



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 15 025

Examensarbete 30 hp
Juni 2015

Mikrobiella hot mot nordiskt dricksvatten

En studie av mikrobiella föroreningar i
dricksvatten i Norden samt en utvärdering
av olika reningsprocesser

Jennie Haag

REFERAT

Mikrobiella hot mot nordiskt dricksvatten – En studie av mikrobiella föroreningar i dricksvatten i Norden samt en utvärdering av olika reningsprocesser

Jennie Haag

Den största akuta risken inom dricksvattenförsörjningen är vattenburen smittspridning. Dricksvattenrelaterad smittspridning förekommer i störst utsträckning i utvecklingsländer med dåliga sanitära förhållanden. Under 2000-talet har de nordiska länderna drabbats av flertalet dricksvattenburna sjukdomsutbrott vilket har lett till att mikrobiella föroreningar uppmärksammats som ett problem även i Norden. För att säkerställa att det dricksvatten som distribueras är av god mikrobiologisk kvalitet krävs att säkerhetsbarriärerna i vattenverket är tillräckligt effektiva för alla typer av mikrobiella föroreningar. Vissa mikroorganismer har uppmärksammats som mer tåliga mot olika desinfektionsmetoder, till exempel klorering, än vad som tidigare varit känt. För ett säkrare dricksvatten är det därför viktigt att öka kunskapen om mikroorganismers varierande motståndskraft mot olika desinfektionsmedel samt undersöka alternativ till de avskiljnings- och inaktiveringsmetoder som traditionellt används idag.

Examensarbetets syfte var att studera de bakterier och virus som har störst relevans för dricksvattenkvaliteten och som tros kunna utgöra ett hot mot nordiskt dricksvatten, att undersöka orsakerna bakom dricksvattenburna utbrott samt att undersöka effektiviteten hos olika avskiljnings- och inaktiveringsmetoder för bakterier och virus. Detta gjordes genom en utförlig litteraturstudie samt en fallstudie. Fallstudiens syfte var att belysa problematiken inom dricksvattenberedning samt distribution i Norden genom verkliga exempel.

Studien visade att vattenburna sjukdomsutbrott normalt orsakas av kontaminering från avloppsvatten till dricksvatten. Detta sker antingen direkt till råvattnet, ofta till följd av kraftig nederbörd, eller under distributionen på grund av driftstörningar. Att kontamineringen tillåts nå konsumenten är ett resultat av inadekvata reningsmetoder i vattenverken. Problematiken inom dricksvattenområdet beror bland annat på användandet av bristfälliga indikatororganismer vilka är mindre tåliga och har sämre överlevnadsförmåga än många sjukdomsalstrande mikroorganismer. Tidskrävande och osäkra analysmetoder utgör också ett stort problem. Svårigheter i att identifiera den orsakande mikroorganismen samt att bekräfta utbrottet som dricksvattenrelaterat har lett till att mörkertalet gällande antalet vattenburna sjukdomsfall är stort. Det finns ett stort behov av ökad kunskap gällande olika mikroorganismers tålighet mot desinfektion samt ett behov av reglering för kontroll av råvattenkvaliteten och den mikrobiologiska säkerheten. Utifrån studien kunde även konstateras att antalet vattenburna utbrott tros öka med kraftigare nederbörd och extremväder till följd av klimatförändringarna.

Nyckelord: vattenburna utbrott, dricksvatten, mikrobiell förorening, bakterier, virus, desinfektion, tålighet.

*Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet
Lennart Hjelms väg 9
Box 7032
SE-750 07 Uppsala*

ABSTRACT

Microbial threats to Nordic drinking water – A study of microbial contamination in Nordic drinking water and an evaluation of different water treatment processes

Jennie Haag

Waterborne diseases are considered a major problem in the water supply. Spreading of infection through drinking water occurs predominantly in developing countries with poor sanitation. During the 21st century the Nordic countries have been affected by several waterborne outbreaks associated with drinking water. As a result, microbial contamination of drinking water has been recognized as a problem in the Nordic countries as well. To ensure high quality drinking water it is required that the hygienic barriers used in the water treatment plant are efficient in reducing all types of microbial contaminants. Some microorganisms have shown a greater resistance against commonly used disinfectants than previously known. To secure the distribution of safe drinking water it is essential to increase the knowledge regarding the varying resistance of microorganisms and to investigate alternative water treatment processes to those traditionally used in drinking water treatment today.

The objective to this master thesis was to study the bacteria and viruses that are most relevant for drinking water quality and may compose a threat to the drinking water quality in the Nordic countries, to investigate the cause of waterborne outbreaks and to study the effectiveness in reducing bacteria and viruses for various water treatment processes. The study was performed through a thorough literature review and a case study. The purpose of the case study was to illustrate the issues in drinking water treatment and distribution in the Nordic region.

The study showed that the majority of the outbreaks are caused by contamination from sewage water to drinking water. The contamination is allowed to reach the consumer as a result of inadequate treatment in the water works. Usage of inappropriate indicator organisms that are less resistant to disinfectants than a lot of pathogens are a big problem in drinking water treatment. Time-consuming and uncertain analytical methods also compose a great issue. Due to difficulties in identifying the causative microorganism and verify the outbreak as drinking water related it is believed that there is a large number of unrecorded cases of illness. There is a great need of increased understanding of the varying resistance of microorganisms to disinfectants and a need for regulation for monitoring raw water quality and microbiological safety. Based on the study it was also found that waterborne outbreaks are believed to increase as a result of extreme weather caused by climate change.

Keywords: waterborne outbreaks, drinking water, microbial contamination, bacteria, virus, disinfection, resistance.

*Department of Energy and Technology, Swedish University of Agricultural Sciences
Lennart Hjelm's väg 9
Box 7032
SE-750 07 Uppsala*

FÖRORD

Det här examensarbetet utgör det avslutande momentet på mina studier på civilingenjörsprogrammet i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Arbetet omfattar 30 högskolepoäng och har genomförts under vårterminen 2015 hos Grontmij AB på avdelningen Vatten och Avfall i Stockholm.Handledare för examensarbetet var Michael Ohlsson på Grontmij AB. Ämnesgranskare har varit Björn Vinnerås vid Institutionen för energi och teknik vid Sveriges lantbruksuniversitet. Examinator för arbetet var Allan Rodhe.

Jag skulle vilja börja med att rikta ett stort tack till min handledare Michael för din handledning och värdefulla synpunkter på rapporten under arbetets gång och även Oscar Tottie på Grontmij för feedback och goda råd. Jag vill även tacka min ämnesgranskare Björn för din hjälp och vägledning. Ett stort tack till alla på kontoret på Grontmij för den trevliga tiden hos er.

Slutligen vill jag tacka min familj och mina vänner för att ni alltid finns där och tror på mig. Ett speciellt tack till Alvin för allt ditt stöd under den här tiden.

Jennie Haag

Stockholm, maj 2015

Copyright © Jennie Haag och Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet

UPTEC W 15 025, ISSN 1401-5765

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2015

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Mikrobiella hot mot nordiskt dricksvatten – En studie av mikrobiella föroreningar i dricksvatten i Norden samt en utvärdering av olika reningsprocesser

Jennie Haag

Förorenat dricksvatten utgör ett hot mot människors hälsa världen över. Varje år dör 2,4 miljoner människor till följd av mag- och tarminflammationer, något som ofta är ett resultat av orent dricksvatten. Sjukdomsspridning via dricksvatten är något som främst förknippas med utvecklingsländer med dåliga sanitära förhållanden men faktum är att vattenburen smittspridning förekommer även hos oss i Norden. Under 2000-talet har de nordiska länderna drabbats av flera stora vattenburna utbrott där tusentals människor insjuknat. För att säkerställa att det vatten som når konsumenternas kranar är säkert att dricka krävs att renings- och desinfektionsprocesserna i vattenverken är tillräckligt effektiva. De måste kunna rena råvattnet från alla organismer som potentiellt kan orsaka sjukdom. Vissa organismer har visat sig vara mer tåliga mot de desinfektionsmetoder som använts än vad som tidigare trots. För att undvika att smittspridning uppstår är det viktigt att öka kunskapen om hur effektiva olika desinfektionsmetoder är mot olika bakterier och virus. Det är även viktigt att undersöka utbudet av alternativa metoder som kan fungera bättre än de som används i vattenverken idag.

Examensarbetet bestod av en utförlig litteraturstudie samt en fallstudie. Syftet var att studera de bakterier och virus som har störst relevans för dricksvattenkvaliteten och som tros kunna utgöra ett hot mot dricksvatten i Norden. Detta gjordes genom en sammanställning av mikroorganismernas egenskaper samt en utredning av deras förmåga att motstå olika typer av desinfektionsmetoder. Syftet var även att undersöka effektiviteten hos olika renings- och desinfektionsmetoder samt att jämföra metoderna med varandra ur ett ekonomiskt, tekniskt och säkerhetsmässigt perspektiv. I fallstudien undersöktes tre stora utbrottsfall i Norden. För varje utbrott gjordes en sammanfattning med utbrottsbeskrivning, åtgärder och sviter. Utbrotten valdes för att illustrera olika problem inom dricksvattenreningen.

Studien visade att ett vattenburet utbrott vanligen uppstår då avloppsvatten kommer i kontakt med dricksvatten. Detta sker antingen direkt till råvattnet eller på grund av driftstörningar under distributionen dricksvatten till konsumenten. Förorening direkt till råvattnet är ofta ett resultat av kraftiga regn vilket leder till översvämningar och läckage av avloppsvatten till vattentäkten. Om de reningsmetoder som används i vattenverken inte är tillräckligt effektiva för att avskilja eller inaktivera de bakterier och virus som kommer från avloppsvattnet finns risken att ett sjukdomsutbrott kan uppstå. En stor del av problematiken inom dricksvattenrening är att de organismer som används för att kontrollera vattenkvaliteten inte är lika tåliga som vissa sjukdomsalstrande organismer. Ett vatten kan alltså vara förorenat utan att det syns vid standardkontroller. Ett annat problem är att de metoder som används för vattenkvalitetsanalyser är osäkra och tidskrävande. Detta leder till svårigheter i att identifiera den sjukdomsalstrande organismen samt att bekräfta att utbrottet orsakades av dricksvatten. På grund av detta tros mörkertalet gällande antalet utbrott vara stort. Det finns ett behov av en ökad kunskap gällande bakteriers och virus tålighet mot desinfektion och även av en reglering för kontroll av råvattenkvaliteten samt den mikrobiologiska säkerheten i vattenverken.

Utifrån litteraturstudien kunde också konstateras att trenden för antalet vattenburna utbrott verkar ökande. Det är troligt att ökningen har ett samband med en kraftigare nederbörd till följd av klimatförändringarna. Ett förändrat klimat kommer leda till en högre belastning på vattenreningsverken i form av ökade flöden och en ökad grumlighet i vattnen. En kraftigare nederbörd kommer också resultera i fler översvämningar vilket kommer öka läckaget från avloppsvatten till dricksvatten. I och med att avloppspåverkan på råvattnet blir större kan de reningsprocesser som finns i vattenverken idag komma att bli otillräckliga.

ORDLISTA

<i>Ct-värde</i>	Koncentrationen multiplicerat med den effektiva kontakttiden. Anger desinfektantens effektivitet för en viss organism
<i>Desinfektion</i>	Process som leder till inaktivering av mikroorganismer
<i>Enteriska organismer</i>	Organismer som förekommer i mag-tarmkanalen
<i>Gastroenterit</i>	Mag-tarminflammation
<i>Genom</i>	Arvsmassan hos en organism bestående av DNA eller RNA
<i>Inaktivering</i>	Skeende som lämnar mikroorganismer är oförmögna att infektera
<i>Indikatororganism</i>	Organismer som är relativt enkla att analysera och kan indikera förekomsten av sjukdomsalstrande organismer i vattnet
<i>Infektionsdos</i>	Mängden organismer som krävs för att infektion ska uppstå
<i>Kontaktid</i>	Den tid mikroorganismerna utsätts för desinfektanten
<i>Log-reduktion</i>	Anger det relativa antalet mikroorganismer som reduceras vid avskiljning eller inaktivering. 1-logs reduktion = 90 % avskiljning/inaktivering osv.
<i>Mikrobiologisk säkerhetsbarriär</i>	En åtgärd i ett vattenverk som motverkar mikroorganismer i dricksvattnet
<i>Opportunistisk bakterie</i>	En bakterie som inte orsakar inte infektion hos friska individer
<i>Råvatten</i>	Råvara till dricksvatten, förekommer som yt- eller grundvatten
<i>Tålighet</i>	Förmågan att förbli vital under förhållanden som skulle inaktivera eller hämma andra mikroorganismer
<i>UV-dos</i>	Mängd UV-ljus en viss mikroorganism exponeras för då vattnet passerar genom UV-anläggningen

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	1
1.1	SYFTE OCH MÅL.....	1
1.2	AVGRÄNSINGAR	2
2	METOD	3
2.1	LITTERATURSTUDIE.....	3
2.2	FALLSTUDIE.....	3
3	RESULTAT LITTERATURSTUDIE	4
3.1	VATTENBUREN SMITTSPRIDNING I NORDEN.....	4
3.1.1	Orsaker	4
3.1.2	Skador.....	5
3.1.3	Utveckling	5
3.2	MIKROBIELL FÖRORENING	6
3.2.1	Bakterier.....	6
3.2.2	Virus.....	10
3.3	BIOFILM	15
3.4	DRICKSVATTENRENING.....	16
3.4.1	Mikrobiologiska säkerhetsbarriärer.....	16
3.4.2	Ytvattenverk.....	18
3.4.3	Grundvattenverk.....	18
3.5	MEMBRANTEKNIK.....	18
3.5.1	Mikrofilter.....	20
3.5.2	Ultrafilter	20
3.5.3	Nanofilter	20
3.5.4	Avskiljning.....	21
3.6	DESINFEKTIONSMEDEL	21
3.6.1	Fritt klor.....	22
3.6.2	Kloramin.....	25
3.6.3	Klordioxid.....	27
3.6.4	UV-ljus.....	28
3.6.5	Ozon.....	31
3.7	TÅLIGHET MOT DESINFEKTION	33
3.8	DRICKSVATTENRENING I NORDEN.....	36
3.8.1	Sverige	36
3.8.2	Norge.....	36
3.8.3	Danmark.....	37
3.8.4	Finland.....	38
3.8.5	Island.....	38
4	RESULTAT FALLSTUDIE	40
4.1	VATTENBURNA UTBROTT	40
4.1.1	Nokia	40
4.1.2	Lilla Edet.....	41
4.1.3	Boden	43
5	DISKUSSION.....	45
5.1	VATTENBURNA UTBROTT I NORDEN	45
5.1.1	Problembild.....	45
5.1.2	Utveckling	47
5.2	MIKROBIELLA HOT	47
5.2.1	Bakterier.....	48
5.2.2	Virus.....	48
5.2.3	Biofilm	50

5.3	TÅLIGHET MOT DESINFEKTION	50
5.3.1	<i>Bedömning av tålighet mot desinfektion</i>	51
5.4	DRICKSVATTENRENING	52
6	SLUTSATSER	54
7	REFERENSER	55
7.1	LITTERATURKÄLLOR OCH INTERNETREFERENSER.....	55
7.2	PERSONLIG KOMMUNIKATION	70

1 INLEDNING

Förorenat dricksvatten utgör en stor risk för människors hälsa och det är viktigt att åtgärder tas för att förbättra dricksvattenkvaliteten i världen idag (WHO, 2011). Gastroenteriska sjukdomar, som ofta är ett resultat av kontaminerat dricksvatten, skördar 2,4 miljoner människoliv varje år (Pond m.fl., 2004). Smittspridning via dricksvatten kan orsaka mycket mänskligt lidande och leda till stora samhällskostnader då det ofta distribueras till ett stort antal människor. Smittspridning via dricksvatten förekommer i störst utsträckning i utvecklingsländer med dåliga sanitära förhållanden men förekommer även i Sverige och övriga Norden (Lundberg Abrahamsson m.fl., 2009). Under 2000-talet har de nordiska länderna drabbats av ett flertal vattenburna utbrott vilket har lett till insikten att mikrobiella föroreningar är ett problem även i Norden (VISK, 2013). I majoriteten av utbrottsfallen har den smittorsakande mikroorganismen varit okänd, men i de fall då den kunnat identifieras är *Campylobacter* och norovirus vanligast (Livsmedelsverket, 2008). De flesta utbrott orsakas av föroreningar från fekalier, antingen via gödsel eller avlopp, till dricksvattnet. Detta sker antingen via läckage till råvattentäkten eller under distributionen, till exempel genom korskoppling eller tryckfall (Lindberg & Lindqvist, 2005).

Att föroreningen har möjlighet att nå konsumenten beror bland annat på att de reningsmetoder som används på reningsverken inte är adekvata för alla typer av mikrobiella föroreningar (Dryselius, 2012). Många olika typer av sjukdomsframkallande mikroorganismer sprids med dricksvattnet och vissa har uppvisat en större motståndskraft än vad som tidigare varit känt mot de desinfektionsmedel som vanligen används i vattenverken idag (WHO, 2011). För att säkerställa att dricksvattnet håller en god kvalitet krävs det därför att de säkerhetsbarriärer som används för avskiljning och aktivering av mikroorganismer i vattenverken är tillräckligt effektiva. Det är även viktigt att motverka att förorening av dricksvattnet uppstår i distributionsanläggningen (Lindberg & Lindqvist, 2005). För att uppnå detta krävs en ökad kunskap om orsaken bakom vattenburna utbrott och förståelse för de olika mikroorganismernas motståndskraft mot olika desinfektionsmetoder.

1.1 SYFTE OCH MÅL

Syftet med examensarbetet har varit att genom en litteraturstudie studera de bakterier och virus som har störst relevans för dricksvattenkvaliteten och som tros kunna utgöra ett hot mot nordiskt dricksvatten, undersöka orsakerna bakom dricksvattenvattenburna utbrott samt undersöka effektiviteten hos tre avskiljande metoder och fem desinfektionsmedel för bakterier och virus.

För att uppnå syftet sattes fyra delmål upp:

- Bedöma och sammanställa de virus och bakterier som är av betydelse för dricksvattenkvaliteten i Norden
- Undersöka och sammanställa variationer i tålighet mot desinfektionsmedel hos olika bakterier och virus
- Undersöka och jämföra klorbaserade desinfektionsmedel samt alternativa metoder för inaktivering och avskiljning
- Genomföra en fallstudie över tre tidigare utbrottsfall i Norden

1.2 AVGRÄNSINGAR

Arbetet avgränsades till att enbart innefatta mikrobiella föroreningar i form av bakterier och virus. De reningsprocesser som studerats är membranteknikerna mikrofilter, ultrafilter och nanofilter. Desinfektionsmetoderna som undersökts är fritt klor, kloramin, klordioxid, UV-ljus och ozon.

2 METOD

Examensarbetet delades in i två delar, en litteraturstudie och en fallstudie. I litteraturstudien sammanställdes information om mikrobiella hot mot nordiskt dricksvatten, vattenburna sjukdomsutbrott samt olika reningsmetoder. I fallstudien studerades tre vattenburna utbrott i Norden.

2.1 LITTERATURSTUDIE

En utförlig litteraturstudie genomfördes med syfte att samla ihop så mycket information som möjligt för att kunna göra en sammanställning över problemen och svårigheterna inom dricksvatten i Norden idag med fokus på bakterier och virus. Informationen i litteraturstudien hämtades från vetenskapliga artiklar och tidskrifter, rapporter, avhandlingar och handböcker. Artiklarna har huvudsakligen erhållits från elektroniska databaser som Elsevier- ScienceDirect, ProQuest m.fl. Under arbetet har litteratursökningar gjorts via Uppsala universitets bibliotekskatalog för databaser och tidskrifter och kompletterats med söktjänsten Google Scholar. Sökningarna utgick huvudsakligen från följande sökord: dricksvatten, vattenburen smitta, bakterier, virus, utbrott, gastroenterit, inaktivering, desinfektion, resistens, klorering, UV, ozon, membrantechnik, mikrofilter, ultrafilter, nanofilter. Även referenslistorna i artiklar har använts för att finna ytterligare material. En stor del av rapporterna som använts är publicerade av Svenskt Vatten och har hämtats från Vattenbokhandeln. De handböcker som främst använts i studien är utgivna av US Environmental Protection Agency och World Health Organization.

2.2 FALLSTUDIE

I fallstudien studerades tre vattenburna sjukdomsutbrott. En sammanställning innehållandes utbrottsbeskrivning, åtgärder och sviter gjordes för vardera utbrottet. Syftet var att belysa problematiken inom beredning och distribution av dricksvatten i Norden genom verkliga exempel. Sammanställningarna bygger på granskningar av material sammanställt av Svenskt Vatten, Smittskyddsenheten för berörd region, vetenskapliga artiklar, rapporter, avhandlingar och handböcker.

3 RESULTAT LITTERATURSTUDIE

Resultatet från litteraturstudien består av en sammanställning över problematiken inom dricksvattenrening i Norden idag, en beskrivning av egenskaperna hos olika bakterier och virus samt deras tålighet mot desinfektionsmedel, och en undersökning av olika renings- och desinfektionsmetoder med avseende på reduktionsförmåga.

3.1 VATTENBUREN SMITTSPRIDNING I NORDEN

Den största akuta risken inom dricksvattenförsörjningen är vattenburen smittspridning (Livsmedelsverket, 2014b). I Sverige rapporterades mellan 1980 och 2004 totalt 142 vattenburna sjukdomsutbrott med 63 000 drabbade. Som mest insjuknade 11 000 personer vid ett utbrottstillfälle (Folkhälsomyndigheten, 2013a). Över 17 000 personer insjuknade i Norge mellan 1984 och 2007 till följd av förorenat dricksvatten och totalt 102 utbrott rapporterades. Från 1998 till 2009 rapporterades i Finland 67 utbrott med sammanlagt 27 000 sjukdomsfall (Laine, 2014). I Danmark och Island är antalet rapporterade utbrott lägre, vilket troligtvis beror på att majoriteten av vattnet som distribueras kommer från grundvatten (Livsmedelsverket, 2008).

Mörkertalet för antalet vattenburna sjukdomsutbrott bedöms vara mycket stort (Livsmedelsverket, 2008). Detta beror dels på svårigheten i att bekräfta att utbrottet är dricksvattenrelaterat, dels på förekomsten av små utbrott eller sporadiska fall vilka inte identifieras. För att kunna bekräfta smittkällan är det viktigt att hitta den sjukdomsalstrande organismen i dricksvattnet. Sannolikheten till detta minskar dock med tiden då kontamineringen ofta är tillfällig. Inkubationstiden bidrar även till en fördröjning (Säve-Söderbergh, pers. medd.). Även om den sjukdomsalstrande mikroorganismen påvisas i den infekterade individen återfinns den inte alltid i råvattnet eller dricksvattnet vilket gör det svårt att bekräfta dricksvattnet som smittkälla. Ett problem är också avsaknaden av bra metoder för att analysera vissa virus i vatten vilket leder till att smittkällan inte kan identifieras (Aleljung, pers. medd.). Kunskapen angående de sporadiska fallen är bristande. Många personer som insjuknar i gastroenterit kontaktar inte sjukvården eller miljö- och hälsokontoren vilket resulterar i att endast en bråkdel av alla fall blir inrapporterade (Säve-Söderbergh, pers. medd.). Att små utbrott, med en ökning av sjukdomsfall strax över det normala, inte alltid uppmärksammas är också en orsak till underrapportering (Aleljung, pers. medd.). Hur stor underrapporteringen är går i dagsläget går det inte att säga (Säve-Söderbergh, pers. medd.). Underrapporteringen av alla livsmedelsrelaterade fall av gastroenterit i Sverige har dock bedömts till en faktor 67, vilket kan ge en indikation om att underrapporteringen är stor även gällande dricksvatten (Lindberg & Lindqvist, 2005).

3.1.1 Orsaker

Smittspridning sker då mikroorganismer av fekalt ursprung förorenar vattnet antingen via råvattnet eller under distributionen. I Sverige uppstår cirka 60 % av alla vattenburna utbrott till följd av kontaminerat råvatten och 40 % på grund av förorening under distributionen (Lindberg & Lindqvist, 2005). Kontaminering av råvattnet sker ofta via läckage från avloppsvatten. Detta kan exempelvis uppstå vid översvämningar och kraftiga regn. Om de reningsmetoder som används i vattenverken inte är tillräckligt effektiva för att rena det förorenade råvattnet kan mikrobiella föroreningar transporteras med dricksvattnet ut till konsumenten och i värsta fall orsaka ett sjukdomsutbrott (Livsmedelsverket, 2008). Brister i hanteringen av desinfektionen, korskopplingar eller baksug i ledningar på grund av tryckfall är också vanliga orsaker till att förorenat vatten når konsumenten (Lindberg & Lindqvist, 2005).

I många fall är den orsakande mikroorganismen okänd. Mellan 1992 och 2003 identifierades 68 utbrott i Sverige som dricksvattenrelaterade men i endast 40 % av fallen kunde den sjukdomsalstrande mikroorganismen fastställas (Säve-Söderbergh, pers. medd.). I de fall då den mikrobiologiska orsaken till utbrotten kunnat identifieras har bakteriegruppen *Campylobacter* och virusgruppen norovirus varit överrepresenterade (Laine, 2014). Att orsaken ofta varit okänd kan bero på att den mikrobiella föroreningen i många fall varit virus vilka traditionellt varit svåra att detektera (Livsmedelsverket, 2008).

3.1.2 Skador

Dricksvattenburen smitta orsakar vanligen akuta sjukdomsbesvär i form av kräkningar, diarré och feber. De kan även leda till kroniska mag-tarmbesvär och lever- och njurskador (Dryselius, 2012). En studie av Ternhag m.fl. (2005) visade att den standardiserade mortalitetskvoten för människor smittade med *Campylobacter* i Sverige var nästan tre gånger så hög som för den allmänna svenska befolkningen.

Vattenburna sjukdomsutbrott innebär stora påfrestningar på sjukvården, dricksvattenleverantörerna och övriga samhället till följd av bland annat sjukskrivningar vilket kan orsaka skador på den lokala ekonomin (Larsson m.fl., 2013). I en studie över ett utbrott i Kinna i Sverige uppskattades den totala kostnaden till närmare fem miljoner kronor. Utbrottet orsakades av *Campylobacter* och över 3 000 personer insjuknade. Kostnadsanalysen innefattade hälsorelaterade kostnader (för vård, sjukhusvistelse och laborativt arbete), kostnader för utredning av smittutredning, sjukskrivningar, personalkostnader samt kostnader för vattenverken (Laine, 2014).

3.1.3 Utveckling

I en undersökning bland experter i Sverige, Finland, Norge och Danmark framgick att antalet vattenburna utbrott uppskattades öka i genomsnitt 22 % under 2011–2020 jämfört med 2001–2011 (Andersson m.fl., 2012). Roffey m.fl. (2014) uppger i en rapport från Totalförsvarets forskningsinstitut att antalet vattenburna sjukdomsfall ökar både i Sverige och övriga Europa. Enligt författarna är det mycket möjligt att det kan föreligga ett samband mellan kraftigare regn till följd av klimatförändringar och de ökade utbrotten. Livsmedelsverket har funnit ett samband mellan kokningsrekommendationer och kraftig nederbörd (Roffey m.fl., 2014). Även SOU (2007:60 bilaga B13) menar att risken för vattenburen smitta från bland annat virus troligtvis kommer öka med klimatförändringarna. Vid kraftigare nederbörd ökar avloppspåverkan på råvatten vilket kan resultera i att reduktionen av mikroorganismer vid vattenverken inte är tillräcklig (SOU 2007:60, bilaga B13).

Ett förändrat klimat kommer leda till allt större belastningar på dricksvattenområdet (Socialstyrelsen, 2011). De effekter av klimatförändringarna som främst kommer påverka förekomsten av vattenburna sjukdomsutbrott är ökad nederbörd, översvämningar och ökad temperatur. En kraftigare nederbörd kan bland annat resultera i överbelastning av avloppssystemen vilket kan resultera i att reningsverken tvingas brädda orenat avloppsvatten (Roffey m.fl., 2014). Kvaliteten på det råvatten som används i grundvattenverken är mycket beroende av grundvattenytans läge i marken för avskiljningen av virus, något som kan komma att påverkas vid extremväder i form av kraftiga regn (SOU 2007:60, bilaga B13)

Att grumligheten i ytvattnet ökar vid kraftiga regn kan bidra till en ökad belastning på vattenreningen. En kraftig nederbörd kan också leda till en ökad återväxt av koliformer i ledningsnätet, troligtvis som ett resultat av ökad näringstillförsel (Hunter, 2003). Även en ökad temperatur kan bidra till en ökad tillväxt i ledningsnäten (Socialstyrelsen, 2011). Vissa bakterier kan uppnå en högre reproduktion vid högre temperaturer (Hunter, 2003; Socialstyrelsen, 2011). Antalet fall av bakterieinfektioner, som till exempel *Legionella*, ökar vid högre lufttemperaturer (Socialstyrelsen, 2011)

3.2 MIKROBIELL FÖRORENING

Årligen rapporteras flera fall av vattenburna utbrott i Sverige och övriga Norden orsakade av mikrobiella föroreningar (Lundberg Abrahamsson m.fl., 2009). De flesta vattenburna mikrobiella föroreningar som återfinns i dricksvatten har sitt ursprung i fekalier från djur och människor och orsakar infektioner i mag-tarmkanal (WHO, 2011). För att undersöka förekomsten av mikrobiella föroreningar i dricksvattnet används så kallade indikatororganismer. Dessa är enkla att analysera och deras närvaro indikerar att en fekal kontaminering har skett (Svenskt Vatten, u.å. a).

Då den mikrobiologiska orsaken i större delen av utbrottsfallen är okänd är det svårt att avgöra vilka mikrobiella föroreningar som har störst relevans för dricksvattenkvaliteten. I kapitel 3.2.1 och 3.2.2 presenteras de bakterier respektive virus som anses vara av betydelse för dricksvattnet i Norden. Urvalet av bakterier baserades på information från Grontmij (Ohlsson, pers. medd.). Majoriteten av de virus som studerades har tidigare utgjort ett problem inom dricksvattenområdet och orsakat vattenburna sjukdomsutbrott. Dessa virus är adenovirus, astrovirus, enterovirus, hepatit A, hepatit E, norovirus, sapovirus samt rotavirus. Urvalet baserades på information från WHO (2011) samt VISK (2013). Även virus som inte tidigare varit ett bekymmer men som på grund av dess infektiösa förmåga samt persistens tros kunna vara potentiella vattenburna sjukdomsalstrare, studerades. Urvalet baserades på information från La Rosa m.fl. (2012), Nwachuku & Gerba (2004) samt B. Vinnerås (pers. medd.) och innefattade coronavirus, polyomavirus och ebolavirus.

3.2.1 Bakterier

Bakterier är en stor grupp encelliga organismer med varierande egenskaper som är mycket anpassningsbara (Lundberg Abrahamsson m.fl., 2009). Bakterier varierar i storleksordningen 0,1–10 µm (Crittenden m.fl., 2012). De har en egen näringsomsättning och förökar sig genom delning (VISK, 2013). Majoriteten av alla bakterier har en cellvägg som ger organismen sin form och fungerar som ett skal. Cellväggen kan vara av typen grampositiv eller gramnegativ. Den grampositiva cellväggen är kraftig och hård medan den gramnegativa är tunn och mjuk (Nationalencyklopedin, 2015a). Bakteriell vattenburen smitta orsakas främst av enteriska bakterier vilka infekterar mag-tarmkanalen och utsöndras i avföringen hos infekterade djur och människor. Enteriska bakterier tillväxer normalt inte i akvatiska miljöer och överlever kortare perioder än till exempel virus. Det finns även akvatiska bakterier vilka kan leva och fortplanta sig i vatten. Många av de bakterier som återfinns i dricksvatten är opportunist, vilket innebär att de inte orsakar infektion hos friska individer (WHO, 2011). Vissa bakterier kan dock bilda endotoxiner som vid inandning kan orsaka influensaliknande symptom under en kortare tidsperiod. Endotoxin återfinns i cellväggen hos gramnegativa bakterier och cyanobakterier. Exponering sker vanligen genom inandning av aerosoler från duschar där en tillväxt av bakterier skett i rörsystemen (Forssblad & Annadotter, 2008).

3.2.1.1 Grampositiva bakterier

Aktinomyceter

Aktinomyceter är en grupp stavformade bakterier. Flertalet lever i jordmiljöer och har ett trådlikt och förgrenat växtsätt är som påminner om hyferna hos svampar, så kallat filamentöst (Nationalencyklopedin, 2015b). I dricksvatten orsakar aktinomyceter lukt och smak, något som är ofarligt för konsumenten men som kan upplevas som oönskat (Hällqvist, 2010). Några arter kan dock vara allergena. Aktinomyceter förekommer även som sporer vilka inte orsakar smak och lukt men som är motståndskraftiga mot desinfektion och kan spridas med vattnet och skapa nya kolonier. Aktinomyceter i växer bäst i det filamentösa stadiet vid 12–40 °C. Smak och lukt är därför säsongrelaterat och uppstår främst under sommar och höst (Stenström & Szewzyk, 2004).

Aktinomyceters vegetativa stadie är klorkänsligt. Spolning av systemet i kombination med klor kan därför vara en effektiv metod för att minska halterna (Stenström & Szewzyk, 2004). Bakteriesporerna är dock betydligt mer motståndskraftiga mot desinfektionsmedel än de vegetativa bakteriecellerna (Morato, 2003). Höga Ct-värden (se definition avsnitt 3.4.1.2) på 50 mg·min/L har förslagits för en 99 % inaktivering av aktinomyceter med det effektiva desinfektionsmedlet klordioxid (Masschelein, 1992).

Clostridium perfringens

Clostridium perfringens är en anaerob, stavformad bakterie som bildar sporer. Bakterien är mycket vanlig och dess vegetativa celler och sporer är praktiskt taget alltid närvarande i avlopp (WHO, 2011). *Clostridium perfringens* orsakar gastroenterit och kan användas som indikatororganism för fekala föroreningar (WHO, 2011). Sporerna är mycket tåliga och kan överleva i ogynnsamma miljöer vid extrema temperaturer och pH (WHO, 2011). De kan detekteras i vatten efter lång tid, vilket är en fördel gentemot andra indikatororganismer (Medema m.fl., 1997). *C. Perfringens* är en opportunistisk bakterie (Charlebois m.fl., 2014). Infektionsdosen är mycket hög, över 1 000 000 bakterier krävs för att sjukdom ska uppstå (USFDA, 2012).

Sporerna är även motståndskraftiga mot desinfektion, till exempel med UV-ljus och klorering (WHO, 2011). Vid klorering med 0,5 mg/L fritt klor krävs en kontakttid på 60 minuter för att uppnå en 90 % inaktivering (Venczel m.fl., 1997). För att uppnå samma inaktivering med UV-ljus krävs en dos på 45 mJ/cm² (Hijnen m.fl., 2006). En studie av Lanao m.fl. (2008) med syfte att utvärdera desinfektionseffektiviteten av ozon på *Clostridium perfringens* visade på en större tålighet än den hos andra indikatororganismer, som till exempel *E. coli*. En inaktivering på 99,99 % konstaterades efter en kontakttid på 58,2 sekunder vid behandling av råvatten med ozonkoncentrationen 3,6 mg/L (Lanao m.fl., 2008).

Intestinala enterokocker

Enterokocker är en grupp fakultativt anaeroba bakterier som förekommer som sfäriska eller ovala med en diameter mindre än 2 µm. Bakterierna är opportunistiska och överlever i ogynnsamma miljöer (USFDA, 2012). De flesta kan dock inte reproducera sig i akvatiska miljöer. Intestinala enterokocker utsöndras vanligen i fekalier hos människor och andra varmblodiga djur. Bakterierna återfinns ofta i stort antal i avloppsvatten och avfall som kontaminerats av fekalier. Intestinala enterokocker används som indikatororganism i dricksvatten för att påvisa fekalkontaminering (WHO, 2011).

Antalet intestinala enterokocker är oftast lägre i mänsklig avföring än antalet *E. coli* men bakterien kan överleva längre i miljön och är även tåligare mot desinfektion (WHO, 2011). För att uppnå en 4 log-reduktion vid behandling med fritt klor krävs ett Ct-värde på 0,17–0,85 mg·min/L (Wiedenmann m.fl., 1997). Trots att intestinala enterokocker uppvisar en högre motståndskraft mot klorering än *E. coli* har de en relativt låg tålighet och bör inaktiveras vid normala klorkoncentrationer (Wiedenmann m.fl., 1997). En studie av Gehr m.fl. (2003) visade på att inaktivering av enterokocker med hjälp av ozon var mycket lik den hos *E. coli*.

3.2.1.2 Gramnegativa bakterier

E. coli

Escherichia coli, *E. coli*, är en stavformad, gramnegativ bakterie som mäter 0,5 µm till 2 µm (Ecoliwiki, 2013). Bakterien tål mycket låga pH-värden och är vanlig i tarmfloran hos människor och djur (Livsmedelsverket, 2014a). De flesta *E. coli* är opportunistiska och orsakar ingen skada hos människor (USFDA, 2012). Det har dock fastställts att det finns minst sex olika typer av *E. coli* som kan orsaka sjukdom hos människor. Dessa är enterohemorragiska *E. coli* (EHEC), enteroinvasiva *E. coli* (EIEC), enteropatogena *E. coli* (EPEC), enterotoxinbildande *E. coli* (ETEC), enteroadhärerande *E. coli* (DAEC) och enteroaggregativa *E. coli* (EAggEC) (Folkhälsomyndigheten, 2013b). Bakterierna är toxinproducerande *E. coli*-bakterier vilka kan orsaka allvarlig sjukdom (USFDA, 2012).

E. coli är en vanlig indikatororganism för förekomsten av fekalier i vatten (Folkhälsomyndigheten, 2013b). Bakterien är dock känslig för desinfektion med både klor, UV-ljus och ozon (tabell 9). För 99 % inaktivering med fritt klor, vid temperaturen 5 °C och pH 6, krävs endast Ct-värdet 0,04 mg·min/L. Vid desinfektion med ozon erfordras 0,02 mg·min/L för att uppnå samma inaktiveringsgrad (LeChevallier & Au, 2004).

Andra koliforma bakterier

Koliforma bakterier återfinns överallt i omgivningen, bland annat i jord och i tarmen hos människor och djur. Bakterierna är stavformade och icke-sporbildande. De är alla aeroba och fakultativt anaeroba. Koliformer innefattar, förutom *Escherichia*, släktena *Enterobacter*, *Citrobacter* och *Klebsiella*. De flesta koliforma bakterier är inte skadliga för människor, men vissa fekala koliformer orsakar allvarlig sjukdom. Koliformer är mycket enkla att odla för bakterieanalys och används därför som indikatororganismer för förorenade livsmedel. Om koliformer påvisas i dricksvattnet finns risk för att en kontaminering från fekalier har skett (Nationalencyklopedin, 2015c). Det saknas studier gällande infektionsdosen hos koliformer. *Enterobacter* tros dock ha en liknande infektionsdos som *E. coli* (Public Health Agency of Canada, 2010).

Koliforma bakterier är inte speciellt motståndskraftiga mot desinfektion (WHO, 2011). Vid behandling med fritt klor krävs Ct-värdet 0,9 mg·min/L för 99 % (Berman m.fl., 1987) och >3,4 log-reduktion uppnås med UV-dosen (se definition avsnitt 3.4.1.2) 20 mJ/cm² (Cantwell & Hofmann, 2008). Förekomsten av koliformer i distributionsnätet kan tyda på återväxt och möjlig biofilmbildning (WHO, 2011).

Campylobacter

Campylobacter är ett släkte spiralformade icke-sporbildande bakterier (USFDA, 2012). De har som kraftigast tillväxt mellan 37 °C och 42°C (CDC, 2013). Bakterien utsöndras

i fekalierna hos människor och djur och är en av de viktigaste orsakerna till akut i gastroenterit runt om i världen (WHO, 2011). Infektionsdosen är mycket låg, det krävs endast ett intag på några hundra organismer för att orsaka en infektion (USFDA, 2012). *Campylobacter* förekommer på många platser i miljön men vatten bedöms som en viktig källa för smittspridning. Dricksvatten som förorenats av fekaler från fåglar och som inte desinfekterats tillräckligt har konstaterats vara en orsak till utbrott (WHO, 2011). (WHO, 2011). I Sverige är *Campylobacter* den vanligaste identifierade mikroorganismen vid vattenburna utbrott (Folkhälsomyndigheten, 2013c).

Campylobacter är inte speciellt tåliga mot desinfektion. Önskad reduktion kan uppnås vid normala doser av både klor, UV-ljus och ozon (WHO, 2011). För att uppnå 4 log-reduktion (se definition avsnitt 3.4.1) erfordras ett Ct-värde på 0,5 mg·min/L vid behandling med fritt klor (Voeller, 2014) och vid desinfektion med UV-ljus en dos på 14 mJ/cm² (Hijnen m.fl., 2006).

Legionella

Släktet innefattar drygt 50 olika arter stavformade, icke-sporbildande bakterier (WHO, 2011). *Legionella* återfinns i många olika sötvattensmiljöer, där de lätt anrikas och kan reproducera sig vid temperaturer mellan 18 °C och 45 °C. Smittspridning sker via aerosoler av förorenat vatten genom inandning (Folkhälsomyndigheten, 2013d). *Legionella* tros ha en mycket låg infektionsdos, det är möjligt att endast en organism krävs för att infektion ska uppstå (WHO, u.å. a). Symptomen hos människor med en legionellainfektion är ofta lunginflammation med huvudvärk och hög feber. Infekterade individer kan även uppleva diarréer. Bakterierna kan också resultera i så kallad pontiacfeber vilket är en mildare sjukdomsform med influensaliknande symptom (Folkhälsomyndigheten, 2013d). Legionellainfektion förknippas vanligen med bland annat badhus och klimatanläggningar (WHO, 2011). Risken för tillväxt av *Legionella* är hög vid en låg omsättning av vatten i till exempel ledningsnät. *Legionella* kan även spridas via bland annat luftkonditionering och befuktningsanläggningar (Folkhälsomyndigheten, 2015a).

Studier har visat att *Legionella* är mer motståndskraftig mot klorering än *E. coli* och andra indikatororganismer (Kuchta m.fl., 1983). I en studie av Kuchta m.fl. (1983) jämfördes överlevnadsförmågan hos *Legionella* och *E. coli* vid desinfektion med en klordos på 0,1 mg/L vid 21 °C och pH 7,6. Kontakttiden som krävdes för att uppnå en 2 log-reduktion var mer än 40 gånger så lång för *Legionella* som för *E. coli* (Kuchta m.fl., 1983). *Legionella* återfinns vanligen i biofilmer vilket bidrar till en ökad motståndskraft mot desinfektionsmedel (Dryselius, 2012). Bakterien kan även tillväxa i amöbor och protozoer vilket försvårar detektionen och inaktivering av *Legionella* (Folkhälsomyndigheten, 2015a).

Pseudomonas aeruginosa

Pseudomonas aeruginosa är en stavformad, akvatisk bakterie. Den är mycket vanlig och återfinns i många olika miljöer som avföring, jord, avlopp och vatten. *Pseudomonas aeruginosa* kan orsaka en rad olika infektioner men ofta inte av allvarligare grad hos friska individer. Bakterien förknippas dock med sjukhusinfektioner vilka kan leda till svårare komplikationer. Den främsta smittvägen är via exponering av känslig vävnad, till exempel sår, och slemhinnor för förorenat vatten (WHO, 2011). Infektionsdosen för *P. aeruginosa* är relativt hög, studier har visat att upp till 10⁹ organismer krävs för att infektion ska uppstå. Risken att infekteras via intag av dricksvatten bedöms som låg (Mena & Gerba, 2009).

P. aeruginosa är känslig för desinfektion och uppvisar ingen större motståndskraft mot klorering (WHO, 2011). Vid en studie av Xue m.fl. (2013) krävdes enbart ett Ct-värde på 0,0091 mg·min/L för att uppnå 99 % inaktivering med fritt klor vid ungefär 22 °C.

3.2.2 Virus

Virus är små partiklar som saknar cellkärna och består av nukleinsyra omgiven av protein (Sakudo m.fl., 2011). De minsta virusen har en diameter på ungefär 25 nm (Crittenden m.fl., 2012). Virus saknar egen ämnesomsättning och förökar sig genom att infektera en värdcell och utnyttja dess metabolism (Sakudo m.fl., 2011). Virusinfektioner är den vanligaste orsaken till vattenburna sjukdomsutbrott i världen och flera miljarder människor drabbas varje år (VISK, 2013). De virus som främst förknippas med vattenburen spridning är enteriska virus, vilka i huvudsak infekterar celler i mag-tarmkanalen och utsöndras via avföringen från infekterade individer (Bosch, 2007). Enteriska virus har ofta låga infektionsdoser och är svåra att påvisa förekomsten av i dricksvatten vid låga halter (VISK, 2013). Virus är generellt sett svåra att odla vilket har resulterat i att analysområdet är relativt outrett (Svenskt Vatten, u.å. b).

De flesta enteriska virus är så kallade nakna virus, till skillnad från höljevirus. Nakna virus saknar ett yttre hölje av lipider och är därför mindre sårbara då lipidhöljet lätt kan förstöras vilket lämnar viruset oförmöget att orsaka infektion (VISK, 2013). Nakna virus har istället sin arvs massa skyddad endast av en proteinkapsel som är mycket motståndskraftig mot ogynnsamma miljöförhållanden, som låga pH, och kan överleva länge vid låga temperaturer (Bosch, 2007).

3.2.2.1 DNA-virus

Adenovirus

Adenovirus är ett naket virus som innehåller dubbelsträngat DNA (WHO, 2011). Viruset är ungefär 90–100 nm i diameter (USFDA, 2012). Det finns ett femtiotal adenovirus som kan skapa infektioner hos människor. Viruset är mycket persistent i miljön och kan överleva långa perioder utanför kroppen. Symptomen är olika beroende på det infekterande viruset men många adenovirus orsakar infektioner i luftvägarna och flera andra gastroenterit (Folkhälsomyndigheten, 2013e). De adenovirus som främst orsakar gastroenterit är adenovirus 40 och 41. De flesta typer av adenovirus är lätta att odla in vitro men subgrupperna 40 och 41 har visat sig svårödlade. Viruset utsöndras i avföringen hos infekterade individer och återfinns i avlopp, råvattentäkt och dricksvattenanläggningar världen över. Trots detta är kunskapen angående enteriska adenovirus i dricksvatten bristande. En orsak till detta är svårigheterna i isolering och odling av vissa subgrupper (WHO, 2011).

Adenovirus är mycket tåligt mot desinfektion i form UV-ljus (WHO, 2011). För att uppnå en 99,99 % inaktivering krävs en UV-dos på 186 mJ/cm² (LeChevallier & Au, 2004). Viruset har upptäckts i behandat dricksvatten (WHO, 2011). Infektionsdosen för adenovirus tros vara låg (USFDA, 2012).

Polyomavirus

Viruset innehåller dubbelsträngat DNA, saknar yttre lipidhölje och är ungefär 38–43 nm (Nwachuku & Gerba, 2004). En infektion av polyomavirus tros vara livslång men asymptomatisk hos friska individer. Om den infekterade individen har nedsatt

immunförsvar tros infektionen kunna leda till tumörbildningar på njurar och hjärna. Viruset har ännu inte orsakat problem via dricksvattenförsörjning men då det utsöndras i fekalier och urin från infekterade individer tros smittspridning via vatten kunna vara aktuellt. Visa typer av polyomavirus har även återfunnits i avlopp och floder i urbana miljöer runt om i världen (La Rosa m.fl., 2012).

Polyomavirus är mycket motståndskraftiga mot desinfektion med UV-ljus, en orsak till detta tros vara deras dubbelsträngade DNA samt avsaknad av lipidhölje (La Rosa m.fl., 2012). Polyomavirus har uppvisat $0,014 \pm 0,007$ log-reduktion per mJ/cm^2 UV-dos, vilket innebär att ungefär $290 \text{ mJ}/\text{cm}^2$ krävs för att uppnå en 4 log-reduktion. Klorbaserade desinfektionsmedel har dock visat sig mycket effektiva, mer än 2 till 3,5 log-reduktion har uppnåtts på en kontakttid mindre än 5 minuter (Nims & Plavsic, 2012).

3.2.2.2 RNA-virus

Rotavirus

Rotavirus innehåller dubbelsträngat RNA och är nakna virus med en diameter på 80 nm (WHO, 2011). De är mycket stabila i miljön och är aktiva vid pH-värden mellan tre och elva. De sanitära åtgärder som är tillräckliga gällande bakterier har visat sig ineffektiva för rotavirus. Detta ses bland annat då utbrott av rotavirus har konstaterats i länder både med hög och låg levnadsstandard (USFDA, 2012). Rotavirus är en mycket vanlig orsak till diarré hos barn. Viruset sprids genom fekalier från den infekterade individen. Vatten är inte den huvudsakliga smittvägen men rotavirus i dricksvatten anses ändå utgöra en allmän hälsorisk (WHO, 2011). Rotavirus har en låg infektionsdos på mindre än 100 viruspartiklar (Ministry of Primary Industries, 2001).

Resultaten från de studier som genomförts för att utvärdera effektiviteten hos fritt klor för rotavirus är inkonsekventa (Li m.fl., 2011). WHO (1996) och CDC (2012a) anger ett Ct-värde på 0,05 $\text{mg}\cdot\text{min}/\text{L}$ för en 99 % inaktivering vid 5 °C och pH 7. Detta visar på en låg tålighet mot fritt klor. En studie genomförd av Li m.fl. (2011) visar dock motsatsen. Enligt studien är rotavirus mycket motståndskraftigt mot klorering och kan överleva en klordos på 10 mg/L vid en kontakttid på 60 minuter. Försöken genomfördes vid 4 °C och pH 6,5–7,5 (Li m.fl., 2011). Enligt Li m.fl. (2011) kan rotavirus inte uppnå en tillfredställande inaktivering med den klorering som används för dricksvattenrening idag.

Coronavirus

Viruset är ett höljevirus innehållande enkelsträngat RNA med en diameter mellan 60 och 220 nm. Coronavirus infekterar i första hand luftvägarna hos människor och orsakar ofta förkylning hos både vuxna och barn (La Rosa m.fl., 2012). Året 2003 insjuknade 8000 människor i svår akut respiratorisk sjukdom (SARS) vilket orsakades av ett coronavirus (Folkhälsomyndigheten, 2013f). Det var inte förrän efter att viruset hittats i avföringen hos SARS-smittade som coronaviruset uppmärksammades som ett potentiellt vattenburet virus (La Rosa m.fl., 2012). Cirka 40 % av de infekterade uppvisade symptom i form av diarréer och kräkningar och viruset återfanns i avföringen hos de infekterade individerna upp till tio veckor efter infektionstillfället (Nwachuku & Gerba, 2004). Kluster av virus hittades i avlopp och smittan misstänktes ha spridits genom inandning av aerosoler av förorenat vatten (La Rosa m.fl., 2012).

Det finns begränsat med forskning inom persistensen hos coronavirus i olika miljöer (Nwachuku & Gerba, 2004). En studie av Gundy m.fl. (2009) visade en 99,9 % reduktion av coronavirus i filtrerat kranvatten vid 23 °C efter tio dagar. Vid 4 °C krävdes över 100 dagar för att uppnå samma typ av inaktivering (Gundy m.fl., 2009). Studier har visat att högre koncentrationer av natriumhypoklorit och kloramin kan en 3 log-reduktion uppnås för en viss typ av coronavirus (Antimicrobial Test Laboratories, u.å.).

Ebolavirus

Ebolavirus (EBOV) är filamentösa partiklar, ungefär 1000 nm långa med en diameter på 80 nm. De innehåller enkelsträngat RNA och har ett hölje av lipider. Fem olika typer av ebolavirus har identifierats där det mest smittsamma är Zaire Ebolavirus (SMI, 2013). Vid infektion av EBOV uppstår initiala symptom som feber och muskelsmärter. Den infekterades hälsotillstånd kan sedan förvärras och leda till blödningar och organpåverkan (Folkhälsomyndigheten, 2013g). EBOV har en mycket låg infektionsdos, endast en till tio partiklar krävs för att orsaka en infektion. Ingen specifik behandling för en infektion av ebolavirus finns i dagsläget och mortaliteten är 50–100 % (SMI, 2013). EBOV överförs mellan människor via direktkontakt från kroppsvätskor hos en infekterad individ, till exempel blod, saliv, svett och urin, till känslig vävnad och slemhinnor. Infektion kan också uppstå genom indirekt kontakt via kontaminerade föremål (WHO, 2014). Enligt WHO (2014) är det viktigt att fekalier från smittade individer inte kommer i kontakt med dricksvatten då spridning via vatten är möjlig. Dock finns i dagsläget inga bevis för att EBOV skulle smitta via dricksvatten kontaminerat med fekalier. Laborativa försök har visat att överföring av viruset kan ske via aerosoler mellan primater. Aerosoler av förorenat vatten är därför en trolig smittkälla för människor (WHO, 2014).

EBOV tros, på grund av sin karaktäristik, vara relativt känsligt i olika miljöer och inte kunna överleva längre perioder utanför kroppen (WHO, 2014). Viruset överlever inte länge i vatten utan inaktiveras efter en kort period (Aquagenx, 2014). Temperaturer över rumstemperatur tros kunna påskynda inaktiveringen (WHO, 2014). EBOV tros vara känsligt jämfört med humana enteriska virus som återfinns i fekalt kontaminerat vatten (Aquagenx, 2014). Enligt smittskyddsinstitutet har både natriumhypoklorit och UV-ljus visat sig kunna inaktivera EBOV (SMI, 2013).

Astrovirus

Astrovirus består av enkelsträngat RNA, är ett naket virus och har en diameter på cirka 28 nm (WHO, 2011). Humant astrovirus orsakar gastroenterit främst hos barn, men även vuxna kan drabbas (Ministry of Primary Industries, 2001). Infekterade individer utsöndrar stora mängder virus i avföringen vilket resulterar i att de återfinns i avlopp. Astrovirus har även påträffats i vattentäkter och i dricksvattenanläggningar. Den vanligaste smittkällan är via livsmedel som sköljts i kontaminerat vatten. Astrovirus har även detekterats i behandlat dricksvatten (WHO, 2011). Viruset har en låg infektionsdos, mindre än 100 organismer krävs för att en frisk individ ska insjukna (Ministry of Primary Industries, 2001).

Astrovirus har uppvisat en hög tålighet mot fritt klor. Vid behandling med 0,5 mg/L fritt klor nåddes en 2,5 log-reduktion först efter 60 min (Abad m.fl., 1997). För att uppnå 3,9 log-reduktion krävdes UV-dosen 18 mJ/cm² (Defra, 1996).

Enterovirus

Enterovirus är ett stort och varierande släkte som innefattar många olika typer av virus, bland andra echovirus, poliovirus och coxsackievirus. Enterovirus är bland de minsta kända virusen, cirka 20–30 nm, och är nakna virus som består av enkelsträngat RNA (WHO, 2011). Enligt WHO (2011) är viruset en av de vanligaste orsakerna till infektioner hos människor världen över. Följderna av en infektion varierar från milda febersjukdomar till organsvikt. De flesta infekterade individer är asymptomiska men utsöndrar ändå stora mängder infektiösa partiklar i avföringen. Enterovirus är ett av de virus man funnit i störst mängd i avlopp, vattentäkt och behandlat dricksvatten. Den största smittkällan för enterovirus är från person till person genom inandning. Spridning via dricksvatten tros också kunna utgöra en viktig källa. Utbrott har bekräftats där individer insjuknat efter att ha badat i förorenat vatten. Enterovirus har en låg infektionsdos, mindre än 100 organismer krävs för att infektion ska uppstå (WHO, 2011).

Vissa typer av enterovirus är relativt tåligt mot desinfektion med fritt klor. För 99 % inaktivering av enteroviruset Coxsackievirus B5 krävs Ct-värdet 5,4 mg·min/L (Black m.fl., 2009). För att uppnå en 99 % inaktivering av enterovirus med UV-ljus erfordras en dos på 25–40 mJ/cm² (VISK, 2013).

Hepatit A

Hepatit A virus (HAV) är ett mycket motståndskraftigt virus och överlever i många olika miljöer. Viruset består av enkelsträngat RNA, är naket och har en diameter på 22–30 nm. Även om HAV inte kan tillväxa i miljön är det väldigt tåligt mot värme, kyla, kemikalier och desinfektion etc. (USFDA, 2012). HAV orsakar en inflammation i levern vilket ger symptom i form av feber, illamående och ofta en gulhet i huden. Viruset utsöndras med avföringen hos infekterade individer och sprids via vatten eller livsmedel som kontaminerats av förorenat vatten (Folkhälsomyndigheten, 2013h). HAV är mycket infektiöst, infektionsdosen tros vara 10–100 viruspartiklar (USFDA, 2012). Spridning av HAV via dricksvatten är etablerat och utgör en betydande hälsorisk (WHO, 2011).

De halter desinfektionsmedel som vanligen används vid dricksvattenrening anses inte vara effektiva för inaktivering av HAV (USFDA, 2012). Enligt de studier som ligger till underlag för desinfektionsmanualen från USEPA (USEPA, 1999a) krävs ett Ct-värde på 4 mg·min/L för att uppnå en 99 % inaktivering vid 5 °C och pH 6–9 (USEPA, 1999b). WHO (2015a) informerar dock om att inaktivering av HAV med fritt klor uppnås vid en residual från 2 till 2,5 mg/L och en kontakttid på 15 minuter.

Hepatit E

Hepatit E virus (HEV) är ett naket virus med 27–34 nm i diameter innehållandes enkelsträngat RNA (WHO, 2011). HEV är mer labilt än HAV och dess infektiösa förmåga minskar snabbt vid ökad temperatur (USFDA, 2012). HEV orsakar en hepatit som är lik den orsakad av HAV men har en betydligt längre inkubationstid (WHO, 2011). Friska individer tenderar att uppleva måttliga sjukdomssymptom under ett antal veckor men hos gravida kvinnor är symptomen betydligt allvarigare (USFDA, 2012). Dödligheten hos gravida infekterade med HEV är upp till 25 %. Viruset utsöndras i avföringen hos infekterade individen och sprids via förorenat vatten eller livsmedel. HEV har kopplats samman med stora vattenburna utbrott. Smittan sprids oftast inte via personkontakt vilket indikerar att vatten som smittväg är mer aktuell för HEV än för HAV (WHO, 2011). HEV är ett relativt nyupptäckt virus som konstaterades orsaka

infektioner hos människor först 1980 (WHO, 2015b). Det är okänt hur motståndskraftigt HEV är mot olika desinfektionsmetoder, men troligt är att det mer tåligt än andra enteriska virus (WHO, 2011). En studie genomfördes där inaktiveringskinetiken hos HEV jämfördes med den hos adenovirus. Resultaten indikerade att kinetiken är likvärdig vilket innebär att klorering bör kunna användas för att kontrollera vattenburen spridning av HEV (Girones m.fl., 2014).

Norovirus

Norovirus är ett naket, enkelsträngat RNA-virus som tillhör familjen calicivirus. Partiklarna är i storleksordningen 27–32 nm (USFDA, 2012). Norovirus orsakar vad som till vardags kallas vinterkräksjuka och förekommer över hela världen. Viruset kan smitta via direkt eller indirekt kontakt med en infekterad person samt via dricksvatten eller livsmedel kontaminerat av förorenat dricksvatten (Folkhälsomyndigheten, 2013i). Infektionsdosen för norovirus är mycket låg, endast en till tio viruspartiklar krävs för att en individ ska smittas (USFDA, 2012). Norovirus är den vanligaste kända orsaken till vattenburna utbrott i Skandinavien (VISK, 2013). Viruset är väldigt stabilt och kan överleva längre perioder i miljön (Lindberg & Lindqvist, 2005).

Det råder kunskapsbrist gällande motståndskraften mot desinfektion hos många virus, varav norovirus är ett av dem. Detta beror på att norovirus inte kan odlas in vitro (Lindberg & Lindqvist, 2005). Norovirusets motståndskraft mot klor är ett omtvistat ämne där olika studier har gett varierande resultat (Dalin m.fl., 2010). I en studie av Keswick m.fl. (1985) som genomfördes på försökspersoner observerades att viruset fortfarande var infektiöst efter att det utsatts för 3,75 mg/L fritt klor under 30 minuter. Detta indikerade att norovirus är mycket tåligt mot desinfektion med fritt klor (Keswick m.fl., 1985). Senare studier har dock visat på att noroviruset inte alls är så motståndskraftigt mot klorering som tidigare studier visat utan bör inaktiveras vid normala klorhalter (Shin & Sobsey, 2008; Lim m.fl., 2010). Istället för humana norovirus används andra typer av norovirus samt calicivirus för att utvärdera motståndskraften mot olika desinfektionsmedel. Dessa är vanligen murint norovirus (från möss) eller felint calicivirus (från katter). Dock tros dessa vara mindre motståndskraftiga mot desinfektion än humant norovirus (Wang m.fl., 2012). Enligt en studie av Lim m.fl. (2010), där murint norovirus användes som ett surrogat för humant norovirus, utgjorde både fritt klor och klordioxid effektiva desinfektionsmedel och erfordrade ett Ct-värden på 0,314 respektive 0,247 mg·min/L för en 99,99 % inaktivering vid 5 °C (Lim m.fl., 2010). En viktig orsak till de tvetydiga resultaten är skillnader i förhållanden under vilka studierna har genomförts. En viktig parameter tros vara pH då fritt klor är mycket pH-beroende. Halterna organiskt material, oorganiskt material samt kontakttid tros också ha spelat in (Dalin m.fl., 2010). Det är även sannolikt att virusen i studien av Keswick m.fl. (1985) förekom som aggregat eller var associerade med partiklar i högre grad vilken skulle minska effektiviteten hos det fria klor (Shin & Sobsey, 2008). Inga studier är genomförda för vatten under typiska svenska förhållanden med högt organiskt material och högre pH (Dalin m.fl., 2010).

Sapovirus

Sapovirus tillhör, precis som norovirus, familjen calicivirus. De är nakna virus, innehåller enkelsträngat RNA och har en diameter på 41–46 nm (USFDA, 2012). Viruset utsöndras i avföringen hos infekterade individer och har återfunnits i vattentäcker, dricksvatten och avlopp. Utbrott av humana calicivirus har sammankopplats till många vattenburna utbrott med kontaminerat dricksvatten som smittkälla (WHO, 2011). Infektionsdosen för sapovirus tros vara låg (USFDA, 2012).

I en studie undersöktes effektiviteten hos natriumhypoklorit på sapovirus som orsakar gastroenterit hos gris, detta på grund av att de är odlingsbara. Resultaten visade en log-reduktion på mer än 2,7 då viruset utsattes för en koncentration natriumhypoklorit på 2,5 mg/L under 30 minuter (Wang m.fl., 2012).

3.3 BIOFILM

Biofilmsbildning i distributionsnätet är ett relativt outrett område som kan ha en stor påverkan på vattenkvaliteten. Biofilmer är komplicerade ekosystem som i dricksvattensystem består främst av bakteriella kluster (Lührig m.fl., 2013). Biofilmsbildning sker då bakterier koloniserar på en yta, till exempel insidan av en dricksvattenledning (Karolinska Institutet, 2012). Alla mikroorganismer som finns i vattnet kan fästa till biofilmen men det är osäkert hur länge de kan överleva då klimatet kan vara olämpligt för deras tillväxt. Vissa mikroorganismer ackumuleras i biofilmen vilket kan öka deras överlevnad genom att skydda mot olika desinfektionsmedel. Kluster av organismer kan sedan frigöras från biofilmen vid förändringar i vattenflöde och distribueras till konsumenten i höga koncentrationer (USEPA, 2002). Majoriteten av den mikrobiella förekomsten ute i ledningsnätet återfinns i biofilmen och inte i vattenfasen. Utifrån detta kan slutsatsen dras att biofilmerna spelar en viktig roll för kvaliteten på dricksvattnet som når konsumenten men kunskapen kring detta är bristfällig (Dryselius, 2012).

Artsammansättningen hos biofilmen är från början liknande den som finns i det fria vattnet men utvecklas succesivt och har efter några år en betydligt mer komplex och artrik sammansättning. I flera av de nordiska länderna är råvattnet mycket humusrikt vilket resulterar i höga halter organiskt kol i det distribuerade vattnet. Förekomsten av organiskt, för mikroorganismerna tillgängligt kol är en mycket viktig faktor gällande utveckling och tillväxtpotential för biofilmen (Dryselius, 2012). Studier har visat att mängden organiskt tillgängligt kol som kommer in i systemet, mätt som AOC (=Assimilable Organic Carbon) eller BDOC (=Biodegradable Dissolved Organic Carbon), är relaterat till biofilmens täthet. Det har konstaterats att återväxt av koliforma bakterier i ledningsnät begränsas av AOC mindre än 50 till 100 µg/L (TECHNEAU, 2006a). I dricksvattensystem där ingen desinfektion används har en AOC-nivå på 10 µg/L visat sig vara effektiv för att hämma tillväxten av heterotrofa bakterier (USEPA, 2002). Desinfektionsmetoder som klor och ozon kan orsaka en ökning i tillväxten av biofilm då de sönderdelar mer svårnedbrytbara substanser och gör dem mer lättillgängliga för mikroorganismerna (Dryselius, 2012).

Tillväxt och förekomst av sjukdomsframkallande mikroorganismer har konstaterats i biofilmen. *Legionella* och *Pseudomonas aeruginosa* återfinns vanligen och även *E. coli* och *Campylobacter* tros kunna förekomma. Det är också möjligt att amöbor, som utgör en naturlig del av biofilmen, kan fungera som reservoarer för bakterier (Dryselius, 2012). Bakterierna blir då svårare att detektera och att inaktivera (Folkhälsomyndigheten, 2015a). Informationen om sammansättningen av biofilmer är mycket begränsad men det är troligt att virus som rotavirus och norovirus kan överleva i biofilmen under längre perioder (Dryselius, 2012). Förekomsten av alger i biofilmen har även konstaterats, vilket kan ha en negativ påverkan på vattenkvaliteten. Vissa cyanobakterier kan till exempel producera toxiner som kan ha negativa hälsoeffekter hos människor. Förekomsten av alger i dricksvatten kan bero på att behandlingen i vattenverket inte är tillräckligt effektiv. En annan förklaring är att de alger som inte

avlägsnas vid reningsprocessen har en förmåga att föröka sig och överleva i mörkret (Codony m.fl., 2003).

Den mikrobiologiska aktiviteten är högre i biofilmen än i det fria vattnet vilket troligtvis beror på att miljön inuti biofilmen är betydligt mer gynnsam för tillväxt än den i vattenfasen. Biofilmen erbjuder även ett skydd mot yttre påverkan som till exempel desinfektionsmedel. Vissa organismer har uppvisat en 200-faldig tålighet mot klor i biofilmen gentemot vattenfasen (Dryselius, 2012). Biofilmer reagerar även med desinfektionsmedlet och kan på så sätt reducera mängden desinfektionsmedel som finns tillgängligt för inaktivering av mikroorganismer i vattenfasen (USEPA, 2002). För 99 % inaktivering av en intakt biofilm krävs ett Ct-värde på 69 mg·min/L för desinfektion med fritt klor men endast ett på mindre än 1,6 mg·min/L för en homogeniserad biofilm (Geesey m.fl., 1994).

3.4 DRICKSVATTENRENING

Syftet med beredningen i ett vattenreningsverk är att säkerställa att det dricksvatten som når konsumenten är av god kvalitet. Detta innebär att vattnet inte ska innehålla ämnen eller mikrobiella föroreningar som kan utgöra en fara för människors hälsa. Syftet är även att producera ett dricksvatten som är estetiskt acceptabelt gällande lukt, smak, färg och turbiditet (Livsmedelsverket, 2014b).

3.4.1 Mikrobiologiska säkerhetsbarriärer

För att säkerställa en god mikrobiologisk kvalitet används mikrobiologiska säkerhetsbarriärer i vattenverken (Lindberg & Lindqvist, 2005). Barriärerna delas vanligen upp i avskiljande barriärer och inaktiverande barriärer. I de fall då flera barriärer krävs är en kombination av avskiljande och inaktiverande att föredra (Svenskt Vatten, u.å. c). Antalet säkerhetsbarriärer, hur de är kombinerade samt vilken typ som används beror på mängden och kvaliteten på det råvatten som kommer in i verket (Lindberg & Lindqvist, 2005). En typ av reningssteg kan fungera som en barriär för en viss typ av mikroorganism men inte vara tillräckligt effektiv för rening av andra mikroorganismer. För att ange hur effektiv en viss barriär är med avseende på reduktion av mikroorganismer används log-reduktion, där 1-logs reduktion innebär att den initiala halten mikroorganismer har reducerats med en faktor 10 och 90 % har inaktiverats (tabell 1). Internationellt används ofta 2-logs reduktion, alltså 99 % inaktivering eller avskiljning, som ett mått på att en barriär är effektiv (Livsmedelsverket, 2014b).

Tabell 1. Motsvarande procent inaktivering för log-reduktion från 1-5

Log-reduktion	Inaktivering (%)
1	90
2	99
3	99,9
4	99,99
5	99,999

3.4.1.1 Avskiljning

Syftet med avskiljande barriärer är att avlägsna partikulärt material och mikrobiologiska föroreningar genom filtrering (Livsmedelsverket, 2014b; Lindberg & Lindqvist, 2005). De avskiljande processer som klassificeras som mikrobiologiska säkerhetsbarriärer är

- Konstgjord infiltration
- Kemisk fällning med efterföljande filtrering
- Långsamfiltrering

- Membranfiltrering (porstorlek mindre än 0,1 µm)
- (Persson m.fl., 2005)

3.4.1.2 Inaktivering

Inaktiverande barriärer har som syfte att inaktivera bakterier och virus. De inaktiverande metoder som räknas som mikrobiologiska säkerhetsbarriärer är primära desinfektanter och innefattar

- Klor och klordioxid
- Ozon
- UV-ljus

(Svenskt Vatten, u.å. c)

Även kloramin är en vanlig desinfektant vid vattenrening men räknas inte som en säkerhetsbarriär då det inte är en primär desinfektant (Svenskt Vatten, u.å. c). Klor, klordioxid, kloramin och ozon är kemiska desinfektanter och inaktiverar mikroorganismer genom oxidation (Crittenden m.fl., 2012). Desinfektion med UV-ljus sker genom att UV-ljuset tränger in i cellen och hämmar reproduktionsförmågan genom att reagera med mikroorganismernas arvs massa (Svenskt Vatten, 2009).

De inaktiverade barriärernas effektivitet påverkas av desinfektionsmedlets koncentration och kontaktid samt strömningsbilden i kontaktbassängerna, vattnets turbiditet, temperatur, pH och kemiska sammansättning. Allmänt är att barriärernas effektivitet sjunker med ökad turbiditet. Detta beror på att desinfektanten förbrukas vid reaktionen med organiskt material eller att partiklarna skyddar mikroorganismerna från desinfektanten. Vid bedömning av effektiviteten hos kemiska desinfektionsmedel, som klor och ozon, används det så kallade Ct-värdet (Livsmedelsverket, 2014b). Ct-värdet anges vanligen i mg·min/L och är en produkt av koncentrationen desinfektionsmedel i mg/L och kontaktiden i minuter enligt ekvationen nedan (WHO, 2011).

$$Ct = \text{koncentration}(\text{mg/L}) \cdot \text{kontaktid}(\text{min}) \quad (1)$$

Ct-värdet används för att beskriva sambandet mellan koncentration, kontaktid och inaktiveringsgrad. Med hjälp av Ct-värdet kan effektiviteten hos olika desinfektanter och motståndskraften hos olika mikroorganismer jämföras (WHO, 2011). En stark desinfektant har ett lågt Ct-värde medan en svag desinfektant har ett högt (EPA Ireland, 2011). Effektiviteten hos UV-ljus kan illustreras genom begreppet UV-dos som är en motsvarighet till Ct-värdet för kemiska desinfektanter. I Europa anges vanligen UV-dosen i J/m² eller mJ/cm² och kan uttryckas som hur mycket UV-ljus en viss mikroorganism exponeras för då vattnet passerar genom UV-anläggningen. Detta kan även ses som en produkt av intensiteten av UV-ljuset och exponeringstiden (Livsmedelsverket, 2014b).

För att bedöma effektiviteten har Svenskt Vatten, i samarbete med Norsk Vann, utarbetat en metod som gör det möjligt att teoretiskt beräkna reduktionsförmågan för mikroorganismer hos ett vattenverk med hänsyn till åtgärder i råvattentäkten, råvattentyp, råvattenkvalitet, driftförhållanden och storlek. I metoden, som kallas mikrobiell barriäranalys (tidigare god desinfektionspraxis), uttrycks reningskravet för att uppnå ett dricksvatten av god kvalitet med avseende på mikrobiella föroreningar som

barriärhöjden i log-reduktion. Inte bara inaktiverande barriärer ingår i mikrobiell barriäranalys utan hänsyn tas även till avskiljande barriärer (Livsmedelsverket, 2014b).

3.4.2 Ytvattenverk

Beredningsprocessen för ett ytvattenverk kan skilja sig mycket beroende på råvattnet. Generellt sett innehåller ytvatten en högre halt organiskt material och uppvisar större fluktuationer i kvaliteten än grundvatten. Beredningsprocessen för ett ytvattenverk är därför ofta mer komplex och innehåller fler steg än för ett grundvattenverk (figur 1) (Lindberg & Lindqvist, 2005). Enligt Livsmedelsverket (2014b) är rekommendationerna vid ett ytvattenverk att ha minst två säkerhetsbarriärer varav en avskiljande och en inaktiverande. Som inaktiverande barriär används vanligen klorering eller UV-ljus (Svenskt Vatten, 2014).

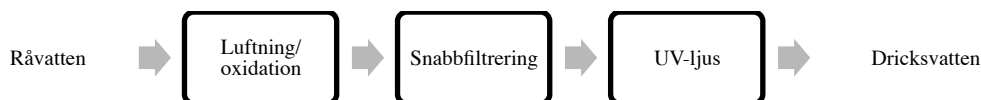


Figur 1. Exempel på en beredningsprocess för ett typiskt ytvattenverk med tre mikrobiologiska säkerhetsbarriärer.

3.4.3 Grundvattenverk

Grundvatten håller i allmänhet en högre mikrobiologisk kvalitet än ytvatten och kräver ofta färre säkerhetsbarriärer (Lindberg & Lindqvist, 2005). Vid dricksvattenproduktion är det fördelaktigt med ett råvatten av typen grundvatten snarare än ytvatten. För att öka produktionen av grundvatten används konstgjord grundvattenbildning. Detta innebär att grundvattenmagasin matas med ytvatten för att öka täktens kapacitet. Marken fungerar då som ett filter för att rena ytvattnet och omvandla det till grundvatten (Engblom & Lundh, 2006).

Livsmedelsverket (2014b) rekommenderar för grundvattenverk som producerar mer än 400 m³ dricksvatten per dygn att ha en säkerhetsbarriär som är i drift kontinuerligt (figur 2). Mindre verk rekommenderas ha en barriär i beredskap, vanligen i form av en desinfektionsanläggning som kan kopplas in om problem uppstår (Livsmedelsverket, 2014b). Vid grundvattenverk i Sverige utan konstgjord infiltration med en säkerhetsbarriär är den vanligaste barriären klorering tätt följt av UV-ljus. För de vattenverk med konstgjord infiltration som har en säkerhetsbarriär utöver infiltrationen är UV-ljus överlägset vanligast (Svenskt Vatten, 2014).



Figur 2. Exempel på en beredningsprocess för ett typiskt grundvattenverk.

3.5 MEMBRANTEKNIK

Rening med membrantechnik är en avskiljande process som separerar kontaminanterna från vattnet via skillnader i permeabilitet. Vattnet pumpas mot membranets yta vilket är semipermeabelt, det vill säga genomsläppligt för vissa komponenter i vattnet men inte andra (Crittenden m.fl., 2012). Vanliga strukturtyper av membran är homogena, asymmetriska och kompositmembran. Hos homogena membran är porernas diameter konstant medan diametern ökar mot botten av membranet hos asymmetriska membran. Kompositmembran och dynamiska membran består av en mycket tunn film av ett aktivt

material ovanpå en stödstruktur av ett annat material (Vattenteknik AB, 2004). Membranen förekommer i olika former, bland annat rörformiga membran, membran med hålfiber, spirallindade membran och platta membran (Minnesota Rural Water Association, 2009).

Membran delas vanligen in efter porstorlek och retention (tabell 2) (Dahlberg m.fl., 2009). De vanligaste membrantechnikerna använda för att avlägsna mikrobiella föroreningar vid dricksvattenrening är mikrofilter, ultrafilter, nanofilter och omvänd osmos (Dahlberg m.fl., 2009). Examensarbetet är dock avgränsat till att enbart omfatta mikrofilter, ultrafilter och nanofilter. Mikrofilter och ultrafilter separerar partiklar och organismer, som till exempel sediment, alger, och bakterier, från en vätskefas då suspensionen passerar genom ett poröst medium (membranet) med hjälp av trycket (Crittenden m.fl., 2012). Avskiljningen är till stor del storleksberoende men beror även på egenskaper hos membranet som laddningen på ytan (Heinicke m.fl., 2011). Materialen som används för mikrofilter och ultrafilter är vanligen cellulosaaacetat, polyvinylidifluorid, polykrylnitril, polypropen, polysulfon, polyetersulfon eller andra polymera material (USEPA, 2005).

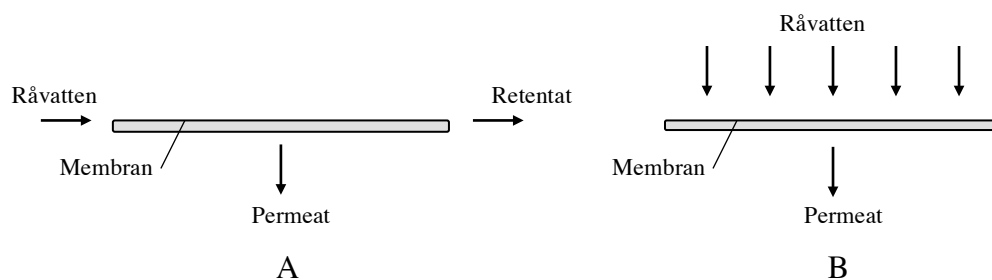
Tabell 2. Membrantechnikens olika porstorlek samt avskiljande förmåga (LeChevallier & Au, 2004; KOCH, 2015)

Membran	Porstorlek (µm)	Avskiljning av mikroorganismer
Mikrofilter	≥0,1	Alger, parasiter, de flesta bakterier
Ultrafilter	≥0,01	Alger, parasiter, de flesta bakterier och virus
Nanofilter	≥0,001	Alger, parasiter, bakterier och virus

Vid användningen av nanofilter diffunderar vattnet genom ett semipermeabelt membran till följd av en koncentrationsgradient med syfte att avlägsna oönskade komponenter som finns lösta i vattnet (Crittenden m.fl., 2012). Avskiljningen kan antingen ske genom att oladdade föreningar inte släpps igenom membranet på grund av sin storlek eller på grund av att laddade joner till följd av elektrostatiske interaktioner med membranets yta inte släpps igenom (Persson & Billqvist, 2004). Historiskt sett har användningsområdet för nanofilter inte varit att avlägsna mikrobiella föroreningar utan att avhärda vattnet och att avlägsna oönskade biprodukter från desinfektion. Då nanofilter har en förmåga att avlägsna mikroorganismer har tillämpningsområdet breddats (LeChevallier & Au, 2004). Nanofilter tillverkas vanligen av cellulosaaacetat eller polyamider och förekommer ofta som spirallindade membran (USEPA, 2005).

Alla membrantechniker är mycket effektiva för minskning av turbiditet, mikrofilter och ultrafilter kan till exempel reducera grumligheten i vattnet till endast 0,1 NTU. Även nanofilter kan uppnå en mycket låg turbiditet i det behandlade vattnet. Membrantechnikerna kan producera vatten med låg grumlighet oavsett turbiditeten i det ingående vattnet (Health Canada, 2012).

Vattnets väg genom membranet kan ske antingen via "cross-flow" eller "dead-end" filtrering. Vid "cross-flow" är vattenflödet riktat längs med membranets yta vilket innebär att allt vatten inte passerar genom membranet (figur 3). För "dead-end" filtrering är flödet riktat mot membranet och allt vatten passerar genom membranet (Crittenden m.fl., 2012). För att membranet ska räknas som en mikrobiologisk säkerhetsbarriär får porstorleken vara högst 0,1 µm och allt vatten som ska distribueras måste passera genom membranet (Livsmedelverket, 2014b).



Figur 3. Principskiss över "cross-flow" filtrering (A) och "dead-end" filtrering (B).

Vid drift uppstår en viss beläggning på eller i membranet (Vattenteknik AB, 2004). Denna består av avskilda partiklar som inte transporterats bort och istället anrikas på membranets yta (Dahlberg m.fl., 2009). Större molekyler bildar en beläggning ovanpå membranets yta medan mindre molekyler kan tränga in i porerna. Detta kan orsaka en igensättning av membranet, så kallad fouling. Fouling kan minskas genom att välja ett membranmaterial anpassat till det aktuella råvattnets sammansättning (Vattenteknik AB, 2004). För att minska foulingen förbehandlas ofta råvattnet med syfte att minska mängden partiklar som kan orsaka igensättning. Vilken typ av förbehandling som är att föredra beror på membranets typ, materialet och råvattnet. Åsikterna varierar mellan olika membranleverantörer (Dahlberg m.fl., 2009). Membranet ska även underhållas via spolning och tvätt på ett korrekt sätt, med en tvättstrategi anpassad efter det aktuella råvattnet samt membrantypen (Persson m.fl., 2005). Membranet rengörs genom regelbunden backspolning med filtrat, spolning med kemikalier samt tvätt med kemikalier. Vanligen används syra, lut och hypoklorit. Kemikalierna som används bör vara av sådant slag att de är godkända som tillsatser till dricksvatten enligt SLVFS 2001:30 (Dahlberg m.fl., 2009). Spirallindade membran tillåter inte ett omvänt flöde vilket innebär att NF generellt inte kan backspolas utan rengörs enbart med kemikalier (Crittenden m.fl., 2012).

3.5.1 Mikrofilter

Mikrofilter är den minst restriktiva membrantypen (Peters, 2010). Filtret har en porstorlek på 0,1 μm eller större och dess användningsområde inkluderar borttagning av partiklar och turbiditet i vattnet samt avskiljning av protozoer, alger och de flesta bakterier. Virus kan enbart avskiljas med mikrofilter om de är fästa vid större partiklar. Mikrofilter har ett drifttryck på 30 till 50 kPa (LeChevallier & Au, 2004). Tekniken fungerar både som "dead-end" filtrering och "cross-flow" filtrering (Crittenden m.fl., 2012).

3.5.2 Ultrafilter

Membranen som användas vid ultrafiltrering har vanligen en porstorlek kring 0,05 μm , kan avskilja bakterier samt de flesta virus och även separera makromolekyler (Peters, 2010). Ultrafilter kan användas med både "cross-flow" och "dead-end" filtrering och har ett drifttryck på upp till 100 kPa (Crittenden m.fl., 2012). Ultrafilter har en lägre energiförbrukning än nanofilter (Heinicke m.fl., 2011).

3.5.3 Nanofilter

Den membran teknik som används vid nanofilter är baserad på diffusion av en lösning över membranet (Peters, 2010). Nanofilter har historiskt sett inte använts för att avskilja mikrobiella föroreningar då en liknande avskiljning av mikroorganismer kan uppnås

med ultrafilter som är mer kostnadseffektivt (LeChevallier & Au, 2004). Nanofilter har dock en högre avskiljningsförmåga än ultrafilter med avseende på bland annat virus (Health Canada, 2012). På grund av dess porstorlek, vanligtvis 0,001 µm, krävs ett högre drifttryck för nanofilter än för mikrofilter och ultrafilter (Peters, 2010). Drifttrycket är mellan 500 till 1000 kPa (LeChevallier & Au, 2004).

3.5.4 Avskiljning

Bakterier varierar i storleken ner till 0,1 µm. Detta innebär att samtliga bakterier kan avskiljas med ultrafilter och att de flesta arter kan avskiljas med mikrofilter (Crittenden m.fl., 2012). Mikrofilter har visat sig effektivt för avskiljning av bakterier som till exempel *Campylobacter* och *E. coli* (CDC, 2012b). Virus har, som minst, en diameter på ungefär 25 nm och är därför för små för att kunna avskiljas med hjälp av mikrofilter (Crittenden m.fl., 2012). Mikrofilter är således en effektiv barriär mot mikrobiella föroreningar i form av bakterier (och även alger) men inte virus (USEPA, 2005).

Ultrafilter har förmågan att avskilja alla organismer som avskiljs med mikrofilter samt att reducera humushalten i vattnet (Minnesota Rural Water Association, 2009). Ultrafilter utgör även en effektiv barriär mot de flesta virus, till exempel hepatit A, norovirus och rotavirus (CDC, 2012b). Vid högre turbiditet ökar avskiljningen av virus då de kan fästa vid större partiklar som har en högre avskiljning (Crittenden m.fl., 2012). Då ultrafilter inte utgör en absolut barriär mot alla virus kan det kompletteras med desinfektion som en andra barriär (Minnesota Rural Water Association, 2009).

Till följd av porstorleken utgör nanofilter ett effektivt skydd mot mikrobiella föroreningar. Teoretiskt kan i stort sett samtliga bakterier och virus som återfinns i dricksvatten avskiljas med nanofilter (CDC, 2012b; Minnesota Rural Water Association, 2009). Nanofilter reducerar även humushalterna i vattnet kraftigt vilket minskar risken för bildningen av hälsovådliga biprodukter från desinfektionsmedel om dessa tillsätts efter membransteget (Minnesota Rural Water Association, 2009). Vid användning av nanofilter kan igensättning uppstå. Membranet måste därför tvättas med kemikalier med relativt korta mellanrum vilket kan leda till en kortare förbrukningstid (Persson m.fl., 2005). De olika membrantechnikernas avskiljande förmåga för virus och bakterier illustreras med hjälp av log-reduktion i tabell 3.

Tabell 3. Log-reduktion för mikrofilter, ultrafilter och nanofilter för bakterier och virus (Smeets m.fl., 2006; Persson, 2005)

Membran	Avlägsnade mikroorganismer	Log-reduktion
Mikrofilter	Bakterier	0–4,3
	Virus	0–3,7
Ultrafilter	Bakterier	>7
	Virus	>6,5
Nanofilter	Virus	8,0

3.6 DESINFEKTIONSMEDEL

Desinfektionsmedel används för att säkerställa den mikrobiologiska kvaliteten hos det vatten som distribueras till konsumenten. Val av desinfektionsmedel varierar beroende på förutsättningarna hos råvattnet samt risken för bildning av oönskade biprodukter. Vanliga desinfektionsmedel som används idag är fritt klor, kloramin, klordioxid och ozon, vilka är kemiska desinfektionsmedel, samt UV-ljus.

3.6.1 Fritt klor

Klorering är den mest använda typen av desinfektion för vattenrening runt om i världen (Cheremisinoff, 2002). I de flesta nordiska länderna är klorering en vanligt förekommande barriär i vattenverken (Olsson, 2005). Kännedomen om att vissa mikroorganismer har en högre motståndskraft mot klor än vad som tidigare varit känt samt de hälsovådliga biprodukter som kan uppstå vid klorering har lett till att användandet av klor har ifrågasatts (Crittenden m.fl., 2012). När vatten innehållandes organiskt material desinfekteras med fritt klor bildas ämnen som kan vara hälsovådliga för konsumenten, de mest uppmärksammade är trihalometaner och haloacetic syror. För att minska mängden biprodukter krävs att låga doser av klorerande desinfektionsmedel används samt att halten organiskt material i vattnet hålls på ett minimum. Detta görs lämpligen genom att placera desinfektionssteget i slutet av beredningen för att så mycket organiskt material som möjligt ska ha avskilts i de tidigare reningsstegen (Livsmedelsverket, 2014b). I Sverige anges i Livsmedelsverkets dricksvattenföreskrifter (SLVFS 2001:30) doseringsvillkor för att minska risken att överskrida gränsvärdet för klorhalten i utgående dricksvatten samt för att undvika bildning av oönskade biprodukter (Livsmedelsverket, 2014b). I Norden tillsätts dock mycket låga klordoser till dricksvattnet jämfört med andra länder. Så pass låga koncentrationer har troligtvis ingen påverkan på människors hälsa (Olsson, 2005).

När klor tillsätts vattnet, oavsett om det är i form av natriumhypoklorit, kalciumhypoklorit eller klorgas, dissocierar kloreten och bildar undersyrlighet (HOCl) och saltsyra (HCl) (Olsson, 2005; WHO, u.å. b). Dissociationen av klor i vatten sker enligt reaktionen nedan:



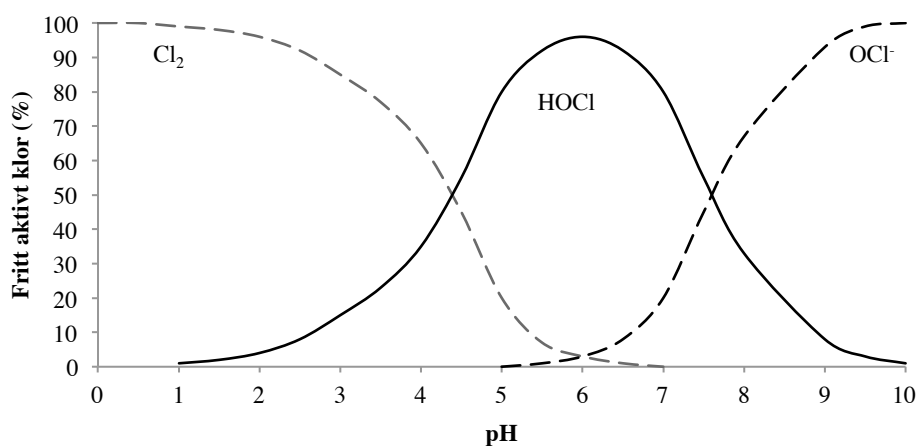
HCl dissocieras sedan och bildar väte- och kloridjoner



HOCl dissocieras dock bara delvis



Det totala innehållet av klorgas (Cl_2), undersyrlighet och hypokloritjoner (OCl^-) utgör det som kallas ”fritt aktivt klor” i lösningen. Jämvikten mellan den odissocierade undersyrligheten, vätejonerna och saltsyran är pH-beroende. Vid ett högt, alkaliskt, pH förskjuts jämvikten och det fria aktiva kloreten domineras av hypokloritjoner (Olsson, 2005; WHO, u.å. b). Vid 25 °C dominerar undersyrligheten mellan pH 4,6 och 7,5. Vid lägre pH är jämvikten förskjuten mot klorgas och vid högre mot OCl^- (figur 4). Då det är HOCl som utgör den främsta desinfektanten är desinfektion med klor mest effektiv vid pH under 7 då HOCl är den dominerande formen av fritt klor (Crittenden m.fl., 2012). Reaktionen är även temperaturberoende. Vid ett givet pH och en ökande temperatur minskar mängden odissocierad HOCl på grund av att dissociationen ökar. Detta vägs dock upp för då oxidationen ökar kraftigt vid högre temperaturer vilket resulterar i att desinfektantens effektivitet, vid ett fast pH, är högre vid högre temperaturer (EPA Ireland, 2011).



Figur 4. Dissociationskurva för fritt klor illustrerar jämviktens pH-beroende.

Fritt klor är det desinfektionsmedlet som skapar den största mängden kända biprodukter (Crittenden m.fl., 2012). Biprodukterna är inte akut toxiska men har visat sig vara cancerogena. Mängden trihalometaner som bildas står i relation till mängden tillsatt klor samt halten organiskt kol i vattnet (Olsson, 2005). För höga halter klor i dricksvattnet kan leda till problem med lukt och smak. Överdosing kan orsakas av tekniska fel eller vara en åtgärd mot försämrade mikrobiologisk kvalitet i råvattnet (WHO, u.å. b).

Natriumhypoklorit

Natriumhypoklorit är den vanligaste formen av hypoklorit inom vattenreningsteknik och förekommer i lösning. Desinfektionsmedlet är starkt oxiderande och tillreds vanligen genom att klorgas löses upp i natriumhydroxid (Crittenden m.fl., 2012). När natriumhypoklorit tillsätts till vattnet sker följande reaktion:



Undersyrighet och en hydroxidjon produceras vilket leder till en höjning av pH (USEPA, 1999a). Natriumhypoklorit har till stor del ersatt klorgas i vattenverk på grund av den enklare och säkrare hanteringen (Olsson, 2005).

Kalciumhypoklorit

Kalciumhypoklorit förekommer i pulverform och bildas när klorgas löses upp i kalciumoxid (osläckt kalk) och natriumhydroxid. När kalciumhypoklorit tillsätts till vatten produceras undersyrighet samt hydroxidjoner



Reaktionen leder till en höjning av pH (USEPA, 1999a).

3.6.1.1 Inaktiveringsmekanismer

Det fria klorret i form av HOCl och OCl⁻ är extremt reaktivt med många delar av bakteriens cell (LeChevallier & Au, 2004). Inaktiveringen av bakterier och andra mikroorganismer sker genom en kemisk påverkan organismens funktioner. Desinfektanten orsakar fysiologisk skada på organismen vilket påverkar cellulära processer som är essentiella för dess överlevnad. HOCl effektiva inaktivering av

bakterier är ett resultat av dess förmåga att penetrera cellväggarna. Detta beror på dess låga molekylvikt samt neutrala laddning. Desinfektanten skapar alltså skador på cellmembranet och inaktiverar sedan bakterien genom att reagera med olika enzym och på så sätt förstöra metabolismen (LeChevallier & Au, 2004; Cheremisinoff, 2002). Desinfektionsförmågan hos OCl⁻ är betydligt sämre då den är negativt laddad och därför inte kan diffundera genom organismens cellvägg (Cheremisinoff, 2002). En studie av Cho m.fl. (2010) visade att *E. coli* främst inaktiverades av fritt klor till följd av skador på bakteriens intracellulära material utan att orsaka någon större skada på bakteriens yttre delar.

Virus är generellt sett mer motståndskraftiga mot klorering än bakterier (Cheremisinoff, 2002). De är mindre, har enklare uppbyggnad och utgör färre mål för desinfektionsmedlet. Desinfektanten påverkar virusets hölje (om det finns närvarande), kapseln och arvsmassa. Kunskapsläget gällande inaktiveringsmekanismen för virus är dock begränsat (Morato m.fl., 2003). En studie genomförd av Wigginton m.fl. (2012) på bakteriofagen MS2, vilken är en vanlig surrogatorganism för enteriska virus, visade att det fria klorret orsakade skador som främst hämmade replikationen av viruset samt injektion av genomet till värdcellen. Dock verkar skador som påverkar replikationen utgöra en mindre del av inaktivering för klor än för andra desinfektanter. Detta beror på att inte alla skador på genomet orsakade av fritt klor leder till inaktivering. Vissa typer av skador kan "skrivas över" av värdcellen, därför kan det krävas flera modifieringar av genomet för att orsaka inaktivering (Wigginton m.fl., 2012). Studien visade vidare att det fria klorret troligen förändrar virusets kapsel för att underlätta tillgången till de inre strukturerna. Det fria klorret påverkar alltså både virusets ytproteiner, vilket gör att viruset inte kan fästa vid värdorganismen, och de inre strukturerna, vilket hindrar viruset från att föra arvsmassan vidare.

I tabell 4 presenteras effektiviteten hos fritt klor genom Ct-värden för olika organismer vid varierande pH och temperatur. Klorering har visat sig mycket effektivt mot de flesta bakterier (WHO, 2011). Bakteriesporer uppvisar dock en mycket större tålighet mot klorering än hos vegetativa bakterieceller (tabell 4). För 96 % inaktivering av *C. perfringens* sporer krävs ett Ct-värde på 1200 mg·min/L (Venczel m.fl., 1997) medan endast ett Ct-värde på 0,04 mg·min/L erfordras för 99 % inaktivering av *E. coli* (LeChevallier & Au, 2004).

Tabell 4. Ct-värden för olika mikroorganismer för fritt klor presenterade i stigande ordning från minst till mest tålig. Tabellen är en sammanställning och ingen studie har gjorts för samtliga mikroorganismer under identiska förhållanden. Variationer i pH samt temperatur bör uppmärksammas

	Temp (°C)	pH	Ct* (mg·min/L)	Inaktivering (%)	Referens
Bakterier:					
<i>P. aeruginosa</i>	22±2	-	0,0091	99	Xue m.fl., 2013
<i>E. coli</i>	5	6,0	0,04	99	LeChevallier & Au, 2004
<i>Campylobacter</i>	25	8,0	0,5	99,99	Voeller, 2014
Intestinala enterokocker	10	7,7	0,17–0,85	99,99	Wiedenmann m.fl., 1997
Koliformer	5	7	0,9	99	Berman m.fl., 1987
<i>E. coli</i>	5	10	0,92	99	LeChevallier & Au, 2004
<i>Legionella</i> _{min}	21–25	7,0–7,6	1	99	Jacangelo, 2002
<i>Legionella</i> _{medel}			9,25 [†]		
<i>Legionella</i> _{max}	21	7,6–8,0	17,5	99	Voeller, 2014
<i>C. perfringens</i>	25	7	300 ¹	90	Venczel m.fl., 1997
sporer _{min}					
<i>C. perfringens</i>			750 [†]		
sporer _{medel}					
<i>C. perfringens</i>	25	7	1200 ²	96	Venczel m.fl., 1997
sporer _{max}					
Virus:					
Rotavirus	5	7	0,05	99	WHO, 1996; CDC, 2012a
Norovirus _{min}	20	7,2	0,291	99,99	Lim m.fl., 2010
Norovirus	5	7,2	0,314	99,99	Lim m.fl., 2010
Adenovirus	5	7	0,75	99,99	CDC, 2012a
Hepatit A _{min}	5	6–9	4,0	99	USEPA, 1999b
Enterovirus	5	7,5	1,4–5,4	99	Black m.fl., 2009
Hepatit A	0,5	6–9	6,0	99	USEPA, 1999b
Enterovirus	5	9	8,2–14	99	Black m.fl., 2009
Hepatit A _{medel}			20,75 [†]		
Astrovirus	20±1	7,5±0,2	30 ³	99,7	Abad m.fl., 1997
Hepatit A _{max}	-	-	37,5 ⁴	-	WHO, 2015
Norovirus _{medel}			37,5 [†]		
Norovirus _{max}	25	7,4	112 ⁵	-	Keswick m.fl., 1985

* I de fall då Ct-värdet saknades har detta beräknats enligt ekvation 1 utifrån desinfektionsdos, C, och kontaktid, t, angivna i referensen. De beräknade Ct-värdena har markerats från 1 till 5.

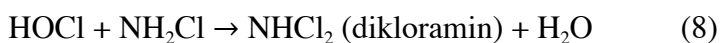
¹ C = 5 mg/L, t = 60 min. ² C = 5 mg/L, t = 240 min. ³ C = 0,5 mg/L, t = 60 min. ⁴ C = 2,0–2,5 mg/L, t = 15 min. ⁵ C = 3,75 mg/L, t = 30 min.

[†] Vid stora variationer i Ct-värdet beräknades ett medelvärde för organismen.

- Information saknas.

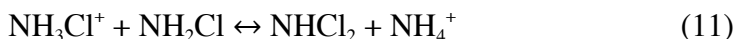
3.6.2 Kloramin

Kloramin är en mycket svag desinfektant som vanligen används på större ytvattenverk med syfte att hämma den mikrobiologiska tillväxten i ledningsnätet (Olsson, 2005). Kloraminer bildas då klor reagerar med ammoniak. Monokloramin skapas då en kloridjon ersätter en vätejon på ammoniakmolekylen. Om ytterligare klor tillsätts när allt fritt ammoniak har reagerat och bildat monokloramin bildas en andra kloramin, dikloramin. Detta sker genom att en andra vätejon från monokloraminen byts ut mot en kloridjon. Enligt samma princip bildas även trikloramin (HACH, 2015). Dessa reaktioner är pH-beroende och beskrivs nedan:



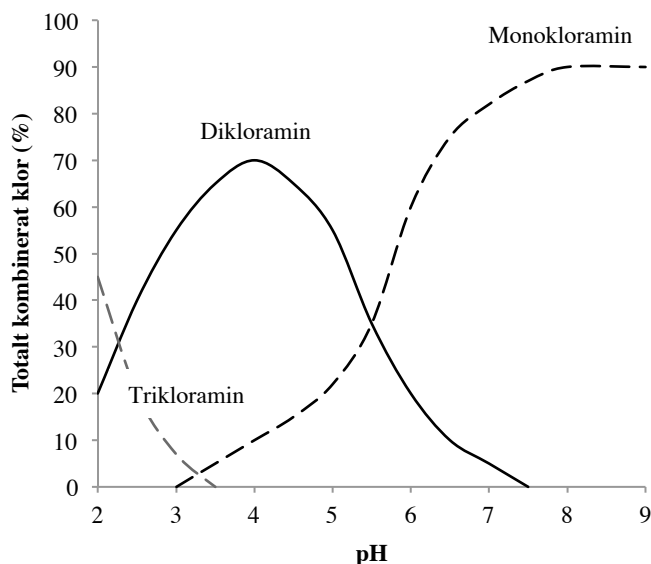
(LeChevallier & Au, 2004).

Den kloramin som är intressant för desinfektion av vatten är monokloramin vilken dominerar vid högre pH (figur 5) (Olsson, 2005). Ett pH mellan 7,5 och 9 är optimalt för bildandet av monokloramin (Health Canada, 1995). Vid lägre pH kan andra kloraminer bildas. Bildning av dikloramin kan ske enligt följande reaktion:



(Crittenden m.fl., 2012).

Vid pH lägre än 5 bildas trikloramin vilket är en illaluktande förening. Reaktionen för bildning av kloramin sker långsamt vilket gör att kontakttiden som krävs för att önskad mängd är relativt lång. Den bildade kloraminen benämns som ”aktivt bundet klor”. Det utgående vattnet kommer att innehålla monokloramin, undersyrlighet och hypokloritjoner vilket benämns som det ”totala aktiva klor” (Olsson, 2005).



Figur 5. Relationen mellan de olika kloraminerna monokloramin, dikloramin och trikloramin vid förändringar i pH.

Bildningen av oönskade biprodukter är avsevärt lägre för kloraminer än för fritt klor. Kloraminer orsakar inte heller lukt och smak i samma omfattning (Olsson, 2005). Det är även ett av de mindre kostsamma alternativen till fritt klor (USEPA, u.å.) Dock ger desinfektion med kloramin en ökning i halten ammonium vilket kan orsaka nitritbildning i distributionsanläggningen (Livsmedelsverket, 2014b). Enligt Livsmedelsverket (2014b) kan intag av vatten med nitrathalter över otjänlighetsgränsvärdet orsaka försämrad syreupptagning i blodet och tros vid långvarigt intag ha en negativ påverkan på binjurarna.

3.6.2.1 Inaktiveringsmekanismer

Inaktiveringsmekanismerna vid desinfektion med kloramin har studerats mindre än de med fritt klor (USEPA, 1999a). Kloramin är, precis som fritt klor, en oxidant och inaktiverar mikroorganismer genom att penetrera dess cellvägg och påverkar

metabolismen (Lenntech, 2015a). Från en studie med *E. coli* har slutsatsen kunna dras att kloramin, när det penetrerar bakteriens cell, reagerar med aminosyror som cystein, cystin, metionin och tryptofan. Det är därför troligt att hämmandet av protein är en del av inaktiveringsprocessen (USEPA, 1999a).

Ett fåtal studier har genomförts med syfte att undersöka mekanismen för inaktivering av virus. Dessa har dock visat på att den främsta orsaken till inaktivering har varierat från påverkan på virusets proteinkapsel till dess DNA/RNA beroende på typen av virus (USEPA, 1999a). Monokloramin har visat sig inaktivera virus långsammare än bakterier och kräver därför en längre kontakttid (LeChevallier & Au, 2004). På grund av den låga förmågan att inaktivera både bakterier och virus (tabell 5) används monokloramin oftast inte som ett primärt desinfektionsmedel utan för att upprätthålla en desinfekterande residual i ledningsnätet (USEPA, 1999a). I tabell 5 presenteras effektiviteten hos kloramin genom Ct-värden för olika organismer vid varierande pH och temperatur.

Tabell 5. Ct-värden för olika mikroorganismer för kloramin presenterade i stigande ordning från minst tålig till mest tålig. Tabellen är en sammanställning och ingen studie har gjorts för samtliga mikroorganismer under identiska förhållanden. Variationer i pH samt temperatur bör uppmärksammas

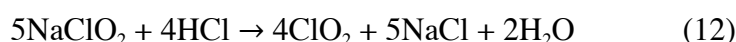
	Temp (°C)	pH	Ct (mg·min/L)	Inaktivering (%)	Referens
Bakterier:					
<i>Legionella</i>	30	8,4–8,6	15	99	Jacangelo, 2002
<i>E. coli</i>	15	9	64	99	LeChevallier & Au, 2004
Koliformer	5	7	71	99	Berman m.fl., 1987
<i>P. aeruginosa</i>	22±2	-	75,95	99	Xue m.fl., 2013
Koliformer	5	8	109	99	Berman m.fl., 1987
Virus:					
Adenovirus	5	7	90	99	Cromeans m.fl., 2010
Hepatit A	5	-	857	99	USEPA, 1999b
Hepatit A	≤1	-	1243	99	USEPA, 1999b
Rotavirus	5	8–9	3810–6480	99	WHO, 1996

- Information saknas.

3.6.3 Klordioxid

Klordioxid är en kraftigare oxidant än fritt klor och bedöms vara minst lika effektivt som desinfektionsmedel men för ett större pH-intervall (Olsson, 2005). Klordioxid är effektivt mellan pH 5 och 10 (LeChevallier & Au, 2004). En av dess främsta egenskaper är att det är mycket lösligt i vatten, upp till tio gånger mer lösligt än fritt klor (USEPA, 1999a).

Klordioxid är instabilt och kan inte komprimeras eller lagras som gas då den är explosiv under tryck (USEPA, 1999a). Desinfektanten genereras därför på plats genom att blanda natriumklorit med klorgas eller saltsyra enligt följande reaktioner (Olsson, 2005):



(USEPA, 1999a).

Klordioxid kan användas för att reducera halter av järn, magnesium och föreningar som orsakar smak och lukt i dricksvattnet (LeChevallier & Au, 2004). Mängderna

trihalometaner och haloacetic syror som bildas är försumbara (Olsson, 2005). Dock bildas både klorit- och kloratjoner vid oxidation med klordioxid (Crittenden m.fl., 2012). Höga halter av klorit har visat sig påverka nervsystemet hos små barn och hos foster hos gravida kvinnor. Hos vissa personer kan klorit även orsaka anemi (USEPA, 2013). Intag av höga halter klorat kan leda till förstörd sköldkörtel (AWWA, 2015). Klordioxid har visat sig sönderfalla snabbt och utbytet varit betydligt sämre än beräknat (Olsson, 2005). Det är även en dyrare desinfektionsmetod än fritt klor (Lenntech, 2015b).

3.6.3.1 Inaktiveringsmekanismer

Mekanismerna för inaktivering med klordioxid är inte väl utredda och tros variera mellan olika mikroorganismer. En mekanism som observerats är störningar i membranets permeabilitet. Klordioxid orsakar förändringar i proteinerna i membranet vilket ökar genomsläppligheten (LeChevallier & Au, 2004; USEPA, 1999a). En studie av Cho m.fl. (2010) visade att inaktiveringsmekanismen hos *E. coli* var skador på cellens yttre delar men även på des intracellulära material.

Klordioxids inaktiveringsmekanism för virus utmärker sig på så sätt att inaktiveringen inte sker på grund av skador på virusets genom. Klordioxid inaktiverar istället virus genom att enbart attackera ytproteinerna och inte de inre strukturerna. Det kan därför vara effektivt att använda klordioxid vid inaktivering av organismer som är benägna att reparera skadad arvs massa, till exempel virus med dubbelsträngat DNA (Wigginton m.fl., 2012).

Jämfört med fritt klor har klordioxid visat sig vara lika effektivt för inaktivering av bakterier och virus vid neutrala pH men mer effektivt vid högre pH (>8,5) (LeChevallier & Au, 2004). I tabell 6 presenteras effektiviteten hos kloramin genom Ct-värden för olika organismer vid varierande pH och temperatur.

Tabell 6. Ct-värden för olika mikroorganismer för klordioxid presenterade i stigande ordning från minst tålig till mest tålig. Tabellen är en sammanställning och ingen studie har gjorts för samtliga mikroorganismer under identiska förhållanden. Variationer i pH samt temperatur bör uppmärksammas

	Temp (°C)	pH	Ct* (mg·min/L)	Inaktivering (%)	Referens
Bakterier:					
<i>E. coli</i>	20	6,5	0,18	99	LeChevallier & Au, 2004
	25	7,0	0,28	99	LeChevallier & Au, 2004
	15	6,5	0,38	99	LeChevallier & Au, 2004
Aktinomyceter	20	7	50	99	Masschelein, 1992
<i>Legionella</i>	-	-	2,25 ¹	99	Jacangelo, 2002
Virus:					
Norovirus	5	7,2	0,071	99	Lim m.fl., 2010
Norovirus	5	7,2	0,247	99,99	Lim m.fl., 2010
Rotavirus	5	6–7	0,2–2,1	99	WHO, 1996
Hepatit A	5	6–9	5,6	99	USEPA, 1999b
	≤1	6–9	8,4	99	USEPA, 1999b

* I de fall då Ct-värdet saknades har detta beräknats enligt ekvation 1 utifrån desinfektionsdos, C, och kontaktid, t, angivna i referensen. Det beräknade Ct-värdet är markerat med siffran 1.

¹ C = 0,75 mg/L, t = 3 min.

- Information saknas.

3.6.4 UV-ljus

Ultraviolett (UV) ljus är elektromagnetisk strålning med en våglängd kortare än 400 nm (Crittenden m.fl., 2012; LeChevallier & Au, 2004). UV-ljus kan delas in i fyra olika typer med avseende på våglängd: vakuum UV, kortvågigt UV-ljus (UV-C),

mellanvågigt UV-ljus (UV-B) och långvågigt UV-ljus (UV-A) (Svenskt Vatten, 2009; Crittenden m.fl., 2012). För desinfektion med UV-ljus är en våglängd mellan 200 och 300 nm aktuell då en våglängd kortare än 200 nm inte kan penetrera vatten och en över 300 nm inte absorberas av organismernas DNA/RNA (Crittenden m.fl., 2012; LeChevallier & Au, 2004). UV-C är därför främst av intresse då det har en våglängd på 150 till 280 nm. Även UV-B som har en våglängd på 280 till 315 nm kan också vara aktuellt (Svenskt Vatten, 2009). Den maximala desinfektionen sker dock kring 254 nm (Crittenden m.fl., 2012; LeChevallier & Au, 2004).

De lampor som används för UV-desinfektion innehåller kvicksilverånga och en inert gas, ofta argon (Crittenden m.fl., 2012; Svenskt Vatten, 2009). Beroende på gastrycket kan lamporna delas in i tre olika typer: lågtryckslampor (LP-lampor), lågtrycks högeffektslampor (LPHO-lampor) och medeltryckslampor (MP-lampor) (Crittenden m.fl., 2012; Svenskt Vatten, 2009). Lågtryckslamporna (både LP- och LPHO-lampor) avger ungefär 90 % av ljuset vid våglängden 254 nm medan MP-lampor ger en högre intensitet och avger ljus över ett bredare spektrum, mellan 185 och 600 nm. Till följd av att MP-lampor kan framställas för högre effekt än övriga lampor kan mer kompakta UV-aggregat tillverkas då färre lampor krävs för att klara ett visst flöde. Dock har LPHO-lampor blivit allt vanligare då de är mer energieffektiva än MP-lampor och kan tillverkas för lite högre effekter än vanliga LP-lampor (Svenskt Vatten, 2009). LP-lampor används vanligen på mindre vattenverk och LPHO- och MP-lampor på större verk (Norsk Vann, 2008). Meningarna gällande val av lampa är skilda men generellt kan sägas att vid desinficering av ett grundvatten med låg halt organiska ämnen (TOC) spelar valet av lampa ingen roll ur teknisk synpunkt. Är vattnet hårt kan dock problem med beläggningar uppstå med MP-lampor på grund av den höga drifttemperaturen i lampan. En MP-lampa kan uppnå en temperatur på 900 °C medan LP- och LPHO-lampor endast kan uppnå en temperatur på maximalt 100 °C (Svenskt Vatten, 2009). Vatten definieras som hårt vid en hårdhetsgrad på mer än 10 °dH (tyska hårdhetsgrader). En hårdhetsgrad motsvarar 4,3 mg magnesium och 7,1 mg kalcium per liter vatten (Svenskt Vatten, u.å. d). Vid desinficering av ytvatten med högt innehåll TOC, mer än 3 mg/L, är det större risk att det vid medeltryck uppstår assimilerat organiskt kol samt lukt och smak, vilket bör undvikas (Svenskt Vatten, 2009). En kraftig belysning från MP-lampor kan även leda till nitritbildning (Livsmedelsverket, 2014b). MP-lampor har dock ett bredare ljusspektra vilket kan orsaka större skador på mikroorganismer och undvika att reaktiveringar sker (Svenskt Vatten, 2009).

De senaste åren har intresset för UV-ljus ökat i de nordiska länderna, främst i Sverige och Norge. Klimatförändringarna och extremväder har tillsammans med senaste tidens utbrott bidragit till att alternativa desinfektionsmetoder blivit allt vanligare. UV-ljus har många fördelar gentemot klorering då det effektivt inaktiverar de flesta virus och bakterier och normalt inte bildar toxiska biprodukter. Anläggningen har även relativt låga investerings- och driftkostnader samt är mycket platseffektiv (Svenskt Vatten, 2009). Desinfektion med UV-ljus är inte heller pH-beroende (USEPA, 1999a). UV-ljus ger dock inte något skydd i ledningsnätet utan måste ibland kombineras med till exempel kloramin som har en långvarig effekt. Att lamporna innehåller kvicksilver kan också utgöra en arbetsmiljörisk (Svenskt Vatten, 2009).

3.6.4.1 Inaktiveringsmekanismer

Till skillnad från klor och ozon inaktiverar UV-ljus inte mikroorganismerna genom en kemisk reaktion utan genom att organismerna absorberar ljuset. Detta leder till en

fotokemisk reaktion inuti mikroorganismen vilken förändrar molekylära komponenter, viktiga för cellens funktioner (USEPA, 1999a). UV-ljuset reagerar främst med kvävebaser i DNA och RNA och hämmar transkriptionen och reproduktionen hos organismen (LeChevallier & Au, 2004). Eftersom UV-ljus inte påverkar organismers cellvägg eller kapsel är UV-ljus effektivast mot organismer som inte är benägna att reparera sitt genom, till exempel enkelsträngade RNA-virus (Wigginton m.fl., 2012).

För de flesta bakterier kan en 99,9 % inaktivering uppnås med en UV-dos mindre än 20 mJ/cm². Virus är mer motståndskraftiga än bakterier och för att uppnå en 99,9 % inaktivering krävs vanligen en UV-dos på 12–44 mJ/cm² (Bitton, 2014). De flesta lågtryckslampor kan uppnå UV-doser på 50 till 150 mJ/cm² för vatten av hög kvalitet och därmed effektivt inaktivera de flesta vattenburna mikroorganismer (Water Research Center, 2014a). Vissa virus är dock betydligt mer motståndskraftiga och inaktiveras inte vid normala UV-doser (Svenskt Vatten, 2009). För adenovirus krävs 186 mJ/cm² för att uppnå en 99,99 % inaktivering (LeChevallier & Au, 2004). Den höga tåligheten tros bero på att adenoviruset har ett dubbelsträngat DNA (Eischeid m.fl., 2008). Även bakteriesporer har visat sig mycket tåliga mot UV-ljus. För en 3 log-reduktion av *C. perfringens* sporer krävs en dos på 145 mJ/cm² (Hijnen m.fl., 2006). I tabell 7 presenteras typiska UV-doser som krävs för inaktivering av olika mikroorganismer.

UV-ljusets effektivitet är dock mycket beroende av vattnets färg samt turbiditet, alltså hur ”genomskinligt” vattnet är. Detta anges som UV-transmittant/transmission eller som UV-absorption vid våglängden 254 nm (Livsmedelsverket, 2014b). Partikulärt material kan påverka transmissionen av UV-ljus då partiklarna kan blockera mikroorganismerna och förhindra att dessa påverkas av UV-ljuset. Problemet kan undvikas genom effektiv filtrering innan desinfektionen (Crittenden m.fl., 2012). En annan oro gällande desinfektion med UV-ljus är förmågan hos vissa mikroorganismer att reparera sitt skadade DNA/RNA och reaktiveras. Beteendet har uppvisats hos koliforma indikatororganismer (USEPA, 1999a). Till skillnad från bakterier saknar virus de enzymer som krävs för reparationen men kan ändå reaktiveras genom att använda enzym från värdcellen (Norsk Vann, 2008). För att reaktiveringen ska kunna ske krävs att skadorna är relativt lindriga samt en god energitillgång i form av synligt ljus. Reaktivering kan även ske utan tillgång till ljus, så kallad ”dark repair”, hos vissa mikroorganismer men processen är betydligt mindre effektiv (USEPA, 1999a). Reaktivering ökar med intensiteten hos det synliga ljuset och med temperaturen, och minskar vid högre UV-dos. För att undvika reaktivering rekommenderas en UV-dos på 40 mJ/cm², vilken är tillräcklig för att uppnå en 4 log-reduktion för de flesta bakterier och virus (Bitton, 2014). DNA-reparationen kan bara ske under en viss tid efter inaktiveringen (USEPA, 1999a). Vattnet bör därför skyddas från synligt ljus under tre timmar efter behandlingen (Bitton, 2014).

Tabell 7. Erforderliga UV-doser för inaktivering av olika mikroorganismer presenterade i stigande ordning från minst tålig till mest tålig. Tabellen är en sammanställning och ingen studie har gjorts för samtliga mikroorganismer under identiska förhållanden

	UV-dos (mJ/cm ²)	Inaktivering (%)	Referens
Bakterier:			
<i>P. aeruginosa</i>	2–5	90	USEPA, 1991
Intestinala enterokocker	2	99,9	Metzger m.fl., 2006
<i>Campylobacter</i>	3	90	Hijnen m.fl., 2006
<i>Legionella</i>	7	99,9	Yates m.fl., 2006
<i>Campylobacter</i>	7	99	Hijnen m.fl., 2006
	10	99,9	Hijnen m.fl., 2006
	14	99,99	Hijnen m.fl., 2006
<i>E. coli</i>	20	99,99	LeChevallier & Au, 2004
Koliformer	20	99,96	Cantwell & Hofmann, 2008
<i>C. perfringens</i> sporer	45	90	Hijnen m.fl., 2006
	95	99	Hijnen m.fl., 2006
	145	99,9	Hijnen m.fl., 2006
Virus:			
Hepatit A	8–14	99	VISK, 2013
	12–22	99,9	VISK, 2013
	16–30	99,99	VISK, 2013
Calicivirus	10–15	99	VISK, 2013
	15–25	99,9	VISK, 2013
	30	99,99	VISK, 2013
Enterovirus	10–15	99	VISK, 2013
	15–25	99,9	VISK, 2013
	25–40	99,99	VISK, 2013
Rotavirus	15–20	99	VISK, 2013
	25–30	99,9	VISK, 2013
	40	99,99	VISK, 2013
Astrovirus	18	99,97	Defra, 1996
Adenovirus	60–100	99	VISK, 2013
	80–150	99,9	VISK, 2013
	186	99,99	LeChevallier & Au, 2004
Polyomavirus	290	99,99	Nims & Plavsic, 2012

3.6.5 Ozon

Ozon är ett av de starkaste kemiska desinfektionsmedlen inom dricksvattenrening (Crittenden m.fl., 2012). Det är en mycket instabil gas och måste därför genereras på plats i vattenverket (EPA Ireland, 2011). Ozon kan genereras direkt från syret i luften eller från rent syre vilket kan framställas på plats från syret i luften eller via flytande syre (LOX). LOX genereras inte på plats utan transporteras till anläggningen och kräver minimalt med ytterligare bearbetning innan det kan användas i ozongeneratoren (Crittenden m.fl., 2012). För att skapa ozon ur syre krävs energi. De vanligaste metoderna för att generera ozon inom vattenrening är genom coraurladdning eller med hjälp av UV-ljus. Vid behandling av större kvantiteter är coraurladdning den vanligaste metoden (Water Research Center, 2014b). Ozon genereras då genom att ett elektriskt fält skapas vilket avskiljer reaktiva syreatomer (O) när luft eller rent syre passerar igenom. Atomerna reagerar sedan med syremolekyler (O₂) och bildar ozon (O₃) (Crittenden m.fl., 2012). Vid generering av ozon med hjälp av UV-ljus används en lampa som avger ljus med våglängden 185 nm. När luft passerar över UV-lampan klyvs syremolekylerna och bildar syreatomer. För att uppnå stabilitet fäster syreatomer vid syremolekyler och bildar ozon. Ozonet injiceras sedan till vattnet (Water Invention, u.å.). När ozon lösts upp i vatten sönderfaller det och bildar hydroxylradikaler. Ozonet reagerar med mikroorganismer och andra föroreningar aningen direkt via oxidering eller via hydroxylradikalerna (Crittenden m.fl., 2012). När ozon reagerar med organiskt material i vattnet kan olika biprodukter bildas, bland annat aldehyder vilka kan vara

cancerogena (Seger, 1998). Om bromid finns i vattnet kan ozon oxidera bromidjonerna och bilda bromat, vilket är cancerogent (USEPA, 2013). Ozon bildar dock inga trihalometaner. Tvärt om minskar ozon bildningen av trihalometaner, vilka kan uppstå till följd av efterföljande klorering, genom att oxidera organiskt material (EPA Ireland, 2011).

Ozon är en effektivare desinfektant än fritt klor för mikroorganismer. Lägre koncentrationer och kortare kontaktid krävs för att uppnå samma inaktivering. Ozon är även betydligt mindre känsligt för förändringar i pH än klor (EPA Ireland, 2011). Det förekommer inga hälsofarliga residualer efter desinfektionen då ozon sönderfaller snabbt. Till följd av att ozon genereras på plats finns även färre säkerhetsproblem gällande transport och hantering (ETI, u.å.). Ozon kan dock enbart användas som primär desinfektant då det inte ger några långvariga effekter ut i ledningsnätet. Investerings- och driftkostnaderna är höga relativt andra desinfektionsmedel (EPA Ireland, 2011). Eftersom ozon är mycket reaktivt och risken för korrosion är hög krävs att korrosionsbeständiga material används (ETI, u.å.).

3.6.5.1 Inaktiveringsmekanismer

Inaktiveringen av bakterier med ozon sker via oxidation. Ozonet attackerar i första hand bakteriens cellvägg och membran, men kan även påverka det intracellulära materialet som till exempel olika delar av nukleinsyrorna. Ozon är mycket effektivt mot de flesta bakterier, särskilt gramnegativa som *E. coli* och *Legionella*. Det har dock visat sig mindre effektivt mot bakterier med en grampositiv cellvägg (USEPA, 1999a). En studie genomfördes av Cho m.fl. (2010) för att bestämma inaktiveringsmekanismen av ozon på *E. coli*. Resultaten visade att ozon var det kemiska desinfektionsmedlet som hade störst påverkan på bakteriens cellvägg. Detta indikerar att inaktiveringen av bakterier sker främst på grund av skador på bakteriens yta (Cho m.fl., 2010).

Vid inaktivering av virus attackeras först kapseln och då främst dess proteiner (USEPA, 1999a). Vid höga ozonhalter kan även hela kapseln dissociera och frigöra nukleinsyrorna. RNA och DNA kan då bli sekundärt inaktiverat av ozonet (Morato m.fl., 2003). Generellt sett är virus mer motståndskraftiga mot ozon än bakterier, men ozon har ändå visat sig effektivt för de flesta virus (USEPA, 1999a). Effektiviteten hos ozon för olika bakterier och virus presenteras med hjälp av Ct-värden i tabell 8 för olika organismer vid varierande pH och temperatur.

Tabell 8. Ct-värden för inaktivering av olika mikroorganismer med hjälp av ozon presenterade i stigande ordning. Tabellen är en sammanställning och ingen studie har gjorts för samtliga mikroorganismer under identiska förhållanden. Variationer i pH samt temperatur bör uppmärksammas

	Temp (°C)	pH	Ct* (mg·min/L)	Inaktivering (%)	Referens
Bakterier:					
<i>E. coli</i>	5	6–7	0,02	99	LeChevallier & Au, 2004
Koliformer	-	-	0,6–1,6	99	Gehr m.fl., 2003
<i>Legionella</i>	25	7,2	0,5–1,5 ¹	99	Jacangelo, 2002
<i>C. perfringens</i>	-	7,5–8	3,492 ²	99,99	Lanao m.fl., 2008
<i>Campylobacter</i>	-	-	6	99,99	Infinity, 2015
<i>Legionella</i>	24	-	6,4 ³	99,99–99,999	Jacangelo, 2002
<i>P. aeruginosa</i> _{min}	25	7,2	0,36 ⁴	90	Rojas-Valencia, 2011
<i>P. aeruginosa</i> _{medel}	-	-	5,18 [†]		
<i>P. aeruginosa</i> _{max}	-	-	10	99,9999	Infinity, 2015
Virus:					
Norovirus	5	7	0,062 ⁵	99,9	Thurston-Enriquez m.fl., 2005
Rotavirus	5	6–7	0,006–0,06	99	LeChevallier & Au, 2004
Enterovirus	5	6–7	0,1–0,2	99	LeChevallier & Au, 2004
Adenovirus	5	7	0,07–0,6	99,99	Thurston-Enriquez m.fl., 2005
Hepatit A	4	6–8	1 ⁶	99,999	Vaughn m.fl., 1990

* I de fall då Ct-värdet saknades har detta beräknats enligt ekvation 1 utifrån desinfektionsdos, C, och kontaktid, t, angivna i referensen. De beräknade Ct-värdena har markerats från 1 till 6.

¹ C = 0,1–0,3 mg/L, t = 5 min. ² C = 3,6 mg/L, t = 58,2 s. ³ C = 0,32 mg/L, t = 20 min. ⁴ C = 2 mg/L, t = 0,18–4 min.

⁵ C = 0,37 mg/L, t = 10 s. ⁶ C = 1 mg/L, t = 1 min.

[†] Vid stora variationer i Ct-värdet beräknades ett medelvärde för organismen.

- Information saknas.

3.7 TÅLIGHET MOT DESINFEKTION

Tåligheten hos mikroorganismer beskriver förmågan att förbli vital och/eller behålla sin förmåga att fortplanta sig under förhållanden som skulle inaktivera eller hämma andra mikroorganismer. Problem med hög tolerans mot desinfektionsmedel hos mikroorganismer har framför allt uppmärksamats gällande klorering (Cherchi & Gu, 2011).

Tåligheten mot desinfektionsmedel kan inte förklaras genom en specifik mekanism utan kan ha många orsaker. Mikroorganismers inneboende motståndskraft mot desinfektionsmedel kan bero på strukturella skillnader i bakteriens membran och cellvägg. Till exempel har grampositiva bakterier visat sig vara mer tåliga mot klorering än gramnegativa, vilket tros vara ett resultat av deras kraftigare cellvägg (Mir m.fl., 1997; Morato m.fl., 2003). Bakteriesporer är extremt mycket mer tåliga mot desinfektionsmedel än de vegetativa bakteriecellerna. Dess yttre och inre sporkappar hindrar desinfektanten från att penetrera sporen vilka har visat sig vara upp till 100 000 gånger mer tåliga än vegetativa bakterieceller (Morato, 2003). Virus är generellt sett mer motståndskraftiga än bakterier mot desinfektion (Bosch, 2007). Detta beror på att den yttre kapseln som skyddar virusets arvs massa är mer motståndskraftig än bakteriens cellvägg och cellmembran. Hur tåliga virus är för yttre påverkan varierar inom gruppen och beror bland annat på hur viruset är uppbyggt, till exempel om det innehåller DNA eller RNA, eller om det är enkel- eller dubbelsträngat (Westrell, 2004). Inaktiveringen av virus kompliceras av det faktum att mycket närbesläktade virus kan uppvisa stora skillnader i motståndskraft mot olika desinfektanter. Till exempel är echovirus I uppskattningsvis 100 gånger mer mottaglig för desinfektion med monokloramin än echovirus II under samma förhållanden. Detta indikerar att även små variationer i struktur och arvs massa kan ha en stor påverkan på hur tåligt viruset är mot inaktivering (Wigginton m.fl., 2012).

Motstånd mot desinfektion kan även vara ett resultat av interaktioner mellan

mikroorganismer eller med ytor (Morato, 2003). Majoriteten av de vitala bakterier som återfinns i behandlat dricksvatten är fästa vid ytor, till exempel i biofilm. Mikroorganismer i biofilmen erhåller ett skydd mot desinfektionsmedel och kräver betydligt högre koncentrationer för att inaktiveras (Dryselius, 2012). I vattenfas kan tåligheten öka antingen genom aggregatbildning eller genom adsorption av mikroorganismer på partiklar. Bakterier som kan bilda aggregat med andra mikroorganismer är betydligt mer motståndskraftiga mot desinfektion till följd av desinfektionsmedlet får svårare att nå cellen. Aggregatbildning har visat sig öka bakteriers tålighet mot undersyrlighet hundrafaldigt. Adsorption på partiklar ger en bättre motståndskraft mot desinfektion än aggregatbildning (Morato, 2003).

En hög tålighet kan också vara ett resultat av förändringar i mikroorganismen som ett svar på stimulering, skada eller stress orsakat av desinfektionsmedel (Morato, 2003). Bakterier som lever i stressfulla miljöer har visat sig utveckla resistens eller resistent fenotyper mot olika sorters desinfektionsmedel. Det är även känt att organismer skapar unika proteiner när utsatta för stress. Ett exempel på detta är att *E. coli*, som är en mycket klorkänslig bakterie, har visat sig kunna framkalla en speciell uppsättning av proteiner vilka gör bakterien mindre benägen att inaktiveras under förhållanden med en hög klorresidual (Cherchi & Gu, 2011).

De studerade mikroorganismernas tålighet mot desinfektionsmetoderna klorering, UV-ljus och ozon presenteras i tabell 9. Bakterier är generellt sett den grupp av mikrobiella föroreningar som är mest benägen att inaktiveras vid desinfektion (WHO, 2011). Medelvärde för de Ct-värden som krävs för 99 % inaktivering med fritt klor av studerade bakterierna presenterade i tabell 4 var 3,39 mg·min/L. För de virus som presenteras i samma tabell var medelvärdet 5,07 mg·min/L. Dessa Ct-värden ger vid behandling med 0,4 mg/L aktivt klor, vilket är gränsvärdet enligt SLVFS (2001:30), en kontakttid på ungefär 5,4 minuter för bakterier och 12,7 minuter för virus. För klorammin var medelvärdet av Ct-värdena i tabell 5 för 99 % inaktivering 66,99 mg·min/L för bakterier och 2860 mg·min/L för virus, för klordioxid (tabell 6) 0,77 respektive 4,04 mg·min/L, och för ozon (tabell 8) krävdes 0,55 mg·min/L för bakterier och 0,13 mg·min/L för virus. För att uppnå en 99,9 % inaktivering av bakterier och virus med UV-ljus var medelvärdet för UV-doserna presenterade i tabell 7 6,3 respektive 50,4 mJ/cm². Ct-värden samt UV-doser för bakteriesporer exkluderades ur samtliga beräkningar.

Tabell 9. De studerade mikroorganismernas överlevnad i råvatten, infektionsdos, tålighet mot desinfektionsmetoderna klorering, UV-ljus och ozon, samt övriga egenskaper

	Överlevnad i råvatten ¹	Infektions-dos ²	Tålighet mot ³ Klor	UV	Ozon	Övrigt
Bakterier:						
Aktinomyceter	-	-	Låg-Hög	-	-	Sporbildande, grampositiv
<i>C. perfringens</i>	Lång*	Hög	Hög*	Hög*	Måttlig	Sporbildande, grampositiv indikatororganism
<i>Campylobacter</i>	Måttlig	Måttlig	Låg	Låg	Måttlig	Gramnegativ
<i>E. coli</i>	Måttlig	Låg	Låg	Låg	Låg	Gramnegativ, indikatororganism
Intestinala enterokocker	Måttlig-Lång	-	Låg	Låg	Låg	Grampositiv, indikatororganism
Koliformer	-	Måttlig	Låg	Låg	Låg	Gramnegativ, indikatororganism
<i>Legionella</i>	Akvatisk	Låg	Måttlig	Låg	Låg-Måttlig	Gramnegativ, förekommer i biofilmen
<i>P. aeruginosa</i>	Akvatisk	Hög	Låg	Låg	Låg-Måttlig	Gramnegativ, förekommer i biofilmen
Virus:						
Adenovirus	Lång	Låg	Låg	Hög	Låg	Dubbelsträngat DNA
Astrovirus	Lång	Låg	Hög	Låg	-	Enkelsträngat RNA
Coronavirus	Måttlig	-	Måttlig	-	-	Enkelsträngat RNA, höljevirus
Ebolavirus	Kort	Låg	-	-	-	Enkelsträngat RNA, höljevirus, mortalitet 50-100 %
Enterovirus	Lång	Låg	Måttlig-Hög	Måttlig	Låg	Enkelsträngat RNA, bland de minsta virusen
Hepatit A	Lång	Låg	Måttlig-Hög	Låg-Måttlig	Låg	Enkelsträngat RNA
Hepatit E	Lång	Låg	Låg	-	-	Enkelsträngat RNA, farlig för gravida
Norovirus	Lång	Låg	Låg-Hög	Måttlig	Låg	Enkelsträngat RNA
Polyomavirus	-	-	Låg	Hög	-	Dubbelsträngat DNA
Rotavirus	Lång	Låg	Låg-Hög	Måttlig	Låg	Dubbelsträngat RNA
Sapovirus	Lång	Låg	Måttlig	Måttlig	Låg	Enkelsträngat RNA, egenskaper liknande norovirus

¹Detektionsperiod för infektiöst stadium i vatten 20°C: *Kort*, upp till 1 vecka; *Måttlig*, 1vecka till 1 månad; *Lång*, över 1 månad

²Den dos som krävs för att orsaka infektion. *Hög*, mer än 10⁴ organismer eller partiklar; *Måttlig*, 10² - 10⁴ organismer eller partiklar; *Låg*, 1-10² organismer eller partiklar

³Bedömningen görs utifrån tabell 4, 6, 7, och 8, information sammanställd i kapitel 3.2 samt WHO (2011)

*Gäller för bakteriesporer

- Information saknas.

Variationerna som observerats för Ct-värdena hos flera organismer tros bland annat vara ett resultat av stora skillnader i förhållanden under studierna (Dalin m.fl., 2010; Li m.fl., 2011). Olikheter i beredningen av prover, pH, temperatur samt halten organiskt material spelar en viktig roll för effektiviteten av desinfektanten. En annan viktig faktor är begränsningarna i analysmetoderna för virus (Li m.fl., 2011). Enligt Li m.fl. (2011) kan det vara nödvändigt att utföra nya utvärderingar av desinfektionsmotstånd för vattenburna virus med mer noggranna analysmetoder än vad som tidigare använts. Det är troligt att tidigare studier underskattat virusets motstånd mot desinfektion med fritt klor (Li m.fl., 2011).

3.8 DRICKSVATTENRENING I NORDEN

3.8.1 Sverige

I Sverige kommer ungefär hälften av allt distribuerat dricksvatten från ytvatten och hälften från grundvatten (Lindberg & Lindqvist, 2005). Både grund- och ytvattnet i Sverige är av god mikrobiologisk kvalitet jämfört med de många andra länder och förutsättningar finns för att framställa ett bra dricksvatten av god kvalitet (Svenskt Vatten, u.å. e). I Sverige är ytvattenverken färre än grundvattenverken men oftast större och förser cirka 53 % av den kommunalt anslutna befolkningen med dricksvatten (Svenskt Vatten, 2014). Majoriteten av alla större vattenverk är allmänna och ägs och drivs av kommunen (Lindberg & Lindqvist, 2005).

Enligt Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten 7 § ska dricksvatten vara hälsosamt och rent. Detta anses vara uppfyllt då dricksvatten inte innehåller mikroorganismer, parasiter och ämnen i så höga doser att det utgör en fara för människors hälsa (SLVFS, 2001:30). Det finns inga kvantitativa krav på antal barriärer och inte heller gällande deras effektivitet. Krav finns på att desinfektionsmetoders effektivitet ska kontrolleras samt att dricksvattnet ska vara hälsosamt och rent enligt vad som beskrivs ovan. Rekommendationer för bedömning gällande antal barriärer som krävs för att nå en viss effektivitet finns beskrivet i vägledningen till Livsmedelsverkets dricksvattenföreskrifter, SLVFS 2001:30 (Svenskt Vatten, 2014).

På grund av höga halter organiskt material i ytvattnet har man traditionellt i Sverige använt sig av avskiljning i form av filtrering och sedimentering. Internationellt sett används låga halter klorbaserad desinfektion i svenska vattenverk. Till följd av ökad medvetenhet gällande de biprodukter som kan produceras vid användandet av klorbaserad desinfektion har användandet minskat. Många vattenverk använder desinfektion med UV-ljus istället för klor (Lindberg & Lindqvist, 2005).

Enligt en sammanställning som utförts på uppdrag av Svenskt Vatten (2014) har läget förbättrats sedan 2011 då totalt 110 grundvattenverk inte uppfyllde Livsmedelsverkets rekommendationer för mikrobiologiska säkerhetsbarriärer. Tre år senare, 2014, var det endast 69 vattenverk, förändringar har främst skett hos stora grundvattenverk som tidigare saknade mikrobiologiska barriärer. En förbättring har även skett gällande ytvattenverken. Antalet anslutna till ytvattenverk som endast har en mikrobiologisk barriär har minskat från 55 000 till 4 200 under den aktuella tidsperioden. 2011 försörjdes 1,42 miljoner personer med dricksvatten från verk som inte uppfyllde rekommendationer, jämfört med 720 000 år 2014 (Svenskt Vatten, 2014).

3.8.2 Norge

Enligt de norska dricksvattenföreskrifterna, 4 kap. 12 § Drikkevannsforskriften, ska dricksvattnet som når konsumenten vara hygieniskt säkert utan någon särskild lukt, smak eller färg. Vattnet ska inte heller innehålla några av fysikaliska, kemiska eller biologiska komponenter som vid normalt bruk kan vara farliga för människors hälsa (Helse- og omsorgsdepartementet, 2001).

Norge har god tillgång på vatten av en högre mikrobiologisk kvalitet än många andra länder vilket utgör goda förutsättningar för en bra vattenförsörjning till befolkningen och företag. Antalet vattenburna infektioner är i storlek mycket låg jämfört med de flesta andra länder, dock är den relativa omfattningen infektioner orsakade av dricksvatten större i Norge än i andra industriländer som till exempel Sverige. En

betydande orsak till detta tros vara den utbredda användningen av ytvatten (Mattilsynet, 2007). I Norge försörjs endast 15 % av befolkningen dricksvattnet från grundvatten, jämfört med 50 % i Sverige och Finland (Kvitsand & Fiksdal, 2010). Detta tros bidra till en ökad hälsorisk. De främsta orsakerna till dricksvattenrelaterade vattenburna sjukdomsutbrott är kontaminering från gödsel eller avlopp till råvattnet eller dricksvattenledningar (Mattilsynet, 2007).

Enligt 4 kap. 14 § Drikkevannsforeskriften ska vattenreningsprocessen innefatta minst två barriärer varav en av dessa ska säkerställa att dricksvattnet desinfekteras eller på andra sätt avlägsnar eller inaktiverar infektiösa ämnen. Dessa två barriärer ska vara oberoende av varandra. Ansvarigt vattenverk ska även ha ett internt kontrollsystem som innefattar bland annat planer för provtagning, vattenrening och distribution, samt beredskapsplaner (Helse- og omsorgsdepartementet, 2001). De vanligaste metoderna för desinfektion i norska vattenverk är klorbaserad desinfektion samt UV-ljus. UV-ljus har under de senaste tio åren ökat markant inom norsk vattenrening och ungefär två miljoner människor i Norge erhåller dricksvatten där desinfektion genom UV-ljus anses vara det främsta reningssteget (Mattilsynet, 2007).

Ytvattnet i Norge karakteriseras av dess höga innehåll av naturligt organiskt material (NOM). Till följd av de höga halterna NOM är en mer avancerad dricksvattenbehandling nödvändig (Meyn, 2011). Membranteknik har använts i Norge sedan slutet av 1980 för behandling av ytvatten och har sedan dess blivit en populär metod för att reducera halterna organiskt material (TECHNEAU, 2006b). Den vanligaste membrantekniken i Norge är nanofilter. År 2011 användes nanofilter för reducering av NOM på 110 stycken vattenverk i Norge. Främst används spirallindade membran av cellulosaaacetat med en porstorlek på 1–5 nm. Majoriteten av verken är små, de flesta har en kapacitet på maximalt 100 m³/h och ett fåtal har en kapacitet på upp till 700 m³/h (Meyn, 2011).

3.8.3 Danmark

Ungefär 99 % av det danska dricksvattnet är producerat från grundvatten. Detta tros vara orsaken till att Danmark, jämfört med andra nordiska länder, har haft väldigt få vattenburna utbrott. Mellan 1980 och 1998 rapporterades endast tre utbrott och felaktigheter i distributionen var en bidragande faktor hos dem alla (Engberg m.fl., 1998). Kvaliteten på det danska grundvattnet är bra och vanligen krävs inga komplexa beredningsprocesser innan vattnet distribueras (GEUS, u.å.). Grundvatten behandlas normalt sett bara med oxidation och efterföljande filtrering. Om ytvatten, eller vatten med sämre mikrobiologisk kvalitet, används krävs en mer komplex rening. Då mycket få vattenverk i Danmark använder ytvatten har mer avancerad rening än vad som nämnts ovan inte använts traditionellt. För att få använda reningsmetoder, som till exempel UV-ljus, krävs en särskild licens (Vandetsvej, 2010). Antalet ansökningar om licens för avancerad vattenrening har ökat sedan millennieskiftet. En markant ökning av ansökningar har särskilt skett gällande UV-anläggningar sedan 2010 (Naturstyrelsen, 2012). Klorering används vanligen inte i Danmark på grund av de negativa effekterna som kan uppkomma vid användning (By- og Landskabsstyrelsen, 2010).

I Danmark arbetar man efter målet att vatten ska kunna drickas direkt ur kranen utan att påverka människors hälsa negativt eller vara estetiskt defekt i form av lukt, smak, färg etc. Den danska dricksvattenföreskriften ställer krav på dricksvattnet gällande kemiska ämnen, mikroorganismer samt fysiska förhållande. Det finns dock inga formella krav på

tillvägagångssätt för att upprätthålla en god mikrobiologisk kvalitet, till exempel gällande typ eller antal säkerhetsbarriärer (By- og Landskabsstyrelsen, 2004). År 2010 presenterade det danska miljöministeriet visionen för en handlingsplan som ska säkerställa dricksvattenkvaliteten i Danmark. Fokus för handlingsplanen är ökad säkerhet, större medvetenhet om resursbegränsningar och bättre teknik (By- og Landskabsstyrelsen, 2010).

3.8.4 Finland

Det vatten som når konsumenten får, enligt Social- och hälsovårdsministeriets förordning om kvalitetskrav på och kontrollundersökning av hushållsvatten 4 §, inte innehålla mikrobiella föroreningar eller ämnen i sådana mängder eller halter att de kan utgöra ett hot mot människors hälsa. Inga krav finns gällande mikrobiologiska säkerhetsbarriärer med avseende på antal eller typ. Enligt samma förordning 11 § krävs dock att anläggningar som levererar vatten till hushåll ska ha tillräckligt kunnande samt tillräcklig beredskap för desinfektion av vattnet inom sex timmar från det att misstanke om mikrobiell förorening har uppkommit. Detta resulterar i att alla vattenverk, inklusive små grundvattenverk, måste ha minst en mikrobiologisk säkerhetsbarriär (Seppälä, pers. medd.). I Finland kommer även ett riskhanteringssystem för hushållsvatten införas. Riskhanteringssystemet är baserat på WHO:s säkerhetsplan för hushållsvatten (WSP) och syftar till att identifiera eventuella hot och risker mot kvaliteten på hushållsvatten samt att avgöra riskernas vikt och utveckla åtgärder (Social- och hälsovårdsministeriet, 2014).

Till dricksvattendistributionen i Finland används ytvatten, konstgjort grundvatten samt grundvatten. Ungefär hälften av konsumenterna erhåller vatten från ytvatten och hälften från grundvatten. Ytvatten används främst i större vattenverk medan grundvatten är vanligast vid mindre verk (Mäkinen, 2008). Finskt vatten har, i likhet med övriga Norden, generellt en god mikrobiologisk kvalitet. För grundvatten används traditionellt minimal eller ingen behandling innan distribution. Ytvatten behandlas dock vanligen med filtrering samt desinfektion (Laine, 2014). Ytvattenverken i Finland har större problem än de övriga nordiska länderna med bildningen av klorerade biprodukter, som till exempel trihalometaner. Detta tros bero på att humushalterna i det finska råvattnet mycket högt (Olsson, 2005). En vanlig orsak till vattenburna utbrott i Finland har varit ökad ytavrinning och översvämning under höst och vår till följd av kraftiga regn eller snösmältning (Laine, 2014).

3.8.5 Island

Island är ett av de länder i världen med störst tillgång på färskvatten, med goda tillgångar till grundvatten av god kvalitet. Majoriteten av det distribuerade dricksvattnet kommer från grundvatten, bara 5 % produceras från ytvatten. Grundvattnet behandlas inte innan det distribueras till konsumenten, om det inte finns risk för ytvattenpåverkan, och ytvattnet filtreras endast och desinfekteras med UV-ljus. Desinfektion i distributionsnätet förekommer normalt inte. Reglering av dricksvattenkvaliteten på Island styrs av den isländska dricksvattenförordningen (IDWR) och infördes 2001 i enlighet med det europeiska dricksvattendirektivet (Gunnarsdóttir, 2012). Enligt IDWR ska dricksvattnet vara fritt från bakterier, parasiter och ämnen i sådana mängder att de kan påverka människors hälsa (Ministry for the Environment, 2001).

Under perioden 1997–2010 rapporterades 12 utbrott med totalt 700 insjuknade på Island. Majoriteten av utbrotten var orsakade av norovirus eller *Campylobacter*. Alla utbrotten skedde på mindre dricksvattenanläggningar och de största var ett resultat av

kontaminering från septiska system (Gunnarsdóttir, 2012).

4 RESULTAT FALLSTUDIE

I fallstudien studerades tre nordiska vattenburna sjukdomsutbrott. Utbrotten valdes för att belysa problem och brister inom dricksvattenhanteringen i Norden. De utbrott som studerats är Nokia i södra Finland, där stora mängder behandlat avloppsvatten blandats med dricksvattnet till följd av en felaktig korskoppling, Lilla Edet i Västergötland i Sverige, där nästan en femtedel av invånarna insjuknade i gastroenterit troligtvis på grund av kontaminering av avlopp till ytvatten och Boden i norra Sverige, där 11 000 personer insjuknade då kloreringen i vattenverket var ur funktion.

4.1 VATTENBURNA UTBROTT

4.1.1 Nokia

Under hösten 2007 inträffade det största vattenburna utbrottet i Finland på över 20 år i staden Nokia i södra Finland (Miettinen m.fl., 2012). Nokia har ungefär 30 000 invånare och 90 % av befolkningen får sitt dricksvatten från den kommunala dricksvattenförsörjningen. Under 2006 var den genomsnittliga vattenkonsumtionen 4 250 m³ per dygn. Nokias vattenverk är ett grundvattenverk där råvattnet behandlas med natriumhypoklorit (Laine m.fl., 2011).

4.1.1.1 Utbrottsbeskrivning

Under onsdagen den 28 november utfördes underhållsarbeten reningsverket i Nokia. Samma dag uppmärksammades tekniska problem i dricksvattensystemen och dagarna efter mottog vattenverket klagomål från allmänheten om dålig lukt och smak i kranvattnet. Inga åtgärder togs dock då man på vattenverket antog att påverkan på dricksvattnet var ett resultat av ofarliga avlagringar i ledningarna som släppt från de inre väggarna under underhållsarbetet. Från lördag den 30 november informerades tjänstemän på miljö och hälsa samt det kommunala vattenverket om utbrott av diarré och kräkningar bland befolkningen och samma dag ökade även antalet patienter som sökte sjukvård för gastroenterit (Miettinen m.fl., 2012). Samma dag som kontaminationen upptäcktes kunde källan identifieras. Den tekniska undersökningen avslöjade en omfattande förorening av dricksvattenledningsnätet i Nokia. Under underhållsarbetet hade en ventil som sammankopplar dricksvattenledningen med avloppsvattenledningen öppnats och oavsiktligt lämnats öppen under två dygn. Resultatet blev att totalt 450 m³ behandlat avloppsvatten blandades med dricksvattnet och distribuerades till över 9 500 personer (Laine m.fl., 2011). Kontamineringen resulterade i att över hälften av de som utsatts för det förorenade dricksvattnet insjuknade i gastroenterit (Laine m.fl., 2011). I de första proverna från dricksvattnet i ledningsnätet erhöles extremt höga värden på indikatororganismerna *E. coli* och intestinala enterokocker. De första proverna hade även en hög turbiditet (den sjönk sedan från 4,6 NTU till 0,2 NTU på 16 dagar) samt hög partikelhalt. Senare provtagning påvisade *Campylobacter*, norovirus, *Salmonella* samt rotavirus i både vatten- och fekalieprover. Även entero-, astro- och adenovirus återfanns i vattenprover. Parasiten *Giardia* kunde även identifieras (Miettinen m.fl., 2012). Norovirus tros ha varit den huvudsakliga förorenaren i det aktuella utbrottet (Laine m.fl., 2011).

Föroreningen i Nokia är ovanlig då stora mängder fekalt förorenat vatten hade direkt tillträde till dricksvattenledningen genom en olämplig korskoppling. Detta resulterade i förorening av betydande storlek. Den vattenburna smittans ”attack rate” var mycket hög i det kontaminerade området där över hälften av befolkningen insjuknade. Detta är troligen ett resultat av de höga halterna mikrobiella föroreningar i dricksvattnet tillsammans med mikroorganismernas infektiösa förmåga, särskilt för virus (Laine m.fl.,

2011). Utbrottet var också ovanligt på grund av den stora variationen av mikroorganismer som återfanns vid provtagningen (Miettinen m.fl., 2012).

4.1.1.2 Åtgärder

Direkt när kontamineringen uppmärksammats påbörjades en omfattande provtagning från vatten och ledningsnät. Kokningsrekommendationer utfärdades och koncentrationen klor i dricksvattnet ökades (Laine m.fl., 2011). Normalt kloreras vattnet för att upprätthålla en residual i ledningsnätet på 0,3 mg/L. Nu höjdes koncentrationen till 1,5 mg/L för att senare höjas ytterligare till 3 mg/L (Miettinen m.fl., 2012). Provtagningar visade att indikatororganismerna försvann ur dricksvattnet redan efter en vecka men norovirus och adenovirus återfanns i över 2 månader efter kontamineringen (Miettinen m.fl., 2012; Laine m.fl., 2011). Detta indikerade att de klorkoncentrationer som användes inte var tillräckliga för att rengöra de kraftigt kontaminerade ledningarna från virus. Efter omfattande sanering av ledningarna samt chockklorering (10 mg/L under 24 timmar) kunde restriktionerna gällande dricksvatten i det kontaminerade området lyftas. Detta skedde den 18 februari 2008, nästan tre månader efter att kontaminering inträffade (Miettinen m.fl., 2012). Efter utbrottet tog myndigheterna beslutet om att avlägsna alla liknande korskopplingar på vattenverken i Finland (Miettinen m.fl., 2012; Laine m.fl., 2011).

4.1.1.3 Sviter

Mellan den 28 november och den 31 december 2007 sökte totalt 1 222 personer sjukvård för gastroenterit (Miettinen m.fl., 2012). Under den veckan med högst antal sökande var antalet sökande för gastroenteriska problem 53 gånger högre än förväntat. Barn i åldrarna 10 år och yngre utgjorde den största gruppen. Även i de delar av Nokia som inte distribuerades det förorenade vattnet ökade antalet insjuknade. Detta tros bero på exponering av det förorenade vattnet vid besök i den kontaminerade delen samt smittspridning för vissa mikroorganismer, särskilt för virus, från person till person (Laine m.fl., 2011). Den totala kostnaden för utbrottet, inklusive anspråk för skador, ersättning för sjukhuskostnader, tekniska åtgärder för att lindra utbrottet, analyskostnader samt extra arbetskraft, översteg 4,6 miljoner euro (Miettinen m.fl., 2012). Utifrån de kostnader som anges av Miettinen m.fl., (2012) beräknas kostnaden per insjuknad person till drygt 3 700 euro. Enligt VISK (2013) låg de främsta utmaningarna under utbrottet i kommunikationen med konsumenterna vid utbrottets början samt i inaktiveringen av motståndskraftiga virus i ledningsnätet.

4.1.2 Lilla Edet

I september 2008 insjuknade nästan en femtedel av invånarna i Lille Edets kommun i Göta älvdalen i magsjuka. Vid tillfället var invånarantalet ungefär 13 000 och totalt 7 500 personer erhöll dricksvatten från Lilla Edets vattenverk (Larsson, 2009). Verket använder råvatten från Göta älv. Råvattnet förkloreras med natriumhypoklorit innan det leds till två Lovöbassänger där en viss sedimentation sker. Vattnet transporteras sedan vidare till snabbfilter. Fällningskemikalier tillsätts och vattnet passerar efter detta genom fyra parallella kontaktfilter. Slutligen transporteras vattnet genom kolfilter och desinfekteras med natriumhypoklorit innan det distribueras till konsumenterna (Ekvall, 2010).

Det största problemet med Göta älv som råvattentäkt är den mikrobiella kvaliteten (Ekvall, 2010). Enligt Göta älvs Vattenvårdsförbund (2013) förekommer förhöjda bakteriehalter i Göta älv främst som ett resultat av kraftig nederbörd, snösmältning etc.

4.1.2.1 Utbrottsbeskrivning

Gastroenterit utbröt i Lilla Edet den 9 september 2008 (Ekvall, 2010). Dagarna innan förekom kraftig nederbörd och väldigt höga halter *E. coli* konstaterades i Göta älv (Göta älvs Vattenvårdsförbund, 2008). På grund av detta stängdes Göteborg Vatten vattenintaget vid Ale kommun, nedströms Lilla Edet. Höga halter av koliformer uppmättes och problemen gällande vattenkvaliteten uppmärksammades även på Lilla Edets vattenverk. Privatpersoner rapporterade att man sett toalettavfall i Göta älv den 6 september (Ekvall, 2010). Den 11 september informerades ansvarig smittskyddsläkare om att ett ovanligt högt antal individer insjuknat i magsjuka de tidigare dygnen (Larsson m.fl., 2013).

Under utbrottet insjuknade totalt 2 400 personer. Provresultaten från insjuknade individer påvisade olika genotyper av norovirus samt andra enteriska virus som rotavirus, sapovirus och adenovirus (Ekvall, 2010). En sådan blandning av virus indikerar att smittan har uppstått som ett resultat av dricksvatten kontaminerat med avloppsvatten (Larsson, 2009). Utifrån intervjuer med berörda bedöms dricksvattnet som den troligaste smittkällan. Trots att vattenproverna inte visade på calicivirus i vare sig råvattnet eller dricksvattnet bedöms detta ändå som den troligaste mikrobiella orsaken till utbrottet. En orsak till att inga virus återfanns i vattnet kan vara att de första proverna analyserades för calicivirus den 12 september. Föroreningen tros, med hänsyn till inkubationstid samt uppehållstid i vattenverk, ha passerat Göta älv ungefär 5 eller 6 september. Vattenmassan borde därför hunnit bytas ut innan proverna togs. Begränsningarna hos analysmetoderna för virus kan också ha bidragit till att inga virus återfanns. Det är möjligt att calicivirus har funnits i vattnet trots att det inte upptäckts vid analys (Ekvall, 2010). Kolifager kunde dock påvisas i både råvattnet och vattnet i ledningsnätet (Larsson, 2009). Kolifager kan användas som en indikator för virus och förekomsten av dessa i dricksvattnet tyder på att en kontaminering har skett (Ekvall, 2010).

Det förkom inte några avvikelser eller driftstörningar i vattenverket i samband med utbrottet (Ekvall, 2010). Den kraftiga nederbörden i augusti 2008 ledde dock till bräddningar av avlopp uppströms vattenverket (Larsson m.fl., 2013). Orsaken till utbrottet tros vara en kontaminering av ytvatten från avlopp, främst genom bräddning, till följd av kraftiga regn (Folkhälsomyndigheten, 2015b). Reningen har då inte klarat av den kraftigt försämrade råvattenkvaliteten.

4.1.2.2 Åtgärder

När Lilla Edets vattenverk märkte av den dåliga vattenkvaliteten den 6 september, tillsattes extra klor i vattenintaget (Ekvall, 2010). Den 11 september fick smittskyddsläkaren kännedom om sjukdomsutbrottet. Samma dag kunde både smittskyddsenheten och Lilla Edets kommun konstatera att ett stort antal personer i olika delar av kommunen insjuknat i gastroenterit och kokningsrekommendationer utfärdades. Även provtagning av både vatten och patienter påbörjades den 11 september (Larsson, 2009). I vattenverket ökades kloreringen och vattenposter öppnades för att skölja ur vattenledningssystemet (Ekvall, 2010; Larsson, 2009). Detta pågick till den 13 september (Ekvall, 2010).

Då de provsvar som erhöles den 22 september visade på förekomsten av kolifager i ledningsnätet startades extra klorering och en ytterligare genomspolning av systemet gjordes. Prover som togs dagen efter visade inte på några kolifager i systemet (Ekvall,

2010). Den 27 september kunde kommunen upphäva kokningsrekommendationerna då det kunde fastställas att vattnet var fritt från föroreningar (Larsson, 2009).

4.1.2.3 Sviter

Utifrån en enkät som skickades ut till ungefär 1 200 personer i området bedöms minst 2400 individer ha insjuknat under utbrottet (Ekvall, 2010). Enligt Larsson m.fl., (2013) genomfördes en kostnadsanalys för utbrottet i slutet av 2008 via en enkät med frågor gällande analyskostnader för vatten- samt fekalieprover, kostnader för arbetstimmar, kontakter med invånarna i Lilla Edet, telefonkonferenser, uppföljningsmöten samt övriga åtgärder nedströms vattenverket. Enkäter skickades till Lilla Edets kommun samt övriga organisationer som var involverade i utbrottet. Enkäter skickades även till Kungälv och Göteborgs kommun då de har sitt råvattenintag nedströms Lilla Edet. Även övriga kostnader i form av sjukfrånvaro, kokning av dricksvatten samt inköp av flaskvatten inkluderades i analysen. Kostnaderna för utbrottet i Lilla Edet uppskattades vara totalt 8,7 miljoner kronor varav sjukskrivningar stod för 84 % av de totala kostnaderna (Larsson m.fl., 2013). Utifrån uppgifterna i analysen presenterad av Larsson m.fl., (2013) kunde kostnaden per insjuknad person beräknas. Kostnaden uppgick till drygt 3 600 kronor per person.

4.1.3 Boden

I mars 1988 utbröt ett stort vattenburet utbrott i Boden, i norra Sverige. Den vattenburna smittans "attack rate" var hög, 41 % av befolkningen insjuknade (Hrudey & Hrudey, 2004). Fram till 1999 erhöll Bodens kommun sitt dricksvatten från Pagla ytvattentäkt i Luleälven. För att uppnå en tillräckligt god kvalitet krävdes en relativt stor tillförsel av kemikalier till dricksvattnet. Temperaturen i vattnet varierade även med årstiden, vilken uppfattades som en nackdel av konsumenterna (Westerlund, 2003). Vid tiden för utbrottet behandlades råvattnet i vattenverket med snabbfilter samt desinfektion med klorering (Folkhälsomyndigheten, 2015b). Vattenkvaliteten vid råvattenintaget påverkades bland annat av gödsel från jordbruksmark uppströms. Även utsläpp och bräddningar av avloppsvatten förekom (Westerlund, 2003).

4.1.3.1 Utbrottsbeskrivning

Under den 24 och 25 mars rapporterades om utbrott av magsjuka i Bodens kommun. Totalt 11 000 personer drabbades och upplevde symptom som buksmärtor, diarré, kräkningar, huvudvärk, muskelsmärtor och feber. Symptomen varade i 1–20 dagar, men majoriteten av de smittade individerna tillfrisknade efter en till tre dagar (Hrudey & Hrudey, 2004). Ett stort antal prover togs, både på vattnet och insjuknade individer, men inget gemensamt smittoämne kunde återfinnas. Fekala indikatorbakterier återfanns dock i dricksvattnet (Folkhälsomyndigheten, 2015b). Möjliga orsaker till smittan ansågs kunna ha varit bland annat rotavirus, *E. coli* och *Klebsiella* (Hrudey & Hrudey, 2004).

Vidare utredningar avslöjade att utbrottet berodde på att kloreringen samt övervakningsprocessen i vattenverket satts ur spel. Den 22 mars genomfördes en nyinstallation av ett kontrollsystem under vilken desinfektionen i vattenverket var ur funktion. Råvattnet behandlades då enbart med snabbfiltret innan det distribuerades till konsumenterna (Hrudey & Hrudey, 2004). Inga bevis fanns för att utbrottet skulle vara ett resultat av bräddningar uppströms. En möjlig orsak är dock att det varma vädret bidragit till ökad avrinning på grund av snösmältning (Rizak & Hrudey, 2008). Det är troligt att agensen som orsakade utbrottet i normalfall brukade inaktiveras av desinfektionen i vattenverket (Hrudey & Hrudey, 2004).

4.1.3.2 Åtgärder

När utbrottet uppmärksammades ökades genast kloreringen i vattenverket för att uppnå en klorresidual på 0,5 mg/L. När fekala indikatororganismer återfanns i dricksvattnet utfärdades kokningsrekommendationer och rent vatten tillhandahölls samhället via tankbilar. Slutligen gjordes en genomspolning av ledningssystemet (Hrudey & Hrudey, 2004).

Händelsen fick kraftig kritik från allmänheten och Bodens kommun beslutade om att ta fram en ny vattentäkt som inte var lika känslig för förorening som Luleälven. Sedan sommaren 1999 erhåller Bodens kommun sitt dricksvatten från Kusön vattentäkt, vilket är en grundvattentäkt (Westerlund, 2003).

4.1.3.3 Sviter

Över 40 % av befolkningen i Bodens kommun insjuknade i gastroenterit efter att dricksvattnet blivit förorenat av en okänd agens. Ingen total kostnadsanalys för utbrottet har genomförts. Vid en uppskattning, då produktionsbortfall samt kostnader för sjukvård osv. inte tagits hänsyn till, uppgick kostnaderna till 1,8 miljoner kronor. I uppskattningen representerade sjukskrivningar 1,1 miljoner kronor och resterande var kostnader för myndigheterna vid utredning av utbrottet (SOU 2007:60, bilaga B34). Utifrån dessa kostnader beräknas kostnaden per person till 164 kronor per person.

5 DISKUSSION

Då examensarbetet består dels av en djupare litteraturstudie, dels en mindre fallstudie över tre vattenburna utbrott är resultatdelen av annan karaktär än i det traditionella naturvetenskapliga/tekniska upplägget, där resultatdelen är ett resultat av experimentella studier. Istället är resultatet av litteraturstudien en sammanställning över problematiken inom dricksvattenrening i Norden idag med fokus på bakterier och virus, en redogörelse för de bakterier och virus som tros kunna utgöra ett hot mot nordiskt dricksvatten samt en beskrivning av möjliga reningsmetoder och dess effektivitet med avseende på avskiljning och aktivering av mikrobiella föroreningar. Resultatet av fallstudien består av en presentation av tre vattenburna utbrott med syfte att exemplifiera problematiken inom dricksvattenhantering. I diskussionsdelen nedan diskuteras resultatet av examensarbetet utifrån de fyra delmål som sattes upp i början av projektet.

5.1 VATTENBURNA UTBROTT I NORDEN

5.1.1 Problembild

Från litteraturstudien kan ses att majoriteten av de dricksvattenburna sjukdomsutbrotten i Norden uppstår till följd av kontaminering från avloppspåverkat vatten. I de flesta fallen sker en kontaminering till råvattnet vid till exempel översvämningar till följd av kraftiga regn. När den vattenrening och/eller desinfektion som används i vattenverket inte är tillräcklig för att hantera den försämrade råvattenkvaliteten distribueras förorenat dricksvattnet till konsumenten. Det kontaminerade vattnet orsakar i värsta fall ett utbrott där ett stort antal människor insjuknar. Ett exempel på den här typen av problematik tas upp i fallstudien, kapitel 4.1.2, där en femtedel av invånarna insjuknade i gastroenterit då barriärerna i vattenverket inte var tillräckliga för att hantera den försämrade råvattenkvaliteten. Ett första steg mot att förhindra att detta inträffar är att ha en god kännedom om förekomsten samt variationen av mikroorganismer i råvattnet. Enligt Dryselius (2012) är kunskapsläget kring den mikrobiologiska kvaliteten i svenska råvatten bristfällig. Dryselius (2012) menar vidare att antalet mätningar som görs av indikatororganismer inte är tillräckliga för att tillhandahålla tillräcklig information över variationerna i halterna mikroorganismer. I Livsmedelsverkets dricksvattenföreskrifter (SLVFS) 2001:30 finns dock inga krav på kontrollera av råvattenkvaliteten.

Förutom provtagningsfrekvensen är även de indikatororganismer som används idag bristfälliga. Indikatororganismerna, till exempel *E. coli* eller koliformer, är mindre tåliga mot exempelvis klorering än vad många andra mikroorganismer är. Organismerna som vanligen används är bakterier vilka inte är representativa för virus. Vid utbrottet i Nokia, som diskuteras i fallstudien kapitel 4.1.1, visade provtagningar att indikatororganismerna försvann ur vattnet vid ökad klorering efter en vecka men norovirus och adenovirus kunde detekteras upp till två månader efter föroreningstillfället. Ett vatten fritt från indikatororganismer behöver således inte betyda att vattnet inte innehåller några sjukdomsalstrande mikroorganismer. Enligt Dryselius (2012) riktas kritik mot indikatororganismerna främst på grund av avsaknaden av korrelation mellan dessa och andra sjukdomsalstrande organismer som återfinns i dricksvatten. Stora skillnader kan ses för bland annat överlevnadstid, tålighet och avskiljnings- och inaktiveringgrad (Dryselius, 2012). För ett säkrare dricksvatten är det viktigt att öka kunskapen om mikroorganismers varierande motståndskraft mot olika desinfektionsmedel. Vissa organismer uppvisar en större tålighet mot bland annat fritt klor än vad som tidigare varit känt vilket kan innebära att de halter desinfektionsmedel som används i vattenverk i Norden idag inte är tillräckliga för att inaktivera vissa

organismer. På grund av detta är det även viktigt att undersöka alternativa avskiljnings- och inaktiveringsmetoder till de som traditionellt används idag, exempelvis klorering. Det är av stor vikt att säkerställa att de reningstekniker som används är tillräckliga för att inaktivera och avskilja alla mikroorganismer som potentiellt kan utgöra ett hot mot dricksvattenkvaliteten.

I dagsläget är regleringen gällande mikrobiologiska säkerhetsbarriärer i de nordiska länderna i allmänhet svag. Föreskrifter finns för dricksvattenkvaliteten men inga krav på hur vattenverken ska gå tillväga för att upprätthålla en god mikrobiologisk kvalitet. Risken finns att man i Norden, på grund av den traditionellt goda mikrobiologiska kvaliteten på råvattnet, invaggas i en falsk trygghet. Flera av de nordiska länderna har en god tillgång till grundvatten vilket oftast har en högre mikrobiologisk kvalitet än ytvatten och det finns grundvattenverk som inte har någon mikrobiologisk säkerhetsbarriär. Enligt en rapport gjord på uppdrag av Svenskt Vatten (2014) finns dock en risk för en felaktig uppfattning om att grundvatten är mikrobiologiskt säkert. Även om risken för mikrobiella föroreningar är högre för ytvattenverk och grundvattenverk med konstgjord infiltration än för grundvattenverk kan ändå kontaminering uppstå. Kraftigare nederbörd tros kunna vara en följd av klimatförändringar och leder till en ökad risk för översvämningar samt en höjning av grundvattenytan. Denna höjning resulterar i att vattnets uppehållstid i den omättade zonen minskar och risken för att mikroorganismer når uttaget för råvattnet ökar. Kontaminering via avloppspåverkat ytvatten till grundvatten via brunnsröret är också en risk (Svenskt Vatten, 2014).

Många utbrott beror också på kontaminering i distributionsnätet. I fallstudien, kapitel 4.1.1, tas ett exempel upp där en ventil, under ett underhållsarbete, glömdes öppen vilket gav behandlat avloppsvatten en direkt tillgång till dricksvattenledningarna. Enligt Aleljung m.fl. (2008) är det viktigt att arbeta för att bygga bort alla möjligheter till korskoppling mellan dricksvattennät och övriga ledningsnät för att minska risken att den här typen av problemen uppstår. Det är även viktigt att öka kunskapen kring kloreterverkningar i ledningsnätet (Aleljung m.fl., 2008).

När störningar i dricksvattenproduktionen uppstår är det viktigt att så snabbt som möjligt få kännedom om problemet för att kunna åtgärda detta och förhoppningsvis avvärja ett utbrott. Enligt Livsmedelsverkets dricksvattenföreskrifter (SLVFS 2001:30), 4 §, ska det vid ett vattenverk finnas utrustning som varnar när fel uppkommer vid pH-justering och desinfektion, och ett larm som utlöses vid förhöjd turbiditet. De larm som finns på vattenverken ska larma vid förhållanden som kan innebära en låg effektivitet hos någon av säkerhetsbarriärerna (Livsmedelsverket, 2014b). Enligt Livsmedelsverkets vägledning till dricksvattenföreskrifterna (Livsmedelsverket, 2014b) måste även rutiner kring larmhantering finnas på vattenverken. Det är viktigt att larmgränsen bör vara lägre än den kritiska gränsen så att åtgärder kan tas innan krisen är ett faktum. Alla vattenverk, även de som normalt sett inte har en mikrobiologisk säkerhetsbarriär, bör ha en säkerhetsbarriär i beredskap. Detta innebär generellt sett en desinfektionsanläggning, till exempel klorering eller UV-ljus, som kan kopplas på med kort varsel om avvikelser uppmärksammas (Livsmedelsverket, 2014b).

Problembilden för vattenburna sjukdomsutbrott i Norden är inte komplett, mörkertalet gällande sjukdomsfall orsakade av dricksvatten tros vara mycket stort. För att kunna förebygga vattenburna utbrott är kunskap om antalet utbrott samt den bakomliggande

orsaken mycket viktig. De främsta orsakerna till mörkertalet är svårigheten i att bekräfta att utbrottet faktiskt är dricksvattenrelaterat samt vilken den sjukdomsorsakande organismen är. De analysmetoder som används för att identifiera vattenburna organismer är långsamma och ganska osäkra. Dryselius (2012) menar att metoderna även är för dyra och saknar tillräcklig känslighet. Dryselius (2012) menar vidare att den långa tidsperioden mellan provtagning och resultat kan resultera i att stora mängder kontaminerat dricksvatten hinner konsumeras innan åtgärder tas. I kapitel 4.1.2, exemplet Lilla Edet, beskrivs svårigheter i att identifiera den sjukdomsalstrande organismen, detta troligtvis till följd av en långsam provtagnings- och analysprocess. Enligt Ekvall (2010) är det av stor vikt att analysmetodikerna utvecklas, både med avseende på tid och på detektionsgräns. Många virus har en låg infektionsdos, i vissa fall krävs endast en organism för att orsaka infektion, vilket gör det viktigt med låga detektionsgränser. Ett stort problem vid analys är även att majoriteten av mikroorganismerna som finns i dricksvattnet inte är odlingsbara (WHO, 2003). Ungefär 1 % procent av organismerna i ett prov bedöms bilda kolonier i ett laboratorium (Eawag, 2013). Detta leder till att enbart en bråkdel av antalet viabla celler i en lösning detekteras (WHO, 2003).

I Sverige har bakterier historiskt sett ansetts utgöra det främsta hotet mot dricksvattenkvaliteten (Dryselius, 2012). Ökad kunskap inom området har dock bidragit till insikten att även virus kan utgöra ett stort problem och metoderna som tidigare använts är inte tillräckligt effektiva. Norovirus är, tillsammans med *Campylobacter*, den vanligaste kända orsaken till vattenburna utbrott i Norden idag. Enligt Dryselius (2012) saknas trots detta standardiserade metoder för analys av norovirus i dricksvatten. I majoriteten av de fall som uppmärksammas är smittorsaken okänd, vilket kan tyda på att svåranalyserade virus är den orsakande agensen. Detta kan i så fall indikera att den rening som används inte är adekvat för att rena alla virus.

5.1.2 Utveckling

I litteraturstudien konstaterades att mörkertalet gällande antal vattenburna utbrott tros vara mycket stort. Till följd av detta är det svårt att bedöma hur utvecklingen gällande antal utbrott faktiskt ser ut. Trenden verkar dock ökande vilket kan bero på kraftigare nederbörd och extremväder till följd av klimatförändringar. Utifrån de utbrott som rapporteras kan slutsatsen dras att extremväder och kraftiga regn ofta är en utlösande faktor.

I Sverige ses en positiv trend i användandet av mikrobiologiska barriärer. I en rapport skriven på uppdrag av Svenskt Vatten (2014) konstateras att antalet vattenverk som inte följde Livsmedelsverkets rekommendationer gällande säkerhetsbarriärer har nästintill halverats sedan 2011. En ökning av antalet säkerhetsbarriärer i vattenverken är en positiv utveckling vilket borde bidra till en minskad risk för mikrobiella föroreningar att nå konsumenten.

5.2 MIKROBIELLA HOT

Olika mikroorganismer som ansågs ha stor relevans för dricksvattenkvaliteten och som tros kunna utgöra ett hot mot nordiskt dricksvatten undersöktes i litteraturstudien. Syftet var att redogöra för deras strukturella egenskaper, infektiösa förmåga samt tålighet mot olika desinfektionsmetoder. Nedan diskuteras mikroorganismernas egenskaper samt orsaken till varför de anses relevanta inom dricksvatten.

5.2.1 Bakterier

De bakterier som undersöktes var Aktinomyceter, *Clostridium perfringens*, intestinala enterokocker, *Campylobacter*, *Legionella*, *Pseudomonas aeruginosa*, *E. coli* och andra koliformer. De sporbildande bakterierna som undersöktes var Aktinomyceter och *Clostridium perfringens*. I litteraturstudien konstaterades att bakteriers sporer är betydligt mer motståndskraftiga än de vegetativa cellerna. Sporer har uppvisat en mycket hög tålighet mot desinfektion vilket är viktigt att ta hänsyn till vid behandling av dricksvatten. *Clostridium perfringens* sporer har till exempel visat sig vara mycket motståndskraftiga både mot klorering och UV-ljus. Information gällande tåligheten hos Aktinomyceters sporer är bristande, men även de kan antas uppvisa en betydligt större tålighet än vegetativa bakterieceller. Det bör dock uppmärksammas att *Clostridium perfringens* är en opportunistisk bakterie som inte orsakar infektion hos friska individer.

Intestinala enterokocker, *E. coli* och andra koliformer används som indikatororganismer för att påvisa fekalkontaminering. Ingen av bakteriegrupperna uppvisar någon större tålighet mot desinfektion. Inte heller *Campylobacter* uppvisar en betydande motståndskraft och bör inaktiveras med normala halter desinfektionsmedel. Trots detta är de den vanligaste diagnostiserade mikrobiella orsaken till vattenburna sjukdomsutbrott. En möjlig förklaring till detta kan vara att bakterien är mycket infektiös, enbart ett hundratal organismer krävs för att en individ ska insjukna.

Både *Legionella* och *Pseudomonas aeruginosa* är akvatiska. Detta innebär att bakterierna är förmögna att föröka sig i akvatiska miljöer. Det är därför mycket viktigt att uppnå en tillräcklig inaktivering vid desinfektion. *Legionella* bedöms ha en relativt hög tålighet mot klorering jämfört med andra bakterier och har en extremt låg infektionsdos. Smittspridning av *Legionella* förknippas vanligen med badhus och klimatanläggningar. *Legionella* kan lätt tillväxa i vatten med låg omsättning som till exempel vattenledningar och smittar via inandning av aerosoler. *Pseudomonas aeruginosa* har en hög infektionsdos och risken att smittas via dricksvatten bedöms som låg. *P. aeruginosa* är inte heller särskilt tålig för desinfektion. Dock är både *P. aeruginosa* och *Legionella* vanligt förekommande bakterier i biofilmer. Biofilmen fungerar som ett skydd mot desinfektionsmedel och kan därför leda till att bakterierna, när i biofilm, har en betydligt högre motståndskraft mot desinfektion än i vattenfasen. Att *Legionella* även kan tillväxa i andra organismer ökar bakteriens överlevnadsförmåga ytterligare.

5.2.2 Virus

Utifrån litteraturstudien kunde konstateras att virus, tack vare sin struktur och storlek, generellt sett är mer motståndskraftiga mot desinfektion än bakterier. Virus är även svårare att avskilja på grund av sin storlek. Av de virustyper som studerats har majoriteten tidigare utgjort problem inom dricksvattenområdet. Dessa virus är adenovirus, astrovirus, enterovirus, Hepatit A och E, norovirus och sapovirus. Adenovirus skiljer sig från resterande virus på grund av den mycket höga motståndskraften mot UV-ljus. Detta förklaras enligt Eischeid m.fl. (2008) genom adenovirusets speciella förmåga att infektera celler trots ett mycket skadat DNA. Denna egenskap tros bero på att adenoviruset, till skillnad från de flesta andra vattenburna virus, har ett dubbelsträngat DNA. För att inaktivera viruset krävs en desinfektant som orsakar skador inte bara på genomet (Eischeid m.fl., 2008). Astrovirus är ett virus som vanligen skapar infektion hos barn i skolåldern. Viruset bedöms som mycket tåligt mot desinfektion i form av klor och har detekterats i behandlat dricksvatten.

Enterovirus är en av de vanligaste orsakerna till infektion hos människor världen över och återfinns i stora mängder i avlopp, vattentäcker och behandlat vatten. Gruppen innefattar många olika typer av virus som kan infektera människor; bland andra echovirus, coxsakievirus och poliovirus. Enterovirus är mycket små, vilket gör dem svårare att avskilja. De är även relativt tåliga mot desinfektion med klor och UV-ljus. Tåligheten varierar dock kraftigt mellan olika typer av virus. Studier har visat upp till 100 gångers skillnad i motståndskraft mellan olika genotyper av samma virus. Enligt WHO (2011) anses dricksvatten vara en viktig källa för smittspridning.

Hepatit A är ett mycket infektiöst virus vars spridning via dricksvatten utgör en betydande hälsorisk. Motståndskraften mot klorering hos Hepatit A varierar bland olika källor. I resultatet bedöms därför viruset ha en hög till måttlig tålighet. Enligt USFDA (2012) är viruset så motståndskraftigt mot klorering att de halter som används vid vattenverk idag inte anses tillräckliga för inaktivering av viruset. Hepatit E är relativt nyupptäckt som humant virus och kunskapen om dess tålighet mot desinfektion är bristande. Det bedöms dock vara mindre stabilt i miljön än Hepatit A. Hepatit E anses relevant inom dricksvattenförsörjning då det har kopplats samman med stora vattenburna utbrott, dock inte i Norden. Viruset uppmärksammas även för den höga mortaliteten hos gravida kvinnor som infekteras med Hepatit E.

Både norovirus och sapovirus tillhör virusfamiljen calicivirus, vilken är den vanligaste orsaken till vattenburna sjukdomsutbrott i Norden. Viruserna är mycket stabila och kan överleva länge i miljön. Åsikterna gällande norovirus motståndskraft mot klorering är dock motstridiga. Tidigare studier visar att viruset är mycket motståndskraftigt mot klor och har visat sig fortsatt infektiöst efter 30 minuters kontakttid trots en hög klordos. Senare studier har tvärtom visat på att norovirus inte alls är så tåligt som tidigare studier visat utan inaktiveras vid normala halter klor. Svårigheterna i att bestämma tåligheten hos norovirus ligger bland annat i att viruset inte kan odlas in vitro. Vid studier används därför andra typer av calicivirus än de som infekterar människor. Då tåligheten hos virus kan skilja sig oerhört mellan olika genotyper av samma virus kan detta vara en orsak till de varierande resultaten. Oklarheter råder även gällande tålighet hos rotavirus för klorering. Enligt WHO (1996) och CDC (2012a) är rotavirus inte speciellt motståndskraftigt mot klor. Detta motsägs av en studie av Li m.fl. (2011) vars resultat menar att rotavirus är extremt motståndskraftigt mot klorering och inte kan inaktiveras vid de klorhalter som används i vattenrening idag. Problematiken kring bedömning av organismers tålighet mot desinfektion diskuteras vidare i kapitel 5.3.

Av de virus som nämns ovan är calicivirus de absolut vanligaste vid vattenburna utbrott. Enligt VISK (2013) beror detta inte nödvändigtvis på att de andra virusen inte förekommer i dricksvatten. Det är troligt att även övriga virus sprids via dricksvatten men hittills inte har orsakat sjukdom i den grad att det uppmärksammas. Virus som bland annat astrovirus, adenovirus och rotavirus infekterar främst barn och omfattar därför oftast endast en avgränsad del av befolkningen. Detta gör utbrotten svårare att upptäcka (VISK, 2013). En annan orsak kan även vara problemen med analysmetoderna för virus som diskuterats i kapitel 5.1.1.

Utöver de virus som tas upp i diskussionen ovan undersöktes även tre virus, coronavirus, ebolavirus och polyomavirus, som inte tidigare utgjort något känt problem inom dricksvattenområdet. Dessa virus bedöms ändå, bland annat på grund av sin infektiösa förmåga och/eller geografiska spridning, kunna vara potentiella vattenburna

sjukdomsalstrare. Då virusen inte är något bekräftat problem vid dricksvattenhantering är informationen gällande desinfektion i vatten mycket bristande. Polyomavirus har dock konstateras vara mycket motståndskraftigt mot desinfektion med UV-ljus. Viruset har ett dubbelsträngat DNA precis som adenovirus vilket också uppvisar en hög tålighet mot UV-ljus. Klorbaserade desinfektionsmedel har dock visat sig kunna inaktivera viruset vid normala doser. Polyomavirus utsöndras via urin och fekalier hos infekterande individer och har återfunnits i avlopp, varför det kan utgöra ett potentiellt problem för dricksvattenkvaliteten.

Både coronavirus och ebolavirus är, till skillnad från övriga virus som studerats i det här arbetet, höljevirus. Virus med höljen är generellt mindre tåliga mot desinfektion. Informationen gällande desinfektion i dricksvatten av båda dessa virus är dock bristande. Coronaviruset uppmärksammades som ett potentiellt vattenburet virus efter ett stort utbrott av SARS där viruset återfanns i fekalerna hos infekterade individer i upp till 10 veckor. Kluster av virus återfanns även i avlopp. Studier har även visat att överlevnadsförmågan hos coronavirus i råvatten kan vara hög. För ebolavirus finns, enligt WHO (2014), i dagsläget inte några bevis för att dricksvatten skulle vara en aktuell smittväg. Viruset tros inte heller vara särskilt persistent i vatten utan inaktiveras troligen efter en kort period. Informationen kring ebolavirus i dricksvatten är dock väldigt begränsade. På grund av dess höga infektiösa förmåga och sjukdomens mortalitet på 50–100 % bör viruset utredas vidare för att utesluta dricksvatten som aktuell smittväg.

5.2.3 Biofilm

Bildning av biofilm i ledningsnätet är ett relativt outrett område. Enligt Lührig m.fl. (2013) tas sällan hänsyn till biofilmen vid vattenanalyser men den kan ha en mycket stor påverkan på vattenkvaliteten. Problematiken med biofilmer är bland annat att de utgör ett skydd för mikroorganismer mot yttre påverkan och kan reducera mängden desinfektionsmedel som finns tillgängligt för inaktivering av organismer. Enligt Wingender & Flemming (2011) kan biofilmen fungera som en reservoar där mikroorganismer som förekommer i behandlat dricksvatten kan tillväxa.

Det är viktigt att uppmärksamma biofilmbildningen som ett problem främst på grund av att de mikroorganismer som finns i biofilmen blir mycket mer motståndskraftiga mot desinfektion än de är i vattenfas. Majoriteten av den mikrobiella massan återfinns på ytor i ledningsnätet och inte i det fria vattnet. De halter desinfektionsmedel som inaktiverar en organism i det fria vattnet är troligtvis inte tillräckliga för inaktivering av biofilmer. Studier har visat att för en intakt biofilm krävs relativt höga halter av klor för att uppnå en önskad inaktivering. Det finns även en risk att de kolonier av bakterier och virus som återfinns i biofilmer lossnar från ytorna vid förändringar i vattenflöde. Om detta inträffar är risken att vatten med höga koncentrationer mikrobiella föroreningar distribueras till konsumenten.

5.3 TÅLIGHET MOT DESINFEKTION

Tåligheten hos bakterier och virus mot olika desinfektionsmedel undersöktes genom att studera olika litteraturkällor, vetenskapliga artiklar och studier. En sammanställning gjordes även av Ct-värden samt UV-doser för de olika organismerna. Enligt litteraturen är bakterier generellt sett mindre motståndskraftiga mot desinfektion än virus på grund av att virusets proteinkapsel är tåligare än bakteriernas cellvägg. Vid sammanställningen av UV-doserna kunde ses att för de undersökta bakterierna (i ett vegetativt stadie) krävdes som mest en UV-dos på 20 mJ/cm² för att uppnå en 99,99 % inaktivering

medan inget av de undersökta virusen kunde inaktiveras till 99,99 % vid en UV-dos mindre än 30 mJ/cm² (tabell 7). För det mest UV-tåliga viruset, polyomavirus, krävdes en dos på 290 mJ/cm² (Nims & Plavsic, 2012). Detta bekräftade teorin att virus är mindre benägna att inaktiveras av UV-ljus än bakterier. Litteraturstudiens resultat vad gäller behandling med fritt klor, kloramin och klordioxid var mer svårtolkat. Detta berodde på att temperatur och pH varierade för de olika studierna från vilka Ct-värdena erhöles. Trots variationerna togs ett medelvärde för bakterier respektive virus vid en viss inaktiveringsgrad för de olika desinfektionsmedlen. Detta för att få en överblick över skillnaderna i Ct-värden mellan organismerna. Medelvärdet visade att kontakttiden som krävdes vid en viss desinfektionsdos för bakterier sammantaget var betydligt kortare än den för virus, vilket stämmer överens med teorin. Dock bör hållas i åtanke att vissa av desinfektionsmedlen, till exempel fritt klor, är mycket pH beroende och att för att få en korrekt jämförelse bör Ct-värden framtagna för samma pH och temperatur jämföras. Detta var dock inte möjligt då sådant material inte fanns tillgängligt.

Enligt litteraturstudien är grampositiva bakterier mer tåliga än gramnegativa mot desinfektion med klor och ozon på grund av den kraftigare cellväggen. Detta kunde dock inte bekräftas utifrån de Ct-värden som sammanställts i studien. Att endast tre grampositiva bakterier undersöktes och att två av dem var sporbildande tros ha bidragit till detta. Det kunde dock konstateras att sporena från *Clostridium perfringens* var betydligt mer motståndskraftiga mot både fritt klor och UV-ljus än de undersökta vegetativa bakterierna. För fritt klor uppvisade sporena en större tålighet än för samtliga undersökta virus. Den stora motståndskraften beror enligt litteraturen på att sporens inre och yttre sporkappar hindrar desinfektanten från att penetrera cellen.

Inom gruppen virus kunde ses att de två dubbelsträngade DNA-virus som studerades uppvisade en mycket hög tålighet mot UV-ljus. Motståndskraften mot fritt klor hos dessa virus var dock låg. Övriga virus som undersöktes var RNA-virus och majoriteten av dessa uppvisade en måttlig till hög tålighet mot klor men kunde inaktiveras med den UV-dos som rekommenderas för inaktivering av virus (40 mJ/cm²).

5.3.1 Bedömning av tålighet mot desinfektion

Vissa svårigheter uppmärksammades vid bedömningen av de olika mikroorganismernas tålighet mot desinfektion. Informationen som fanns att tillgå gällande Ct-värden för olika typer av bakterier och virus var bristande. I studien gjordes en sammanställning av Ct-värden från olika studier och Ct-värden för alla organismer för respektive desinfektionsmedel hittades inte. Att studierna var genomförda vid olika pH och temperaturer försvårade jämförelsen av Ct-värdena. För vissa organismer fanns Ct-värden för olika log-reduktioner och för vissa bara för en. Detta resulterade i att en direkt överföring från Ct-värden till tabellen över tåligheten mot desinfektion (tabell 9) inte kunde göras för alla mikroorganismer. I de fall då Ct-värden saknades gjordes istället en bedömning utifrån litteraturkällor.

För flera av mikroorganismerna (främst virus) observerades stora variationer i Ct-värdet för samma virustyp mellan olika studier. Detta tros dels bero på att studierna genomfördes under olika förhållanden som olika pH, temperatur och halt organiskt material, något som kan ha en mycket stor inverkan på effektiviteten beroende på typen av desinfektionsmedel. Utöver detta tros även de inkonsekventa värdena bero på vilken typ av detektionsmetod som använts. Enligt Li m.fl. (2011) har man i äldre studier bestämt inaktiveringen av virus genom observation av den cytopatogena effekten (CPE)

hos virusinfekterade celler. Li m.fl. (2011) menar vidare att den här typen av analys är mycket tidsineffektiv och att värdcellerna kan hinna försämrats avsevärt innan uppkomsten av en klar CPE. Genom att använda den här typen av metoder kan virusets infektiösa förmåga underskattas och det är troligt att enteriska virus är mer motståndskraftiga mot desinfektionsmedel än man tidigare trott. Författarna anser att det kan vara nödvändigt att göra en ny bedömning av motståndskraften hos virus med känsligare detektionsmetoder.

Det är även viktigt att ha i åtanke att organismernas tålighet enligt litteraturen inte alltid är direkt applicerbar på verkligheten. Motståndskraften hos organismer är inte bara ett resultat av inneboende egenskaper utan kan bero på interaktioner sinsemellan organismer och även mellan organismer och ytor. Nordiskt råvatten är till exempel inte fördelaktigt ur desinfektionssynpunkt då det är kallt och har en hög halt organiskt material. Risken för biprodukter vid desinfektion av den här typen av råvatten ökar samtidigt som effektiviteten hos desinfektanten minskar. Enligt Dryselius (2012) finns ett behov av utökad kunskap inom området med avseende på svenska förhållanden.

5.4 DRICKSVATTENRENING

Fritt klor har traditionellt sett varit det mest använda desinfektionsmedlet världen över. På grund av de biprodukter som kan bildas när klor reagerar med organiskt material har användandet minskat i Sverige. I andra nordiska länder, som Island och Danmark, används inte klor av samma anledning. Råvattnet i Norden har ofta en hög halt organiskt material vilket gör att risken för toxiska biprodukter ökar. Enligt Svenskt Vatten (u.å. f) kan det dock vara nödvändigt att slutdesinfektera vattnet med klor innan det distribueras om risk finns för bakteriell tillväxt i ledningsnätet. Det har även konstaterats att vissa organismer, främst virus, inte inaktiveras ordentligt vid de koncentrationer som används i Norden idag. För att undvika att sjukdomsalstrande organismer tar sig förbi säkerhetsbarriärerna bör därför undersökas om en bättre reduktion kan uppnås med alternativa desinfektionsmetoder.

Kloramin är också ett klorbaserat desinfektionsmedel som till skillnad från fritt klor inte skapar några nämnvärda mängder biprodukter. Dock är kloramin en mycket svag desinfektant som kräver en lång kontakttid för att uppnå en tillräcklig inaktivering och är därför inte aktuellt som primär desinfektant.

Klordioxid har visat sig vara en lika effektiv desinfektant som fritt klor men för ett större pH-intervall. Mängderna trihalometaner som bildas av klordioxid är försumbara men risken finns för bildning av klorit- och kloratjoner. Det är därför nödvändigt att begränsa tillsatserna klordioxid för att minska resterna av klorat och klorit. Klordioxid är mycket instabilt och måste genereras på plats, det är även mer kostsamt än fritt klor.

Ozon är, precis som klordioxid, instabilt och kan inte transporteras utan måste genereras på plats. Ozon är den starkaste av de kemiska desinfektanterna och tros kunna inaktivera alla typer av virus och bakterier till en tillfredställande nivå. Inga trihalometaner bildas vid användandet av ozon, dock kan en bildning av bromat ske. Vid desinfektion med ozon är det därför viktigt att se till att gränsvärdet för bromat inte överskrids. Drift- och investeringskostnader för ozon är höga jämfört med andra desinfektionsmetoder.

UV-ljus är, till skillnad från tidigare nämnda desinfektanter, inte en kemisk desinfektant utan inaktiverar mikroorganismerna genom ultraviolett strålning. UV-ljus har visat sig effektivt kunna inaktivera de flesta virus och bedöms som ett bra alternativ till traditionell desinfektion. Av de av virustyper som tidigare utgjort problem vid dricksvattenhantering är det enbart adenovirus som uppvisar en så hög motståndskraft mot UV-ljus att det inte kan inaktiveras vid normala doser. UV-ljus är fördelaktigt ur synpunkten att det är en kemikaliefri process, inte skapar några hälsovådliga biprodukter och att det inte påverkas nämnvärt av variationer i pH och temperatur. En UV-anläggning är dessutom väldigt platseffektiv med relativt låga drift- och investeringskostnader.

Enligt Svenskt Vatten (u.å. b) finns skäl att tro att antalet vattenburna utbrott orsakade av virus har ökat bland annat som ett resultat av en minskad klorering. Socialstyrelsen (2011) framhåller att de klorkoncentrationer som tillsätts i vattenverken i Sverige idag endast har en måttlig påverkan på virus och att det är angeläget att studera alternativa reningstekniker samt metoder för sanering av ledningsnätet. Utifrån litteraturstudien kan konstateras att en effektiv avskiljande barriär, som membranfilter, kan underlätta och effektivisera desinfektionen avsevärt. Enligt Peters (2010) är membrantekniken mycket effektiv gentemot mikrobiella föroreningar, tekniken är enkel att använda och har, vid korrekt utförd underhåll, en lång hållbarhet. Tekniken är väldigt platseffektiv jämfört med konventionell rening vilket innebär minskade konstruktionskostnader (Peters, 2010; Pall, 2008). Av de avskiljandebarriärer som studerats bedöms ultrafilter vara tillräckligt för att avskilja de virus som undersökts i arbetet. Enligt tabell 3 kan en log-reduktion större än 7 uppnås för bakterier med UF och större än 6,5 för virus. Nanofilter bedöms teoretiskt kunna uppnå en nästintill total reduktion av bakterier och en 8 log-reduktion för virus (Persson m.fl., 2005). Dock är nanofilter mer energikrävande än ultrafilter. Om en tillräcklig rening kan uppnås med ultrafilter är det därför att föredra.

Vid nordiska vattenverk används samtliga reningsprocesser som presenterats i examensarbetet. Typen av barriärer samt kombinationen bör bedömas från fall till fall för att möta det aktuella råvattnets specifika behov. Enligt Livsmedelsverkets rekommendationer bör ett ytvattenverk ha minst två mikrobiologiska säkerhetsbarriärer. Dessa rekommendationer bör dock ses som ett absolut minimum. Vid utbrottet i Lilla Edet kunde ses att detta inte var tillräckligt för att upprätthålla en fullgod rening vid en försämrad råvattenkvalitet. Användandet av en avskiljande barriär med hög reduktionsförmåga, som ultra- eller nanofilter, kan underlätta desinfektionen och minska risken att en förorening når konsumenten, även vid försämrad råvattenkvalitet. Det är viktigt att arbeta för en ökad förståelse för säkerhetsbarriärernas avskiljande och inaktiverande förmåga för att förhindra uppkomsten av vattenburna sjukdomsutbrott.

6 SLUTSATSER

- Vattenburna sjukdomsutbrott orsakas huvudsakligen av kontaminering från avlopp till dricksvatten, antingen via råvattnet eller senare i distributionssystemet. Kontaminering av råvattnet via avloppsvatten sker vanligen till följd av kraftig nederbörd. Att det förorenade råvattnet når konsumenten beror på att reningen i vattenverken inte kan hantera den försämrade råvattenkvaliteten.
- Problematiken inom dricksvatten i Norden kunde sammanfattas i följande punkter:
 - Avsaknaden av korrelation mellan använda indikatororganismer och andra sjukdomsalstrande organismer med avseende på tålighet mot desinfektionsmedel och överlevnadsförmåga
 - De analysmetoder som används för att identifiera vattenburna organismer vid utbrott är för tidskrävande och osäkra, särskilt med avseende på virus
 - Bristande kunskap gällande variationen i tålighet mot olika desinfektionsmetoder hos mikroorganismer
 - Mörkertalet är stort gällande antalet vattenburna utbrottsfall
 - Otillräcklig reglering av kontroll av råvattenkvalitet samt mikrobiologiska säkerhetsbarriärer
- Problem i form av större tålighet hos organismer än vad som tidigare varit känt samt bildandet av toxiska biprodukter har uppmärksamats kring användandet av fritt klor. Det kan därför vara fördelaktigt att minska, eller om möjligt helt utesluta, användandet av klor och istället kombinera andra desinfektionsmetoder, som till exempel UV-ljus, med avskiljande metoder med dokumenterat hög reduktion, till exempel membranteknik.
- Variationen i de Ct-värden som sammanfattades under studien bidrog till svårigheter i bedömningen av motståndskraften hos bakterier och virus mot vissa desinfektanter.
- Antalet vattenburna utbrottsfall tros kunna öka i framtiden på grund av kraftigare nederbörd och extremväder till följd av klimatförändringar.

7 REFERENSER

7.1 LITTERATURKÄLLOR OCH INTERNETREFERENSER

Abad, F. X., Pintó, R. M., Villena, C., Gajardo, R. & Bosch, A. (1997). Astrovirus Survival in Drinking Water. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 63 (8), ss. 3119-3122.

Aleljung, P., Hagelin, H. & Ylinenpää, J.-E. (2008). *Vattenburen smitta orsakad av korskoppling Nokia, Finland november 2007 - Observatörsstudie av Aleljung, Hagelin & Ylinenpää i samverkan med Krisberedskapsmyndigheten*. Tillgänglig via: http://www.livsmedelsverket.se/globalassets/rapporter/2007/rapport_nokia_vattenburen_smitta_2007_finland.pdf?t_id=1B2M2Y8AsgTpgAmY7PhCfg%3D%3D&t_q=&t_tags=language%3Asv%2Csiteid%3A67f9c486-281d-4765-ba72-ba3914739e3b&t_ip=66.249.64.128&t_hit.id=Livs_Common_Model_MediaTypes_DocumentFile/_ca1522fd-0d42-47b2-9728-0fa5da3ca875&t_hit.pos=95 [Hämtad 2015-05-07]

Amjad, Z. (2010). *The Science and Technology of Industrial Water Treatment*. Florida: CRC Press Inc.

Andersson, T., Fulke, Å., Pesonen, S. & Schlundt, J. (2012). *Nordic Expert Survey on Future Foodborne and Waterborne Outbreaks*. Uppsala: Livsmedelsverket – Rapport nr: 2012 – 17. Tillgänglig via: http://orbit.dtu.dk/files/54036008/2012_livsmedelsverket_17_nordic_expert_survey_on_future_foodborne_and_waterborne_outbreaks.pdf [Hämtad 2015-05-12]

Antimicrobial Test Laboratories (u. å.). *Coronavirus*. Tillgänglig via: <http://www.antimicrobialtestlaboratories.com/coronavirus.htm> [Hämtad 2015-04-17]

Aquagenx (2014). *Fats about the Ebola Virus and Drinking Water*. Tillgänglig via: <http://www.aquagenx.com/wp-content/uploads/2014/10/%5EEbola-Virus-and-Drinking-Water-Tech-Brief.pdf> [Hämtad 2015-04-22]

AWWA (2015). *Chlorate*. Tillgänglig via: <http://www.drinktap.org/home/water-information/water-quality/ucmr3/chlorate.aspx>

Berman, D., Rice, E. W. & Hoff, J. C. (1987). Inactivation of Particle-Associated Coliforms by Chlorine and Monochloramine. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 54 (2), ss. 507-512.

Bitton, G. (2014). *Microbiology of Drinking Water Production and Distribution*. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons.

Black, S., Thurston, J. A. & Gerba, C. P. (2009). Determination of Ct values for chlorine of resistant enteroviruses. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, vol. 44 (4), ss. 336-339. Tillgänglig via: <http://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/10934520802659653> [Hämtad 2015-03-20]

Bosch, A. (2007). *Human Viruses in Water* Amsterdam: Elsevier. Tillgänglig: ProQuest [2015-01-27]

By- og Landskabsstyrelsen (2004). *Vejledning i sikring af drikkevandskvalitet (Dokumenteret DrikkevandsSikkerhed – DDS)*. Tillgänglig via: http://roswater.dk/uf/90000_99999/95992/9018d7658e281a12ce90b2a3762f8b3b.pdf [Hämtad 2015-03-11]

By- og Landskabsstyrelsen (2010). *Handlingsplan til sikring af drikkevandskvaliteten*. Tillgänglig via: <http://www.ft.dk/samling/20101/almdel/mpu/bilag/184/925343.pdf> [Hämtad 2015-03-11]

Cantwell, R. E. & Hofmann, R. (2008). Inactivation of indigenous coliform bacteria in unfiltered surface water by ultraviolet light. *Water Research*, vol. 42 (10-11), ss. 2729-2735. Tillgänglig via: <http://www.sciencedirect.com.ezproxy.its.uu.se/science/article/pii/S0043135408000651> [Hämtad 2015-03-23]

CDC (2012a). *Effect of Chlorination on Inactivating Selected Pathogen*. Tillgänglig via: <http://www.cdc.gov/safewater/effectiveness-on-pathogens.html> [Hämtad 2015-04-17]

CDC (2012b). *A Guide to Drinking Water Treatment Technologies for Household Use*. Tillgänglig via: http://www.cdc.gov/healthywater/drinking/travel/household_water_treatment.html [Hämtad 2015-03-02]

CDC (2013-06-03). *Campylobacter*. Tillgänglig via: <http://www.cdc.gov/nczved/divisions/dfbmd/diseases/campylobacter/> [Hämtad 2015-02-04]

Charlebois, A., Jacques, M. & Archambault, M. (2014). Biofilm formation of *Clostridium perfringens* and its exposure to low-dose antimicrobials. *Frontiers in Microbiology*, vol 5: 183. Tillgänglig via: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4001024/> [Hämtad 2015-06-04]

Cherchi, C. & Gu, A. Z. (2011). Effect of bacterial growth stage on resistance to chlorine disinfection. *Water Science and Technology*, vol. 64 (1), ss. 7-13. Tillgänglig via: <http://www1.coe.neu.edu/~april/documents/publications/Cherchi-2011-Effect.pdf> [Hämtad 2015-03-03]

Cheremisnoff, N. P. (2002). *Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies* Woburn, Massachusetts: Elsevier. Tillgänglig: Knovel. [2015-02-18]

Cho, M., Kim, J., Kim, J. Y. & Kim, J.-H. (2010). Mechanisms of *Escherichia coli* inactivation by several disinfectants. *Water Research*, vol. 44 (11). ss. 3410-3418. Tillgänglig via: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135410001909> [Hämtad 2015-05-03]

Codony, F., Miranda, M. A. & Mas, J. (2003). Persistence and proliferation of some unicellular algae in drinking water systems as result of their heterotrophic metabolism.

Water S.A, vol. 29 (1). Tillgänglig via:
http://www.researchgate.net/publication/230882833_Persistence_and_proliferation_of_some_unicellular_algae_in_drinking_water_systems_as_result_of_their_heterotrophic_metabolism [Hämtad 2015-03-20]

Crittenden, J.C., Trussel, R.R., Hand, D.W., Howe, K.J. & Tchobanoglous, G. (2012) *MWH's Water Treatment: Principles and Design* 3. ed. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons. Tillgänglig: ProQuest [2015-02-09]

Cromeans, T. L., Kahler, A. M. & Hill, V. R. (2010). Inactivation of Adenoviruses, Enteroviruses, and Murine Norovirus in Water by Free Chlorine and Monochloramine. *Applied and Environmental Microbiology* [Elektronisk], vol. 76 (4), ss. 1028-1033. Tillgänglig via: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2820971/> [Hämtad 2015-04-17]

Dahlberg, K., Knutsson, J. & Heinicke, G. (2009). *Råvattenkaraktärisering med inriktning på igensättningar av membran och avskiljning av organiskt material i kemisk fällning*. Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling – Rapport nr: 2009 – 10.

Dalin, E., Ansker, J., Häggström, P., Dahlberg, B., Pott, B., Ericsson, P. & Lindgren, P. (2010). *Analysmetoder för norovirus i ytvatten – Utveckling av molekylärbiologisk metodik för detektion och kvantifiering i vatten och slam*. Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling – Rapport nr: 2010 – 09

Defra (1996). *Investigation of the Virucidal Efficacy of Sewage Disinfectants with Particular Regard to Molluscan Shellfisheries*. Tillgänglig via:
<http://randd.defra.gov.uk/Default.aspx?Menu=Menu&Module=More&Location=None&ProjectID=2379&FromSearch=Y&Publisher=1&SearchText=AE1104&SortString=ProjectCode&SortOrder=Asc&Paging=10#Description> [Hämtad 2015-03-23]

Dryselius, R. (2012). *Mikrobiologiska dricksvattenrisker ur ett kretsloppsperspektiv – behov och åtgärder*. Livsmedelsverkets rapportserie nr 6/2012.

Eawag (2013). *Drinking water unexpectedly rich in microbial life*. Tillgänglig via:
http://www.eawag.ch/medien/bulletin/20130124/mm_flozyto_drinkingwater.pdf [Hämtad 2015-05-27]

Ecoliwiki (2013-08-15). *Escherichia coli*. Tillgänglig via:
http://ecoliwiki.net/colipedia/index.php/Escherichia_coli [Hämtad 2015-02-04]

Eiseid, A. C., Meyer, J. N. & Linden, K. G. (2008). UV Disinfection of Adenoviruses: Molecular Indications of DNA Damage Efficiency. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 75 (1), ss. 23-28. Tillgänglig via:
<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2612207/> [Hämtad 2015-05-11]

Ekvall, A. (2010). *Utbrott av calicivirus i Lilla Edet – händelseförlopp och lärdomar*. Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling – Rapport nr: 2010 – 13.

Engberg, J., Gerner-Smidt, P., Scheutz, F., Møller Nielsen, E., On, S. L. W. & Mølbak, K. (1998). Water-borne *Campylobacter jejuni* infection in a Danish town – a 6-week

continuous source outbreak. *Clinical Microbiology and Infection*, vol. 4 (11), ss. 648-656.

Engblom, K. & Lundh, M. (2006) *Mikrobiologisk barriärverkan vid konstgjord grundvattenbildning – en litteraturstudie om påverkande faktorer*. Stockholm: VA-Forsk – Rapport nr: 2006 – 10

ETI (u.å.). *Ozone Disinfection*. Tillgänglig via:
http://www.nesc.wvu.edu/pdf/WW/publications/eti/Ozone_Dis_tech.pdf [Hämtad 2015-04-10]

EPA Ireland (2011). *Water Treatment Manual: Disinfection*. Tillgänglig via:
http://www.epa.ie/pubs/advice/drinkingwater/disinfection2_web.pdf [Hämtad 2015-02-23]

Folkhälsomyndigheten (2013a). *Sjukdomsinformation om vattenburna infektioner*. Tillgänglig via: <http://www.folkhalsomyndigheten.se/amnesomraden/smittskydd-och-sjukdomar/smittsamma-sjukdomar/vattenburen-smitta/> [Hämtad 2015-01-28]

Folkhälsomyndigheten (2013b). *Sjukdomsinformation om Escherichia coli-infektioner i tarmen*. Tillgänglig via:
<http://www.folkhalsomyndigheten.se/amnesomraden/smittskydd-och-sjukdomar/smittsamma-sjukdomar/escherichia-coli-infektioner-i-tarmen/> [Hämtad 2015-02-04]

Folkhälsomyndigheten (2013c). *Sjukdomsinformation om campylobacterinfektion*. Tillgänglig via: <http://www.folkhalsomyndigheten.se/amnesomraden/smittskydd-och-sjukdomar/smittsamma-sjukdomar/campylobacterinfektion-/> [Hämtad 2015-02-04]

Folkhälsomyndigheten (2013d). *Sjukdomsinformation om legionellainfektion och pontiacfeber*. Tillgänglig via:
<http://www.folkhalsomyndigheten.se/amnesomraden/smittskydd-och-sjukdomar/smittsamma-sjukdomar/legionellainfektion-och-pontiacfeber/> [Hämtad 2015-02-04]

Folkhälsomyndigheten (2013e). *Sjukdomsinformation om adenovirus*. Tillgänglig via:
<http://www.folkhalsomyndigheten.se/amnesomraden/smittskydd-och-sjukdomar/smittsamma-sjukdomar/adenovirus/> [Hämtad 2015-02-04]

Folkhälsomyndigheten (2013f). *Sjukdomsinformation om coronavirus*. Tillgänglig via:
<https://www.folkhalsomyndigheten.se/amnesomraden/smittskydd-och-sjukdomar/smittsamma-sjukdomar/coronavirus/> [Hämtad 2015-05-27]

Folkhälsomyndigheten (2013g). *Sjukdomsinformation om ebolavirusinfektion*. Tillgänglig via: <https://www.folkhalsomyndigheten.se/amnesomraden/smittskydd-och-sjukdomar/smittsamma-sjukdomar/ebola/> [Hämtad 2015-05-27]

Folkhälsomyndigheten (2013h). *Sjukdomsinformation om hepatit A*. Tillgänglig via:
<http://www.folkhalsomyndigheten.se/amnesomraden/smittskydd-och-sjukdomar/smittsamma-sjukdomar/hepatit-a/> [Hämtad 2015-02-05]

Folkhälsomyndigheten (2013i). *Sjukdomsinformation om calicivirus (noro- och*

sapovirus). Tillgänglig via:
<http://www.folkhalsomyndigheten.se/amnesomraden/smittskydd-och-sjukdomar/smittsamma-sjukdomar/calicivirus-noro-och-sapovirus/> [Hämtad 2015-02-05]

Folkhälsomyndigheten (2015a). *Legionella*. Tillgänglig via:
<http://www.folkhalsomyndigheten.se/amnesomraden/halsoskydd-och-miljohalsa/objektburen-smitta/legionella/> [Hämtad 2015-06-04]

Folkhälsomyndigheten (2015b). *Exempel på dricksvattenburna utbrott i Sverige*. Tillgänglig via: <http://www.folkhalsomyndigheten.se/amnesomraden/smittskydd-och-sjukdomar/smittsamma-sjukdomar/vattenburen-smitta/exempel-pa-dricksvattenburna-utbrott-i-sverige/> [Hämtad 2015-04-27]

Forssblad, J. & Annadotter, H. (2008) *Endotoxin i svenskt kranvatten*. Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling – Rapport nr: 2008 – 20.

Geesey, G. G., Lewbandowski, Z. & Flemming, H. C. (1994). *Biofouling and Biocorrosion in Industrial Water Systems*. Florida: CRC Press Inc.

Gehr, R., Wagner, M., Veerasubramanian, P. & Payment, P. (2003). Disinfection efficiency of peracetic acid, UV and ozone after enhanced primary treatment of municipal wastewater. *Water Research*, vol. 37 (19), ss. 4573-4586.
<http://www.sciencedirect.com/science/journal/00431354/37/19> [Hämtad 2015-03-24]

GEUS (u.å). *Water supply in Denmark*. Tillgänglig via:
http://eng.ecoinnovation.dk/media/mst/8051461/Vandforsyning_artikel.pdf [Hämtad 2015-03-11]

Girones, R., Carratalà, A., Calvo, M., Rodriguez-Manzano, J. & Emerson, S. (2014). Chlorine inactivation of hepatitis E virus and human adenovirus 2 in water. *Journal of Water and Health*, vol. 12 (3), ss. 436-442.

Gundy, P. M., Gerba, C. P. & Pepper, I. L. (2009). Survival of Coronaviruses in Water and Wastewater. *Food and Environmental Virology*, vol. 1 (1), ss. 10-14. Tillgänglig via: <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs12560-008-9001-6> [Hämtad]

Gunnarsdóttir, M. J. (2012). *Safe drinking water: Experience with Water Safety Plans and assessment of risk factors in water supply*. Diss. Reykjavik: University of Iceland.

Göta älvs Vattenvårdsförbund (2008). *Vattendragskontroll 2008 Göta älv*. Tillgänglig via:
<http://www.gotaalvvvf.org/download/18.4cb0c02512d8ec4da8f8000273/1359469825742/Vattendragskontroll+2008+G%C3%B6ta+%C3%A4lv.pdf> [Hämtad 2015-04-27]

Göta älvs Vattenvårdsförbund (2013). *Vattendragskontroll 2013 Göta älv*. Tillgänglig via:
<http://www.gotaalvvvf.org/download/18.6c1344b3145a756020e39c/1398776176264/Vattendragskontroll+2013+G%C3%B6ta+%C3%A4lv.pdf> [Hämtad 2015-04-27]

HACH (2015). *Hach Disinfection Series – Step 4*. Tillgänglig via:

<http://www.hach.com/DisinfectionSeries04> [Hämtad 2015-03-18]

Health Canada (1995). *Chloramines*. Tillgänglig via: <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/chloramines/index-eng.php> [Hämtad 2015-03-18]

Health Canada (2012). *Turbidity in Drinking Water*. Tillgänglig via: <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/turbidity/index-eng.php#a6.4> [Hämtad 2015-04-04]

Heinicke, G., Lindstedt, C., Viklund, P., Almqvist, H. & Bergstedt, O. (2011). *Upphandling av ultrafilter (UF)*. Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling – Rapport nr: 2011 – 05.

Helse- og omsorgsdepartementet (2001). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften)*. Oslo: Helse- og omsorgsdepartementet. Tillgänglig via: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2001-12-04-1372> [Hämtad 2015-02-10]

Hijnen, W. A. M., Beerendonk, E. F. & Medema G. J. (2006). Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: A review. *Water Research*, vol. 40 (1), ss. 3-22. Tillgänglig via: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004313540500610X> [Hämtad 2015-03-20]

Hrudey, S. E. & Hrudey, E. J. (2004). *Safe Drinking Water: Lessons from Recent Outbreaks in Affluent Nations*. London: IWA Publishing.

Hunter, P. R. (2003). Climate change and waterborne and vector-borne disease. *Journal of Applied Microbiology*, vol. 94 (s1), ss. 37-46. Tillgänglig via: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2672.94.s1.5.x/epdf> [Hämtad 2015-05-12]

Hällqvist, E. (2010). *Patogener i svenskt dricksvatten – Reningsmetoder och framtida klimathot*. Institutionen för biologisk grundutbildning, Uppsala universitet. (Självständigt arbete i biologi, 15 hp, vårterminen 2010)

Infinity (2015). *Microbial Killing with Ozone*. Tillgänglig via: <http://www.infinitysgi.com/about-us/destroy-microbes.php> [Hämtad 2015-03-20]

Jacangelo, J. G. (2002). *Inactivation of Waterborne Emerging Pathogens by Selected Disinfectants*. Denver: American Water Works Association, US.

Karolinska Institutet (2012). *Bakterier i biofilm mer motståndskraftiga*. Tillgänglig via: <http://ki.se/forskning/bakterier-i-biofilm-mer-motstandskraftiga> [Hämtad 2015-03-20]

Keswick, B. H., Satterwhite, T. K., Johnson, P. C., Dupont, H. L., Secor, S. L., Bitsura, J. A., Gary, G. W. & Hoff, J. C. (1985). Inactivation of Norwalk Virus in Drinking Water by Chlorine. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 50 (2), ss. 261-264.

KOCH (2015). *Membrane Technologies*. Tillgänglig via: <http://www.kochmembrane.com/Learning-Center/Technologies.aspx> [Hämtad 2015-05-26]

- Kuchta, J. M., States, S. J., McNamara, A. M., Wadowsky, R. M. & Yee, R. B. (1983). Susceptibility of *Legionella pneumophila* to Chlorine in Tap Water. *Applied and Environmental Microbiology* [Elektronisk], vol. 46 (5), ss. 1134-1139. Tillgänglig via: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC239530/pdf/aem00168-0178.pdf> [Hämtad 2015-04-16]
- Kvitsand, H. M. L. & Fiksdal, L. (2010). Waterborne disease in Norway: emphasizing outbreaks in groundwater systems. *Water Science and Technology*, vol. 61 (3), ss. 563-571. Tillgänglig via: http://www.researchgate.net/profile/Hanne_Kvitsand/publication/41425101_Waterborne_disease_in_Norway_emphasizing_outbreaks_in_groundwater_systems/links/00b7d530e496116c4c000000.pdf [Hämtad 2015-05-28]
- La Rosa, G., Fratini, M., Libera, S., Iaconelli, M. & Muscillo, M. (2012). Emerging and potentially emerging viruses in water environments. *Annali dell'Istituto Superiore di Sanità*, vol. 48 (4), ss. 397-406. Tillgänglig via: <http://www.scielo.org/pdf/aiss/v48n4/a07v48n4.pdf> [Hämtad 2015-01-30]
- Laine, J., Huovinen, E., Virtanen, M. J., Snellman, M., Lumio, J., Ruutu, P., Kujansuu, E., Vuento, R., Pitkänen, T., Miettinen, I., Herrala, J., Lepistö, O., Anttonen, J., Helenius, J., Hänninen, M.-L., Maunula, L., Mustonen, J., Kuusi, M. & the Pirkanmaa Waterborne Outbreak Study Group (2011). An extensive gastroenteritis outbreak after drinking-water contamination by sewage effluent, Finland. *Epidemiology and Infection*, vol. 139 (7), ss. 1105-1113. Tillgänglig: Cambridge Journals Online [2015-03-16]
- Laine, J. (2014). *Large waterborne epidemic in Pirkanmaa, Finland 2007 – Study on a disease burden, health consequences and health-economic costs*. Diss. Tampere: University of Tampere.
- Lanao, M., Ormad, M.P., Ibarz, C., Miguel, N. & Ovelleiro, J.L. (2008). Bactericidal Effectiveness of O₃, O₃/H₂O₂ and O₃/TiO₂ on *Clostridium perfringens*. *Ozone: Science & Engineering: The Journal of the International Ozone Association* [Elektronisk], vol. 30 (6), ss. 431-438. Tillgänglig via: <http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/01919510802488003#abstract> [Hämtad 2015-04-15]
- Larsson, C. (2009). *Rapport om utbrottet av magsjuka i Lilla Edet 2008*. Tillgänglig via: <http://www.vgregion.se/upload/Smittskyddsenheten/Nyheter/Nyheter%202009/Slutrapport%20om%20magsjuka%20utbrottet%20i%20Lilla%20Edet%202008.pdf> [Hämtad 2015-04-27]
- Larsson, C., Andersson, Y., Allestam, G., Lindqvist, A., Nenonen, N. & Bergstedt, O. (2013). Epidemiology and estimated costs of a large waterborne outbreak of norovirus infection in Sweden. *Epidemiology and Infection*, vol. 142 (3), ss. 592-600. Tillgänglig via: http://journals.cambridge.org/download.php?file=%2FHYG%2FHYG142_03%2FS0950268813001209a.pdf&code=8cc485373cb78b9b50aadcbedad50cd [Hämtad 2015-05-02]

LeChevallier, M., W. & Au, K.-K. (2004). *Water Treatment and Pathogen Control – Process Efficiency in Achieving Safe Drinking Water*. London: World Health Organization.

Lenntech (2015a). *Disinfectants Chloramines*. Tillgänglig via: <http://www.lenntech.com/processes/disinfection/chemical/disinfectants-chloramines.htm> [Hämtad 2015-05-04]

Lenntech (2015b). *Disinfectants Chlorine Dioxide*. Tillgänglig via: <http://www.lenntech.com/processes/disinfection/chemical/disinfectants-chlorine-dioxide.htm#Wat%20zijn%20de%20voor%20en%20nadelen%20van%20het%20gebruik%20van%20chloordioxide?> [Hämtad 2015-05-13]

Li, D., Gu, A. Z., Zeng, S., Yang, W., He, M. & Shi, H. (2011). Evaluation of the infectivity, gene and antigenicity persistence of rotaviruses by free chlorine disinfection. *Journal of Environmental Sciences* [Elektronisk], vol. 23 (10), ss. 1691-1698. Tillgänglig via: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074210606237> [Hämtad 2015-04-21]

Lim, M. Y., Kim, J.-M. & Ko, G. (2010). Disinfection kinetics of murine norovirus using chlorine and chlorine dioxide. *Water Research* [Elektronisk], vol. 44 (10), ss. 3243-3251. Tillgänglig via: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135410001764> [Hämtad 2015-04-15]

Lindberg, T. & Lindqvist, R. (2005). *Riskprofil - Dricksvatten och mikrobiologiska risker*. Livsmedelsverket - Rapport nr: 28 – 2005

Livsmedelsverket (2008-11-05). *Vattenburna sjukdomsutbrott – smitta, utbrott och konsekvenser*. Tillgänglig via: <http://www.slv.se/upload/dokument/kurser/Smittsamma%20sjukdomar%20-%20Birgitta%20de%20Jong.pdf> [Hämtad 2014-02-13]

Livsmedelsverket (2014-04-25a). *Enterohemorragisk E.coli (ehec)*. Tillgänglig via: <http://www.slv.se/sv/grupp1/Risker-med-mat/Bakterier-virus-och-parasiter/Enterohemorragisk-E-coli-Ehec/> [Hämtad 2015-02-04]

Livsmedelsverket (2014-12-19b). *Vägledning till dricksvattenföreskrifterna*. Tillgänglig via: http://www.livsmedelsverket.se/globalassets/produktion-handel-kontroll/vagledningar-kontrollhandbocker/vagledning-dricksvatten.pdf?t_id=1B2M2Y8AsgTpgAmY7PhCfg%3d%3d&t_q=v%3C%3A4gledning&t_tags=language%3asv%2csiteid%3a67f9c486-281d-4765-ba72-ba3914739e3b&t_ip=130.243.196.250&t_hit.id=Livs_Common_Model_MediaTypes_DocumentFile/_bcaa3443-4921-4be5-9285-7577dc1aca94&t_hit.pos=5 [Hämtad 2015-03-18]

Lundberg Abrahamsson, J., Ansker, J. & Heinicke, G. (2009). *MRA-Ett modellverktyg för svenska vattenverk*. Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling - Rapport nr: 2009 - 05.

- Lührig, K., Paul, J. C., Persson, M. K. & Rådström, P. (2013). *Om mikrobiella förändringar i dricksvattenledningsnät*. Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling - Rapport nr: 2013 – 08.
- Masschelein, W. J. (1992). *Unit Processes in Drinking Water Treatment*. New York: Marcel Dekker Inc.
- Mattilsynet (2007). *Drikkevannet vårt – En tilstandsbeskrivelse*. Tillgänglig via: http://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/vann/omradeanalyse_om_drikkevann_2007/binary/Omr%C3%A5deanalyse%20om%20drikkevann%202007 [Hämtad 2015-02-10]
- Maunula, L., Miettinen, I. T. & Bonsdorff, C.-H. von. (2005). Norovirus Outbreaks from Drinking Water. *Emerging Infectious Diseases*, vol. 11 (11), ss. 1716-1721. Tillgänglig via: http://wwwnc.cdc.gov/eid/article/11/11/05-0487_article [Hämtad 2015-02-13]
- Medema, G. J., Bahar, M., Schets, F. M. (1997). Survival of *Cryptosporidium parvum*, *Escherichia coli*, faecal enterococci and *Clostridium perfringens* in river water. Influence of temperature and autochthonous microorganisms. *Water, Science and Technology*, vol. 35 (11), ss. 249-252.
- Mena, K. D. & Gerba, C. P. (2009). Risk assessment of *Pseudomonas aeruginosa* in water. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 201, ss. 75-115.
- Metzger, Z., Dotan, M., Better, H. & Abramovitz, I. (2006). Sensitivity of oral bacteria to 254 nm ultraviolet light. *International Endodontic Journal*, vol. 40, ss. 120-127.
- Meyn, T. (2011). *NOM Removal in Drinking Water Treatment Using Dead-End Ceramic Microfiltration*. Diss. Trondheim: Norwegian University of Science and Technology.
- Miettinen, I. T., Lepistö, O., Pitkänen, T., Kuusi, M., Maunula, L., Laine, J., Ikonen, J. & Hänninen, M.-L. (2012). A Waterborne Outbreak Caused by a Severe Faecal Contamination of Distribution Network: Nokia Case. I: Kay, D. & Fricker, C. (red), *The Significance of Faecal Indicators in Water: A Global Perspective*. Cambridge: Royal Society of Chemistry, ss. 34-37.
- Ministry for the Environment (2001). *Icelandic Drinking Water Regulation IDWR 536/2001*. Tillgänglig via: <http://www.reglugerd.is/interpro/dkm/WebGuard.nsf/key2/536-2001> [Hämtad 2015-03-12]
- Ministry of Primary Industries (2001). *Enteric viruses*. Tillgänglig via: http://www.foodsafety.govt.nz/elibrary/industry/Enteric_Viruses-Other_Than.pdf [Hämtad 2015-03-18]
- Minnesota Rural Water Association (2009). *Minnesota Water Works Operations Manual*. Tillgänglig via: <http://www.mrwa.com/mnwaterworksmnl.html> [Hämtad 2015-04-06]

- Mir, J., Morato, J. & Ribas, F. (1997). Resistance to chlorine of freshwater bacterial strains. *Journal of Applied Microbiology*, vol. 82 (1), ss. 7-18. Tillgänglig via: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2672.1997.tb03292.x/abstract> [Hämtad 2015-01-27]
- Morato J., Mir, J., Codony, F., Mas, J. & Ribas, F. (2003). Microbial response to disinfectants. I: Mara, D. & Horan, N., J. (red), *The Handbook of Water and Wastewater Microbiology*. London: Elsevier, ss. 657-694.
- Mäkinen, R. (2008). *Drinking water quality and network materials in Finland – Summary report*. Rauma: Finnish Institute of Drinking Water.
- Nationalencyklopedin (2015a). *Bakterier*. Tillgänglig via: <http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/bakterier> [Hämtad 2015-01-27]
- Nationalencyklopedin (2015b). *Aktinomyceter*. Tillgänglig via: <http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/aktinomyceter> [Hämtad 2015-01-30]
- Nationalencyklopedin (2015c). *Koliforma bakterier*. Tillgänglig via: <http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/koliforma-bakterier> [Hämtad 2015-02-04]
- Naturstyrelsen (2012). *Vidaregående vandbehandling – Kartläggning af kommunernes tilladelser*. Köpenhamn: Naturstyrelsen.
- Nims, R. W. & Plavsic, M. (2012). Polyomavirus inactivation – A review. *Biologicals* [Elektronisk], vol. 41 (2), ss. 63-70. Tillgänglig via: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1045105612001522> [Hämtad 2015-04-17]
- Norsk Vann (2008). *Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann*. Tillgänglig via: http://www.svensktvatten.se/Documents/Kategorier/Dricksvatten/Rapporter/Norsk%20Vann%20rapport%20164_Veiledning%20for%20UV-desinfeksjon%20av%20drikkevann.pdf [Hämtad 2015-04-08]
- Nwachuku, N. & Gerba, C. (2004). Emerging waterborne pathogens: can we kill them all? *Current Opinion in Biotechnology*, vol. 15 (3), ss. 175-180. Tillgänglig via: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095816690400062X#> [Hämtad 2015-01-30]
- Olsson, J. (2005). *Desinfektion på ledningsnätet – effekten på dricksvattenkvaliteten*. Stockholm: VA-Forsk – Rapport nr: 2005 – 15.
- Pall (2008). *Membrane Filtration Technology for Municipal Drinking Water*. Tillgänglig via: http://www.pall.com/pdfs/Water-Treatment/WPMFTEN2_Membrane_Tech_Handout.pdf [Hämtad 2015-04-06]
- Persson, F., Heinicke, G., Hedberg, T., Bergstedt, O., Wångsell, C., Rydberg, H., Kjellberg, I. & Kristenson S.-E. (2005). *Mikrobiologiska barriärer i vattenrening*. Stockholm: VA-Forsk – Rapport nr: 2005 – 17.

Persson, K. M. & Billqvist, S. (2004). *Pilotförsök med nano- filtrering av fluoridhaltigt dricksvatten*. Stockholm: VA – Forsk – Rapportnr: 2004 – 13. Tillgänglig via: http://www.svensktvatten.se/Documents/Kategorier/Dricksvatten/Rapporter/VA-Forsk_2004-13.pdf [Hämtad 2015-05-26]

Peters, T. (2010). Membrane Technology for Water Treatment. *Chemical Engineering & Technology*, vol. 33 (8), ss. 1233-1240. Tillgänglig via: Wiley Online Library [Hämtad 2015-02-27]

Pond, K., Rueedi, J. & Pedley, S. (2004). *Pathogens in drinking water sources* Guildford, Surrey: Robens Centre for Public and Environmental Health, University of Surrey. Tillgänglig via: http://www.microrisk.com/uploads/pathogens_in_drinking_water_sources.pdf [Hämtad 2015-02-11]

Public Health Agency of Canada (2010). *Enterobacter*. Tillgänglig via: <http://www.phac-aspc.gc.ca/lab-bio/res/psds-ftss/enterobacter-eng.php> [Hämtad 2015-04-23]

Rizak, S. & Hruday, S. E. (2008). Drinking-water safety – challenges for community-managed systems. *Journal of Water and Health*, vol. 6 (1), ss. 33-41. Tillgänglig via: <http://www.iwaponline.com/jwh/006/s033/006s033.pdf> [Hämtad 2015-04-28]

Roffey, R., Jonsson, P., Mossberg Sonnek, K., Forsman, M, Karlsson, L. & Sjödin, A. (2014). *Mikrobiologiska risker för dricksvatten: Framtida klimatpåverkan och säkerhet*. Stockholm: Totalförsvarets forskningsinstitut. Tillgänglig via: http://www.foi.se/ReportFiles/foir_3831.pdf [Hämtad 2015-05-11]

Rojas-Valencia, M. N. (2011). Research on ozone application as disinfectant and action mechanisms on wastewater microorganisms. *Science against microbial pathogens: communicating current research and technological advances*, vol. 1, ss. 263-271.

Sakudo, A., Onodera, T. & Tanaka, Y. (2011). Inactivation of Viruses. I: Sakudo, A. & Shintani, H. (red), *Sterilization & Disinfection By Plasma: Sterilization Mechanisms, Biological & Medical Applications*. Hauppauge: Nova Science Publishers, ss. 49-60.

Seger, A. (1998) *Ozonbehandling följt av långsamfiltrering vid dricksvattenframställning*. Stockholm: VA – Forsk – Rapport nr: 1998 – 11. Tillgänglig via: http://vav.griffel.net/filer/VA-Forsk_98-11_Del1.pdf [Hämtad 2015-05-26]

Shin, G.-A. & Sobsey M. D. (2008). Inactivation of norovirus by chlorine disinfection of water. *Water Research* [Elektronisk], vol. 42 (17), ss. 4562-4568. Tillgänglig via: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135408003199> [Hämtad 2015-04-15]

SLVFS (2001:30). Tillgänglig via: http://www.svensktvatten.se/Documents/Kategorier/Dricksvatten/Lagar%20och%20f%C3%B6reskrifter/F%C3%B6reskrifter%20dricksvatten%202011_3.pdf [Hämtad 2015-03-18]

Smeets, P., Rietveld, L., Hijnen, W., Medema, G. and Stenström, T. (2006). *Efficacy of water treatment processes*. Microrisk report. Tillgänglig via:
http://www.microrisk.com/uploads/microrisk_efficacy_of_water_treatment_processes.pdf [Hämtad 2015-05-26]

SMI (2013). *Säkerhetsdatablad smittämnen – Ebolavirus*. Tillgänglig via:
<http://www.folkhalsomyndigheten.se/documents/beredskap/biosakerhet/sakerhetsblad-ebolavirus.pdf> [Hämtad 2015-02-06]

Social- och hälsovårdsministeriet (2014-05-15). *Riskhanteringssystem för hushållsvatten införs vid vattenverk i Finland*. Tillgängligt via:
<http://www.stm.fi/tiedotteet/tiedote/-/view/1882898> [Hämtad 2015-03-12]

Socialstyrelsen (2011). *Smittsamma sjukdomar i ett förändrat klimat – Redovisning av ett myndighetsgemensamt regeringsuppdrag*. Tillgänglig via:
<http://www.socialstyrelsen.se/Lists/Artikelkatalog/Attachments/18292/2011-4-1.pdf> [Hämtad 2015-05-11]

SOU (2007:60). *Bilageförteckning B*. Tillgänglig via:
<http://www.regeringen.se/content/1/c6/08/93/34/4ccbf50.pdf> [Hämtad 2015-04-28]

Stenström, T. A. & Szewzyk, U. (2004) *Mikrobiell tillväxt från råvatten till kran i dricksvattensystem*. Stockholm: VA-Forsk – Rapport nr: 2004 – 07.

Svenskt Vatten (2009). *Råd och riktlinjer för UV-ljus vid vattenverk*. Stockholm: Svenskt Vatten.

Svenskt Vatten (2014). *Mikrobiologiska säkerhetsbarriärer – Lägesrapport efter uppdatering av databas 2014*. Tillgänglig via:
<http://www.svensktvatten.se/Documents/Kategorier/Dricksvatten/Vattenverk%20och%20processer/Mikrobiologiska%20barri%C3%A4rer-141210.pdf> [Hämtad 2015-02-10]

Svenskt Vatten (u.å. a). *Mikrobiologi och dricksvatten*. Tillgänglig via:
<http://www.svensktvatten.se/Vattentjanster/Dricksvatten/Takt-till-kran/Mikrobiologi/> [Hämtad 2015-05-27]

Svenskt Vatten (u.å. b). *Virus*. Tillgängligt via:
<http://www.svensktvatten.se/Vattentjanster/Dricksvatten/Takt-till-kran/Mikrobiologi/Virus/> [Hämtad 2015-05-13]

Svenskt Vatten (u.å. c). *Mikrobiologisk säkerhet*. Tillgänglig via: [Hämtad 2015-02-09]

Svenskt Vatten (u.å. d). *Är vattnet hårt eller mjukt?*
Tillgängligt via: <http://www.svensktvatten.se/Vattentjanster/Dricksvatten/For-dig-som-soker-information/Hart-eller-mjukt-vatten/> [Hämtad 2015-04-07]

Svenskt Vatten (u.å. e). *Både grundvatten och ytvatten ger utmärkt dricksvatten med riktig behandling*. Tillgänglig via:
<http://www.svensktvatten.se/Documents/Kategorier/Dricksvatten/R%C3%A5vatten/B%C3%A5de%20grundvatten%20och%20ytvatten%20ger%20utm%C3%A4rkt%20dricks>

vatten%20med%20riktig%20behandling.pdf [Hämtad 2015-02-10]

Svenskt Vatten (u.å. f). *Måste dricksvatten kloreras?* Tillgänglig via:
<http://www.svensktvatten.se/Vattentjanster/Dricksvatten/For-dig-som-soker-information/Klorering-av-vatten/> [Hämtad 2015-02-18]

TECHNEAU (2006a). *Methodology of modelling bacterial growth in drinking water systems*. Tillgänglig via:
<http://www.techneau.org/fileadmin/files/Publications/Publications/Deliverables/D5.5.4.pdf> [Hämtad 2015-03-20]

TECHNEAU (2006b). *Nanofiltration in drinking water treatment*. Tillgänglig via:
<https://www.techneau.org/fileadmin/files/Publications/Publications/Deliverables/D5.3.4b.pdf> [Hämtad 2015-04-13]

Ternhag, A., Törner, A., Svensson, Å., Giesecke, J. & Ekdahl, K. (2005). *Mortality following Campylobacter infection: a registry-based linkage study*. Tillgänglig via:
<http://www.biomedcentral.com/1471-2334/5/70> [Hämtad 2015-02-20]

Thurston-Enriquez, J. A., Haas, C. N., Jacangelo, J. & Gerba, C. P. (2005). Inactivation of enteric adenovirus and feline calicivirus by ozone. *Water Research*, vol. 39 (15), ss. 3650-3656. Tillgänglig via: <http://naldc.nal.usda.gov/download/8481/PDF> [Hämtad 2015-03-20]

USEPA (u.å.). *Information about Chloramine in Drinking Water*. Tillgänglig via:
<http://www.epa.gov/ogwdw/disinfection/chloramine/pdfs/chloramine2.pdf> [Hämtad 2015-02-23]

USEPA (1991). *Guidance manual for compliance with the filtration and disinfection requirements for public water systems using surface water sources*. Tillgänglig via:
<http://www.epa.gov/ogwdw/mdbp/guidsws.pdf> [Hämtad 2015-03-20]

USEPA (1999a). *Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual*. Tillgänglig via: http://www.epa.gov/ogwdw000/mdbp/alternative_disinfectants_guidance.pdf [Hämtad 2015-02-18]

USEPA (1999b). *Disinfection Profiling and Benchmarking Guidance Manual – Appendix*. Tillgänglig via:
<http://www.epa.gov/ogwdw000/mdbp/pdf/profile/benchpt4.pdf> [Hämtad 2015-03-19]

USEPA (2002). *Health Risks from Microbial Growth and Biofilms in Drinking Water Distribution Systems*. Tillgänglig via:
http://www.epa.gov/ogwdw/disinfection/tcr/pdfs/whitepaper_tcr_biofilms.pdf [Hämtad 2015-03-20]

USEPA (2005). *Membrane Filtration Guidance Manual*. Tillgänglig via:
http://www.epa.gov/ogwdw/disinfection/lt2/pdfs/guide_lt2_membranefiltration_final.pdf [Hämtad 2015-04-06]

USEPA (2013). *Basic Information about Disinfection Byproducts in Drinking Water: Total Trihalomethanes, Haloacetic Acids, Bromate, and Chlorite*. Tillgänglig via:

<http://water.epa.gov/drink/contaminants/basicinformation/disinfectionbyproducts.cfm>
[Hämtad 2015-05-26]

USFDA (2012). *Bad bug book, Foodborne Pathogenic Microorganisms and Natural Toxins*. 2. ed. Department of Health and Human Services, U.S. Tillgänglig via:
<http://www.fda.gov/downloads/Food/FoodSafety/FoodborneIllness/FoodborneIllnessFoodbornePathogensNaturalToxins/BadBugBook/UCM297627.pdf%E2%80%9D>
[Hämtad 2015-02-02]

Vattenteknik AB (2004). *Vattenbehandlingsmetoder: en bok om dricksvatten, badvatten och processvatten*. 2. ed. Malmö: Vattenteknik AB.

VISK (2013). *Hur man arbetar för att minska samhällets sårbarhet för vattenburen virusmitta trots förändrat klimat*. Göteborg: Virus i vatten skandinavisk Kunskapsbank – Handbok 2013.

Vandetsvej. *Vandværk* (2010). Tillgänglig via: <http://www.vandetsvej.dk/Udvidet-vandrensning-199.aspx> [Hämtad 2015-03-11]

Vaughn, J. M., Chen, Y.-S., Novotny, J. F. & Strout, D. (1990). Effects of ozone treatment on the infectivity of hepatitis A virus. *Canadian Journal of Microbiology*, vol. 36 (8), ss. 557-560. Tillgänglig via:
http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/m90-097#.VQwN25OG_eB
[Hämtad 2015-03-20]

Venczel, L. V., Arrowood, M., Hurd, M. & Sobsey, M. D. (1997). Inactivation of *Cryptosporidium parvum* Oocysts and *Clostridium perfringens* Spores by a Mixed-Oxidant Disinfectant and by Free Chlorine. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 63 (4), ss. 1598-1601. Tillgänglig via:
<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC168452/pdf/631598.pdf> [Hämtad 2015-03-20]

Voeller, J. G. (2014). *Water Safety and Water Infrastructure Security*. Hoboken, New Jersey: Wiley.

Wang, Q., Zhang, Z. & Saif, L. J. (2012). Stability of and Attachment to Lettuce by a Culturable Porcine Sapovirus Surrogate for Human Caliciviruses. *Applied and Environmental Microbiology* [Elektronisk], vol. 78(11), ss. 3932-3940. Tillgänglig via:
<http://aem.asm.org/content/78/11/3932.full#T2> [Hämtad 2015-04-20]

Water Invention (u.å.). *Corona Discharge vs. UV Ozone*. Tillgänglig via:
http://www.waterth.com/products/pdf_files/applier_ozone.pdf [Hämtad 2015-04-09]

Water Research Center (2014a). *UV Disinfection Drinking Water*. Tillgänglig via:
<http://www.water-research.net/index.php/water-treatment/water-disinfection/uv-disinfection> [Hämtad 2015-04-08]

Water Research Center (2014b). *Ozonation in Water Treatment*. Tillgänglig via:
<http://www.water-research.net/index.php/ozonation> [Hämtad 2015-04-09]

Westerlund, E. (2003). *Inventering av vatten- och avloppsanläggningar, vegetation samt markanvändning på Kusön, juni – augusti 2003*. Boden: Miljö- och byggförvaltningen, Bodens kommun. Tillgänglig via: [http://www.boden.se/db/web/filelib.nsf/0/DB54F9511A83F20FC12575A100348487/\\$FILE/Emma%20Westerlunds%20rapport%20040928.pdf?Open](http://www.boden.se/db/web/filelib.nsf/0/DB54F9511A83F20FC12575A100348487/$FILE/Emma%20Westerlunds%20rapport%20040928.pdf?Open) [Hämtad 2015-04-28]

Westrell, T. (2004). *Microbial risk assessment and its implication for risk management in urban water systems*. Diss. Linköping: Linköpings universitet.

Wiedenmann, A., Braun, M. & Botzenhart, K. (1997). Evaluation of the disinfection potential of low chlorine concentrations in tap water using immobilised *Enterococcus Faecium* in a continuous flow device. *Water Science & Technology*, vol. 35 (11/12), ss. 17. Tillgänglig: EBSCOhost [Hämtad 2015-03-20]

WHO (1996). *Guidelines for Drinking-water Quality*. 2. ed., vol. 2. Tillgänglig via: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/2edvol2p1.pdf [Hämtad 2015-04-21]

WHO (2003). *Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety – The Significance of HPCs for Water Quality and Human Health*. Tillgänglig via: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/HPCFull.pdf [Hämtad 2015-05-27]

WHO (2011). *Guidelines for Drinking-water Quality*. 4. ed. Geneva: World Health Organization.

WHO (2014). *Ebola Virus Disease (EVD) - Key questions and answers concerning water, sanitation and hygiene*. Tillgänglig via: http://www.who.int/water_sanitation_health/WASH_and_Ebola.pdf [Hämtad 2015-02-06]

WHO (u.å. a) *Legionella*. Tillgänglig via: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/admicrob4.pdf [Hämtad 2015-04-20]

WHO (u.å. b) *Chlorination concepts*. Tillgänglig via: http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/emergencies/fs2_17.pdf [Hämtad 2015-02-17]

WHO (2015a). *Hepatitis A*. Tillgänglig via: <http://www.who.int/csr/disease/hepatitis/whocdscsredc2007/en/index2.html#> [Hämtad 2015-04-17]

WHO (2015b). *Hepatitis E*. Tillgänglig via: <http://www.who.int/csr/disease/hepatitis/whocdscsredc200112/en/index1.html> [Hämtad 2015-06-04]

Wigginton, K., R. & Kohn, T. (2012). Virus disinfection mechanisms: the role of virus composition, structure, and function. *Current Opinion in Virology*, vol. 2, ss. 84-89. Tillgänglig via: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1879625711001684> [Hämtad 2015-02-19]

Wigginton, K. R., Pecson, B. M., Sigstam, T., Bosshard, F. & Kohn, T. (2012). Virus Inactivation Mechanisms: Impact of Disinfectants on Virus Function and Structural

Integrity. *Environmental Science & Technology*, vol. 46 (21), ss. 12069-12078.
Tillgänglig via: <http://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es3029473> [Hämtad 2015-04-29]

Wingenender, J. & Flemming, H.-C. (2011). Biofilms in drinking water and their role as reservoir for pathogens. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, vol. 214 (6), ss. 417-423. Tillgänglig via:
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S143846391100071X> [Hämtad 2015-05-11]

Xue, Z., Hessler, C. M., Panmanee, W., Hassett, D. J. & Seo, Y. (2013). *Pseudomonas aeruginosa* inactivation mechanism is affected by capsular extracellular polymeric substances reactivity with chlorine and monochloramine. *FEMS Microbiology Ecology*, vol. 83 (1), ss. 101-111. Tillgänglig via:
<http://femsec.oxfordjournals.org/content/83/1/101> [Hämtad 2015-03-23]

Yates, M. V., Malley, J., Rockelle, P. & Hoffman, R. (2006). Effect of adenovirus resistance on UV disinfection requirements: A report on the state of adenovirus science. *Journal AWWA*, vol. 98 (6), ss. 93-106. Tillgänglig via:
<http://www.awwa.org/publications/journal-awwa/abstract/articleid/15469.aspx> [Hämtad 2015-02-04]

7.2 PERSONLIG KOMMUNIKATION

Aleljung, Pär; Livsmedelsverket. 2015. Mail 19 mars.

Ohlsson, Michael; uppdragsledare Vattenrening, Grontmij AB. 2015. Mail 16 januari.

Seppälä, Osmo; Managing Director, Finnish Water Utilities Association. 2015. Mail 17 februari.

Säve-Söderbergh, Melle; Livsmedelsverket. 2015. Mail 19 mars.

Vinnerås, Björn; docent, Sveriges Lantbruksuniversitet - Energi och teknik. 2015. Mail 3 februari.