



---

Sveriges  
lantbruksuniversitet

# Mikrobiologisk riskanalys för dricksvattenrening vid Görvålverket

Microbiological risk assessment for the  
water purification at Görvålverket

---

Kristina Dahlberg

## REFERAT

### Mikrobiologisk riskanalys för dricksvattenrening vid Görvålverket

Kristina Dahlberg

Enligt dricksvattenföreskrifterna framtagna av Livsmedelsverket (SLVFS 2001:30), ska ett dricksvatten vara "hälsosamt och rent" vilket avser att det är "fritt från mikroorganismer, parasiter och ämnen i sådana antal eller halter att de kan utgöra en fara för människors hälsa". WHO (2008) bedömer att den största hälsorisk kopplad till dricksvatten är sjukdomsutbrott orsakade av vattenburna patogener och har satt gränsvärdet på den årliga risken för sjukdom till 1/1000 personer. Det amerikanska naturvårdsverket (USEPA) har satt gränsvärdet för årlig infektion till 1/10 000.

Syftet med det här examensarbetet var att utföra en mikrobiologisk riskanalys för Norrvatten och dricksvattenproduktionen vid Görvålverket vilka försörjer omkring en halv miljon personer i norra Stockholmsområdet med dricksvatten. Det innebar att studera kritiska punkter i reningsprocessen, undersöka hur känsligt Görvålverket är mot en försämrad råvattenkvalité och vidare att utvärdera de riskanalysverktyg som använts i studien; MRA (Mikrobiologisk Riskanalys), ODP (Optimal Desinfektions Praxis) och Sea Track, framtagna av Svenskt vatten, Norsk Vann respektive SMHI.

Jämförelsen visade att ODP och MRA kompletterar varandra. ODP kan användas för att få en översikt över vattenverkets sårbarhet vid normaldrift och sedan kan MRA användas för att simulera olika scenarier med driftstörningar och försämrad råvattenkvalitet.

Vid normaldrift är reduktion av patogener enligt MRA och ODP, 7 respektive 8 log<sub>10</sub> för bakterier, 6 respektive 7 log<sub>10</sub> för virus och 6 log<sub>10</sub> för parasiter. Enligt ODP-modellen är detta tillräckligt med befintlig råvattenkvalitet. Enligt MRA-modellen, vilken dock bygger på prover från vattendrag, är reduktionen av virus för låg. För att uppnå gränsvärdet på en årlig risk för infektion på 1/10 000 krävs en höjning av reduktionen för *Norovirus* och *Rotavirus* med 1 log<sub>10</sub> och för *Adenovirus* med 3 log<sub>10</sub>.

De mest kritiska reningsstegen är enligt MRA-modellen fällningen samt UV-desinfektionen. Störningar i fällningen påverkar reduktionen av samtliga patogener medan störningar i UV-anläggningen framförallt påverkar reduktionen av virus.

Studien visade att det i första hand är förorenade utsläpp i närheten av intaget som har inverkan på dricksvattenkvaliteten. Detta på grund av Mälarens stora volym och därmed på den stora utspädning som mer avlägsna utsläpp genomgår. För att kunna dra definitiva slutsatser krävs dock fler studier.

För att höja barriären för alla typer av patogener krävs att de båda tillgängliga åtgärderna (förhöjd UV-dos samt fritt klor) vidtas då en ökad UV-dos endast ger högre reduktion av *Norovirus*, *Rotavirus* och *Salmonella* samt troligtvis parasiter medan tillsats av fritt klor endast ger en förhöjd reduktion av virus och bakterier men inte parasiter.

Andra åtgärder för att minska riskerna ligger i att fortsätta arbetet med att minska utsläpp av förorenat vatten i Mälaren (från dagvatten, enskilda avlopp och betesmarker) samt att införa restriktioner för båttrafik och framförallt tömning av septiktankar i Görvålverkets närområde.

**Nyckelord:** Mikrobiologisk risk, dricksvattenrening, patogener, ODP, MRA, Sea track

*Institutionen för Energi och Teknik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Box 7032 SE-75007 Uppsala*

## ABSTRACT

### Micobiological risk assessment of the water purification at Görvålverket

*Kristina Dahlberg*

The regulations concerning water quality by the Swedish National Food Administration requires a drinking water that is “healthy and clean”. This implies that it should not contain microorganisms, parasites or other substances in quantities in which they could be harmful. WHO (2008) states that the greatest health risk associated with drinking water are outbreaks of waterborne disease. They have set the tolerable annual risk of *disease* to 1/1000 whereas the American Environmental Protection Agency (USEPA) has set the tolerable risk to a 1 /10 000 annual risk of *infection*.

The objective of this thesis was to perform a microbiological risk assessment at Norrvatten and the water purification at “Görvålverket” which supplies around half a million people in the northern suburbs of Stockholm with drinking water. The assessment involved analyzes of, critical points in the purification process as well as effects of a reduced water quality at the water source. The analysis also aimed to evaluate the features of the models involved in the study which included MRA (Microbiological Risk Assessment), ODP (Optimal Disinfection Praxis) and Sea Track provided by Swedish Water, Norwegian Water and SMHI respectively.

MRA and ODP supplement each other. The ODP provides an initial overview of the weaknesses in the process at normal operational conditions and the MRA can then be used to simulate scenarios with parts of the process under sub-normal conditions or with a reduced raw water quality.

The two models showed a sufficient microbiological barrier regarding the reduction of bacteria and parasites. The amounts of pathogens reduced at normal operational conditions were for bacteria 7 and 8 log<sub>10</sub> respectively, for virus 5 and 7 log<sub>10</sub> respectively and for parasites 6 log<sub>10</sub>. According to MRA, with raw water quality data based on literature values, the reduction of *Adenovirus* has to improve by 3 log<sub>10</sub> and the reduction of *Norovirus* and *Rotavirus* with 1 log<sub>10</sub> each.

The most critical points in the purification process are according to MRA the coagulation process and the UV-disinfection. Disruptions in the coagulation process lower the reduction of all studied pathogens and disruptions in the UV-disinfection lowers the reduction of virus.

The simulations showed that discharge near the raw water inlet could have an impact on the drinking water quality. Discharge further apart from the raw water inlet did not result in critical pathogen concentrations at the inlet due to Mälarens’ great water volume and hence dilution factor.

To enhance the reduction of all studied pathogens both available measures have to be applied. This is due to the fact that the UV-radiation only enhances the reduction of *Norovirus*, *Rotavirus*, *Salmonella* and parasites, while free chlorine only enhances the reduction of virus and bacteria.

Other measures to reduce the microbiological health risks are to continue the work towards reducing the faecal contamination in Mälaren as well as to set up restrictions for nautical traffic, in particular for faecal discharge from boats with septic tanks in Görvålverket’s near surroundings.

**Key words:** Microbiological risk assessment, drinking water purification, pathogens, ODP, MRA, Sea track

*The Institution for Energy and Technology, SLU, Box 7032 SE-75007 Uppsala*

## **FÖRORD**

Det här examensarbetet på 30hp har utförts som avslutning på min utbildning inom Miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Arbetet har utförts på uppdrag av Norrvatten vid deras vattenverk, Görvålverket utanför Stockholm. Björn Vinnerås på institutionen för Energi och Teknik vid Sveriges Lantbruksuniversitet i Uppsala har varit ämnesgranskare för examensarbetet.

Jag vill rikta ett stort tack till min handledare Per Ericsson på Norrvatten som har varit till stor hjälp under arbetets gång och även David Heldt, processingenjör på Norrvatten, för den hjälp och information jag har fått ta del av. Jag vill även tacka Annika Nordin på institutionen för Energi och Teknik för den feedback och de råd jag har fått. Vidare vill jag tacka Pär Aleljung och personalen på labbet vid Görvålverket för hjälp med mina funderingar kring mikrobiologi samt de data jag fått ta del av. Jag skulle även vilja tacka Järfälla kommun och Upplands Bro kommun för den information de har tagit fram åt mig. Till sist vill jag även tacka de som har hjälpt till med korrekturläsning och kommentarer. Ni vet vilka ni är!

Uppsala 2011

Kristina Dahlberg

# POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Mikrobiologiska risker i samband med dricksvattenrening

*Kristina Dahlberg*

Tillgång till rent dricksvatten är essentiellt för ett fungerande samhälle och för många något man tar för givet. Efter den senaste tidens dricksvattenförknippade sjukdomsutbrott i Östersund 2010 och Lilla Edet 2008, samt ytterligare utbrott i Finland, Norge, Kanada och USA, har man insett att tillgång till rent vatten inte endast är ett problem i utvecklingsländer.

WHO (2008) anser att den största hälsorisk associerad med dricksvatten är sjukdomsutbrott som orsakas av vattenburna sjukdomsframkallande mikroorganismer (patogener). Sjukdomsutbrott kan kosta ett samhälle stora summor pengar i samband med sjukfrånvaro och ersättning m.m.

Eftersom antalet personer som utsätts för riskerna i samband med ett förorenat dricksvatten är så pass stort är det viktigt att systematiskt arbeta för att minimera riskerna och därmed undvika stora vattenburna sjukdomsutbrott.

Mikroorganismer återfinns i allt naturligt vatten och majoriteten är inte sjukdomsframkallande. De fåtal som har utvecklat sjukdomsframkallande egenskaper kallas patogener och kan indelas i grupperna bakterier, virus och parasiter.

Patogenernas skilda egenskaper både mellan grupperna och inom grupperna gör att en reningsmetod som fungerar för att inaktivera en typ av patogen inte nödvändigtvis behöver fungera för att inaktivera andra typer av patogener. Detta gör det nödvändigt att analysera känsligheten hos olika patogener och se till att man vid ett vattenverk har ett tillräckligt gott skydd för att även inaktivera de mest motståndskraftiga patogenerna och därmed säkra en god kvalitet på dricksvattnet.

Vid Svenska vattenverk har man idag ett krav på sig att ha ett *"tillräckligt stort antal"* mikrobiologiska barriärer för att avskilja eller inaktivera patogena mikroorganismer. Vattenproducenterna får sedan avgöra hur många barriärer som krävs för vattenkvaliteten och förhållandena vid just deras vattentäkt.

Den här studiens syfte var att analysera de mikrobiologiska riskerna med dricksvattenproduktionen vid Görvålverket. Görvålverket drivs av Norrvatten och försörjer cirka en halv miljon människor i norra Stockholmsområdet med dricksvatten vilket gör det till Sveriges fjärde största vattenverk. Analysen innebar att fastställa effektiviteten hos de mikrobiologiska skyddsbarriärerna som finns vid vattenverket, samt att identifiera vilka steg i vattenreningsprocessen som är de mest kritiska och därmed har störst inverkan på den slutliga dricksvattenkvaliteten. Vidare utfördes en grov kartläggning av potentiella föroreningskällor och hur den slutliga dricksvattenkvaliteten skulle påverkas i samband med utsläpp från dessa.

I utförandet av risk- och sårbarhetsanalysen användes två olika modeller, en MRA-modell (Mikrobiologisk riskanalys) och en ODP-modell (Optimal desinfektionspraxis). Dessa modeller kan med information om vattenverkets reningsprocess samt den rådande vattenkvaliteten i vattentäkten ge information om hur Görvålverket står sig mot de rådande koncentrationerna av patogener samt fastställa vilka reningssteg som är de mest kritiska och vilka åtgärder som ger störst effekt på reduktionen av patogener. Vid utsläppsscenarioer från potentiella utsläppskällor i vattentäkten

användes en partikelspridningsmodell, Sea Track Östra Mälaren. Resultaten från modellen gav en uppskattning av utsläppandelen som potentiellt skulle kunna nå Görvålverket och riskerna med utsläppen kunde sedan beräknas med hjälp av MRA-modellen.

MRA-modellen och ODP-modellen har enligt den här studien visat sig vara bra verktyg i utförandet av en risk- och sårbarhetsanalys. De kompletterar varandra då ODP-modellen ger en mer generell beskrivning av råvattenkvaliteten i vattentäkten och hur vattenverket står sig mot denna och kan därför användas för att få en första överblick över verkets sårbarhet vid normaldrift medan MRA-modellen kan användas för att simulera olika scenarier med driftstörningar och försämrad råvattenkvalitet.

Görvålverket har enligt ODP-modellen ett gott skydd mot mikrobiologiska föroreningar med avseende på bakterier, virus och parasiter. Enligt MRA-modellen har man ett gott skydd mot bakterier och parasiter men reduktionen av virus är för låg. Detta kan dock vara en överskattning av riskerna då indata till MRA-modellen bygger på provtagningar från andra vattendrag.

Störningar ger störst utslag på reduktionen av patogener om de sker i den kemiska fällningen eller i UV-anläggningen. Störningar i den kemiska fällningen försämrar reduktionen av samtliga patogener medan störningar i UV-desinfektionen påverkar reduktionen av virus vilken redan vid normaldrift är för låg (enligt MRA-modellen).

Studien visade att det framförallt är förorenade utsläpp i närheten av intaget som har inverkan på dricksvattenkvaliteten. Detta beror på Mälarens stora volym och därmed på den stora utspädning som mer avlägsna utsläpp genomgår, dock krävs fler studier på området för att kunna dra definitiva slutsatser.

De åtgärder som vid Görvålverket finns tillgängliga för att öka reduktionen av patogener är att öka UV-dosen eller använda sig av fritt klor. En ökad UV-dos skulle endast påverka reduktionen av vissa virus, vissa bakterier samt troligtvis parasiter. Medan tillsats av fritt klor skulle ge en kraftigt förhöjd reduktion av virus och bakterier men inte påverka reduktionen av parasiter nämnvärt. Detta innebär att för att öka skyddet mot alla typer av patogener krävs att båda åtgärderna vidtas.

Andra mer långsiktiga åtgärder är att minimera avloppspåverkan i vattentäkten Östra Mälaren genom att minska båttrafiken i det kritiska området kring råvattenintaget, att förbjuda tömning av septiktankar i Görvålverkets närområde, att fortsätta arbetet med att rena utsläpp från enskilda avlopp och minimera riskerna för pumpstopp med nödbräddning av pumpstationer som följd i omkringliggande kommuner. Det innebär även att lägga resurser på forskning för att få en bättre uppfattning av patogeners egenskaper och förekomst i Svenska ytvatten. Samt utvecklandet av bättre metoder för att kunna analysera vatten med avseende på patogena mikroorganismer.

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>1</b>	<b>INTRODUKTION .....</b>	<b>1</b>
1.1	BAKGRUND.....	1
1.2	SYFTE MED STUDIEN .....	2
1.2.1	<i>Frågeställningar</i> .....	3
1.3	ARBETSGÅNG.....	3
1.4	AVGRÄNSNINGAR OCH OSÄKERHETER .....	4
1.5	DISPOSITION.....	5
<b>2</b>	<b>TEORI.....</b>	<b>6</b>
2.1	DRICKSVATTENRENING.....	6
2.1.1	<i>Grovrening</i> .....	6
2.1.2	<i>Konventionell rening</i> .....	6
2.1.3	<i>Desinfektion</i> .....	8
2.2	MIKROORGANISMER .....	10
2.2.1	<i>Bakterier</i> .....	11
2.2.2	<i>Virus</i> .....	12
2.2.3	<i>Protozoer</i> .....	13
2.3	MIKROBIOLOGISKA RISKER .....	14
2.3.1	<i>Sjukdomsutbrott</i> .....	14
2.3.2	<i>Accepterad risknivå</i> .....	16
2.3.3	<i>Indikatororganismer</i> .....	16
2.3.4	<i>Dos-respons samband</i> .....	17
2.4	MÄTSVÄRIGHETER I DAGSLÄGET .....	17
2.5	RISKSTRATEGIER .....	17
2.5.1	<i>Hazard Analysis and Critical Control Points (HACCP)</i> .....	18
2.5.2	<i>Water Safety Plans (WSP)</i> .....	18
2.5.3	<i>QMRA</i> .....	18
<b>3</b>	<b>METOD .....</b>	<b>20</b>
3.1	OPTIMAL DESINFEKTIONSPRAXIS (ODP).....	20
3.2	MIKROBIOLOGISK RISKANALYS (MRA).....	21
3.3	SEA TRACK .....	24
<b>4</b>	<b>STUDIEOMRÅDE: GÖRVÄLNVERKET OCH ÖSTRA MÄLAREN.....</b>	<b>25</b>
4.1	VATTENTÄKTEN ÖSTRA MÄLAREN.....	25
4.1.1	<i>Vattenkvalitet</i> .....	25
4.1.2	<i>Potentiella föroreningskällor</i> .....	27
4.2	RENINGSPROCESSEN VID GÖRVÄLNVERKET.....	28
4.2.1	<i>Konventionell rening</i> .....	28
4.2.2	<i>Desinfektion</i> .....	29
<b>5</b>	<b>MIKROBIOLOGISK RISKANALYS: GÖRVÄLNVERKET .....</b>	<b>30</b>
5.1	MIKROBIELL BAKGRUNDSDATA .....	30
5.2	ODP VID GÖRVÄLNVERKET.....	30
5.3	MRA DEL 1. SIMULERINGAR VID OLIKA DRIFTBETINGELSER .....	34
5.3.1	<i>Råvattenkvalitet</i> .....	34
5.3.2	<i>Störningar i reningsprocessen</i> .....	35
5.3.3	<i>MRA-simuleringar</i> .....	36

5.4	MRA DEL 2. SIMULERINGAR VID FÖRSÄMRAD RÅVATTENKVALITET.....	38
5.4.1	<i>Scenarier</i> .....	38
5.4.2	<i>Spridningssimuleringar i Sea Track</i> .....	39
5.4.3	<i>MRA-simuleringar</i> .....	40
<b>6</b>	<b>RESULTAT</b> .....	<b>41</b>
6.1	ODP.....	41
6.2	MRA DEL 1. SIMULERINGAR VID OLIKA DRIFTBETINGELSER .....	41
6.3	MRA DEL 2. SIMULERINGAR VID FÖRSÄMRAD RÅVATTENKVALITET.....	49
6.3.1	<i>Scenario A: Läckage från sjöförlagd spillvattenledning vid Upplands Bro</i> .....	49
6.3.2	<i>Scenario B: Bräddning vid pumpstationerna Södra udden &amp; Kallhäll nedre</i> .....	51
6.3.3	<i>Scenario C: Utsläpp från en fritidsbåts septiktank nära råvattenintaget</i> .....	52
<b>7</b>	<b>DISKUSSION</b> .....	<b>55</b>
7.1	GÖRVÄLNVERKETS BARRIÄRHÖJD UTIFRÅN ODP OCH MRA .....	55
7.2	KRITISKA RENINGSSTEG .....	57
7.3	RISKVÄRDERING AV UTSLÄPP I GÖRVÄLNVERKETS NÄROMRÅDE.....	57
7.4	MODELLJÄMFÖRELSE ODP VS. MRA .....	58
7.5	FÖRSLAG PÅ FÖRBÄTTRINGAR AV MODELLERNA .....	59
7.6	RISKVÄRDERING AV GÖRVÄLNVERKET .....	61
7.6.1	<i>Förslag på åtgärder</i> .....	61
7.6.2	<i>Analysosäkerheter</i> .....	61
7.6.3	<i>Fortsatt arbete</i> .....	62
<b>8</b>	<b>SLUTSATSER</b> .....	<b>63</b>
<b>9</b>	<b>REFERENSER</b> .....	<b>64</b>
<b>APPENDIX 1</b>	.....	<b>67</b>



## ORDLISTA

<i>Alkalinitet</i>	Buffertkapacitet mäts i enheten mg HCO <sub>3</sub> /l
<i>Apatogen</i>	Ej sjukdomsframkallande
<i>Asymptomatisk</i>	Utvecklar ej symptom vid infektion
<i>Bakterie</i>	Encellig mikroorganism utan cellkärna
<i>Bakteriofager</i>	Ett virus som angriper bakterier
<i>COD (Chemical Oxygen Demand)</i>	Den mängd syre som förbrukas vid fullständig kemisk nedbrytning av organiskt material
<i>Cystor/oocystor</i>	Parasiternas äggstadie
<i>DALY</i>	Dissability Adjusted Life Years, framtaget av WHO underlätta jämförande av risker
<i>Defaultvärde</i>	Förinställt värde
<i>Desinfektion</i>	Process som inaktiverar mikroorganismer
<i>Detektionsgräns</i>	Lägsta halt där ett ämne kan påvisas vid kemisk analys
<i>Dos-responssamband</i>	Samband mellan en given dos och effekten av denna
<i>Fekal förorening</i>	Förorening från mänsklig eller animalisk avföring
<i>Färgtal</i>	Mått på mängden humus och järn i vattnet.
<i>Inaktiveringstid</i>	Tid det tar för en organism att förlora sin förmåga att smitta
<i>Log<sub>10</sub> reduktion</i>	1 logs reduktion = 90% avskiljning, 2 logs reduktion = 99% avskiljning osv.
<i>Mikrobiologisk barriär</i>	Skydd mot patogena mikroorganismer (I form av reningsprocesser)
<i>MRA</i>	Mikrobiologisk Riskanalys
<i>ODP</i>	Optimal desinfektions praxis
<i>Parasit</i>	Organism som lever av en värdorganism
<i>Patogen</i>	Sjukdomsframkallande mikroorganism
<i>pH-värde</i>	Logaritmiskt mått på surhet i en lösning. Dvs. aktiviteten av vätejoner (H <sup>+</sup> )
<i>Risk</i>	Mått på de skadliga konsekvenserna av en framtida händelse
<i>Sea Track</i>	Partikelspårningsmodell framtagen av SMHI
<i>SMHI</i>	Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut
<i>T<sub>90</sub>-värde</i>	Tid det tar för 90 % av en population att inaktiveras
<i>Transporttid</i>	Tid det tar för ett ämne att ta sig från en plats till en annan
<i>TOC (Total Organic Carbon)</i>	Totalt organiskt kol är ett mått på vattnets innehåll av organiskt material
<i>Turbiditet</i>	Mått på vattens suspension av partiklar eller grumlighet. Mäts i FNU (Formazin Nephelometric Unit)
<i>Vattenburen patogen</i>	Sjukdomsframkallande organism som sprids via vattnet
<i>Vattenhårdhet</i>	Mått på innehåll av mineraler
<i>Virus</i>	Smittsam partikel uppbyggd av genetiskt material med förmåga att föröka sig i en värdorganism
<i>Virulens</i>	Mikroorganismers infektionsförmåga
<i>WHO</i>	World Health Organisation

# 1 INTRODUKTION

## 1.1 Bakgrund

Majoriteten av de mikroorganismer som naturligt finns i allt vatten i naturen är så kallade apatogena och därmed inte sjukdomsframkallande, men de som är patogena orsakar varje år sjukdomsutbrott runt om i världen. De vanligaste mikrobiella smittoämnena är bakterien *Campylobacter*, viruset *Norovirus* och parasiten *Giardia lamblia*. Sjukdomsutbrott som orsakas av dessa vattenburna patogener och främst *Norovirus* är enligt WHO (2008) den största hälsorisk associerad med dricksvatten kan kosta samhället stora summor pengar i samband med sjukfrånvaro och ersättning.

Trots många och effektiva reningsprocesser på vattenverk idag, finns följaktligen risken att mikroorganismer tar sig igenom säkerhetsbarriärerna och når konsumenten. I flera industrialiserade länder finns exempel på sjukdomsutbrott som orsakats av mikrobiella föroreningar i dricksvattnet vilket visar att problemet med förorenat dricksvatten inte bara finns i utvecklingsländer. I Sverige är de mest kända fallen Lilla Edet 2008 och Östersund 2010 och andra exempel är Norge (Bergen 2004), Finland (Nokia, 2007), Kanada (Walkerton 2000) och USA (Milwaukee 1993). Svenskt vatten (2011) anser i dagsläget att *”det är angeläget att alla svenska dricksvattenproducenter både jobbar aktivt mot mikrobiologiska föroreningar i sina råvatten och ser över sitt barriärbehov”*.

Svårigheten med att sätta ett värde på en acceptabel risk för infektion och sjukdom är anledningen till att vi i Sverige inte ännu har något gränsvärde för hur många som tillåts bli sjuka av dricksvattnet varje år. WHO anser att en risk för sjukdom på 1/1000 per år är en tolererbar risk medan det amerikanska naturvårdsverket (USEPA) menar att inte mer än 1/10 000 tolereras bli infekterad med koppling till dricksvattnet varje år.

Eftersom det är mycket resurskrävande att utföra vattenanalyser med avseende på samtliga patogena mikroorganismer används indikatororganismer vid rutinprovtagning på råvatten vid vattenverk. Dessa kan indikera fekal förorening och därmed förmodad förekomst av andra patogena mikroorganismer. Det är dock ingen garanti för avsaknad av varken indikatorer eller patogener då analyserna görs på en så pass liten del av den totala vattenvolymen. Ytterligare problem ligger i att information om förorening ofta kommer för sent för att åtgärder ska hinna vidtas, då det minst tar ett dygn för vattenprover att analyseras.

Dessa osäkerheter innebär att det är av stor vikt för vattenproducenter att vara medvetna om de potentiella risker som finns. Detta innebär att kartlägga vilka potentiella föroreningskällor som finns i vattentäktens närområde och fastställa, dels vilka volymer av föroreningar som dessa källor skulle kunna ge upphov till, dels i vilken utsträckning dessa utsläpp skulle kunna påverka det slutliga dricksvattnet. Det är även av stor vikt att ha kännedom om vilka steg i reningsprocessen som är de mest kritiska för reduktionen av patogener samt vilka åtgärder som kan och bör vidtas vid ett eventuellt utsläpp av föroreningar i vattentäkten.

Via ytvattenverket, Görvälnverket, försörjer kommunalförbundet Norrvatten tretton kommuner och därmed cirka en halv miljon människor med dricksvatten i norra Stockholmsområdet (Figur 1). Vattentäkten, Östra Mälaren, håller mycket god vattenkvalitet men är dock sårbar för föroreningar då tillrinningsområdet är stort och sjön är recipient för både dag- och avloppsvatten. För att kunna utforma ett åtgärdsprogram som kan användas vid en försämrad råvattenkvalitet i vattentäkten krävs att en riskanalys genomförs så att man bildar en uppfattning om vilka de kritiska momenten i

reningsprocessen är och vilka åtgärder som bör vidtas för att minimera påverkan på dricksvattenkvaliteten.



Figur 1. Görvålverket och de 13 kommunerna Norrvatten försörjer med dricksvatten. Från och med 2015 kommer även Norrtälje få sitt dricksvatten från Görvålverket.

## 1.2 Syfte med studien

Det här examensarbetets syfte var att utföra en mikrobiologisk riskanalys för Norrvatten och dricksvattenproduktionen vid Görvålverket. Detta innebar att studera kritiska punkter i reningsprocessen samt att ta fram en grov kartläggning av föroreningskällor och undersöka hur känsligt Görvålverket är för en försämrad råvattenkvalité i samband med utsläpp av föroreningar i närheten. Det innebar även att jämföra de riskanalysverktyg (modeller) som använts i studien. Målet med riskanalysen var att ge en översikt över svagheter i reningsprocessen samt att undersöka hur vattenverket står sig mot de befintliga och potentiella mikrobiologiska föroreningar som finns i vattentäkten Östra Mälaren.

### 1.2.1 Frågeställningar

- ❖ Hur stor är Görvålverkets mikrobiologiska barriärhöjd vid normaldrift och rådande råvattenkvalitet?
- ❖ Hur stor är reduktionen av patogena mikroorganismer över reningsstegen i Görvålverket vid följande betingelser?
  - Normal drift vid sommar- och vinterförhållanden
  - Störningar i driften
    - Filtergenombrott
    - Fällningsstörning
    - Störning i UV-desinfektionen
  - Vid maximal UV-dos
  - Vid maximal UV-dos i kombination med tillsats av fritt klor
- ❖ Har Görvålverket en tillräcklig barriär mot potentiella koncentrationer av patogena mikroorganismer som kan uppstå i råvattnet vid utsläpp i närheten?

### 1.3 Arbetsgång

För att besvara frågeställningarna och uppnå syftet med studien användes två olika riskvärderingsverktyg tillämpade på två olika delar. Den första delen innebar dels att definiera Görvålverkets nuvarande mikrobiologiska barriär, dels att utföra en sårbarhetsanalys i syfte att ta reda på hur känsligt Görvålverket är för patogena mikroorganismer under olika driftbetingelser angivna i frågeställningen. För att göra detta användes en MRA-modell (Ett verktyg för mikrobiell riskvärdering) och en ODP-modell (Optimal Desinfektions Praxis) (Figur 2).

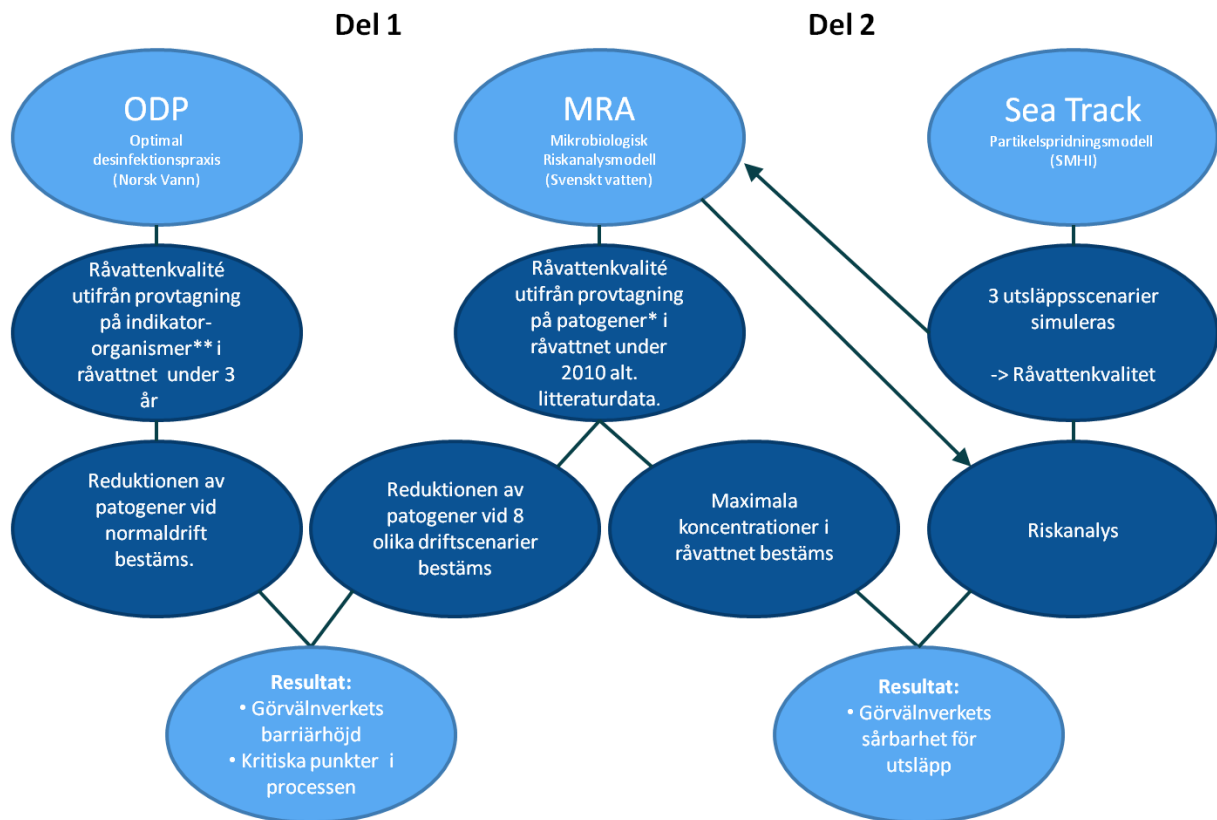
MRA-modellen är framtagen av Svenskt Vatten och är anpassad för svenska vatten och reningsverk men bygger på QMRA- metodik (Kvantitativ Mikrobiell Riskanalys) vilket gör det möjligt att uppskatta risker från patogener genom att kombinera information om exponering och dos-responssamband för respektive patogen. De främsta användningsområdena för MRA-modellen är att jämföra olika processteg på ett vattenverk och på så sätt få en uppfattning av vilken kombination av processer som är den bästa och vilka steg i processen som är de mest kritiska.

ODP-modellen är ett resultat av ett svenskt-norskt samarbete. Den är framtagen av Norsk Vann i syfte att ge dricksvattenproducenter ett verktyg för att lättare kunna uppskatta ett vattenverks nödvändiga samt befintliga barriärhöjd för olika typer av mikrobiologiska föroreningar för att på så sätt kunna vidta de åtgärder som krävs för att uppnå en god dricksvattenkvalitet.

Resultaten från dessa två modeller kunde sedan utvärderas och jämföras, dels för att ge ett bredare perspektiv av Görvålverkets sårbarhet gentemot mikrobiologiska föroreningar, dels för att undersöka styrkor och svagheter med de olika modellerna.

Den andra delen i studien innebar att identifiera potentiella föroreningskällor i Görvålverkets närområde, utreda vad det är för typ av föroreningskällor, utföra spridningsberäkningar och på så sätt ta reda på hur känsligt Görvålverket är för en försämrad råvattenkvalitet.

Spridningsberäkningarna utfördes med hjälp av modellen Sea Track Östra Mälaren som är framtagen av SMHI. Denna ger en uppfattning av hur föroreningar kan sprida sig i Östra Mälaren under olika väderförhållanden. Resultatet från Sea Track inkluderades sedan i MRA-modellen, som med hjälp av avdödningskurvor för olika mikroorganismer i sötvatten korrigerade antalet patogener som potentiellt skulle kunna nå intaget vid de olika scenarierna och därefter beräknade riskerna med dessa patogenkoncentrationer (Figur 2).



Figur 2. Schematisk beskrivning hur de tre modellerna ODP, MRA och Sea track användes och kombinerades för att analysera problemställningarna. \*Koncentrationer för patogenerna Salmonella, Campylobacter, E.coli O157, Norovirus, Rotavirus, Adenovirus, Giardia och Cryptosporidium. \*\* Koncentrationer för E.coli och Clostridium Perfringens.

## 1.4 Avgränsningar och osäkerheter

Studien kommer framförallt att fokusera på de mikrobiella riskerna inom dricksvattenproduktionen i vattenverket och därmed kommer inte de mikrobiella riskerna dricksvattnet utsätts för i och med distributionen i ledningsnätet från vattenverket och fram till konsumenten att beaktas. De förhöjda riskerna som olika typer av utsläpp i vattentäkten kan leda till kommer att beaktas till viss grad, dock finns det ett stort behov av att analysera fler typer av utsläppsscenarioer för att få en helhetsbild över riskerna i samband med markanvändning, båttrafik och enskilda avlopp i Görvålverkets närmiljö.

Inom studiens ramar har det heller inte varit möjligt att påverka kvantiteten och kvaliteten av de indata som använts till modellerna. Simuleringar och analyser kan förbättras avsevärt med mer exakt beskrivning av råvattenkvaliteten genom att fler vattenprover tas och fler analyser utförs på patogenernas förekomst i svenska vattentäkter.

Det begränsade antal drift- och utsläppsscenarioer som varit möjliga att studera samt de brister i modellerna som upptäckts under arbetets gång, vilka inte har kunnat åtgärdas inom studiens

tidsram, har troligtvis påverkat resultaten. Detta medför att resultaten mer utgör en grund för fortsatta analyser samt diskussion och inte bör ses som definitiva slutsatser. Bristerna i resultaten kommer dock att tas upp i diskussionen, där även förslag på förbättringar av modellerna kommer att diskuteras.

## **1.5 Disposition**

Kapitel 2 ger en teoretisk bakgrund till dricksvattenrening, mikroorganismer, mikrobiologiska risker samt de riskstrategier som idag används vid vattenverk. Metodologin beskrivs i kapitel 3, där en introduktion till de riskanalysverktyg som kommer att användas vid analysen av Görvålverket ges. I kapitel 4 beskrivs studieområdet för analysen och i kapitel 5 genomförs sedan riskanalysen genom simuleringar och analys i tre olika delmoment enligt metoden. I kapitel 6 redovisas resultaten för att sedan analyseras och diskuteras i kapitel 7. I Kapitel 8 sammanfattas sedan analys och diskussion i ett antal slutsatser.

## 2 TEORI

### 2.1 Dricksvattenrening

Det finns många olika reningsprocesser för att fysiskt, kemiskt och mikrobiologiskt rena vatten. Processerna bidrar alla med att avlägsna och inaktivera mikroorganismer. Dock varierar effektiviteten med reningen mellan olika typer av processer, mellan samma processer på olika reningsverk och även för en och samma process vid olika tidpunkter. Faktorer som påverkar processer inkluderar; processdesign, råvattenkvalitet och drift (Petterson, m.fl., 2006).

Enligt dricksvattenföreskrifterna framtagna av livsmedelsverket (SLVFS 2001:30) ska ett dricksvatten vara *"hälsosamt och rent"* vilket avser att det är *"fritt från mikroorganismer, parasiter och ämnen i sådana antal eller halter att de kan utgöra en fara för människors hälsa"* samt ska de uppfylla specifika kvalitetskrav (SLV, 2001). Det finns krav på att vattenverk ska vara försett med *"ett tillräckligt antal säkerhetsbarriärer mot mikrobiologisk förorening"* och rekommendationen är två till tre stycken (SLV, 2001).

För att klassas som en mikrobiologisk barriär ska tekniken oskadligöra patogener som bakterier, virus och parasiter genom inaktivering eller avskiljning (Lindberg & Lindqvist, 2005). Till avskiljningsbarriärerna hör oftast kemisk fällning med efterföljande filtrering och till desinfektion hör exempelvis klorering, UV-bestrålning och ozonering. För en optimal rening menar man att inaktiverings- och avskiljningsmetoder helst ska kombineras genom exempelvis kemisk fällning följt av desinfektion, då detta ger ett bredare skydd mot olika typer av patogener och minimerar risken vid störningar (Lindberg & Lindqvist, 2005).

Jämfört med grundvatten innehåller råvatten från ytvattentäkter mer oönskade ämnen (bl.a. humusämnen) och partiklar som måste renas bort. Kemisk fällning är centralt i all ytvattenrening eftersom den både ger god avskiljning av partiklar inklusive mikroorganismer liksom humusämnen. Med anledning av den höga humushalten i de flesta svenska vatten är det vanligt att ytvattenverk i Sverige är utrustade med barriärer för avskiljning av partikulärt material, dock är det endast cirka hälften av ytvattenverken som är utrustade med säkerhetsbarriärer i form av desinfektion. Till begreppet säkerhetsbarriär räknas dock inte desinficering med monokloramin, vilket är vanligt vid Svenska vattenverk (Lindberg & Lindqvist, 2005).

#### 2.1.1 Grovrening

Det första steget i reningsprocessen vid ett vattenverk är grovreningen. Här filtreras råvattnet genom ett galler eller en sil för att avlägsna makroorganismer, större partiklar och alger.

#### 2.1.2 Konventionell rening

Den konventionella reningen består ofta av fällning följt av filtrering och är en mycket viktig del av vattenreningsprocessen. Den ses som en första mikrobiologisk barriär genom att en stor del patogener flockas in och avskiljs i processen. Tidigare studier har visat en reduktion av bakterier med 2-3  $\log_{10}$ enheter, av virus med 1-3  $\log_{10}$ enheter och av parasiten *Cryptosporidium* med 2-3  $\log_{10}$ enheter över den konventionella reningen då den består av fällning följt av filtrering (Defour, 2003).

### ***Kemisk fällning***

Med fällning eller flockning menas den flockbildningsprocess som påbörjas vid tillsats av en koagulent till ett vatten (Cheremisinoff, 1995). En koagulent är ett salt vilket i vatten bildar starka positiva komplex av metallhydroxider. Dessa kan sedan neutralisera de negativt laddade partiklarna i vattnet och göra att de med hjälp av Van der Waals krafter kan sammanfogas. De vanligast förekommande koagulenterna är aluminiumsulfat ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ), järnklorid ( $\text{FeCl}_3$ ) och järnsulfat ( $\text{FeSO}_4$ ) (Defour, 2003). Vid fördelaktiga förhållanden med svag omrörning sammanfogas då partikulärt material och bakterier till större partiklar och flockar som sedan kan avskiljas genom antingen sedimentering eller flotation (Defour, 2003).

För att uppnå en god reduktion av organiska ämnen och komplex av partiklar krävs att pH-värdet hålls så lågt som möjligt utan att metallhydroxiden går i lösning. För aluminiumsulfat är det optimala pH-värdet för flockning 6,3 - 6,5. För att sänka pH-värdet till den önskvärda nivån krävs därför tillsats av en syra (t.ex. svavelsyra), dock kan istället en högre dos aluminiumsulfat tillsättas då detta i sig är en svag syra. Den dos aluminiumsulfat som krävs för flockningen beror således av både mängden färg, COD-Mn och partiklar som ska avlägsnas, samt av vattnets alkalinitet (buffertkapacitet) (pers. kom. Per Ericsson).

### ***Sedimentering och flotation***

I sedimenteringsbassänger sedimenterar de flockade partiklarna till botten på grund av sin högre densitet, för att sedan avlägsnas med exempelvis slamskrapor eller slamsug. Flotation innebär att man i ett tryckkärl skapar små luftbubblor vilka sedan blandas in i det flockade vattnet. Bubblorna fäster vid flockarna som då transporteras till ytan där de sedan kan avlägsnas genom avskumning (Defour, 2003).

### ***Filtrering***

#### ***Snabbfiltrering***

Ett filters funktion är att filtrera bort de restflockar som återstår i vattnet efter sedimentering eller flotation. Filtreringskapaciteten är ofta runt 5-15 m/h och filterbädden vanligtvis uppbyggd av ett 0,6-1 m tjockt lager filtermaterial vilket oftast består av sand men även bränd lera (i form av lecakulor), antracit och aktivt kol förekommer (Defour, 2003). Porositeten i sandbädden och därmed fördelningen av kornstorlekar är viktig för filtrets drift, om kornen är för små kan detta medföra snabb igensättning av filtret medan för stora korn kan leda till ett försämrat filtrat. Filter har dock förmågan att fånga upp partiklar av mindre storlek än porstorleken i filtermaterialet med anledning av de elektrostatiske krafter som uppstår. Turbiditetssänkningen över filtret ligger vanligtvis i intervallet 70-80 procent. Kolfilter är en typ av snabbfilter som framförallt används i syfte att reducera förekomsten av lukt- och smakämnen i dricksvattnet.

#### ***Långsamfiltrering***

Långsamfilter är ett biologiskt filter. Det är till ytan större än ett snabbfilter och kan vid optimal drift ersätta kombinationen fällning/snabbfilter och ge en lika hög reduktion av patogener (Defour, 2003). Filtret är uppbyggt på ett liknande sätt som snabbfilter, dock är sanden betydligt mer finkornig och deras cirka 20 mm tjocka skikt av mikroorganismer gör att mycket små partiklar och mikroorganismer kan absorberas. Filterbädden är vanligtvis runt 0,7 m tjock och flödes hastigheten genom filtret cirka 0,1-0,3 m/h.



### 2.1.3 Desinfektion

Vid ytvattenverk krävs ofta att man har en primär och en sekundär desinfektion. Den primära är den mikrobiologiska barriären i verket och den sekundära används för att säkra kvaliteten på dricksvattnet vid distributionen på ledningsnätet. Inom den primära är tillsats av starka oxidationsmedel vanligt, som klor, klordioxid eller ozon men även bestrålning med UV-ljus i syfte att inaktivera mikroorganismer förekommer. Inom sekundär desinfektion används framförallt klorering i form av kloramin, klor eller hypoklorit. De faktorer som har störst påverkan på desinfektionen är pH-värdet, temperatur, koncentration av desinfektionsmedel samt kontakttid (WHO, 2004 b).

#### ***Ct- begreppet***

Då man vill beräkna hur stor reduktion av mikroorganismer som sker vid en mikrobiologisk barriär och på så vis jämföra olika desinfektionsmetoder är Ct-begreppet essentiellt. Ct-värdet beskriver sambandet mellan inaktiveringsgrad, koncentration av desinfektionsmedel och kontakttid. Under desinfektion kommer de processer som sker att minska koncentrationen av desinfektionsmedel till dess att den når noll alternativt tills dricksvattnet når konsumenten. Kontakttiden är den tid som mikroorganismerna är i kontakt med en mätbar koncentration av desinfektionsmedlet. Ct-värdet beräknas genom ekvation 1.

$$Ct = \int_{t_1}^{t_0} C(t) dt \quad (1)$$

#### ***UV-ljus***

Att använda sig av UV-ljus för att inaktivera mikroorganismer har blivit mer populärt då det har visat sig vara effektivt mot parasiten *Cryptosporidium* vilken har hög motståndskraft mot klor. Dessutom innebär UV-desinfektion att man undviker de giftiga biprodukterna som uppstår vid klordesinfektion (WHO, 2004 b).

UV-bestrålningen utlöser en fotokemisk reaktion i DNA-molekylen som leder till skador på molekylen vilket omöjliggör celledelning varvid organismen inaktiveras (Cheremisinoff, 1995). Koncentrationen, C, beskrivs av intensiteten uttryckt som  $mW/cm^2$ , och kontakttiden, t, står för bestrålningstid vilken mäts i sekunder. Ct-värdet blir således UV-dosen och uttrycks i  $mJ/cm^2$ .

Vid UV-bestrålning har Ct-värdet, turbiditeten i vattnet samt avståndet till lampan stor betydelse för desinfektionseffekten (Cheremisinoff, 1995). En hög turbiditet försvårar desinfektionen då löst organiskt material absorberar UV-ljus samt eftersom mikroorganismer ofta absorberas på partikelytor vilket ger dem ett visst skydd. Det är därför av stor vikt att ha sedimentering - och filtreringssteg före UV-behandlingen och på så sätt minska mängden organiskt material i vattnet (Cheremisinoff, 1995). UV-aggregaten ökar normalt dosen i det fall turbiditeten i vattnet skulle öka för att undvika störningar. Då doseringen når sin maxgräns kommer desinficeringen av vattnet istället försämrats.

Då UV-ljusets verkan är momentan och därmed inte förebygger bakterietillväxt efter behandling, krävs att man kombinerar desinfektionsmetoden med exempelvis monokloramin som har en kvardröjande desinfektionseffekt (WHO, 2004 b).

Studier har visat att desinfektion med UV-ljus vid en dos på  $40 mJ/cm^2$  kan reducera bakterier med 4-6  $\log_{10}$ enheter, virus med 3-6  $\log_{10}$ enheter och parasiter vilka är något mer resistenta med runt 4  $\log_{10}$ enheter (Defour, 2003).

## **Klorering**

### *Fritt klor*

Desinficering av dricksvatten med klor hade sin början i Nordamerika i början av 1900-talet och med desinfektionsmetodens spridning har de vattenburna sjukdomsutbrotten stadigt minskat runt om i världen (Defour, 2003). Klor är mest effektivt mot bakterier och virus men mindre effektivt mot parasiter (WHO, 2004 b). Det kan tillsättas i form av klorgas ( $Cl_2$ ), kalciumhypoklorit eller natriumhypoklorit. Klorgas reagerar med vatten och bildar saltsyra (HCl) och underklorsyrlighet (HOCl) (ekv.2). Vid basiska pH-värden övergår underklorsyrligheten till hypoklorit- och vätejoner (ekv.3). Undersyrligheten dominerar således vid låga pH-värden och har en desinfektionseffekt som är ca.80 ggr effektivare än den för hypoklorit (Cheremisinoff, 1995). Summan av underklorsyrlighet och hypokloritjoner kallas med ett gemensamt namn för fritt klor.



Om vattnet som behandlas innehåller mycket organiska ämnen kommer det fria klorat snabbt att reagera med dessa och bl.a. bilda organiska kloraminer med mycket dålig desinfektionseffekt. För att uppnå en god desinfektionseffekt vid tillsats krävs det därför att en tillräckligt hög dos tillsätts för att först oxidera allt organiskt material. Detta kallas "brytpunktsklorering" och först efter denna "brytpunkt" kan ett stabilt fritt kloröverskott erhållas i vattnet (pers. kom. Per Ericsson).

Vid reaktionen mellan fritt klor och organiskt material bildas även ett flertal biprodukter (t.ex. trihalometaner) där vissa har visat sig vara cancerogena (Svensson, 2009). Med anledning av dessa biprodukter har livsmedelsverket satt gränsvärdet för dosen fritt klor till  $1,0g/m^3$ , beräknat som  $Cl_2$ , om man inte har ett speciellt steg där man reducerar de klorföreningar som bildats i vattnet (SLV, 2001). Detta innebär att det är problematiskt för ytvattenverk med humusrika råvatten att uppnå en tillräckligt god desinfektion med en laglig dos fritt klor.

### *Monokloramin*

Monokloramin är ett svagt desinfektionsmedel och används i första hand vid större ytvattenverk i syfte att begränsa tillväxten av bakterier på ledningsnätet (WHO, 2004 a). Det kan tillsättas som färdigberedd lösning, alternativt bildas direkt i vattnet genom tillsats av fritt klor och ammonium (Defour, 2003). Med den färdigberedda lösningen kan mängden tillsatt klor minskas och man undviker bildningen av de skadliga biprodukterna mellan organiska ämnen och fritt klor (WHO, 2004 b).

Tillsatts av klor på formen monokloramin gör att man kan bortse från den markanta initiala förbrukning som sker vid tillsats av fritt klor och den initiala koncentrationen,  $C_i$ , kan approximeras med dosen man tillsätter,  $C_{dos}$ .

Man kan dela in förbrukningen av monokloramin i två faser, där den första består av reaktionen med organiskt material (TOC) och den andra och något långsammare fasen består av den naturliga nedbrytningen av monokloramin. Dessa två faser kan beskrivas av två räta linjer och Ct-värdena beskrivs således av arean under dessa kurvor. Enligt litteraturen varar den första fasen i fem timmar

(300min) under typiska skandinaviska förhållanden och den andra approximeras därför att starta vid tiden fem timmar (Odegaard, m.fl., 2009).

$$k_{auto} = 3,3 \cdot 10^{-5}$$

$$k_{kval} = 3,3 \cdot 10^{-5} \cdot (1 + TOC)$$

$$\left. \begin{aligned} C_{t1} &= C_{dos} - [k_{kval} \cdot t] \\ C_{t1} &= [(C_{dos} + C_{t1})/2] \cdot t = [1/2 (2C_{dos} - t \cdot k_{kval})] \cdot t \end{aligned} \right\} \text{För } t \leq 5 \text{ timmar (300 min)}$$

$$\left. \begin{aligned} C_{t2} &= C_{dos} - [k_{kval} \cdot 300] - [k_{auto} \cdot (t - 300)] \\ C_{t2} &= [(C_{dos} + C_{t=5 h})/2] \cdot 300 + [1/2 (C_{t=5 h} + C_{t2})] \cdot (t - 300) \end{aligned} \right\} \text{För } t > 5 \text{ timmar (300 min)}$$

$k_{auto}$  är kloramins nedbrytningskonstant,  $k_{kval}$  är en vattenkvalitetsberoende nedbrytningskonstant, TOC = Totalt organiskt kol.

### Membranteknik

Inom membranteknik är microfiltrering (MF) och ultrafiltrering (UF) de vanligast förekommande. Metoden går ut på att man leder vattnet genom ett tunt membran med så pass små porer att patogener kan avlägsnas. Enligt studier visar denna teknik på en 6 logs reduktion av både bakterier, virus och parasiter (Defour, 2003).

### Ozon

Ozon har länge använts som desinfektionsmedel, men trots det har man inte klarlagt mekanismen för mikroorganismernas nedbrytande (Defour, 2003). Ozon har visat sig vara mest effektivt på bakterier som *E.coli*, och parasiten *Giardia*. Dock mindre effektiv mot virus och parasiten *Cryptosporidium* (Defour, 2003). Vid ozonering kan den giftiga biprodukten bromat ( $\text{BrO}_3^-$ ) bildas genom oxidering av bromid ( $\text{Br}^-$ ).

## 2.2 Mikroorganismer

Mikroorganismer är små organismer som kan vara antingen encelliga eller flercelliga. Till gruppen hör bakterier, protozoer, arkéer, vissa alger, djur och oftast räknas även virus hit trots att de inte är en organism. Mikroorganismer förkommer på alla platser där det finns förutsättningar för liv och återfinns därmed i allt naturligt vatten. De är essentiella i naturens kretslopp då de har en viktig roll i nedbrytningsprocesser och omsättning av organiskt material och är till största del apatogena, dvs. inte sjukdomsframkallande, medan de som är patogena kan orsaka sjukdom hos andra organismer. Förmågan att överleva i olika miljöer varierar mellan olika typer av mikroorganismer. Faktorer som inverkar på överlevnaden innefattar temperatur, pH, tillgången på ljus, näringsämnen, kol- och energikällor.

### Patogener

De vanligaste vattenburna mikrobiella smittoämnena globalt sett är *Campylobacter*, *Norovirus* och parasiten *Giardia lamblia* (WHO, 2008). Sjukdomsutbrott orsakade av dessa vattenburna patogener och då främst *Norovirus*, är enligt WHO (2008) den största hälsoriskerna associerad med dricksvatten.

De flesta patogener förlorar gradvis sin förmåga att infektera efter att ha lämnat sin värdorganism och avdöningen sker oftast exponentiellt där temperaturen är den faktorn som har störst inverkan

på avdödningen, vilken i regel ökar med ökad temperatur. Vattenburna patogener sprids med vattenflödet och de flesta kan överleva länge i vatten men inte föröka sig eller växa till (WHO, 2008).

Anpassningsförmågan är även en viktig egenskap som inkluderar bakteriers resistensverkan mot antibiotika, mutationsegenskaper hos virus och parasiters förmåga att infektera flera olika arter. De vanligaste förekommande patogenerna i vatten är således de som är mest infektiösa, har bäst förmåga att föröka sig i vatten och de som har bäst egenskaper för att klara sig utanför sin värdorganism (WHO, 2004 b).

### **2.2.1 Bakterier**

Bakterier är encelliga organismer som återfinns i alla ekosystem på jorden. Det finns åtskilliga familjer i gruppen bakterier vilka varierar både utseendemässigt och med sina specifika egenskaper. Bakterier är generellt sett känsliga mot klor men man har sett att vattenlevande bakterier har en högre motståndskraft än andra bakterier. Bakterier kan till skillnad från virus och protozoer växa till utanför sin värd och kan vanligtvis infektera både djur och människor (Haas, Rose, & Gerba, 1999).

De vanligaste förekommande bakterierna vid vattenburna sjukdomsutbrott innefattar *Campylobacter*, *Salmonella* och *E.coli O157* vilka är de bakterier som kommer att behandlas i den här studien.

#### ***Campylobacter***

*Campylobacter* är en vanlig bakterie som orsakar mag-tarminflammation runt om i världen. Bakterien återfinns hos många olika djurarter b.la. fåglar, får, hund och kor och kan överföras mellan djur och människa. Bakterien utsöndras med avföring och smittorsaken är framförallt kontaminerad mat och vatten (SMI, 2010). Trots att bakterien har dålig förmåga att föröka sig utanför värdorganismen har *Campylobacter* varit den vanligast diagnostiserade mikroorganismen vid vattenburna utbrott i Sverige. Detta beror troligtvis på att *Campylobacter* utsöndras i stora mängder i avföring, återfinns i låga doser i de flesta svenska ytvatten och att dosen som krävs för infektion är relativt låg (SMI, 2010).

Omkring 7 000 fall av *Campylobacter*infektion rapporteras i Sverige varje år. Cirka 35 procent av dessa har blivit smittade inom landet. Vid de fyra största av de cirka 20 vattenburna utbrott som har rapporterats sedan år 1980 insjuknade runt 2000 personer per utbrott, dock återfanns ingen indikation på fekal förorening i vattnet vid analys, där samtliga vatten hade en god mikrobiologisk kvalitet (SMI, 2010). Vid de vattenburna *Campylobacter*utbrott som har rapporterats har man inte kunnat se någon koppling mellan förekomst av de traditionella indikatorbakterierna och den dåvarande vattenkvaliteten vilket har gjort att det har varit svårt att härleda orsaken till utbrotten (SMI, 2010). Inkubationstiden är oftast omkring 1-3 dygn och man är bärare av bakterien i cirka tre veckor.

#### ***Salmonella***

*Salmonella* tillhör *Enterobacteriaceae*familjen och är tillsammans med *Campylobacter* den huvudsakliga orsaken till gastroenterit eller mag- tarminflammation över hela världen (WHO, 2004). Bakterien återfinns i tarmarna hos människor, fåglar och däggdjur som exempelvis nötkreatur, får, grisar och de förekommer även i vatten och jord där de kan överleva i veckor respektive i flera år.

Den infektionskritiska dosen för *Salmonella* är relativt hög och den största orsaken till sjukdomsutbrott kan härledas till kontaminerad mat, men även fall där smittan varit vattenburen har förekommit (SMI, 2010). I Sverige rapporteras runt fyra till åtta salmonellautbrott per år och av de cirka 4000 sjukdomsfall som rapporteras per år är cirka 85 procent smittade utomlands (SMI, 2010). Inkubationstiden är runt 1-2 dygn och sjukdomsperioden varierar mellan 3-4 veckor (FDA, 2009).

### ***E-coli O157:H7***

*Escherichia coli (E.coli)*-stammar är vanligt förekommande i mag- och tarmkanalen hos både djur och människor och fungerar där hämmande för annan bakterietillväxt. De har även en viktig funktion i syntetiseringen av A-vitamin (FDA, 2009). *Escherichia coli O157:H7* är en form av *E.coli* som har utvecklat patogena egenskaper och förekommer hos kor och andra idisslande djur med stor utbredning (SMI, 2010). Bakterien orsakar dock inte sjukdomsutbrott hos djuren utan skapar först problem då den når människan genom exempelvis förorenad mat eller vatten. Då kor är symtomlösa förblir de bärare av bakterien i största delen sina liv och är den främsta orsaken till att sjukdomen existerar hos människan (Pruimboom-Brees,m.fl.,2000).

*E.coli O157* kan infektera alla åldersgrupper och den kritiska infektionsdosen är låg. Man tror att det räcker med cirka 10 organismer för att utveckla sjukdom (FDA, 2009). Cirka 300 fall rapporteras i Sverige varje år, varav ca 150 är smittade i landet (SMI, 2010). Sjukdomsutbrott orsakade av *E.coli O157* är dock ovanliga i Sverige (SMI, 2010).

Ett omtalat sjukdomsutbrott med anledning av *E.coli O157* vilket även inkluderade *Campylobacter* inträffade i Walkerton, Kanada, år 2000, då 2300 personer insjuknade men anledning av att en grundvattentäkt blivit gödselpåverkad i samband med kraftig nederbörd.

### **2.2.2 Virus**

Virus är små partiklar som består av en liten del genetiskt material i form av RNA eller DNA inneslutet i ett proteinskal. Om värdcellerna har receptorer där viruspartikeln får fäste, kan nukleinsyran penetrera cellmembranet och föras in i cellen, använda cellens egna funktioner och påbörja produktion av nya viruspartiklar (Haas,m.fl.,1999).

Virus kan inte föröka sig i vatten men på grund av sin storlek kan de lätt spridas och deras överlevnad i vatten är hög. De överlever längre vid lägre temperaturer och påverkas även av övrig mikrobiell aktivitet och tillgången på partikulärt material (WHO, 2008). Virus är även relativt motståndskraftiga mot desinfektion vilket innebär att de utgör ett hot mot hälsosamt dricksvatten (Lindberg & Lindqvist, 2005).

Virus har i regel mycket god infektionsförmåga. Infektionerna kan i många fall vara symtomfria vilket gör att de upptäcks först vid sekundär smitta. Detta bidrar till svårigheten att fastställa smittokällan och koppla infektionen till dricksvattnet vid sjukdomsutbrott.

*Adenovirus, Norovirus och Rotavirus* har förekommit vid sjukdomsutbrott kopplade till dricksvatten och är de virus som kommer att betraktas i den här studien.

### ***Adenovirus***

*Adenovirus* är ett dubbelsträngat DNA-virus och har god överlevnad utanför sin värd (SMI, 2010). Viruset kan inte smitta mellan arter men kan infektera både djur och människor. *Adenovirus* är

intressant vid analys av risker med vattenrening då det är tåligt mot de flesta desinfektionsmetoder som praktiseras på vattenverk, såsom klorering och UV-desinfektion.

Det är framförallt unga som blir sjuka av en *Adenovirusinfektion* och den infektionskritiska dosen är okänd men förmodas vara är relativt låg. Inkubationstiden är vanligtvis 10-70 timmar och sjukdomsförloppet varar i runt 2-9 dygn (FDA, 2009).

Man har påvisat *Adenovirus* i ytvattentäkter i USA men sjukdomsutbrott orsakade av *Adenovirus* är mycket ovanliga (Lundberg Abrahamsson, m.fl., 2009).

### ***Norovirus***

*Norovirus* tillhör familjen *Calicivirus* vilket är ett enkelsträngat RNA-virus och känt för att orsaka den årliga vinterkräksjukan som är en av de vanligaste orsakerna till mag- och tarmsjukdomar i världen (Dalin, m.fl.,2010). Då viruset utsöndras i stora mängder i avföring ( $10^{12}$  org/g, (Dalin, m.fl.,2010), har god överlevnad i vattenmiljö och är motståndskraftig mot desinfektion vid vattenverk ses den som det största hotet mot hälsosamt dricksvatten (WHO, 2004 a). Viruset sprids via smittade personer, via dricksvatten eller via mat som kontaminerats med avloppsvatten (SMI, 2010).

Norovirus finns i alla länder, kan drabba alla åldersgrupper och man tror att det ligger bakom runt 70-80 procent av alla magsjukesutbrott i världen (SMI, 2010). Den infektionskritiska dosen är låg då det endast krävs cirka 10-100 organismer för att utveckla infektion (Dalin,m.fl.,2010). Inkubationstiden är 1-2 dygn och sjukdomsförloppet mellan 1-3 dygn (FDA, 2009).

Ett exempel på ett sjukdomsutbrott orsakat av *Norovirus* är utbrottet i Lilla Edet 2008 då cirka 2300 personer insjuknade med anledning av förorenat dricksvatten. Ett annat exempel är utbrottet i Nokia i Finland 2007, då 6500 personer insjuknade med anledning av dricksvatten förorenat med främst *Norovirus* och *Campylobacter* men även av *Giardia*, *Salmonella* och *Adeno-*, *Astro-* och *Enterovirus* (Törneke, m.fl., 2009).

### ***Rotavirus***

*Rotavirus* är ett dubbelsträngat RNA-virus och är det virus som orsakar flest fall av diarré hos barn i Sverige (SMI, 2010). Det är ett stabilt virus som framförallt smittar via avföring och kan förorena vattentäkter via otillräckligt renat avloppsvatten (Lindberg & Lindqvist, 2005).

Virusinfektionen kan drabba alla åldersgrupper och den infektionskritiska dosen är mellan 10-100 virulenta partiklar. Inkubationstiden är runt 1-3 dygn och sjukdomsförloppet varar i 4-8 dygn (FDA, 2009).

## **2.2.3 Protozoer**

Protozoer eller parasiter, är encelliga urdjur som orsakar diarrésjukdom hos djur och människor över hela världen. Vissa arter är zoonotiska och kan överföras från djur till människor och vice versa. Parasiterna genomgår ett cyststadium och cystornas tjocka väggar skyddar då organismen vilket gör att de kan överleva i exceptionella förhållanden. De har hög överlevnad i vatten, framförallt i kallt vatten, och överlever ofta längre än de indikatororganismer som vanligen används för att kontrollera dricksvattenkvalitet (SMI, 2011). I cyststadiet är de även okänsliga mot den klorering som i dagsläget är tillåten vid dricksvattenrening vilket gör att de är viktiga organismer i samband med riskvärdering. Protozoerna *Giardia* och *Cryptosporidium* har påträffats i 32 procent av de svenska ytvattnen som undersökts (SMI, 2011).

## ***Cryptosporidium***

*Cryptosporidium* är tillsammans med *Giardia* den parasiten som är vanligast förekommande i Sverige och utsöndras som cystor respektive oocystor i avföringen från infekterade djur och människor. Parasiten finns i tarmarna hos många däggdjur, som kor, får och getter och sprids därför oftast till vattentäcker via avrinning från betesmarker och gödsel (SMI, 2011).

Varje år rapporteras cirka 100 fall av *Cryptosporidium*infektion i Sverige. Halten som utsöndras per gram avföring är hög, upp till  $10^8$ org/g, (Westrell, 2004) och den kritiska infektionsdosen är låg, då runt 1-10 organismer kan leda till infektion. Inkubationstiden förmodas vara runt 7 dygn (SMI, 2011).

Det mest omtalade fallet av *Cryptosporidium* var utbrottet i Milwaukee, USA, 1993 då cirka 400 000 personer blev sjuka till följd av förorenat ytvatten (SMI, 2011). Ett svenskt fall inträffade på Lidingö 2002 där cirka 1000 personer blev sjuka på grund av en "fekal olycka" i en bassäng och det senaste fallet inträffade 2010 i Östersund, där cirka 12 000 personer insjuknade med koppling till *Cryptosporidium* i dricksvattnet. Ännu i mars 2011 har man inte fastställt hela orsaken till det förorenade ytvattnet i Östersund i december 2010.

## ***Giardia***

*Giardia* är tillsammans med *Cryptosporidium* den parasiten som är vanligast förekommande i Sverige. Parasiten finns i tarmarna hos många däggdjur, som kor, får, hund och katt och utsöndras som cystor respektive oocystor i avföringen från infekterade djur och människor.

*Giardia* har detekterats i avloppsvatten och sprids troligen till ytvatten via slam och otillräckligt renat avloppsvatten (SMI, 2011).

Cirka 1500 fall av *Giardia*infektion rapporteras årligen i Sverige, varav merparten är smittade utomlands. Mellan åren 1997-2003 smittades omkring 140-420 personer årligen av *Giardia* inom Sverige (SMI, 2010). Den infektionskritiska dosen är låg och det räcker med mellan 1 och 100 organismer för att orsaka sjukdom. Inkubationstiden är runt 7-10 dygn och om sjukdomen inte behandlas kan sjukdomsförloppet pågå i månader upp till år (SMI, 2010).

Ett antal sjukdomsutbrott som orsakats av dricksvatten kontaminerat med *Giardia* har förekommit. 2004 insjuknade cirka 6000 personer i Bergen med anledning av ytvatten förorenat med *Giardia* vilket man anser berodde på för få mikrobiella barriärer vid vattenverket (SMI, 2011). I Sälen 1986 rapporterades 1000 sjukdomsfall av *Giardia*infektion kopplade till avloppsintrång i dricksvattennätet.

## **2.3 Mikrobiologiska risker**

Mikrobiella risker kopplat till dricksvatten kan genom sjukdomsutbrott slå ut många viktiga funktioner samt orsaka omfattande kostnader för ett samhälle. Enligt WHO (2008) är infektioner orsakade av förorenat dricksvatten de vanligaste och mest utbredda hälsoriskerna förknippade med dricksvatten.

### **2.3.1 Sjukdomsutbrott**

Sjukdomsutbrott kan kosta samhället enorma summor i samband med sjukfrånvaro, ersättning och åtgärder. Enligt studier av kostnader i samband med sjukdomsutbrott kopplade till dricksvatten kan ett utbrott i en kommun med 60 000 invånare kosta samhället upp emot 415 miljoner kronor (Dalin, m.fl., 2010). Det är därför viktigt att identifiera och förebygga tänkbara risker och uppföra åtgärdsplaner för hur man hanterar ett potentiellt sjukdomsutbrott (Jönsson, 2008).

Förorenat dricksvatten är inte enbart ett problem i utvecklingsländer där det inte alltid finns tillgång till moderna reningstekniker utan även i industrialiserade länder finns flera exempel på sjukdomsutbrott som kan kopplas till kontaminerat dricksvatten (Defour, 2003). Av de sjukdomsutbrott som tidigare nämnts är de mest kända utbrotten de som inträffade i Milwaukee 2003 och i Walkerton år 2000. I det senare anser man att katastrofen hade kunnat undvikas om en risk- och sårbarhetsanalys hade genomförts. Då hade bristerna i säkerheten med dricksvattenförsörjningen visualiserats och riskerna hade därmed kunnat elimineras (Jönsson, 2008).

Den mikrobiologiska kontrollen vid vattenverk bygger på stickprover och vattenanalyser utförs inte med avseende på alla patogener. Detta i samband med att den mikrobiologiska vattenkvaliteten i en vattentäkt kan förändras drastiskt gör det lätt att missa de snabba och tillfälliga topparna i patogenkoncentrationer (WHO, 2008). Ytterligare problem är att det oftast tar minst ett dygn för vattenprover att analyseras vilket gör det svårt att förutse sjukdomsutbrott samt att hinna vidta åtgärder för att minimera skadeeffekten av ett förorenat vatten innan det har hunnit gå ut på ledningsnätet och nått fram till konsumenten (Defour, 2003).

Underrapportering är ytterligare en orsak till att det kan ta tid att upptäcka och förhindra ett stort sjukdomsutbrott. Att sjukdomsfall inte rapporteras kan bero på att de smittade personerna är asymptomatiska och då inte själva utvecklar symptom alternativt att den smittade personen låter bli att uppsöka läkare vid lindiga symtom (Andersson & Bohan, 2001). I Tabell 1 ges epidemiologisk statistik över de patogener som tas upp i den här studien.

*Tabell 1. Epidemiologisk statistik över de vattenburna patogener som tas upp i rapporten. Tabellen är bearbetad från (Westrell, 2004) där källor till tabellvärden finns representerade. Faktorn underrapportering anger hur stor andel av sjukdomsfallen som inte rapporteras, för Campylobacter antas följaktligen det egentliga antalet sjukdomsfall vara 7,6 gånger större än vad som rapporterats. T<sub>90</sub> står för avdödning av patogener i sötvatten och är tiden i dagar tills patogener reducerats med 90%. \*värde från (Dalin, m.fl., 2010).*

	Sjukdomsfall (per 100 000)	Underrapportering	Insjukningsgrad (%)	Utsöndring (g <sup>-1</sup> avföring)	Varaktighet (dygn)	T <sub>90</sub> (dygn)
<i>Campylobacter</i>	78-97	7,6	25	10 <sup>-6-9</sup>	1-77	
<i>Salmonella</i>	42-58	3,2	6-80	10 <sup>4-8</sup>	26-51	7-19
<i>EHEC</i>	0,8-1,4	4,5-8,3	76-89	10 <sup>2-3</sup>	5-12	7-19
<i>Rotavirus</i>	21	35	50	10 <sup>7-11</sup>	1-39	> Månad*
<i>Norovirus</i>	1,2	1562	70	10 <sup>12*</sup>	5-22	>Månad*
<i>Adenovirus</i>	300	-	54	10 <sup>11</sup>	1-14	>Månad*
<i>Cryptosporidium</i>	0,3-1,6	4-19	39	10 <sup>7-8</sup>	2-30	40-100
<i>Giardia</i>	15-26	20	20-40	10 <sup>5-8</sup>	28-284	23-30



### 2.3.2 Accepterad risknivå

I Sverige har vi ännu inget gränsvärde för hur många sjukdomsfall kopplade till dricksvattnet som får förekomma per år. Detta beror på svårigheten att sätta en acceptabel risknivå och därmed fastställa ett värde på hur många personer man kan tillåta bli sjuka med koppling till dricksvattnet per år. Ju fler anslutna konsumenter, desto högre skulle det acceptabla antalet sjukdomsfall per år bli vid en lika hög risknivå (Westrell, 2004). I Holland och USA har man infört ett gränsvärde och satt den acceptabla risken för infektion med koppling till dricksvattnet till 1/10 000 per år (WHO, 2004 b).

I WHO:s riktlinjer för dricksvattenkvalitet (WHO, 2008) rekommenderas att man använder sig av DALY (Disability Adjusted Life Years- Antalet förlorade levnadsår med full hälsa) då man gör en riskvärdering. DALY är ett viktat mått som tar hänsyn till effekterna vid exponering av en risk vilket i detta sammanhang innebär allvarlighetsgraden av symptomen som en patogen ger upphov till. Detta gör att man kan jämföra risker av helt olika slag och gör det även lättare att jämföra riskerna förknippade med de olika patogenerna i dricksvattnet. Exempelvis kräver en infektion orsakad av *E-coli O157:H7* medicinering medan en infektion orsakad av *Cryptosporidium* inte behandlas alls i industrialiserade länder. Följaktligen borde *Cryptosporidium* viktas lägre i jämförelsen. Man har även tagit fram gränsvärden uttryckt i DALY vilket gör det möjligt att jämföra en patogenkoncentration mot gränsvärdet och på så sätt få en uppskattning av risken (Westrell, 2004). Man har satt gränsvärdet för sjukdom till  $10^{-6}$  DALY per person och år, vilket kan likställas med en risk för sjukdom på 1/1000 per år (WHO, 2004 a). Detta bör dock inte förväxlas med USEPA:s gränsvärde för årlig infektion på 1/ 10 000, då infektion inte är detsamma som sjukdom (WHO, 2004 b).

### 2.3.3 Indikatororganismer

Inom dricksvattenförsörjning har man sedan 1800-talet använt sig av indikatororganismer för att påvisa mikrobiologiska föroreningar i dricksvattnet (Defour, 2003).

Indikatororganismer är organismer som kan indikera förekomst av patogena mikroorganismer. Det är problematiskt och kostsamt att analysera vattenprover med avseende på många olika patogener och genom användning av indikatororganismer kan arbetet underlättas avsevärt. En indikatororganism bör återfinnas i avföring från både människor och däggdjur, de bör inte kunna föröka sig i naturliga vatten och de bör vara relativt enkla att detektera (WHO, 2008). Bakteriofager brukar användas för att indikera virusförekomst och *E.coli* som uppfyller de angivna kriterierna samt återfinns i mycket högre antal i avföring från människor och djur än andra koliforma bakterier, anses vara en bra indikator på fekal förorening (Defour, 2003) (SMI, 2011). Dock har man sett att avsaknad av *E.coli* inte kan garantera att vattnet är fritt från mer resistenta former av mikrobiella föroreningar som exempelvis protozoer (WHO, 2008). Enligt dricksvattenföreskrifterna ska dricksvatten därför kontrolleras med avseende på både *E.coli* och den anaeroba bakterien *Clostridium Perfringens* som i sitt sporstadium anses vara tålig och kunna överleva i extrema förhållanden (hög temperatur, extrema pH-värden och UV-strålning) och därför kunna ge indikation på äldre fekal påverkan (SLV, 2001). Man har sett samband i förekomst av *Clostridium Perfringens* och parasiter som *Giardia* och *Cryptosporidium* men menar att det inte kan ses som en säker indikator för dessa (Åström & Pettersson, 2007) (SMI, 2011).

### 2.3.4 Dos-respons samband

Dos-responssambandet är sambandet mellan exponeringen av en patogen mikroorganism (dosen) och den påföljande infektionsrisken (responsen), och är viktigt då mikrobiologiska risker ska analyseras. De många olika faktorer som påverkar infektionsförloppet vid exponering av en patogen mikroorganism kan kategoriseras i de som är kopplade till mikroorganismen, till värden och till livsmedlet. Responsen (hälsoeffekten) som exponeringen ger upphov till är en följd av samspelet mellan dessa faktorer (Lindberg & Lindqvist, 2005).

## 2.4 Mätsvårigheter i dagsläget

### *Patogenkoncentrationer*

Det är problematiskt att analysera koncentrationer av patogener i vattendrag då analysmetoderna inte är anpassade efter de relativt låga halter som kan förekomma i vattendrag. Vidare skiljer sig mikroorganismer från andra jämt fördelade föroreningar då de ofta är ojämnt fördelade i vatten. Ett negativt prov behöver därför inte nödvändigtvis vara en indikation på att halten mikroorganismer i vattnet är noll (Gale, 1996). Man menar att de sporadiska 100 ml prov man tar är en så liten del av den totala producerade mängden dricksvatten att man mycket väl kan missa kluster av indikatororganismer (Fewtrell, m.fl., 2001). Ett annat problem är att de analysmetoder man använder sig av ofta har en undre detektionsgräns vilket innebär att man inte vet var på spannet mellan detektionsgränsen och noll koncentrationen av mikroorganismer ligger (Haas, m.fl., 1999).

Vid detektion av virus förekommer ytterligare svårigheter då det krävs uppkoncentrering av de vanligtvis låga halterna av virus i vatten. Uppkoncentreringen kan ske på olika sätt såsom filtrering igenom positivt laddade filter, adsorption på negativt laddade partiklar m.m. Vid denna uppkoncentrering uppstår dock stora virusförluster vilka man måste ta hänsyn till. Vid detekteringen kan man heller inte avgöra om virus är virulenta eller inte, vilket kan leda till felbedömningar av vattenkvaliteten och risken vid vattenintag.

### *Dos-responssamband*

Att klarlägga dos-responssamband innebär svårigheter med anledning av de begränsningar som finns med att utföra mänskliga experiment. Vidare är det problematiskt att överföra resultat från experiment till verkligheten med dess låga doser, då en lägre exponering potentiellt skulle kunna frambringa immunitet hos vissa personer. Ytterligare problem ligger i att virulensen hos en och samma mikroorganism kan variera samt att risken för infektion kan skilja avsevärt mellan olika individer och grupper i samhället (Lindberg & Lindqvist, 2005). Vid verkliga sjukdomsutbrott bidrar asymptomatiske individer och underrapportering till svårigheter med att fastställa dos-responssamband (Pettersson, m.fl., 2006)

## 2.5 Riskstrategier

För att kunna garantera en säker dricksvattenförsörjning måste risker i samband med produktion och distribution identifieras och hanteras (Lindberg & Lindqvist, 2005). Det system som traditionellt använts för detta är *Hazard Analysis and Critical Control Points (HACCP)* där man för att analysera de mikrobiologiska riskerna använt sig av Livsmedelsverkets gränsvärden på indikatororganismer i dricksvattnet. WHO anser att det inte är tillräckligt att enbart analysera slutprodukten för att garantera ett säkert dricksvatten och menar att hela produktionskedjan, från råvatten till konsument,

behöver betraktas i sin helhet och har därför utvecklat *Water Safety Plans (WSP)* (WHO, 2008). Man menar dock att principerna med indikatororganismer kan vara användbara vid jämförelse av olika reningsprocesser i vattenverk (Defour, 2003).

### **2.5.1 Hazard Analysis and Critical Control Points (HACCP)**

HACCP är det kontrollsystem som används inom livsmedelsindustrin för att genom förebyggande säkerhetstänkande kunna undvika störningar i en process och på så sätt undvika att konsumenten utsätts för risker (SLV, 2005). Det är ett system som innebär systematisk identifiering, bedömning och kontrollering av risker med framställningen av livsmedlet och bygger på sju principer vilka går ut på att man utformar en faroanalys och bestämmer processens kritiska punkter så att gränsvärden kan fastställas. Ett system för övervakning implementeras och åtgärdsplaner för eventuella överskridna gränsvärden inrättas. Vidare ska det finnas verifieringsmetoder för att bekräfta att HACCP-systemet fungerar samt dokumentation över de rutiner och journaler som krävs för att principerna ska kunna efterföljas (SLV, 2005).

### **2.5.2 Water Safety Plans (WSP)**

WSP kan fritt översättas "vattensäkerhetsplaner". Det är en metod som bygger på HACCP-principerna och har tagits fram av WHO för att på ett systematiskt sätt garantera en säker dricksvattenproduktion. WSP ger en översikt av systemet som helhet, pekar på de kritiska punkterna i produktionskedjan och tillhandahåller information om drift och åtgärder vid störningar i processen. Införandet av krav på genomförande av WSP vid vattenverk diskuteras och blir troligtvis en del i EU:s nya dricksvattendirektiv (Lindhe, 2010).

Utförandet av WSP innefattar följande tre steg;

1. Utförande av en systemanalys för att fastställa att produktionskedjan som helhet kan leverera dricksvatten med en god kvalitet. Detta innebär även att kartlägga potentiella föroreningskällor och att utföra en riskbedömning av dessa.
2. Införande av kontrollparametrar som försäkrar att kvalitetsmålen möts samt införande av operativsystem som vid gränsvärden kan varna så att åtgärder kan vidtas.
3. En driftplan ska fastställas där både normaldrift och åtgärdsplaner vid störningar finns inkluderade. Det skall även finnas ett dokumentationssystem där uppgraderingar och förbättringar inkluderas, övervakningssystem samt supportdokumentation.

### **2.5.3 QMRA**

QMRA-metodologin togs fram som en metod för att uppskatta mikrobiella risker då andra modeller inte ansågs lämpade för dessa typer av risker. Detta grundar sig i att mikroorganismer skiljer sig från andra ämnen man talar om i kontamineringsammanhang som exempelvis kemiska föroreningar.

Haas m.fl. (1999) menar att; "En modell för att beskriva en mikrobiologisk risk måste vara rimlig från ett mikrobiologiskt perspektiv" och då måste ta hänsyn till mikroorganismernas sannolika fördelning i ett medium samt deras förmåga att föröka sig i en värdorganism, vilket gör modellen mer komplicerad (Haas,m.fl.,1999). Andra faktorer man måste ta hänsyn till vid mikrobiella risker är det faktum att inte alla patogener är lika infektiösa och att risken att bli smittad till stor del beror på värdorganismens immunförsvar och även på att dos-responssambanden inte är kumulativa till skillnad från de för kemiska föroreningar (WHO, 2004).

Riskbedömningar av råvattenkvalitet och barriärverkan i vattenverken har tidigare grundats på medelvärden och uppskattningar, vilket kan leda till stora osäkerheter i bedömningen av risker menar Lundberg Abrahamsson, m.fl., (2009). QMRA-metodologin ger möjligheten att analysera mikrobiologiska risker med hjälp av sannolikhetsfördelningar, vilket potentiellt kan ge en bättre bild av verkligheten och ger även möjligheten att studera avvikelser och osäkerheter.

QMRA kan beskrivas som appliceringen av riskbedömningsprinciper i syfte att uppskatta konsekvenserna av en faktisk eller förväntad exponering av infektiösa mikroorganismer (Haas, m.fl, 1999). Metodiken bygger på att man kombinerar information om exponering och dos-responssamband för att få en uppskattning av hur stor risk som kan associeras med exponering av olika typer av patogener (WHO, 2004 a).

Man genomför en QMRA genom att följa stegen enligt metodologin (CAC, 1999) (Haas, m.fl., 1999) (WHO, 2004 a). I varje delmoment är det viktigt att ha så representativa data som möjligt då kvaliteten på resultatet är helt beroende av kvaliteten på indata.

1. *Riskidentifiering* Med kvalitativa data beskrivs de mikroorganismer eller mikrobiella gifter som kan vara en hälsorisk för människor vid exponering.
2. *Uppskattning av exponering* En bedömning av omfattningen av den faktiska och förväntade exponeringen (smittoväg, dos, exponeringstid) som konsumenterna av dricksvattnet utsätts för.
3. *Sjukdomskaraktisering/dos-responssamband* Dos-responssambanden för respektive mikroorganism beskrivs av graden och varaktigheten av de effekter intag av olika doser av mikroorganismer eller deras gifter kan ge upphov till hos konsumenterna av dricksvattnet.
4. *Riskkaraktisering* Man knyter samman föregående punkter för att få en uppfattning av den risk allmänheten utsätts för och även för att kunna analysera variationer och osäkerheter.

## 3 METOD

### 3.1 Optimal desinfektionspraxis (ODP)

Optimal desinfektionspraxis är en metod framtagen av Norsk Vann (Odegaard, m.fl., 2009) i syfte att ta fram ett lätthanterligt verktyg för att ta säkerställa att man har de mikrobiologiska barriärer som krävs för att uppehålla en god kvalitetsnivå på dricksvattnet. Genom relativt enkla beräkningar kan man genom metoden fastställa ett specifikt vattenverks nödvändiga mikrobiologiska barriärhöjd och vid jämförelse med vattenverkets nuvarande barriärhöjd kan den grad av desinficering som fodras för att dricksvattnet i slutändan ska uppnå en acceptabel kvalitetsnivå bestämmas.

I metoden tar man hänsyn till olika aspekter som inverkar på vattnets kvalitet. Man börjar med att definiera råvattnets status genom att analysera provtagningar som tagits under tre år. Vidare anges vilken typ av täkt råvattnet härrör från samt storleken på vattenverket man vill beskriva. Dessa punkter ger tillsammans den mikrobiologiska barriärhöjd som är nödvändig vid just detta vattenverk. Mikrobiologisk barriärhöjd är definierat som den totala  $\log_{10}$ -reduktionen av olika patogengrupper (bakterier, virus och parasiter) som krävs för att uppnå en tillräcklig desinficering av råvattnet i vattenverket.

Metoden tar hänsyn till åtgärder som förbättrar kvaliteten på råvattnet och medför lägre krav på reduktionen i vattenverket. Exempelvis ger åtgärder i avrinningsområdet och vid vattentäkten "log-krediter", vilket kan ses som bonuspoäng som får subtraheras då man beräknar den slutliga inaktiveringsgraden som krävs vid de mikrobiologiska barriärerna i vattenverket. Även andra reningssteg, såsom flockning och sedimentering ger log-kredit och likaså övervakning och kontrolleringsteknik vid tåkten respektive vid driften av verket. Då man sammanställt detta, kan man beräkna den slutliga inaktiveringsgraden som krävs av desinficeringen vid verket och diskutera om åtgärder behöver vidtas.

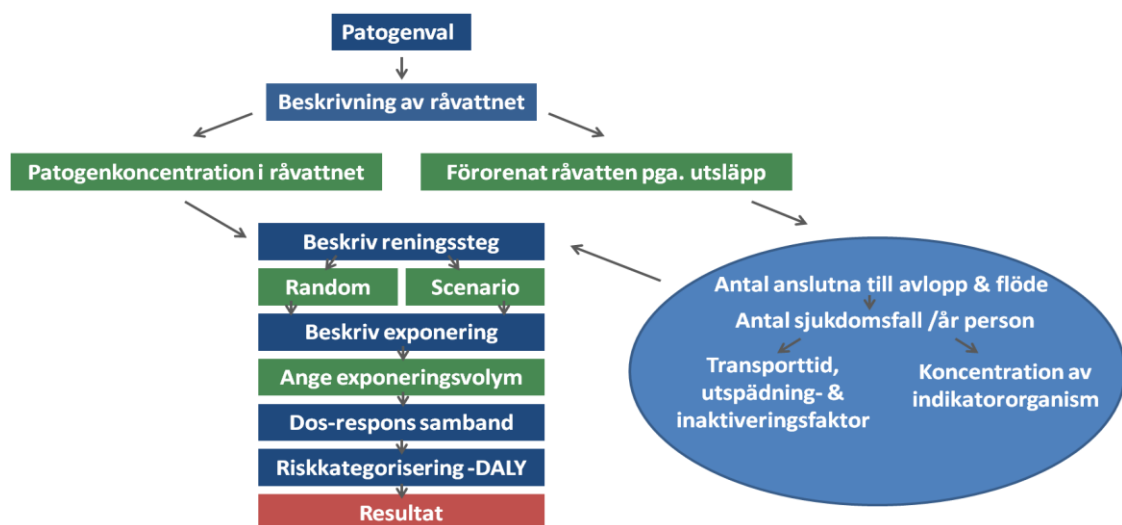
#### *Utförande av en ODP-analys*

1. I det första steget ska råvattnets kvalitetsnivå definieras med hjälp av Figur A1, Appendix 1. Kvalitetsnivåerna är indelade från A till D där det i C finns tre mellannivåer och i D finns fyra mellannivåer. Enligt modellen ska rutinprover tagna under loppet av tre år analyseras. Beroende på om indikatororganismerna *E.coli* och *Clostridium perfringens* återfunns i dessa och i det fall de har det, i vilken mängd de har påträffats, följs olika vägar i figuren. I nästa steg tittar man på hur stora mängder av *E.coli* samt parasiterna *Cryptosporidium* och *Giardia* som har återfunns vid en sjättedel av de analyserade proverna. Detta leder ner till den slutliga kvalitetsnivån. Då råvattnets kvalitetsnivå är fastställd kan vattenverkets nödvändiga barriärhöjd bestämmas genom Tabell A1, Appendix 1.
2. Nästa steg innebär att studera de olika aspekter som kan ge "log-kredit". För en ytvattentäkt ska följande punkter beaktas;
  - A. Vilka åtgärder har vidtagits och är planerade i avrinningsområdet och vid vattentäkten? (Tabell A3, Appendix 1)
  - B. Bedrivs övervakning av råvattenkvalitet? (Tabell A4, Appendix 1)
  - C. Vilka reningssteg finns utöver desinficeringen? (Tabell A5, Appendix 1)
  - D. Hur bedrivs övervakning av driften i vattenverket, (Tabell A6, Appendix 1)

3. Barriärhöjden som definierades i steg 1 subtraheras här med de log-krediter som har förvärvat i steg 2 för att ge den slutliga inaktiveringsgraden som krävs av desinficeringen vid vattenverket.
4. Det fjärde steget innebär beräkningen av den totala reduktionen av patogener vid vattenverket. För desinficering med a) UV-ljus och b) monokloramin gäller följande;
  - a. Tabell A9, Appendix 1 ger den maximala reduktionen av patogener vid UV-bestrålning. Enligt Tabell A10, Appendix 1, ges sedan avdrag beroende på vilka typer av åtgärder för säkerhet, kontroll och övervakning som finns.
  - b. För monokloramin beräknas logreduktionen utifrån det beräknade Ct-värdet (ekv.4).
 
$$\log IA = n \cdot Ct_{\text{beräknat}} / Ct_{\text{nödvändigt}} \quad (4)$$
 Där logIA är logreduktionen,  $Ct_{\text{beräknat}}$  är det uträknade Ct-värdet och  $Ct_{\text{nödvändigt}}$  är det Ct-värde som krävs för en n logs reduktion av patogener, (Tabell A7 Appendix 1).  
  
 Enligt Tabell A8 Appendix 1, ges sedan avdrag beroende på de säkerhetsåtgärder som finns vid monokloraminsteget.
5. Den aktuella inaktiveringsgraden från steg 4 jämförs sedan med den nödvändiga som bestämts i steg 3 för att fastställa om den är tillräcklig eller om åtgärder behöver vidtas för att uppnå en god dricksvattenkvalitet.

### 3.2 Mikrobiologisk Riskanalys (MRA)

MRA-modellen (Mikrobiologisk riskanalys) togs fram av Svenskt Vatten i syfte att skapa en användarvänlig modell för svenska vatten och vattenverk (Lundberg Abrahamsson, m.fl., 2009). Den bygger på QMRA- metodik och då en simulering utförs går man igenom stegen beskrivna i metodologin, (Figur 3).



Figur 3. Flödesschema över MRA-modellens uppbyggnad. De blå rutorna utgör de enligt QMRA- metodologin essentiella stegen i en riskanalys, och de gröna är underkriterier till dessa.

## **Simulering i MRA-modellen**

### **1. Val av patogen**

Enligt Westrell (2004) ska mikroorganismerna i modellen inkludera bakterier, virus och protozoer då dessa är de vanligaste typerna av patogener. Det är viktigt att analysera de patogener som är mest motståndskraftiga, de med låg infektionsdos och de som ger de mest kritiska symptomen. De ska även ha återfunnits hos människor i Sverige, helst ha förekommit vid sjukdomsutbrott och bör vara tillräckligt väl analyserade och beskrivna i litteraturen.

Med hänsyn till kriterierna ovan har åtta olika patogener av tre olika typer inkluderats i modellen vid steget "val av patogen"; bakterier (*Campylobacter*, *Salmonella*, *E. coli*), virus (*Norovirus*, *Rotavirus*, *Adenovirus*), och protozoer (*Gardia*, *Cryptosporidium*). Dessa mikroorganismer är de vanligast förekommande i svenska ytvatten och orsaken till majoriteten av de vattenburna sjukdomsutbrotten som har rapporterats i Sverige.

För att utföra en simulering väljer man den patogen man är intresserad av att undersöka. Grupperna är i sig oberoende av varandra så man kan välja en patogen ur respektive patogengrupp per simulering.

### **2. Beskrivning av råvattenkvalitet**

Här kan man välja att beskriva råvattenkvaliteten genom att ange patogenkoncentrationerna direkt eller indirekt genom att simulera ett utsläpp från en potentiell utsläppskälla.

- A. Då man anger patogenkoncentrationen direkt kan man använda sig av olika fördelningar som finns inlagda i modellen, alternativt ange ett konstant värde beroende på hur datamängden ser ut. Om man saknar tillgång till data finns det data framtaget som är baserat på studier i Sverige och runt om i världen. Detta underlag är dock i flera fall tunt men kan användas som approximationer på realistiska storleksfördelningar.
- B. Då råvattenkvaliteten beskrivs som ett utsläpp av avloppsvatten, anges antalet ansluta till nätet, flödet i ledningen och sjukdomsfrekvensen bland de anslutna. Sedan ska antalet infektiösa organismer som kan tänkas nå intaget uppskattas vilket kan göras på två sätt. Antingen genom att ange tiden det tar för mikroorganismerna att förflytta sig från källan till intaget (transporttiden), utspädningsfaktorer samt inaktiveringsdata för respektive patogen eller genom att beskriva koncentrationen med hjälp av data från studier av en surrogatorganism. I det senare fallet anges koncentrationen av surrogaten vid källan och vid intaget.

### **3. Beskrivning av reningsprocessens delsteg**

I modellen finns de vanligaste reningsstegen inlagda (konventionell rening, klorering, UV, långsamfilter, samt extra steg) och man behöver endast aktivera de som är aktuella för det reningsverk man analyserar. Man får sedan ange de förhållanden som gäller i respektive steg genom att exempelvis ange antal filtreringslinjer, dos och intensitet vid desinficering, samt om och hur man vill beskriva störningar i driften. Man kan välja att beskriva reningssteget med "random" vilket betyder att sannolikheten att störningar inträffar beskrivs av ett värde som finns

inlagt i modellen och är baserat på studier på området. Man kan istället välja "scenario" och kan då själv välja storlek och frekvens på störningen.

#### 4. Beskrivning av exponering

Man kan antingen välja att själv ange volym och fördelning av exponeringen men kan annars välja att använda värden som är inlagda i modellen på svensk konsumtion av vatten (180L/dygn och person).

#### 5. Beskrivning av dos-respons samband

Dos-respons samband för samtliga patogener finns inlagda i modellen och det är endast dessa som kan användas. Vid uppbyggnaden av MRA-modellen fanns dock inte tillräcklig data för att beskriva dosrespons sambandet för *Norovirus*, vilket istället approximeras med dos-respons sambandet för *Rotavirus*.

#### 6. Riskkategorisering

De nödvändiga funktionerna för beräkningen av antalet DALY:s för de olika patogerna finns inlagda i modellen. I dagsläget finns dock endast värden inlagda för *Campylobacter*, *Rotavirus* och *Cryptosporidium*.

#### 7. Resultat

Modellen ger resultat i fyra olika former:

##### 1. Log-reduktion av patogener i reningsverket

Här beskrivs log-reduktionen över varje reningssteg. Vid summering av log-reduktionen över de olika reningsstegen kan man få fram den totala log-reduktionen av de olika patogentyperna i vattenverket och på så sätt fastställa hur hög barriär man har mot mikrobiologiska föroreningar.

##### 2. Daglig risk för infektion

Den dagliga risken för infektion,  $p(\text{inf})$ , kan beräknas genom att kombinera den slutliga patogenkoncentrationen i dricksvattnet efter reduktionen i vattenverket med exponeringsvolymen som konsumenterna utsätts för samt med dosrespons sambandet för respektive patogen enligt nedan.

$$p(\text{inf}) = \text{koncentration}_{\text{efter reduktion}} \cdot \text{exponeringsvolym} \cdot \text{dosrespons samband}$$

##### 3. Årlig risk för infektion

Utifrån risken för daglig infektion kan risken för årlig infektion beräknas enligt nedan.

$$1 - (1 - p(\text{inf}))^{365}$$

##### 4. DALY

Antalet DALY:s beräknas genom att multiplicera den årliga sannolikheten för infektion med det fastställda DALY-värdet för respektive patogen.



### 3.3 Sea Track

Spridningsmodellen Sea Track är ett GIS-baserat verktyg för partikelspårning framtaget av SMHI. Versionen som kommer att användas i denna studie, Sea Track Östra Mälaren, är en skräddarsydd version av modellen vars främsta syfte är att simulera utsläpp av olika petroleumprodukter i Östra Mälaren. Vid simuleringen anges utsläppen i form av partiklar med olika egenskaper (flytande, lösliga, sjunkande) vilket gör att den även kan användas för andra typer av utsläpp (SMHI,2006).

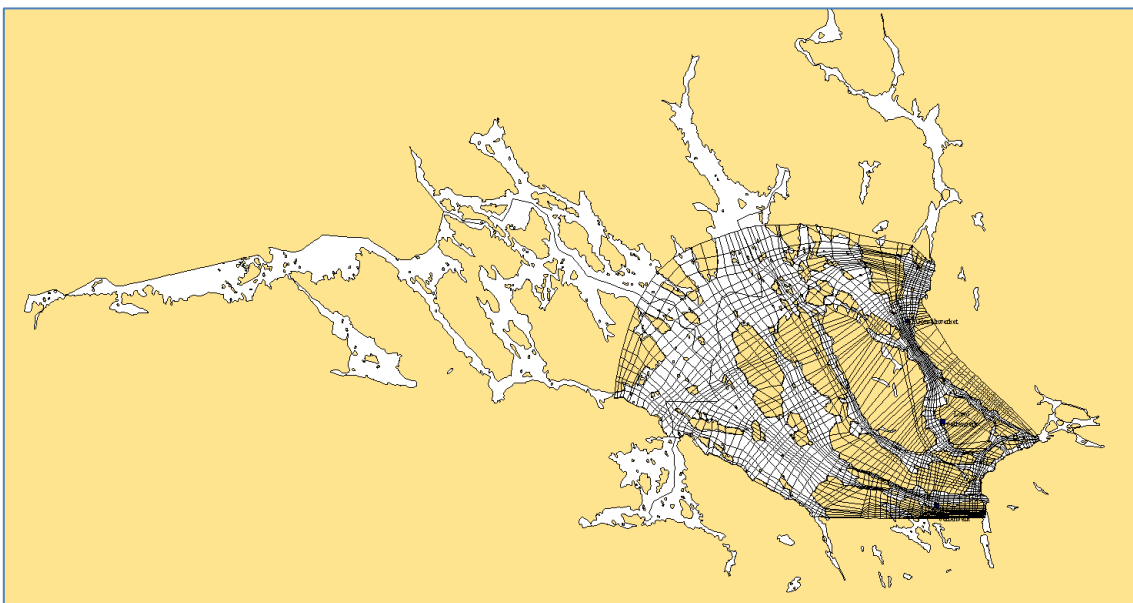
Med modellen kan man efter att ha angivit en specifik utsläppspunkt samt parametrar som beskriver egenskaper hos det utsläppta ämnet, volym och varaktighet av utsläppet samt väderförhållanden under utsläppet simulera partikelspridningen från utsläppspunkten. Med hjälp av avdödningskurvor för olika mikroorganismer i sötvatten kan koncentrationerna sedan korrigeras och andelen mikroorganismer som kan tänkas nå intaget kan uppskattas.

I en studie av Anders Rimne (Rimne, 2007), utfördes spridningssimuleringar i Östra Mälaren i syfte att avgöra om Sea Track var ett lämpligt verktyg för att utföra scenarioräkningar av mikrobiella patogenkoncentrationer. Vid simuleringarna i den här studien kommer Rimnes studie att användas som referens, vilket innebär att vissa antaganden gjorda i Rimne (2007), baserade på efterforskning samt testsimuleringar, även kommer att tillämpas i den här studien.

I Sea Track Östra Mälaren är området indelat i ett antal volymboxar, (Figur 3). Det är i dessa boxar som beräkningsstegen sker och på så sätt beräknas det nya antalet partiklar i varje box efter angiven tid (SMHI, 2006). För att efter en simulering kunna avgöra hur stor utspädningsfaktorn från utsläppskällan till råvattenintaget är används (ekv.5).

$$U_f = \frac{P_{utsläpp} \cdot V_{box}}{P_{box}} \quad (5)$$

$U_f$  är utspädningsfaktorn,  $P_{utsläpp}$  är antalet utsläppta partiklar,  $P_{box}$  är antalet partiklar i volymboxen och  $V_{box}$  är volymen av boxen på ett djup av 18 m-24 m.



Figur 3. Sea Track Östra Mälarens simuleringsområde.

## 4 STUDIEOMRÅDE: GÖRVÄLNVERKET OCH ÖSTRA MÄLAREN

Norrvatten och Görvålverket producerar och distribuerar vatten till omkring en halv miljon människor i 13 kommuner inom norra Storstockholmsområdet och är därmed Sveriges fjärde största vattenproducent. Görvålverket ligger i Järfälla och tar sitt råvatten från Görvålnfjärden i Östra Mälaren.

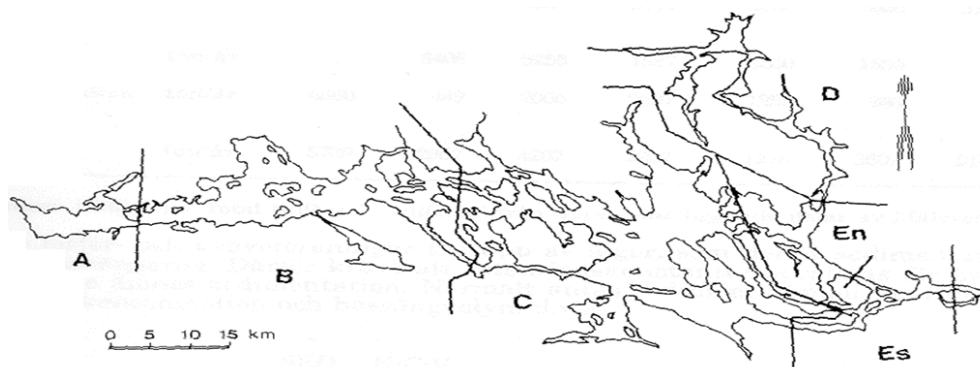
Norrvattens mål är att producera ett dricksvatten av hög kvalitet där risken för sjukdom förknippat med dricksvatten är minimal. En högsta gräns för den årliga risken för infektion kommer i den här studien att baseras på USEPA:s värde på 1/10 000.

### 4.1 Vattentäkten Östra Mälaren

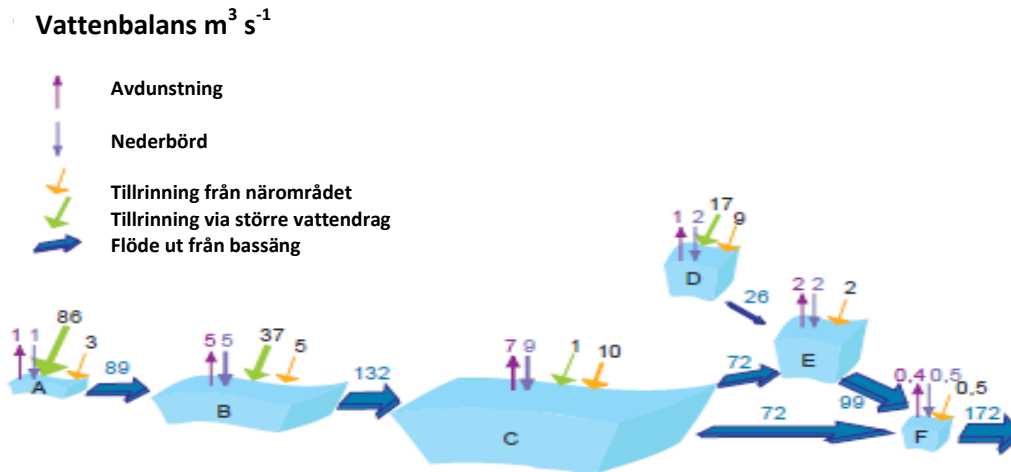
Mälaren är Sveriges tredje största sjö och en av de tio största sjöarna i Europa. Sjöns yta är cirka 1100 km<sup>2</sup>, avrinningsområdet omfattar en yta på 22 600 km<sup>2</sup> och utflödet uppgår till ca 5 miljarder m<sup>3</sup>/år. Uppehållstiden i de största fjärdarna, Björkfjärdarna och Prästfjärdarna är i genomsnitt cirka 2-3 år vilket ger Mälaren god tid för självrening och innebär en betydande kvalitetsförbättring innan vattnet når den östra delen av Mälaren där Görvålverket har sina råvattenintag.

#### 4.1.1 Vattenkvalitet

Mälaren kan delas upp i sex delbassänger. Görvålnfjärden utanför Görvålverket är belägen i norra delen av bassäng E (Figur 4). Fjärden har en stor vattenvolym, ca 200 miljoner m<sup>3</sup> och vattnet har en uppehållstid på runt 2 månader. Kvaliteten på vattnet varierar under året genom den uppblandning som sker av vatten från norr respektive väster (Vattenskydd östra Mälaren, 2001). Vattenflödet norrifrån kommer från b.l.a. Ekoln och Fyrisån och är av sämre kvalitet med höga halter av humusämnen och närsalter (COD: 12mg/l, Alk:120 mg HCO<sub>3</sub>/l). Detta beror på att kalkrika åkermarker utgör stora delar av tillrinningsområdet (Wallman, 2008). Flödet västerifrån kommer från Norra Björkfjärden och håller en bättre kvalitet och lägre alkalinitet (COD:5 mg/l, Alk:45 mg HCO<sub>3</sub>/l) vilket beror av tillrinningen från mer svårvittrade och kalkfattiga jordarter (Wallman, 2008). En tredjedel av Görvålnfjärden utgörs av vatten från norr och två tredjedelar av vatten från väst. Detta ger en slutlig alkalinitet på cirka 70 mg HCO<sub>3</sub>/l vid Görvålverkets råvattenintag (Pers. kom. Per Ericsson).



Figur 4. Mälarens delbassänger. Görvålverket är beläget i norra delen av bassäng E.



Figur 5. Vattenbalans för de olika MälARBASSÄNGERNA, (Wallin, 2000).

### Årstidsvariationer i vattenkvalitet

Görvålverkets råvatten bäst kvalitet på vintern och sämst på våren. På sommaren är vattenkvaliteten något bättre än på våren och på hösten sker en total omblandning vilket ger bättre kvalitet.

#### Vinter

På vintern är fjärden utanför Görvålverket isbelagd och omblandningen av vattenmassorna från väst respektive öst som sker med hjälp av vindinducerande strömmar förhindras. Detta leder till att de inkommande vattenmassorna skiktas in sig på olika djup. Den lätta och kvalitetsmässigt bättre strömmen från väster skiktas in sig direkt under isen till ett djup av cirka 5 m medan den underliggande vattenmassan utgörs av ett tyngre blandvatten.

#### Vår

Det tyngre vattnet som har samlats på djupet under vintern har en alkalinitet på cirka  $90 \text{ mg HCO}_3/\text{l}$  och har relativt höga halter av störande humusämnen. Vattnet vid ytan försämras med avseende på bl.a. lukt och smak i samband med att vårbloomning av alger startar i fjärden och man sänker därför intaget till 22 m. En kall och blåsig vår medför att yt- och bottenvatten blandas fullständigt innan sommarskiktningen inträder. Råvattnets kvalitet på djupet blir då bättre med en lägre alkalinitet och halt organiska ämnen m.m. En varm och vindstilla vår medför tidig sommarskiktning och därmed ofullständig blandning av vattenmassorna. Råvattnet på intagsnivån förblir då av sämre kvalitet fram till höstcirkulationen i sjön (pers. kom. Per Ericsson).

#### Sommar

På sommaren är vattnet temperaturskiktat och bottenvattnet vid 22 m håller sig relativt oförändrat från våromblandningen fram till höstcirkulationen.

#### Höst

Under hösten sker en fullständig omblandning med minskad alkalinitet som följd.

#### 4.1.2 Potentiella föroreningskällor

Den nederbörd som faller över tillrinningsområdet tränger ned i marken och bildar grundvatten. Då trycket på grundvattenytan ökar trycks grundvatten ut i bäckar och åar och transporteras vidare. Vid mycket höga grundvattenytor eller vid mycket kraftiga regn kan markens porer mättas och leder till ytavrinning direkt till vattendragen. Risken för kontaminering av patogener beror således till stor del av nederbördsmängd, markens vattenhalt, storlek på tillrinningsområdet och typen av markanvändning i området.

Mälaren består till 5 procent av vatten som passerat ett dag- eller avloppssystem till vilket det sker utsläpp från industri, jord- och skogsbruk m.m. Vid de studier som gjorts har man identifierat diffusa källor i form av utsläpp av förorenat dagvatten, lokala avlopp och jordbruk som det största hotet mot vattenkvaliteten i Mälarenområdet. I Görvålnerkets närområde finns flera båtklubbar samt många strandnära tomter med enskilda avlopp. Utsläpp av dagvatten sker från Kungsängen, Viksjö och Kallhäll (Vattenskydd Östra Mälaren, 2001).

Med anledning av riskbilden kring Stockholms vattenverk och dricksvattenförsörjningen inrättades år 2008 ett vattenskyddsområde i Östra Mälaren. Vattenskyddsområdet är indelat i två zoner, en inre och en yttre. Det inre och primära området innefattar det område där transporttiden till de tre vattenintagen vid de berörda vattenverken i området, Lovö, Norsborg och Görvålnerket är mellan 3 och 6 timmar och innefattar även en strandzon på 50 m. Det yttre området utgörs av omgivande landområden som avrinner till det inre området, samt de områden vars dagvatten leds eller avrinner till det inre området (Vattenskydd Östra Mälaren, 2001).



Figur 6. Östra Mälarens vattenskyddsområde (Vattenskydd Östra Mälaren, 2001).

## 4.2 Reningsprocessen vid Görvålverket

Vid Görvålverket har man en konventionell rening bestående av fällning, sedimentering snabbfiltrering och aktivt kolfiltrering följt av desinficering i form av UV-ljus och monokloramintillsats, (Figur 7). Maxkapaciteten vid verket är 2300 l/s (8280m<sup>3</sup>/h).

Görvålverket tar sitt råvatten från två olika intagsdjup placerade på 4 respektive 22 meter beroende på den aktuella vattenkvaliteten vid de olika djupen i tälten. Under den största delen av året är vattenkvaliteten bättre vid ett större djup och intaget på 22m är i bruk. Under vintermånaderna då isen lagt sig och salthaltsskiktning ställt in sig under isen är dock kvaliteten bättre vid ytan och intaget höjs därför till ett djup av 4 meter.

Grovrening sker med hjälp av en mikrosil av typen korgbandssil som är placerad vid intaget till verket och har som funktion att avlägsna grövre partiklar, makroorganismer och alger från vattnet innan det via råvattenpumpar leds vidare till fällningen.

### 4.2.1 Konventionell rening

Fällningen består av fem flockningslinjer och en pulsator. I varje flockningslinje finns det 3-5 flockningskammare i vilka flocken kan byggas upp, följt av en sedimenteringsbassäng där flocken avlägsnas. Pulsatorn fyller samma funktion som flockningen och sedimenteringen tillsammans. Vattnet strömmar in underifrån och flockarna bygger upp en bädd av slam vilken fångar upp nya flockar.

Den fällningskemikalie som används är aluminiumsulfat ( $Al_2(SO_4)_3$ ). Vid tillsats bildas, vid svagt surt pH-värde, komplex av olika olösliga aluminiumhydroxidkomplex. Dessa föreningar neutraliserar de negativa laddningarna på partiklar inklusive mikroorganismer och negativt laddade högmolekylära lösta humusföreningar, vilket gör att små partiklar kan koagulera och bindas ihop till större sediment- och filtrerbara komplex. Aktiverad kiselsyra tillsätts sedan som hjälp-koagulent för att bilda en kompakt flock (Pers. kom. Per Ericsson).

Doseringen av aluminiumsulfat varierar beroende på vattnets kvalitet och då framförallt på dess alkalinitet samt dess innehåll av organiskt material. Både låg och hög alkalinitet försvårar en effektiv fällningsprocess och ett större innehåll av organiskt material kräver en större avskiljning och därmed en högre dos aluminiumsulfat. Flockningen kontrolleras genom pH-mätning och visuell kontroll av flocken och separationen kontrolleras genom turbiditetsmätning på fällningsdekantet.

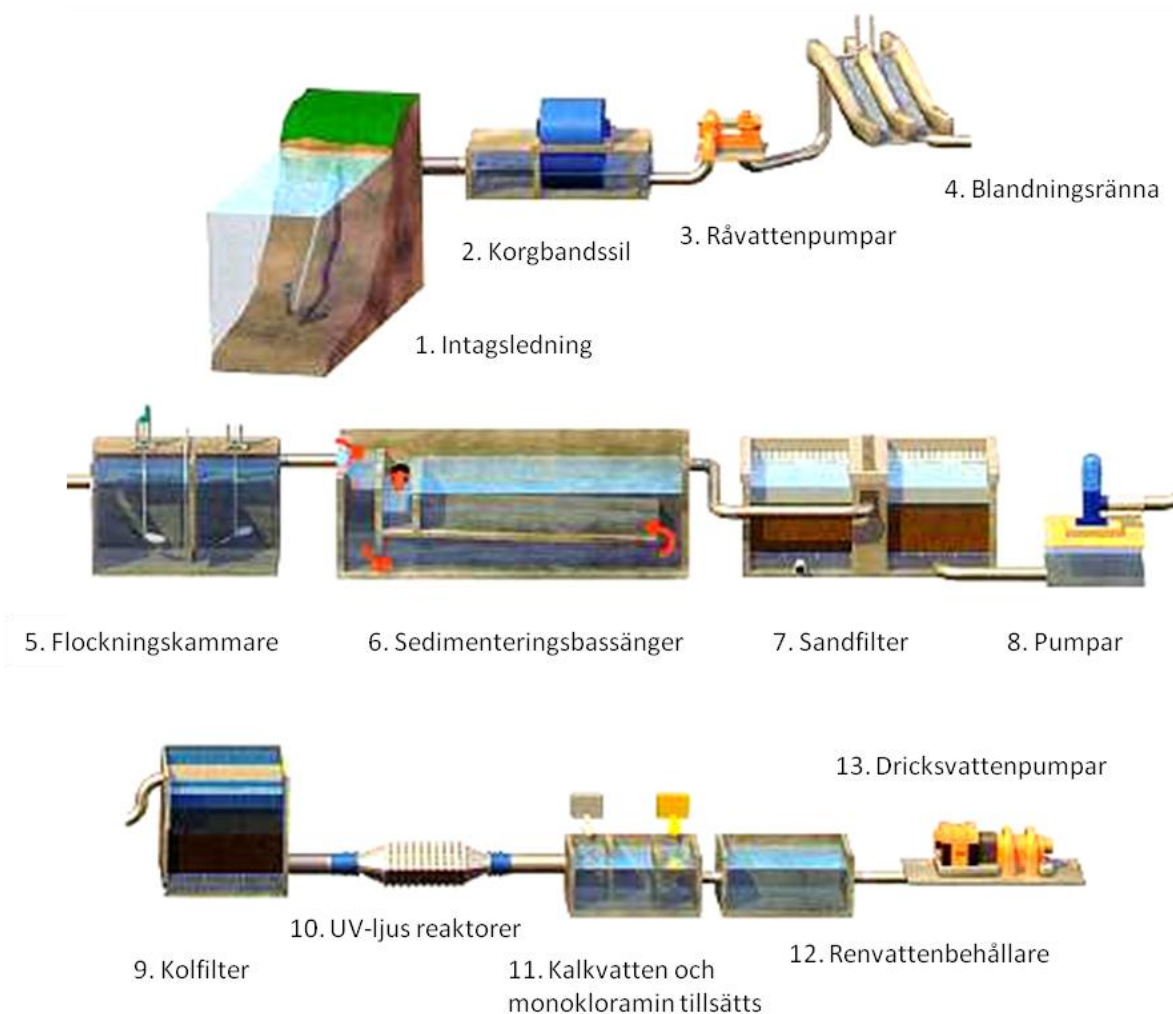
För att filtrera bort restflocken leds vattnet genom 18 snabbfilter vilka består av 1,5 m tjocka sandbäddar. Filtrena backspolas rutinmässigt efter 48 h i drift, dock sker extra backspolning automatiskt om turbiditeten på filtratet alternativt filtermotståndet ger indikation på att det behövs.

Snabbfiltratet leds sedan vidare till kolfilter som består av en cirka 2,5m tjock kolbädd vilken har som funktion att avlägsna lukt- och smakstörande ämnen. Kolfilerna fungerar även som ett vanligt filter och verkar därför som ett extra filter och en buffert vid förhöjd turbiditet i snabbfiltratet. En viss mikrobiell aktivitet är önskad i kolbädden då den är central vid nedbrytning av olika luktstörande ämnen från alger. Dock kan växten bli för stor och överskottet av denna "biohud" kan då lossna och medföra störningar i vattenkvaliteten. Rengöring av kolbädden sker av den anledningen kontinuerligt (cirka 1ggn/14:e dag) genom backspolning.

## 4.2.2 Desinfektion

Vid Görvälnverket har man fyra UV-reaktorer där tre är i drift åt gången. Varje reaktor har 108 UV-lampor vilka är fördelade i tre grupper. UV-dosen regleras automatiskt beroende på turbiditeten i vattnet genom att lampgrupper tänds och släcks. Vid normal drift är UV-dosen  $25\text{mJ}/\text{cm}^2$ .

Man tillsätter kalk till det renade vattnet för att höja pH-värdet och på så sätt minska korrosion av rören på ledningsnätet. Monokloramin tillsätts som en färdigberedd lösning i syfte att förhindra mikrobiologisk tillväxt på ledningsnätet. Detta innebär att den redan är färdiguppbounden och att fri klor aldrig behöver komma i kontakt med dricksvattnet. Dock finns möjligheten kvar sedan tidigare, att vid ett högre desinfektionsbehov, dosera fritt klor genom att tillsätta natriumhypoklorit i höga doser till vattnet, så kallad brytpunktsklorering. Med anledningen av den höga humushalten i det renade vattnet (cirka  $2,5\text{-}3,5\text{ mg/l COD-Mn}$ ) måste dock en dos högre än livsmedelsverkets gränsvärde tillsättas för att det ska ge en önskvärd effekt på reduktionen av mikroorganismer.



Figur 7. Processchema över reningen vid Görvälnverket.

## 5 MIKROBIOLOGISK RISKANALYS: GÖRVÄLNVERKET

### 5.1 Mikrobiell bakgrundsdata

För att resultaten ska bli så verklighetstroga som möjligt är kvaliteten på indata av stor vikt. Indata till modellerna erhöles dels från vattenprover, dels från litteratur och dels genom personlig kommunikation med ansvarig driftpersonal och processingenjörer på vattenverket.

Vid Görvålverket kontrolleras råvattnet genom mätning av temperatur, turbiditet, pH, UV-adsorption, konduktivitet, färg, lukt, COD-Mn, totalhårdhet, alkalinitet, ammonium, antal mikroorganismer vid 22°C, E. Coli, koliforma bakterier och mikrosvamp. Man tar vattenprover på råvatten, dricksvatten och vid tre steg under reningsprocessen enligt dricksvattenföreskrifterna framtagna av livsmedelsverket. Under 2010 startade man även ett utökat provtagningsprogram på råvattnet för att utöka datatillgängligheten för utförandet av riskanalyser. Man övervakar driften med on-line instrument där larm ger indikation på avvikelser.

Inom den rutinmässiga provtagningen tas prover på *E.coli* (dock ej på *E.coli O157*), koloforma bakterier, 3-dygns mikroorganismer och *Clostridium perfringens*. Inom det utökade provtagningsprogrammet har 20 prover tagits på sex olika patogener från och med april till och med december 2010. Dessa inkluderar *E.coli O157*, *Salmonella*, *Campylobacter*, *Clostridium Perfringens*, *Cryptosporidium* och *Giardia* (Tabell 2).

Tabell 2. Provtagningsfrekvens för analys av mikroorganismer i råvattnet vid Görvålverket.

Provtagningsfrekvens	2ggr/vecka	1ggr/månad	1ggn/år	Utökat provtagningsprogram (2010)
3-dygns mikroorganismer	X			
Koliforma bakterier	X			
<i>E. coli</i>	X			
<i>Clostridium perfringens</i>		X		X
<i>Campylobacter</i>				X
<i>Salmonella</i>			X	X
<i>E. coli O157</i>			X	X
<i>Adenovirus</i>				
<i>Rotavirus</i>				
<i>Norovirus</i>			X	X
<i>Cryptosporidium</i>			X	X
<i>Giardia</i>			X	X

### 5.2 ODP vid Görvålverket

#### Steg 1.

Råvattnet vid Görvålverket analyserades med hjälp av data från 2008-2010 (Tabell 3). *E-coli* och *Clostridium perfringens* har återfunnits i antal större än 10 respektive 3 organismer vid ett eller flera av provtagningstillfällena under de tre åren. I över en sjättedel (16,7%) av proverna på *E-coli* har man hittat mellan 1-10 org/100 ml prov, men andelen prover som innehöll  $\geq 10$  org/100 ml prov var endast 10 procent. Eftersom man inte kontinuerligt analyserat prover med avseende på *Cryptosporidium* och *Giardia* under åren 2008-2010 fanns inte data för detta tillgängligt. Dock visade de prover man har analyserat inom det utökade provtagningsprogrammet under 2010 (20st från april

till och med december) på lägre nivåer än 0,01org/100 ml. Enligt Figur A1, (Appendix 1) hamnar råvattnet följaktligen i kvalitetsnivån "Cc".

Tabell 3. Koncentration av *E.coli* och *Clostridium Perfringens* vid provtagningar på råvattnet under 2008-2010.

	org/100ml	2008	2009	2010	Tot.	Andel (%)
<b>Antal prover</b>		50	50	25	125	
<b>E. coli</b>	3-10	14	9	14	49	39
	1-3	12	18	11	57	46
	3-5	9	5	5	28	22
	6-7	4	1	4	11	9
	8-10	1	3	4	9	7
	≥10	5	1	6	12	10
<b>CP</b>	1-3	4	2	5	16	13
	≥ 3	1	0	0	1	1

En råvattenkvalitetsnivå Cc kräver enligt Tabell A1, Appendix 1, att ett vattenverk som Görvålverket med fler än 10 000 anslutna konsumenter har en barriärhöjd definierad som 5,5b + 5,5v + 4,0p vilket betyder att bakterier i processen ska reduceras med 5,5 log<sub>10</sub>enheter, virus med 5,5 log<sub>10</sub>enheter och parasiter med 4,0 log<sub>10</sub>enheter.

## Steg 2.

- A. Vattentäkten Östra Mälaren ingår i ett stort sjösystem och avrinningsområdet är utbrett med flera olika kommuner involverade vilket gör det svårt att vidta åtgärder som att förbjuda motorfordon och betesdjur i avrinningsområdet eller att rena allt vatten som når täkten via vattendrag vilka är några av de föreslagna åtgärderna som skulle ge "log-kredit" (Tabell A3, Appendix 1). Log-kredit skulle kunna ges för att intagsdjupet varierar beroende på den rådande vattenkvaliteten vid olika djup i vattentäkten, dock är denna åtgärd redan inkluderad vid definitionen av vattenkvaliteten i täkten i steg 1. För att bedömningen inte skulle underskatta riskerna gavs därför ingen log-kredit här.
- B. Här gavs log-kredit för att man utför utökade mikrobiella analyser av råvattnet. Log-kredit erhöles även för on-line mätning av turbiditet och färgtal i råvattnet. Den totalt log-krediten som erhöles i detta steg blev följaktligen 0,75b + 0,75v + 0,75p, (Tabell A4, Appendix 1).
- C. Görvålverket är ett vattenverk med konventionell rening i form av koagulering, sedimentering och filtrering. Turbiditeten i producerat vatten har understigit 0,1 NTU minst 90 procent av tiden och färgreduceringen, vilken är ett mått på humusavlägsningen, har varit större än 70 procent minst 90 procent av tiden. Detta resulterade i en log-kredit på 3,0b + 3,0v + 2,5p, (Tabell A5, Appendix 1).
- D. Görvålverket är utrustat med on-line-övervakning av turbiditet vid flera steg i processen. Larm indikerar om en maxgräns överskrids och driftingenjören kan då



manuellt gå in och korrigera processen. Görvälverket är även försett med ett automatiskt nödströmsaggregat. Den totala log-krediten översteg den som maximalt får ges i detta steg vilken gav den maximala log-krediten av  $1,0b + 1,0v + 0,75p$ , (Tabell A6, Appendix 1).

### Steg 3.

Barriärhöjden som definierades i steg 1 subtraherades med de log-krediter som förvärvats i steg 2 för att ge den slutliga inaktiveringsgraden som krävs av desinficeringen vid Görvälverket.

<b>Nödvändig barriärhöjd</b>		<b><math>5,5b + 5,5v + 4,0p</math></b>	
<b>Log-kredit</b>	{	Övervakning av råvattenkvalitet	– $(0,75b + 0,75v + 0,5p)$
		Övriga reningssteg	– $(3,0b + 3,0v + 2,50p)$
		Övervakning av drift i vattenverket	– $(1,0b + 1,0v + 0,75p)$
<b>Log-reduktion som krävs vid desinficering</b>		<b><math>= \frac{0,75b + 0,75v + 0,25p}{}</math></b>	

Desinficeringen skall alltså reducera bakterier och virus med  $0,75 \log_{10}$ enheter och parasiter med  $0,25 \log_{10}$ enheter.

### Steg 4.

#### UV-desinficering

Den maximala UV-doseringen för UV-reaktorerna vid Görvälverket är  $40 \text{ mJ/cm}^2$ . En effekt på  $40 \text{ mJ/cm}^2$  ger den maximala log-reduceringen på  $4b + 3,5v + 4p$  (Tabell A9, Appendix 1). Enligt (Tabell A10, Appendix 1), ges sedan avdrag beroende på vilka säkerhetsåtgärder som finns. I kategori A fick verket en reduktion på 10 procent och i kategori D en på 20 procent vilket gav en total log-reduktion vid steget på  $2,8b + 2,45v + 2,8p$ .

<b>Maximal log-reduktion</b>		<b><math>4,0b + 3,5v + 4,0p</math></b>
<b>Avdrag</b>	–	<b><math>0,1 \cdot (4,0b + 3,5v + 4,0p)</math></b>
	–	<b><math>0,2 \cdot (4,0b + 3,5v + 4,0p)</math></b>
<b>Total log-reduktion</b>	=	<b><math>\frac{2,8b + 2,45v + 2,8p}{}</math></b>

## Monokloramin

Vid Görvålverket varierar kloramindosen mellan 0,2 och 0,35 beroende på vattenkvalitet vilken är starkt förknippad med väderförhållanden under året. Detta gör att man får olika Ct värden på sommaren och på vintern. Dock är dosen monokloramin som tillsätts så pass liten att desinfektionseffekten blir minimal och skillnaderna därför försumbara. Av denna anledning är endast vinterscenariot beskrivet här.

Beräkning av  $\log_{10}$ reduktion (enligt kap 2.1.3 och kap. 3.1)

$$\begin{aligned}C_{dos} &= 0,2 \\t &= 60 \text{ min} \\TOC &= 3 \\k_{auto} &= 3,3 \cdot 10^{-5} \\k_{kval} &= 3,3 \cdot 10^{-5} \cdot (1 + TOC) \\C_{t \leq 5h} &= 0,2 - [1,32 \cdot 10^{-4} \cdot 60] = 0,19 \\C_{t > 5h} &= 0,2 - [k_{kval} \cdot 300] - [3,3 \cdot 10^{-5} \cdot (60 - 300)] = 0,17 \\Ct_{1 \leq 5h} &= [(0,2 + 0,19)/2] \cdot 6 = [\frac{1}{2} (2 \cdot 0,2 - 60 \cdot 1,32 \cdot 10^{-4})] \cdot 60 = 11,7 \\Ct_{2 > 5h} &= [(0,2 + 0,17)/2] \cdot 300 + [\frac{1}{2} (0,17 + 0,17) \cdot (60 - 300)] = 18,9\end{aligned}$$

Genom användning av ekv. 4 (kap. 3.1) och Tabell A7 och Tabell A8, Appendix 1, beräknades reduktionen vid monokloramindesinficeringen. Då tiden till första konsument antas vara 1h beräknas  $\log_{10}$ reduktionen för  $t < 5h$ .

<b>Maximal log-reduktion (t&lt;5h)</b>		<b>0,36b + 0,024v + 0,014p</b>
<b>Avdrag</b>	–	<b>0,1 · (0,36b + 0,024v + 0,014p)</b>
<b>Total log-reduktion</b>	=	<b>0,324b + 0,216v + 0,013p</b>

Den totala log-reduktionen vid Görvålverkets kloramin-barriär är följaktligen  $0,32b + 0,22v + 0,01p$  vilket som förväntat är väldigt låga värden.

### Steg 5.

Den befintliga inaktiveringsgraden av desinficeringen vid Görvålverket ges av följande,

<b>Nödvändig inaktiveringsgrad vid desinficering</b>		<b>0,75b + 0,75v + 0,25p</b>
<b>Log-reduktion UV</b>	–	<b>2,8b + 2,45v + 2,8p</b>
<b>Log-reduktion Monokloramin</b>	–	<b>0,32b + 0,22v + 0,01p</b>
<b>Mikrobiologisk barriär utöver den nödvändiga</b>	=	<b>2,37b + 1,92v + 2,56p</b>

### 5.3 MRA Del 1. Simuleringar vid olika driftbetingelser

Simuleringar utfördes med de åtta olika patogenerna som fanns inlagda i MRA-modellen. Dessa inkluderade; Bakterier: *Campylobacter*, *Salmonella* och *E.coli O15*, Virus: *Adenovirus*, *Rotavirus* och *Norovirus*, Parasiter: *Cryptosporidium* och *Giardia*. Konsumtionen av dricksvatten antogs vara densamma som i resten av Sverige, dvs. 180 liter per person och dag (Lundberg Abrahamsson, m.fl., 2009).

#### 5.3.1 Råvattenkvalitet

Få provtagningar och analyser har utförts på råvattnet i Sverige med avseende på de åtta patogenerna då dessa inte ingår i den rutinmässiga provtagningen vid svenska vattenverk. I manualen till MRA-modellen (Lundberg Abrahamsson, m.fl., 2009), har man därför förslag på patogenkoncentrationer i svenska vattendrag som är baserade på studier i Sverige och övriga världen och sammanställda av Therese Westrell (Westrell, 2004). Dessa är rekommenderade att användas då data från den egna vattentäkten är bristfällig.

Det utökande provtagningsprogrammet infördes vid Görvålverket för att underlätta utförandet av riskanalyser såsom denna. Dock är många av värdena från denna provtagning ofullständiga då man inte vet var på spannet mellan noll och detektionsgränsen de ligger. För att inte överskatta kvaliteten på råvattnet användes i dessa fall en substitutionsmetod vilket innebar att dessa värden sattes till detektionsgränsen, (Tabell A2, Appendix 1). Trots denna substitution var det endast ett fåtal värden som skiljde sig från noll och patogenkoncentrationerna understeg de föreslagna värdena i MRA-manualen för majoriteten av patogenerna med undantag för *Campylobacter* och *E.coli O157*, (Tabell 4). Med detta tunna underlag var det svårt att göra en tillfredställande uppskattning av riskerna med dricksvattenproduktionen och därför användes patogenkoncentrationerna som föreslagits i MRA-manualen vid simuleringarna i MRA-modellen.

För att undvika en underskattning av råvattenkvaliteten och de mikrobiella riskerna jämfördes de uppmätta koncentrationerna för *Campylobacter* och *E.coli O157* med de beräknade maximala koncentrationerna vilka Görvålverket klarar av vid normaldrift. Detta redovisas i resultat- och diskussionskapitlet (Kapitel 6 och 7).

Tabell 4. De föreslagna koncentrationerna på patogenkoncentrationer i svenska vatten i jämförelse med koncentrationerna från den utökade provtagningen vid Görvålverket.

Patogen	Föreslagen koncentration i manualen (org/l)	Koncentration vid provtagning (org/l)
Campylobacter	1	Medel; 7,5 ±1,4
Salmonella	1	Ej påvisad (detectionsgräns 3)
E. coli O157	0,1	Medel: 1,5 ±0,7
Adenovirus	1	-
Rotavirus	Lognormal mean=1, stdev=3	-
Norovirus	1	Har påvisats
Cryptosporidium	Lognormal mean=0,4, stdev=2,1	Medel: 0,0005 ±0,0002
Giardia	0,5	Ej påvisad (detectionsgräns 1-2)

## 5.3.2 Störningar i reningsprocessen

### **Konventionell rening**

I den konventionella reningen mäts processtörningar i form av förhöjd turbiditet, Tabell 5. Enligt Norrvattens HACCP anses en turbiditet över 0,15 FNU från snabbfiltratet som suboptimal drift. Höga värden på turbiditeten kan ofta bero på felmätningar på grund av igensättning av mätare eller rengöring av flocknings- och sedimenteringsbassänger.

På Görvälnverket är driften relativt stabil. Man har en första larmgräns för turbiditeten på utgående vatten från sedimenteringsbassänger på 1,5 FNU och på snabbfiltratet på 0,15 FNU. Om snabbfiltratet överstiger 0,2 FNU stängs filtret av.

Turbiditetsprover tas dagligen och utifrån dessa samt muntlig kommunikation med driftingenjörer vid verket uppskattades den konventionella reningen vara under subnormal drift under cirka 0,1 procent av tiden (pers. kom Per Ericsson).

Tabell 5. Turbiditetsgränser vid reningsstegen på Görvälnverket.

Turbiditet i reningssteg	Första larmgräns	Andra larmgräns	Kommentar
Råvatten	7,0	8,0	
Flockat vatten	Saknas	Saknas	Doseringskontroll genom pH-larm
Utgående sedimenteringsbassänger	1,5	2,0	
Utgående pulsator	2,0	2,5	Dosering genom pH-larm
Snabbfiltrat	0,15	saknas	
Kolfiltrat	Saknas	saknas	
Utgående dricksvatten	0,15	0,2	

### **UV**

UV-störningar som kan inträffa vid UV-desinficeringen är att UV-lampor går sönder eller blir gamla så att de inte längre håller den effekt de är avsedda för. Om det blir strömavbrott stängs aggregaten av. Då lampor går sönder kompenserar aggregatet med att höja intensiteten på övriga lampor vilket ger densamma eller en högre UV-dos än vid normaldrift. Om dosen sjunker under en angiven larmgräns ( $21 \text{ mJ/cm}^3$ ) meddelas operatörerna och lamporna måste bytas manuellt.

Vid strömavbrott stannar även råvattenpumpen, dock kommer det vatten som uppehåller sig i kolfiltren att gå genom UV-aggregaten obehandlat till dess att utloppsventilerna till filtren är stängda (efter 48 s). Detta gör att cirka  $33 \text{ m}^3$  vatten skulle gå igenom aggregaten obehandlat och i detta fall skulle detta vatten kunna ledas till bräddning. Aggregat har periodvis, approximativt 1-2 procent av tiden, doserat  $19\text{-}20 \text{ mJ/cm}^3$  (Pers. kom. David Heldt).

MRA-modellen tar inte hänsyn till hur störningar i ett reningssteg kan komma att påverka efterföljande reningssteg vilket användaren av modellen måste ha i åtanke. Vid Görvälnverket uppskattar man dock endast att ett filtergenombrott sker åt gången och eftersom filtret tas ur drift då turbiditeten överskrider 0,2 FNU påverkar inte störningar i den konventionella reningen, turbiditeten i inkommande vatten till UV-deinficeringen nämnvärt. Vidare utgör kolfiltren, som är placerade före UV-aggregaten, en buffert mot en förhöjd tubiditet och dessutom anpassas UV-dosen

automatiskt då turbiditeten ökar. Detta innebar att UV-desinficeringens påverkan vid störningar i den konventionella reningen kunde försummas i den här studien (pers. kom. David Heldt).

### ***Monokloramin***

Då monokloramin endast tillsätts i en låg dos för att förhindra tillväxt på ledningsnätet och inte har någon egentlig påverkan på desinficeringen i verket har störningar i detta steg inte inkluderats i denna studie.

### **5.3.3 MRA-simuleringar**

Åtta scenarier simulerades vid både sommar- och vinterförhållanden med de enligt (Lundberg Abrahamsson, m.fl., 2009) föreslagna patogenkoncentrationerna på de åtta olika patogenerna. Inparametrar vid de olika scenarierna är beskrivna i Tabell 6.

#### **Scenario 1-2. Normaldrift utan störningar.**

I scenario 1 och 2 antogs reningsprocesserna fungera optimalt. Simuleringarna utfördes med inställningar för både sommar- och vinterförhållanden.

#### **Scenario 3-4. Normaldrift med störningar i konventionell rening 0.1% av tiden.**

De störningar som sker inom den konventionella reningen på Görvälnverket antogs ske under 0,1 procent av tiden. I scenario 3-4 inkluderades denna störning. Simuleringarna utfördes med inställningar för både sommar- och vinterförhållanden.

#### **Scenario 5-6. Störning i konventionell rening där ett filter är ur funktion.**

I scenario 5-6 antogs störningar inom den konventionella reningen ske under 0,1 procent av tiden i kombination med ett av snabbfiltrena ur funktion. Simuleringarna utfördes med inställningar för både sommar- och vinterförhållanden.

#### **Scenario 7-8. Störning i konventionell rening där fällningen är bristfällig.**

I scenario 7-8 antogs störningar inom den konventionella reningen ske under 0,1 procent av tiden i kombination med att den kemiska fällningen är under subnormal drift. Simuleringarna utfördes med inställningar för både sommar- och vinterförhållanden.

#### **Scenario 9-10. Störning i UV-desinficeringen.**

I scenario 9-10 antogs störningar inom den konventionella reningen ske under 0,1 procent av tiden i kombination med en störning i UV-anläggningen. Dosen antogs då gå ner från 25 mJ/cm<sup>2</sup> till 18 mJ/cm<sup>2</sup>. Simuleringarna utfördes med inställningar för både sommar- och vinterförhållanden.

#### **Scenario 11-12. Optimal UV-dos på 40 mJ/cm<sup>3</sup>**

I scenario 11-12 antogs störningar inom den konventionella reningen ske under 0,1 procent av tiden med en förhöjd UV-dos, från 25 mJ/cm<sup>3</sup> till 40 mJ/cm<sup>3</sup>. Simuleringarna utfördes med inställningar för både sommar- och vinterförhållanden.

**Scenario 13-14.** Optimal UV-dos på 40mJ/cm<sup>3</sup> med tillsats av fritt klor, pH 8,5

I scenario 13-14 antogs störningar inom den konventionella reningen ske under 0,1 procent av tiden. UV-dosen höjdes från 25 mJ/cm<sup>3</sup> till 40 mJ/cm<sup>3</sup> och fritt klor tillsattes med en dos på 0,4 g/m<sup>3</sup> vid pH-värde 8,5.

**Scenario 15-16.** Optimal UV-dos på 40mJ/cm<sup>3</sup> med tillsats av fritt klor, pH 7

Här antas störningar inom den konventionella reningen ske under 0,1 procent av tiden. UV-dosen höjdes från 25 mJ/cm<sup>3</sup> till 40 mJ/cm<sup>3</sup> och fritt klor tillsätts med en dos på 0,4 g/m<sup>3</sup> vid pH-värde 7.

Tabell 6. Indata till MRA-modellen vid de åtta olika scenarierna, vilka simulerades under både sommar- och vinterförhållanden. Tomma celler indikerar att behandlingen inte inkluderades i dessa scenarier.

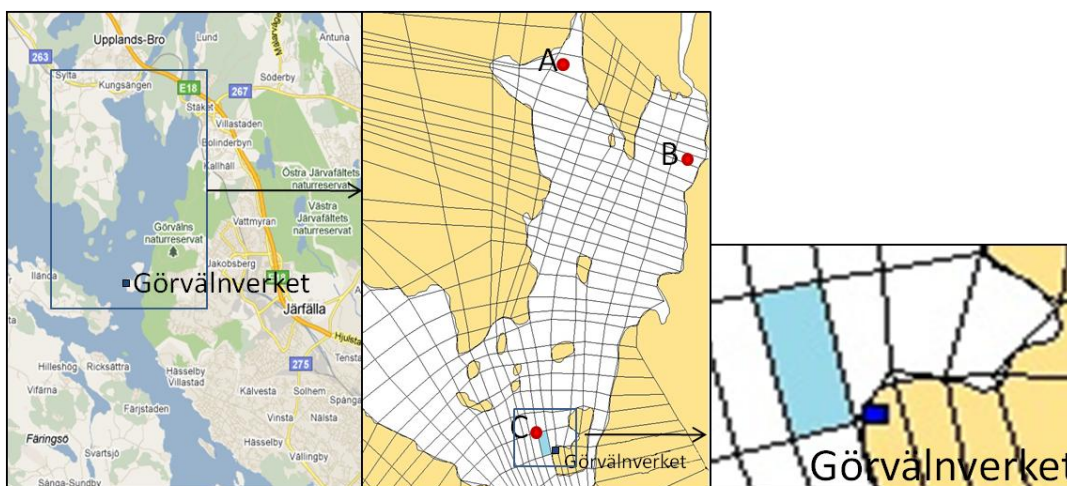
Reningssteg		Scenarier							
		1-2. Normal (utan störningar)	3-4. Normal (Störningar konventionell rening 0,1 % av tiden)	5-6. 1 filter ur funktion	7-8. Störning i fällningen	9-10. UV-störning (18mJ/cm <sup>2</sup> )	11-12. Optimal UV (40mJ/cm <sup>2</sup> )	13-14. Optimal UV + fritt klor pH 8,5	15-16. Optimal UV + fritt klor pH 7
Konventionell rening	Antal parallella linjer	18	18	18	18	18	18	18	18
	Fällning	Nominal	Random p=0.001	Random p=0.001	Sub-optimal	Random p=0.001	Random p=0.001	Random p=0.001	Random p=0.001
	Antal filter ur funktion	0	Random p=0.001	1	Random p=0.001	Random p=0.001	Random p=0.001	Random p=0.001	Random p=0.001
UV	Antal reaktorer	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0
	Dos (mJ/cm <sup>2</sup> )	25	25	25	25	18	40	40	40
Klor (Monokloramin/ fritt klor)	Tid till första konsument(min)	60	60	60	60	60	60		
	Temp:								
	Vinter	< 5C	< 5C	< 5C	< 5C	< 5C	< 5C	< 5C	< 5C
Sommar	10-15C	10-15C	10-15C	10-15C	10-15C	10-15C	10-15C	10-15C	
	pH:								
		8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	7,0
Klor - Monokloramin	Initial dos								
	Vinter	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20		
	Sommar	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35		
	Slutlig konc.								
Vinter	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10			
Sommar	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15			
Klor - Fritt klor	Initial konc.							0,40	0,40
	Slutlig konc.							0,35	0,35

## 5.4 MRA Del 2. Simuleringar vid försämrad råvattenkvalitet

### 5.4.1 Scenarier

Med anledning av den här studiens tidsbegränsning togs beslutet att endast simulera tre potentiella utsläppsscenarier. Dessa inkluderade A) Läckage från en sjöförlagd spillvattenledning vid Upplands Bro B) Bräddning av två pumpstationer uppströms i Järfälla kommun, C) Ett utsläpp från en fritidsbåt som tömmer sin septiktank nära Görvålverket råvattenintag.

- A. En läcka från den sjöförlagda spillvattenledningen som leder allt spillvatten från Bro och Kungsängen under Stäketsundet norr om Görvålverket ansågs kunna illustrera ett "worst-case" scenario. Om läckaget sker under vintermånaderna då Mälaren är isbelagd skulle det potentiellt kunna ta längst tid innan läckan upptäcks. Salthaltsskiktningen som uppstår under istäcket medför att en yttlig nordlig ström av vatten med lägre salthalt bildas. Vid Stäketsundet skapas då ett baksug som medför bildandet av en sydlig ström av saltare vatten på djupet. Ett läckage av spillvatten skulle därmed blandas in i denna ström och transporteras söderut, ned till Görvålnfjärdens bottenvatten (Pers. kom Per Ericsson). Vid en stilla vår med lite omblandning finns möjligheten att föroreningarna dröjer kvar i bottenvattnet och skulle potentiellt kunna leda till intag av föroreningar vid sänkning av råvattenintaget under våren. Beroende av patogenkoncentrationer, uppehållstid i vattnet och utspädningsfaktor skulle detta kunna innebära en förhöjd mikrobiologisk risk och åtgärder skulle behöva vidtas.
- B. Ett kraftigt regn i samband med ett driftstop eller elavbrott vid pumpstationerna i Järfälla kommun skulle kunna ha som följd att en stor mängd avloppsvatten nödbräddar ut i dagvattenledningarna och vidare ut i Mälaren. Då modellen Sea Track Östra Mälaren är begränsad till att simulera ett utsläpp åt gången valdes att addera potentiella utsläpp från de två pumpstationerna "Södra udden" och "Kallhäll nedre" vid simuleringen då de ligger relativt nära varandra.
- C. Då många fritidsbåtar passerar utanför Görvålverket är det av intresse att studera hur ett eventuellt utsläpp från en fritidsbåts septiktank skulle kunna påverka det slutliga dricksvattnet. Vid simuleringarna antogs två personer på båten vara infekterade och patogenkoncentrationerna i båtens septiktank förhöjda till följd av det. Utsläppet antogs ske under våren alternativt hösten innan sommarskiktning alternativt salthaltsskiktning har ställt in sig, vilket skulle kunna ha som följd att innehållet sjunker och då potentiellt når intaget vid ogynnsamma förhållanden. Då det är svårt att fastställa till vilken grad partiklarna är lösta i vattnet simulerades två olika scenarier, ett med sjunkande partiklar och ett med lösta partiklar.



Figur 8. Placering av utsläppspunkter för scenario A-C samt illustration över volymboxen utanför Görvålverket.

## 5.4.2 Spridningssimuleringar i Sea Track

Simuleringarna för de tre scenarierna utfördes enligt följande steg:

1. Den vindriktning som var mest kritisk för spridningen av partiklar till volymboxen utanför Görvålverket bestämdes.
2. Den vindstyrka som var mest kritisk för spridningen av partiklar bestämdes.
3. Utsläppet simulerades med och utan skiktning i de fall där det var aktuellt och som flytande och sjunkande partiklar där detta inverkar på spridningen.
4. Då värsta tänkbara scenario hade bestämts, fastställdes transporttiden från utsläppskällan till intaget samt antalet partiklar i volymboxen där Görvålverket har sitt råvattenintag. Utspädningsfaktorn beräknades sedan genom ekv.5, Kapitel 3.3.

Volymboxen vid Görvålverkets råvattenintag har en area på 61740m<sup>2</sup> och ett medeldjup på 24m (Rimne, 2007). Volymboxens vattenvolym beräknades till 370440m<sup>3</sup> på ett djup större än 18 m.

Tabell 7. Indata till Sea Track-modellen vid de tre scenarierna.

Scenario	A: Läcka spillvattenledning	B: Bräddning pumpstationer	C: Tömning av septiktank
Simuleringsperiod	13 dygn	13 dygn	6 dygn
Beräkningstyp	Lösta ämnen	Lösta ämnen	Lösta och sjunkande ämnen
Startposition	N: 6596377 Ö:1610623	N:6594884 Ö:1612782	N:6590369, Ö: 1610162
Utsläppsdjup (m)	15	1	0
Mängd (m <sup>3</sup> )	10000*	225	0.005
Antal utsläppta partiklar	300	300	300
Typ av utsläpp	Momentant**	Momentant**	Momentant**
Densitet	1100	1100	1100
Vattentemperatur (C°)	2	2	2
Vindriktning	Samtliga	Samtliga	Samtliga
Vindstyrka (m/s)	5 och 7	5 och 7	1 och 5
Skiktning	Ingen samt sommarskiktning	Ingen samt sommarskiktning	Ingen

\*Maximal utsläppsmängd i Sea Track, \*\* Enligt tidigare studier är det inga väsentliga skillnader mellan momentana och kontinuerliga utsläpp i modellen och därför har alla utsläpp antagits vara momentana (Rimne, 2007).



### 5.4.3 MRA-simuleringar

Simuleringarna i MRA-modellen bestod av tre normaldriftscenarion. Tre utsläppsscenarion simulerades med transporttiden och utspädningsfaktorn definierade enligt resultatet från simuleringarna i Sea Track. Koncentrationerna vid råvattenintaget bestämdes och sedan kunde de mikrobiologiska riskerna kopplade till dricksvattnet vid de olika scenarierna uppskattas i modellen.

Tabell 8. Indata till MRA-modellen.

Scenario	1	2	3
<b>Antal personer anslutna till avlopp:</b>	23200	Södra udden: 173 Kallhäll nedre: 1076	2
<b>Flöde i ledning (l/dygn):</b>	10958000	225 000	50
<b>Varaktighet (dygn)</b>	2	1	1
<b>Infektioner/person och år</b>	Svenskt snitt***	Svenskt snitt***	365
<b>Inaktiveringstider för organismer, T90</b>	Defaultvärde x 2**	Defaultvärde x 2**	Defaultvärde x 2**
<b>Utspädningsfaktor:</b>	1:6174000	1:11113200	1:780880 och 1:3087000
<b>Transporttid:</b>	48h	24h	0.04h
<b>Avstånd till råvattenintag</b>	~6,3km	~5km	0

\*För att simulera att de anslutna personerna är sjuka vid tidpunkten av utsläppet antogs att de har 365 infektioner per år för att ge ett medelvärde på 1 infektion per dag. \*\*Överlevnaden för patogener antas vara högre i kallt vatten (Lundberg Abrahamsson, m.fl., 2009)

\*\*\*Svenskt snitt angivet i (Lundberg Abrahamsson, m.fl., 2009).

## 6 RESULTAT

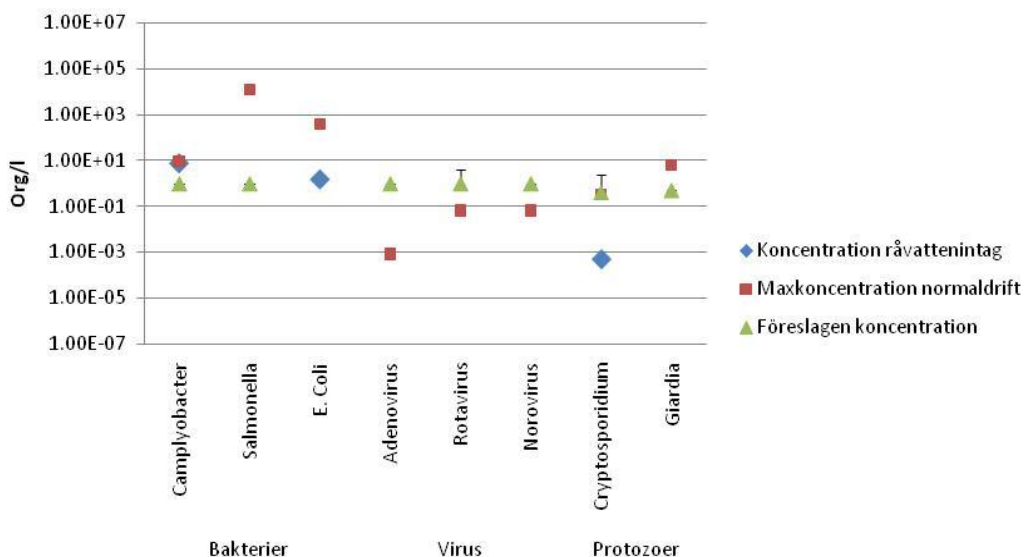
### 6.1 ODP

Den nödvändiga barriärhöjd som enligt modellen krävdes för att uppnå en god vattenkvalitet bestämdes till en logreduktion av bakterier på 5,5 log<sub>10</sub>enheter, av virus på 5,5 log<sub>10</sub>enheter och av parasiter på 4 log<sub>10</sub>enheter. Den logreduktion som erhålls i fällningsprocessen vid Görvälnverket är 4,75b + 4,75v + 3,75p vilket gör att endast 0,75b + 0,75v + 0,25p behöver reduceras vid efterföljande desinficering. Vid desinficeringen har Görvälnverket en barriär som ligger 2,4b + 1,9v + 2,5p högre än den nödvändiga vilket gör att den totala mikrobiella barriärhöjden vid Görvälnverket är 7,9b + 7,4v + 6,5p enligt ODP-modellen.

### 6.2 MRA Del 1. Simuleringar vid olika driftbetingelser

Simuleringarna som utfördes i MRA-modellen visade att Görvälnverket har två mikrobiologiska barriärer, den konventionella reningen samt UV-desinfektionen. De visade även att desinfektionen med monokloramin, med den nuvarande dosen, har en försumbar effekt på reduktionen av patogener, däremot är dess verkan på tillväxten på ledningsnätet utanför den här studiens ramar och därmed inte analyserad. Temperaturskillnader på vattnet påverkar endast kloreringssteget och eftersom desinfektionen av monokloramin kan försummas, var det endast då fritt klor tillsattes som temperaturskillnaderna mellan sommar- och vinterförhållanden hade betydelse för reduktionen av patogener. För scenarierna 1-12 redovisas av den anledningen endast ett diagram per scenario. För scenario 13-16 kommer däremot diagram redovisas både för sommar- och vinterförhållanden, (Figur 12 - Figur 30).

Jämförelsen mellan patogenkoncentrationerna från den utökande provtagningen under 2010 och de maximala patogenkoncentrationerna Görvälnverket klarar av, (för att vid normaldrift hålla sig under det uppsatta gränsvärdet på den årliga risken), visade att samtliga studerade patogener förekommer i lägre koncentrationer i Östra Mälaren än de som Görvälnverket maximalt klarar av, (Figur 9).



Figur 9. Jämförelse av de föreslagna koncentrationerna enligt (Lundberg Abrahamsson, m.fl., 2009), koncentrationer från den utökade provtagningen vid Görvälnverket och de maximala patogenkoncentrationer Görvälnverket klarar av för att hålla sig under gränsvärdet för den årliga risken (enligt MRA-modellen).

Jämförelsen mellan de mikrobiologiska riskerna vid de 16 simulerade scenarierna (med en råvattenkvalitet definierad enligt Lundberg Abrahamsson, m.fl.,(2009)), (Figur 8 - Figur 27), visar att det krävs en cirka 4-6 log<sub>10</sub>enheter reduktion av bakterier, cirka 7 log<sub>10</sub>enheters reduktion av virus och cirka 4,5 – 6 log<sub>10</sub>enheters reduktion av parasiter för att hålla en dricksvattenkvalitet i enlighet med gränsvärdet för den årliga risken för infektion på 1/10 000, (Figur 10).

#### **Scenario 1-2. Normaldrift utan störningar, (Figur 11 - Figur 12)**

Enligt MRA-modellen reduceras antalet patogener med 7-8 log<sub>10</sub>enheter för bakterier, 4-6 log<sub>10</sub>enheter för virus och cirka 6 log<sub>10</sub>enheter för parasiter vid normala betingelser. Den konventionella reningen ger en reduktion på runt 2-3 log<sub>10</sub>enheter och är ca. 1 log effektivare på parasiter och virus än på bakterier. Skillnaden inom de tre grupperna av patogener är försumbar.

UV-bestrålningen ger en reduktion på mellan 0,5 och 5 log<sub>10</sub>enheter. Bakterier reduceras med mellan 4 och 5 log<sub>10</sub>enheter, virus med mellan 0,5 och 2,5 log<sub>10</sub>enheter och parasiter med cirka 3 log<sub>10</sub>enheter. Inom bakteriegruppen är *Salmonella* något mindre känslig för UV-ljuset och reduceras i mindre grad än de två övriga bakterierna. Inom virusgruppen är *Adenovirus* mest motståndskraftig och reduceras endast med ca 0,5 log<sub>10</sub>enheter i jämförelse med cirka 2,5 log<sub>10</sub>enheter reduktion av *Norovirus* och *Rotavirus*. Mellan de två studerade parasiterna finns inga skillnader i reduktionen.

Den årliga risken för infektion, P(Infektion) ligger för bakterierna väl under gränsvärdet på 1/10 000, medan den för alla virus överstiger värdet med mellan 1-3 log<sub>10</sub>enheter. För *Adenovirus* överstigs gränsvärdet med en faktor 1000 . För resterande virus ligger värdet cirka 10 gånger för högt. Inom gruppen parasiter ligger *Cryptosporidium* på gränsen och *Giardia* ligger under gränsvärdet. Då man istället jämför med gränsvärdet för DALY<sup>1</sup> på 1·10<sup>-6</sup> ligger *Campylobacter* och *Cryptosporidium* väl under gränsvärdet medan *Rotavirus* ligger på gränsen.

#### **Scenario 3-4. Normaldrift med störningar i konventionell rening 0.1% av tiden, (Figur 13 - Figur 14)**

Störningarna som sker inom den konventionella reningen på Görvålverket (under 0,1% av tiden) hade försumbara effekter på reduktionen av och riskerna med de olika patogenerna. För reduktion och riskanalys se scenario 1-2.

#### **Scenario 5-6. Störning i konventionell rening där ett filter är ur funktion, (Figur 15 - Figur 16)**

Då ett av de arton filtrena är ur funktion i den konventionella reningen är det mest märkbart på reduktionen av virus och parasiter som då sänks med cirka 1 log<sub>10</sub>enhet, medan reduktionen av bakterier endast påverkas marginellt. Riskerna för virus och parasiter är således förhöjda, där alla virus samt *Cryptosporidium* hamnar över gränsvärde på den årliga risken och WHO:s DALY- värde för både *Rotavirus* och *Cryptosporidium* hamnar på gränsvärdet 10<sup>-6</sup>.

#### **Scenario 7-8. Störning i konventionell rening där fällningen är bristfällig, (Figur 17 – Figur 18)**

Då fällningen inte fungerar som den ska kan detta ses som att man förlorar en mikrobiologisk barriär och därmed blir desinficeringen helt beroende av UV-ljuset. En sådan störning ger således störst effekt på reduktionen av de patogener som är minst känsliga mot UV-ljus. Detta är virus och i

---

<sup>1</sup> DALY-värden fanns endast tillgängligt för *Campylobacter*, *Rotavirus* och *Cryptosporidium* i resultatet från MRA modellen.

synnerhet *Adenovirus* som endast kommer att reduceras med cirka 0,5 log<sub>10</sub>enheter vid ett sådant scenario. För resterande virus samt parasiter minskar reduktionen med cirka 3 log<sub>10</sub>enheter och för bakterier med cirka 2 log<sub>10</sub>enheter. Riskerna för virus och parasiter är förhöjda och alla överstiger gränsvärdet på den årliga risken. Virus med cirka 3 log<sub>10</sub>enheter och parasiter med cirka 2 log<sub>10</sub>enheter. DALY-värdet för både *Rotavirus* och *Cryptosporidium* ligger cirka 2 log<sub>10</sub>enheter över gränsvärdet medan det för *Campylobacter* hamnar precis på gränsvärdet.

#### **Scenario 9-10. Störning i UV-desinficeringen, (Figur 19- Figur 20)**

Vid en UV-störning då dosen går ner till 18mJ/cm<sup>2</sup> sjunker reduktionen av *Salmonella* och *E.Coli O157* med cirka 1 log<sub>10</sub>enhet medan den för *Campylobacter* är oförändrad. För *Norovirus* och *Rotavirus* sjunker reduktionen med ca 0,5 log<sub>10</sub>enheter medan den för *Adenovirus* är oförändrad. För parasiterna sker ingen märkbar förändring i reduktionen. Gränsvärdet för den årliga risken underskrids för alla bakterier medan det precis som vid normaldrift överskrids för alla virus. För parasiterna är riskerna lika som vid normaldrift, där *Cryptosporidium* ligger på gränsvärdet och *Giardia* strax under. DALY-värdet för *Rotavirus* ligger på gränsvärdet medan *Campylobacter* och *Cryptosporidium* understiger gränsvärdet.

#### **Scenario 11-12. Optimal UV-dos på 40 mJ/cm<sup>3</sup>, (Figur 21- Figur 22)**

En ökning av UV-dosen från 25 mJ/cm<sup>3</sup> till 40 mJ/cm<sup>3</sup> har störst effekt på reduktionen av *Norovirus* och *Rotavirus* vilken ökar med cirka 1 log<sub>10</sub>enhet. I gruppen bakterier är det *Salmonella* som påverkas och reduktionen ökar med cirka 0,5 log<sub>10</sub>enheter. För övriga patogener är skillnaden försumbar. Den årliga risken för både *Norovirus* och *Rotavirus* minskar och hamnar under gränsvärdet medan risken för *Adenovirus* förblir ca 2 log<sub>10</sub>enheter över gränsvärdet. Risken för *Salmonella* sjunker något och alla bakterier understiger gränsvärdet med god marginal. För parasiterna är risken densamma som vid normaldrift. DALY-värdet understiger gränsvärdet för de tre patogenerna det finns tillgängligt för.

#### **Scenario 13-14. Optimal UV-dos på 40mJ/cm<sup>3</sup> med tillsats av fritt klor (dos: 0,4 g/m<sup>3</sup>, pH 8,5 vinter/sommar (Figur23 - Figur 26)**

Vid tillsats av fritt klor sker en fullständig reduktion av bakterier, reduktionen av alla typerna av virus ökar med 4 log<sub>10</sub>enheter under kalla förhållanden och med 6 log<sub>10</sub>enheter under varma förhållanden, dock har det ingen märkbar effekt på parasiterna. Riskerna att bli infekterad av dricksvattnet sjunker för både bakterier och virus. För bakterier blir risken obefintlig medan det för virus fortfarande finns en risk och *Adenovirus* överstiger fortfarande det årliga gränsvärdet för infektion på 1/10 000 per år. För parasiterna förblir de årliga riskerna densamma som vid normaldrift. DALY-värdet för *Campylobacter* ligger på noll, för *Rotavirus* ligger det väl under gränsvärdet och även *Cryptosporidium* understiger gränsvärdet, dock endast med cirka 1 log<sub>10</sub>enhet.

#### **Scenario 15-16. Optimal UV-dos på 40 mJ/cm<sup>3</sup> med tillsats av fritt klor (dos: 0,4 g/m<sup>3</sup> pH 7, vinter/sommar, (Figur 27- Figur 30))**

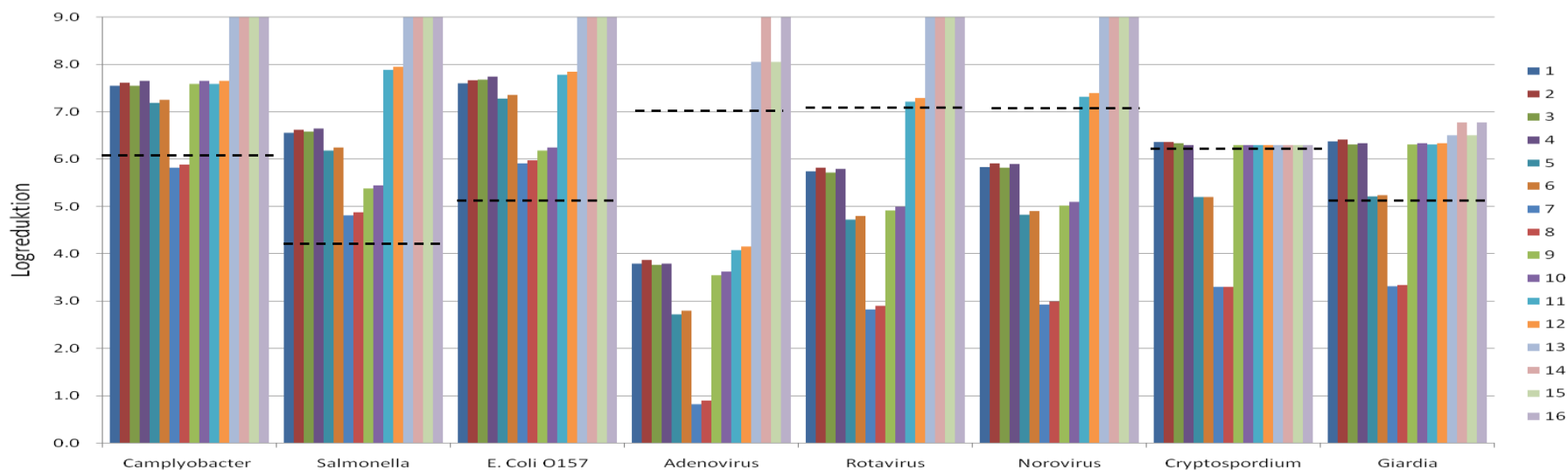
Då pH-värdet sänks påverkas endast reduktionen av bakterier vilken redan vid tillsats av fritt klor vid ett högre pH-värde var fullständig. I övrigt är logreduktionen densamma som i scenario 9 och 10, med samma skillnad mellan sommar- och vinterförhållanden.

Tabell 9. Sammanställning av resultaten från MRA-modellen vid de olika simulerade scenarierna.

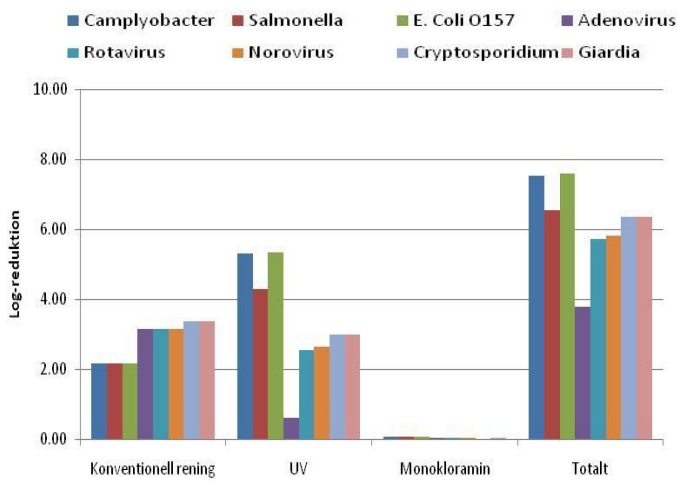
	<b>Reduktion</b>	<b>Kommentar</b>
<b><i>Campylobacter</i></b>	Generellt sett mycket god	Det enda scenariot då gränsvärdet (1/10 000-år) för den årliga risken överskreds var då fällningen inte fungerade.
<b><i>Salmonella</i></b>	Mycket god	Den årliga risken låg väl under gränsvärdet vid samtliga simulerade scenarier.
<b><i>E.Coli O157</i></b>	Mycket god	Den årliga risken låg väl under gränsvärdet vid samtliga simulerade scenarier.
<b><i>Adenovirus</i></b>	Generellt sett låg och lägre än reduktionen av övriga patogener vid samtliga scenarier	Gränsvärdet för den årliga risken överskreds vid majoriteten av scenarierna. Undantagen var scenario 13-16 där fritt klor tillsattes.
<b><i>Rotavirus</i></b>	Vid normaldrift något låg för att vara i linje med gränsvärdet	Vid normaldrift och störningar låg den årliga risken över gränsvärdet medan då UV-dosen ökades hamnade risken precis under gränsvärdet och då fritt klor tillsattes understegs det med god marginal.
<b><i>Norovirus</i></b>	Vid normaldrift något låg för att vara i linje med gränsvärdet	Vid normaldrift och störningar låg den årliga risken över gränsvärdet medan då UV-dosen ökades hamnade risken precis under gränsvärdet och då fritt klor tillsattes understegs det med god marginal.
<b><i>Cryptosporidium</i></b>	Generellt sett god	Reduktionen och den årliga risken ligger nära gränsvärdet vid de flesta scenarier. Vid stora störningar i den konventionella reningen ökade risken men annars var den opåverkad både vid förändrad UV-dos och vid tillsats av fritt klor.
<b><i>Giardia</i></b>	Generellt sett god	Reduktionen låg nära gränsvärdet vid de flesta scenarier. Vid störningar i fällningen ökade risken men annars var den opåverkad både vid förändrad UV-dos och vid tillsats av fritt klor.

Tabell 10. Total log-reduktion för de 8 olika mikroorganismerna vid de 8 olika driftscenarierna under vinter- och sommarförhållanden.

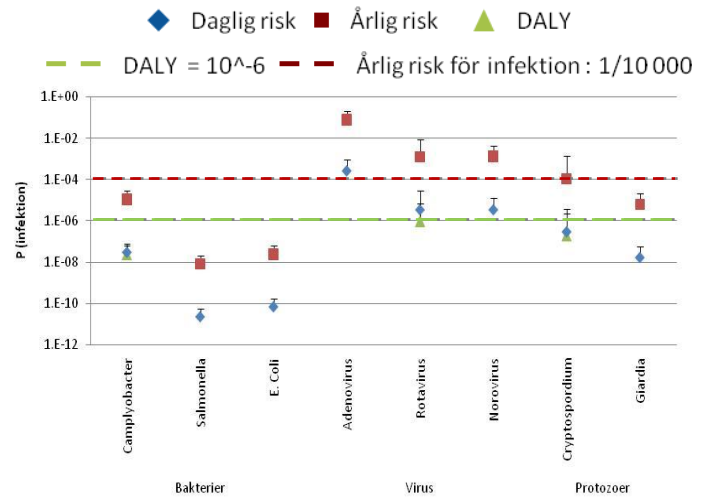
	1-2. Normal (utan störningar).		3-4. Normal Störningar konventionell rening g 0,1 % av tiden		5-6. 1 filter ur funktion		7-8. Subnomial fällning		9-10. UV-störning (18mj/cm <sup>2</sup> )		11-12. Optimal UV 40mj/cm <sup>2</sup> )		13-14. Optimal UV fritt klor pH 8,5		15-16. Optimal UV fritt klor pH 7	
	V	S	V	S	V	S	V	S	V	S	V	S	V	S	V	S
Campylobacter	7.6	7.6	7.5	7.7	7.2	7.3	5.8	5.9	7.6	7.7	7.6	7.7	22.5	22.5	30.0	30.0
Salmonella	6.6	6.6	6.6	6.7	6.2	6.3	4.8	4.9	5.4	5.5	7.9	8.0	22.8	22.8	30.0	30.0
E. Coli O157	7.6	7.7	7.7	7.8	7.3	7.4	5.9	6.0	6.2	6.3	7.8	7.9	22.7	22.7	30.0	30.0
Adenovirus	3.8	3.9	3.8	3.8	2.7	2.8	0.8	0.9	3.5	3.6	4.1	4.2	8.1	10.1	8.1	10.1
Rotavirus	5.7	5.8	5.7	5.8	4.7	4.8	2.8	2.9	4.9	5.0	7.2	7.3	11.2	13.2	11.2	13.2
Norovirus	5.8	5.9	5.8	5.9	4.8	4.9	2.9	3.0	5.0	5.1	7.3	7.4	11.3	13.3	11.3	13.3
Cryptosporidium	6.4	6.4	6.3	6.3	5.2	5.2	3.3	3.3	6.3	6.3	6.3	6.3	6.3	6.3	6.3	6.3
Giardia	6.4	6.4	6.3	6.3	5.2	5.2	3.3	3.3	6.3	6.3	6.3	6.3	6.5	6.8	6.5	6.8



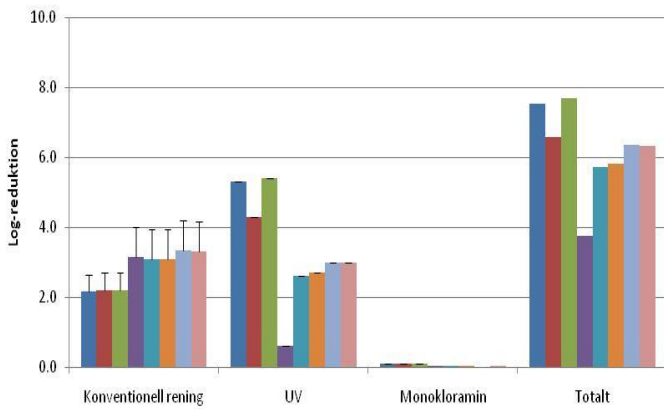
Figur 10. Total log-reduktion för patogenerna vid de 16 olika simulerade driftscenarierna. Streckade linjer är en approximation på hur stor logreduktionen minst borde vara för respektive patogen (enligt resultaten i modellen vid den simulerade kvaliteten på råvattnet) för att understiga gränsvärdet för den årliga risken att bli infekterad av dricksvattnet på 1/10 000.



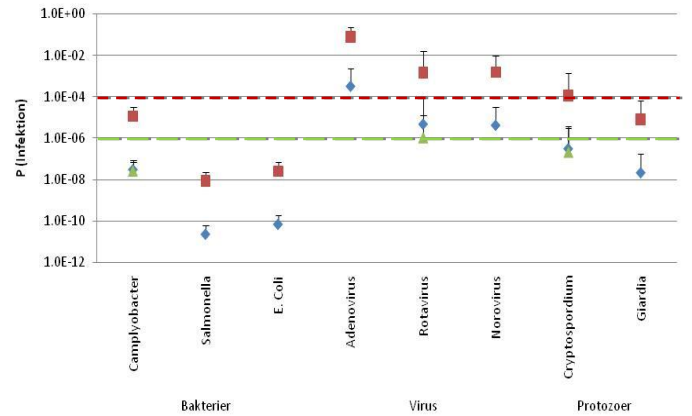
Figur 11. Scenario 1-2 Logreduktion vid normaldrift (utan störningar).



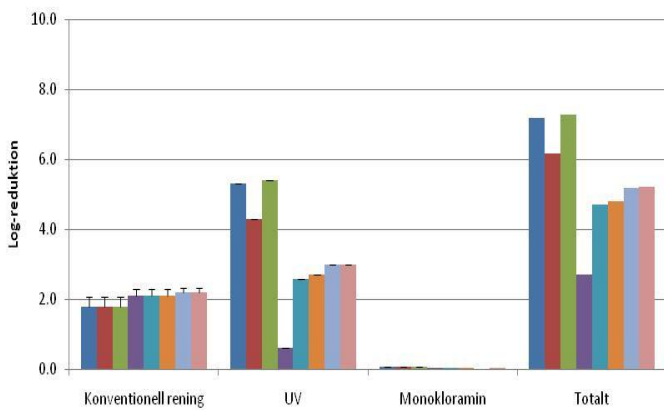
Figur 12. Scenario 1-2 Risknivåer vid normaldrift (utan störningar).



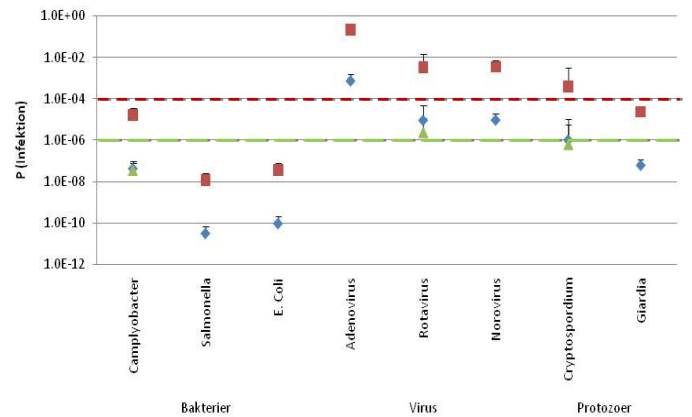
Figur 13. Scenario 3-4 Logreduktion vid normaldrift (med störningar i den konventionella reningen på 0.1%).



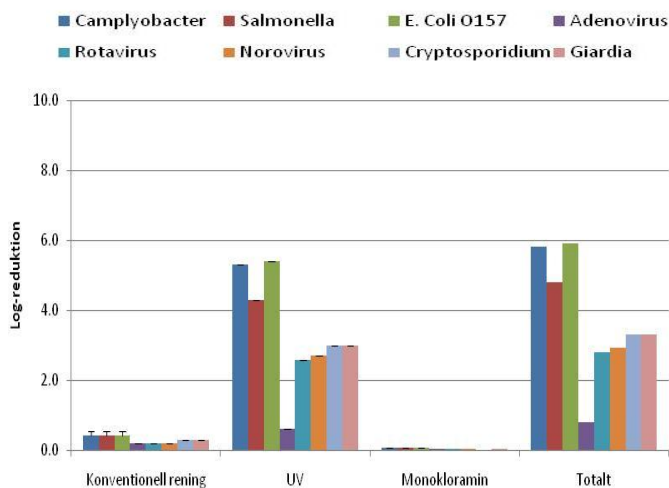
Figur 14. Scenario 3-4 Risknivåer vid normaldrift (med störningar i den konventionella reningen på 0.1%).



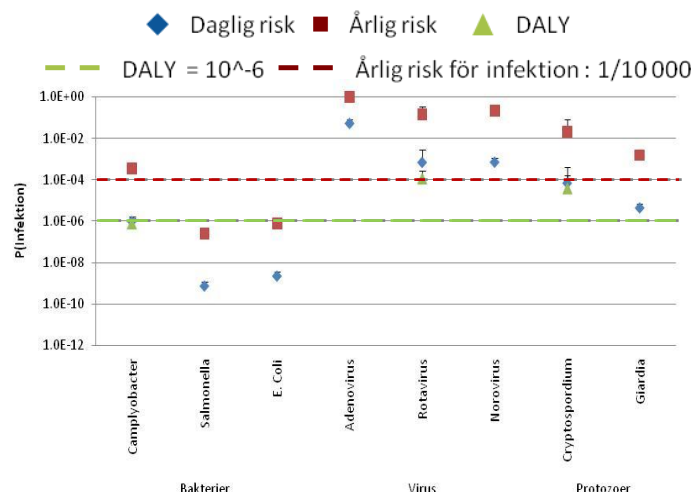
Figur 15 Scenario 5-6: Logreduktion vid störning i den konventionella reningen (1 filter ur funktion)



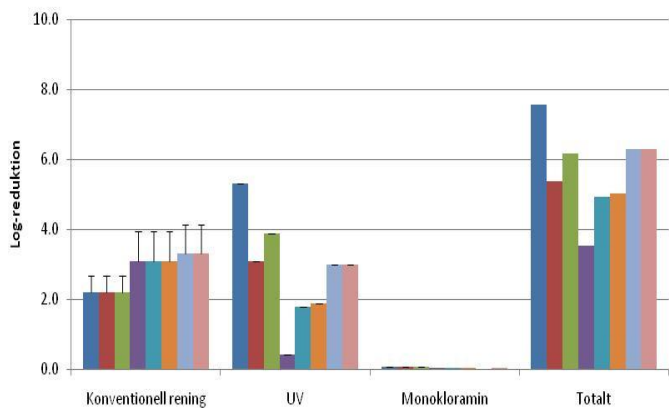
Figur 16. Scenario 5-6 Risknivåer vid störning i den konventionella reningen (1 filter ur funktion).



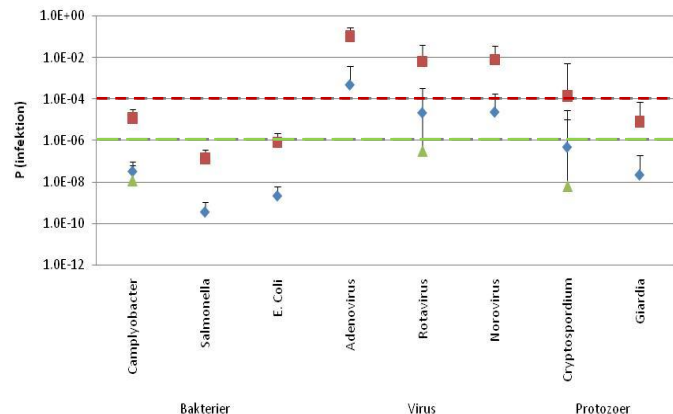
Figur 17. Scenario 7-8 Logreduktion vid störning i den konventionella reningen ( Fällningen under sub- optimal drift).



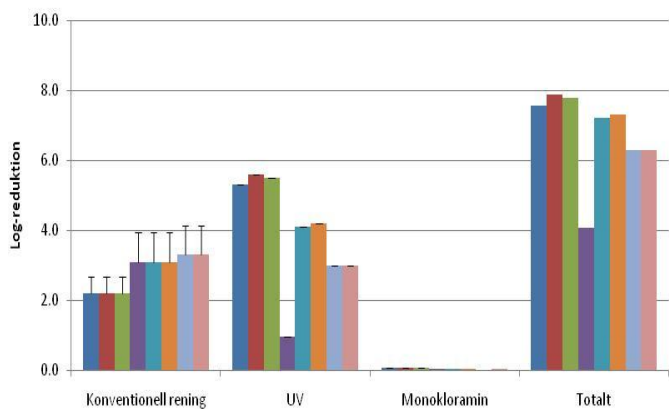
Figur 18. Scenario 7-8 Risknivåer vid störning i den konventionella reningen ( Fällningen under sub- optimal drift).



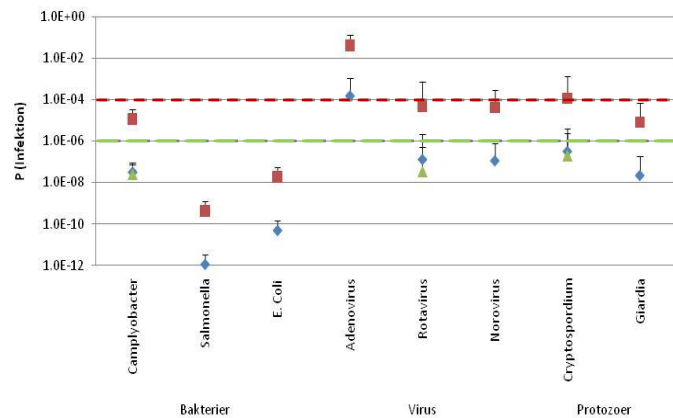
Figur 19. Scenario 9-10 Logreduktion vid störning i UV-desinficeringen (UV-dos på 18 mJ/cm<sup>2</sup>).



Figur 20. Scenario 9-10 Risknivåer vid störning i UV-desinficeringen (UV-dos på 18 mJ/cm<sup>2</sup>).

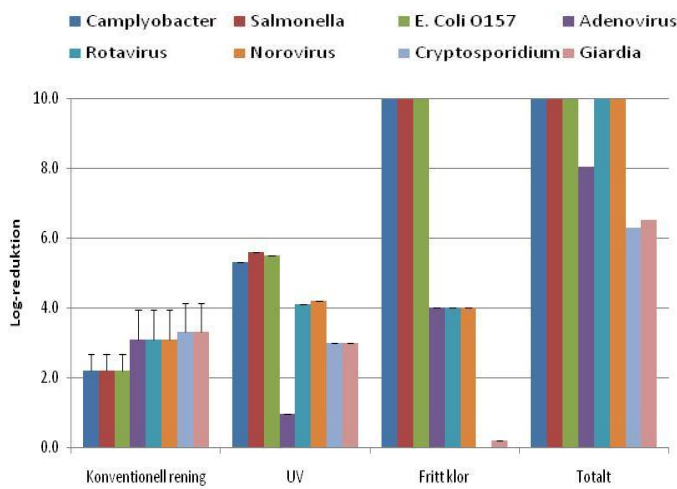


Figur 21. Scenario 11-12 Logreduktion vid en optimal UV-dos (40 mJ/cm<sup>2</sup>).

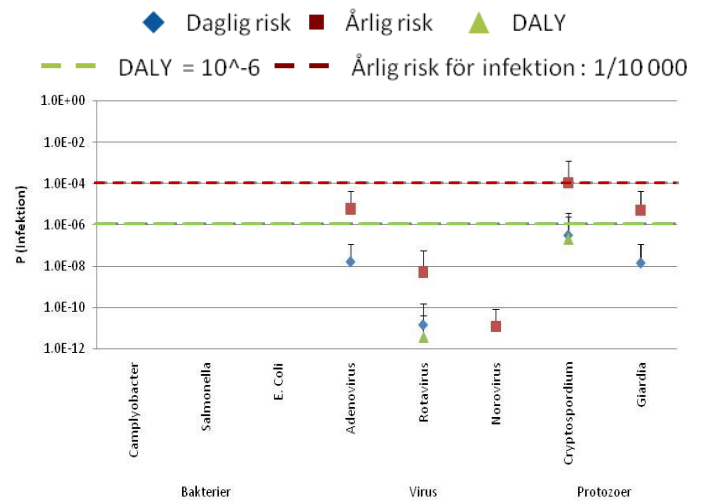


Figur 22. Scenario 11-12 Risknivåer vid en optimal UV-dos (40 mJ/cm<sup>2</sup>).

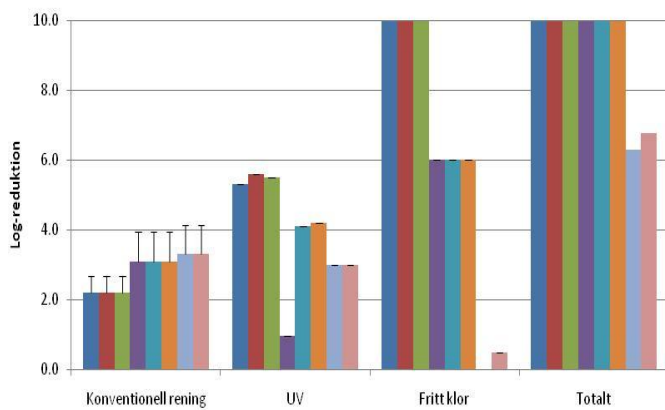




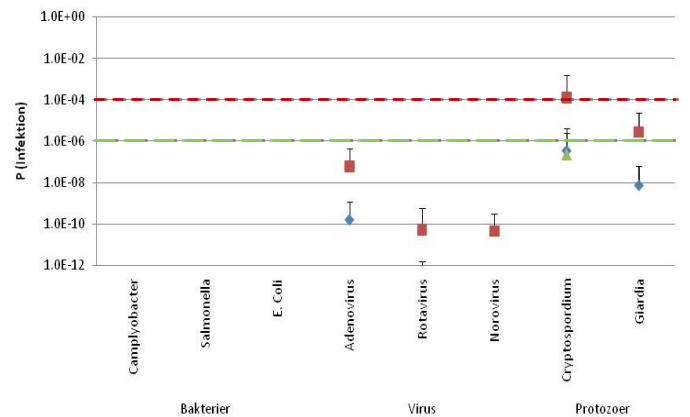
Figur 23. Scenario 13 Logreduktion vid en optimal UV-dos (på 40 mJ/cm<sup>2</sup>) samt tillsats av fritt klor vid pH 8,5 (vinter).



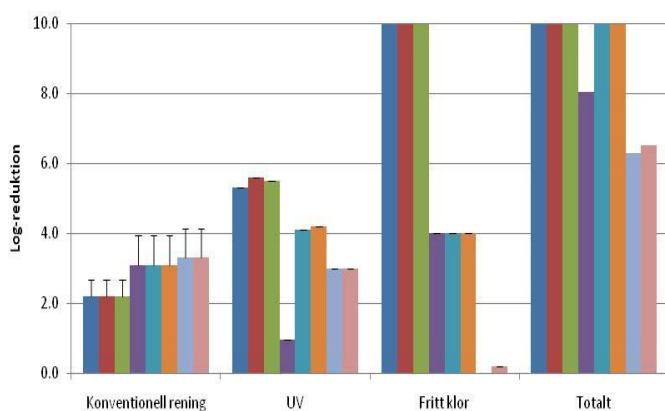
Figur 24. Scenario 13 Risknivåer vid en optimal UV-dos (på 40 mJ/cm<sup>2</sup>) samt tillsats av fritt klor vid pH 8,5 (vinter).



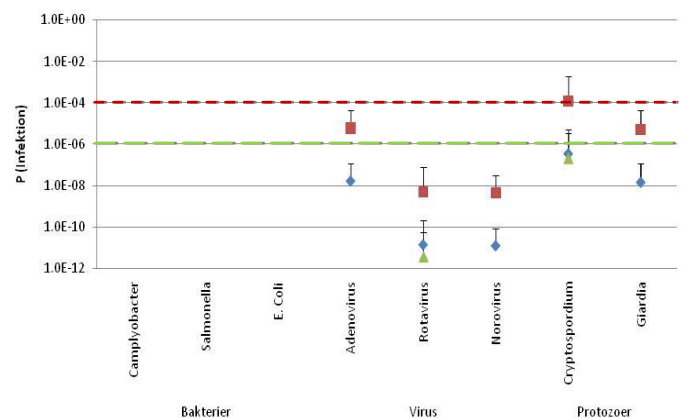
Figur 25. Scenario 14 Logreduktion vid en optimal UV-dos (på 40 mJ/cm<sup>2</sup>) samt tillsats av fritt klor vid pH 8,5 under (sommar).



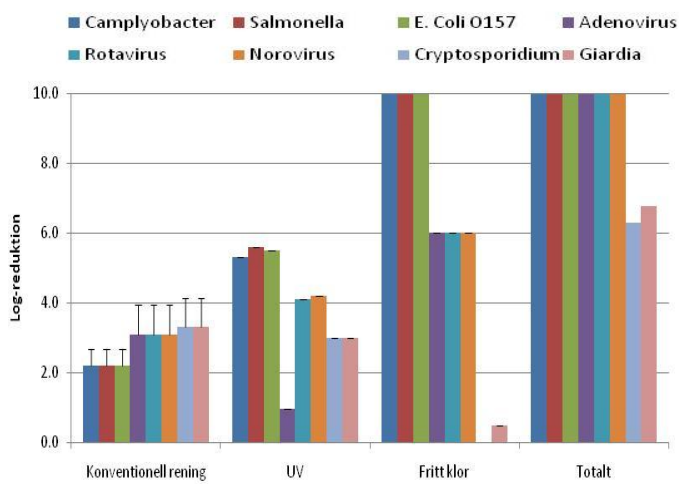
Figur 26. Scenario 14 Risknivåer vid en optimal UV-dos (på 40 mJ/cm<sup>2</sup>) samt tillsats av fritt klor vid pH 8,5 (sommar).



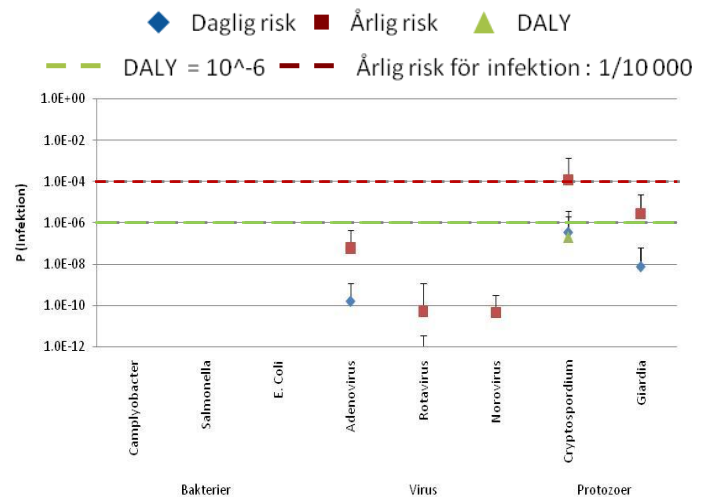
Figur 27. Scenario 15 Logreduktion vid en optimal UV-dos (på 40mJ/cm<sup>2</sup>) samt tillsats av fritt klor vid pH 7 (vinter).



Figur 28. Scenario 15 Risknivåer vid en optimal UV-dos (på 40mJ/cm<sup>2</sup>) samt tillsats av fritt klor vid pH 7 (vinter).



Figur 29. Scenario 16 Logreduktion vid en optimal UV-dos (på 40 mJ/cm<sup>2</sup>) samt tillsats av fritt klor vid pH 7 (sommar).



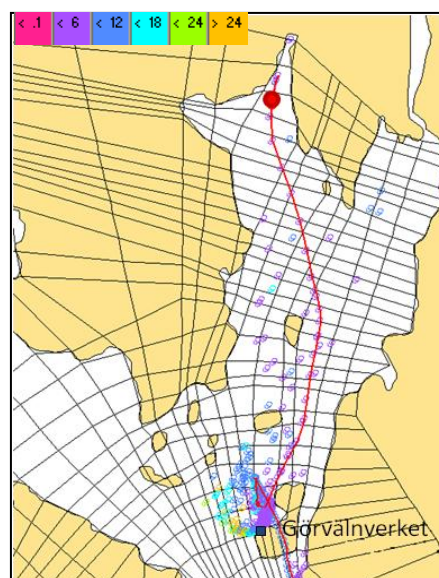
Figur 30. Scenario 16 Risknivåer vid en optimal UV-dos (på 40 mJ/cm<sup>2</sup>) samt tillsats av fritt klor vid pH 7 (sommar).

## 6.3 MRA Del 2. Simuleringar vid försämrad råvattenkvalitet

### 6.3.1 Scenario A: Läckage från sjöförlagd spillvattenledning vid Upplands Bro

#### Sea track

Simuleringarna av scenario A visade på att nordvästlig och nordlig vind var de mest kritiska vindriktningarna för partikelspridningen till volymboxen vid råvattenintaget. De visade även att något fler partiklar nådde volymboxen vid en starkare vind. Vid simulering av skiktat vatten var nordvästlig vind den mest kritiska och som mest hamnade cirka 6 procent av de utsläppta partiklarna på ett djup större än 18 m i volymboxen vid råvattenintaget, (Figur 31), (Tabell 11). Utspädningsfaktorn (Uf) blir således cirka 6 174 000. Transporttiden ges av tiden det tog för partiklarna att färdas från föroreningskällan till råvattenintaget vilket var 2 dygn, (Tabell 11).



Figur 31. Partikelspridning vid utsläpp från spillvattenledningen vid stäketsundet vid nordvästlig vind på 7 m/s.

Tabell 11. Spridning av partiklar till volymboxen vid GörvålInverkets råvattenintag vid vindstyrka på 5m/s respektive 7m/s.

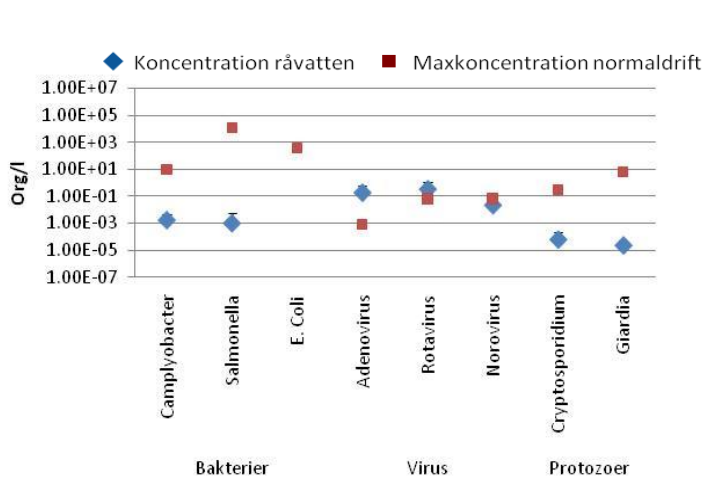
Vindstyrka:	5 m/s			7 m/s		
Vindriktning	Max antal	Max <sub>på djup &gt;18m</sub>	Tidpunkt	Max antal	Max <sub>på djup &gt;18m</sub>	Tidpunkt
SO	0			0		
S	0			0		
SV	0			0		
V	0			0		
NV	3	3	12 dygn	3	3	12 dygn
N	12	6	10 dygn	14	6	10 dygn
NO	0	-		0	-	
O	0	-		0	-	

Tabell 12 Antalet partiklar som transporterats till volymboxen vid GörvålInverkets råvattenintag vid skiktat respektive oskiktat vatten. Vindstyrka på 7m/s, 13 dygn.

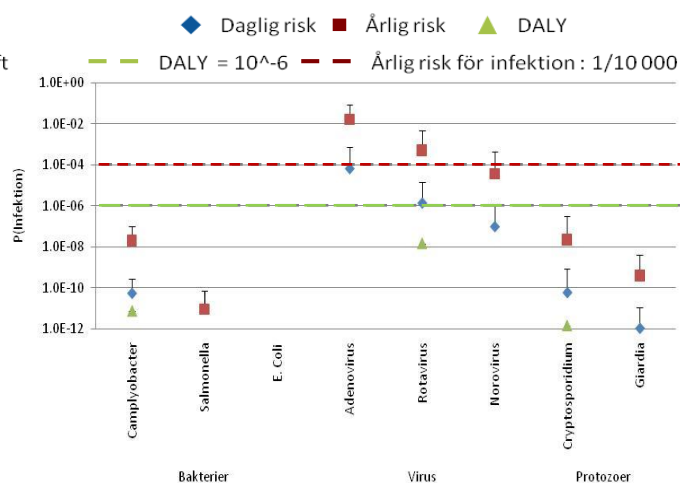
Vindriktning	Utan skiktning			Skiktning		
	Max <sub>på djup &gt;18m</sub>	Tid <sub>efter utsläpp</sub>	Uf	Max <sub>på djup &gt;18m</sub>	Tid <sub>efter utsläpp</sub>	Uf
NV	3	12 dygn	37 044 000	18	2 dygn	6 174 000
N	6	10 dygn	18 522 000	1	3 dygn	111 132 000

### MRA-simuleringar

Resultaten från simuleringarna vid ett utsläpp från den sjöförlagda ledningen vid Upplands Bro visar att koncentrationerna av patogener vid GörvålInverkets råvattenintag är lägre än vad GörvålInverket maximalt klarar av vid normaldrift för att hålla sig under gränsvärdet för den årliga risken med avseende på bakterier, parasiter samt *Rotavirus*. Koncentrationerna av *Adenovirus* och *Rotavirus* är dock högre och den årliga risken överstiger gränsvärdet med omkring 1-2 log<sub>10</sub>enheter, (Figur 32) (Figur 33). Dock ligger troligtvis de simulerade koncentrationerna av virus en faktor 10<sup>4</sup> för högt vilket anses bero på en överskattning av viruskoncentrationer i avföring i MRA-modellen. Om detta är fallet skulle även risken för *Adenovirus* och *Rotavirus* falla under gränsvärdet.



Figur 32. Patogenkoncentrationer vid GörvålInverkets råvattenintag vid utsläpp enligt scenario A i jämförelse mot de maximala koncentrationerna verket klarar av vid normaldrift (NV vind 7m/s, lösta, sommarskiktning, densitet=1100).

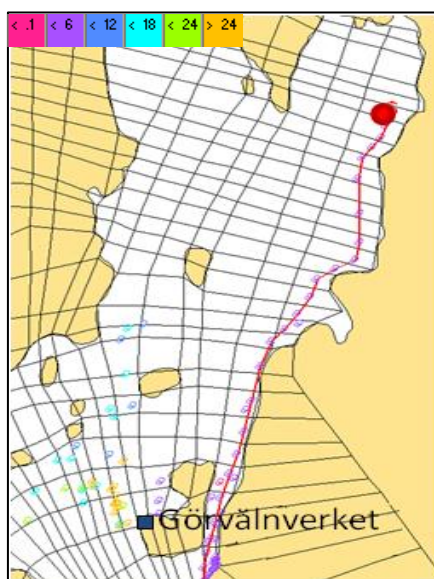


Figur 33. Risker med dricksvattenproduktionen vid utsläpp enligt scenario A.

## 6.3.2 Scenario B: Bräddning vid pumpstationerna Södra udden & Kallhäll nedre

### Sea Track

Vid Scenario B visade simuleringarna på att det var nordvästlig och nordlig vind som var mest kritiska för partikelspridningen till volymboxen vid råvattenintaget. De visade även att partiklar förflyttades till volymboxen snabbare vid en starkare vind, (Tabell 13). Vid simulering med skiktat vatten var nordvästlig vind den mest kritiska och som mest hamnade ca 3 procent av de utsläppta partiklarna på ett djup större än 18m i volymboxen vid råvattenintaget, (Tabell 13). Utspädningsfaktorn blir således 11 113 200 (ekv. 4, kap.3.3). Transporttiden sätts till 1 dygn då flest partiklar återfanns på den kritiska nivån vid denna tidpunkt.



Figur 34. Partikelspridning vid utsläpp från pumpstationerna Kallhäll nedre och Södra udden. Nordvästlig vind 7 m/s.

Tabell 13. Antalet partiklar som transporterats till volymboxen vid Görvälnverkets råvattenintag vid en vindstyrka på 5m/s respektive 7m/s vid olika vindriktningar.

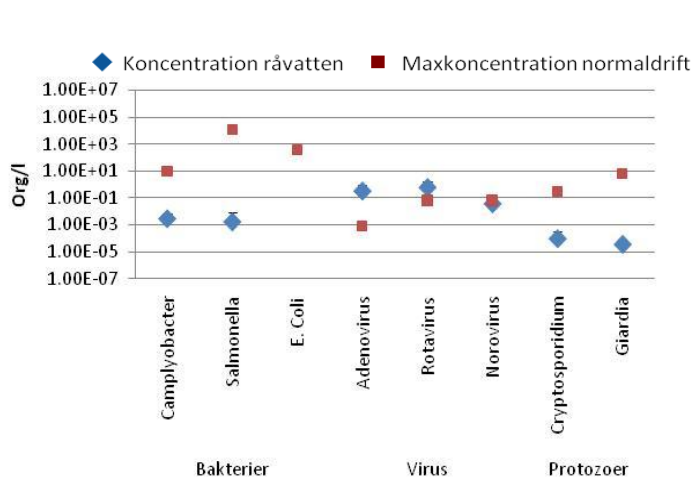
Vindstyrka	5m/s			7m/s			
	Vindriktning	Max antal	Max <sub>på djup &gt;18m</sub>	Tidpunkt	Max antal	Max <sub>på djup &gt;18m</sub>	Tidpunkt
SO		0	-	-	0	-	-
S		0	-	-	0	-	-
SV		0	-	-	0	-	-
V		0	-	-	0	-	-
<b>NV</b>		<b>3</b>	<b>3</b>	<b>11 dygn</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>6 dygn</b>
<b>N</b>		<b>7</b>	<b>5</b>	<b>7 dygn</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>5 dygn</b>
NO		1	1	5 dygn	1	1	-
O		0	-	-	0	-	-

Tabell 14. Antalet partiklar som transporterats till volymboxen vid Görvålverkets råvattenintag vid skiktat respektive oskiktat vatten. Simulering vid vindstyrka på 7m/s i 13 dygn.

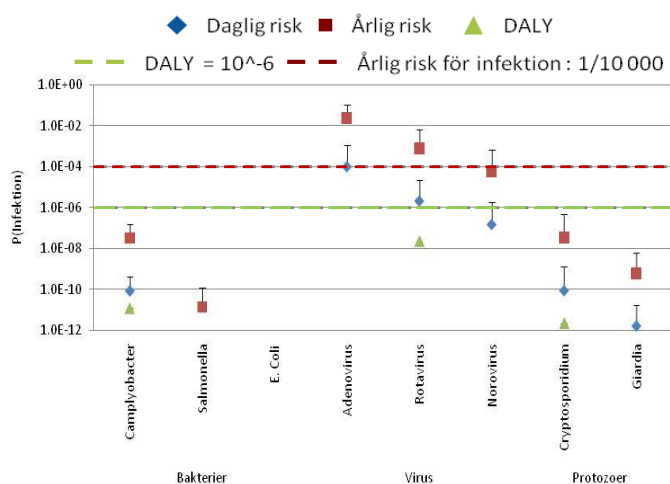
Vindriktning	Utan skiktning			Skiktning		
	Max <sub>på djup &gt;18m</sub>	Tid <sub>efter utsläpp</sub>	Uf	Max <sub>på djup &gt;18m</sub>	Tid <sub>efter utsläpp</sub>	Uf
NV	3	6 dygn	37 044 000	10	1 dygn	11 113 200
N	4	5 dygn	27 783 000	4	5 dygn	27 783 000

### MRA – simuleringar

Resultaten från simuleringarna vid bräddning av de två pumpstationerna Södra udden och Kallhäll nedre i Järfälla visar även här att koncentrationerna av patogener vid Görvålverkets råvattenintag är lägre än vad Görvålverket maximalt klarar av vid normaldrift för att hålla sig under gränsvärdet för den årliga risken med avseende på bakterier, parasiter samt *Norovirus*. Koncentrationerna av *Adenovirus* och *Rotavirus* är dock högre och den årliga risken överstiger gränsvärdet med omkring 1-2 log<sub>10</sub>enheter, (Figur 35) (Figur 36). Vid korrektion av viruskoncentrationerna<sup>2</sup> skulle dock även risken för *Adenovirus* och *Rotavirus* falla under gränsvärdet.



Figur 35. Patogenkoncentrationer vid Görvålverkets råvattenintag vid utsläpp enligt scenario B i jämförelse mot de maximala koncentrationerna verket klarar av vid normaldrift.



Figur 36. Risker med dricksvattenproduktionen vid utsläpp enligt scenario B.

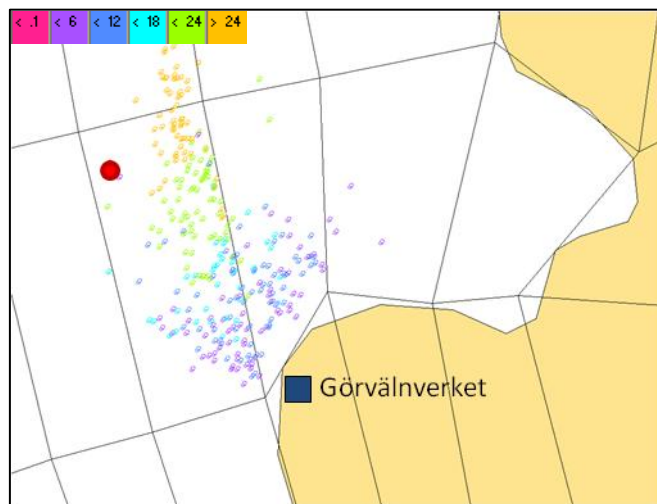
### 6.3.3 Scenario C: Utsläpp från en fritidsbåts septiktank nära råvattenintaget

#### Sea Track

Vid scenario C visade simuleringarna att det var sydlig, sydvästlig och västlig vind som var mest kritiska för partikelspridningen till volymboxen vid råvattenintaget, (Tabell 15). De visade även att det vid en svagare vind tog längre tid för partiklarna att röra sig bort ifrån utsläppspunkten, (Tabell 15) (Tabell 16). Vid simulering av lösta respektive sjunkande partiklar var det de sjunkande partiklarna som först nådde ett djup större än 18 m. Som mest var hälften av de utsläppta partiklarna (cirka

<sup>2</sup> Viruskoncentrationerna ligger troligtvis en faktor 10<sup>4</sup> för högt vid simulering av utsläpp, vilket anses bero på att koncentrationerna av virus i avföring är överskattade i MRA-modellen

150st) på ett djup större än 18m, vilket ger en utspädningsfaktor på 780 880, enligt ekv.1. Detta inträffade vid västlig vind efter ca 20h, dock sjönk de snabbaste partiklarna till detta djup på cirka 1h vilket ger en transporttid på 0,04-0,8 dygn. I fallet med lösta partiklar var det som mest 36 partiklar på ett djup större än 18 m efter 1,5 dygn med sydlig vind vilket ger en utspädningsfaktor på 3 087 000 och en transporttid på cirka 1,5 dygn.



Figur 37. Partikelspridning vid utsläpp från en båt. Västlig vind 1 m/s.

Tabell 15. Spridning av lösta partiklar till volymboxen vid Görvålverkets råvattenintag vid en vindstyrka på 5m/s i olika vindriktningar.

Vindriktning	Max antal	Max <sub>på djup &gt;18m</sub>	Tidpunkt	Tid <sub>Över 10p i boxen</sub>
SO	14	7	25h	-
S	20	16	8h	22h
SV	14	9	5h	8h
V	57	15	11h	16h
NV	300	0	1h	-
N	0	0	-	-
NO	4	2	4 dygn	-
O	3	3	4 dygn	-

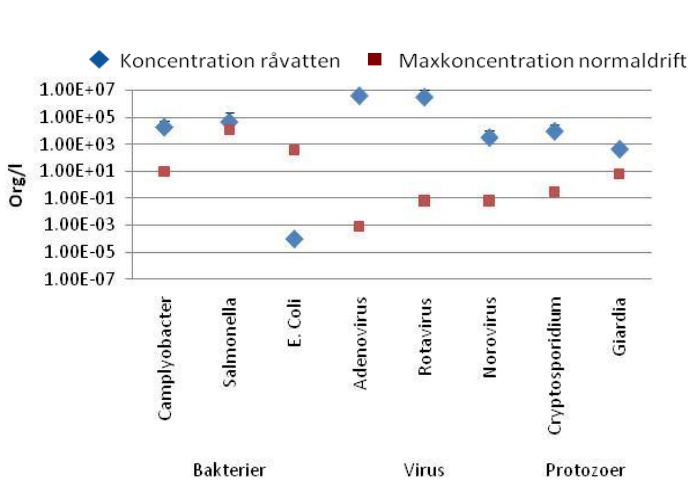
Tabell 16. Spridning av lösta och sjunkande partiklar till volymboxen vid Görvålverkets råvattenintag vid de kritiska vindriktningarna och en vindstyrka på 1m/s.

Vindriktning	Lösta partiklar				Sjunkande partiklar			
	Max <sub>på djup &gt;18m</sub>	Tid <sub>Efter utsläpp</sub>	Tid <sub>Över 10p i boxen</sub>	Uf	Max <sub>på djup &gt;18m</sub>	Tid <sub>Efter utsläpp</sub>	Tid <sub>Över 10p i boxen</sub>	Uf
S	36	1,5dygn	2 dygn	3 087 000	~ 70	20h	2dygn	1 587 600
SV	26	16h	1,5 dygn	4 274 308	~ 60	15h	1,5dygn	1 852 200
V	26	1,5dygn	>6dygn	4 274 308	~ 150	20h	6dygn	740 880

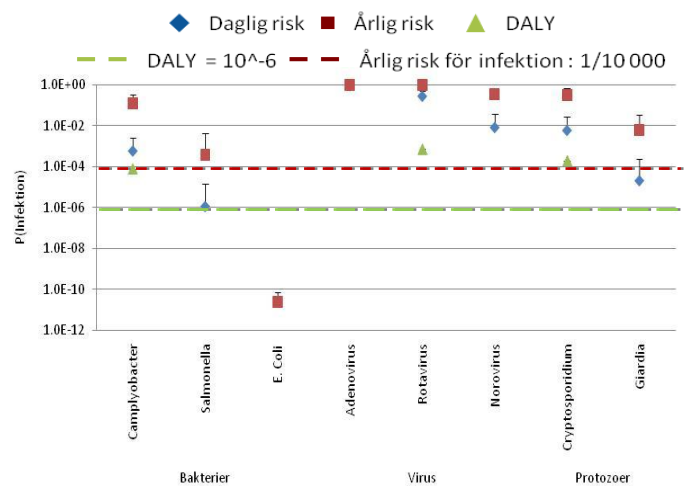
## MRA – Simuleringar

Resultaten vid simulering av utsläppsscenario C visar på en högre koncentration av majoriteten av patogenerna vid GörvälInverkets råvattenintag än de som GörvälInverket maximalt klarar av vid normaldrift, Figur 38. Undantaget är *E.coli O157* som enligt modellen antas förekomma i en mycket lägre koncentration. Vid analys av riskerna för infektion hamnar de flesta av patogenerna över gränsvärdet på 1/10 000 per år med undantag för *E.Coli O157*. Störst är risken för virusinfektion, men vid korrektion för den förmodade överskattningen av viruskoncentrationerna som tidigare nämnts hamnar de i samma storleksordning som övriga patogener, Figur 39. DALY-värdena ligger över gränsvärdet för de tre analyserade patogenerna, dock ligger det högst för *Rotavirus*.

Man bör ha i åtanke att dessa resultat erhålls då personerna på båten är infekterade av patogenerna och de är alltså inte beräknade på det svenska snittet på infektioner per person och år vilket var fallet i scenario A och B.



Figur 38. Patogenkoncentrationer vid GörvälInverkets råvattenintag vid utsläpp enligt scenario C.



Figur 39. Risker med dricksvattenproduktionen vid utsläpp enligt scenario C.

## 7 DISKUSSION

### 7.1 Görvålverkets barriärhöjd utifrån ODP och MRA

I analysen som gjorts enligt ODP-metoden har det fastställts att Görvålverket har en väl fungerande mikrobiologisk barriär i förhållande till kvaliteten på råvattnet. Man når den nödvändiga barriärhöjden med marginal för alla typer av patogener. Enligt MRA-modellen har man en tillräckligt hög barriär för bakterier och parasiter men för att ligga under gränsvärdet på 1/10 000 per år på antalet infekterade personer med koppling till dricksvattnet, är barriären för virus för låg med den antagna råvattenkvaliteten.

Vid MRA-simuleringarna har dock vattenkvaliteten beskrivits av de föreslagna värdena på koncentrationen angivet i Lundberg Abrahamsson (2009) och inte av koncentrationer som erhållits vid den utökade provtagningen vid Görvålverket då detta underlag ansågs vara för tunt. Jämförelsen mellan de maximala koncentrationerna som Görvålverket klarar av, mot koncentrationerna som erhållits från den utökade provtagningen under 2010 visar dock att barriärhöjden i verket är tillräckligt hög för att även stå emot de koncentrationer av *E.coli O157* samt *Campylobacter* som vid provtagning visade sig vara högre än de föreslagna värdena. Koncentrationerna från provtagning gällande *Salmonella*, *Cryptosporidium* samt *Giardia* understeg de föreslagna koncentrationerna, vilket innebär att vattenkvaliteten sannolikt har underskattats och riskerna i resultatet därmed överskattats med avseende på dessa patogener. Angående virus fanns inte data från provtagning tillgängligt och därför antogs de föreslagna koncentrationerna beskriva råvattnet, vilket potentiellt skulle kunna innebära en felkattning åt båda håll.

MRA- och ODP- modellens skilda angreppssätt och indata medför att resultaten är svåra att jämföra, dock går det att göra en jämförelse av hur modellerna bedömer reduktionen över den konventionella reningen samt desinfektionen i verket vid normaldrift, (Tabell 17).

Tabell 17. Jämförelse mellan resultaten från ODP och MRA beträffande reduktionen av patogener över de olika reningsstegen. \*Värden för reduktionen i MRA- modellen är medelvärden för reduktionen av de olika patogenerna inom samma grupp.

	Bakterier		Virus		Parasiter	
	ODP	MRA	ODP	MRA	ODP	MRA
<b>Konventionell rening</b>	3,0	2,2	3,0	3,1	2,5	3,3*
<b>UV</b>	2,8	5,0	2,5	2,0	2,8	3,3*
<b>Monokloramin</b>	0,32	0,09	0,22	0,02	0,01	0,005*
<b>Total logreduktion</b>	6,1	7,3	5,7	5,1	5,3	6,3*
<b>Total logreduktion (med log-krediter)</b>	7,9		7,4		6,5	



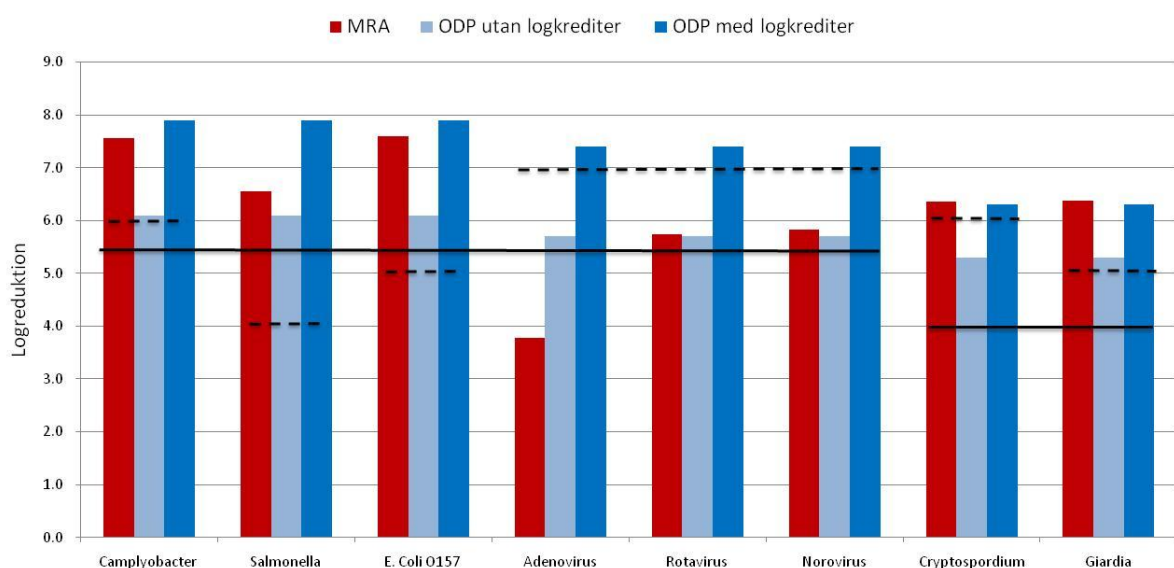
Vid jämförelse av reduktionen över de konventionella reningsstegen överensstämmer modellernas resultat relativt bra. Enligt ODP- modellen ges en log-kredit på  $3b + 3v + 2,5p$  för den typ av konventionell rening som Görvälverket använder sig av. Enligt MRA-modellen är log-reduktionen över den konventionella reningen  $2,2b + 3,1v + 3,3p$ , vilket ligger i samma storleksordning, dock något lägre med avseende på bakterier och något högre med avseende på parasiter.

Över UV-barriären överensstämmer modellerna med avseende på logreduktionen av virus och parasiter dock visar MRA-modellen på en nästintill dubbelt så stor logreduktion av bakterier i jämförelse med ODP-modellen.

Den obetydliga effekt tillsats av monokloramin har på log-reduktionen av mikroorganismer bekräftas av båda modellerna, dock är behandlingen något mer effektiv enligt ODP-modellen.

I det fall log-krediterna som får tillgodoräknas till följd av övervakning av råvattnet, åtgärder vid källan och övervakning av drift, inte inkluderas blir den mikrobiologiska barriärhöjden lägre. Den nödvändiga mikrobiologiska barriären som definieras i ODP-modellen ( $5,5b + 5,5v + 4p$ ) skulle uppnås med en liten marginal. Den totala log-reduktionen i verket enligt ODP:n skulle i detta fall ligga något under den som MRA:n bedömer finns med avseende på bakterier och parasiter och något över med avseende på virus. Då log-krediterna medräknas överensstämmer modellernas bedömning relativt väl då det gäller bakterier och parasiter men dock är barriären definierad enligt ODP-modellen cirka 2  $\log_{10}$ enheter effektivare mot virus än vad MRA-modellen anger.

Vid antagandet att ODP bättre beskriver råvattenkvaliteten än MRA, (då den bygger på vattenprover från Görvälverkets vattentäkt, Östra Mälaren) kan den mikrobiologiska barriären MRA-modellen bedömer finns jämföras mot ODP-modellens krav på reduktion av patogener i vattenverket. Detta skulle innebära att Görvälverket har en bättre mikrobiologisk barriär med avseende på virus och att de föreslagna koncentrationerna på virus som använts som indata till MRA-modellen är en överskattning. Reduktionen av *Adenovirus* ligger i detta fall dock fortfarande cirka 1,5  $\log_{10}$  för lågt vid normaldrift (Figur 40).



Figur 40. Jämförelse av Görvälverkets mikrobiologiska barriär vid normaldrift enligt MRA-modellen och ODP-modellen mot respektive modells krav på reduktion. (MRA: streckad linje, ODP: heldragen linje).

## 7.2 Kritiska reningssteg

De två processerna som enligt modellerna är viktigast för reduktionen av patogener vid Görvålverket är fällningen och UV-bestrålningen. Om ett av dessa reningssteg inte fungerar minskar reduktionen av patogener till hälften, grovt räknat.

Enligt MRA-modellen är det vid subnormal fällning som reduktionen av patogener blir som lägst, då stiger de årliga riskerna för alla virus, parasiter samt *Campylobacter* till nivåer högre än det uppsatta gränsvärdet. Dock är det inte troligt att fällningen skulle gå under subnormal drift under särskilt lång tid då både turbiditetslarm och förhöjd igensättning av filter signalerar om fällningssteget inte fungerar som det ska. Vid störningar i den konventionella reningen på 0,1 procent av tiden, vilket är mer rimligt påverkades inte reduktionen av patogener märkbart.

Med undantag för reduktionen av *Adenovirus* är UV-desinficeringen essentiell för att desinfektionen av patogener ska fungera på verket. Larm och diverse säkerhetsåtgärder förhindrar att UV-dosen faller under 18mJ/cm, dock räcker detta för att minska reduktionen av virus, vilken enligt MRA-modellen ligger för lågt redan vid normaldrift. Den årliga risken för infektion förknippat med virus i dricksvattnet förhöjs således ytterligare vid dessa betingelser och resulterar istället i att cirka 1/100 personer blir infekterade med koppling till dricksvattnet per år.

## 7.3 Riskvärdering av utsläpp i Görvålverkets närområde

De simulerade utsläppsscenarierna är förenklingar av verkligheten och ger därför en grov uppskattning av hur Görvålverket står sig mot de risker som potentiella utsläpp kan leda till.

Koncentrationerna av patogener vid Görvålverkets råvattenintag till följd av de simulerade utsläppen, dels från den sjöförlagda spillvattenledningen i Upplands bro kommun (scenario A), dels vid bräddning av de två pumpstationerna vid Södra udden och Kallhäll nedre i Järfälla kommun (scenario B), höll sig på acceptabla nivåer vilka Görvålverket klarar av med befintliga mikrobiologiska barriärer. Mälarens stora vattenvolym bidrar till en hög utspädningsfaktor även vid utsläpp i närheten av Görvålverkets råvattenintag. Detta är den viktigaste faktorn till att koncentrationerna vid intaget och därmed uppskattningen av riskerna inte blir högre. En annan viktig faktor är regleringen av intagsdjupet i syfte att undvika perioder då vattnet vid ytan respektive på djupet är av sämre kvalitet.

Under arbetet med spridningssimuleringarna i Sea Track- modellen upptäcktes att vindriktning och styrka är de faktorer som har störst inverkan på spridningen av partiklar. De strömmar som uppkommer vintertid, med anledning av salthaltsskiktningen som ställer in sig under isen, finns dock inte inkluderade i modellen. Detta innebar att det tänkta "worst-case" scenariot (scenario A) med en läcka från den sjöförlagda spillvattenledningen vintertid inte gav rimliga resultat och bidrar till osäkerheter i analysen. För att säkert kunna bortse från förhöjda mikrobiologiska risker till följd av läckage från spillvattenledningen måste fler spridningssimuleringar genomföras där även dessa strömmar medräknas.

Resultaten från utsläppsscenario C visar de risker som finns med båttrafiken i närheten av vattenverket, särskilt med avseende på tömning av septiktankar i vattnet. Då kännedom om risk för sådana utsläpp finns kan man med anledning av den förhöjda risken för alla typer av patogener som åtgärd tillsätta fritt klor för att säkerställa kvaliteten på dricksvattnet. Det är dock svårt att veta vid vilken tidpunkt utsläpp av den här typen sker då dessa utsläpp inte rapporteras och provsvar aldrig

kommer att hinna bli klara innan vattnet redan gått ut på ledningsnätet och nått fram till konsumenten. För att kunna upptäcka dessa utsläpp krävs bättre analysmetoder och helst on-line övervakning av patogener i råvattnet. Då denna teknik ännu inte finns återstår att införa förbud mot fritidsbåtar samt tömning av septiktankar inom ett säkert avstånd från Görvålverkets råvattenintag.

## 7.4 Modelljämförelse ODP vs. MRA

### **ODP**

ODP-modellens styrka är att den bygger på kontinuerliga data över tre år baserat på de standardanalyser som görs vid vattenverk vilket borde ge en relativt klar bild över den nuvarande vattenkvaliteten. En annan styrka är att den är förenklad och många av de bakomliggande beräkningarna redan är utförda vilket medför att den är lätt att ta till sig och relativt användarvänlig.

Att modellen endast använder sig av data på *E-coli* och *Clostridium Perfringens* vilka ingår i den rutinmässiga provtagningen, gör modellen användarvänlig men samtidigt ger detta endast en indikation på fekal förorening i vattnet, vilket inte är någon garanti på att vattnet är fritt från patogener.

En styrka är att det är relativt enkelt att utföra en ODP- analys men en svaghet är att det inte är lika enkelt att förstå hur modellen är uppbyggd och hur "logkrediterna" som ges har beräknats i varje steg. Detta gör modellen statisk och osäkerheterna med användningen är svåra att uppskatta. De log-krediter som ges inom reningsprocessen kan uppskattas utifrån empiriska försök, dock är det mer komplext att ta fram de som ges till följd av olika åtgärder vid källan och i avrinningsområdet. Det faktum att alla vattentäkter är unika och att de föroreningskällor som har störst inverkan på den mikrobiologiska vattenkvaliteten i vattnet kan skilja sig markant, gör det svårt att sätta generella värden på effekter av olika åtgärder i form av logkrediter. För att med säkerhet kunna sätta värden på dessa borde efterforskning göras på den specifika vattentakten i syfte att avgöra vilka problem som är utmärkande för just denna takt och på så sätt klargöra vilka åtgärder som skulle ge störst inverkan på antalet mikroorganismer och därmed på vattenkvaliteten i den specifika takten.

Ytterligare en svaghet med ODP-modellen är att det är svårt att få en uppfattning om hur reduktionen av patogener i reningsprocessen skulle påverkas vid driftstörningar av olika slag. Risken för att störningar uppstår är dock inkluderat i modellen genom att log-kredit ges för befintliga säkerhetsåtgärder som minskar risken för driftstörningar.

### **MRA**

Styrkor med MRA-modellen är att den har gjort det möjligt att få en grov uppfattning om ett vattenverks sårbarhet för mikroorganismer som inte normalt ingår i de rutinmässiga provtagningar som utförs enligt föreskrifterna. Trots att modellen är uppbyggd av komplexa beräkningar är den relativt användarvänlig och det går snabbt att utföra en simulering då man väl har den information om vattenverket som behövs. En annan styrka är att det är enkelt att simulera risker vid en ökad koncentration av de olika patogenerna, driftstörningar samt bortfall av processteg vilket gör det lätt att få en uppfattning av potentiella risker vid olika typer av scenarier. Detta underlättas ytterligare av att resultatet kan presenteras på olika sätt beroende på vad man är intresserad av.

Nackdelen är att det krävs en del förarbete då man behöver lägga in en hel del information om vattenverket för att kunna använda modellen. För att fullt ut kunna tolka resultatet och för att kunna

göra rimliga antaganden utifrån detta krävs det även att man har en övergripande kunskap om QMRA och de bakomliggande beräkningarna i modellen, vilket gör den något mindre användarvänlig.

En annan svaghet är att man då man använder gratisversionen av programmet Analytica Player inte har någon möjlighet att spara simuleringarna som utförts vilket innebär att tid måste läggas på att dokumentera de körningar man gjort så att de kan återupprepas. Ytterligare en svaghet ligger i att defaultvärdena i modellen (vilket emellertid gör modellen mer användarvänlig), bygger på litteraturdata som i många fall är bristfällig då endast ett fåtal studier på de ingående patogernernas förekomst i svenska vattendrag samt dos-responssamband finns att tillgå. Detta leder till osäkerheter, vilket man måste vara medveten om vid tolkning och analys av resultaten, vilket även nämns i Lundberg Abrahamsson, m.fl., (2009) där man anser att risken för virus överskattas i resultatet från utsläppssimuleringar.

### ***MRA vs. ODP***

Med avseende på användarvänlighet är ODP-modellen enklare att använda än MRA-modellen, dock går det snabbare att utföra en simulering i MRA-modellen när man väl är insatt i den. ODP-modellen bygger på data från standardanalyser vid det aktuella vattenverket från tre år tillbaka vilket gör att det i dagsläget finns en större mängd tillförlitligt indata till denna modell, medan indata till MRA-modellen i dagsläget bygger på studier vid andra vattendrag. Med god kvalitet på indata till båda modellerna kan de vara bra komplement till varandra i utförandet av en sårbarhetsanalys. Då ODP-modellen ger en mer generell beskrivning av råvattenkvaliteten och hur vattenverket står sig mot denna kan den användas för att få en första översikt över verkets sårbarhet vid normaldrift och sedan kan MRA-modellen användas för att simulera olika scenarier med driftstörningar och försämrade råvattenkvalitet till följd av utsläpp av patogena mikroorganismer som inte normalt ingår i den rutinmässiga provtagningen.

## **7.5 Förslag på förbättringar av modellerna**

Under studiens gång har ett antal fel och brister i modellerna konstaterats. Dessa nämns här för att underlätta fortsatta studier och för att modellerna ska kunna utvecklas vidare.

### ***ODP***

- ❖ Log-krediterna som erhålls för olika riskreducerande åtgärder kan tänkas göra det lätt att överskatta barriärhöjden i vattenverket.
- ❖ Det är svårt att genom metoden få en uppfattning av hur störningar påverkar processen.
- ❖ Klassificeringen av vattentäkten är endast baserad på provtagning av indikatororganismer och tar inte hänsyn till koncentrationer av specifika patogener.

### ***MRA***

- ❖ Vid utsläppsscenarioer blir koncentrationerna för *E.coli* O157 mycket lägre än för övriga bakterier, vilket kan vara rimligt i och med att utsöndringen i avföring är mindre, dock är koncentrationen av *E.coli* i avföring inlagd som ett konstant värde och inte som en sannolikhetsfördelning vilket förmodligen inverkar på resultatet.

- ❖ Riskerna för infektion av virus blir vid utsläpp cirka  $10^4$  för högt (vilket även påpekas i Lundberg Abrahamsson, m.fl.,(2009))
- ❖ Reduktionen av parasiter vid UV-bestrålningen uppnår aldrig en reduktion över 3  $\log_{10}$ enheter, vilket inte överensstämmer med uppgifter i litteraturen (t.ex. Defour (2003) och WHO(2008))
- ❖ Dosrespons sambandet för *Norovirus* finns inte inlagt i modellen utan approximeras med dosrespons sambandet för *Rotavirus*.
- ❖ DALY-värden finns endast inlagda för tre typer av patogener.
- ❖ I modellen saknas funktioner för hur de efterföljande reningsprocesserna påverkas då det inträffar störningar vid ett av reningsstegen.
- ❖ I det fall man vill simulera ett utsläpp av avloppsvatten vid ett tillfälligt sjukdomsutbrott, skulle det vara till hjälp om det fanns möjlighet att ange antalet sjuka just då (istället för att ange det på formen "antal infektioner per år och person").
- ❖ Det skulle även underlätta att kunna gå "bakvägen" och ha en funktion där man kan ange den acceptabla risken att konsumenten blir infekterad av dricksvattnet från vattenverket (t.ex.  $1/10\ 000 \cdot \text{år}$ ) och sedan få i output hur stora koncentrationer av de olika patogenerna man klarar av vid intaget med de driftbetingelser man har angivit.

### ***Sea Track Östra Mälaren***

- ❖ Funktioner som gör det möjligt att simulera fler utsläpp samtidigt skulle underlätta utförandet av t.ex. utsläppsscenarioer vid kraftig nederbörd, då utsläppen kan öka vid flera punkter samtidigt.
- ❖ En funktion som beräknar det maximala antalet partiklar i volymboxarna under simuleringsperioden skulle vara till stor hjälp, då detta skulle innebära att man kommer undan momentet att behöva följa simuleringen och räkna partiklarna under tiden.
- ❖ Den saltskiktning som uppstår utanför Görvålverket vintertid finns inte inlagd i modellen vilket innebär att den risk förknippad med eventuell spridning av föroreningar vintertid förbises.
- ❖ För att få mer detaljerade resultat skulle det vara till hjälp om det gick att avgränsa volymboxen till en mindre volym kring råvattenintaget.

## 7.6 Riskvärdering av Görvålverket

I analysen som gjorts enligt ODP-metoden har det fastställts att Görvålverket har en väl fungerande mikrobiologisk barriär i förhållande till kvaliteten på råvattnet. Man når den nödvändiga barriärhöjden med marginal för alla typer av patogener. Enligt MRA-modellen har man en tillräckligt hög barriär för bakterier och parasiter men för att ligga under gränsvärdet på 1/10 000 sjuka per år är barriären för virus för låg med den antagna råvattenkvaliteten.

### 7.6.1 Förslag på åtgärder

Sammantaget kan slutsatsen dras att man för bakterier i dagsläget har en tillräckligt hög barriär, som trots störningar i driften kan reducera bakterier till koncentrationer som ligger under gränsvärdet för årlig infektion på 1/10 000 per år. För att öka reduktionen av bakterier kan man enligt MRA-modellen tillsätta fritt klor då detta ökar reduktionen avsevärt. En ökad UV-dos ger en marginell effekt på reduktionen av *Salmonella* och minimal med avseende på *Campylobacter* och *E.coli O157*.

För virus är barriären för låg enligt MRA-modellen och de årliga riskerna för infektion ligger där över det uppsatta gränsvärdet. För att klara detta gränsvärde för *Rotavirus* och *Norovirus* kan UV-dosen höjas till 40 mJ/cm<sup>2</sup> alternativt kan fritt klor tillsättas. För att öka reduktionen av *Adenovirus* till en acceptabel nivå måste fritt klor tillsättas då en förhöjd UV-dos inte påverkar reduktionen märkbart.

Även för parasiter har man en tillräckligt hög barriär som endast påverkades av störningar i fällningen. I MRA-modellen är det dock inte möjligt att öka reduktionen av parasiter, varken med förhöjd UV-dos eller med tillsats av fritt klor. Detta verkar rimligt med avseende på klor, dock ska det enligt litteraturen och tidigare studier (Defour (2003), WHO (2008) gå att uppnå en högre reduktion än 3 log<sub>10</sub>enheter för parasiter och därför antas detta bero på ett fel i modellen.

Då avloppsvatten innehåller alla typer av patogener kan det vara svårt att vid utsläpp bestämma vilka åtgärder som skall sättas in. En ökad UV-dos ger störst effekt på virus (dock inte *Adenovirus*) medan tillsats av fritt klor ger effekt på majoriteten av patogener, med undantag för de klortåliga som exempelvis *Cryptosporidium*. Vid större utsläpp nära intaget kan det därför bli nödvändigt att sätta in båda dessa åtgärder för att på så sätt säkra vattenkvaliteten. Dock kommer förmodligen den dos fritt klor som krävs för att få önskvärd effekt på patogenreduktionen att överstiga den maximala som får tillsättas enligt Livsmedelsverket.

Andra mer långsiktiga åtgärder är att minimera avloppspåverkan i vattentäkten Östra Mälaren genom att minska båttrafiken i det kritiska området kring råvattenintaget, att förbjuda tömning av septiktankar i närområdet, att fortsätta arbetet med att rena utsläpp från enskilda avlopp och minimera riskerna för pumpstopp med nödbräddning av pumpstationer som följd i omringliggande kommuner.

### 7.6.2 Analysosäkerheter

Osäkerheterna med den här analysen ligger framförallt i kvaliteten på indata som har använts till modellerna, då det endast gjorts ett begränsat antal studier på patogernas förekomst i svenska vatten och än färre på koncentrationerna i Östra Mälaren. Även studier på dos-respons samband är begränsade och har approximerats i MRA-modellen. Av de studier som gjorts (utökad provtagning under 2010) kan man dock se att i jämförelse med de patogenkoncentrationerna som använts vid

simuleringarna förefaller de flesta koncentrationerna lägre i Östra Mälaren, vilket skulle innebära att den här analysen är en överskattning av riskerna vilket man bör vara medveten om.

Andra osäkerheter ligger i brister i modellerna vilka sannolikt har påverkat resultaten samt studiens tidsbegränsning vilken har medfört begränsningar i antalet utförda simuleringar och antalet utsläppsscenarioer som har betraktats. För att få en bättre helhetsbild av hur de potentiella föroreningskällorna kan påverka råvattenkvalitén vid Görvålverket krävs att en mer ingående studie utförs på utsläpp från de föroreningskällor som har betraktats men även på andra typer av föroreningskällor.

### **7.6.3 Fortsatt arbete**

För att kunna göra mer detaljerade studier vid utsläpp krävs utförande av fler studier om förekomst av patogener i ytvatten samt på patogenernas dos-responssamband. Det är framförallt virus som kräver mer forskning då de analysmetoder som finns är komplicerade och möjligheten att avgöra om detekterade viruspartiklar, är virulenta eller inte, ännu inte finns.

För att till fullo kunna garantera att ett vatten är fritt från patogener krävs on-line övervakning av råvattenkvalitén. Forskning pågår inom detta område men tekniken finns ännu inte tillgänglig. Dock kan risker minimeras om man bildar en bättre uppfattning av den aktuella riskbilden. Detta innebär att analysera fler potentiella utsläppskällor av olika slag som exempelvis avrinning från betesmarker och utsläpp från enskilda avlopp samt att utföra fler simulerade utsläpp i Görvålverkets närområde.

## 8 SLUTSATSER

MRA-modellen och ODP-modellen har enligt den här studien visat sig vara bra verktyg och kompletterar varandra i utförandet av en risk- och sårbarhetsanalys. ODP-modellen ger en mer generell beskrivning av råvattenkvaliteten i vattentäkten och hur vattenverket står sig mot denna och kan därför användas för att få en första överblick över verkets sårbarhet vid normaldrift medan MRA-modellen kan användas för att simulera olika scenarier med driftstörningar, försämrade råvattenkvalitet och åtgärder av olika slag.

Görvålverket har en enligt ODP-modellen väl fungerande mikrobiologisk barriär med avseende på bakterier, virus och parasiter. Enligt MRA-modellen, har man en barriär som motsvarar gränsvärdet för infektion på 1/10 000 per år med avseende på bakterier och parasiter, men för virus är den för låg. Det är framförallt mot *Adenovirus* men även mot *Norovirus* och *Rotavirus* som det enligt modellen inte finns ett tillräckligt skydd. För att uppnå gränsvärdet krävs en höjning av reduktionen med cirka 1 log<sub>10</sub>enhet för *Norovirus* och *Rotavirus* och cirka 3 log<sub>10</sub>enheter för *Adenovirus*. Man bör dock ha i åtanke att MRA- analysen bygger på indata från andra vattendrag. Med ODP- modellens patogenreduktionskrav (utifrån prover på Görvålverkets råvatten) och MRA-modellens bedömning av vattenreningen är det endast reduktionen av *Adenovirus* som är för låg. För att uppnå gränsvärdet i detta fall krävs en höjning med cirka 1,5 log<sub>10</sub>enhet.

Störningar ger störst utslag på reduktionen av patogener om de sker i den kemiska fällningen eller i UV-anläggningen. Störningar i den kemiska fällningen försämrar reduktionen av samtliga patogener medan störningar i UV-desinfektionen påverkar reduktionen av virus vilken redan vid normaldrift är för låg (enligt MRA-modellen).

Enligt den här studien är det framförallt utsläpp i närheten av intaget som kan komma att påverka den slutliga dricksvattenkvaliteten, exempelvis tömning av septiktankar från fritidsbåtar nära intaget. Detta beror framförallt på Mälarens stora volym och därmed på den stora utspädning som mer avlägsna utsläpp genomgår. Dock kan påverkan från avlägsna utsläpps inte uteslutas då detta kräver fler studier inom området.

De åtgärder som finns tillgängliga för att öka reduktionen av patogener är antingen att öka UV-dosen eller att tillsätta fritt klor. En ökad UV-dos skulle endast påverka reduktionen av *Norovirus*, *Rotavirus* och *Salmonella* samt troligtvis parasiter medan tillsats av fritt klor skulle ge en kraftigt förhöjd reduktion av virus och bakterier men inte påverka reduktionen av parasiter nämnvärt. Detta innebär att för att höja barriären för alla typer av patogener krävs att båda åtgärderna vidtas.

Andra mer långsiktiga åtgärder är att minimera avloppspåverkan i vattentäkten Östra Mälaren genom att minska båttrafiken i det kritiska området kring råvattenintaget, att förbjuda tömning av septiktankar i Görvålverkets närområde, att fortsätta arbetet med att rena utsläpp från enskilda avlopp och minimera riskerna för pumpstopp med nödbräddning av pumpstationer som följd i omkringsliggande kommuner. Det innebär även att lägga resurser på forskning för att få en bättre uppfattning av patogeners egenskaper och förekomst i Svenska ytvatten samt utvecklandet av bättre metoder för att kunna analysera vatten med avseende på patogena mikroorganismer.



## 9 REFERENSER

- Andersson, Y., & Bohan, P. (2001). Disease surveillance and waterborne outbreaks. i L. Fewtrell, & J. Bartram, *WHO Water quality: Guidelines, standards and health*. London: IWA Publishing.
- Åström, J., & Pettersson, T. (2007). *Avloppsutsläpp och mikrobiologisk påverkan i råvattentäkten Göta älv*. Göteborg: Svenskt Vatten AB.
- CAC. (1999). *Principles and Guidelines for the Conduct of Microbiological Risk Assessment CAC/GL-30*. Codex Alimentarius Commission (FAO/WHO).
- Cheremisinoff, P. N. (1995). *Handbook of water & wastewater treatment technology*. New York: Marcel Dekker Inc.
- Dalin, E., Ansker, J., Häggström, P., Dahlberg, B., Pott, B. M., Ericsson, P., Lindgren, P. (2010). *Analysmetoder för Norovirus i ytvattentäkter - Utveckling av molekylärbiologisk metodik för detektion och kvantifiering i vatten och slam*. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Defour, A. P. (2003). *Assesing Microbial Safety of Drinking Water - Improving approaches and methods*. London: IWA Publishing.
- Ekvall, C. (2004). *Examensarbete: LCA av dricksvattendesinfektion- En jämförelse av klor och UV-ljus*. Uppsala: SLU Institutionen för biometri och kemi.
- Ekvall, J. (2008). *Dag- och bräddvattenpåverkan på dricksvattenproduktion i östra Mälaren*. Stockholm: Tyréns AB, VAS-rådet.
- FDA. (den 18 06 2009). *Bad Bug Book: Foodborne Pathogenic Microorganisms and Natural Toxins Handbook*. Hämtat från FDA, US Food and drug administration : <http://www.fda.gov/Food/FoodSafety/Foodbornellness/FoodbornellnessFoodbornePathogensNaturalToxins/BadBugBook/ucm071372.htm> den 26 01 2011
- Fewtrell, L., Bartram, J., & Organization, W. H. (2001). *Water quality: Guidelines, standards, and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London: IWA Publishing.
- Gale, P. (1996). Coliforms in the drinking water supply: what information do the 1/100ml samples provide. 4 (45).
- Haas, C. N., Rose, J. B., & Gerba, C. P. (1999). *Quantitative microbial risk assessment*. New York: John Wiley & Sons Inc.
- Jönsson, R., Kvibacke, C., Mäki, A., & Wikström, A.-S. (2008). *Vattenburen smitta i Walkerton år 2000*. Luleå: Livsmedelsverket.
- Lindberg, T., & Lindqvist, R. (2005). *Riskprofil: Dricksvatten och mikrobiologiska risker*. Sverige: Livsmedelsverket.
- Lindhe, A. (2010). *Riskanalys - från råvatten till tappkran*. Göteborg: Svenskt Vatten AB.

- Lundberg Abrahamsson, J., Ansker, J., & Heinicke, G. (2009). *MRA - Ett modellverktyg för svenska vattenverk*. Stockholm: Svenskt Vatten AB.
- Mälaren, V. Ö. (2001). *Vattenskydd Östra Mälaren*. Stockholm: Norrvatten, Ekerö kommun, Stockholm Vatten.
- Odegaard, H., Osterhus, S., & Melin, E. (2009). *Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis*. Hamar: Norsk Vann.
- Olsson, J. (2005). *Desinfektion på ledningsnätet- Effekten av dricksvattenkvaliteten*. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Petterson, S., Signor, R., Ashbolt, N., & Roser, D. (2006). *QMRA methodology*. Sydney: Microrisk.
- Pruimboom-Brees, I. M., Morgan, T. W., Ackermann, M. R., Nystrom, E. D., Samuel, J. E., Cornick, N. A. (2000). Cattle lack vascular receptors for Escherichia coli O157:H7 Shiga toxins. *Proc. Natl. Acad. Sci.U.S.A vol.97*, 10325-10329.
- Rimne, A. (2007). *Spridningsberäkningar i Sea Track för scenarioräkning av mikrobiella patogenkoncentrationer i Östra Mälaren*. Lund: Brandteknik och Riskhantering, Lunds tekniska högskola, Lunds universitet.
- SLV. (2001). *Föreskrifter om dricksvatten SLVFS 2001:30*. Livsmedelsverket.
- SLV. (2005). *Översättning av Codex dokument om allmänna principer för livsmedelshygien inklusive HACCP (FN-dokument CAC/RCP 1-1969, Rev. 4 (2003))*. Uppsala: Livsmedelsverket.
- SMHI. (2006). *Seatrack Östra Mälaren - Användarhandledning*. Norrköping: SMHI.
- SMI. (den 30 12 2010). *Fakta om smittsamma sjukdommar* . (SMI) Hämtat från SMI Smittskyddsinstitutet: <http://www.smi.se/sjukdomar/> den 15 02 2011
- SMI. (2011). *Giardia och Cryptosporidium i svenska ytvattentäkter*. Göteborg: Svenskt Vatten AB.
- Stenström, T., & Eva, S. (1996). *Desinfektion av dricksvatten III - En litteraturöversikt av identifierande biprodukter och risken för hälsoeffekter vid hög eller otillräcklig klorering*. Stockholm: Vatten.
- Svensson, K., Beckman-Sundh, U., Darnerud, P. O., Johnsson, H., Lindberg, T., & Sand, S. (2009). *Kemisk riskprofil för dricksvatten*. Livsmedelsverket.
- Törneke, K., Engman, M., & TyrénsAB. (2009). *Samhällskostnader vid störningar i dricksvattenförsörjningen*. Stockholm: VAS - rådet.
- Wallin, M. (2000). *Mälaren - Miljö tillstånd och utveckling 1965-98*. Tierp: Mälarens vattenvårdsförbund.
- Wallman, K. (2008). *Synoptisk undersökning av Mälarens vattenkemi*. Uppsala: SLU institutionen för vatten och miljö.
- Westrell, T. (2004). *Microbial risk assessment and its implications for risk management in urban water systems*. Tema institutet, Linköpings Universitet.

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 Research*, 13 (2), 181–97.

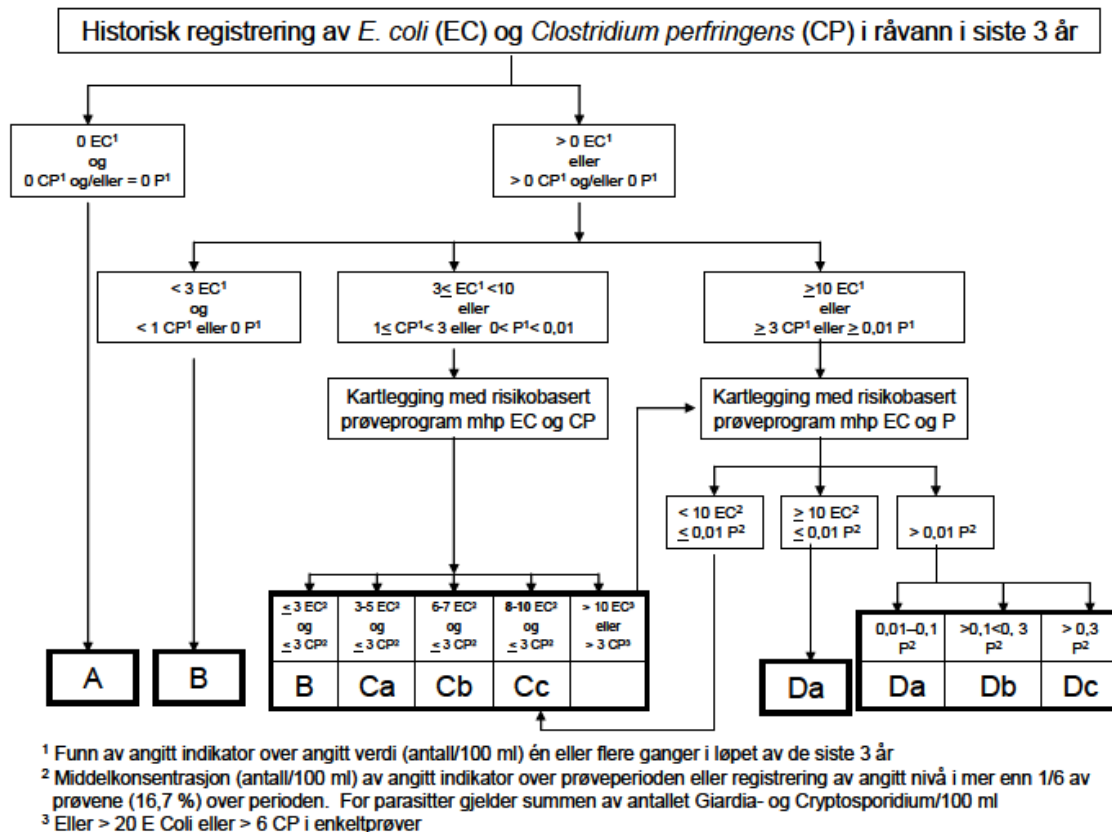
WHO. (2004 a). *Guidelines for Drinking Water Quality, 3rd edition*. Geneva: World Health Organization.

WHO. (2004 b). *Waterborne zoonoses: Identification, causes and control*. Edited by, J. Cotruvo, A. Dufour, G. Rees, R. Carr, D. O. Cliver, G. F. Craun, o.a., *Waterborne Zoonoses- Identification, Causes and Control*. London: IWA.

WHO. (2008). *Guidelines for Drinking Water Quality, 3rd edition*. Geneva: World Health Organization.

# APPENDIX 1

Figurer och tabeller till ODP-analysen.



Figur A 1. Figur for råvattenklassifisering enligt ODP-modellen, (Figur 3.2 i Odegaard (2009)).

Tabell A1. Den nødvendige reduksjonen i vannverket utifrån råvattenklassiferingen (Tabell 3.2 Odegaard (2009)).

	Vannverk- størrelse	Vannkvalitetsnivå i kilde			
		A	B	C	D
Barrierehøyde (nødvendig log-reduksjon i vannverket totalt)	< 1000	3,0b + 3,0v + 1,0p	4,0b + 4,0v + 1,5p	a. 4,5b + 4,5v + 1,5p b. 4,5b + 4,5v + 2,0p c. 4,5b + 4,5v + 2,5p	a. 5,0b + 5,0v + 2,0p b. 5,0b + 5,0v + 2,5p c. 5,0b + 5,0v + 3,0p
	1000 – 10.000	3,5b + 3,5v + 1,5p	4,5b + 4,5v + 2,0p	a. 5,0b + 5,0v + 2,0p b. 5,0b + 5,0v + 2,5p c. 5,0b + 5,0v + 3,0p	a. 5,5b + 5,5v + 3,0p b. 5,5b + 5,5v + 3,5p c. 5,5b + 5,5v + 4,0p
	> 10.000	4,0b + 4,0v + 2,0p	5,0b + 5,0v + 2,5p	a. 5,5b + 5,5v + 3,0p b. 5,5b + 5,5v + 3,5p c. 5,5b + 5,5v + 4,0p	a. 6,0b + 6,0v + 4,0p b. 6,0b + 6,0v + 4,5p c. 6,0b + 6,0v + 5,0p

Tabell A2. Data från den utökande analysen 2010 (20 provtagningar).

	<1 satt till 0		<2 satt till 0		Påvisad satt till 3		Ej påvisad satt till 0	
Datum	Cryptosporidium species/100L		Giardia species/100L		Campylobacter species	Clostridium perfringens, pres	E.coli, VTEC inkl O157	Salmonella species
	Konf	Pres	Konf	Pres	cfu/100ml	cfu/100ml	cfu/100ml	per liter
12-Apr-10	0	0	0	0	0	1	0	0
19-Apr-10	0	0	0	0	0	0	0	0
26-Apr-10	0	1	0	0	3	0	0	0
03-May-10	0	0	0	0	0	1	0	0
10-May-10	0	0	0	0	0	0	3	0
17-May-10	0	0	0	0	0	0	0	0
14-Jun-10	0	0	0	0	0	1	0	0
28-Jun-10	0	0	0	0	0	0	0	0
12-Jul-10	0	0	0	0	0	0	0	0
26-Jul-10	0	0	0	0	0	2	0	0
09-Aug-10	0	0	0	0	3	3	0	0
23-Aug-10	0	0	0	0	3	0	0	0
20-Sep-10	0	0	0	0	3	2	0	0
04-Oct-10	0	0	0	0	0	0	0	0
11-Oct-10	0	0	0	0	0	0	0	0
18-Oct-10	0	0	0	0	0	2	0	0
25-Oct-10	0	0	0	0	3	0	0	0
22-Nov-10	0	0	0	0	0	0	0	0
06-Dec-10	0	0	0	0	0	0	0	0
13-Dec-10	0	0	0	0	0	0	0	0
Summa	0	1	0	0	15	12	3	0
Mean	0	0.05	0	0	0.75	0.6	0.15	0
Stdev	0	0.223606798	0	0	1.332784975	0.940324692	0.670820393	0
Mean per L	0	0.0005	0	0	7.5	6	1.5	0
Stdev	0	0.002236068	0	0	13.32784975	9.40324692	6.708203932	0

Tabell A3. Logkrediter för åtgärder vid avrinningsområde och källa (Tabell 3.4 i Odegaard (2009)).

Typ av barriäråtgärd	Beskrivning av åtgärd	Log-kredit	Status
<b>Reduktion av föroreningstillförsel till vattentäkten</b>	Sanering av alla avloppsutsläpp direkt till vattentäkten och till de bäckar och älvar som leder till täkten	0,5b + 1,5v + 1,0p	-
	Införande av stängda avloppssystem för alla utsläpp i avrinningsområdet alt. bortledning av avloppsvatten från avrinningsområdet	1,5b + 1,5v + 1,0p	-
	Stängsla för att förhindra att betesdjur och hundar kommer i kontakt med vattentäkten samt uppsättning av papperskorgar i avrinningsområdet	0,75b + 0,75v + 0,5p	-
<b>Restriktioner av aktivitet i vattentäkten och avrinningsområdet</b>	Införande av förbud mot betesdjur i avrinningsområdet	1,0b + 1,0v + 0,75p	-
	Inneförande av förbud mot nybebyggelse och andra potentiellt förorenande aktiviteter i avrinningsområdet	0,75b + 0,75v + 0,5p	-
	Inneförande av förbud mot motorfordon i avrinningsområdet	0,5b + 0,5v + 0,25p	-
	Inneförande av förbud (alt.restriktioner) av båtsport, bad och annan rekreation i täkten	0,75b + 0,75v + 0,5p	-
	Inneförande av förbud mot att färdas i vattentäkten (alt restriktioner)	0,5b + 0,5v + 0,25p	-
<b>Åtgärder vid intaget</b>	Sänkning av råvattensintaget till ett djup som säkrar att språngskiktet ej når ner till intaget bortsett från i perioder av omrörning	1,0b + 1,0v + 0,75p	✓
	Flyttning av råvattenintag så att med stöd av hydrauliska studier påverkan av avloppsvatten och avföring från betesdjur är dokumenterat obetydlig	0,75b + 0,75v + 0,5p	-
	Inneförande av förbud mot färdmedel i närheten av intaget	0,25b + 0,25v + 0,25p	-

Tabell A4. Log-kredit för säkerhetsåtgärder och kontroll av råvattenkvalitet (Tabell 3.8 Odegaard (2009)).

Typ av barriäråtgärd	Beskrivning av åtgärd		Log-kredit	Status
Provtagningsfrekvens	Införande av utvidgad mikrobiell analys av råvatten	Minst som angivits i det riskbaserade provtagningsprogrammet	0,5b + 0,5v + 0,5p	✓
		Minst som angivits för nätkontroll	0,25b + 0,25v + 0,25p	✓
On-line mätning av vattenkvalitet	On-line mätning av turbiditet (alt. Andra parametrar som syftar till att mäta partikelinnehållet i råvattnet) och/eller <i>E.coli</i>	Som grund för att sätta in andra åtgärder än att stänga råvattentillförseln	0,25b + 0,25v + 0,25p	✓
		Med automatisk stängning av råvattentillförseln från tåkten om gränsvärden överskrids	1,0b + 1,0v + 0,75p	-
		Med larm och manuell avstängning av råvattentillförseln från tåkten om gränsvärden överskrids	0,75b + 0,75v + 0,5p	-
	On-line mätning av färgtal (alt. Annan parameter som syftar till att övervaka innehåll av organiskt material i råvattnet)	Med automatisk avstängning av råvattentillförseln från tåkten om gränsvärden överskrids	1,0b + 1,0v + 0,75p	-
Med larm och manuell avstängning av råvattentillförseln från tåkten om gränsvärden överskrids		0,75b + 0,75v + 0,5p	-	

<sup>1</sup> Förutsatt tillräcklig fällningskemikaliedos och god övervakning så att turbiditeten i producerat vatten <0,1NTU under minst 90 % av tiden. Om anläggningen är byggd för humusavskiljning, förutsätts färjavskiljningen > 70% minst 90 % av tiden

Tabell A5. Logkredit för den konventionella reningen vid Görvålverket (Tabell 3.9 Odegaard (2009)).

Vattenbehandlingsmetod	Log-kredit	Status
Snabb sandfiltrering utan flockning (filterhastighet < 7,5 m/h)	0,5b + 0,25v + 0,5p	-
Membran (MF) filtrering	2,0b + 1,0v + 2,0p	-
Membran (UF) filtrering	3,0b + 2,0v + 3,0p	-
Membran (NF) filtrering	3,0b + 3,0v + 3,0p	-
Långsamfiltrering (filterhastighet < 0,5m/h)	2,0b + 2,0v + 2,0p	-
Fällning/ direktfiltrering (mediafilter)	3,0b + 2,0v + 2,0p	-
Fällning /direktfiltrering (mediafilter)	3,0b + 3,0v + 2,0p	-
Fällning + sedimentering (ev flotation) + filtrering	3,0b + 2,0v + 2,0p	-
Fällning + sedimentering (ev flotation) + filtrering	3,0b + 3,0v + 2,0p	✓
Fällning /membran (UF/MF) filtrering <sup>1</sup>	3,0b + 3,0v + 3,0p	-

Tabell A6. Log-kredit för säkerhetsåtgärder och kontroll av driften i vattenverket (Tabell 3.10 Odegaard (2009)).

Typ av åtgärd	Beskrivning av åtgärd		Log-kredit	Status
On-line övervakning av vattenkvalitet med ev. motåtgärd vid överskridet gränsvärde	On-line mätning av turbiditet, färgtal eller annan parameter som syftar till att övervaka att åtgärden fungerar som tänkt	Av råvattenkvalitet – För optimal processstyrning av vattenbehandlingsanläggningen	0,5b + 1,0v + 0,5p	✓
		Av renvattenskvalitet- Med automatisk avstängning av råvattentillförseln	1,0b + 1,0v + 0,75p	-
		Av renvattenskvalitet- Med larm och manuell korrigering så att driften återställs till det normala vid överskridelse av gränsvärden	0,5b + 0,5v + 0,5p	✓
Kontinuerlig övervakning av strömtillförsel med motåtgärd vid strömbortfall	Kontinuerlig mätning av data angående strömtillförsel till vitala delar av vattenbehandlingsanläggningen och överföring av dessa till driftcentral en	Med automatisk igångsättning av nödströmsaggregat vid strömbortfall	0,75b + 0,75v + 0,75p	✓
		Med automatisk avstängning av råvattentillförsel vid strömbortfall	0,5b + 0,5v + 0,5p	-



Tabell A7. Dimensionerende Ct-värde (mg min /l) för bakterier, virus och parasiter (Tabell 4.1 Odegaard (2009)).

	Bakterier (3 log)		Virus (3 log)		Parasitter av gruppen <i>Giardia</i> (2 log)		Parasitter av gruppen <i>Cryptosporidium</i> (2 log)	
	4°C	0,5 °C	4°C	0,5°C	4°C	0,5°C	4°C	0,5°C
Klor								
pH < 7	1,0	1,5	4,0	6,0	75	100	i.a.	i.a.
pH 7 – 8	1,5	2,0	6,0	8,0	100	150	i.a.	i.a.
pH > 8	2,0	3,0	8,0	12,0	175	250	i.a.	i.a.
Kloramin	100	200	1500	2000	1750	2500	i.a.	i.a.
Klordioxid	1,0	1,5	20	25	25	40	1000	1250
Ozon	0,5	0,75	1,0	1,5	1,5	2,0	30	45

i.a. – ikke angitt. Ct-verdien er så høy at den er uinteressant for alle praktiske formål

Tabell A8. Logreduktionsavdrag for åtgärder ej utförda vid kloramindesinficeringen (Tabell 4.7 Odegaard(2009)).

Beskrivning av åtgärd	Log-reduktion-avdrag	Status
<b>Vid kortvarigt doseringsbortfall av kemiskt desinfektionsmedel</b>	<b>Max. 10%</b>	
Automatisk avstängning av all vattenproduktion	10 %	-
Larm och automatisk start av reservdoseringsutrustning	5%	-
Nödströmsaggregat installerat	10%	✓
<b>Åtgärd för att reducera risken för doseringsbortfall av kemiskt desinfektionsmedel</b>	<b>Max. 15%</b>	
Reservdoseringsutrustning installerad	5%	✓
Utjämningsvolym finns placerat efter desinfektionsanläggning	10%	✓
<b>Andra åtgärder</b>	<b>Max. 10%</b>	
Tillfredställande mätutrustning installerad	5%	✓
Lager med reservdelar finns	5%	✓
Tillfredställande rutiner för rengöring, kontroll och kalibrering av sensorer för mätning av restklor finns	5%	✓

Tabell A9. Inaktiveringsgrad för UV-anläggning med olika doser (Tabell 4.9 Odegaard (2009)).

40 mJ/cm <sup>2</sup> bestemt biosimetrisk	4b + 3,5v + 4p
30 mJ/cm <sup>2</sup> som beregnet gjennomsnittsdose	3b + 3v + 2p
15-20 mJ/cm <sup>2</sup> som veggdose	3b + 3v + 2p

Tabell A10. Logreduktionsavdrag för åtgärder ej utförda vid UV-anläggningen (Tabell 4.10 Odegaard (2009)).

Typ av åtgärd	Log-reduktion-avdrag	Status
<b>Åtgärd vid kortvarig bortfall av- eller reducerad effekt av UV- anläggning</b>	<b>Max 10%</b>	
Automatisk avstängning av all vattenproduktion	10 %	-
Larm och automatisk start av reservdesinfektion	5 %	-
<b>Åtgärder för att reducera risken för bortfall av- eller reducerad effekt av UV-anläggningen</b>	<b>Max 20%</b>	
UPS installerat	10 %	-
Nödströmsaggregat installerat	10 %	✓
Dokumentation av god kvalitet på strömförsörjningen	5 %	✓
<b>Andra dimensionerande åtgärder</b>	<b>Max 30%</b>	
Indelning i reaktorer så att man kan upprätthålla full försörjning vid bortfall av en reaktor	5 %	✓
Separat vattenvolymsmätning för varje UV-reaktor	10 %	-
Anläggning dimensionerad efter råvattenkvalitet	5 %	✓
Tillfredställande mätutrustning installerat, UV-intensitet sensorer rätt placerade, UV-transmissionsmätning	5 %	✓
Utjämningsvolym placerad efter UV-anläggning	10 %	✓
Reserv desinfektionsanläggning installerad	5%	-
<b>Andra driftmässiga åtgärder</b>	<b>Max 30%</b>	
Lager med kritiska reservdelar	5 %	✓
Automatisk avstängning av all vattenproduktion vid uppstart av UV-anläggning	10 %	-
God doseringskontroll	10 %	-
Automatisk avstängning i all vattenproduktion om drift är utanför valideringsområdet	10 %	-
Larm om driften är utanför valideringsområdet	5%	✓
Tillfredställande rutiner för rengöring, kontroll och kalibrering av sensorer	5%	✓
Driftdokumentation i form av varighetskurvor (Beräknad dos som funktion av % av tiden)	5%	-

