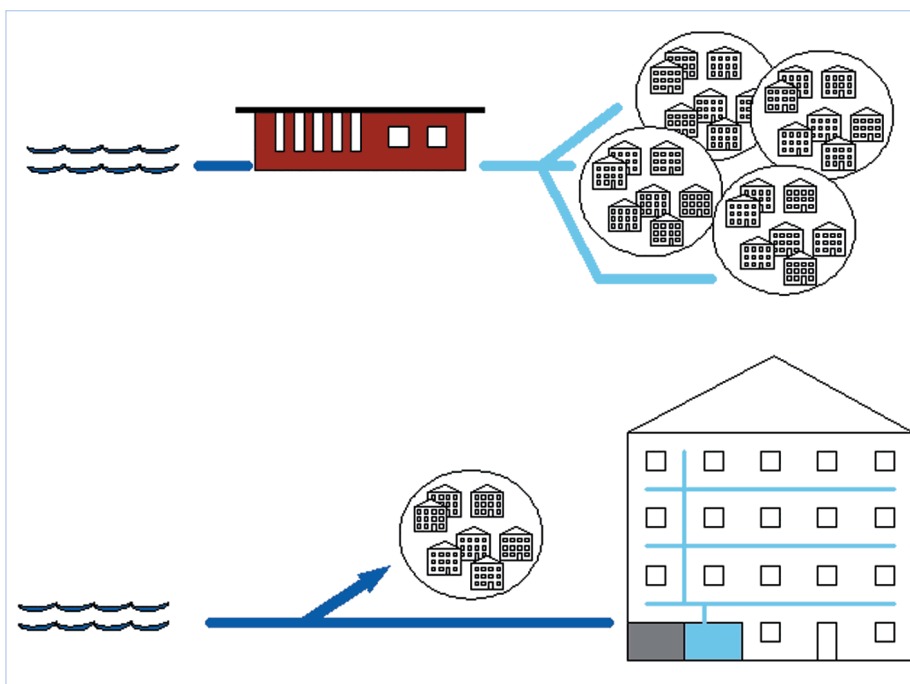


Systemanalys av dricksvattenförsörjning med avseende på mikrobiologiska barriärer och miljöpåverkan

*Erik Kärrman
Olof Bergstedt
Therese Westrell
Gerald Heinicke
Thor-Axel Stenström
Torsten Hedberg*



VA-Forsk

VA-Forsk är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet. FoU-avgiften är för närvarande 1,05 kronor per kommuninnevånare och år. Avgiften är obligatorisk. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

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

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvattenrening
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

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

Anders Lago, ordförande	Södertälje
Olof Bergstedt	Göteborgs VA-verk
Roger Bergström	Svenskt Vatten AB
Daniel Hellström	Stockholm Vatten AB
Stefan Marklund	Luleå
Mikael Medelberg	Roslagsvatten AB
Anders Moritz	Linköping
Peter Stahre	VA-verket Malmö
Jan Söderström	Sv Kommunförbundet
Göran Tägtström	Borlänge
Agneta Åkerberg	Falkenberg
Steinar Nybruket, adjungerad	NORVAR, Norge
Thomas Hellström, sekreterare	Svenskt Vatten AB

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

VA-Forsk
Svenskt Vatten AB
Box 47607
117 94 Stockholm
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se

Rapportens titel:	Systemanalys av dricksvattenförsörjning med avseende på mikrobiologiska barriärer och miljöpåverkan
Title of the report:	Systems analysis of drinking water systems including microbial barriers and environmental impact
Rapportens beteckning	
Nr i VA-Forsk-serien:	2004-12
ISSN-nummer	1102-5638
ISBN-nummer	91-85159-18-2
Författare:	Erik Kärrman, Scandiaconsult/ECOLOOP; Olof Bergstedt, Kretsloppskontoret/VA-verket, Göteborg; Therese Westrell, Smittskyddsinstitutet; Gerald Heinicke, Vatten Miljö Transport, Chalmers; Thor-Axel Stenström, Smittskyddsinstitutet; Torsten Hedberg, Vatten Miljö Transport, Chalmers
VA-Forsk-projektnr:	21-101
Projektets namn:	Systemanalys av dricksvattenförsörjning med avseende på mikrobiologiska barriärer, miljöpåverkan och resurshushållning
Projektets finansiering:	VA-Forsk, Mistra-programmet Urban Water, Göteborgs stad
Rapportens omfattning	
Sidantal:	39
Format:	A4
Upplaga:	800
Sökord:	Miljösystemanalys, materialflödesanalys, mikrobiell riskanalys, mikrobiologiska barriärer, dricksvattensystem
Keywords:	Environmental systems analysis, material flow analysis, Microbial risk assessment, drinking water systems
Sammandrag:	Rapporten redovisar metodik för att systemanalytiskt jämföra olika dricksvattensystem med avseende på mikrobiologiska barriärer, miljöpåverkan och hushållning med naturresurser. I studien ingår fallstudier i Göteborg.
Abstract:	This report presents methodologies for systems analysis of drinking water systems with emphasis on microbial barriers, environmental impact and conservation of natural resources. Case studies in Göteborg are included.
Målgrupper:	Beslutsfattare, forskare, förvaltningar, konsulter, miljömyndigheter
Omslagsbild:	Gerald Heinicke, Chalmers
Rapporten beställs från:	Svenskt Vattens distribution, Box 262, 591 23 Motala. Finns även att hämta hem som pdf-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2004
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

Förord

Även om vattenförsörjningens resursförbrukning utgör en mycket liten del av vår dagliga resursförbrukning finns all anledning att söka nya vägar för att lösa uppgiften så effektivt som möjligt. En stor del av dricksvattenberedningen görs för att anpassa vattnet så att det skall klara transporten i rörnätet. Nya erfarenheter och rön visar att dagens dricksvattenberedning kanske inte ger en tillräckligt hög säkerhet mot vattenburen smitta samtidigt som kostnaderna för den i Sverige nya membrantechniken minskar. Rapporten belyser vilka möjligheter och vilka hinder som uppstår om man distribuerar ett råvatten som före beredning har hyfsade korrosionsegenskaper och sedan löser reningen där vattnet skall användas. Nyfikenheten på detta och membrantechniken ur ett långsiktigt hållbarhetsperspektiv delades av forskarna i Urban Water och Kretsloppskontoret/VA-verket i Göteborg och VA-Forsk fann projektiden intressant för branschen.

Denna rapport ger förslag på metodik för att analysera olika dricksvattensystem ur två viktiga hållbarhetsaspekter: hygien och miljö. Rapporten tar upp olika varianter av välkända processutformningar i vattenverk såväl som mer oprövade membranlösningar.

Therese Westrell har gjort den mikrobiologiska riskvärderingen och Erik Kärrman miljösystemanalysen. Gerald Heinicke har till största delen gjort litteraturstudien av membran för vattenförsörjning. Olof Bergstedt har varit ledande i analys av resultaten med utgångspunkt från branschens behov medan Torsten Hedberg och Thor-Axel Stenström har bidragit med sakkunskap.

Vi vill speciellt tacka Gullvy Hedenberg och Mats Engdahl för deras värdefulla synpunkter på konceptet till rapport samt Frank Persson och Sven-Eric Kristensson för att de delat med sig av sina erfarenheter av membran som de skaffat sig i de nu pågående pilotförsöken.

Författarna, Göteborg och Stockholm, maj 2004

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	7
Summary	8
1 Bakgrund och Syfte	9
1.1 Introduktion	9
1.2 Syfte	10
1.3 Dricksvattensystem – internationell utveckling ur ett svenskt perspektiv	10
1.3.1 Riktlinjer och normer	10
1.3.2 Att välja beredningsprocess	13
1.4 Dricksvattenberedning idag och i framtiden	14
1.4.1 Dagens svenska dricksvattenberedning och aktuella utvecklingstrender	14
1.4.2 Kort om de aktuella beredningsmetoderna	14
1.4.3 Membranteknik	15
2 Förutsättningar och metoder	19
2.1 Systemstrukturer och systemgräns	19
2.1.1 Konventionellt system	19
2.1.2 Decentraliserad rening med membranteknik	19
2.2 Metoder	20
2.2.1 Miljösystemanalys	20
2.2.2 Mikrobiell riskvärdering	21
2.3 Förutsättningar	22
2.3.1 Miljösystemanalys	22
2.3.2 Mikrobiell riskvärdering	22
3 Resultat och diskussion	23
3.1 Miljösystemanalys	23
3.1.1 Konventionell vattenberedning	23
3.1.2 Membranlösningar	26
3.2 Mikrobiell riskvärdering	27
3.2.1 Konventionell vattenberedning	27
3.2.2 Decentraliserad membranrening	29
3.3 Diskussion och slutsatser	30
4 Rekommendationer	31
Referenser	32
Bilaga A: Avskiljningsprocesser för olika föroreningar, modifierad efter AWWA (1999)	36
Bilaga B: Underlag för mikrobiologisk riskvärdering	37
Bilaga B: Referenser	38

Sammanfattning

I denna rapport redovisas metod och tillämpning för miljösystemanalys och mikrobiell riskvärdering för dricksvattensystem. Olika varianter av idag tillämpad dricksvattenberedning har studerats liksom två lösningar som bygger på decentraliserad dricksvattenberedning med hjälp av membranteknik. Den viktigaste uppgiften för uthålliga VA-system är att förhindra smittspridning. Av den mikrobiella riskvärderingen framgår att det kan finnas en risk att infekteras av virus och parasiter. Riskerna är mycket, mycket liten i förhållande till om man dricker obehandlat ytvatten.

Den vanligaste processkombinationen i svensk dricksvattenberedning (kemmällning/sedimentering/snabbfiltrering/ klorering) minskar riskerna jämfört med att dricka ytvatten med flera tiopotenser, men beräkningarna visar att det kan finnas en oacceptabel kvarstående risk framförallt från parasiter och virus. Tillgången på data om halter och reduktion vid beredning under svenska förhållanden är dock mycket begränsad för parasiter och virus vilket gör riskvärderingen osäker. Långsamfilter eller byte av desinfektionsmetod från klor till UV kan enligt beräkningarna minska risken för parasitinfektioner betydligt, men en oacceptabel risk med avseende på virus kan mycket väl kvarstå. Membran i flera steg eller i kombination med andra barriärer skulle kunna ge en mycket hög säkerhet mot vattenburen smitta. Lösningar med membran för att uppnå tillräcklig barriärverkan mot vattenburen smitta beräknas ge en acceptabel energianvändning. Decentraliserade system med ett stort antal anläggningar i staden kan dock orsaka höga kostnader och driftbesvär. Återväxt av bakterier i lagringstankar skulle kunna leda till fall med större risker än nuvarande system.

Den mest betydelsefulla miljöparametern var energianvändning som i dricksvattensystem utgör ca 0,1 % av den totala energianvändningen per person i Sverige. Energiåtgång i ett livscykelperspektiv kan ge en god approximation av miljöpåverkan vid översiktliga jämförelser av olika vattenförsörjningssystem. En stor del av energibehovet utgörs av pumpenergi. Även om energieffektivisering alltid är värt att sträva efter, både ur miljömässig och ekonomisk synvinkel, så är det orimligt att genomföra energi- och kemikaliebesparande åtgärder om de försämrar vattnets kvalitet. Det kan till och med vara motiverat att öka resursanvändningen om en uppgradering av t.ex. mikrobiologiska barriärverkan bedöms som nödvändigt.

För att klarlägga riskerna för vattenburen smitta i svensk vattenförsörjning behövs bättre data om förekomsten av sjukdomsframkallande mikroorganismer i svenska vattentäkter. Pilotförsök med möjligheter att tillsätta indikatorer för avskiljning och att simulera driftstörningar behövs såväl som metoder att avgöra desinfektionens effektivitet. Möjligheterna till internationellt samarbete för direkt tillgång till den senaste utvecklingen och finansiering av utveckling i Sverige bör tas tillvara.

Summary

In this report, methods of Environmental Systems Analysis (ESA) and Microbial Risk Assessment (MRA) applied to drinking water systems are presented. Conventional treatment combinations as well as two decentralised solutions using membrane technology have been studied. The most important aspect of sustainable drinking water systems is to avoid spreading of disease. There are several $\log_{10}$ lower risk to drink water from a typical Swedish combination of drinking water treatment (Chemical treatment/Sedimentation/ Filtration/Chlorination) compared to drinking raw water, but the treated water can still include a remaining risk mainly due to parasites and viruses. There is however a lack of available data on loads and reductions under Swedish conditions which means that the risk assessment is uncertain.

Slow sand filters or exchange of disinfection method from chlorination to UV can, according to the calculations, diminish the risks for parasite infection significantly, but an unacceptable viral risk can possibly remain. Membrane filtration, in two stages or in combination with other barriers, could achieve a very safe system against waterborne infection. Solutions with membranes can both achieve an acceptable barrier against infection and use energy to an acceptable degree. Decentralised systems with a large number of membrane plants in the city can on the other hand cause high cost and operational problems. Re-growth of bacteria in storage tanks could lead to conditions with larger microbial risks than the existing conventional system.

The other studied sustainability aspect – environmental impact – should be considered as less serious than microbial risks for drinking water systems. The most significant environmental impact is energy use which causes approximately 0.1 % of the energy use per capita in Sweden. Energy consumption is dominated by pumping energy for transport of raw water and supply of drinking water. Under the given conditions with near-unlimited access to raw water, energy use can in a life cycle perspective represent the total environmental impact for rough comparison of different drinking water systems. Improvements of energy efficiency are always worth efforts, but it must not be for the price of lower water quality. It could even be justifiable to use more energy to improve the microbial barriers.

There is a need to collect more data on the presence of pathogenic micro-organisms in Swedish surface and ground waters in order to clarify the risks for waterborne infection in Swedish drinking water systems. There is also a need for methods to evaluate disinfection efficiency. Pilot tests to study the removal of pathogens and indicators from Nordic waters are needed, both under optimal conditions and during simulated disturbances of the process. All opportunities for international co-operations should be taken to have access of the frontline of the research. It is at the same time important to continue with supplementary research on conditions specific for Scandinavia.

1 Bakgrund och Syfte

1.1 Introduktion

Hur ska städernas VA-system se ut i det framtida hållbara Sverige? Kan man utgå från dagens system och förbättra det – eller måste det bli mer radikala förändringar? Det är centrala frågor för VA-branschen som forskningsprogrammet Urban Water behandlar.

Inom programmet utvecklas systemanalytiska verktyg för att jämföra olika systemlösningar ur uthållighetssynpunkt. Denna rapport redovisar resultaten från ett delprojekt som samfinansierats av VA-Forsk, Urban Water och Göteborgs stad. Verktögen för mikrobiella risker, miljöpåverkan och hushållning har använts för att studera vattenförsörjningen av Vasastan i Göteborg. Det nuvarande systemet jämförs med några andra systemlösningar som är vanliga i Sverige samt två teoretiska system som baseras på decentraliserad vattenrening. Vasastan är en av fem modellstäder i forskningsprogrammet.

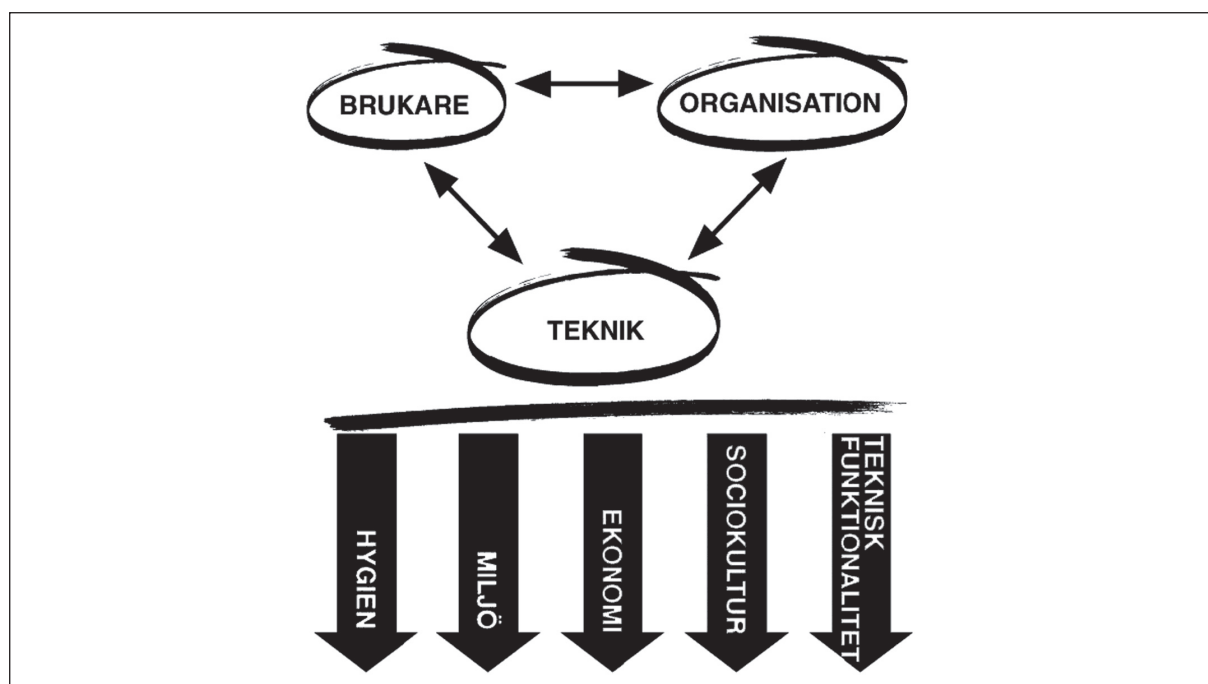
Ramen och avgränsningarna för Urban Water är illustrerat i figur 1-1. VA-systemen består av tre delar: brukare, organisation och teknik. Brukarna är de

som nyttjar VA-systemen dvs. hushåll, serviceinrättningar, butiker, industrier m.m. Organisationen äger och driver VA-systemen och ”tekniken” är de olika komponenterna i VA-systemen. Figuren visar vidare fem huvudaspekter på uthållighet som programmet studerar. Dessa är: hälsa och hygien, miljö, ekonomi, sociokulturella aspekter och teknisk funktion. I programmet pågår utveckling av metoder för att analysera dessa fem uthållighetsaspekter.

I detta delprojekt har fokus varit på delkomponenterna hygien och miljö. I dricksvattensammanhang är mikrobiella risker en nyckelaspekt och där metoder för mikrobiell riskanalys (MRA) kan fungera som ett verktyg för att bedöma systemets känslighet och sannolikheten för påverkan på brukarna.

De miljöaspekter som främst är relevanta i dricksvattensammanhang är emissioner till vatten och luft samt energianvändning. Angreppssättet för att analysera dessa parametrar har varit materialflödesanalys (MFA). Generella beskrivningar av MRA och MFA och detaljer om deras tillämpning ges i avsnitt 2.2.

Flera mycket allvarliga vattenburna sjukdomsutbrott har det senaste årtiondet inträffat i länder med en lika utvecklad dricksvattenberedning som den vi har i Sverige. Detta har lett till en ökning av användning av membranteknik (framförallt i Nordamerika) som mikrobiologisk barriär. Eftersom membrantekniken fortfarande är ovanlig i svensk vattenförsörjning har en litteraturstudie inkluderats i denna rapport.



Figur 1-1. Urban Waters konceptuella ramverk för systemanalys.

1.2 Syfte

Denna rapport syftar till:

- att redogöra för systemanalytiska verktyg för att jämföra olika typer av dricksvattensystem för ut hållighetsaspekter gällande mikrobiologisk barriärverkan samt miljöaspekter såsom energianvändning och hushållning med naturresurser.
- att tillämpa verktygen för vanligaste dricksvattenberedningen för ytvatten i Sverige; kemfällning, sedimentering och snabbfiltrering. (Nuvarande vattenrening i Göteborg innehållande kemisk fällning, sedimentering, aktivt kolfilter och klorering har definierats som konventionell teknik i fallstudien.)
- att jämföra effekterna av alternativ och komplement till konventionell teknik. Framförallt effekterna av UV istället för klorering, flotation istället för sedimentering och tillägg av långsamfilter efter befintlig processutformning.
- att jämföra central dricksvattenproduktion med lokal vattenrening med membranfilter med avseende på mikrobiella risker, emissioner till vatten och luft samt energianvändning.
- att översiktligt beskriva fördelar och nackdelar med membranteknik för dricksvattenberedning.

1.3 Dricksvattensystem – internationell utveckling ur ett svenskt perspektiv

1.3.1 Riktlinjer och normer

Världshälsoorganisationens riktlinjer utgör grunden för de flesta dricksvattennormerna i världen. Nya riktlinjer baserade på riskhanteringssystem kommer att publiceras under 2004. Det nya europeiska dricksvattendirektivet som ger miniminivån för de nationella kraven är helt inriktat på vattnets hälsomässiga status hos brukaren. Vid implementeringen av den nya svenska dricksvattenkungörelsen kvarstår denna inriktning på hälsomässig efterkontroll med några få undantag, medan det förebyggande arbetet och många parametrar av värde för den praktiska driften kommer i bakgrunden liksom dricksvattenförsörjningens

miljöpåverkan. Konsekvensen av detta blir att vattenansvariga själva i högre grad måste ha kunskap om ämnens och processers påverkan på den slutliga vattenkvaliteten i tappkranen och på miljön. Det är alltså nu ännu viktigare att förstå vad som händer i kedjan råvatten till tappkran samt den vidare påverkan på avloppsvatten och dess hantering.

Vilka är då de allvarligaste hälsoriskerna förknippade med svensk allmän vattenförsörjning?

Ytvatten är grunden för huvuddelen av den svenska vattenförsörjningen. Grundvatten med konstgjord infiltration av ytvatten står för 21 % av produktionen och annan ytvattenberedning för 57 % (VAV 1996). En indikation om vilka parametrar som ur hälsosynpunkt kräver beredning i vattenverk ges av en jämförelse mellan de dricksvattenkrav som kunde ge bedömningen otjänligt dricksvatten och råvattenkvaliteten i Göta älv (Göteborgsregionens kommunalförbund 2003).

Av tabell 1-1 framgår att vattnet i Göta älv utan beredning skulle ha bedömts som tjänligt som livsmedel med avseende på tungmetaller eller andra miljöföroreningar. Däremot skulle flera parametrar som indikerar risk för vattenburen smitta lett till bedömningen otjänligt. Världshälsoorganisationen prioriterar också skyddet mot vattenburen smitta högst och påpekar: "As chemical contaminants are normally associated with adverse health effects only after long term exposure, they are considered a lower priority category than microbial contaminants" (WHO 2003).

Enligt statistik från 1975–91 (Stenström *et al.* 1994) orsakades 13 % av de verifierade vattenburna sjukdomsutbrotten i Sverige av bakterier, 7 % av parasiter och 4 % av virus medan 72 % hade okänt agens. Vanligaste påvisade agens var bakterien *Campylobacter*. Små grundvattenverk svarade för en stor del av utbrotten och statistiken avser antal utbrott och inte antal infektioner. En underrapportering har gällt främst virus, men troligen också parasiter och de senaste åren har antalet verifierade utbrott i Sverige med calicivirus som agens ökat sedan man fått teknik att detektera viruset i avföringsprover (Andersson & Bohan 2001). Virus och parasitförekomst kan nu vid Smittskyddsinstitutet också bestämmas i vatten.

Det har inträffat ett antal mycket allvarliga vattenburna sjukdomsutbrott i västvärlden trots en till synes väl fungerande dricksvattenförsörjning. Det mest välkända exemplet är från Milwaukee i USA där 400 000 människor bedöms ha infekterats och 112 dött av den

Tabell 1-1. Vattenkvalitet i Göta älv vid Lärjeholm, median och maxvärden 2002 för samtliga parametrar som skulle kunna ge bedömningen otjänligt om det varit ett dricksvatten.

		Göta älv Lärjeholm 2002		DRICKSVATTENKRAV SLV FS 1993:35	
Analys- parameter	Enhet	Median	Max	Gräns- värde Otjänligt	Livsmedelsverkets kommentarer till gränsvärden för otjänligt
Färgtal	Mg/l Pt	25	50	50	Kan vara mikrobiologiskt förorenat
Turbiditet	FNU	6,0	18	20	Kan vara mikrobiologiskt förorenat
pH-värde	–	7,3	7,6	10,5	Överdosing
Fluorid IC	Mg/l	0,1	0,2	6	Risk för inlagring i benvävnad (nytt gränsvärde 1,5 map fläckar på tänderna)
Nitritkväve	µg/l	2	5	300	Ökad risk försämrat syreupptag
Antimon	µg/l	<1		10	
Arsenik	µg/l	0,32	0,65	50	Ev. risk för kroniska hälsoeffekter
Bly	µg/l	0,27	0,58	10	Risk för kroniska hälsoeffekter
Kadmium	µg/l	<0,01	0,02	5	Risk för kroniska hälsoeffekter
Krom	µg/l	0,7	1,7	50	Kan indikera påverkan fr. industri, soptipp
Kviksilver	µg/l	<0,01	<0,01	1	Som ovan. +Ev. risk kroniska hälsoeffekter
Nickel	µg/l	0,8	1,1	50	
Uran	µg/l	0,15	0,20		(Gränsvärde på gång, betydligt högre 9–2 µg/l)
Cyanid lättillgänglig	Mg/l	<0,01	<0,01	50	
PAH	µg/l	<0,2		Fall till fall	Verifierat fynd rapporteras till SLV
Bekämpnings- medel		Ej påvisat	Ej påvisat	Fall till fall	Verifierat fynd rapporteras till SLV
Lukt 20°C		Svag	Tydlig	Tydlig	Om lukten indikerar att det ej bör användas
Koliformer 35 °C	CFU/100 ml	420	8 200	10	Kan indikera både fekal och annan förorening
E. coli 44 °C	CFU/100 ml	90	1 400	Påvisade	Fekal förorening från människor eller djur
Fek strep (konf)	CFU/100 ml	33	100	Påvisade	Se E. coli
Salmonella	/l	Ej påvisat	Ej påvisat	Påvisade	Sjukdomsframkallande organismer bedöms otjänligt
Giardia	/10 l	<1,5	<2	Påvisade	Sjukdomsframkallande organismer bedöms otjänligt
Cryptosporidium	/10 l	<1,5	2	Påvisade	Sjukdomsframkallande organismer bedöms otjänligt

klorresistenta parasiten *Cryptosporidium*, vid ett utbrott 1993. Även i Sverige har infektioner orsakade av klorresistenta parasiter påvisats i samband med vattenburna utbrott. Det finns också med största sannolikhet ett stort mörkertal vad gäller vattenburna infektioner orsakade av parasitära protozoer och virus eftersom många inte går till läkare vid diarréer och det bara i undantagsfall tas prover där dessa smittämnen analyseras.

De parasitära protozoerna *Giardia* och *Cryptosporidium* tillhör enligt Världshälsoorganisationen de mest kritiska patogenerna när det gäller att på ett säkert sätt bereda dricksvatten av ytvatten (WHO 2003). De kan förekomma i de flesta ytvatten och ytvatten-påverkade grundvatten. De har lång överlevnad, är tåliga mot de desinfektionsmetoder som normalt använts och har låga infektionsdoser. Kunskapen om *Cryptosporidium*-infektioner hos friska människor

är relativt ny och kunskaperna är därför varierande hos både hälsoskyddsansvariga och huvudmännen för vattenförsörjningen. Många vattenburna sjukdomsutbrott orsakade av dessa parasitära protozoer har rapporterats på senare tid. Spridningen kan också ske från andra djur till människor antingen direkt eller t.ex. via förorenat vatten.

De nordiska länderna och Storbritannien har den bästa rapporteringen av vattenburna sjukdomsutbrott i Europa, men trots detta blir många utbrott inte rapporterade i Sverige. Mer än hälften av de flesta svenska utbrotten av vattenburen smitta förblir ouppklarade med avseende på orsakande patogener. Några vattenburna utbrott av *Giardia* har rapporterats i Sverige, t.ex. Sälen 1986. Även utbrott med vattenburen *Cryptosporidium*-infektion har konstaterats, t.ex. i Jönköping 1991. Den troliga föroreningsorsaken för flera utbrott i klimat liknande vårt är avrinning från lantbruk till vanligtvis relativt rena råvattentäkter och/eller driftstörningar i vattenverk liknande våra. Exempel på detta är utbrottet i Milwaukee där avrinning från lantbruk med djur ägde rum samtidigt som vattenverket hade försämrad filterfunktion. Kallt vatten förlänger överlevnaden hos de flesta patogener.

Vid kartläggningen av *Giardia* och *Cryptosporidium* i 28 svenska ytvattentäkter var Vänern och Göta älv påverkade. *Cryptosporidium* påvisades också i ett dricksvattenprov med Vänern som råvattentäkt samt i ett ytvattenpåverkat brunnsvatten. Livsmedelsverket sammanfattade i rekommendationerna om åtgärder de bidragande orsakerna till förekomst av parasiter i ytvatten till:

- Hantering och spridning av naturgödsel och slam
- Avrinning från jordbruksmark (framförallt betesmark)
- Påverkan från husdjur och vilda djur
- Avloppspåverkan

Avsaknaden av analyser och det begränsade antalet stickprover avseende patogenförekomst innebär troligen underskattning av påverkan. För att öka säkerheten i riskbedömningarna behövs ett bättre basunderlag. Antalet möjliga smittspridare är ett värdefullt underlag för att bedöma föroreningsbelastningen. Fekal påverkan från människor via avloppsvattnet är en viktig riskfaktor. Parasiten *Cryptosporidium* är ett exempel på en zoonos, dvs. smitta som sprids från djur till människa. Speciellt ungdjur av t.ex. nötboskap kan utsöndra mycket stora mängder

smittämnen (Rosén & Friberg 2003). Svenska uppgifter om andelen smittade djurbesättningar saknas, men europeiska och nordamerikanska studier har visat att mellan 50 och 100 % av de undersökta djurbesättningarna har varit smittbärande med varierande andel infekterade individer. I samband med en olyckshändelse med gödsellagring i Lilla Edet uppmättes höga halter av *Cryptosporidium* i dikesvattnet. En infekterad kalv kan utsöndra upp till 20 miljarder oocystor per dygn och det kan räcka med enstaka oocystor för att infektera en människa. Så få som etthundra strandbetande djur vid Göta älv ger en icke försumbar risk. Arbete pågår för att se vilka riskreducerande åtgärder som behöver vidtas för att man också ska kunna tillgodose naturvårdsvärdet av hävdade strandängar utan att riskera människors hälsa.

I den tidigare dricksvattenkungalörelsen liksom i de nya föreskrifterna finns till skillnad från det europeiska dricksvattendirektivet krav på mikrobiologiska barriärer vid vattenverk. Förslag på behandlingsmetoder som kan bedömas som barriärer fanns i den dåvarande dricksvattenkungalörelsen. Metodernas effektivitet skiljer sig avsevärt åt, om vi tar hänsyn till olika organismgrupper. För patogena mikroorganismer som är mer klorresistenta än indikatororganismerna är det i praktiken bara avskiljning av dessa i respektive partikelintervall som utgör en verklig barriär i många svenska vattenverk. Biologiska metoder som konstgjord grundvattenbildning och långsamfilter har liksom desinfektionsmetoder som klordioxid, ozonering och UV-strålning under vissa förhållanden en barriärverkan. Avskiljning med membrantechnik som visat sig vara mycket effektiv tillhör inte de processer som räknades som mikrobiologiska barriärer i den tidigare dricksvattenkungalörelsen FS 1993:35 (SLV 1993) som tillämpades till 2003-12-25. Synen på membran som mikrobiologisk barriär har i samband med detta projekt tagits upp med Livsmedelsverket. I vägledningen (www.slv.se 2003-05-01) till de nya föreskrifterna anger man att membran med en absolut porvidd som är mindre än 100 nm kan räknas som barriär. Absolut porvidd är inte närmare definierad och är normalt inte en uppgift som kan erhållas från leverantörerna.

1.3.2 Att välja beredningsprocess

Riktlinjer och normer kan i bästa fall vara ett stöd vid utformningen av dricksvattensystem, men de ger inte svar på hur olika beredningssteg kan påverka eller samverka med varandra eller hur man skall väga miljöpåverkan mot hälsorisker.

Val av en eller flera processer, som ska användas för ett specifikt vatten, måste möta dricksvattenkraven och ha konsumenternas förtroende. Dricksvattnet ska vara tilltalande, säkert och användbart för olika ändamål och dessutom prisvärt. I bilaga A visas vilka avskiljningsprocesser som enligt den amerikanska branschorganisationen AWWA (1999) är lämpliga för olika kategorier av ämnen. Tabellen har kompletterats med biologisk rening som inte ingår i den amerikanska traditionen. Trots att den allvarligaste hälsoriskerna förknippad med allmän vattenförsörjning är vattenburna sjukdomar saknas motsvarande sammanställningar som den ovan för mikrobiologisk barriärverkan. Olika handböcker ger för samma råvattenkvalitet olika rekommendationer beroende på lokala traditioner. I Sverige har vi en lång tradition av biologiska metoder som saknas på andra håll och som kan vara värda att ta vara på för den långsiktiga hållbarheten. Periodvis mycket låga vattentemperaturer, låg påverkan av miljöföroreningar och höga humushalter är förhållanden som är mindre vanliga i de länder där handböckerna för val av beredningsprocesser för dricksvatten tagits fram. Det räcker inte att producera ett högkvalitativt vatten vid vattenverket. Det är kvaliteten i kranen som är avgörande. Vi måste också ta hänsyn till miljö, avloppsvattenhantering, vattenförluster i form av spolvatten och slam, energianvändning m.m. Det är viktigt att leverera ett kemiskt och mikrobiologiskt stabilt vatten som inte leder till oacceptabel korrosion. Samtidigt bör användningen av oxidations- eller desinfektionskemikalier, som ger upphov till hälsofarliga biprodukter minimeras.

Utvecklingen har gått mot allt hårdare krav på frånvaro av föroreningar i dricksvatten samtidigt med de analytiska framstegen att spåra ämnen i mycket låga koncentrationer. Detta har lett till att fler och fler olika processer har lagts till i vattenverken. Vattenverken blir komplicerade och vissa processer är bara till för att motverka nackdelar med en föregående process. Så måste t.ex. ozonering efterföljas av filtrering genom biologiskt aktivt filtermaterial för att minska risken för efterväxt i nätet. UV avdödar

utan att avlägsna och fotooxidationen har visat sig ge återväxt åtminstone vid vissa tillämpningar.

Den ekonomiska aspekten på vattenförsörjning i ett långsiktigt hållbart samhälle har starka kopplingar till brukarnas förtroende för dricksvattnet eftersom paketerat vatten är ca 1 000 gånger dyrare för en likvärdig eller kanske sämre produkt. På vägen mot ett långsiktigt bärkraftigt samhälle bör en säker vattenförsörjning lösas med användning av processer som innebär minimerad användning av resurser i form av kemikalier och energi samt är miljömässigt sunda. Naturliga och artificiella grundvattenprocesser är exempel på sådana metoder. För samhällen där de geologiska formationerna använts på ett icke förnyelsebart sätt, dvs. där grus har brutits och tomrummet efter gruset har utnyttjats för deponering av avfall, blir följden en begränsad grundvattenbildning med tveksam vattenkvalitet. Liknande metoder med högre kapacitet bör dock utvecklas som alternativ till långa överföringsledningar. Kemiska processer är vanliga i våra ytvattenverk i dag och anses som relativt snabba processer, men kräver stora separationsenheter. De biologiska processerna (långsamfiltrering) vi använder i dag dimensioneras för låga ytbelastningar och kräver stora ytor. Biologiska processer är dock i vissa sammanhang effektivare och betydligt enklare än kemiska processer (t.ex. för Fe- och Mn-avskiljning). Biologiska processer kan effektiviseras t.ex. genom användning av ozon för kemisk oxidation och nedbrytning av högmolekylärt material.

Den nuvarande separationstekniken (sedimentering, flotation, filtrering) kräver också relativt stora ytor och volymer bl.a. för slamlagring. Den nya separationstekniken (membrantekniken) är mer volym-effektiv och avskiljer partiklar och ämnen av olika slag väsentligt effektivare. Den har visat sig bra som mikrobiologisk barriär. Olika typer av partiklar och ämnen kräver olika typer av membran. Olika vatten och förbehandlingsger olika igensättningar av membranen.

I andra länder har betydelsen av förbättrad avskiljning lett till att förstärkt separationsteknik vunnit mark. Flera tekniker är aktuella, framför allt membranteknik, men även biologiska processer.

Membran representerar ett viktigt steg mot nya kombinationer av processer för dricksvattenberedning. Det är få ämnen som inte kan avskiljas till ekonomiskt möjliga kostnader med membranprocesser. En mer detaljerad beskrivning följer i nästa kapitel.

1.4 Dricksvattenberedning idag och i framtiden

1.4.1 Dagens svenska dricksvattenberedning och aktuella utvecklingstrender

Svenskt Vatten har vid några tillfällen samlat in uppgifter från medlemmarna om bland annat vilka beredningsprocesser som använts. Av den senaste sammanställningen som avser 1994 (VAV 1996) som omfattar 86 % av den svenska dricksvattenproduktionen framgår att naturligt grundvatten stod för ungefär en femtedel av dricksvattenbehovet och en lika stor andel av konstgjort grundvatten. Återstående ca 60 % av det svenska dricksvattnet är alltså ytvatten som har renats genom beredningsprocesser i vattenverk. Den största delen av reningen görs med kemisk fällning, sedimentering och snabbfiltrering med sand eller kol.

Långsamfiltrering tillhör också de vanligaste reningsstegen och de används då oftast i kombination med kemfällning även om det inte är ovanligt med enbart långsamfilter.

Med tanke på den låga verkan enbart snabbfilter har som mikrobiologisk barriär, är det anmärkningsvärt att denna processlösning som förekommer vid 21 ytvattenverk och omfattar 22 Mm³/år inte har värderats noggrannare med avseende på barriärverkan.

Genom att jämföra 1994 års data med den tidigare sammanställningen om svensk dricksvattenrening som avser förhållandena 1989 (VAV 1991) kan följande utveckling påvisas.

- Naturligt grundvatten har minskat och infiltration ökat.
- Flotation har ökat och sedimentering minskat.
- Filtrering genom aktiverat kol och kontinuerliga filter har ökat medan snabbfiltrering med sand minskat.
- UV-behandling, ozonering och klordioxid har ökat, medan användningen av klor minskat.

I väntan på att aktuella uppgifter skall sammanställas för de senaste 10 åren är vår bedömning att ovanstående trender med ökad användning av infiltration, aktiverat kol och UV-behandling står sig.

1.4.2 Kort om de aktuella beredningsmetoderna

Nedanstående mycket korta sammanfattningar baseras på Svenskt Vattens senaste publikationer om dricksvattenteknik (Thuresson 1992, 1996).

Kemisk fällning används för att destabilisera och fälla ut mikroorganismer, lera och humusämnen. En koagulant tillsätts för att slå samman dessa föroreningar till flockar som kan avlägsnas genom sedimentering, flockning och filtrering. Aluminiumbaserade koagulanter är vanligast i Sverige även om järn används vid några vattenverk.

Vid sedimentering kan större partiklar och flockar med högre densitet än vattnets avskiljas. Vid flotation gör man partiklarna lättare genom att låta luftbubblor av mikrostorlek fästa vid dem så att de kan föras upp till ytan och avskiljas. Luftbubblorna åstadkoms genom att luft löses under tryck i en delström av vattnet. När lufttrycket sedan sänks frigörs luftöverskottet som mikroskopiska bubblor.

Inom vattenreningstekniken används i huvudsak två typer av filter, snabbfilter med belastningar 5–15 m/h och långsamfilter med belastningen 0,2–0,4 m/h. Ett snabbfilter arbetar ej endast som en sil utan avlägsnar även partiklar påtagligt mindre än porerna i filtermaterialet. Detta sker genom adsorption och avsättning i filtrets porvolym.

Långsamfiltrering har använts för dricksvattenberedning sedan 1800-talet. Den bristande förmågan att avskilja små partiklar som t.ex. lera har gjort att de i hög grad ersatts av kemfällning. Kemfällningen är å andra sidan dålig på avskiljning av smak- och lukt vilket gör att den ofta behöver kombineras med metoder som långsamfiltrering eller aktivt kolfiltrering.

Desinfektion krävs normalt tillsammans med kemisk fällning och/eller långsamfilter för att uppfylla kraven på mikrobiologisk säkerhet. Klorering med klorgas eller natriumhypoklorit har drastiskt minskat de sjukdomsutbrott som orsakas av dricksvatten. Om man tar bort ett avgörande desinfektionssteg utan att ersätta det med åtminstone en likvärdig barriär kan följderna bli mycket allvarliga. Amerikanska larmrapporter om cancerogena effekter vid höga klordoser ledde bland annat till att man i Peru på 1980-talet slutade använda klor i dricksvattnet och detta medförde senare att tusentals personer insjuknade i vattenburna sjukdomar. Kloramin och klordioxid ger inte samma problem med klororganiska

föreningar och kan ge smak- och luktförbättringar. Kloramin ger ett ännu bättre skydd av vattnet under distribution medan klordioxiden ger en mer momentan effekt. Ozon ger en kraftig bakteriocid effekt och motståndskraften mot klor hos *Giardia* och *Cryptosporidium* gör ozonering till ett intressant komplement. Ultraviolet (UV) ljus har en bakteriocid verkan genom att orsaka skador på arvs-massan. UV har också en effekt på *Giardia* och *Cryptosporidium*.

Membranfiltrering behandlas av Thuresson (1992) bara mycket kort i kapitlet *Övriga metoder för humus-reduktion*. Humusreduktion är också den vanliga tillämpningen i Skandinavien. Sedan sjukdomsutbrottet i Milwaukee 1993 och flera andra allvarliga vattenburna utbrott trots till synes fungerande kemfällning och filtrering har utvecklingen och tillämpningen av membran som mikrobiologisk barriär varit intensiv på andra håll i världen.

1.4.3 Membranteknik

Introduktion och tekniköversikt

Membranfiltrering introducerades redan för ca 30 år sedan, men det är först under den senaste 10-årsperioden som vi sett en omfattande tillämpning inom dricksvattenområdet. Tekniken används som mikrobiologisk barriär, avskiljning av partiklar, mikroföroreningar (t.ex. pesticider) och naturlig organisk substans, humus, samt för avhärdning.

I princip avskiljer omvänd osmos (RO) och nanofilter (NF) lösta ämnen, medan ultrafilter (UF) och mikrofilter (MF) kräver att lösta ämnen aggregeras eller utfälls till partiklar med koagulering eller flockning. Ultrafilter och mikrofilter används för att avskilja partiklar och utgöra en barriär för patogener. Skillnaden mellan ultrafilter och mikrofilter är att ultrafilter teoretiskt avskiljer virus, vilket inte mikrofilter gör lika bra. Ultrafilter och tätare membran har visat sig utgöra en bra mikrobiologisk barriär.

Membran kan ersätta konventionella sandfilter och nå en hög avskiljningseffekt. Konventionella sandfilter används dock sällan utan föregående kemisk flockning och kan därför ha en hög avskiljningseffekt också av små partiklar. Många membran behöver också skyddas med olika typer av förfiltrering t.ex. med sandfilter. Litteraturen om membranfiltrering är omfattande. Membran för vattenrening ökar i omfattning och är på många håll i världen en etablerad teknik. Bara i

Norge fanns det 75 anläggningar redan 1999, främst avsedda för avskiljning av humusämnen som orsakar vattnets färg (Thorsen 1999).

Avskiljningseffekten för olika ämnen i ytvatten varierar. Det är stor skillnad t.ex. mellan avskiljning av mangan och järn. Det krävs relativt täta membran (tät variant av UF eller NF) för att avskilja organiska ämnen som mäts som TOC eller färg (humus). Lågmolekylära ämnen är svårare att avskilja så kombinationen av en biologisk förprocess som avskiljer dessa och ett membranfilter skulle kunna förbättra reduktionen.

Membranfilteranläggningar kan utformas och drivas på flera sätt. För att försöka hindra att membranet blockeras, s.k. fouling och scaling används olika lösningar. Membran rengörs med jämna mellanrum på olika sätt och det är vanligt att tillsätta reningskemikalier relativt frekvent med en kraftigare rengöring någon gång per år. Vissa membran kan backspolas, vilket sker automatiskt med korta intervall.

Thorsen (1999) sammanfattar olika praktiska applikationer i tre typer av processer:

- 1) Avhärtningsprocessen, som huvudsakligen används för grundvattenrening med relativt täta membran, RO- eller NF-membran.
- 2) Processer som använder UF- och MF-membran i kombination med aktiverat kol. Dessa membran med relativt stor porstorlek, 10 nm eller mer, kan dock inte avskilja humussubstanser varför pulveriserat kol doseras före membranet.
- 3) Avskiljning av humus med typiska NF /täta UF-membran.

Alla processer har visat sig fungera bra under lång tid i teknisk skala. Vid användning av NF eller RO för att minska lösta salter (fluorid) eller färg behandlas ibland bara en delström av vattnet.

En membranmodul består av en aktivt filtrerande yta monterad i en hydraulisk enhet med kanaler för tillförsel av vatten, utlopp av koncentrat, samt utlopp för rent vatten. Själva membranen produceras i form av hålfiber, rör eller metervara. Modulerna finns i följande typer:

- Platt konstruktion.
- Rörkonstruktion – filtrering från insidan eller utsidan.
- Fiberkonstruktion – filtrering från insidan eller utsidan. En variant av hålfibertypen är den så kallade ZeeWeed-utformningen.
- Spirallindad konstruktion.

En stor membranläggning består av ett stort antal mindre standardmembranenheter. Detta innebär till skillnad från konventionell kemfällningsteknik att man inte har några större skalfördelar som gör produktionskostnaden lägre vid större anläggningar. Därför har membrantechniken tidigare varit begränsat till mindre anläggningar. Nu har dock stora vattenverk byggts, bland annat en NF-anläggning utanför Paris.

Speciellt för de täta membran NF och RO (högtrycksmembran) är det viktigt att välja en lämplig förbehandling så att man minimerar fouling vilket annars ger orimligt korta drifttider. Minskad fouling betyder också kortare driftavbrott för tvätt och minskad kemikalieanvändning. Tvättlösningar kan innehålla lut (organiskt fouling), syra (metallutfällningar, scaling), tensider samt olika oxidationsmedel, beroende på förorening och vad membranet tål. I Norge används enkel förbehandling som mikrosil eller snabbfiltrering. Foulingproblem som uppstår möts med minskat flux (ytbelastning) och tätare tvättintervall. I Nordamerika däremot körs membranen vanligtvis med mycket högre flux och det anses att kemfällning och/eller grövre membran kan vara lämplig förbehandling. Syftet med NF där är oftast att ytterligare minska det naturliga organiska materialet (NOM) så att man klarar sig undan biprodukterna vid höga klordoser.

Barriärverkan

En så gott som fullständig avskiljning av partiklar som är större än membranets porer sker om alla tätningar och själva membranen är intakta. Membranfiltrering är en bra mikrobiologisk barriär, men bör inte användas som enda barriär.

I flera undersökningar har koncentrationerna av bakterier och virus i råvattnet varit för låga för att värdera membranfiltrens avskiljningseffekt. Därför har försök med tillsatta bakterier och virus i höga koncentrationer gjorts, ofta 10^5 – 10^9 per liter. I nästan alla dessa laboratorie- och pilotundersökningar uppnådde ultrafiltrering en "total" avskiljning av de tillsatta mikroorganismerna (Lipp *et al.* 1998; Otaki *et al.* 1998; Panglisch *et al.* 1998a).

I fullskaleanläggningar uppnås normalt lägre avskiljning, dock är barriärverkan normalt bättre än i en konventionell kemfällningsanläggning. Det finns ett antal rapporter som redovisar erfarenheter från pilot- och fullskaleanläggningar. Amerikanska naturvårdsverket har tagit fram en omfattande vägledning

för membrantechniken som finns att ladda ner gratis från deras hemsida (www.epa.gov).

Membranets skick som i sin tur beror av driften är avgörande för barriärfunktionen. Barriärverkan i en membranfilteranläggning bör övervakas, antingen kontinuerligt eller då och då. Det finns olika tekniska möjligheter att övervaka denna. Detta kan ske genom mätning av tryckförlust och visuell (bubble stream) övervakning (Green & Tylla 1998) eller med akustisk sensor för att detektera läckor (Laine *et al.* 1998). Oftast är det inte själva membranet, utan anslutningar och O-ringar som orsakar läckor. Försök med skadade och helt borttagna O-ringar och hål gjorda på själva NF-membranet har studerats. Resultaten visar att det krävs mer än en spricka i O-ringen för att försämra barriärverkan. Hål som gjordes med en nål försämrade barriärverkan av ett fullskaleelement, men "läkte" under driften och öppnades igen under den kemikaliska rengöringen av membranet.

Partikelräkning har visats vara en bra metod för att övervaka integriteten av ett hålfibermembran. Antalet fibrer man kan övervaka med en enda partikelräknare beror på halten av inkommande partiklar (Panglisch *et al.* 1998b). Membranfiltret verkar som en någorlunda bra barriär även med ett antal trasiga fibrer.

Antalet heterotrofa bakterier (HPC) minskar tydligt efter membranfiltrering, men oftast inte till noll. Det förklaras med en tillväxt på membranfiltrets dricksvattensida och är därför ingen indikation för dålig barriärverkan i anläggningen.

De viktigaste faktorerna för den mikrobiologiska barriärverkan är:

- Storleken av membranets porer i förhållande till mikroorganismernas storlek.
- Membranläggningens skick. En anläggning med skadade membranelement eller läckor i kopplingarna är en sämre barriär.

Lågmolekylära ämnen som orsakar lukt, smak och efterväxt

En förhöjd halt av biologiskt nedbrytbart organiskt kol (BOM) kan orsaka en oönskad tillväxt av bakterier i distributionssystemet. BOM domineras av kolföreningar med relativt liten molekylvikt. Membrantechnikens förmåga att avskilja dessa föreningar är begränsad, även vid användning av relativt täta membran, t.ex. nanofilter (Escobar 1999; Escobar *et al.* 2000; Hem & Efraimsson 2001). Däremot används biologisk filtrering som långsamfiltrering,

granulerat aktivt kol (GAC) eller ozon-GAC för att minska halten av nedbrytbart kol och framställa biologiskt stabila vatten. Våra egna försök med NF visar dock på en bra avskiljning av BOM över membranet.

Ett vanligt problem med dricksvatten är lukt och smak. Algblooming i sjöar är vanliga orsaker till luktproblem. De två mest kända, 2-methylisoborneol (MIB) och geosmin, har en lukttröskel på enstaka ng/l.

Då dessa ämnen är lågmolekylära, finns det samma begränsningar som för BOM vad gäller avskiljningen

i membranfilter. För att uppnå en viss avskiljning i ett ultrafilter kan man dosera pulverkol (PAC). Ett tätare nanofilter minskar ämnens koncentration, men lukten kan även förstärkas. En möjlig förklaring till detta är att det sker en avskiljning av organiskt kol i nanofiltret, vilket maskerade lukten av geosmin och MIB (Laine & Glucina 2001).

I nedanstående tabell sammanfattas för- och nackdelar med membrantechnik inom dricksvattenberedning.

Tabell 1-2. Fördelar och nackdelar med membran för dricksvattenberedning.

Allmänt	
Plus	Minus
God avskiljning av partiklar som är större än porerna.	Membranens porstorleksfördelning ofta okänd.
God avskiljning trots måttliga skador på membranet.	Nödvändigt att övervaka om membranen är skadade. För vissa system sker avancerad övervakning genom t.ex. partikelräkning och automatiserad provtryckningsrutin.
Barriär utan kemikalietillsats till vattnet. Inga desinfektionsbiprodukter i dricksvattnet.	Igensättningar kräver rengöringar med kemikalier. Oftast syra, lut, ev. också tensider. Avlopp kan behöva neutralisering. På marknaden finns också "mirakelmedel" med okänd sammansättning.
Långt driven automatiserad drift och övervakning av membranprocesserna.	Kräver ny och avancerad teknisk kompetens, i synnerhet vid problem. Skapar ev. beroende av konsult/membrantillverkare.
Kräver mindre byggnadsvolymer än konventionella filtreringsprocesser.	Miljöpåverkan från tillverkning och destruktion osäker på grund av osäker livslängd för membranen.
Sjunkande prisnivå.	Fortfarande ansevärd kostnader.
Lågtrycksmembran: Mikrofiltrering och ultrafiltrering	
Kan med kemfällning som förbehandling avskilja humus och partiklar som är mindre än porerna. Ger då också mycket god virusavskiljning.	Svårt att få myndighetsacceptans för denna barriärvirkning. Membran som ny teknik förväntas vara en absolut barriär även om de ersätter eller kompletterar kemfällning som kanske bara har 99 % avskiljning.
Körs oftast utan kontinuerlig rejektflöde. Därför mindre vattenförlust jämfört med högtrycksmembran.	Problem med igensättningar efter längre driftstid kan uppstå även för lågtrycksmembran, vilket kan minska kapaciteten. Viktigt att utföra pilotstudier.
Högtrycksmembran: Nanofiltrering och omvänd osmos	
Nanofiltrering avskiljer organiskt material/humus/färg utan föregående kemfällning. Omvänd osmos avskiljer även salter.	Tätare membran kräver mer energi. De är känsliga för igensättningar och kräver därför förbehandling för att minska inkommande partikelhalt. Utformning av förbehandling inte självklar. Olika alternativ finns.
I princip en absolut barriär mot virus.	Stor membranyta i förhållande till flödet krävs och även önskvärda ämnen avskiljs. Om bara en delström av vattnet behandlas, t.ex. för fluoridavskiljning, utblir barriärvirkning.
Inte allt vatten blir filtrerat, men om rejektvatten från membranprocessen kan återföras till råvattenkällan blir utbytet rimligt.	Om rejektet måste ledas till avlopp och/eller renas separat kan vattenförlusterna uppgå till 25 %.
Mycket låga halter av organiskt material och partiklar i filtrat jämfört andra reningsprocesser.	Begränsad kunskap om korrosion och efterväxt i rörnät som distribuerar nanofiltrerat vatten. Efterväxt sker dock på ytor även i detta näringsfattiga vatten.

2 Förutsättningar och metoder

2.1 Systemstrukturer och systemgräns

2.1.1 Konventionellt system

Utgångspunkten är att jämföra olika tekniker för dricksvattenförsörjning för hushåll i Vasastaden i Göteborg. Göta älv är huvudvattentäkt, men passerar råvattenmagasinet i Delsjöarna före beredning i Lackarebäckverket. I det befintliga systemet bereds dricksvattnet med hjälp av kemisk fällning följt av avskiljning via sedimentering och filtrering samt klorering före distribution till konsumenterna. Vattenverksslammet leds via avlopps nätet till avloppsreningsverket.

För att täcka in huvuddelen av nuvarande svensk ytvattenberedning och aktuella utvecklingstrender

har vi även analyserat några varianter av ett konventionellt system:

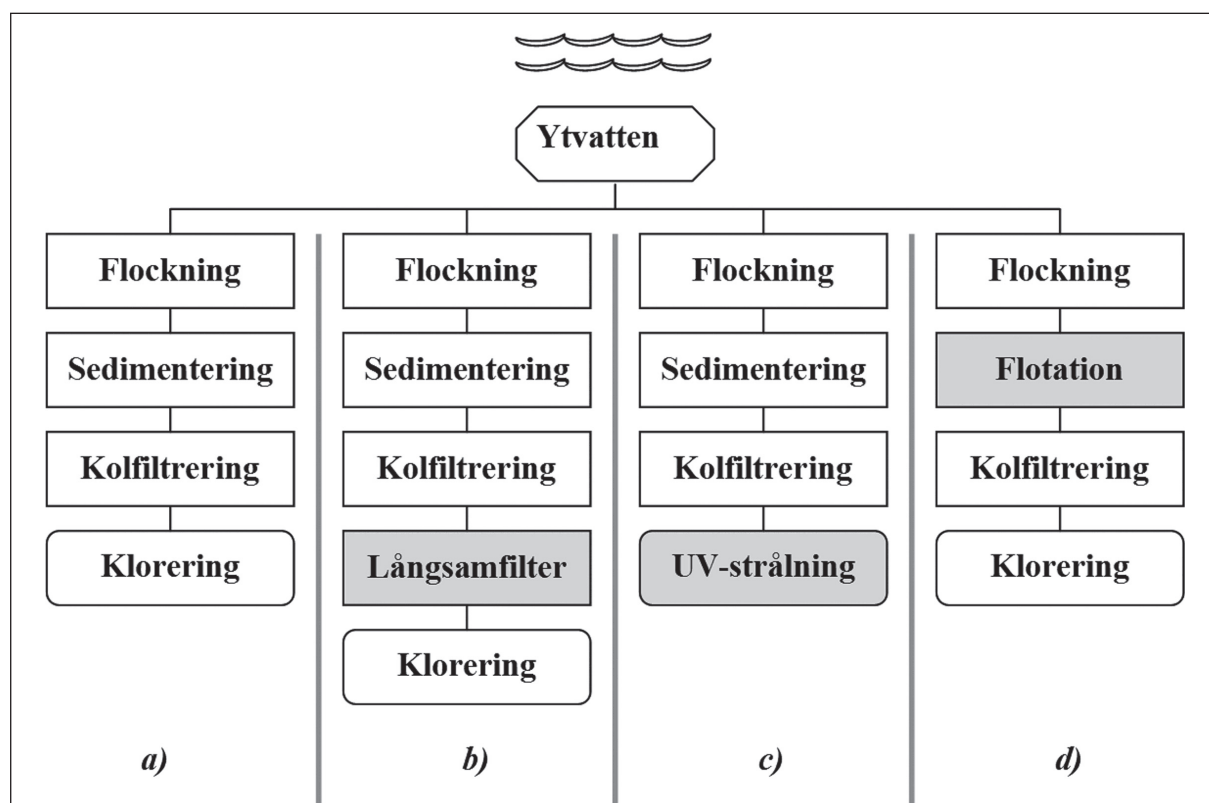
- Tillägg av långsamfiltrering.
- UV-bestrålning istället för klorering.
- Flotation istället för sedimentering.

Figur 2-1 beskriver schematiskt de olika studerade varianterna av konventionellt system.

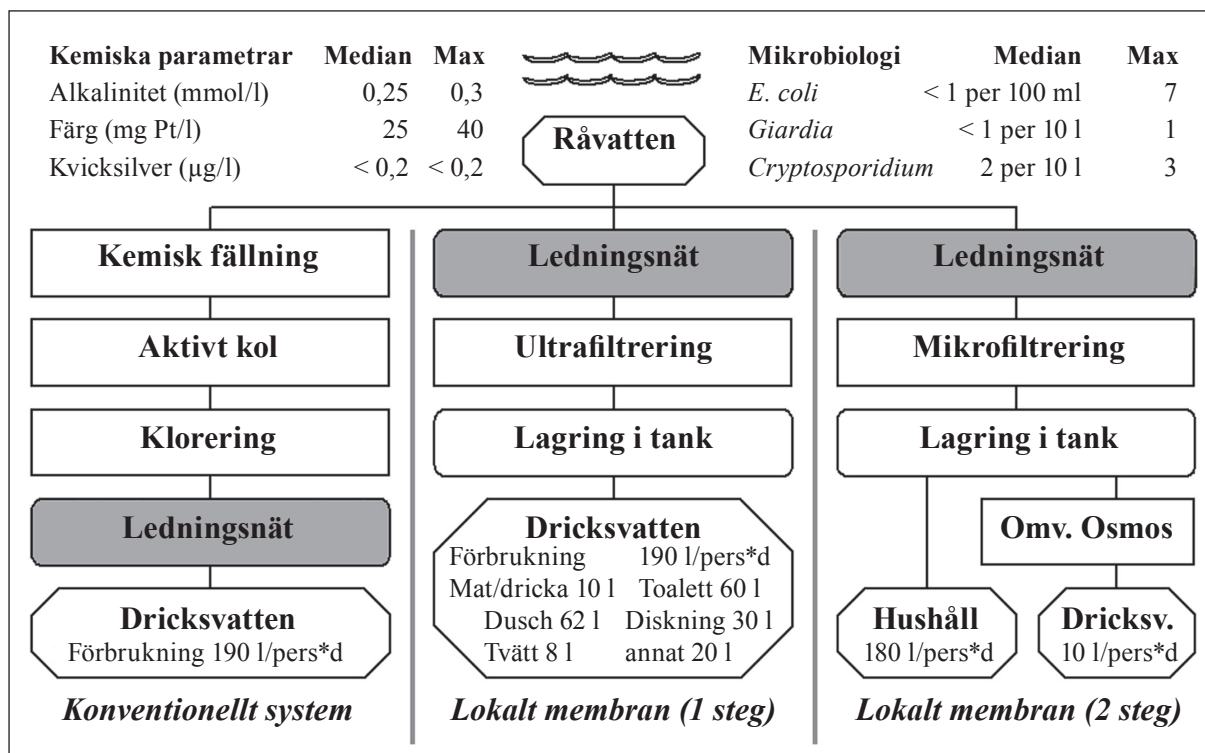
2.1.2 Decentraliserad rening med membrantechnik

Det konventionella systemet har jämförts med lokal vattenbehandling med utgångspunkt från två systemalternativ som bygger på distribution av råvatten fram till Vasastaden med lokal rening med membrantechnik i fastigheterna där brukarna finns. I figur 2-2 beskrivs de två systemalternativen schematiskt och jämförs med det konventionella systemet.

De två membranalternativen, enstegs och tvåstegs lokalt membransystem representerar möjliga decentraliserade lösningar där råvatten distribueras till konsumenterna och där reningen med hjälp av membrantechnik sker i direkt anslutning till hushållen.



Figur 2-1. Studerade variationer av kemisk dricksvattenberedning i vattenverk: a) befintliga reningen b) med långsamfiltrering c) UV istället för klor d) flotation istället för sedimentering.



Figur 2-2. Flödesschema för det befintliga samt två alternativa dricksvattensystem i Vasastaden. Kemiska och mikrobiologiska parametrar härrör från råvattenkvaliteten i Delsjön år 2000. Vattenkonsumtionen baseras på mätningar från Halmstad (Herrmann & Larsson 1999).

I enstegssystemet nanofiltreras (porstorlek ~ 10 nm) hela den nödvändiga vattenvolymen. Denna beräknas vara 190 liter per dag och omfattar all dricksvattenanvändning i hushållet. Toppbelastningar på vattenförbrukningen under dygnet regleras med hjälp av lagringstankar.

I tvåstegssystemet mikrofiltreras (porstorleken ~ 200 nm) först hela vattenvolymen. Detta vatten används för dusch, tvätt, disk och toalettspolning medan det vatten som skall användas för matberedning och dryck genomgår ett andra reningssteg i form av en RO-filtrering med enheterna placerade i varje kök. Volymen vatten som går genom RO-enheten beräknas vara 10 liter per person och dygn.

2.2 Metoder

2.2.1 Miljösystemanalys

Systemanalys definieras som procedurer och metodik för systematiskt framtagande av beslutsunderlag i samband med komplexa beslut (Miser & Quade 1985). Ofta ingår utveckling och tillämpning av matematiska modeller med syftet att nå en optimal

lösning på ett problem. Begreppet miljösystemanalys används här som ett förtydligande om att systemanalyserna i detta sammanhang är avgränsade till att beakta miljöaspekter (inklusive användning av energi och naturresurser).

Inom tekniksektorn kring VA-system har ibland materialflödesanalys (MFA) och substansflödesanalys (SFA) använts för miljöbedömningar. Den exakta avgränsningen av MFA och SFA är inte definierad, men grovt kan MFA sägas omfatta ett materialflöde och dess konsekvenser, medan SFA studerar substanserna i ett materialflöde och vilka konsekvenser dessa substanser har på miljön (beroende bl.a. på om substansen släpps ut till luft eller vatten och i vilken form det har när det släpps ut).

Livscykelanalys (LCA) är en standardiserad metod som har stark anknytning till SFA och MFA. En LCA kan kort beskrivas som en miljöanalys av ett tekniskt system i ett vaggan-till-graven-perspektiv. LCA genomförs grovt sett i tre steg:

- 1) Måldefinition,
- 2) Livscykelinventering,
- 3) Effektbedömning.

Måldefinitionen bestämmer vilken fråga analysen skall svara på, vilken funktionell enhet samt vilka tekniska och andra avgränsningar som skall ansättas.

Vidare formuleras de alternativ som skall jämföras. I livscykelinventeringen tas nödvändiga data fram för miljöpåverkan från varje komponent i det avgränsade systemet. Därefter sammanställs substansflöden, och emissioner till luft och vatten, energianvändning (ofta uppdelat på olika energibärare) och annan materialanvändning. I den slutliga fasen bedöms miljöpåverkan från hela systemet. Detta sker ibland genom bedömning av effektkategorier där flöden som påverkar olika effekter såsom övergödning, förorening, växthuseffekt etc. aggregeras.

I VA-sammanhang har avloppssystem varit föremål för miljösystemanalyser t.ex. Tillman *et al.* (1997), Bengtsson *et al.* (1997) och Kärrman *et al.* (1999). Samtliga dessa studier har även inkluderat dricksvattenberedning och distribution. Ett exempel på en systemanalys som enbart har studerat dricksvattensystem är gjord av van Tilburg (1997). Två omfattande examensarbeten finns också redovisade innehållande LCA för ett vattenverk i Göteborg (Wallén 1999) och för desinfektion i Stockholms dricksvattennät (Ekvall 2003).

2.2.2 Mikrobiell riskvärdering

Riskanalys innehåller tre komponenter: riskvärdering, riskhantering och riskkommunikation. Riskvärdering är den vetenskapliga process, kvalitativ eller kvantitativ, som karakteriserar och skattar de potentiellt skadliga hälsoeffekter som uppstår då individer eller populationer utsätts för faror (material eller situationer, fysiska, kemiska och/eller mikrobiologiska agens). Den efterföljande riskhanteringen används för kontroll av risker, där olika alternativ vägs mot varandra och val av lämpliga åtgärder görs med hänsyn taget till riskvärderingar, värdegrunder, teknik, ekonomi, lagstiftning, politiska frågor etc. Riskkommunikation innebär kommunikation av risker mellan de som utför riskvärdering och riskhantering och managers, intressegrupper, tjänstemän och allmänheten. Där inkluderas även hur risker upplevs (Haas *et al.* 1999; Slorach 2000).

Det område där riskvärdering först tillämpades var gällande kemikaliers effekt på människors hälsa. Denna bedömning startade i USA på 1970-talet och drevs av olika myndigheter (Lammerding & Paoli 1997). Mikrobiell riskvärdering (på engelska "Microbial Risk Assessment", MRA) har senare införts inom bl.a. livsmedelssektorn för att skydda konsumenters hälsa och underlätta internationell

handel. Metoden och bakomliggande bedömningar används till att fastställa standarder, gränsvärden och andra rekommendationer för livsmedelssäkerhet (Codex Alimentarius Commission 1999). Man utgår ifrån samma principer som för kemisk riskvärdering, men med vissa modifikationer då mikroorganismer beter sig annorlunda än kemikalier på flera sätt. Bl.a. påverkas de i högre grad av sin omgivning och kan både dö av eller tillväxa. Vilka effekter sjukdomsframkallande mikroorganismer, s.k. patogener, ger varierar också beroende på den specifika patogenen (vilken stam och vilket antal) och den specifika individen (bl.a. ålder och hälsostatus).

Det första steget i en mikrobiell riskvärdering är *faroidentifiering* som innebär en systematisk genomgång av de mikrobiella faror (patogener) och associerade hälsoeffekter som kan vara förknippade med en viss "produkt" eller hanteringskedja. Därefter sker en *skattning av exponeringen*, dvs. hur individer eller populationer kommer i kontakt med olika patogener, i vilka doser de kan förekomma, hur ofta vi utsätts och på vilket sätt. *Dos-respons* värderingen bedömer förhållandet mellan dosen och förväntad hälsoeffekt från denna, med andra ord hur stor sannolikheten är att en person utsatt för ett visst antal av en patogen blir infekterad och/eller uppvisar sjukdomssymptom. I det slutliga steget, *riskkarakterisering*, integreras tidigare steg för att beräkna infektionsrisken och göra en bedömning av vilken betydelse detta har i ett samhälle. Här bör även variation och osäkerhet i använda data diskuteras (Haas *et al.* 1999).

Mikrobiell riskvärdering används alltmer inom livsmedelssektorn för att säkerställa kvaliteten hos livsmedel under produktion och vidare hantering. Den har också börjat användas för dricksvatten, som ju också är ett livsmedel. Bl.a. har man utifrån en accepterad nivå av infektioner i samhället kunnat besluta hur stor avskiljning som krävs vid olika halter av patogener i inkommande vatten (Rose & Gerba 1991). Andra användningsområden inom VA-sektorn är t.ex. att värdera påverkan från avloppsutsläpp på badplatser och risker med återanvändning av avloppsvatten t.ex. för bevattning.

Inom MISTRA-programmet Urban Water har mikrobiell riskvärdering valts som det verktyg i systemanalysen som tydligast visar på de hygieniska konsekvenserna, samt effekten av insatta åtgärder. Det används bl.a. till att jämföra olika systemlösningar med varandra, ofta med det konventionella

systemet som ”bas”. En stor fördel är att det är möjligt att teoretiskt utvärdera nya system innan de är byggda, vilket sparar både tid och pengar. Givetvis blir bedömningen säkrare om man har tillgång till faktiska data, men då kan ofta pilotanläggningar ge en kompletterande bild av hur processerna kommer att fungera.

2.3 Förutsättningar

2.3.1 Miljösystemanalys

I miljösystemanalysen ingår driftsfasen av vattenproduktionen. Miljöpåverkan i driftsfasen innehåller energianvändning för pumpning och processer i vattenförsörjningssystemet från råvattenintag via beredning till distribution ut till brukarna. I analysen ingår även emissioner från produktion och transport av kemikalier och UV-lampor (som här förutsätts vara en förbrukningsvara och därmed räknas till driftsfasen).

Miljöpåverkan från produktion av systemkomponenter såsom intagsledningar, vattenverk, distributionssystem, membranläggningar och lastbilar har exkluderats från analysen. Även själva membranen har här antagits vara långlivade och har därför exkluderats från miljösystemanalysen. Panglish *et al.* (1998a) visar att membran klara ett utmattningsstest med 92 000 backspolningar utan defekt. Detta motsvarar ca tio års drift med backspolning en gång i timmen.

Data till miljösystemanalysen har i första hand hämtats från studier av dricksvattensystemet i Göteborg där modellstaden Vasastan ligger, i andra hand från litteratur och tredje hand från broschyrer eller direkt från leverantörer.

2.3.2 Mikrobiell riskvärdering

En mikrobiell riskvärdering utfördes i syfte att jämföra de tre systemen med avseende på hälsorisker från mikroorganismer. Tre patogener (sjukdomsframkallande mikroorganismer) inkluderades: protozon *Cryptosporidium parvum*, rotavirus och bakterien *Campylobacter jejuni*. Dessa valdes då de är vanligt förekommande i sjukdomsstatistiken både i Sverige

och utomlands och har identifierats som orsak till flera vattenburna sjukdomsutbrott (Stenström *et al.* 1994). I denna studie fungerar de även mer generellt som indexorganismer för patogener inom grupperna bakterier, virus och protozoer, då dessas motståndskraft mot olika behandlingar varierar kraftigt.

Vattensystemen modellerades enligt flödesdiagrammen i figur 2-1 med tillägg eller byte av processer i Lackarebäcks vattenverk som finns angivna i figur 2-2. Fokus var på processer och delar av systemen där den mikrobiologiska vattenkvaliteten har störst sannolikhet att förändras eller påverkas. Data på förekomst av patogener i råvatten, reduktion under behandling (vanligen baserat på de utvalda organismerna, annars baserat på surrogatorganismer eller -parametrar), möjlig tillväxt i vattentankar etc. samlades in och sammanställdes från Lackarebäck vattenverk, svenska undersökningar och internationella studier presenterade i vetenskapliga tidskrifter (se bilaga A). Där tillräckligt stort dataunderlag fanns tillgängligt uttrycktes parametrarna som sannolikhetsfördelningar för att inkludera variation och osäkerhet, och i annat fall som punktuppskattningar. Koncentrationen av patogener i råvatten är ofta låg men ibland uppmäts höga halter. I detta fall passar därför inte en normalfördelning utan en fördelning som tar hänsyn till denna ”skevhet”, exempelvis en lognormalfördelning. Gällande reduktion eller inaktivering av mikroorganismer i behandling har en triangel-fördelning använts där den troligaste reduktionen anges tillsammans med minsta och högsta värde. Om troligaste värde ej kunnat uppskattas (vanligen p.g.a. för litet dataunderlag) användes istället en uniform fördelning med minsta och högsta värde där varje värde har lika stor sannolikhet att inträffa.

Studier på avskiljning av bakterier och protozoer med membranfilter visar sig ofta avskilja de aktuella halterna helt och hållet och reduktionen blir då beroende på vilken koncentration det ingående vattnet har. Om den ingående koncentrationen exempelvis är en miljon bakterier per 100 ml och inget återfinns i 100 ml av utgående vatten blir reduktionen minst 6 log. Vid de tillfällen då man faktiskt har funnit bakterier och protozoer i filtratet beror det ofta på något fel i hopkopplingen, läckor via o-ringar, defekta fibrer osv. Många membranstudier är dessutom utförda i laboratorieskala eller i pilotanläggningar testade under kortare tidsperioder, vilket gör det troligt att de överskattar reduktionspotentialen. Vid beräkningarna har därför membranen antagits fungera

normalt under 95 % av tiden och under 5 % antagits ha någon typ av fel, i detta fall beräknat som att 2 fibrer av 2700 var trasiga och att flödet genom en trasig fiber är dubbelt så stort som genom hela fibrer (ekvation från Panglisch *et al.* 1998b). Omvänd osmos-filter består inte av fibrer men samma antagande applicerades ändå på dessa, då andra felaktigheter kan uppkomma här.

Genom att utgå från koncentrationen av patogener i råvatten och räkna ut hur mycket som finns kvar efter borttagande eller inaktivering under behandling fås den koncentration som når konsumenterna med dricksvattnet. Den exponeringsväg som undersöktes var förtäring av okokt kranvatten. Daglig vattenkonsumtion antogs vara samma som i en amerikansk undersökning (Roseberry & Burmaster 1992), log-normalfördelat med medianen 0,96 l. Den beräknade dagliga dosen, dvs. det antal organismer som intas vid normal vattenkonsumtion, används i en dos-responseekvation för att räkna ut risken för infektion. Dos-responseekvationerna har tagits fram i studier där försökspersoner har fått inta organismer i olika antal. Därefter har man undersökt hur många av försökspersonerna som blev infekterade vid respektive dos. Dos-responsförhållanden för varje patogen har använts i enlighet med Haas *et al.* (1993), Haas *et al.* (1996) och Medema *et al.* (1996). Modellerna utvecklades i Microsoft Excel och simulerades med Monte Carlo simuleringar, vilket innebär att ett slumpmässigt värde dras från respektive parameter

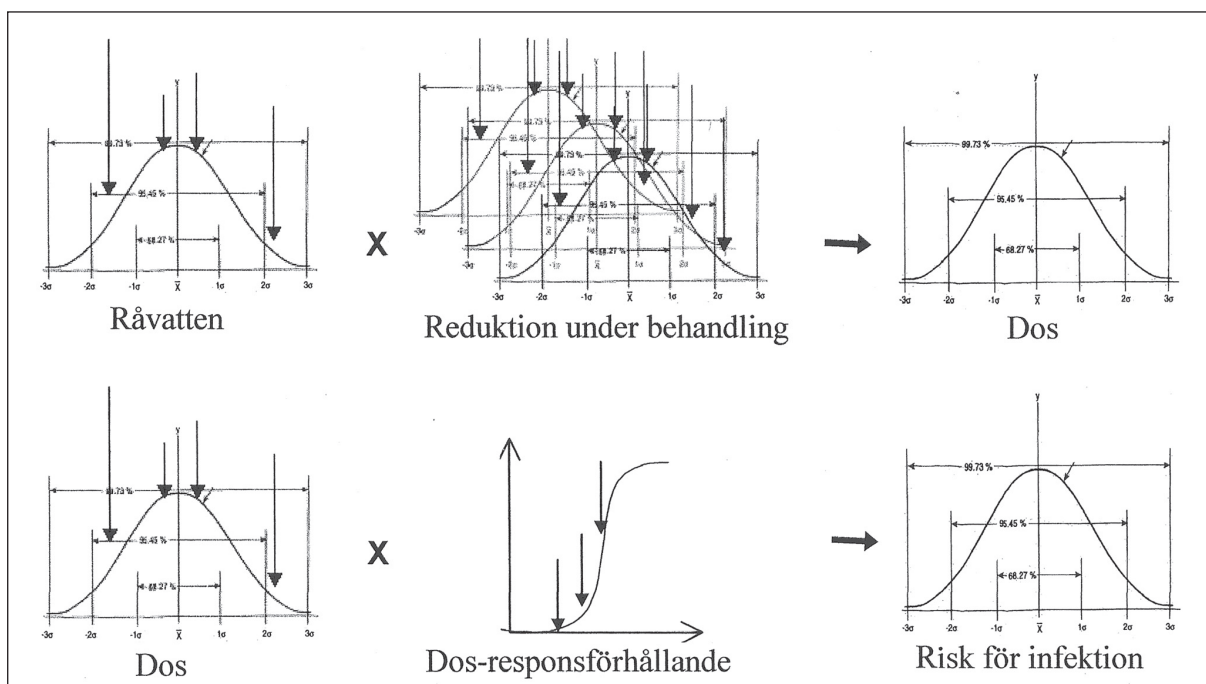
i modellen. Detta upprepas ett antal gånger, i detta fall 10 000 gånger, för att resultera i en fördelning av möjliga utfall. För en schematisk bild över processen, se nedanstående figur. Resultaten uttrycktes som årlig risk för infektion per konsument.

3 Resultat och diskussion

3.1 Miljösystemanalys

3.1.1 Konventionell vattenberedning

Dricksvattenberedningen i Lackarebäckverket börjar med intag av råvatten från Göta älv via Delsjön. I blandningssnäckan tillsätts kalk för att reglera hårdhet och pH. Sommartid tillsätts här även klor för desinfektion. Vattnet går vidare till flockningsbassängerna där aluminiumsulfat tillsätts. Här sker flockning av organiskt material och andra föroreningar i vattnet med hjälp av mekanisk omrörning och därefter går vattnet vidare till sedimentationsbassängerna där flockarna sedimenterar. Slammet som ansamlas i botten av bassängen transporteras bort med hjälp av



Figur 2-3. Schematisk bild över hur infektionsrisken beräknas.

skrapor och leds till en avloppsledning för vidare transport till avloppsreningsverket. Vattenfasen passerar vidare snabbfilter innehållande aktivt kol. Det aktiva kolet adsorberar organiska ämnen och reducerar lukt och smak. Vattnet når därefter en blandnings-snäcka för dricksvatten där klor/klordioxid, koldioxid, kalk och lut tillsätts för att hålla vattnet opåverkat under distributionen i ledningsnätet.

Resursåtgången per kubikmeter producerat dricksvatten finns redovisat i tabell 3-1

Tabell 3-1. Resursåtgång och emissioner vid vattenberedningen och distribution av en kubikmeter dricksvatten i Lackarebäcksverket. Data hämtat från Wallén (1999).

Resurser	
Kemikalier	Al ₂ (SO ₄) ₃ som produkt: 33,5 g, Cl ₂ : 0,7 g, NaClO 30 %: 1,4 g, CaO: 17 g, CO ₂ : 31,4 g, NaOH 32 %: 61,9 g
Processenergi	Vattenverk: 0,42 MJ
Pumpenergi	Råvatten: 0,68 MJ Rörnät: 0,69 MJ
Kemikalieproduktion	0,19 MJ
Kemikalietransport	0,16 MJ
Summa energianvändning	2,14 MJ

Tillägg av långsamfilter

Varianten konventionell dricksvattenberedning med långsamfilter medför att kemikalieanvändningen är densamma som för konventionellt alternativ med undantag av att kloreringen tas bort. Den andra skillnaden mot konventionellt system är att pumpning tillkommer för själva långsamfiltret. Tillskottet i energianvändningen för pumpning vid långsamfiltret beräknas bli ca 0,04 MJ/m³ om lyfthöjden antas vara tre meter. Eftersom data för underhåll av långsamfilter inte finns tillgängliga från Göteborg så har data från Stockholm använts. I underhållet ingår skumning av långsamfilter som i fallet Norsborgs vattenverk i Stockholm kräver en hjullastare i åtta timmar för att skrapa av ytan på ett filter om 2000 m² samt en traktor i fyra timmar för bortforsling av sanden (Jan Ekvall, muntligen). Norsborgsverket har 38 filter av denna storlek som försörjer ungefär hälften av Stockholms invånare. Omräknat till kubikmeter producerat dricksvatten blir energianvändningen för skumning försumbar. Ytterligare ett moment tillkommer – tvättning av den bortforslade

sanden som sker ca vart tolfte år. Detta sker genom en skrupump och en högtryckstvätt (Jan Ekvall, muntligen). Kring detta moment saknas data för energianvändning, men med tanke på den långa tiden mellan varje tvättning förväntas även detta moment ha en försumbar energianvändning.

Alternativet med långsamfilter beräknas få en resursförbrukning enligt tabell 3-2. De data som avviker från konventionellt system är markerade med fet stil. Miljöpåverkan genom de stora markytor som tas i anspråk har inte värderats.

Tabell 3-2. Beräknad kemikalie- och energianvändning vid konventionell vattenberedningen inklusive långsamfilter i Lackarebäcksverket. Text med fetstil i tabellen indikerar avvikelser jämfört med tabell 3-1.

Resurser	
Kemikalier	Al ₂ (SO ₄) ₃ : 33,5 g, Cl ₂ : 0,7 g, NaOCl: 1,4 g, CaO: 17 g, CO ₂ : 31,4 g, NaOH: 61,9 g
Processenergi	Vattenverk: 0,46 MJ
Pumpenergi	Råvatten: 0,68 MJ Rörnät: 0,69 MJ
Kemikalieproduktion	0,19 MJ
Kemikalietransport	0,16 MJ
Summa energianvändning	2,18 MJ

Tillägget av långsamfilter ger upphov till en ökning av processenergi men en försumbar minskning av energianvändningen vad gäller bidrag från kemikalieanvändning.

UV-desinfektion istället för klor

I varianten av konventionellt system där klorering byts ut mot UV-desinfektion tas kloreringen bort. Utöver denna skillnad tillkommer en miljöpåverkan för tillverkning, transport och drift av UV-lampor.

Tillverkning av UV-lampor kräver enligt Ekvall (2003) 0,002 MJ/m³. Den tillverkning som hon har studerat sker i Essen i Tyskland. Transporten av lamporna till Göteborg beräknas kräva 2,6 10⁻⁶ MJ/m³. Driftenergin för UV-lampor beräknas bli 0,02 MJ/m³ för en dos på 30–40 Ws/cm².

Införandet av UV-lampor istället för klorering ger en måttligt ökad energianvändning till följd av driften av UV-lampor och en närmast försumbar energianvändning på grund av tillverkning och transport av UV-lampor. Införandet ger även en marginell minskning av energianvändningen till följd av att klor utgår.

Tabell 3-3. Beräknad kemikalie- och energianvändning vid konventionell vattenberedning i Lackarebäckverket men där UV-behandling ersätter klorering. Text med fetstil indikerar avvikelser jämfört med tabell 3-1.

Resurser	
Kemikalier	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$: 33,5 g, Cl_2: 0 g, NaOCl: 0 g, CaO: 17 g, CO_2 : 31,4 g, NaOH: 61,9 g
Processenergi	Vattenverk: 0,44 MJ
Pumpenergi	Råvatten: 0,68 MJ Nätverk: 0,69 MJ
Produktion UV-lampor	0,002 MJ/m³
Transport UV-lampor	$2,6 \cdot 10^{-6}$ MJ/m³
Kemikalieproduktion	0,18 MJ
Kemikalietransport	0,16 MJ
Summa energianvändning	2,15 MJ

Flotation

Övergång från sedimentering till flotation innebär enligt Thuresson (1992) 10 % minskad användning av aluminiumsulfat. Samma källa anger att flotation ger en ökad energianvändning motsvarande uppfordring av hela vattenflödet 5 m, vilket motsvarar en extra energianvändning motsvarande 0,06 MJ/m³.

Tabell 3-4. Resursåtgång vid vattenberedningen och distribution av en kubikmeter dricksvatten då flotation har ersatt sedimentation. Text med fetstil indikerar avvikelser jämfört med tabell 3-1.

Resurser	
Kemikalier	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$: 30,1 g, Cl_2 : 0,7 g, NaCl: 1,4 g, CaO: 17 g, CO_2 : 31,4 g, NaOH: 61,9 g
Processenergi	Vattenverk: 0,48 MJ
Pumpenergi	Råvatten: 0,68 MJ Rörnät: 0,69 MJ
Kemikalieproduktion	0,19 MJ
Kemikalietransport	0,16 MJ
Summa energianvändning	2,20 MJ

Emissioner

Luftemissioner uppkommer till följd av produktion och transporter av kemikalier. När det gäller produktionsfasen så är det främst aluminiumsulfat och kalk som orsakar luftemissioner. Det är också främst aluminiumsulfat som orsakar emissioner till vatten.

Emissioner från de olika varianterna av konventionella system finns sammanställda i tabell 3-5.

Tabell 3-5. Emissioner till luft och vatten från produktion och transport av kemikalier för dricksvattenberedning baserat på Tillman et al. (1994).

	Konventionellt	Långsamfilter	UV	Flotation
Luftemissioner till följd av produktion av kemikalier				
SO ₂	0,108	0,108	0,108	0,099
NO _x	0,090	0,090	0,090	0,085
CO	0,013	0,013	0,013	0,012
CO ₂	44,9	44,9	44,9	43,8
Luftemissioner till följd av transporter				
SO ₂	0,020	0,015	0,020	0,020
NO _x	0,150	0,138	0,148	0,149
CO	0,053	0,053	0,053	0,054
CO ₂	11,2	11,2	11,2	11,2
Vattenemissioner				
Olja	$5,5 \cdot 10^{-5}$	$5,5 \cdot 10^{-5}$	$5,5 \cdot 10^{-5}$	$4,9 \cdot 10^{-5}$
Fenol	$7,8 \cdot 10^{-7}$	$7,8 \cdot 10^{-7}$	$7,8 \cdot 10^{-7}$	$7,0 \cdot 10^{-7}$
COD	0,180	0,180	0,180	0,162
N-tot	$2,6 \cdot 10^{-5}$	$2,6 \cdot 10^{-5}$	$2,6 \cdot 10^{-5}$	$2,4 \cdot 10^{-5}$
Pb	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$0,9 \cdot 10^{-6}$
Cl ₂	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$

Tabell 3-5 visar att det är små variationer i emissioner till luft och vatten mellan de olika systemvarianterna. Alternativet med flotation har ca 10 % lägre aluminiumsulfatanvändning vilket avspeglar sig i lägre luftemissioner för transporter och lägre vattenemissioner. Luftemissioner till följd av kemikalietransporter varierar något mellan systemen och det är framförallt systemet med långsamfilter där utsläppen av svaveldioxid och NO_x reduceras i jämförelse med konventionellt system.

För att få en uppfattning om storleksordningar på värdena i tabell 3-5 har jämförelser gjorts med de dokumenterade utsläppen från antropogena källor i Sverige. Resultatet av detta blev att påverkan på försurning från systemen är i storleksordningen 0,01–0,1 % av de totala utsläppen utslaget per person. Inom detta intervall ligger även koldioxidutsläppen. Utsläppen av kväve till vatten är så låga som ca 0,00002 % av de totala kväveutsläppen till vatten per person.

Energianvändningen, som är likvärdiga i samtliga varianter ligger i storleksordningen 0,1 % av varje persons totala energianvändning per år. Detta betyder att energianvändning är den relativt största miljöpåverkan från dricksvattenssystem.

3.1.2 Membranlösningar

Membranlösningarnas kemikalie- och energianvändning finns redovisade i tabell 3-6.

Data på energianvändning för drift av membran-enheter är hämtade från Panglisch *et al.* (1998a). Det är något förvånande att mikrofiltreringen är mer energikrävande än ultrafiltrering men detta har förmodligen anläggningsspecifika orsaker. Både mikro- och ultrafilterenheter förutsätts drivas med "dead-end". Båda typerna av membran backspolas varannan timme, mikrofiltret med tryckluft och ultrafiltret med permeat innehållande väteperoxid. Uppgift om förbrukning av väteperoxid är hämtat från Panglisch

et al. (1998a). Som framgår av tabell 3-6 så används väteperoxid för regenerering av ultrafiltret. Enligt författaren så används inga kemikalier för regenerering av mikrofiltret. Det bör dock påpekas att nyare svenska erfarenheter visar att det krävs en kemtvätt av membranen en gång i månaden med lut och tvål.

I figur 3-1 visas energianvändningen till följd av olje- och elförbrukningen i de tre alternativen. Figuren visar att energianvändningen domineras av distributionen av vatten i samtliga alternativ. Dessutom pekar resultaten på att energianvändningen kan reduceras med ca 25 % om centralt vattenverk byts ut mot lokala ultrafilterenheter. Ett lokalt system med två membran har å andra sidan ungefär samma energianvändning som ett konventionellt alternativ.

Vi konstaterade ovan att det konventionella systemet har mycket låga emissioner. Luft- och vattenemissioner förknippade med membransystemen har studerats. Det visade sig dock att dessa var lägre än för det konventionella systemet och därför görs ingen djupare analys av dessa.

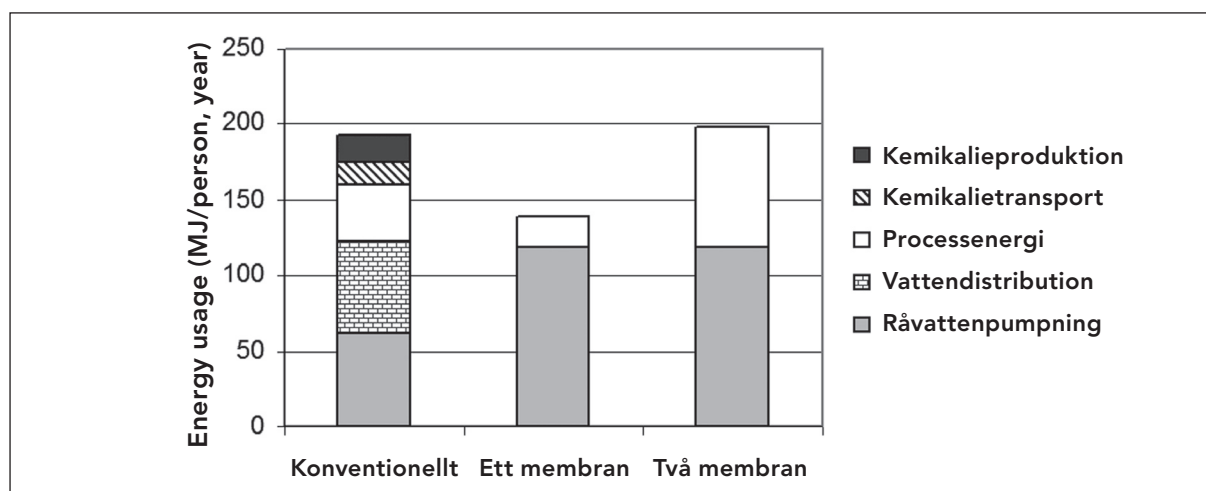
Tabell 3-6. Resursanvändning för produktion 1 m³ dricksvatten. Förkortningar: UF = ultrafilter, MF = mikrofilter and RO = omvänd osmos.

Resurser	Konventionellt	Ettstegs membran	Tvåstegs membran
Kemikalier	Al ₂ (SO ₄) ₃ : 33,5 g ¹ , Cl ₂ : 0,7 g ¹ , NaCl: 1,4 g ¹ , CaO: 17 g ¹ , CO ₂ : 31,4 g ¹ , NaOH: 61,9 g ¹	H ₂ O ₂ : 3,6 g ²	Inga kemikalier
Processenergi	Vattenverk: 0,42 MJ ¹	UF: 0,29 MJ ²	MF: 0,43 MJ ² RO: 10,8 MJ ³
Pumpenergi	Råvatten: 0,68 MJ ¹ Rörnät: 0,69 MJ ¹	Råvatten: 1,37 MJ ¹	Råvatten: 1,37 MJ ¹

1) Wallén (1999)

2) Panglisch *et al.* (1998a), maximivärden

3) Electrolux (1998)



Figur 3-1. Årlig el- och oljeförbrukning för behandling och distribution av vatten för en person under ett år.

Det bör här påpekas att endast drifts- och underhållsenergin är inkluderad. Alternativen med membran medför en mycket stor investering i ett stort antal membranläggningar. Vad denna investering betyder ur miljösynpunkt har inte ingått i denna undersökning, men studier av kapital- och driftskostnader för membranläggningar i aktuell storlek kan ligga runt fem norska kronor per kubikmeter (SINTEF 1994). Detta är femfalt dyrare än centraliserad vattenberedning med membran.

3.2 Mikrobiell riskvärdering

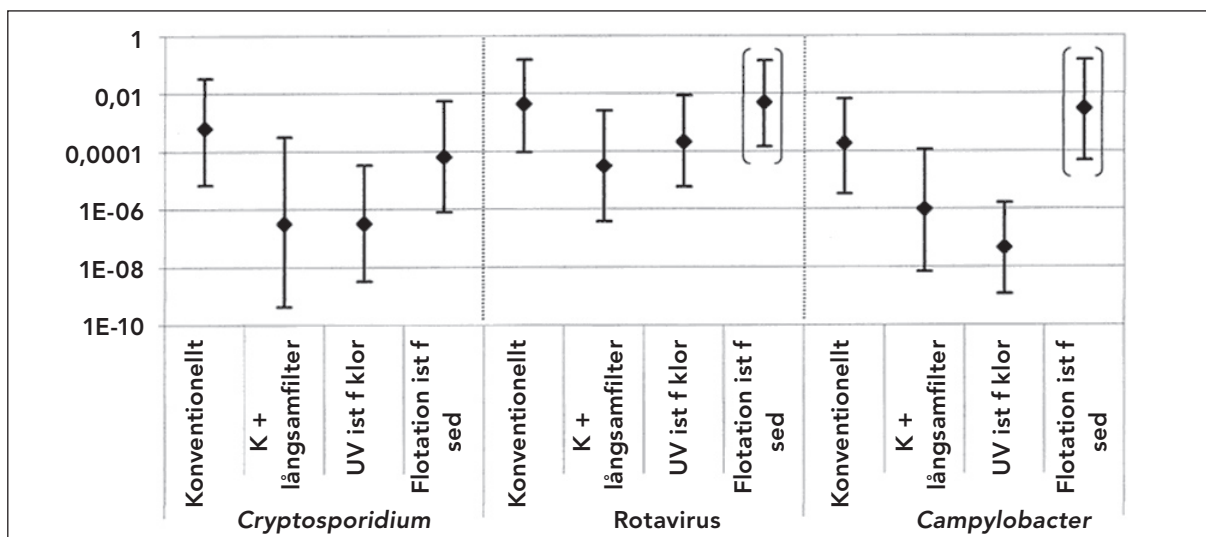
3.2.1 Konventionell vattenberedning

Den konventionella vattenberedningen i Lackarebäcks vattenverk minskade risken för infektion via dricksvatten i genomsnitt 100–10 000 gånger jämfört med att dricka obehandlat vatten (figur 3-3). I USA har man föreslagit att den årliga infektionsrisken från dricksvatten per person inte bör överskrida 10^{-4} , dvs. 0,0001. Som framgår av figur 3-2 överskrids detta värde mest för rotavirus, men även för parasiten *Cryptosporidium parvum* samt bakterien *Campylobacter jejuni*. Förändringar i vattenverkets processupbyggnad kan minska dessa risker. Här bör dock tilläggas att endast för *C. parvum* har halten av mikroorganismen i råvatten baserats på svenska mätningar, medan de två övriga är baserade på internationella studier och sedan applicerade på Göteborg utan hänsyn till lokala förhållanden som den reduktion som mellanlagringen i Delsjöarna kan ge. Framtida mätningar kan i så fall verifiera om dessa teoretiska risker är övervärderade. De flesta människor har infekterats med rotavirus redan före två års ålder och en stor del av den vuxna populationen behöver därför inte uppvisa några sjukdomssymptom vid en senare exponering för viruset via vatten. Mot detta talar dock det rotavirusutbrott som berodde på råvattenförorening i Åmål på 1970-talet. Äldre och småbarn är generellt mer känsliga, precis som personer med nedsatt immunförsvar.

Den konventionella behandlingen består av kemisk fällning, snabbfiltrering genom granulerat aktivt kol samt klorering. Borttagning av mikroorganismer i kemisk fällning beror i första hand på att dessa binds till flockar och sedimenterar. Viktigt för avskiljning av

patogener är därför kemikaliedosen, flockbildningen och sedimenteringstiden. Hur effektiv koaguleringen blir beror i sin tur på vattnets pH samt turbiditet, temperatur och hur inblandningen av fällningskemikalien gått till (Bitton 1994). I Lackarebäcks vattenverk används granulerat aktivt kol för avskiljning av lukt och smak. Borttagning av mikroorganismer i aktivt kol är relativt dåligt undersökt och undersökningar från snabbsandfilter har därför använts som underlag vid beräkningarna. Patogenreduktion i sandfilter är varierande och ofta låg. Ytan på aktivt kol har en god adsorptionsförmåga och attraherar virus genom elektrostatiska krafter. Då organiska ämnen och virus tävlar om bindningsplatserna på kolytan blir dock detta material opålitligt för borttagande av virus (Bitton 1994). Andra möjliga nackdelar med GAC är att bakterier eller andra organismer bundna till kolpartiklar enstaka eller i aggregat ibland kan följa med det behandlade vattnet vidare i vattenverket. Detta är ett problem då bakterier fästa vid partiklar uppvisar ökad tålighet mot klorering. Det kan också bildas kanaler genom bädden genom vilka vattnet kan passera snabbare utan direkt kontakt med filtermaterialet. En optimering av driftsförhållandena (t.ex. backspolningar) kan öka avskiljningsgraden avsevärt.

Sist i reningsprocessen i Lackarebäck tillsätts klor och klordioxid för desinfektion av vattnet. Vid desinfektion är dosen och kontakttiden de viktigaste parametrarna för avdödning av mikroorganismer. Detta uttrycks ofta som CT-värde, vilket innebär produkten av residualkoncentrationen i mg/l och kontakttiden i minuter. CT-värdet för att få 99 % inaktivering är olika för olika organismer. Klor-desinfektion är effektivare vid lägre pH medan klordioxid anses vara mer effektivt vid högre pH (Bitton 1994). Generellt ökar också desinfektionsmedlets effekt med ökning av vattentemperaturen, dvs. större effekt av samma dos och kontakttid vid 20 °C än vid 4 °C. Bakterien *C. jejuni* är känslig för klor och även rotavirus inaktiveras till viss del. Protozoen *C. parvum* är däremot ytterligt klorresistent och de klordoser som används i Sverige har ingen nämnvärd effekt. Om möjlighet finns kan man istället förlänga kontakttiden. Detta har dock ingen större påverkan på *Cryptosporidium* då denna har ett CT-värde på 9 600 mg min/l. Kloröverskottet ut från lågreservoaren vid vattenverket i Göteborg förbrukas snabbt i ledningsnätet. Klordioxid är däremot mer effektivt mot *Cryptosporidium*. Studier visar att effekten ökar om



Figur 3-2. Årlig risk för infektion per person av patogenerna *Cryptosporidium parvum*, rotavirus samt *Campylobacter jejuni* vid konsumtion av dricksvatten. Jämförelse av risk vid konventionell vattenbehandling med utbyte eller tillägg av processer. Figuren visar medianvärden med 95 % konfidensintervall. Värden inom parentes är osäkra. K står för konventionell rening.

det följs av monokloramin eller fritt klor (effekten blir större än summan av de ingående delarna) (Finch *et al.* 1997). En nackdel med klordioxid är att det inte har någon långtidseffekt och dessutom måste genereras på plats.

Tillägg av långsamfilter

Vid tillägg med långsamfilterrening efter den befintliga behandlingen vid Lackarebäcks vattenverk minskas de mikrobiella riskerna markant. Observera dock att risken för infektion med *Cryptosporidium* nu har en större spridning, vilket beror på att olika undersökningar givit mycket varierande resultat. Reduktion i långsamfilter beror på det lager av mikroorganismer, biofilm, som växer i den övre delen av materialet. I första hand erhålls en minskad porstorlek genom filtret och ökad yta för adsorption och i ett andra led kan organismerna i biofilmen äta upp patogener som fastnat. Reduktionen av patogener blir bättre ju varmare vattnet är beroende på en ökad biologisk aktivitet. Problem kan uppstå på vintern då vattnet är så kallt att den biologiska aktiviteten kraftigt minskar eller upphör. Det tar även lång tid för en väl fungerande biofilm att bildas i en ny filterbädd och under denna första period kan man därför förvänta en lägre avskiljning. På liknande sätt minskar reduktionen efter en skrapning av filtret. Angående flödes hastighetens påverkan på reduktionen av mikroorganismer såg Schuler *et al.* (1991) ingen skillnad i reduktion när flödes hastigheten ändrades från 0,15–4 m/h, medan Bellamy *et al.* (1985) som förväntat visade att reduktionen minskar när det

hydrauliska trycket ökar samt om sandbädden blir ”störd”. Precis som för GAC-filter kan kanaler bildas i filterbädden. Då backspolning ej kan göras på ett långsamfilter kan detta få långvariga effekter. Systematiska mätdata saknas gällande långsamfilters reduktionseffekt beroende på var de är placerade, som ett tidigt eller sent steg i reningsprocessen.

UV istället för klor

Eftersom *Cryptosporidium* är så tålig mot klorering och de senaste åren varit orsak till flera stora internationella vattenburna utbrott letar många vattenverk idag efter desinfektionsmetoder som är mer effektiva mot denna protozoo. Man trodde länge att det behövdes orimligt höga doser vid bestrålning med ultraviolett ljus för inaktivering från *Cryptosporidium*. Idag har det visat sig vara felaktigt då den metod man använde för utvärdering av skadorna egentligen inte mätte infektiviteten hos oocystorna, utan endast skador på membranen. Numera använder man sig av infektionsstudier i möss eller cellkulturer och det har då visat sig att oocystorna är mycket mer känsliga för UV-ljus. Bakteriesporer och virus är de tåligaste organismerna mot UV-ljus. UV inaktiverar mikroorganismer genom att ge skador på cellernas genmaterial. Då UV-ljus är kortvägig stoppas den lätt av partiklar i vattnet, men som ett sista steg i vattenrening kan den vara mycket effektiv. Inaktiveringen är beroende av dosen (ljusintensitet och exponeringstid) och vattnets genomsläpplighetsförmåga. I beräkningarna i detta arbete har en UV-dos på 30–40 mWs/cm² antagits. Detta är den dos

som rekommenderas i Norge där UV har fått stort genomslag. Den applicerade dosen ska beräknas på den dos som UV-lamporna har i slutet av sin livslängd (pers. kom. Vidar Lund) och inaktiveringen kan således vara ännu högre än beräknat i detta exempel. Alla tre modellorganismerna inaktiveras i hög utsträckning vid denna dos, särskilt känslig är bakterien *C. jejuni*. Ur hälsosynpunkt kan detta alternativ vara bättre än klorering av vattnet i Lackarebäck, också beroende på att mängden klororganiska biprodukter som uppkommer vid klorering minskar. Då den dos som når mikroorganismerna är beroende av vattnets transmittans kan dosen dock komma att minska t.ex. direkt efter backspolning av filter då turbiditeten är högre än normalt. Dessutom ger UV-ljus ingen residualeffekt på ledningsnätet, vilket kan leda till tillväxt av bakterier som överlevt bestrålningen.

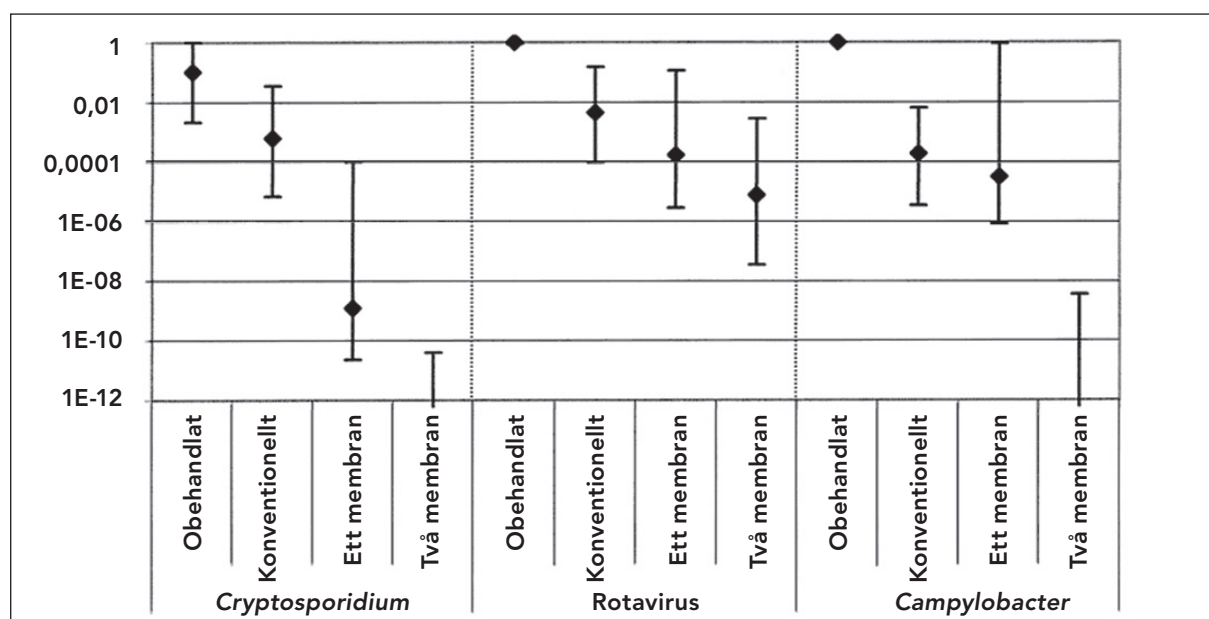
Flotation istället för sedimentering

Flotation innebär att flockar bildade i koagulerings- och flockningsstegen med hjälp av luftbubblor samlas på ytan i flotationsbassängen. Jämfört med sedimentering går det åt mindre fällningskemikalier och både tiden och den yta som används för separationen av vattnet kan minskas. Man erhåller dessutom ett mer koncentrerat slam. När det gäller borttagande av mikroorganismer med flotation har studier främst gjorts på protozoer. Edzwald *et al.* (2000) visade att flotation var effektivare än lamellsedimentering för borttagande av protozoerna *Giardia* och *Cryptosporidium* under optimerade förhållanden. Den totala

effekten av lamellsedimentering och efterföljande filtrering genom tvåmediafilter var dock densamma som flotation följt av tvåmediafilter. Detta berodde troligen på att fler partiklar följer med efter sedimentering och gör filtreringen mer effektiv. Dock måste man backspola filtret oftare (pers. kom. James Edzwald). Risken för infektion med *C. parvum* minskar alltså troligen något om sedimenteringen byts ut mot flotation. För bakterier och virus har endast en studie återfunnits i publicerad litteratur, i vilken man mätt den kombinerade effekten av flotation och snabbfiltrering (van Puffelen *et al.* 1995). Resultaten från riskvärderingen bör därför ses som mycket osäkra för dessa organismer.

3.2.2 Decentraliserad membranrening

Som ett extremscenario till centraliserad vattenberedning undersöktes teoretiskt två system där obehandlat vatten transporterades ut till konsumenterna och renades med filtrering genom membran i källaren på flerfamiljshus. I det ena systemet behandlades allt vatten med ultrafiltrering och i det andra med mikrofiltrering samt ytterligare rening med omvänd osmos vid kökskranen i de enskilda hushållen. Systemen med membranfiltrering reducerade den mikrobiella risken avsevärt, särskilt gällande *Cryptosporidium parvum* beroende på dess storlek (figur 3-3). Alternativet med två membran var bäst i fråga om riskreduktion. Mekanismerna för borttagning av mikroorganismer



Figur 3-3. Jämförelse av risk i konventionell vattenbehandling med lokal membranfiltrering i husen/hushållen. Årlig risk för infektion från dricksvatten per person. Medianvärden och 95 % konfidensintervall.

vid filtrering genom membran är dels mekaniskt genom att porerna är mindre än patogenerna som därför stannar på membranets insida (alternativt ut-sida beroende på typ av membran) och dels beroende på elektrostatiske krafter vilket innebär att membran med porstorlekar större än exempelvis virus ändå kan ha en god avskiljningsförmåga då virusen binds in i membranens matrix. Teoretiskt sett ska både ultrafilter och omvänd osmos vara en absolut mekanisk barriär för alla typer av mikroorganismer då dessa är större än membranens porstorlek. I praktiken har det visat sig att detta inte stämmer alla gånger. Medianporstorleken är ofta större än den nominella porstorleken angiven av tillverkaren, membranet kan delvis vara skadade, förslutningar kan läcka, vissa bakterier kan passera när de är under delning och då är mindre än normalt, bakterier kan tillväxa på permeatsidan av membranet etc. (Ghayeni *et al.* 1999). Detta påverkar avskiljningseffekten negativt. Membran med liknande porstorlek men av olika fabrikat gav olika bra virusreduktion i en studie (Urase *et al.* 1996). Detta tros bero på läckage av virus genom onormalt stora porer som ligger utanför den huvudsakliga porstorleksfördelningen och olika typer av modulkonfiguration (flat sheet, hollow fibre osv.).

Membran kan lätt täppas till av organiskt material i vattnet, vilket sänker filtreringsförmågan och kräver att trycket måste höjas för att erhålla samma filtreringshastighet. Denna igensättning leder dock till högre avskiljning av mikroorganismer. Heterotrofa bakterier har visat sig kunna växa på membranets ”rensida”, men dessa bör normalt inte utgöra någon direkt hälsofara och är inte heller en indikation på att patogener passerat då de kan ha koloniserat från utsidan. Membrantekniken är en mer omogen teknik under snabb utveckling. Tidigare var det vanligt med skador från nät omslutande membran som skavde på utsidan, samt läckage genom förseglingar som ej var täta, vilket ledde till att en del av vattnet gick orenat genom membranet. Effekten av membran-skador kan ses i de breda konfidensintervallen i figur 3-3. Trots att risken då ökade upp till hundra tusen gånger var den fortfarande jämbördig med eller bättre än den konventionella reningen. I och med att alternativet med mikrofiltrering och omvänd osmos innebär två efter varandra följande membran ökar säkerheten, då sannolikheten att båda går sönder samtidigt är liten.

3.3 Diskussion och slutsatser

Den viktigaste uppgiften för uthålliga VA-system är att förhindra smittspridning. Av den mikrobiella riskvärderingen framgår att det kan finnas en risk att infekteras av virus och parasiter. Risken är mycket, mycket liten i förhållande till om man dricker obehandlat ytvatten.

Den vanligaste processkombinationen i svensk dricksvattenberedning (kemmällning/sedimentering/snabbfiltrering/ klorering) minskar riskerna jämfört med att dricka ytvatten med flera tiopotenser, men beräkningarna visar att det mycket väl kan finnas en oacceptabel kvarstående risk framförallt från parasiter och virus. Tillgången på data om halter och reduktion vid beredning under svenska förhållanden är dock mycket begränsade för parasiter och virus

Långsamtfilter eller UV i stället för klor kan enligt beräkningarna minska risken för parasitinfektioner betydligt, men en oacceptabel risk med avseende på virus kan mycket väl kvarstå.

Membran i flera steg eller i kombination med andra barriärer skulle kunna ge en mycket hög säkerhet mot vattenburen smitta. Miljösystemanalysen indikerar att den ökade energianvändningen för membran-lösningar är förhållandevis liten. Decentraliserade system med ett stort antal anläggningar i staden kan dock orsaka höga kostnader och driftbesvär. Återväxt i lagringstankar skulle kunna leda till fall med större risker än nuvarande system. Om en uppgradering av barriärverkan ska genomföras, är det enklast att genomföra den på de befintliga vattenverken. Detta innebär dessutom större driftsäkerhet än decentraliserade system.

Hållbarhetsaspekterna kring miljö och hushållning med naturresurser är mindre allvarliga inom dricksvattensystem än aspekterna hälsa och hygien. Den mest betydelsefulla miljöparametern var energianvändning som i dricksvattensystem utgör ca 0,1 % av den totala energianvändningen per person i Sverige. Energiåtgång i ett livscykelperspektiv kan ge en god approximation av miljöpåverkan vid översiktliga jämförelser av olika vattenförsörjningssystem.

Energi- och kemikalieanvändningen i nuvarande dricksvattenberedning och distribution utgör endast en liten del av samhällets resursanvändning. En stor del av vattenförsörjningens energibehov utgörs av pumpenergi. Även om energieffektivisering alltid är

värt att sträva efter, både ur miljömässig och ekonomisk synvinkel, så är det orimligt att genomföra energi- och kemikaliebesparande åtgärder om de försämrar vattnets kvalitet. Det kan till och med vara motiverat att öka resursanvändningen om en förstärkning av t.ex. den mikrobiologiska barriärverkan bedöms som nödvändig.

4 Rekommendationer

Beräkningarna i denna studie indikerar risker med den nuvarande vattenförsörjningen i Sverige. Beräkningarna baseras dock på ofullständiga indata och för att minska osäkerheterna behövs:

- Bättre underlag om halter av patogener och variationer i dessa halter för svenska ytvattentäkter. Detta gäller virus där svenska data saknas och parasiter där mycket få analyser görs. Bakterier analyseras ibland men oftast inte kvantitativt utan enbart som förekomst eller frånvaro i ett prov. Exempel på skillnader som kan ge felaktiga bedömningar om man utgår från utländska data är andelen smittbärare bland människor/djur och smittämnenas överlevnad i kallare vatten.
- Bättre underlag om reduktionen av patogener i svenska vattenverk. Nuvarande indikatorbakterier är ofta känsligare än de aktuella patogenerna och avskiljningsmekanismerna för parasiter och virus skiljer sig rimligtvis från indikatorbakteriernas. Data från fullskala är inte användbart för att beräkna om nödvändiga reduktioner på flera tiopotenser kan uppnås. Pilotförsök med tillsatser av andra indikatorer för patogenavskiljning och möjligheter att simulera störningar behövs. Pilotförsöken bör inriktas på svenska förhållanden med stora temperaturskillnader samt humus och inriktas på hur säkerheten i den nuvarande vattenförsörjningen kan ökas.
- Bättre underlag om tillförseln av patogener i distributionssystem genom inläckage, korskopplingar etc. Nuvarande indikatorbakterier är ofta känsligare för bland annat klor än de aktuella patogenerna. Alternativa, mindre selektiva analyser bör användas för att spåra fekal påverkan. Exempel på inträffade

händelser är inträngning av förorenat grundvatten i markförlagda reservoarer, korskopplingar med bevattning och korskopplingar med trycksatta avloppssystem (Westrell *et al.* 2003).

Det är viktigt att se till helheten så att en förbättring av säkerheten mot smitta inte ger oacceptabla förändringar av t.ex. korrosion eller lukt.

Det finns också ett stort behov av utvärderingar och uppföljningar från membranfilteranläggningar framförallt vad gäller energi- och kemikalieanvändning samt driftserfarenheter.

Med tanke på de mycket begränsade resurserna för forskning och utveckling på dricksvattenområdet i Sverige är det nödvändigt att utgå från de undersökningar som görs i länder med mer omfattande utvecklingsverksamhet inom dricksvattenområdet. Utvecklingen på området går just nu mycket snabbt och det är därför en fördel att ingå i internationella samarbetsprojekt i stället för att invänta publicerade resultat som hunnit bli några år gamla. Det samarbete som utvecklats i Sverige mellan mikrobiologer och de som är inriktade på dricksvattenprocesser i teori och praktik har visat sig vara internationellt gångbart och möjligheter till internationellt finansierad utveckling förlagd till Sverige bör tas till vara.

Denna systemstudie visar hur miljö-, hygien- och hälsoaspekter kan utredas systemanalytiskt i ett beslutsunderlag. För att få en mer heltäckande bild av uthålligheten hos systemen bör även ekonomi, organisation och brukaraspekter beaktas i framtida studier. Metod- och verktygsutveckling inom dessa områden pågår inom MISTRA-programmet Urban Water.

Referenser

Andersson, Y. & Bohan, P. (2001). Disease surveillance and waterborne outbreaks. In: Fewtrell, L. & Bartram, J. (Eds.), *Water quality: Guidelines, standards and health*. London: IWA Publishing.

AWWA (1999). *Water Quality and Treatment, Handbook of Community Water Supplies*, 5th. Edition s 3.1–3.26. American Water and Waste Water Association.

Bellamy, W.D., Silverman, G.P., Hendricks, D.W. & Logsdon, G.S. (1985). Removing *Giardia* cysts with slow sand filtration. *Journal of American Waste Water Association*, vol. 77:2, s. 52–60.

Bengtsson, M., Lundin, M. & Molander, S. (1997). *Life Cycle Assessment of wastewater systems*. Report 1997:9. Chalmers, Teknisk miljöplanering. Göteborg.

Bitton, G. (1994). *Wastewater microbiology*. New York: Wiley-Liss.

Codex Alimentarius Commission (1999). *Principles and Guidelines for the Conduct of Microbiological Risk Assessment*. CAC/GL-30. C. A. C. (FAO/WHO). 1B: 1–6.

Edzwald, J.K., Tobiason, J.E., Parento, L.M., Kellye, M.B., Kaminsky, G.S., Dunn, H.J. & Galant, P.B. (2000). *Giardia* and *Cryptosporidium* removals by clarification and filtration under challenge conditions. *Journal of American Waste Water Association*, vol. 92:12, s. 70–84.

Ekvall, C. (2003). *LCA av dricksvattendesinfektion – en jämförelse av klor och UV-ljus*. Examnesarbete vid institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala.

Electrolux (1998). RO400. (broschyr).

Escobar, I. (1999). Influence of NF on distribution system biostability. *J. Am. Water Works Assoc.*, vol. 91:6, s. 76–89.

Escobar, I.C., Hong, S. & Randall, A.A. (2000). Removal of assimilable organic carbon and dissolved organic carbon by reverse osmosis and nanofiltration membranes. *Journal of membrane science*, vol. 175:1, s. 1–17.

Finch, G.R., Gyürék, L.L., Liyanage, L.R.J. & Belosevic, M. (1997). *Effect of various disinfection methods on the inactivation of Cryptosporidium*, AWWA Research Foundation and American Water Works Association.

Ghayeni, S.B.S., Beatson, P.J., Fane, A.J. & Schneider, R.P. (1999). Bacterial passage through microfiltration membranes in wastewater applications. *Journal of Membrane Science*, vol. 153:1, s. 71–82.

Green, J.H. & Tylla, M. (1998). A comparison of ultrafiltration on various river waters. *Desalination*, vol. 119:1–3, s. 79–83.

Göteborgsregionens kommunalförbund (2003). *Regional vattenförsörjningsplan*.

Haas, C.N., Rose, J.B., Gerba, C. & Regli, S. (1993). Risk Assessment of Virus in Drinking Water. *Risk Analysis*, vol. 13:5, s. 545–552.

Haas, C.N., Crockett, C.S., Rose, J.B., Gerba, C.P. & Fazil, A.M. (1996). Assessing the risk posed by oocysts in drinking water. *Journal of American Water Works Association*, vol. 88:9, s. 131–136.

Haas, C.N., Rose, J.B. & Gerba, C.P. (1999). *Quantitative microbial risk assessment*. New York, John Wiley & Sons, Inc.

Hansen, A. & Stenström, T.A. (1998). *Kartläggning av Giardia och Cryptosporidium i svenska ytvattentäkter*, Smittskyddsinstitutet och Livsmedelsverket.

Hem, L.J. & Efraïmsen, H. (2001). Assimilable organic carbon in molecular weight fractions of natural organic matter. *Water Research*, vol. 35:4, s. 1 106–1 110.

Herrmann, M. & Larsson, P.O. (1999). *Hushållens dricksvattenförbrukning i Halmstad*. Inst. för Teknik och Miljö, Malmö högskola.

Kärrman, E., Jönsson, H., Gruvberger, C., Dalemo, M., Sonesson, U. & Stenström, T.A. (1999). *Miljösystemanalys av hushållens avlopp och organiska avfall*. VA-Forsk Rapport 1999-15. Stockholm, Sverige.

Laine, J.M., Glucina, K., Chamant, M. & Simonie, P. (1998). Acoustic sensor: a novel technique for low pressure membrane integrity monitoring. *Desalination*, vol. 119:1–3, s. 73–77.

Laine, J.M. & Glucina, K. (2001). Assessment of membrane processes for taste and odour removal. *Water Science and Technology: Water Supply*, vol. 1:4, s. 19–24.

Lammerding, A.M. & Paoli, G.M. (1997). Quantitative Risk Assessment: An Emerging Tool for Emerging Foodborne Pathogens. *Emerging Infectious Diseases*, vol. 3:4, s. 483–487.

Lipp, P., Baldauf, G., Schick, R., Elsenhans, K. & Stabel, H. (1998). Integration of ultrafiltration to conventional drinking water treatment for a better particle removal – efficiency and costs? *Desalination*, vol. 119, s. 133–142.

Medema, G.J., Teunis, P.F.M., Havelaar, A.H. & Haas, C.N. (1996). Assessment of the dose-response relationship of *Campylobacter jejuni*. *International Journal of Food Microbiology*, vol. 30, s. 101–111.

Miser & Quade (1985). *Handbook of systems analysis. Volume 1 – Overview of uses, procedures, applications and practice*. John Wiley & Sons.

- Otaki, M., Yano, K. & Ohgaki, S. (1998). Virus removal in a membrane separation process. *Water Science and Technology*, vol. 37:10, s. 107–116.
- Panglish, S., Dautzenberg, W., Kiepke, O., Gimbel, R., Gebel, J., Kirsch, A. & Exner, M. (1998a). Ultra- and microfiltration pilot plant investigations to treat reservoir water. *Desalination*, vol. 119:1–3, s. 277–288.
- Panglish, S., Deinert, U., Dautzenberg, W., Kiepke, W. & Gimbel, R. (1998b). Monitoring the integrity of capillary membranes by particle counters. *Desalination*, vol. 119:1–3, s. 65–72.
- Rose, J.B. & Gerba, C.P. (1991). Use of risk assessment for development of microbial standards. *Water Science and Technology*, vol. 24:2, s. 29–34.
- Roseberry, A.M. & Burmaster, D.E. (1992). Lognormal distributions for water intake by children and adults. *Risk Analysis*, vol. 12:1, s. 99–104.
- Rosén, L. & Friberg, J. (2003). *Påverkan på säkerheten i vattenförsörjningen från strandbetande nötkreatur – fallstudie Göta älv*, VA-Forsk Rapport 2003-36.
- Schuler, P.F., Gosh, M.M. & Gopalan, P. (1991). Slow sand and diatomaceous earth filtration of cysts and other particulates. *Water Research*, vol. 25:8, s. 995–1005.
- SINTEF (1994). *Membranfiltrering av humusvann – vägledning*. SINTEF teknisk kemi, Trondheim.
- Slorach, S.A. (2000). Riskvärdering, riskhantering och riskkommunikation – vad betyder de olika begreppen? *Vår Föda*, vol. 2, s. 7–10.
- SLV (Statens Livsmedelsverk) (1993). *Dricksvattenkungörelsen*. Statens Livsmedelsverks författningssamling FS 1993:35.
- Stenström, T.A., Boisen, F., Georgsson, F., Lahti, K., Lund, V., Andersson, Y. & Ormerod, K. (1994). *Vattenburna infektioner i Norden*. Copenhagen, Nordisk ministerråd.
- Thorsen, T. (1999). Membrane filtration of humic substances – state of the art. *Wat. Sci. Tech.*, vol. 40:9, s. 105–112.
- Thuresson, L. (1992). *Dricksvattenteknik – Ytvatten, Svenska vatten och avloppsverksföreningen*. (VAV, P72, 1992).
- Thuresson, L. (1996). *Dricksvattenteknik – Efterbehandling – Distribution, Svenska vatten och avloppsverksföreningen*. (VAV, P73).
- Tilburg, van J. (1997). *Environmental analysis for choosing between a single or double domestic water supply*, presentation summary, LCA case Studies Symposium, Bryssel, Belgien.

Tillman, A.M. (1994). *Godstransporter i livscykelanalys. Schablonvärden för energianvändning och emissioner*. Rapport 1994:1, Teknisk miljöplanering, Chalmers, Göteborg.

Tillman, A.M., Kärrman, E. & Nilsson, J. (1997). *Comparison of Environmental Impact Assessment, Life Cycle Assessment and Sustainable Development Records*, Report from the ECO-GUIDE project. Inst. För teknisk miljöplanering, Chalmers tekniska högskola, Göteborg, Sverige.

Urase, T., Yamamoto, K. & Ohgaki, S. (1996). Effect of pore structure of membranes and module configuration on virus retention. *Journal of Membrane Science*, vol. 115, s. 21–29.

Wallén, E. (1999). *Livscykelanalys av dricksvatten – en studie av ett vattenverk i Göteborg*. Examensarbete/Rapport 1999:3. Teknisk miljöplanering, Chalmers, Göteborg.

van Puffelen, J., Buijs, P. J., Nuhn, P.N.A.M. & Hijnen, W.A.M. (1995). Dissolved Air Flotation in Potable Water-Treatment – the Dutch Experience. *Water Science and Technology*, vol. 31:3–4, s. 149–157.

VAV (1991). Analysdata 1989 *Uppgifter om bakteriologisk och kemisk beskaffenhet hos råvatten och dricksvatten vid kommunala vattenverk*, Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, Statistik VAV AD 1989.

VAV (1996). *Analysdata 1994 – Uppgifter om bakteriologisk och kemisk beskaffenhet hos råvatten och dricksvatten vid kommunala vattenverk*, Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, Statistik VAV AD 1994.

Westrell, T., Bergstedt, O., Heinicke, G. & Kärrman, E. (2002). A systems analysis comparing drinking water systems – central physical-chemical treatment and local membrane filtration. *Water Science and Technology: Water Supply*, vol. 2:2, s. 11–18.

Westrell, T., Bergstedt, O., Stenström, T.A. & Ashbolt, N.J. (2003). A theoretical approach to assess microbial risks due to failures in drinking water systems. *International Journal of Environmental Health Research*, vol. 13:2, s. 181–197.

WHO (2003). (Elektronisk) www.who.int (2003-03-20).

MUNTliga UPPGIFTER

Ekvall, J. Stockholm Vatten AB

Edzwald, J. Department of Civil and Environmental Engineering UMass Amherst, MA 01003-5205 USA

Bilaga A: Avskiljningsprocesser för olika föroreningar, modifierad efter AWWA (1999)

Kategori av ämnen	Luftning	Kem.rening, sed, flot, filtr.	Oxidation, desinfektion	Avhärdning	Omvänd osmos	Nano- filtrering	Elektrodialys	Jonbyte, anjon	Jonbyte, kation	Granulerat aktivt kol	Pulverkol	Aktiverad aluminium	Biologisk rening
Oorganiska ämnen													
Arsenik(+3)		XO		XO	X		X	X				X	
Arsenik(+5)		X		X	X		X	X				X	
Barium				X	X		X		X				
Beryllium		X		X	X		X						
Kadmium		X		X	X		X		X				
Krom (+3)		X		X	X		X		X				
Krom (+6)					X		X	X					
Cyanid			X										
Fluorid				X	X		X					X	
Bly*													
Kvicksilver (oorganiskt)				X	X		X						
Nickel				X	X		X		X				
Nitrat					X		X	X					
Nitrit					X		X	X					
Selen (+4)		X			X		X	X				X	
Selen (+6)					X		X	X				X	
Tallium					X		X					X	
Organiska ämnen													
Flyktiga organiska ämnen	X									X			
Syntetiska organiska ämnen					X					X	X		
Bekämpningsmedel					X	X				X	X		
Löst organiskt kol DOC		X			X	X				X	X		
Radium (226+228)				X	X		X		X				
Uran					X		X	X					
Ämnen och föroreningar som ger estetiska problem													
Hårdhet				X	X	X	X		X				
Järn		XO		X					X				Xo
Mangan		XO		X					X				Xo
Lösta ämnen/salter					X		X						
Klorid					X		X						
Sulfat					X	X	X						
Zink				X	X		X		X				
Färg		X	X		X	X				X	X		
Lukt och smak	X		X							X	X		X

X Lämplig process för denna förorening

XO Lämplig process i kombination med oxidation

Xo Lämplig process i kombination med biologisk oxidation

* Bly är vanligen en korrosionsprodukt och inte en förorening

Bilaga B: Underlag för mikrobiologisk riskvärdering

Fördelningar och parametrar använda i modellen. Värden inom parentes är medel och standardavvikelse för lognormalfördelningar; minimum, troligaste värde och maximum för triangelfördelningar; samt minimum och maximum för likformigfördelningar.

	<i>Cryptosporidium</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>
Råvattenkoncentration (L ⁻¹)	Lognorm(0.4, 2.1) ^a	Lognorm(1, 3) ^b	Log ₁₀ norm(140, 300) ^c
Konventionell behandling			
Kemisk fällning, DR ^d	Triang(0,4; 1,2; 1,7) ^e	Triang(0,3; 1,3; 1,6) ^f	Uniform(1,6; 1,9) ^g
GAC-filtrering, DR	Triang(0; 0,6; 1,4) ^e	Uniform(0,7; 1,2) ^h	Triang(0,3; 1,0; 1,5) ⁱ
Klorering, DR	Triang(0; 0,4; 1,0) ^j	Triang(1,5; 2,0; 3,0) ^k	Triang(2,5; 3,5; 5,0) ^k
Långsamfilter, DR	Triang(0,3; 3,5; 6) ^l	Triang(1; 2; 3,5) ^m	Triang(0,8; 2; 4) ⁿ
UV, DR	Uniform(3; 4,5) ^o	Uniform(3; 4) ^p	Uniform(6,5; 8) ^q
Flotation, DR	Uniform(1,4; 2,8) ^r	2 ^s	Triang(10 %:1; 50 %:1,5; max:2,3) ^s
Ett membran			
Ultrafiltrering ^t , DR	8 ^u	Triang(4; 6; 7) ^v	8 ^w
Tillväxt i tank	–	–	Triang(0, 0,5, 2) ^x
TVÅ membran			
Mikrofiltrering ^t , DR	6,5 ^y	Triang(1; 2; 3) ^v	7 ^z
Omvänd osmos ^t , DR	Fullständig borttagande antagits	Triang(3; 5; 7) ^å	Fullständig borttagande antagits
Tillväxt i tank	–	–	Triang(0; 0,5; 2) ^x
Dos-respons-parametrar			
k	238 ^ä		
A		0,26 ^ö	0,145 ^{aa}
B		0,42 ^ö	7,59 ^{aa}
Dricksvattenkonsumtion (L x d ⁻¹)	Lognorm(1,10; 0,63) ^{ab}	Samma som för <i>Cryptosporidium</i>	Samma som för <i>Cryptosporidium</i>

^a Opublicerade data från nationella undersökningar, 45 % av proverna positiva.

^d DR = decimal reduktion (log₁₀ avskiljning/inaktivering), log *Konc*_{in} – log *Konc*_{ut}

^e Baserat på partikelavskiljning (1–15 µm) i Lackarebäcks vattenverk.

^s Avskiljning under flotation följt av snabbfiltrering; filtreringen ingår m.a.o. i detta värde. Värden erhållna från van Puffeln et al. (1995) och via personlig kommunikation med Wim Hijnen.

^t Avskiljningen av protozoer och bakterier ofta total (värden rapporterade som "mer än X log avskiljning"). Högsta uppmätta värde har generellt använts utom för omvänd osmos där fullständigt borttagande antagits. Variationen i figur 3-3 visar då enbart på effekten av membranfel.

^x *Campylobacter jejuni* verkar inte ha förmåga att växa till i temperaturer under 30 °C, men en tillväxt antogs i alla fall ske i en begränsad omfattning i vattentankarna i de decentraliserade systemen för att inkludera betedendet hos andra bakterier. Tillväxt uttryckt i antal log₁₀. Varken protozoer eller virus kan tillväxa i miljön.

Anpassat från (Gerba et al. 1996a)^b, (Obiri-Danso & Jones 1999)^c, (Payment et al. 1985; Hurst 1991; Havelaar et al. 1995)^f, (Payment et al. 1985; Havelaar et al. 1995)^g, (Payment et al. 1985; Payment 1991)^h, (Payment et al. 1985; Hijnen et al. 2000)ⁱ, (Korich et al. 1990; Finch et al. 1997)^j, (Sobsey 1989)^k, (Fogel et al. 1993; Cleasby & Logsdon 1999; Schuler et al. 1999)^l, (Wheeler et al. 1988; Yahya et al. 1993)^m, (Bellamy et al. 1985; Hijnen et al. 2002)ⁿ, (Bukhari et al. 1999; Clancy et al. 2000; Craik et al. 2001; Campbell & Wallis, 2002)^o, (Chang et al. 1985; Harris et al. 1987; Battigelli et al. 1993; Hijnen et al. 2002)^p, (Chang et al. 1985; Harris et al. 1987; Battigelli et al. 2002)^q, (Edzwald et al. 2000; Edzwald & Tobiason 2002)^r, (Jacangelo et al. 1995; Hirata & Hashimoto 1998; US EPA 2001)^u, (USEPA, 2001)^y, (Madsen 1987; Jacangelo et al. 1991; Panglisch et al. 1998)^w, (Jacangelo et al. 1995; Adham et al. 1998; Hirata & Hashimoto 1998)^y, (Madsen 1987; Panglisch et al. 1998)^z, (Adham et al. 1998; Iranpour, 1998; Madaeni 1999)^å, (Roseberry & Burmaster 1992)^{ab}. Från (Haas et al. 1996)^ä, (Haas et al. 1993)^ö och (Medema et al. 1996)^{aa}.

Bilaga B: Referenser

- Adham, S.S., Trussel, R.R., Gagliardo, P.F. & Olivieri, A.W. (1998). Membranes: a barrier to microorganisms. *Water Supply*, vol. 16:1/2, s. 336–340.
- Battigelli, D.A., Sobsey, M.D. & Lobe, D.C. (1993). The Inactivation of Hepatitis a Virus and Other Model Viruses by UV Irradiation. *Water Science and Technology*, vol. 27:3–4, s. 339–342.
- Battigelli, D.A., Hargy, T.M., Marshall, M.M., Nicholson, W.L. & Clancy, J.L. (2002). *Application of surrogate microorganisms for UV reactor validation*. International Symposium on Waterborne Pathogens, Cascais/Lisbon, Portugal, IWA/AWWA.
- Bellamy, W.D., Silverman, G.P. & Hendricks, D.W. (1985). Filtration of *Giardia* cysts and other substances: Volume 2. *Slow sand filtration*. PB 85 191 633/AS, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.
- Bukhari, Z., Hargy, T.M., Bolton, J.R., Dussert, B. & Clancy, J.L. (1999). Medium-pressure UV for oocyst inactivation. *Journal American Water Works Association*, vol. 91:3, s. 86–94.
- Campbell, A.T. & Wallis, P. (2002). The effect of UV irradiation on human-derived *Giardia lamblia* cysts. *Water Research*, vol. 36:4, s. 963–969.
- Chang, J.C.H., Ossoff, S.F., Lobe, D.C., Dorfman, M.H., Dumais, C.M., Qualls, R.G. & Johnson, J.D. (1985). UV inactivation of pathogenic and indicator microorganisms. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 49:6, s. 1361–1365.
- Clancy, J.L., Bukhari, Z., Hargy, T.M., Bolton, J.R., Dussert, B.W. & Marshall, M.M. (2000). Using UV to inactivate *Cryptosporidium*. *Journal American Water Works Association*, vol. 92:9, s. 97–104.
- Cleasby, J.L. & Logsdon, G.S. (1999). Granular bed och precoat filtration. I: Letterman, R.D. (red.), *Water quality och treatment: a handbook of community water supplies*. American Water Works Association. New York, McGraw-Hill: 8.1-8.99.
- Craik, S.A., Weldon, D., Finch, G.R., Bolton, J.R. & Belosevic, M. (2001). Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts using medium- and low-pressure ultraviolet radiation. *Water Research*, vol. 35:6, s. 1 387–1 398.
- Edzwald, J.K., Tobiason, J.E., Parento, L.M., Kellye, M.B., Kaminsky, G.S., Dunn, H.J. & Galant, P.B. (2000). *Giardia* and *Cryptosporidium* removals by clarification and filtration under challenge conditions. *Journal of American Water Works Association*, vol. 92:12, s. 70–84.
- Edzwald, J.K. & Tobiason, J.E. (2002). Fate and removal of *Cryptosporidium* in a dissolved air flotation water plant with and without recycle of waste filter backwash water. *Water Science and Technology: Water Supply*, vol. 2:2, s. 85–90.
- Finch, G.R., Gyürék, L.L., Liyanage, L.R.J. & Belosevic, M. (1997). *Effect of various disinfection methods on the inactivation of Cryptosporidium*, AWWA Research Foundation and American Water Works Association.

- Fogel, D., Isaac-Renton, J., Guasparini, R., Moorehead, W. & Ongerth, J. (1993). Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by slow sand filtration. *Journal American Water Works Association*, vol. 85:11, s. 77–84.
- Gerba, C.P., Rose, J.B., Haas, C.N. & Crabtree, K.D. (1996). Waterborne rotavirus: a risk assessment. *Water Research*, vol. 30:12, s. 2929–2940.
- Haas, C.N., Rose, J.B., Gerba, C. & Regli, S. (1993). Risk Assessment of Virus in Drinking Water. *Risk Analysis*, vol. 13:5, s. 545–552.
- Haas, C.N., Crockett, C.S., Rose, J.B., Gerba, C.P. & Fazil, A.M. (1996). Assessing the risk posed by oocysts in drinking water. *Journal of American Water Works Association*, vol. 88:9, s. 131–136.
- Harris, G.D., Adams, V.D., Sorensen, D.L. & Curtis, M.S. (1987). Ultraviolet Inactivation of Selected Bacteria and Viruses with Photoreactivation of the Bacteria. *Water Research*, vol. 21:6, s. 687–692.
- Havelaar, A.H., van Olphen, M. & Schijven, J.F. (1995). Removal and inactivation of viruses by drinking water treatment processes under full scale conditions. *Water Science and Technology*, vol. 31:5–6, s. 55–62.
- Hijnen, W.A.M., Willemsen-Zwaagstra, J., Hiemstra, P., Medema, G.J. & van der Kooij, D. (2000). Removal of sulphite-reducing clostridia spores by full-scale water treatment processes as a surrogate for protozoan (oo)cysts removal. *Water Science and Technology*, vol. 41:7, s. 165–171.
- Hijnen, W.A.M., Medema, G.J. & van der Kooij, D. (2002). *Quantitative assessment of the removal of indicator bacteria by full-scale treatment*. International Symposium on Waterborne Pathogens, Cascais/Lisbon, Portugal, IWA/AWWA.
- Hirata, T. & Hashimoto, A. (1998). Experimental assessment of the efficacy of microfiltration and ultrafiltration for *Cryptosporidium* removal. *Water Science and Technology*, vol. 38:12, s. 103–107.
- Hurst, C.J. (1991). Presence of enteric viruses in freshwater and their removal by the conventional drinking water treatment process. *Bulletin of the World Health Organization*, vol. 69:1, s. 113–119.
- Iranpour, R. (1998). Virus removal by advanced membrane filtration for wastewater reclamation. *Water Environmental Research*, vol. 70:6, s. 1198–1204.
- Jacangelo, J.G., Laine, J.M., Carns, K.E., Cummings, E.W. & Mallevialle, J. (1991). Low-pressure membrane filtration for removing *Giardia* and microbial indicators. *Journal of American Water Works Association*, vol. 83:9, s. 97–106.
- Jacangelo, J.G., Adham, S.S. & Laîné, J.-M. (1995). Mechanism of *Cryptosporidium*, *Giardia* and MS2 virus removal by MF and UF. *Journal of American Water Works Association*, vol. 87:9, s. 107–121.
- Korich, D.G., Mead, J.R., Madore, M.S., Sinclair, N.A. & Sterling, C.R. (1990). Effects of ozone, chlorine dioxide, and monochloramine on *Cryptosporidium parvum* oocyst viability. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 56:5, s. 1423–1428.
- Madaeni, S.S. (1999). The application of membrane technology for water disinfection. *Water Research*, vol. 33:2, s. 301–308.

- Madsen, R.F. (1987). Membrane technology as a tool to prevent dangers to human health by water-reuse. *Desalination*, vol. 67, s. 381–393.
- Medema, G.J., Teunis, P.F.M., Havelaar, A.H. & Haas, C.N. (1996). Assessment of the dose-response relationship of *Campylobacter jejuni*. *International Journal of Food Microbiology*, vol. 30, s. 101–111.
- Obiri-Danso, K. & Jones, K. (1999). Distribution and seasonality of microbial indicators and thermophilic campylobacters in two freshwater bathing sites on the River Lune in northwest England. *Journal of Applied Microbiology*, vol. 87:6, s. 822–832.
- Panglisch, S., Dautzenberg, W., Kiepke, O., Gimbel, R., Gebel, J., Kirsch, A. & Exner, M. (1998). Ultra- and microfiltration pilot plant investigations to treat reservoir water. *Desalination*, vol. 119:1–3, s. 277–287.
- Payment, P. (1991). Elimination of coliphages, *Clostridium perfringens* and human enteric viruses during drinking water treatment: results of large volume samplings. *Water Science and Technology*, vol. 24:2, s. 213–215.
- Payment, P., Trudel, M. & Plante, R. (1985). Elimination of viruses and indicator bacteria at each step of treatment during preparation of drinking water at seven water treatment plants. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 49:6, s. 1 418–1 428.
- Roseberry, A.M. & Burmaster, D.E. (1992). Lognormal distributions for water intake by children and adults. *Risk Analysis*, vol. 12:1, s. 99–104.
- Schuler, P.F., Gosh, M.M. & Gopalan, P. (1991). Slow sand and diatomaceous earth filtration of cysts and other particulates. *Water Research*, vol. 25:8, s. 995–1 005.
- Sobsey, M.D. (1989). Inactivation of health-related microorganisms in water by disinfection processes. *Wat Sci Tech*, vol. 21:3, s. 179–95.
- USEPA (2001). *Low-pressure membrane filtration for pathogen removal: Application, implementation, and regulatory issues*, United States Environmental Protection Agency, Office of ground water and drinking water, standards and risk management division, technical support center: 130.
- van Puffelen, J., Buijs, P.J., Nuhn, P.N.A.M. & Hijnen, W.A.M. (1995). Dissolved Air Flotation in Potable Water-Treatment – the Dutch Experience. *Water Science and Technology*, vol. 31:3–4, s. 149–157.
- Wheeler, D., Bartram, J. & Lloyd, B.J. (1988). The removal of viruses by filtration through sand. I: Graham, N.J.D. (red.), *Slow sand filtration: recent developments in water treatment technology*. Chichester, Ellis Horwood Limited, s. 207–229.
- Yahya, M.T., Cluff, C.B. & Gerba, C.P. (1993). Virus Removal by Slow Sand Filtration and Nanofiltration. *Water Science and Technology*, vol. 27:3–4, s. 445–448.



Box 47607 117 94 Stockholm

Tfn 08 506 002 00

Fax 08 506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se