

MRA – Ett modellverktyg för svenska vattenverk

*Josefin Lundberg Abrahamsson, Johanna Ansker,
Gerald Heinicke*



Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SV-Utveckling) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet.

SV-Utveckling (fd VA-Forsk) initierades gemensamt av Svenska Kommunförbundet och Svenskt Vatten. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvatten
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

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

Anders Lago, ordförande	Södertälje Kommun
Olof Bergstedt	Göteborg Vatten
Roger Bergström	Svenskt Vatten AB
Per Fåhraeus	Varbergs Kommun
Carina Färm	Mälarenergi AB
Daniel Hellström	Svenskt Vatten AB
Mikael Medelberg	Roslagsvatten AB
Marie Nordkvist Persson	Sydvatten AB
Lars-Gunnar Reinius	Stockholm Vatten AB
Bo Rutberg	Sveriges Kommuner och Landsting
Ulf Thysell	VA SYD
Susann Wennmalm	Käppalaförbundet
Fred Ivar Aasand	Norsk Vann, adjungerad

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

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 47 607
117 94 Stockholm
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se

Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	MRA – Ett modellverktyg för svenska vattenverk
Title of the report:	MRA – a model for Swedish water works
Rapportens beteckning Nr i serien:	2009-05
Författare:	Josefin Lundberg Abrahamsson LEVA i Lysekil, Johanna Ansker, Stockholm Vatten VA AB, Gerald Heinicke, DHI
Projekt nr:	26-110
Projektets namn:	Mikrobiologisk riskanalys
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling, Stockholm Vatten, Norrvatten, DHI och SMI
Rapportens omfattning Sidantal: Format:	78 A4
Sökord:	QMRA, riskanalys, barriärer, mikroorganismer, vattenrening
Keywords:	QMRA, risk analysis, barriers, microorganism, drinking water
Sammandrag:	MRA-modellen är ett verktyg för riskanalys och riskbedömning. Modellen är framtagen enligt QMRA metodiken och anpassad för att kunna användas på svenska (yt-) vattenverk.
Abstract:	The QMRA-modell is a tool for risk analysis and risk assessment. The model uses the QMRA-methodology and is developed for Swedish (surface) water works.
Målgrupper:	VA-ansvariga, utvecklingsingenjörer, driftpersonal vattenverk, tillsynsmyndigheter, VA-konsulter
Omslagsbild:	Foto: Sonja Ländén
Rapporten:	finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2009
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

Förord

QMRA är ett av de verktyg som idag används för riskanalyser inom dricksvattenrening för att säkerställa en god dricksvattenkvalitet från källa till kran. Ansatsen till detta projekt har varit att ta fram en generell modell som alla kommuner och dricksvattenproducenter kan använda. Vägen till en färdig modell har varit lång och under resans gång har vi blivit än mer uppmärksammade på vilka områden som vi vet relativt lite om. Ett av dessa är vad som finns i våra råvatten och i vilka halter. Som alla typer av simuleringar krävs bra indata för att få bra utdata, i detta fall är indata halter av patogener i råvattentäkten. Med modellen har vi kommit en bra bit på väg, men för att få riktigt bra resultat för normaldrift behöver ytterligare forskning och undersökningar på råvattnet göras. Modellen kan ändå användas och ge bra och jämförbara resultat för olika typer av scenarion.

Det är med varm hand som vi nu överlämnar modellen för att användas. Vi hoppas att den fortsätter att utvecklas och att den kan ge inspiration till nya utvecklings- och forskningsområden. (Modellen finns att laddas ner från Svenskt Vattens hemsida)

Föreliggande rapport är i första hand avsedd att fungera som en handbok/användarmanual för användande av den framtagna modellen. I första kapitlet ges en kort introduktion till området och projektet. I kapitel 2 ges en kort bakgrund, en introduktion till MRA-konceptet och lite generellt om patogener, men den intresserade hänvisas till relevant litteratur. Som exempel genomförs en fallstudie av ett fiktivt vattenverk i manualen. Diskussion om tolkning av resultat finns i kapitel 5. Innan användning av modellen rekommenderas att man läser igenom kapitel 3 och 4 samt tittar på exemplen i kapitel 7.

Många personer har varit delaktiga och en förutsättning för projektet. Projektet initierades under våren 2006 som ett projekt mellan Stockholm Vatten (Josefin Lundberg Abrahamsson och Christer Berg), Norrvatten (Per Ericsson), DHI (Gerald Heinicke) och SMI (Thor Axel Stenström). Stockholm Vatten har agerat projektledare och i projektgruppen har ingått Christer Berg, Ulf Eriksson, Johanna Ansker och Rachel Davies (samtliga Stockholm Vatten), Per Ericsson och Maja Taaler (Norrvatten) samt Gerald Heinicke (DHI) och Josefin Lundberg Abrahamsson (Stockholm Vatten/WSP).

Under projektets gång har Thor Axel Stenström (SMI), Kjetil Furberg (Norskt Vann), Johan Åström och Thomas Pettersson (Chalmers), Therese Westrell, Torbjörn Lindberg och Jonas Toljander (SLV) samt Olof Bergstedt (Göteborg Vatten/Chalmers) fungerat som referensgrupp. Susan Petterson (Water & Health Pty Ltd, Australien) har utvecklat programmet.

Mellan augusti 2006 och augusti 2007 var Rachel Davies projektledare, varefter det löpande projektansvaret sköts av Josefin Lundberg Abrahamsson (WSP) fram till januari 2008 då Johanna Ansker och

Ulf Eriksson (Stockholm Vatten) tog över för avslutandet av projektet. Rapporten har sammanställts av Josefin Lundberg Abrahamsson, Johanna Ansker, Gerald Heinicke, Per Ericsson, Ulf Eriksson och Maja Taaler.

Ett stort tack till er alla som varit engagerade i arbetet, utan er hade det aldrig blivit klart!

Författarna oktober 2008

Innehåll

Sammanfattning	6
Summary	7
1 Introduktion	8
2 Bakgrund.....	10
2.1 Kvantitativ Mikrobiell Riskanalys (QMRA)	11
2.2 Mikroorganismer	14
2.3 Klordesinfektion.....	19
3 Introduktion till modellen.....	22
3.1 Förutsättningar	22
3.2 Tips och råd till användaren	22
3.3 Innan du börjar	23
3.4 Insamling av data.....	24
3.5 Tolkning av resultatet	24
4 Manual	25
4.1 Val av referenspatogener	29
4.2 Karakterisering av råvatten	30
4.3 Definiera reningsprocessen	38
4.4 Exponering	48
4.5 Dos-respons samt karakterisering av risk	48
4.6 Resultat	49
5 Tolka resultatet	50
6 Forsknings- och utvecklingsbehov	52
6.1 Utvecklingsbehov	52
6.2 Forskningsbehov	52
7 Exempel	53
7.1 Förutsättningar	53
7.2 Val av patogener och sätt att representera sitt råvatten.....	54
7.3 Processbeskrivning	56
7.4 Resultat	60
7.5 Tolkning.....	62
7.6 Åtgärdsanalys	62
7.7 Alternativ beräkning	66
7.8 Kommentarer till exempelkapitlet.....	68
8 Ordlista	69
9 Referenser.....	71
Bilaga 1	74

Sammanfattning

Varje år rapporteras ett antal sjukdomsutbrott kopplade till dricksvatten. I de flesta fall är det okänt vad som orsakade utbrottet men i de fall där källan är känd dominerar bakteriegruppen *Campylobakter* och virusgruppen norovirus. Vid dricksvattenrening har man traditionellt använt sig av indikatororganismer och kontroll i efterhand, något som medför stor osäkerhet då organismerna inte alltid är representativa, analyserna tar lång tid samt att provtagningen inte är kontinuerlig.

QMRA (Quantitative Microbial Risk Assessment) har uppkommit som en konsekvens av att den traditionella synen på mikrobiella risker och stickprovsprovtagning inte alltid räcker till. Riskanalysen baseras istället på beräkningar, uppskattningar och väger samman uppmätta och/eller statistiskt beräknade risker. I och med detta tar en QMRA hänsyn till statistiska variationer hos både råvatten och barriärverkan i olika processteg.

Ansatsen i detta projekt har varit att ta fram en MRA-modell som är så användbar som möjligt. Modellen ställer krav på indata av god kvalitet och en god insikt i hur det modellerade vattenverket fungerar. I modellen finns de flesta reningssteg som är vanliga i Sverige, det är även möjligt att själv lägga till egna processteg som inte finns definierade. Modellen bygger på att råvattnet är ett ytvatten men den kan användas för ex. simulering av bortfall av ett eller flera desinfektionssteg för ett grundvattenverk.

Rapporten är indelad i två huvuddelar. Första delen är en introduktion till QMRA och bakgrund till de mikroorganismer som modellen använder. Den andra delen är en användarmanual med exempel och vägledning till själva modellen.

Modellen börjar med att definiera råvattnet som idag bygger på att det är ett ytvatten, detta kan göras antingen genom direkt uppmätta halter av valda organismer eller genom att uppskatta avloppspåverkan. Sedan aktiveras eller avaktiveras aktuella processteg för att efterlikna det vattenverk som ska modelleras. I modellen beskrivs varje reningssteg så noga som möjligt, här kan man även antingen använda sig av defaultvärden (fördefinierade litteraturvärden) eller ange egen uppmätt avskiljning. Det går även att välja att modellera normaldrift eller drift under suboptimala förhållanden. Som stöd finns förutom manualen ett exempelkapitel med ett fiktivt vattenverk. Resultatet fås dels i form av log-reduktion för processkombinationen och för varje enskilt steg. Dessutom anges risken för att bli sjuk både som sannolikhet och i DALYs (Disability Adjusted Life Years). Modellen kräver god kvalitet på indata och i dagsläget är underlaget relativt tunt men modellen kan ändå ge god inblick i hur väl processen fungerar och var dess styrkor och svagheter återfinns. Modellens främsta användningsområden är för att jämföra olika processkombinationer. Vilket processteg är viktigast att upprätthålla och scenarioanalys vad kan effekten bli av en enskild händelse så som ett utsläpp i närheten av råvattenintaget?

Summary

Every year there is a number of outbreaks of infectious waterborne disease related to drinking water. In most cases the infectious agent remains unknown and in the cases where it is identified the dominating pathogens are *Campylobacter* and norovirus. Traditionally indicator organisms are used in drinking water treatment to ensure that the water is free from pathogens. The method has limitations since many pathogens are not represented with indicator organisms and that the samples are not taken continuously.

QMRA (Quantitative Microbial Risk Assessment) has been developed as a result of limitations in the use of indicator organisms. The risk assessment uses all available data and information such as dose-response relationships, exposure data, plant specific data etc. A QMRA also takes statistical variations and errors into consideration.

The general aim of this project was to develop a MRA model as applicable as possible. The model requires in-data of good quality and a good knowledge of the water works. The model contains the most common treatment processes used in Sweden. It is also possible to define and add additional processes not included in the model. The model is based on a surface water treatment plant but it can be used for simulation of e.g. failure of a disinfection step for a groundwater works as well.

The report is divided in two main parts. The first part is an introduction to the QMRA concept and the microorganisms used in the model. The second part is a user-guide with examples and guidance to the model.

The model starts with defining the raw water, which here assumes it is surface water, either by entering measured pathogens count or by estimating sewage impact. Processes are then activated or deactivated to imitate the water works to be modeled. Every treatment step is then defined as thorough as possible by using default values or measured reduction. It is also possible to choose between normal or sub-optimal operation. For your help there is a manual as well as an example of a fabricated water works. The result is expressed as log-reduction for the process combination and for each step. The risk is also given as the probability of infection (daily or yearly) or in DALYs (Disability Adjusted Life Years). The model requires data of good quality which today is a bit scarce however the model is very useful in pointing out how well the process is working and its strength and weaknesses. The model's strength is in scenario analysis and comparison of process combinations. Which step in the process is most important to maintain, what can the effect be of one particular event such as a sanitary sewer overflow near the intake?

1 Introduktion

Sjukdom kopplat till dåligt dricksvatten är något som vi i första hand associerar med dålig hygien och dåliga sanitära förhållanden. Men årligen rapporteras det både i Sverige och i övriga Europa flera fall av sjukdomsutbrott kopplat till dricksvattnet. Oftast är orsaken till utbrottet okänt men där det är känt är det allt som oftast orsakat av bakteriegruppen *Campylobacter* eller virusgruppen norovirus (som bl.a. orsakar vinterkräksjukan).

Tillgängliga epidemiologiska data tyder på att risken för att smittas av sjukdomsalstrande bakterier och virus är större via andra livsmedel än via dricksvatten, men eftersom dricksvatten distribueras till ett stort antal människor kan konsekvenserna av ett utbrott bli allvarliga. Även om det är svårt att jämföra riskerna mellan dricksvatten och övriga livsmedel då mörkertalet är stort och det inte finns några direkt jämförbara studier, kan man konstatera att konsekvenserna av utbrott kan bli mycket större för dricksvatten än för övriga livsmedel. Dessutom krävs det oftast väldigt små mängder för att bli sjuk. Vad det gäller kontroll av dricksvatten har man traditionellt använt sig av kontroll i efterhand, vilket har sina brister. Det är en väldigt liten mängd av det producerade vattnet som analyseras samt att när analysen är färdig har vattnet redan lämnat vattenverket, mer om detta finns att läsa i kapitel 2.

Tidigare har man ansett att kvaliteten på ytvatten i Sverige och övriga nordiska länder allmänt är god och att det kalla klimatet är ofördelaktigt för mikroorganismer. Studier av både svenska och norska ytvatten-täkter har visat att mikroorganismer av olika slag är vanligt förekommande. Risken för föroreningar i yt- och grundvattentäkter bedöms öka i och med ett förändrat klimat med fler och större översvämningar av såväl avlopp som åker- och jordbruksmark. Dock bör här nämnas att de patogener (sjukdomsframkallande mikroorganismer) som orsakar infektion vid intag av förorenat dricksvatten och som kan tänkas finnas i vattentäkterna inte är sådana som förökar sig i vattensystemet. De låga vattentemperaturerna gör däremot att de överlever längre och att inaktiveringstiden ökar.

För att underlätta bedömningen av risker i vattenförsörjningen har forskare tagit fram ett riskhanteringsverktyg QMRA (Quantitative Microbial Risk Assessment, *Sv. kvantitativ mikrobiologisk riskanalys*). Syftet är att kunna väga samman olika risker och scenarier och bedöma den faktiska risken för en viss händelse. Mer om QMRA finns i kapitel 2.1.

Syftet med det här projektet är att ta fram en modell anpassad för svenska vattenverk. I modellen kan användaren bygga upp sitt vattenverk och studera hur väl det idag avskiljer mikroorganismer. Användaren kan även testa att lägga till/ta bort reningssteg eller testa olika scenarier som utsläpp av avloppsvatten i sin vattentäkt eller bortfall av ett reningssteg. Modellen kan hjälpa till att göra en riskbedömning av olika händelser i ditt vattenverk, mer om tolkning av risker finns i kapitel 5. Modellen är idag avsedd för ytvattenverk. Verk som använder

grundvatten kan använda modellen för modellering av tillägg/bortfall av metoder som klorering, UV eller membran.

För den som inte själv avser att köra modellen men vill bilda sig en uppfattning om vad modellen kan användas till är det lämpligt att i första hand läsa kapitel 1 och 3 samt bakgrunden i kapitel 2.

2 Bakgrund

I Sverige rapporteras årligen mellan 1 och 13 sjukdomsutbrott kopplade till dricksvatten med från 100 och upp till fler än 10 000 drabbade (baseras på en studie gjord på åren 1980–2003). I de flesta fall är det okänt vilken organism som orsakat utbrottet, och där organismen är känd är det *Campylobacter* och norovirus som dominerar. Till detta kommer den endemiska (bakgrunds-) nivån. Den endemiska nivån är okänd, men anses spela en stor roll. (Lindberg och Lindqvist, 2005)

Vad gäller förekomst av patogener i råvattentäkten tyder studier och erfarenheter på att patogena protozoer kan vara relativt vanligt förekommande i ytvattentäkter. Överlevnaden i kalla nordiska vatten bedöms vara god. Risken för mikrobiell förorening av såväl ytvatten som grundvatten bedöms öka i och med förändringar i klimatet. Huvudorsaken till detta är mer frekvent förekomst av extremväder med kraftiga regn kopplat till översvämningar av (jordbruks) mark och bräddning av avloppsvatten. Resultatet kan bli plötsliga försämringar i råvattenkvaliteten för det enskilda vattenverket. (Lindberg och Lindqvist, 2005)

I nuvarande svensk lagstiftning använder man sig i dricksvattenproduktionen av kontroll i efterhand med hjälp av indikatororganismer, företrädesvis koliformer där *E. coli* ingår. Frånvaro av koliformer har tolkats som att vattnet är fritt från fekal förorening. Att denna metod har sina brister har man länge varit medveten om och på olika sätt försökt hantera. Problemen med efterkontroll är flera;

Indikatororganismen är inte representativ! Koliformer, den vanligaste indikatororganismen, är en lättodlad bakteriegrupp som dessutom är känslig för klor. Olika typer av patogener reagerar olika på desinfektion och frånvaro av koliformer är ingen garanti för att vattnet är fritt från virus eller protozoer, eller ens fritt från andra typer av bakterier. Flera andra patogener har visat sig mer resistenta än indikatororganismer mot konventionell rening. Alternativet att utöka analysprogrammet med fler indikatorer är inte heller attraktivt, då analyserna i många fall är både dyra, komplicerade och tidskrävande.

Analys av indikatororganismer tar tid! Även om analysmetoderna utvecklas och förbättras kommer vi inte ifrån att mikrobiologiska analyser tar tid. Det innebär att det föreligger en icke försumbar risk att man alltför sent upptäcker en förorening i vattnet som då redan kan ha hunnit konsumeras. Ju mer komplicerade analyser, desto längre blir svarstiden.

Provtagningen är icke-kontinuerlig! I efterkontrollens karaktär ligger att den är diskret till sin natur, med en provtagningsfrekvens som bestäms av de lokala förutsättningarna. Det blir svårt att upptäcka plötsliga förändringar i vattenkvaliteten med en provtagning som baseras på 100 ml vid stickprovskontroll.

Det är svårt att upptäcka patogener i låga halter! Förekomsten av patogener i dricksvattnet är mycket låg i ett dricksvatten behandlat i en väl fungerande process. Då halterna i råvatten är mycket låga och efter rening är förekomsten nära noll gör att det är svårt att detektera pato-

gener. Analys av sådana låga koncentrationer är mycket svårt. Analysmetoderna kräver högre halter eller mycket stora provtagningsvolym, uppemot 1000 liter vatten. Tyvärr räcker det med väldigt låga halter (i vissa fall endast en mikroorganism) för att insjukna, tre på 100 000 liter vatten. (Haas m.fl. 1999)

Sammantaget leder ovanstående observationer till att man alltmer kommit att inse att frånvaro av indikatororganismer inte garanterar att vattnet är fritt från patogener. Slutsatsen blir att det är svårt att med hjälp av efterkontroll garantera att vattnets kvalitet kontinuerligt uppfyller de ställda kraven.

I t.ex. USA har man valt att istället för att lita på efterkontroll ställa noggranna krav på rening utifrån typ av råvatten och med avseende på reningsprocessens log-reduktion av olika typer av mikroorganismer. I svensk lagstiftning finns idag inget krav på log-reduktion (definition av log-reduktion: 1 log = 90 % avskiljning, 2 log = 99 % avskiljning osv.) gentemot olika mikroorganismer, däremot börjar HACCP (Hazard Analysis of Critical Control Points) och gradvis WSP (Water Safety Plans) (Svenskt Vatten, 2005) användas som verktyg för att verka förebyggande med att säkerställa vattenkvaliteten.

2.1 Kvantitativ Mikrobiell Riskanalys (QMRA)

Angreppssättet med QMRA har uppkommit som en konsekvens av att den traditionella synen på mikrobiella risker visat sig otillräcklig. Riskanalys baseras i allmänhet på beräkningar och uppskattningar samt tumregler och information från experter. Statistiska metoder ingår inte i någon större omfattning. Experter kan göra mycket vad gäller att bedöma risk för olika patogener, men möjligheten att kombinera numeriska sannolikheter och aggregera risker är begränsad. Idén med QMRA är att eliminera intuitivt skattade risker där så är möjligt och ersätta dessa med systematiskt kalkylerade sådana och därigenom förbättra resultaten, enkelt uttryckt ersätta uppskattningar med uppmätta och/eller statistiskt beräknade risker.

I en QMRA kan olika risker och scenarier vägas samman för en noggrannare kvantifiering av de faktiska riskerna. En QMRA bygger på tanken att komplettera ”noll-koliformsstrategin”, dvs. att koliforma bakterier inte får påvisas, och därigenom minska risken med att enbart använda efterkontroll genom att bedöma alla enskilda reningssteg gemensamt. En QMRA baseras inte enbart på medelvärden och uppskattningar, utan väger in insikten om att vattenkvalitet, barriärverkan och risk/sannolikhetsdata beskrivs bäst av ”probability density functions”, *Sv. sannolikhetsfördelningar*.

En QMRA visar inte verkligheten, men väl en idealiserad och förenklad bild av denna. De ingående sannolikhetsfördelningarna representerar approximationer av vattenkvaliteten. Resultatet av en QMRA bör därför tolkas tillsammans med övrig information som finns tillgänglig för det aktuella systemet och kompletteras med driftmässiga möjligheter att verifiera att man har den barriärverkan man tror sig ha.

QMRA metodiken kan användas för att undersöka följande frågeställningar:

- Är den mikrobiologiska risken med en given vattenförsörjning vid normala driftsbetingelser accepterbar? Att kunna svara på den frågan är den långsiktiga målsättningen med utvecklingen av QMRA-modeller. I nuläget är kunskapsbristen med hänsyn till indata så stor att resultatet ”risken att bli infekterad” är behäftat med betydande osäkerhet.
- Vilka barriärer är mest kritiska att upprätthålla? Vilka är de största källorna till variation?
- Vad är effekten av en incident i beredningen? Vad är effekten av riskhändelser i vattentäkten, t.ex. bräddningar?
- Vilka kritiska gränser måste man sikta mot, generellt och individuellt? (Roser et al, 2006)
- Vilka åtgärder, t.ex. i form av en ytterligare behandlingsprocess, är mest effektiva för att förbättra den mikrobiologiska barriären?

En QMRA ställer krav på en mängd indata. För att kunna uppnå önskat resultat krävs kunskap om förekomst av patogener i råvatten, avskiljningen av respektive patogen i olika reningssteg, konsumtionsmönster samt dos-responssamband för respektive patogen. (Pettersson et al, 2006) Man måste dessutom ha kunskap om variationen och spridningen i respektive steg. Kvaliteten på indata avgör som alltid kvaliteten på utdata!

En QMRA genomförs för ett specifikt system enligt en viss metodologi:

- 1 *Identifiering av risker/faroinventering.* Beskrivning av effekter på människans hälsa av respektive risk. Bestämning av normal drift och definition av önskat slutresultat.
- 2 *Bedömning av exponering.* Beräkning av dos, dvs. mängden patogener som konsumenten får i sig med dricksvattnet. För detta krävs råvatteninformation, avskiljningsdata och konsumtionsmönster.
- 3 *Dos-responssamband* mellan applicerad dos och påverkan på hälsan.
- 4 *Risikkaraktisering.* Sammanfogar ovanstående och ger en bild av risken för allmänheten. Utvärdering av variabilitet och osäkerhet. (Westrell et al, 2003)

För mer bakgrund om QMRA hänvisas till litteraturen, i första hand WHO:s rapporter och de rapporter som genererats inom ramen för EU:s projekt Microrisk, www.microrisk.com

2.1.1 Att göra en QMRA

Normaldrift

Första steget är att beskriva den dominerande driftsbetingelsen som råder större delen av tiden, den genomsnittliga eller normala situationen. För att erhålla ett gott resultat i slutändan krävs en detaljerad beskrivning av processen tillsammans med noggranna dataset. Risker associerade med normaldrift skall minimeras och bör vara de första att undersökas med avseende på acceptans. (Roser, 2006)

Känslighetsanalys

Andra steget är att göra en känslighetsanalys baserat på normaldriften. Varje processteg sätts till sitt värsta tänkbara läge och modellen körs igen. Denna procedur tvingar användaren att kritiskt granska kritiska kontrollpunkter och ger användaren en möjlighet att identifiera svagheter i reningsprocessen.

Extrema fall

Händelser som avviker från normaldrift och medför en ökad risk för konsumenten simuleras. För att kunna simulera extrema händelser kan det vara bra att sammanställa information om lokala incidenter med avseende på händelse (t. ex. avbrott på klorering), tidsperiod (hur länge varade avbrottet) och övriga egenskaper för händelsen (t. ex. strömavbrott). Detta underlag kan vara svårt att samla in men kan ge värdefull information om processens robusthet.

Viktigt att komma ihåg är att en riskanalys inte kan förutsättas generera några absoluta värden, då kvaliteten på indata styr kvaliteten på utdata. Kvaliteten på indata kan vara knepig då underlaget för patogener i vattentäkten oftast är tunt. Däremot är möjligheterna till relativa jämförelser goda, dvs. man kan undersöka vad förändringar i råvattentäkt eller process innebär för kvaliteten på konsumentens dricksvatten och därmed risken för smitta.

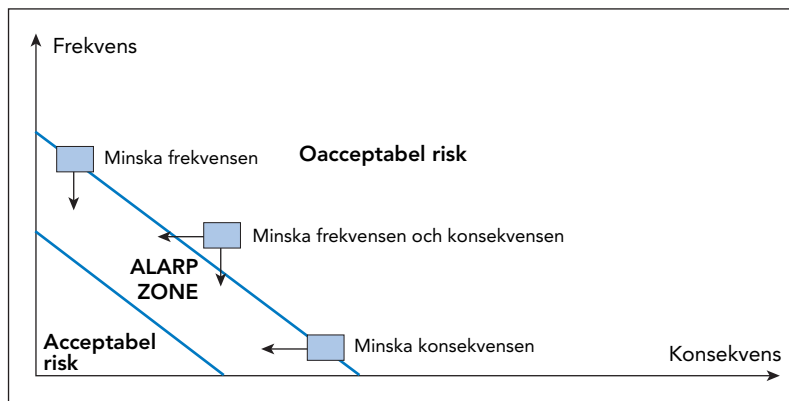
2.1.2 Vad är en acceptabel risk?

För att kunna definiera vad som är en acceptabel risk måste man börja med att definiera vad en risk är. En risk kan definieras antingen som hur ofta någonting händer och dess konsekvens eller som sannolikheten för en händelse och dess konsekvens, dvs.:

$$\text{Risk} = \text{frekvens} \times \text{konsekvensen}$$

$$\text{Risk} = \text{sannolikhet (för en definierad händelse)} \times \text{konsekvensen}$$

För en vattenburen smitta kan konsekvensen vara att man blir sjuk. Risken är då antalet insjuknade vid en händelse per år, som bestäms av frekvensen av tillfällen med insjuknade individer, och hur många som blir sjuka vid tillfället. Risken blir då uttryckt i antal sjukdomsfall per år eller hur stor sannolikhet det är att bli sjuk per år. Detta kan åskådliggöras i ett frekvens-konsekvens diagram se Figur 2-1 (eller ett sannolikhets-konsekvens diagram) där det finns tre områden inom vilken en risk kan hamna, acceptabel risk, oacceptabel risk och ALARP zone. ALARP (as low as is reasonably practicable) fritt översatt så lågt som är rimligen genomförbart. För att minska risken kan man beroende på var risken placerar sig i diagrammet antingen minska frekvensen t. ex. minska antalet tillfällen ett processteg inte fungerar optimalt och/eller minska konsekvensen vilket för sjukdomsutbrott kan vara svårt rent praktiskt. (Pollard, 2008) Ett sätt att minska konsekvensen när man är medveten om en störning kan vara att dumpa vattnet till avlopp ett annat kan vara att införa restriktioner för användning av vattnet eller att genom omkopplingar minska det drabbade området. Allt för att konsekvensen ska bli så liten som möjligt.



Figur 2-1 Frekvens-konsekvens diagram (omritat från Pollard 2008)

Om man vill komplettera sin efterkontroll med en QMRA för att säkerställa vattnets kvalitet uppstår frågan kring hur man skall definiera acceptabel risk. Amerikanska naturvårdsverket (USEPA) har föreslagit en nivå på mindre än 1/10 000 infekterade personer/år som acceptabel risk. Man kan också ange risken i DALYs (Disability Adjusted Life Years). DALY kan tyckas vara ett komplicerat sätt att uttrycka risk, men har fördelen att det 1) tar hänsyn till hur allvarlig skada man lider (alltifrån en dags sängliggande till dödsfall) och 2) gör att i övrigt helt obesläktade risker kan jämföras (t ex risken för att bli infekterad av en vattenburen smitta kontra risker i trafiken). För DALYs har WHO satt den acceptabla risken för vattenrelaterad sjukdom till 1×10^{-6} d.v.s. 1 mikro DALY. (WHO, 2003)

2.2 Mikroorganismer

Mikroorganismer är små encelliga eller enklare flercelliga organismer. Till mikroorganismer räknas bakterier, encelliga alger, jästsvampar, mikroskopiska svampar, protozoer och oftast även virus. Virus är inte en mikroorganism i samma mening som övriga då de inte kan leva och föröka sig utan en värdorganism, som kan vara en mikroorganism. Globalt inom vattenrening är de mest intressanta mikroorganismerna bakterier, protozoer, inälvsmaskar och virus då de kan vara patogena dvs. sjukdomsalstrande. I Sverige är de mest intressanta mikroorganismerna vissa typer av bakterier och virus samt parasiterna *Giardia* och *Cryptosporidium*. De mikroorganismer som pekats ut som mest intressanta för Sveriges del är sådana som kan överleva i ett kallare vatten samt är klortåliga vilket gör den konventionella ytvattenberedningen sårbar. (Svenskt Vatten, 2007)

2.2.1 Patogener

Det är sannolikt att patogener förekommer i de flesta ytvatten, troligen under detektionsgränsen. (Smeets, et al, 2006) Man har i Sverige ofta antagit att förekomsten i allmänhet är låg i nordiska ytvatten, men det har på senare tid visat sig att så inte alltid behöver vara fallet. Exempel på detta är utbrott av *Giardia* i Norge samt flera *Cryptosporidium*-utbrott i Irland har dessutom visat att utbrott kan inträffa trots låga halter

(Bergstedt et al, 2008). Att skaffa kunskap om hur patogener förekommer i råvattnet är viktigt, men kunskapen varierar stort mellan enskilda täkter och länder. Analyserna är ofta omständliga och dyra, och det är svårt att skaffa sig en ordentlig uppfattning om hur spridningen egentligen kan se ut. I många fall får man förlita sig på litteratordata, eventuellt kompletterade med stickprovsanalyser och kännedom om råvattentäkt och avrinningsområde. (Dechesne et al, 2006)

Avskiljningen av patogener varierar väldigt mycket, olika patogener avskiljs olika av olika reningsprocesser, och den metod som kan vara bra för avskiljning av en patogen kan vara mindre bra för en annan. Många patogener fastläggs till partiklar, så kemisk fällning kan i vissa fall anses vara en viktig avskiljningsmekanism. Andra kräver desinfektion eller inaktivering av exempelvis ozon eller UV, något som kan vara mycket effektivt mot exempelvis *Cryptosporidium*. (Amburgey et al, 2005)

Nedan följer en kort beskrivning av de olika grupperna av mikroorganismer; bakterier, protozoer och virus. De i modellen förekommande arterna beskrivs också närmare för att ge läsaren lite stöd i valet av mikroorganism. För en mer uttömmande beskrivning av mikroorganismerna och QMRA i praktiken hänvisas läsaren till relevant litteratur.¹ Vidare ges även några funderingar vad man kan tänka på vid modelleringen av sitt råvatten.

2.2.2 Bakterier

Bakterier är encelliga organismer som finns i alla typer av miljöer från havets botten till saltöknar. Bakterier är en stor grupp med mycket varierande egenskaper. De har en otrolig anpassningsförmåga och kan producera och konsumera i princip alla typer av organiska föreningar samt även många oorganiska föreningar. Sett till gruppen av bakterier är de flesta känsliga för klorering. Vattenlevande bakterier är dock mer klortoleranta än vad man tidigare trott, ett exempel är de sporbildande bakterierna som inte avdödas med de klorhalter som idag är tillåtna för klorering av dricksvatten.

Campylobacter anses vara den vanligaste bakteriella vattenburna smittan i många europeiska länder, däribland Sverige (Dechesne et al, 2006). Antalet rapporterade fall av *Campylobacter* ökar också stadigt i Sveriges rapportering av utbrott. *Campylobacter* är en organism som omnämns ofta i litteraturen. Flera andra bakterier är också vanliga i Europa, t. ex. *E. coli*.0157:H7 (EHEC).

Salmonella

Salmonellainfektioner kallas ofta lite slarvigt för matförgiftning. Vanligast är att man blir smittad via otillagad mat så som rått kött eller fågel. *Salmonella* är vitt spridd i naturen och finns hos de flesta varmblodiga djur. I princip alla varianter är humanpatogena. Tidigare var den vanligaste vattenburna sjukdomen tyfoidfeber som orsakas av en *Salmonella*-art. Den har i princip eliminerats i stora delar av världen med förbättrade vattenreningsmetoder. Vid stora störningar så som vid översvämningar, etc. sker dock utbrott. Den relativt höga infektions-

¹ Exempel på relevant litteratur inom området kan vara Westrell (2003) och Ashbolt et al (2005).

dosen som krävs för att bli sjuk tillsammans med den uppskattningsvis 90-procentiga avskiljningen av *Salmonella* i avloppsreningsverk gör att det i normalfallet inte är någon överhängande risk med behandlat avloppsvatten. Utbrott av andra mindre farliga varianter av salmonellainfektioner som härleds till dricksvattendistributioner sker då och då. I USA står *Salmonella spp* (species = arter) för den största andelen av vattenburna sjukdomsutbrott. Det finns en tydlig säsongsvariation med fler fall under varma perioder då de trivs i värme. (Madigan et al, 1997), (AWWA, 1999)

E. coli

E. coli är en vanlig bakterie och tillhör den normala tarmfloran (dvs. bakterier som normalt finns i tarmarna och normalt inte orsakar några besvär) hos människor och varmblodiga djur. De flesta *E. coli spp* är ofarliga men de som kan orsaka mag-tarm besvär är de enterotoxinproducerande varianterna även benämnda som ETEC. Dessa delas in i 6 grupper varav 4 av dem har kopplats samman med vattenburna sjukdomsutbrott. EHEC är en av dessa och speciellt *E. coli* 0157: H7 har orsakat en 20 000-tal infektioner i västvärlden spridna via olika typer av livsmedel, framförallt olika typer av kött och opastöriserade mejeriprodukter. EHEC finns inte normalt hos människor utan hos djur och kräver en lägre dos än andra ETEC-varianter för insjuknande. *E. coli* har god överlevnad i alla typer av vatten och de olika varianterna uppför sig relativt lika. (AWWA, 1999), (Madigan et al, 1997)

Campylobacter

Campylobacter är vanligast hos fåglar och finns över hela världen. Det finns ett flertal varianter som är humanpatogena och vanligaste smittorsaken i Sverige är genom rå kyckling. *Campylobacter* har till skillnad mot *Salmonella* och *E. coli* en låg kritisk dos dvs. de halter som behövs för att bli sjuk är låga. De finns i alla typer av vatten världen över och har god överlevnadsförmåga i vatten men kan inte växa i det. I ytvatten finns de alltid men i relativt låga halter, i avloppsvatten finns de i höga halter. I grundvatten finns de enstaka där högre halter tyder på inträngning av ytvatten. De har särskilt god överlevnad i kalla vatten, under 5° C, och i vatten med mycket organiskt material. (AWWA, 1999), (Madigan et al, 1997)

2.2.3 Protozoer

Protozoer eller "urdjur" är en grupp av encelliga djur som finns i de flesta miljöer. Det finns både arter som är frilevande och arter som är parasiterande. De flesta är små och har en cellkärna, men det finns arter som har fler cellkärnor och arter som kan bli mycket stora. I djuphaven finns det grupper som är nära besläktade med amöbor och kan bli uppemot 25 cm. Protozoer genomgår något som kan liknas vid ett ägg-/sporstadium i form av cystor. Cystorna är tjockväggiga och mycket tåliga, det är i denna form som protozoerna vanligen sprids. Cystorna kan under rätt förutsättningar utvecklas till en fullvärdig organism. (Madigan et al, 2005) De mest relevanta protozoerna i dricksvattensammanhang är *Cryptosporidium* och *Giardia*. Båda protozoerna rapporteras regelbundet som orsak till sjukdomsutbrott världen över,

som exempel kan anges att *The Centre for Disease Control Prevention* i Atlanta, USA, rapporterade att under 1993 och 1994 var 71 % av de vattenburna utbrotten relaterade till protozoer. (Dechesne et al, 2006) I en del fall kan avskiljning av partiklar användas som surrogat för protozoer. Litteraturen antyder dock att denna generalisering tenderar att underskatta avskiljningen och man har i vissa studier därför försökt kompensera något för detta. (Westrell et al, 2003) Protozoer har varit i centrum för mycket forskning de senaste åren, framför allt sedan det stora utbrottet av *Cryptosporidium* i Milwaukee 1993, och underlaget i litteraturen är omfattande.

Cryptosporidium

Det finns ett flertal varianter av *Cryptosporidium* där *C. parvum* är den som i första hand infekterar människor. En cryptosporidiuminfektion kan vara allvarlig för personer med nedsatt immunförsvar samt små barn och äldre. Troligen är alla däggdjur mottagliga för oocystor (spor-stadiet av protozon). Den vanligaste smittvägen är person till person. Livsmedel och vatten utgör också en möjlig smittväg. Det mest kända cryptosporidiumutbrottet är det i Milwaukee 1993 då 400 000 personer insjuknade då det spreds via dricksvattennätet. *Cryptosporidium* oocystor finns i alla typer av vatten världen över. Oocystornas tjocka väggar gör att de är tåliga mot kyla (ner till -15° C i 8–24 timmar) vilket gör att de trots tidigare spekulationer finns även i våra kalla nordiska vatten. Efter utbrottet i Milwaukee skärptes reglerna i USA för att minska risken för smitta via dricksvatten. Idag ska alla vattenverk anse att det i deras täkt finns *Cryptosporidium* och ska ha barriärer därefter. Då oocysterna är desinfektionståliga räcker det alltså inte idag med att enbart klorera vattnet innan distribution. (AWWA, 1999) Studier har visat att det finns en korrelation mellan turbiditet och förekomst av *Cryptosporidium*. Trots detta ska man inte anta att det i ett orenat vatten med låg turbiditet inte förekommer *Cryptosporidium*. (Amburgey et al, 2005)

Giardia

Gruppen *Giardia* består av minst 8 olika varianter där en del verkar vara humanspecifika och en del specifika för olika djurarter. Korssmitta mellan arter förekommer, men vanligast verkar vara smitta mellan samma art. Vanligaste korssmittan är från husdjur till människa. Andra smittvägar är person till person och genom livsmedel. Smitta via vatten är väldokumenterad och i de fall när smittoorsaken och vägen är kartlagd är det den vanligaste orsaken till vattenburna utbrott i USA. Det är framförallt små vattenverk och distributionssystem som drabbats av *Giardia* i dricksvattnet. *Giardia* finns världen över, även i arktiskt klimat och har lång överlevnad i kallt vatten. Vilket förklarar den tendens som setts att det framför allt är områden med kallt vatten som har haft utbrott. Oocystorna är desinfektionståliga och enbart klorering i vattenverket räcker inte för avdödning. I USA är riktlinjerna för *Giardia* samma som *Cryptosporidium*, se ovan. (AWWA, 1999)

2.2.4 Virus

Huruvida virus är levande eller inte är en ständig fråga. Utanför en organism är de egentligen livlösa komplex av DNA eller RNA som ibland

omsluts av ett membran. Virus har ingen egen ämnesomsättning men kan genom att ta sig in i en organism och utnyttja dess funktioner föröka sig. Virus kan infektera alla typer av celler, bakterier, protozoer, växter och djur. En rad olika grupper av virus förekommer i vatten, t. ex. rotavirus, norovirus och adenovirus. Norovirus är vanligt förekommande och boven bakom vinterkräksjukan. Trots att det finns en hel del material i litteraturen är virus ett område som är i fokus, framför allt eftersom vissa typer av virus är mycket beständiga mot desinfektion, de flesta mot klor men även UV-tåliga virus finns så som adenovirus. Att de är små gör det även svårt att mäta virushalterna och det är svårt att skaffa sig en uppfattning om virushalterna i vattentäkterna, vilket i sin tur gör det således ännu svårare att riskbedömma (Madigan et al, 2005). Virus finns i höga halter i avloppsvatten och även om virus i viss grad avskiljs vid reningen så finns det inga krav på hur stor avskiljningen måste vara eller hur höga halter som får finnas kvar efter avloppsreningen. Att det inte finns några sådana krav är dels för att virus inte räknas som levande mikroorganismer samt att det idag inte finns några standardiserade metoder för analys av virus. Vilket medför att det då inte heller kan finnas några krav på vare sig log-reduktion eller inaktivering.

Rotavirus

Det finns sex grupper av rotavirus varav tre finns hos människor och djur och tre endast finns hos djur. Viruset räknas som stabilt och är mycket vanligt i orenat avloppsvatten. Det orsakar mag-tarmbesvär och särskilt för små barn kan det ge svåra besvär. Viruset är mycket smittsamt, vid ett utbrott i Vail, Colorado, USA uppskattades andel som blev infekterade till 43 % för den vuxna befolkningen. Rapporter finns att man funnit det i såväl yt- som grundvatten och i marina miljöer. Det är resistent mot pH-inaktivering och kan överleva avloppsreningens sekundära steg. Till detta har den lång överlevnad i vatten. Det är däremot känsligt mot fritt klor, ozon och UV. Det är dock tåligare än andra enterovirus mot UV då det är ett dubbel strängat DNA virus. (AWWA, 1999)

Adenovirus

Det finns ett 70 tal olika varianter av adenovirus. Adenovirus kan ge både mag-tarmbesvär och andra besvär så som förkylningssymptom och ögoninfektioner. Adenovirus smittar inte mellan arter, dvs. människor kan smitta människor men inte djur och tvärtom. Vanligaste vattenburna smittan är ögoninfektioner som smittar via badvatten i swimmingpooler. (AWWA, 1999) Adenovirus i dricksvatten är väldigt ovanligt, hittills (2005) har inga utbrott av adenovirusinfektion relaterat till dricksvatten rapporterats. Studier gjorda i USA visar att det finns adenovirus i många ytvattentäkter men merparten av dessa är av icke humana varianter. Däremot är det höga halter i primärslammet i avloppsvattenverk, vilket gör det intressant ur dricksvattenperspektiv att studera dessa virus. (Yates et al, 2006) Studier visar att de har hög överlevnad även under extrema förhållanden och variationen vad det gäller desinfektion varierar kraftigt mellan olika typer av adenovirus. (AWWA, 1999)

Norovirus

Norovirus även tidigare benämnd som Norwalkvirus efter Norwalk, Ohio där de först studerades efter ett utbrott av magsjuka 1968. Det mest kända noroviruset är det som orsakar vinterkräksjukan. Kända smittvägar är alla typer av livsmedel, person till person och dricksvattensystem såväl stora som små, yt- som grundvatten. Man misstänker att det är tåligt mot pH, klor, klordioxid och temperatur även om det hittills inte finns så mycket forskning på detta. Det är troligen vanligt i vattentäkter men det är svårt att visa då viruset är väldigt litet och svårt att analysera. (AWWA, 1999)

2.2.5 Vilken patogen ska jag välja?

En av frågorna som användaren ställs inför när modellen öppnas är att välja en patogen ur respektive grupp bakterie, protozo och virus. Ett scenario är att man vet vilken patogen vars avskiljning man vill studera, t.ex. har det nyligen varit ett utbrott av *Cryptosporidium* i närheten och man vill göra en uppskattning av hur väl vattenverket avskiljer detta. Då väljs *Cryptosporidium* som protozo. Bakterie och virus är i det fallet kanske inte så intressant utan dessa kan väljas helt fritt. Ett annat scenario är att man vill titta på risken under normala förhållanden. Det är relativt lite studier gjorda på hur råvatten ser ut med avseende på patogenförekomst både över världen och i Sverige. Vilket gör att det är väldigt svårt att definiera hur råvattnet ser ut under normala förhållanden men för varje vattentäkt bör man fundera vilka yttre faktorer som finns dvs. vad är mest troligt att det finns i påvisbara halter i vattentäkten. Är det mycket betesmark kan exempelvis *Giardia* och/eller *Cryptosporidium*, Rotavirus och *E. coli* vara lämpliga då de är vanliga hos varmblodiga djur. Är vattentäkten en fågelrik sjö kan det istället vara lämpligt att välja *Campylobacter* som bakterie. Vid en bräddning av avloppsvatten är det möjligt med höga halter av *Salmonella* och Rotavirus eller Adenovirus.

Som ovan nämnt är det viktigt att noga tänka igenom vad det är man vill studera, varför man vill studera det och var i det enskilda fallet som det största hotet finns. För att modellera råvattnet kan man antingen välja att mata in direkt uppmätta halter eller utgå från påverkan av orenat avloppsvatten, se mer i kap 4. Få om ens några verk har data för direkt uppmätta halter för alla patogener som går att välja i modellen och rekommendationen från författarna är att utgå ifrån existerande litteraturdata från exempelvis Microrisk eller VA-forskrapporter inom området (se kapitel 4.2). Eventuellt kan man kompensera den datan för hög överlevnad i kallt vatten eller en mindre/större yttre påverkan som betesmark eller närliggande utlopp.

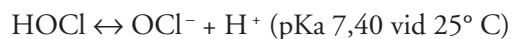
2.3 Klordesinfektion

I vatten kan klor förekomma i två huvudformer, dels som s.k. fritt klor och dels som bundet aktivt klor. I det senare fallet är klore bundet till organiska ämnen (humusämnen m.m.) eller oorganiska ämnen (i

regel ammonium). Fritt klor har betydligt större desinfektionseffekt än bundet klor.

2.3.1 Fritt klor – underklorsyrighet resp. hypokloritjon

Beroende på vattnets pH-värde dissocieras det fria klor till antingen s.k. underklorsyrighet (HOCl) vid låga pH-värden eller hypokloritjon (OCl⁻) vid höga pH-värden.



Underklorsyrighet är ca 80–100 ggr effektivare ur desinfektionssynpunkt än den basiska hypokloritionen. Vid pH-värdet 7,5 består den fria klor av ca 50 % underklorsyrighet resp. 50 % hypokloritjon. Av korrosionsskäl är pH-värdet i dricksvatten normalt > 7,5, vilket medför att den svagare hypokloritionen normalt dominerar. (AWWA, 1990)

2.3.2 Bundet klor

Vid tillsats av klor (hypoklorit eller klorgas löst i vatten) till vatten sker en snabb reaktion mellan fritt klor och vattnets eventuella innehåll av organiska ämnen (humusämnen m.m.) eller oorganiska ämnen såsom ammonium. Först när alla dessa ämnen har reagerat eller oxiderats kan ytterligare tillförd klor förbli i fri form. (AWWA, 1990). Generellt för svenska humusrika vatten och låg klordos har man i våra vattenverk bara fri klor under en väldigt kort tid, men det varierar från vatten till vatten.

2.3.3 Fritt- eller bundet klor – hur avgöra?

Enklast är att analysera både totalt och fritt klor. Skillnaden i halt är bundet klor. I regel analyseras endast totalt kloröverskott, vilket i många fall är otillräckligt för att bedöma klorens desinfektionseffekt. Några tumregler är dock följande:

Grundvatten

Grundvatten innehåller i regel låga halter av organiska ämnen (< 2,0 mg/l, mätt som COD_{Mn} eller TOC). Klor föreligger där huvudsakligen som fritt klor.

Ytvatten

I de flesta ytvatten, där halten organiska ämnen normalt är betydligt högre än i grundvatten, > ca 3,0 mg/l, föreligger klor i bunden form. För att uppnå brytpunkten och få ut klor i fri form krävs i regel betydligt högre klordoser än de 1,0 mg/l som är maximalt tillåten enligt svensk lagstiftning.

2.3.4 Monokloramin och klordioxid

I närvaro av ammonium i vattnet (naturligt eller tillsatt) binds en del av den tillsatta fria klor (doserad i form av hypoklorit eller klorgas löst i vatten) upp som monokloramin. Monokloramin har bättre desinfektionseffekt än organiska kloraminer, men betydligt sämre än de fria formerna vilket gör att den inte räknas som mikrobiell barriär i Livsmedelsverkets vägledning till dricksvattenberedning. (MWH, 2005)

Klordinoxid är en oxidant som har en relativt god desinficerande effekt på både virus och parasiter jämfört med den fria klor och monokloramin. Framförallt är den effektivare än fritt klor i vatten med $\text{pH} > 7$. Klordinoxid producerar i princip inga organiska biprodukter så som fritt klor gör. Dock produceras två oorganiska biprodukter klorit och klorat som kan ha negativa hälsoeffekter. (MWH, 2005) Klordinoxid goda desinfektionseffekt på mikroorganismer gör att den räknas som en barriär i Livsmedelsverkets vägledning till dricksvattenberedning. (Livsmedelsverket, 2006)

2.3.5 Vilka klorformer skall användas i modellen?

Modellen kan hantera fritt klor (hypoklorit eller klorgas), klordinoxid och kloramin. För att kunna beskriva kombinationer finns det två successiva slutkloreringssteg. Se kapitel 4.3.5. Klorering är en komplexprocess och vår rekommendation är att man funderar över sitt kloreringssteg och eventuellt läser relevant litteratur innan modellen används. Några funderingar att börja med är; vilken typ av klor används, hur är avklingningen i mitt system, vilken klorform är det som mäts när man mäter klor?

3 Introduktion till modellen

Ansatsen har varit att göra modellen så användbar som möjligt. Detta ställer krav på exakthet, men innebär också att vissa generaliseringar måste göras. I modellen ingår de flesta, men inte alla, reningsprocesser som är vanligt förekommande i Sverige. Som komplement till dessa finns det möjlighet att själv definiera processer. Användaren kan själv kombinera processerna på det sätt som bäst beskriver de lokala förutsättningarna.

All text i modellen är på engelska. Förhoppningen är att denna handledning skall hjälpa till att överbrygga eventuella språksvårigheter. I kapitel 7 finns även ett exempel. Modellen är programmerad i Analytica som använts för liknande projekt för bland annat avloppsvatten. Eftersom Analytica är ett engelskspråkigt program används punkt som decimalavgränsare.

Tänk på att det inte går att spara ändringar i modellen om gratisversionen Analytica Player används. Då måste du mata in dina data om igen varje gång du startar upp programmet. *Notera därför noga vilka val du gör och vilka värden du matar in.*

3.1 Förutsättningar

I modellen ingår förutsättningar bland annat på patogenförekomst, avskiljningsförmåga och dos-responsförhållande samt statistiska fördelningar för dessa. Dessa är hämtade ur litteraturen, och de källor som bedöms vara mest relevanta och representativa för att imitera nordiska förhållanden har använts. Det finns också möjlighet att mata in direkt uppmätta värden för patogenförekomst och avskiljningsförmåga för det egna verket. I modellen anges alltid källan till respektive antagande, mycket information finns i de rosa informationsrutorna. I vissa fall kan de lokala förutsättningarna vara sådana att användaren behöver ta hänsyn till dessa och göra korrigeringar. Hjälp för detta finns i manualen under "att tänka på" i respektive kapitel.

Modellen är en riskanalysmodell och inte en processmodell vilket innebär att modellen inte tar hänsyn till att t. ex UV inte fungerar optimalt om fällningen har varit avstängd. I det fallet tar modellen hänsyn till att det inte skett någon avskiljning av patogener men inte till att humus och andra partiklar ökar absorbansen och minskar UV effektiviteten. Detta får användaren tänka på och eventuellt justera intensiteten på UV-aggregatet eller liknande.

3.2 Tips och råd till användaren

Kom ihåg att kvaliteten på det erhållna resultatet är beroende av kvaliteten på de indata modellen förses med. Var därför noggrann och lägg ner lite möda på att försöka vara så precis som möjligt när du definierar

din process och preciserar dina indata. Se till att all platsspecifik information av god kvalitet som finns tillgänglig inkluderas i modellen. I de fall du inte har tillgång till lokala data kan du använda modellens förprogrammerade alternativ. Är du osäker på vilka halter du skall ange, räkna alltid i första hand med värsta tänkbara scenario. Kom ihåg att modellen kan vara användbar till mycket, du kan dels använda den till att studera avskiljningen av olika organismer under normal drift, dels kan du simulera olika scenarier. Exempel på händelser som kan simuleras är kraftig avloppsförorening, bortfall av hela eller delar av reningsprocessen eller kombinationer av dessa. En övning som kan vara intressant att genomföra är att vända på frågeställningen och undersöka hur höga föroreningshalter i råvattnet reningsprocessen klarar att hantera utan att riskerna blir oacceptabelt stora.

Återigen kom ihåg att det inte går att spara ändringar i modellen om Analytica Player används. Notera därför noga vilka val du gör och vilka värden du matar in. I Bilaga 1 finns en enkel checklista som kan användas för att fylla i vilka val som görs. Resultaten kan med fördel sparas som skärmdumpar.

3.3 Innan du börjar

Innan du sätter igång att arbeta med modellen rekommenderas att du läser igenom manualen i kapitel 4 nedan och testar att göra exemplen som finns i kapitel 7. Vid denna genomläsning bör du reflektera över hur du skall representera ditt råvatten och din process och vad du behöver för underlag för att kunna göra detta på bästa sätt. Antagligen behöver du samla in en hel del data innan du kan sätta dig och aktivt arbeta med modellen. Det till en början troligen största jobbet är att samla in data för att kunna beskriva processen, så avsätt ordentligt med tid för det.

Manualen är indelad på samma sätt som modellen för att det skall vara lätt att hitta aktuell information. Varje kapitel inleds med en allmän beskrivning av vilka val som finns och hur modulen är uppbyggd. Därefter kommer en steg-för-steg beskrivning som i detalj hjälper dig igenom respektive steg. För varje kapitel finns ett avsnitt "Att tänka på", där vi har noterat information som kan användas som hjälp och stöd kring val och tips kring speciella modellkörningar. Kapitel 7 är ett exempel av ett fiktivt vattenverk som kan vara ett stöd till hur man praktiskt går tillväga för att modellera sitt egna vattenverk. De insamlade uppgifterna för vårt vattenverksexempel, och informationen i kapitel 7.1 kan också ses som en hänvisning om vilken information användaren bör samla in innan arbetet med modellen kan påbörjas. I kapitel 7 kan läsaren även få stöd på vägen i de problem/frågor som dyker upp under modelleringen. Är något oklart i kapitel 4 är ett bra första steg att gå till kapitel 7 och läsa motsvarande del där då en del resonemang förs här kring de val man ställs inför. Exemplet finns att titta på med alla data inlagrade, och laddas ner från samma ställe som modellfilen, på Svenskt Vattens hemsida.

3.4 Insamling av data

Som tidigare nämnts behövs en hel del data för att kunna använda modellen på bästa sätt. Den data som behövs är:

- Beskrivning av processen. Vilka metoder används, hur många fällningslinjer finns det? Hur många snabbfilter finns det? Vilken intensitet används i UV-aggregaten?
- Hur stor är felfrekvensen, dvs. hur stor del av tiden (antal timmar) fungerar inte verket perfekt. Här måste användaren fundera på vad som är normal drift och vad som är avvikande och sedan samla in information från daganteckningar, processkurvor intervjuer etc. Det går även att använda för inställda värden för detta.
- Hur ska råvattnet definieras? Vad är det för täkt, vilka patogener ska användas i första hand? Finns det uppmätt data för några, kan de användas? Behöver de för inställda värdena korrigeras t. ex. för kallt vatten.

3.5 Tolkning av resultatet

Modellen ger inte något direkt svar på om det är en acceptabel eller oacceptabel risk utan det är upp till användaren att avgöra. Som hjälp på vägen finns avsnitt 2.1.2 och 5 som generellt tar upp frågan kring vad som är acceptabel risk och hur man kan definiera en sådan. Dessutom finns det i exempelkapitlet lite om hur man kan tolka de resultat som erhålls från körningarna och som kan vara till god hjälp för användaren.

4 Manual

Modellen är konstruerad i ett program som heter Analytica. För att kunna använda modellen måste du hämta Analytica version 4 till din dator. Analytica kan laddas ner från www.lumina.com, gå till "download analytica free player" och följ sedan instruktionerna. Analytica Professional kräver licens och kostar ca 10 000 kronor (engångskostnad). Det finns en enklare gratisversion som heter Analytica Player. I Player kan man ändra inmatningsrutor och göra beräkningar, men inte ändra själva modellstrukturen eller spara sina data. Analytica Player är tillräcklig för de flesta tillämpningar av modellen. Det finns också möjlighet att ladda ner en fullt funktionell demoverision som konverterar till gratisversionen efter 14 dagar.

Modellen hämtas från Svenskt vattens hemsida. Där finns även exempel filer till exemplet i kapitel 7.

Modellen är uppbyggd kring en förstasida som kommer upp direkt när filen har öppnats i Analytica, se Figur 4-1.

Vattnets väg från avloppsvattenpåverkan via råvatten och vattenreningsprocess till konsument går uppifrån och ned på bilden. Modellen består av knappar, rutor och rullistor i olika färger. Alla dessa är klickbara. Nedan beskrivs dessa översiktligt.

För att komma upp ett steg och tillbaka till föregående sida klickar man på symbolen  som finns längst upp till vänster i alla menyer och undermenyer. Vissa länkar går djupt in i modellens struktur. Då får man använda knappen flera gånger för att komma tillbaka till förstasidan.

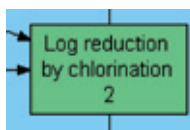
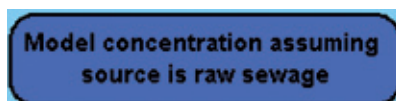
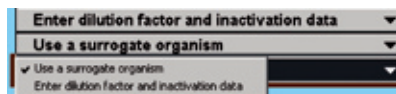
Choose an approach for quantifying pathogen concentration at intake based on raw sewage source

Röda ovaler är informationsceller. Vid dubbelklick på dessa kommer texter upp som beskriver den aktuella frågeställningen, och som kan användas som stöd för användarens val.

Scrollistor är alltid grå. Med hjälp av dem gör man sina val för att beskriva processen. Om processen eller beräkningssättet som scrollistan avser är aktiverat, så måste man välja ett av alternativen i listan.

Blå rektanglar med rundade hörn. Så kallade moduler som innehåller en sida med flera rutor. Kan öppnas med dubbelklick.

Gröna fyrkantiga rutor är så kallade "decision notes". Här har programmeraren definierat ett värde eller en beräkning som ska göras. Inkommande pilar är indata till rutan, en utgående pil symboliserar ett resultat som används som indata i en annan ruta. Detaljer ses vid dubbelklick.



GENERIC MODEL: Drinking Water QMRA

Note: Numerical user inputs into white fields and choices in dropdown menus can only be saved using Analytica Professional. When using the free Player, remember to make notes of your inputs or to save screen dumps.

Indices

1. Choose Reference Pathogens for QMRA

Choose one reference pathogen from each group

Bacterial Pathogen: Campylobacter

Viral Pathogen: Norovirus

Protozoan Pathogen: Cryptosporidium

2. Characterise the source water

Choose approach for quantifying source water pathogen concentration: Occurrence

Enter concentration (org. L⁻¹):

Bacteria concentration: Directly enter bacteria concentration (org.L⁻¹) Lognormal
Virus concentration: Directly enter virus concentration (v.u.L) Lognormal
Protozoan concentration: Directly enter protozoan concentration ([oo]cysts.L⁻¹) Lognormal

In the absence of pathogen estimates in raw water, select "Model concentration assuming source is raw sewage" and then enter the contribution from a specific point source.

3. Drinking Water Treatment Processes

Select "Yes" to include process in your treatment train

No Additional Process 1: user input

Additional Process Barrier 1

Yes Conventional Treatment: Coagulation/Flocculation/Sedimentation/Rapid Filtration

Conventional Treatment Performance

No Additional Process 2: user input

Additional Process Barrier 2

No Slow Sand Filtration / Biological Filtration

Slow Sand Filtration/Biological Filtration Performance

No Additional Process 3: user input

Additional Process Barrier 3

No UV Disinfection

UV Disinfection Performance

No Additional Process 4: user input

Additional Process Barrier 4

Yes Chlorination 1 Method of chlorination Free Chlorine

Chlorination Performance

Yes Chlorination 2 Method of chlorination Monochloramination

Chlorination Performance

4. Exposure

Choose basis for consumption volume:

Default: Swedish consumption study (Westrell, 2006)

Enter local exposure volume (L) Lognormal

Westrell 2006

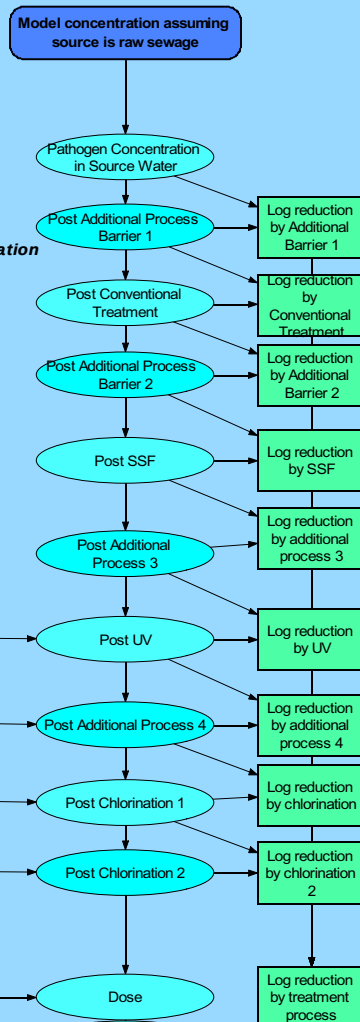
Exposure Volume

5. Dose-Response

Dose-Response Functions

6. Risk Characterisation

DALYs



Results

Log 10 reduction by treatment process

Probability of Infection

Probability of Infection (annual)

DALYs

Calc μ

Pinf μ

Pinf annual μ

Calc μ

Figur 4-1 Modellens förstasida.

Ovaler är så kallade "Chance notes" som kan hantera beräkningar med sannolikhetsfördelningar. De innehåller beräkningar liksom de fyrkantiga gröna rutorna.²



Mörkblå "pilar" är så kallade "function libraries". De innehåller lila funktionsrutor som i denna modell huvudsakligen är importerad information från tidigare riskvärderingsprojekt.



För att se mellanresultat, t.ex. patogenhalten efter kemisk fällning, markera rutan du är intresserad av och tryck på knappen



Bacteria concentration:	Directly enter bacteria concentration (org.L -1)	Lognorma
Virus concentration:	Directly enter virus concentration (vu.L)	Lognorma
Protozoan concentration:	Directly enter protozoan concentration ([oo]cysts.L -1)	Lognorm

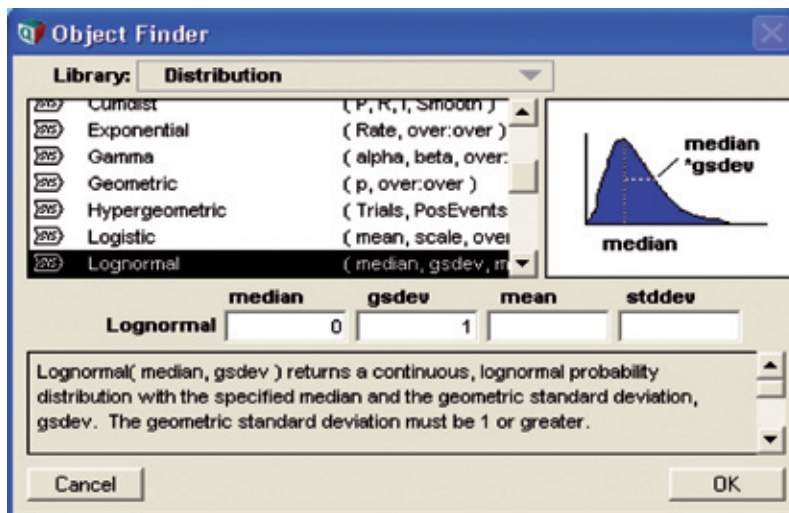
Vita inmatningsrutor finns i två varianter. I rutorna kan användaren ange en uppmätt halt mikroorganismer i råvattnet, eller en halt beskriven i litteraturen. Rutorna som beskriver en halt i råvattnet har en s.k. lognormalfördelning "Lognormal" fördefinierat som gör det möjligt även för användare med Player att ange avskiljningen antingen som statistisk fördelning eller som ett diskret värde, dvs. en konstant siffra.

En lognormalfördelning används ofta för att beskriva förekomsten av sjukdomsframkallande mikroorganismer.³ Den motsvarar en normalt låg halt med sällan uppträdande toppar, se figur Figur 4-2. Fördelningen kan beskrivas antingen med median och geometrisk standardavvikelse "gsdev", eller med medelvärde "mean" och standardavvikelsen "stddev". (Analytica User Guide för version 4.0, s.254) Båda varianter förekommer i litteraturen. Ett konstant värde kan beskrivas genom att värdet sätts in i medianfältet, samtidigt som "gsdev" sätts som 1. För att omvandla egna mätdata till en statistisk fördelning hänvisas till den vetenskapliga litteraturen (se avsnitt 4.2.1). I Svenskt Vattens modell anger alla lognormalfördelningar som inte används median = 0 och gsdev = 1, dvs. ett konstant värde på noll.

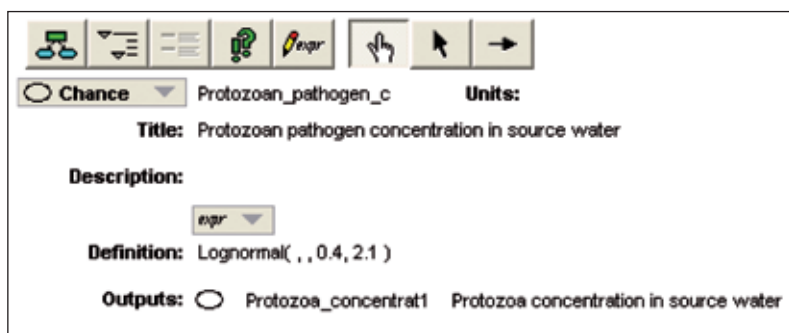
När en lognormalfördelning finns definierad i rutan så visas den inte som i Figur 4-2, utan som innehållet i en vanlig Analytica beräkningsruta (Figur 4-3). Inställningen kan fortfarande göras, syntaxen i definitionen är densamma som i Figur 4-2 bara att de fyra parametrarna avgränsas med komma. Skillnaden beror antagligen på en programbugg i Analytica och uppträder inte om när de ifyllda parametrarna definierar ett konstant värde, som i Figur 4-3. Ställ markören vid de värden du vill, i boxen som poppar upp klickar du på boken för att spara värdet och i krysset om du inte vill spara ändringen.

² För modellens användare är det inte viktigt att förstå skillnaden mellan fyrkantiga och ovala beräkningsrutor. För programmering hänvisas till Analyticas elektroniska manual. Programmering krävs endast för ändringar som överstiger det man kan beskriva med de tomma processrutorna.

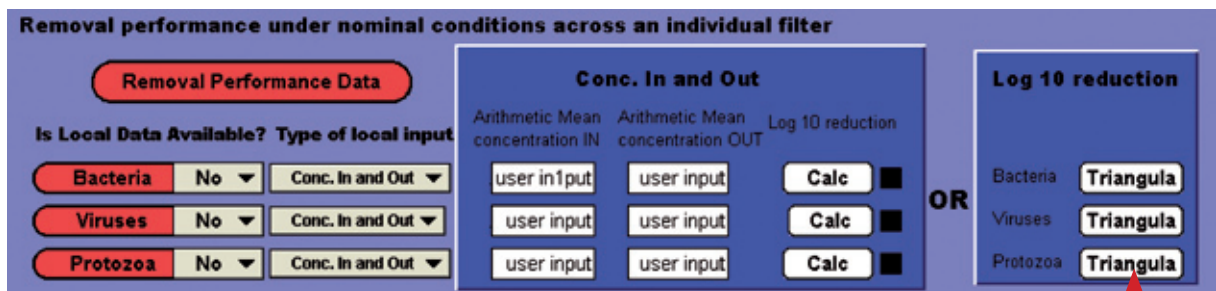
³ Med e som bas. Om x är lognormalfördelat så är $\ln(x)$ normalfördelat med medelvärde $\ln(\text{median})$ och standardavvikelsen $\ln(\text{geometrisk standardavvikelse})$



Figur 4-2 Analyticas fönster för beskrivning av en lognormalfördelning.



Figur 4-3 Utseendet av en lognormal inmatningsruta efter att en lognormalfördelning har definierats.



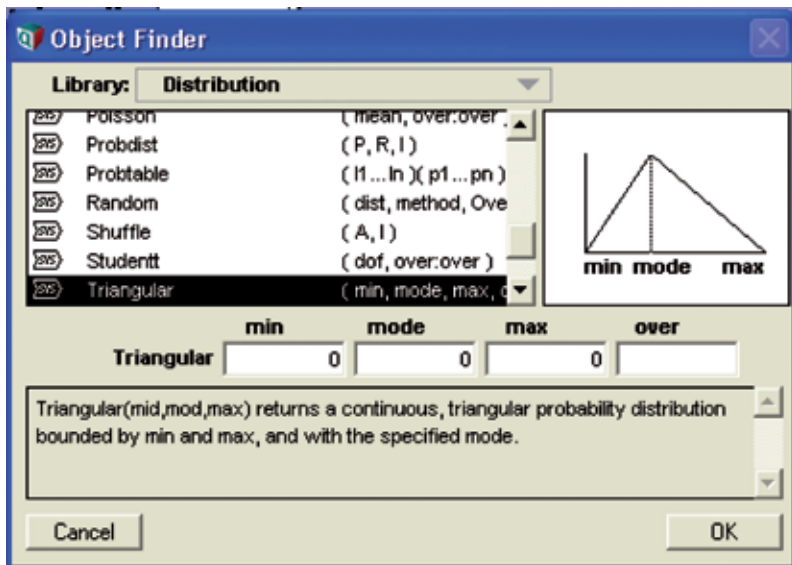
Den andra typen av vit inmatningsruta används för att ange en log-avskiljning i ett processteg. Den har en triangelfördelning "Triangular"⁴ fördefinierat som gör det möjligt även för användare med Player att ange avskiljningen antingen som statistisk fördelning eller som ett diskret värde, dvs. en konstant siffra.

Triangelfördelningen definieras genom värdena för minimum, maximum och värdet som har den högsta sannolikheten att inträffa, "mode".⁵ En konstant avskiljningseffektivitet anges genom att fylla i

⁴ Triangelfördelningen används ofta om man ska gissa en fördelning. Den ger en relativ stor osäkerhet i beräkningen, vilket motsvarar osäkerheten i indata. Att endast ange en konstant (medelvärde) minskar spridningen i beräkningen.

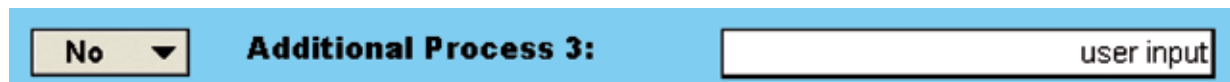
⁵ Observera att det mest sannolika värdet inte är lika med medelvärdet om fördelningen är skev.

tre gånger samma värde. Parameter ”over” används inte, den är endast till om man ska räkna med fler dimensioner. Figur 4-4 illustrerar hur en triangelfördelning beskrivs.



Figur 4-4 Analytica's fönster för beskrivning av en triangelfördelning.

För den användare som är ute efter ett resultat snarare än att studera modellens uppbyggnad, är det viktigast att läsa texten som finns under de röda ovalerna, att göra val i scrollistorna, att fylla i informationsrutor och att klicka på vita rektanglar för att specificera sin val. Den som är intresserad av att studera hur olika funktioner är kopplade skall också studera gröna rutorna respektive ovalerna.



Inmatningsrutorna på modellens förstasida som avser ”additional processes” kan användas för att ange ett namn. Rutans innehåll är endast text, det påverkar inte beräkningen:

Observera att det finns inmatningsrutor där modellen endast räknar med det ifyllda värdet om funktionen som rutan avser är valt. Rutan kan t.ex. avse avskiljningsdata till ett processteg som endast är aktiverat om yes är valt i scrollistan.

Vill du själv kunna gå in och ändra själva modellstrukturen måste du installera Analytica Professional. För detaljer kring Analytica se användarhandboken ”user guide” eller övningshäftet ”tutorial”, som båda finns gratis hos www.lumina.com. Modellen är programmerat i Analytica release 4.1.

4.1 Val av referenspatogener

I varje körning av modellen väljer man en patogen ur respektive grupp, dvs. en bakterie, ett virus och en parasit. De referenspatogener man

väljer här kommer att avgöra resten av beräkningarna och visas i slutresultatet. I modellen ingår *Campylobacter*, *E. coli* 0157 (EHEC) och *Salmonella* som representanter för bakterier, adenovirus, rotavirus och norovirus (vinterkräksjukan) som representanter för virus och *Cryptosporidium* och *Giardia* som representanter för protozoer. Mer om detta finns att läsa i avsnitt 2.2, Mikroorganismer.

1. Choose Reference Pathogens for QMRA Choose one reference pathogen from each group

Bacterial Pathogen: **Salmonella** Viral Pathogen: **Rotavirus** Protozoan Pathogen: **Cryptosporidium**

För att välja patogen, klicka på respektive scrollista och markera den patogen du vill studera. Du måste alltid välja en representant ur varje grupp, och för att testa flera patogener ur samma grupp får du göra flera körningar.

Kom ihåg att det är precis de patogener du har valt här som kommer att visas framöver. Det är för precis de här patogenerna som du skall ange avskiljning, förekomst i råvatten osv., och det är halterna och riskerna för just de här patogenerna som kommer att visas i resultatet.

4.2 Karakterisering av råvatten

"Characterise the source water"

I detta steg skall användaren så tydligt som möjligt definiera sitt råvatten. Att halten i råvattnet beskrivs så korrekt som möjligt är avgörande för de fortsatta beräkningarna och det finns därför ett antal olika alternativ för hur man anger patogenförekomst i råvatten, se Tabell 4-1.

Ett grundläggande val är om mängden patogener som kommer till verket ska beskrivas genom att ange halter i råvattnet, eller genom beskrivning av enstaka utsläppspunkter av avloppsvattnet. Valet beror på syftet med studien. Vill man allmänt undersöka de mikrobiologiska riskerna för ett vattenverk så ska man använda patogenanalyser, antingen på det egna vattnet eller på liknande vattentäkter, dvs. litteraturvärden ("directly enter concentration" på modellens förstasida). För att undersöka effekten av enstaka utsläppspunkter kan man anta att den enda källan är avloppsvattnet som släpps ut där.

Tabell 4-1 Alternativa sätt att ange patogenförekomst i råvatten.

Hur vill du representera föroreningspåverkan i ditt råvatten?			
Patogenhalter som härstammar från flera källor		Patogener från en specifik utsläppspunkt	
a) Välj att direkt knappa in dina uppmätta halter och modellera utifrån dem.		b) Välj att modellera patogenhalten utifrån antagandet att alla patogener har sitt ursprung från avloppsvatten.	
↓		↓	
Du har data för förekomsten av patogenerna i ditt råvatten?	Du har inga data för förekomsten av patogenerna i ditt råvatten?	Du kan uppskatta transporttiden från utsläppspunkt till intag, samt utspädningen?	Halten av en surrogatorganism är uppmätt vid utsläppspunkt samt vid intaget?
↓	↓	↓	↓
Välj att direkt knappa in dina uppmätta halter och modellera utifrån dem.	Välj att knappa in dina uppmätta halter från ett råvatten som liknar ditt.	Litteratordata eller egna uppgifter används för överlevnad av patogener i vattnet	Du anger halterna och modellen beräknar inkommande halten.

Tabell 4-2 Förekomst av patogener i ytvatten, föreslagna defaultvärden i nuvarande kunskapsläge. Observera att dessa värden inte är förprogrammerade i modellen utan ska matas in i lognormalrutorna på modellens förstasida om man väljer att ange koncentrationen i råvattnet med "directly enter concentration".

Patogen	Förekomst (antal/l)	Referens och kommentar
Campylobacter	1*	I Göta Älv var 1 av 13 prover positiva, halten angavs som 10 Campylobacter per liter. (Dechesne & Soyeux, 2007) Det föreslagna värdet syftar till att ange en realistisk storleksordning. Westrell (2003) använder data från en internationell studie som beskriver en mera förorenad vattentäkt: Lognormal med mean=140 och stdev=300
Salmonella	1*	Underlaget är för svagt för att rekommendera ett värde i nuläget. Det föreslagna värdet är en ren gissning.
EHEC	0,1*	Underlaget är svagt. Westrell (2004) refererar till en kanadensisk studie där 1,7 % av alla 90-ml-prover var positiva för EHEC. Det föreslagna värdet syftar till att ange en realistisk storleksordning.
Norovirus	1*	Virushalter detekterades i Göta älv i anslutning till en bräddning hösten 2004, där halten bestämts utifrån presens/absens resultat vid PCR-analys. (Dechesne & Soyeux 2007; Åström et al, 2007) Dessa halter framstår som extremt höga i jämförelse med simulerade halter härrörande från avloppsutsläpp för samma tidsperiod. (Åström, 2008) Westrell (2004) refererar till en finsk studie där 9,4 % av alla 1-litersprover var positiva för Norovirus. Det föreslagna värdet syftar till att ange en realistisk storleksordning.
Rotavirus	lognormal, mean=1; stdev=3	Används av Westrell (2003), data från en internationell reviewartikel.
Adenovirus	1*	Underlaget är svagt. Westrell (2004) refererar till utländska studier. Det föreslagna värdet syftar till att ange en realistisk storleksordning.
Giardia	0,5*	Det föreslagna värdet anges av Westrell (2004). Uppskattning efter resultat från en svensk studie av Giardia och Cryptosporidium. I Microrisk uppmättes lägre halter i Göta Älv, medelvärde 0,09 oocyster/l för torrväder och 0,18 oocyster/l. (Dechesne & Soyeux, 2007; Åström et al, 2007) Det föreslagna värdet är sannolikt en överskattning av medelhalten i svenska ytvatten.
Cryptosporidium	lognormal, mean=0,4; stdev=2,1**	Värden till vänster används av Westrell (2003), de är en uppskattning efter resultat från en äldre svensk Giardia- och cryptostudie. Den använda fördelningen är sannolikt en överskattning av medelhalten i svenska ytvatten. I Microrisk uppmättes lägre halter i Göta Älv, medelvärde 0,09 oocyster/l för torrväder och 0,16 oocyster/l vid regn. (Dechesne & Soyeux, 2007; Åström et al, 2007)

* I Analytica's fönster för lognormalfördelningen kan ett konstant värde beskrivas genom att värdet sätts in i medianfältet, samtidigt som "gsdev" sätts som 1, se Figur 4-2. Notera att modellen inte "vet om" osäkerheten och variationen i halten när den angivs som en konstant. Osäkerheten och variationen i råvatten underskattas därmed.

** Tänk på att Analytica använder punkt (.) som decimalavgränsare.

Det går tyvärr inte att beräkna en användbar patogenhalt endast utifrån mätningar av t.ex. *E. coli* i råvattnet. Antalet inverkande faktorer är för högt.

a) Användare som vill beskriva sitt råvatten kommer att upptäcka att dataunderlaget är tunt. Om man har tur finns enstaka analyser av Cryptosporidium. I nuläget rekommenderar vi därför att använda literaturdata som redovisas i Tabell 4-2. Praktiska tillvägagångssätt beskrivs i avsnitt 4.2.1. En sammanställning av patogenanalyser utförda på svenska ytvatten pågår hos SMI under sommaren 2008. Därefter kan förhoppningsvis bättre förekomstdata anges.

b) Om man istället väljer att ange specifika källor för avloppsvatten krävs att mängden patogener i avloppsvattnet beskrivs.⁶ Modellen har fördefinierade värden för tillförsel av patogener per ansluten person,

⁶ För nuvarande räknar modellen med att obehandlat hushållsavloppsvatten släpps ut, vilket sällan är fallet. I en senare version av modellen ska det helst finnas beräkningsrutor för a) behandling i reningsverk med en viss avskiljning/avdödning av patogener, samt b) bräddning, med hänsyn till spädning med dagvatten.

Tabell 4-3 Uppskattning av sjukdomsincidens i den svenska befolkningen, programmerade som defaultvärden i modellen. Rapporterade värden finns som statistik på SMIs hemsida (SMI, 2008). Underrapporteringsfaktorena användes som angivna i Westrell (2004), tabell 3-1.

Patogen	Rapporter. 1/100k, år	underrapp.faktor	incidens 1/år	Referens för rapporterade fall
<i>Campylobacter</i>	81	7,6	6,2E-03	SMI statistik 1997–2007
<i>Salmonella</i>	48	3,2	1,5E-03	SMI statistik 1997–2007
EHEC	3,0	6,4	1,9E-04 ¹	SMI statistik 2004–2007
Norovirus	ca 29 ²	1 562	4,5E-01	SMI diagram
Rotavirus	21	35	7,4E-03	Review i Westrell (2004)
Adenovirus			3,0E-03	Review i Westrell (2004)
<i>Giardia</i>	17	20	3,4E-03	SMI statistik 1997–2007
<i>Cryptosporidium</i>	3,6	11,5	4,1E-04	SMI statistik för Stockholm ³ 2004–2007

¹ Detta värde ger en mycket låg förekomst i råvattnet. Observera att djur är en viktig källa. (Sedan 2004 innehåller rapporteringen också andra serogrupper än O157).

² I snitt ca 50 rapporterade fall per vecka för hela Sverige. Uppskattat från figur på SMIs hemsida.

³ I Stockholm ingår *Cryptosporidium* i analysprogrammet för avföringsprover som undersöks för parasiter. (SMI, 2008)

beroende på förekomsten av sjukdomen i befolkningen⁷ (Tabell 4-3). Man kan ändra dessa värden när man t.ex. vill göra scenarioanalyser vid sjukdomsutbrott.

Det finns två sätt att representera hur stor avloppsvattenpåverkan vid intaget till vattenverket är. *Det ena sättet* är att utgå ifrån att man uppskattar påverkan från avloppsvatten genom att ange transporttid, utspädningsfaktor och avdödning av patogener. Modellen läser då in litteratordata. Värdena på överlevnadstider i miljön kan också ändras manuellt.

Det andra sättet bygger på att man har kännedom om någon surrogatparameter, och att denna surrogatparameter är uppmätt vid utsläppspunkt samt vid vattenintag. I det fall man använder sig av surrogatparametrar krävs stor noggrannhet vid val av surrogat, t. ex. med avseende på överlevnad i miljön, sedimenteringsegenskaper mm. En god surrogatparameter måste ha egenskaper som till stor del påminner om den patogen man vill modellera. Det är t.ex. sällan lämpligt att använda en bakterie som surrogatparameter för en protozo, då överlevnaden i miljö kan skilja sig markant. Detta sätt att beskriva avloppsvattenpåverkan bedöms som den mindre sannolika, då det är ovanligt att ha data för en surrogatparameter som är specifik för just en utsläppspunkt.

Viktigt att notera är också att det kan vara aktuellt att välja olika sätt att representera avloppsvattenpåverkan för olika organismer i samma körning, beroende på det tillgängliga underlaget. Praktiska tillvägagångssättet med att beskriva en avloppspåverkan beskrivs i avsnitt 4.2.2.

4.2.1 Alternativ a) ange kända halter i råvattnet

För att välja hur föroreningspåverkan skall representeras i ditt råvatten se Figur 4-5. För varje grupp av patogener måste man i scrollistan välja ett av två alternativ. Om man väljer alternativet att ange uppmätta halter skall man ange sin halt i de vita rutorna i anslutning till scrollistan.

Observera att tusental visas i Analytica med suffixen K, dvs. om du skriver in 20 000, så visas 20K i fönstret. Miljontal blir M på samma

⁷ De litteratordata som modellen använder ger väldigt höga virushalter, troligen beroende på att utsöndringen är överskattad, se s 71.

Här har användaren valt alternativet att ange kända halter i råvattnet. Halten anges i vita rutan till höger.

Bacteria concentration:	Directly enter bacteria concentration (org.L -1) ▼	Lognorma
Virus concentration:	Directly enter virus concentration (vu.L) ▼	Lognorma
Protozoan concentration:	Directly enter protozoan concentration ([oo]cysts.L -1) ▼	Lognorm

Figur 4-5 Alternativ för beskrivning av patogenförekomst i råvatten.

sätt, se sista sidan på Analyticas övningshandbok, ”tutorial”. Analytica använder det engelska sättet för decimalavgränsning, alltså punkt istället för komma.

Användare som vill beskriva sitt råvatten kommer att upptäcka att dataunderlaget är tunt. Om man har tur finns enstaka analyser av *Cryptosporidium*. I nuläget rekommenderar vi att använda litteraturdata som redovisas i Tabell 4-2.

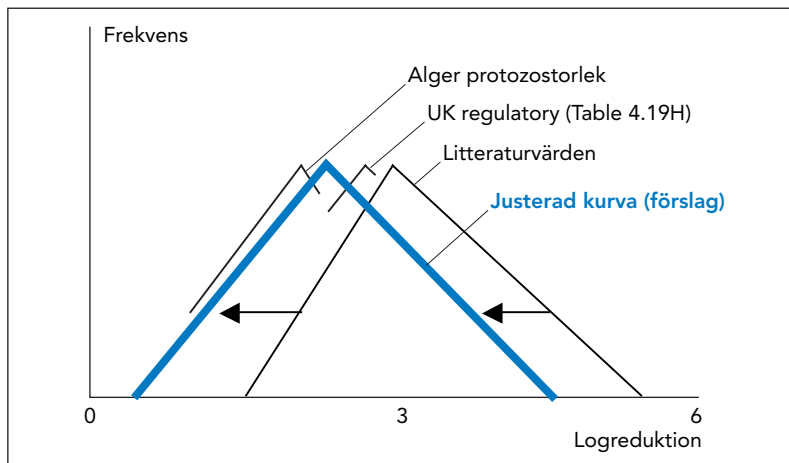
Om man vill använda egna mätdata på patogenförekomst i råvatten, är det lämpligt att räkna med medelvärden i början. Ifall det finns ett större antal mätpunkter kan man uppnå en bättre beskrivning av sitt vatten genom att anpassa en statistisk fördelning. Denna funktion finns inte inbyggd i modellen. För att göra detta på ett bra och korrekt sätt hänvisas till litteraturen (t.ex. New York University, 2008). Det finns också statistiska datorprogram för att anpassa distributioner till mätdata. För en optimal beskrivning av förekomsten ifrån enstaka prover kan eventuellt s.k. Bayesian statistiska metoder användas. En omfattande beskrivning finns publicerad av amerikanska naturvårdsverket (USEPA, 2005).

Exempel på avskiljning med lokala data

I EU-projektet MICRORISK anges triangulära avskiljningsdata baserade på en omfattande litteraturstudie över publicerade försök. De brittiska kraven på ”kontinuerlig” uppföljning av *Cryptosporidium* ger också ytterligare data som underlag. Samtidigt rekommenderar man att de ska anpassas efter lokal data.

Göteborg Vatten har utvecklat en analysmetod där avskiljningen av mikroalger kan användas för att indikera avskiljning av parasiter som *Cryptosporidium*. För Göteborg finns det alltså en hel del data kring förekomsten av mikroalger som är tillräckligt omfattande för att kunna beskriva förekomsten med en triangelfördelning. I Figur 4-6 återfinns triangelfördelningen för den lokalt insamlade datan tillsammans med den triangelfördelning som anges i MICRORISK och en tolkning av brittiska fullskalevärden. Med hjälp av detta ses att de lokala data för Göteborg hamnar lägre än de rekommenderade värdena i Microrisk och de brittiska. Lämplig triangelfördelning för *Cryptosporidium* för Göteborg skulle kunna vara (Min 0,5; Mest sannolikt 2,2 Max 4,4) som är högre än de uppmätta algerna men lägre än de rekommenderade litteraturvärdena. (Bergstedt, personlig kommunikation)

Detta resonemang om lokal anpassning beskrevs i ett föredrag vid VA-mässan 2007 *MIKRORISK – internationella erfarenheter av barriärer* (Bergstedt och Åström).



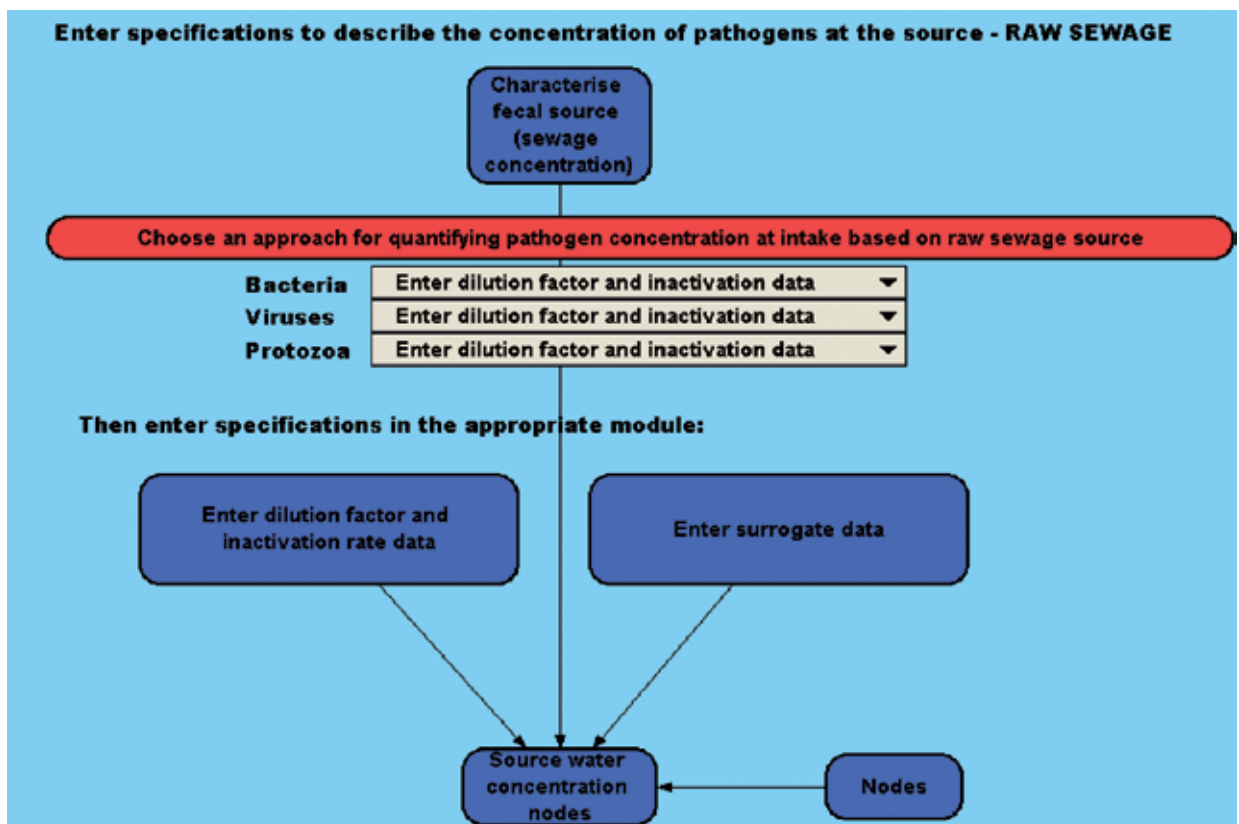
Figur 4-6 Litteraturvärden för avskiljning av *Cryptosporidium* i konventionell beredning enligt MICRORISK, tolkning av brittiska fullskalevärden, samt fullskalevärden för mikroalger från Göteborg, samt förslag till nedjustering (figur från Bergstedt och Åström).

4.2.2 Alternativ b) beskriv ett utsläpp av avloppsvatten

Om man vill beskriva patogenbelastningen i råvattnet ifrån en avloppspåverkan, klicka på den blå rektangeln:

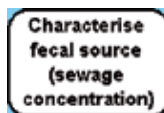
Model concentration assuming source is raw sewage

Ett nytt fönster öppnas upp, se Figur 4-7. Här skall anges uppgifter om råvattentäkten och dess avloppsvattenpåverkan.

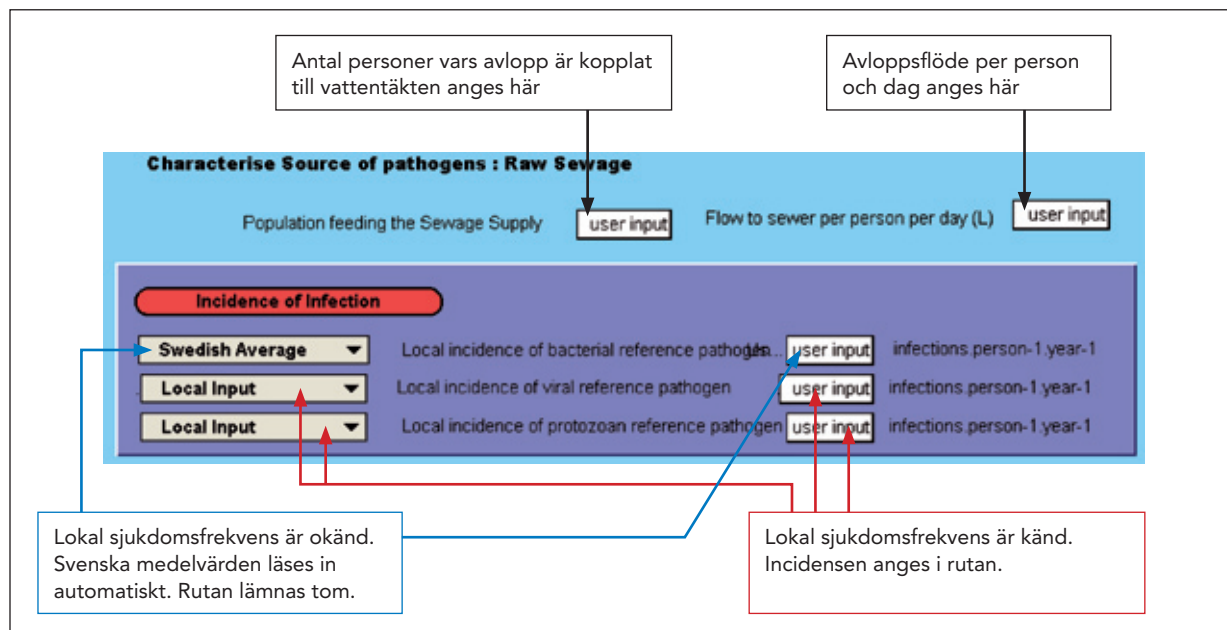


Figur 4-7 Undermeny för all avloppsvattenpåverkan.

Liksom tidigare går flödet uppifrån och ned. Med utgångspunkt i den avloppspåverkan som antas vara källan, börjar man med att definiera avloppsvattnet. Klicka på den vita rutan:



En ny undermeny öppnas upp, se Figur 4-8.



Figur 4-8 Undermeny för angivelse av avloppsvattnets karaktär och innehåll av patogener.

Här skall antalet personer som har sitt avlopp kopplat till din vattentäkt definieras, samt hur många liter avloppsvatten varje person producerar per dag, detta för att ge den totala belastningen. Tänk på att det är fysiska personer som är intressant, eftersom det är från människor en eventuell smitta kommer. I det här sammanhanget spelar t. ex. industriavlopp ingen roll. Dessutom skall sjukdomsincidensen anges, dvs. hur många i samhället som blir sjuka varje år i olika sjukdomar. För varje patogen finns alternativet att ange kända halter, eller att använda förprogrammerade. Väljer du "Swedish average", läser modellen själv in genomsnittliga svenska halter, eller så finns kända data från avrinningsområdet, då kan dessa användas. Väljer man alternativet genomsnittliga svenska halter skall rutan för sjukdomsincidens lämnas tom.

Efter att Du lagt in dessa halter i avloppsvattnet går du tillbaka ett steg, skärmen skall se ut som i Figur 4-7.

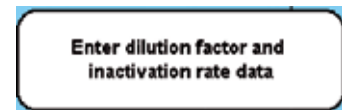


Bacteria	Enter dilution factor and inactivation data
Viruses	Use a surrogate organism
Protozoa	Use a surrogate organism

Du måste nu göra ytterligare ett val, nu för att definiera hur avloppspåverkat vattnet är. Här kan du välja att antingen ange utspädnings- och avdödningsdata, eller så kan du välja att ange halterna av ett surrogat i både avloppsvatten och råvatten. I det fall man väljer ett surrogat är det viktigt att tänka på att surrogatet måste förväntas bete sig på mot-

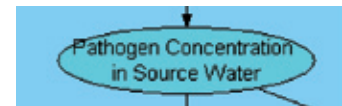
svarande sätt som den patogen man vill modellera med avseende på utspädning, avdödning, sedimentering osv. Via de röda informationsrutorna kan man erhålla information kring hur surrogatparametrar kan väljas.

När Du har valt i scrollistan på vilket sätt du skall definiera hur påverkat ditt råvatten är av avloppsvatten skall du gå vidare och definiera parametrar. Har du valt alternativet att ange avloppsvattenpåverkan utifrån utspädning och avdödning skall du klicka på:

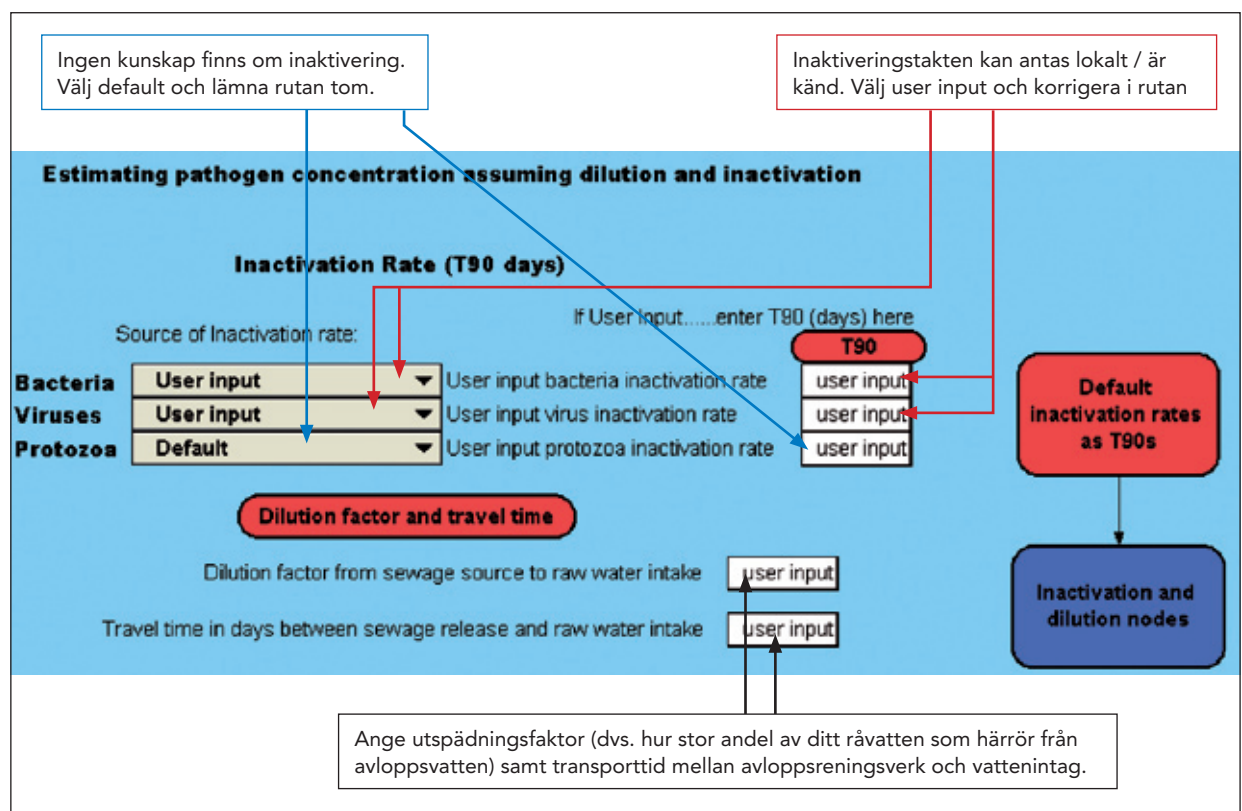


Du får då upp en ny undermeny, se Figur 4-9. Till att börja med måste du ange inaktiveringen av respektive patogen. Inaktiveringen är definierad som T90, dvs. den tid det tar för 90 % av organismerna att dö av eller inaktiveras. Modellen har inlagt defaultvärden, vilka de är kan du se genom att klicka på den röda knappen "default inactivation rates as T90s". Du kan också välja att själv lägga in avdödningsdata, och väljer då user input och skriver själv in T90 i de vita rutorna.

För att kolla patogenhalterna i det beskrivna råvattnet, markera beräkningsrutan:

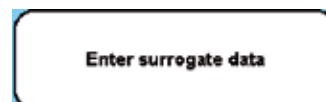


och tryck på:



Figur 4-9 Undermeny för definition av patogenkoncentration, antaget utspädning och avdödning.

För att modellen skall veta hur många levande organismer som når vattenintaget måste du också ange en utspädningsfaktor och en transporttid från utsläpp av avloppsvatten till råvattenintag. Har du valt alternativet att uppskatta utspädning och inaktivering genom att ange surrogatparametrar skall du klicka på:



Du får då upp en ny undermeny, se Figur 4-10.

Estimating pathogen concentration using a microbial surrogate

Surrogate Data

	Surrogate concentration at source (org.L-1)	Surrogate concentration at raw water intake (org.L-1)
Bacteria	user input	user input
Viruses	user input	user input
Protozoa	user input	user input

Ange halten av respektive surrogat vid källan (renat/orenat avloppsvatten) i dessa rutor

Ange halten av respektive surrogat i råvattnet i dessa rutor

Figur 4-10 Undermeny för att uppskatta patogenförekomst utifrån kända halter av surrogatorganism.

Att tänka på

Även i de fall då råvattenhalten faktiskt är känd kan det vara bra att göra någon körning utifrån modellerade data. Mätningar i råvatten baseras ofta på stickprov och blir inte alltid representativa. En annan övning kan vara att manuellt knappa in värden för halter i råvatten och modellera utifrån dessa för att på så sätt skapa sig en uppfattning om vilka halter som kan skapa problem i processen.

Väljer du alternativet att ange avloppsvattenpåverkan och sedan anger inaktiveringstid får du ta hänsyn till att inaktiveringstiden varierar med vattentemperatur. I kallt vatten förlängs överlevnaden, och för att få representativa siffror föreslår vi att du väljer "user input" för T90 och multiplicerar defaultvärdena med 2. I nuläget finns inte klara riktvärden för "kallt" vatten utan användaren får avgöra om inaktiveringstiden bör förlängas. Generellt kan vinterperioden (under 5°) anses som kallt vatten

Tänk på att vid översvämningar kan rinntiden kraftigt förkortas, och det kan även vara påverkningar på utspädningsfaktorn. Gör gärna en speciell körning när du studerar en eventuell högfödessituation. För att göra en sådan scenarioberäkning får man uppskatta eller beräkna rinntiden och utspädningen. Beakta att också förekomsten av mikroorganismer i flera studier har rapporterats att vara förhöjda. I Microrisk-projektet gjordes enstaka mätningar under torrväder och vid regntillfällen i Göta Älv. (Dechesne & Soyeux, 2007)

Det kan vara intressant att simulera ett pågående sjukdomsutbrott i samhället, då bli ju belastningen på tåkten mycket större än vanligt. Lägg i så fall, in en högre halt i råvattnet, eller en högre incidens vid beräkning av avloppspåverkan.

4.3 Definiera reningsprocessen "Drinking Water Treatment Process"

I detta steg skall de reningsprocesser som finns i vattenverket anges. Detta görs genom att du av/på-markerar respektive process. Genom att välja yes/no under respektive process väljer man om man vill att reningssteget skall vara aktivt eller inte. Finns det någon process som inte ingår bland de fördefinierade kan den läggas in den under de tomma processrutorna, "additional process".

Yes ▼

4.3.1 Konventionell rening (kemisk fällning i kombination med snabbfilter)

Processen är upplagd så att fällningssteget och filtreringssteget behandlas tillsammans. Modellen skiljer inte på olika typer av filtermedia, direktfiltrering eller olika typer av sedimentation eller flotation. Modellen förutsätter konventionell rening med fällning, sedimentering och snabbfilter. Vet man att man har en process som har lägre reduktionsförmåga måste man kompensera för detta genom att lägga in lokalt anpassade data. Det rekommenderas att verk med direktfällning (Dynasand, Ros filter eller liknande) manuellt reducerar log-avskiljningarna enligt Figur 4-14. Detta måste också ändras för andelen av tiden när processen befinner sig i störningsmodus.

Aktivera processen kemisk fällning genom att välja YES vid detta processteg:

Yes ▼ **Conventional Treatment: Coagulation/Flocculation/Sedimentation/Rapid**

Conventional Treatment Performance

Klicka på den blå rutan för att öppna upp undermenyn där processen skall specificeras. Du får då upp en ny undermeny, se Figur 4-11.

Conventional Treatment Performance

Om det finns flera parallella (egentligen totala antalet) filtreringsbassänger, börja med att definiera hur många de är i rutan:

Number of parallel filtration lines?

Därefter skall fällningens och filtrens prestanda definieras så tydligt som möjligt. I de fall avskiljningsgraden är känd kan denna matas in antingen som koncentration in respektive ut från anläggningen⁸ eller som log-reduktion, se Figur 4-12.

⁸ Avser in till fällningen och ut från filtreringen

View definition (CTRL+E or F5)

Number of parallel filtration lines?

Removal performance under nominal conditions across an individual filter

Removal Performance Data

Is Local Data Available? Type of local input

Bacteria	No	Log 10 reduction
Viruses	No	Log 10 reduction
Protozoa	No	Log 10 reduction

Do you have local data to describe removal during filter breakthrough?

Enter Data Here: Removal performance during filter breakthrough

Do you have local data to describe removal performance during sub-optimal coagulation?

Enter Data Here: Removal performance during coagulation failure

Reliability Data

Type of reliability analysis: **Random**

Coagulation	Reliability	Filtration
Are historical performance data available for coagulation? Yes		Are historical performance data available for filtration? No
Time under sub-optimal coagulation (hours) user in		Time under sub-optimal filtration (hours) user input
Total length of record (hours) user inp		Total length of filtration record (hours) user input
Scenario Analysis		Scenario Analysis
Coagulation Status Nominal		Number of Filters Failing user input

Figur 4-11 Undermeny för definiering av parametrar för konventionell rening.

Lokala data finns tillgängliga och anges som koncentration in/ut i respektive ruta.

Lokala data saknas. Rutorna lämnas tomma och modellen använder defaultvärden.

Removal performance under nominal conditions across an individual filter

Removal Performance Data

Is Local Data Available? Type of local input

Bacteria	Yes	Conc. In and Out
Viruses	No	Conc. In and Out
Protozoa	Yes	Log 10 reduction

Lokala data finns och anges som logreduktion.

Conc. In and Out

Arithmetic Mean concentration IN	Arithmetic Mean concentration OUT	Log 10 reduction
350	10	Calc
user input	user input	Calc
user input	user input	Calc

Log 10 reduction

Bacteria	Triangula
Viruses	Triangula
Protozoa	Triangula

Object Finder

Library: Distribution

Triangular (min, mode, max)

min: 0 mode: 0 max: 0

Triangular(min,mode,max) returns a continuous, triangular probability distribution bounded by min and max, and with the specified mode.

Se figur 4-4

Figur 4-12 Val och inmatning av data för definition av avskiljning över reningssteget fällning+filtrering.

Saknas lokal information väljer man NO på frågan om lokal data finns tillgänglig, och struntar sedan i att fylla i resten av rutorna. Om du trycker på CALC beräknas logreduktionen utgående från de värden du har knappat in. För normaldrift är det ingen mer information du behöver lägga till. Däremot finns möjligheten att lägga till information om vad reduktionen blir om den konventionella reningen inte fungerar tillfredsställande.

The screenshot shows a software interface with a blue background. It contains two identical input sections. Each section starts with a question: "Do you have local data to describe removal during filter breakthrough?" followed by a button labeled "Enter Data Here: Removal performance during filter breakthrough". Below this, there is another question: "Do you have local data to describe removal performance during sub-optimal coagulation?" followed by a button labeled "Enter Data Here: Removal performance during coagulation failure".

Om du har information kring hur reduktionen fungerar då filtrens drift är suboptimal, dvs. man inte når upp till normal avskiljning i filtren (vilket i de flesta fall saknas) kan du lägga in det. Om du har sådan information, klicka på:

A button with a black border and white text that reads: "Enter Data Here: Removal performance during filter breakthrough".

och lägg in dina uppgifter på samma sätt som vid normal drift. På samma sätt kan du genom att klicka på:

A button with a black border and white text that reads: "Enter Data Here: Removal performance during coagulation failure".

specificera hur reduktionen blir om fällningen fungerar mindre bra. I båda fallen avses reduktionen över kombinationen fällning plus filtrering.

I fallet konventionell rening kan man välja mellan två simuleringsalternativ, antingen gör man en studie över normaldrift, där avvikelser och bristande prestanda inkluderas med en given frekvens, eller så väljer man att göra en fallstudie där man själv anger på vilket sätt processen inte fungerar tillfredsställande. Som första steg studeras alternativet normaldrift. Du skall då välja "random" under "reliability analysis". Under respektive processdel, fällning respektive filtrering, skall du sedan ange om det finns underlag som visar vad felfrekvensen är, dvs. hur ofta avvikelser från normaldrift sker och hur länge de varar. Har du sådant underlag skall du svara YES och ange frekvensen i respektive ruta⁹ (frekvensen anger per filter eller fällningslinje). Har du ingen information väljer du NO, varpå modellen kommer att hämta data från litteraturen och basera driftsavvikelserna på, se Figur 4-13.

För att göra en fallstudie väljer du scenario i RELIABILITY-rutan, lämnar alla de översta rutorna tomma och fyller endast i de vita rutorna som är märkta SCENARIO ANALYSIS. I dessa väljer du in normal eller bristfällig (sub-optimal) fällning samt eventuella filter som inte fungerar tillfredsställande (Filters failing).

⁹ Felfrekvensen anges per enhet dvs. per fällningslinje eller filter oberoende av varandra. Modellen tar sedan hänsyn till att det finns flera enheter.

Välj RANDOM för att göra en modellering av normaldrift där avvikelser inkluderas.

Reliability Data
Type of reliability analysis: **Random**

Coagulation	Reliability	Filtration
Are historical performance data available for coagulation? Yes		Are historical performance data available for filtration? No
Time under sub-optimal coagulation (hours) user in		Time under sub-optimal filtration (hours) user input
Total length of record (hours) user inp		Total length of filtration record (hours) user input
Scenario Analysis Coagulation Status Nominal		Scenario Analysis Number of Filters Failing user input

Avvikelsefrekvensen är känd från driftdata, avvikelsepärm eller dyl. Välj YES och fyll i informationen i respektive ruta.

Det finns ingen log, dvs. felfrekvensen är okänd. Välj NO och modellen kommer att baseras på litteratordata. Rutorna lämnas tomma.

Figur 4-13 Definition av driftsavvikelser

Att tänka på

Var så noggrann som möjligt. Om du kan skall du alltid välja att ange data som gäller enskilda filter hellre än data som är mätningar av vatten från flera filter. Ett enda ickefungerande filter kan kraftigt försämra reningseffekten i hela behandlingssteget och sänka logreduktionen markant.

Defaultvärden

Defaultvärden för kemisk log-reduktion över kemisk fällning finns beskriven i rutan

Removal Performance Data			
Default values			
If no local data is entered, the model calculates with default values. The definitions of default values for pathogen removal are located under "Conventional Treatment Function Input", "Conventional Treatment Defaults". Nominal performance data are from Microrisk, chapter 4.			
Status	Bact	Virus	Protozoa
Nominal filter performance, good coagulation	triangular (1.2, 1.3, 4)	trian (1.2, 3.0, 5.3)	trian (1.4, 3.2, 5.5)
Sub-optimal filter performance, good coagulation	triangular (0.5, 1, 1.5)	1	1
Nominal filter performance, poor coagulation	triangular (0.1, 0.5, 0.7)	0.2	0.3
Sub-optimal filter performance, poor coagulation	triangular (0.05, 0.1, 0.3)	0.1	0.1
If random mode is chosen for reliability, and no local data stated, the model calculates with probabilities of coagulation failure and filter failure of 0.01.			

Figur 4-14 Default log-reduktioner i kemisk fällning.

Hydrauliskt högbelastade fällningsprocesser som direktfiltrering¹⁰ har en lägre log-reduktion än konventionell kemisk fällning med sedimentering eller flotation följt av snabbfiltrering. Vi rekommenderar att sänka log-reduktionen i beräkningen till nedan listade värden. Log-reduktionen för direktfiltrering kan användaren knappa in som "local data", både för den vanliga driften och för störningar.

¹⁰ t.ex. Dynasand- eller Rosfilter

Direct filtration defaults

Direct filtration with limited flocculation and/or sedimentation is assumed to be less effective.

If applicable, this data should be entered by the user. Nominal performance data are from Microrisk, chapter 4.

Status	Bact	Virus	Protozoa
Nominal filter performance, good coagulation	triangular (0.8, 1.4, 3.3)	trian (0.1, 0.9, 3.9)	trian (0.8, 3.0, 5.4)
Sub-optimal filter performance, good coagulation	triangular (0.5, 0.5, 1.5)	0.5	1
Nominal filter performance, poor coagulation	triangular (0.1, 0.3, 0.7)	0.2	0.3
Sub-optimal filter performance, poor coagulation	triangular (0.05, 0.1, 0.3)	0.1	0.1

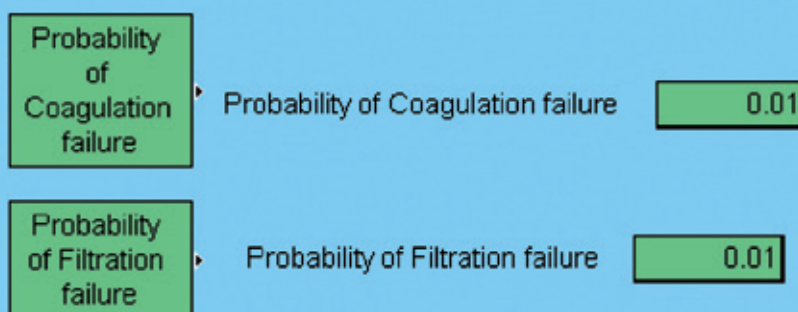
Figur 4-15 Default log-reduktioner för direktfiltrering (Dynasand, Ros och liknande).

Observera att defaultvärden för avvikelser i fällning respektive filtrering är förinställda, men går att ändra. Inställningen är undangömd i

conventional treatment function inputs > conventional treatment defaults > reliability defaults

Default-sannolikheten för dessa störningar är 0,01, oberoende för fällningsdelen och för varje filter.

Default values for the reliability of conventional treatment



Om du vill räkna utan förinställda störningar, så välj SCENARIO, ”coagulation status” NOMINAL och ”Number of filters failing” till noll.

4.3.2 Långsamfilter

Aktivera processen långsamfilter genom att välja YES vid detta processsteg:

Klicka på

för att öppna upp undermenyn där processen skall specificeras. Du får då upp nedanstående undermeny (Figur 4-16).

Figur 4-16 Undermenyn för definiering av parametrar för avskiljning över långsamfilter.

Funktionsmässigt är denna modul helt uppbyggd som filtreringsdelen av konventionell rening. Defaultvärdena för långsamfiltrering är följande:

SSF Performance

The assumed performance for slow sand filtration is:

Bacteria: Triangular 1.2 - 2.7 - 4.8

Virus: Triangular 0.6 - 2.2 - 4.0

Protozoa: Triangular 0.3 - 3.8 - 6.5 (crypto data)

Reference: Microrisk report, chapter 4, page 19

Default-sannolikheten för störningar (genombrott) vid RANDOM-simulering är satt till noll, till skillnad från kemfällningsprocessen.

Att tänka på

Långsamfiltrens avskiljningsförmåga beror i stor utsträckning på driftsbetingelserna. Det är viktigt att ta hänsyn till faktorer som belastning, temperatur och sanddjup. Defaultvärdena i modellen förutsätter att långsamfiltren har normal design och belastning.¹¹ För scenarioberäkningar med t.ex. mycket kallt vatten¹² måste specifika avskiljningsdata införskaffas. I kallt vatten är de mikrobiologiska processerna i filtret långsammare, vilket kan antas minska avskiljningen av patogener.

4.3.3 UV-desinfektion

Aktivera processen UV-desinfektion genom att välja YES vid detta processsteg.



Klicka på



för att öppna upp undermenyn där processen skall definieras. Du får då upp en undermeny, se Figur 4-17.

Börja med att fylla i om det finns parallella UV-enheter, som är i drift samtidigt. Fyll därefter i dosen som mJ per cm². Observera att 1 mJ/cm² är samma som 10 J/m². Liksom för tidigare processsteg kan man välja att göra en normaldriftsstudie eller en fallstudie och genomförandet är identiskt. "UV units not operational" avser en UV-enhet, inte enstaka lampor.

¹¹ Svenska långsamfilter har normalt en sandbädd på 0,7-1,4 m och en belastning på 0,1-0,2 m/h.

¹² I litteraturen brukar kallt vatten anges som under 5 eller även under 8 grader, se t.ex. Graham & Collins (1996).

Figur 4-17 Undermeny för definiering av processen UV-desinfektion.

Default-sannolikheten för störningar (genombrott) vid RANDOM-simulering är satt till noll, till skillnad från kemfällningsprocessen.

4.3.4 Fritt processteg • "Additional process barrier 1–4"

I modellen har endast ett begränsat antal processer kunnat inkluderas, och dessa är valda så att de skall vara representativa för svenska förhållanden. Fria processteg är inlagda för att kompensera för de processer som inte har kunnat inkluderas i modellen, och kan användas för att testa modellen på vattenverk med processer som skiljer sig från de vanligaste lösningarna, eller för att simulera vad som händer om man lägger till ytterligare ett processteg i sin befintliga process. För att kunna använda funktionen fritt processteg krävs antingen att man har god kunskap om sin process i form av känd reduktion, eller att man har tillgång till goda litteraturreferenser som kan beskriva avskiljningen.

Aktivera den fria processen genom att välja YES vid detta processteg.

Klicka på

för att öppna upp undermenyn där processen skall definieras.

Processteget är upplagt på samma sätt som tidigare med skillnaden att det i detta fall inte är möjligt att välja defaultvärden för avskiljning, utan användaren måste alltid själv knappa in dessa. Precis som tidigare kan man också välja att köra normaldrift eller göra en fallstudie.

Default-sannolikheten för störningar (genombrott) vid RANDOM-simulering är satt till noll.

Att tänka på

Här kanske man kan lägga in lite exempel på avskiljningar för tänkbara processer? Kanske också någon ytterligare vägledning kring vad man skall tänka på när man själv definierar en process? Avskiljningsdata för ett brett urval av processer finns sammanställda i Microrisk-rapporten

Efficacy of water treatment processes (Smeets et al, 2006). Dataunderlaget för membranfiltrering i denna publikation är dock överraskande litet.

4.3.5 Klorering

Modellen innehåller två successiva kloreringssteg. På detta sätt kan kombinationer av t.ex. klorering med efterföljande tillsats av ammonium för kloraminbildning beskrivas.

Varje kloreringssteg har tre alternativ: klorgas, klordioxid eller monokloramin.

Processteget bygger på att man anger vilken typ av förorening det handlar om, samt att man matar in underlag för att bestämma det s.k. Ct-värdet, dvs. koncentrationen multiplicerat med kontakttiden, med hänsyn taget till att koncentrationen kontinuerligt minskar.

Klor eller klordioxid

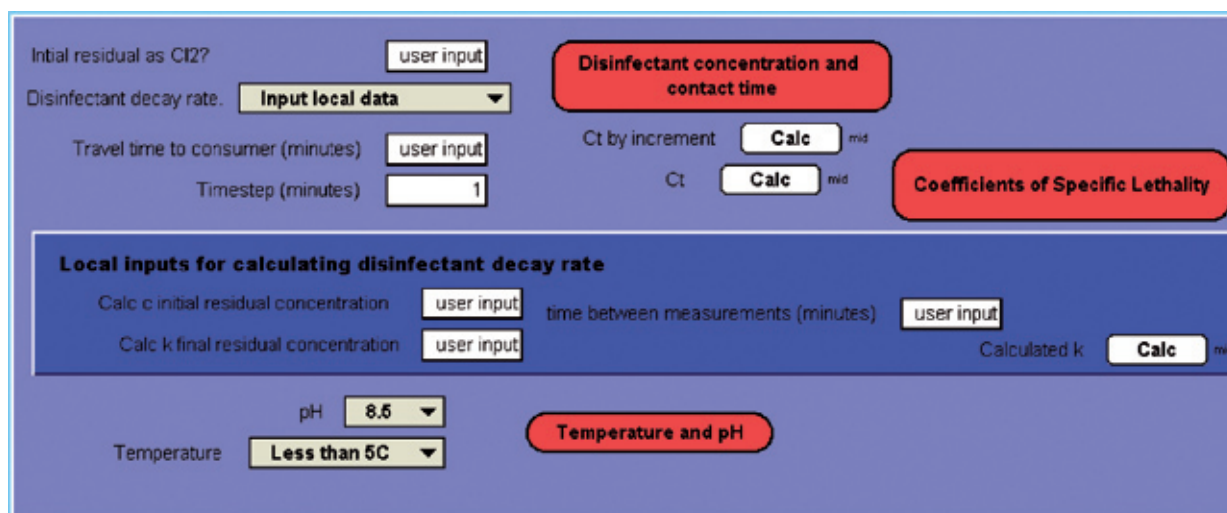
Aktivera processen klorering genom att klicka på YES vid detta processteg. Börja med att välja vilken klorförening som används för kloreringen genom att välja i scrollistan.



Klicka därefter på



för att öppna upp undermenyn där processen skall definieras. Du får då upp en undermeny, se Figur 4-18.



Figur 4-18 Undermeny för definiering av indata för processen klorering.

Du anger den tillsatta klordosen, uppmätt som Cl₂ i mg/l. Därefter måste du ange hur klorhalten klingar av i distributionsnätet. Detta kan du välja att göra genom att läsa in litteratordata:



eller genom att lägga in lokala data:



Väljer du att använda lokala data skall du fylla i data enligt Figur 4-19.

Ange tillsatt klordos

Ange uppmätt klordos efter känd kontakttid

Ange tiden mellan dessa två mätningar

Local inputs for calculating disinfectant decay rate

Calc c initial residual concentration user input

Calc k final residual concentration user input

time between measurements (minutes) user input

Calculated k

Calc

Figur 4-19 Inmatning av data för lokal avklingning av klor i ledningsnätet.

Ange hur lång uppehållstiden är till konsumenten, dvs. lämpligen den konsument som bor närmast vattenverket. Du ska också ange i hur stora tidssteg du vill göra beräkningen (1 minut kan vara lämpligt). Genom att klicka på CALC kan du se vad Ct beräknas till.

Modellen innehåller också valmöjligheter för pH och temperatur vid kloreringen. pH kan väljas mellan 7 och 8,5 där klor är effektivare vid låg pH. Temperaturen kan väljas mellan <5 grader och 10–15 grader. Dessa värden är ett resultat av en litteraturgenomgång. Vattentemperaturer som ligger utanför dessa får bedömas från fall till fall av användaren. Observera att klorering vid pH 7 ger mycket hög bakterieavdödning, som kan i många fall tolkas som en total bakterieavdödning.¹³

Temperature and pH

In this portion of the model, the temperature and pH inputs only affect the selected CT99 value for each pathogen group. The bacterial pathogen CT99 choice is affected by pH - either pH 7 or 8.5. Viruses and protozoa choice is affected by temperature - select the appropriate range. These ranges are simply a reflection of the reviewed literature check "World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality [electronic resource] : incorporating first addendum. Vol. 1, Recommendations. - 3rd ed. p 140"

OBS: Fritt klor (tillsats av klorgas eller hypoklorit) och klordioxid reagerar snabbt, inte bara med mikroorganismer men också med organiskt material i vattnet. Därmed bildas ett bundet klor som är ett dåligt desinfektionsmedel. På ledningsnätet mäts normalt totalt kloröverskott, vilket inte ger någon information om halten fritt klor. Därför rekommenderar vi att för klorgas och klordioxid endast räkna med en kort kontakttid, t.ex. tiden i lågreservoaren eller tiden tills ammonium tillsätts. Dessa inställningar görs med hjälp av "local inputs". Då spelar transporttiden till konsumenten ingen roll, det fria klor har redan förbrukas på verket. Utan efterföljande kloraminering kan man t.ex. anta att halten fritt klor går ner till 0,1 mg/l på 15 minuter.

Kloraminering

Kloramin kan antas finnas kvar på ledningsnätet då det reagerar mycket långsammare än fritt klor. Kloraminering kan ske på två sätt, antingen som tillsats av färdigblandad kloramin eller som klorering med efterföl-

¹³ Den höga log-avdödningen verkar orrealistisk, men följer formeln log-avskiljning = konstant x Ct, med värdena publicerade av LeChevalier & Au, 2004. Också Ødegaard et al, 2006 hänvisar till dessa Ct-värden.

jande tillsats av ammonium. I senare fallet kan desinfektionseffekten av det fria klor tillgodoräknas genom att dela desinfektionen i två delprocesser: Det fria klor som "Chlorination 1" med en viss kontakttid, sedan kloraminering som "Chlorination 2". För kloraminering kan litteraturdata för avklingning användas om inga egna mätningar finns.

Att tänka på

Det finns defaultvärden för avklingning av fritt klor inlagda i modellen. I verkligheten beror avklingningstiden för fritt klor beror på ett antal faktorer, t. ex. organiskt material i vattnet och dess reaktivitet. För en noggrannare beskrivning krävs en litteratursökning och eventuellt också vidare forskning för att kartlägga avklingningstiden av det fria kloröverskottet i svenska yt- och grundvatten. Modellen kan också användas för att simulera en situation där man vill förstärka kloreringens effekt genom att öka doseringen och minska pH, jämför med avsnitt 2.3.

4.4 Exponering

Exponeringsmodulen används för att beräkna hur mycket vatten varje person exponeras för dagligen.

I exponeringssteget behöver endast ett val göras, om man vill använda sig av modellens defaultdata, som bygger på en svensk studie (Westrell, 2006), eller om man vill använda annan exponering. I scrollistan väljer man "default" eller "lokal exponeringsdata". Väljer man att ange lokal information fyller man i antal liter i rutan. Rutan har en lognormalfördelning med fördefinierat inmatningsformat, men det går också att skriva in ett konstant värde (jämför med avsnitt 4 (s. 31).



Att tänka på

I de flesta fall är det bra att använda sig av modellens defaultvärden, då det ofta saknas lokala data. Däremot kan det i studiesyfte vara intressant att använda alternativet lokal exponering för att t. ex. studera särskilt utsatta grupper som konsumerar mycket vatten.

4.5 Dos-respons samt karakterisering av risk

Dos-responssambandet beskriver hur en person reagerar på en given halt, i detta fall av patogener. I denna del av modellen skall inte användaren fylla i någon information, modellen läser in dos-responssamband från litteraturdata.

Karakterisering av risk definierar beräkningar. Användaren skall inte fylla i någon information, utan modellen läser in litteraturdata. Informationen som finns förinställd går att se genom att man klickar sig genom modellens djupare lager.

4.6 Resultat

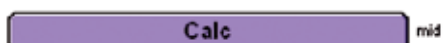
Resultaten kan presenteras på olika sätt beroende på ändamål. Modellen levererar som utdata:

- 1 log-reduktion av varje patogen i respektive delprocess
- 2 risken/sannolikheten att bli infekterad av respektive patogen
- 3 årlig risk att bli infekterad
- 4 DALY, dvs. *disability adjusted life years*

Vad man väljer att representera beror på syftet med framställningen.

För att beräkna logreduktionen i respektive reningssteg klicka på CALC vid

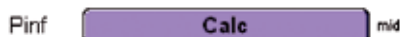
Log 10 reduction by treatment process



Det är ett enkelt sätt att genomföra en första rimlighetskontroll av modellkörningen.

För att beräkna den dagliga risken för en enskild person att bli infekterad av respektive patogen klicka på CALC vid

Probability of Infection



Den dagliga risken är bra för kortvariga scenarioanalyser.

För att beräkna den årliga risken för en enskild person att bli smittad klicka på CALC vid

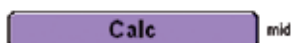
Probability of Infection (annual)



Den årliga risken är den viktigaste parametern i de flesta tillämpningarna, framförallt för att jämföra med den acceptabla risknivån. För att beräkna den årliga smittorisken per 10 000 invånare, multipliceras värdet med 10 000.

För att beräkna DALYs klicka på CALC vid

DALYs



DALYs är användbara när man ska jämföra risken av vattenburen sjukdom med andra risker i samhället, t.ex. i trafiken.

Att tänka på

Hur man ska tolka resultatet av en scenariokörning samt vilka resultat som är lämpliga att titta på i vilket fall.

5 Tolka resultatet

Resultaten som ges är för en mikroorganism och uttrycks som tidigare beskrivits antingen som en daglig eller årlig risk eller som DALYs. Vad som är en acceptabel risk är omdebatterat. WHO föreslår som beskrivet i kap 2.1.2 att 1/10 000 individer och år för en patogen. Eller 1 mikroDALY för vattenrelaterad sjukdom.

Detta inkluderar alla tänkbara orsaker, vad som gäller för en enda patogen är inte klarlagt. Att en mikroorganism bidrar med 10 % skulle kunna vara ett rimligt antagande vilket i så fall skulle ge 0,1 mikroDALY som den acceptabla risken för en patogen.

Kritiker menar att 1/10 000 som WHO rekommenderar är alldeles för högt och kräver för mycket behandling av vattnet och att 1/1000 är fullt tillräckligt. Ett annat synsätt är att man alltid ska sträva mot "ingen" risk. Detta motsätts å andra sidan av ex. statistiker som menar på att det aldrig går att uppnå ingen risk. Inom byggbranschen dimensioner man t.ex. byggnadsdelar efter deras sannolikhet att gå sönder, normalt 1 på miljonen. (EN 1990:2002)

Som ovan antyder finns det inget givet svar på vad som är en acceptabel risk. Risken bör snarare ses som ett hjälpmedel att identifiera svagheter i processen. Vad händer om man lägger till/tar bort ett steg? Eller hur höga halter av en viss patogen processen tål innan risken blir oacceptabelt stor? Att jämföra två körningar mot varandra som ett normalfall mot en Extremsituation där endast ett reningsteg fungerar eller en bräddning av avloppsvatten kan ge en bra bild av var sårbarheten och svagheten i det specifika vattenverkets process ligger.

Paradoxalt nog kan det vara lättare att avgöra om det är en oacceptabelt stor risk än om det är en acceptabel risk jämför med Figur 2-1 där ALARP zonen är vad vi skulle kunna kalla en gråzon mellan acceptabelt och oacceptabelt. Ett område som egentligen inte vare sig är en acceptabel eller oacceptabel risk utan vad som är en så låg risk som går att uppnå med rimliga medel.

Som tidigare påpekats avgörs resultaten på indata, med dagens analysmetoder och den litteraturredata som finns är det svårt att få bra indata vilket således påverkar resultatet.

Efter SVU-projektets genomförande ser vi följande huvudsakliga användningsområden för modellen:

- Vad är den kritiska halten i råvattnet (dvs. vid vilken koncentration i råvattnet riskerar den acceptabla risken att överskridas)? Vad krävs för att denna skall uppnås? I vilka fall kan det ske, om det kan ske? Denna tillämpning påverkas i mindre utsträckning av osäkerheterna i indata då den antagligen största osäkerheten, förekomsten av patogener i råvatten, inte ingår.
- Vad är de viktigaste faktorerna för att garantera en acceptabel infektionsnivå (dvs. genom känslighetsanalys dra slutsatser kring vilka processteg som är viktigast att upprätthålla)?
- Hur påverkas risken av incidenter/händelser av oönskad/oväntad karaktär? T. ex. en bräddning av obehandlat avloppsvatten i vattentäkten, eller ett avbrott i en beredningsprocess.

- Om infektionsrisken anses vara oacceptabelt hög, kan man genom att ändra eller att lägga till ett processteg minska risken så att den blir acceptabel?
- Undersökning av vattenburna sjukdomsutbrott i efterhand: Om ett visst antal människor blev sjuka av en viss patogen, hur högt var sannolikt halten i råvattnet?
- Vilka indata saknas för att minska osäkerheten i en specifik MRA-studie?

6 Forsknings- och utvecklingsbehov

Arbetet med att ta fram Svenskt Vattens MRA-modell har uppmärksammat ett antal frågeställningar som kan undersökas för att förbättra modellen (utveckling) eller för att kunna använda den bättre med hjälp av bättre indata (forskning). En aktuell lista över de mest kritiska brister i indata och kända brister i modellen finns i respektive modellversions LÄS MIG FÖRST! avsnitt.

6.1 Utvecklingsbehov

Följande utvecklingsbehov har identifierats för modellen:

- 1 En modul för ledningsnätet och störningar som uppträder där. Denna begränsning har varit känd innan projektets start.
- 2 Funktionalitet som gör det möjligt att ange utsläpp av renat avloppsvatten och av bräddat avloppsvatten. Avskiljningen i reningsverket ska då bygga på litteratordata.
- 3 Möjligheten till att beskriva patogenkällor från djur (kreatur, fåglar mm.).

6.2 Forskningsbehov

Följande forskningsbehov har identifierats. Några av indata kan eventuellt tas fram genom målriktad litteratursökning, andra kräver nya undersökningar. Följande har identifierats för modellen:

- 1 Förekomsten av patogena mikroorganismer i svenska vattentäcker.
- 2 Bättre data för utsöndring av virus från infekterade individer.
- 3 Kartläggning av påverkan från människa vs. djur (kreatur, fåglar mm.) i svenska vattentäcker.

7 Exempel

Detta kapitel består av ett huvudexempel av ett fiktivt vattenverk vars processteg är vanliga för svenska ytvattenverk. Först beskrivs förutsättningarna och det kan ses som en vägledning till vad Du som användare behöver samla in för information innan Du sätter dig med dina egna körningar. Efter det följer en beskrivning över de val som görs för att representera vattenverket och vilka resultat det ger. Efter det finns även en diskussion kring tolkning av resultaten. Sist följer några scenarion för att visa hur modellen kan tänkas användas. Filerna till exemplet finner du på samma ställe som du laddade ner modellen.

7.1 Förutsättningar

Vattenverket försörjer 25 000 personer med vatten. Vattentäkten är ett rinnande vattendrag. Uppströms finns ett avloppsreningsverk samt betesmark.

Råvattentäkt

I tillrinningsområdet finns ett avloppsreningsverk som behandlar avloppsvatten från 30 000 pe. 10 000 av dessa karakteriseras som industriavlopp, och man förutsätter därför att det är 20 000 pe som förser avloppsverket med patogener via avföring. Utspädningsfaktorn uppskattas till 200, dvs. 1/200-del av det vatten som når vattenverket har dessförinnan passerat avloppsreningsverket. Utöver avloppsreningsverket finns mycket betesmark runt vattentäkten.

Analysdata som finns tillgängliga för råvattnet

Vattenverket har inte tillgång till några andra mätningar än koliformer och *E. coli* i råvattnet. Inga data finns på virus eller protozoer. Vattenprover tas vid ett fåtal tillfällen per år och visar oftast inte på några högre halter av vare sig koliformer eller *E. coli*.

Sjukdomsutbrott i samhället

Inga kända vattenburna utbrott. Incidensen av potentiellt vattenburna sjukdomar är inte känd lokalt. Det har dock förekommit mindre utbrott av badvattensjuka vid bad i vattentäkten. Det är känt att vinterkräksjukesvirus (norovirus) kan ligga bakom sådana utbrott.

Reningsprocess

Reningsprocessen består av kemisk fällning följt av 4 parallella snabb-sandfilter. Innan vattnet distribueras tillsätts kloramin. Mängden tillsatt klor motsvarar 0,7 mg Cl_2/l , och den utgående halten är 0,4 mg Cl_2/l . Kontaktiden för fritt klor är 10 minuter, varefter ammonium tillsätts. Processen övervakas online med en pH-mätare i fällningen och en turbiditetsmätare efter snabbfiltren. Genom att sätta larmgränser har man bestämt vad som är "normala" värden i de två fallen. Onormalt höga eller låga värden klassas som suboptimal drift. Suboptimal drift har definierats som en avvikelse som avviker mer än 5 % från medelvärdet för pH, respektive all turbiditet som överstiger 0,2 FNU.

Processuppföljning

I en loggbok noteras alla förändringar i processen, och där noteras också avvikelser. Loggböckerna sparas, och med hjälp av dem är det möjligt att hitta information om avbrott och brister i leveransen. Från loggböckerna, och med hjälp av definitionerna ovan, har man kommit fram till att man under den senaste 5-årsperioden har haft störningar i fällningen i totalt 130 timmar och i något filter totalt i 240 timmar. Det motsvarar 30 respektive 55 timmar räknat på en 10 000 timmars period (normerat med tanke på modellen).

Analysdata som finns tillgängliga för reningsprocessen

Prover tas ut i olika delar av processen och analyseras med avseende på odlingsbara mikroorganismer (3d heterotrofer), koliformer och *E. coli*. Det finns en del heterotrofer, och ibland kan det finnas någon koliform, men underlaget är alldeles för litet för att det skall gå att göra någon uppskattning om processens förmåga att avskilja organismerna. Eftersom *E. coli* analyserna inte är specifika för *E. coli* O157 som modellen använder är inte de uppmätta halterna representativa nog att använda i modellen.

Analysdata som finns tillgängliga för dricksvattnet

Vattenverket analyserar dricksvattnet enligt dricksvattenföreskrifterna, men gör utöver det ingen extra kontroll. Man har aldrig undersökt förekomsten av virus eller protozoer, men någon gång har man hittat en enstaka koliform i dricksvattnet.

Distribution

Kontroll av vatten på ledningsnätet görs regelbundet, dels i fasta punkter, dels i slumpmässigt utvalda punkter. Analyser av klorhalten finns endast som totalt kloröverskott. I de fasta punkterna är uppehållstiden vid normaldrift känd. I en provtagningspunkt nära vattenverket är halten 0,3 mg Cl_2/l efter 6 timmar, och i en punkt längre bort är halten 0,1 mg Cl_2/l efter 20 timmar. Efter 48 timmar finns det inte längre något klor kvar i nätet. Det finns inga analyser av fritt klor på ledningsnätet.

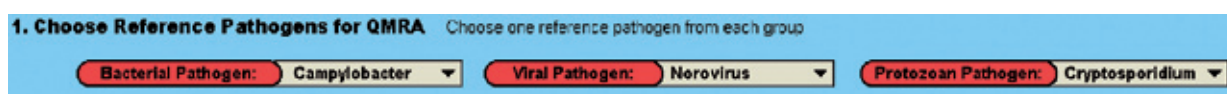
Den genomsnittliga uppehållstiden innan vatten når konsumenten är 24 timmar, och hos de konsumenter som har "äldst" vatten är vattnet 52 timmar. Konsumenten som bor närmast vattenverket dricker vattnet ca en timme efter att det har lämnat verket.

Vattenkonsumtion

Det finns inga studier gjorda i området, och det förutsätts att konsumtionsmönstret är samma som i resten av landet.

7.2 Val av patogener och sätt att representera sitt råvatten

För en första beräkning väljer man följande patogener:



1. Choose Reference Pathogens for QMRA Choose one reference pathogen from each group

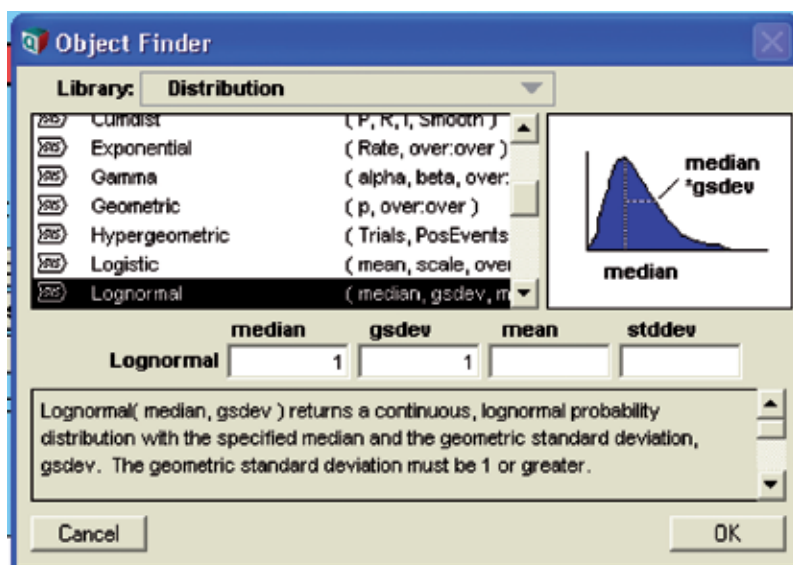
Bacterial Pathogen:	Campylobacter ▼	Viral Pathogen:	Norovirus ▼	Protozoan Pathogen:	Cryptosporidium ▼
---------------------	-----------------	-----------------	-------------	---------------------	-------------------

Patogen	Val	Motivering
Bakterie	<i>Campylobacter</i>	Enda bakterien där manualen i nuläget föreslår en halt
Virus	Norovirus	Tidigare utbrott av badvattensjuka i vattentäkten
Protozo	<i>Cryptosporidium</i>	Grannkommunen hittade <i>Cryptosporidium</i> i sitt råvatten

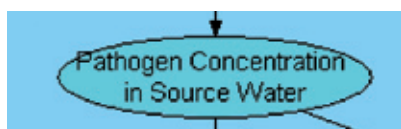
Man bedömer att det utöver avloppsreningsverket finns många diffusa källor till patogena mikroorganismer i råvattnet. Därför är det inte lämpligt att endast räkna med avloppsvattenpåverkan från en specifik källa. Vattenverket Exempel väljer att räkna med de i manualen föreslagna litteratordata på patogenhalter i svenska ytvatten.

Bacteria concentration:	Directly enter bacteria concentration (org.L -1)	Lognormal
Virus concentration:	Directly enter virus concentration (vu.L)	Lognormal
Protozoan concentration:	Directly enter protozoan concentration ([oo]cysts.L -1)	Lognormal

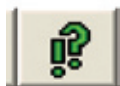
- Som bakteriekoncentration anges ett konstant värde på 1 per liter.
- Som viruskoncentration anges ett konstant värde på 1 per liter, se figur nedan.
- Som cryptokoncentration anges en lognormalfördelning med ett medelvärde "mean" på 0,4 och en standardavvikelse "stddev" på 2,1.



Innan man går vidare kontrollerar man sina halter i råvattnet genom att markera beräkningsrutan:



och trycka på:



Man kan se att halterna stämmer överens med tabellen. Halter av protozoerna plockas ur en lognormalfördelning. Modellens medelvärde 0,3889 stämmer ganska väl med det angivna medelvärdet 0,4.

Statistics of Pathogen Concentration in Source Water			
	Statistics		Totals
	Reference		Totals
	Bacteria	Viruses	Protozoa
Min	1e+000	1e+000	1.447e-003
Median	1e+000	1e+000	1.486e-001
Mean	1e+000	1e+000	3.966e-001
Max	1e+000	1e+000	1.525e+001
Std. Dev.	0e+000	0e+000	8.819e-001

7.3 Processbeskrivning

7.3.1 Fri processruta 1 • "Additional process barrier 1"

Vattenverksexemplet saknar ett processteg innan den kemiska fällningen. Man väljer NO för att inaktivera detta processteg.

7.3.2 Kemisk fällning

Vattenverksexemplet har konventionell rening och väljer YES på detta reningssteg.

Därefter klickar man på

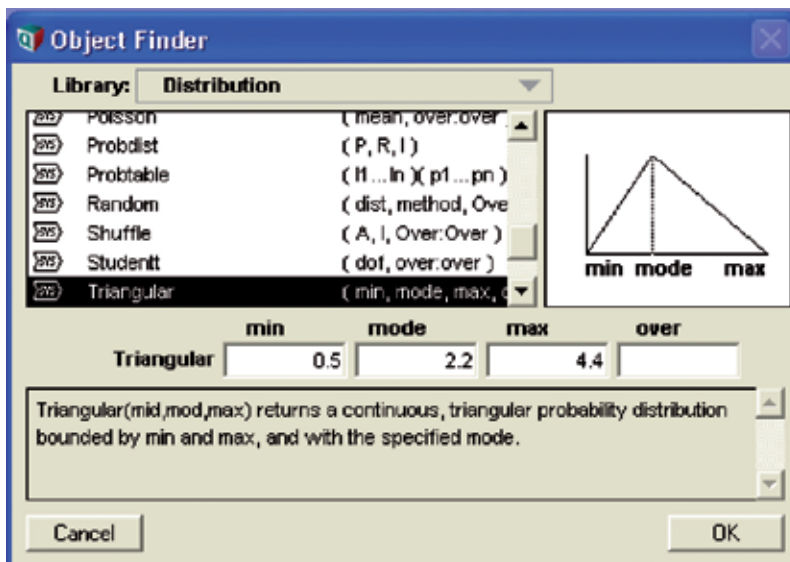


för att definiera processen närmare. I undermenyn fyller man i antal parallella filter, alltså 4. Man saknar lokala data för hur avskiljningen fungera men tycker att avskiljningsdata för protozoer från litteraturen (Figur 4-4) är ganska höga. Man väljer att använda defaultvärden för bakterier och virus men data anpassade till förhållanden i Göteborg (4.2.1 och Figur 4-6)

Removal Performance Data			Conc. In and Out			Log 10 reduction		
Is Local Data Available?	Type of local input		Arithmetic Mean concentration IN	Arithmetic Mean concentration OUT	Log 10 reduction			
Bacteria	No	Log 10 reduction	user input	user input	Calc	mid	Bacteria	Triangula
Viruses	No	Log 10 reduction	user input	user input	Calc	mid	Viruses	Triangula
Protozoa	Yes	Log 10 reduction	user input	user input	Calc	mid	Protozoa	Triangula

OR

Man väljer YES för lokala data för protoxoavskiljning och skriver in en triangel fördelning för "Log 10 reduction" med värdena (0,5; 2,4; 4)



Det finns inte några mätningar som talar om hur fällning respektive filter fungerar vid suboptimal drift, och man bryr sig därför inte om att fylla i något i undermenyerna

Enter Data Here: Removal performance during filter breakthrough

respektive

Enter Data Here: Removal performance during coagulation failure

Däremot har man via sina loggböcker kunnat ta reda på hur ofta man har driftsstörningar och avvikelser, och väljer därför att svara YES på frågorna om huruvida det finns driftshistorik. Man knappar sedan in sina data, som man i det här fallet har valt att normera i antal timmar med avvikelse/10 000 timmar. Vidare väljer man RANDOM eftersom man vill göra en studie som representerar normal drift med slumpmässigt förekommande störningar.

7.3.3 Fri processruta 2 • "Additional process barrier 2"

Vattenverksexemplet saknar ett extra processteg efter den kemiska fällningen. Man väljer NO för att inaktivera detta processteg.

7.3.4 Långsamfilter • "Slow sand filtration"

Vattenverksexemplet saknar långsamfilter och väljer NO för att inaktivera detta processteg.

7.3.5 Fri processruta 3 • "Additional process barrier 3"

Man väljer NO för att inaktivera detta processteg.

7.3.6 UV-desinfektion

Vattenverksexemplet saknar UV-desinfektion och väljer NO för att inaktivera detta processteg.

7.3.7 Klorering

Kloreringsmodulen kan hantera många kombinationer av kemikalier, doser, omsättningshastigheter och är därför relativt komplicerad. I exemplet tillsätts 0,7 mg fritt klor/l som får verka omkring 10 minuter innan ammonium tillsätts för att binda resterande klore till 0,4 mg kloramin/l. Vi antar att 0,3 mg av det fria klore/l då har förbrukats under tiden.

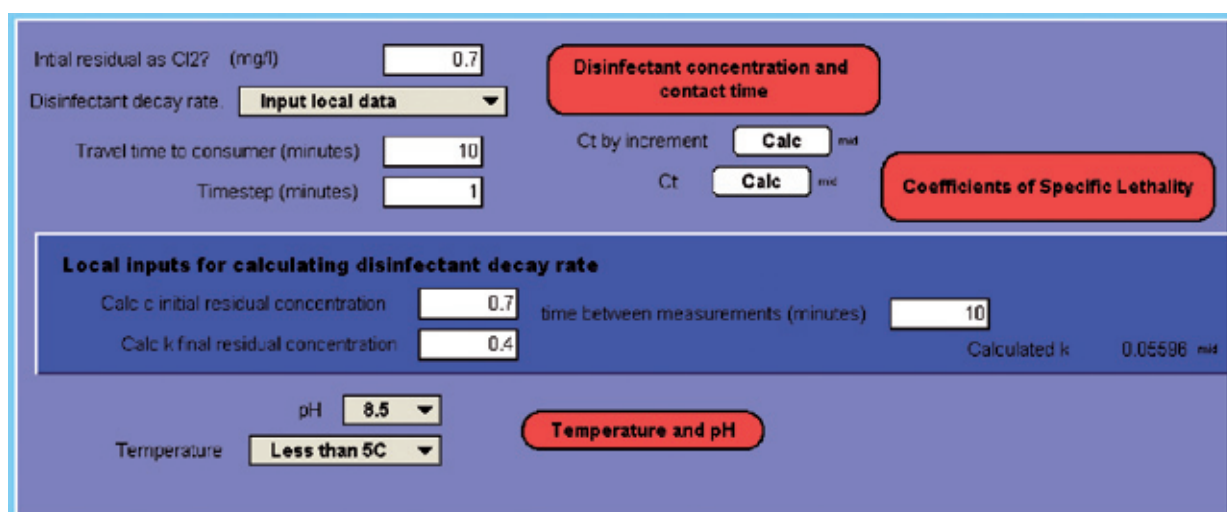
Första kloreringssteg: fritt klor

Första kloreringssteget, "Chlorination 1", omfattar effekten av det fria klore. På modellens första sida väljs fritt klor som kloreringsmetod.



Sedan öppnas modulen "Chlorination Performance" (Figur 7-1).

Vi väljer att ange reaktionshastigheten med egna värden, "local input data". Under "travel time to consumer" anges normalt transporttiden till första konsumenten. I vårt exempel finns inget fritt klor kvar efter att ammonium tillsätts. Transporttiden sätts därför till 10 minuter. Timestep anger upplösningen i Ct-beräkningen. En vanlig dator klarar



Figur 7-1 Exempel på inställningarna för Chlorination 1, tillsats av fritt klor (klorgas eller hypoklorit).

enkelt 1-minuters värdet. Det antas vidare kallt vatten under 5 grader och att kloreringen sker efter pH justering till 8,5.

Log-avskiljningen över första kloreringssteget kan kontrolleras genom att markera beräkningsrutan:

Log reduction by Chlorination



och sedan trycka:

Alternativt visas den också i förstasidans resultatberäkning:

Results

Log 10 reduction by treatment process

Result

I detta exempel är logreduktionen drygt 3-log för *Campylobacter* (bakterier) och under 1-log för virus, dvs. norovirus.¹⁴ Det antas inte att kloreringen har någon effekt på crypto.

Mid Value of Log reduction by Chlorination	
Reference	Totals
Bacteria	3.249
Viruses	0.8934
Protozoa	0

Andra kloreringssteg: kloramin

I modellens andra kloreringssteg beskrivs kloramineringen. På förstasidan anges kloreringsmetoden. Sedan öppnas modulen för "Chlorination 2" (Figur 7-2).

Initial residual as Cl₂?

Disinfectant decay rate.

Travel time to consumer (minutes)

Timestep (minutes)

Ct by increment mid

Ct mid

Disinfectant concentration and contact time

Coefficients of Specific Lethality

Local inputs for calculating disinfectant decay rate

Calc c initial residual concentration

time between measurements (minutes)

Calc k final residual concentration

Calculated k mid

pH

Temperature

Temperature and pH

Figur 7-2 Exempel på inställningarna för Chlorination 2, tillsats av ammonium efter en reaktionstid med fritt klor.

¹⁴ Observera att dessa värden fås med de lokala antagandena för det fria klorets avklingning. Litteraturvärden ger ca 1/3 lägre effekt mätt som log-reduktion.

Efter antagna 10 minuter reaktionstid med fritt klor tillsätts ammonium för att erhålla kloramin, mätt som 0,4 mg/l totalt kloröverskott. Då inga lokala mätningar av kloraminavklingning finns används litteraturdata. Transporttiden till första konsumenten är 1 timma.

I fall där färdigblandad kloramin tillsätts finns ingen reaktionstid med fritt klor – då kan desinfektionseffekten beskrivas i ett steg, dvs. Chlorination 1 = kloramin.

7.3.8 Vattenkonsumtion • "Exposure"

Vattenverket i exemplet väljer att använda sig av svenska konsumtionsstudien då det saknas lokal information.

4. Exposure Choose basis for consumption volume:

Default: Swedish consumption study (Westrell, 2006) ▼ Enter local exposure volume (L) Lognorma

Westrell 2006 Exposure Volume

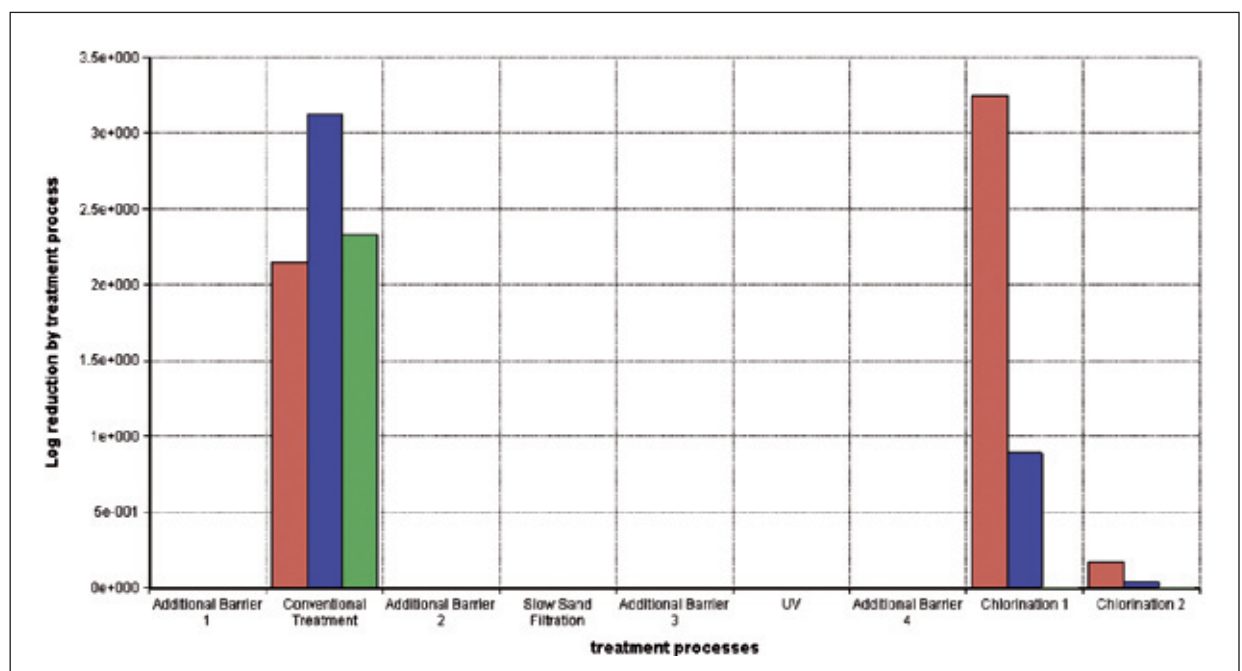
7.4 Resultat

Resultatrutorna finns i botten av modellens förstasida.

Results

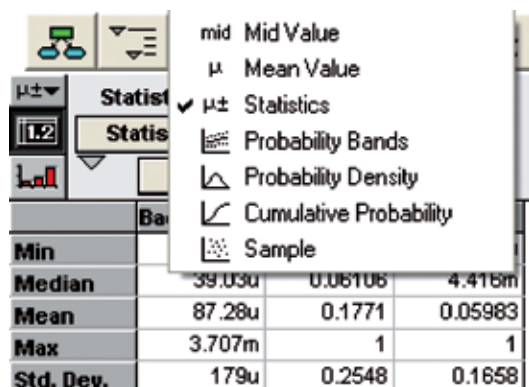
Log 10 reduction by treatment process	Probability of Infection	Probability of Infection (annual)	DALYs
Calc μ	P_{inf} Calc μ^*	$P_{inf\ annual}$ Calc $\frac{1}{365}$	Calc

Först väljer man att kolla log-reduktionen i varje behandlingssteg (Figur 7-3). Det är ett enkelt sätt att genomföra en första rimlighetskontroll av modellkörningen.



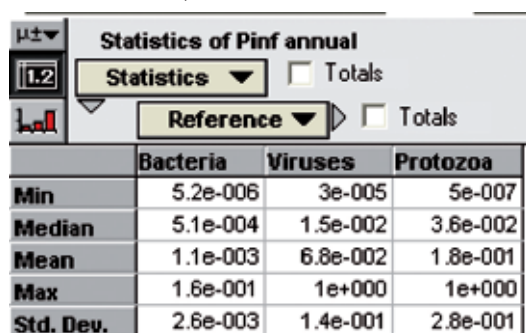
Figur 7-3 Log-reduktionen i varje behandlingssteg

Sedan väljer man att titta på den årliga sannolikheten att bli smittad. Resultaten kan visas som tabell eller diagram (knapparna uppe till höger), och som olika statistiska mått:



	Bacteria	Viruses	Protozoa
Min			
Median	39.03u	0.06106	4.416m
Mean	87.28u	0.1771	0.05983
Max	3.707m	1	1
Std. Dev.	179u	0.2548	0.1658

Användaren väljer att betrakta medelvärdes- statistik (μ +/-):

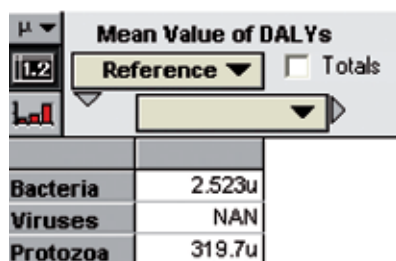


	Bacteria	Viruses	Protozoa
Min	5.2e-006	3e-005	5e-007
Median	5.1e-004	1.5e-002	3.6e-002
Mean	1.1e-003	6.8e-002	1.8e-001
Max	1.6e-001	1e+000	1e+000
Std. Dev.	2.6e-003	1.4e-001	2.8e-001

Medelvärdet för sannolikheten för infektion per individ och år är enligt beräkningen:

- $1,1 \times 10^{-3}$ för *Campylobacter* (11 utav 10 000 konsumenter)
- $6,8 \times 10^{-2}$ för Norovirus (680 utav 10 000 konsumenter)
- $1,8 \times 10^{-2}$ för *Cryptosporidium* (1800 utav 10 000 konsumenter)

Beräkningen av DALYs ger följande resultat:



	Mean Value of DALYs
Bacteria	2.523u
Viruses	NAN
Protozoa	319.7u

Det motsvarar 2,5 mikroDALY per år och person för bakterier och 320 mikroDALY för *Cryptosporidium*. För norovirus finns ingen DALY-faktor definierat.

7.5 Tolkning

Risken för infektion med alla överskrider 1 utav 10 000 konsumenter för alla tre av de betraktade mikroorganismerna.

Risken uttryckt som DALY överskrider också tydligt WHO's riktvärde på 1 mikroDALY.

Det finns flera möjliga förklaringar till detta:

- Halten patogener i råvatten kan vara överskattad.
- Avskiljningseffektiviteten i processen kan vara underskattad. Speciellt kan sänkningen av protozoavskiljningen jämfört med litteraturvärden vara för pessimistiskt.
- Den samlade mikrobiologiska barriären i processen kan vara underdimensionerad i förhållande till råvattnets halt av patogener.

I nuläget gör bristen på pålitlig kvantitativ information för vissa indata att medelvärdet för risken inte ska användas för att bedöma om en vattenförsörjning är tillräcklig säker. Det huvudsakliga värdet med modelltillämpningen är ökad förståelse av råvattenkvalitetens påverkan, av reningsprocessen, identifikationen av kunskapsluckor och åtgärdsanalys, dvs. bedömning och jämförelse av ändringar i processkombinationen.

7.6 Åtgärdsanalys

Man bestämmer sig för att undersöka ett antal åtgärder för att förbättra den mikrobiologiska barriären.

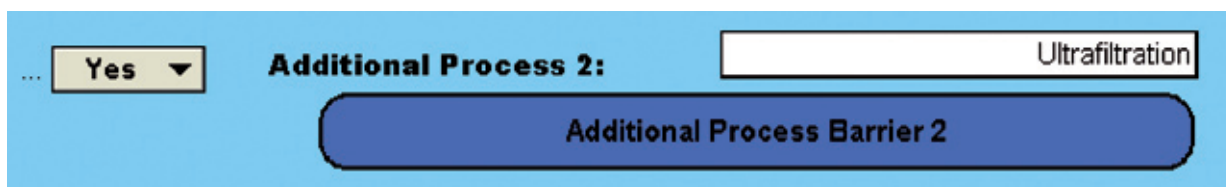
7.6.1 Ultrafilter efter den kemiska fällningen

Ett ultrafilter är en kraftfull mikrobiologisk barriär. Vid tillsatsförsök har mycket höga avskiljningar uppmätts, medan barriärverkan i en fullskaleanläggning med många delar kan få en något lägre log-avskiljning, som också försämras med tiden. (Kruithof et al, 2002) I exempelberäkningen antar vi följande log-avskiljningar över en ultrafilteranläggning:

Patogen	log-avskiljning
Bakterier	4
Virus	3
Protozoer	4

Beskrivning av åtgärden i modellen

Den tomma processrutan efter kemiska fällningen aktiveras och ges ett namn:



... Yes ▾ Additional Process 2: Ultrafiltration

Additional Process Barrier 2

Sedan definierar man processparametrarna (Figur 7-4).

Man gissar att vattenverket kräver 6 st. parallella ultrafiltreringslinjer. Denna information är endast viktig om en sannolikhet för störning anges. Som default är störningsrisken lika med noll.

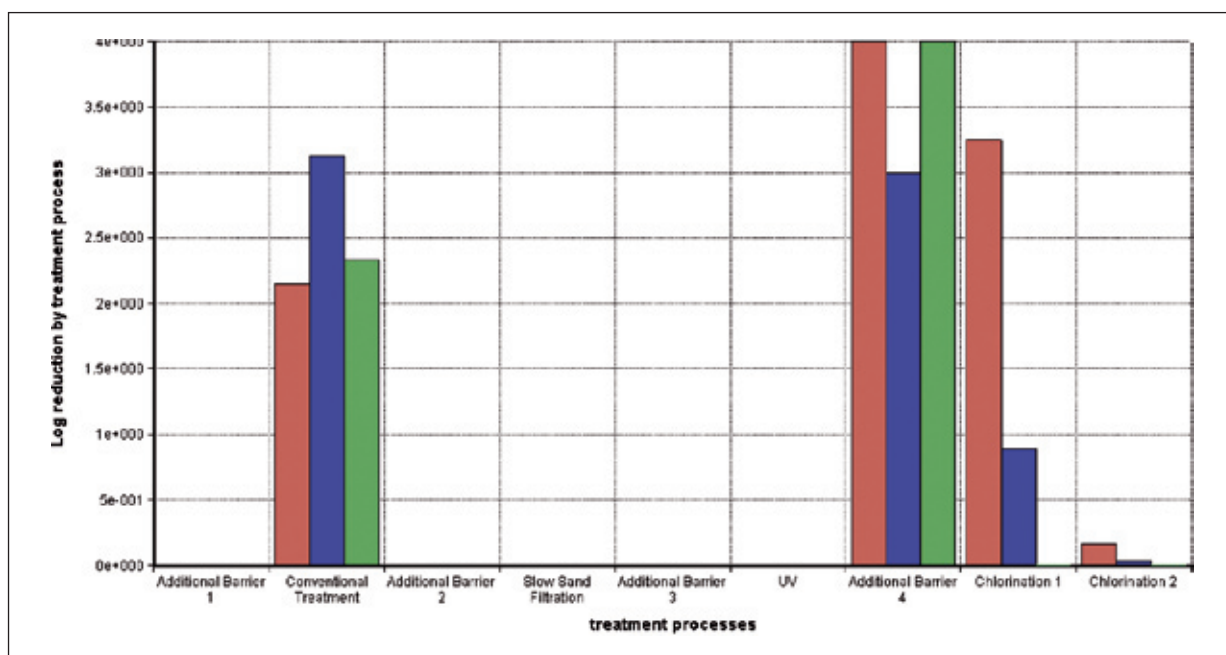
Figur 7-4 Beskrivning av ultrafiltreringsprocessen.

Avskiljningseffektiviteten väljs att anges som "log 10 reduction" för alla patogengrupper, bakterier, virus och protozoer. Det innebär att man fyller i de ovannämnda konstanta värdena i fälten för triangel fördelningen, t.ex. för virus:

Man väljer att inte göra en scenarioanalys, men köra med slumpmässig variation i processen. Nu när ingen störningsfrekvens är förprogrammerad har processen alltid full effekt, om inte annat anges.

Resultat & slutsatser angående ultrafilter

Förstasidan visar de nya resultaten:



Den årliga risken har med UF minskat till:

Statistics of Pinf annual			
Statistics		Totals	
Reference		Totals	
	Bacteria	Viruses	Protozoa
Min	5.2e-010	3e-008	5e-011
Median	5.1e-008	1.5e-005	3.7e-006
Mean	1.1e-007	1.2e-004	1e-004
Max	1.7e-005	6.1e-002	6.2e-002
Std. Dev.	2.7e-007	9.3e-004	1e-003

dvs. medelvärdet för sannolikheten för infektion är nu

- $1,1 \times 10^{-7}$ för *Campylobacter* (0,001 utav 10 000 konsumenter)
- $1,2 \times 10^{-4}$ för Norovirus (1,2 utav 10 000 konsumenter)
- $1,0 \times 10^{-4}$ för *Cryptosporidium* (0,01 utav 10 000 konsumenter)

Riskerna för virus och parasiter är i närheten av den i litteraturen angivna "acceptabla risken".¹⁵

Slutsats: Ultrafiltrering ger en tydlig förbättring av den mikrobiologiska barriären.

7.6.2 UV-desinfektion istället för klorering

UV-belysning är känd för att ha en hög desinfektionseffekt också mot klortåliga patogenerna och man väljer att testa detta processteg som ett annat alternativ för att förbättra den mikrobiologiska barriären.

¹⁵ Påminnelse: I nuläget gör bristen på pålitlig kvantitativ information för vissa indata att medelvärdet för risken inte ska användas för att bedöma om en vattenförsörjning är tillräcklig säker.

Beskrivning av åtgärden i modellen

Man slår ifrån både klorering och kloraminering på förstasidan. Sedan aktiverar man UV-desinfektionsprocessen och öppnar modulen (Figur 7-5).

Man antar att det behövs två parallella UV-linjer. Denna information är endast viktig om en sannolikhet för störning anges. Som default är störningsrisken lika med noll.

Doseringen antas bli 25 mJ/cm², dvs. 250 J/m².

Number of UV Units in parallel? **UV Dose**

Fluence Dose mJ. cm 2 **UV Disinfection functions**

Log reduction given UV dose **Result**

Reliability Data

Type of reliability analysis: **Reliability**

Are historical performance data available for UV units? **Scenario Analysis**

For a single unit, total time not operating (hours) **Number of UV units not operational**

Total length of record (hours)

Figur 7-5 Beskrivning av UV-desinfektionen.

UV-belysningens effekt bygger på data ifrån tabell 6 i Hijnen et al, 2006, med takvärden som tar hänsyn till avtagande ökning vid höga doser. UV ger enligt modellen följande avdödning:

Mid Value of Log reduction by UV line			
	Uvlines ☐ Totals		
	Reference ☐ Totals		
	Bacteria	Viruses	Protozoa
1	5.3	2.65	3
2	5.3	2.65	3

Resultat & slutsatser angående UV-desinfektion

Den årliga risken har med UV-desinfektion minskat till:¹⁶

Statistics of Pinf annual			
	Statistics ☐ Totals		
	Reference ☐ Totals		
	Bacteria	Viruses	Protozoa
Min	6.8e-008	5.7e-007	5e-010
Median	6.7e-006	2.8e-004	3.7e-005
Mean	1.5e-005	2.2e-003	9.8e-004
Max	2.3e-003	7e-001	4.7e-001
Std. Dev.	3.6e-005	1.4e-002	8.8e-003

¹⁶ Påminnelse: I nuläget gör bristen på pålitlig kvantitativ information för vissa indata att medelvärdet för risken inte ska användas för att bedöma om en vattenförsörjning är tillräcklig säker.

dvs. medelsannolikheten för infektion är nu

- $1,5 \times 10^{-5}$ för *Campylobacter* (0,15 utav 10 000 konsumenter)
- $2,2 \times 10^{-3}$ för Norovirus (22 utav 10 000 konsumenter)
- $9,8 \times 10^{-4}$ för *Cryptosporidium* (98 utav 10 000 konsumenter)

Med en relativ låg UV-dos ger också UV en tydlig minskning av infektionsrisken, för de betraktade mikroorganismererna.

7.7 Alternativ beräkning

Parallellt med ovan beskrivna MRA-studie har kommunen kartlagt källor patogena mikroorganismer i sin vattentäkt. Man är övertygad att den dominerande källan är det renade avloppsvattnet från grannkommunens reningsverk, som ligger ca. 24 timmar uppströms. Reningsverket behandlar toalettvattnet från 20 000 personer. Det renade avloppsvattnet utgör en tusendel av vattendragets medelflöde. För enkelhetens skull antar man en total inblandning.

I modellen väljer man "model concentration assuming source is raw sewage".¹⁷

Bacteria concentration:	Model concentration assuming source is raw sewage ▼	Lognorma
Virus concentration:	Model virus concentration assuming source is raw sewage ▼	Lognorma
Protozoan concentration:	Model protozoan concentration assuming source is raw sewage ▼	Lognorm

Sedan öppnar man modulen "Model concentration assuming source is raw sewage".

Model concentration assuming source is raw sewage

På sidan som öppnas ställer man framgångssättet till "Enter dilution factor and inactivation data". Sedan öppnar man modulen "Characterise fecal source (sewage concentration)".

Quantifying pathogen concentration at the intake, assuming source is raw sewage

Enter specifications to describe the concentration of pathogens at the source - RAW SEWAGE

Characterise fecal source (sewage concentration)

Choose an approach for quantifying pathogen concentration at intake based on raw sewage source

Bacteria	Enter dilution factor and inactivation data ▼
Viruses	Enter dilution factor and inactivation data ▼
Protozoa	Enter dilution factor and inactivation data ▼

Then enter specifications in the appropriate module:

Enter dilution factor and inactivation rate data

Enter surrogate data

¹⁷ Modellen har endast en modul för utsläpp av obehandlat avloppsvatten. Genom att välja parametrarna kan man dock "simulera" patogenhalten i behandlat avloppsvatten.

På följande sida ställs in mängden avloppsvatten och patogener per person som släpps ut. Det antas att ett konventionellt avloppsreningsverk avskiljer eller avdödar ca. 90 % av de patogena mikroorganismerna i avloppsvattnet (försiktig uppskattning efter Ottoson, 2005). Därför delas antalet anslutna personer med 10. Vattenvolymen som släpps ut uppskattas till 180 liter per person och dag. För andelen av befolkningen som är infekterad med de olika patogenerna väljs svenska genomsnittvärden (SMI 2008).¹⁸

Tillbaka en nivå upp (se föregående bild) öppnar man modulen

Man väljer en utspädningsgrad av 1000 och en rinntid på 1 dag.

Nu har man beskrivit sitt råvatten och kontrollerar halterna vid råvat-
tenintaget. Bakteriehalt och halten *Cryptosporidium* är i samma stor-

¹⁸ Från SMI:s databas där data finns. För vissa patogener var endast utländska data tillgänglig. SMI (2008)

leksordning som antaganden i huvudexemplet. Medianhalten virus är ca en faktor 10 000 högre.¹⁹

Statistics of Pathogen Concentration in Source Water			
1.2	Statistics	☐ Totals	
	Reference	☐ Totals	
	Bacteria	Viruses	Protozoa
Min	2.077e-002	4.49e+001	7.963e-004
Median	1.113e+000	8.053e+003	3.012e-002
Mean	2.956e+000	3.867e+004	1.066e-001
Max	6.289e+001	1.155e+006	4.802e+000
Std. Dev.	4.928e+000	8.574e+004	2.199e-001

De följande stegen i modellanvändningen stämmer överens med huvudexemplet.

Utsläpp av bräddvatten från kombinerade avloppsledningsnät kan beskrivas på ett liknande sätt som utsläpp från reningsverk. Det utspädda bräddvattnet definieras som orenat avloppsvatten från ett antal personer, och den bräddade volymen anges. Resultatet från beräkningen (dvs. risken) betraktas då lämpligen per dag, inte per år.

7.8 Kommentarer till exempelkapitlet

Som det inledningsvis står så är exempelkapitlet att se som en vägledning inför att Du själv sitter och ska modellera ditt vattenverk. Vi har valt att visa några exempel på hur modellen kan användas men det finns många fler. De steg som vi valt är för att Du som användare ska få en fingervisning om hur man kan använda modellen och hur man kan resonera när man gör sina val. Du kommer att ställas inför många val och kom ihåg att det inte alltid finns ett rätt och ett fel. Vattenverket Exemplet är inte ett existerande vattenverk även om liknelser finns i verkligheten. Det valdes utifrån att det kan symbolisera en ganska vanlig processkombination i svenska ytvattenverk. Kloreringssteget är inte så vanligt men det förekommer och är ett relativt komplicerat förfarande att modellera.

Den idag största osäkerhetsfaktorn är som tidigare konstaterat osäkerheten i indata. Vart efter det finns tillgång till mer data i form av patogenförekomst i svenska vattendrag bli modellens körningar allt mer säkra. Denna osäkerhet ska inte avskräcka eller avhålla dig från att använda modellen, den kan trots allt ge en bra bild av vattenverkets förmåga att avskilja patogener. Dock ska man vara försiktig med att lägga alltför stor vikt vid normaldriften och om man inte riktigt når ner till de rekommendationer som bland annat WHO ger.

¹⁹ Data om incidensen av sjukdomarna kommer huvudsakligen från SMI. Underrapporteringsfaktorerna kommer från den vetenskapliga litteraturen. Den osäkraste länken i beräkningen bedöms vara uppskattningen av utsöndringen av virus från sjuka individer.

8 Ordlista

Ord

Bakterie – Encellig organism (mikroorganism) utan cellkärna vanligen 0,5–5 µm stora, finns i olika former som stavar och klasar.

Defaultvärde – Förinställt värde

Dos-responssamband – Sambandet mellan en given dos och ett utfall ex. dosen av ett läkemedel och dess inverkan på ex. blodtrycket.

Endemisk-/bakgrunds nivå – Den naturliga förekomsten av en art eller en sjukdom.

Heterotrofer – En organism som behöver organiskt material som energikälla. Motsatsen är autotrof ex. växter som kan omvandla solljus till energi, fotosyntesen.

Inaktiveringstid – Den tid det tar för en mikroorganism att inte längre vara smittsam.

Log-avskiljning – Definition 1 log = 90 % avskiljning, 2 log= 99 %, 3 log, 99,9 % osv.

Patogen – Sjukdomsframkallande dvs. en organism som orsakar sjukdom.

Potent patogen – En organism som kan orsaka sjukdom men nödvändigtvis inte behöver göra det.

Protozoer – Ett ”encelligt djur” i storleksordningen 1,5–50 µm.

Speices (spp) – Arter, enkelt uttryckt varianter

Virus – Icke levande smittsamt material som har genetiskt material men som inte kan föröka sig utan en värdorganism. Finns i storleksordningen 10–300 nm.

Statistiska begrepp

I modellen och i vissa fall även i manualen förekommer en hel del statistiska begrepp som vi tyvärr inte har möjlighet att förklara på en bra nivå då läsarna och användarna har olika förkunskaper. Vi hänvisar istället till relevant litteratur i statistik beroende på användarens egna kunskaper. Det finns ett antal böcker på grundnivå som räcker gott för normalanvändaren. Den som vill fördjupa sig i programmet hänvisas till manualen för Analytica och relevant litteratur på mer avancerad nivå. Många av de begrepp som används går även att söka på nätet för att få en övergripande förklaring för dess innebörd.

Mean (medelvärde) – eg. aritmetiskt medelvärde dvs. summan av alla tal delat med antalet.

Median – Det tal som ligger i mitten om man ordnar talen i storleksordning, dvs. det finns lika många tal under som över.

Stddev (standardavvikelse) – Beskriver spridningen inom ett dataset (med ett aritmetisk medelvärde).

Förkortningar

QMRA – Quantitative Microbial Risk Assessment sv. Kvantitativ mikrobiologisk riskanalys

WSP – Water Safety Plans

HACCP – Hazard Analysis of Critical Control Points

DALY – Disability Adjusted Life Years

9 Referenser

- Amburgey et al. 2005. Comparison of Conventional and Biological Filter Performance for Cryptosporidium and microsphere removal. *Journal of AWWA* 97:12 dec 2005.
- Analytica User Guide. 2007. Release 4.0.
Gratis nedladdning från www.lumina.com
- Ashbolt et al Microbial Risk Assessment (MRA) Tool,
The Mistra Programme Urban Water, Report 2005:7
- AWWA. 1990. Water Quality and Treatment – a Handbook of Community Water Supplies, 4th ed, McGraw-Hill Inc. American Water Works Association 1990
- AWWA. 1999. Waterborne pathogens – Manual of water supply practise, M48 1st ed, American Water Works Association, USA
- Bergstedt. O., Alejung. P, Lindqvist. R., Olsson. L-G., 2008
Vattenburet cryptosporidiumutbrott Galway 2007 – observatörstudier Irland November 2007. Utgivet av den svenska VAKA gruppen.
- LeChevalier, M.W. and Au, K-K. 2004 Water Treatment and pathogen control. Process efficiency in achieving safe drinking water. IWA Publishing, London. ISBN 9781843390695
- Dechesne, M., Soyeux, E., Loret, J.F., Westrell, T., Stenstrom, T.A., Gornik, V., Koch, C., Exner, M., Stanger, M., Agutter, P., Lake, R., Roser, D., Ashbolt, N., Dullemon, Y., Hijnen, W., Medema, G.J. 2006. Pathogens in source water. Microrisk report April 2006
- Dechesne M. & Soyeux, E. 2007 Assessment of source water pathogen contamination. *Journal of Water and Health*, 05. Suppl 1, s. 39–50.
- EN 1990:2002 Eurocode – Basis of structural design. Eurocodes, building the future. European Commission, Joint Research Centre. Hemsida besökt 2008-10-13.
<http://eurocodes.jrc.ec.europa.eu/home.php>
- Graham, N. & Collins, R. (red). 1996. Advances in slow sand and alternative biological filtration, Wiley, Chichester. 0-471-96740-8
- Guidelines for drinking-water quality. 2003. 3rd ed Geneva, World Health Organization
- Haas, C.N., Rose, J.B., Gerba, C.P. Quantitative Microbial Risk Assessment, 1999 1st ed. John Wiley & Sons, Inc,
- Hijnen, W.A.M., Beerendonk, E.F., Medema, G.J. 2006. Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: A review. *Water Research* (40) s.3–22

Kruithof, J. C., Kamp, P. C., Folmer, H. C., Nederlof, M. M. och van Hoof, S. 2002.. Development of a membrane integrity monitoring strategy for the UF/RO Heemskerk drinking water treatment plant. Konferensproceedings Membranes in Drinking and Industrial Water Production. Mühlheim/Ruhr, Tyskland. Berichte aus dem IWW nr. 37a. ISSN: 0941-0961.

Lindberg, T. och Lindqvist, R. 2005. Riskprofil Dricksvatten och mikrobiologiska risker. Livsmedelsverket, Rapport 28-2005

Livsmedelsverket, Dricksvatten Vägledning, Livsmedelsverket 2006

Madigan et. al, Brock Biology of Microorganisms. 1997.8th ed, Prentice Hall International Inc

Madigan et al, Brock Biology of Microorganisms. 2005. 11th ed, Prentice Hall International Inc

MWH, Water Treatment: Principles and Design, 2005. 2nd ed, John Wiley & Sons, Inc

New York University, Stern School of Business. 2008. Statistical Distributions – fitting the distribution. Hemsida besökt 2008-05-07. http://pages.stern.nyu.edu/~adamodar/New_Home_Page/StatFile/statdistns.htm

Ottoson, J. 2005. Comparative analysis of pathogen occurrence in wastewater – management strategies for barrier function and microbial control. Doktorsavhandling, TRITA-LWR PhD Thesis: 1021, Department of Land and Water Resources Engineering Royal Institute of Technology (KTH). ISBN 91-7178-059-9. www.urbanwater.org

Petterson, S., Signor, R., Ashbolt, N., and Roser, D. 2006. QMRA methodology. Microrisk report April 2006 www.microrisk.com

Pollard, S. Risk Management for Water and Wastewater Utilities, 2008, IWA Publishing

Roser, D., Petterson, S., Signor R., Ashbolt, N., Nilsson, P. and Thorwaldsdotter, R. 2006. How to implement QMRA? To estimate baseline and hazardous event risks with management end users in mind. Microrisk Report April 2006

Smeets, P., Rietveld, L., Hijnen, W., Medema, G. and Stenström, T. 2006. Efficacy of water treatment processes. Microrisk report. April 2006

SMI. 2008. Statistik över smittsamma sjukdomar. Hemsida besökt 2008-05. www.smittskyddsinstitutet.se/statistik/

Svenskt Vatten. 2007. Dricksvattenförsörjning i förändrat klimat, Underlagsrapport till Klimat- och sårbarhetsutredningen, Meddelande M135. Elektronisktdokument finns tillgängligt på www.svensktvatten.se

USEPA. 2005 *Appendices to the Occurrence and Exposure Assessment for the Final Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule*. Elektroniskt dokument, tillgängligt på www.epa.gov.

Yates et al. 2006. Effect of adenovirus resistance on UV disinfection requirements: a report on the state of adenovirus science.

Journal of AWWA 98:6 june 2006

Westrell, T., Bergstedt, O., Stenström, T.A., Ashbolt, N.J. 2003.

A theoretical approach to assess microbial risks due to failures in drinking water systems. *International Journal of Environmental Health* 13(2), 181–197 (June 2003)

Westrell, T. 2004. Microbial risk assessment and its implications for risk management in urban water systems.

Doktorsavhandling no. 304, Tema institutet, Linköpings Universitet. pdf: www.urbanwater.org. Avhandlingen finns under "Kommunikation, Doktorsavhandlingar"

Åström, J., Pettersson, S., Bergstedt, O., Pettersson, T. J. & Stenström, T. A. 2007. Evaluation of the microbial risk reduction due to selective closure of the raw water intake before drinking water treatment. *Journal of Water and Health*, vol. 5 Suppl 1, s. 81–97.

Åström, J. 2008. *Wastewater discharges and microbial variability in a surface water source*. Licentiatuppsats, Institutionen för bygg- och miljöteknik, Vatten Miljö Teknik. Göteborg. Chalmers tekniska högskola: 72.

Ødegaard, H., Fiksdal, L. & Østerhus, S.W. 2006. *Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann*. Norvar-rapport 147 - 2006

Bilaga 1

Checklista vid körning i MRA-modellen

Typ av körning:

.....

Gjord av:

Val av patogen

Campylobacter	Adenovirus	Cryptosporidium
Salmonella	Rotavirus	Giardia
E. coli	Norovirus	

Characterise the raw water

	Model	Directly/Concentration
Bacteria Concentration:		/.....
Virus concentration:		/.....
Protozoan concentration:		/.....

Model concentration assuming source is raw sewage

a. Characterise faecal source

Population:	Flow to sewer:
Incidience of infection	Swedish Local/user input
Bacterial:	/.....
Viral:	/.....
Protozoan:	/.....

b. Quantifying pathogen concentration

	Dilution	Surrogate
Bacteria:		
Virus:		
Protozoa:		

c. Enter dilution factor and inactivation data

Inactivation rate	Default	User	T90
Bacteria:			
Virus:			
Protozoa:			
Dilution factor:			
Travel time:			

d. Enter surrogate data

	Conc. at source	Conc. at intake
Bacteria:		
Viruses:		
Protozoa:		

Drinking water treatment processes

Additional process 1:

Number of parallel lines:

Type of local input

	Conc. in/out	Log 10
Bacteria:		
Virus:		
Protozoa:		

Reliability: Random Scenario

Historical data:	Yes	No
------------------	-----	----

Time under suboptimal:

Total length:

Number of failing lines:

Conventional treatment: Yes No

Number of parallel lines:

Removal performance:

	Conc. in/out	Log 10
Bacteria: Yes No		
Virus: Yes No		
Protozoa: Yes No		

Local data during filter breakthrough: Yes No

	Conc. in/out	Log 10
Bacteria: Yes No		
Virus: Yes No		
Protozoa: Yes No		

Local data for sub-optimal coagulation: Yes No

	Conc. in/out	Log 10
Bacteria: Yes No		
Virus: Yes No		
Protozoa: Yes No		

Reliability:	Random	Scenario
Coagulation		Filtration
Historical data: Yes No		Historical data: Yes No
Time:		Time:
Total length:		Total length:

Additional process 2:

Number of parallel lines:

Type of local input

	Conc. in/out	Log 10
Bacteria:		
Virus:		
Protozoa:		

Slow sand filtration: Yes No

Number of parallel lines:

Removal performance:

	Conc. in/out	Log 10
Bacteria: Yes No		
Virus: Yes No		
Protozoa: Yes No		

Local data during filter breakthrough: Yes No

	Conc. in/out	Log 10
Bacteria: Yes No		
Virus: Yes No		
Protozoa: Yes No		

Reliability: Random Scenario

Filtration		
Historical data: Yes No		
Time:		
Total length:		

Additional process 3:

Number of parallel lines:

Type of local input

	Conc. in/out	Log 10
Bacteria:		
Virus:		
Protozoa:		

Reliability:	Random	Scenario
Historical data:	Yes No	
Time under suboptimal:		
Total length:		
Number of failing lines:		

UV-disinfection: *Yes* *No*

Number of parallel lines:

Fluence dose:.....

Reliability:	Random	Scenario
Historical data:	Yes No	
Time not operating:		
Total length:		
Number of units not operational:		

Additional process 4:.....

Number of parallel lines:

Type of local input

	Conc. in/out	Log 10
Bacteria:		
Virus:		
Protozoa:		

Reliability:	Random	Scenario
Historical data:	Yes	No
Time under suboptimal:		
Total length:		
Number of failing lines:		

Chlorination 1: *Yes* *No*

Number of parallel lines:

Method: Free chlorine Chlorine dioxide Monochloramin

Initial residual:

Decay rate: Estimate Local

Travel time to consumer:

Time step:

Local inputs

Initial res. conc:

Final res. conc:

Time between measurement:

Chlorination 2: Yes No

Number of parallel lines:

Method: Free chlorine Chlorine dioxide Monochloramin

Initial residual:

Decay rate: Estimate Local

Travel time to consumer:

Time step:

Local inputs

Initial res. conc:

Final res. conc:

Time between measurement:



Box 47607, 117 94 Stockholm

Tel 08 506 002 00

Fax 08 506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se