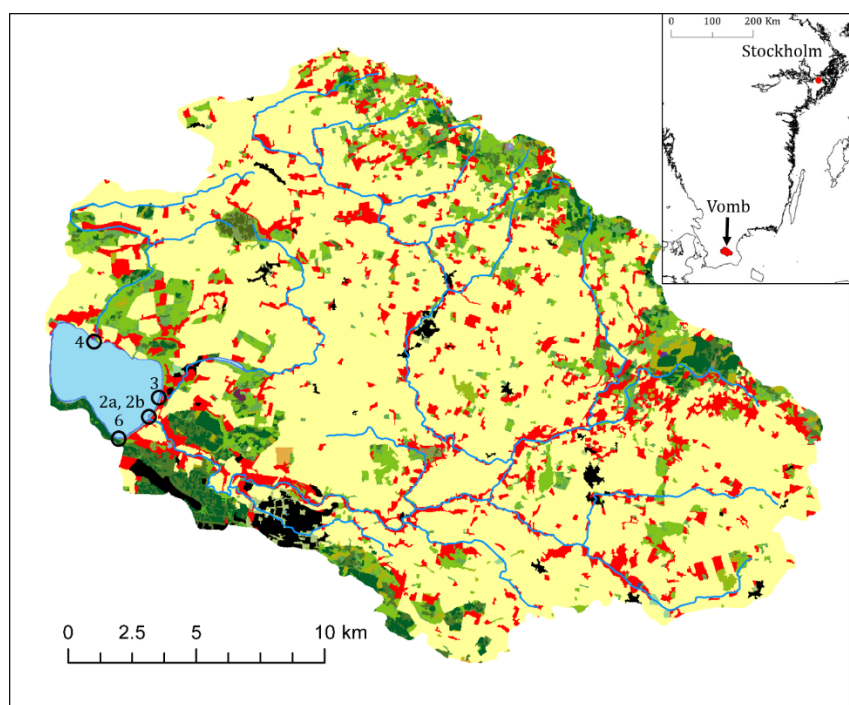
³ Detta arbete genomfördes inom projekt *Beslutsstöd vid hantering av risk för spridning av zoonotiska smittämnen via vatten till människor och djur*, finansierat av Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB).

4.2 Exempel på provtagning och modellering

Vattenprovtagning i Vombsjön

Under 2015 och våren 2016 genomfördes en provtagningskampanj i Vombsjöns avrinningsområde, se Figur 4.2. Ett program för basprovtagning arbetades fram där vattenprover togs varje vecka av inflödet från de tre stora vattendragen (Torpsbäcken, Borstbäcken och Björkaån), avloppsvatten från en gemensamhetsanläggning, naturligt grundvatten från en källa nära Vombsjön, råvatten, samt infiltrerat grundvatten. I samarbete med Sydvatten och Karolinska Institutet hämtades och analyserades vattenprover utifrån basprovtagningsprogrammet, samt för ett antal kortare riktade provtagningsprogram som undersökte bland annat påverkan från betesmark och provtagning av olika djup i Vombsjön.

Syftet med provtagningen var att mäta fekala indikatorer samt att analysera vattnet för ett antal specifika patogener. Provtagningsresultaten har sedan använts för att skapa indata till samt för att utvärdera resultat från transportmodeller. Provtagningen gav också information om den fekala belastningen på sjön och om det fanns patogener närvarande samt hur dessa varierade under året.



Punkterna för basprovtagningen är markerade: lokalt avloppsvatten (2a), naturligt grundvatten (6) samt de tre större vattendragen Björkaån (2b), Torpsbäcken (3) och Borstbäcken (4).

Figur 4.2 Karta över Vombsjön och avrinningsområdet. Färgerna representerar olika typer av markanvändning: åkermark (gul), betesmark (röd), tätort (svart) och skog (grön).

Provtagningsresultaten visade att alla tre vattendragen kunde ha höga halter av koliforma bakterier samt att dessa indikatorer hittas i alla provtagningspunkter. Björkaån bidrar med störst belastning på sjön, främst eftersom den har högst vattenflöde. Av de patogener som analyserades (*Salmonella* spp., enterohemorragisk *E. coli* (EHEC O157) och *Campylobacter* spp.) detekterades endast *Salmonella*, och då endast i ett fåtal prover.

Analys av koliforma bakterier med hjälp av en kvantitativ PCR⁴ analys visade att på sommarhalvåret detekterades högre halter i vattendragen. Den totala belastningen på sjön (halt multiplicerat med flöde) behöver dock inte uppvisa samma säsongsvariation eftersom vattenflödet i vattendragen också varierar kraftigt under året.

Sammanfattningsvis gav provtagningskampanjen information om hur belastningen från fekala föroreningskällor varierar över tid. Analysresultaten påvisade också att det under några få tillfällen under 2015 funnits *Salmonella* vid olika platser i avrinningsområdet. Halter av fekala indikatorer och patogener användes som indata till transportmodeller. Modellresultaten, i kombination med provtagningsdata, kan användas som underlag för riskbedömning och som beslutsstöd i frågor rörande mikrobiell vattenkvalitet.

Modelleringsprocessen

Nedan beskrivs olika steg i modelleringsprocessen utifrån den hydrodynamiska modellering som genomförts av föroreningstransport i Vombsjön.

1. Definiera problemställning och formulera konkreta mål med modelleringsstudien.

Fekal förorening från diffusa och punktkällor i avrinningsområdet kan nå vattenintaget i Vombsjön och potentiellt utgöra en hälsorisk för dricksvattenkonsumenter, om de mikrobiologiska barriärerna vid vattenverket är otillräckliga. Ett konkret mål med modelleringsstudien var att simulera hur föroreningar sprids till vattenintaget i sjön från Björkaån, det största tillflödet till sjön.

2. Beskriv på ett konceptuellt sätt hur systemet ser ut, formulera frågor som ska besvaras, identifiera processer som måste tas hänsyn till i modelleringsprocessen för att kunna besvara frågorna.

Föroreningar från Vombsjöns avrinningsområde kan transporteras till sjön direkt från omkringliggande områden (ytavrinning eller tillrinning från grundvatten) eller genom de tre största tillflöden Björkaån, Torpsbäcken och Borstbäcken. Frågan som besvaras är: på vilket sätt påverkar hydrometeorologiska förhållanden och flödet spridning av förorening från Björkaån till vattenintaget? Cirkulationen i sjön kan påverkas av vind, tillflöden och möjliga densitetskillnader p.g.a. gradienter i vattentemperatur. För att beskriva cirkulationen i sjön behöver modellen ta hänsyn till vindförhållanden, tillflödena, och värmeutbyte med atmosfären för att simulera vattentemperatur. Eftersom fokus ligger på mikrobiologisk vattenkvalitet är det relevant att ta hänsyn till hur mikroorganismer inaktiveras under transporten i sjön.

3. Formulera scenarier som man vill testa utifrån frågorna.

Modellen sätts upp för att studera hur föroreningsbelastning transporteras från Björkaån till vattenintaget i sjön under olika perioder under året. Hydrodynamiska förhållanden i sjön simuleras under år 2015 och följande

⁴ PCR är en förkortning för Polymerase Chain Reaction (polymeraskedjereaktion) och avser i detta sammanhang en molekylärbiologisk metod.

fyra scenarier studeras; utsläpp av samma magnitud sker från Björkaån a) 30 mars, b) 1 maj, c) 26 augusti och d) 23 november. Dessa datum har valts ut för att representera olika hydrometeorologiska förhållanden, främst kopplat till flödet i Björkaån.

4. Studera tillgängliga data och utvärdera möjliga begränsningar i projektet.

För att sätta upp modellen behövs följande data: hydrometeorologiska data (vind, nederbörd, lufttemperatur, luftfuktighet, molnighet, flöde i tillflöden, utflöde från sjön) från SMHI; vattennivåer och ytvattentemperatur i sjön från Kävlingeåns vattenvårdsförbund, uttag av vatten för dricksvattenproduktion och uppmätta temperaturprofiler i sjön från Sydvatten AB, bottentopografi från kartor. Provtagningskampanjen som utförs inom projektet ger mikrobiologiska data om vattenkvalitet i Björkaån. Inaktivering av mikroorganismer i sjön beskrivs m.h.a. litteraturvärden. Möjliga begränsningar: det brukar vara svårt att validera modelleringsresultat kring föroreningstransport, p.g.a. bristande mikrobiologiska data vid föroreningskällan och ibland vid vattenintaget; beräkningstiden som det tar att köra modellen kan begränsa antalet scenarier/tidsperioder som ska studeras; ofta används default-inställningar eller litteraturvärden i modellen, eftersom platsspecifika data saknas.

5. Välj först en viss typ av modeller och sedan en viss modell.

För att beskriva föroreningstransport i sjön, från Björkaåns inlopp till vattenintaget, behövs en modell med hög rumslig och tidsupplösning med möjlighet att beskriva densitetsskillnader i sjön p.g.a. gradienter i vattentemperatur. Därför valdes en tre-dimensionell hydrodynamisk modell.

6. Sätt upp och utvärdera modellen, helst genom att jämföra med uppmätta data.

Jämförelse av modelleringsresultat med uppmätta data för vattentemperatur och vattennivå i sjön visade god överensstämmelse.

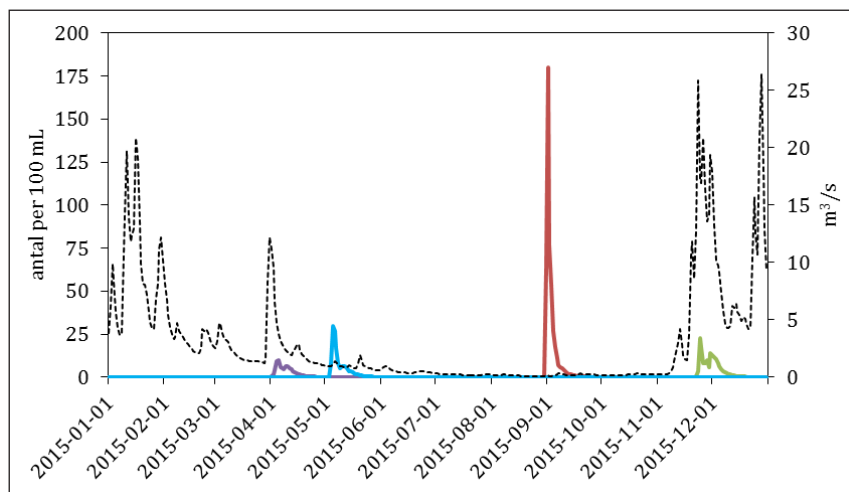
7. Om det behövs, förbättra modellen med ytterligare data eller använd en annan modell, och upprepa modelleringsprocessen.

I det här fallet bedömdes modelluppsättningen vara lämplig för att undersöka de definierade scenarierna.

8. Utvärdera modelleringsresultat utifrån hur dessa besvarar frågorna, kvantifiera osäkerheter i resultat.

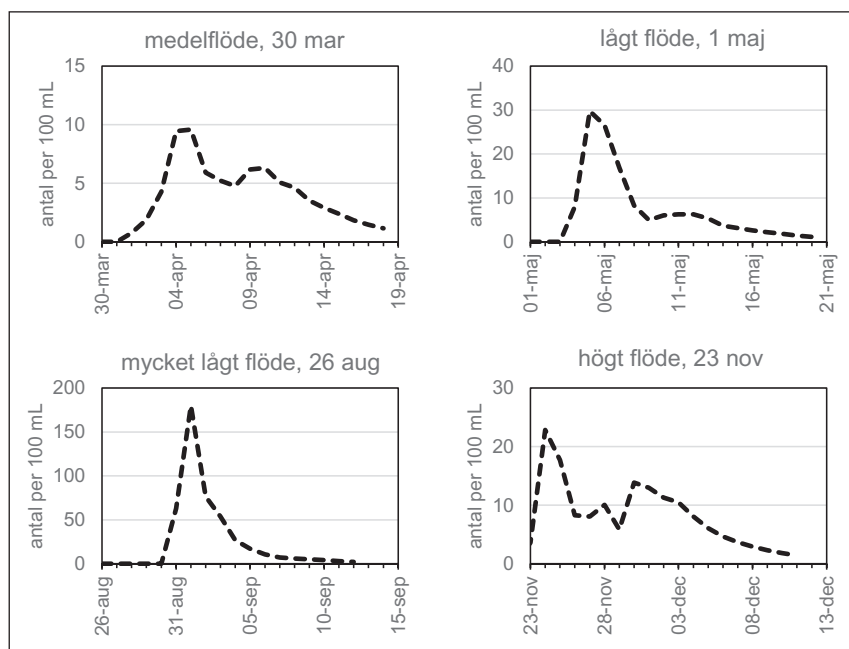
Modelleringsresultat för de fyra scenarierna (Figur 4.3 och Figur 4.4) visade att den högsta halten och vid vattenintaget uppstod när flödet i Björkaån var väldigt lågt. Modelleringsresultat (Figur 4.5) illustrerade hur förorening sprids i sjön.

En osäkerhet är att i den här modelluppsättningen beskrivs inaktivering av mikroorganismer som konstant i tid (halveringstiden 3 dagar) och inte som en funktion av temperatur. Den förenklingen bedöms dock inte ha så stor effekt på modelleringsresultat p.g.a. relativt korta transporttider.

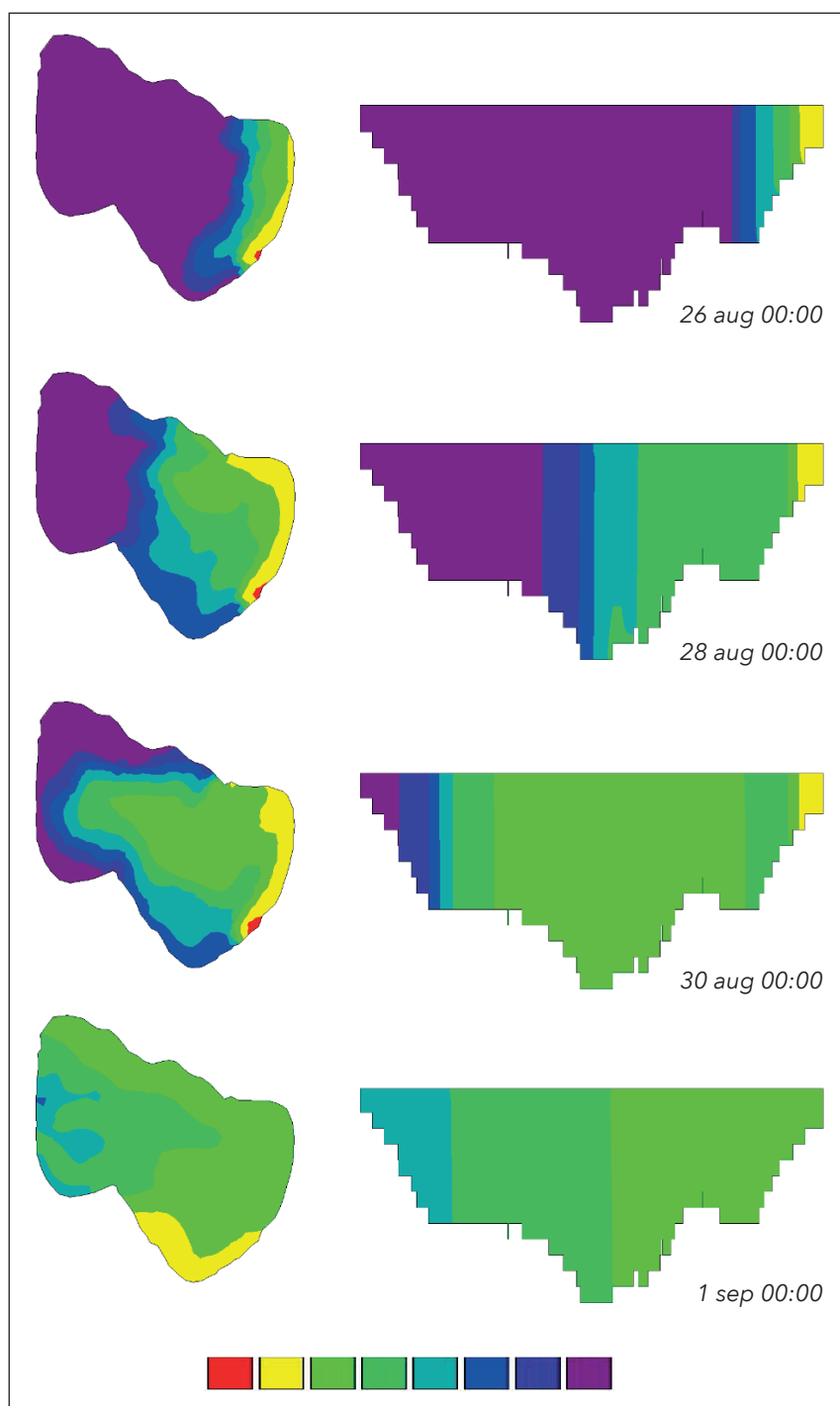


De färgade linjerna (vänster vertikal axel) representerar halter för de fyra scenarierna: 30 mars (violett), 1 maj (blå), 26 aug (röd) och 23 nov (grön). Den streckade linjen (höger vertikal axel) visar Björkaåns vattenflöde.

Figur 4.3 Simulerade halter av en markör som representerar bakterier vid vattenintaget i Vombsjön.



Figur 4.4 Simulerade halter av en markör som representerar bakterier för de fyra studerade scenarierna. Det första datumet är det datum då utsläppet inträffade.



Figur 4.5 Modelleringsresultat för scenario 26 aug - mycket lågt flöde. Bilder (fyra rader) visar fyra ögonblicksbilder (plan och tvärsnitt). Färger visar halter i antal per 100 mL på en logaritmisk skala: röd färg visar $> 3 \text{ Log}_{10}$ och lilla färg visar $< -3 \text{ Log}_{10}$.

4.3 Nyckelresultat

Nedan beskrivs nyckelresultaten kopplat till de olika typerna av modellering och fallstudier som genomförts.

Hydrologisk modellering av föroreningstransport i Mälarens avrinningsområde uppströms Stäket (med SWAT) (Bergion et al. 2017):

- Den hydrologiska modellen SWAT kunde användas för att simulera olika riskreducerande åtgärder (d.v.s. vegetationsremsor kring betes- och åkermark, förbättrad avloppsrening vid kommunala reningsverk och enskilda avlopp) och deras förmåga att minska halter av *Cryptosporidium* och *E. coli*.
- Förbättrad avloppsrening vid kommunala reningsverk var den riskreducerande åtgärd som resulterade i den högsta reduktionen av föroreningsbelastning vid utflödet från avrinningsområdet.
- Användning av hydrologisk modellering för riskanalyser skulle kräva mer information om patogeners förekomst, utsöndringshalter och beteende i miljön.

Hydrodynamisk modellering av föroreningstransport i östra delen av Mälaren (med MIKE 3):

- Med hjälp av transportmodellering kan man, baserat på totalantal mikroorganismer som har släppts ut till sjön, uppskatta vilka halter man kan förvänta sig vid vattenintag. Detta förutsätter att man har information om utsläppets position och storlek.
- Under skiktade förhållanden, som kan uppstå i sjöar på sommaren och under is, kan halterna vid djupare nivåer i sjön vara mycket lägre än vid ytan; skillnaden kan bli upp till flera Log10 enheter. Under ombländade förhållanden i sjön, kunde vi inte se någon skillnad i halter vid olika djup. Man ska inte lita på effekten av skiktningen eftersom den hydrodynamiska situationen i sjön kan ändras snabbt. Dessa resultat har vi tagit fram för östra delen av Mälaren (och har observerat i tidigare studier för Rådasjön), men dessa slutsatser gäller generellt för sjöar där skiktade förhållanden uppstår.
- Vindförhållanden (hastighet och riktning) påverkar föroreningstransport i sjöar. Under perioden med is har vind ingen påverkan på föroreningstransport, vilket resulterar i att transporttiderna blir mycket längre under denna period.

Grundvattenmodellering av virustransport i den konstgjorda infiltrationsanläggningen i Vomb (Bergion et al. 2018):

- Resultaten från den tillämpade modellen gav stora variationer i uppnådd Log-reduktionen i infiltrationsanläggningen.
- Den genomsnittliga avskiljning av norovirus i infiltrationsanläggningen i Vomb var i samma storleksordning som rapporterats av andra studier, till exempel Niemi et al. (2004) vilka studerade F-specifika RNA bakteriofager (markör för humana patogena virus). Samtidigt påvisades stora variationer i Log-reduktionen till följd av en komplex uppbyggnad med många infiltrationsbassänger och uttagsbrunnar.
- De variabler som hade störst inverkan på virusreduktionen var kornstorlek, avstånd från infiltrationsdamm till uttagsbrunnar, virusets förmåga att fästa till partiklar samt pH.

Fallstudie Vombsjön:

- Den använda modelleringsmetoden (kombination av hydrologisk modellering med SMHI:s modell HYPE och hydrodynamisk modellering med modell MIKE 3) är mycket användbar för beskrivning av patogentransport via vatten och för att bedöma den relativa effekten av olika riskreducerande åtgärder (Sokolova et al. 2018).
- För Vombsjön bör de potentiella riskreducerande åtgärderna inriktas på Björkaåns avrinningsområde, eftersom det var det tillflöde som bidrog mest till mikrobiella halter vid råvattenintaget (Sokolova et al. 2018).
- Resultaten visade att bearbetning genom nedplöjning av gödseln direkt efter gödselspridning minskar risken för att patogener når ytvattnet (Sokolova et al. 2018).
- De simulerade scenarierna för gödselspridning och betesmarker gav resultat i samma storleksordning. Effekterna av dessa aktiviteter på den mikrobiella vattenkvaliteten i sjön kan bestå under flera veckor, särskilt i fall av *Cryptosporidium parvum* (*C. parvum*) (Sokolova et al. 2018).
- Ett allmänt råd är att inte låta unga kalvar (upp till ca 5–6 veckors ålder) beta vid naturliga vattentäakter, eftersom nötkreatur kan infekteras av patogener i vattentäakter och infektionsdosen är lägre för kalvar än vuxna djur, och dessutom kan infekterade unga kalvar utsöndra stora mängder *C. parvum* (Lewerin et al. 2018).
- Tillflöden till Vombsjön påverkar i olika omfattning beroende på (säsong)variationer i flöde.

Tillämpningen av kvotmodellen (Åström 2018):

- I det fall lokala patogendata för råvattnet saknas, kan man använda kvotmodellen för att uppskatta patogenhalter utifrån toppar av *E. coli*. I projektet, som redovisas i SVU-rapporten Patogenhalter i svenska ytvattentäakter för QMRA (2018-03), har ett beräkningsverktyg upprättats (kvotmodellen, tillgänglig via webblänk på DRICKS hemsida), som gör det möjligt att utreda vad enstaka topphalter av *E. coli* i råvattnet skulle kunna motsvara i patogenhalt. Modellen, såsom den hittills har testats och validerats, verkar ge bättre uppskattningar för patogenhalter med ursprung i punktkällor (t.ex. avloppsutsläpp) än i diffusa källor (t.ex. gödslad åkermark).

5 Övervakning och optimering av kolfilter och UV

5.1 Syfte och bakgrund

Syftet med studierna utförda inom denna del av projektet var att studera snabba förändringar i vattenkvalitet och hur man kan hantera beredningen då detta sker. Det finns många delar av beredningen som kan optimeras för att reducera mikrobiologiska risker. Inom ramen för detta projekt var emellertid fokus på kolfilter samt desinfektion med UV-ljus. För framställning av ett mikrobiologiskt säkert vatten så behöver det naturliga organiska materialet (NOM) reduceras innan det slutliga desinfektionssteget. Därför blir effektiv reduktion av NOM och hantering av snabba förändringar i vattenkvalitet viktigt.

5.2 Genomförande och nyckelresultat

Bakgrund kolfilter

Perioder av förhöjda halter av NOM och organiska föroreningar i råvattnet på grund av t.ex. kraftigt regn, snösmältning eller sjöomblandning och algbloomning leder till snabba förändringar i råvattenkvaliteten (Hood, McKnight et al. 2003). Detta påverkar beredningen och gör det svårt att uppfylla vattenkvalitets-standarder året runt (Vogt 2003, Parsons, Jefferson et al. 2005). Av ekonomiska och praktiska skäl är insatser för att förbättra avskiljning av NOM på vattenverk vanligtvis inriktade på att optimera och förbättra befintliga beredningssteg istället för att genomföra kostsamma uppgraderingar (Collins, Amy et al. 1985).

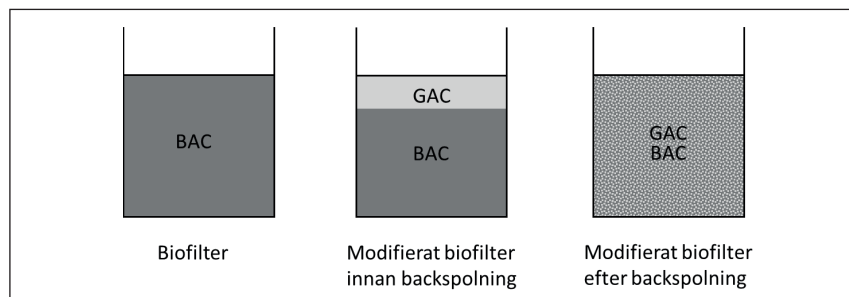
Filtrering med granulärt aktivt kol (GAC) är en vanlig del av dricksvattenrening som effektivt kan avlägsna NOM från dricksvatten, inklusive smak- och luktämnen (i synnerhet geosmin och 2-MIB) och reducera risken för bildning av desinfektionsbiprodukter (Newcombe, Morrison et al. 2002, Kim, Lee et al. 2014). På grund av sin höga adsorptionskapacitet avskiljer GAC-filter små och mellanstora humusliknande NOM-fraktioner (Karanfil and Kilduff 1999, Weishaar, Aiken et al. 2003).

Med tiden minskar emellertid adsorptionsegenskaperna hos filtermaterialet och anpassade mikroorganismer koloniserar ytan av GAC-materialet och bildar en biofilm. GAC-filtret konverteras därmed naturligt till ett biologiskt aktiverat kolfilter (BAC) (Servais, Billen et al. 1994), vilket är bra på att avlägsna biologiskt nedbrytbart organiskt material (Zhang, Gitungo et al. 2017). På detta sätt fortsätter GAC-filtret att effektivt avlägsna organiskt material (Rittmann and Snoeyink 1984). I de flesta fall uppstår biologisk nedbrytning och adsorption samtidigt i ett BAC-filter (Simpson 2008). Biofilmen förbrukar effektivt biologiskt nedbrytbart löst organiskt kol (BDOC) och eliminerar vissa organiska ämnen mer effektivt än GAC, vilket främjar en stabil vattenkvalitet i dricksvattendistributionsnätet (Huck 2000, Joe, Choi et al. 2007, Velten 2008, Velten, Boller et al. 2011).

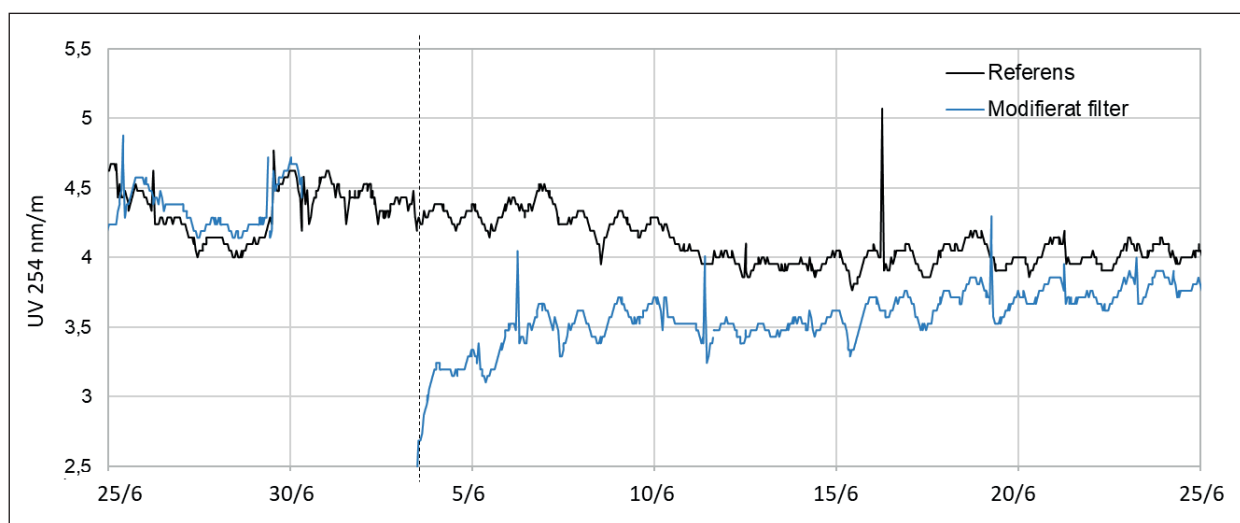
Enkel och kostnadseffektiv strategi för optimering av kolfilter

En enkel och kostnadseffektiv strategi har utvecklats. Strategin går ut på att ett lager av filtermedia ersätts med nytt filtermedia i kolfiltret, Figur 5.1. I stället för att ersätta hela biofiltermediet kräver denna strategi lägre kapitalkostnad och kortare avstängning av filtret. Man behåller även den biologiska filterfunktionen eftersom endast en del av filtermediet byts ut.

Avskiljning av NOM mättes online som UV-absorbans och offline med fluorescens och löst organiskt kol (DOC). De modifierade biofiltrena visade förbättrad avskiljningsförmåga av organiskt material som varade i minst 30 dagar, beroende av uppehållstid och inkommande NOM-halt, Figur 5.2. Förutom att förbättra adsorptionen av humuslika NOM-fraktioner, förbättrades den biologiska reduktionen av organiskt material i filtermediet. Den framtagna strategin är en användbar och hållbar operativ strategi för att klara av säsongsvariationer av NOM som potentiellt kan orsaka kortsiktiga smak- och luktproblem. Vattenverk som har mindre aromatiska fraktioner (lägre SUVA) i det inkommande vattnet till filtren gynnas mer av att fylla på sina BAC-filter enligt denna strategi.



Figur 5.1 Strategin går ut på att ett lager av filtermedia ersätts med nytt filtermedia i kolfiltret. Bilden i mitten illustrerar hur 10 % av det gamla filtermaterialet har bytts ut mot ny filtermedia. I figuren till högre illustreras hur materialet har blandats efter backspolning.

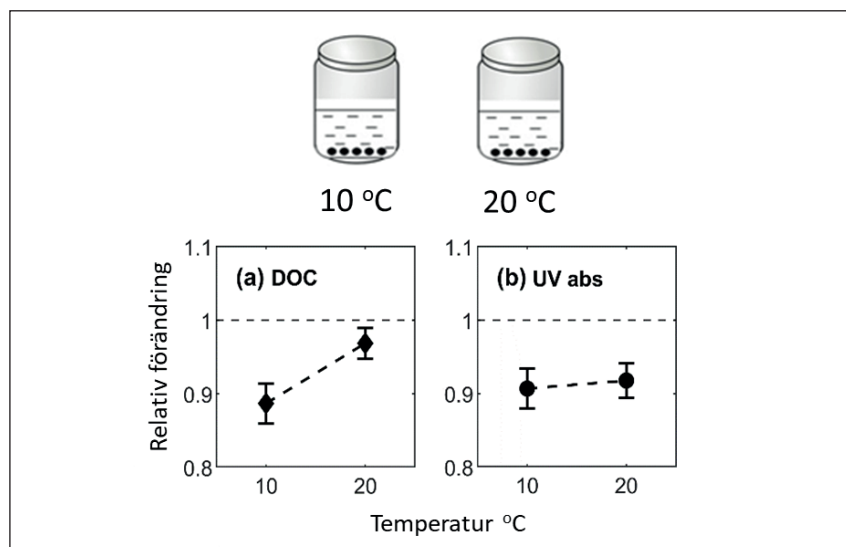


Figur 5.2 Vattenkvalitet av filtrat från modifierat (blå linje) och referensfilter (svart linje). Vertikalt streckad linje anger filterstart efter GAC-påfyllning. Data under 30 dagar presenteras här. Försöket genomfördes under 2015.

Temperaturens effekt på BAC-filter

Variationer i vattentemperatur påverkar effektiviteten i en vattenreningsprocess. Därför har avskiljning av NOM i BAC-filter vid olika temperaturer utvärderats i småskaleexperiment, se Figur 5.3. Temperaturpåverkan separerades från andra operativa parametrar genom att hålla alla andra parametrar konstanta. De två processerna adsorption och biologisk nedbrytning bidrar till avskiljning av NOM i BAC-filtret. Processerna kan påverkas olika då vattentemperaturen varierar. Resultaten visar att BAC-filter är mycket mottagliga för temperaturförändringar. När det sker snabba temperaturförändringar i råvattnet kan BAC-filter fungera som en källa snarare än en sänka av organiska föroreningar (Moona, Wünsch et al. 2019). Detta har praktiska konsekvenser för optimering av prestandan hos GAC-filter och leverans av ett säkert dricksvatten till konsumenterna. Biologisk nedbrytning anses vara den dominerande mekanismen inom biologiska filter, men de övergripande resultaten i denna studie visar att det saknades biologisk nedbrytning, vilket är intressant och skulle vara relevant för vattenforskningsområdet. Resultaten visar även att fysisk och kemisk interaktion mellan BAC och löst organiskt material kan vara viktigt för vissa fraktioner av det organiska materialet under speciella temperatur- och vattenkvalitetsförhållanden (Moona, Wünsch et al. 2019). Detta är relevant för att optimera driften av biologiska filter.

Effekten av temperatur kan vara av betydelse om ett annat intagningsdjup eller en reservvattenkälla används med en annan temperatur än huvudvattenkällan eller om en blandning av grundvatten och ytvatten används som orsakar temperatursvängningar. Under klimatförändringarna ökar de globala medeltemperaturerna och nederbördsmönstret påverkas. Sådana ökningar påverkar förekomsten och varaktigheten av stratifiering i sjöar (P.



Figur 5.3 Temperaturberoendet av bulk DOC (a) och temperaturberoendet av UV-absorberande material (b). Alla svarsvärden normaliserades till den signal som observerades i kontrollprovet. Den streckade referenslinjen representerar kontrollprovet. Värden högre än referensprovet representerar produktion av material, medan värden lägre än referensprovet representerar reduktion (Moona, Wünsch et al. 2019).

Lind and E. Kjellström, 2008) vilket i sin tur kan påverka ytliga ytvattenkällor (Delpla et al 2009; Solheim et al 2010). Resultaten av denna studie belyser att förändrade vattentemperaturer sannolikt kommer att påverka reduktion av DOC av BAC-filter.

Bakgrund UV behandling

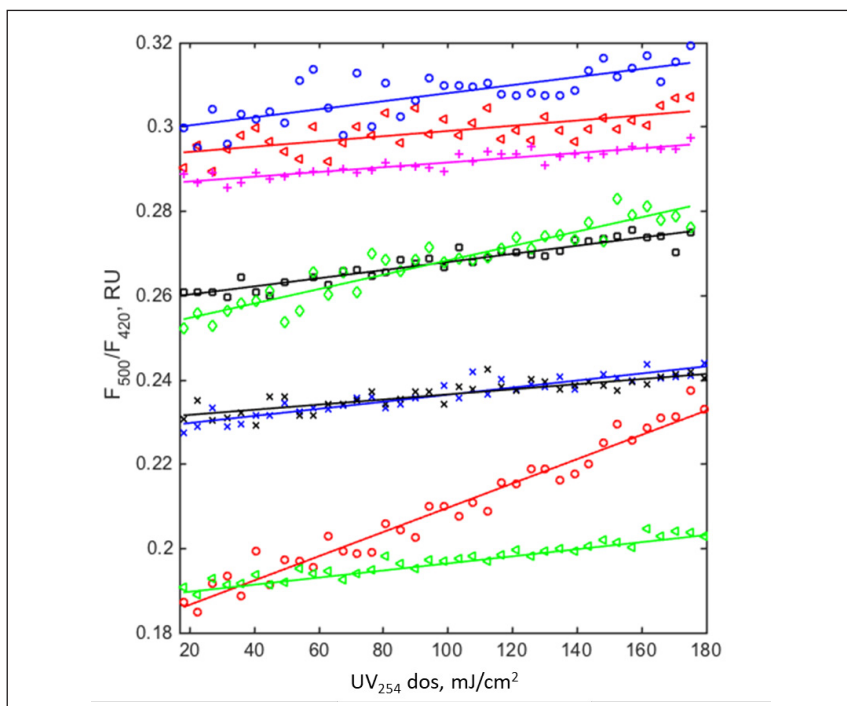
Ultraviolett-(UV)-behandling är vanlig i svensk dricksvattenberedning, där det ofta (men inte alltid) följs av ett kloreringssteg. Att tillämpa korrekt UV-dos vid desinfektion av dricksvatten är viktigt för att säkerställa att processen ger den nödvändiga minskningen av mikrobiell risk utan att medföra onödiga kostnader eller orsaka oönskade bieffekter på grund av överdosering. Under- eller överdosering med UV-ljus under desinfektion kan öka hälsoriskerna för konsumenterna av dricksvatten. För lite UV-ljus kommer inte att ge en inaktiverande UV-dos, vilket gör det möjligt för vissa patogener att passera oskadda. Omvänt kan mycket höga UV-doser klyva stora molekyler av löst organiskt material (DOM). Mindre DOM-molekyler kan ge upphov till en biologisk instabilitet och medföra en risk för bakteriell återväxt i distributionssystemet. Andra molekyler kan reagera med klor och bilda skadliga desinfektionsbiprodukter. Assimilerbart organiskt kol (AOC) är en del av det organiska materialet. Det kan mätas och används för att bedöma den mikrobiella återväxtpotentialen och dricksvattnets biologiska stabilitet (Polanska et al. 2005, Thayanukul et al. 2013).

Validering av UV-dos med fluorescens

Det är viktigt att mäta UV-dosen som mikroorganismer utsätts för vid desinfektion av dricksvatten. Dosen är dock endast känd som en uppskattning som genereras av data från instrument som övervakar flödeshastighet, UV-lampor och det inkommande vattnets transmittans. I den aktuella studien undersöktes dos-respons-förhållandet mellan UV254-bestrålning och förändringar i DOM-fluorescens. I denna studie undersökte vi om det skulle vara möjligt att validera UV-dosen i desinfektionsreaktorn med användning av DOM som ett passivt spårämne. DOM finns alltid i vatten, och absorption av UV-ljus av DOM kan detekteras med användning av absorbans och fluorescensspektroskopi. Det observerades att DOM-fluorescens förändrades linjärt i proportion till UV-bestrålning över ett antal doser som är relevanta för desinfektion av dricksvatten (20–200 mJ/cm²), Figur 5.4. Detta bekräftade att DOM-fluorescens kan användas för att följa UV-dosen. För ytterligare beskrivning, se Heibati (2019).

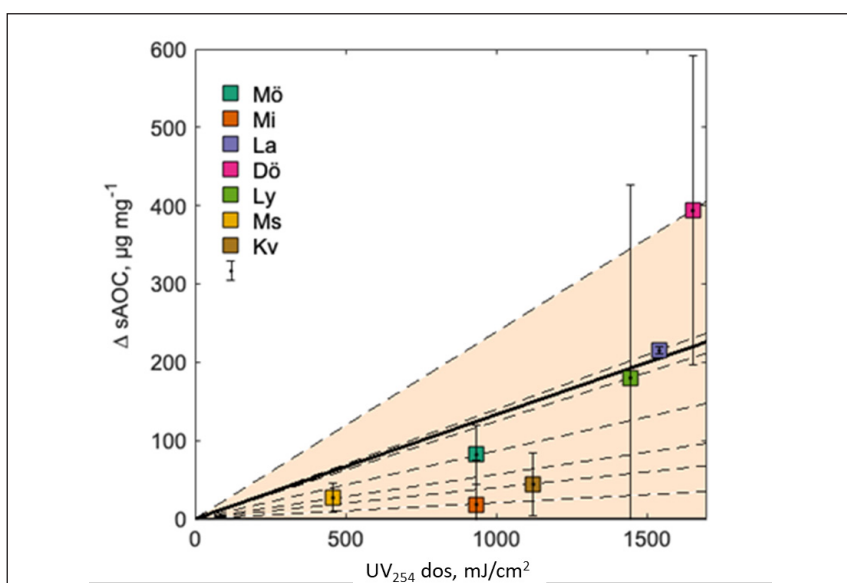
Effekten av UV-strålning för bildandet av AOC

En serie experiment har genomförts för att bedöma effekten av UV-strålning för bildandet av AOC, Figur 5.5. I nästan alla fall ökade AOC-koncentrationerna efter att vattnet utsattes för intensivt UV254 ljus (960–1 600 mJ/cm²). Proverna som samlats in från vattenverk med konstgjord grundvattenbildning hade lägre förändringar i AOC-koncentrationer än de med ytvatten. Organiska molekyelvikt minskade alltid efter bestrålning. Minskningen i de större molekylerna kan leda till bildandet av mer biologiskt tillgängligt organiskt material som kan förklara den observerade



Figur 5.4 I vatten från tio svenska vattenverk för dricksvatten var fluorescensförhållandena direkt proportionella mot UV-dosen.

ökningen av AOC-koncentrationen (Bazri et al. 2012). UV-bestrålningen medförde att fluorescens och absorbans minskade i överensstämmelse med tidigare studier. Resultaten från de sju vattenverken normaliserades med hänsyn till en typisk UV254 desinfektionsdos på 40 mJ/cm². Bildandet av AOC visade sig i genomsnitt vara 0,4 % av halten löst organiskt kol (DOC). Den bildade mängden AOC varierade mellan 1–10 mg per gram exponerat DOC (Heibati, 2019). Resultaten indikerar att desinfektion med UV-ljus kan förväntas ge en liten ökning AOC, vilket potentiellt kan leda till ökad mikrobiell återväxt i ledningsnätet.



Figur 5.5 Effekt av UV-bestrålning på AOC producerad per enhet DOC (sAOC = AOC / DOC) i prov från sju vattenverk.

Heldragen linje: den allmänna linjära anpassningen mellan UV-dos och sAOC på sju provtagningsställen.
Streckade linjer: individuell linjär passning mellan varje datapunkt och ursprung.

6 Distributionsnätet och mikrobiologiska risker

6.1 Syfte och bakgrund

Ledningsnätet, eller distributionsnätet, är den del av dricksvattenssystemet från råvatten till tappkran som transporterar dricksvattnet sista vägen fram till tappkranen, där vattnet ska vara gott och hälsosamt att dricka. Vattentrycket, som vanligtvis är högt, och täta dricksvattenledningar fungerar som en barriär mot att externa föroreningar läcker in (National Research Council, 2007). Ledningsnätet är långt, nedgrävt och med en mängd anslutningspunkter, vilket medför att det finns risker förenat med transporten. Brister beror antingen på handhavarfel, till exempel korskopplingar, bristande skydd av ledningarna i samband med ledningsarbeten eller slitage som sprickor eller läckande skarvar (Kirmeyer et al., 2001; Besner et al., 2008). Även öppnandet och stängandet av ventiler, samt start och stopp av pumpar, kan orsaka kortvariga tryckfall, som kan påverka delar av ledningsnätet (LeChevallier et al., 2003).

I Sverige är cirka 34 % av de vattenburna sjukdomsutbrotten med kända orsaker associerade med distributionsnäten (Malm et al., 2010). Denna andel motsvarar EU-nivån, där 31% av utbrotten orsakades av brist på distributionsnät (Risebro et al., 2007). Det är dock långt ifrån alla störningar i vattenkvalitet som når den centrala rapporteringen eller blir ens uppmärksammade lokalt. De benämns endemiska risker. Studier har visat på samband mellan magsjuka och dricksvattendistribution både då störningar skett och vid till synes normal drift (Payment et al., 1991; Payment et al., 1997; Nygard et al., 2004; Hunter et al., 2005; Nygard et al., 2007; Tinker et al., 2009; Lambertini et al., 2012; Ercumen et al., 2014; Shortridge and Guikema, 2014). Å andra sidan, i undersökningar i USA respektive Australien kunde man inte påvisa något samband mellan mag-tarmsymtom och dricksvatten (Colford et al., 2005; Hellard et al., 2001).

Syftet med denna del av projektet var att identifiera och kvantifiera mikrobiologiska risker i distributionsnätet och föreslå möjliga riskreducerande åtgärder.

Specifika mål i arbetet har varit att:

- Använda olika dataunderlag för att identifiera de största riskerna
- Utvärdera vilka åtgärder som har störst potential att reducera riskerna.

6.2 Genomförande

En systematisk litteraturöversyn utfördes för att identifiera större mikrobiella risker och riskreducerande åtgärder (Viñas, 2018). Den litterära sökningen utfördes inom tre databaser: Scopus, Web of Science och PubMed. Scopus och Web of Science valdes på grund av sin omfattande samling av peer-reviewed litteratur. PubMed Central (PMC) valdes på grund av sitt

fokus på biovetenskap och biomedicinsk litteratur. Nyckelordssökningar kombinerades på olika sätt genom att använda booleska operatorer och raffinerades med användning av ytterligare sökord t.ex. ”vattenförsörjning”, ”epidemiska”, ”riskbedömning”, etc. Nyckelordssökningar kompletterades med citationssökningar.

En epidemiologisk studie som Livsmedelsverket utfört i samarbete med detta projekt undersökte sambandet mellan gastrointestinala sjukdomar och händelser, både planerat underhåll och rörbrott, i ledningsnätet (Säve-Söderbergh et al., 2017). Den epidemiologiska studien genomfördes i fem svenska kommuner under 2014–2015. Kommuner rapporterade händelser där minst 20 hushåll påverkades. De lämnade sedan ytterligare information om händelsen. Ett referensområde bestämdes sedan att utvärderas vid samma tid som det drabbade området. Telefonintervjuer genomfördes i båda områdena 7–14 dagar efter en rapporterad händelse. Gastrointestinal sjukdom som inträffar under perioden dokumenterades för varje familjemedlem.

Eftersom arbeten på ledningsnätet identifierats som en av de större riskerna har uppskattningar av sannolikheten för avloppspåverkan i schaktvatten genomförts. Ett exjobb utförd av studenter från Chalmers tekniska högskola genomförde en mikrobiell riskbedömning av Göteborgs ledningsnät under planerat underhållsarbete (Rudrappa and Zharkalli, 2018). 16 markvattenprover samlades mellan juli och augusti för att bestämma nivån av den närvarande föroreningen. Membranfiltreringsmetod (ISO 9308–1: 1990) användes för att kvantifiera koliformer och *E. coli* i de uppsamlade vattenproverna. Två 100 ml prover (en för koliformer och en för *E. coli*) filtrerades genom ett cellulosanitrat membranfilter som behåller bakterierna närvarande i provet. Filtren placerades på en platta av mTEC-agar (framställd separat för koliformer och *E. coli*). Plattan inkuberades därefter vid 37 °C under 24 timmar. Efter inkubation kontrollerades för kolonier. Testet var positivt om filtret innehöll lila och gula, gulgröna eller gulbruna kolonier.

En ny metod där prover samlas in och fingeravtryck identifieras med hjälp av fluorescens teknik har testats på ledningsnätet i Gävle. Metoden handlar om att med hjälp av fluorescens kartlägga naturligt organiskt material, NOM, som finns i vattnet, och som kan fungera som en indikator för föroreningar.

En konceptuell modell för uppskattning av risken för korskoppling och backflöde i ett teoretiskt nätverk utvecklades med hjälp av felträdsanalys (FTA) och litteratordata (Viñas, 2018). FTA är en grafisk metod som gör det möjligt att modellera hur komponentfel kan leda till ett systembrott (Ruijters and Stoelinga, 2015). Systemfelhändelsen, vanligtvis kallad topphändelse, kommer att delas upp i mellanhändelser och händelser som identifieras som grundorsaker till topphändelsen, dvs bashändelser. Mellan- och bashändelser utvärderas med hjälp av logiska grindar, dvs AND-grindar och OR-grindar, vilket leder till topphändelse. FTA har använts i probabilistiska riskanalyser inom en dricksvatten-kontext tidigare (t.ex. Lindhe et al. (2009); Risebro et al. (2007)). I detta scenario ansågs

topphändelsen vara mikrobiell förorening av dricksvattnet på grund av en korskoppling och backflöde händelse. Mellanhändelser och bashändelser genererades från två huvudkällor: Techneau Hazard Database (Beuken et al., 2008) och rapporterade utbrott, t.ex. Kristianstads kommun (2015); Mena et al. (2008); Laine et al. (2011); Falco and Williams (2009).

6.3 Nyckelresultat

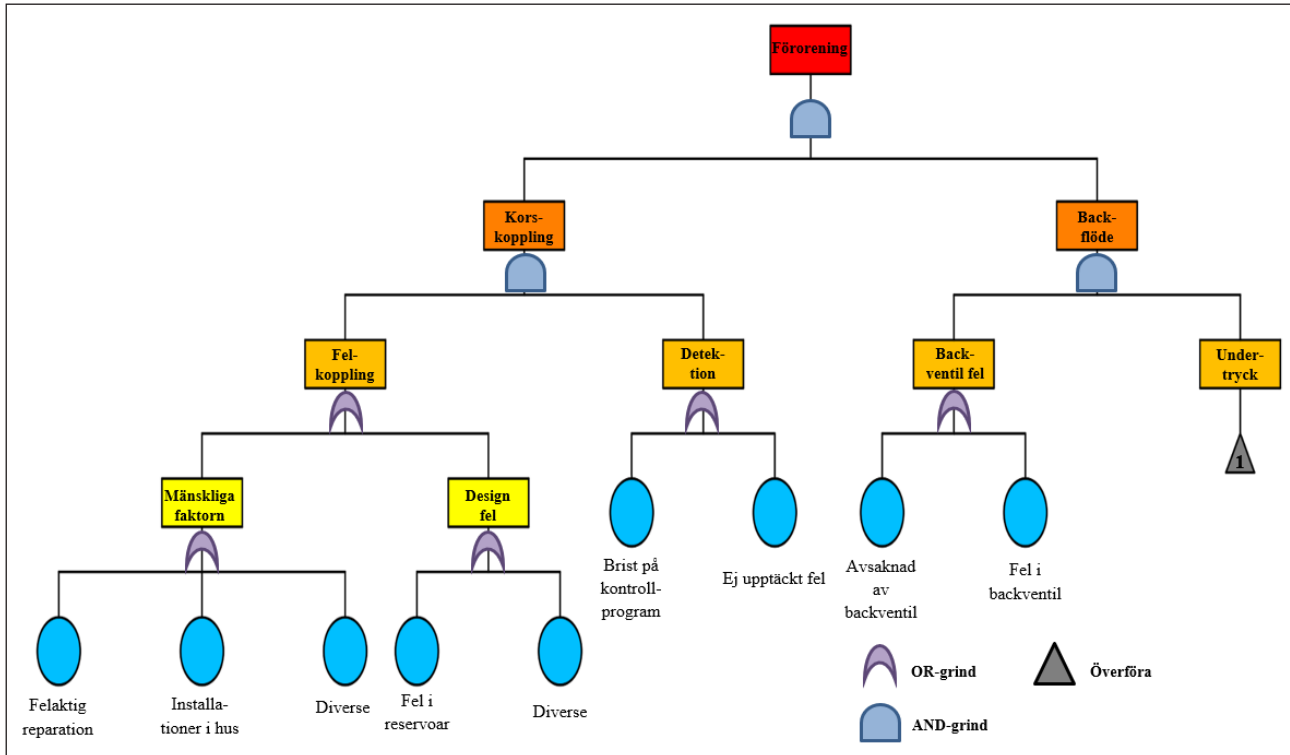
Fem stora risker för mikrobiell förorening av dricksvattnet identifierades i litteraturen, vilket kan påverka konsumenternas hälsa negativt (National Research Council 2005). Risker klassificerades som höga, medelstora och låga, baserat på deras bidrag till vattenburna utbrott och negativa hälsoeffekter. Samtliga dessa har knutits till utbrott av vattenburna sjukdomar (Craun, 2012; Hrudefy and Hrudefy, 2004; Hrudefy and Hrudefy, 2007; Risebro et al., 2007). Risker som klassificerades som höga var korskoppling och backflöde, förorening i reservoarer och bristande hygien vid underhåll/reparation av vattenledningar. Biofilm och inträngning i ledningsnätet bedömdes utgöra en medelhög risk. Inträngningens bidrag till den endemiska gastrointestinala sjukdomsbelastningen i befolkningen har dock ökat avsevärt under det senaste decenniet (Besner et al., 2011).

I Tabell 6.1 presenteras studier som kan ge underlag för bedömning av mikrobiologiska risker kopplade till ledningsnätet. Med hjälp av denna information har en konceptuell QMRA-modell för korskoppling och backflöde utvecklats (Viñas, 2018). Utifrån den konceptuella modellen uppskattades risknivån relaterad till korskoppling och backflöde i svenska ledningsnät. Tre föroreningsnivåer ansattes: (1) Endemisk (normalnivå) (2) Förhöjd – förorenat dagvatten kommer in i ledningsnätet (3) Extrem – behandlat avloppsvatten kommer in i ledningsnätet. Föroreningsnivån beskrevs som halten indikatororganismer i dricksvattnet. Antagna värden baserades på resultaten från en studie där en ny övervakningssensor testats i svenska dricksvattnet (Sensation III, opublicerad). Baserat på natio-

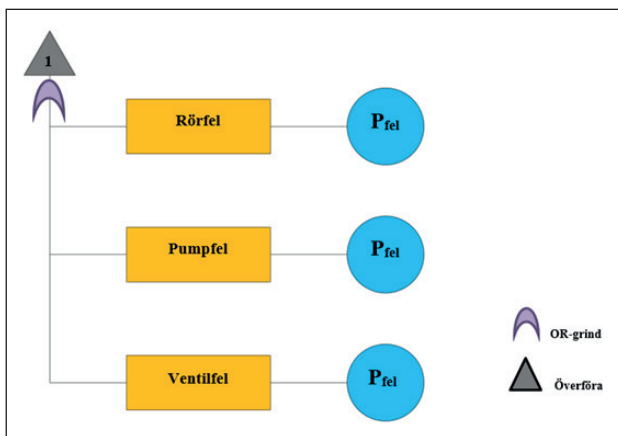
Tabell 6.1 Studier som kan bidra med underlag till bedömning av mikrobiologiska risker kopplade till ledningsnätet.

Studie	Analys av föroreningshändelser			Förorenings-transport		Dos-respons-modell	Exponering		Risk-karaktäristik med Monte Carlo simulering
	Historiska data	Experiment	Modellering	Experiment	Modellering		Konsumtionsstudier	Modellering	
McInnis et al 2004	X		X		X	X	X		X
Storey et al 2004		X	X	X		X		X	X
van Lieverloo et al 2007	X				X	X	X		X
Mena et al 2008		X		X	X	X	X		X
Teunis et al 2010			X		X	X	X		X
Yang et al 2015	X	X	X		X	X	X		X
Blokker et al 2018	X				X	X	X	X	X

nella underlagsdata och genomförda beräkningar, bedömdes infektions-sannolikheten vara högre än $1 \cdot 10^{-4}$ (acceptansnivå som används i vissa länder, såsom USA och Nederländerna) för alla patogener (*Campylobacter*, norovirus, *Cryptosporidium*) och för alla tre scenarier (endemisk, förhöjd, extrem), se Tabell 6.2.



Figur 6.1 Felträd för korskoppling och backflöde (Viñas, 2018).



Figur 6.2 Felträd som specifikt beskriver händelsen undertryck i Figur 6.1 (Viñas, 2018).

Tabell 6.2 Årliga sannolikheter för infektion för varje scenario och varje referenspatogen (Viñas, 2018).

Scenario	Infektionssannolikhet Campylobacter	Infektionssannolikhet Norovirus	Infektionssannolikhet Cryptosporidium
Endemisk	$1,1 \cdot 10^{-3}$	$4,2 \cdot 10^{-3}$	$7,2 \cdot 10^{-5}$
Förhöjd	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-3}$
Extrem	$2,1 \cdot 10^{-4}$	$2,1 \cdot 10^{-4}$	$2,1 \cdot 10^{-4}$

Mer praktiskt arbete utfördes också på olika platser i Sverige. Studien av Säve-Söderbergh et al. (2017) fann en ökad risk för akuta symptom av gastrointestinala sjukdomar efter händelser som ledde till förlust av tryck i ledningsnätet. Andra faktorer som t.ex., avloppsrör i samma schakt, säsongeffekter, åldersgrupper etc. har också visat sig påverka sjukdomsnivån. Studien utvärderade effekterna av säkerhetsåtgärder som vidtagits under händelserna. De säkerhetsåtgärder som inkluderades var spolning, tillfällig vattenförsörjning och provtagning efter reparationer. Både spolning och användning av en tillfällig vattenkälla var förknippad med en högre risk för sjukdom för områden som drabbats av ett rörbrott. Detta innebär inte nödvändigtvis att dessa åtgärder ökade risken, utan att de var otillräckliga för att helt eliminera risken.

I studien av fekal påverkan i schakter detekterades koliformer och *E. coli* i 15 av proverna i storleksordningen upp till $2,4 \cdot 10^5$ cfu/100 ml (Rudrappa och Zharkalli, Unpublished). Detta är nästan jämförbart med *E. coli*-nivåer som finns i avloppsvatten, vilket indikerar att vissa platser kan vara kraftigt förorenade. Med hjälp av en förenklad QMRA drogs slutsatsen att denna föroreningsnivå och en liten mängd inträngning i röret (10 mL) kan leda till oacceptabel sannolikhet för infektion för konsumenterna i området (sannolikhet $> 10^{-4}$, dvs mer än 1 infekterad per 10 000 konsumenter, i enlighet med det acceptanskriterium som kommit att användas i USA, se ovan).

I arbetet med att utveckla fluorescens-metoden har den bland annat testats på kranvatten från 87 hushåll och offentliga byggnader. Metoden jämfördes med andra indikatorer på föroreningar, samt undersökte om fingeravtrycken var desamma så länge ingen förorening skedde. Resultaten visade att NOM-flouescensen var tillräckligt känslig och tillräckligt stabil för att kunna fungera som indikator för föroreningar i dricksvatten.

Kvantitativ mikrobiell riskbedömning (QMRA) är en metod som är avsedd och utvecklad för att på ett strukturerat sätt kunna kvantifiera mikrobiella hälsorisker för individer och för samhället. Tillämpningar har hittills främst gjorts för beredningsdelen av dricksvattensystemet. Den litteraturoversyn som gjordes (McInnis, 2004; Storey et al., 2004; van Lieverloo et al., 2007; Mena et al., 2008; Teunis et al., 2010; Blokker et al., 2018) och det arbete som genomförts här visar emellertid att QMRA har potential för att kunna tillämpas för riskbedömningar också i ledningsnätet.

7 Slutsatser och rekommendationer

De huvudsakliga slutsatser och rekommendationer som dragits inom RiBS-projektet presenteras nedan för de fyra delarna: riskbaserat beslutsstöd, råvattensystem, beredning och distribution. Avslutningsvis presenteras också rekommendationer för fortsatt forskning och vidareutveckling.

7.1 *Beslutsstödsmodellen*

Syftet med att utveckla en beslutsstödsmodell var att möjliggöra samhällsekonomiskt välgrundade prioriteringar av åtgärder för att minska de hälsomässiga riskerna i dricksvattensystem. Denna typ av åtgärder kan genomföras i olika delar av systemet, förebygga eller avhjälpa problem som uppstår, samt innebära små eller stora investeringar. Detta, i kombination med att samhällets resurser är begränsade och måste användas på ett klokt och effektivt sätt, pekar på behovet av beslutsstöd. Genom fallstudier har det visats att beslutsstödsmodellen skapar en struktur för arbetet och ger resultat som gör det möjligt att på ett transparent vis utvärdera och jämföra åtgärder med avseende på såväl den faktiska risknivån, den samhällsekonomiska lönsamheten och de osäkerheter som finns. Beslutsstödsmodellen kan som helhet, eller delar av den, användas för att utvärdera om det den mikrobiologiska risken behöver reduceras och om så är fallet avgöra vilken eller vilka av de möjliga åtgärderna som bör prioriteras.

Viktiga slutsatser kopplade till beslutsstödsmodellen och dess tillämpning är:

- Kombinationen av kvantitativ mikrobiologisk riskbedömning (QMRA) och kostnads-nyttoanalys (KNA) gör det möjligt att beakta hela försörjningskedjan samt ställa åtgärdernas effekt på risken i relation till de kostnader de är förknippade med.
- Åtgärder för att minska den hälsomässiga risken påverkar ofta annat än bara dricksvattenkvaliteten. Exempelvis kan åtgärder i avrinningsområdet innebära påtagliga miljönyttor genom minskad näringsämnesbelastning. Åtgärderna kan också innebära kostnader för andra i samhället utöver de direkta investerings- och underhållskostnaderna som riskreducerande åtgärder är förknippade med. Den samhällsekonomiska utvärderingen med KNA gör det möjligt att beakta alla kostnader och nyttor för samtliga parter i samhället, vilket möjliggör en helhetssyn på åtgärdernas effekter.
- I alla riskbedömningar är det viktigt att beakta osäkerheter eftersom tillgången på underlagsdata ofta är begränsad, det finns naturliga variationer i vattenkvalitet m.m. som måste beaktas och framtida förändringar av naturliga förutsättningar m.m. kan påverka riskbilden. Av dessa anledningar behöver osäkerheter i såväl underlagsdata och resultaten från beslutsstödsmodellen beaktas och analyseras. Genom att både beakta osäkerheter i beräkningarna (med hjälp av Monte Carlo simuleringar) samt modellera olika scenarier kan man skapa sig en bra bild av

hur stora osäkerheterna är i resultaten och vad som har störst inverkan på resultaten. Även om det finns stora osäkerheter visar de genomförda fallstudierna att beslutsstödsmodellen är väl lämpad för att rangordna olika åtgärdsalternativ.

- I de fall det finns bristande råvattendata för att uppskatta belastningen kan prevalensdata med fördel användas.
- Modellering av råvattenvattenkvaliteten ger värdefull information för riskbedömningen.
- För att få en representativ bild av risken räcker det oftast inte med att beakta normala förhållanden, d.v.s. föroreningsbelastning på råvattentäkten och driftförhållanden i vattenverk. Oönskade händelser måste inkluderas för att beskriva den totala risken. Detta angreppssätt innebär att beräkningarna bör baseras på den dagliga variationen i föroreningsbelastningen. Fallstudieresultaten visar att de oönskade händelserna har störst inverkan på system där föroreningsbelastningen och patogenavskiljningen är låg.
- Det finns olika sätt att översätta reducerad hälsorisk till en samhällsekonomisk nytta uttryckt i pengar. Valet av metod kan påverka den slutgiltiga rangordningen av åtgärdsalternativ. Därför rekommenderas en känslighetsanalys där både kostnaden för sjukdom (inklusive obehag) och den samhälleliga betalningsviljan används och skillnaden i resultat analyseras.
- Beräkningen av huruvida åtgärderna är samhällsekonomiskt lönsamma eller inte ska utvärderas i kombination med de uppnådda risknivåerna och eventuell lagstiftning m.m. som kan påverka beslutet.
- När en kostnads-nyttoanalys genomförs krävs att analysens tidshorisont och diskonteringsränta öppet beskrivs och motiveras. I investeringar som rör riskreducerande åtgärder i dricksvattensystem är tidsperspektivet vanligen långt, i storleksordningen 100 år eller mer. Vilken vikt som läggs vid effekter (kostnader och nyttor) som uppstår i framtiden avspeglas av valet av diskonteringsränta, där en låg räntesats värderar framtida effekter högre än en lägre räntesats. Exempelvis kan låga räntesatser vara motiverade om det finns en stor omsorg om framtida generationer. Det är viktigt att valet av tidshorisont och räntesats tydligt motiveras. Om flera olika tidshorisonter och räntesatser är möjliga inom ett projekt bör känslighetsanalyser genomföras för att undersöka hur valet av dessa parametrar påverkar kostnads-nyttoanalysens utfall.
- Det är viktigt att påpeka att nyttorna av åtgärder kan komma att tillfalla andra aktörer än de som bekostar åtgärderna. VA-abonnenterna bekostar ofta åtgärderna och får också nyttor, men även andra aktörer, exempelvis fastighetsägare eller olika typer av verksamhetsutövare, kan få betydande nyttor, såsom ökning av fastighetsvärden mm, till följd av förbättrade VA-lösningar. Det är därför viktigt att genomföra en fördelningsanalys för att undvika oönskade fördelningseffekter av de åtgärder som genomförs.

- Slutligen bör det påpekas att kostnads-nyttoanalys endast utgör en, men viktig, del av det fullständiga beslutsunderlaget rörande vilka åtgärder för att minska mikrobiologiska risker som bör väljas. Inför det slutliga beslutet måste naturligtvis också andra aspekter beaktas, exempelvis planfrågor, juridiska förhållanden och människors oro. Kostnads-nyttoanalysen är emellertid en betydelsefull del i det underlag som behövs för en rimlig och välgrundad användning av samhälleliga resurser.
- Det ramverk som beskriver beslutsstödsmodellen visar de ingående delarna och behovet av att kombinera olika typer av underlagsdata och modeller. Beskrivningen är generell och det ska påpekas att i en specifik tillämpning ska den data och de modeller som behövs för att besvara den aktuella frågeställningen identifieras och kombineras. Exempelvis kan källkaraktärisering baserat på prevalensdata ersättas med beräkningar utifrån råvattendata och KNA skulle kunna ersättas med en annan typ av beslutsanalys, t.ex. multi-kriterieanalys

7.2 Övervakning och modellering av råvattenkvalitet

Syftet med projektets arbete inom råvattensystemet var att beskriva ett angreppssätt som fungerar som ett underlag för RiBS-modellen för att bedöma fekala föroreningskällors påverkan på den mikrobiologiska råvattenkvaliteten. Avloppsvatten samt avrinning från betes- och åkermark är de föroreningskällor som speciellt beaktades i projektet. Vombsjön (Figur 4.1) och Mälaren, vilka används för att försörja 300 000 respektive 2 000 000 konsumenter med dricksvatten, användes som fallstudieområden. I arbetet kombinerades övervakning och provtagning av råvatten med transportmodellering.

Viktiga slutsatser från det genomförda arbetet är:

- Fekala indikatorer ger en mycket begränsad bild av patogenbelastning på vattentäcker.
- Patogenhalter i råvatten är information som kan vara av avgörande betydelse för resultaten av en mikrobiologisk riskbedömning för ett ytvattenverk. Det är viktigt att inse att patogenhalten är specifik för varje råvatten och alltid förknippad med en tidsmässig och rumslig variation.
- Det är viktigt att kartlägga föroreningskällor i avrinningsområdet eftersom det skapar förståelse för risker, hjälper till att utforma provtagning och möjliggör användning av kvotmodellen för att skapa underlag för QMRA.
- För att förstå påverkan av fekala källor på vattenkvalitet, behöver man känna till existerande föroreningskällor (position och storlek) och kunna räkna fram totalt antal mikroorganismer (dvs massflödet, halt multiplicerad med flöde).
- För tillflöden är det också mycket viktigt att ta hänsyn inte bara till föroreningshalter, utan även vattenflöde. För att bedöma påverkan från

tillflöden behöver man även här använda totalt antal mikroorganismer, d.v.s. multiplicera halt med flöde.

- Det är relevant att i första hand titta på de största tillflödena till vattentäkten, eftersom totalpåverkan av föroreningar från dessa kan bli stor p.g.a. höga vattenflöden, även om halten av mikroorganismer är låg.
- Spridning av föroreningar i sjöar påverkas av vindförhållanden och skiktning.
- Nedplöjning direkt efter gödselspridning minskar andelen mikroorganismer som når vattentäkten.
- Ett allmänt råd är att inte låta unga kalvar (upp till ca 5–6 veckors ålder) beta vid naturliga vattentäkter eftersom de är känsligare för infektioner än vuxna djur, och dessutom kan infekterade unga kalvar utsöndra stora mängder *C. parvum*.
- För att förbättra modellering skulle mer data kring vattnets flödesvägar (t.ex. hur ytavrinning och infiltration beskrivs i hydrologisk modellering) vara till nytta.
- Mer data kring patogeners förekomst, utsöndringshalter och beteende i miljön skulle också förbättra modelleringsresultat, men eftersom dessa varierar mycket geografiskt och över tid är det svårt att skapa tillräckligt tillförlitliga data. För att skapa mer tillförlitliga och jämförbara riskbedömningar skulle snarare en handbok eller gemensamt tillvägagångssätt underlätta.
- För grundvattenmodellering kan en mer detaljerad beskrivning av den komplexa uppbyggnaden av infiltrationsanläggningen möjliggöra minskning av den stora variationen i resultat samt förbättra kvaliteten på resultaten.
- Modellering är ett viktigt verktyg för att simulera effekten av olika riskreducerande åtgärder som en del av en samlad riskbedömning.

7.3 Övervakning och optimering av beredning

Syftet med studierna kopplade till övervakning och optimering av beredningen var att studera snabba förändringar i vattenkvalitet och hur man kan hantera beredningen då detta sker. Det finns många delar av beredningen som kan optimeras för att reducera mikrobiologiska risker, men här var fokus på kolfilter samt desinfektion med UV-ljus. För framställning av ett mikrobiologiskt säkert vatten behöver det naturliga organiska materialet (NOM) reduceras innan det slutliga desinfektionssteget. Därför blir effektiv reduktion av NOM och hantering av snabba förändringar i vattenkvalitet viktigt.

Viktiga slutsatser från det genomförda arbetet är:

- Strategin för partiell påfyllning av GAC i fullskaliga biofilter är en hållbar operativ strategi för hantering av säsongsbetonad NOM-variation, som potentiellt kan orsaka kortvariga smak- och luktproblem eller

minskad NOM-avskiljning, vilket utgör ett problem för efterföljande desinfektionssteg.

- För att bättre kunna förstå och styra GAC-filter vid temperaturförändringar undersöktes hur filtret påverkas av temperaturförändringar. Erfarenheterna ger vattenproducenten möjlighet att förutse hur klimatförändringar kan komma att påverka processerna, att optimera processerna vid användning av en blandning av grundvatten och ytvatten eller vid sjövändning.
- Resultaten från genomförda studier på UV-desinfektion visar att DOM-fluorescens kan användas som en oberoende metod för att mäta den UV-dos som en UV-reaktor ger upphov till. Det har också visats att UV-desinfektion kan leda till en viss ökning av halten AOC, vilket kan öka återväxten av heterotrofa bakterier i ledningsnätet. Riskerna förknippade med detta bör dock betraktas som små och den positiva effekt som UV-desinfektion ger i form av patogenreduktion är klart övervägande.

7.4 *Distributionsnätet*

Syftet med denna del av projektet var att identifiera och kvantifiera mikrobiologiska risker i distributionsnätet och föreslå möjliga riskreducerande åtgärder. Studien som utförts i samverkan med Livsmedelsverket visade att de säkerhetsåtgärder som för närvarande används efter reparationer eller underhåll inte räcker för att minska risken för sjukdom efter förlust av tryck (Säve-Söderbergh et al., 2017). Endast provtagning efter reparationen visade sig ha en positiv effekt genom att minska risken för sjukdom. Detta överensstämmer med teoretiska beräkningar som utvärderar risken för infektion efter reparationer utförda av Yang et al. (2015). Den teoretiska studien visade att en kombination av spolning och desinfektion skulle krävas för att uppnå acceptabla risknivåer.

Arbeten som genomfördes i Gävle och Göteborg indikerar att det finns en stor risk för avloppspåverkan i schakten vilket innebär att för stora läckor där insidan av röret ligger blottad (röret är öppet) finns betydande risk för kontaminering. Denna kunskap behöver verifieras, men blir då viktig kunskap för VA-verksamheterna i hur noggranna rutinerna behöver vara vid arbeten på ledningsnäten.

Arbetet lyckades inte skapa ett fullt färdigt verktyg för att bedöma risker på ledningsnäten under olika förutsättningar men kom en god bit på vägen. Att veta storleksordning på risker kan direkt komma till användning för kommuners beslut kring riskreducering och fungerar som en viktig information till RiBS-modellen. När modellen är helt klar kommer den vara ett praktiskt användbart verktyg för att bedöma och hitta åtgärder för att reducera riskerna.

De forskningsresultat som hittills framkommit ger följande rekommendationer till dricksvattenleverantörer:

- Se till att ha goda rutiner för läcklagning, och att personalen får regelbunden utbildning.
- Vid större läckor där hela insidan av röret legat fritt och/eller delar av ledningsnätet varit helt trycklöst - överväg kokningsuppmärksamhet fram till dess att godkända vattenprover erhållits.
- Se till att dokumentera trycklösa händelser där ledningsnätet tömts på vatten, så att ni vet hur ofta det inträffar.
 - Dokumentera alla rörbrott på ett sätt som möjliggör att värdera sannolikhet för inträngning. Har ledningens insida blottats, hur länge vad det avstängt, hur upptäcktes läckan (om den upptäcktes genom att brukare saknade vatten så har ledningsnätet sannolikt tömts på vatten, om det enbart var lågt tryck i nätet så är risken mindre).
- Se till att ha goda rutiner för inkoppling av industrier, och genomför regelbundna kontroller av industrier som har processvatten som kan riskera vara ihopkopplat.
- Backventiler bör finnas vid varje fastighet och anordningar.
- Se till att ha goda rutiner vid ledningsarbeten, och att entreprenörer och egen personal fått grundläggande hygienutbildning.

7.5 Fortsatt utveckling

Den riskbaserade beslutsmodellen kompletterar och utvidgar den kvantitativa metoden för mikrobiell riskbedömning till att omfatta modellering av vattenkvalitet och utvärdering av mikrobiella riskreducerande åtgärder i kombination med en samhällsekonomisk kostnads-nyttoanalys för att ge ett mera heltäckande stöd för beslut. För att vidareutveckla modellen och göra den mer tillämplig finns det viktiga aspekter som måste övervägas. För det första är beslutsmodellen och det Excel-verktyg som arbetats fram för att genomföra analyserna i detta projekt tekniskt möjliga att använda i sin nuvarande form, men behöver utvecklas för att bli ett användarvänligt verktyg som kan få en bred användning. Ett kombinerat verktyg som inkluderar källkaraktärisering, spridningsmodellering, QMRA i systemets olika delar och kostnads-nyttoanalys skulle göra modellen och arbetssättet mera tillgängligt och tillämpligt i praktiken.

Nedan redovisas i punktform några exempel på insatser som är viktiga i ett fortsatt utvecklingsarbete för beslutsstöd för hantering av mikrobiologiska risker i dricksvattensystem:

- Specifika metoder som är lämpliga att tillämpa i respektive steg i beslutsmodellen (exempelvis för spridningsmodellering och QMRA) bör studeras vidare. Olika metoder kan vara lämpliga i olika situationer. Det är därför också viktigt att utveckla arbetssätt för att avgöra vilka specifika metoder som bör användas i respektive del av beslutsmodellen beroende på lokala förhållanden, exempelvis avseende hydrologi, hydrogeologi och dricksvatten-systemets tekniska utformning och funktion.

- Ekonomiska värderingar av olika effekter till följd av riskreducerande åtgärder har inte i sig varit i fokus i detta projekt, utan tillgänglig information om värderingar av QALY mm har använts. Ytterligare utveckling behövs för att i samverkan med ekonomer identifiera vilka underlag och vilka värderingsmetoder som är mest relevanta för svenska förhållanden för såväl hälsoriskförändringar som andra ekonomiska effekter. Det behöver också tas fram mera konkreta rekommendationer för val av tidshorisont och räntesats för diskontering.
- Ytterligare nyttor än de som kopplar till minskad hälsorisk kan inkluderas i kostnads-nyttoanalysen. I fallstudien i Vomb inkluderas värdet av minskade utsläpp av näringsämnen, men ytterligare miljömässiga och sociala nyttor kan – och bör – inkluderas i modellen.
- Att mera ingående beakta klimatförändringarnas effekter på mikrobiella risker är sannolikt mycket viktigt för att vidareutveckla beslutsmodellen. I den nuvarande modellen har antagits en linjär ökning av risken med hänsyn till förväntat ökade kraftiga nederbördshändelser i framtiden. Mera avancerade modeller med möjlighet att representera icke-linjära förlopp skulle förbättra beslutsmodellens relevans.
- Möjligheterna att använda stokastisk modellering också av råvattenkvalitet och föroreningstransport bör undersökas. Detta skulle möjliggöra en förbättrad representation av osäkerheter i vattenkvalitet och föroreningsspridning och möjliggöra spårning av de osäkerheter som bidrar mest till osäkerheten i beslutsmodellens slutresultat. Detta är dock komplicerat och är beräkningskrävande, vilket innebär att förenklade metoder för osäkerhetsanalys av vattenkvalitet och föroreningsspridning bör undersökas.
- Beslutsmodellen kan utvecklas för att inkludera andra kriterier än renodlat ekonomiska, såsom lagstiftning, normer samt sociala och miljömässiga kriterier som inte enkelt låter sig värderas i pengar. Detta skulle sannolikt kräva att modellen utvecklas mot s.k. multikriterieanalys (MKA) där aspekter av olika slag och karaktär kan vägas samman till ett slutomdöme. Ett exempel på detta är användning av MKA för hållbarhetsanalys av olika åtgärdsalternativ där miljömässiga, sociala och ekonomiska kriterier vägs samman (se ex Rosén m fl, 2015; Sjöstrand m fl, 2018).
- I sin nuvarande form inkluderas inte risker i ledningssystemet i beslutsmodellen men forskningen utförd delvis inom ramen för detta projekt har bidragit till kunskaper om hur riskbedömning (QMRA) i ledningssystemet skulle kunna integreras för att göra beslutsmodellen mera fullständig.
- Den konceptuella modellen för korskoppling som presenterats är ett första steg mot ett omfattande mikrobiellt riskbedömningsverktyg för ledningsnätet. Nästa steg kommer vara att utveckla liknande modeller för de återstående mikrobiella riskerna och översätta den konceptuella modeller till ett beräkningsverktyg (Viñas, 2018).

- Dos-responsförhållanden skulle kunna diversifieras mellan olika grupper med olika känslighet för patogener. Att inkludera också konsumenters åldersfördelning, infektionskänslighet och hälsostatus skulle medföra en förbättrad precision i riskbedömningen.
- Osäkerhetsanalysen i modellen kan förbättras så att samtliga delar hanteras på ett likartat sätt. Som ovan nämnts skulle stokastisk modellering av vattenkvalitet och föroreningstransport kunna inkluderas, men också ett förbättrat underlag rörande exempelvis sannolikheter för att oönskade händelser ska inträffa skulle förbättra modellens precision.

8 Referenser

- Abrahamsson, J. L., Ansker, J. and Heinicke, G., 2009. MRA – Ett modellverktyg för svenska vattenverk http://vav.griffel.net/filer/2009-05_hogupplust.pdf, Svenskt Vatten, Stockholm.
- Solheim, A. L., Austnes, K., Eriksen, T. E., Seifert, I & Holen, S. 2010. Background Report for EEA European Environment State and Outlook Report, 2010.
- Allen, M., Clark, R., Cotruvo, J. A., Grigg, N. 2018. Drinking Water and Public Health in an Era of Aging Distribution Infrastructure. *Public Works Management & Policy*, 23, 301-309 DOI: 10.1177/1087724x18788368.
- Baffoe-Bonnie, B., Harle, T., Glennie, E., Dillon, G. and Sjøvold, F., 2008. Framework for operational cost benefit analysis in water supply, <https://www.techneau.org/fileadmin/files/Publications/Publications/Deliverables/D5.1.2.frame.pdf>, TECHNEAU.
- Batz, M., Hoffmann, S. and Morris Jr, J. G., 2014. Disease-outcome trees, EQ-5D scores, and estimated annual losses of quality-adjusted life years (QALYs) for 14 foodborne pathogens in the United States. *Foodborne pathogens and disease* 11(5), 395-402.
- Bazri, M. M., Barbeau, B. and Mohseni, M. 2012. Impact of UV/H₂O₂ advanced oxidation treatment on molecular weight distribution of NOM and biostability of water. *Water Research* 46(16), 5297-5304.
- Bergion, V. 2019. Risk-Based Decision Model for Microbial Risk Mitigation in Drinking Water Systems. Doktorsavhandlingar nr 4649, Chalmers tekniska högskola.
- Bergion, V. 2018. Beslutsmodell för mikrobiella dricksvattenrisker – Verktøy for åtgärdsprioritering. SVU-rapport 2018-12, Svenskt Vatten.
- Bergion, V. 2017. Development of a Risk-Based Decision Model for Prioritizing Microbial Risk Mitigation Measures in Drinking Water Systems. Licentiate thesis, Lic 2017:8, ISSN 1652-9146. Department of Civil and Environmental Engineering Division of Geology and Geotechnics Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden.
- Bergion, V., Lindhe, A., Sokolova, E. and Rosén, L. (2019). Accounting for unexpected risk events in drinking water systems. *Submitted manuscript*.
- Bergion, V., Lindhe, A., Sokolova, E., Rosén, L. 2018a. Risk-based cost-benefit analysis for evaluating microbial risk mitigation in a drinking water system. *Water Research*, 132, 111-123.
- Bergion, V., Lindhe, A., Sokolova, E. and Rosén, L. (2018b). Economic valuation for cost-benefit analysis of health risk reduction in drinking water systems. *Exposure and Health*, online. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12403-018-00291-8>

- Bergion, V., Sokolova, E., Åström, J., Lindhe, A., Sörén, K. and Rosén, L., 2017. Hydrological modelling in a drinking water catchment area as a means of evaluating pathogen risk reduction. *Journal of Hydrology* 544, 74-85.
- Besner, M. C., Lavoie, J., Morissette, C., Payment, P., Prévost, M. 2008. Effect of water main repairs on water quality. *Journal / American Water Works Association*, 100, 95-109
- Besner, M. C., Prevost, M., Regli, S. 2011. Assessing the public health risk of microbial intrusion events in distribution systems: Conceptual model, available data, and challenges. *Water Research*, 45, 961-979 DOI: 10.1016/j.watres.2010.10.035.
- Beuken, R., Reinoso, M., Sturm, S., Kiefer, J., Bondelind, M., Åström, J., Lindhe, A., Losén, L., Pettersson, T., Machenbach, I., Melin, E., Thorsen, T., Eikebrokk, B., Hokstad, P., Røstum, J., Niewersch, C., Kirchner, D., Kozisek, F., Gari, D. W., Swartz, C., Menaia, J. Identification and description of hazards for water supply systems - A catalogue of today's hazards and possible future hazards, updated version. TECHNEAU, 2008
- Blokker, M., Smeets, P., Medema, G. 2018. Quantitative microbial risk assessment of repairs of the drinking water distribution system. *Microbial Risk Analysis*, 8, 22-31 DOI: 10.1016/j.mran.2017.12.002.
- Boardman, A.E., Greenberg, D.H, Vining, A.R, Weimer, D. L. 2011. Cost-benefit analysis; Concepts and practice. 4th Edition. Pearson/Prentice Hall. Upper Saddle River New Jersey, USA.
- Chuquimia, D.O., Bergion, V., Guzman-Otazo, J., Sörén, K., Rosén, L., Pott, B.-M., Pettersson, T.J.R., Sokolova, E. and Sjöling, Å. 2019. Manus-kript) Preliminary title: "Seasonal variation of fecal indicator bacteria and diarrheal pathogens detected by molecular analyses in lake Vombsjön, Sweden".
- Colford, J. M., Jr., Wade, T. J., Sandhu, S. K., Wright, C. C., Lee, S., Shaw, S., Fox, K., Burns, S., Benker, A., Brookhart, M. A., van der Laan, M., Levy, D. A. 2005. A randomized, controlled trial of in-home drinking water intervention to reduce gastrointestinal illness. *Am J Epidemiol*, 161, 472-82 DOI: 10.1093/aje/kwi067.
- Collins, M. R., G. L. Amy and P. H. King, 1985. Removal of organic matter in water treatment. *Journal of Environmental Engineering* 111(6): 850-864.
- Dryselius R. 2012. *Mikrobiologiska dricksvattenrisker ur ett kretsloppsperspektiv*. Rapport 6 – 2012, Livsmedelsverket, www.svensktvatten.se/Documents/Kategorier/Dricksvatten/Rapporter/mikrobiologiska_dricksvattenrisker_SLV_rapport_6_2012.pdf.
- Dufour, A., Bartram, J., Bos, R. and Gannon, V., 2012. Animal waste, water quality and human health, IWA Publishing, London.
- Ercumen, A., Gruber, J. S., Colford, J. M. 2014. Water Distribution System Deficiencies and Gastrointestinal Illness: A Systematic Review and

- Meta-Analysis. *Environmental Health Perspectives*, 122, 651-660 DOI: 10.1289/ehp.1306912.
- Falco, R., Williams, S. I., 2009. Waterborne Salmonella Outbreak in Alamosa, Colorado March and April 2008: Outbreak Identification, Response, and Investigation.
- Ferguson, C.M., Charles, K. and Deere, D.A., 2009. Quantification of Microbial Sources in Drinking-Water Catchments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 39(1), 1-40.
- Ferguson, C., Ana Maria de Roda, H., Nanda, A., Deere, D. and Ashbolt, N., 2003. Fate and transport of surface water pathogens in watersheds. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 33(3), 299.
- Fewtrell, L. and Bartram, J. (2001). *Water Quality: Guidelines, Standards & Health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. World Health Organization, London, IWA publishing.
- Folkhälsomyndigheten, 2015. Sjukdomsutbrott orsakade av ricksvatten – Utbrott i Sverige år 1992–2011.
- Guzman-Herrador, B., Carlander, A., Ethelberg, S., de Blasio, B.F., Kuusi, M., Lund, V., Löfdahl, M., MacDonald, E., Nichols, G. and Schønning, C., 2015. Waterborne outbreaks in the Nordic countries, 1998 to 2012. *Euro Surveill* 20, 1-10.
- Haas C.N., Rose J.B. and Gerba C.P., 2014. *Quantitative microbial risk assessment*. Second edition, Soil, Water and Environmental Science. Wiley, New Jersey, USA.
- Heibati, M. 2019. Applications of natural organic matter optical properties for assessing treated drinking water quality. PhD thesis, Chalmers University of Technology, Gothenburg
- Hellard, M. E., Sinclair, M. I., Forbes, A. B., Fairley, C. K. 2001. A randomized, blinded, controlled trial investigating the gastrointestinal health effects of drinking water quality. *Environ Health Perspect*, 109, 773-8
- Hokstad, P., Røstum, J., Sklet, S., Rosén, L., Pettersson, T.J.R., Lindhe, A., Sturm, S., Beuken, R., Kirchner, D. and Niewersch, C., 2009. Methods for risk analysis of drinking water systems from source to tap, <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.367.4044&rep=rep1&type=pdf>, TECHNEAU.
- Hood, E., D. M. McKnight and M. W. Williams. 2003. Sources and chemical character of dissolved organic carbon across an alpine/subalpine ecotone, Green Lakes Valley, Colorado Front Range, United States. *Water Resources Research* 39(7).
- Hozalski, R. M., S. Goel and E. J. Bouwer, 1995. TOC removal in biological filters. *Journal of American Water Works Association* 87(12): 40-54.
- Huck, P. M., 2000. Optimizing filtration in biological filters, *Journal of American Water Works Association*.

- Hunter, P. R., Chalmers, R. M., Hughes, S., Syed, Q. 2005. Self-reported diarrhea in a control group: a strong association with reporting of low-pressure events in tap water. *Clin Infect Dis*, 40, e32-4 DOI: 10.1086/427750.
- I. Delpla, A.-V. Jung, E. Baures, M. Clement and O. Thomas, 2009. Potential Climate Change Impacts on Environmental Health Services: Perspectives from a Developing Country. *Environment International*, 2009, 35, 1225-1233.
- ISO, 2018. Risk management– Guidelines. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.
- IWA publishing, World Health Organization, London
- Joe, W. H., I. C. Choi, Y. A. Baek, Y. J. Choi, G. S. Park and M. J. Yu, 2007. Advanced treatment for taste and odour control in drinking water: case study of a pilot scale plant in Seoul, Korea. *Water Science and Technology* 55(5): 111-116.
- Johansson, P.-O., Kriström, B., 2018. Cost-Benefit Analysis. Cambridge Elements. Cambridge University Press.
- Johnston, R.J., Rolfe, J., Rosenberger, R.S. and Brouwer, R., 2015. Benefit transfer of environmental and resource values. Springer.
- Karanfil, T. and J. E. Kilduff, 1999. "Role of granular activated carbon surface chemistry on the adsorption of organic compounds. 1. Priority pollutants. *Environmental Science & Technology* 33(18): 3217-3224.
- Kim, C., S. I. Lee, S. Hwang, M. Cho, H.-S. Kim and S. H. Noh, 2014. Removal of geosmin and 2-methylisoborneol (2-MIB) by membrane system combined with powdered activated carbon (PAC) for drinking water treatment. *Journal of Water Process Engineering* 4: 91-98.
- Kirmeyer, G. J., A. R. Foundation, K. Martel & U. S. E. P. Agency (2001). Pathogen Intrusion Into the Distribution System, AWWA Research Foundation and American Water Works Association.
- Kristianstads kommun. Contaminated water in Everöd, Östra Sönnarslöv and Huaröd: Summer 2015 (in Swedish). 2015
- Kärrman, E., Pettersson, F. and Erlandsson, Å., 2012. Kostnader för VA i omvandlingsområden – en handledning, Svenskt Vatten, Stockholm.
- Laine, J., Huovinen, E., Virtanen, M. J., Snellman, M., Lumio, J., Ruutu, P., Kujansuu, E., Vuento, R., Pitkanen, T., Miettinen, I., Herrala, J., Lepisto, O., Anttonen, J., Helenius, J., Hanninen, M. L., Maunula, L., Mustonen, J., Kuusi, M., Pirkanmaa Waterborne Outbreak Study, G. 2011. An extensive gastroenteritis outbreak after drinking-water contamination by sewage effluent, Finland. *Epidemiol Infect*, 139, 1105-13 DOI: 10.1017/S0950268810002141.
- Lambertini, E., Borchardt, M. A., Kieke, B. A., Spencer, S. K., Loge, F. J. 2012. Risk of viral acute gastrointestinal illness from nondisinfected

- drinking water distribution systems. *Environmental Science and Technology*, 46, 9299-9307 DOI: 10.1021/es3015925.
- LeChevallier, M. W., Gullick, R. W., Karim, M. R., Friedman, M., Funk, J. E. 2003. The potential for health risks from intrusion of contaminants into the distribution system from pressure transients. *Journal of Water and Health*, 1, 3-14
- Lewerin, S.S., Sokolova, E., Wahlström, H., Lindström, G., Pers, C., Strömqvist, J. and Sörén, K. 2018. Potential infection of grazing cattle via contaminated water: A theoretical modelling approach. *Animal*, article in press.
- Lindberg, A., Lusua, J. and Nevhage, B., 2011. Cryptosporidium in Östersund during the Winter 2010/2011: Consequences and Costs from an Outbreak of a Waterborne Disease, In Swedish: Cryptosporidium i Östersund Vintern 2010/2011: Konsekvenser och kostnader av ett stort vattenburet sjukdomsutbrott Agency, S.D.R., Stockholm.
- Lindhe, A., 2010. Risk assessment and decision support for managing drinking water systems, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden.
- Lindhe, A., Rosén, L., Norberg, T., Bergstedt, O. 2009. Fault tree analysis for integrated and probabilistic risk analysis of drinking water systems. *Water Research*, 43, 1641-1653 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.12.034>.
- Mac Kenzie, W.R., Hoxie, N.J., Proctor, M.E., Gradus, M.S., Blair, K.A., Peterson, D.E., Kazmierczak, J.J., Addiss, D.G., Fox, K.R. and Rose, J.B., 1994. A massive outbreak in Milwaukee of Cryptosporidium infection transmitted through the public water supply. *New England Journal of Medicine* 331(3), 161-167.
- Malm, A., Pettersson, T. J. R., Bergstedt, O. 2010. Health effects of quality disturbances in Swedish water distribution networks (in Swedish). Proceedings of the 7th Nordic Drinking Water Conference. Copenhagen: DANVA.
- McInnis, D. 2004. A relative-risk framework for evaluating transient pathogen intrusion in distribution systems. *Urban Water Journal*, 1, 113-127 DOI: 10.1080/15730620412331290010.
- Mena, K. D., Mota, L. C., Meckes, M. C., Green, C. F., Hurd, W. W., Gibbs, S. G. 2008. Quantitative microbial risk assessment of a drinking water - wastewater cross-connection simulation. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 7, 525-530
- Moona, N., U. J. Wünsch, M. Bondelind, O. Bergstedt, T. Sapmaz, T. J. Pettersson, and K. R. Murphy, 2019. Temperature-dependent mechanisms of DOM removal by biological activated carbon filters. *Environmental Science: Water Research & Technology* (5): 2232-2241.

- National Research Council 2005. Public Water Supply Distribution Systems: Assessing and Reducing Risks – First Report, Washington, DC, National Academies Press.
- National Research Council, N. R. C. (2007). Drinking Water Distribution Systems: Assessing and Reducing Risks, National Academies Press.
- Naturvårdsverket, 2003. Konsekvensanalys steg för steg: handledning i samhällsekonomisk konsekvensanalys för Naturvårdsverket. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Newcombe, G., J. Morrison and C. Hepplewhite, 2002. Simultaneous adsorption of MIB and NOM onto activated carbon. I. Characterisation of the system and NOM adsorption. *Carbon* 40(12): 2135-2146.
- NHMRC, N., 2011. Australian drinking water guidelines paper 6 national water quality management strategy. National Health and Medical Research Council, National Resource Management Ministerial Council, Commonwealth of Australia, Canberra.
- Niemi, R.M., Kytövaara, A., Pääkkönen, J. and Lahti, K. 2004. Removal of F-specific RNA bacteriophages in artificial recharge of groundwater – a field study. *Water Science and Technology* 50(1), 155-158.
- Nygard, K., Andersson, Y., Rottingen, J. A., Svensson, A., Lindback, J., Kistemann, T., Giesecke, J. 2004. Association between environmental risk factors and campylobacter infections in Sweden. *Epidemiology and Infection*, 132, 317-325 DOI: 10.1017/s0950268803001900.
- Nygard, K., Wahl, E., Krogh, T., Tveit, O. A., Bohleng, E., Tverdal, A., Aavitsland, P. 2007. Breaks and maintenance work in the water distribution systems and gastrointestinal illness: a cohort study. *International Journal of Epidemiology*, 36, 873-880 DOI: 10.1093/ije/dym029.
- Oliver, D.M., Porter, K.D.H., Pachepsky, Y.A., Muirhead, R.W., Reaney, S.M., Coffey, R., Kay, D., Milledge, D.G., Hong, E., Anthony, S.G., Page, T., Bloodworth, J.W., Mellander, P-E., Carbonneau, P.E., McGrane, S.J. and Quilliam, R.S., 2016. Predicting microbial water quality with models: Over-arching questions for managing risk in agricultural catchments. *Science of The Total Environment* 544, 39-47.
- Pang, L., 2009. Microbial removal rates in subsurface media estimated from published studies of field experiments and large intact soil cores. *Journal of Environmental Quality* 38(4), 1531-1559.
- P. Lind and E. Kjellström, 2008. Temperature and precipitation changes in Sweden; a wide range of model-based projections for the 21st century, SMHI, 2008.
- Parsons, S. A., B. Jefferson, E. H. Goslan, P. R. Jarvis and D. A. Fearing, 2005. Natural organic matter—the relationship between character and treatability. *Water Science and Technology: Water Supply* 4(5-6): 43-48.
- Payment, P., Richardson, L., Siemiatycki, J., Dewar, R., Edwardes, M., Franco, E. 1991. A Randomized Trial to Evaluate the Risk of Gastrointestinal-Disease Due to Consumption of Drinking-Water Meeting Current

- Microbiological Standards. *American Journal of Public Health*, 81, 703-708 DOI: 10.2105/Ajph.81.6.703.
- Payment, P., Siemiatycki, J., Richardson, L., Renaud, G., Franco, E., Prévost, M. 1997. A prospective epidemiological study of gastro-intestinal health effects due to the consumption of drinking water. *International Journal of Environmental Health Research*, 7, 5-31 DOI: 10.1080/09603129773977.
- Polanska, M., Huysman, K. and van Keer, C. 2005. Investigation of assimilable organic carbon (AOC) in Flemish drinking water. *Water Research* 39(11), 2259-2266.
- Risebro, H. L., Doria, M. F., Andersson, Y., Medema, G., Osborn, K., Schlosser, O., Hunter, P. R. 2007. Fault tree analysis of the causes of waterborne outbreaks. *Journal of Water and Health*, 5, 1-18 DOI: 10.2166/wh.2006.002.
- Robberstad, B. 2009. QALYs vs DALYs vs LYs gained: What are the differences, and what difference do they make for health care priority setting? *Norsk epidemiologi* 15(2).
- Rosén, L., Söderqvist, T., Back, P.E., Soutukorva, Å., Brodd, P. and Grahn, L., 2008. Kostnadsnyttoanalys som verktyg för prioritering av efterbehandlingsinsatser. Metodutveckling och exempel på tillämpning. Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering. Rapport 5836. Naturvårdsverket, Stockholm, Sverige.
- Rosén, L., Back, P.-E., Soderqvist, T., Norrman, J., Brinkhoff, P., Norberg, T., Volchko, Y., Norin, M., Bergknut, M., Doberl, G., 2015. SCORE: a novel multi-criteria decision analysis approach to assessing the sustainability of contaminated land remediation. *Science of the Total Environment*, 511, 621-638.
- Rudrappa, S., Zharkalli, A. 2018. Microbial risk assessment of potential pathogen intrusion during planned maintenance work of drinking water distribution system in Gothenburg, Sweden. Master's Thesis, Chalmers University of Technology.
- Ruijters, E., Stoelinga, M. 2015. Fault tree analysis: A survey of the state-of-the-art in modeling, analysis and tools. *Computer Science Review*, 15-16, 29-62 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cosrev.2015.03.001>.
- Sassi, F. (2006). Calculating QALYs, comparing QALY and DALY calculations. *Health policy and planning* 21(5): 402-408.
- Säve-Söderbergh, M., Bylund, J., Malm, A., Simonsson, M., Toljander, J. 2017. Gastrointestinal illness linked to incidents in drinking water distribution networks in Sweden. *Water Research*, 122, 503-511 DOI: 10.1016/j.watres.2017.06.013.
- Servais, P., G. Billen and P. Bouillot, 1994. Biological Colonization of Granular Activated Carbon Filters in Drinking-Water Treatment. *Journal of Environmental Engineering-Asce* 120(4): 888-899.

- Shortridge, J. E., Guikema, S. D. 2014. Public health and pipe breaks in water distribution systems: Analysis with internet search volume as a proxy. *Water Research*, 53, 26-34 DOI: 10.1016/j.watres.2014.01.013.
- Sjöstrand, K., Lindhe, A., Söderqvist, T., Rosén, L. 2018. Sustainability assessments of regional water supply interventions – Combining cost-benefit and multi-criteria decision analyses. *Journal of Environmental Management*, 225 (2018), 313–324.
- Sokolova, E., Petterson, S.R., Dienus, O., Nyström, F., Lindgren, P.-E. and Pettersson, T.J.R., 2015. Microbial risk assessment of drinking water based on hydrodynamic modelling of pathogen concentrations in source water. *Science of The Total Environment* 526, 177-186.
- Sokolova, E., Lindström, G., Pers, C., Strömqvist, J., Lewerin, S.S., Wahlström, H. and Sörén, K. 2018. Water quality modelling: Microbial risks associated with manure on pasture and arable land. *Journal of Water and Health* 16(4), 549-561.
- Storey, M. V., Ashbolt, N. J., Stenstrom, T. A. 2004. Biofilms, thermophilic amoebae and *Legionella pneumophila* - a quantitative risk assessment for distributed water. *Water Science and Technology*, 50, 77-82.
- Stern, N. 2006. The Economics of Climate Change - the Stern Review. Cabinet Office, HM Treasury, Cambridge University press, Cambridge, U.K.
- Söderqvist, T., 2006. Diskontering i samhällsekonomiska analyser av klimatåtgärder. Rapport 5618, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Söderqvist, T., Lindhe, A., Rosén, L., & Kinell, G. 2014. Grundvattnets ekosystemtjänster och deras ekonomiska värden - en inledande kartläggning – SGU-rapport 2014:40. Göteborg: Sveriges geotekniska undersökning.
- Teunis, P. F. M., Xu, M., Fleming, K. K., Yang, J., Moe, C. L., LeChevalier, M. W. 2010. Enteric Virus Infection Risk from Intrusion of Sewage into a Drinking Water Distribution Network. *Environmental Science & Technology*, 44, 8561-8566 DOI: 10.1021/es101266k.
- Thayanukul, P., Kurisu, F., Kasuga, I. and Furumai, H. 2013. Evaluation of microbial regrowth potential by assimilable organic carbon in various reclaimed water and distribution systems. *Water Research* 47(1), 225-232.
- Tinker, S. C., Moe, C. L., Klein, M., Flanders, W. D., Uber, J., Amirtharajah, A., Singer, P., Tolbert, P. E. 2009. Drinking water residence time in distribution networks and emergency department visits for gastrointestinal illness in Metro Atlanta, Georgia. *Journal of Water and Health*, 7, 332-343 DOI: 10.2166/wh.2009.022.
- Trafikverket, 2018. Samhällsekonomiska principer och kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 5.2. Kapitel 3 Kalkylprinciper och generella kalkylvärden. http://www.trafikverket.se/contentassets/823481f052a74a3881492136383eb01b/filer/03_generella_principer_o_varden_a52.pdf.

- United Nations, 2019. Sustainable Development Goals, <http://www.un.org/sustainabledevelopment/>, United Nations Accessed: 2019, Dec 10.
- Van Abel, N. 2014. QMRA: Exposure model sensitivity to input parameters, critical review of dose-response models, and application in assessing risk of aging drinking water distribution systems. PhD thesis, University of Washington.
- van Lieverloo, J. H., Blokker, E. J., Medema, G. 2007. Quantitative microbial risk assessment of distributed drinking water using faecal indicator incidence and concentrations. *Journal of Water and Health*, 5 Suppl 1, 131-49 DOI: 10.2166/wh.2007.134.
- Velten, S., 2008. Adsorption capacity and biological activity of biological activated carbon filters in drinking water treatment, ETH, Zurich, Switzerland.
- Velten, S., M. Boller, O. Köster, J. Helbing, H.-U. Weilenmann and F. Hammes, 2011. Development of biomass in a drinking water granular active carbon (GAC) filter. *Water Research* 45(19): 6347-6354.
- Viñas, V. 2018. Assessing the health consequences of deficiencies in water distribution networks: A basis for future network management. Licentiate Thesis, Chalmers University of Technology.
- VISK (2013). Handbok: *Hur man arbetar för att minska samhällets sårbarhet för vattenburen virusmitta trots förändrat klimat*. Virus i vatten – skandinavisk kunskapsbank, visk.nu/wp-content/uploads/2013/07/VISK_handbok_2013_se.pdf.
- Vogt, R. D. 2003. Increase in colour and amount of organic matter in surface waters. Position Paper 009 of NORDTEST, www.nordtest.org.
- Weishaar, J. L., G. R. Aiken, B. A. Bergamaschi, M. S. Fram, R. Fujii and K. Mopper, 2003. "Evaluation of Specific Ultraviolet Absorbance as an Indicator of the Chemical Composition and Reactivity of Dissolved Organic Carbon. *Environmental Science & Technology* 37(20): 4702-4708.
- Westrell, T., Andersson, Y. and Stenström, T.A., 2006. Drinking water consumption patterns in Sweden. *Journal of Water and Health* 4(4), 511-522.
- WHO, 2001. Water Quality - Guidelines, Standards & Health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease, IWA publishing, World Health Organization, Geneva.
- WHO, 2016. Quantitative microbial risk assessment: Application for water safety management, World Health Organization, Geneva.
- WHO/UNICEF, 2017. Improved and unimproved water sources and sanitation facilities, <https://www.wssinfo.org/definitions-methods/watsan-categories/>, World Health Organisation/UNICEF Accessed: 2017, 20 March.
- Widerström, M., Schönning, C., Lilja, M., Lebbad, M., Ljung, T., Allestam, G., Ferm, M., Björkholm, B., Hansen, A. and Hiltula, J.I.,

2014. Large outbreak of *Cryptosporidium hominis* infection transmitted through the public water supply, Sweden. *Emerging Infectious Diseases* 20(4), 581-589.

Yang, J., Schneider, O. D., Jjemba, P. K., Lechevallier, M. W. 2015. Microbial Risk Modeling for Main Breaks. *Journal American Water Works Association*, 107, E97-E108 DOI: 10.5942/jawwa.2015.107.0010.

Åström, J. 2018. Patogenhalter i svenska ytvattentäkter för QMRA: Statistisk modellering och utvärdering av ett hypotes-baserat angreppssätt, p. 56.

Åström, J., Lindhe, A., Bergvall, M., Rosén, L. and Lång, L.-O. 2016. Microbial risk assessment of groundwater sources – development and implementation of a QMRA tool, p. 86, *Swedish Water and Wastewater Association*, Stockholm.

Bilaga A: Publiceringar och presentationer i RiBS-projektet

Vetenskapliga artiklar			
År	Författare	Tidskrift med volym, nummer, sidor	Titel på artikel
2016	Yongqiang Zhou, Yunlin Zhang, Erik Jeppesen, Kathleen R. Murphy, Kun Shi, Mingliang Liu, Xiaohan Liu, Guangwei Zhu	Water Research, Vol 100, p. 211-221	Inflow rate-driven changes in the composition and dynamics of chromophoric dissolved organic matter in a large drinking water lake
2017	Bergion, V., Sokolova, E., Åström, J., Lindhe, A., Sörén, K., Rosén, L., 2017.	Journal of Hydrology, Vol 544, p. 74-85	Hydrological modelling in a drinking water catchment to evaluate pathogen risk reduction.
2017	Heibati M, Stedmon CA, Stenroth K, Rauch S, Toljander J, Sæve-Søderbergh M, Murphy KR.	Water Research, Vol 125, p. 1-10	Assessment of drinking water quality at the tap using fluorescence spectroscopy.
2018	Moona N., Murphy KR., Bondelind M., Bergstedt O., Pettersson T.	Environmental Science: Water Research & Technology, p. 529-538	Partial renewal of granular activated carbon biofilters for improved drinking water treatment
2018	Bergion, V., Lindhe, A., Sokolova, E., Rosén, L.	Water Research, Vol 132, p. 111-123	Risk-based cost-benefit analysis for evaluating microbial risk mitigation in a drinking water system
2018	Bergion, V., Lindhe, A., Sokolova, E., Rosén, L.	Exposure and Health, 2020, 12:99-110, https://doi.org/10.1007/s12403-018-00291-8	Economic valuation for cost-benefit analysis of health risk reduction in drinking water systems
2018	Sternberg Lewerin S., Sokolova E., Wahlström H., Lindström G., Pers C., Strömquist J., Sörén K.	Animal: An international Journal of Animal Biosciences, Vol. 13, p. 2052-2059	Potential infection of grazing animals via contaminated water – a theoretical modelling approach
2018	Sokolova E., Lindström G., Pers C., Strömquist J., Sternberg Lewerin S., Wahlström H., Sörén K.	Journal of Water and Health, Vol 16(4), 549-561	Water quality modelling: microbial risks associated with manure on pasture and arable land
2018	Vinas V., Malm A., Pettersson T.J.R.	Canadian Journal of Civil Engineering, Vol 46, p. 149-159	Overview of microbial risks in water distribution networks and their health consequences: Quantification, modeling, trends and future implications
2019	Guzman-Otazo J., Gonzales-Siles L., Poma V., Bengtsson-Palme J., Thorell K., Flach C-F., Iñiguez V., Sjöling Å.	PLoS ONE 14(1): e0210735. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210735	Diarrheal bacterial pathogens and multi-resistant enterobacteria in the Choqueyapu River in La Paz, Bolivia
2019	Chuquimia O. D., Bergion, V., Guzman-Otazo, J., Sörén, K., Rosén, L., Pettersson, T. J. R., Sokolova, E., Sjöling, Å.	Water 2020, 12, 3; doi:10.3390/w12010003	Combining molecular analyses of fecal indicator bacteria and diarrheal pathogens with hydrodynamic modeling for microbial risk assessment of a drinking water source.
2020	Bergion, V., Lindhe, A., Sokolova, E., Rosén, L.	Manuscript	Accounting for unexpected risk events in drinking water systems.
Akademiska avhandlingar			
År	Författare	Publikationsserie	Titel
2017	Bergion V.	Lic / Department of Civil and Environmental Engineering, Chalmers University of Technology; ISSN 1652-9146; Lic 2017:8	Development of a Risk-Based Decision Model for Prioritizing Microbial Risk Mitigation Measures in Drinking Water Systems
2017	Moona N.	Lic - Department of Civil and Environmental Engineering, Chalmers University of Technology; ACE 2017-0318	Partial renewal of granular activated carbon biofilters for improved drinking water treatment
2018	Vinas V.	Lic - Lic - Department of Civil and Environmental Engineering, Chalmers University of Technology.	Assessing the health consequences of deficiencies in water distribution networks - A basis for future network management
2019	Bergion V.	PhD / Department of Architecture and Civil Engineering, Chalmers University of Technology, ISBN 978-91-7905-182-2. PhD thesis 4649	Risk-Based Decision Model for Microbial Risk Mitigation in Drinking Water Systems

Konferensartiklar			
År	Författare	Konferens	Titel på artikel
2015	Johansson V., Sokolova E.	The International Association for Hydro-Environment Engineering Research (IAHR) World Congress	Modelling fate and transport of Escherichia coli and Cryptosporidium spp. using Soil and Water Assessment Tool
Presentationer (med abstract)			
År	Presentatör	Konferens/seminarium	Titel på presentation
2014	Rosén, L., Pettersson, T., Lindhe, A., Sokolova, E., Bondelind, M., Malm, A., Bergstedt, O., Sörén, K., Murphy, K., Sjöling, Å., Toljander, J., Lång, L-O., Moona, N.	The 9th Nordic Drinking Water Conference. Helsinki, Finland.	RiBS: Risk-based Decision Support for Safe Drinking Water.
2015	Rosén L., Pettersson T., Lindhe A., Sokolova E., Bondelind M., Malm A., Bergstedt O., Sörén K., Sjöling Å., Murphy K., Johansson V., Toljander J., Lång L-O., Moona N.	Tredje nationella dricksvattenkonferensen. Uppsala, Sweden.	Riskbaserat beslutsstöd för säkrare dricksvatten.
2015	Johansson V., Rosén L., Lindhe A., Åström J., Sokolova E., Lång L-O.	International Association of Hydrogeologists (IAH) International Congress, Rome, Italy	A decision support framework for managing microbial risks in groundwater supply systems
2015	Johansson V., Rosén L., Lindhe A., Åström J., Sokolova E., Lång L-O.	Grundvattendagarna 2015, Göteborg	Beslutsstöd för hantering av mikrobiella risker i grundvattensystem för dricksvattenproduktion – Koncept och ramverk
2015	Sokolova E., Johansson V., Sjöling Å., Sörén K., Pettersson TJR.	Tredje nationella dricksvattenkonferensen. Uppsala.	RiBS: Risk-baserat beslutsstöd för säkert dricksvatten – Råvatten
2015	Sokolova E., Sternberg Lewerin S., Lindström G., Pers C., Strömqvist J., Johansson V., Pettersson TJR., Sjöling Å., Sörén K.	WaterMicro: 18th international symposium on health-related water microbiology	Water quality modelling provides decision support to mitigate the spread of zoonotic pathogens through water to people and animals
2015	Heibati, M., Stenroth, K., Delin, M., Eriksson, F., Toljander, J., Simonsson, M., Sæve-Söderbergh, M. & Murphy, K.	Tredje nationella dricksvattenkonferensen. Uppsala.	Fluorescensspektroskopi som metod för att övervaka mikrobiologiska risker på distributionsnätet.
2016	Heibati, M., Stenroth, K., Toljander, J., Stedmon, C. & Murphy, K. (2016).	The 10th Nordic Drinking Water Conference. Reykjavik, Iceland.	Natural Organic Matter as a potential indicator of microbial risks in a drinking water network.
2016	Sokolova E., Bergion V., Bodlund I., Dahlberg K., Wängdahl S., Sörén K., Wahlström H., Sternberg Lewerin S., Lindström G., Pers C., Strömqvist J., Guzman Otazo CJ., Chuquimia OD., Sjöling Å., Pettersson TJR.	The 10th Nordic Drinking Water Conference. Reykjavik, Iceland.	Water quality modelling and monitoring microbial concentrations in drinking water sources
2016	Moona N., Murphy K., Bondelind M., Bergstedt O., Pettersson T.	The 10th Nordic Drinking Water Conference. Reykjavik, Iceland.	Natural organic matter (NOM) removal by modifying granular activated carbon filter using simple operational strategy
2016	Bergion V., Rosén L., Sokolova E., Lindhe A., Lång, L-O., Sörén K.	The 10th Nordic Drinking Water Conference. Reykjavik, Iceland.	Comparison of mitigation measures for microbial risk reduction using cost-benefit analysis for decision support
2016	Rosén, L., Pettersson, T., Lindhe, A., Sokolova, E., Bondelind, M., Malm, A., Bergstedt, O., Sörén, K., Murphy, K., Sjöling, Å., Toljander, J., Lång, L-O., Moona, N.	The 10th Nordic Drinking Water Conference. Reykjavik, Iceland.	RiBS: Risk-based Decision Support for Safe Drinking Water
2016	Bergion V., Rosén L., Lindhe A., Sokolova E.	Society for Risk Analysis Annual Meeting, San Diego, USA	Combining Quantitative Microbial Risk Assessment and Disability Adjusted Life Years to estimate Microbial Risk Reduction for Cost-Benefit Analysis in Drinking Water Systems
2017	Bergion V., Lindhe A., Rosén L., Sokolova E.	International Water Association – Embrace the Water, a Cities of the Future Conference	Quantifying health effects of microbial risk reduction measures in a changing climate for cost-benefit analysis (Round-table discussion, 15 min presentation + 15 min discussion)
2017	Bergion V., Rosén L., Lindhe A., Sokolova E.	Forskning och innovation för säkert dricksvatten	Kostnads-nyttoanalys av riskreducerande åtgärder för säker dricksvattenförsörjning

2017	Sokolova E.	Forskning och innovation för säkert dricksvatten	Om patogener i en svensk vattentäkt - om modellering och validering
2018	Bergion V., Lindhe A., Sokolova E., Rosén L.	The 11th Nordic Drinking Water Conference. Oslo, Norway	Economic valuation of health risk reduction in drinking water systems
2018	Bergion V., Lindhe A., Sokolova E., Rosén L.	International Water Association - World Congress & Exhibition	Economic valuation of health benefits for cost-benefit analysis in drinking water systems
2018	Moona N., Murphy K., Bondelind M., Bergstedt O., Pettersson T.	International Water Association - World Congress & Exhibition	Partial replenishment of biological activated carbon filters to improve natural organic matter removal
2018	Rosén L., Lindhe A., Bergion V., Sokolova E., Lång L-O., Sköld N-P.	The 11th Nordic Drinking Water Conference. Oslo, Norway	Comprehensive calculations of microbial risks in drinking water systems
2018	Bergion V.	FOI-konferens, Malmö	Ekonomisk värdering av reducerad hälsorisk
2018	Vinas V.	FOI-konferens, Malmö	Assessment of microbial risks and associated health risks in the distribution
2018	Moona, N.	FOI-konferens, Malmö	Removal of natural organic matter in biologically activated carbon (BAC) filters
2018	Sami Islam M.	FOI-konferens, Malmö	Sensorer på ledningsnätet
Övriga presentationer (inbjuden som talare vid seminarier, i kurser, övriga möten mm.)			
År	Presentatör	Seminarium/möte	Titel på presentation
2015	Johansson V., (Åström J.)	Seminarium - Göteborg kretslopp och vatten	GIS-baserad spridningsmodellering av parasiter i ytvattentäkter
2015	Bergion V., Sokolova E.	SVU 25 år	Smittämnen i ytvatten - beslutsstöd och transport
2015	Bergion V.	DRICKS seminar 2015 (Luleå)	Grundvattenrisker - hur bedömer vi dessa
2015	Rosén L.	SVU 25 år	Beslutsstödsmodeller - hur fungerar det och vilken nytta har dricksvattenproducenter?
2016	Moona N., Murphy K., Bondelind M., Bergstedt O., Pettersson T.	DRICKS seminar 2016 (Malmö)	Lukt och smakproblem vid ytvattenförsörjning
2016	Moona N., Murphy K., Bondelind M., Bergstedt O., Pettersson T.	DRICKS seminar 2016 (Gävle)	Natural organic matter (NOM) removal by modifying granular activated carbon filter using simple operational strategy
2016	Bergion V.	DRICKS seminar 2016 (Malmö)	Grundvattenrisker - hur bedömer vi dessa
2018	Pettersson, T.J.R.	ProtoRisk Workshop 2018 (Durban)	DRICKS - QMRA, improving BAC filters, health risk in distribution networks
2018	V. Bergion, A. Lindhe, L. Rosén and E. Sokolova	ProtoRisk Workshop 2018 (Durban)	Quantifying health effects of microbial risk reduction measures in a changing climate for cost-benefit analysis
2018	Bondelind, M	ProtoRisk Workshop 2018 (Durban)	On drinking water treatment performance of different microbial barriers in the Swedish context
Rapporter			
År	Författare	Utgivare av rapport/antal sidor	Titel på rapport
2015	Åström J, Johansson, V	Svenskt Vatten Utveckling, SVU 2015-07	GIS-baserad spridningsmodellering av parasiter i ytvattentäkter
2018	Bergion. V.	Svenskt Vatten Utveckling, SVU 2018-12	Beslutsmodell för mikrobiella dricksvattenrisker, Verktyg för åtgärdsprioritering



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