

Vägledning för bedömning av dricksvattenrisker vid ett förändrat klimat

ELISABET WALLER, ANDREAS TORNEVI,
JOACIM ROCKLÖV, BERTIL FORSBERG

FOI
UMEÅ UNIVERSITET



FOI
Totalförsvarets forskningsinstitut
164 90 Stockholm

Tel: 08-555 030 00
Fax: 08-555 031 00

www.foi.se



Umeå universitet
901 87 Umeå

Tel: 090-786 50 00

www.umu.se

FOI-R--3390--SE
ISSN 1650-1942

Januari 2012

Elisabet Waller, Andreas Tornevi, Joacim Rocklöv,
Bertil Forsberg

Vägledning för bedömning av dricksvattenrisker vid ett förändrat klimat

Titel	Vägledning för bedömning av dricksvattenrisker vid ett förändrat klimat
Title	Guidelines for assessment of climate change and drinking water
Rapportnr/Report no	FOI-R--3390--SE
Rapporttyp Report Type	Underlagsrapport Base Data report
Månad/Month	January
Utgivningsår/Year	2012
Antal sidor/Pages	56 p
ISSN	ISSN 1650-1942
Kund/Customer	Naturvårdsverket
Projektnr/Project no	B10021
Godkänd av/Approved by	Eva Mittermaier
FOI, Totalförsvarets Forskningsinstitut Avdelningen för Försvarsanalys	FOI, Swedish Defence Research Agency
164 90 Stockholm	SE-164 90 Stockholm

Detta verk är skyddat enligt lagen (1960:729) om upphovsrätt till litterära och konstnärliga verk. All form av kopiering, översättning eller bearbetning utan medgivande är förbjuden

Förord

Denna rapport beskriver ett verktyg för klimatanpassning som tagits fram av Umeå universitets grupp inom forskningsprogrammet Climatools, vilket är ett tvärvetenskapligt forskningssamarbete mellan Totalförsvarets forskningsinstitut, FOI, Umeå universitet, Kungliga tekniska högskolan, KTH och Konjunkturinstitutet. Climatools löper år 2007 till år 2012 och finansieras av Naturvårdsverket.

För att möta utmaningarna med klimatförändringar arbetar Climatools med projekt som har anknytning till programsyntes, scenarier, anpassningsanalys, folkhälsa, ekonomisk analys, målkonflikter, geopolitik och jämställdhet. Climatools fokuserar på att upprätthålla eller förbättra kapaciteten inom olika sektorer och regioner i Sverige, och att tillhandahålla de tjänster som samhället kommer att behöva. Målet är i första hand att ge en uppsättning verktyg till samhällsplanerare på olika nivåer och i olika sektorer och regioner. Climatools utvecklar verktygen stegvis och i nära samarbete med olika intressenter, och de utprovas dessutom i olika fallstudier.

Föreliggande rapport är ett hjälpmedel för den som vill arbeta med att klimatanpassa dricksvattenförsörjningen. Författarna ger en förklaring till vad som kan hända med dricksvattenkvalitén i ett varmare och våtare klimat samt presenterar olika åtgärder som kan sättas in i svenska vattenverk. Bland annat finns en checklista för en stegvis utvärdering av risker. Målgruppen för handledningen är de som inom kommuner och regioner arbetar med och är ansvariga för dricksvattenförsörjningen dvs. handläggare, chefer och styrelseledamöter på vattenverk och vatten- och avloppsbolag.

Stockholm december 2011

Annika Carlsson-Kanyama

Programchef Climatools

FOI

Sammanfattning

Pågående klimatförändringar kommer att medföra nya utmaningar för svensk dricksvattenförsörjning, vilket 2007 tydligt påpekades av den statliga Klimat- och sårbarhetsutredningen. Kraftig nederbörd och ökad frekvens av extremväder med inslag av torka och översvämning kommer att öka risken för både kemisk och mikrobiell förorening av vattentäkter. Detta kommer i sin tur att öka behovet av anpassning genom investeringar i bl.a. vattenverkens reningssteg, ledningsnät och avloppshantering.

I Sverige bereds idag cirka hälften av allt dricksvatten utifrån grundvatten. Ungefär hälften av detta grundvatten genereras i sin tur genom ”konstgjord infiltration”. Resterande hälft produceras utifrån ytvatten (sjöar och vattendrag). Reningsprocessen vid ytvattenverk är ofta mer invecklad och omfattar i regel flera reningssteg, medan grundvatten ofta har en naturligt hög kvalitet vilket gör att grundvattenverk ofta har en betydligt enklare reningsprocess.

Dricksvatten betraktas som livsmedel och dess hantering regleras via livsmedelslagen. I Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten finns en rad krav gällande både hantering och kvalitet på dricksvattnet. Dessa utgör grunden för de egenkontrollprogram som varje kommun använder sig av vid bedömning av antal nödvändiga provtagningar. För att bedöma eventuell mikrobiell påverkan på en råvattentäkt tas vanligen stickprover på s.k. indikatorbakterier omfattande släktena: *Escherichia*, *Enterobacter*, *Citrobacter* och *Klebsiella* som i sin tur även ingår i gruppen koliforma bakterier (stavformade bakterier). Stickprover på parasitära protozoer (urdjur) som *Giardia* och *Cryptosporidium* tas inte regelbundet eftersom analyserna både är dyra och tidskrävande. Parasiter och virus har dock en bättre överlevnadsförmåga än indikatorbakterierna, och kan förekomma i riskabla halter även vid låg bakterieförekomst.

Stora regnmängder med inslag av skyfall och översvämningar kan ge en betydande påverkan på en råvattentäkt. Markavrinning från gödslade betesmarker eller utsläpp (bräddning) från överbelastade avloppsledning är exempel på sådana händelser som framförallt påverkar ytvattentäkter. Påverkan på grundvattentäkter ses framförallt vid översvämning och då genom en minskning av det luftade markskiktet ovanför grundvattnenytan som är speciellt viktigt för att reducera mängden virus och andra smittämnen när vatten uppifrån tränger ner till grundvattnenytan.

Tidigare studier samt våra egna analysresultat visar att variationer i nederbörd påverkar råvattenkvaliteten. Analyser gjorda utifrån data från Göta älv visar att det finns en tydlig korrelation mellan nederbörd och halten av avföringsrelaterade bakterier som *E-coli* i råvatten. Även vattnets grumlighet (turbiditet) ökar samtidigt med halterna av indikatorbakterier dagarna efter kraftig nederbörd.

Vid mikrobiell störning i en råvattentäkt skall varje vattenverk vara utrustat med tillräckligt många säkerhetsbarriärer för att förhindra påverkan på kvaliteten i det utgående dricksvattnet. Det är viktigt att man har anpassad desinfektion med klor, ozon, ultrafiltrering och/eller ultraviolet (UV)-ljus och löpande utvärderar behovet av att lägga till ytterligare barriärsteg i syfte att säkra en god kvalitet på dricksvattnet. Det finns redan beräkningsmodeller för analys av reningseffekter och smittorisk. Betydelsen av säkerhetsbarriärer är stor. Statistik visar att vattenverk som saknade säkerhetsbarriärer stod för hela 80 % av antalet utbrott av vattenburen smitta under perioden mellan 1995-2003. Studier visar också att det bästa slutresultatet i beredningsprocessen uppnås då två eller fler säkerhetsbarriärer kombineras.

Desinfektion genom kloramin har ingen större effekt på virus och parasiter i beredningsprocessen. Det går dock att antingen inaktivera dessa genom UV-bestrålning eller rent fysiskt avlägsna partiklarna genom ultrafiltrering. UV-rening har fått ökad aktualitet efter stora svenska utbrott orsakade av *Cryptosporidium*. Idag är Göteborg vatten först i landet med utbyggnad för en stor ultrafilteranläggning vid Lackarebäckens vattenverk för detta ändamål.

Förebyggande åtgärder som skydd av vattentäkter samt upprustning av ledningsnät och utbyggnad av helt separata system för dag- och avloppsvatten är grundläggande åtgärder i anpassningsarbetet. Viktigt är även kunskap och beredskap för oväntade klimathändelser som kan komma att innebära långvariga strömavbrott med tryckfall i systemet samt utnyttjande av eventuell reservvattentäkt.

Kostnader för anpassning av ett kommunalt vattenverk att klara förorenat råvatten kan variera kraftigt eftersom förutsättningar för vattenrening ser olika ut på olika platser i landet. Dessa är bland annat beroende av råvattenkvalitet och installations- och driftkostnader. Studier visar dock att kostnaderna i händelse av vattenburen smitta är stora, varför många kommuner nu verkar se det som motiverat att investera i förebyggande åtgärder såsom ett ytterligare reningssteg.

Denna översikt fokuserar på smittorisker, men det är sannolikt att risken för kemisk förorening (från bränsleläckage, förorenad mark och industrier) också kan öka till följd av ändrade nederbördsmönster.

Nyckelord: klimatförändring, regn, dricksvatten, anpassning, avlopp

Summary

Climate change will bring new challenges for the Swedish drinking water supply, which was clearly pointed out by a national assessment in 2007. Heavy precipitation and increased frequency of extreme weather, including droughts and floods, will increase the risk of both chemical and microbial contamination of drinking water. This will increase the need for adaptation through investments in the protection of water sources, drinking water plants and wastewater systems.

Previous studies and our own analyses within Climatools, show that variations in rainfall affect raw water quality. Analyses made on data from the Göta River shows that there is a clear correlation between rainfall and levels of fecal-related bacteria such as E-coli in raw water. Also water turbidity increases simultaneously with the levels of indicator bacteria a few days after heavy rainfall, and can be used as an indicator of pollution.

Protection of water sources and upgrading of sewage treatment are basic measures of adaptation. Due to the increased microbial risks in surface water, each waterworks must be equipped with enough safety barriers to prevent impact on the quality of the outgoing drinking water. It is appropriate to use not only disinfection with chlorine and ozone, but also ultra filtration and/or UV light.

The impact of heavy rain on groundwater is most likely by a reduction in the aerated soil zone which is especially important to reduce the amount of infectious agents when water penetrates down to the water table.

This report is a tool for those who work with climate adaptation at the local level and who want to include drinking water supply. The authors provide an explanation of what can happen with drinking water quality in a warmer and wetter climate and presents the various measures that can be deployed in Sweden. This report includes a checklist for the stepwise evaluation of the risks.

Keywords: climate change, rain, drinking water, adaptation, sewage

Innehållsförteckning

1	Introduktion	11
1.1	Syfte och ansats.....	11
1.2	Svenskt dricksvatten	11
1.3	Reningsprocessen vid ett vattenverk:	12
1.4	Reningsprocess vid ytvattenverk	13
1.5	UV-ljus, ozon och membranfiltrering	14
1.6	Reningsprocess vid grundvattenverk	16
1.7	Beredning genom inducerad infiltration.....	16
1.8	Beredning genom konstgjord infiltration.....	17
1.9	Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten	17
1.10	Egenkontrollprogram	18
2	Mikrobiella föroreningar i dricksvatten	19
2.1	Risker och omfattning i Sverige	19
2.2	Kombinerade avloppssystem	19
2.3	Mikrobiell tillväxt ute på ledningsnätet.....	20
2.4	Förekomst av vattenburen smitta i Sverige.....	20
2.5	Problemet med underrapportering och lågfrekvent smitta	21
2.6	Statistik över antal utbrott vid grund och ytvattenverk	21
2.7	Orsaker till utbrott av vattenburen smitta	22
2.8	Förekomst av <i>Giardia</i> och <i>Cryptosporidium</i> i svenska ytvattentäkter	23
2.9	Enskilda avlopp	24
3	Betydelsen av säkerhetsbarriärer	25
3.1	Detektering av mikroorganismer i vatten.....	25
3.2	Kokningsrekommendationer	27
3.3	Mikroorganismer i vatten	28

3.4	Kunskapsläget kring mikroorganismer i svenskt råvatten.....	30
3.5	Exemplet i Göta älv.....	30
3.6	Resultat från analyser från Göta älv	31
3.7	Verktyg för mikrobiologisk riskvärdering	34
3.8	Riskanalysverktyget QMRA	36
3.9	Brister med QMRA modellen	38
4	Hälsoeffekter av vattenburen smitta	39
4.1	Symptom och behandling vid vattenburen smitta	39
4.2	Utsatta grupper i samhället	39
4.3	Studier på samband mellan magtarmsjuklighet och extrem nederbörd.....	40
4.4	Utbrottet av <i>Cryptosporidium</i> i Östersund.....	40
4.5	Tidigare kända utbrott av vattenburen smitta i Sverige och utomlands.....	42
5	Klimat effekter	44
5.1	Torka och extremväder	44
5.2	Avloppsnät och bräddning	46
5.3	Kostnader och anpassning	47
5.4	Skydd av råvattentäkt.....	48
5.5	Anpassning vid vattenverk och i ledningsnät.....	50
5.6	Utbildning och forskning.....	50
	Bilaga	52
	Referenser	53

1 Introduktion

1.1 Syfte och ansats

Inom forskningsprogrammet Climatools har olika verktyg utformats i syfte att både bedöma konsekvenserna av klimatförändringar och värdera olika anpassningsåtgärder. Verktygen kan i vissa fall användas fristående medan de i andra fall kompletterar varandra.

Syftet med detta verktyg är att belysa riskerna för svensk dricksvattenproduktion när klimatet förändras, särskilt ökad nederbörd och smittämnen i råvattnet, samt att redogöra för de anpassningsåtgärder som kan vidtas genom lokala beslut. Som förslag till uppläggningsplan av en risk- och sårbarhetsanalys ingår en sammanfattande checklista som bilaga.



1.2 Svenskt dricksvatten

I Sverige finns drygt 2 000 kommunala vattenverk som tillsammans producerar cirka 1 000 miljoner m³ dricksvatten per år till nära 8 miljoner invånare. En dricksvattenanläggning består av vattenverk och distributionsnät. Storleken på en dricksvattenanläggning kan variera betydligt och innefatta flera olika vattenverk med kilometerlånga ledningsnät, reservoarer och tryckstegringsstationer. De flesta dricksvattenanläggningarna är dock relativt små och endast 10 % av dessa

försörjer fler än 5 000 tusen personer (Svensson et al. 2009). Hälften av Sveriges dricksvatten bereds idag utifrån ytvatten och resterande hälft utifrån grundvatten. Eftersom cirka hälften av all dricksvattenproduktion utifrån grundvatten sker genom konstgjord infiltration är ungefär 75 % av Sveriges dricksvattenförsörjning beroende av ytvatten. Trots detta är fördelningen mellan grund- och ytvattenverk ojämn. Det finns knappt 200 ytvattenverk i Sverige att jämföra med cirka 1700 grundvattenverk. Ytvattenverken är dock ofta stora och som exempel försörjer bara verket i Norsborg i Stockholm över 700 000 konsumenter med dricksvatten från Mälaren. Transporten från vattenverken till kranen sker genom ledningsnät. I Sverige finns ungefär 71 000 km ledningsnät vars genomsnittsalder är cirka 35 år. Omkring hälften av dessa ledningar består av gjutjärn men eftersom nästan all förnyelse sker med plast ökar andelen plaströr i takt med att gamla ledningar byts ut.

1.3 Reningsprocessen vid ett vattenverk:

Reningsprocessen i vattenverk varierar, främst beroende på anläggningens storlek och om råvattnet man använder sig av är av typen yt- eller grundvatten. Vid ett större ytvattenverk som t.ex. i Norsborg börjar processen genom upptag av vatten på djup nivå, i detta fall på 5-23 meters djup. Vattnet silas sedan för att avlägsna större partiklar och pumpas vidare upp till vattenverket. Därefter följer tre basala reningssteg; ett kemiskt, ett mekaniskt och desinfektion.

I det kemiska steget tillsätts först ett flockningsmedel i form av aluminium- eller järnsulfat vilket leder till bildande av positivt laddade flockar av aluminium- respektive järnhydroxider som binder negativt laddade partiklar, mikroorganismer och högmolekylära humusfraktioner. Dessa flockar sjunker till botten och avskiljs senare i en sedimentbassäng som slam genom sand eller kolfilter. Detta kan även åstadkommas genom flotation där man, till skillnad mot sedimentation, låter partiklarna flyta upp till ytan genom att låta dem fästa till mikroskopiska luftbubblor. Väl uppe vid ytan kan vattnet sedan avskummas (Thuresson, 1992).

I det mekaniska reningssteget passerar vattnet genom ett snabbfilter och senare genom ett långsamfilter som avlägsnar eventuella rester från reningen. Det tar ungefär 8 timmar för vattnet att passera den drygt metertjocka sandbädden som utgör långsamfiltret. Eftersom ytvatten oftast innehåller mer humusämnen än grundvatten kan organiska restprodukter från bl.a. alger fortfarande finnas kvar efter denna process. Dessa kan påverka vattnets lukt och smak negativt och kan avlägsnas med hjälp av aktivt kol eller brytas ner genom speciella mikrobiologiska sandfilter (*biologisk rening*). Fällningsprocessen avskiljer cirka 50-70 % av råvattnets innehåll av organiska föreningar. De biologiska filtren förmår endast att avskilja en bråkdel av kvarvarande fraktion och kolfiltren blir efter en kort tids drift snabbt mättade på humusämnen. Organiska restprodukter

som finns kvar efter fällningen försvårar en optimal desinfektion av dricksvattnet både vid vattenverk och ute på distributionsnätet (Per Ericsson, Norrvatten, muntligen).

Innan vattnet till sist lämnar anläggningen tillsätts en mängd kloramin för att förhindra tillväxt av bakterier i ledningsnäten. Anledningen till att man vid vattenverk använder sig av kloramin istället för fritt klor är att fritt klor snabbt reagerar med kvarvarande organiska föreningar i dricksvattnet, varvid det bildas organiska kloraminer som har en låg desinfektionseffekt. Det går inte att med tillåtna doser åstadkomma fritt klor i dricksvatten från de flesta svenska ytvattenverk. Det krävs dock fritt klor för effektiv desinfektion av bakterier och virus, och parasiter kräver mycket höga halter av fritt klor. Kloramin trycker ned tillväxten av lättavdödade indikatorbakterier men ger inget större skydd mot sjukdomsframkallande organismer (Per Ericsson, Norrvatten, muntligen)

Vattnet kan i det sista beredningssteget desinfekteras på olika sätt. Klorbehandlingen är den vanligaste desinfektionsmetoden i Sverige och avdödar klorkänsliga mikroorganismer genom inaktivering av livsnödvändiga enzym. Då alla sjukdomsframkallande mikroorganismer inte är klorkänsliga och eftersom accepterade standardvärden för klorhalter vid desinfektion inte alltid är tillräckliga kan andra metoder bli aktuella.

1.4 Reningsprocess vid ytvattenverk

Reningsprocessen vid **ytvattenverk** kan typiskt sammanfattas med följande steg:

1. Intag (från lämplig plats t.ex. på djupet)
2. Silning
3. Kemisk fällning
4. Snabbfiltrering
5. Långsamfiltrering
6. Desinfektion med klor eller ozon
7. Inaktivering med UV-ljus
8. Surhetsgradsjustering och eventuell tillsats av monokloramin

1.5 UV-ljus, ozon och membranfiltrering

Ozon

Ozon är ett vanligt desinfektionsmedel som på många håll i världen även ersatt klor. Ozon fungerar som ett starkt oxidationsmedel som inte bara oxiderar bakteriers cellmembran utan även järn och mangan. Efter behandlingen blir dessa till svårösliga oxider som sedan kan filtreras bort. Ozon skadar arvsmassan hos både mikroorganismer och växter genom bl.a. den väteperoxid som bildas när gasen bubblas genom vattnet (Borek et al., 1983). Desinfektion genom ozon fungerar relativt bra på ett råvatten med lågt innehåll av organiska ämnen. Dock är svenska ytvatten relativt rika på humuspartiklar. Dessa reagerar med ozonet och bildar ett flertal oönskade biprodukter som sedan måste tas omhand i ett biologiskt reningssteg innan vattnet kan skickas ut på ledningsnätet (Per Ericsson, muntligen). För avdödning av parasiter krävs relativt höga doser av ozon.

UV-ljus

Det har under de senaste åren blivit allt vanligare med användning av UV-ljus som inaktiveringsbarriär vid större ytvattenverk. UV-ljus skadar cellens arvsmassa och förhindrar att den förökar sig. Metoden är därför effektiv för inaktivering av bakterier, virus och parasiter och innebär dessutom relativt låga investerings- och driftkostnader jämfört med andra barriärer (Choi och Choi, 2009). Desinfektion med UV-ljus kräver relativt små stråldoser för inaktivering av mikroorganismer, inklusive parasiter som *Giardia* och *Cryptosporidium*. För inaktivering av olika virus krävs dock relativt höga doser av UV-strålning (Eriksson, 2009). Vissa virus är särskilt motståndskraftiga (Adenovirus).

Nackdelarna är i huvudsak avsaknad av resteffekt ute på ledningsnätet samt att en ökad grumlighet (turbiditet) i vattnet försvårar desinfektionen då ljusets genomsläpplighet begränsas. UV-ljus är inte heller en beprövad metod då den används som desinfektionsbarriär på vatten med hög humushalt – vilket ofta är fallet i Sverige (Lindberg och Lindqvist, 2005). Dock bör tilläggas att UV-ljus är överlägset klor som desinfektionsmetod eftersom strålningen inte påverkas av organiskt material i samma utsträckning. Flera vattenverk runt om i landet använder sig idag av UV-ljus som ett steg i dricksvattenberedningen och efterfrågan hos samtliga leverantörer har ökat kraftigt den senaste tiden.



UV-anläggning vid Minnesgårdets vattenverk, Östersund. Foto: Conny Simonsson

Membranfiltrering

Även membranfiltrering har på senare år fått allt större utrymme inom vattenreningsindustrin. I Sverige används metoden idag vid mindre vattenverk för att rent fysiskt avlägsna olika typer av organiska och oorganiska molekyler genom nanofiltrering samt omvänd osmos. Efter att man i början på 90- talet insåg att membranfiltrering även kunde användas som desinfektionsbarriär mot virus och parasiter (Yahya et al., 1993) har flera större vattenverk i bl.a. Tyskland, Skottland och Nordamerika infört mikrofiltrering/ultrafiltrering för att avlägsna mikroorganismer. Skälet till att man för desinfektion främst använder sig av membran med större porer (mikro/ultrafiltrering) är att nanofilter kräver relativt stora membran och ett mycket högre tryck med tillhörande energiförbrukning. Viruspartiklar har en ungefärlig storlek på mellan 20 till 80 nm medan porerna på ett ultrafiltermembran är cirka 10 nm. Bakterier och parasiter är något större och har en diameter på cirka 0,5 till 10 μm medan parasitära (oo)cystor är en sorts tåliga inkapslingar på 3-15 μm . Detta innebär att viruspartiklar är svårast att eliminera. Därför bör membranfilter, liksom övriga barriärer, aldrig användas som ett enskilt steg i reningsprocessen utan alltid i kombination med flockning/sedimentation, sand och kolfilter, ozon och/eller klor (Van der Bruggen et al., 2002). Klordesinfektion fungerar dock dåligt i humusrika vatten.

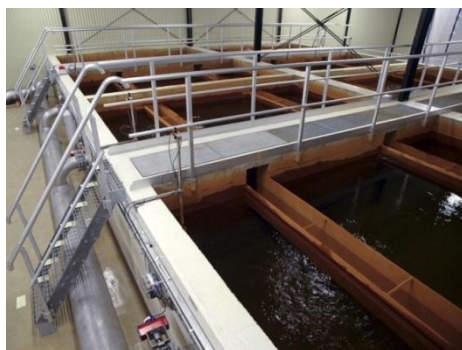
I Sverige kommer Göteborg Vatten att införa ultrafiltrering vid Lackarebäcks vattenverk under de kommande åren och planerna är även att på sikt installera en

anläggning vid Alelyckans vattenverk. Huvudsyftet är att anläggningen ska verka som en mikrobiologisk barriär.

1.6 Reningsprocess vid grundvattenverk

Vid **grundvattenverk** är reningsprocessen oftast betydligt enklare då grundvatten generellt sett är av högre kvalitet än ytvatten. Följande basala steg sker i reningsprocessen vid ett grundvattenverk:

1. Pumpning från brunn
2. Luftning/oxidering när det är vatten med lösta halter av järn och mangan.
3. Snabbfiltrering
4. Justering av pH och/eller eventuell desinfektion med t.ex. klor, ozon eller UV.



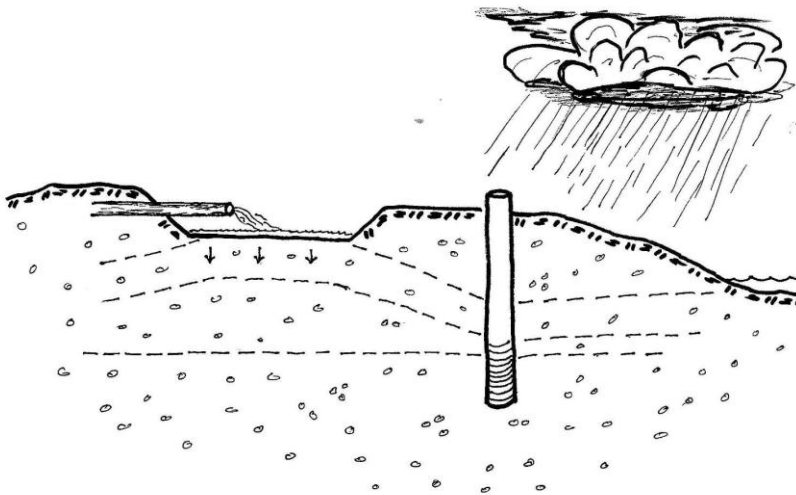
Oxidering av ingående vatten för vidare utfällning av järn och mangan respektive sandfilterbassäng vid Forslunda Vattenverk, Umeå. Foto: Elisabet Waller

1.7 Beredning genom inducerad infiltration

Vid inducerad infiltration sker inträngning av ytvatten från sjöar och åar genom angränsande sand och grusavlagringar och fyller på grundvattnet. Vattnet pumpas sedan upp i brunnar och ut i ledningarna och anses då vara av så god kvalitet att ingen desinfektion krävs. Enligt svensk lagstiftning krävs minst 14 dagars uppehållstid i marklagren för att vattnet ska få klassas som grundvatten. I Tyskland har motsvarande gräns satts till 90 dagar. Upehållstiden i marklagren bör sättas i relation till risken för mikrobiell förorening av vattentäkten. Detta är en risk som framför allt ökar vid extrema väderhändelser som skyfall.

1.8 Beredning genom konstgjord infiltration

Vid konstgjord infiltration pumpas man ytvatten till bassänger ovanpå t.ex. en grusås och låter det sakta infiltrera. Därefter pumpas man upp vattnet ur brunnar i marken på samma sätt som vid inducerad infiltration. Vattnet anses därefter vara av så god kvalitet att ingen desinfektion krävs. För grundvatten som bereds utifrån konstgjord infiltration är tidsgränsen även där satt till 14 dagar. Riskerna vid extrema väderhändelser är således desamma.



Konstgjord infiltration av ytvatten till grundvatten. Den luftade markzonen har stor betydelse för reduktion av bl.a. viruspartiklar. Illustration: Mats Bergmark

1.9 Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten

Dricksvatten betraktas som livsmedel och dess hantering regleras via Livsmedelslagen, livsmedelsförordningen och Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30). Livsmedelsverket har det övergripande ansvaret över den allmänna dricksvattenförsörjningen med undantag för den enskilda dricksvattenförsörjningen som omfattar mellan 1,0 och 1,5 miljoner svenskar. Varje år produceras cirka 1 miljard kubikmeter dricksvatten i Sverige och den enskilda förbrukningen uppgår till cirka 310 liter per person och dygn (Svenskt Vatten). I Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten finns en rad krav

gällande både hantering och kvaliteten på dricksvattnet. Syftet är att trygga en säker konsumtion av kranvatten som inte medför en ökad risk för ohälsa. I föreskrifterna figurerar bland annat krav på att beredningen ska vara försedd med tillräckligt många säkerhetsbarriärer mot mikrobiologisk förorening; att hänsyn skall tas till typ av råvatten för beredning samt att risk för kvalitetsförändringar under distribution måste beaktas. För mikroorganismer gäller att dricksvattnet skall betraktas som hälsosamt och rent om det inte innehåller mikroorganismer, parasiter och ämnen i halter att de kan utgöra en fara för människors hälsa (SLVFS 2001:30). Dricksvattenföreskrifterna utgör grunden för provtagning vid varje vattenverk och anger vilka mikroorganismer för vilka prov ska tas samt minsta antal prover. Eftersom kvaliteten på råvattnet skiljer sig åt från kommun till kommun kan inte innehållet i dricksvattenföreskrifterna anpassas till alla vattenverk. Därför ligger huvudansvaret för dricksvattenberedningen hos de enskilda kommunerna. Flera utbrott de senaste åren tyder på att lagstiftningen inte garanterat att riskanalyser gjorts för ”värsta fall” såsom parasiter via avloppspåverkat råvatten.

1.10 Egenkontrollprogram

Det är tillsynsmyndigheten (miljökontoret vid varje kommun) som godkänner egenkontrollprogrammen vid varje vattenverk. Dessa utformas av bl.a. processingenjörer vid vattenverket och fastställer både plats och frekvens för provtagning på vatten vid normal, respektive utvidgad kontroll. Parametrarna som provtas är beroende av råvattentyp och beredningsform och kan således variera stort mellan olika vattenverk.

2 Mikrobiella föroreningar i dricksvatten

2.1 Risker och omfattning i Sverige

Världsgesundhetsorganisationen (WHO) har identifierat vattenburen smitta som den allvarligaste hälsoriskerna förknippad med vattenförsörjning. För utvecklade länder som Sverige anser WHO att risken är störst vad gäller parasitära protozoer. WHO lyfter fram *Cryptosporidium* som det bästa exemplet på ”nytt” hot. I Sverige bedömer man att både parasiter och patogena virus, t.ex. kräksjukevirus (Norovirus), utgör de stora hoten förknippade med dricksvattenburen smitta.

Livsmedelsverket publicerade 2005 en riskprofil om dricksvatten och mikrobiella risker som underlag för beslut om åtgärder för att förebygga och minska risken att drabbas av vattenburen smitta. Enligt denna rapporteras i Sverige årligen mellan 1 och 13 utbrott av vattenburen smitta som drabbar mellan 100 och 10 000 personer. De flesta vattenburna utbrotten orsakas antingen av att fekalt förorenat vatten påverkar dricksvattnet genom förorening av råvattentäkten (60 %) eller på grund av mekaniska fel som korskopplingar eller inträngning av det förorenade vattnet på ledningsnätet (40 %). Enligt statistik från denna rapport förekom det mellan 1998 och 2002 fler än en mikrobiologisk störning per vecka som ledde till kokningsrekommendationer (Lindberg et al., 2005).

I Sverige försörjs cirka 50 % av befolkningen med dricksvatten där ytvatten används som råvattentäkt och resterande 50 % med grundvatten. Även om det i Sverige finns fler grundvattenverk i antal är dessa oftast mindre än ytvattenverk. Som exempel försörjs både Stockholm, Göteborg och Skåne med ytvatten. De pågående klimatförändringarna kommer att påverka både grund- och ytvattentäkter. Dock är ytvattentäkter extra utsatta eftersom ytvatten innehåller mer organiskt material, fler mikroorganismer och uppvisar större och snabbare variationer i kvalitet än grundvatten. Därför är beredningsprocesser för vattenverk med ytvatten som råvatten betydligt mer omfattande och utformad med 2 eller 3 barriärsteg.

2.2 Kombinerade avloppssystem

Eftersom man i Sverige till stor del fortfarande har sammanbundna eller kombinerade avloppssystem är bräddning av avlopp vid kraftig nederbörd ett existerande problem som kan hota den normala mikrobiologiska nivån i ytvattentäkter. Då många vattenverk är utrustade med säkerhetsbarriärer som är anpassade för en någorlunda konstant mikrobiologisk kvalitet är många vattenverk sårbara för enskilda händelser som påverkar råvattnets kvalitet. Man

kan se det stora utbrottet av *Cryptosporidium* i Östersund som ett exempel på just detta, där bakteriehalten i råvattnet normalt legat lågt.

2.3 Mikrobiell tillväxt ute på ledningsnätet

Oberoende av säkerhetsbarriärer saknas många gånger skydd mot föroreningar som tillförs eller uppstår i distributionsanläggningen (ledningsnät, reservoarer och liknande). Mikrobiologisk tillväxt i distributionsanläggningar orsakar biofilmbildning som kan skydda patogena mikroorganismer från desinfektion och spolning. Det är viktigt att komma ihåg att UV- ljus inte skyddar mot mikroorganismer i själva ledningsnätet eftersom effekten av UV strålning inte har någon tidsfördröjning. Detta medför att dricksvattnet kan påverkas av eventuell mikrobiell tillväxt ute på ledningsnätet. För att förhindra detta tillsätter även vattenverk med UV-anläggning kloramin som ett sista steg innan vattnet går ut i ledningsnätet. Som tidigare nämnts har bundet klor en dålig desinfektionseffekt. Det krävs fritt klor för en god antimikrobiell verkan ute på ledningsnätet. Eftersom fritt klor dock snabbt reagerar med organiska partiklar är processen bara tillämpbar på grund- och ytvatten med låga humushalter. Fritt klor utgör inte heller något skydd mot parasiter i lagliga doser (Per Eriksson, muntligen). Distributionskedjan är en sårbar länk i vattenkedjan och klimatförändringarna kan komma att försvåra desinfektionen ytterligare. Att underhålla ledningsnäten är också en viktig del i att förhindra bildandet av biofilm. Ledningsnätets genomsnittsålder är cirka 35 år och att byta ut eller renovera hela nätet med dagens förnyelsetakt skulle enligt Svenska vatten- och avloppsverksföreningen ta cirka 230 år.

2.4 Förekomst av vattenburen smitta i Sverige

Kunskapen om överlevnad och förekomst av patogener i rå- och dricksvatten i Sverige är idag bristfällig och detta försvåras ytterligare av bristen på enkla analysmetoder för protozoer och virus. Det saknas även metoder för att utvärdera hur effektiva de mikrobiologiska säkerhetsbarriärerna vid vattenverken verkligen är (Lindberg et al., 2005). Incidensen av rapporterad vattenburen sjukdom i Sverige är 1 på 10 000. Mellan 1980 och 2003 rapporterades totalt 138 utbrott med 62 667 insjuknade personer och två dödsfall (Lindberg et al., 2005). Den vanligaste kända orsaken till vattenburen smitta i Sverige under perioden 1980-89 var *Campylobacter* vilken utpekades i 6 utbrott med totalt 2 264 fall. Det förekom under samma period fyra parasitutbrott där *Giardia intestinalis* påvisades i proverna och som resulterade i 1 591 sjuka (Andersson 1992). För perioden 1993-2003 orsakade *Campylobacter* 13 utbrott där 9 291 personer insjuknade. *Norovirus* orsakade 9 utbrott med 971 insjuknade personer och

Giardia 2 utbrott med 43 insjuknade individer. Under samma period uppstod 3 utbrott med flera agens inblandade som resulterade i 111 sjuka och i 41 utbrott av vattenburen smitta där man aldrig lyckades identifiera orsaken. Man vet dock att 29 982 personer insjuknade och att det rörde sig om vattenburen smitta (Lindberg et al., 2005). Sannolikheten för att många av utbrotten inte upptäcks eller rapporteras är stor.

2.5 Problemet med underrapportering och lågfrekvent smitta

Underrapporteringen är ett stort problem i dessa sammanhang där många drabbade inte alltid uppsöker läkarvård. Underapporteringen av livsmedelsburen smitta i Sverige för både sporadiska fall och utbrott har i en studie uppskattats till en faktor 67 (Lindqvist et al., 2001). Utöver de utbrott som faktiskt upptäcks tillkommer de sporadiska fallen som endast undantagsvis rapporteras eller undersöks. Studier visar på att dessa sporadiska fall inte är försumbara (Lindberg et al., 2005). Som exempel, visade en kanadensisk studie på att 35 % av alla mag-tarmrelaterade besvär som drabbar människor beror på konsumtion av dricksvatten som uppfyller befintliga mikrobiologiska riktlinjer (Payment et al., 1991a). Samtidigt har en svensk studie som teoretiskt undersökt hur olika typer av driftstörningar i ett vattenverk påverkar risken för infektion visat på att en större andel av potentiella infektioner orsakas under årets 345 dagar med normal drift och inte under de 20 dagarna med olika typer av driftstörningar (Westrell et al., 2003). Studier grundade på uppföljningar av utbrott har visat att i 30 % av utbrotten i allmänna system rapporteras initialt få personer sjuka. Vid senare uppföljningar uppger dock betydligt fler av de anslutna sig ha insjuknat (Lindberg et al., 2005).

2.6 Statistik över antal utbrott vid grund och ytvattenverk

I Lindbergs rapport för Livsmedelsverket 2005 framkommer det inte helt oväntat att det är de små vattenverken som står för 70 % av det totala antalet utbrott. Det rör sig då främst om mindre grundvattenverk som försörjer färre än 1000 personer. Även fast de små vattenverken orsakar fler utbrott i antal stod dessa verk för mindre än 10 % av det totala antalet sjuka mellan 1995-2003. Medelstora och stora vattenverk (över 4 000 personer försörjda) stod för resterande 90 % av antalet sjuka. Vid stora vattenverk gav ytvattenverk även fler utbrott än grundvattenverk och antalet sjuka var nästan det dubbla för de stora ytvattenverken under samma period 1995-2003 (**tabell 2**).

Antal (%) vid olika råvatten

Anläggningarnas storlek	Grundvatten*		Ytvatten		Totalt	
	Utbrott	Sjuka	Utbrott	Sjuka	Utbrott	Sjuka
Små (<1000 försörjda)	22 (63)	1 582 (6)	1 (3)	215 (1)	23 (66)	1 797 (7)
Medelstora (1000-4000 försörjda)	2 (6)	1 800 (7)	1 (3)	400 (2)	3 (9)	2 200 (9)
Stora (>4000 försörjda)	4 (11)	7 315 (29)	5 (14)	13 485 (54)	9 (26)	20 800 (84)
Totalt	28 (80)	10 697 (43)	7 (20)	14 100 (57)	35 (100)	24 797 (100)

*Infiltrerat grundvatten ingår i grundvatten

Tabell 2. Antal utbrott och insjuknade i vattenburen smitta vid allmänna och förordnade dricksvattenanläggningar i Sverige under perioden 1995-2003 *Lindberg et al., 2005*

2.7 Orsaker till utbrott av vattenburen smitta

För perioden 1975-1991 anser Stenström (1994) att cirka hälften av alla vattenburna utbrott i de nordiska länderna orsakades av att avloppsvattenpåverkat råvatten förorenade dricksvattnet. Vid ytvattenverk gäller det problem med desinfektionssteget och vid grundvattenverk med konstgjord infiltration gäller det otillräcklig filtrering (vanligtvis att infiltrationstiden är för kort). Enligt Per Ericsson vid Norrvatten är ett av problemen att VA-personal har otillräcklig kunskap om klordesinfektion. I analyserna skiljs oftast inte på fria, effektiva former och på bundna former med otillräcklig effekt. Ungefär en fjärdedel av utbrotten orsakades av baksug, korskoppling, efterväxt eller liknande problem. Resterande fjärdedel hade okänd orsak.

För perioden 1995-2003 orsakades cirka 60 % av alla utbrott av att fekalt (avlopps- eller gödselpåverkat) förorenat råvatten tog sig in i vattenverket medan cirka 40 % orsakades av att fekalt påverkat vatten trängde sig in i ledningsnätet under distribution. Eftersom bundet klor ute på ledningsnätet har en dålig antimikrobiell effekt, medför tillsättandet av klor innan vattnet går ut i ledningsnätet inget skydd mot inträngning av patogena mikroorganismer ute på nätet. Förorening av råvattnet orsakade cirka 80 % av sjukdomsfallen under denna period. En av anledningarna var det stora utbrottet 1995 vid Ringsjöverket i Skåne.

2.8 Förekomst av *Giardia* och *Cryptosporidium* i svenska ytvattentäkter

I en nyligen utgiven rapport från Smittskyddsinstitutet (Hansen, A. 2011), har man försökt att kartlägga förekomsten av parasiterna *Giardia* och *Cryptosporidium* vid 9 svenska ytvattenverk/råvattenintag.

Av totalt 200 prover undersökta mellan åren 2003-2008 var 4 % (8/200) positiva för *Giardia* och 11,5 % (23/200) positiva för *Cryptosporidium*. Analysmetoden skedde genom en specifik ISO- standard- metod (ISO 15553: 2006) som innefattar en omfattande analyskedja där man först filtrerar stora mängder ytvatten genom ett membranfilter och sedan separerar (oo) cystorna från andra partiklar i vattnet genom Immunomagnetisk separation. Man fäster sedan (oo)-cystorna på objektglas och färgar in dem genom användning av immunfluorescerande antikroppar specifika för både *Giardia* och *Cryptosporidium*. Om man efter en infärgning som infärgar positiva kärnor, kan se dessa kärnor i mikroskop, klassas provet som verifierad (oo)cysta, annars presumtivt. Utbytet med ISO-metoden ligger kring 50-70 % vid försök med tillsatta (oo) cystor och metoden säger inte om detekterade (oo) cystor är levande (infektionsdugliga) eller humanpatogena. För detta krävs andra metoder (Hansen, A. 2011).

Eftersom prover på indikatorbakterier tas på regelbunden basis vid både grund- och ytvattenverk ville man i studien även undersöka sambandet mellan förekomst av indikatorbakterier vid de olika ytvattenverken och samtidig förekomst av *Giardia/Cryptosporidium*. Resultaten visade i detta fall endast en positiv korrelation vid Lärjeholmen (intag till Alelyckans råvattentäkt). Vid övriga ytvattenverk sågs inget samband. Dessa resultat står i kontrast med en studie från Canada (Wilkes et al., 2009) där man konstaterade att det var sällan som *Giardia* eller *Cryptosporidium* (oo) cystor påträffades vid avsaknad av någon indikatororganism. Men eftersom överlevnaden för dessa parasiter är längre jämfört med flertalet av indikatororganismerna kan man inte utesluta förekomst av parasiterna i vatten på grund av avsaknad av indikatororganismer i råvatten. I rapporten såg man inte heller något samband mellan ökad nederbörds mängd, tre respektive sex dygn innan provtagning, och ökade halter av *Giardia* och/eller *Cryptosporidium* i råvatten. En förhöjd turbiditet i ytvattnet visade inte heller på något samband med en ökad förekomst av *Giardia* och/eller *Cryptosporidium*.

Avloppsvatten kan komma att innehålla stora mängder av både *Giardia* och *Cryptosporidium* som kan förorena ytvattentäkter vid kraftig nederbörd, både genom nödbräddning vid reningsverk, markavsköljning samt genom ökad avrinning av gödslade betesmarker. I en studie gjord vid fem svenska avloppsreningsverk detekterades *Giardia* i det inkommande avloppsvattnet vid samtliga av dessa och vid alla provtagningstillfällen (Ottosson et al., 2006). Halterna varierade men visade som högst runt 4 000 cystor per liter i orenat

avloppsvatten. Halterna av *Cryptosporidium* var, enligt samma studie, lägre och detekterades mer sällan vid provtagning på orenat avloppsvatten. Enligt studien som Anette Hansen presenterat skulle man därför kunna anta att de *Cryptosporidium* oocystor som återfinns i svenska ytvattentäkter kan komma från andra källor än avloppsvatten (Hansen, A. 2011).

2.9 Enskilda avlopp

Man bör också tillägga att enskilda avlopp utgör en spridningsrisk för alla olika typer av sjukdomsframkallande mikroorganismer dels eftersom det utsläppta avloppsvattnet inte alltid är tillräckligt renat, dels på grund av omfattning av utsläppen. Enligt Naturvårdsverket beräknas cirka 1 miljon fastigheter i Sverige inte vara anslutna till någon kommunal VA-anläggning (Naturvårdsverket 2010).

3 Betydelsen av säkerhetsbarriärer

Betydelsen av säkerhetsbarriärer vid vattenverk är stor. Statistik visar att vattenverk som helt saknade säkerhetsbarriärer stod för hela 80 % av antalet utbrott under perioden mellan 1995-2003 (**tabell 3**). I princip alla orsakades av att fekalt förorenat råvatten passerade vattenverket. Samtliga var grundvattenverk.

Det bästa slutresultatet efter beredningsprocessen verkar kunna erhållas när flera säkerhetsbarriärer kombineras. Som exempel visar en studie att det är mer effektivt att kombinera ozon och UV-strålning än att använda metoderna separat (Arai et al., 1986).

Antal barriärer i vattenverket	Antal (%)	
	Utbrott	Sjuka
Inga	16 (80)	6 637 (33)
En	3 (15)	3 440 (17)
Två	0 (0)	0 (0)
Tre	1 (5)	10 000 (50)
Totalt	20 (100)	20 077 (100)

Tabell 3. Vattenburen smitta orsakad av förorenat råvatten vid allmänna och förordnade dricksvattenanläggningar i Sverige under perioden 1995-2003 Lindberg *et al.*, 2005.

3.1 Detektering av mikroorganismer i vatten

För att uppskatta förekomsten av mikroorganismer i dricksvatten kan man använda sig av två olika angreppssätt. Antingen genom att direkt mäta koncentrationen i utgående dricksvatten eller genom att försöka förutsäga förekomsten genom att utgå från koncentrationen i råvatten. En direkt mätning görs genom regelbundna stickprover på både ingående råvatten och utgående dricksvatten vid vattenverken. Proverna tas med avseende på s.k. ”indikatorbakterier” som vid ett positivt provsvar ses som en indikation på att vattnet är fekalt förorenat. Indikatorbakterier omfattar släktena *Escherichia*, *Enterobacter*, *Citrobacter* och *Klebsiella* som i sin tur även ingår i gruppen koliforma bakterier (stavformade bakterier). Påvisande av att koliforma bakterier behöver dock inte betyda att vattnet är fekalt förorenat eftersom det även finns koliformer som kan leva utanför människans tarm. Därför analyseras även *E-coli* som däremot endast växer i tarm hos både djur och människor. Vid ett positivt

provsvår för *E-coli* kan man dock säga att det föreligger fekal förorening av vattnet. Även bakterien *Clostridium perfringens* analyseras regelbundet eftersom även den indikerar fekal påverkan från djur eller människor. Man undersöker här både förekomst av celler och sporer eftersom *Clostridium* sporer överlever längre i vatten och även är mer motståndskraftiga mot traditionell desinfektion i jämförelse med andra indikatorbakterier (SLVFS 2001:30).

Men eftersom koncentrationen av organismerna i råvatten ofta är låg kan man följaktligen få ett negativt provsvår även under ett pågående utbrott (Lindberg och Lindqvist, 2005). Till detta skall tilläggas att stickprover på råvatten inte ger någon representativ bild på hur vattenkvaliteten ser ut i nuläget utan snarare på hur den har varit (Bergmark et al., 2008). Frånvaro av fekala indikatorbakterier är heller inte någon garanti för att vattnet är fritt från patogena virus eller parasiter, varför analyser måste kompletteras med riskberäkningar (se avsnitt 3.8). För virus och parasiter råder problemet med att de inte kan odlas in vitro, utan måste påvisas genom komplicerade, tidskrävande och dyra laboratorieanalyser.



Uppställning av recipienter inför provtagning ute vid olika stationer. Forslunda vattenverk i Umeå. Foto: Elisabet Waller

3.2 Kokningsrekommendationer

Vid rutinmässiga provtagningar på koliforma bakterier i dricksvattnet utfärdas som regel alltid en kokningsrekommendation vid positivt svar. Kokningsrekommendationen bör betraktas som kopplad till en allvarlig mikrobiologisk störning men behöver inte alltid leda till ett vattenburet utbrott. Dock utförs analyserna sällan och därför bör antalet kokningsrekommendationer ses som ett konservativt mått på antalet mikrobiologiska störningar.

Perioden 1998-2002 rapporterade kommunerna cirka 60 störningar per år som ledde till kokningsrekommendationer på mellan 1 och 250 dagar. Det betyder att var tionde till tjugonde svensk konsument kokade sitt dricksvatten en dag per år. Enligt statistik från Livsmedelsverket sker de flesta incidenterna under juli-oktober vid små grundvattenverk utan beredning. Under 2001 visar incidenssiffrorna på en tydlig korrelation med den kraftiga nederbörd som förekom under året.

Anledningen till att många små grundvattentäkter drabbas av mikrobiell förorening just vid kraftig nederbörd är att dessa är dåligt skyddade och löper stor risk att förorenas av ytvatten vid regn. Avsaknaden av säkerhetsbarriärer innebär en ökad risk för bl.a. mikrobiologisk förorening hos många små grundvattenverk (**tabell 4**).

Dricksvattenproduktion per år, Mm ³ (%)				
Antal avskiljningsbarriärer				
Råvatten	Ingen	En eller två	Totalt	Antal vattenverk
Grundvatten	328 (49)	0 (0)	328 (49)	217
Ytvatten	30 (4)	308 (46)	338 (51)	100
Totalt	358 (54)	308 (46)	666 (100)	317

Tabell 4. Mikrobiologiska säkerhetsbarriärer baserade på avskiljning av patogena mikroorganismer vid större allmänna vattenverk i Sverige (VAV 1996) *Lindberg et al., 2005.*

3.3 Mikroorganismer i vatten

Bland kända mikroorganismer, som står för de flesta vattenburna utbrotten, tillkommer hela tiden nya organismer, en sorts växande hot (WHO 2003). Bland de mikroorganismer som uppmärksammas internationellt förekommer bakterier, virus och protozoer. Dessa beskrivs i tabell 5 och även om många inte är typiska för svenska förhållanden i nuläget kan de bli högaktuella i ett längre perspektiv som en del av den pågående klimatförändringens konsekvenser. Sambanden mellan dos och risk (dos-respons) belyses ytterligare i avsnitt 3.8 om kvantitativa riskberäkningar Quantitative microbial risk assessment (QMRA). Patogena mikroorganismer har flera egenskaper som skiljer de från kemiska föroreningar. Enligt Lindberg är följande egenskaper de viktigaste:

- mikroorganismer är diskreta enheter i vattnet och kan inte jämföras med lösningar,
- mikroorganismer föredrar att vara hopklumpade eller associerade till suspenderat material, detta innebär att sannolikheten för att konsumera en infektiös dos inte kan förutsägas från deras genomsnittskoncentration i råvattnet,
- mikroorganismer kan öka i antal på grund av tillväxt i vatten eller i vävnaden,
- varje exponering för en mikroorganism bör betraktas som en oberoende händelse och leder inte till ackumulering av dosen. Dock kan en immunitet byggas upp beroende på organism och mottaglighet hos individen.

Organism	Överlevnad i råvatten	Resistens mot klor	Relativ infektionsdos
Bakterier			
<i>Campylobacter</i>	Måttlig	Låg	Måttlig
<i>E-coli</i>	Måttlig	Låg	Låg till hög
<i>Salmonella</i>	Lång	Låg	Hög
<i>Shigella</i>	Kort	Låg	Hög
<i>Vibrio Cholerae</i>	Kort	Låg	Hög
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Lång	Låg	Hög
<i>Bacillus cereus</i>	Lång	Låg	Hög
<i>Aeromonas</i>	?	?	?
<i>Helicobacter pylori</i>	Måttlig	Låg	?
<i>Mycobacterium avium complex</i>	Hög	Hög	Hög
<i>Cyanobakterier</i>	Lång	?	?
Virus			
Enterala adenovirus	Lång	Måttlig	Låg
Enterovirus	Lång	Måttlig	Låg
Hepatit A	Lång	Måttlig	Låg
Norovirus	Lång	Måttlig	Låg
Rotavirus	Lång	Måttlig	Låg
Astrovirus	Lång	?	?
Protozoer			
<i>Entamoeba histolytica</i>	Måttlig	Hög	Låg
<i>Giardia intestinalis</i>	Måttlig	Hög	Låg
<i>Cryptosporidium</i>	Lång	Hög	Låg
<i>Cyclospora cayetanensis</i>	Lång	Hög	Låg
<i>Toxoplasma gondii</i>	?	Hög	?
<i>Microsporidium</i>	Lång	Hög	?

Tabell 5. Listade fekalt-oral överförda patogena mikroorganismers egenskaper i råvatten. Urvalet är gjort för att spegla svenska förhållanden, de med oklar betydelse eller som är intressanta ur ett historiskt perspektiv. Tabellen är ursprungligen modifierad från WHO (2004) samt Lindberg et al., (2005)

3.4 Kunskapsläget kring mikroorganismer i svenskt råvatten

Generellt är vår kunskap om patogener i rå- och dricksvatten i Sverige bristfällig. Det har gjorts några studier över förekomsten av *Campylobacter* (SLV 2002) samt av *Cryptosporidium* och *Giardia* i råvatten (Hansen & Stenström 1998; Hansen 2011). Annars är vi till stor del hänvisade till resultat som bygger på sjukdomsutbrott och epidemiologiska studier, indikatorer på förorenat vatten och på internationella studier. Många av de vattenburna mikroorganismer som är sjukdomsframkallande utsöndras med avföring från symptomatiska eller friska djur och människor. Mängden mikroorganism som utsöndras beror på det skede som sjukdomen befinner sig i samt vilken mikroorganism det handlar om (Stenström 1996). Ett gram avföring kan innehålla mer än 1 miljard viruspartiklar och även om bara en liten del av befolkningen i Sverige är smittad så har t.ex. mer än 100 000 infektionsframkallande viruspartiklar upptäckts per liter obehandlat avloppsvatten (Stenström 1996). För protozoer kan halter på över 10 miljoner oocyter/cystor per gram avföring utsöndras av infekterade människor och djur (Anonym 2003).

3.5 Exemplet i Göta älv

Göteborg Vatten förser cirka 500 000 innevånare med dricksvatten som bereds utifrån råvatten från Göta älv. Från intaget transporteras sedan vattnet direkt till Alelyckans vattenverk samt till Delsjöarna – som utgör råvattenreservoar till Göteborgs andra vattenverk, Lackarebäck. Då intaget av råvatten från Göta älv är stängt tar även Alelyckan sitt råvatten från Delsjöarna. Under perioder med omfattande intagsstängningar utgör även Rådasjön råvattenreservoar. Både Alelyckan och Lackarebäck levererar till ett gemensamt distributionsnät och dricksvattnet som slutligen försörjer stadens innevånare är i huvudsak blandvatten. Det är vid en försämring av råvattenkvaliteten som intaget av råvatten från Göta älv stängs. Orsakerna bakom denna försämring kan delas in i ”microbial” och i ”non-microbial” beroende på om föroreningen utgörs av för höga halter mikroorganismer eller inte. Andra orsaker till en försämrad vattenkvalitet kan t.ex. vara hög turbiditet, inträngning av saltvatten eller oljespill. För att detektera mikroorganismer i råvatten görs s.k. MQ (microbial quality) analyser både vid råvattenintaget och uppströms vid de tre stationerna: Garn, Södra Nol och Surte. Vid intaget till vattenverket tas 3 prover per vecka och provtagningarna sker on-line, d.v.s. per automatik. Proverna som tas analyseras avseende förekomst av koliforma bakterier samt E-coli. Vid halter i vatten högre än 400 CFU (kolonibildande enheter) per 100 mL för E-coli och 5,000 CFU per 100 mL för totala koliforma bakterier stängs råvattenintaget (Åström et al., 2007).



Delsjön i Göteborg Foto: Elisabet Waller

3.6 Resultat från analyser från Göta älv

En nyligen publicerad artikel visar att förfarandet med att stänga råvattenintaget då halterna av en eller flera mikroorganismer överskrider kan betraktas som en säkerhetsbarriär mot mikroorganismer uppströms ett vattenverk (Åström et al., 2007). Samma artikel belyser också bristerna med denna typ av provtagningssystem då flera slumpmässigt tagna prover visade på höga halter bakterier i råvatten vid tidpunkter då intaget till vattenverken var öppna. Studien som pågick från 2001 till 2004 visade även på en positiv korrelation mellan ökad turbiditet i Göta älv, som en konsekvens av tidigare dagars nederbörd, och förekomst av högre halter indikatorbakterier. Slutsatsen är att kraftig nederbörd inte bara medför en risk för bräddning av kombinerade avloppssystem utan även för avsköljning av gödslade betesmarker och förorenade industriområden som med markavrinning snabbt hittar sin naturliga väg till ytvattentäkter.

Resultat från våra egna studier på Göta älv för styrker Åströms resultat. Tidserieanalyser visar på att variationer i medelnederbörd ger avtryck på både vattnets grumlighet, och halten av indikatorbakterier. De förväntade halterna i Göta älv av *E-coli* samt turbiditet är som högst under vintermånaderna men nederbörden påverkar råvattenkvaliteten under stort sett hela året. Figur 1 visar på variationer i ett säsongsperspektiv.

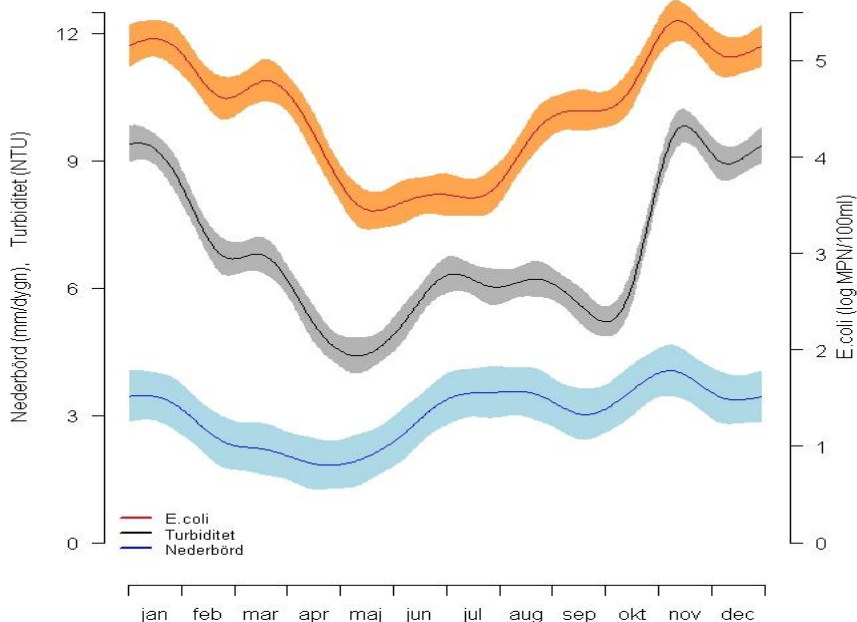


Fig. 1. Glidande medelvärden för dygnsnederbörd, turbiditet och *E-coli* halter i Göta älv (Alelyckan). Statistiken bygger på observationer över tidsperioden 2004-2010.

Man kan också visa att mer omedelbara variationer i nederbörd ger effekter på råvattenkvalitén. I analyser där nederbörd har registrerats 30 km uppströms från ytvattentäkten finner vi att effekten av regn som tydligast påverkar turbiditet och indikator bakterier efter 2 dygn. Effekten förväntas dock ligga kvar ytterligare en tid beroende på mängden nederbörd. Figur 2 visar hur den relativa förändringen av turbiditet och *E-coli* halter varierar under en period efter en dygnsnederbörd på minst 15 mm regn. Vi ser en ökning i turbiditet med ca 30 % två dagar efter nederbörd och att effekten sedan avtar under en vecka. Figur 2 visar också att mängden *E-coli* i råvattnet stiger efter nederbörd. Två dagar senare är den relativa förändringen över 200 %.

Procentuell förändring efter nederbörd (>15 mm/dygn)

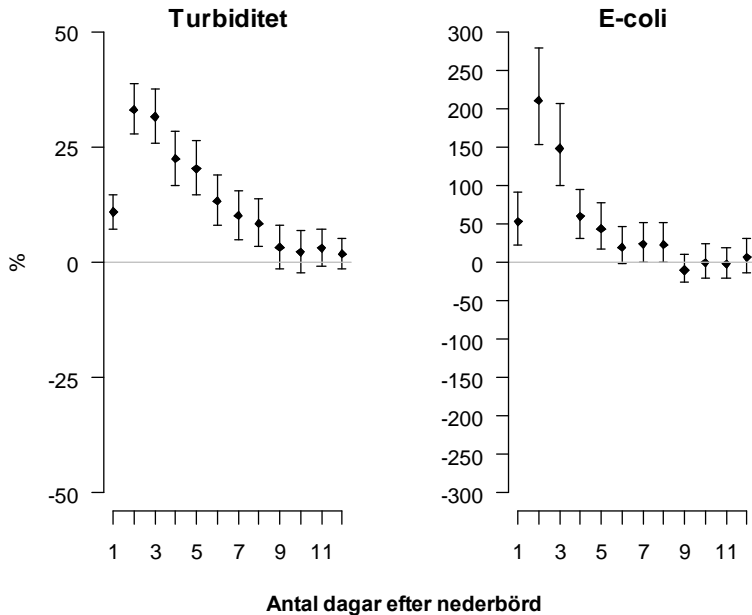


Fig. 2. Variationer i turbiditet och *E-coli* halter i råvatten i Göta älv efter nederbörd på > 15 mm (90 percentil). Figuren visar på en fördröjning i ökningen av turbiditet med avseende på dygnet för nederbörd. 2 dagar efter regn ser man en ökning i turbiditet med 32 %. Mängden *E. coli* i vattnet förväntas öka med över 200 %.

Våra studier visar att nederbörd ger minst lika bra prediktioner på halten av indikatorbakterier som turbiditet beräknas göra. Figur 2 visar ett exempel på detta och beskriver en genomsnittlig ökning av halten *E-coli* vid en given total mängd nederbörd 3 dagar tidigare, samt relationen till dygnsmedelvärdet av turbiditet samma dag som proverna tagits.

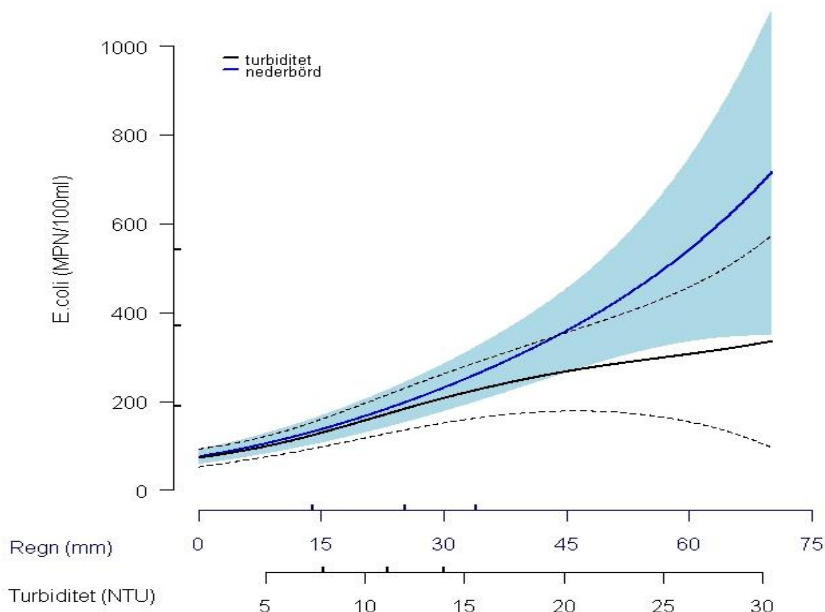


Fig. 3. Regressionsmodeller som visar samband mellan *E.coli* och turbiditet samt mängden nederbörd 1-3 dagar tidigare. 75, 90 och 95 percentiler är markerade på axlar.

En övergripande slutsats i våra studier är att nederbörd påverkar tydligt råvattnets kvalitet i Göta Älv och bör då användas vid mikrobiologisk riskvärdering av råvattnet.

3.7 Verktyg för mikrobiologisk riskvärdering

Resultaten tyder på att variationer i turbiditet och nederbörd uppströms råvattenintaget kan spegla variationer i råvattenkvalitet. På så sätt kan både monitorering av nederbörd och turbiditet användas som verktyg för mikrobiologisk riskvärdering av råvattnet. Detta är den främsta anledningen till att man idag vid Göteborg Vatten stänger intaget från Göta älv då turbiditeten i råvatten överstiger 20 enheter på en turbiditetsskala. Ytterligare en stängningsparameter är ökning av turbiditet i intervallet 12-20. Idag är råvattenintaget stängt cirka 30 % av tiden och Alelyckans vattenverk använder då råvatten från Delsjöarna.

Övervakning av turbiditet på ingående och utgående vatten görs normalt vid både yt- och grundvattenverk. Gränsvärdet för att vattnet ska betecknas som tjänligt utifrån mätning av turbiditet är 0,5 mätt med enheten FTU (formazin turbidity units) för *utgående* vatten (från vattenverket) och 1,5 FTU hos användaren (tappkran) samt för förpackat dricksvatten (SLVFS 2001:30).



Turbiditetsmätare vid Forslunda vattenverk i Umeå

Andra händelser som nödavledning av spillvatten ger dock ingen urskiljbar turbiditetsökning men leder till avföringspåverkan på råvattnet. Eftersom rutinprover på mikroorganismer endast tas 3 gånger per vecka är det inte otroligt att mikroorganismer från spillvattnet tränger in i vattenverket. Avloppsvatten innehåller generellt stora mängder patogena mikroorganismer och även parasiter som *Giardia* och *Cryptosporidium* har återfunnits i höga halter vid reningsverk som mynnar i Göta älv (Ottoson 2001). Eftersom dessa parasiter inte är klorkänsliga på samma sätt som bakterier och har hög överlevnadstid i råvatten utgör deras inträngning i ett vattenverk en potentiell hälsorisk. Dagvatten från markavrinning eller avloppsvatten från bräddningar av kombinerade avlopp utgör också en mikrobiell belastning för Göta älv utöver reningsverkens utsläpp. Andra källor till mikrobiologisk förorening är boskap och gödslade betesmarker som finns väl representerade i hela upptagningsområdet kring Väneren (SCB, 2003). Tidigare studier har visat hur större rurala områden med åker- och betesmark kan medföra en signifikant belastning av indikatorbakterier i kustvatten (Crowther et al., 2003).

Ytterligare en artikel som studerade situationen i Göteborg undersökte sedan vidare riskökningen för vattenburen smitta till följd av periodvis högre halter av patogena mikroorganismer vid råvattenintaget (Åström et al., 2007). Studien visade att cirka hälften utav 24 prover tagna på råvatten under 2004 var positiva

för en av följande organismer: *Cryptosporidium*, *Giardia*, norovirus, enterovirus, *Campylobacter* och *E-coli*. Förekomsten av dessa i råvatten var i hög utsträckning korrelerad till kraftig nederbörd och speciellt förekomsten av entero- och norovirus visade klara samband med nödbräddning av avloppsvatten vid reningsverk uppströms råvattenintaget. Sannolikheten för att infekteras beräknades sedan utifrån koncentrationer av de olika mikroorganismerna i råvatten genom QMRA- modellering. Genom denna modell kunde man simulera ett scenario där alla ovan beskrivna mikroorganismer tilläts intränga i vattenverket, något som kan inträffa vid oregistrerade höga halter av patogena mikroorganismer eller vid vattenbrist då Delsjöarna inte längre kan användas. Eftersom halter av virus och parasiter i normala fall inte analyseras rutinmässigt vid vattenverk finns det också en risk för resultat under gränsvärdet vid prover på indikatorbakterier som leder till en oförändrad drift med öppet råvattenintag där okända halter av virus och parasiter fritt kan tränga in i vattenverket. Vid ett scenario med nödbräddning av orenat avloppsvatten uppströms visade följande resultat att med nuvarande reningsteknik vid Alelyckan är riskökningen vid öppet intag av råvatten acceptabel för *Giardia*, på gränsen för *Cryptosporidium* och oacceptabel för noro- och enterovirus. Ökar koncentrationen i råvatten för någon av dessa organismer kan utfallet bli ett helt annat. Författarna i studien belyser vikten av ytterligare åtgärder för att förhindra intag av avföringspåverkat råvatten genom bland annat informationsutbyte om eventuella händelser från reningsverk uppströms.

3.8 Riskanalysverktyget QMRA

QMRA

QMRA står för Quantitative Microbial Risk Assessment (*sv kvantitativ mikrobiologisk riskanalys*) och är ett verktyg utformat för riskanalyser inom dricksvattenrening med syfte att säkerställa en god dricksvattenkvalitet från källa till kran enligt organisationen Svenskt Vatten. Modellen är lämpad att användas av både kommuner och dricksvattenproducenter med ytvatten som dricksvattenkälla. Anledningen till att denna modell arbetades fram var just det faktum att stickprovtagning av indikatorbakterier i råvatten uppvisar flera brister. Provtagningen är inte kontinuerlig, analyserna tar lång tid och organismerna är inte representativa. Det är även svårt att upptäcka patogener i låga halter vilket gör det svårt att detektera mikroorganismer både i råvattenprover och i färdigt dricksvatten där halterna kan vara nära noll. Det krävs antingen ganska höga halter smittämnen eller stora provtagningsvolymmer för att påvisa förhöjd risk. Dessvärre räcker det ibland med endast en mikroorganism för att insjukna (Haas et al., 1999). QMRA baseras istället på beräkningar och uppskattningar och gör en sammanvägning av de statistiskt beräknade riskerna. I modellen börjar man med att definiera om råvattnet utgörs av yt- eller grundvatten och grundprincipen idag är att modellen tillämpas på ytvatten. Vidare uppmäts koncentrationer i

vattnet av valda mikroorganismer och andra faktorer som avloppspåverkan tas med i beräkningarna. Sedan aktiveras eller avaktiveras processsteg i reningen för att efterlikna det aktuella vattenverket som ska modelleras. Varje reningssteg i modellen ska beskrivas så utförligt som möjligt. Man kan i modellen även välja att modellera för normaldrift eller för drift under suboptimala förhållanden. Resultaten erhålls sedan som log-reduktion av risken för infektion efter processkombinationen och för varje enskilt steg. Risken för att insjukna anges både som sannolikhet och i DALYs (Disability Adjusted Life Years). Generellt sätt genomförs en QMRA för ett visst system enligt följande steg:

1. **Identifiering av risker.** Beskrivning av effekterna på människans hälsa av respektive risk. Bestämning av normal drift och definition av önskat slutresultat.
2. **Bedömning av exponering.** Kvantifiering av dos, dvs. den mängd av patogener som konsumenten får i sig via dricksvattnet under olika förhållanden. För detta krävs råvatteninformation, reduktion (genom verkets reningssteg) och konsumtionsmönster.
3. **Dos-responssamband** mellan dos och risk för hälsoeffekt (insjuknande).
4. **Risikkaraktärisering.** Är en sammantagen riskprofil enligt angivna uppgifter för utvärdering av variabilitet och osäkerhet. (Westrell et al., 2003).

Styrkan med QMRA- modellering ligger i att man snabbt kan påvisa var i barriärsekvensen som brister och svagheter i beredningsprocessen finns för olika typer av scenarion, som t.ex. vid avloppspåverkan med virus eller parasiter och ett vattenverk som ger dålig reduktion i halten av dessa.

De lägsta infektionsdoserna som krävs för utveckling av gastroenterit skiljer sig åt beroende på typ av smittämne, infektionsdos och mottagarens immunförsvar. Nedan följer en översikt på ungefärliga infektionsdoser för de vanligast förekommande smittämnena relaterade till vattenburen smitta.

Organism	Relativ infektionsdos
<i>E-coli</i>	Okänd
<i>Campylobacter</i>	Låg
<i>Salmonella</i>	Ca 100 000 bakterier
<i>Shigella</i>	Ca 10-100 bakterier
<i>Norovirus</i>	Ca 18-1000 viruspartiklar
<i>Cryptosporidium</i>	Låg, under 10 organismer (oo) cystor
<i>Giardia</i>	Låg, under 10 organismer (oo) cystor

Halterna av ett specifikt smittämne i avföring är ofta stora. En individ som infekterats med *Norovirus* kan t.ex. utsöndra upp till tio miljarder viruspartiklar per gram avföring (SLV). För *Giardia* och *Cryptosporidium* har halter upp till 100 miljoner (oo)-cystor per utsöndrad gram avföring uppmätts hos infekterade djur och människor (Hansen, A. 2011).

3.9 Brister med QMRA modellen

En QMRA riskanalys speglar inte verkligheten, men kan hjälpa till att ge en idealiserad och förenklad bild av denna. Då kvaliteten på indata styr resultaten man erhåller är det viktigt med en detaljerad beskrivning av processen samt med korrekta värden på uppmätta halter av patogener i råvatten för en korrekt analys. Detta är dock inte helt enkelt då underlaget för patogener i vattentäkten oftast är tunt och varierar över tid. Dock är möjligheterna till relativa jämförelser goda med denna typ av analys. Man kan dra slutsatser om hur förändringar i råvatten eller i reningsprocessen vid ett vattenverk påverkar kvaliteten på dricksvattnet och därmed utvärdera risken för smitta (SVU). Modellernas styrka är att man också kan räkna på ”värsta fall”, dvs. maximala halter av parasiter.

4 Hälsoeffekter av vattenburen smitta

4.1 Symptom och behandling vid vattenburen smitta

Symptomen beror i huvudsak på vilket smittämne som kommit in i dricksvattenssystemet. Dock orsakar de flesta vattenburna patogener en oftast övergående gastroenterit med likartade symptom. Många av symptomen som diarré, buksmärta och feber samt illamående och/eller kräkningar är dessutom vanligt förekommande vid andra tillstånd, något som troligen bidrar till den underdiagnostik som idag finns. Behandlingen styrs av den aktuella smittan, något som normalt kan fastslås genom faecesodling samt påvisande av maskägg eller cystor i faeces. Tillståndet läker oftast ut av sig själv på några dagar och behandling med antibiotika undviks i det längsta då denna kan selektera fram resistenta bakterier. Vid virusorsakad gastroenterit finns ingen riktad behandling varvid endast symptomlindring tillgås (SMI). Följderna av en infektion med vattenburen smitta varierar men tillståndet kan övergå i allvarligare kroniska besvär som uppträder hos i genomsnitt 1-3 % av fallen (Lindsay et al., 1997).

Man vet sedan tidigare i Sverige att norovirus utgör en betydande orsak till insjuknande i akut gastroenterit (Hedlund et al., 2000) samt att källan till ”dricksvattenburna” utbrott av norovirus är avloppsbräddning (Carrique-Mas et al., 2003; Nygård et al., 2003).

4.2 Utsatta grupper i samhället

Vissa grupper i samhället är dock känsligare och mer utsatta för smittämnen än andra. Det handlar inte bara om barn och äldre utan även om personer med nedsatt immunförsvar som löper större risk att insjukna vid lägre halter av ett smittämne än andra. En gastroenterit orsakad av *Norovirus* är i de flesta fall övergående och läker i regel ut på två-tre dagar hos en fullt frisk individ. Det är dock vanligt att symptomen hos barn yngre än 12 år kvarstår i över fyra dagar och att personer över 80 år behöver sjukhusvård (Atmar, R. 2010). Barn, äldre och kroniskt sjuka individer har även en större risk att drabbas av komplikationer i efterföljandet som uttorkning, elektrolytrubbningar (hypokalemi) och njurinsufficiens. Symptomen kan hos vissa även övergå i en mer kronisk form och kvarstå i flera år (Atmar, R. 2010). Personer med AIDS som infekteras med *Cryptosporidium* utvecklar i högre grad kronisk diarré och kan även få andra komplikationer som bukspottkörtel- och tjocktarmsinflammation. Många får även en asymptomatisk infektion (McOliver et al., 2009).

Den normala förekomsten av vattenburen smitta utgörs av de fall där inga uppenbara misstag i beredningen vid vattenverket kan identifieras – som inte utgör en del av kända utbrott – och där en ofta låggradig förorening av dricksvattnet, som ett resultat av den stora heterogeniteten av mikroorganismer i tid och rum, leder till att vissa individer insjuknar och andra inte. Studier gjorda i USA har redan visat på hur små förändringar i dricksvattenkvaliteten, som inte föranletts av några utbrott, har resulterat i en ökning av sjukhusinläggningar av både barn och äldre (Schwartz et al., 1997; Schwartz et al., 2000). Dessa grupper skulle även i Sverige kunna spegla den annars okända endemiska nivån av dricksvattenburen smitta som hittills är okänd och som föreslagits vara den viktigaste ur risksynpunkt (Westrell et al., 2003). Vid kända utbrott ligger t.ex. den rapporterade incidensen på cirka 20-90 % av alla anslutna till ett vattenverk (Lindberg et al., 2005) Detta tyder på att underrapportering och underdiagnostik i dessa sammanhang troligen är ett existerande problem.

4.3 Studier på samband mellan magtarmsjuklighet och extrem nederbörd

I Sverige har man hittills gjort få vetenskapliga studier på sambandet mellan extrem nederbörd och gastrointestinal (GI) sjuklighet. Även det mesta av litteraturen utomlands har fokuserat på rapporterade utbrott kopplade till vattenburen smitta (Reynolds et al. 2008). Det börjar dock komma fler studier som också undersöker den endemiska smittorisken. En nyligen publicerad artikel från ett institut i USA har tittat på akuta sjukhusinläggningar för gastrointestinal sjuklighet 1-7 dagar efter extrem nederbörd och för perioden sett en ökning med 11 % av akutbesök bland barn. Den vanligaste orsaken till angivna mag-tarm symptom var av viral genes med påvisande av både entero-, noro- och calicivirus. Associationen var statistiskt signifikant och föregicks inte av något rapporterat utbrott (National Institute of Environmental Health Sciences, 2010) Eftersom oklarhet har rått i huruvida den endemiska nivån av GI-sjuklighet också samvarierar med nederbörd på samma sätt som rapporterade utbrott är ovanstående studie en indikation på att sambandet kan existera.

4.4 Utbrottet av *Cryptosporidium* i Östersund

Den 26 november 2010 uppdagades det i media om att ett stort antal innevånare i Östersund plötsligt insjuknat i magsjuka. Då antalet drabbade personer var stort och dessutom återfanns inom ett och samma område med gemensamt ledningsnät började man misstänka att smittan var vattenburen. Avföringsprover från insjuknade personer visade förekomst av parasiten *Cryptosporidium*. SMI tog prover på både ingående råvatten från Storsjön och på utgående dricksvatten. Den 29 november kom resultatet som konstaterade att parasiten

Cryptosporidium fanns i det kommunala dricksvattnet i Östersund. Enligt SMI var då sannolikheten hög att källan till utbrottet av magsjuka var just det kommunala dricksvattnet.

Följande uppmaning gick ut till innevånarna i kommunen: *”Det kommunala dricksvattnet i Östersund, Brunflo, Lockne, Frösön och sträckan från Genvalla till Orrviken samt områdena Byskogen och Sånghusvallen i södra Ås, Krokoms Kommun, har visat förekomst av parasiten Cryptosporidium som ger magsjuka.” Därför ska vatten som skall användas till dryck, matlagning och tandborstning kokas upp. Östersunds kommun rekommenderar för säkerhets skull också kokning för hushåll med enskilt vatten från Locknesjön och Näkten. Det finns cryptosporidier i det utgående vattnet från avloppsreningsverket i Fåker och Lockne”.*

Under veckorna efter att utbrottet blivit känt arbetade man på bred front i Östersund med att försöka lokalisera smittkällan. Flera brister i avloppsnätet konstaterades och enskilda platser med höga halter *Cryptosporidium* lokaliserades. Den 3 december påbörjades även planeringen kring inköpet av en UV-anläggning som skulle inaktivera parasiterna i vattnet. UV-aggregatet installerades vid Minnesgårdets vattenverk och blev klar för provdrift i slutet på december. När man sedan var säker på att det utgående dricksvattnet från vattenverket var rent, påbörjades arbetet med att även spola rent det 350 km långa ledningsnätet som fanns i kommunen samt ett tiotal reservoarer. Detta arbete tog flera veckor under vilka innevånarna i Östersund fortfarande tvingades koka sitt dricksvatten.

I samband med utbrottet lades även en webbenkät ut på kommunens hemsida för att kunna bedöma omfattningen av utbrottet samt för att hjälpa berörda myndigheter att finna smittkällan. När webbenkäten stängdes ner den 13 december 2010 hade antalet nyinsjuknade stadigt sjunkit. 12 400 östersundsbor hade då gått in på enkäten och beskrivit sina symptom.

Den 18 februari 2011 hävdades kokningspåbudet och dricksvattnet i kommunen friklassades. Enligt kommunen hade 50 000 människor fått koka sitt dricksvatten i sammanlagt 12 veckor och enligt officiella siffror hade cirka 12 000 drabbats av *cryptosporidium* associerad gastroenterit.

Smittkällan är ännu inte identifierad, felkopplingar av avlopp liksom bräddning av avloppsvatten vid skyfall tidigare under hösten diskuteras som möjlig orsak. Det otjänliga vattnet bedöms i december 2011 att ha orsakat 27 000 sjukdomsfall. Samhällskostnaderna för utbrottet uppskattas till 220 miljoner kronor, givet att 45 % av de exponerade invånarna insjuknat (Lindberg A et al, 2011). Kostnaden för *Cryptosporidium*provtagningar i vatten uppgick till cirka 450 000 kr (*Östersunds Vatten*).

4.5 Tidigare kända utbrott av vattenburen smitta i Sverige och utomlands

- I Boden inträffade 1988 det hittills största svenska utbrottet av vattenburen smitta med 11 000 fall. Orsaken var en nyinstallation vid vattenverket som satte kloreringen ur spel (SMI).
- I Skåne vid Ringsjöverket skedde ett större vattenburet utbrott 1995. Vattenverket använder sig av ytvatten och försörjer cirka 80 000 personer i flera kommuner i Skåne. Orsaken var att man temporärt övergick till användning av en reservvattentäkt med sämre mikrobiologisk kvalitet. För att motverka den dåliga smaken på vattnet minskade man på kloreringen. Det ledde till att 10 000 personer insjuknade (Wahren 1996).
- I Jönköping inträffade ett utbrott genom att avloppsförorenat åvatten trycktes in i det kommunala nätet via en illegal korskoppling. Åvattnet tog sig sedan vidare in på det kommunala nätet vilket ledde till att ett stort antal personer insjuknade i gastroenterit. Tre olika sjukdomsagens kunde påvisas: *Campylobakter*, *Giardia lamblia* samt *Cryptosporidium* (SMI).
- I Bispgården inträffade 1986 ett vattenburet utbrott där 1 120 människor insjuknade. Vid denna händelse förorenades grusfilterbrunnar av närbelägna bräddavlopp från en avloppspumpstation (SMI).
- I början av sommaren 2001 insjuknade minst 200 personer i gastroenterit efter en kort vistelse på ett konferenscenter i Stockholm. De flesta hade endast druckit vatten på platsen. Från de drabbade personerna lyckades man sedan isolera identiska norovirusstammar som sedan återfanns i dricksvattnet (SMI).
- Under sportlovsveckan 2002 insjuknade plötsligt runt 400 personer på en skidort i Sälen i vinterkräksjuka. Byn hade tre olika kommunala vattentäkter. Eftersom ingen orsak kunde identifieras vidtogs heller till en början inga åtgärder. Senare samma vår, efter att ytterligare sjukdomsfall konstaterats, upptäcktes en spricka i ett avloppsrör beläget 10 meter från brunnen (SMI).

- I Lilla Edet 2008 insjuknade under hösten cirka 2 400 personer i gastroenterit efter att ha druckit kranvatten. Man lyckades aldrig spåra källan men i avföringsprover från drabbade patienter påvisades både *Calicivirus* och andra mag-tarm virus (SMI).
- I Galway på Irland 2007 insjuknade över 200 personer efter att ha druckit dricksvatten med höga halter *Cryptosporidium*. Corribfloden användes vid tidpunkten som råvattentäkt för två kommunala vattenverk. Påverkan på råvattnet efter en period med kraftiga regn ansågs vara orsaken. 6 personer blev allvarigt sjuka (Bergstedt et al, 2008).
- I Milwaukee 1993 insjuknade 400 000 personer efter att kraftiga regnfall bidragit till höga halter av *Cryptosporidium* i Lake Michigan, varifrån de två kommunala vattenverken tog sitt råvatten. Parasiten tog sig igenom alla de normala barriärsteg som ytvattenverk använder sig av vid beredning av dricksvatten. Efter att ha sett hur turbiditeten sakta ökade i det utgående dricksvattnet valde man att gå ut med en kokningsrekommendation. Över 100 personer avled framför allt barn och äldre (Mac Kenzie et al., 1994).

5 Klimateffekter

5.1 Torka och extremväder

Klimat- och sårbarhetsutredningens betänkande från 2007 varnar för att konsekvenserna av de pågående klimatförändringarna på sikt kommer att innebära stora utmaningar för dricksvattenförsörjningen i Sverige. I norra och västra Sverige väntas nederbörden öka under både sommar- och vinterhalvåret. För sydöstra Sverige blir det torrare sommartid. Risken för extremväder i form av kraftig nederbörd väntas dock öka i frekvens i hela landet och då speciellt sommartid. Skyfall och risken för höga flöden, med översvämningar som följd, kommer att öka. Även om Sverige idag har en relativt god råvattenkvalitet så kan klimatförändringarna komma att ge störningar i ett mycket känsligt och sårbart system som generellt sett inte är anpassat för annat än ”normala förhållanden”. Detta har exemplifierats både genom utbrottet av *Cryptosporidium* i Östersund och i samband med den kraftiga vårfloden 2010 då många kommuner tvingades gå ut med kokningsrekommendationer sedan den mikrobiologiska kvaliteten på dricksvattnet satts ur spel. Klimat och sårbarhetsutredningen gör bedömningen att frekvensen extremväder i Sverige kommer att öka under de närmaste 20-100 åren (SOU 2007:60).



Översvämmad dagvattenbrunn i samband med kraftig nederbörd i Sundsvall, sommaren 2006. Foto: Sundsvalls Tidning

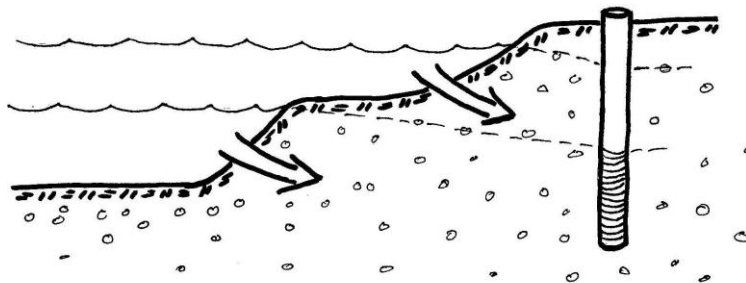
Översvämningar, skyfall, stormar med intervall av värmeböljor och torka kan få allvarliga konsekvenser för vår dricksvattenförsörjning. En ökad nederbörd med inslag av extremväder och översvämningar medför en ökad risk genom

förorening av vattentäkter, ledningsbrott och långvariga elavbrott. Råvattnet i många ytvattentäkter kommer att bli grumligare med högre innehåll av humus och närsalter. Ökade humushalter leder till att barriärverkan genom klordesinfektion blir kraftigt försämrad. Klor reagerar med organiska kväveföreningar och bildar kloraminer som har en sämre effekt mot mikroorganismer. Även desinfektionsmedel som klordioxid och ozon påverkas negativt av vatten med höga humushalter. Ozon bryts ner till kolföreningar som vidare kan fungera som näring för mikroorganismer (Borek och Mehlman, 1983).

Markavsköljning i samband med skyfall och översvämningar innebär inte enbart en ökad risk för mikrobiologisk förorening - vid avrinning från gödslade betesmarker. Det medför även en risk för kemisk spridning då kemikalier från gammal industrimark, vägrenar och deponier kan förorena både yt- och grundvattentäkter. Uppehållstiden i mark för kemiska föroreningar är lång och detta kan i värsta fall leda till att en råvattentäkt slås ut under många år. Dessutom försämras reningseffekten avseende kemiska föreningar i vatten med höga halter av organiskt material.

Hur framtida klimatförändringar kommer att påverka tillgången och kvaliteten på grundvattnet har undersökts vid Sveriges geologiska undersökning (SGU). Resultaten visar att grundvattennivåerna kommer att öka i början av året som en konsekvens av den tidiga snösmältningen. Under sommaren kommer nivåerna troligtvis vara något lägre än idag vilket antas kunna bero på tidigare vår så att vattnets avsänkning börjar tidigare på året och därmed också fortsätter under en längre period. Under de sista månaderna på året ligger nivåerna relativt oförändrade jämfört med idag vilket förklaras genom att den nederbörd som idag faller i form av snö i framtiden kommer att falla i form av regn och främja grundvattenbildningen. Både låga och höga grundvattennivåer kan medföra nya utmaningar på olika sätt. Förhöjda grundvattennivåer medför att den omättade zonen i marken minskar vilket i sin tur även minskar markens förmåga till att rena vattnet. Samtidigt kan lägre grundvattennivåer medföra saltvatteninträngning vilket framförallt är ett problem vid kusterna (Sundén et al., 2010). Grundvattenbildningen genom inducerad infiltration påverkas också vid höga vattenflöden genom ett ökat tryck i grusåsar och sandbäddar vilket medför en sämre filtrationsförmåga och en kortare uppehållstid för filtrering (SOU 2007:60).

Vattenbrist som leder till vattenransoneringar minskar omsättningen och ökar uppehållstiderna i nätet, vilket påverkar risken för bakterietillväxt.



Översvämning vid inducerad infiltration kan skapa nya infiltrationsställen. Detta leder både till minskade uppehållstider i marken och till en sämre reduktion av smittämnen.
Illustrering: Mats Bergmark

5.2 Avloppsnet och bräddning

Nyligen publicerade SMHI och Stockholm Vatten en gemensam rapport på uppdrag av Mistra Swecia där man undersökt effekterna av framtida klimatförändringar på Stockholms stads avloppsnet. I Stockholm renas idag avloppsvattnen från över en miljon människor vid de två reningsverken i Henriksdal och Bromma som också tar emot en stor mängd dagvatten från smältsnö och regn. Det renade vattnet lämnar sedan reningsverken och löper med utgående strömmar ut i Östersjön. Gällande klimatscenarier visar på ökade regnmängder i kombination med stigande vattennivåer. Samtidigt fortsätter storstäder som Stockholm att växa, något som i sin tur resulterar i en större andel innevånare och en ökad belastning på avloppsnetet vars äldsta delar byggdes för 150 år sedan. Resultat från studien publicerad i denna rapport visar att vatteninflödet till Henriksdals reningsverk kan öka med mellan 15 och 20 % fram till nästa sekelskift något som i sin tur skulle öka risken för nödräddning. Beräkningar visar också på att volymen orenat vatten som släpps ut vid nödräddning kan komma att öka med upp till 5-10 % inom de närmaste 30 åren. Ett förändrat nederbördsmonster med ökad regnmängd och större vattenflöden under vinterhalvåret skulle enligt rapporten även kunna påverka reningsprocesserna negativt eftersom kallt vatten är svårare att rena. Samtidigt innebär högre vattennivåer i Mälaren och Östersjön på grund av fler och kraftigare skyfall en ökad risk för olika typer av översvämningar (Olsson et al., 2011).

5.3 Kostnader och anpassning

Kostnaderna för samhället vid vattenburen smitta är stora. I en studie som grundade sig på ett vattenburet utbrott och som drabbade cirka 3 000 personer beräknades några av kostnaderna totalt och lågt räknat till 4,8 miljoner kronor (Andersson et al. 1997). I den beräkningen ingick kostnader för sjukfrånvaro, sjukvårdskostnader, provtagning, utredningar samt kostnader för extra utrustning till vattenverket. Även en nyligen publicerad rapport från Rådet för Vatten och avloppssamverkan i Stockholms län (VAS-rådet) som analyserat kostnaden vid allvarliga störningar i vattenförsörjningen i två ”typkommuner” inom Stockholms län har visat att de största kostnaderna uppstår vid ett scenario med vattenburen smitta. Kostnaden uppgår då till cirka 136 miljoner kronor i en kommun med 20 000 innevånare och till 415 miljoner kronor i en kommun med 60 000 innevånare. I denna siffra inkluderas kostnader för eventuell sjukskrivning vid sjukdom. Om 40 % av alla innevånare som utsatts för smitta insjuknar och behöver sjukskrivas i 5 dagar uppgår kostnaden av detta till 2 000 kr/dag (Törneke K. och Engman M., 2009).

Den samlade kostnaden för att successivt anpassa svensk vattenförsörjning för de ökade riskerna som klimatförändringarna medför har av vissa uppskattats till 5,5 miljarder kronor för kommunal vattenförsörjning och till 2 miljarder kronor för enskild vattenförsörjning (SOU 2007:60). Kostnader vid händelse av ett vattenburet utbrott bör dock sättas i relation till kostnaderna för nödvändiga investeringar till avsikt att förebygga dessa händelser. Det är varje dricksvattenproducents ansvar att se över sina installationer och göra en egen riskbedömning för eventuella händelser.

Generellt sätt kan man dock säga att det är mer kostnadseffektivt att investera i anpassningsåtgärder i syfte att förebygga utbrott av vattenburen smitta.

Kostnader för anpassning vid ett kommunalt vattenverk kan variera kraftigt eftersom förutsättningarna för vattenrening ser olika ut på olika platser i landet. Kostnaderna för anpassningsåtgärder är beroende av råvattenkvalitet, installations- och driftkostnader samt av olika kringkostnader för utbyggnad och anslutning (Olof Bergstedt, Göteborg Vatten, muntligen). Vid implementering av UV-ljus är kostnaden även beroende av valet av lamptyp, låg- eller medeltryckslampor varav de förstnämnda är mer utrymmeskrävande men också mer energisnåla än medeltryckslampor (Per Ericsson, Norrvatten, muntligen). Den stora fördelen med UV-rening är att driftkostnaderna är relativt låga. Vid Norrvatten ligger den t.ex. på cirka 10 öre per kubikmeter. Investeringskostnaderna för installationen av UV-anläggningen i just Östersund blev cirka fyra miljoner kronor (Rickard Johnson, muntligen).

Vid Lackarebäcks vattenverk i Göteborg där man idag arbetar med detaljprojektering för installation av en ultrafilteranläggning uppgår kostnaderna för ultrafilterentreprenaden till cirka åttio miljoner kronor. Läger man till

anslutnings- och utbyggnadskostnader blir summan närmare fyrahundra miljoner kronor. Även för Alelyckans vattenverk diskuteras en implementering av ultrafilter (UF). Om installationen inte kräver någon utbyggnad av den befintliga anläggningen är kostnaden i storleksordningen fyrtio miljoner kronor (Olof Bergstedt, muntligen).

Världshälsoorganisationen (WHO) betonar i flera rapporter att mikroorganismer är den främsta risken förknippad med dricksvatten både i utvecklade och utvecklingsländer. Riskerna är utan tvekan störst vid avloppspåverkan på råvatten eftersom organismerna behåller sin infektionsförmåga i vatten även om de inte längre förökar sig. Riskerna är störst vad gäller virus och parasitära protozoer då bakterier som *Campylobacter* och *E-coli* normalt reduceras i ytvattenberedningen. Riskerna för denna typ av bakterier är störst vid mindre grundvattenverk som saknar lämplig desinfektion. Virus och parasiter är relativt tåliga mot klor och har en låg infektionsdos. De överlever länge i vatten och är svåra att analysera. Överlevnadstiden i råvatten för virus och parasiter ökar med kallare vatten, därför är det fel att påstå att ett varmare klimat ökar risken för vattenburen smitta. Dock medför en ökad medelnederbörd med inslag av mer extremväder och skyfall i kombination med kombinerade avloppssystem och oskyddade råvattentäcker direkta risker för dricksvattenförsörjningen. Ett varmare klimat kommer på andra sätt påverka reningsprocessen vid bl.a. ytvattenverk genom ökade humushalter med reningstekniska problem som följd. Riskerna för tillväxt i distributionsanläggningarna är också påtagliga och tillväxten av bakterier ute på nätet kan fördubblas vid en ökning av temperaturen med 10°C (SOU 2007:60).

5.4 Skydd av råvattentäkt

Förebyggande åtgärder som förhindrar förorening av råvattentäcker är grundläggande i allt anpassningsarbete. Exempel på sådana åtgärder kan vara konstruktion av separata system för både dag- och avloppsvatten; avledning av orenat dagvatten för att undvika att reningsverk överbelastas vid skyfall och att orenat avloppsvatten släpps ut till vattendrag och råvattentäcker; fysisk planering med syfte att skydda råvattentäcker och tillrinningsområden från både kemisk förorening och exploatering i sjönära eller låglänta områden samt inrättande av speciella skyddsområden för dricksvattenförekomster.



Vattenläcka i Sundsvall, hösten 2003. Foto: Sundsvalls tidning

Skydd av råvattentäkt/dricksvattenförekomst anses av många experter som det enskilt viktigaste arbetet för att säkerställa en fungerande och säker dricksvattenförsörjning även i framtiden. Cirka en tredjedel av alla kommunala grundvattentäkter saknar idag skyddsområden (Miljömålsrådet, 2010). Det gäller framförallt små vattentäkter. Samtidigt är en stor del av befintliga skyddsområden äldre än 25 år och behöver anpassas till nya förhållanden (*underlagsrapport till klimat- och sårbarhetsutredningen*). I arbetet med att klimatsäkra vattenförsörjningen bör man även undersöka om det finns en fungerande reservvattentäkt vid händelse att den ordinarie huvudvattentäkten inte längre går att använda. Det är även viktigt att på regional och lokal nivå utforma översikts- och detaljplaner som skyddar påverkan på råvattentäkter vid markanvändning i exploateringssyfte. Vid avvägning mellan ett områdes nyttjande för vattenförsörjning och annat nyttjande prioriteras det ändamål som främjar en långsiktig hushållning med mark och vatten (jfr 4 kap. 10 § MB). Kostnader för skyddsåtgärder måste ses i ljuset av att värdet av en stor vattentäkt naturligtvis är enormt stort.

5.5 Anpassning vid vattenverk och i ledningsnät

Allt anpassningsarbete bör föregås av en noggrann risk- och sårbarhetsanalys som skall inkludera risker och scenarier specifika för varje enskild vattentäkt samt förslag på åtgärder i syfte att minska dessa. Denna analys bör omfatta hela kedjan från tillrinningsområde till tappkran och konsument. Det är viktigt att med exempelvis QMRA göra riskskattningar för ”värsta fall”, vilket kan vara ett skyfall som medför en kraftigt avloppspåverkad vattenvolym med parasiter och virus.

Anpassning vid vattenverken kräver implementering av nya och effektivare säkerhetsbarriärer men även ökad kunskap hos VA-leverantörer/tjänstemän om effekter på beredningen vid variationer i råvattenkvaliteten. Det krävs även en ökad beredskap vid oväntade klimathändelser.

På senare år har det blivit allt vanligare att vattenverken inför UV-ljus som ett sätt att skydda sig mot virus och parasiter. Även metoder som ultrafiltrering, som rent fysiskt avlägsnar organismerna, är på framfart. Pilotprojekt med s.k. on-line mätning av dricksvatten i realtid har förekommit på flera håll i landet men tekniken är, som andra investeringar, kostsam för många kommunala vattenverk. Trots krav i dricksvattenföreskrifterna finns det idag fortfarande vattenverk som saknar larm på viktiga säkerhetsbarriärer som t.ex. klorering. Vid nödbräddning från reningsverk uppströms vattenverk spelar ansvariga på plats en viktig roll när det gäller att sprida information om händelsen till driftpersonal på vattenverket. Detta är ett relativt enkelt sätt att förebygga inträngning av sjukdomsframkallande organismer i verket genom att stänga intaget eller vidta andra skyddsåtgärder. Vad gäller ledningsnätet behöver förnyelsetakten trappas upp för att på sikt förhindra problem med läckage och förorening. Underhållning genom spolning och desinfektion av ledningar bör ske löpande och är av stor vikt för att förhindra tillväxt av mikroorganismer och bildning av biofilm.

5.6 Utbildning och forskning

Begränsade resurser vid mindre vattenverk medför inte bara personalbrist utan även begränsad utbildning hos dessa. Behov av fortlöpande utbildning samt kompetensutveckling hos driftpersonal vid vattenverk är viktigt ur riskanalyssynpunkt. Det behövs mer forskning kring förekomst och omfattning av sjukdomsframkallande mikroorganismer i svenska vattentäkter. Få vetenskapliga studier är gjorda utifrån svenska förhållanden och det saknas forskning kring den endemiska förekomsten av vattenburen smitta. Rådande expertis inom klimatforskning är eniga om att klimatförändringarna för Sveriges del kommer att innebära en ökning av perioder med extrem nederbörd med omväxlande perioder av torra. Ingen kan avgöra vilken roll som

klimatförändringarna kommer att ha för incidensen av vattenburen smitta i framtiden utan kunskap om rådande förhållanden på nationell nivå.

En god dricksvattenkvalitet även i framtiden förutsätter därför dels nya investeringar, för att skapa fler och effektivare säkerhetsbarriärer, men också en ökad medvetenhet hos dricksvattenproducenter om pågående klimatförändringar.

Bilaga

Checklista för analys av risk och sårbarhet i vattenförsörjningen

1. Beskrivning av vattentäkten och föroreningsrisker utifrån kartor och GIS.
2. Nedskalade klimatscenarier från SMHI, särskilt nederbörd (skyfall, torrperioder etc.), höga flöden, snösmältning och temperatur.
3. Scenarier för markanvändning (bebyggelse, infrastruktur, industrier mm) och befolkning.
4. Lista med möjliga händelser och deras konsekvenser för avloppssystem och utsläpp, avrinning, grundvattennivå, råvattenkvalitet, vattenverk och ledningsnät.
5. Lista med möjliga typer av förorening av råvattnet, särskilt smittämnen, uppskattning av halter vid råvattenintag utifrån mätningar och beräkningar.
6. Beskrivning av vattenverkets reningssteg och den förmåga de har att reducera föroreningarna under olika driftförhållanden.
7. Kvantitativ riskanalys utifrån punkt 1-6 och dos-responsantaganden t.ex. med hjälp av beräkningsverktyget QMRA, inkluderande "värsta fall".

Referenser

Andersson Y, de Jong B, Studahl A. (1997) Waterborne *Campylobacter* in Sweden: the cost of an outbreak. *Water Science and Technology*. 35 (11-12): 11–14

Andersson Y. (1992) Dricksvattenburna sjukdomsutbrott i Sverige – i ett historiskt, hygieniskt och tekniskt perspektiv. Avhandlingsarbete i Folkhälsovetenskap. MPH 1992:7 Nordiska Hälsovårdshögskolan, Göteborg

Anonym. Parasites in water – A nordic seminar. Rapport Tema Nord 2003:552 Nordiska Rådet. Köpenhamn.

Arai H, Arai M, and Sakumoto A. (1986) Exhaustive degradation of humic acid in water by simultaneous application of radiation and ozone. *Wat. Res* 20: 885-891

Atmar R. (2010) Noroviruses – State of the Art. *Food Environ Virol*. 117-126

AWWA. (1995) Evaluation of by-products produced by treatment of groundwaters with ultraviolet irradiation. American waterworks association, USA

Bergmark M, Jonsson Å, Nordensten C, Nyström P-E, Midlöv E. (2008) Översvämningarna i England sommaren 2007 med konsekvenser för dricksvattenförsörjningen. Observatörsstudie januari. Rapport från Livsmedelsverkets VAKA-grupp

Borek C and Mehlman M.A. (1983) Evaluation of health effects, toxicity and biochemical Mechanism of ozone. *Adv. Mod Environ. Tox* 5:325-361

Carrique-Mas J, Andersson Y, Petersen B, Hedlund K.O, Sjögren N & Giesecke J. (2003) A norwalk-like virus waterborne community outbreak in a Swedish village during peak holiday season. *Epidemiol. Infect.* 131(1), 737-744

Choi Y, and Choi Y- J. (2009) The effects of UV disinfection on drinking water quality in distribution systems. Elsevier, doi:10.1016/j.watres.2009.09.011

Crowther J, Wyer M.D, Bradford M, Kay D & Francis C. A. (2003) Modeling faecal indicator concentrations in large rural catchments using land use and topographic data. *J. Appl. Microbiol.* 94(6), 962-973

Dricksvattenförsörjning i ett förändrat klimat. Underlagsrapport för Klimat- och sårbarhetsutredningen SOU 2007:60. Bilaga B 13

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

Haas C.N, Rose J.B, Gerba C.P. (1999) Quantitative Microbial Risk Assessment, 1st ed. Johan Wiley & Sons, Inc

Hansen Anette. (2011) Giardia och Cryptosporidium i svenska ytvattentäkter. Rapport SMI & SVU

Hansen A, Stenström TA. (1998) Kartläggning av Giardia och Cryptosporidium i svenska ytvattentäkter. Rapport SMI & SLV

Hedlund K, O Rubilar-Abreu E. & Svensson L. (2000) Epidemiology of calicivirus infections in Sweden 1994-1998. *J. Infect. Dis.* 181(Suppl 2), S275-S280

Hällqvist Emma. Patogener i svenskt dricksvatten, reningsmetoder och framtida klimathot. Projektarbete vårterminen 2010. Uppsala universitet

Jonas Olsson, Joel Dahné, Jonas German, Bo Westergren, Mathias von Scherling, Lena Kjellson, Fredrik Ohls, Alf Olsson. (2011) En studie av framtida flödesbelastning på Stockholms huvudavloppssystem. Rapport SMHI & Stockholm Vatten

Kazmierczak J, Adiss J, Fox D. G, K. R, Rose J. B. & Davis J. P. (1994) A massive outbreak in Milwaukee of cryptosporidium infection transmitted through the public water supply. *N. Engl. J. Med.* 331(3), 161-167

Lindberg A, Lusua J, Nevhage B. Cryptosporidium i Östersund vintern 2010/2011, konsekvenser och kostnader av ett stort vattenburet sjukdomsutbrott, Försvarets Forskningsinstitut FOI-R--3376--SE

Lindberg T & Lindqvist R. (2005) Dricksvatten och mikrobiologiska risker. Rapport 28 Livsmedelsverket

Lindqvist R, Andersson Y, Lindback J, Wegscheider M, Eriksson Y, Tideström L. (2001) A one-year study of food borne illnesses in the municipality of Uppsala, Sweden. *Emerg Infect Dis.*; 7(3 Suppl):588-92

Lindsay JA. (1997) Chronic sequelae of food borne disease. *Emerg Infect Dis.* 3(4):443-52.

Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (SLVFS2001:10)

Lundberg Abrahamsson, Ansker J. & Heinicke G. (2009) MRA – Ett modellverktyg för svenska vattenverk. Rapport 50. Svenskt Vatten Utveckling.

McOliver CC, Lemerman HB, Silbergeld EK, Moore RD, Graczyk TK. (2009) Risks of recreational exposure to waterborne pathogens among persons with HIV/AIDS in Baltimore, Maryland. *American Journal of Public Health.* 99: 1116-1122

Miljömålsrådet (2010) Miljömålen - svensk konsumtion och global miljöpåverkan.

Miljömålsrådets uppföljning av Sveriges miljömål de Facto 2010.

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Sveriges-miljomal--for-ett-hallbart-samhalle/>

Nygård K, Torven M, Ancker C, Knauth S. B, Hedlund K. O, Giesecke J, Andersson Y. & Svensson L. (2003) Emerging genotype (GGIIb) of norovirus in drinking water. *Sweden. Emerg. Infect. Dis.* 9(12), 1548-1552

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

Ottoson J. (2001) *Giardia* and *Cryptosporidium* in Swedish wastewater treatment plants. *Svenskt Vatten* 57(4), 283-289

Payment P, Richardsson L, Siemiatycki J, Dewar R, Edwardes M, Franco E. (1991) A randomized trial to evaluate the risk of gastrointestinal disease due to consumption of drinking water meeting current microbiological standards. *Am. J. Public Health.* 81:703-708

Reynolds KA, Mena KD, Gerba CP. (2008) Risk of waterborne illness via drinking water in the United States. *Rev Environ Contam Toxicol* 192:117–158

SCB (2003) Statistical Data for Drainage Areas 2000. Statistics, Sweden, Stockholm.

Schwartz J, Levin R, Goldstein R. (2000) Drinking water turbidity and gastrointestinal illness in the elderly of Philadelphia. *J. Epidemiol Community Health.* 54 : 45-51

Schwartz J, Levin R, Hodge K. (1997) Drinking water turbidity and pediatric hospital use for gastrointestinal illness in Philadelphia. *Epidemiology.* Vol. 8. No.6. 615-620

SLV *Campylobacter* i kött och vatten. (2002) Kartläggning av *Campylobacter* i rått kött och råvatten till dricksvatten i Sverige år 2000. Rapport 10. Livsmedelsverket, Uppsala.

SMI 210 Statistics from the Swedish Institute for Infectious Disease Control. Accessed in 22 July 2010. Available at: <http://www.smittskyddsinstitutet.se>

Stenström TA. (1994) A review of Water-borne Outbreaks of Gastroenteritis in Scandinavia. Golding AMB, Noah N, Stanwell-Smith R (eds) *Water and Public Health.* Smith-Gordon, London, sid 137-143

Stenström TA. (1996) Sjukdomsframkallande mikroorganismer i avloppssystem. Riskvärdering av traditionella och alternativa avloppslösningar. Rapport 4683. Naturvårdsverket, SMI och Socialstyrelsen, Stockholm.

Sundén Gustav och Maxe Lena. SGU samt Dahné Joel. (2010) SMHI. Grundvattennivåer och Vattenförsörjning vid ett förändrat klimat. SGU Rapport 12

Svensson K, Beckman-Sundh U, Darnerud P.O, Forslund K, Johnsson H, Lindberg T, Sand S. (2009) Kemisk riskprofil för dricksvatten. Rapport 14. Livsmedelsverket.

Thuresson L. (1992) Dricksvattenteknik. Ytvatten. *Bok utgiven av: VAV. Svenska vatten och avloppsföreningen. (D.v.s. före detta Svenskt Vatten).*

Törneke K, Engman M. (2009) Samhällskostnader vid störningar i dricksvattenförsörjningen. VAS-rådet. Rapport nr 7. ISSN 1653-8870

Wahren H. (1996) Stort vattenburet utbrott i Skåne 1995. Rapport nr 3. SLV.

Van der Bruggen B, Vandecasteele C. (2002) Removal of pollutants from surface water and groundwater by nanofiltration: overview of possible applications in the drinking water industry. *Environmental Pollution* 122 (2003) 435-445

Westrell T, Bergstedt O, Stenström TA, Ashbolt NJ. (2003) A theoretical approach to assess microbial risks due to failures in drinking water systems. *Int. J. Environm. Health Res.* 13(4):181-197

WHO. (2003) Emerging Issues in Water and Infectious Disease. World Health Organization, Geneva.

Vägledning till Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten.

Yahya M.T, Bluff C.B, Gerba C.P. (1993) Virus removal by slow sand filtration and nanofiltration. *Water Sci. Technol.* 27 (3-4), 445-448

Åström J, Pettersson S, Bergstedt O, Pettersson T. & Stenström T. A. (2007) Evaluation of the microbial risk reduction due to selective closure of the raw water intake before drinking water treatment. *J. Wat. Health* 5 (Suppl. 1), 81-97

Åström J, Pettersson T. J. R. & Stenström T. A. (2007) Identification and management of microbial contaminations in a surface drinking water source. *J. Wat. Health* 5 (Suppl), 67-79