

DRICKSVATTENBEREDNING AV YTVATTEN: AKTUELLA FRÅGESTÄLLNINGAR

Surface water treatment: Current issues

av GERALD HEINICKE¹ & FRANK PERSSON²

1 DHI Water and Environment, Kyrkogatan 3, Box 1191, 221 05 Lund, Tel. 0709-99 69 23

e-post: gerald.heinicke@dhi.se

2 CMB, Mikrobiologi, Göteborgs Universitet, Box 462, 405 30 Göteborg, Tel. 0702-11 81 84

e-post: frank.persson@gmx.net



Abstract

Waterworks in Sweden that apply conventional surface water treatment are facing several challenges, including changes in raw water quality and demands for improved particle removal. Studies were conducted to evaluate conventional treatment and alternative process combinations with ultrafiltration, nanofiltration, and biological pre-filtration. In pilot-scale experiments, the removal of natural organic matter (NOM), particles, taste and odour compounds, were studied; so were the biofilm formation potential and the microbial barrier function. In this publication, we attempt to briefly summarise the results, relate them to current knowledge, and discuss possible implications for surface water treatment in Sweden.

Conventional treatment was a mediocre barrier for biological particles in bacterial and protozoan size, and did not sufficiently remove dissolved taste and odour compounds. Ultrafiltration may replace or complement rapid media filters and was a powerful and robust barrier for suspended particles and microorganisms, including viruses; it had no effect on NOM. Nanofilters removed most of the NOM, but require either relatively pure feed water to avoid fouling problems, or need to be operated at a low hydraulic load. Biofiltration equalised peak loads of particles, removed taste and odour compounds and decreased NF fouling by reducing biofilm formation, and the concentrations of organic and inorganic compounds.

Key words – biofiltration, conventional treatment, surface water, nanofiltration (NF), microbial barrier, natural organic matter (NOM), particle removal, taste and odour, ultrafiltration (UF), variability

Sammanfattning

Förändringar i råvattenkvalitet och ökande krav på behandlingseffektivitet utgör idag utmaningar för svenska ytvattenverk. I en försöksanläggning på Lackarebäcks vattenverk i Göteborg genomfördes studier för att utvärdera konventionell kemisk fällning i jämförelse med alternativa och kompletterande behandlingsprocesser: membranfiltrering (ultra- och nanofiltrering) och biologisk förbehandling. De studerade aspekterna var avskiljning av naturligt organiskt material (NOM), lukt och smak, partiklar och patogena mikroorganismer, samt effekter på bakteriell efterväxt på ytor. Syftet med denna artikel är att sammanfatta resultaten i relation till det rådande kunskapsläget och diskutera betydelser för vattenberedningen i Sverige.

Konventionell kemisk fällning utgjorde en måttlig barriär mot partiklar i storlek av bakterier och klortåliga encelliga parasiter. Också lukt- och smakämnen lösta i vattnet avskildes i liten grad. Ultrafiltrering visade sig vara en kraftfull och robust partikelbarriär som kan ersätta eller komplettera snabbfiltreringssteget i konventionell ytvattenbehandling. Ultrafiltrering hade ingen effekt på NOM med nanofilter. Nanofilter uppnådde en mycket hög avskiljning av NOM. För att undvika igensättningar (s.k. fouling) måste nanofiltren matas med ett relativt rent vatten eller köras på låg hydraulisk belastning. Den biologiska förbehandlingen utjämnade höga inkommande partikelhalter och avskilde effektivt de undersökta lukt- och smakämnena. Processen minskade dessutom igensättningen på efterföljande nanofilter genom avskiljningen av den tillväxtfrämjande NOM-fraktionen, bakterier, och oorganiska ämnen, bl.a. järn.

Introduktion

Förutsättningarna för dricksvattenförsörjning i Sverige är goda, med en i allmänhet säker tillgång till relativt opåverkat ytvatten eller grundvatten. Det finns dock utmaningar, framförallt för ytvattenverken: förändringar i råvattenkvaliteten med förhöjda färgvärden, ökande krav på barriärverkan mot mikroorganismer, och estetiska kvalitetsproblem, t.ex. lukt och smak, i det distribuerade dricksvattnet, för att nämna några. Många ytvattenverk är 30 år gamla eller ännu äldre och har ett förnyelsebehov, åtminstone på längre sikt. Med tanke på den långa livstiden på utrustning och framförallt på de stora byggnadsvolymer, så är valet av behandlingsprocess ett viktigt beslut.

Inom Urban Waters dricksvattengrupp har en rad forskningsprojekt genomförts de senaste åren i nära samarbete mellan ingenjörer och mikrobiologer. En försöksanläggning i pilotskala uppfördes på Lackarebäck vattenverk i Göteborg. Med sitt mjuka råvatten, med den moderata humushalten och med den tillämpade processkombinationen är Lackarebäcks vattenverk ett typiskt exempel på ett svensk ytvattenverk. De undersökta processerna inkluderade konventionell kemisk fällning, membranfiltrering och biologisk filtrering tillämpad som förbehandling. Målsättningen med försöken var att undersöka processernas lämplighet för att behandla vattnet med hänsyn till naturligt organiskt material som orsakar färg, bakteriell efterväxt eller lukt och smak. Också behandlingsprocessernas effektivitet för avskiljning av olika slags partiklar och mikroorganismer undersöktes.

Den här artikeln ämnar att kort sammanfatta kunskapsläget, sätta de erhållna resultaten i relation till internationella erfarenheter och diskutera möjliga betydelser för ytvattenberedning i Sverige. Mera detaljerade redovisningarna av försöken finns nu kostnadsfritt tillgängliga i avhandlingarna (Heinicke 2005; Persson 2005) och i en aktuell VA-Forsk rapport (Persson *et al.* 2005a).

Varför behandlar vi vattnet?

Naturligt Organiskt Material

Naturligt organiskt material (NOM) i vatten härstammar huvudsakligen från ofullständigt nedbrutet växtmaterial och består av en komplex blandning av organiska molekyler av olika storlek, laddning och hydrofobicitet. Stora humusmolekyler ger vattnet en brun färg, medan mera lågmolekylära organiska föreningar kan utgöra lättillgänglig föda för heterotrofa bakterier, samt ge upphov till unken lukt.

Halten av NOM mäts vanligen som kemisk syreför-

brukning (COD_{Mn}) eller som totalt organiskt kol (TOC), varav den senare metoden är mer noggrann. Humusämnen mäts genom absorption av UV-ljus vid 254 nm våglängd. Också färgvärdet är en allmän indikator av humushalten i vattnet. Alla dessa parametrar utgör det som kallas för totalt NOM, alltså det ganska odefinierade innehållet av organiskt material.

För att analysera halten av organiska ämnen som är biologiskt nedbrytbara och därmed förorsakar efterväxt av bakterier i ledningsnätet, krävs biologiska metoder (s.k. bioassays).

Biologiskt nedbrytbart löst organiskt kol (BDOC) är den andel av löst TOC som är biologiskt nedbrytbart. Det finns många varianter av BDOC metoden som alla bygger på att mäta halten löst TOC före och efter inkubering (vanligen flera veckor) av ett vattenprov med naturligt förekommande mikroorganismer. Mätningarna i studierna i Göteborg är baserade på metoden av Allgeier *et al.* (1996). Vid en BDOC halt på under 0,15 mg/l anses vattnet vara biologiskt stabilt, d.v.s. innehålla så låga koncentrationer att heterotrofa bakterier inte kan tillväxa (Servais *et al.* 1995). BDOC anses innehålla en blandning av hög- och lågmolekylära föreningar då bakterier även kan bryta ner högmolekylärt NOM med hjälp av exoenzymer (Volk *et al.* 1997).

Assimilerbart organiskt kol (AOC) mäter den mest lättnedbrytbara andelen av NOM bestående av i huvudsak lågmolekylära föreningar. AOC analyseras genom att mäta tillväxt av specifika stammar av bakterier i ett vattenprov. Ett biostabilt vatten anses ha en AOC halt på under 10 µg/l (van der Kooij 1992).

Molekylstorlek utgör ett sätt att mer noggrant karakterisera NOM. I undersökningarna på Lackarebäck analyserades sammansättningen av NOM med en metod som består av kromatografisk fraktionering följt av en känslig TOC-mätning. Metoden kallas för Liquid Chromatography – Organic Carbon Detection (LC-OCD) och kvantifierar bl.a. humusämnen, lågmolekylära syror (som ungefär motsvarar AOC) och biopolymerer som produceras av bakterier och alger (Huber och Frimmel 1991).

För att direkt kunna skatta efterväxt kan man också använda sig av biofilmskassetter där man följer tillväxten av mikroorganismer i biofilm på från början sterila ytor. Biofilmskassetter finns i flera olika utformningar. I försöken i Göteborg har en modell med objektsglas använts för att analysera struktur och biomassa med mikroskopi, samt för att kvantifiera olika typer av mikroorganismer.

Under de senaste decennierna har en ökning i ytvattnets NOM-halt rapporterats från bl.a. Sverige (Abrahamsson 2002; Hernebring 2003; Jabur *et al.* 2003; Johansson 2003; Tilja 2003), Norge (Eikebrokk 2002; Liltved 2002; Liltved och Gjessing 2003), och Storbritannien (Freeman *et al.* 2001). Färgvärdena har ökat i

högre grad än totalhalten av NOM (Nordtest 2003). Denna utveckling har belastat flera svenska ytvattenverk till gränsen av deras kapacitet, och i vissa fall påverkat valet av behandlingsprocess. Urlakning av humus från marken beror på klimatet, den ökar med temperaturen och med regnmängden, speciellt vid stora regntillfällen under hösten (Hongve 1999). Detta bekräftades av de egna resultaten, där en ovanlig hög nederbörd i december 2003 ledde till ökande humushalterna i Göteborgs råvatten under flera månader (Heinicke *et al.* 2006). Klimatmodeller för de nordiska länderna förespår i allmänhet högre temperaturer och ökande nederbörd i framtiden, vilket skulle öka humustransporten från marken till vattendragen (Forsberg 1992). Klimatet varierar dock också p.g.a. naturliga cykler, vilket gör prognoserna osäkra (Löfgren *et al.* 2003).

Lukt och smak

Obehaglig lukt och smak i dricksvatten kan orsakas av naturliga såväl som syntetiska föreningar i vattnet. Då konsumentens förtroende för dricksvattnet ofta är beroende på dess lukt och smak kan denna typ av föreningar vara av stor betydelse även om de sällan är direkt hälsovådliga (McGuire 1995). Unken jordig lukt och smak är ett av de vanligaste problemen och orsakas ofta av två molekyler; geosmin och 2-metylisoborneol (MIB). Dessa hydrofoba relativt små molekyler produceras av cyanobakterier och actinomyceter i ytvattnet och orsakar lukt och smak i halter kring ett fåtal ng/l. Då tillväxten av dessa mikroorganismer är högst under gynnsamma betingelser under sommarhalvåret kommer halterna av geosmin och MIB att vara som högst då (Wood *et al.* 2001). För att analysera lukt och smak kan man låta utbildade panelmedlemmar lukta och smaka på vattnet eller analysera de orsakande ämnena. Laboratoriet på Lackarebäcks vattenverk analyserar geosmin och MIB ner till 0,5 ng/l (5×10^{-7} mg/l) med gaskromatografimasspektrometri (GC-MS). Dessa ämnen förekommer i Lackarebäcks råvatten främst under sensommaren, och antas vara en anledning till klagomål från konsumenterna.

Mikrobiologisk barriärverkan och partikelavskiljning

Den viktigaste funktionen för vattenförsörjning är att leverera ett säkert dricksvatten som konsumenterna inte blir sjuka av. Såväl sjukdomsframkallande (patogena) bakterier, virus och encelliga parasiter som *Cryptosporidium* och *Giardia* kan förekomma i ytvatten. Parasiterna härstammar från djurbesättningar eller från utsläpp av (också renat) avloppsvatten och har påvisats i många svenska ytvatten. Då dessa parasiter samt flera typer av

patogena virus är motståndskraftiga mot klorering, är barriärverkan i vattenverk med klorering som desinfektionsmetod direkt avhängig på avskiljningen i filtreringsprocessen.

Vid rutinundersökningar mäts inte halten av sjukdomsframkallande mikroorganismer. Detta eftersom antalet olika patogener är många, analysmetoderna är specifika och tidskrävande, samt att antalen patogener ofta är noll eller mycket låga. Istället används indikatororganismer för att upptäcka en eventuell fekal förorening, som i sin tur tyder på en risk för förekomsten av patogena mikroorganismer. Den aktuella fokuseringen på mikrobiologiska barriärverkan och risker beror på insikten att det finns många sjukdomsframkallande mikroorganismer som är mera svåravskilda än de traditionella indikatororganismerna.

För att hindra sjukdomsframkallande mikroorganismer från att nå konsumenten ska det finnas mikrobiologiska barriärer på vattenverk (SLV 2001). I Livsmedelsverkets vägledning till dricksvattenföreskrifterna (SLV 2004) definieras vilka behandlingsprocesser som räknas som barriär. Där krävs också ett visst antal oberoende mikrobiologiska barriärer, avhängig på typen av råvatten; för ett välskyddat ytvatten krävs det t.ex. två barriärer. Känsligheten för avdödning och avskiljning varierar bland mikroorganismerna. Därför är det fördelaktigt att ha både en godkänd desinfektionsprocess (Klorering, UV-belysning) och en effektiv fysisk barriär (långsamfiltrering, kemisk fällning med snabbfiltrering, eller membran). Det finns fortfarande ett antal ytvattenverk (också stora verk) som p.g.a. lokala omständigheter har dispens för att inte behöva uppfylla kraven om mikrobiologiska barriärer fullt ut.

För den rent fysiska avskiljningen kan mikroorganismerna betraktas som partiklar. Det finns idag två etablerade metoder för routinmässig on-line övervakning av partikelavskiljning: turbiditetsmätning och partikelräkning (Carr *et al.* 2003). Båda processerna lämpar sig för att följa behandlingsprocessernas dynamik och för att upptäcka störningar av t.ex. filterfunktionen. Partikelräkning har visat sig känsligare än turbiditetsmätning, speciellt i rena vatten, och man kan övervaka halten av partiklar i samma storlek som bakterier och encelliga parasiter (Ribas *et al.* 2000; Bridgeman *et al.* 2002). Varken turbiditetsmätning eller partikelräkning fungerar dock för att kvantifiera själva barriärverkan mot mikroorganismer, då metoderna är ospecifika och inte kan skilja på partiklar som följer med råvattnet och sådana som bildas under reningsprocessen.

På Göteborgs Va-verk har en metod utvecklats där naturligt förekommande fluorescerande alger räknas med en flödescytometer (Bergstedt och Rydberg 2002). Metoden används i egenkontrollen, för att följa avskiljningen av dessa biologiska råvattenpartiklar genom full-

skaleprocessen i två storleksintervall: 0,4 - 1 µm (bakteriestorlek) och 1 - 15 µm (ett storleksintervall som innefattar encelliga parasiter). Det har visats att naturligt förekommande alger, räknat i mikroskop (Akiba *et al.* 2002) eller med flödescytometri (Bergstedt och Rydberg 2002) fungerar som en bra indikator för avskiljningen av *Cryptosporidium*.

Även om utvecklingen inom analysteknik går snabbt framåt, så finns det än så länge inga inom vattenindustrin användbara metoder för att följa avskiljningen av specifika patogener, eller för att mäta partiklar i virusstorlek (20 - 260 nm) on-line. För att bedöma virusavskiljningen i forskningssyfte kan försök utföras med tillsats av bakteriofager, d.v.s. virus som infekterar bakterier och har egenskaper som liknar sjukdomsframkallande virus, se t.ex. Jofre (1995).

Vattenburna sjukdomsutbrott händer inte bara i tredje världen. Också i västvärlden med sin väl organiserade dricksvattenförsörjning inträffar det händelser där människor blir sjuka av kommunalt dricksvatten. Ett antal exempel på utbrott och incidenter ifrån Norge och Sverige beskrivs i en aktuell VA-Forsk rapport (Persson *et al.* 2005a). Det mest uppmärksammande utbrottet hände 1993 i Milwaukee, där 400 000 människor insjuknade av en encellig parasit, *Cryptosporidium parvum*, varav omkring 100 avled. Anledningen var att ett konventionellt ytvattenverk med kemisk fällning belastades hårt med höga halter av turbiditet och organiskt material. När gränsvärdet för turbiditet överskreds vidtogs inga åtgärder eftersom de vanliga indikatororganismer inte påvisades. Den typen av händelse skulle också kunna inträffa i Sverige. Efter Milwaukee har den internationella forskningen fokuserat mycket på klortåliga encelliga parasiter som *Cryptosporidium* och *Giardia*.

Riskbedömning och riskhantering

Ett systematiskt sätt att hantera risker, väl beprövat inom bl.a. livsmedelsindustrin, börjar också etableras i dricksvattensammanhang. Svenskt Vatten (2005) har utgett en vägledning för vattenverkens egenkontrollprogram som baseras på HACCP-metoden (Hazard Analysis and Critical Control Points). Tanken är att minska kontrollen på slutprodukten (dricksvattnet) och istället upptäcka och åtgärda fel längre uppströms i produktionskedjan, som antingen själv eller i kombination med andra störningar kan förorsaka otjänligt dricksvatten. Livsmedelsverket erbjuder kommunerna starthjälp för att komma igång med detta arbete. Det är sannolikt att ett systematiskt riskbaserat kvalitetsarbete av någon form kommer att ingå i den europeiska dricksvattenlagstiftningen i framtiden.

För att kvantifiera risker från sjukdomsframkallande

mikroorganismer har ett allmänt mikrobiologiskt riskvärderingsverktyg utvecklats inom Urban Water och tillämpats på dricksvatten (Westrell 2004; Ashbolt *et al.* 2005). En beräkning gjordes med hjälp av riskmodellen för att bedöma betydelsen av driftavvikelser i konventionell ytvattenbehandling med kemisk fällning och klorering. Resultaten visade att det var de mikroorganismer som kontinuerligt passerade behandlingsprocessen som stod för merparten av riskerna för att konsumenter insjuknade. Det kan dessutom finnas ett mörkertal av sporadiska fall av vattenburen sjukdom också i Sverige som överstiger internationellt överenskomna accepterade risknivåer, t.ex. att mindre än 1 utav 10 000 konsumenter per år ska bli sjuka av dricksvattnet (Westrell *et al.* 2003).

Risken med strandbete längs Göta Älv undersöktes för Göteborgs vattenförsörjning. Den teoretiska risken för att infekteras med *Cryptosporidium* på grund av att boskap betar nära vattnet bedömdes som icke-försumbar (Rosén och Friberg 2003).

Även om det tillgängliga dataunderlaget var något osäkert, så visar resultaten av ovannämnda två studier att det kan vara fördelaktigt med både ett förbättrad råvatensskydd och en utökad barriärverkan på vattenverket. Göteborgs Va-verk undersöker därför införandet av ytterligare filtreringsprocesser, även om detta inte krävs i lagstiftningen (Persson *et al.* 2005a).

Konventionell kemisk fällning

Kemisk fällning, som består av kemikaliedosering (fällningskemikalier, pH-justering), flockning, sedimentering, snabbfiltrering (genom sand eller aktivt kol) och följs av slutklorering, är den vanligaste behandlingsmetoden för ytvatten i Sverige och internationellt (VAV 1996; Volk och LeChevallier 2002).

NOM

Det är framförallt högmolekylära och hydrofoba organiska föreningar som avskils vid kemisk fällning (Owen *et al.* 1995), alltså främst humusämnen, vilket medför att vattnets färg avskiljs. Hydrofila och mindre molekyler är däremot svåra att avskilja, även vid höga fällningsdoser (Chow *et al.* 2004). I ytvatten med låg turbiditet är det halten NOM som bestämmer den nödvändiga doseringen av fällningskemikalier, medan det i ytvatten med hög turbiditet snarare är denna parameter som är av störst betydelse för kemikaliedoseringen (Semens och Field 1980).

Charnock (2000) sammanställde i en översikt NOM avskiljningen vid nio norska ytvattenverk med kemisk fällning. Den genomsnittliga avskiljningen av TOC var

Tabell 1. *Avskiljning av mikroorganismer vid kemisk fällning*. Vid hög avskiljning brukar den anges som log₁₀ steg, d.v.s. 1 log = 90 %, 2 log = 99 % osv.

Typ av mikroorganism	Avskiljning	Referens
Bakterier (<i>E.coli</i> , tillsatt)	2,7 log	(Gerba <i>et al.</i> 2003)
Virus (tillsatt)	2 – 4 log	(Guy <i>et al.</i> 1977; Rao <i>et al.</i> 1988; Gerba <i>et al.</i> 2003)
<i>Cryptosporidium</i> (tillsatt)	4 – 5 log	(Dugan <i>et al.</i> 2001; Emelko 2003)
<i>Cryptosporidium</i> (fullskaleanl.)	1,4 – 2,5 log	(Dugan <i>et al.</i> 2001)

52 %, BDOC 55 %, och AOC 32 %. I egna försök på Lackarebäcks vattenverk, med jämförbara råvattenhalter av TOC och BDOC mättes mycket liknande avskiljningsnivåer (Heinicke *et al.* 2006; Persson *et al.* 2005a). Bara AOC-avskiljningen var oväntat hög, på över 80 %, vilket också överensstämde med en hög reduktion av lågmolekylära organiska syror mätt med LC-OCD. Den låga AOC halten i det kemfällda vattnet bekräftades genom att tillväxten av biofilm på glasplattor var mycket långsam. Det bör dock tilläggas att det kemfällda vattnet innehåller mycket låga koncentrationer av fosfor och dessutom en viss resthalt av fällningskemikalie (aluminium), faktorer som kan hämma bakteriell tillväxt på ytor och under AOC analysen.

Lukt och smak

Geosmin och MIB förekommer i ytvattnet i partikelbunden form (t.ex. i sina värdorganismer actinomyceter och cyanobakterier) och löst i vattnet. Partikelbundet geosmin och MIB tas i allmänhet bort relativt väl vid kemisk fällning, medan löst geosmin och MIB avskiljs dåligt (Ando *et al.* 1992). Genom att använda GAC istället för sand vid snabbfiltreringen kan geosmin och MIB avskiljas genom adsorption, men inte heller detta är alltid en lösning då den adsorptiva förmågan mattas avsevärt med drifttiden (Gilligly *et al.* 1999).

Partiklar och barriär

Kemisk fällning reducerar inte bara NOM och färg utan även partiklar som följer med råvattnet. Även om det inte finns ett direkt samband mellan turbiditeten i ett dricksvatten och halten av sjukdomsframkallande mikroorganismer, så rekommenderas en låg utgående turbiditet på < 0,2 (Xagoraki *et al.* 2004) eller även < 0,1 turbiditetseenheter (Miller 1994; SLV 2004).

Tabell 1 sammanfattar typiska avskiljningsnivåer för olika typer av mikroorganismer vid kemisk fällning.

Avskiljningen av *Cryptosporidium* är relativt välundersökt. Medan höga avskiljningsnivåer har uppmätts då parasiterna har tillsatts i höga koncentrationer, så har avskiljningen av naturligt förekommande halter i full-

skaleanläggningar varit betydligt lägre (Dugan *et al.* 2001; Emelko 2003).

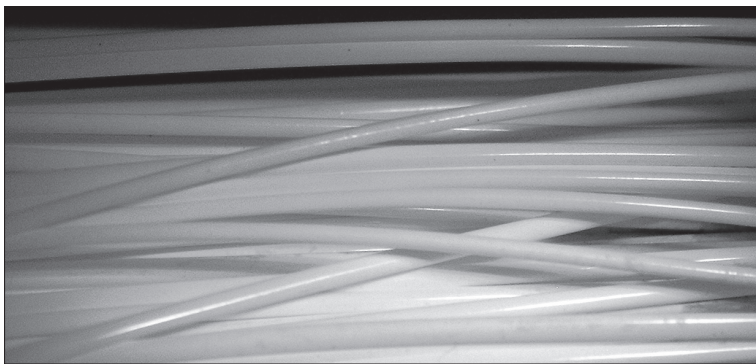
Vid undersökningar i pilotskala och fullskala på Lackarebäck var avskiljningen av alger i bakteriestorlek kring 90 % (1-log), och i parasitstorlek knappt 2-log (Tabell 2).

För att ytterligare undersöka den kemiska fällningens barriärverkan tillsattes utspätt (2 %) försedimenterat avloppsvatten, bakteriofager eller standardiserade plastkuler (s.k. beads) till försöksanläggningen, för att uppnå mätbara halter för säkra avskiljningsbestämningar och simulera reningen av ett kontaminerat ytvatten. Vid normaldrift var avskiljningen av de flesta bakterieparametrar kring 4-log. Det utfördes också försök för att simulera effekten av en driftstörning med för låg fällningsdos. Dessa visade på en drastiskt minskad bakterieavskiljning vid en drygt halverad kemikaliedosering (Johansson och Scott 2004; Persson *et al.* 2005a). Tillsatsförsöken med bakteriofager som indikatorer för patogena virus visade på en hög avskiljning som varierade mellan 3,8 - 6 log för de två tillsatta bakteriofagtyperna. Den viktigaste delprocessen för virusavskiljningen visade sig vara den första fasen efter fällningskemikaliens tillsats (Heinicke *et al.* 2004; Persson *et al.* 2005a).

Dynamiken i den kemiska fällningsprocessen, d.v.s. framförallt före och efter en filterspolning, är en känd orsak till att redan avskilda partiklar kan hamna i renvattnet i höga koncentrationer. Också robustheten av den kemiska fällningen som mikrobiologisk barriär har ifrågasatts. Hurst (2004) undersökte partikelavskiljningen i en brittisk kemfällningsanläggning med variabel råvattenkvalitet. Förhöjda halter av framförallt humusämnen och partiklar kunde uppstå inom timmar efter en

Tabell 2. *Medelvärden för avskiljning av alger vid kemisk fällning, uppmätt med flödescytometri.*

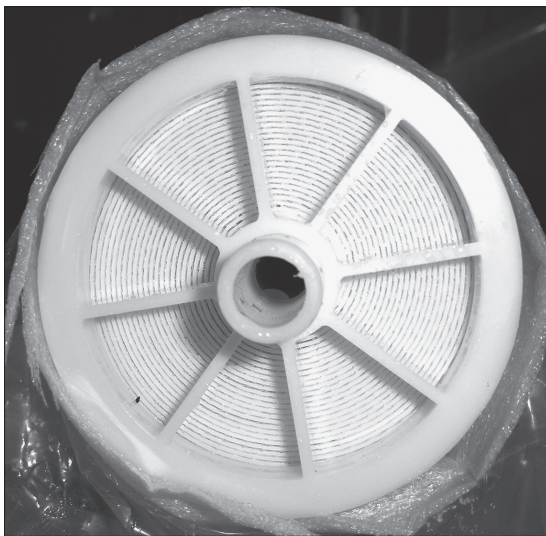
Partikelstorlek	Pilotanläggningen	Fullskaleanläggningen
0,4–1 µm	1,0-log (90 %)	0,9-log (86 %)
1–15 µm	1,7-log (98 %)	1,6-log (97 %)



Figur 1. Ultrafiltreringsmembran i form av hålfibrer.

kraftig nederbörd, vilket tydligt påverkade processens barriärverkan. Som åtgärd rekommenderades att styra fällningsdosen med hjälp av online-mätningar, t.ex. turbiditet och TOC. Också zetapotentialmätningar lämpar sig till detta ändamål. Det riskabla med sådana störningar i processen är att de uppstår när sannolikheten för en mikrobiologisk förorening av råvattnet är som högst, genom t.ex. bräddningar från kombinerade avloppsledningar eller ytavrinning från betesmark.

En annan typ av störning testades oväntat när ett åskväder slog ut omrörarna i två utav fyra flockningskammare i Lackarebäcks pilotanläggning. Då påverkades partikelavskiljningen inte det minsta, vilket visade på en oväntad robusthet mot denna typ av påverkan.



Figur 2. Spirallindat nanofiltermembran med 4 tum diameter. Bilden från sidan visar alternerande lager av membran, »feed spacer» och »permeate spacer». Permeat (filtrat) samlas i röret i mitten av elementet.

Membranfiltrering

Membranfiltrering har under det senaste decenniet utvecklats till en konkurrenskraftig behandlingsmetod för dricksvatten. Man skiljer vanligtvis mellan lågtrycksmembran (mikro- och ultrafiltrering) som används för att avskilja suspenderade partiklar, och de tätare högtrycksmembranen som också tar bort lösta föreningar, t.ex. humusämnen (nanofiltrering), eller lösta salter (omvänd osmos).

Ultrafiltrering kan komplettera eller ersätta snabbfiltreringen vid kemisk fällning (USEPA 2001) och har membran med en porstorlek i samma storleksordning som virus. Membranen utformas ofta som hålfibrer där matarvattnet och renvattnet finns på vardera sida av fiberns vägg, se Figur 1. Ultrafiltrering kännetecknas av låg energiförbrukning, men har normalt ingen effekt på halten av organiskt material i vattnet.

Nanofiltrering kan helt ersätta den kemiska fällningen, se Figur 2. Nanofilter har membran med betydligt mindre porer än ultrafiltermembran och avskiljer även det naturliga organiska materialet, framförallt färg, i hög grad. Alltför höga inkommande halter av partiklar och vissa typer av organiskt material leder till igensättningar (fouling) av membranet, vilket minskar kapaciteten man kan dimensionera för och förkortar livslängden av membranelementen. En noggrant vald förbehandling är därför en avgörande faktor för nanofiltreringens tillämpbarhet. Hydrauliskt lågbelastad nanofiltrering av ytvatten med enkel förbehandling är idag en vanlig process i Norge (Thorsen 1999; Ødegaard *et al.* 1999, 2000).

NOM

Organiskt material (NOM) kan avskiljas i hög grad vid nanofiltrering, med reduktionsgrader som ofta överstiger 90 % (Ericsson och Wachenfeldt 1997; Siddiqui *et al.* 2000). Högmolekylärt NOM (humus) avskils i synnerhet medan lågmolekylära organiska ämnen som utgör

AOC delvis kan passera ett nanofiltermembran (Sibille *et al.* 1997; Hem och Efraimsen 2001). Detta påvisades också vid pilotförsöken med nanofiltrering av ytvatten i Lackarebäck där renvattnet i princip enbart innehöll låga halter lågmolekylärt NOM.

Lukt och smak

Membranfiltrering för avskiljning av ämnen som orsakar lukt och smak är än så länge undersökt i begränsad omfattning. I försöken på Lackarebäck visade sig ultrafiltrering inte alls påverka halterna av geosmin och MIB (Persson *et al.* 2005b). Även nanofiltrering visade sig vid preliminära försök ha en begränsad avskiljning av dessa relativt små molekyler.

Partiklar och barriär

Barriärfunktionen för ett membranfilter beror huvudsakligen på två faktorer (Jacangelo 1990; Madaeni 1999): membranets porstorlek i förhållande till mikroorganismernas storlek, samt membranets och anläggningens integritet (täthet av ventiler etc.). I lab- och pilotförsök där höga halter av mikroorganismer tillsätts uppmäts normalt en mycket hög avskiljningsgrad. Heterotrofa bakterier påvisas dock ofta i filtratet, vilket vanligtvis förklaras med en tillväxt på anläggningens renvattensida.

I fullskaleanläggningar kan barriärfunktionen vara betydligt lägre. Integriteten hos ultrafiltreringsanläggningar kan försämrats med tiden, på grund av att hålfibrer går sönder (Kruithof *et al.* 2002). Kitis (2003) undersökte effekten av små hål (0,3 - 0,5 mm) i högttrycksmembran och av skadade O-ringar. Hål i denna storleksordning sattes igen under driftcykeln och öppnades igen efter tvätt av membranet. Det krävdes stora skador på O-ringar för att minska integriteten hos anläggningen. När membran används för dricksvattenproduktion anses det nödvändigt med en övervakning av integriteten. Vanliga metoder är regelbundna mätningar av membranets täthet för luft, och partikelräkning (Panglisch *et al.* 1998; Johnson 2002; Farahbakhsh 2003). För övervakningen av tätheten mot mycket små partiklar (t.ex. virus) i nanofiltreringsanläggningar finns för närvarande inga lämpliga on-line metoder. Madaeni (1999) drog slutsatsen att membranfiltrering är en excellent mikrobiologisk barriär, men bör liksom andra behandlingsprocesser inte användas som den enda barriären. Som förväntad visade både ultrafiltrering och nanofiltrering på Lackarebäck en mycket god barriärverkan under försöksperioden. De naturligt förekommande algerna i bakteriestorlek avskildes i princip fullständigt. Avskiljningen av tillsatta bakteriofager var 5-log för ultrafiltret och 8-log för nanofiltren (Persson *et al.*

2005a). Den höga avskiljningen av virus i ultrafiltret kan bero på avlagringar på membranet som gör det tätare än den nominella porstorleken.

Biofiltrering

Biofiltrering är en filtrering där en avsevärd del av behandlingen sker genom mikrobiologiska processer. Processen kan utformas som långsamfilter eller lågbelastade snabbfilter med eller utan ozonering. Ozon används för att öka det organiska materialets nedbrytbarhet. Också konstgjord infiltration kan anses som en sorts biologisk filtrering med lång uppehållstid. I Urban Waters studie kring behandlingsprocesser tillämpades biofiltrering direkt på råvattnet med en uppehållstid på 30 min (räknat på tom bädd), som en förbehandling till efterföljande separationsprocesser.

NOM

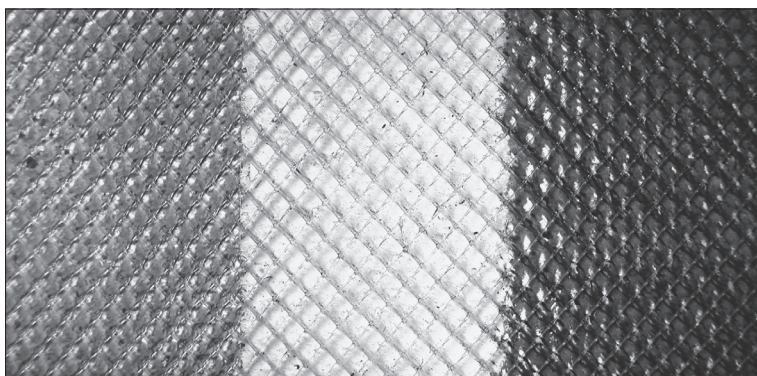
Biofiltrering av ytvatten hade bara en begränsad effekt på den totala halten av NOM, vilket var förväntat med tanke på den relativt korta uppehållstiden. De biologiskt nedbrytbara fraktionerna BDOC och AOC minskade däremot med 20 - 35 %. Detta och en lägre halt av bakterier i vattnet orsakade en kraftig minskning av återväxtpotential i biofiltratet, mätt som utveckling av bakteriella biofilmer på glasytor (Persson *et al.* 2005a).

Lukt och smak

De naturligt förekommande luktämnen geosmin och MIB avskildes vid biofiltrering i högre grad än över hela Lackarebäckens fullskaleprocess. Mer detaljerade studier visade att geosmin och MIB, då de tillsattes i koncentrationer motsvarande de högsta halterna i ytvattnet, kontinuerligt avskildes till under lukt- och detektionsgränserna (Persson *et al.* 2005b).

Partiklar och barriär

Biofilterna avskilde alger och partiklar i bakterier och parasitstorlek, om än i måttlig omfattning (60 - 90 %) och halterna av bakterier efter biofilterna var så gott som alltid lägre än i ytvattnet. Vid tillsats av spårbara partiklar (plastkulor i bakteriestorlek med specifika ytegenskaper) upptäcktes att dessa lades fast i hög grad, för att under flera veckor frisläppas i biofiltratet i låga halter (Persson *et al.* 2005c). Den biologiska förfiltreringen kan alltså jämna ut stötbelastningar i råvattnet och därmed höja robustheten för hela behandlingsprocessen, framförallt i kombination med kemisk fällning (Heinicke *et al.* 2006).



Figur 3: Foto av bitar av nanofiltermembran efter destruktiv analys. Från vänster: Membran som mottagit biofiltrat, nytt membran, membran som mottagit snabbfiltrerat vatten.

Biofiltrering i kombination med nanofiltrering

Graden av igensättning (fouling) av membran är avgörande för tillämpbarheten av nanofiltrering för dricksvattenrening. Biofiltrering jämfördes med snabbfiltrering med kort uppehållstid som enkla förbehandlingsalternativ till nanofiltrering av ytvatten i försök på Lackarebäck. Dessa försök visade att graden av igensättning minskade avsevärt med biofiltrering som förbehandling med en i genomsnitt femfaldigt lägre tryckförlustutveckling (Persson *et al.* 2005a, 2005d). En detaljerad undersökning av beståndsdelarna i foulinglagren på de använda membranen visade att förekomsten av såväl mikrobiell biomassa, organiskt material och oorganiska ämnen minskades med biofiltrering som förbehandling, se Figur 3. En mekanism med en samverkan av dessa parametrar tros leda till den kraftiga påverkan på tryckförlustutveckling. Sammantaget tydde försöken på att biofiltrering är ett lovande alternativ som förbehandlingsprocess för att öka tillämpbarheten för nanofiltrering för beredning av ytvatten.

Sammanfattning processteknik

De studerade vattenreningsprocessernas lämplighet för olika behandlingsändamål är sammanställd i Tabell 3.

Konventionell kemisk fällning är en beprövad metod för att avskilja naturligt organiskt material och turbiditet från ytvatten. Svagheter är den måttliga barriärverkan mot partiklar i storlek av bakterier och klortåliga encelliga parasiter, den begränsade avskiljningen av lukt och smak och processens känslighet mot ökade belastningar med partiklar och NOM.

Ultrafiltreringen är en kraftfull och robust partikelbarriär, men har ingen effekt på organiskt material. Nanofiltrering kan, beroende på valet av membrantyp, uppnå en mycket hög avskiljning av NOM. Nanofiltermembranen är dock känsliga för olika typer av fouling och måste matas med ett relativt rent vatten.

Den biologiska förbehandlingsens effekt ligger i utjämningen av höga inkommande partikelhalter samt avskiljningen av lukt- och smakämnen. En minskning

Tabell 3. Uppskattning av processers lämplighet för att behandla föroreningar i råvatten, baserat på litteraturstudier och resultat ifrån försöken på Lackarebäckverket. O = ingen nämnvärd effekt; + = lätt förbättring; ++ = kraftig effekt; +++ = närmast total avskiljning; ? = osäker effekt.

Aspekt	Kemisk fällning	Ultrafiltrering	Nanofiltrering	Biofiltrering
NOM / Färg	++	O	+++	O
Efterväxt	++	O	?	++
Lukt och smakämnen	+	O	+	+++
Löst Fe & Mn	O eller +	känslig för	känslig för	++
Partiklar (turbiditet)	++	+++	känslig för	+
Varierande råvattenkvalitet	känslig för	+++	+++	++
Barriär mot				
Bakterier	++	+++	+++	+
Virus	++	++	+++	O
Encelliga parasiter	+	+++	+++	+

av fouling på ett efterföljande membranfilter uppnås genom avskiljningen av tillväxtfrämjande NOM-fraktioner, bakterier, och oorganiska ämnen bl.a. järn.

Övriga slutsatser och rekommendationer

Förutom de ovan sammanfattade resultaten av Urban Waters dricksvattenprojekt, till stor del utförda på Lackarebäcks vattenverk i Göteborg, och tillhörande litteraturstudie kan några övergripande slutsatser dras:

- Membranfiltrering har blivit en konkurrenskraftig metod för dricksvattenberedning och kan tillämpas vid förnyelse eller utbyggnad av behandlingen hos vattenverk. Alternativen vid val av processkombination måste dock avvägas och testas noggrant för att uppnå en väl anpassad och driftsäker behandling för ett specifikt råvatten.
- Arbetet för att uppnå en säker dricksvattenförsörjning kommer i framtiden sannolikt att styras av systematiska metoder för att kvantifiera och hantera risker. För detta krävs det i många fall förbättrad kunskap, både om råvattnets beskaffenhet och om behandlingsprocessernas effektivitet. Också variationen hos dessa två parametrar bör beaktas, vilket kräver en ökad användning av on-line mätmetoder.

Acknowledgements

Detta arbete har till största delen finansierats av MISTRA och VA-Forsk. Personalen på Göteborgs Vattenverk har hjälpt till med praktiskt arbete, analyser och värdefulla diskussioner.

Referenser

- Abrahamsson, J. (2002). *Vattenkvalitet vid Lovö och Norsborgs vattenverk under perioden 1992–2002*. Rapport nr. 22, Stockholm Vatten.
- Akiba, M., S. Kunikane, H. S. Kim och H. Kitazawa (2002). Algae as surrogate indices for the removal of *Cryptosporidium* oocysts by direct filtration. *Water Science and Technology: Water Supply* 2(3): 73–80.
- Allgeier, S., R. S. Summers, J. Jacangelo, V. A. Hatcher, D. M. Moll, S. Hooper, J. Schwertfeger, och R. Green (1996). A simplified and rapid method for BDOC measurement. I: *Proceedings AWWA Water Quality Technology Conference*, Boston, MA, USA.
- Ando, A., M. Miwa, M. Kajino och S. Tatsumi (1992). Removal of Musty-Odoriferous Compounds in Water and Retained in Algal Cells through Water-Purification Processes. *Water Science and Technology* 25(2): 299–306.
- Ashbolt, N. J., S. R. Pettersson, T. A. Stenström, C. Schönning, T. Westrell och J. Ottoson (2005). *Microbial Risk Assessment (MRA) Tool*. Urban Water rapport 2005:7, Chalmers. pdf: www.urbanwater.org

- Bergstedt, O. och H. Rydberg (2002). Naturally occurring autofluorescent particles as surrogate indicators of sub-optimal pathogen removal in drinking water. I: H. Hahn, H. Hoffmann och H. Ødegaard (red.) *Chemical water and wastewater treatment VII*. IWA publishing, London.
- Bridgeman, J., J. S. Simms och S. A. Parsons (2002). The use and application of particle-count data in water treatment. *Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management* 16(3): 164–170.
- Carr, M. C., K. H. Carlson och M. Sadar (2003). Membrane integrity monitoring with distributed laser turbidimetry. *Journal American Water Works Association* 95(6): 83–94.
- Charnock, C. och O. Kjonno (2000). Assimilable organic carbon and biodegradable dissolved organic carbon in Norwegian raw and drinking waters. *Water Research* 34(10): 2629–2642.
- Chow, C. W. K., R. Fabris och M. Drikas (2004). A rapid fractionation technique to characterise natural organic matter for the optimisation of water treatment processes. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua* 53(2): 85–92.
- Dugan, N. R., K. R. Fox, J. H. Owens och R. J. Miltner (2001). Controlling *Cryptosporidium* oocysts using conventional treatment. *Journal American Water Works Association* 93(12): 64–76.
- Eikebrokk, B. (2002). *Fargetaller øker i norske drikkevannskilder – potensiale for driftsoptimalisering av koaguleringsanlegg*. Konferensproceedings, tredje nordiska dricksvattenkonferensen, Göteborg.
- Emelko, M. B. (2003). Removal of viable and inactivated *Cryptosporidium* by dual- and tri-media filtration. *Water Research* 37(12): 2998–3008.
- Ericsson, B. och J. Wachenfeldt (1997). Nanofiltrering av humusrikt vatten för dricksvattenproduktion. *Vatten* 53(2): 137–146.
- Farahbakhsh, K. (2003). Monitoring the integrity of low-pressure membranes. *Journal American Water Works Association* 95(6): 95–107.
- Forsberg, C. (1992). Will an increased greenhouse impact in Fennoscandia give rise to more humic and colored lakes. *Hydrobiologia* 229: 51–58.
- Freeman, C., C. D. Evans, D. T. Monteith, B. Reynolds och N. Fenner (2001). Export of organic carbon from peat soils. *Nature* 412(6849): 785–785.
- Gerba, C. P., K. R. Riley, N. Nwachuku, H. Ryu och M. Abbaszadegan (2003). Removal of encephalitozoon intestinalis, calicivirus, and coliphages by conventional drinking water treatment. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 38(7): 1259–1268.
- Gillogly, T. E. T., V. L. Snoeyink, J. C. Vogel, C. M. Wilson och E. P. Royal (1999). Determining GAC bed life. *Journal American Water Works Association* 91(8): 98–110.
- Guy, M., J. McIver och M. Lewis (1977). The removal of virus by a pilot treatment plant. *Water Research* 11(5): 421–428.
- Heinicke, G., J. Långmark, F. Persson, T. Hedberg och M. V. Storey (2004). Significance of dosage point for challenge tests in coagulation treatment. I: H. Hahn, H. Hoffmann

- och H. Ødegaard (red.) *Chemical water and wastewater treatment VIII*. IWA publishing, London. S. 191–200.
- Heinicke, G. (2005). *Biological Pre-filtration and Surface Water Treatment – Microbial barrier function and removal of natural inorganic and organic compounds*. Doktorsavhandling, Vatten Miljö Transport, Chalmers. pdf: www.urbanwater.org
- Heinicke, G., F. Persson, W. Uhl, M. Hermansson och T. Hedberg (2006). The effect of biological pre-filtration on the performance of conventional surface water treatment. *Journal of Water Supply Research and Technology – Aqua*, in press.
- Hem, L. J. och H. Efraimsson (2001). Assimilable organic carbon in molecular weight fractions of natural organic matter. *Water Research* 35(4): 1106–1110.
- Hernebring, C. (2003). *Drifterfarenheter vid vattenverk med kemisk fällning under hösten/våren 1998–99*. VA-Forsk rapport 2003-13, Svenskt Vatten. pdf: www.svensktvatten.se
- Hongve, D. (1999). Production of dissolved organic carbon in forested catchments. *Journal of Hydrology* 224(3–4): 91–99.
- Huber, S. A. och F. H. Frimmel (1991). Flow injection analysis of organic and inorganic carbon in the low-ppb range. *Analytical Chemistry* 63(19): 2122–2130.
- Hurst, A. M., M. J. Edwards, M. Chipps, B. Jefferson och S. A. Parsons (2004). The impact of rainstorm events on coagulation and clarifier performance in potable water treatment. *Science of the Total Environment* 321(1–3): 219–230.
- Jabur, H., C. Karlsson och J. Mårtensson (2003). Förbehandling av råvatten med höga färgtal i biofilter. *Vatten* 59: 47–52.
- Jacangelo, J. G. (1990). Efficiency of membrane processes for microbial control in drinking water. I: O'Melia, C. R. (red.) *Konferensproceedings Environmental Engineering*, s. 699–706.
- Jofre, J., E. Olle, F. Lucena och F. Ribas (1995). Bacteriophage Removal in Water-Treatment Plants. *Water Science and Technology* 31(5–6): 69–73.
- Johansson, A. (2003). *Utvärdering av långsiktiga trender i Mälaren*. Stockholm Vatten rapport nr. 23.
- Johansson, A. och S. Scott (2004). *Den kemiska reningens barriärverkan mot patogena mikroorganismer i dricksvattenberedningen*. Examensarbete 2004:14, Vatten Miljö Transport, Chalmers.
- Johnson, W. (2002). Issues of operational integrity in membrane treatment plants. *Konferensproceedings Membranes in Drinking and Industrial Water Production*. Mülheim/Ruhr, Tyskland. Berichte aus dem IWW nr. 37a. ISSN: 0941-0961.
- Kitis, M., J. C. Lozier, J. H. Kim, B. X. Mi och B. J. Marinas (2003). Microbial removal and integrity monitoring of RO and NF membranes. *Journal American Water Works Association* 95(12): 105–119.
- Kruithof, J. C., P. C. Kamp, H. C. Folmer, M. M. Nederlof och S. van Hoof (2002). Development of a membrane integrity monitoring strategy for the UF/RO Heemskerk drinking water treatment plant. *Konferensproceedings Membranes in Drinking and Industrial Water Production*. Mülheim/Ruhr, Tyskland. Berichte aus dem IWW nr. 37a. ISSN: 0941-0961.
- Liltved, H. (2002). Vannkildeendringer – med hovedvekt på endringer i fargetall og organisk stoff. I: H. Ødegaard (red.) *Vannforsyning og drikkevannskvalitet*, Norsk Sivilingeniørers Forening.
- Liltved, H. och E. T. Gjessing (2003). Increasing colour and DOC in Norwegian surface waters – records from waterworks and national monitoring programs. *Nordtest-workshop on Changes in quality and quantity of dissolved NOM; causes and consequences*, Atna, Norge.
- Löfgren, S., M. Forsius och T. Andersen (2003). *The color of water – climate induced water color increase in Nordic lakes and streams due to humus*, Nordic Council of Ministers. pdf: www.ma.slu.se
- Madaeni, S. S. (1999). The application of membrane technology for water disinfection. *Water Research* 33(2): 301–308.
- McGuire, M. J. (1995). Off-Flavor as the Consumers Measure of Drinking-Water Safety. *Water Science and Technology* 31(11): 1–8.
- Miller, K. J. (1994). Protecting Consumers from Cryptosporidiosis. *Journal American Water Works Association* 86(12): 8–9.
- Nordtest (2003). *Increase in colour and amount of organic matter in surface waters*. Position paper 009. pdf: www.nordtest.org
- Owen, D. M., G. L. Amy, Z. K. Chowdhury, R. Paode, G. McCoy och K. Viscosil (1995). NOM – Characterization and Treatability. *Journal American Water Works Association* 87(1): 46–63.
- Panglisch, S., U. Deinert, W. Dautzenberg, W. Kiepke och R. Gimbel (1998). Monitoring the integrity of capillary membranes by particle counters. *Desalination* 119: 65–72.
- Persson, F. (2005). *Biofilms in Drinking Water Treatment – Biofiltration, Membrane Fouling and Regrowth Potential*. Doktorsavhandling, Cell and Molecular Biology, Microbiology. Göteborgs Universitet. pdf: www.urbanwater.org
- Persson, F., G. Heinicke, T. Hedberg, O. Bergstedt, C. Wängsell, H. Rydberg, I. Kjellberg och S.-E. Kristensson (2005a). *Mikrobiologiska barriärer i vattenrening*. VA-forsk rapport 2005-17. pdf: www.svensktvatten.se
- Persson, F., G. Heinicke, T. Hedberg, M. Hermansson och W. Uhl (2005b). Removal of geosmin and MIB by biofiltration – an investigation discriminating between adsorption and biodegradation. *Submitted to Environmental Technology*.
- Persson, F., J. Långmark, G. Heinicke, T. Hedberg, J. E. Tobiasson, T. A. Stenström and M. Hermansson (2005c). Characterisation of the behaviour of particles in biofilters for pre-treatment of drinking water. *Water Research* 39(16): 3791–3800.
- Persson, F., G. Heinicke, W. Uhl, S. A. Huber, T. Hedberg och M. Hermansson (2005d). Nanofiltration of surface water with biofiltration or rapid media filtration as pre-treatment: characterisation of membrane fouling. *Submitted to Journal of Membrane Science*.
- Rao, V. C., J. M. Symons, A. Ling, P. Wang, T. G. Metcalf, J. C. Hoff och J. L. Melnick (1988). Removal of Hepatitis-A Virus and Rotavirus by Drinking-Water Treatment. *Journal American Water Works Association* 80(2): 59–67.
- Ribas, F., A. Bernal och J. Perramon (2000). Elimination of Giardia cysts, Cryptosporidium oocysts, turbidity and par-

- ticles in a drinking water treatment plant with clarification and double filtration. *Water Science and Technology* 41(7): 203–211.
- Rosén, L. och J. Friberg (2003). *Påverkan på säkerheten i vattenförsörjningen från strandbetande nötkreatur – fallstudie Göta Älv*. VA-Forsk rapport 2003-36. pdf: www.svensktvatten.se
- Semmens, M. J. och T. K. Field (1980). Coagulation: Experiences on organics removal. *Journal American Water Works Association* 72: 476–483.
- Servais, P., P. Laurent och G. Randon (1995). Comparison of the Bacterial Dynamics in Various French Distribution-Systems. *Journal of Water Supply Research and Technology – Aqua* 44(1): 10–17.
- Sibille, I., L. Mathieu, J. Paquin, D. Gatel och J. Block (1997). Microbial characteristics of a distribution system fed with nanofiltered drinking water. *Water Research* 31(9): 2318–2356.
- Siddiqui, M., G. Amy, J. Ryan och W. Odem (2000). Membranes for the control of natural organic matter from surface waters. *Water Research* 34(13): 3355–3370.
- SLV (2001). *Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten*, Statens Livsmedelsverk. pdf: www.slv.se
- SLV (2004). *Vägledning till Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten*, Statens Livsmedelsverk. pdf: www.slv.se
- Svenskt Vatten (2005). *Dricksvatten: Produktion och distribution – Handbok för egenkontrollprogram med HACCP*. Version 2005-11-15. www.svensktvatten.se
- Thorsen, T. (1999). Membrane filtration of humic substances – state of the art. *Water Science and Technology* 40(9): 105–112.
- Tilja, M. (2003). *Water colour trends in Lake Mälaren*. Examensarbete, Tema Institutet, Linköpings Universitet.
- USEPA (2001). Low-Pressure Membrane Filtration for Pathogen Removal: *Application, Implementation, and Regulatory Issues*. Rapport nr. EPA 815-C-01-001. US Environmental Protection Agency. pdf: www.epa.gov/safewater/disinfection/lt2/compliance_membrane-filt.html
- van der Kooij, D. (1992). Assimilable Organic-Carbon as an Indicator of Bacterial Regrowth. *Journal American Water Works Association* 84(2): 57–65.
- Westrell, T. (2004). *Microbial risk assessment and its implications for risk management in urban water systems*. Doktorsavhandling no. 304, Tema institutet, Linköpings Universitet. www.urbanwater.org
- Westrell, T., O. Bergstedt, T. A. Stenstrom och N. J. Ashbolt (2003). A theoretical approach to assess microbial risks due to failures in drinking water systems. *International Journal of Environmental Health Research* 13(2): 181–197.
- VAV (1996). *Analysdata 1994: Uppgifter över bakteriologisk och kemisk beskaffenhet hos råvatten och dricksvatten vid kommunala vattenverk*. Svenska Vatten och Avloppsverksföreningen, numera Svenskt Vatten.
- Volk, C. J. och M. W. LeChevallier (2002). Effects of conventional treatment on AOC and BDOC levels. *Journal American Water Works Association* 94(6): 112–123.
- Volk, C. J., C. B. Volk och L. A. Kaplan (1997). Chemical composition of biodegradable dissolved organic matter in streamwater. *Limnology and Oceanography* 42(1): 39–44.
- Wood, S., S. T. Williams och W. R. White (2001). Microbes as a source of earthy flavours in potable water – A review (Re-printed). *International Biodeterioration & Biodegradation* 48(1–4): 26–40.
- Xagorarakis, I., G. W. Harrington, P. Assavasilasakul och J. H. Standridge (2004). Removal of emerging waterborne pathogens and pathogen indicators by pilot-scale conventional treatment. *Journal American Water Works Association* 96(5): 102–113.
- Ødegaard, H., B. Eikebrokk och R. Storhaug (1999). Processes for the removal of humic substances from water – An overview based on Norwegian experiences. *Water Science and Technology* 41(9): 37–46.
- Ødegaard, H., T. Thorsen och E. Melin (2000). Practical experiences from membrane filtration plants for humic substance removal. *Water Science and Technology* 41(10–11): 33–41.

