



Sveriges
lantbruksuniversitet

Riskbedömning av nuvarande och framtida dricksvattenproduktion i Eskilstuna enligt ODP och MRA

Maria Westermark

REFERAT

Riskbedömning av nuvarande och framtida dricksvattenproduktion i Eskilstuna enligt ODP och MRA

Maria Westermark

Vatten i Sverige har länge ansetts hålla hög kvalitet, men trots detta inträffar årligen sjukdomsfall orsakade av förorenat dricksvatten. I enlighet med livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten ska dricksvatten vara "hälsosamt och rent". Detta är dock inte ett praktiskt tillämpbart villkor, då ingen acceptabel risk har satts upp. Världshälsoorganisationen (WHO) och det amerikanska naturvårdsverket (US EPA) har däremot satt upp gränser för vad som är en acceptabel sjukdomsrisk respektive infektionsrisk för dricksvatten.

Denna studie syftade till att bedöma om reningen vid Hyndevads vattenverks, med avseende på mikroorganismer, möjliggör att en acceptabel risknivå uppnås. Detta har genomförts med hjälp av metoderna Optimal desinfektionspraxis (ODP) och Mikrobiologisk riskanalys (MRA). ODP är ett norskt system för att bedöma mikrobiologiska risker vid ett vattenverk och MRA är ett svenskt verktyg som genom att ta hänsyn till variationer i vattenkvalitet och driftförhållanden beräknar hälsoriskerna. MRA ger utdata i form av infektions- och sjukdomsrisk för konsumenterna samt gör det möjligt att på ett enkelt sätt jämföra olika typer av beredningar och scenarion med varandra.

Vattenverket visade sig varken ha tillräckligt antal skyddsbarriärer, enligt livsmedelsverkets rekommendationer, eller uppnå tillräcklig rening enligt ODP eller MRA. Resultaten har lett till bedömningen att reningen med avseende på mikroorganismer inte är tillräcklig och att åtgärder är nödvändiga. Som åtgärd föreslås att nuvarande reningsprocess kompletteras. De tillbyggnader som enligt simuleringarna i MRA skulle klara US EPA:s gräns, som innebär att den årliga infektionsrisken underskrider 1/10 000, var:

1. Membranfiltrering med porstorlek 0,01-0,1 μm
2. En kombination av Ozon (2 mg/l), UV-ljus (25 mJ/cm²) och monokloramin istället för nuvarande klorering, där tillbyggnaderna är beräknade för att behandla det konstgjorda grundvattnet
3. Kemisk fällning vid god flockbildning och filtrering

Nyckelord: MRA, ODP, mikrobiologisk risk, dricksvatten

Institutionen för Energi och Teknik, Sveriges Lantbruksuniversitet,
Box 7032, SE-750 07 Uppsala, Sverige

ABSTRACT

A risk assessment of present and future production of drinking water in Eskilstuna according to ODP and MRA

Maria Westermark

For a long time Sweden has been known to have a high quality of water, although every year diseases occur due to drinking water. According to the Swedish National Food Administration drinking water shall be “healthy and clean”. In practice this is hard to apply, as an acceptable risk level has not been decided. The World Health Organization (WHO) and the American Environmental Protection Agency (US EPA) have specified the acceptable risk for illness and infection due to drinking water.

The purpose of this study was to estimate if the process at Hyndevad water treatment plant achieves an acceptable risk level. This has been done by using the methods ODP (Optimal disinfection practice) and MRA (Microbiological risk assessment). ODP is a Norwegian method to evaluate if the process is good enough. MRA is a Swedish tool that includes variations in water quality and process operation which make it possible to replace risk estimates with calculated numbers. The data is given as risk of infection and disease for the consumers. This makes it possible to compare different types of processes and scenarios.

The study has shown that the water treatment plant neither provides sufficient protective fence according to Swedish National Food Administration recommendations, nor is effective enough according to ODP or MRA. This leads to the conclusion that the reduction of microorganisms is not good enough and actions are necessary. That is why it is suggested that the process is complemented. The additional processes that manage to accomplish the limit according to US EPA, less than 1/10 000 infected per year, would be:

1. Membrane filtration with mesh size 0,01-0,1 μm
2. A combination of 2 mg O_3/l , 25 mJ UV/cm^2 and monochloramine instead of current chlorination where the additional processes are calculated to treat the artificial groundwater
3. Chemical precipitation with good flocculation and filtration

Keywords: MRA, ODP, microbiological risk, drinking water

Department of Energy and Technology, Swedish University of Agricultural Sciences,
Box 7032, SE-750 07 Uppsala, Sweden

FÖRORD

Detta arbete är ett 30 hp examensarbete i slutet av min utbildning till civilingenjör inom miljö- och vattenteknik. Arbetet är genomfört vid Hyndevads vattenverk i Eskilstuna på uppdrag av Eskilstuna Energi och Miljö AB.

Först och främst skulle jag vilja tacka min handledare Admir Ibrisevic som är laboratoriechef vid Hyndevads vattenlaboratorium, Eskilstuna Energi och Miljö AB, för allt stöd under arbetets genomförande. Sedan skulle jag vilja tacka min ämnesgranskare Björn Vinnerås på institutionen för Energi och Teknik vid Sveriges lantbruksuniversitet för alla sakliga tips. Jag skulle även vilja tacka Annika Nordin på institutionen för Energi och Teknik vid Sveriges lantbruksuniversitet för hennes handledning. Då arbetet genomförts vid Hyndevads vattenverk har jag haft mycket hjälp av både drift- och laboratoriepersonal, vilket jag är väldigt tacksam för. Ett speciellt tack till driftteknikern Jonas Lindberg som jag under arbetets gång har diskuterat mycket med. Sist skulle jag vilja tacka alla som korrekturläst rapporten. Jag är väldigt tacksam för alla era synpunkter och allt stöd som jag fått under arbetets gång.

Eskilstuna 2011

Maria Westermark

Copyright © Maria Westermark och Institutionen för Energi och Teknik, Sveriges Lantbruksuniversitet

UPTEC W 11 032, ISSN 1401-5765 Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala 2011.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Riskbedömning av nuvarande och framtida dricksvattenproduktion i Eskilstuna enligt ODP och MRA

Maria Westermark

Under studien konstaterades att dricksvattenreningen vid Hyndevads vattenverk i Eskilstuna inte var tillräcklig med avseende på mikroorganismer. Reningen uppfyller inte livsmedelverkets rekommendationer med avseende på antalet steg i processen som motverkar att mikroorganismer når dricksvattnet. Denna rekommendation grundas på vattnets kvalitet innan reningen i vattenverket.

I studien användes en norsk metod, Optimal desinfektionspraxis (ODP), och en svensk metod, Mikrobiologisk riskanalys (MRA) för att granska processen. I ODP beräknas hur bra rening som krävs för det aktuella vattnet. Sedan studeras hur processen är uppbyggd och drivs, för att bedöma om reningen uppfyller det uppsatta kravet. MRA är ett svenskt verktyg som tar hänsyn till variationer i vattenkvalitet och driftförhållanden, vilket gör att uppskattade riskvärden kan ersättas med beräknade. MRA ger utdata i form av infektions- och sjukdomsrisik för konsumenterna samt gör det möjligt att på ett enkelt sätt jämföra olika typer av beredningar och scenarion med varandra. Båda metoderna gav resultatet att dricksvattenreningen vid vattenverket inte var tillräcklig. Resultaten är baserade på modeller av verkligheten och ska inte tolkas som en absolut sanning.

Detta innebär att konsumenterna av dricksvattnet kan utsättas för en hälsorisk, vilket inte är acceptabelt enligt livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (SLVFS 2001:30). Därför har förslag på kompletterande reningssteg med avseende på mikroorganismer studerats med hjälp av MRA. Målet har varit att infektionsrisken ska underskrida en acceptabel risk enligt det amerikanska naturvårdsverket (US EPA), vilket innebär att den årliga infektionsrisken underskrider 1/10 000.

De tillbyggnader som enligt simuleringarna i MRA skulle klara US EPA:s gräns var:

1. Membranfiltrering med porstorlek 0,01-0,1 μm
2. En kombination av Ozon (2 mg/l), UV-ljus (25 mJ/cm^2) och monokloramin istället för nuvarande klorering där tillbyggnaderna är beräknade för att behandla det konstgjorda grundvattnet
3. Kemisk fällning vid god flockbildning och filtrering

Studien har visat att en utvärdering med hjälp av ODP och MRA kan komma till god användning för att bedöma ett vattenverks rening med avseende på mikroorganismer. Bedömningen gör även att medvetenheten vid vattenverket kan öka och att förslag till förbättringar kan tas fram. Eftersom ODP och MRA inte bygger på samma principer så kompletterar metoderna varandra och ger en djupare förståelse.

Om fler vattenverk utvärderar sin rening skulle det kunna öka den allmänna kunskapen samtidigt som det bidrar till ett säkrare dricksvatten för konsumenterna. Dessutom behöver det diskuteras vad som ska anses vara en acceptabel risk när det kommer till svensk

dricksvattenproduktion. Genomförande av ODP och MRA medför att denna typ av frågor tas upp. I slutändan går det inte att bygga bort alla risker och det krävs att det finns en balans mellan risk och kostnader för att inte produktionen ska bli orimligt dyr.

Nyckelord: MRA, ODP, mikrobiologisk risk, dricksvatten

Institutionen för Energi och Teknik, Sveriges Lantbruksuniversitet,
Box 7032, SE-750 07 Uppsala, Sverige

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

REFERAT	I
ABSTRACT	II
POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING	IV
TABELLFÖRTECKNING	VII
FIGURFÖRTECKNING	IX
DEFINITIONER	XI
1 INLEDNING	1
2 SYFTE	2
2.1 AVGRÄNSNINGAR	2
3 HYNDEVADS VATTENVERK	3
3.1 BESKRIVNING AV HYNDEVADS VATTENVERK	3
3.2 SKYDDSOMRÅDE	5
3.3 PILOTANLÄGGNING ACTIFLO®	6
3.4 HAZARD ANALYSIS AND CRITICAL CONTROL POINT (HACCP)	6
3.5 MIKROBIOLOGISK RÅVATTENKVALITET	7
3.6 KOMPLETTERANDE STEG	7
3.6.1 UV-ljus	7
3.6.2 Ozon	8
3.6.3 Kemisk fällning	8
3.6.4 Membranfiltrering	9
4 BAKGRUND	10
4.1 MIKROORGANISMER	10
4.1.1 Bakterier	10
4.1.2 Virus	11
4.1.3 Parasiter	12
4.2 RIKTLINJER OCH LAGSTIFTNING	13
5 MATERIAL OCH METOD	15
5.1 MIKROBIOLOGISK RÅVATTENKVALITET	15
5.2 OPTIMAL DESINFEKTIONSPRAXIS (ODP)	15
5.2.1 Kompletterande steg	17
5.3 MIKROBIOLOGISK RISKANALYS (MRA)	18
5.3.1 Nuvarande process	19
5.3.2 Störning av råvattnets kvalitet	20
5.3.3 Kompletterande steg	20
6 RESULTAT	24
6.1 OPTIMAL DESINFEKTIONSPRAXIS (ODP)	24
6.1.1 Kompletterande steg	24
6.2 MIKROBIOLOGISK RISKANALYS (MRA)	24
6.2.1 Nuvarande process	25
6.2.2 Störning av råvattnets kvalitet	27
6.2.3 Kompletterande steg	27

6.3	JÄMFÖRELSE AV REDUKTIONERNA I MRA OCH ODP	32
7	DISKUSSION	33
7.1	RÅVATTENKVALITET	33
7.2	NUVARANDE PROCESS	34
7.2.1	<i>Optimal desinfektionspraxis (ODP)</i>	34
7.2.2	<i>Mikrobiologisk riskanalys (MRA)</i>	34
7.3	KOMPLETTERANDE STEG	35
7.3.1	<i>UV-ljus</i>	35
7.3.2	<i>Ozon</i>	36
7.3.3	<i>Kemisk fällning</i>	37
7.3.4	<i>Membranfiltrering</i>	37
7.3.5	<i>Kombination UV och Ozon</i>	37
7.4	FÖRDELAR OCH NACKDELAR MED ODP OCH MRA	38
8	SLUTSATS OCH REKOMMENDATIONER	40
9	REFERENSER	41
9.1	SKRIFTLIGA KÄLLOR OCH INTERNETKÄLLOR	41
9.2	MUNTLIGA KÄLLOR	43
BILAGOR		44
	BILAGA A	44
	BILAGA B	50
	BILAGA C	54
	BILAGA D	56

TABELLFÖRTECKNING

Tabell 1.	Provtagningsfrekvens vid Hyndevads vattenverk.	7
Tabell 2.	Andelen höga värden av mikroorganismer i råvattnet under perioden 080505-110404.	15
Tabell 3.	Sammanfattning av nödvändig barriärhöjd och log ₁₀ -krediter. Samtliga värden är angivna i log ₁₀ .	17
Tabell 4.	Log ₁₀ -reduktionen till följd av klorering.	17
Tabell 5.	Sammanfattning av teoretiska reduktioner för tillbyggnadsalternativen studerade i ODP.	18
Tabell 6.	Föreslagen indata på patogen till MRA då lokal data saknas (Lundberg Abrahamsson m.fl. 2009). Lognormal innebär att fördelningen antas vara lognormal fördelad med angivet medelvärde och standardavvikelse (std).	19
Tabell 7.	Teoretiska log ₁₀ -reduktionerna i åsen utifrån ODP (Ødegaard m.fl. 2009b), långsamfilter (LF) (Lundberg Abrahamsson m.fl. 2009), VA-forsk (Engblom & Lundh 2006) och WHO enligt Lundberg Abrahamsson m.fl. (2009). För ÅS 2 avser siffrorna min-medel-max.	20
Tabell 8.	Indata till simuleringar av nuvarande drift.	20
Tabell 9.	Indata till simuleringar med tillbyggnad av UV-ljus.	21
Tabell 10.	Förutsättningar i simuleringarna för tillbyggnad av ozon.	21
Tabell 11.	Teoretiska log ₁₀ -reduktion vid olika ozondoser.	22

Tabell 12. Teoretiska värden på log ₁₀ -reduktion för fällning (Lundberg Abrahamsson m.fl. 2009). Reduktionen är angiven som min-medel-max. KE 2 är den reduktion av bakterier som stämde bäst överrens med mätningarna från Actiflo [®] .	22
Tabell 13. Teoretisk log ₁₀ -reduktion av mikroorganismer vid filtrering. Där reduktionen är angiven som min-medel-max för MEM 1.	23
Tabell 14. Sammanfattning av resultaten från ODP på nuvarande processen med och utan skyddsåtgärder för CT _{medel} och CT _{min,95} . Samtliga värden är angivna i log ₁₀ . Negativt värde innebär att nödvändig barriärhöjd har uppnåtts.	24
Tabell 15. Sammanfattning av resultaten från ODP på nuvarande processen för CT _{medel} med tillbyggnader. Samtliga värden är angivna i log ₁₀ . Negativt värde innebär att nödvändig barriärhöjd har uppnåtts.	24
Tabell 16. Ingående koncentration i råvattnet samt hur många log ₁₀ -reduktioner i heltal som krävs för att acceptabel risk enligt US EPA:s och WHO:s ska uppnås. Lognormal innebär att fördelningen antas vara lognormal fördelad med angivet medelvärde och standardavvikelse (std).	25
Tabell 17. De ct-värden som krävs för en log ₁₀ -reduktion av respektive typ av mikroorganismer i ODP och MRA.	32
Tabell A1. Nödvändigbarriärhöjd (log ₁₀ -reduktion) utifrån råvattnets klassning och vattenverkets storlek (tabell 3.2, Ødegaard m.fl. 2009b).	45
Tabell A2. Värden för log ₁₀ -kredit relaterade till åtgärder i avrinningsområdet och kring råvattenintaget. Det är endast det största värdet inom respektive kategori som ger log ₁₀ -kredit. Maximal log ₁₀ kredit är 3b + 3v + 2p (tabell 3.4, Ødegaard m.fl. 2009b).	46
Tabell A3. Log ₁₀ -kredit för övervakning av råvattnets kvalitet. Maximal log ₁₀ -kredit är 1b + 1v + 0,75p (tabell 3.8, Ødegaard m.fl. 2009b).	47
Tabell A4. Log ₁₀ -kredit för övervakning av processerna. Maximal log ₁₀ -kredit är 1b + 1v + 0,75p (tabell 3.10, Ødegaard m.fl. 2009b).	47
Tabell A5. Log ₁₀ -kredit för konstgjord infiltration av ytvatten (tabell 3.7, Ødegaard m.fl. 2009b).	48
Tabell A6. Log ₁₀ -kredit för avskiljande processer (tabell 3.9, Ødegaard m.fl. 2009b).	48
Tabell A7. Dimensionerande ct-värde (mg*l/min) för inaktivering av bakterier, virus och parasiter (tabell 4.1, Ødegaard m.fl. 2009b) Maximal log ₁₀ -reduktion för kemisk desinfektion är 4b + 4v + 3p.	48
Tabell A8. Procentuellt avdrag från beräknad reduktion utifrån ct-värdet då åtgärder saknas för att minimera risken för doseringsbortfall. (tabell 4.7, Ødegaard m.fl. 2009b).	49
Tabell B1. Vägledande värden på den hydrauliska faktorn t ₁₀ /T direktöversatt från (tabell 4.2, Ødegaard m.fl. 2009a).	50
Tabell B2. Beräknade uppehållstider i stegen fram till första konsument.	51
Tabell C1. Beräknat ct-värde för doserna 1, 2 och 5 mg O ₃ /l och de teoretiska log ₁₀ -reduktionerna detta innebär.	55

Tabell D1. Sammanfattning av nuvarande anläggning och tillbyggnadsalternativen enligt MRA-simuleringarna. Där siffrorna anger årlig infektionsrisk. 56

FIGURFÖRTECKNING

Figur 1. Översiktsbild kring Hyndevads vattenverk som markerats med rött (Eniro.se 2011).	3
Figur 2. Förbehandling av vattnet innan infiltration. Modifierad illustration (EEM 2007).	4
Figur 3. Efterbehandling efter upptag av konstgjort grundvatten. Modifierad illustration (EEM 2007).	4
Figur 4. Sammanfattning över hur ODP genomförs och vilka steg som ingår. Samtliga tabeller och figurer finns i Bilaga A.	16
Figur 5. Teoretisk \log_{10} -reduktion i vid normaldrift där reduktionen i åsen baserat på olika källor.	25
Figur 6. Logaritmerad årlig infektionsrisk beräknad för olika reduktion i åsen vid normaldrift.	26
Figur 7. \log_{10} -reduktioner vid olika klordoser och avklingningshastigheter där reduktionerna i infiltrationsanläggningen baserats på reduktion för långsamfilter. Vid normal drift har en klordos (fritt klor) på 0,28 mg/l simulerats och vid högre dos 0,50 mg/l.	26
Figur 8. Logaritmerad årlig infektionsrisk för nuvarande process.	27
Figur 9. \log_{10} -reduktionen av mikroorganismer för olika UV-ljus alternativ.	27
Figur 10. Logaritmerad årlig infektionsrisk vid tillbyggnad av UV-ljus. Risker under 10^{-10} har satts till 10^{-10} , beräknade värden finns i bilaga D.	28
Figur 11. Reduktion av mikroorganismer då en ozonanläggning byggts till nuvarande anläggning. Då maximalreduktion vid ozonbehandling satts till 7 tiopotenser.	28
Figur 12. Logaritmerad årlig infektionsrisk vid tillbyggnad av ozonbehandling. Risker under 10^{-10} har satts till 10^{-10} , beräknade värden finns i bilaga D.	29
Figur 13. Reduktion av mikroorganismer vid tillbyggnad av ett kemiskt fällningssteg.	29
Figur 14. Logaritmerad årlig infektionsrisk vid tillbyggnad av fällningssteg följt av filtrering.	30
Figur 15. Reduktion av mikroorganismer vid tillbyggnad av membranfilter.	30
Figur 16. Logaritmerad årlig infektionsrisk vid tillbyggnad av membranfilter. Risker under 10^{-10} har satts till 10^{-10} , beräknade värden finns i bilaga D.	31
Figur 17. Reduktion av mikroorganismer vid tillbyggnad av både ozon och UV-ljus till nuvarande anläggning där natriumhypoklorit bytts mot monokloramin (KOMB).	31
Figur 18. Logaritmerad årlig infektionsrisk till vid tillbyggnad ozon och UV-ljus där natriumhypoklorit bytts mot monokloramin (KOMB). Risker som under 10^{-10} har satts till 10^{-10} , beräknade värden finns i bilaga D.	32

Figur A 1. Klassning av råvatten utifrån historisk data (figur 3.1, Ødegaard m.fl. 2009b).44

Figur B1. Graf A-K är uppmätta halter fritt klor relaterat till tiden efter klorering och graf L visar då mätserierna A-K lagts in i samma graf för att ge en bild av mätpunkternas variation. 53

Figur B 2. Teoretisk avklingning utifrån ekv. B3 då $k=0,057$ och $C_{in}=0,28$ mg/l. 53

DEFINITIONER

Barriärhöjd	Den Log_{10} -reduktion som krävs för tillfredställande rening. Detta skrivs för respektive mikroorganismgrupp som b (bakterier) + v (virus) + p (parasiter)
cfu	Koloniformande enhet, ett mått på antalet livskraftiga bakterier vid odling
COD	Chemical Oxygen Demand (kemisk syreförbrukning), anger hur mycket syre som konsumeras då provet oxideras
ct-värdet	Koncentrationen av desinfektionsmedel multiplicerat med kontakttiden. Där hänsyn tagits till desinfektionsmedlets koncentrationsminskning.
Cystor	Vilostadium som vissa parasiter och bakterier kan bilda. Cellen omges då av ett skyddande lager.
DALY's	Disability Adjusted Life Years, vilket ska motsvara den tid som inte levs vid full hälsa eller går förlorad genom förtidig död. Den tid som inte levs vid full hälsa är viktad beroende på hur allvarlig sjukdomen är. Detta gör det möjligt att jämföra olika typer av risker med varandra.
EEM	Eskilstuna Energi och Miljö AB
Fekalie	Avföring, kan komma från både människor och djur
Första konsument	Första punkt i systemet där vattnet är tillgängligt för konsumtion
HACCP	Hazard Analysis and Critical Control Point (Riskanalys och kritiska kontrollpunkter)
Log_{10} -kredit	Kan exempelvis erhållas för övervakning av processerna och är ingen egentlig reduktion. 1 Log_{10} -kredit innebär att 90 % av mikroorganismer räknas bort och 2 log_{10} -kredit att 99 % av mikroorganismerna räknas bort osv.

Log ₁₀ -reduktion	1 Log ₁₀ -reduktion innebär att 90 % av mikroorganismer avskiljts eller avdödats, 2 Log ₁₀ -reduktion motsvarar 99 % avskiljning eller avdödning osv.
Mikroorganismer	I detta arbete syftar mikroorganismer på parasiter, bakterier och virus, vilka även innefattas i mikrobiologiska risker.
MRA	Mikrobiologisk riskanalys
NTU	Nephelometric Turbidity Unit, enhet för att ange vattnets turbiditet, kan även benämnas FNU (Formazin Nephelometric Unit)
ODP	Optimal desineksjonspraxis (Optimal desinfektionspraxis)
Oocystor	Cryptosporidium vilostadium
QMRA	Quantitative Microbial Risk Assessment (Kvantitativ mikrobiologisk riskanalys)
SMI	Smittskyddsinstitutet
TOC	Totalt organisktkol
US EPA	United States Environmental Protection Agency (Amerikanska naturvårdsverket)
WHO	World Health Organization (Världshälsoorganisationen)
Zoonotisk	Sjukdom som kan smitta mellan olika arter

1 INLEDNING

I Sverige har länge den allmänna uppfattningen varit att vattenkvaliteten är bra, men varje år konstateras sjukdomsutbrott som är orsakade av dricksvatten (Lundberg Abrahamsson m.fl. 2009). Ett exempel på detta är epidemin i Östersund hösten 2010 som orsakades av parasiten *Cryptosporidium* i dricksvattnet (Hiltula & Johnson 2011). Ca 12 700 personer insjuknade under epidemin och Smittskyddsinstitutet skriver på sin hemsida att *"Utbrottet i Östersund är ett av de största kända dricksvattenburna utbrotten i Sverige."* (SMI 2011a). En undersökning av parasiterna *Giardia* och *Cryptosporidium* påvisade att någon av dem eller båda fanns i 32 % av de undersökta svenska ytvattentäkterna (Hansen 2011). Hansens undersökning visar att parasiter är relativt vanligt förekommande i svenska vatten. Utifrån detta bör det antas att parasiter kan finnas i alla ytvattentäkter.

Frågan som då bör ställas är om vattenberedningen klarar av att förse konsumenterna med rent dricksvatten och vad konsekvenserna blir om så inte är fallet. Eftersom det är många konsumenter kan konsekvenserna av förorenat dricksvatten bli mycket stora. Därför är det väldigt viktigt att kontrollera om reningen är tillräcklig även under extrema förhållanden.

I denna studie har dricksvattenproduktionen vid Hyndevads vattenverk i Eskilstuna studerats. Processen innebär att ytvatten från Hyndevadström används för att bilda konstgjort grundvatten genom infiltration. Det konstgjorda grundvattnet luftas, kalkas och kloreras innan distribution. Vid Hyndevads vattenverk har tidigare grunderna i en HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Point) genomförts för att identifiera och vikta riskerna för dricksvattnet.

För att bedöma om reningen är tillräcklig behöver råvattnets kvalitet och reningens effektivitet studeras. För att fördjupa analyserna och undersöka om reningen är tillräcklig eller behöver kompletteras kan den norska metoden Optimal desinfektionspraxis (ODP) och Svenskt Vattens metod Mikrobiologisk riskanalys (MRA) användas. Anledningen till att både ODP och MRA bör genomföras är för att de är utformade på olika sätt och därför kan komplettera varandra.

ODP bygger på att råvattnets kvalitet klassas och utifrån denna klassning bestäms hur stora reduktioner som krävs med avseende på mikroorganismgrupperna bakterier, virus och parasiter. Därefter sammanställs hur effektivt vattenberedningen är på att avskilja och avdöda respektive mikroorganismgrupp och om detta uppfyller kraven. Metoden tar inte hänsyn till att effektiviteten i processer kan variera över tid och ger ingen siffra på smittorisken för konsumenterna. Dessa delar behandlas dock i MRA där olika scenarier kan simuleras och effektiviteten i olika processer kan varieras. Resultaten anger hur stor reduktionen av mikroorganismer är samt vilken risk som konsumenterna utsätts för.

Dock bör det poängteras att ingen av metoderna ger de sanna värdena utan bygger på modeller av verkligheten och ska inte tolkas som en absolut sanning. Däremot kan metoderna ge ökad förståelse för reningsprocessen, eventuella risker, svagheter och en grund till vilka processkombinationer som kan vara lämpliga. Tillsammans ger detta en grund för att bedöma dricksvattenberedningen.

2 SYFTE

Syftet med studien var att med hjälp av metoderna ODP och MRA beräkna om reningen vid Hyndevads vattenverk med avseende på mikroorganismer innebär att en acceptabel risknivå uppnås. Beräkningarna innefattar scenarier med och utan en tillbyggnad av flockningsprocessen Actiflo[®]. Om reningen inte bedöms tillräcklig presenteras förslag på kompletterande reningssteg, och dessa utvärderas med samma metod.

2.1 AVGRÄNSNINGAR

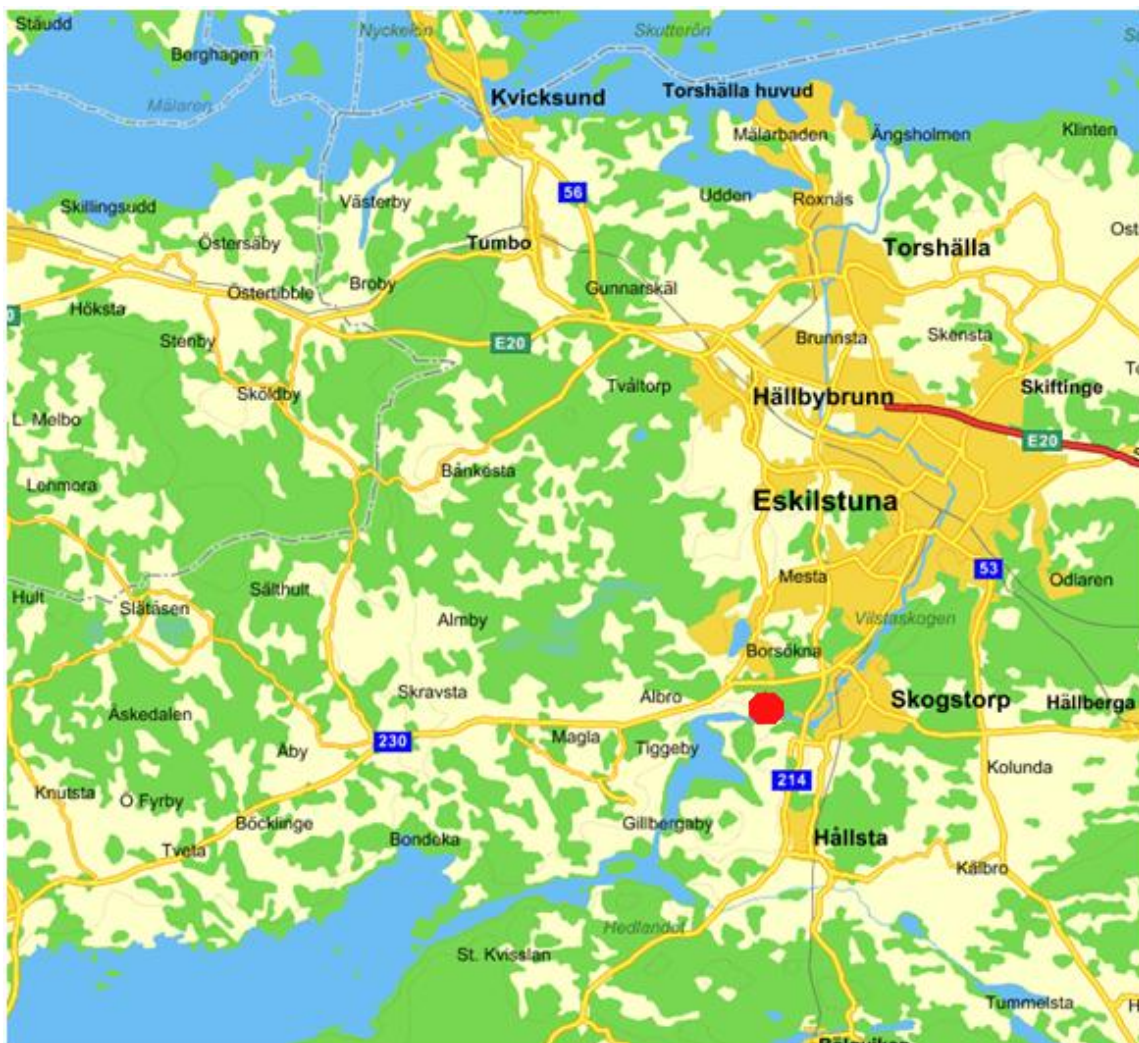
Studien innefattar endast Hyndevads vattenverk och tillhörande råvattentäkt.

Beräkningar om huruvida nuvarande process klarar eventuell framtida produktionsökning innefattas inte i denna studie.

3 HYNDEVADS VATTENVERK

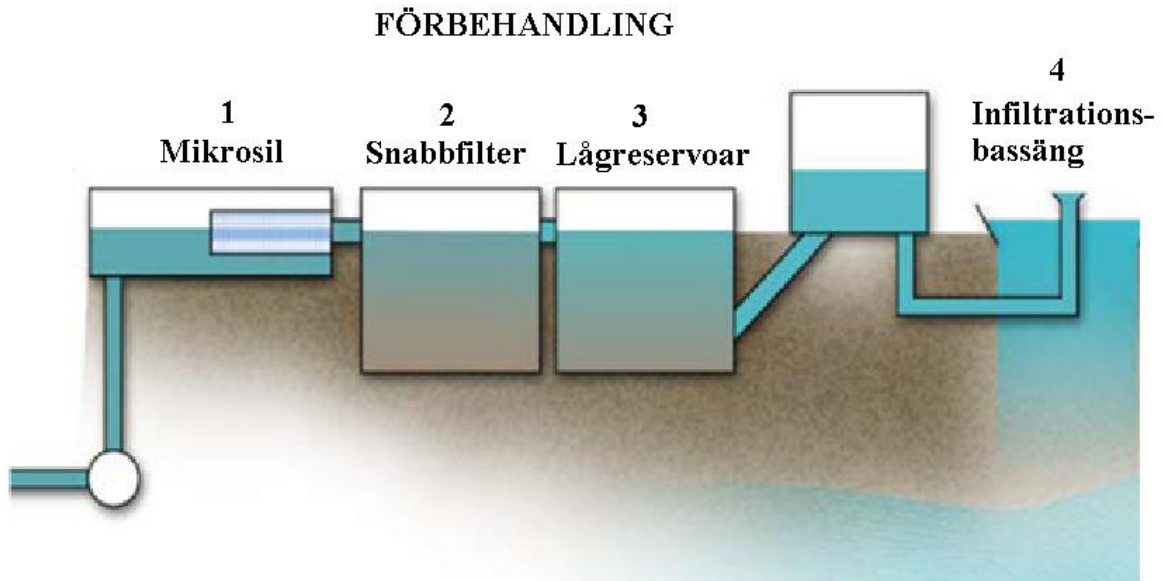
3.1 BESKRIVNING AV HYNDEVADS VATTENVERK

Hyndevads vattenverk ligger sydväst om Eskilstuna i Södermanland (figur 1) och försörjer ca 83 000 personer med dricksvatten (EEM 2007). Råvattnet tas från Hyndevadström som rinner ut från Hjälmarén i riktning mot Mälaren. Uppströms till Hjälmarén är de dominerande markanvändningarna skogs- och jordbruk.



Figur 1. Översiktsbild kring Hyndevads vattenverk som markerats med rött (Eniro.se 2011).

Verkets maximala kapacitet är 52 000 m³/dygn under en kortare period och dess medelkapacitet är 40 000 m³/dygn, vilket beräknas fylla Eskilstunas behov fram till år 2020 (EEM 2007). I dagsläget ligger medelproduktionen på ca 24 300 m³/dygn. År 1915 togs vattenverket i drift och har sedan byggts ut i flera omgångar (EEM 2007), vilket har resulterat i dagens vattenrening (figur 2 & figur 3). Under den senaste tiden har ett problem varit höga halter av COD_{Mn} i utgående vatten under våren (Skarbinski & Christensen 2011), vilket resulterat i provkörningar av alternativa tillbyggnader.



Figur 2. Förbehandling av vattnet innan infiltration. Modifierad illustration (EEM 2007).

Efter intaget i ån passerar vattnet först ett rengaller som avskiljer större föremål så att de inte följer med vattnet till de två parallella mikrosilarna, steg 1. Mellan dessa steg mäts vattnets temperatur och eventuella kolväteföreningar. I steg 1 avskiljs partiklar med en storlek större än 40 μm innan vattnet fördelas på sex parallella snabbfilter, steg 2. Efter filtren mäts turbiditet och vattnet mellanlagras i en lågreservoar, steg 3, innan det pumpas upp på åsen. Där får vattnet infiltrera i någon av de sex infiltrationsbäddarna för att bilda konstgjort grundvatten genom filtrering i åsen, steg 4. Normalt är fyra till fem infiltrationsbäddar i drift samtidigt (Lindberg 2010).



Figur 3. Efterbehandling efter upptag av konstgjort grundvatten. Modifierad illustration (EEM 2007).

Efter minst 12 dagars filtrering i åsen (Zagerholm 2009) pumpas vattnet upp i någon av de 12 grundvattenpumparna till luftningstrappan, steg 5. Där höjs vattnets pH samtidigt som det syresätts för att järn och mangan skall oxidera. Vattnet fördelas sedan på tolv snabbfilter i grundvattenbyggnaden, steg 6. Därefter pumpas vattnet till steg 7 där kalk tillsätts för ytterligare pH-behandling till pH 8,2 - 8,3 och natriumhypoklorit tillsätts för desinfektion. Vattnet samlas sedan i steg 8, en lågreservoar, innan det pumpas ut på ledningsnätet. På utgående vatten mäts turbiditet, total klorhalt samt pH.

Utöver de mätningar som angivits i beskrivningen ovan sker laborativa analyser med både kemiska och mikrobiologiska parametrar efter ett uppsatt kontrollprogram för att säkra vattnets kvalitet.

3.2 SKYDDSSOMRÅDE

Eskilstuna Energi & Miljö AB som är huvudman för vattenförsörjningen i Eskilstuna kommunen har tagit fram ett förslag på skyddsföreskrifter för Hyndevads ytvattentäkt. Hösten 2011 skickades förslaget till kommunstyrelsen som i sin tur har skickat förslaget på remiss till berörda och allmänheten. Eskilstuna kommun saknar reservvattentäkt, vilket gör att skyddsbehovet är extra stort. Skyddsföreskrifterna har utformats därefter och syftar till att skydda ytvattentäkten ur ett flergenerationers perspektiv (EEM 2011).

I förslaget föreslås en primär skyddszon på 1150 ha, en sekundär skyddszon på 3361 ha och en tertiär skyddszon på 38 500 ha (EEM 2011). Samtliga skyddszoner innefattar både vatten- och landområden. Den primära skyddszonen är utformad så att den ska motsvara en rinntid på 12 timmar till intaget, med en 50 meters zon på vardera sida om vattendraget. Den sekundära skyddszonen ska motsvara en rinntid på 24 timmar med en ytterligare skyddszon på 50 meter på vardera sida om vattendraget. Detta innebär att kring de vattenområden som räknas som primär skyddszon når den sekundära skyddszonen 100 meter in på land. För de vatten som ligger i den sekundära skyddszonen når zonen 50 meter in på land. Den tertiära skyddszonen som är skyddsområdets yttre gräns innefattar den närmsta delen av tillrinningsområdet (EEM 2011). Dessutom ska en skyddszon upprättas kring råvattenintaget.

- De största mikrobiologiska riskerna som har identifierats för ytvattentäkten är, utan inbördes ordning (EEM 2011):
- Utsläpp av latrin från båtar i närheten av intaget
- Enskilda avloppsanläggningar, läckage och tömning av strandnära anläggningar
- Strandbete och naturgödsel

Det finns idag inget generellt förbud mot tömning av båtlatin över öppet vatten i Sverige (EEM 2011). Detta innebär att det är helt lagligt att tömma båtlatin i närheten av intaget.

För att minska kontaminationsrisken nära intaget föreslås att endast vattentäktens huvudman (Eskilstuna Energi och Miljö AB) får vistas inom råvattenintagets skyddszon.

Bostadsområdena uppströms intaget är inte anslutna till det kommunala reningsverket. Dessa har istället enskilda avloppsanläggningar och alla uppfyller inte dagens krav på rening (EEM 2011). De två närmsta områdena, Sandbankarna och Hyndevadstrand, planeras att bli anslutna till det kommunala ledningsnätet. De andra anläggningarna ska ses över och olika lösningar ska beaktas. I den primära zonen föreslås att inga bräddavlopp för spillvatten ska tillåtas (EEM 2011).

För att minska de mikrobiologiska riskerna från strandbete föreslås ett förbud inom den primära skyddszonen, där dispens kan sökas förutom för Hyndevadström och Tandlaviken (EEM 2011). För att minska risken för kontaminering till följd av naturgödsel föreslås ett förbud mot spridning inom den primära skyddszonen samt att det krävs tillstånd för spridning inom den sekundära skyddszonen. Vid ett 100-årsregn skulle stora områden både upp- och nedströms översvämmas, vilket skulle kunna försämra råvattnets kvalitet (EEM 2011).

När det är låga vattenflöden är råvattnet extra känsligt och råvattenintaget kan då uppgå till ca 20 % av det totala flödet i Hyndevadström (EEM 2011). Det har även konstaterats att vindtransport är den viktigaste faktorn som påverkar vattnets strömningsbild, vilket gör att även föroreningar nedströms kan påverka råvattnet (EEM 2011).

3.3 PILOTANLÄGGNING ACTIFLO®

Under mars 2011 genomfördes ett pilotförsök med Actiflo®, ett kemiskt fällningssteg med lamellsedimentering (Skarbinski & Christensen 2011). Syftet var att reducera mängden COD_{Mn} i vattnet. Vid en eventuell installation skulle vattnet fortsätta i processen efter mikrosilarna. Processen provkördes för olika fällningskemikalier baserade på både järn och aluminium i kombination med mikrosand (80-150 µm) och polymerer (Skarbinski & Christensen 2011). Kemisk fällning i kombination med filtrering är även en mikrobiologisk säkerhetsbarriär (SLVFS 2001:30). Därför är detta pilotförsök även intressant ur ett mikrobiologiskt perspektiv.

För att studera avskiljningen är det bland annat intressant att studera utgående turbiditet från processen. Under provkörningen minskade utgående turbiditet till 0,5-2,0 FNU, vilket motsvarar en medelreduktion på 71 %. Vid provtagning av reduktionen av bakterier under steget uppmättes en medelreduktion på 72 %. Reduktionens effektivitet varierade mellan 29-88 %, vilket innebär att reduktionen av bakterier aldrig överskred en log₁₀-reduktion. Detta är lägre än den teoretiska reduktion som förväntas vid god flockbildning och filtrering.

3.4 HAZARD ANALYSIS AND CRITICAL CONTROL POINT (HACCP)

Under 2010 genomfördes grunderna i en Hazard Analysis and Critical Control Point (HACCP) för Hyndevads vattenverk. Analysen innebär att följderna för olika händelser viktas mot sannolikheten att de inträffar, vilket resulterar i en total risk för händelsen. Detta gör att riskerna kan rangordnas och att de största potentiella riskerna kan identifieras.

Sedan föreslås åtgärdsplaner för de identifierade riskerna som överskrider acceptabel nivå. De största riskerna av mikrobiologisk karaktär gällande Hyndevads vattenverk som identifierades var (EEM 2010):

- Att desinfektionen med klor skulle vara otillräcklig främst med avseende på virus (rank 8) och protozoer (rank 10)
- Kontamination i grundvattenbyggnaden på grund av bristande hygienrutiner (rank 8)
- Trafikolycka på väg 230, se figur 1 (rank 8)
- Att processkemikalierna skulle vara kontaminerade (rank 8)

Riskerna är rangordnade från 1-10 där 10 innebär störst risk. Dessa risker har värderats högre än riskerna för ytvattentäkten som nämnts i kapitlet om skyddsområde. De riskerna ska dock minskas om det är praktiskt möjligt (EEM 2011).

3.5 MIKROBIOLOGISK RÅVATTENKVALITET

Vid Hyndevads vattenverk används en provtagningsplan för mikroorganismer, där prov på ytvatten (YT), grundvatten efter infiltration (GR) och utgående dricksvatten (DR) tas på kontinuerlig basis (tabell 1). Detta gör att det finns historisk data över vattnets mikrobiologiska kvalitet.

Tabell 1. Provtagningsfrekvens vid Hyndevads vattenverk.

Mikroorganism	Veckovis	Månadsvis	Årsvis
Mikroorganismer 22°C, 3 dygn	GR, DR	YT	
Långsamväxande bakterier 22°C, 7 dygn	GR, DR	YT	
Koliforma bakterier	GR, DR	YT	
<i>E.coli</i> (ej <i>E.coil</i> O157)	GR, DR	YT	
<i>Clostridium perfringens</i>		YT, GR, DR	
<i>Aktinomyceter</i>		YT, GR, DR	
Parasiter och virus			YT

3.6 KOMPLETTERANDE STEG

För att kunna stärka reningsprocessen med avseende på avskiljning eller avdödning av mikroorganismer skulle processen vid Hyndevads vattenverk kunna kompletteras eller byggas om. Placeringen av en eventuell tillbyggnad beror på vilken typ av process det är och vilka krav som ställs på vattenkvaliteten och eventuella efterföljande steg.

3.6.1 UV-ljus

Ett UV-ljussteg innebär att vattnet bestrålas med UV-ljus, som har störst effekt mellan 240-280 nm med ett maximum på 254 nm (Thureson 2007). Som standard i Europa används en stråldos på 40 mJ/cm² och om UV-ljus inte är den enda säkerhetsbarriären så kan eventuellt en stråldos på 25 mJ/cm² tillämpas (Eriksson 2009). Strålningen reagerar med proteiner i cellen, vilket gör att mikroorganismerna inte kan reproducera sig och att även andra funktioner kan skadas (Eriksson 2009). Detta har god effekt på exempelvis

E. coli, *Cryptosporidium* och *Giardia*, medan Adenovirus är mycket motståndskraftig. Vid en dos på 25 mJ/cm² kan bland annat *E.coli*, *Cryptosporidium* och *Giardia* reduceras med 4 log₁₀ enligt Eriksson (2009).

Det är viktigt att vattnet har god genomsläplighet och inte har hög turbiditet eller innehåller partiklar (Thureson 2007). Dessutom ska försiktighet vidtas om vattnet innehåller höga TOC halter då det finns risk för beläggningar, bildning av lättillgängliga kolföreningar och illaluktande ämnen (Eriksson 2009). Vid TOC halter över 3 mg/l föreslås att lågtryckslampor används istället för medeltryckslampor för att minska dessa risker. Eftersom beläggningar lättare bildas på medeltryckslampor som har en högre temperatur samtidigt de sannolikt även ökar risken för att lättillgängliga kolföreningar bildas. En annan risk är att om vattnet innehåller höga halter nitrat kan nitrit bildas (Eriksson 2009). Eriksson föreslår att steget skall placeras så sent som möjligt i processen.

3.6.2 Ozon

Ozon är ett oxidationsmedel som består av tre syreatomer vars gas är giftig. Normalt används ozon inte enbart som desinfektionsmedel i Sverige (Thureson 1992). Det är genom dess goda oxidationsförmåga som desinfektion sker (Eriksson 2009). Ozonsteget ska inte placeras sist i reningsprocessen då det kan bilda lätt nedbrytbara kolföreningar. Dessa måste avlägsnas, genom exempelvis biologisk filtrering, före ledningsnätet för att motverka eventuell tillväxt på väg till konsument (Eriksson 2009 & Ødegaard m.fl. 2009a). Om brom finns i vattnet kan bromat, som misstänkas vara cancerogent, bildas (Ødegaard m.fl. 2009a). Normalt används doser på ca 0,5 mg O₃/l i desinfektionssyfte och doser upp till 5 mg O₃/l i syfte att reducera humus (Ødegaard m.fl. 2009a), men ozon kan även användas för reduktion av järn och mangan (Thureson 1992). Då ozon inte kan lagras måste framställning ske vid verket (Thureson 1992).

Vid en provkörning av ozon vid Hyndevads vattenverk krävdes att syrgas köptes in för ozonproduktionen då den fuktiga miljön försvårade framställningen (Skarbinski 2008). Under provkörningen, vars syfte var att studera reduktionen av COD_{Mn} vid användning av ozon, konstaterades det att processen var mycket känslig och flera driftstörningar upptäcktes.

3.6.3 Kemisk fällning

Kemisk fällning placeras normalt i början av processen. Detta görs för att flockar av humus och andra grumlande partiklar ska bildas och kunna avskiljas genom antingen sedimentation eller flotation (Thureson 1992). På detta sätt avskiljs även mikroorganismer som binds in i flockarna. Fällning sker normalt med järn- och aluminiumbaserade flockningsmedel och eventuella hjälpkoagulanter för att bilda stabilare och kompaktare flockar. Hur bra avskiljningen blir beror på många faktorer, såsom pH-värde, flockningstid, temperatur, tillsatta kemikalier och omrörningen i steget (Thureson 1992). Dessutom beror det på andra faktor i råvattnet såsom humushalt och alkalinitet. Om råvattnet har hög humushalt och låg alkalinitet, eller om vattnet är väldigt klart kommer inte bra flockar att bildas (Thureson 1992).

3.6.4 Membranfiltrering

Membranfiltrering innebär att vattnet pressas genom ett finmaskigt nät där partiklar större än porerna avskiljs. Detta sker med hjälp av tryckskillnader. Ju mer partiklar, desto oftare behöver filtret backspolas. Om filtret placerar sent i processen skulle detta innebära färre backspolningar samtidigt som risken för kontaminering av vattnet minskas.

4 BAKGRUND

4.1 MIKROORGANISMER

I Livsmedelsverkets föreskrifter anges endast gränsvärden för indikatororganismer, vilket medför att generellt analyseras enbart indikatororganismer vid produktion av dricksvatten. Som indikatororganismer används generellt bakterier som är vanligt förekommande hos djur och människor. Mestadels används de för att indikera fekal förorening, vilket innebär att patogen skulle kunna förekomma i vattnet. Ofta används olika indikatororganismer för att indikera olika typer av patogen, *Clostridium perfringens* kan exempelvis användas för att indikera förekomsten av virus och parasiter (Fewtrell & Bartram 2001). Helst skall indikatororganismer finnas i större antal, överleva längre och i större utsträckning än de organismer som man vill att de skall indikera. Dessa önskningar uppfylls sällan, vilket resulterar i att även om inga indikatororganismer hittas kan vattnet fortfarande innehålla patogen (Thureson 2004). Det finns en stor osäkerhet med indikatororganismer då det inte finns någon direkt korrelation till de patogen som är av intresse (Fewtrell & Bartram 2001).

4.1.1 Bakterier

Bakterier är i storleksordningen 1 µm (Ødegaard m.fl. 2009a). De är en grupp mikroorganismer som generellt sätt är känsliga för klor, men de bakterier som bildar sporer kan tåla högre doser (Lundberg Abrahamsson m.fl. 2009).

4.1.1.1 Koliforma bakterier

Koliforma bakterier är en grupp av bakterier som är mindre känsliga för desinfektion, vilket gör dem till en lämplig indikator efter desinfektion. I gruppen ingår bland annat *Escherichia coli*. Koliforma bakterier kommer från tarmar, mark och vatten (Thureson 2004), vilket gör att de även kan användas som en indikator för inläckage. I fekalier kan de förekomma i halter på 10^7 - 10^9 organismer/g (Haas m.fl. 1999). Eftersom de inte enbart finns i fekalier behöver inte förekomst i vattnet innebära att det är påverkat av fekalier.

4.1.1.2 *E. coli*

E. coli används ofta rutinmässigt som en indikatororganism för färsk fekal förorening (SMI 2011b). De kan inte föröka sig i naturligt vatten (Thureson 2004) och är en del av den naturliga tarmfloran. I fekalier kan de förekomma i halter på 10^6 - 10^9 organismer/g (Haas m.fl. 1999) och de flesta är inte patogena, men vissa arter kan orsaka magbesvär exempelvis *E. coli* O157 (Lundberg Abrahamsson m.fl. 2009). Infektionsdosen för arten EHEC (Enterohemorragiska *E. coli*), *E. coli* O157 H:7, är inte känd men kan ligga kring 10 organismer. För ETEC (Enterotoxigenic *E. coli*) som är en annan art inom familjen *E. coli* är infektionsdosen i storleksordningen 10^8 - 10^{13} organismer (FDA 2011). Detta innebär att infektionsdosen varierar kraftigt inom familjen *E. coli*. Under våren 2011 insjuknade ca 4 400 personer i en EHEC smitta i Tyskland varav ca 50 avled (SMI 2011c). Källan misstänkts varit råa groddar från en producent där samma typ av bakterie som orsakade utbrottet identifierats (SMI 2011d).

I en undersökning påvisades att 8,9 % av svenska nötdjursbesättningar var infekterade med *E. coli O157*, 1,2 % av djuren bar på bakterien och dessa behöver inte visa några tecken på sjukdom (Eriksson 2010). Ca 9 % av de djur som var infekterade kan utsöndra mer än 10^3 eller 10^4 *E. coli O157* per gram fekalier och dessa uppskattas stå för ca 96 % av den totala utsöndringen. Varje vuxet djur utsöndrar 13-33 kg spilling per dygn (Rosén & Friberg 2003), vilket innebär att en stor mängd bakterier kan produceras från ett enskilt djur. *E. coli O157* kan överleva i ca 40 dygn i vatten vid 21°C och mer än 70 dygn vid 5°C.

4.1.1.3 Salmonella

Salmonella finns hos ett stort antal djurarter, främst fåglar och grisar (FDA 2011). I fekalier kan de förekomma i halter på 10^4 - 10^{11} organismer/g (Haas m.fl. 1999). Infektionsdosen är låg och ligger på 15-20 organismer enligt FDA (2011), men enligt SMI (2011b) krävs upp till 100 000 bakterier. De påpekar dock att infektionsdosen kan vara lägre för känsliga grupper och att det har indikerats att infektionsdosen skulle kunna vara så låg som ett fåtal bakterier i feta livsmedel.

4.1.1.4 Campylobakter

Campylobakter är den vanligaste bakterien som orsakar vattenburen smitta i Sverige (SMI 2011b). De kommer ofta ifrån fåglar och boskap (FDA 2011) och överlever länge i kalla vatten med hög humushalt (Lundberg Abrahamsson m.fl. 2009). De är dock relativt känsliga för exempelvis klor -behandling (FDA 2011). Infektionsdosen varierar beroende på person, men är ca 400-500 organismer (FDA 2011).

4.1.1.5 Clostridium perfringens

Clostridium perfringens kan finnas i fekalier från både människor och djur (FDA 2011) och är en indikatororganism som används för att indikera gammal fekal förorening eftersom de kan överleva länge (Ødegaard m.fl. 2009b). Anledningen till den goda överlevnadsförmågan är att *Clostridium perfringens* kan anta sporform och då är mycket motståndskraftig (SMI 2011b). Detta gör att den är en lämplig indikator för andra tåliga organismer. I fekalier kan de förekomma i halter på 10^4 organismer/g, men de kan även förekomma naturligt i andra miljöer (Thureson 2004). Infektionsdosen ligger enligt FDA (2011) på fler än 10^8 organismer och enligt SMI (2011b) på ca 10^6 organismer. Det är toxinet som de bildar som orsakar sjukdomssymtom (FDA 2011).

4.1.2 Virus

Virus kan överleva, men till skillnad från t.ex. bakterier inte tillväxa, utanför sin värdorganism (SMI 2011b). De är i storleksordningen mindre än $0,1 \mu\text{m}$ (Ødegaard m.fl. 2009a). Virus indikeras ofta med hjälp av bakteriofager som är speciella bakterievirus och generellt är mer motståndskraftiga mot desinfektion än bakterier (Thureson 2004). De flesta virus är mycket tåliga mot klorering och vissa, såsom Adenovirus, är även motståndskraftiga mot desinfektionsmetoder som UV-ljus (Lundberg Abrahamsson m.fl. 2009). Generellt är virus arts specifika eller angriper endast ett begränsat antal arter då de måste kunna fästa in till värdcellen (Cotruvo m.fl. 2004). Det har inte dokumenterats något fall då vatten kontaminerat med virus från djur infekterat människor. För att viruset ska kunna infektera en annan art krävs att det sker en mutation av viruset och detta är mest

sannolikt för RNA-virus då dessa är mer mutationsbenägna än DNA-virus, då fel kopiering i DNA korrigeras (Cotruvo m.fl. 2004).

4.1.2.1 Adenovirus

Samtliga kända arter inom familjen Adenovirus kan infektera människor (SMI 2011b). De kan även infektera andra däggdjur och fåglar (FDA 2011). Trots att viruset förekommer hos både människor och djur behöver inte detta innebära att de smittar mellan arterna. Då Adenovirus har dsDNA som arvsmassa (Dalín m.fl. 2010) är det inte troligt att de är zoonotiska. Effekten av desinfektion varierar kraftigt inom familjen Adenovirus, men generellt är de mycket tåliga när det gäller extrema förhållanden (Lundberg Abrahamsson m.fl. 2009). I fekalier kan de förekomma i halter på 10^{12} organismer/g (Haas m.fl. 1999) och infektionsdosen är okänd men antas vara låg (FDA 2011).

4.1.2.2 Rotavirus

Rotavirus är ett ssRNA-virus (Dalín m.fl. 2010) som har en god överlevnad i vatten, men är känslig för såväl fritt klor, UV-ljus som ozon (Lundberg Abrahamsson m.fl. 2009). Det har funnits segment från både människor och djur hos Rotavirus, vilket indikerar att det kan smitta mellan arter (Cotruvo m.fl. 2004). I fekalier kan de förekomma i halter på 10^{10} virus/g enligt Haas (1999) och i halter på 10^8 - 10^{10} virus/g enligt FDA (2011). Infektionsdosen ligger på 10-100 virus (FDA 2011).

4.1.2.3 Norovirus

Norovirus är ett ssRNA-virus (Dalín m.fl. 2010) som endast har visat sig infektera människor (SMI 2011b). De misstänks vara tåliga för flera typer av desinfektion så som pH, klor och klordioxid även om forskningsunderlaget på detta område är begränsat (Lundberg Abrahamsson m.fl. 2009). I fekalier kan de förkomma i koncentrationer upp till 10^{12} och har en infektionsdos på 10-100 virus (Dalín m.fl. 2010).

4.1.3 Parasiter

I en undersökning av förekomsten av parasiter i svenska ytvatten återfanns antingen någon eller båda parasitgrupperna *Cryptosporidium* och *Giardia* i 32 % av vattentäkterna (Hansen 2011). Parasiter är i storleksordningen 3-10 μm (Ødegaard m.fl. 2009a) och kan utsöndras i koncentrationer på 10^6 - 10^7 parasiter/g fekalier (Haas m.fl. 1999). Parasiter är mer resistent mot klor än både bakterier och virus (Ødegaard m.fl. 2009a & SMI 2011b).

4.1.3.1 Cryptosporidium

I gruppen *Cryptosporidium* ingår ca 20 arter, men det är främst *Cryptosporidium parvum* och *Cryptosporidium hominis* som infekterar människor. *Cryptosporidium parvum* kan infektera både djur och människor medan *Cryptosporidium hominis* främst infekterar människor (SLV 2011). *Cryptosporidium*s oocystor är väldigt tåliga mot kyla och kan tåla temperaturer ner till minus 15°C (Lundberg Abrahamsson m.fl. 2009).

Ett eventuellt samband mellan turbiditet och *Cryptosporidium* skulle kunna grundas på att vattnets turbiditet ökar vid kraftig nederbörd som spolar med sig partiklar och eventuella parasiter till vattentäkten. Det finns studier som visat att det finns en korrelation mellan höjd turbiditet och *Cryptosporidium*, men detta innebär inte att vatten med låg turbiditet är

fritt från parasiten (Lundberg Abrahamsson m.fl. 2009). Det finns även en studie som inte funnit något samband mellan mängden parasiter i vattnet och turbiditet (Hansen 2011). Detta innebär att det inte finns något entydigt säkerställt samband mellan turbiditet och förekomsten av *Cryptosporidium*.

Oocystorna kan utsöndras från infekterade nötkreatur, får, rådjur och älgar (FDA 2011). I en undersökning av svenska mjölkbesättningar återfanns *Cryptosporidium* i 96 % av besättningarna, men endast 12,4 % av dessa *Cryptosporidium parvum* (Silverlås 2010). I undersökningen konstaterades att denna art var vanligast förekommande bland unga djur och för äldre djur dominerar andra arter av *Cryptosporidium*. Oocystorna är resistenta mot de flesta kemiska behandlingarna, men är känsliga för uttorkning och UV-ljus (Hansen 2011). Infektionsdosen ligger på under tio parasiter och även enstaka parasiter kan starta en infektion (FDA 2011).

4.1.3.2 *Giardia*

Giardia är en parasit som kan infektera de flesta däggdjur, men det är arten *Giardia lamblia* subtyper A och B som infekterar människor (SMI 2011b). *Giardias* cystor överlever länge i kalla vatten och är även tåliga mot klorering (Lundberg Abrahamsson m.fl. 2009), däremot är de känsliga för uttorkning (SMI 2011b). Infektionsdosen ligger på en eller fler cystor enligt FDA (2011) och färre än 100 cystor enligt SMI (2011b).

4.2 RIKTLINJER OCH LAGSTIFTNING

Redan från råvattenintaget bedöms vattnet som ett livsmedel, vilket innebär att hela beredningen lyder under livsmedelsverkets föreskrifter SLVFS 2001:30. I vägledningen står att följande reningssteg kan räknas som säkerhetsbarriär för mikroorganismer:

- Konstgjord infiltration
- Kemisk fällning med efterföljande filtrering
- Långsamfilter
- Primärdesinfektion
- Membranfiltrering (<0,1µm)

Den beskrivs dock inget krav på hur effektiva barriärerna måste vara på att avskilja eller avdöda mikroorganismer för att få räknas som säkerhetsbarriär. I 3§ står att ”Beredningen skall vara försedd med ett tillräckligt antal säkerhetsbarriärer mot mikrobiologisk förorening” (SLVFS 2001:30). Detta har resulterat i att om råvattnets normala innehåll är mer än 100 koliforma bakterier/100ml eller mer än 10 *E. coli*/100ml rekommenderas minst tre säkerhetsbarriärer enligt vägledningen.

Gränsvärden för mikroorganismer i utgående dricksvatten gäller mängden indikatororganismer och inte patogen (SLVFS 2001:30). Detta medför att det vanligtvis är indikatororganismer som analyseras vid svenska vattenverk, men patogen kan förekomma även om indikatororganismer inte påvisas. Föreskrifterna ställer dock hårda krav på vattnets kvalitet vilket framgår av 7§ ”Dricksvatten ska vara hälsosamt och rent. Det ska avses vara hälsosamt och rent om det inte innehåller mikroorganismer, parasiter och ämnen i sådant antal eller sådana halter att de kan utgöra fara för människors hälsa” (SLVFS

2001:30). WHO har dock satt upp en acceptabel risk för dricksvatten. Denna ligger på mindre än 1 μ Daly (WHO 2004). Även det amerikanska naturvårdsverket, US EPA, har satt upp en acceptabel risk för dricksvatten och denna ligger på mindre än 1/10 000 infekterade per år (Lundberg Abrahamsson m.fl. 2009).

5 MATERIAL OCH METOD

Innan ODP och MRA genomfördes på Hyndevads vattenverk studerades verkets olika steg och hur övervakningen av processerna sker. Detta gjordes för att få en översiktlig bild av reningen och hur vattenverket drivs. Sedan sammanställdes befintlig råvattendata för att kunna användas som indata. Antalet rekommenderade säkerhetsbarriärer utlästes från råvattnets kvalitet. Därefter genomfördes ODP för nuvarande anläggningen och alternativa tillbyggnader. Efter genomförd ODP simulerades nuvarande anläggning i MRA som sedan kompletterades med alternativa tillbyggnader.

5.1 MIKROBIOLOGISK RÅVATTENKVALITET

Data från de kontinuerliga provtagningarna på ytvattnet under tre år tillbaka har legat till grund för bedömning av vattnets mikrobiologiska kvalitet. Vid bearbetningen av insamlad data togs det fram hur stor andel av proverna som överskrider värden enligt tabell 2, för mikroorganismerna *Clostridium perfringens*, *E. coli* och koliforma bakterier. Detta för att kunna klassa råvattnet enligt ODP (bilaga A, figur A1) och för att avläsa antalet säkerhetsbarriärer som rekommenderas enligt Livsmedelsverket vägledning till föreskrifter om dricksvatten (SLVFS 2001:30). För *Clostridium perfringens* fanns det inte data för hela perioden utan endast för ca 1,5 år tillbaka. Det kan utläsas att 29 % av *E. coli* proverna och 40 % av proverna på Koliforma bakterier överskrider gränsvärdet då minst tre säkerhetsbarriärer rekommenderas, se kapitel 4.2. Medelvärdena för *Clostridium perfringens*, *E. coli* och koliforma bakterier beräknades också, vilket resulterade i 8, 9 respektive 176 cfu/100ml.

Tabell 2. Andelen höga värden av mikroorganismer i råvattnet under perioden 080505-110404.

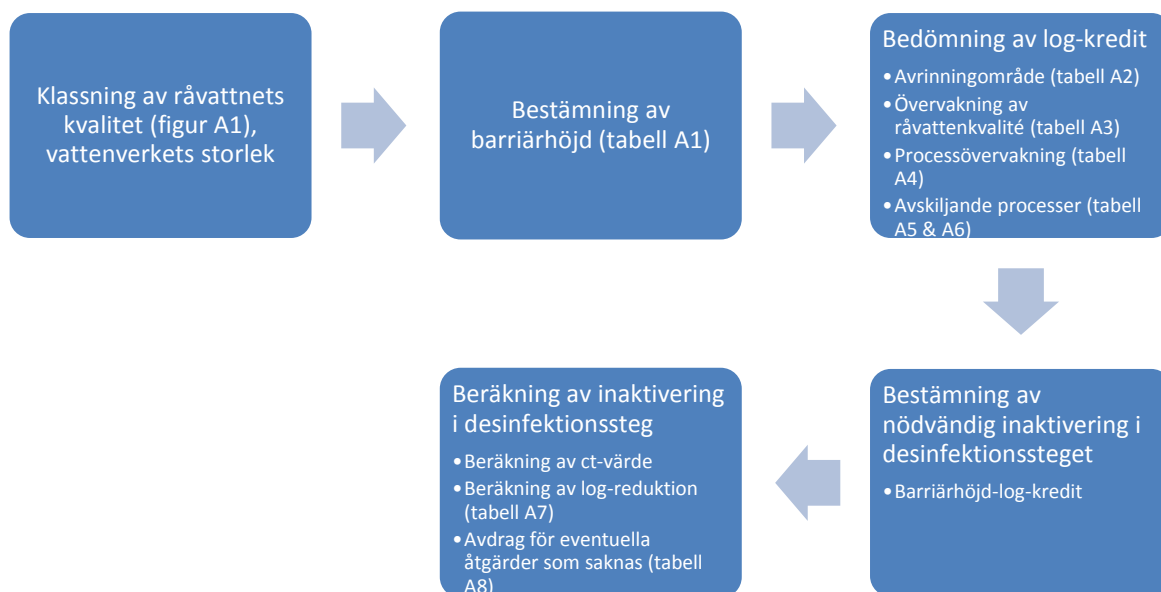
Mikroorganism	Andel	Andelen överskridande värden (%)
<i>Clostridium perfringens</i> >3 cfu/100ml	10/14	71
<i>E. coli</i> >10 cfu/100ml	10/34	29
Koliforma bakterier >100 cfu/100ml	14/35	40

För att erhålla en allmän bild om förekomsten av parasiter i närliggande kommuners vattenverk insamlades data från, Norrköping (3 prover), Västerås (6 prover), Norrvatten (20 prover) och Karlstad (1 prov). Samtliga provtagningar var på 100 L och av dessa prover var 3 av totalt 30 stycken positiva, ett prov hade tre *Giardia* och två prover hade en *Cryptosporidium* varav ett bekräftades. Samtliga dessa prover underskred 0,01 parasiter/100ml. Fem lokala provtagningar av parasiter har hittills genomförts, varav tre under 2011. Analyserad provmängd har varierat på grund av hög partikelhalt i råvattnet. I ett av proverna bekräftades 2 *Giardia*. Detta prov var på 10 l. Dessutom har två negativa provtagningar av Campylobakter, *Salmonella* och *E. coli* O157 genomförts.

5.2 OPTIMAL DESINFEKTIONSPRAXIS (ODP)

ODP är en metod för att bestämma om ett vattenverks reduktion av mikroorganismer är tillräcklig. Metoden innefattar beräkningar och analysmetoder för att kunna beräkna om

desinfektionssteget uppnår, eller kan uppnå, den önskade reduktionen av mikroorganismer. En sammanfattning av metoden ses i figur 4.



Figur 4. Sammanfattning över hur ODP genomförs och vilka steg som ingår. Samtliga tabeller och figurer finns i Bilaga A.

Klassning av vattnet skedde utifrån halterna av *E. coli* och *Clostridium perfringens* i råvattnet och de lokala provtagningarna på parasiter. Då mer än en sjättedel av *E. coli* proverna överskred 10 cfu/100ml (tabell 2) och med antagandet att parasithalten i vattnet är mindre än 0,1 parasiter/100ml utifrån de lokala provtagningarna, klassades vattnet till klass Da som är en av de sämre klasserna (bilaga A, figur A1). Vattenverket försörjer fler än 10 000 personer, vilket ger nödvändig barriärhöjd 6 b + 6 v + 4 p, utifrån tabell A1. Detta innebär att bakterier, virus och parasiter behöver reduceras med minst 6, 6 respektive 4 log₁₀-enheter för att reningen ska kunna anses vara tillräcklig med avseende på mikroorganismer.

Därefter studerades vilka log₁₀-krediter som var aktuella för vattenverket utifrån tabellerna A2-A4. För nuvarande situationer erhöles inga log₁₀-krediter från dessa tabeller, men om åtgärderna som är planerade att genomföras vid införande av vattenskyddsområde genomförs skulle det kunna ge logkredit enligt tabell 3.

Sedan avlästes log₁₀-krediter för avskiljande steg i processen. Eftersom vattnet minst transporteras i 12 dygn i åsen (Zagerholm 2009) erhålls en log₁₀-kredit för detta enligt tabell A5. Snabbfiltrena visade sig ha en ojämn belastning, vilket gör att den maximala filterhastigheten överskrider 7,5 m/s. Detta resulterar i att de inte ger någon log₁₀-kredit enligt tabell A6. När det gäller en eventuell tillbyggnad av Actiflo[®] så underskrider inte utgående turbiditet 0,2 NTU, vilket resulterar till att inte heller detta steg uppfyller kraven för att ge log₁₀-kredit enligt tabell A6. De totala log₁₀-krediterna från de avskiljande processerna redovisas i tabell 3.

Tabell 3. Sammanfattning av nödvändig barriärhöjd och log₁₀-krediter. Samtliga värden är angivna i log₁₀.

	Bakterier	Virus	Parasiter
Nödvändig barriärhöjd	6	6	4
log ₁₀ -kredit avskiljandeprocesser	2	1	1
Reduktionskrav utan skyddsåtgärder	4	5	3
log ₁₀ -kredit för framtida åtgärder i skyddsområdet	1,25	1,25	1
Reduktionskrav med skyddsåtgärder	2,75	2,75	2

Sedan kvarstod att bestämma log₁₀-reduktionerna till följd av klorering. För detta krävdes att kloreringssteget studerades i detalj för att bestämma ct-värdet enligt ekv. 1 (Ødegaard m.fl. 2009a). Först bestämdes kontakttiden (t) till första konsument genom att studera ritningar över anläggningen från kloreringssteget till ledningsnätets början. Vattenvolymen i bassängen där klor tillsätts och efterföljande lågreservoar uppskattades efter diskussion med driftpersonalen. För att bestämma hur lång tid det tar för vattnet att transporteras igenom systemet användes en hydraulisk faktor t₁₀/T (bilaga B, tabell B1), vilket resulterade i att t = 84 min till förstakonsument (tabell B2). Sedan mättes klordosering och avklingningen av fritt klor enligt bilaga B. Doserad mängd fritt klor (C_{in}) beräknades till 0,28 mg fritt klor/l och avklingningskonstanten (k_{medel}) fastställdes till 0,057 med en standardavvikelse på 0,018.

$$ct = \frac{C_{in}}{k} (1 - e^{-kt}) \quad (\text{ekv. 1})$$

Detta resulterar i Ct_{medel}=4,92 och Ct_{min}=3 beräknat utifrån ett 95 % konfidensintervall. Utifrån de beräknade ct-värdena beräknades sedan log₁₀-reduktion utifrån tabell A7, vilket gav resultaten enligt tabell 4, där även avdrag gjorts för eventuella driftstörningar enligt tabell A8. Den maximala log₁₀-reduktionen från kemisk desinfektion enligt ODP är 4 bakterier, 4 virus och 3 parasiter och därför kommer samtliga högre värden sättas till maximum innan något avdrag görs.

Tabell 4. Log₁₀-reduktionen till följd av klorering.

Ct-värde	Ct_{medel} = 4,92			Ct_{min,95} = 3		
	Bakt.	Virus	Parasiter	Bakt.	Virus	Parasiter
Organismer						
Ursprunglig reduktion vid klorering	4	1,8	0	4	1,1	0
Avdrag	-0,4	-0,2	0	-0,4	-0,1	0
Slutlig reduktion vid klorering	3,6	1,6	0	3,6	1	0

5.2.1 Kompletterande steg

För de kompletterande processerna avlästes de teoretiska reduktionerna ur *Optimal desinfektionspraxis fase 2*, förutom för en tillbyggnad av ozon där reduktionen av mikroorganismer beräknades enligt bilaga C. Om de teoretiska reduktionerna överskrider maximala log₁₀-reduktionen för kemisk desinfektion enligt ODP som är 4 bakterier, 4 virus och 3 parasiter har dessa satts till maximum.

För tillbyggnad av UV-ljus antogs stråldosen vara 40 mJ/cm² och för en tillbyggnad av ozon antogs en koncentration på 5 mg O₃/l. Till byggnad av kemiskt fällningssteg antogs inkludera flockning, sedimentering och filtrering som gör att utgående vatten får en turbiditet på mindre än 0,1 NTU. Vid tillbyggnad av membran antogs att porstorleken var mindre än 0,01 µm. Även en tillbyggnad av två processer studerades, där 2 mg O₃/l kombinerades med UV-ljus med stråldosen 25 mJ/cm². De teoretiska reduktionerna för de olika tillbyggnaderna sammanfattas i tabell 5.

Tabell 5. Sammanfattning av teoretiska reduktioner för tillbyggnadsalternativen studerade i ODP.

Tillbyggnad	Bakt.	Virus	Crypto.	Giardia	Källa
UV 40 mJ/cm ²	4	3,5	4	4	Ødegaard et al 2009b
5 mg O ₃ /l	4	4	0,4	3	Tabell C1
Kemisk fällning, <0,1 NTU	3	3	2,5	2,5	Tabell A6
Membran <0,01 µm	3	3	3	3	Tabell A6
UV 25 mJ/cm ² + 2 mg O ₃ /l	3+4	3+4	2+0,1	2+1,9	Ødegaard et al 2009b och tabell C1

5.3 MIKROBIOLOGISK RISKANALYS (MRA)

Syftet med att genomföra en MRA-simulering är att säkerställa en god vattenkvalitet genom att ersätta uppskattade värden på exempelvis reduktioner med beräknade. De beräknade värdena erhålls genom att variationer av råvattenkvaliteten och processernas effektivitet simuleras. MRA grundas på QMRA-teorin som handlar om att identifiera risker och vilken effekt de får på människor, vilket i detta fall innebär att utifrån råvatten och dess rening beräknas patogenkoncentrationer i dricksvattnet. Detta kopplas sedan samman med hur vattnet konsumeras och utifrån dos-respons sambandet görs en riskbedömning för allmänheten och osäkerheterna i beräkningarna utvärderas. Risken definieras som frekvens multiplicerat med konsekvens.

Eftersom det är en simulering så är bra utdata beroende av bra indata. Indata består av patogendata i råvattnet och statistiska värden på hur bra processerna fungerar. Ett problem med detta är att det inte finns några krav från Livsmedelsverket på provtagning av patogen i dricksvatten (LIVSFS 2001:30), vilket resulterar i att det ofta inte finns något bra underlag på förekomsten av patogen. Det finns dock föreslagna halter av patogen för MRA (tabell 6) som syftar till att ge en realistisk uppskattning av förekommande halter. De flesta föreslagna värden är dock inte grundade på svenska studier och värdena för parasiter uppskattas vara överskattade för medelkoncentrationen i svenska vatten (Lundberg Abrahamsson m.fl. 2009). För salmonella saknades tillräckligt underlag därför är det föreslagna värdet en uppskattning. Salmonella är ovanligt i svenska djurbesättningar (LRF 2011, Jordbruksverket 2007), medan däremot *E. coli* är mer vanligt förekommande se kapitel 9.3.1.1.

Tabell 6. Föreslagen indata på patogen till MRA då lokal data saknas (Lundberg Abrahamsson m.fl. 2009). Lognormal innebär att fördelningen antas vara lognormal fördelad med angivet medelvärde och standardavvikelse (std).

Patogen	Organismer/L
Campylobakter	1
<i>Salmonella</i>	1
<i>E. coli O157</i>	0,1
Norovirus	1
Rotavirus	lognormal medel=1 std=3
Adenovirus	1
<i>Giardia</i>	0,5
<i>Cryptosporidium</i>	lognormal medel=0,4 std=2,1

När det gäller variationerna för processerna är det inte säkert att de parametrar som mäts faktiskt visar hur bra processerna fungerar med avseende på avskiljning eller avdödning av mikroorganismer. Detta kan i värsta fall leda till att även data för processfunktionerna saknas. Eftersom det är variationer som tillämpas i MRA kan dessa sättas till ett värsta scenario för att identifiera kritiska punkter samtidigt som det går att jämföra vilken effekt olika processkombinationer ger och vad som skulle ske om de inte fungerar. MRA ger på detta sätt ett enkelt sätt att i teorin jämföra olika processer mot varandra och kunna identifiera deras starka och svaga sidor.

5.3.1 Nuvarande process

För den nuvarande processen genomfördes flera simuleringar med en klordos på 0,28 mg fritt klor/l och en kontakttid på 84 min. Avklingningshastigheten (k) sattes till $k_{\text{medel}} = 0,057 \text{ min}^{-1}$ samt $k_{\text{max}}=0,093 \text{ min}^{-1}$ för det 95 procentiga konfidensintervallet utifrån beräkningarna i bilaga B. Dessutom genomfördes en simulering NORM 3 där ingen klor doserades för att visa vad ett doseringsbortfall skulle kunna innebära. Simuleringen NORM 4 genomfördes för att visa effekten om dosen fritt klor ökas till 0,5 mg/l. Reduktionen i åsen simulerades i samtliga fall som ett långsamfilter (LF) (tabell 7). Simuleringen med klordos 0,28 mg/l och k_{medel} och reduktion i åsen enligt LF uppskattas som mest rättvisande för nuvarande förhållande och benämns NORM 1 (tabell 8). Fyra simuleringar (ÅS 1-4) med en klordos på 0,28 mg/l och k_{medel} med varierande reduktioner i åsen genomfördes utifrån olika litteratur data (tabell 7).

Tabell 7. Teoretiska log₁₀-reduktionerna i åsen utifrån ODP (Ødegaard m.fl. 2009b), långsamfilter (LF) (Lundberg Abrahamsson m.fl. 2009), VA-forsk (Engblom & Lundh 2006) och WHO enligt Lundberg Abrahamsson m.fl. (2009). För ÅS 2 avser siffrorna min-medel-max.

	ÅS 1 (ODP)	ÅS 2 (LF)	ÅS 3 (VA-forsk)	ÅS 4 (WHO)
Bakterier	2	1,2-2,7-4,8	3	4
Virus	1	0,6-2,2-4	3	4
Cryptosporidium	1	0,3-3,8-6,5	3	4
Giardia	1	1,2-3,3-6	3	4

Tabell 8. Indata till simuleringar av nuvarande drift.

Simulering	Reduktion i åsen	Dos fritt klor mg/l	Avklingningskonstant (k) [min ⁻¹]	Kontakttid [min]	Övrigt
NORM 1	LF	0,28	0,057	84	Normal
NORM 2	LF	0,28	0,093	84	Snabb avklingning
NORM 3	LF	0	0,057	84	Inget klor
NORM 4	LF	0,5	0,057	84	Högre klordos

Dessutom genomfördes simuleringar för att undersöka vilken reduktion som krävs för tillräcklig rening av antagen råvattenkvalitet för att uppnå gränsvärdena enligt US EPA och WHO. Detta främst för att få en bättre känsla för vilka krav som ställs på processen.

5.3.2 Störning av råvattnets kvalitet

Då det finns en beteshage mittemot vattenverket där nötboskap kan gå ner i vattnet för att dricka, kommer scenariot vara att ett infekterat vuxet nötdjurs spillning från ett dygn (23 kg) med en koncentration på 10⁴ *E. coli* O157, hamnar i vattnet och når dricksvattenintaget. Utspädningen antas vara som att spillningen skulle fördelas jämt över ett dygns medelproduktion (24 300 m³). Ingående koncentration (C) beräknas enligt ekv. 2.

$$C = \frac{23 \text{ [kg]} \cdot 10^4 \frac{[\text{E.coli O157}]}{[\text{g}]}}{24\,300 \frac{[\text{m}^3]}}{\text{[m}^3]}} \approx 9,5 \frac{[\text{E.coli O157}]}{[\text{l}]} \quad (\text{ekv. 2})$$

Detta innebär att den inkommande koncentrationen till vattenverket skulle vara ca 100 gånger högre än den föreslagna koncentration som normalt tillämpats vid simuleringarna. Detta scenario tar endast hänsyn till just *E. coli* O157 och inga andra patogen.

5.3.3 Kompletterande steg

De kompletterande stegen studerades genom litteraturstudie och de teoretiska reduktionerna av stegen simulerades i MRA.

5.3.3.1 UV-ljus

En UV-ljus anläggning skulle kunna byggas till i slutet av vattenreningsprocessen, men bör efterföljas av ett steg som exempelvis kloramin eftersom UV-ljus inte har någon kvarstående effekt. För att simulera den maximala effekten har UV-ljus med intensiteten 40 mJ/cm² simulerats tillsammans NORM 1. Då UV normalt inte kombineras med natriumhypoklorit har detta byts ut mot monokloramin i resterande körningar. Dosen som då tillämpats är 0,15 mg/l, baseras på att klorhalten i utgående vatten ej får överskrida 0,15 mg/l enligt tidigare krav från Mälarsjukhuset och att monokloramin reduceras långsamt. Sjukhuset har egen vattenreningsanläggning, vilket gör att de numera inte är lika beroende av klorhalterna. Indata till simuleringarna ses i tabell 9.

Tabell 9. Indata till simuleringar med tillbyggnad av UV-ljus.

Simulering	UV-dos mJ/cm ²	Inställningar	Klor [mg/l]	Kontakttid [min]	Övrigt
UV 1	40	NORM 1	0,28	84	
UV 2	40	LF	0,15	84	Monokloramin
UV 3	25	LF	0,15	84	Monokloramin
UV 4	25	LF	0,15	84	Monokloramin, 1 av 4 UV-ljus fungerar ej

5.3.3.2 Ozon

En ozonanläggning skulle kunna byggas till i början av processen för att sedan efterföljas av infiltration i åsen för att en reduktion av lättillgängligt kol ska kunna ske innan vattnet kommer ut på ledningsnätet. Observera ekvationerna som tillämpats gäller för TOC halter mindre än 6 mg/l, vilket i nuläget uppnås först efter infiltrationen i åsen. För att simulera hur en tillbyggnad av ozon skulle kunna påverka reduktionen av mikroorganismer simulerades ozondoser på, 1, 2 och 5 mg O₃/l med en total kontakttid på 15 min (tabell 10) och reduktion enligt tabell 11, baserat på beräkningarna i bilaga C. I övrigt antogs att anläggningen fungerar som NORM 1. Dessutom genomfördes en simulering då ozonprocessen, som doserar 2 mg O₃/l, fungerar suboptimalt under 10 % av tiden.

Tabell 10. Förutsättningar i simuleringarna för tillbyggnad av ozon.

Simulering	Inställningar	mg O ₃ /l	Kontakttid [min]	Övrigt
OZ 1	NORM 1	1	15	Ingen störning
OZ 2	NORM 1	2	15	Ingen störning
OZ 3	NORM 1	5	15	Ingen störning
OZ 4	NORM 1	2	15	Fungerar ej 10 % av tiden

Tabell 11. Teoretiska log₁₀-reduktion vid olika ozondoser.

Simuleringar	OZ 1	OZ 2 & 4	OZ 3
Ct-värde	0,2	1,4	5,6
Log ₁₀ -reduktion av Bakterier	1,1	7	7
Log ₁₀ -reduktion av Virus	0,5	4,2	7
Log ₁₀ -reduktion av <i>Giardia</i>	0,2	1,9	7
Log ₁₀ -reduktion av <i>Cryptosporidium</i>	0,0	0,1	0,4
Dos [mg O ₃ /l]	1	2	5

5.3.3.3 Kemisk fällning

Kemisk fällning skulle kunna byggas till i början av processen då halten av partiklar i vattnet är som störst. För att simulera en eventuell tillbyggnad av kemisk fällning inklusive Actiflo[®] simulerades KE 1-3 (tabell 12) tillsammans med NORM 1. KE 2 är tänkt att motsvara reduktionen i Actiflo[®], baserat på data för uppmätt reduktion av bakterier vid provkörningen. Dessa data har sedan ersatts med den typ av fällning som bedömdes stämma bäst överens med uppmätt data. För simuleringen KE 1 antas att processen fungerar suboptimalt vid 1 % av tiden enligt föreslagen störningsfrekvens.

Tabell 12. Teoretiska värden på log₁₀-reduktion vid kemisk fällning (Lundberg Abrahamsson m.fl. 2009). Reduktionen är angiven som min-medel-max. KE 2 är den reduktion av bakterier som stämde bäst överens med mätningarna från Actiflo[®].

Simulering	Inställningar	Reduktion av bakterier	Reduktion av virus	Reduktion av parasiter	Övrigt
KE 1	NORM 1	1-2,1-3,4	1,2-3-5,3	1,4-3,2-5,5	Bra flockbildning och filtrering, 1 % störning
KE 2	NORM 1	0,1-0,5-0,7	0,2	0,3	Dålig flockbildning och bra filtrering.
KE 3	NORM 1	0,05-0,1-0,3	0,1	0,1	Dålig flockbildning och filtrering

5.3.3.4 Membranfiltrering

Membranfiltrering skulle kunna byggas till i slutet av processen efter det att järn och mangan fällt ut. För membranfilter har reduktionen för två porstorlekar simulerats baserat på data från Smeets m.fl. (2006) tillsammans med NORM 1 (tabell 13). Observera att det endast är MEM 2-3 som räknas som säkerhetsbarriär. Då data för MEM 1 endast innehöll min och max värden har det antagits att medelvärdet ligger mitt emellan.

Störningsfrekvensen har satts till noll efter diskussion med driftansvarig personal angående ett av de mindre verken som använder sig av filterrening.

Tabell 13. Teoretisk log₁₀-reduktion av mikroorganismer vid membranfiltrering. Där reduktionen är angiven som min-medel-max för MEM 1.

Simulering	Inställningar	Reduktion av bakterier	Reduktion av virus	Reduktion av parasiter	Övrigt
MEM 1	NORM 1	0-2,15-4,3	0-1,85-3,7	2,3-4,65-7	Porstorlek 0,1-1µm
MEM 2	NORM 1	7	6,5	7	Porstorlek 0,01- 0,1µm
MEM 3	LF	7	6,5	7	Porstorlek 0,01- 0,1µm, 0,15 mg monokloramin/l

5.3.3.5 Kombination

En simulering (KOMB) genomfördes där 2 mg O₃/l och en UV-stråldos på 25 mJ/cm² adderades till nuvarande process samtidigt som natriumhypoklorit ersatts av 15 mg monokloramin per liter.

6 RESULTAT

6.1 OPTIMAL DESINFEKTIONSPRAXIS (ODP)

Resultaten av genomförd ODP på befintlig anläggning visar att den önskade barriärhöjden inte uppnås för någon av mikroorganismerna (tabell 14). Även om de föreslagna åtgärderna i avrinningsområdet skulle genomföras skulle inte önskad barriärhöjd uppnås för virus och parasiter (tabell 14).

Tabell 14. Sammanfattning av resultaten från ODP på nuvarande processen med och utan skyddsåtgärder för CT_{medel} och $CT_{min,95}$. Samtliga värden är angivna i \log_{10} . Negativt värde innebär att nödvändig barriärhöjd har uppnåtts.

Ct-värde	$CT_{medel} = 4,92$			$CT_{min,95} = 3$		
	Bakt.	Virus	Parasiter	Bakt.	Virus	Parasiter
Organismer						
Reduktionskrav utan skyddsåtgärder	4	5	3	4	5	3
Reduktionskrav med skyddsåtgärder	2,75	2,75	2	2,75	2,75	2
Reduktion vid klorering	3,6	1,6	0	3,6	1	0
Resultat utan skyddsåtgärder	0,4	3,4	3	0,4	4	3
Resultat med skyddsåtgärder	-0,85	1,15	2	-0,85	1,75	2

6.1.1 Kompletterande steg

De kompletterande stegen till nuvarande process där maximal \log_{10} -reduktion satts till 4 bakterier, 4 virus och 3 parasiter förutom för kombinationen av UV-ljus och ozon där det maximala värdet har tillämpats på stegen var för sig (tabell 15).

Tabell 15. Sammanfattning av resultaten från ODP på nuvarande processen för CT_{medel} med tillbyggnader. Samtliga värden är angivna i \log_{10} . Negativt värde innebär att nödvändig barriärhöjd har uppnåtts.

Tillbyggnad	Bakt.	Virus	Crypto.	Giardia	Källa
UV 40 mJ/cm ²	-3,6	-0,1	-1	-1	Ødegaard et al 2009b
5 mg O ₃ /l	-3,6	-0,6	2,6	0	Tabell C1
Kemisk fällning, <0,1 NTU	-2,6	0,4	0,5	0,5	Figur A6
Membran, <0,01 µm	-2,6	0,4	0	0	Figur A6
UV 25 mJ/cm ² + 2 mg O ₃ /l	-6,6	-3,6	0,9	-0,9	Ødegaard et al 2009b och tabell C1

Den tillbyggnad som ökar \log_{10} -reduktionen för nuvarande anläggning med 0,4 bakterier, 3,4 virus och 3 parasiter eller mer, medför att barriärhöjden uppnås. Det är bara UV-ljus med en stråldos på 40 mJ/cm² som medför att barriärhöjden uppnås för samtliga mikroorganismer (tabell 15).

6.2 MIKROBIOLOGISK RISKANALYS (MRA)

Resultaten från genomförda MRA-simuleringar presenteras i detta delkapitel som delats upp efter nuvarande process och alternativa tillbyggnader. En sammanfattning av samtliga simuleringar finns i Bilaga D.

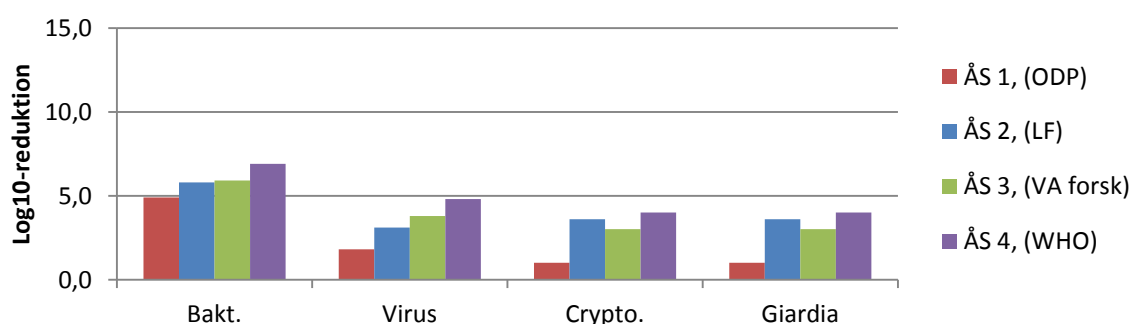
6.2.1 Nuvarande process

Den nödvändiga \log_{10} -reduktionen för att klara gränsvärdena enligt US EPA och WHO med föreslagen patogenkoncentration i råvattnet summeras i tabell 16. Där går det att utläsa att reduktionen som krävs för att klara gränsvärdena är likvärdiga för Rotavirus och *Cryptosporidium*, men att US EPA kräver högre reduktion av *Campylobakter* än WHO. Dessa värden är dock avrundade till heltal.

Tabell 16. Ingående koncentration i råvattnet samt hur många \log_{10} -reduktioner i heltal som krävs för att acceptabel risk enligt US EPA:s och WHO:s ska uppnås. Lognormal innebär att fördelningen antas vara lognormal fördelad med angivet medelvärde och standardavvikelse (std).

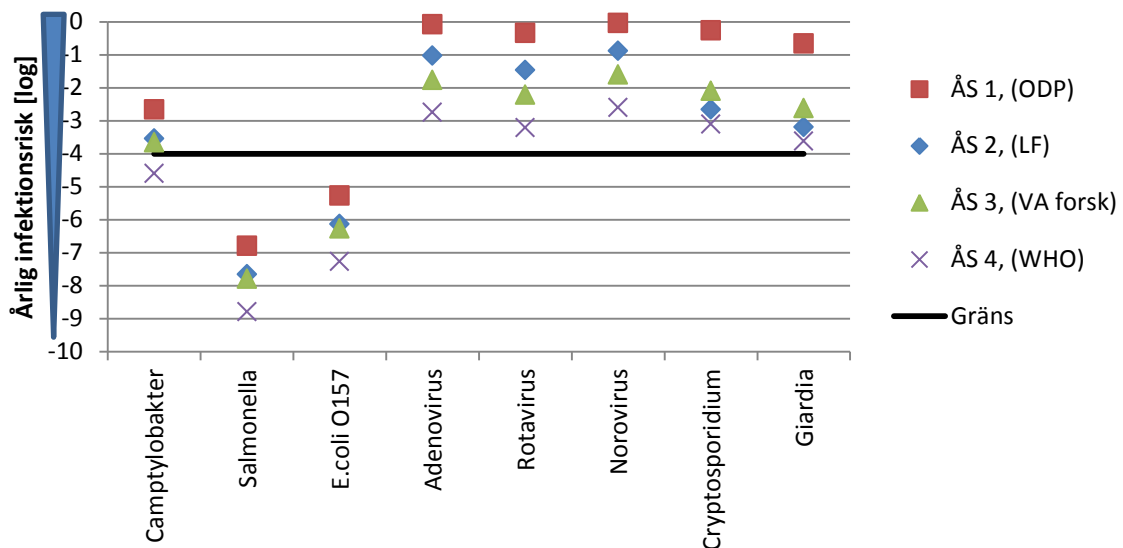
	Koncentration i råvattnet (Organismer/l)	Nödvändig reduktion (US EPA)	Nödvändig reduktion (WHO)
<i>Campylobakter</i>	1	7	6
<i>Salmonella</i>	1	3	-
<i>E.coli O157</i>	0,1	4	-
Adenovirus	1	7	-
Rotavirus	Lognormal medel 1, std 3	6	6
Norovirus	1	6	-
<i>Cryptosporidium</i>	Lognormal medel 0,4 std 2,1	5	5
<i>Giardia</i>	0,5	5	-

Den teoretiska reduktionen av mikroorganismer i åsen varierar beroende på vilken litteratur simuleringen utgår ifrån (figur 5). Det går att utläsa att reduktionen i åsen är lägst för de data som används i ODP och högst enligt reduktionerna från WHO.



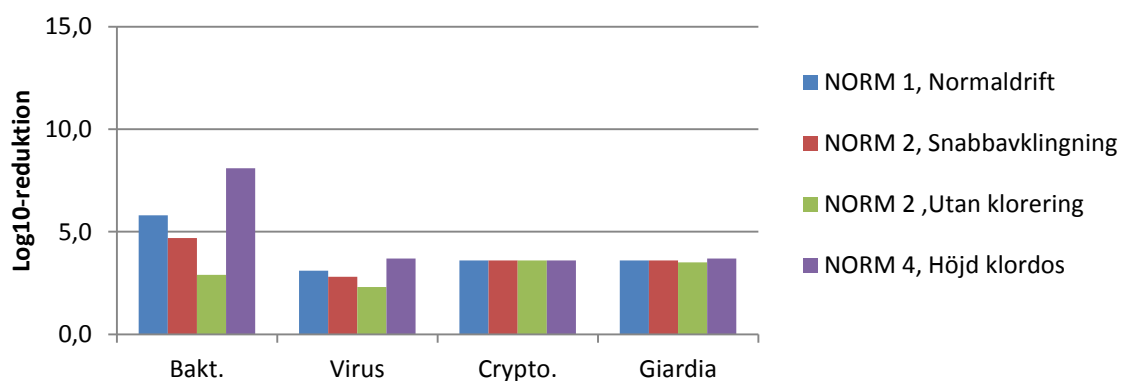
Figur 5. Teoretisk \log_{10} -reduktion i vid normaldrift där reduktionen i åsen baserat på olika källor.

Oavsett hur reduktionen i åsen är beräknad kommer risken för nuvarande process överskrida 1/10 000 infekterade per år, förutom för bakterier (figur 6).



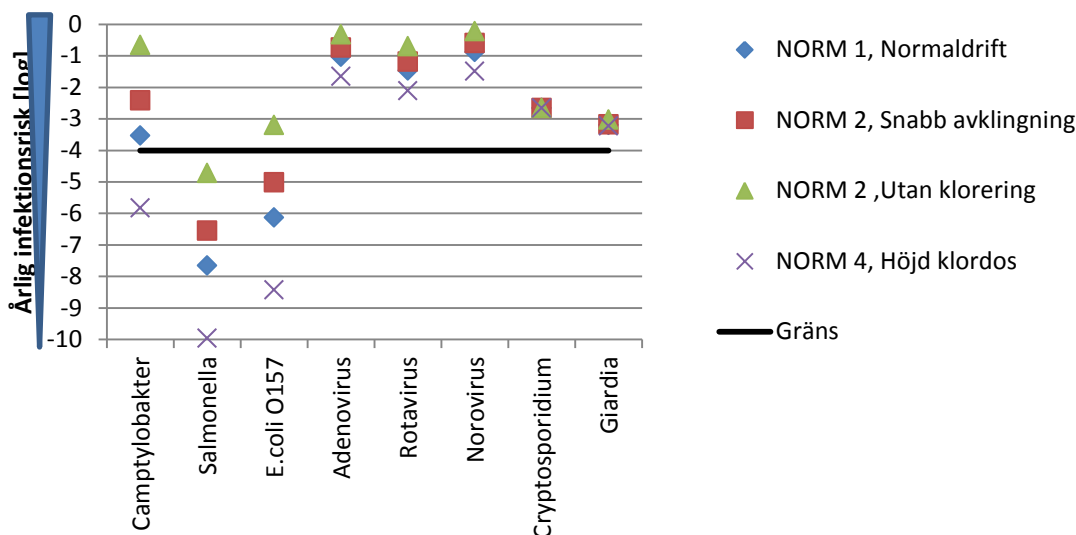
Figur 6. Logaritmerad årlig infektionsrisk beräknad för olika reduktion i åsen vid normaldrift.

I den nuvarande processen har inte kloreringen någon inverkan på reduktionen av *Cryptosporidium* och beroende på koncentration och avklingningshastighet varierar främst reduktionen av bakterier (figur 7).



Figur 7. Log₁₀-reduktioner vid olika klordoser och avklingningshastigheter där reduktionerna i infiltrationsanläggningen baserats på reduktion för långsamfilter. Vid normal drift har en klordos (fritt klor) på 0,28 mg/l simulerats och vid högre dos 0,50 mg/l.

Det går att utläsa att oavsett simulering kommer den årliga infektionsrisken överskrida 1/10 000 infekterade per år, förutom för bakterier (figur 8).



Figur 8. Logaritmerad årlig infektionsrisk för nuvarande process.

6.2.2 Störning av råvattnets kvalitet

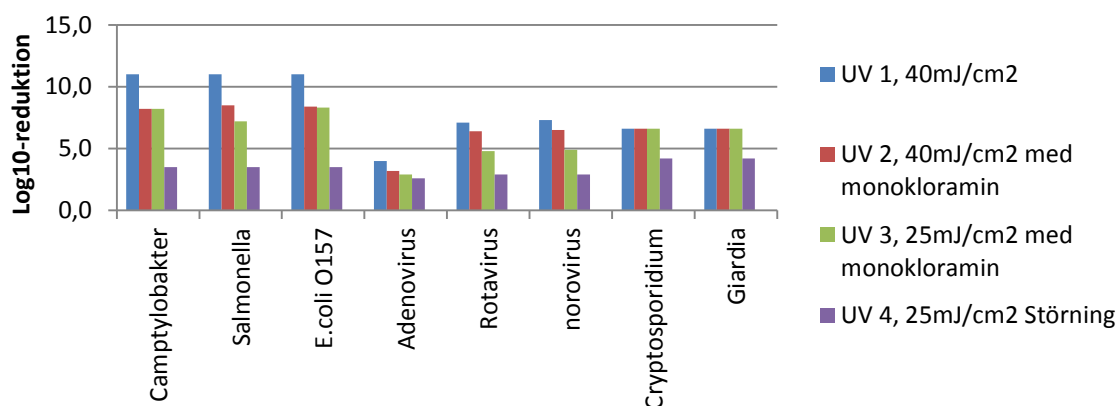
Vid störningssimuleringen kontaminerades råvattnet vid intaget av ett vuxet nötkreatur infekterat med *E. coli* O157. Patogenkoncentrationen antas vara konstant under hela året och den årliga infektionsrisken blir $7,1 \cdot 10^{-5}$ vilket är strax under gränsvärdet på 10^{-4} .

Den dagliga infektionsrisken beräknades till $6,9 \cdot 10^{-7}$ under normala driftförhållanden och om ingen klorering skulle ske under denna dag skulle risken vara $5,9 \cdot 10^{-4}$.

6.2.3 Kompletterande steg

6.2.3.1 UV-ljus

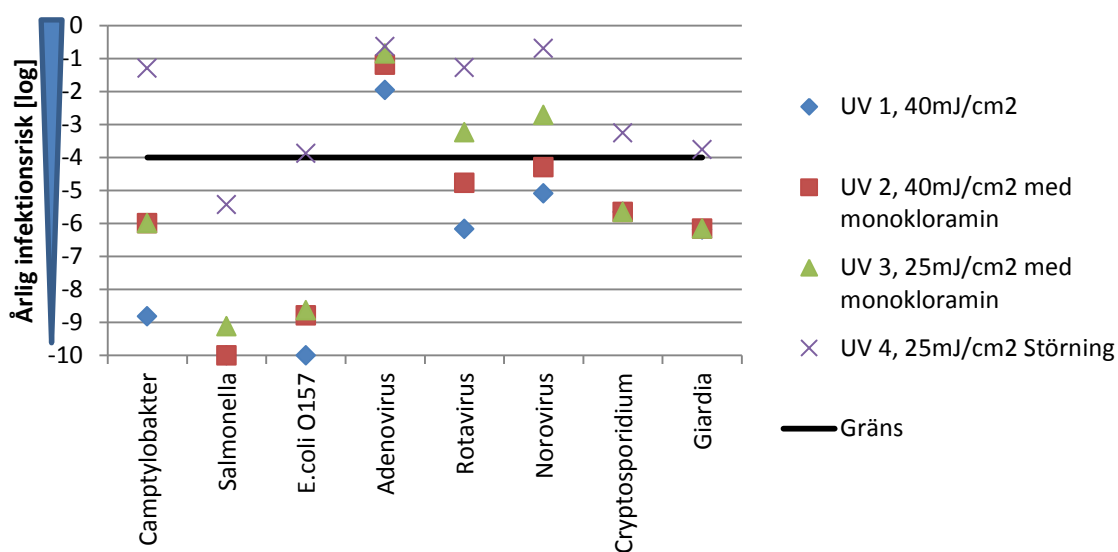
För alternativet att en UV-anläggning skulle byggas till har flera olika simuleringar genomförts (figur 9). UV1 avser en tillbyggnad till nuvarande process.



Figur 9. Log₁₀-reduktionen av mikroorganismer för olika UV-ljus alternativ.

Infektionsrisken vid tillbyggnad av UV-ljus klarar gränsen på mindre än 1/10 000 infekterade per år förutom för Adenovirus (figur 10). Ur figuren går det att utläsa att reduktionen av Adenovirus inte blir tillräcklig för någon av simuleringarna och varken Rotavirus eller Norovirus klarar gränsvärdet för den lägre stråldosen (UV 3). Däremot

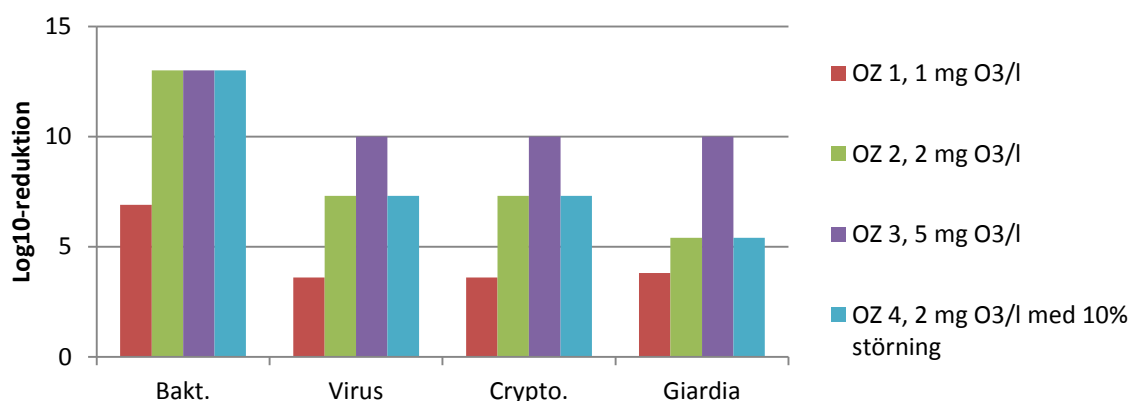
hamnar risken för att bli infekterad av bakterier och parasiter under gränsvärdet. Om däremot en störning inträffar, där ett av fyra parallella UV-ljus upphör att fungera (UV4), så uppnås inte längre tillräcklig rening.



Figur 10. Logaritmerad årlig infektionsrisk vid tillbyggnad av UV-ljus. Risker under 10^{-10} har satts till 10^{-10} , beräknade värden finns i bilaga D.

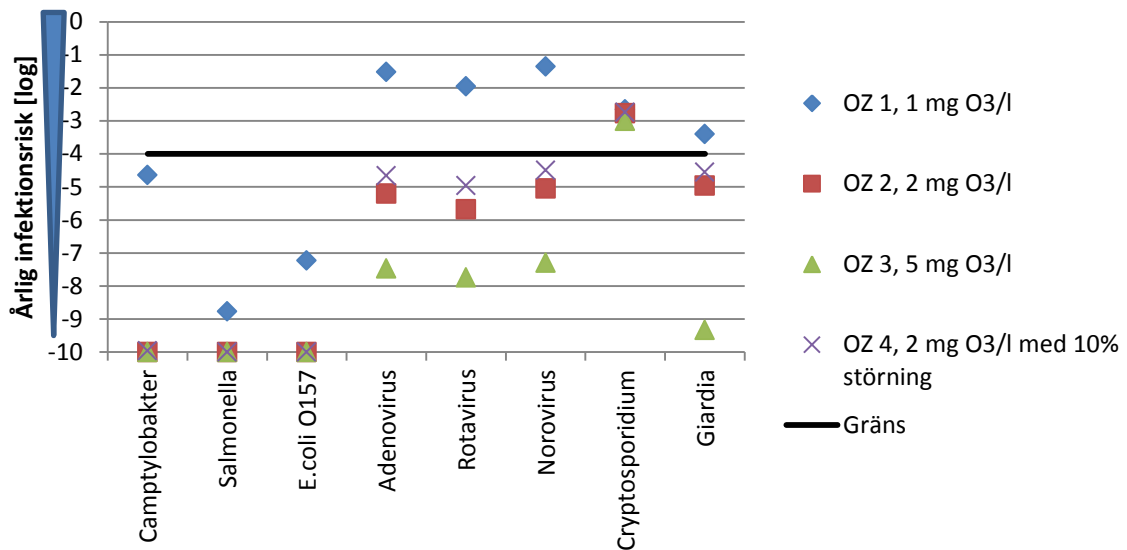
6.2.3.2 Ozon

Reduktionen av mikroorganismer vid tillbyggnad av ett ozonsteg efter infiltrationen i åsen (figur 11).



Figur 11. Reduktion av mikroorganismer då en ozonanläggning byggts till nuvarande anläggning. Då maximalreduktion vid ozonbehandling satts till 7 tiopotenser.

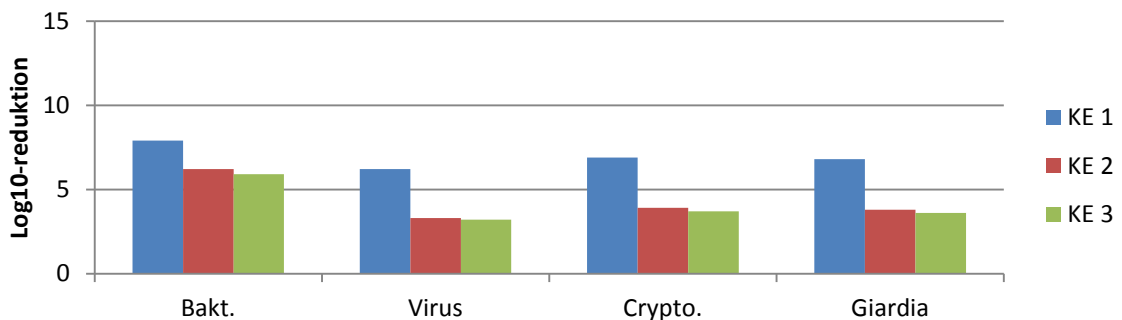
Infektionsrisken vid tillbyggnad av ozon kan underskrida US EPA:s gränsvärde på 1/10 000 vid tillräcklig hög dos för alla simulerade mikroorganismer förutom *Cryptosporidium* (figur 12).



Figur 12. Logaritmerad årlig infektionsrisk vid tillbyggnad av ozonbehandling. Risker under 10^{-10} har satts till 10^{-10} , beräknade värden finns i bilaga D.

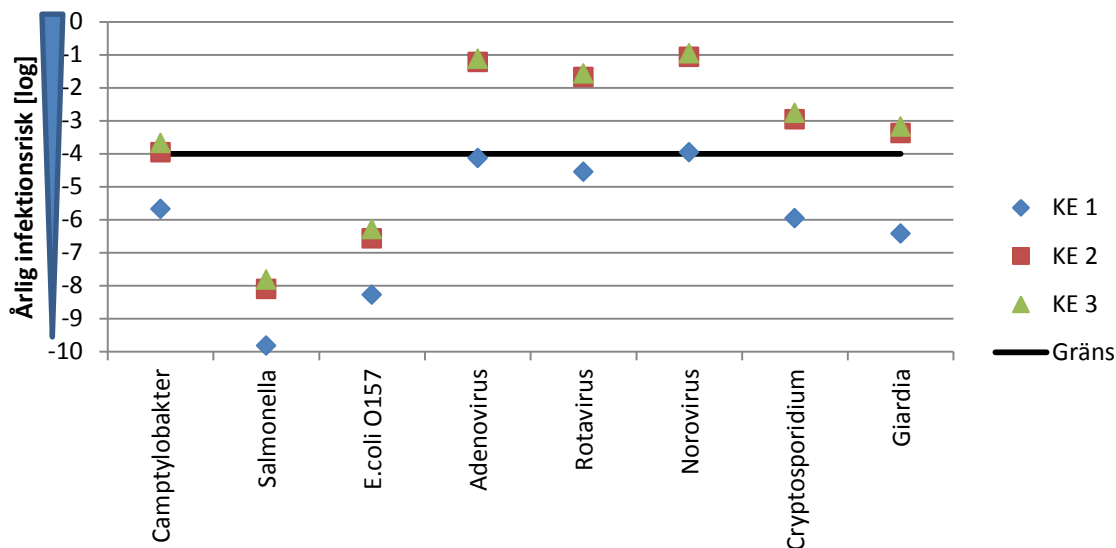
6.2.3.3 Kemisk fällning

Reduktionen av mikroorganismer vid tillbyggnad av ett fällningssteg simulerades för tre olika antaganden (figur 13).



Figur 13. Reduktionen av mikroorganismer vid tillbyggnad av ett kemiskt fällningssteg.

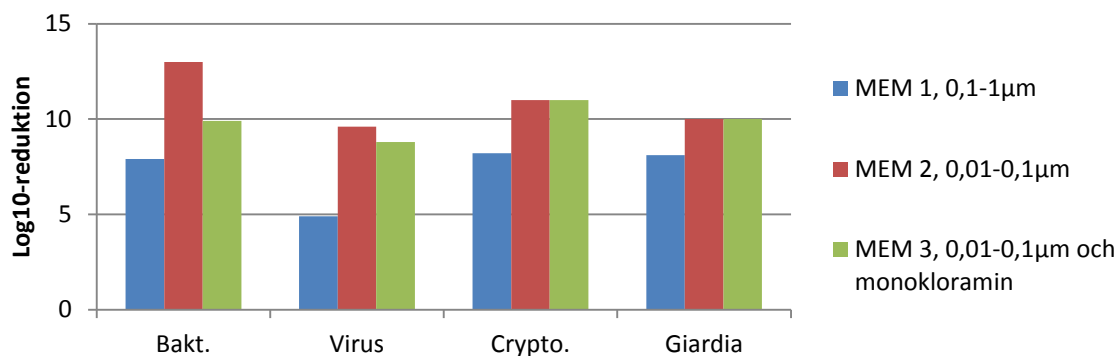
Vid KE 1, som innebär god flockbildning och filtrering som fungerar suboptimalt 1 % av tiden, skulle anläggningen kunna uppnå US EPA:s gräns för acceptabel risk. Om däremot flockbildningen eller filtreringen inte är bra (KE 2-3) blir inte reduktionen av virus och parasiter tillräcklig (figur 14).



Figur 14. Logaritmerad årlig infektionsrisk vid tillbyggnad av fällningssteg följt av filtrering.

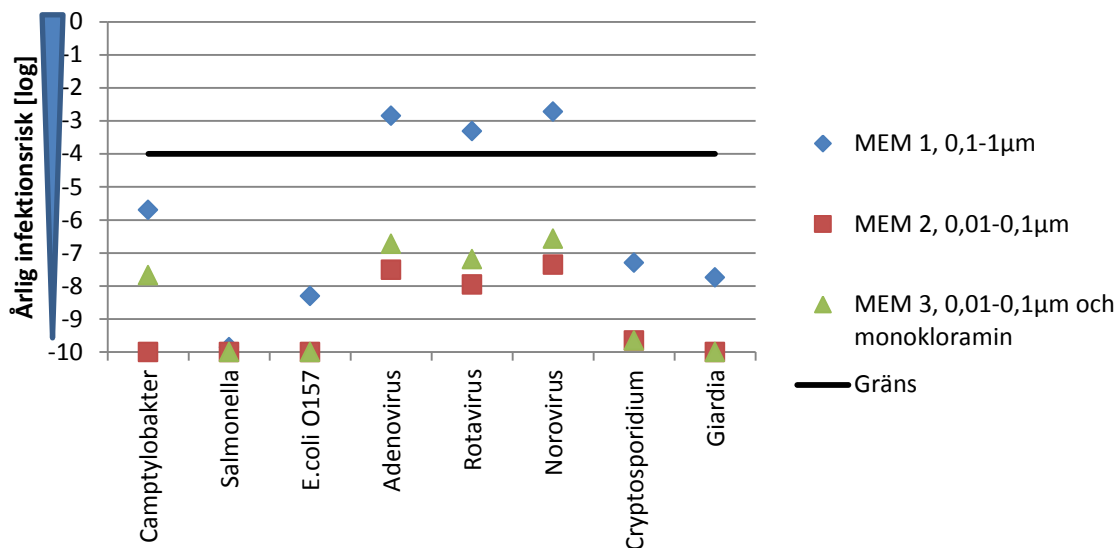
6.2.3.4 Membranfiltrering

För tillbyggnad av membranfilter till nuvarande anläggning genomfördes tre simuleringar, MEM 1-2 med nuvarande klorering och MEM 3 med monokloramin istället för nuvarande klorering (figur 15).



Figur 15. Reduktionen av mikroorganismer vid tillbyggnad av membranfilter.

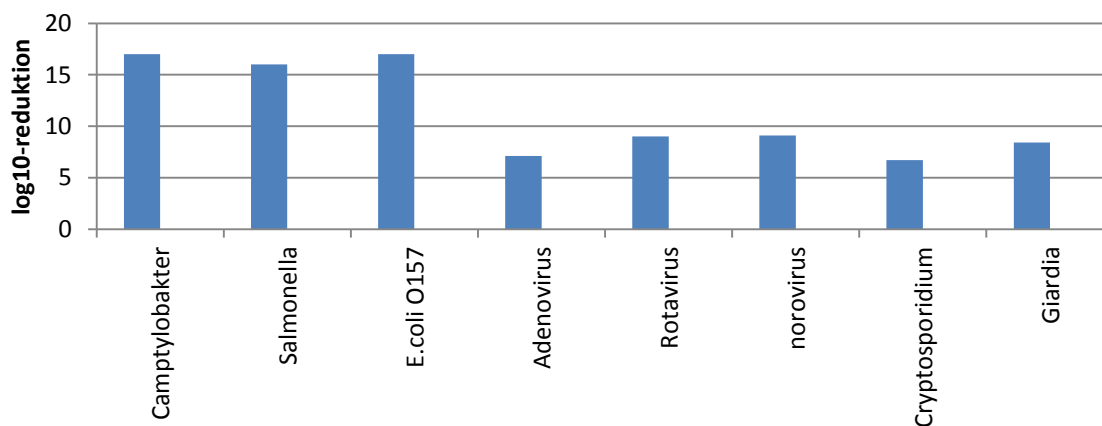
För simuleringarna där filtret hade porstorleken 0,01-0,1 µm (MEM 2-3) klarar anläggningen gränsen på 1/10 000 infekterade per år med marginal (figur 16), men MEM 1 klarar inte gränsen med avseende på virus.



Figur 16. Logaritmerad årlig infektionsrisk vid tillbyggnad av membranfilter. Risker under 10^{-10} har satts till 10^{-10} , beräknade värden finns i bilaga D.

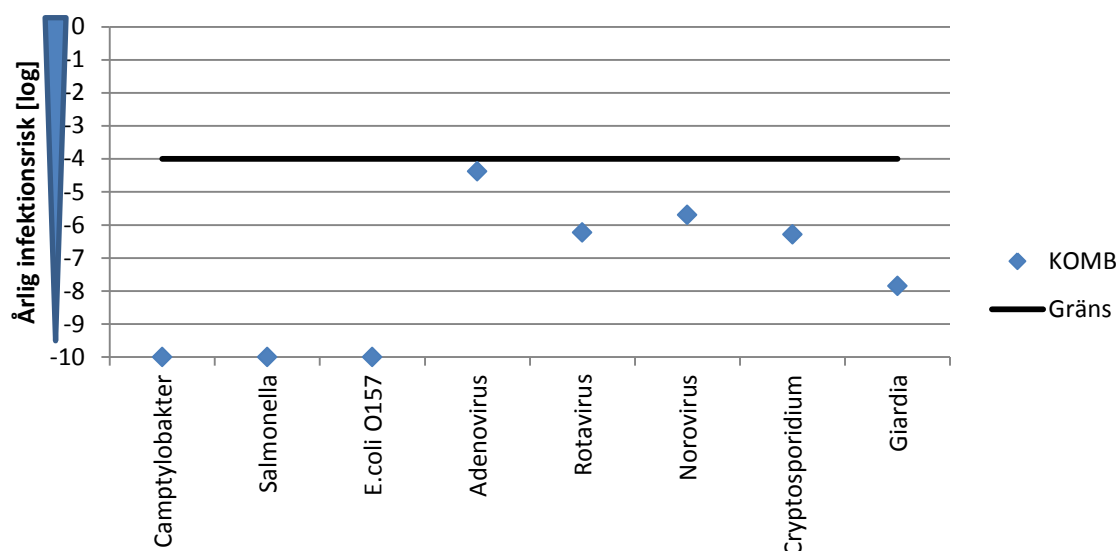
6.2.3.5 *Kombinationer*

En kombination (KOMB) av tillbyggnader simulerades också, där 2 mg O_3 /l doserades efter infiltrationen i åsen, efterföljt av en UV-ljus dos på 25 mJ/cm² och 0,15 mg monokloramin/l istället för natriumhypoklorit (figur 17).



Figur 17. Reduktion av mikroorganismer vid tillbyggnad av både ozon och UV-ljus till nuvarande anläggning där natriumhypoklorit bytts mot monokloramin (KOMB).

Tillbyggnaderna i KOMB klarade av att uppfylla gränsvärdet på mindre än 1/10 000 infekterade per år (figur 18).



Figur 18. Logaritmerad årlig infektionsrisk till vid tillbyggnad ozon och UV-ljus där natriumhypoklorit bytts mot monokloramin (KOMB). Risker som under 10^{-10} har satts till 10^{-10} , beräknade värden finns i bilaga D.

6.3 JÄMFÖRELSE AV REDUKTIONERNA I MRA OCH ODP

Vid jämförelse mellan vad som krävs för en \log_{10} -reduktion i ODP och MRA kan det konstateras att ODP kräver betydligt lägre ct-värden än MRA (tabell 17).

Tabell 17. De ct-värden som krävs för en \log_{10} -reduktion av respektive typ av mikroorganismer i ODP och MRA.

	MRA pH>8,5 Temp<5	ODP pH>8 Temp<4	ODP pH>8 Temp<0,5
Bakterier	1,65	0,67	1
Virus	6	2,67	4
<i>Giardia</i>	115	58	83

7 DISKUSSION

Vattenverket visade sig varken ha tillräckligt antal skyddsbarriärer enligt Livsmedelsverkets rekommendationer eller uppnå tillräcklig rening enligt ODP eller MRA, vilket leder till bedömningen att reningen med avseende på mikroorganismer inte är tillräcklig och att åtgärder är nödvändiga.

I Sverige ska dricksvatten vara "hälsosamt och rent" (SLVFS 2001:30), ändå blir konsumenter årligen sjuka just till följd av dricksvatten (Lundberg Abrahamsson m.fl. 2009). En svårighet är att definiera vad en acceptabel risk för dricksvatten är. Om US EPA:s gränsvärde på 1/10 000 infekterade per år ska anses som acceptabel risk, innebär detta i teorin att av vattenverkets ca 83 000 konsumenter skulle det statistiskt sett vara acceptabelt att ca 8 konsumenter årligen infekteras till följd av kontaminerat dricksvatten. I slutändan kan inte alla risker byggas bort och frågan är var gränsen för Svenskt vattenproduktion bör ligga. Nedan kommer acceptabel risk anges som 1/10 000 även om denna gräns kan diskuteras.

7.1 RÅVATTENKVALITET

Klassningen av råvattnet genomfördes utifrån uppmätta halter av *E. coli* och *Clostridium perfringens*. Då maxvärdet värdet för *E. coli* överskred 10 cfu/100 ml och maxvärdet för *Clostridium perfringens* överskred 3 cfu/100 ml föreslås en ökad provtagning med avseende på *E. coli* och parasiter enligt klassningsmodellen i ODP (Ødegaard m.fl. 2009b). Denna utökade provtagning har inte genomförts till fullo och för att kunna verifiera eller dementera skattningen av parasithalten i vattnet skulle det vara lämpligt med en större mängd provdata. I det prov som var positivt för *Giardia* var koncentrationen av parasiter högre än för någon av provtagningarna vid de andra vattenverken, vilket gör det än mer intressant att utvidga provtagningen.

I vattenverkets rening ingår i dagsläget två säkerhetsbarriärer; infiltration i åsen och klorering. Utifrån vägledning till Livsmedelsverkets dricksvattenföreskrifter rekommenderas 3 säkerhetsbarriärer om de normala halterna i råvattnet överskrider 10 *E. coli* och 100 Koliforma bakterier per 100 ml (SLVFS 2001:30). Baserat på data från de tre senaste åren överskrider dessa värden vid 29 % respektive 40 % av mätningarna, vilket innebär att halterna kan anses vara normala för råvattnet. Detta innebär att vattenverket inte uppfyller livsmedelsverkets rekommendationer med avseende på antal säkerhetsbarriärer eftersom verket har endast två, nämligen infiltrationen i åsen och klorering. För att avhjälpa detta behöver ytterligare en säkerhetsbarriär byggas. Vid en utbyggnad bör denna ske så att de mikrobiologiska riskerna blir acceptabla.

Genom att minska den mikrobiologiska påverkan på råvattnet skulle eventuellt kvaliteten förbättras och behovet av rening minska. I tabell A2 finns olika typer av åtgärder som skulle kunna förbättra råvattnet, som exempelvis åtgärder mot avloppsutsläpp och förbud eller restriktioner mot betesdjur inom tillrinningsområdet. Eftersom området är ett jordbruksområde är det dock inte rimligt att förbjuda allt bete inom avrinningsområdet. I remissen om skyddsområde föreslås att förbud mot strandbete inom primär skyddszon ska införas (EEM 2011). Hur stor effekten av ett eventuellt förbud skulle ha på råvattnets

kvalitet är svårt att säga, men utifrån tabell A2 erhålls viss \log_{10} -kredit redan om betesdjur och hundar hindras från att komma i direktkontakt med källan. Detta skulle kunna tolkas som att huvudsaken är att djuren inte når vattnet. Det är viktigt att överväga för vilka patogener det är aktuellt med en kvalitetsförbättring till följd av minskat strandbete eftersom alla patogen inte sprids mellan djur och människor, exempelvis de flesta virus. Vad gäller enskilda avlopp kommer åtgärder att genomföras antingen genom anslutning till det kommunala reningsverket eller genom att icke godkända anläggningar måste åtgärdas. Eventuellt skulle dessa åtgärder kunna innebära väsentlig förbättring av råvattnets kvalitet, vilket skulle kunna minska reningsbehovet. För att påvisa om detta är tillräckligt krävs långa provserier som påvisar en eventuell kvalitetsförbättring.

7.2 NUVARANDE PROCESS

7.2.1 Optimal desinfektionspraxis (ODP)

I ODP kan varken råvattnets kvalitet eller processernas effektivitet varieras, vilket gör att resultatet endast är en siffra utan konfidensintervall eller andra osäkerhetsmått. ODP hade lägst reduktion i åsen jämfört med annan litteratur data, vilket skulle kunna tolkas som att reduktionen borde varit högre. Enligt genomförd ODP är inte nuvarande rening tillräcklig för att uppnå den uppsatta barriärhöjden även om maximalreduktion i åsen skulle tillämpas eller om de planerade skyddsåtgärderna skulle genomföras. Det är inte heller klarlagt om de föreslagna skyddsåtgärderna skulle ge den uppsatta \log_{10} -krediten i varken teorin eller praktiken. När det kommer till fallet då skyddsåtgärderna är genomförda skulle dock en närmare undersökning av reduktionen i åsen kunna vara av intresse för att se om barriärhöjden kan uppnås.

7.2.2 Mikrobiologisk riskanalys (MRA)

I MRA användes föreslagen data på patogenkoncentrationer i råvattnet då lokal data saknades eller inte fanns i tillräcklig utsträckning. När det gäller föreslagen indata är underlaget tunt och mycket data är baserat på utländska studier. Dessa är inte tänkta att ge exakta siffror utan mer en storleksordning av förekommande halter. Hur representativt det är för Hyndevadström är svårt att säga, men halten *Giardia* kan vara i samma storleksordning som det använda värdet då ett prov med närliggande koncentration analyserats. Om detekterad *Giardia* är humanpatogen har inte undersökts. Eftersom det enbart genomförts två prover på de aktuella bakterierna, *Campylobakter*, *Salmonella* och *E. coli O157*, och båda dessa varit negativa är det svårt att dra några slutsatser från dessa. Ingående koncentrationer är en väldigt viktig del och de kan vara både underskattade och överskattade, vilket givetvis påverkar resultatet.

Simuleringarna av nuvarande processen i MRA visade att reduktionen inte var tillräcklig med avseende på virus, parasiter och *Campylobakter*. För virus och parasiter gäller detta oavsett klordos. För parasiter har kloret inte nämnvärd inverkan på reduktionen. Däremot påverkas reduktionen av bakterier och även reduktionen av virus av doserad klormängd. En jämförelse mellan simuleringarna med och utan klordosering visar att dagens klordos har god inverkan på att minska infektionsrisken till följd av bakterier. Om ökad klordos tillämpas underskrider den årliga infektionsrisken 1/10 000 för bakterier, men det skulle

även öka risken för att lätt nedbrytbara kolföreningar bildas som kan ge en ökad tillväxt i ledningsnätet.

Att reduktionen i åsar varierar beroende på litteratur skulle kunna bero på att studierna som genomförts troligen inte haft samma förutsättningar, exempelvis med avseende på klimat, vattenkvalitet och infiltrationsmaterial. MRA-simuleringarna visar att för nuvarande process kommer inte reningen vara tillräcklig oavsett vilket litteraturvärde för reduktionen i åsen som tillämpas.

För nuvarande process genomfördes ett störningsscenario där ett vuxet nötkreatur infekterat med *E. coli O157* kontaminerar vattnet. Det förutsätter att kreaturet bär på smittan och att spillningen når vattnet för att scenariot ska vara aktuellt. Infektionsrisken från *E. coli O157* överskred inte gränsvärdet för detta scenario. Koncentrationerna av *E. coli O157* skulle kunna vara betydligt högre då bakterien har god överlevnad i vatten och flera nötkreatur skulle kunna vara infekterade då och bidra till att kontaminera vattnet. Om skyddsåtgärderna genomförs, så att strandbete närmast intaget förbjuds, skulle detta minska risken för att scenariot skulle kunna inträffa. Dock kan resultaten med avseende på årlig risk vara missvisande då det inte är troligt att detta scenario pågår under hela året. Eftersom risken inte överskred gränsen även om kontamineringen antogs vara konstant över hela året skulle antagandet kunna göras att *E. coli O157* i simulerade halter inte utgör någon oacceptabel risk för dricksvatten produktionen förutsatt att klor doseras.

7.3 KOMPLETTERANDE STEG

Eftersom reningen inte bedömdes tillräcklig enligt ODP och MRA och med avseende på antal säkerhetsbarriärer enligt Livsmedelsverkets rekommendationer genomfördes simuleringar i MRA för att ta fram vilka tillbyggnader som skulle kunna vara aktuella ur ett mikrobiologiskt perspektiv. Simuleringarna är tänkta att kunna ligga till grund för vilka reningssteg som skulle kunna komplettera nuvarande anläggning. Även beräkningar i ODP genomfördes för de mest effektiva alternativen av respektive tillbyggnad.

Vid en eventuell tillbyggnad rekommenderas att ett grundligt förarbete genomförs som inte bara tittar på de enskilda stegen, utan på processen som helhet och även behandlar andra aspekter så som ekonomi, underhåll, driftsäkerhet med mera. Då det finns renoveringsbehov av vissa delar på verket, som exempelvis snabbfiltren före åsen, bör inte större ombyggnationer uteslutas innan vidare studier genomförts, vilket inte har behandlats i detta arbete.

7.3.1 UV-ljus

För tillbyggnad av UV-ljus genomfördes simuleringar i MRA för olika stråldoser i kombination med natriumhypoklorit eller monokloramin. Adenovirus är väldigt tåliga mot UV-ljus och kommer därför inte under gränsvärde vid någon av simuleringarna. För alla andra patogen underskrider den årliga infektionsrisken 1/10 000 vid en stråldos på 40 mJ/cm² i kombination med både natriumhypoklorit och monokloramin. Om däremot en stråldos på 25 mJ/cm² tillämpas blir inte reningen tillfredställande med avseende på virus. Dessutom genomfördes en störningssimulering där det antogs att en av fyra parallella linjer

med en dos på 25 mJ/cm² inte fungerade, vilket resulterade i att reningen inte blev tillräcklig. Detta visar på vikten av underhåll så att exempelvis inte beläggningar bildas. Vid simuleringarna blev reduktionen med avseende på parasiter 3 log₁₀ oavsett om stråldosen var 25 eller 40 mJ/cm², vilket kan ifrågasättas då Eriksson (2009) anger att parasiter reduceras med 4 log₁₀ vid 25 mJ/cm². Då UV-ljus inte har någon kvarvarande effekt rekommenderas en kombination med exempelvis monokloramin för att motverka bakterietillväxt, men om inte nuvarande klorering behålls kommer inte antalet säkerhetsbarriärer ökas då monokloramin inte räknas som en säkerhetsbarriär.

I ODP medförde UV-ljus med en stråldos på 40 mJ/cm² att barriärhöjden uppnåddes för samtliga mikroorganismer. Det bör dock poängteras att Adenovirus som är motståndskraftig mot UV-ljus inte är medräknad i reduktionen, vilket den är i MRA. Detta innebär att resultaten är likvärdiga med varandra och frågan är om hänsyn ska tas till Adenovirus eller inte.

UV-ljus skulle kunna vara en lämplig tillbyggnad då den, bortsett från Adenovirus, ger ett bra resultat. Dock är det viktigt att TOC i vattnet minskas eftersom höga strålningsdoser inte är lämpligt på vatten med höga halter organiskt material, som vattnet i Eskilstuna. I sådant vatten finns det risk att lättillgängligt kol bildas samtidigt som risken för beläggningar ökar. För att minska mängden organiskt material skulle exempelvis kemisk fällning kunna tillbyggas. Dessutom finns risken att nitrit bildas om vattnet innehåller höga halter nitrat. Detta borde dock inte vara aktuellt då halterna av nitrat är långt under gränsvärdena för vad som anses tjänligt med anmärkning enligt Livsmedelsverket (SLVFS 2001:30).

7.3.2 Ozon

Behandlingssteget ska helst placeras i början av processen för att inte lättillgängligt kol ska nå ledningsnätet, men eftersom ekvationerna i bilaga B inte gäller för TOC koncentrationer över 6 mg/l är simuleringarna genomförda för att behandla det konstgjorda grundvattnet. Om steget istället skulle placeras före infiltrationen skulle mängden organiskt material vara betydligt högre och troligen skulle reduktionen av mikroorganismer minska eftersom ozonet då i större utsträckning skulle reagera med andra ämnen. Detta gör att vidare undersökningar skulle vara nödvändiga för att beräkna vilka reduktioner som skulle vara nödvändiga. En placering i början av processen innebär också en risk för kontaminering under processen, främst vid infiltrationen i åsen där exempelvis fåglar kan bada, vilket gör att det kan ifrågasättas om hela reduktionen kan tillgodoräknas.

Ozon är mest effektiv mot bakterier följt av virus, men är mindre effektivt mot parasiter och då i synnerhet *Cryptosporidium*. I ODP beräknades reduktionen med en tillbyggnad av ozon (5 mg/l) och då uppnås barriärhöjden förutom med avseende på *Cryptosporidium*. För ozon genomfördes simuleringar i MRA för olika doser och det visade sig att ozon inte är tillräckligt effektivt på att reducera *Cryptosporidium*, men för övriga mikroorganismer underskred den årliga infektionsrisken 1/10 000 vid doser på 2 och 5 mg O₃/l. Vid en störningsfrekvens på 10 % då 2 mg O₃/l doserades underskred fortfarande infektionsdosen 1/10 000, förutom för *Cryptosporidium*. En dos på 1 mg/l ger dock inte tillräcklig

reduktion av virus eller parasiter. Fördelarna med ozon är att det även reducerar COD_{Mn}, vilket är ett problem som ökat under de senaste åren. Ozon är inte ensamt något alternativ då ett starkare skydd mot parasiter är önskvärt.

7.3.3 Kemisk fällning

Tre simuleringar för tillbyggnad av kemisk fällning med efterföljande filtrering genomfördes. Vid god flockning och filtrering med en störningsfrekvens på 1 % är det parasiter och virus som avskiljs mest effektivt och den årliga infektionsrisken underskrider 1/10 000. Om däremot flockbildningen eller filtreringen inte skulle vara god, blir reningen inte tillräcklig. Vid beräkning av reduktionen i ODP uppnåddes endast barriärhöjden på bakterier, men inte på virus och parasiter även om processen då antogs vara väl fungerande. Under försöket med Actiflo[®], våren 2011, visade det sig att organiskt material i vattnet var mer svårfällt än förväntat. Vid mätning av reduktionen av bakterier var denna betydligt sämre än teoretiska värdena för god flockbildning och filtrering. Frågan är om fällning av råvattnet kommer uppnå den kvalitet som krävs för att reduktionen ska bli tillräcklig. En placering i början av processen innebär också en risk för kontaminering under processen, främst vid infiltrationen i åsen, vilket gör att det kan ifrågasättas om hela reduktionen kan tillgodoräknas.

Eftersom MRA och ODP båda ligger nära gränsen för att uppnå gränsvärdet respektive barriärhöjden och att vattnet tidigare visat sig vara svårfällt bör inte kemisk fällning ses som en säker lösning utan grundligare undersökning.

7.3.4 Membranfiltrering

Membranfilter bör placeras sent i processen för att minska igensättning av filtren och samtidigt minska risken för att renat vatten kontamineras. Vid tillbyggnad av membranfilter visade simuleringarna i MRA att en porstorlek på 0,01-0,1 µm krävs för att infektionsrisken ska underskrida 1/10 000, men gränsvärdet uppnås då med god marginal. Då krävs inte heller desinfektion i form av natriumhypoklorit, men för att minska risken för tillväxt i ledningsnätet föreslås att åtminstone monokloramin tillsätts efter filtreringen. Vid beräkningarna i ODP uppnåddes dock inte barriärhöjden med avseende på virus vid en porstorlek på 0,01 µm, vilket kan tolkas som att det är viktigt att säkerställa reduktionen av virus vid ett val av membran och att nuvarande klorering bör behållas. Om inte nuvarande klorering behålls kommer inte antalet säkerhetsbarriärer ökas då monokloramin inte räknas som en säkerhetsbarriär. Filtrering är väldigt driftsäkert, men kräver tryckskillnader som är energikrävande. Metoden skulle kunna uppnå god rening, men reduktionen av virus bör verifieras och beroende på porstorlek kan även andra ämnen som exempelvis organiska ämnen avlägsnas om så önskas.

7.3.5 Kombination UV och Ozon

I en simulering kombinerades 2 mg O₃/l med en UV-dos på 25 mJ/cm² och monokloramin som behandling efter infiltrationen i åsen. Kombinationen uppfyllde gränsvärdet på mindre än 1/10 000 infekterade per år vid simulering i MRA, men enligt beräkningarna i ODP uppnås inte barriärhöjden med avseende på *Cryptosporidium*. Detta skulle kunna tolkas som att staldosen bör ökas för att säkerställa tillräcklig rening även om detta kan

ifråga sätts då Eriksson (2009) anger att 4 log₁₀-reduktion sker redan vid just 25 mJ/cm². Att kombinera flera steg ger större säkerhet då störningar inte får lika stor inverkan samtidigt som det ger en möjlighet att få processer som är bra på att reducera olika typer av mikroorganismer. I detta fall kompletterar stegen varandra genom att ozon reducerar Adenovirus (som är motståndskraftig mot UV) och UV reducerar parasiter och då främst *Cryptosporidium* (som är motståndskraftig mot ozon). Ozon skulle även minska mängden organiskt material i vattnet, vilket är en fördel då UV-ljus tillämpas. Dock är det viktigt att tänka på placeringen av ozonsteget så att inte lätt nedbrytbara kolföreningar kommer ut på ledningsnätet.

7.4 FÖRDELAR OCH NACKDELAR MED ODP OCH MRA

ODP är enkel att sätta sig in i och klassningen av råvattnet bygger på indikatororganismer, som analyseras rutinmässigt vid svenska vattenverk. Metoden inkluderar även att rutiner och åtgärder vid processtörningar till viss del ses över, vilket inte alls behandlas i MRA. ODP tar dock ingen hänsyn till vad som sker om ett steg inte fungerar, vilket behandlas i MRA. En nackdel med ODP är att det är svårt att veta hur log₁₀-krediterna skall tillämpas och det är lätt att samma åtgärd räknas flera gånger som exempelvis processtyrning utifrån råvattenkvalitet i figur A3 och figur A4. En annan nackdel är att metoden, till skillnad från MRA, inte anger några risker med vattnet utan att resultatet antingen blir att tillräcklig barriärhöjd uppnås eller inte. Visserligen ger detta en tydlig gräns, men det ger inte användaren möjlighet att värdera risken för konsumenterna.

MRA är till skillnad från ODP inte baserad på mängden indikatororganismer i råvattnet utan mängden patogen, som inte analyseras rutinmässigt. Detta gör att indata lätt blir bristfällig och att föreslagna värden måste tillämpas som inte är specifika för det aktuella råvattnet. MRA gör det möjligt att enkelt jämföra olika processlösningar och utläsa hur mycket varje steg bidrar till reduktionen, samtidigt som eventuella störningar i processen kan läggas in. Det går även att genomföra olika scenarion vilket är en fördel. I klorsteget i processen kan dock inte någon störning läggas in i MRA, därför är det svårt att ange hur en störning i doseringen skulle kunna påverka vattnets kvalitet.

En av svårigheterna med MRA är att det är lätt att erhålla ett resultat utan att veta vilken fakta och beräkningar som de grundas på, vilket gör det svårare att kritiskt granska resultaten. Detta leder i sin tur till att det är svårt att tolka rimligheten i resultaten och om riskerna är över- eller underskattade. När det kommer till reduktionen av bakterier och virus skiljer dessa sig endast åt vid UV-ljus behandling trots att exempelvis Norovirus misstänks vara tåliga mot klor medan Rotavirus är känsliga. Generellt skulle beräkningarna kunna vara tydligare så användaren får större förståelse för vad resultaten grundas på. Bortsett från detta är dock MRA ett relativt enkelt verktyg som gör det möjligt att jämföra olika processer och erhålla resultat som ger en bild av den mikrobiologiska reningen.

Varken ODP eller MRA tar någon hänsyn till hur olika steg samverkar, men ODP har satt gränser för hur stora reduktioner som kan tillgodoräknas för exempelvis kemisk desinfektion, vilket minskar risken för orimliga värden. När effekten av klorering jämfördes mellan ODP och MRA visade det sig att ODP ger betydligt högre reduktioner

för samma ct-värde än MRA. Vad skillnaden beror på och vilken av metoderna som är mest korrekt är inte klargjort.

En frågeställning som inte heller behandlas i varken ODP eller MRA är om reningsteg tidigt i processen ska kunna tillgodoräkna hela \log_{10} -reduktionen. Detta är exempelvis aktuellt för kemisk fällning som ligger före infiltrationsanläggningen där det finns risk för att vattnet kan kontamineras av exempelvis fåglar.

Generellt kompletterar ODP och MRA varandra på många plan och ger en god uppskattning av hur väl reningsprocessen fungerar med avseende på mikroorganismer. Detta ger en grund för bedömning om reningen med avseende på mikroorganismer är tillräcklig och vilka tillbyggnader som skulle kunna vara tänkbara alternativ.

8 SLUTSATS OCH REKOMMENDATIONER

Vattenverket visade sig varken ha tillräckligt antal skyddsbarriärer enligt Livsmedelsverkets rekommendationer eller uppnå tillräcklig rening enligt ODP eller MRA, vilket leder till bedömningen att reningen med avseende på mikroorganismer inte är tillräcklig och att åtgärder är nödvändiga. Antingen måste råvattnets kvalitet förbättras så pass mycket att mindre rening krävs eller så är en utbyggnad alternativt ombyggnad nödvändig.

De tillbyggnader som enligt simuleringarna i MRA skulle klara US EPA:s gräns på mindre än 1/10 000 infekterade årligen var:

1. Membranfiltrering med porstorlek 0,01-0,1 μm
2. En kombination av Ozon 2 mg/l, UV-dos på 25 mJ/cm^2 och monokloramin istället för nuvarande klorering där tillbyggnaderna är beräknade för att behandla det konstgjorda grundvattnet
3. Kemisk fällning vid god flockbildning och filtrering

Av dessa ger membranfiltrering den högsta reduktionen av mikroorganismer, men det är viktigt att säkerställa att reduktionen av virus är tillräcklig, vilket den inte blev i ODP. Kombinationen av UV och ozon erhöll inte tillräcklig reduktion av *Cryptosporidium* enligt ODP, men detta kan ifrågasättas då Eriksson (2009) anger högre reduktion av parasiter vid 25 mJ/cm^2 samtidigt som en ökad stråldos skulle kunna ge tillräcklig reduktion av *Cryptosporidium*, även enligt ODP. För kemiskfällning blev inte reduktionen tillräcklig i ODP och eftersom vattnet visats vara svårffäll är det inte säkert att processen skulle uppnå tillräcklig reduktion. Hur en eventuell tillbyggnad eller ombyggnad av vattenverket ska utformas beror dock på flera andra aspekter som är viktiga att väga mot varandra för att erhålla bästa möjliga processval. Därför rekommenderas fortsatta utredningar som innefattar andra aspekter så som ekonomi, underhåll, driftsäkerhet med mera. Dessutom rekommenderas att en så kallad utökad provtagning med avseende på parasiter utformas, baserat på råvatten klassningen i ODP. Dessa bör påbörjas snarast för att säkerställa dricksvattnets kvalitet.

9 REFERENSER

9.1 SKRIFTLIGA KÄLLOR OCH INTERNETKÄLLOR

Cotruvo J. A., Dufour A., Rees G., Bartram J., Carr R., Cliver D. O., Craun G. F., Fayer R., Gannon V. P. J., (2004), *Waterborne Zoonoses Identification, Causes and Control*, World Health Organization (WHO), UK, ISBN 92 4 156273 0

Dalin E., Ansker J., Häggström P., Dahlberg B., Pott B-M., Ericsson P., Lindgren P-E., (2010), *Analysmetodik för norovirus i ytvatten*, rapport nummer 2010-09, Svenskt Vatten AB

EEM, (2010), *HACCP för Hyndevad vattenverk*, Eskilstuna Energi och Miljö AB

EEM, (2011), *Teknisk beskrivning av vattentäkt och vattenskyddsområden med skyddsföreskrifter för Hyndevads ytvattentäkt i Eskilstuna kommun*, Eskilstuna Energi och Miljö AB, <http://www.eskilstuna.se/sv/Kommun-och-politik/Beslut-och-insyn/Forslag-pa-remiss1/Forslag-pa-remiss/>, hämtad 2011-09-02

EEM, (2007), *Vårt självklara vatten – Om hur vårt självklara dagliga vatten blir till i Hyndevads vattenverk*, Eskilstuna Energi och Miljö AB, <http://www.eem.se/pages/AvstangningAvFjarrvarme1>, hämtad 2011-09-08

Engblom K., Lundh M., (2006), *Mikrobiologisk barriärverkan vid konstgjord grundvattenbildning – en litteraturstudie om påverkande faktorer*, rapport 2006-10, Svenskt Vatten AB

Eniro.se, (2011), http://kartor.eniro.se/query?what=map&search_word=, hämtad 2011-10-22

Eriksson U., (2009), *Råd och riktlinjer för UV-ljus vid vattenverk*, Svenskt Vatten AB

Eriksson E., (2010), *Verotoxinogenic Escherichia coli O157:H7 in Swedish Cattle and Pigs*, Fakulteten för veterinärmedicin och husdjursvetenskap, Institutionen för biomedicin och veterinär folkhälsovetenskap, SLU, Uppsala

Fewtrell L., Bartram J., (2001), *Water Quality: Guidelines, Standards and Health*, World Health Organization (WHO), UK, ISBN 1 900222 28 0

Hansen A., (2011), *Giardia och Cryptosporidium i svenska ytvattentäkter*, rapport nummer 2011-02, Svenskt Vatten AB

Haas C. N., Rose J. B., Gerba C. P., (1999), *Quantitative microbial risk assesment*, UK, ISBN 0-471-18397-0

Hiltula J., Johnson R., (2011), *Seminarium om Cryptosporidium*, 5/5-2011, anordnat av livsmedelsverket, smittskyddsinstitutet & Svenskt Vatten

FDA, (2011), *Bad Bug Book: Introduction foodborne pathogenic microorganisms and natural toxins handbook*, FDA U.S. Food and Drug Administration, <http://www.fda.gov/food/foodsafety/foodborneillness/foodborneillnessfoodbornepathogensnaturalttoxins/badbugbook/default.htm>, hämtad 2011-08-12

Jordbruksverket, (2007), *Översyn av salmonellakontrollprogrammet*, <http://www.jordbruksverket.se/download/18.b1bed211329040f5080004222/Salmonellarapport+070629.pdf>, hämtad 2011-11-01

Lundberg Abrahamsson J., Ansker J., Heinicke G., (2009), *MRA-Ett modellverktyg för svenska vattenverk*, rapport 2009-05, Svenskt Vatten AB

LRF, (2011), <http://www.lrf.se/Mat/Fordelar-med-svensk-mat/Friska-djur/Salmonella/>, hämtad 2011-11-01

Rosén L., Friberg J., (2003), *Påverkan på säkerheten i vattenförsörjningen från strandbetande nötkreatur – fallstudie Göta älv*, rapport 2003-36, Svenskt Vatten AB, ISSN 1102-5638

Silverlås C., (2010), *Cryptosporidium Infection in Dairy Cattle. Prevalence, species distribution and associated management factors*, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala, ISSN 1652-6880

Skarbinski J., Christensen R., (2011), *Actiflo®Turbo, Actiflo®Turbo Carb pilotförsök – Försök med behandling av ytvatten med Actiflo®Turbo och Actiflo®Turbo Carb vid Hyndevads vattenverk, Eskilstuna kommun*, utkast 1

Skarbinski J., (2008), *Pilotförsök med ozon Hyndevads vattenverk*, projektnummer 600 285, VA-Ingenjörerna AB, Eskilstuna

SLVFS 2001:30, *Föreskrifter om ändring i Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten*, livsmedelsverket, ISSN 1651-3533

SLVFS 2001:30, *Livsmedelsverket vägledning till föreskrifter om dricksvatten (SLVFS 2011:30)*, livsmedelsverket

SLV, (2011), *Cryptosporidium och Giardia – rekommendationer om åtgärder för att minska risken för vattenburen smitta*, Livsmedelsverket, smittskyddsinstitutet och svensktvatten, http://www.slv.se/upload/dokument/2011/cryptosporidier_och_giardia_rekommendationer_om_atgarder_for_att_minska_risken_for_vattenburen_smitta.pdf, hämtad 2011-09-21

Smeets P., Rietveld L., Hijnen W., Medema G., Stenström T-A., (2006), *Efficacy of water treatment processes*, http://www.microrisk.com/uploads/microrisk_efficacy_of_water_treatment_processes.pdf, hämtad 2011-06-09

SMI, (2011a), <http://www.smittskyddsinstitutet.se/nyhetsarkiv/2011/kraftig-okning-av-antalet--rapporterade-fall-av-cryptosporidiuminfektion-under-2010/>, hämtad 2011-09-01

SMI, (2011b), <http://www.smittskyddsinstitutet.se/sjukdomar/...>

...salmonellainfektion/, hämtad 2011-09-09

...escherichia-coli-infektioner-i-tarmen/, hämtad 2011-09-09

...clostridium-perfringens-matforgiftning/, hämtad 2011-09-09

...cryptosporidium-infektion/, hämtad 2011-09-09

...giardiainfektion/, hämtad 2011-09-09

SMI, (2011c), <http://www.smittskyddsinstitutet.se/nyhetsarkiv/2011/tyska-ehec-utbrottet-ar-over/>, hämtad 2011-11-01

SMI, (2011d), <http://www.smittskyddsinstitutet.se/nyhetsarkiv/2011/ehec-utbrott-i-tyskland--at-inte-raa-groddar-i-norra-tyskland-/>, hämtad 2011-11-01

Thureson L., (1992), *Dricksvattenteknik Ytvatten*, publikation P72, Svenskt Vatten AB, ISSN 1651-4947

Thureson L., (2004), *Dricksvattenteknik Grundvatten*, publikation P71 1994, Svenskt Vatten AB, ISSN 1651-4947

Thureson L., (2007), *Dricksvattenteknik Efterbehandling och distribution*, publikation P73 nov 1996, Svenskt vatten AB, ISSN 1651-4947

WHO, (2004), *Guidelines for Drinking-water Quality, third edition Volume 1 Recommendations*, WHO, Geneva, http://books.google.se/books?id=SJ76COTm-nQC&pg=PA45&lpg=PA45&dq=WHO+guidelined+dalys+water&source=bl&ots=V6pWqgNaYf&sig=EuozEa5YxToGIB_Hj6pBDVPmO9I&hl=sv&ei=2n05ToriE43xsgaCohk&sa=X&oi=book_result&ct=result&resnum=1&ved=0CBcQ6AEwAA#v=onepage&q&f=false, hämtad 2011-08-04

Zagerholm B., (2009), *Beräkningsmodell över konstgjord infiltration vid Hyndevad*, rapport 2009-01-09, DHI

Ødegaard H., Østerhus S., Melin E., (2009a), *Veiledning till bestemmelse av god desinfeksjonspraksis*, rapport 170-2009, Norsk Vann BA, ISBN 978-82-414-0307-1

Ødegaard H., Østerhus S., Melin E., (2009b), *Optimal desinfeksjonspraksis fase 2*, rapport 169-2009, Norsk Vann BA, ISBN 978-82-414-0306-4

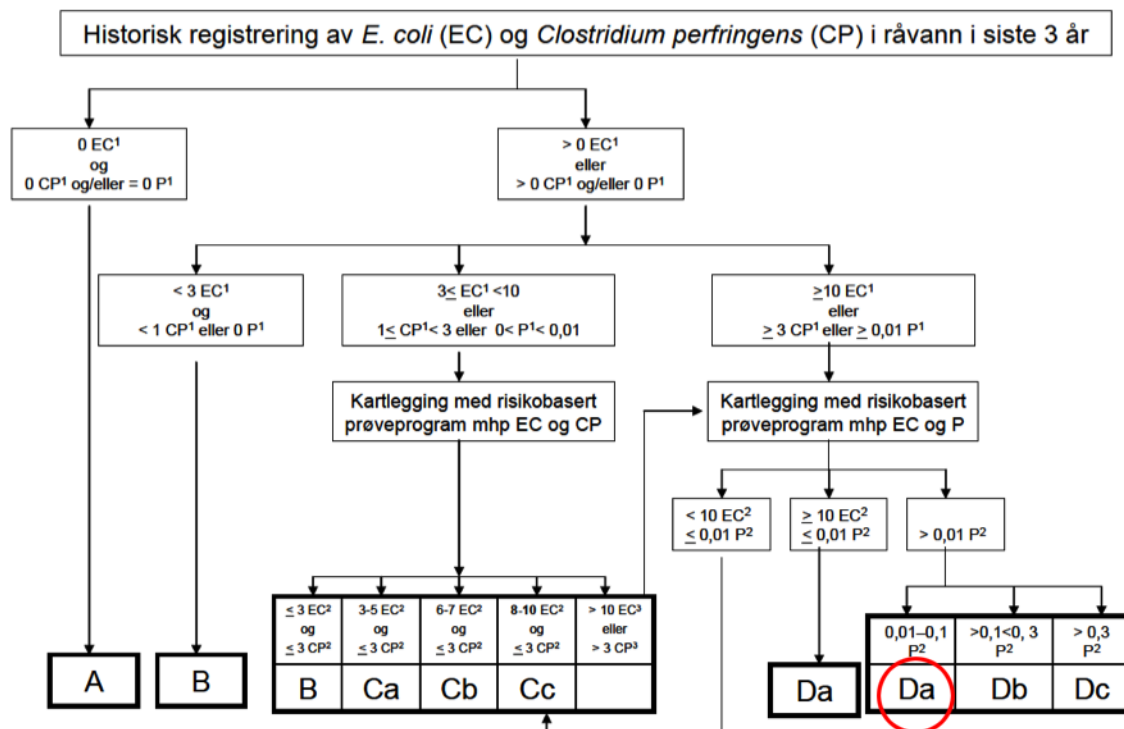
9.2 MUNTliga Källor

Lindberg Jonas, Drifttekniker, (2011), Eskilstuna Energi och Miljö AB

BILAGOR

BILAGA A

Føljande tabeller och figurer han använts ur Optimal desinfeksjonspraksis 2 (Ødegaard m.fl. 2009b) för att klassa vattenverket enligt ODP. De värden som använts för den nuvarande anläggningen är inringade i rött. Planerade åtgärder i skyddsområdet är inringade med blått.



¹ Funn av angitt indikator over angitt verdi (antall/100 ml) én eller flere ganger i løpet av de siste 3 år

² Middelkonsentrasjon (antall/100 ml) av angitt indikator over prøveperioden eller registrering av angitt nivå i mer enn 1/6 av prøvene (16,7 %) over perioden. For parasitter gjelder summen av antallet Giardia- og Cryptosporidium/100 ml

³ Eller > 20 E Coli eller > 6 CP i enkeltprøver

Figur A 1. Klassning av råvatten utifrån historisk data (figur 3.1, Ødegaard m.fl. 2009b).

Tabell A1. Nödvändigbarriärhöjd (\log_{10} -reduktion) utifrån råvattnets klassning och vattenverkets storlek (tabell 3.2, Ødegaard m.fl. 2009b).

	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. Värden för \log_{10} -kredit relaterade till åtgärder i avrinningsområdet och kring råvattenintaget. Det är endast det största värdet inom respektive kategori som ger \log_{10} -kredit. Maximal \log_{10} kredit är $3b + 3v + 2p$ (tabell 3.4, Ødegaard m.fl. 2009b).

Kategori av barriere tiltak	Detaljering av tiltak	Log-kreditt
Reduksjon av forurensnings tilførsel til kilden	Sanering av alle avløpsutslipp direkte til kilden og til bekker og elver som leder direkte til kilden	$1,5b + 1,5v + 1,0p$
	Innføring av lukkede avløpssystemer (lukket tank) for alle utslipp i nedslagsfeltet eller bortledning av avløpsvann fra nedslagsfeltet	$1,5b + 1,5v + 1,0p$
	Oppsetting av stengsel for å hindre at beitedyr og hunder kommer i direkte kontakt med kilden samt oppsetting av avfallskontainere (inkludert kontainere for hundeavføring) i nedslagsfeltet	$0,75b + 0,75v + 0,5p$
Restriksjoner på aktivitet i vannkilde og nedslagsfelt	Innføre forbud (evt. restriksjoner) mot beitedyr i nedslagsfeltet	$1,0b + 1,0v + 0,75p$
	Innføre forbud mot nybygg og andre potensielt forurensende aktiviteter i nedslagsfeltet	$0,75b + 0,75v + 0,5p$
	Innføre forbud mot motorferdsel i nedslagsfeltet	$0,5b + 0,5v + 0,25p$
	Innføre forbud (evt. restriksjoner) mot bruk av vannkilden til båtsport, bading og annen rekreasjon	$0,75b + 0,75v + 0,5p$
	Innføre forbud (evt. restriksjoner) mot ferdsel på vannkilden	$0,5b + 0,5v + 0,25p$
Tiltak knyttet til inntak	Senking av råvannsinntak til et dyp som sikrer at sprangsjiktet ikke når ned til inntaket bortsett fra i sirkulasjonsperiodene	$1,0b + 1,0v + 0,75p$
	Flytting av råvannsinntak slik at det kan dokumenteres gjennom hydrauliske studier at tilførsler av avløpsvann og avføring fra beitedyr via elver og bekker påvirker inntaket i ubetydelig grad	$0,75b + 0,75v + 0,5p$
	Innføre forbud (evt. restriksjoner) på ferdsel i nærheten av inntak	$0,25b + 0,25v + 0,25p$

¹ Innen hver hovedkategori av tiltak kan man maksimalt gi den log-kreditt som det mest omfattende tiltak gir.

Tabell A3. Log₁₀-kredit for overvakning av råvattnets kvalitet. Maximal log₁₀-kredit är 1b + 1v +0,75p (tabell 3.8, Ødegaard m.fl. 2009b).

Kategori av tiltak	Barrieretiltak	Log-kreditt
Øket prøvetakingsfrekvens	Innføring av utvidet mikrobiell analyse i råvann <ul style="list-style-type: none"> minst som angitt for risikobasert prøveprogram minst som angitt for nettkontroll 	0,5b + 0,5v + 0,5p 0,25b + 0,25v + 0,25 p
On-line måling av vannkvalitet	On-line måling av turbiditet (evt. andre parametre som er egnet til å overvåke partikkelinnholdet i råvannet) <ul style="list-style-type: none"> som grunnlag for å sette inn andre barrieretiltak enn avstenging av råvannstilførsel 	0.25b + 0,25v + 0,25p
	<ul style="list-style-type: none"> med automatisk avstengning av råvannstilførsel fra aktuell kilde ved overskridelse av grenseverdi 	1,0b + 1,0v + 0,75p
	<ul style="list-style-type: none"> med alarm og manuell avstengning av råvannstilførsel fra aktuell kilde ved overskridelse av grenseverdi 	0,75b + 0,75v + 0,5p
	On-line måling av fargetall (evt. andre parametre som er egnet til å overvåke innholdet av organisk stoff i råvannet) - gjelder spesielt anlegg med UV-desinfeksjon <ul style="list-style-type: none"> med automatisk avstengning av råvannstilførsel fra aktuell kilde ved overskridelse av grenseverdi med alarm og manuell avstengning av råvannstilførsel fra aktuell kilde ved overskridelse av grenseverdi 	1,0b + 1.0v + 0,75p 0,75b + 0,75v + 0,5p

¹ Innen hver hovedkategori av tiltak kan man maksimalt gi den log-kreditt som det mest omfattende tiltak gir.

Tabell A4. Log₁₀-kredit for overvakning av processerna. Maximal log₁₀-kredit är 1b + 1v +0,75p (tabell 3.10, Ødegaard m.fl. 2009b).

Kategori av tiltak	Overvåkings- og reaksjonstiltak	Log-kreditt
On-line overvakning av vannkvalitet med evt. reaksjonstiltak ved overskridelse av grenseverdi	On-line måling av turbiditet, farge eller annen parameter som er egnet til å overvåke om det aktuelle tiltaket fungerer etter hensikten <ul style="list-style-type: none"> av råvannskvalitet - for optimal prosess-styring av vannbehandlingsanlegget 	0,5b + 0,5v + 0,5p
	<ul style="list-style-type: none"> av rentvannskvalitet - med automatisk avstengning av råvannstilførsel 	1,5b + 1,5v + 1.0p
	<ul style="list-style-type: none"> av rentvannskvalitet - med alarm og manuell korrigering av driftssituasjonen slik at normale forhold gjenopprettes ved overskridelse av grenseverdi 	0,5b + 0,5v + 0,5p
Kontinuerlig overvakning av strømforsyning med reaksjonstiltak ved bortfall av strømtilførsel	Kontinuerlig måling og overføring til kontrollsentral av data vedrørende strømtilførsel til vitale deler av vannbehandlingsanlegget <ul style="list-style-type: none"> med automatisk igangsetting av nødstrømsaggregat ved bortfall av strømtilførsel 	0,75b + 0,75v + 0,75p
	<ul style="list-style-type: none"> med automatisk avstengning av råvannstilførsel ved bortfall av strømtilførsel 	0,5b + 0,5v + 0,5p

¹ Innen hver hovedkategori av tiltak kan man maksimalt gi den log-kreditt som det mest omfattende tiltak gir.

Tabell A5. Log₁₀-kredit for konstgjord infiltrasjon av ytvatten (tabell 3.7, Ødegaard m.fl. 2009b).

Det infiltrerte vannets oppholdstid i mettet og umettet sone	Maksimal log-kreditt
> 60 døgn	3,0b + 3,0v + 2,0p
30 – 60 døgn	2,5b + 2,0v + 1,5p
10 – 30 døgn	2,0b + 1,0v + 1,0p
3 – 10 døgn	1,5b + 0,5v + 0,75p

Tabell A6. Log₁₀-kredit for avskiljende prosesser (tabell 3.9, Ødegaard m.fl. 2009b).

Vannbehandlingsmetode	Log-kreditt
Hurtigsandfiltrering uten koagulering (filterhastighet < 7,5 m/h) ¹	0,5b + 0,25v + 0,5p
Membran (MF) filtrering ²	2,0b + 1,0v + 2,0p
Membran (UF) filtrering ³	3,0b + 2,0v + 3,0p
Membran (NF) filtrering ⁴	3,0b + 3,0v + 3,0p
Langsomsandfiltrering (filterhastighet < 0,5 m/h)	2,0b + 2,0v + 2,0p
Koagulering/direktefiltrering (mediafilter) ⁵	3,0b + 2,0v + 2,0p
Koagulering/direktefiltrering (mediafilter) ⁶	3,0b + 3,0v + 2,0p
Koagulering + sedimentering (evt. flotasjon) + filtrering ⁵	3,0b + 2,0v + 2,5p
Koagulering + sedimentering (evt. flotasjon) + filtrering ⁶	3,0b + 3,0v + 2,5p
Koagulering/membran (UF/MF) filtrering ⁶	3,0b + 3,0v + 3,0p

¹ Gjelder også biofiltre, ionebytterfiltre og marmorfiltre

² Forutsatt nominell poreåpning på membran < 1000 nm

³ Forutsatt nominell poreåpning på membran < 100 nm

⁴ Forutsatt nominell poreåpning på membran < 10 nm

⁵ Forutsatt midlere turbiditet i produsert vann < 0,2 NTU

⁶ Forutsatt tilstrekkelig koagulant-dosering og god overvåkning slik at turbiditet i produsert vann < 0,1 NTU i minst 90 % av tiden. Dersom anlegget er bygget for humusfjerning forutsettes fargefjerning >70 % i minst 90 % av tiden.

Tabell A7. Dimensionerende ct-värde (mg*l/min) for inaktivering av bakterier, virus og parasiter (tabell 4.1, Ødegaard m.fl. 2009b) Maximal log₁₀-reduksjon for kemisk desinfeksjon er 4b + 4v + 3p.

	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.
Klordioksid	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. Prosentuelt avdrag från beräknad reduktion utifrån ct-värdet då åtgärder saknas för att minimera risken för doseringsbortfall. (tabell 4.7, Ødegaard m.fl. 2009b).

Tiltak	% av Ct-beregnet (evt. maximal) inaktiveringsgrad ¹⁾
A) Tiltak ved kortvarig doseringsbortfall av kjemisk desinfeksjonsmiddel:	
Manglende tiltak gir maksimalt fratrekk på	10 %
1. Automatisk stengning av all vannproduksjon. (Krever at det er tilstrekkelig med utjevningsskapasitet/buffer volum i systemet).	10 %
2. Alarm og automatisk start av reserve doseringsutstyr	5 %
B) Tiltak for å redusere risikoen for doseringsbortfall av kjemisk desinfeksjonsmiddel:	
Manglende tiltak gir maksimalt fratrekk på	15 %
1. Nødstrømsaggregat installert	10 %
2. Reserve doseringsutstyr for desinfeksjon installert	5 %
3. Utjevningssvolum (plassert etter desinfeksjonsanlegget) som kan tilfredsstillende vannbehovet når vannproduksjonen stoppes ved doseringsbortfall (Rentvannstank, høydebasseng eller lign. med volum for minst 12 timers forsyning)	10 %
C) Andre tiltak:	
Manglende tiltak gir maksimalt fratrekk på	10 %
1. Tilfredsstillende måleutstyr installert (Restklor/restozon)	5 %
2. Lager med kritisk reserveutstyr (klordoseringspumper, ozonelektroder, sirkulasjonspumpe, målelektroder etc.)	5 %
3. Tilfredsstillende rutiner for rengjøring, kontroll og kalibrering av sensorer for måling av restklor og -ozon (minimum månedlig kontroll/kalibrering)	5 %

¹ Summen av inaktiveringskreditt innen hver hovedkategori kan ikke overstige maksimalt fratrekk pga. manglende tiltak innen hovedkategorien.

De inringende värdena i tabell A8 innebär att endast 10 % av den beräknade inaktiveringen till följd av kloreringen kommer att subtraheras från desinfektionen.

BILAGA B

För att beskriva hur effektivt ett desinfektionsmedel är används ofta begreppet ct-värde, som innebär att ämnets koncentration (C) i mg/l multiplicerats med kontakttiden (t) i min. Effekten av ett desinfektionsmedel beror av flera olika faktorer som ämnets koncentration, kontakttiden, vattnets temperatur och andra ämnen som påverkar reaktionen (Thureson 2007). Kontakttiden som beräknas till första konsument, beror inte bara av volymen (V) och flödet (Q) utan även av hur bassängerna är utformade (Ødegaard m.fl. 2009a) och beräknades enligt ekv. B1. I denna bilaga visas hur ct-värdet för klordoseringen beräknats.

$$t = \frac{V}{Q} * \frac{t_{10}}{T} \quad (\text{ekv. B1})$$

Där t_{10}/T är en hydraulisk faktor som säger hur snabbt 10 % av det tillsatta ämnet passerar anläggningen. Vägledande värden för denna faktor kan utläsas ur tabell B1 där även en faktor för antalet kammare läggs till.

Tabell B1. Vägledande värden på den hydrauliska faktorn t_{10}/T direktöversatt från (tabell 4.2, Ødegaard m.fl. 2009a).

Grad av pluggflöde	t_{10}/T	Beskrivning	Faktor 2 bassänger i serie	Faktor 3 bassänger i serie
Ingen (ideal blandning)	0,1	Inga skärmar, fullomblandning, höga inlopp- och utloppshastigheter, lågt längd/breddförhållande.	2,0	3,0
Dålig	0,3	Inga skärmar, enkla eller multipla in- och utlopp.	1,8	2,5
Medel	0,5	Skärmat in- och utlopp, någon ledvägg i bassängen.	1,5	1,8
Ganska bra	0,7	Skärmat in- och utlopp, ledväggar i bassängen, högt längd/breddförhållande.	1,3	1,4
Mycket bra	0,9	Skärmat in- och utlopp, ledväggar i bassängen, mycket högt längd/breddförhållande.	1,1	1,1
Perfekt	1	Rörströmning.	1,0	1,0

Vid beräkningarna har byggnaden där kloret tillsätts räknats som en bassäng med skärmat in- och utlopp samt högt längd/breddförhållande vilket ger $t_{10}/T=0,7$ (tabell B1). Efterföljande lågreservoar har räknats som två seriekopplade bassänger (faktor 1,8) utan skärmat in- och utlopp (faktor 0,3), vilket ger $t_{10}/T=0,54$ (tabell B1) för ledningarna har rörströmning antagits vilket ger $t_{10}/T=1$ (tabell B1). Vid maxalkapacitet producerar vattenverket $52\,000\text{ m}^3/\text{dygn} \approx 36\text{ m}^3/\text{min}$, vilket leder till att den totala uppehållstiden är 84 min när samtliga steg summerats (tabell B2).

Tabell B2. Beräknade uppehållstider i stegen fram till första konsument.

Steg	Volym[m ³]	t ₁₀ /T	Upphållstids i steget [min]
Klordoserings bassäng	149	0,7	3
Ledning	31	1	1
Lågreservoar	5171	0,54	77
Ledning	99	1	3

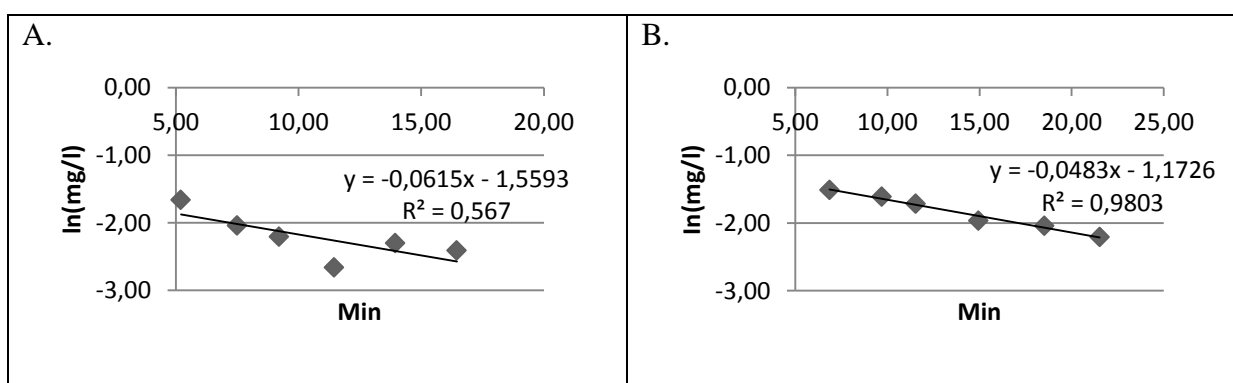
Vid tillsättning av klor kommer en del av klore snabbt förbrukas genom att det oxiderar ämnen i vattnet, vilket kallas initialförbrukning (IF) (Ødegaard m.fl. 2009a). Utsträckningen av detta beror på vattnets sammansättning. I undersökningen har det antagits att IF är försumbart (ekv. B2)

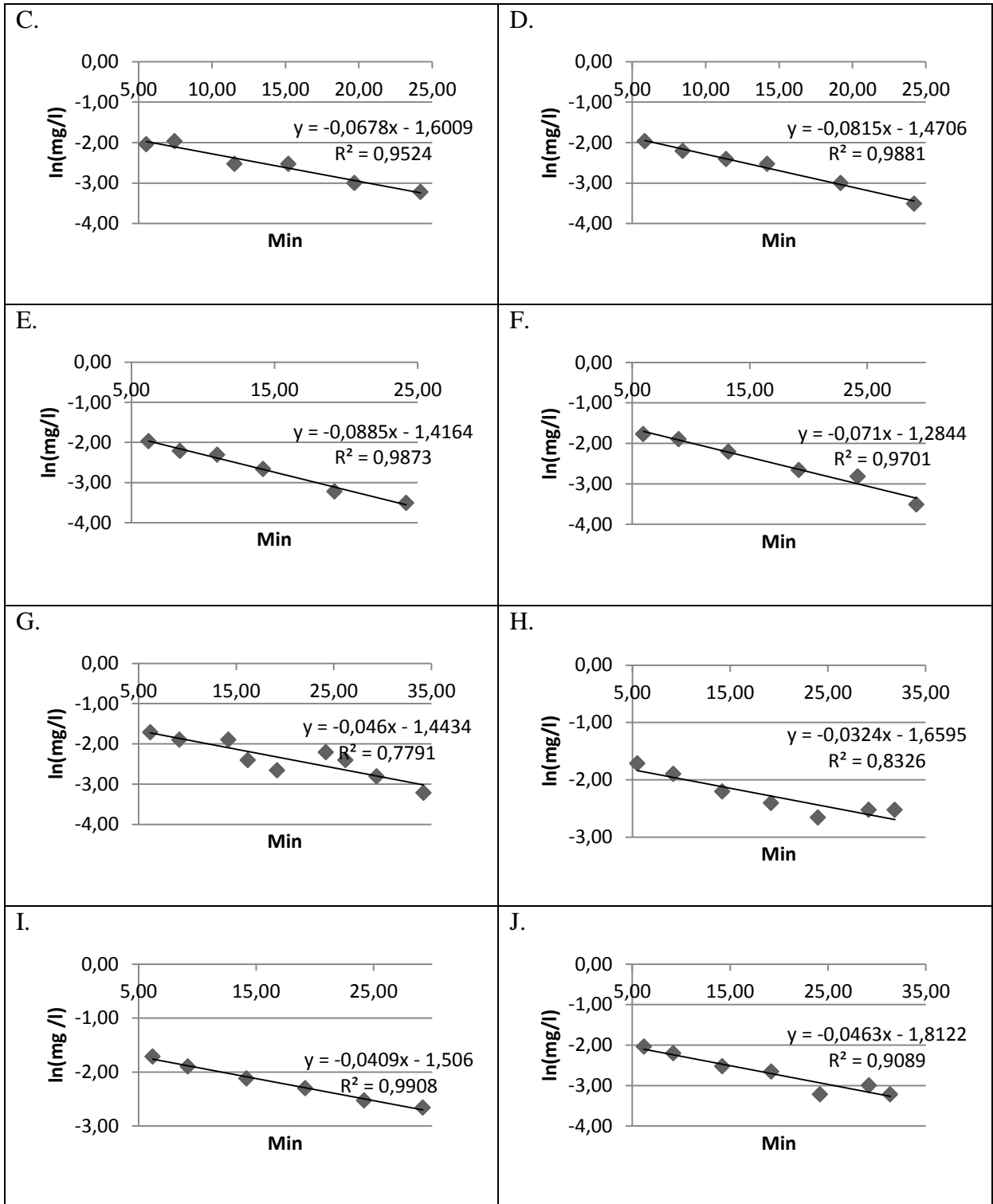
$$C_{in} = C_{doserad} - IF = C_{doserad} \quad (\text{ekv. B2})$$

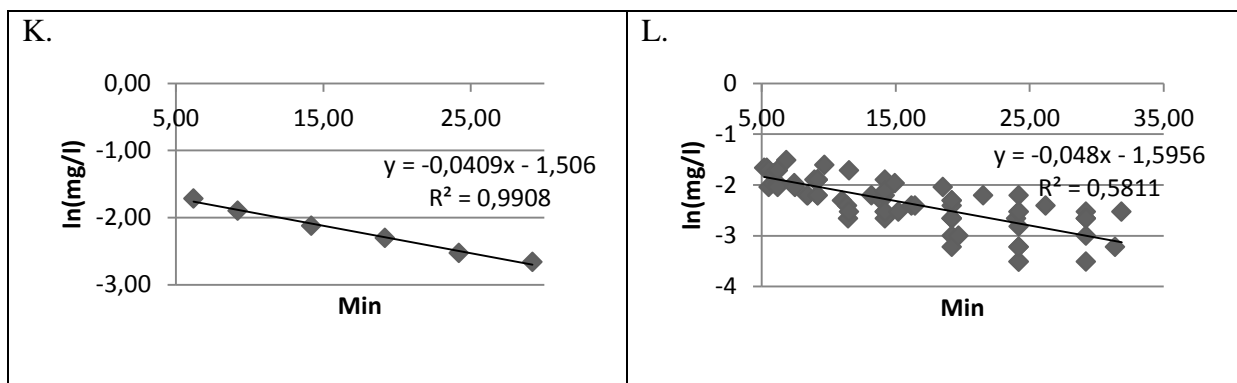
Sedan studerades själva kloreringen för att fastställa hur mycket fritt klor som normalt doseras (C_{in}) och hur snabbt koncentrationen av fritt klor minskar i vattnet som beskrivs av avklingningskonstanten (k). Mängden tillsatt klor bestämdes genom att manuellt mäta hur stor volym klordoseringspumpen doserade per slag och sedan relatera antalet slag till flödet, vilket resulterade i att ca 3,3 µl klorkoncentrat/m³. Klorets ursprungliga koncentration av fritt klor bestämdes genom kraftig spädning och fastställdes till ca 86 g/l. Detta resulterade till att den tillsatta mängden fritt klor C_{in} blev 0,28 mg/m³, enligt ekv. B3.

$$C_{in} = C_{konc} * \frac{Q_{klor}}{Q_{total}} = 86 * 3,3 \frac{\mu\text{l}}{\text{m}^3} \approx 0,28 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \quad (\text{ekv. B3})$$

Det som sedan kvarstod var att bestämma avklingningskonstanten (k). För att erhålla en så realistisk bild som möjligt gjordes mätningar på vattnet som klorerats ca 4 min tidigare. Koncentrationen fritt klor mättes under 20-25 min. De uppmätta koncentrationerna normallogaritmerades och en rät linje anpassades till punkterna för att erhålla k -värdet, som motsvarar linjens lutning, för respektive mättillfälle (figur B1). Totalt genomfördes 11 mätserier, vilket resulterade i att k_{medel} blev 0,057 med en standardavvikelse på 0,018.





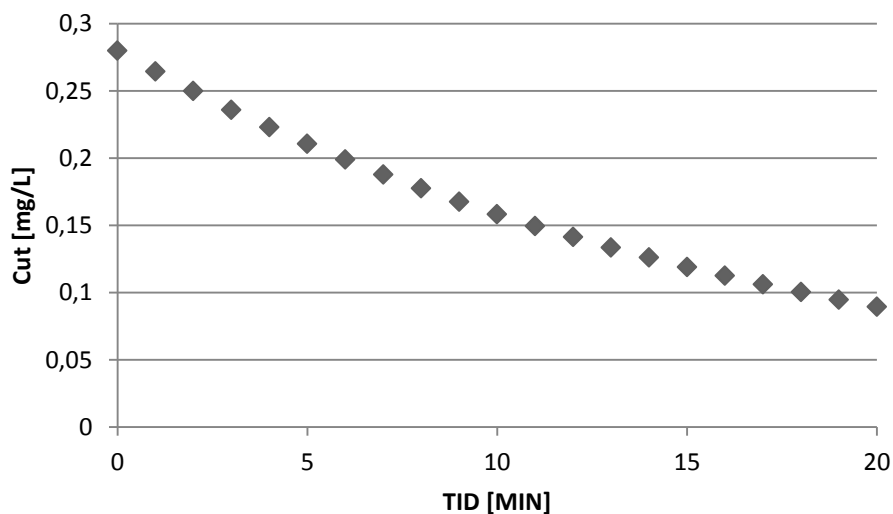


Figur B1. Graf A-K är uppmätta halter fritt klor relaterat till tiden efter klorering och graf L visar då mätserierna A-K lagts in i samma graf för att ge en bild av mätpunkternas variation.

Ct-värdet motsvarar sedan arean under grafen för koncentrationen mot tiden (ekv. B5) (Ødegaard m.fl. 2009a). Den teoretiska kurvan för avklingningen av fritt klor (figur B2) är beräknad utifrån uppmätt medelvärde på k beräknad utifrån ekv. B4.

$$C_{ut} = C_{in} * e^{-kt} \quad (\text{ekv. B4})$$

$$ct = \frac{C_{in}}{k} (1 - e^{-kt}) \quad (\text{ekv. B5})$$



Figur B 2. Teoretisk avklingning utifrån ekv. B3 då $k=0,057$ och $C_{in}=0,28$ mg/l.

BILAGA C

Denna bilaga beskriver hur beräkningen för ct-värdet för ozondoserna beräknats. Ingående koncentration av ozon (C_{in}) beror på hur inblandningen sker, för den tänkta tillbyggnaden antas att ozon (C_{dos}) injiceras i ett stängt rör, vilket gör att det kan antas att $K_{\text{överfört}} = 99\%$ som motsvarar hur stor del av ozonet som övergår till vattenfasen (Ødegaard m.fl. 2009a). Initialförbrukningen av ozon (IF) beräknas enligt ekv. C1 (Ødegaard m.fl. 2009a) där $TOC = 5,1$ mg/l och att $pH = 7,7$ antagits utifrån vad som är normalt. TOC koncentrationen är beräknad ifrån att medelkoncentrationen i utgående vatten och inte TOC koncentrationen i råvattnet då ekvationerna endast är tillämpbara på TOC upp till 6 mg/l.

$$IF = 0,14 * TOC + 0,58 * C_{dos} + 0,09 * \frac{C_{dos}}{TOC} + 0,07 * pH - 0,92 \quad (\text{ekv C1})$$

$$C_{in} = (C_{dos} * K_{\text{överfört}}) - IF \quad (\text{ekv C2})$$

För att sedan kunna bestämma vilken koncentration av ozon som är i vattnet efter en viss tid behöver nedbrytningskonstanten (k) beräknas (ekv. C3). Utgående koncentration beräknas sedan utifrån resultaten från ekv. C2 och ekv. C3 som sätts in i ekv. C4 (Ødegaard m.fl. 2009a).

$$k = 0,05 * TOC - 0,032 * C_{in} - 0,017 * \frac{C_{in}}{TOC} + 0,084 * pH - 0,48 \quad (\text{ekv C3})$$

$$C_{ut} = C_{in} * e^{-kt} \quad (\text{ekv C4})$$

Ct-värdet för ozon beräknas enligt ekv. C5 (Ødegaard m.fl. 2009a), där tiden i kontaktkammaren $t_1 = 1$ min och tiden i reaktorn $t_2 = 14$ min.

$$ct = C_{in} * e^{-kt_1} * t_1 + \frac{C_{in} * e^{-kt_1}}{k} (1 - e^{-kt_2}) \quad (\text{ekv C5})$$

Ct-värdet beräknades för doserade koncentrationer $C_{dos} = 1, 2, \text{ och } 5$ mg O_3/l . Ct-värdets desinfektionseffekt avlästes sedan för $4^\circ C$ från tabell A7, vilket gav teoretiskt reduktionen av mikroorganismer (tabell C1).

Tabell C1. Beräknat ct-värde för doserna 1, 2 och 5 mg O₃/l och de teoretiska log₁₀-reduktionerna detta innebär.

Ozondos	1 [mg Ozon/l]	2 [mg Ozon/l]	5 [mg Ozon/l]
Ct-värde	0,2	1,4	5,6
Reduktion av Bakterier	1,1	8,5	33,5
Reduktion av Virus	0,5	4,2	16,7
Reduktion av <i>Giardia</i>	0,2	1,9	7,4
Reduktion av <i>Cryptosporidium</i>	0,0	0,1	0,4

De teoretiska log₁₀-reduktionerna som överskrider 7 sätts till 7 eftersom att det är det maximala värdet som satts på något av processtegen i MRA.

BILAGA D

Tabell D1. Sammanfattning av nuvarande anläggning och tillbyggnadsalternativen enligt MRA-simuleringarna. Där siffrorna anger årlig infektionsrisk.

Patogen\Process	Camptyllobakter	Salmonella	E.coli	Adenovirus	Rotavirus	Norovirus	Cryptosporidium	Giardia
NORM 1 (ÅS 2)	$3 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$7 \cdot 10^{-7}$	$9 \cdot 10^{-2}$	$3 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$6 \cdot 10^{-4}$
NORM 2	$4 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-1}$	$7 \cdot 10^{-2}$	$3 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$7 \cdot 10^{-4}$
NORM 3	$2 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^{-5}$	$6 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^{-1}$	$6 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$9 \cdot 10^{-4}$
NORM 4	$2 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-10}$	$4 \cdot 10^{-9}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$8 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$6 \cdot 10^{-4}$
ÅS 1	$2 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{-6}$	$8 \cdot 10^{-1}$	$5 \cdot 10^{-1}$	$9 \cdot 10^{-1}$	$6 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^{-1}$
ÅS 3	$2 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$5 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$6 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-2}$	$8 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-3}$
ÅS 4	$3 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-9}$	$5 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$6 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-3}$	$8 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-4}$
UV 1	$2 \cdot 10^{-9}$	$8 \cdot 10^{-14}$	$2 \cdot 10^{-12}$	$1 \cdot 10^{-2}$	$7 \cdot 10^{-7}$	$8 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$6 \cdot 10^{-7}$
UV 2	$1 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-11}$	$2 \cdot 10^{-9}$	$6 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$7 \cdot 10^{-7}$
UV 3	$1 \cdot 10^{-6}$	$8 \cdot 10^{-10}$	$2 \cdot 10^{-9}$	$1 \cdot 10^{-1}$	$6 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$7 \cdot 10^{-7}$
UV 4	$5 \cdot 10^{-2}$	$4 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-1}$	$5 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-1}$	$6 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-4}$
OZ 1	$2 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-9}$	$6 \cdot 10^{-8}$	$3 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-2}$	$4 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$4 \cdot 10^{-4}$
OZ 2	$3 \cdot 10^{-13}$	$2 \cdot 10^{-17}$	$7 \cdot 10^{-16}$	$6 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$9 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-5}$
OZ 3	$3 \cdot 10^{-13}$	$2 \cdot 10^{-17}$	$7 \cdot 10^{-16}$	$3 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$5 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-10}$
OZ 4	$1 \cdot 10^{-10}$	0	$3 \cdot 10^{-13}$	$2 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-5}$
KE 1	$2 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-10}$	$5 \cdot 10^{-9}$	$7 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-7}$
KE 2	$1 \cdot 10^{-4}$	$8 \cdot 10^{-9}$	$3 \cdot 10^{-7}$	$6 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$9 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$4 \cdot 10^{-4}$
KE 3	$2 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$5 \cdot 10^{-7}$	$8 \cdot 10^{-2}$	$3 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$7 \cdot 10^{-4}$
MEM 1	$2 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-10}$	$5 \cdot 10^{-9}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-8}$
MEM 2	$3 \cdot 10^{-11}$	0	$8 \cdot 10^{-14}$	$3 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-8}$	$4 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-10}$	$9 \cdot 10^{-11}$
MEM 3	$2 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-12}$	$5 \cdot 10^{-11}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$7 \cdot 10^{-8}$	$3 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-10}$	$9 \cdot 10^{-11}$
KOMB	0	0	0	$3 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$4 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-8}$