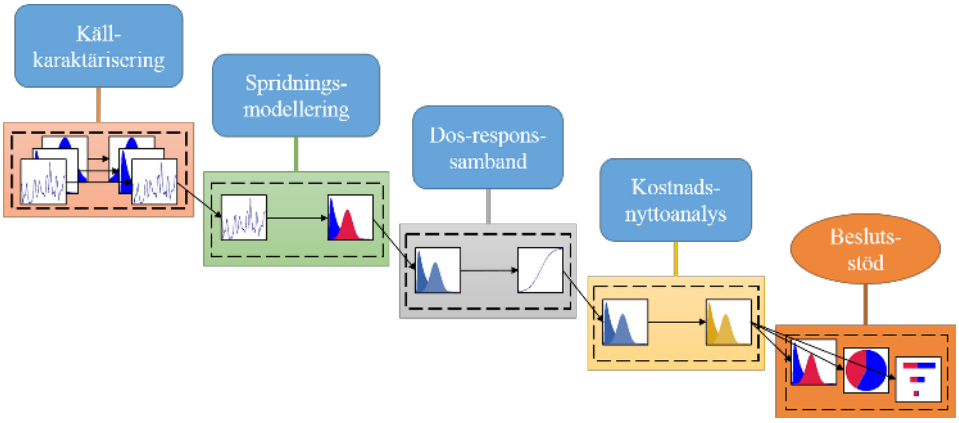
Rapport Nr 2018-12

Beslutsmodell för mikrobiella dricksvattenrisker

Verktyg för åtgärdsprioritering

Viktor Bergion



Svenskt Vatten Utveckling

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.

Svenskt Vatten
Utveckling

Bibliografiska uppgifter för nr 2018-12

Rapportens titel:	Beslutsmodell för mikrobiella dricksvattenrisker. Verktyg för åtgärdsprioritering
Title of the report:	A risk-based model for prioritisation of risk reduction measures in drinking water systems – model development, microbial risks
Författare:	Viktor Bergion, Chalmers tekniska högskola
Rapportnummer:	2018-12
Antal sidor:	50
Sammandrag:	En riskbaserad beslutsmodell har utvecklats för att samhällets resurser ska kunna användas så effektivt som möjligt när det gäller åtgärder för att minska de mikrobiella riskerna i dricksvattensystemen. Modellen kombinerar kvantitativ mikrobiell riskbedömning med kostnads-nyttoanalys. Den tillämpas i en fallstudie för Vombsjöns dricksvattensystem.
Abstract:	A summary of Viktor Bergion's licentiate thesis, in Swedish. A risk-based decision model was developed, combining quantitative microbial risk assessment and cost-benefit analysis. The decision model was applied in a case study.
Sökord:	Beslutsstöd, transportmodellering, kvantitativ mikrobiell riskbedömning (QMRA), kostnads-nyttoanalys, dricksvattensystem, patogener, mikrobiell risk
Keywords:	Decision support, contaminant modelling, quantitative microbial risk assessment (QMRA), cost-benefit analysis, drinking water system, pathogens microbial risk
Målgrupper:	Dricksvattenproducenter, beslutsfattare, riskbedömare
Omslagsbild:	Illustration av beslutsmodellen (Viktor Bergion)
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens webbplats www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2018
Utgivare:	Svenskt Vatten AB
	© Svenskt Vatten AB
Om projektet	
Projektnummer:	13-102
Projektets namn:	Riskbaserat beslutsstöd för säkert dricksvatten
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling, DRICKS

Layout: Bertil Örtenstrand, Ordförrådet AB.

Förord

I denna rapport presenteras en svensk sammanfattning av Viktor Bergions licentiatavhandling. Arbetet har genomförts vid Chalmers, inom ramen för DRICKS (www.dricks.chalmers.se), som del av forskningsprojektet *Riskbaserat beslutsstöd för säkert dricksvatten (RiBS)* finansierat av Svenskt Vatten Utveckling.

Arbetet exemplifieras i en fallstudie där en jämförelse och utvärdering av riskreducerande åtgärder i Vombsjöns dricksvattensystem genomförs. Licentiatavhandlingen presenterades vid ett seminarium den 21 april 2017 på Chalmers tekniska högskola, Institutionen för bygg- och miljöteknik (numer Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik).

Den bakomliggande licentiatavhandlingen nås via Chalmers öppna publikationsdatabas (CPL, https://publications.lib.chalmers.se/rweb/index.xsql?personID=johvik), och består av två vetenskapliga artiklar tillsammans med en sammanknytande text. Huvuddelen av den svenska sammanfattningen har gjorts av Viktor Bergion. Handledarna från Chalmers tekniska högskola, Lars Rosén, Andreas Lindhe och Ekaterina Sokolova, har bidragit till textens utformning. Bidrag från ytterligare medförfattare (Johan Åström, Tyréns AB och Kaisa Sörén, Sveriges veterinärmedicinska anstalt) till den ena av de två artiklarna, samt diskussioner med Lars-Ove Lång (Sveriges geologiska undersökning) ligger också till grund för delar av arbetet.

September 2018

Viktor Bergion

Innehåll

Sammanfattning **6**

Summary **7**

1 Introduktion **8**

1.1 Syfte 9

2 Bakgrund **10**

2.1 Riskkonceptet 10

2.2 Dricksvattensystem och hanteringen av mikrobiella risker 12

2.3 Riskhantering i relation till en beslutsprocess 19

3 Risk-baserad beslutsstödsmodell **22**

3.1 Källkaraktärisering 22

3.2 Spridningsmodellering 24

3.3 Dos-responssamband 25

3.4 Kostnads-nyttoanalys (KNA) 26

4 Tillämpning av beslutsstödsmodellen **29**

4.1 Identifiering av referensalternativoch åtgärdsalternativ 29

4.2 Identifiering av effekter för respektive åtgärdsalternativ 30

4.3 Kvantifiering av effekter för respektive åtgärdsalternativ 31

4.4 Fastställande av tidshorisont och diskonteringsränta 31

4.5 Kostnads-nyttoanalys 31

5 Diskussion **34**

5.1 Källkaraktärisering 34

5.2 Spridningsmodellering 34

5.3 Dos-responssamband 35

5.4 Kostnads-nyttoanalys (KNA) 36

5.5 Känslighetsanalys 36

5.6 Beslutsstöd för dricksvattensektorn 37

6 Slutsatser **38**

7 Referenser **39**

Sammanfattning

En riskbaserad beslutsmodell har utvecklats för att samhällets resurser ska kunna användas så effektivt som möjligt när det gäller åtgärder för att minska de mikrobiella riskerna i dricksvattensystemen. Modellen kombinerar kvantitativ mikrobiell riskbedömning med kostnads-nyttoanalys. Den tillämpas i en fallstudie för Vombsjöns dricksvattensystem.

Rapporten är en sammanfattning av Viktor Bergions licentiatavhandling vid Chalmers tekniska högskola. Han har utfört arbetet inom ramen för forskningsprogrammet DRICKS och som en del av projektet Riskbaserat beslutsstöd för säkert dricksvatten (RiBS) finansierat av Svenskt Vatten Utveckling.

Sjukdomsalstrande organismer (patogener) som bakterier, virus och protozoer kan spridas via dricksvattensystemets olika delar: vattentäkt, vattenverk och distributionssystem. De kan komma från bland annat avloppsutsläpp och gödselspridning, och spridas till dricksvattenkonsumenterna på grund av otillräcklig rening i vattenverket. Patogener som sprids via dricksvattnet kan orsaka stora kostnader för samhället.

Att minska de mikrobiella riskerna och upprätthålla en strukturerad riskhantering är grundläggande för att säkerställa dricksvattenförsörjningen. Det handlar om att dels bedöma riskerna, dels utvärdera lämpliga åtgärder för att minska riskerna. Men riskreducerande åtgärder kan vara kostsamma, och därför är det nödvändigt med ett transparent och strukturerat beslutsstöd för att samhällets resurser ska användas effektivt.

I rapporten presenteras en riskbaserad beslutsmodell som kan hjälpa dricksvattenproducenterna att prioritera åtgärder för att minska de mikrobiella riskerna i systemen. Modellen kombinerar kvantitativ mikrobiell riskbedömning (QMRA) med kostnads-nyttoanalys. Genom QMRA kartlägger man de mikrobiella riskerna i dricksvattensystemet genom att karaktärisera källor, modellera spridning och visa på dos-responssamband. Tillsammans med kostnads-nyttoanalysen blir det en beslutsmodell som ger en samhällsekonomisk analys av åtgärdsalternativen.

Beslutsmodellen fokuserar på de positiva hälsoeffekter som uppnås genom åtgärdsalternativen, och hälsoeffekterna uttrycks i monetära termer. Samtidigt tar man hänsyn till icke-hälsorelaterade nyttor, till exempel miljömässiga och sociala nyttor. Modellen är probabilistisk, vilket innebär att osäkerheter i underlagsdata hanteras i beräkningarna och presenteras som en del av resultaten. Författaren betonar styrkorna med att kombinera metoder från olika discipliner för att skapa beslutsstöd och optimera användningen av samhällets resurser.

Summary

Society trust that robust and sustainable drinking water systems deliver safe drinking water now and to future generations. Waterborne pathogens cause discomfort and inflict large costs to society. It is essential to reduce microbial risks and to maintain a structured risk management of these systems in order to ensure a safe drinking water supply in a changing environment. Risk reduction measures can be costly and the use of a structured and transparent decision support is needed to use societal resources efficiently. This report present a risk-based decision support model that enables comparison and evaluation of microbial risk mitigation measures in drinking water systems. The decision support model combines quantitative microbial risk assessment and cost-benefit analysis. Uncertainties are included by means of Monte Carlo simulations using a probabilistic approach. The decision support model focus on the health effects obtained by risk reduction measures and the monetisation (to put a monetary value of the health effects) of these effects. At the same time, additional non-health effects are also accounted for. These additional effects, either monetised or non-monetised are an important part of the cost-benefit analysis. Using a probabilistic Monte Carlo simulations facilitates an uncertainty analysis that will strengthen the decision support for the decision maker. The risk-based approach used in the decision support model help map microbial risks and thus provide valuable information for the drinking water producers. The decision support model was applied in a case study of the drinking water system in Lake Vomb in the south parts of Sweden. The strength of combining methods from different disciplines to create decision support is illustrated, highlighting the importance of optimising the use of societal resources. The decision support model will aid drinking water producers when implementing microbial risk reduction measures.

1 Introduktion

Rent dricksvatten är grundläggande för människors hälsa och välmående. Trots detta använder fortfarande en halv miljard människor runt om i världen dricksvatten från oskyddade brunnar, vattentankar/tankbilar eller helt obehandlat ytvatten (United Nations 2015, WHO/UNICEF 2017). FN har antagit 17 hållbarhetsmål som skall uppnås fram till år 2030, varav flera är kopplade till just dricksvatten och hälsa (United Nations 2016). Merparten av arbetet med dessa hållbarhetsmål kommer att behöva genomföras i områden som helt saknar övervakade dricksvattensystem och där dricksvattenresurserna är utsatta för utsläpp från oreglerade verksamheter. För att nå upp till målen i en värld som dessutom präglas av en växande befolkning och klimatutmaningar krävs också stora insatser för att se till att redan befintliga dricksvattensystem i vår del av världen fungerar och kommer fungera i framtiden. Det är viktigt att dessa dricksvattensystem kan bidra till en säker och pålitlig vattenförsörjning. Riskhantering, som inkluderar både bedömning av risknivåer i dricksvattensystemen och utvärdering av lämpliga åtgärder när det är nödvändigt, spelar en nyckelroll i arbetet med att säkra en hållbar vattenförsörjning idag och för framtida generationer.

Likt vägnät, kollektivtrafik och elektricitet, är vattenförsörjning en infrastruktur som används dagligen av många, om inte alla människor. Trots att vattenförsörjningen fått ett större medialt utrymme, tas det fortfarande för givet här i Sverige att det ska finnas rent vatten när man vrider på kranen. Dricksvattensystemen, i form av vattenreningsverk och distributionssystem tillsammans med avrinningsområden och naturliga vattenresurser, utgör en livsförsörjande infrastruktur som måste säkras och skyddas. Riskhantering av dessa system än mer nödvändigt för att undvika att smittor sprids via vattnet och på så sätt minska hälsorisker hos dricksvattenkonsumeter.

Både sporadiska sjukdomsfall och större sjukdomsutbrott kan spåras till vattenburen smitta. Länken mellan specifika vattenkällor och sjukdomsutbrott identifierades redan på mitten av 1800-talet under koleraepidemier i London (The John Snow Society 2016). I modern tid utmärker sig *Cryptosporidium*-utbrottet i Milwaukee internationellt, 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 påverkas och samhällskostnaderna uppskattades till ungefär 220 miljoner kronor (inkluderat kostnader för obehag) (Lindberg et al. 2011) Inte bara *Cryptosporidium* har orsakat vattenburna sjukdomsutbrott, det finns dokumenterade fall med andra sjukdomsalstrande organismer, exempelvis norovirus, *Giardia* och *Campylobakter*.

Mikrobiella risker från patogener är ständigt närvarande i dricksvattenproduktionen. För att minska dessa risker, och därigenom säkerställa en hög dricksvattenkvalitet samt uppnå en acceptabel risknivå, är riskhantering

och implementering av tillhörande riskreducerande åtgärder helt grundläggande. En acceptabel risknivå ska vara baserad på människors hälsa och samtidigt beakta lokala (sociala, kulturella, miljömässiga, ekonomiska), institutionella, tekniska och finansiella aspekter (WHO 2011b).

Samhällets resurser är begränsade och måste användas och fördelas på ett rättvist sätt. När riskreducerande åtgärder ska implementeras måste kostnader och nyttor för respektive åtgärd vägas mot varandra. För att använda samhällets resurser på ett effektivt sätt måste möjliga åtgärdsalternativ vägas mot varandra utifrån ett samhällsperspektiv. Kostnads-effektivitetsanalys (KEA) och kostnads-nyttoanalys (KNA) är två etablerade metoder för att utvärdera och jämföra åtgärdsalternativ (Cameron et al. 2011). I riskhantering kan KEA beskrivas svara på frågan: ”Hur kan vi minska risken till en specifik risknivå till lägst kostnad”. En KNA kan beskrivas med frågan: ”Vilket alternativ, och därmed vilken risknivå, är det samhällsekonomiskt mest lönsamma alternativet när interna och externa kostnader och nyttor jämförs?”

Åtgärder för att minska mikrobiella risker genererar i många fall både hälsonyttor och andra nyttor (miljömässiga och sociala) (Hutton 2001). Därför är det viktigt att beslut om vilket åtgärdsalternativ som ska implementeras fattas med beslutsstöd som använder en bred ansats som tar hänsyn till olika typer av nyttor. En KNA är en metod för att uppnå detta holistiska beslutsstöd, där hälsonyttor lyfts fram samtidigt som andra nyttor vägs in. Kvantitativ mikrobiell riskanalys (QMRA) (beskrivs i avsnitt 2.2 *Dricksvattensystem och hantering av mikrobiella risker*), kan beskriva och kvantifiera de hälsonyttor som riskreducerande åtgärder resulterar i och ge underlag till en KNA (WHO 2016). Att kombinera probabilistiska metoder för QMRA med KNA för att generera beslutsstöd är ovanligt, men förordas av Världshälsoorganisationen (WHO 2001).

1.1 Syfte

I denna rapport beskrivs ett riskbaserat beslutsstöd för att jämföra riskreducerande åtgärder i dricksvattensystem. Beslutsstödet använder probabilistiska metoder och kombinerar mikrobiell riskbedömning med kostnadsnyttoanalys. Specifika mål med mer arbetet är:

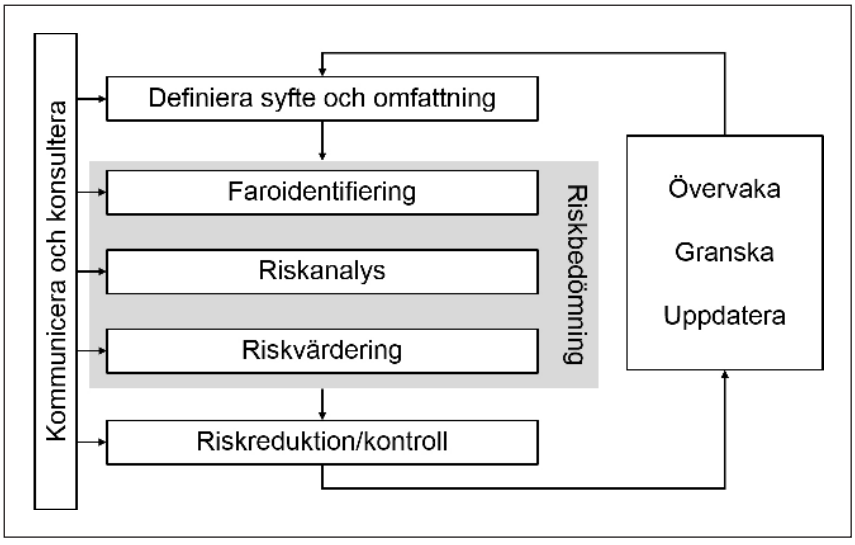
- etablera ett ramverk för riskbaserat beslutsstöd
- beskriva metod för att kombinera källkaraktärisering, transportmodellering av mikrobiella föroreningar och kvantitativ mikrobiell riskbedömning med en kostnadsnyttoanalys
- skapa en riskbaserad beslutsstödsmodell
- ta hänsyn till osäkerheter i indata samt beskriva hur dessa inkluderas och vilka effekter dessa har på resultaten från beslutsstödsmodellen

Först ges en bakgrund till riskkonceptet, hälsovärdering och beslutsprocessen. Därefter beskrivs beslutsstödsmodellen mer i detalj. För ingående beskrivningar av vissa av de ingående delarna hänvisas till vetenskapliga publikationer.

2 Bakgrund

2.1 Riskkonceptet

Uppfattningen av och associationer kopplat till osäkerheter och riskkonceptet kan variera över tid, mellan kulturer och mellan individer. Till skillnad från tidiga civilisationer, där osäkerheter gällande naturkatastrofer, skördar, sjukdomsutbrott och krig ofta tillskrevs övernaturliga makter, har dagens samhälle och den snabba tekniska utvecklingen av tekniska system introducerat en rad matematiska begrepp och verktyg för att beskriva osäkerheter och risk (Zachmann 2014). Kaplan & Garrick (1981) introducerade med sin definition av risk[1] relationen mellan risk och osäkerheter medan termen *osäkerheter* lyftes in i riskkonceptet först senare (e.g. Aven 2010, 2012b). För en överblick av utvecklingen av riskkonceptet och relaterade definitioner, se exempelvis Aven (2012b) och (Rosén et al. 2007). Internationella standardiseringsorganisationen (ISO) beskriver risk som *osäkerheters effekt på måluppfyllnad* (ISO 2009a). I denna rapport används definitionen att risk är en kombination av konsekvenser och sannolikheter enligt t.ex. ISO/IECs ramverk (IEC 1995, ISO/IEC 2009). ISOs standard (ISO/IEC 2009) för riskhantering baseras på tre steg. *Principer* är första steget, där en organisation beslutar sig för att använda riskhanteringsprinciperna och implementera ett angreppssätt för riskhantering. *Ramverket* beskriver hur riskarbetet byggs upp, implementeras, struktureras och hur riskhanteringen undergår granskning som leder till ständig förbättring. *Process* är det sista steget och är själva riskhanteringsprocessen, med underliggande uppbyggnad, riskbedömning och riskhantering. Figur 1 visar riskhanteringsprocessen enligt ISOs standard (ISO 2009a)



Figur 1 Riskhanteringsprocessen enligt ISO (2009a).

[1] Enligt Kaplan & Garrick kan risk sammanfattas med tre frågor: *Vad kan hända?, Vad är sannolikheten för att det händer?* och *Vad blir konsekvenserna om det händer?*

Riskhanteringsprocessen

Nedan beskrivs kortfattat innebörden av riskhanteringsarbetets olika steg. Varje steg kopplar till överblicken i figur 1. En närmre beskrivning av dricksvattensystem och hur riskhanteringsprocessen relaterar till mikrobiella risker i dricksvattensystem finns nedan i avsnitt 2.2 *Dricksvattensystem och hantering av mikrobiella risker*.

Definition av syfte och omfattning: Att beskriva faktorer som ska ingå i riskhanteringen och vilket problem som ska analyseras är den initierande delen av riskhanteringsprocessen. I detta arbete kan det i vissa fall också ingå att välja t.ex. acceptanskriterier, mot vilka risker jämförs.

Faroidentifiering: Faror (även kallat riskkälla el. riskobjekt) identifieras och beskrivs. Dessutom beskrivs skyddsobjekt samt oönskade händelser. Oönskade händelser är en händelse som leder till att en fara påverkar ett skyddsobjekt.

Riskanalys: Risken är kombinationen av sannolikhet och konsekvens av oönskade händelser. Uppskattning av sannolikheter och konsekvenser samt att skapa en förståelse för riskbilden ingår i riskanalysen.

Riskvärdering: Acceptans- och eller toleransnivåer definieras och kopplas till de riskkriterier som definierades i riskanalysen. Förslag till åtgärder för att minska risker tas fram och analyseras.

Riskreduktion/kontroll: Som respons till riskvärderingen vidtas riskreducerande eller rikskontrollerande åtgärder. Generellt används förebyggande åtgärder för åtgärder som begränsar sannolikheten för en risk, och förberedande åtgärder för åtgärder som avser begränsa konsekvenserna av en risk (Livsmedelsverket 2007).

Riskbedömning, är den övergripande termen för faroidentifiering, riskanalys och riskvärdering.

Som en del av riskhanteringsramverket sker övervakning, granskning, uppdatering, dokumentation och ständig förbättring av riskhanteringsprocessen.

I denna rapport hanteras risker relaterade till patogener i dricksvattensystem. I dricksvattensystem är faror exempelvis avloppsreningsverk, enskilda avlopp, betande och vilda djur. Oönskade händelser är exempelvis bräddningar, undermålig rening i enskilda avlopp, meteorologiska förhållanden som leder till att råvatten kontamineras av fekalier från djur i avrinningsområdet m.m. Oönskade händelser kan också vara relaterat till fallerande processer i reningsverket eller händelser på distributionssystemet. För att kvantifiera risker kombineras sannolikheten för att en oönskad händelse inträffar och konsekvenserna om den skulle inträffa.

Begreppen som används för att beskriva de olika delarna av det riskrelaterade arbetet skiljer sig åt beroende på ämnesområde och sammanhang. Riskbedömning (bestående av de specifika delarna: riskidentifiering, uppskattning av sannolikheter och konsekvenser för identifierade risker samt riskvärdering) används dock på ungefär likande sätt inom olika områden och är också fokus i denna rapport.

Osäkerheter

Osäkerheter delas ofta upp i aleatoriska (till följd av naturliga variationer) och epistemiska (till följd av brist på kunskap) (Bedford & Cooke 2001). Tvetydighet och vaghet i språkhantering och terminologi beskrivs som en tredje variant av osäkerhet (lingvistisk osäkerhet) (Beven 2010), men kommer inte inkluderas i denna rapport. Dricksvattensystem är komplicerade och innefattar både aleatorisk och epistemisk osäkerhet. Aleatoriska osäkerheter är exempelvis orsakade av nederbördsvariationer eller huruvida patogener finns närvarande i ett vattendrag. Dessa osäkerheter kan inte reduceras, men beskrivas med statistiska mått (NHMRC 2011). Epistemiska osäkerheter orsakas exempelvis av brist på kunskap om de statistiska parametrar som beskriver aleatoriska osäkerheter eller hur samband i en modell ser ut. Epistemiska osäkerheter kan reduceras genom att få bättre kunskap. Dessa osäkerheter kan ofta beskrivas genom expertkunskap (Bedford & Cooke 2001). Ur ett beslutsfattarperspektiv kan det dock vara av intresse att skilja på osäkerheter som går att reducera (epistemiska) och de som inte går att reducera (aleatoriska) (Bedford & Cooke 2001). Skillnaden mellan aleatoriska och epistemiska osäkerheter är inte alltid tydlig och inom riskhantering kan båda kvantifieras genom att använda sannolikhet som mått.

Det finns olika sätt att hantera osäkerheter på. Det frekventistiska och det Bayesianska synsättet är de vanligaste. Frekventistiska metoder undersöker observationer och mätdata för att kvantifiera sannolikheter och olika statistiska parametrar, såsom medelvärde, standardavvikelse, mm. Osäkerheterna i dessa uppskattningar kan beskrivas statistiskt (exempelvis i form av konfidensintervall för medelvärde). Bayesianska metoder använder sig av subjektiva bedömningar för att beskriva sannolikheter, statistiska parametrar och osäkerheter (Aven 2012a). Ett Bayesianskt synsätt implementerar också en uppdatering allt eftersom mer information, exempelvis i form av mätdata, finns tillgänglig. När det finns mycket mätdata ger frekventistiska och Bayesianska metoder samma resultat. Den fundamentala skillnaden är att ett frekventistiskt synsätt försöker beskriva en objektiv sannolikhet medan ett Bayesianskt synsätt beskriver subjektiva sannolikheter, där också erfarenhet och expertkunskaper vägs in. På ett praktiskt plan behöver dock inte skillnaderna vara särskilt stora och ofta blandas frekventistiska och Bayesiska metoder (Aven 2012a).

För att kunna inkludera både expertbedömningar och nyttja befintliga mätdata hanteras osäkerheter i beslutsstödsmodellen både genom frekventistiska och Bayesianska metoder.

2.2 Dricksvattensystem och hanteringen av mikrobiella risker

Dricksvattensystem

Dricksvattensystem delas traditionellt upp tre delar: avrinningsområde (inklusive vattentäkt), vattenreningsverk och distributionssystemet (Hokstad et al. 2009, Lindhe 2010). Ibland inkluderas dricksvattenkonsumenten som en fjärde del (NHMRC 2011). I Sverige produceras ungefär halva

volymen dricksvattnen från ytvatten och andra halvan från grundvatten. Ytvattenverk försörjer ofta ett stort antal konsumenter medan grundvattenverk ofta försörjer ett mindre antal. Mikrobiella riskkällor beskrivs ofta vara närvarande i avrinningsområdet och i distributionssystemet. Åtgärder kan dock implementeras i hela systemet, vid riskkällan, längs spridningsvägen, vid vattenreningsverket eller i distributionssystemet. Nedan beskrivs hur riskhanteringsprocessen relaterar till ett dricksvattensystem.

Syftet med att hantera mikrobiella risker

I många fall är syftet med att hantera mikrobiella risker i dricksvattensystem att reducera risken tillräckligt för att kunna leverera ett säkert dricksvatten. Ofta avgränsas riskhanteringen till att omfatta endast själva dricksvattensystemet (Hokstad et al. 2009, WHO 2011b). Utöver detta kan det också beskrivas vilka beslutsproblem som kommer att behöva hanteras samt vilka kriterier som kommer användas för utvärdering av risken. För mikrobiella risker används ofta hälsobaserade kriterier såsom infektionssannolikhet, funktionsjusterade levnadsår, DALYs (efter engelskans *disability adjusted life years*) eller kvalitetsjusterade levnadsår, QALYs (efter engelskans *quality adjusted life years*). Dessa termer beskrivs närmre under rubriken Riskanalys, *Hälsomått*).

Faroidentifiering – mikrobiella risker i dricksvattensystem

I riskidentifieringen ingår faroidentifiering, beskrivning av skyddsobjekt samt uppskattning av sannolikheter och konsekvenser. Exempel på mikrobiella faror i dricksvattensystem listas i tabell 1.

Tabell 1 Exempel på mikrobiella faror i dricksvattensystem.

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

I dricksvattensystem är mikrobiella risker relaterade till närvaro av patogener. Ur ett vattenproducentperspektiv kan det illustreras genom frågan: Vad är *sannolikheten* för att dricksvattenkonsumenter infekteras av patogener spridda genom dricksvattensystemet och vad blir *konsekvenserna*? Konsekvenserna kan beskrivas exempelvis genom vilka samhällseffekter och slutgiltiga kostnader som uppstår när personer blir infekterade av de aktuella patogenerna.

Patogener delas ofta upp i bakterier, virus och protozoer. Dessa grupper skiljer sig vad gäller exempelvis storlek, överlevnad och motståndskraft mot lika typer av barriärer i vattenverken. Det finns också stora variationer inom respektive grupp. Patogener kan spridas från människa till människa, men också mellan djur och människa, s.k. zoonoser. Därför är det också viktigt att veta huruvida patogenerna kan spridas från djur till människor (tabell 2). Patogenerna i denna tabell har sitt ursprung i fekala källor från antingen människor eller djur. Fekala källor i ett dricksvattensystem kan exempelvis vara avloppsvatten från enskilda avlopp eller avloppsreningsverk, gödselhantering och spridning, betande djur och vilda djur.

Tabell 2 *Lista över några vanliga vattenburna patogener i Sverige, anpassad från WHO (2011b) och Dufour et al. (2012).*

Patogen	Möjligt värddjur
Bakterier:	
Campylobacter jejuni	Nötdjur, svin, tam och vildfågel, hundar och katter
Escherichia coli O157:H7	Nötdjur och andra idisslare
Salmonella enterica (inte S. Typhi)	Fågel, svin, nötdjur, hästar, hundar, katter och vilda djur
Virus:	
norovirus	Möjligtvis
rotavirus	Inte hittat
adenovirus	Inte hittat
Protozoer:	
Cryptosporidium spp.	C. *parvum*[1] har hittats I nötkreatur, men även andra djur
Giardia duodenalis	Nötdjur, bävrar, hundar, men även andra djur

[1] Andra arter av *Cryptosporidium* som kopplas till andra djurarter har i visa fall också visat sig infektera människor.

Vattenburna patogener som inte kopplas till fekala källor, exempelvis *Legionella*, mikrobiella risker kopplat till andra faktorer (biofilm i distributionssystemet) samt fysisk dricksvattenkvalitet (smak, lukt) är inte inkluderade i beslutsstödsmodellen eller i denna rapport.

Riskanalys

Riskanalys av mikrobiella risker kan genomföras med kvalitativa, semi-kvantitativa eller kvantitativa metoder. En kvalitativ analys listar faror och oönskade händelser samt kategoriserar sannolikheter och konsekvenser på ett beskrivande sätt. Semi-kvantitativ analys utökar analysen genom att tillskriva de beskrivna kategorierna av sannolikheter och konsekvenser numeriska värden, vanligen i form av numeriska klasser. I en kvantitativ analys definieras sannolikheter och konsekvenser för oönskade händelser med värden som kan kombineras för att beskriva risken. Risk kan i detta sammanhang beskrivas matematiskt genom att kombinera sannolikhetsfördelningen för att en oönskad händelse inträffar (f_i) med en konsekvensfunktion som beskriver konsekvenserna för den oönskade händelsen (C_i). Risken (R_i) för en specifik oönskad händelse (i) kan beräknas genom ekvation 1:

$$R_i = \int C_i \cdot f_i \cdot ds \quad (1)$$

I dricksvattens ammanhang används både semi-kvantitativa och kvantitativa metoder (NHMRC 2011, WHO 2011b). Resultaten från semi-kvantitativa metoder illustreras ofta genom riskmatriser för att beskriva risknivåer (Hokstad et al. 2009, Lindhe 2010, NHMRC 2011, WHO 2011b). Kvantitativa mikrobiella riskbedömningar (QMRA) använder ofta metoden utvecklad av Haas et al. (2014).

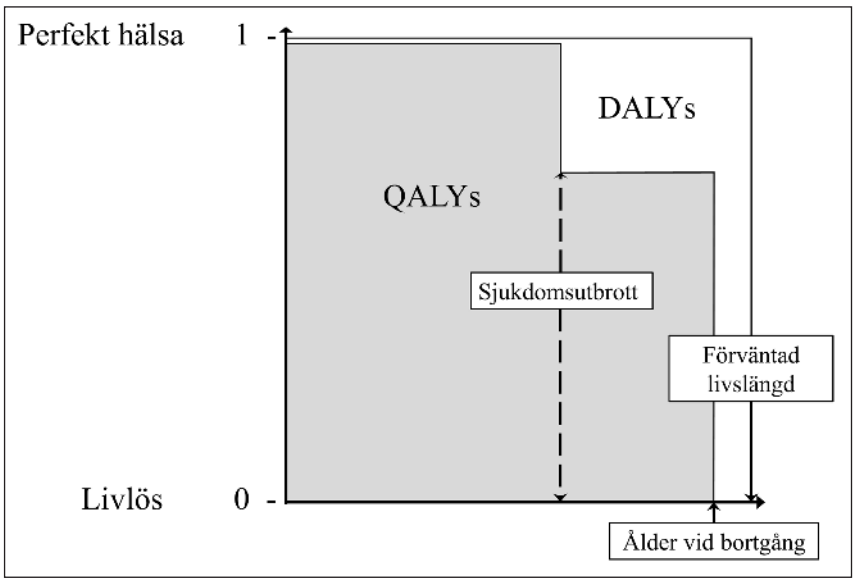
QMRA genomförs vanligtvis I fyra steg: faroidentifiering, bedömning av exponering, dos-responssamband (hälsoeffektbedömning) och riskkaraktärisering (Abrahamsson et al. 2009, WHO 2016). Ett femte steg kopplat till riskreduktion/kontroll kan inkluderas (Haas et al. 2014). Initialt beskrivs syfte, begränsningar samt de faktorer som ingår i analysen. Möjliga riskreducerande åtgärder som analyseras i senare steg kan även specificeras i detta steg. Därefter identifieras skyddsobjekt, faror, oönskade händelser samt vilka spridningsvägar och barriärer som inkluderas i analysen. I tredje steget kombineras patogenhalt i dricksvatten, dricksvattenkonsumtion och dos-responssamband för att uppskatta hälsoeffekter hos dricksvattenkonsumenter. I det avslutande fjärde steget karaktäriseras riskerna genom att kombinera exponeringsbedömningen (infektionssannolikheten) med hälsoeffektbedömning (konsekvenser). Inom dricksvattenproduktion använd ofta infektionssannolikhet som mått på risken och vidare hälsoeffektbeskrivning utelämnas. Det femte steget jämförs risken med en acceptabel eller tolerabel risknivå och behovet av riskreduktion utvärderas (del av riskvärderingen).

Hälsomått

Inom QMRA, exempelvis i QMRA-verktyget (Abrahamsson et al. 2009, Åström et al. 2016) som utvecklats för svenska dricksvattenproducenter, används vanligtvis infektionssannolikhet och DALYs, som mått på hälsoeffekter (WHO 2016).

Infektionsdosen varierar mellan patogener men är också beroende på individers mottaglighet (WHO 2016). Infektionssannolikhet beskrivs med hjälp av dos-responssambanden för populationen för olika patogener. Exempelvis *Cryptosporidium* (DuPont et al. 1995) och norovirus (Teunis et al. 2008) där sannolikheten för att en person ska bli infekterad givet en viss daglig dos beskrivs utifrån infektionsstudier.

För att kombinera infektionssannolikheten med de relaterade hälsoeffekterna används t.ex. DALY som är ett hälsomått som kombinerar för tidig död med funktionsnedsättning/sjukdom under en begränsad tidsperiod (WHO 2001). QALYs (Sassi 2006) är ytterligare ett hälsomått som konceptuellt kan beskrivas som motsatsen, eller inversen till DALYs (Robberstad 2009). Istället för att beskriva funktionsnedsättning eller för tidig död, beskrivs istället livskvalitet. I 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 2.



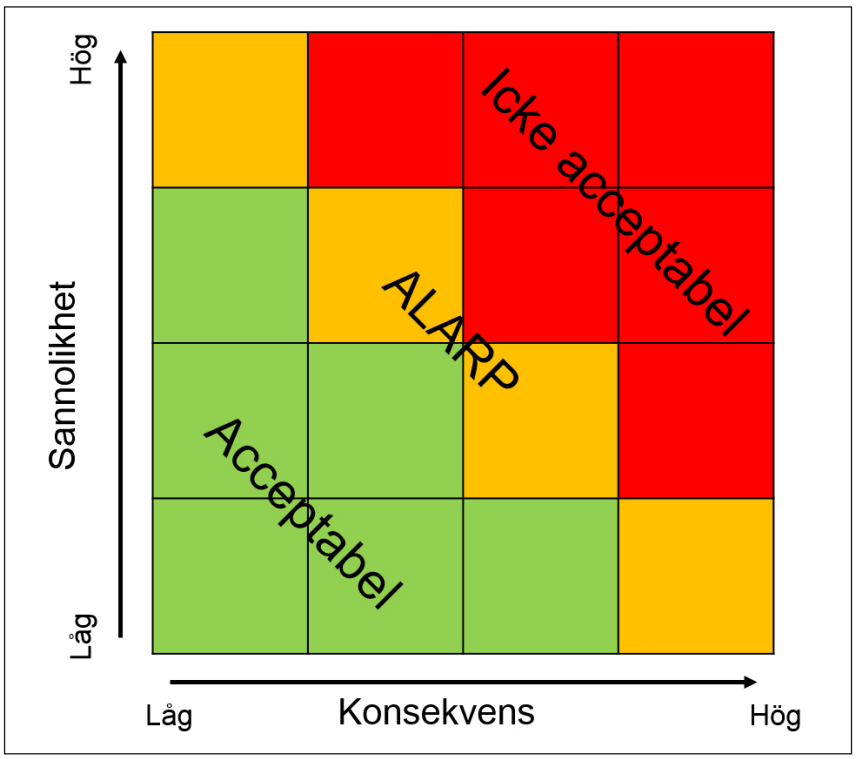
Figur 2 *Konceptuell relation mellan DALYs och QALYs. Vit yta representerar DALYs och grå yta representerar QALYs upplevda under en livstid. Anpassad från Robberstad (2009).*

Riskvärdering

I riskvärderingen bedöms risknivån mot de uppsatta kriterierna, huruvida den är acceptabel eller ej och huruvida riskreducerande åtgärder behövs. Dricksvattensystem kan också bedömas med hjälp av ALARP-principen[2] där varje risk bedöms vara acceptabel, icke acceptabel eller inom ALARP-området (figur 3). Acceptabla risker kan hanteras genom väl utformade rutiner, oacceptabla risker måste reduceras oavsett kostnader och risker inom ALARP-området måste utvärderas från fall till fall. Faktorer som kostnad, tidsåtgång och fysiska svårigheter att reducera risken kan tas med i bedömningen av risker i ALARP-området. Kriterier för acceptans/tolerans påverkas också av lagstiftning, en organisations policy samt riskuppfattning hos aktörer/intressenter. Acceptabla risknivåer bör vara hälsobaserade, ha ett holistiskt angreppssätt och en acceptabel risknivå i dricksvattensystem bör ta hänsyn till andra typer av exponering av patogener utöver dricksvatten. För ytterligare diskussion kring acceptabel/tolerabel risknivå, se Hunter & Fewtrell (2001) för vattenburna sjukdomar och Rosén et al. (2010) för dricksvattensystem som helhet.

I Sverige finns inte några centralt definierade hälsobaserade acceptabla/tolerabla risknivåer kopplade till infektionssannolikhet, DALYs eller QALYs. WHOs har utarbetat nivåer vad gäller infektionssannolikhet (10^{-4} per person och år) (WHO 2016) och DALYs (10^{-6} per person och år) (WHO 2011b). Dessa nivåer bör användas med tillförsikt och anpassas till lokala förhållanden. En nationellt definierad acceptabel risknivå skulle underlätta riskhantering och ge mer lika förutsättningar för att producera ett säkert dricksvatten i Sverige.

[2] As Low As Reasonably Possible (ALARP) principle HSE, 1992. The Tolerability Of Risks From Nuclear Power Stations, Executive, H.S., London.



Figur 3 *Illustration av ALRAP-principen översatt från (Lindhe 2010).*

Identifiering av riskreducerande åtgärder

För varje oönskad händelse finns antingen ingen, en, eller flera åtgärder som reducerar risken. En åtgärd kan också påverka mer än en oönskad händelse (Lindhe et al. 2013). Åtgärder syftar till att undvika, ta bort eller dela risken med andra. Det kan också innebära att organisationen tar en risk för att kunna ta del av andra möjligheter (ISO 2009a).

WHO förespråkar användandet av multipla barriärer, där flera barriärer implementeras i olika delar av dricksvattensystemet för att skapa ett redundant system. Åtgärder kan vara tekniska, exempelvis genom att implementera den senaste tekniken (BAT[3]), nyutvecklad teknik eller att överföra befintlig teknik från andra dricksvattensystem (Niewersch & Burgess 2010). Utbildning, övningar, kommunikation, information, lagstiftning och forskning är andra exempel på åtgärder som kan implementeras i dricksvattensystem (Åström & Pettersson 2010, WHO 2011b). Att identifiera åtgärdsalternativ måste anpassas till respektive dricksvattensystem, men det finns även generella förslag på möjliga åtgärder (Åström & Pettersson 2010, Ball et al. 2010, Menaia et al. 2010, Niewersch & Burgess 2010, NZMH 2014, TECHNEAU 2011). Det finns mycket lite information om metoder som kan användas för att identifiera nya åtgärder eller hur åtgärder bäst anpassas och skräddarsys till ett specifikt dricksvattensystem. För att identifiera åtgärder bör dricksvattenproducenter och experter vara involverade. Det är också fördelaktigt att inkludera multi-, trans-, och interdisciplinära kompetenser samt att kommunicera med aktörer/intressenter och människor med kunskap om det specifika dricksvattensystemet (Rosén et al. 2010).

[3] Best Available Technology (BAT) – Bästa möjliga teknik.

Beslutsanalys

Det finns olika beslutsregler och beslutsstödsmodeller för att välja vilket åtgärdsalternativ som skall implementeras. Multikriterieanalys (MKA) används för att utvärdera komplexa beslutsproblem. MKA prioriterar möjliga alternativ genom att jämföra i vilken mån en åtgärd uppfyller lämpliga kriterier, utan att nödvändigtvis översätta kriterierna till en gemensam enhet (t.ex. monetär) för utvärderingen. Kostnadseffektivitetsanalys (KEA) identifierar det åtgärdsalternativ som når upp till ett specifikt mål till lägst kostnad. KEA används ofta när en viss risknivå måste uppfyllas.

Kostnads-nyttoanalys (KNA) utvärderar vilket åtgärdsalternativ som är samhällsekonomiskt lönsamt, alternativt vilket alternativ som är minst kostsamt. Principiellt har KNA använts i århundraden, medan själva termen med kostnader och nyttor introducerades först under tidigt 1900-tal (Persky 2001). KNA har använts inom en rad områden, exempelvis miljöpolicy, infrastrukturprojekt, marksanering och investeringsstrategier för företag. KNA används som en övergripande term för flera begrepp, som exempelvis samhällsekonomisk konsekvensanalys, samhällsekonomisk kalkyl, samhällsekonomisk bedömning m.m. För diskussioner kring dessa begrepp och skillnader se exempelvis Atkinson & Mourato (2008), SEPA (2008b), och SIKA (2005). I de fall kostnader och nyttor utvärderas från ett samhällsperspektiv används ibland termen samhällsekonomisk kostnads-nyttoanalys (Boardman 2011). I denna rapport har samhällsekonomisk KNA använts. En samhällsekonomisk KNA identifierar och försöker så långt möjligt kvantifiera alla konsekvenser en åtgärd medför på olika samhällsgrupper. Konsekvenser kan vara positiva (nyttor) eller negativa (kostnader). Både monetariserade nyttor och icke monetariserade nyttor ska inkluderas i en samhällsekonomisk KNA (SEPA 2008b), varvid de senare även bör uppskattas i vilken storleksordning, om än inte i faktiska siffror (STA 2016)

Kostnader och nyttor kopplade till implementering av riskreducerande åtgärder i dricksvattensystem kan delas in i hälsonyttor/kostnader och icke hälsonyttor/kostnader (Moore et al. 2010). Möjliga kostnads- och nyttokategorier listas i tabell 3.

Tabell 3 *Exempel på kostnads- och nyttokategorier får åtgärder i dricksvattensystem anpassat utifrån (Baffoe-Bonnie et al. 2008). Notera att det för respektive åtgärd kan finnas andra typer av nyttor och kostnader.*

Kostnadskategorier	**Nyttokategorier**
Investering	Reduktion i drifts/underhållskostnader
Drift	Reduktion i kapitalkostnader
Kapitalkostnader	Minskade avbrott i vattenleverans
Underhåll	Ökat anseende för vattenproducenter
Externa kostnader (utanför en aktörs organisation, exempelvis sociala- och miljöeffekter)	Ökad vattenkvalitet (Hälsonyttor och icke hälsonyttor, exempelvis estetisk vattenkvalitet)
	Externa nyttor (utanför en aktörs organisation, exempelvis sociala- hälso- och miljöeffekter)

Att uttrycka det monetära värdet på kostnader och nyttor är komplicerat. Finns marknadspriser kan dessa användas. Icke marknadsprissatta varor och

tjänster (exempelvis miljö- eller hälsonyttor) har värden som kan kategoriseras som brukar- (direkt och indirekt användning samt optionsvärden) och icke brukarvärden (existens-, arvs- och altruistiska värden). För att ta fram ett monetärt värde på icke marknadsprissatta varor och tjänster kan man använda direkta eller indirekta metoder. Direkta metoder (scenarievärderingsmetoden, experiment, m.m.), använder sig av studier som undersöker människors betalningsvilja i hypotetiska scenarier. Indirekta metoder (Hedoniska prismetoden, Kompensatoriska löneskillnader, resekostnadsmetoden, Cost-of-Illness, m.m.) försöker hitta surrogatmått för värdet på icke marknadsprissatta varor och tjänster genom att undersöka människors verkliga beteende på andra marknader. För mer information av hälsovärdering se exempelvis Birol et al. (2006) och SNIER (2009).

Riskreduktion/kontroll

Riskreduktion/kontroll innefattar en iterativ process att besluta om riskreducerande åtgärder varpå den resulterande risken återigen utvärderas och bedöms acceptabel/tolerabel eller ej. Är risken fortfarande inte acceptabel/tolerabel måste ytterligare riskreducerande åtgärder vidtas (ISO 2009b). Att vidta riskreducerande åtgärder i dricksvattensystem kan innebära betydande investeringar vilket gör att beslut måste genomföras med ett holistiskt synsätt inkluderande både riskbedömning, ekonomiska förutsättningar, tidshorisonter och möjligheten att övervaka de effekter åtgärden medför (WHO 2011a). Beslutsanalysen bidrar med viktigt beslutsunderlag som stöd till beslutsfattare.

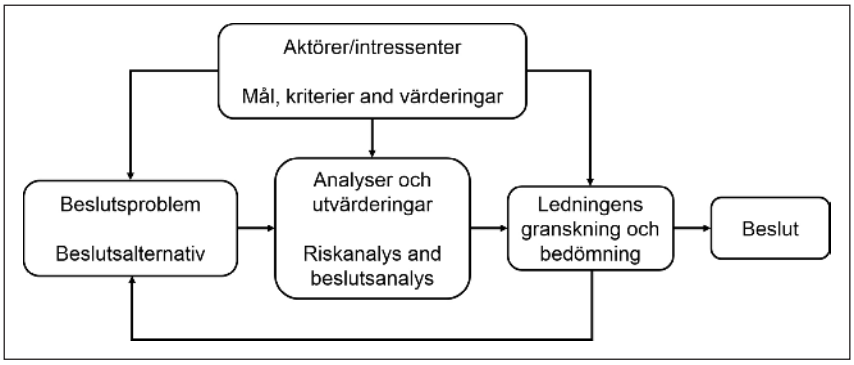
Övervakning

Övervakning och granskning av ett dricksvattensystem är grundläggande för en hållbar riskhantering. Förändringar i policy, målbild och intressenters riskuppfattning måste följas, utvärderas och beaktas. Sådana förändringar kan initieras av forskning, media, politik, påtryckningar från intresseorganisationer m.m. Fysiska förändringar (kort-, och långsiktiga) i själva dricksvattensystemet kopplat till sjukdomsförekomst, riskkällor, exponeringsvägar, beredningsprocesser i vattenverket, distributionssystemet och samansättningen i konsumentgruppen är delar som också bör tas hänsyn till. Förändringarna i dricksvattensystemet kan vara antingen inom (interna) eller utom (externa) riskhanterarens kontroll. Forskningssamarbeten, investeringar eller initieringar av andra samarbeten kan, om det innebär en större förändring av systemet, också kräva en ny, eller en uppdatering av en redan befintlig, riskbedömning. Om nödvändigt måste också andra delar av riskhanteringsprocessen uppdateras.

2.3 Riskhantering i relation till en beslutsprocess

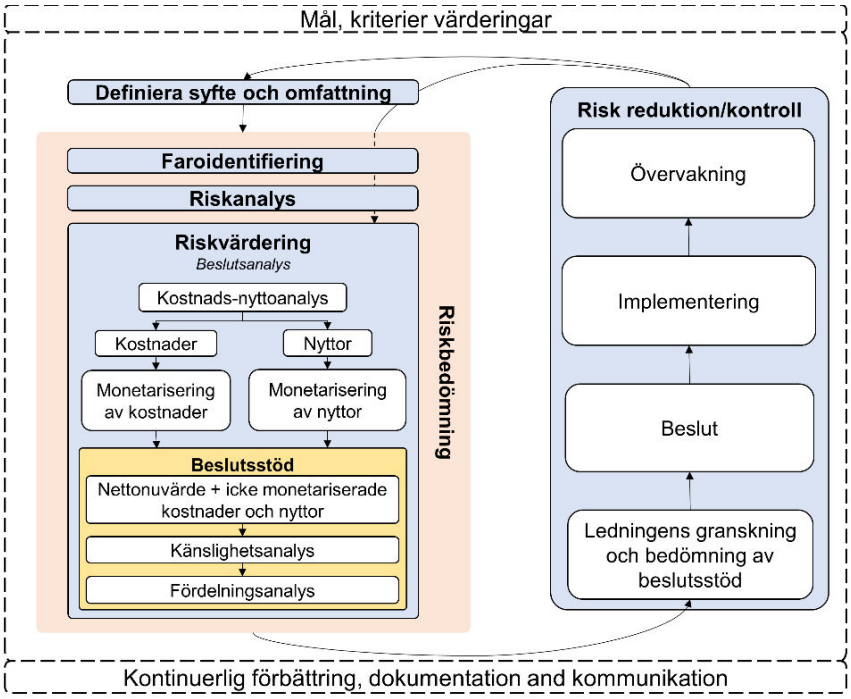
Figur 4 ger en schematisk illustration av beslutsprocessen (Aven 2012a, Rosén et al. 2010). Aktörers/intressenters värderingar och organisationers mål och målbilder kan initiera en beslutsprocess. I första steget av beslutsprocessen bestäms och formuleras beslutsproblemet varvid ett antal beslut-

salternativ tas fram. I det andra steget genomförs riskanalys och beslutsanalys av de möjliga alternativen. Tredje steget innebär att beslutsfattarna tar del och granskar det beslutsunderlag som skapats i riskanalysen och beslutsanalysen. Slutligen beslutas om vilket beslutsalternativ som väljs. Riskbedömningen bidrar till beslutsprocessen och kopplar ihop riskhanteringsprocessen (figur 1) med beslutsprocessen (figur 4).



Figur 4 *Beslutsprocessen, baserad på Aven (2012a).*

Inom SVU-projektet Riskbaserat beslutsstöd för säkert dricksvatten (13-102) har ett ramverk för att kombinera riskbedömning med KNA och beslutsprocessen tagits fram (Figur 5). Figur 5 illustrerar att utifrån faroidentifieringen analyseras riskerna och resultaten plockas med in i riskvärderingen. I beslutsanalysen används KNA för att jämföra möjliga handlingsalternativ som reducerar risken till önskad nivå.



Figur 5 *KNA som en del av riskhantering och beslutsfattande, översatt från Bergion et al. (2017).*

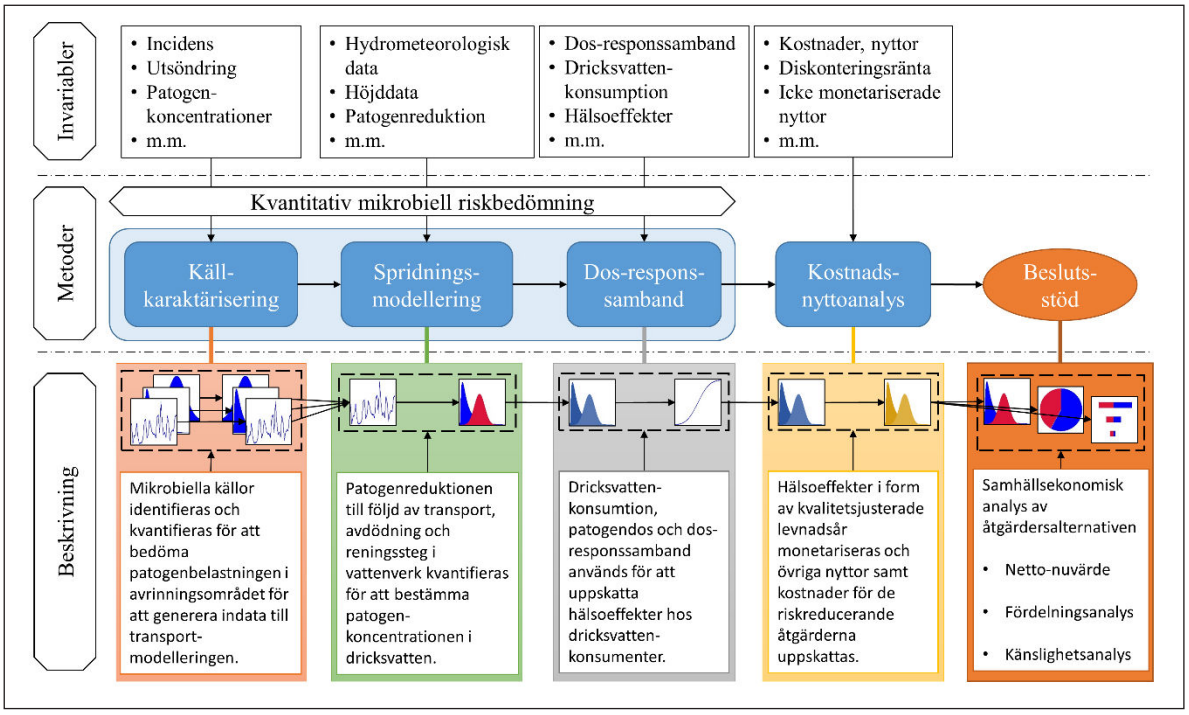
Med utgångspunkt i ramverket (figur 5) illustreras tillvägagångssättet för kostnads-nyttoanalys i tabell 4. De inledande stegen i riskhanteringsprocessen, *definiering av syfte och omfattning*, *faroidentifiering* och *riskanalys* har i detta skede redan genomförts.

Tabell 4 Stegen för beslutsstödsmodellens kostnads-nyttoanalys.

Identifiering av referensalternativ och åtgärdsalternativ
Åtgärdsalternativ kan identifieras redan tidigare i riskhanteringsprocessen, exempelvis i faroidentifieringen.
Identifiering av effekter för respektive åtgärdsalternativ
Både kostnader och nyttor inkluderas i effekter. Exempelvis innebär riskreduktionen för respektive åtgärdsalternativ en nytta. Både interna och externa effekter beaktas.
Kvantifiering och monetarisering av effekter
För icke marknadsprissatta varor och tjänster kan ekonomiska värderingsmetoder kan användas. Effekter som inte kan monetariseras bör sammanställas kvalitativt.
Fastställande av tidshorisont och diskonteringsränta
Beroende på åtgärdsalternativen bedöms livslängd och avräkningstid för investeringar.
Kostnads-nyttoanalys
Nettonuvärde Fördelningsanalys Rangordning av åtgärdsalternativ Känslighetsanalys

3 Risk-baserad beslutsstödsmodell

För att länka samman riskbedömning med beslutsanalys i en fungerande beslutsstödsmodell behöver flera olika metoder kombineras. I Figur 6 visas en schematisk bild över vilka metoder som använts och hur de kopplas samman i beslutsstödsmodellen. Metoderna presenteras i mer detalj nedan. De metoder som presenteras i modellen kan vid behov bytas ut för att anpassas till lokala förutsättningar m.m. Varje steg i beslutsstödsmodellen genomförs för respektive åtgärdsalternativ. Därefter jämförs riskreduktionen i varje åtgärdsalternativ med referensalternativet (vanligen nollalternativet) och används som underlag i KNA-beräkningarna för att ta fram beslutsstöd.



Figur 6 *Illustration av metodkedjan som utgör den riskbaserade beslutsstödsmodellen, anpassad från Bergion et al. (2018).*

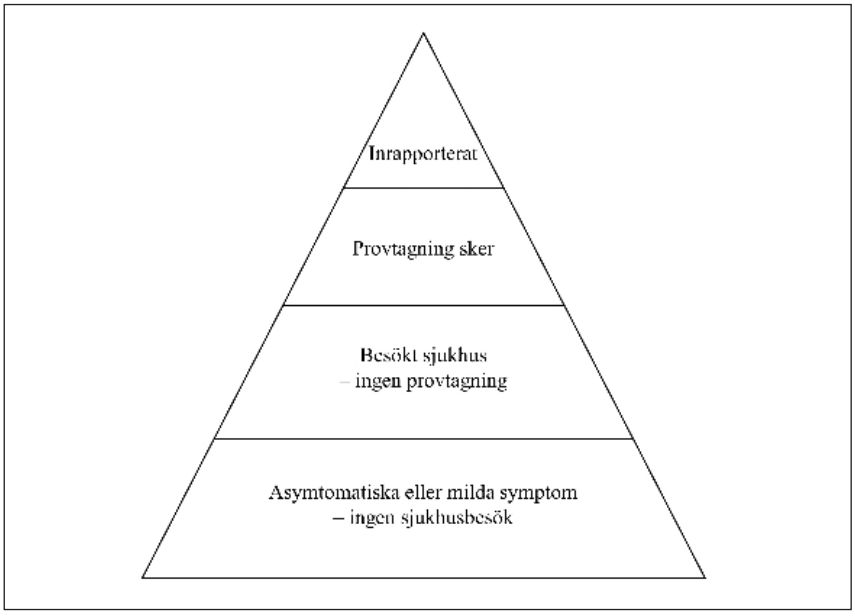
3.1 Källkaraktärisering

Källkarakteriseringen 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, patogenkoncentrationen i avföring samt hur länge individer utsöndrar patogener vid infektion.

Prevalensen hos människor kan räknas ut enligt ekvation 2:

$$P = \frac{I \cdot U}{365 \cdot 100{,}000} \qquad (2)$$

där P är prevalensen, I är incidensen (per år/100 000 invånare) och U är underrapporteringsfaktorn. Incidensen baseras på data från folkhälsomyndigheten (PHAS 2017). Antalet infektioner som rapporteras är endast en bråkdel av de om faktiskt inträffar under ett år. Denna underrapportering illustreras i Figur 7 av en rapporteringspyramid (Haas et al. 2014). Underrapportering vägs upp med hjälp av en underrapporteringsfaktor. Den faktor som används här (38) kan ses som en generalisering av olika varianter av magsjukdomar med diarré som symptom.



Figur 7 *Rapporteringspyramid, anpassad från Haas et al. (2014).*

Patogenkoncentrationen i avloppsvatten från enskilda avlopp och avloppsreningsverk kan beräknas enligt ekvation 3:

$$C_A = \frac{P \cdot F \cdot C_F \cdot D}{A \cdot 10^R} \qquad (3)$$

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 är Log-reduktionen av patogenen i antingen enskilda avlopp eller avloppsreningsverk. Termen *reduktion* innefattar alla processer (avskiljning, inaktivering, predation m.m.) som på något sätt sänker halten av patogener.

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. Dock har dessa och liknande studier i detta fall använts i brist på bättre information

för att ta fram, utveckla och utvärdera beslutsstödsmodellen. Ekvation 4 används för att exemplifiera hur patogenkoncentrationer i fekalier från djur kan beräknas.

$$C_D = \frac{\Sigma_{i=1}^{n} C_i \cdot P_i \cdot V_i \cdot N_i \cdot T_i}{\Sigma_{i=1}^{n} V_i \cdot N_i \cdot T} \quad (4)$$

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 … 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. QMRA-verktyget som tagits fram för svenska dricksvattenproducenter undersöker vanligtvis tre referenspatogener. En patogen som representerar protozoer, en för bakterier och en för virus.

3.2 Spridningsmodellering

Hydrologisk modellering, hydrodynamisk modellering och grundvattenmodellering har använts i beslutsstödsmodellen för att beskriva patogenreduktionen från riskkälla till råvattenintag. Vattentryck, temperatur, pH, solinstrålning och näringsämnen påverkar patogeners överlevnad (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). 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. 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 användas i riskbedömning av dricksvattensystem.

I beslutsstödsmodellen inkluderas spridningsmodelleringen som ett verktyg för uppskattningen av reduktionen mellan riskkälla och råvattenintag. Modelleringsarbetet resulterar i en sannolikhetsfördelning för Log-reduktionen längs respektive spridningsväg.

I själva drickvattenverket inkluderas de mikrobiologiska barriärerna genom att ansätta Log-reduktioner för respektive steg. Dessa Log-reduktioner kan beskrivas genom sannolikhetsfördelningar.

3.3 Dos-responssamband

I QMRA är dos-responssambandet centralt för att kvantifiera hälsoeffekter. Infektionsstudier beskriver relationen mellan patogendos och sannolikhet för infektion. Den dagliga dosen beräknas enligt ekvation 5:

$$D = C_{DV} \cdot V \qquad (5)$$

där D är den dagliga patogendosen från dricksvatten, C_{DV} patogenkoncentrationen i dricksvatten och V är det dagliga dricksvattenintaget per person. C_{DV} 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 (6):

$$V = e^{N(\mu, \sigma)} \qquad (6)$$

där $N(^{\mu, \sigma})$ är en normalfördelning (μ = -0,299 och σ = 0,57). Dos-responssambandet för patogenerna beskrivs med en Exact Beta Poisson funktion enligt ekvation 7:

$$P_{inf} = 1 - e^{-r \cdot D} \qquad (7)$$

där, P_{inf} är den dagliga infektionsrisken, r är infektiviteten och D är den beräknade dagliga patogendosen. Ineffektiviteten beskrevs med en sampling från en betafördelning definierad för respektive patogen. Den årliga infektionssannolikheten beräknas enligt ekvation 8:

$$P_{Årlig} = 1 - \prod_{1}^{365} (1 - P_{inf}) \qquad (8)$$

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

Den totala infektionssannolikheten kan beräknas genom att addera[4] infektionssannolikheten för respektive patogen enligt ekvation 9:

$$P_{Årlig_total} = 1 - (1 - P_{Årlig_virus}) \cdot (1 - P_{Årlig_bakt}) \cdot (1 - P_{Årlig_prot}) \qquad (9)$$

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

$P_{Årlig}$ användes för att beräkna antalet QALYs per år som förloras till följd av infektion av respektive patogen (Ekvation 10). Litteraturvärden baserade på en amerikansk studie användes, där QALYs per infektion bedömdes vara

[4] Detta förutsätter att de olika händelserna kopplade till infektionssannolikhet är oberoende. Eftersom 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.

0,0035 för *Cryptosporidium* 0,0163 för *Campylobakter* och 0,0009 för norovirus (Batz et al. 2014).

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

där $QALY_{Year}$ är QALYs förlorade per år till följd av vattenburen sjukdom, DV_{Pop} är antal dricksvattenkonsumenter och Q är antal QALYs förlorade per infektion. $QALY_{Year}$ för varje patogen adderades för att beräkna totalt förlorade QALYs.

$P_{Årlig}$ kan också användas för att beräkna DALYs per person och år enligt WHOs metod (World Health Organization 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 WHOs riktlinjer är dock DALY rätt mått.

3.4 Kostnads-nyttoanalys (KNA)

Om ett beslut genererar nyttor och kostnader över flera år, diskonteras dessa framtida nyttor och adderas ihop till ett nettonuvärde (NNV) (Baffoe-Bonnie et al. 2008). För att jämföra beslutsalternativ beräknas NNV (Ekvation 11) för respektive alternativ enligt ekvation 11:

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

där T är tidshorisonten,[5] N är nyttorna för år t, K är kostnaderna för år t, och r är diskonteringsräntan.

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

$$N_T = N_H + N_M + N_Ö \quad (12)$$

Hälsonyttorna (N_H) monetariserades genom ekvation 13:

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

där, Q_{red} är reduktionen av förlorade QALYs i åtgärdsalternativet relativt referensalternativet och V_{QALY} är värdet av en QALY. Initialt har betalningsviljan för en QALY baserats på litteraturvärden för ersättningar för läkemedel. Det som beskrivs som den samhälleliga betalningsviljan för en QALY (V_{QALY}) ansattes ett högt (1 220 000 kr) och ett lågt (700 000 kr) värde (Svensson et al. 2015).

Miljönyttor (N_M) har ansatts enligt ekvation 14:

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

[5] Tidshorisonten i KNA bör reflektera den förväntade livslängden på investeringen. Om det finns kostnader eller nyttor som uppstår långt in i framtiden bör detta inkluderas i den tidshorisont som används. 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.

där Kv_{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 ($N_Ö$) monetariserades inte kvantitativt. Dock kan dess betydelse illustreras genom att analysera hur stora dessa övriga nyttor måste vara för att NNV ska bli positivt eller överstiga något annat specifikt värde. En sådan analys bidrar till beslutsunderlaget.

Kostnader kan hämtas från litteratur, tidigare investeringar eller från liknande riskreducerande åtgärder. 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.

Osäkerheter och känslighetsanalys

Både epistemiska och aleatoriska osäkerheter kan beskrivas med sannolikhetsfördelningar. Sannolikhetsfördelningarna används för att beskriva osäkerheter i indata (variabler) till beslutsstödsmodellen. Genom att slumpmässigt välja värden från de definierade sannolikhetsfördelningarna för variablerna och göra om detta många gånger (10 000 gånger, s.k. *iterationer*, används ofta) återspeglas osäkerheterna i indata även i modellresultaten. Detta tillvägagångssätt är det som kallas Monte Carlo-simulering.

I känslighetsanalysen undersöks hur förändringar i variabler påverkar modellresultaten. En lokal känslighetsanalys kan visa på hur resultaten förändras givet att en variabel varieras medan övriga variabler hålls konstanta. En lokal känslighetsanalys kan utföras enligt Ekvation 15 (Burgman 2005):

$$S = \frac{\Delta V}{\Delta I} \cdot \frac{I}{V} \qquad (15)$$

där S är känsligheten, ΔV är förändringen i modellresultatet, V är modellresultatet innan variabeln varierades, ΔI är förändringen i värdet på variabeln, I är det ursprungliga värdet på variabeln. Känsligheten representerar den procentuella förändringen av resultaten till följd av den procentuella förändringen i variabeln. Detta visar hur modellresultatet är känsligt gentemot de olika variablerna, men ger inte någon information gällande osäkerheter. En global känslighetsanalys genomföras som en del av Monte Carlosimuleringar och innebär att istället för att titta på en variabel i taget så tillåts modellen att variera flera variabler samtidigt. Osäkerhetsanalys har genomförts med hjälp av Spearman's rangkorrelation. Spearman's rangkorrelationskoefficient (ρ) visar på vilket bidrag osäkerheten i respektive variabel har på osäkerheterna i resultaten och beräknas enlig ekvation 16:

$$\rho = 1 - \frac{(6 \cdot \Sigma\, d_i^2)}{n\,(n^2 - 1)} \qquad (16)$$

där ρ är korrelationskoefficienten, d är skillnaden i rang mellan variabel och resultatet för respektive iteration och n är antalet iterationer. Koefficienten kan variera mellan -1 och +1 där det handlar om antingen negativ eller positiv korrelation. Ett ρ nära ±1 innebär att osäkerheten i variabeln har en stor inverkan på osäkerheten i resultatet.

För att använda Spearman's rangkorrelation krävs att modellen visar på en monoticitet. Monotonicitet innebär att när en variabel varierar över dess möjliga värden, säg från minsta till högsta, så ska också modellresultaten gå från att vara mindre till större alternativt större till mindre (beroende på hur sambandet mellan variabel och resultat ser ut). Det ska inte heller finnas några tröskelvärden eller mättnadspunkter.

För dos-responssambandet (ekvation 7) gäller inte monoticiteten. Detta innebär att andra känslighetsanalyser bör användas. Exempelvis använde Bergion et al. (2018) spridningsdiagram med en variabel på x-axeln och resultatet på y-axeln för att illustrera sambandet dem emellan. Utan erfarenhet är det svårt att tolka spridningsdiagram av denna typ. Det finns också andra metoder, exempelvis ANOVA (ANalysis Of VAriance, eller variansanalys), och CART (Classification And Regression Tree) som kan hantera icke monotona modeller (Mokhtari & Frey 2005).

Osäkerheter som inte lämpar sig att beskriva med hjälp av sannolikhetsfördelningar kan undersökas genom att använda sig av scenarioanalys. Detta innebär att olika modelleringar görs där värdet på en variabel ändra från t.ex. ett lågt till ett högt värde och effekterna av detta utvärderas. Man kan välja att använda scenarioanalys exempelvis på grund av att en variabel inte går att anpassa till en sannolikhetsfördelning eller om det är en nyckelvariabel där det är viktig att visa på vilket värde som använts, varför värdet inte bör bakas in i en Monte Carlo-simulering. I beslutsstödsmodellen har olika fekala källors bidrag till den totala mikrobiella risken, diskonteringsräntan, QALY-värderingen och värdet på icke monetariserade nyttor undersökts med hjälp av olika scenarier.

4 Tillämpning av beslutsstödsmodellen

I detta kapitel illustreras hur beslutsstödsmodellen kan användas genom en fallstudie med exempel från Vombsjön och Vombverket i Skåne. Fallstudien finns beskrivet i ytterligare detalj av Bergion et al. (2018). Stegen *definiering av syfte och omfattning, faroidentifiering* och *riskanalys* har i detta skede redan genomförts. Vombsjön i centrala Skåne försörjer drygt 330 000 personer med dricksvatten. I faroidentifieringen konstaterats att de närmre 2 800 enskilda avloppen i avrinningsområdet utgör en källa till patogener och är således en mikrobiell risk för råvattentäkten. Det finns också ett avloppsreningsverk, djurhållning och vilda djur som bidrar till den mikrobiella risknivån. Syftet med fallstudien är att undersöka om det är samhällsekonomiskt lönsamt att ansluta delar av de enskilda avloppen till ett avloppsreningsverk som inte har sjön som recipient, och på så sätt eliminera denna fara.

4.1 Identifiering av referensalternativ och åtgärdsalternativ

Inledningsvis identifierades referensalternativet där de enskilda avloppen antogs utgöra 75 % av den totala mikrobiella risken till sjön. Övriga riskkällor (avloppsreningsverk samt boskap och vilda djur) utgjorde resterande 25 %. Patogenhalten i inloppen till Vombsjön beräknades med ekvation 3. Reduktionen av patogenhalt från inlopp till råvattenintag beräknades genom hydrodynamisk modellering (används som verktyg i beslutsstödsmodellen, kapitel 3.2). Den patogenhalt som beräknats fram användes som indata till QMRA-modellen för beräkningar av risknivån i form av infektionsrisk.

Vid identifieringen av åtgärdsalternativ valdes att undersöka anslutning av 25, 50 och 75 % av de enskilda avloppen till avloppsreningsverket. Dessutom identifierades ytterligare ett alternativ som bestod i att istället för att ta bort faran associerad med enskilda avlopp, öka beredningen i dricksvattenverket genom att installera en UV-anläggning. Beslutsalternativen var således:

- Referensalternativ (A-Ref) – Ingen åtgärd.
- Alternativ 1 (A1) – Ansluta 25 % (621) av enskilda avlopp till avloppsreningsverket.
- Alternativ 2 (A2) – Ansluta 50 % (1240) av enskilda avlopp till avloppsreningsverket.
- Alternativ 3 (A3) – Ansluta 75 % (1861) av enskilda avlopp till avloppsreningsverket.
- Alternativ 4 (A4) – Installera UV-anläggning i dricksvattenverket.

4.2 Identifiering av effekter för respektive åtgärdsalternativ

De kostnader som identifierades begränsades till kvantifierade och monetariserade investering samt drift/underhållskostnader. I tabell 5 listas kostnader för åtgärdsalternativen.

Tabell 5 Kostnader för åtgärdsalternativen.

Kostnader	
A1-A3	**A4**
Kvantifierade och monetariserade	
Investering av avloppsledning	Investering av UV-anläggning
Investering för utökad kapacitet i avloppsreningsverket	Drifts och underhållskostnader UV-anläggning.
Investering av pumpar i ledningsnät	
Kostnad för anslutning till kommunalt avlopp	
Ökad kostnad för vattenförbrukning via kommunalt vatten och avlopp	

Nyttorna identifierade för åtgärdsalternativen kategoriserades som hälsonyttor, miljönyttor, eller övriga nyttor och redovisas i tabell 6. Både kvantifierade och monetariserade samt icke kvantifierade och monetariserade nyttor listas.

Tabell 6 Nyttor för åtgärdsalternativen.

Nyttor	
A1-A3	**A4**
Kvantifierade och monetariserade	
Hälsonyttor (minskad risk för infektion via dricksvatten)	Hälsonyttor (minskad risk för infektion via dricksvatten)
Miljönyttor (minskad näringsbelastning på Vombsjön)	
Minskad kostnad för återinvestering av enskilt avlopp	
Icke kvantifierade och monetariserade	
Hälsonyttor vid rekreationsaktiviteter vid Vombsjön.	Minskade desinfektionsbiprodukter genom minskad klordos
Ökad hälsa för djur vid Vombsjön	Minskad hantering av kemikalier kopplat till klorering
Ägare till enskilda avlopp slipper ansvar för rening av sitt avloppsvatten.	
Värdeökning av fastigheter som ansluts till kommunalt avlopp	
Eliminera möjlig direktkontaminering från enskilt avlopp till enskild brunn	
Återvinning av näringsämnen vid avloppsreningsverket	
Minskade koldioxidutsläpp från slamtömningsbilar	
Minskad olycksrisk kopplat till tung trafik	
Minskad kostnad för miljö och hälsoskyddsinspektörer för tillsyn av enskilda avlopp	

4.3 Kvantifiering av effekter för respektive åtgärdsalternativ

Kvantifiering av hälsonyttor beräknades enligt ekvation 13, där hälsonyttorna värderades med en uppskattad samhällelig betalningsvilja för en QALY. Miljönyttor beräknades enligt ekvation 14, där varje undvikt utsläppt kilo kväve respektive fosfor värderades genom ett schablonvärde. Undviken kostnad för återinvestering av uttjänta enskilda avlopp kvantifierades med litteraturvärden för ombyggnad av enskilt avlopp.

Kostnad för ledningsnät och pumpar uppskattades från litteraturvärden. För utökad kapacitet i avloppsreningsverket, anslutning till kommunalt avlopp/dricksvatten och den ökade kostnaden för vattenförbrukning användes lokal information.[6] Investering av UV-anläggningen baserades på lokal information[7] medan drifts och underhållskostnader baserades på värden från litteratur.

För information om de monetära värden som använts för att kvantifiera nyttor och kostnader hänvisas till Bergion et al. (2018) samt delar av kapitel 3 som beskriver beslutsstödsmodellen mer i detalj.

4.4 Fastställande av tidshorisont och diskonteringsränta

Tidshorisonten sattes till 100 år. Denna långa tidshorisont valdes eftersom större delen av investeringarna låg i ledningar, vilka kan ha en livstid på över 100 år. Förnyelse och upprustning av avloppsreningsverk antogs ligga inom kostnad för drift och underhåll. Diskonteringsräntan sattes till 3,5 %, vilket också används för större infrastrukturprojekt.

4.5 Kostnads-nyttoanalys

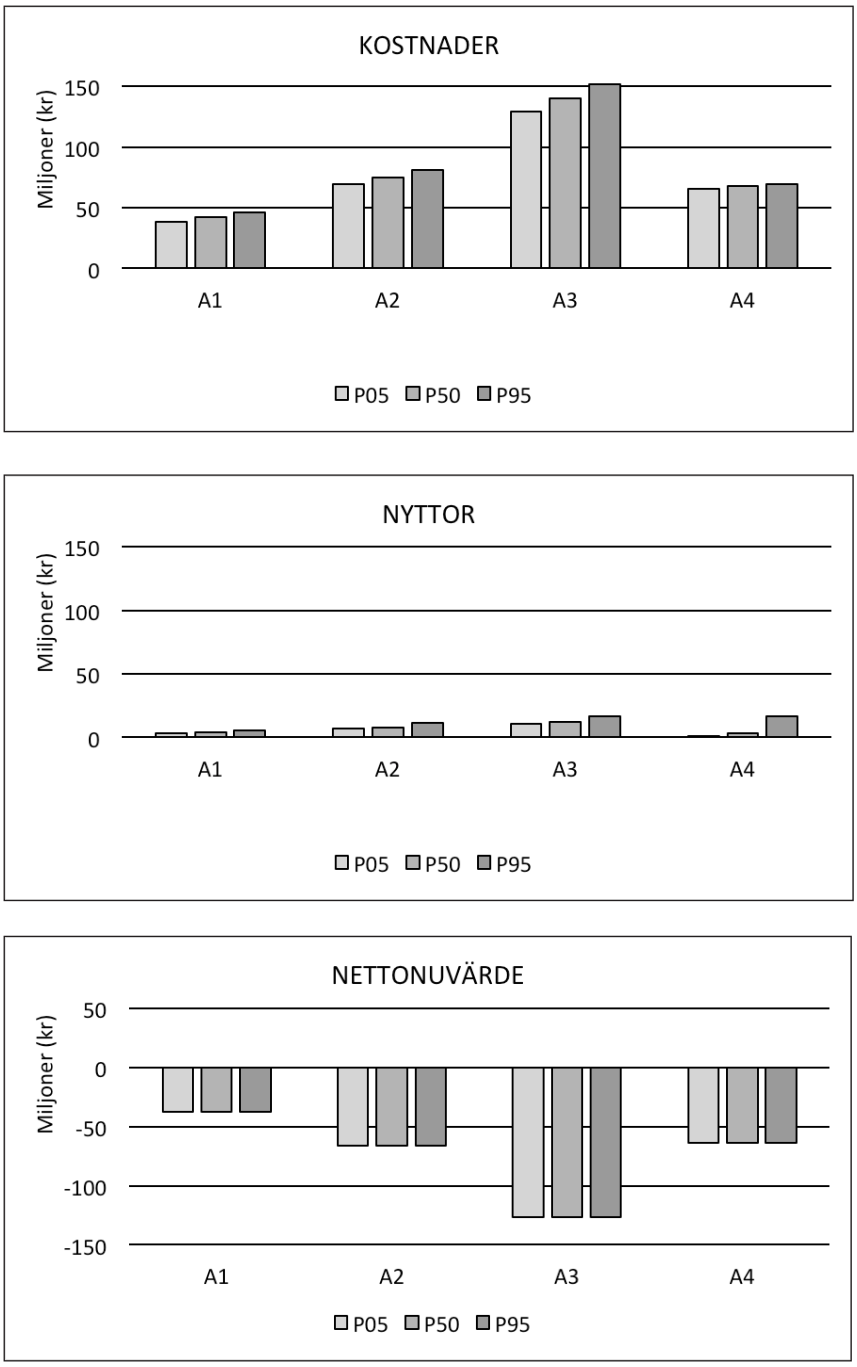
I kostnads-nyttoanalysen summerades kostnader och nyttor, och ett nettonuvärde beräknades enligt ekvation 11. I analysen tillämpades Monte Carlo-simuleringar för att synliggöra osäkerheter i resultaten. Kostnader, nyttor och nettonuvärden presenteras i figur 8, där 5-, 50- och 95-percentiler redovisas. 50-percentilen, d.v.s. medianen, är det värde där hälften av iterationerna i Monte Carlo-simuleringen är högre och den andra hälften är lägre.

Baserat på nettonuvärde blir rangordningen av alternativen A1 > A4 > A2 > A3 när diskonteringsräntan är 3,5 %, tidshorisonten var 100 år och ett högt QALY-värde användes.

För att undersöka om rangordningen ändrades till följd av osäkerhet i vissa variabler genomfördes en scenariobaserad känslighetsanalys med 1 % diskonteringsränta, ett lågt QALY-värde samt om de enskilda avloppen antogs bidra med 50 % av den totala risken istället för 75 %. Det var endast användandet av 1 % diskonteringsränta som ändrade rangordningen, vilken

[6] Personlig kontakt med Sjöbo kommun.

[7] Personlig kontakt med Sydvatten



Figur 8 *Kostnader, nyttor och nettonuvärden för alternativ A1-A4. Diskonteringsränta 3,5 %.*

istället blev A1>A2>A4>A3. A2 och A4 bytte plats jämfört med då 3,5 % diskonteringsränta används.

Genom Monte Carlo-simuleringarna genomförs en känslighetsanalys av kostnads-nyttoanalysen för att undersöka vilka variabler som påverkar slutresultatet mest. För A1-A3 var de tre variablerna som påverkade resultaten mest kostnad per rör-meter, total rörlängd och hälsovinst (vunna QALYs) i fallande ordning. För A4 var de tre mest betydande variablerna hälsovinst (vunna QALYs), installationskostnad för UV-anläggning samt underhåll och driftskostnad för UV-anläggning i fallande ordning.

Alla åtgärdsalternativ i fallstudien resulterade i negativa nettonuvärden. Detta ska inte tolkas som att resultaten inte är användbara och att inget av åtgärdsalternativen bör implementeras. Beroende på fallstudie så kan det ändå vara så att någon typ av riskreducerande åtgärd behövs för att nå en tillräckligt låg risknivå, eller om det finns lagstiftning som måste tas hänsyn till. Det finns andra aspekter, utöver de ekonomiska, att ta hänsyn till för att bedöma vilken av dessa åtgärder som bör införas. Med hänsyn till åtgärdsalternativens negativa nettonuvärden gjordes en analys av de icke monetariserade nyttorna. Frågeställningen var hur stora dessa nyttor behöver vara för att det ska bli ett positivt nettonuvärde. Analysen gjordes stegvis och resultaten visade att om dessa icke monetariserade nyttor värderas till 800–1 200 kr respektive 1 800–2 400 kr per enskilt avlopp per år för 1 % respektive 3,5 % diskonteringsränta, blir nettonuvärdet positivt för 50-percentilen. Spannen för värdet av de icke monetariserade nyttorna inkluderar både lågt och högt QALY-värde.

För att illustrera vilka grupper i samhället som berörs av kostnader respektive nyttor genomfördes en fördelningsanalys. För A1-A3 togs kostnaderna av ägarna till de enskilda avloppen i form av anslutningsavgifter, medan A4 bekostades av dricksvattenkonsumenter genom VA-taxan. Nyttorna fördelades mellan dricksvattenkonsumenter (hälsonyttor) och besökare/invånare i Vombsjöns närhet (miljönyttor samt minskad kostnad för återinvestering av enskilt avlopp). För A1–A3 fick dricksvattenkonsumenter 11 % respektive 18 % och besökare/invånare i Vombsjöns närhet fick 89 % respektive 82 % när ett lågt QALY-värde respektive ett högt QALY-värde användes.

5 Diskussion

5.1 Källkaraktärisering

Flera betydande antaganden måste göras för att kunna kvantifiera och beskriva osäkerheter i patogenbelastning från olika riskkällor. Exempelvis finns det mycket lite information om prevalens och utsöndringshalter av patogener, både vad gäller människor och djur (Chappell et al. 1996, Ferguson et al. 2009, Xiao & Herd 1994). Den höga variabiliteten (aleatoriska osäkerheter) i tillgängliga uppskattningar har en påverkan på resultatet från beslutsstödsmodellen. Variabiliteten i patogenkoncentration i fekalier från människor spänner över flera tiopotenser. När ny information blir tillgänglig bör modellen uppdateras enligt det Bayesianska tillvägagångssättet.

Vattenprovtagning kan också användas för att kvantifiera patogenbelastningen och beskriver lokala förutsättningar allra bäst. I och med att det är både kostsamt och tidskrävande genomförs dock sällan större provtagningskampanjer. Givet den snabba utvecklingen inom patogenanalys blir avancerade metoder som exempelvis metagenometik mer och mer tillgängliga (Koch 2016). Dessa metoder kan förbättra informationen som används i beslutsstödsmodellen.

Genom att använda ett Bayesianskt tillvägagångssätt är det möjligt att kombinera observationer och expertkunskap. Detta är viktigt för att kunna tillgodogöra sig information både från provtagningar och från expertutlåtanden.

För framtida utveckling av beslutsstödsmodellen bör metoder som kan inkludera patogenbelastning som varierar över tid implementeras. Detta för att representera möjliga sjukdomsutbrott, eller s.k. epidemiska sjukdomsnivåer. Situationer med mycket förhöjda patogenhalter i dricksvatten kan uppstå till följd av olika oväntade och olycksartade händelser, exempelvis större bräddningar av avloppsvatten eller haveri i avlopps- eller dricksvattenreningsverk, olyckor vid gödseltransport eller lagring av gödsel, felkoppling mellan dricksvatten- och avloppsvattensledningar.

Patogenreduktion i enskilda avlopp (exempelvis SEPA 2002) och avloppsreningsverk (exempelvis Ottoson et al. 2006) har undersökts. I den genomförda fallstudien har alla enskilda avlopp antagits vara fullt fungerande, men finns lokal information om deras funktionsnivå kan det bidra med värdefull information till källkaraktäriseringen.

5.2 Spridningsmodellering

En stor del av patogenreduktion sker under transport från riskkällan till råvattenintag. För att uppskatta reduktionen i avrinningsområdet används hydrologiska modeller, för reduktion i vattenmassor hydrodynamisk modellering och för transport i grundvatten transportmodeller för grundvatten. För respektive del av spridningsvägen, från riskkälla till råvatten, kan dessa modeller användas för att simulera en Log-reduktion, vilken kan användas i beslutsstödsmodellen.

Hittills har endast deterministiska metoder använts för hydrologisk modellering. För hydrodynamisk modellering har variationen i de dagliga Log-reduktionerna inkluderats genom att simulera flera år och sedan anpassa en sannolikhetsfördelning till tidsserien av Log-reduktioner. Denna ansats inkluderar dock inte osäkerhetsanalys eller känslighetsanalys i de underliggande variabler som inkluderas i själva spridningsmodellerna. För grundvattenmodelleringen har en enkel analytisk och stokastisk modell med Monte Carlo-simuleringar använts (Åström et al. 2016).

För att kunna genomföra en mer detaljerad känslighets- och osäkerhetsanalys av transportmodellering föreslås stokastiska metoder (Benham et al. 2006). För att utveckla beslutsstödsmodellen bör stokastisk transportmodellering undersökas. Att inkludera stokastiska metoder skulle innebära en mera utförlig hantering av osäkerheter. En stokastisk transportmodellering kan dock vara mycket beräkningskrävande och komplicerad, varför förenklade metoder är av intresse för att inte begränsa möjliga tillämpningar av beslutsstödsmodellen.

5.3 Dos-responssamband

QMRA är en internationellt erkänd metod för att kvantifiera mikrobiella risker inom livsmedelsproduktion och WHO förespråkar att den används inom arbete med dricksvattensäkerhet (WHO 2016). Dock skall tilläggas att QMRA-metoden, liksom det QMRA-verktyg som är framtaget för svenska dricksvattenproducenter, baseras på ett fåtal infektionsstudier. I det svenska QMRA-verktyget (Abrahamsson et al. 2009, Åström et al. 2016), finns för ett antal patogener möjligheten att ange huruvida de är antingen hög- eller låginfektiösa. I dricksvattensystem där identifierade patogener endast har en nivå av infektiositet, bör detta belysas. Det är också viktigt att uppdatera QMRA-beräkningarna då nya studier om dos-responssamband blir tillgängliga samt att möjliggöra en analys av olika infektiositet i de fall detta är relevant.

Givet de många antaganden som ligger till grund, ska resultaten (infektionssannolikhet eller DALYs) från QMRA-beräkningar inte tolkas som exakta siffror, utan betraktas med hänsyn till de osäkerheter som finns i indata och modellstruktur. Resultaten visar dock på den relativa riskminskningen som sker för respektive åtgärdsalternativ och metoden bidrar därför med en bra struktur till beslutsstödet. DALY-beräkningarna genomförs enligt WHOs rekommendationer och använder en åldersstruktur baserat på befolkningen i Sverige år 2010. QALY beräknas dock genom att multiplicera infektionsrisken med ett QALY-värde per infektion, vilket baserats på en amerikansk studie (Batz et al. 2014). Framtida utveckling av modellen bör inkludera mer detaljerade metoder för användandet av QALYs. Exempelvis kan värden från svenska livskvalitetsstudier användas och möjligheten att inkludera ett icke linjärt samband mellan sjukdomslängd och upplevd QALY bör undersökas.

5.4 Kostnads-nyttoanalys (KNA)

Det monetära värdet på en QALY har hämtats från ett sammanhang där samhällets vilja att betala ut ersättning för läkemedel bedömts. Detta värde kan ses som en första grov uppskattning av samhällets betalningsvilja. Metoder för att värdera hälsonyttor bör dock undersökas närmre. QALY-värderingen som använts i detta arbete har definierats utifrån ett samhällsperspektiv, vilket innebär att effekter även utanför hälsosektorn inkluderats vilket innebär att QALY-värderingen bör vara applicerbar även inom andra områden, exempelvis dricksvattensektorn, när åtgärdsalternativ jämförs i en samhällsekonomisk kostnads-nyttoanalys.

Hälsovärdering är omdebatterat och komplicerat, varför värden som används bör vara tydligt definierade och dessutom genomgå en känslighetsanalys (ASCC 2008). Specifika tillämpningar av hälsovärdering kan behöva dela upp hälsonyttor i flera kategorier, exempelvis minskad kostnad för mediciner, minskad vårdkostnad, minskad kostnad för obehag, ökad produktivitet m.m., för att ge en mer nyanserad bild. Information om sjukdomskostnader från redan inträffade vattenburna utbrott kan anpassas och utgöra underlag för att beräkna hälsonyttorna. En sjukdoms allvarlighet längd påverkar hur mycket personer är villiga att betala för en QALY (Haninger & Hammitt 2011, Ryen & Svensson 2015), vilket kan behöva inkluderas i framtida utveckling av modellen.

Genom att analysera icke monetariserade nyttor kan ytterligare dimensioner läggas till beslutsstödet. Exempelvis kan känslighetsanalysen undersöka hur stora dessa icke monetariserade nyttor behöver vara för att nettonuvärdet ska bli positivt för de alternativ som inte bedömts vara samhällsekonomiskt lönsamma. Eftersom det kan vara svårt, kostsamt och tidskrävande att monetarisera icke marknadsprissatta varor och tjänster ger denna analys ett lättillgängligt och illustrativt sätt att relatera det beräknade NNV till de icke monetariserade nyttorna.

Det är inte bara nettonuvärdet (NNV) som styr vilket alternativ som väljs i slutändan. Exempelvis kan lagstiftning avgöra att en viss risknivå inte får överstigas och det kan finnas andra faktorer som påverkar det slutgiltiga beslutet. Oavsett om ett beslut tas för att uppnå en specifik nivå vad gäller vattenkvalitet eller mikrobiell risk, så ger en KNA ett strukturerat och transparent beslutsstöd för att jämföra åtgärdsalternativ ur ett samhällsekonomiskt perspektiv.

5.5 Känslighetsanalys

Med hjälp av en känslighetsanalys kan t.ex. de variabler som har en hög inverkan på osäkerheterna i resultatet identifieras. För att på effektivast sätt minska osäkerheterna i resultatet är det för dessa variabler som om möjligt ytterligare information bör inhämtas. En lokal känslighetsanalys är främst användbar som ett första steg i en känslighetsanalys eller för deterministiska modeller och modeller som inte är allt för avancerade. Monte Carlo-simuleringar möjliggör en global känslighetsanalys där inverkan av varje variabels osäkerheter på resultatet bedöms simultant. Dessa analyser är viktiga eftersom att inkluderandet av osäkerheter resulterar i ett mer robust beslutsstöd.

5.6 Beslutsstöd för dricksvattensektorn

Modeller kan aldrig fullt ut beskriva verkligheten. De begränsas av den information och kunskap som används för att konstruera modellen. Trots detta kan modeller hjälpa oss att förstå och strukturera problem och dessutom fokusera på de delar av beslutsproblem som är av intresse för den specifika problemformuleringen. Modeller kan också hjälpa till att identifiera var och om vad det behövs ytterligare kunskap eller information. Beslutsstödsmodellen som beskrivs i denna rapport ger en tydlig struktur för hur riskbedömning kan kombineras med kostnads-nyttoanalys. Kombinationen ger ett strukturerat, transparant och holistiskt beslutsstöd som syftar till att optimera de samhälleliga nyttorna. Kombinationen av metoder, vilka integrerar flera olika vetenskapliga discipliner, visar på ett innovativt angreppssätt för att jämföra riskreducerande åtgärder för att minska mikrobiella risker i dricksvattensystem. Angreppssättet har publicerats i vetenskapliga tidskrifter men har ännu inte tillämpats i större utsträckning. Beslutsstödsmodellen har ett risk-baserat tillvägagångssätt som kartlägger mikrobiella risker i dricksvattensystemet, vilket i sig ger värdefull information till dricksvattenproducenterna. Användning av beslutsstödsmodellen inom dricksvattensektorn kan hjälpa beslutsfattare säkerställa att samhällets resurser används effektivt för att reducera mikrobiella risker och gör det möjligt att praktiskt implementera en integrerad vattenförvaltning.

6 Slutsatser

Beslutsstödsmodellen och dess struktur utgör en robust plattform att bygga vidare på. Det finns delar och metoder i beslutsstödsmodellen som kan vidareutvecklas, beskrivas ytterligare eller undersökas huruvida det finns alternativa metoder som är bättre lämpade. De viktigaste slutsatserna utifrån detta arbete sammanfattas nedan:

- Beslutsstödsmodellens risk-baserade tillvägagångssätt ger i sig värdefull information om mikrobiella risker i dricksvattensystemet till dricksvattenproducenterna
- Beslutsfattare kan genom att använda beslutsstödsmodellen säkerställa att samhällets resurser används effektivt för att reducera mikrobiella risker.
- Att kunna inkludera andra nyttor (miljönyttor och övriga nyttor) än själva hälsonyttorna (vilka är huvudnyttan när reduktion av mikrobiella risker undersöks) är en av kostnads-nyttoanalysens styrkor.
- Det bör utvecklas rutiner för att bestämma vilka metoder och delar av beslutsstödsmodellen som ska användas för att anpassas till specifika dricksvattensystem.
- Modellen bör utvecklas så att kortsiktiga och långsiktiga variationer kopplat till exempelvis vattenflöde, incidens, befolkningsökning och klimatförändringar kan inkluderas.
- Epidemiska sjukdomsutbrott orsakade av oväntade eller olycksartade händelser kan generera stora samhällskostnader och metoder för att beskriva dessa i källkaraktäriseringen och i kostnads-nyttoanalysen bör utvecklas och inkluderas.
- QALY-värderingen bör undersökas närmare, exempelvis kan ett icke-linjärt samband för betalningsvilja och mängden QALYs inkluderas.
- Icke monetariserade nyttor och lagstiftning som relaterar till åtgärderna (miljölagstiftning, EU:s badvattendirektiv m.m.) utgör viktiga faktorer för beslutsfattare då de kan vara anledning till att inte välja det alternativ som genererar störst nettonuvärde. Rutiner för hur hänsyn tas till detta bör beskrivas och presenteras mer i detalj.
- En kombination av kostnads-nyttoanalys och multi-kriterieanalys skulle bredda angreppssättet och ytterligare öka möjligheten att beskriva och inkludera effekter som är svåra att monetarisera. Detta skulle bidra till en mer holistisk beslutsanalys som på ett mer utförligt sätt kan ta hänsyn till hållbarhetsaspekter.

7 Referenser

Abrahamsson, J.L., Ansker, J. and Heinicke, G., 2009. MRA – A model for Swedish water works, In Swedish: MRA – Ett modellverktyg för svenska vattenverk http://vav.griffel.net/filer/2009-05_hogupplost.pdf, Association, S.W.a.W., Stockholm.

ASCC, 2008. The Health of Nations: The Value of a Statistical Life, http://www.safeworkaustralia.gov.au/sites/SWA/about/Publications/Documents/330/TheHealthOfNations_Value_StatisticalLife_2008_PDF.pdf, Council, A.S.a.C., Canberra.

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, (In Swedish: Mikrobiologisk riskbedömning av grundvattentäkter – utveckling och tillämpning av ett QMRA-verktyg), http://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2016-19.pdf, Swedish Water and Wastewater Association, Stockholm.

Åström, J. and Pettersson, T.J.R., 2010. Technical efficiency of existing risk reduction options in surface water systems, https://www.techneau.org/fileadmin/files/Publications/Publications/Deliverables/D4.3.3.pdf, TECHNEAU.

Atkinson, G. and Mourato, S., 2008. Environmental cost-benefit analysis. Annual review of environment and resources 33, 317–344.

Aven, T., 2010. On how to define, understand and describe risk. Reliability Engineering & System Safety 95(6), 623–631.

Aven, T., 2012a. Foundations of Risk Analysis (2nd Edition), John Wiley & Sons, Hoboken, NJ, USA.

Aven, T., 2012b. The risk concept—historical and recent development trends. Reliability Engineering & System Safety 99, 33–44.

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.

Ball, T., Kiefer, J., Sturm, S. and Vieten, B., 2010. Technical efficiency of existing risk reduction options in groundwater systems, https://www.techneau.org/fileadmin/files/Publications/Publications/Deliverables/D4.3.4.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.

Bedford, T. and Cooke, R., 2001. Probabilistic Risk Analysis: Foundations and Methods, Cambridge University Press, Cambridge.

Benham, B., Baffaut, C., Zeckoski, R., Mankin, K., Pachepsky, Y., Sadeghi, A., Brannan, K., Soupir, M. and Habersack, M., 2006. Modeling bacteria fate and transport in watersheds to support TMDLs. Transactions of the ASAE 49(4), 987–1002.

Bergion, V., Lindhe, A., Sokolova, E. and Rosén, L., 2018. Risk-based cost-benefit analysis for evaluating microbial risk mitigation in a drinking water system. Water research 132, 111–123.

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.

Beven, K., 2010. Environmental modelling: An uncertain future?, CRC Press, Boca Raton.

Birol, E., Karousakis, K. and Koundouri, P., 2006. Using economic valuation techniques to inform water resources management: A survey and critical appraisal of available techniques and an application. Science of The Total Environment 365(1), 105–122.

Boardman, A.E.G., David H.; Vining, Aidan R.; Weimar, David L., 2011. Cost-benefit analysis : concepts and practice, Prentice Hall, Upper Saddle River, N.J.

Burgman, M., 2005. Risks and decisions for conservation and environmental management, Cambridge University Press, New York.

Cameron, J., Hunter, P., Jagals, P. and Pond, K., 2011. Valuing water, valuing livelihoods: guidance on social cost-benefit analysis of drinking-water interventions, with special reference to small community water supplies, IWA Publishing, World Health Organization, Geneva.

Chappell, C.L., Okhuysen, P.C., Sterling, C.R. and Dupont, H.L., 1996. Cryptosporidium parvum: Intensity of Infection and Oocyst Excretion Patterns in Healthy Volunteers. The Journal of Infectious Diseases 173(1), 232–236.

Dufour, A., Bartram, J., Bos, R. and Gannon, V., 2012. Animal waste, water quality and human health, IWA Publishing, London.

DuPont , H.L., Chappell , C.L., Sterling , C.R., Okhuysen , P.C., Rose , J.B. and Jakubowski , W., 1995. The Infectivity of Cryptosporidium parvum in Healthy Volunteers. New England journal of medicine 332(13), 855–859.

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.

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.

Guzman-Herrador, B., Carlander, A., Ethelberg, S., de Blasio, B.F., Kuusi, M., Lund, V., Löfdahl, M., MacDonald, E., Nichols, G. and Schönning, 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, Wiley, New Jersey.

Haninger, K. and Hammitt, J.K., 2011. Diminishing willingness to pay per Quality Adjusted life year: Valuing acute foodborne illness. Risk Analysis 31(9), 1363–1380.

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.

HSE, 1992. The Tolerability Of Risks From Nuclear Power Stations, Executive, H.S., London.

Hunter, P.R. and Fewtrell, L., 2001. Acceptable risk, Ch 10 in World Health Organization Water Quality Guidelines, Standards and Health. Fewtrell, L. and J., B. (eds), pp. 207–228, IWA Publishing, London, UK.

Hutton, G., 2001. Economic evaluation and priority setting in water and sanitation interventions, Ch 15 in World Health Organization Water Quality Guidelines, Standards and Health, pp. 333–360, IWA Publishing, London.

IEC, 1995. Dependability Management: Part 3: Application Guide--section 9: Risk Analysis of Technological Systems, International Electrotechnical Commission, Geneva, Switzerland.

ISO, 2009a. Risk management–Principles and guidelines, International Organization for Standardization, Geneva.

ISO, I., 2009b. Risk management–Vocabulary, Standardization, I.O.f., Geneva, Switzerland.

ISO/IEC, I., 2009. Risk management–Risk assessment techniques, Geneva, Switzerland.

Johnston, R.J., Rolfe, J., Rosenberger, R.S. and Brouwer, R., 2015. Benefit transfer of environmental and resource values, Springer.

Kaplan, S. and Garrick, B.J., 1981. On the quantitative definition of risk. Risk Analysis 1(1), 11–27.

Kärrman, E., Pettersson, F. and Erlandsson, Å., 2012. Costs for water and wastewater systems in transition areas – a guide book, (In Swedish Kostnader för VA i omvandlingsområden – en handledning), Swedish Water and Wastewater Association, Stockholm.

Koch, L., 2016. Metagenomics: Pathogen diagnostics for the masses. Nat Rev Genet 17(7), 378–378.

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.

Lindhe, A., Rosén, L., Norberg, T., Røstum, J. and Pettersson, T.J.R., 2013. Uncertainty modelling in multi-criteria analysis of water safety measures. Environment Systems and Decisions 33(2), 195–208.

Livsmedelsverket, 2007. Risk- och sårbarhetsanalys för dricksvattenförsörjning, Livsmedelsverket.

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.

Menaia, J., Beuken, R. and Danciu, D., 2010. Technical efficiency of existing risk reduction options for distribution of drinking water, https://www.techneau.org/fileadmin/files/Publications/Publications/Deliverables/D4.3.6.pdf, TECHNEAU.

Mokhtari, A. and Frey, H.C., 2005. Recommended Practice Regarding Selection of Sensitivity Analysis Methods Applied to Microbial Food Safety Process Risk Models. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal 11(3), 591–605.

Moore, D., Black, M., Valji, Y. and Tooth, R., 2010. Cost benefit analysis of raising the quality of New Zealand networked drinking water, New Zealand.

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.

Niewersch, C. and Burgess, J., 2010. Technical efficiency of some existing risk reduction options in treatment systems, https://www.techneau.org/fileadmin/files/Publications/Publications/Deliverables/D4.3.5.pdf, TECHNEAU.

NZMH, 2014. Water Safety Plan Guides for Drinking Water Supplies, New Zeeland Ministry of Health, Wellington.

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.

Ottoson, J., Hansen, A., Westrell, T., Johansen, K., Norder, H. and Stenstrom, T., 2006. Removal of noro-and enteroviruses, Giardia cysts, Cryptosporidium oocysts, and fecal indicators at four secondary wastewater treatment plants in Sweden. Water environment research 78(8), 828–834.

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.

Persky, J., 2001. Retrospectives: Cost-Benefit Analysis and the Classical Creed. The Journal of Economic Perspectives 15(4), 199–208.

PHAS, 2017. Statistics on Illness, (In Swedish: Sjukdomsstatistik), https://www.folkhalsomyndigheten.se/folkhalsorapportering-statistik/statistikdatabaser-och-visualisering/sjukdomsstatistik/, The Public Health Agency of Sweden Accessed: 2017, March 13.

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., Hokstad, P., Lindhe, A., Sklet, S. and Røstum, J., 2007. Generic framework and methods for integrated risk management in water safety plans, https://www.techneau.org/fileadmin/files/Publications/Publications/Deliverables/D4.1.3.pdf, TECHNEAU.

Rosén, L., Lindhe, A., Chenoweth, J., Kelay, T., Fife-Schaw, C. and Beuken, R., 2010. Decision support for risk management in drinking water supply: Overview and framework, https://www.techneau.org/fileadmin/files/Publications/Publications/Deliverables/D4.4.1-Report.pdf, TECHNEAU.

Ryen, L. and Svensson, M., 2015. The Willingness to Pay for a Quality Adjusted Life Year: A Review of the Empirical Literature. Health Economics 24(10), 1289–1301.

Sassi, F., 2006. Calculating QALYs, comparing QALY and DALY calculations. Health policy and planning 21(5), 402–408.

SEPA, 2002. Robust, sustainable small on-site wastewater systems - A review., In Swedish: Robusta, uthålliga små avloppssystem - En kunskapssammanställning. http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5224-1.pdf?pid=2891, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.

SEPA, 2008a. Cross-section charge system proposal for nitrogen and phosphorous, (In Swedish: Förslag till avgiftssystem för kväve och fosfor), http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/avlopp/faktablad-8147-enskilt-avlopp/faktablad-8147-sma-avloppsanlaggningar.pdf, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.

SEPA, 2008b. Socio-economic impact assessments of environmental mitigation measures - Handbook for application in water environments, In Swedish: Samhällsekonomisk konsekvensanalys av miljöåtgärder – Handbok med särskild tillämpning på vattenmiljö Agency, S.E.P., Stockholm.

SIKA, 2005. The socio-economic analysis, In Swedish: Den samhällsekonomiska kalkylen Analysis, G.I.f.C., Stockholm.

SNIER, 2009. Climate adaption in Sweden - Societal economic valuation of health effects, Research, S.N.I.o.E., Stockholm.

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.

STA, 2016. Method and socioeconomical calculation vavlues for the transport sector: ASEK 6.0, Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 6.0 https://www.trafikverket.se/contentassets/4b1c1005597d47bda386d81dd3444b24/hela_dokumentet_asek_6_0.pdf, Borlänge.

Svensson, M., Nilsson, F.O.L. and Arnberg, K., 2015. Reimbursement Decisions for Pharmaceuticals in Sweden: The Impact of Disease Severity and Cost Effectiveness. PharmacoEconomics 33(11), 1229–1236.

TECHNEAU, 2011. Risk Assessment & Risk Management, http://www.techneau.org/index.php?id=124, TECHNEAU Accessed.

Teunis, P.F.M., Moe, C.L., Liu, P., E. Miller, S., Lindesmith, L., Baric, R.S., Le Pendu, J. and Calderon, R.L., 2008. Norwalk virus: How infectious is it? Journal of Medical Virology 80(8), 1468–1476.

The John Snow Society, 2016. The John Snow Society, http://www.johnsnowsociety.org/, The John Snow Society Accessed: 2016, Dec 29.

United Nations, 2015. The millennium development goals report 2015, New York.

United Nations, 2016. Sustainable Devlopment Goals, http://www.un.org/sustainabledevelopment/, United Nations Accessed: 2016, Dec 28.

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, 2011a. Guidelines for Drinking-Water Quality – 4th Edition, World Health Organization.

WHO, 2011b. Guidelines for drinking-water quality, 4th edition, 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.

World Health Organization, 2001. Guidelines, Standards and Health: Assessment of Risk and Risk Management for Water-Related Infectious Disease. World Health Organization, Geneva, Switzerland.

Xiao, L. and Herd, R.P., 1994. Infection patterns of Cryptosporidium and Giardia in calves. Veterinary Parasitology 55(3), 257–262.

Zachmann, K., 2014. Risk in Historical Perspective: Concepts, Contexts, and Conjunctions, Ch 1 in Risk - A Multidisciplinary Introduction. Klüppelberg, C., Straub, D. and Welpe, I.M. (eds), pp. 3–35, Springer International Publishing, Cham.

Beslutsmodell för mikrobiella dricksvattenrisker. Verktyg för åtgärdsprioritering

Svenskt Vatten

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