

Ultrafilter och granulerat aktivt kol för avskiljning av mikroföroreningar

*Ellen Edefell
Regine Ullman
Elina Bengtsson*



Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författaren är ensam ansvarig för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 14057
167 14 Bromma
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se
Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Ultrafilter och granulerat aktivt kol för avskiljning av mikroföroreningar
Title of the report:	Ultrafilter and granulated activated carbon for removal of micropollutants
Författare:	Ellen Edefell, Lunds Tekniska Högskola, Regine Ullman, Kalmar Vatten AB, Elina Bengtsson, Kalmar Vatten AB
Rapportnummer:	2019-1
Antal sidor:	54
Sammandrag:	Kalmar avloppsreningsverk kunde effektivt minska utsläppen av mikro-föroreningar genom att behandla renat avloppsvatten med ultrafilter och efterföljande filter med granulerat aktivt kol (GAK). Resultaten efter ett års drift i en pilotanläggning visar på tillförlitliga och goda reningsresultat med acceptabel drift- och skötselinsats.
Abstract:	At Kalmar wastewater treatment plant, pilotplant tests were carried out with ultrafiltration through membranes and further filtration through granulated activated coal for removal of micro pollutants from treated wastewater. Operational results show reliable and good removal with acceptable work load for operation and maintenance.
Sökord:	Ultrafilter, membranfiltrering, granulerat aktivt kol, avloppsvattenrening, mikro-föroreningar, läkemedelsrestrening, Kalmar, polersteg
Keywords:	Ultrafilter, membrane filtration, granulated activated carbon, wastewater treatment, micropollutants, reduction of medicinal residues, Kalmar, polishing step
Målgrupper:	VA huvudmän, driftorganisationer, processingenjörer och konsulter
Omslagsbild:	Lyckat provtagningstillfälle för granulerat aktivt kol (från vänster till höger: Regine Ullman, Michael Axelsson, Elina Bengtsson, Maria Dahl, alla Kalmar Vatten). Fotograf: Ola Svahn, Högskola Kristianstad
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens webbplats www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2019
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB
Om projektet	
Projektnummer:	5137
Projektets namn:	GAK-pilot
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling

Förord

Projektet initierades av Kalmar Vatten i arbetet med utredning av och planering för läkemedelsrestrening inom projektet ”Kalmarsundsverket”. Ett samarbete med Lunds universitet, Sweden Water Research (SWR) och Högskolan Kristianstad initierades tidigt för att säkerställa vetenskaplig ledning. Försöken pågick under 12 månader mellan februari 2017 och januari 2018 på Kalmar avloppsreningsverk. Personal på Kalmar Vatten genomförde pilotförsöken, sammanställde driftserfarenheter, dimensioneringsunderlag och kostnader. Ola Svahn på Högskolan i Kristianstad svarade för analyser av läkemedel och andra svårnedbrytbara mikroföroreningar. Han tillhandahöll också fakta om läkemedlens kemiska egenskaper, bidrog med värdefulla erfarenheter kring granulerat aktivt kols adsorptionsförmåga samt gav kommentarer under projektets gång. Ellen Edefell på Sweden Water Research bidrog till upplägg av pilotförsöken, genomförde kontakttidsförsök och sammanställde reningskapaciteten i teknik-kombinationen UF och GAK.

Kalmar Vatten finansierade största delen av detta pilotprojekt. Svenskt Vatten bidrog med finansiering för vetenskaplig ledning och för att göra resultaten tillgängliga för VA-organisationer och andra intressenter via denna rapport.

Författarna vill framföra ett stort tack till Michael Axelsson, Elina Bengtsson, Qing Zhao, Fredrik Jonsson och Daniel Ingvarsson på Kalmar Vatten för värdefulla insatser under hela projektet. Ett stort tack framförs även till Michael Cimbritz på Lunds universitet för vetenskapligt stöd under hela projektet och hjälp med denna rapport, så som Ola Svahn på Kristianstads Högskola för alla värdefulla kommentarer och bidrag till denna rapport. Ett tack framförs även tillreferensgruppen; Christian Baresel på IVL, Jonas Bonnedahl på Kalmar läns landsting, Jarone Pinhassi på LNU, Jörgen Eriksson på Jacobi och Marinette Hagman på SWR för givande diskussioner.

Innehåll

Sammanfattning	6
Summary	7
Förklaringar	8
1. Inledning	9
2. Försöksuppställning och analysmetoder	11
2.1 Kalmar avloppsreningsverk	11
2.2 Pilotanläggningar	12
2.3 Provtagning	13
2.4 Analyser	14
3. Reningsresultat	16
3.1 Reduktion av fosfor, kväve och organiskt material	16
3.2 Reduktion av mikroorganismer.....	17
3.3 Reduktion av mikroföroreningar.....	18
4. Drift och underhåll	24
4.1 Allmänt.....	24
4.2 Drift och underhåll av ultrafilter.....	24
4.3 Drift och underhåll av GAK-filter.....	26
4.4 Sammanfattande bedömning av drift och underhåll	27
5. Potentiell anläggning i fullskala	28
5.1 Dimensionering	28
5.2 Design	29
5.3 Kostnader	32
6. Diskussion	34
6.1 Reningsgrad av vatten	34
6.2 Reduktion av ämnesgrupper.....	34
6.3 Storlek på reningsverk	35
6.4 Recipient.....	35
7. Slutsatser	37
8. Referenser	38

9. Bilagor.....	41
Bilaga 1. Kemiska och biologiska analysparametrar	41
Bilaga 2. Ämneslista mikroföroreningar.....	42
Bilaga 3. Reduktion av mikroföroreningar	43
Bilaga 4. Permeabilitet UF	44
Bilaga 5. Utveckling av biofilm i GAK-filter	45
Bilaga 6. Anläggningsdesign och -kostnad i fullskala.....	47

Sammanfattning

Kalmar avloppsreningsverk kunde effektivt minska utsläppen av mikro-föroreningar genom att behandla renat avloppsvatten med ultrafilter och efterföljande filter med granulerat aktivt kol (GAK). Resultaten efter ett års drift i en pilotanläggning visar på tillförlitliga och goda reningsresultat med acceptabel drift- och skötselinsats.

Under det senaste decenniet har forskning visat att ekosystemen i sjöar och vattendrag påverkas negativt av organiska mikro-föroreningar som exempelvis läkemedelsrester och biocider. En del av dem släpps ut via kommunala avloppsreningsverk. I dagsläget finns det inga utsläppskrav för mikro-föroreningar, men det kan komma framöver. I den här studien utvärderades möjligheterna att bygga ut Kalmar reningsverk och andra reningsverk med en kombination av ultrafilter och GAK-filter efter den konventionella reningen med bland annat aktivt slam. Projektet initierades av Kalmar Vatten och utfördes i samarbete med Institutionen för Kemiteknik vid Lunds universitet, Sweden Water Research och Högskolan Kristianstad.

Ultrafiltrets membran med porstorleken $0,02 \mu\text{m}$ avskilde partiklar effektivt och gav samtidigt hög reduktion av totalfosfor och bakterier. I GAK-filtret adsorberades sedan de flesta mikro-föroreningarna, bland annat flera ämnen som finns på EU:s bevakningslista som exempelvis diklofenak. Efter ett års drift (ungefär 18 000 bäddvolym) hade adsorptionskapaciteten i GAK-filtret minskat för vissa ämnen så att kolet kunde anses förbrukat och behövde ersättas med nytt kol. Men för några av dessa ämnen var nedbrytningen hög i aktivslamprocessen, och sammantaget gav det hög reduktion över hela processen. Under försöken studerades också vattnets uppehållstid och utvecklingen av biofilm i GAK-filtret. Inom ramen för den här studien kunde det inte klarläggas om biofilmen bidrog till avskiljning av mikro-föroreningar. Det visade sig att uppehållstiden kunde sänkas till i storleksordningen 10 minuter utan att adsorptionsförmågan försämrades.

Teknikkombinationen ultrafilter och GAK-filter fungerade bra ur driftsynpunkt och krävde en rimlig arbetsinsats under försöksperioden. De största underhållsinsatserna var kopplade till backspolning av respektive filter. För ultrafiltren var arbetet till största delen automatiserat, medan det för GAK-filtret gjordes manuellt. När en framtida membranläggning utformas bör man särskilt uppmärksamma arbetsmiljön när det gäller lagring och hantering av kemikalier. För GAK-filtret bör man tänka på rutiner vid uppstart och backspolning för att säkerställa stabil drift och minimera förlusterna av kol.

I rapporten diskuteras vilka typer av avloppsreningsverk den här teknikombinationen kan passa för. GAK-filter är enkel teknik, men ultrafilter ställer högre krav på kompetensen hos driftpersonalen och passar för lite större verk. I rapporten beskrivs en framtida fullskaleanläggning i Kalmar för 90 000 pe. Kostnaderna för investering och drift uppskattas till $1,6 \text{ kr/m}^3$ renat avloppsvatten för membranläggningen och till $1,2 \text{ kr/m}^3$ för GAK-filtren.

Summary

This report summarises a project initiated by Kalmar Water and was carried out in collaboration with the Department of Chemical Engineering at Lund University, Sweden Water Research and Kristianstad University. Within the framework of the project, a pilot trial was carried out at Kalmar wastewater treatment plant for one year to evaluate the possibilities to expand this and other treatment plants with a combination of ultrafiltration (UF) and filters with granular activated carbon (GAC).

In the ultrafiltration membranes, with a pore size of 0.02 μm , all suspended matter could be separated. The efficient particle separation also resulted in a high reduction of total phosphorus and bacterial content. In the subsequent activated carbon filter, most of the analysed micropollutants could be separated, including several substances found on the EU watch list (diclofenac, erythromycin, clarithromycin and estrone). After a year of operation (about 18,000 bed volumes), the adsorption capacity of some substances had decreased to the extent that the carbon would have to be replaced with new or regenerated carbon. However, for some of these substances, such as sulfamethoxazole, high removal could be noted in the activated sludge treatment, which overall gave a high reduction over the entire process. The removal of different micropollutants in the GAC filter showed approximately the same pattern as in previously reported studies. During the experiments, contact time and the development of biofilm in the GAC filter have also been studied. Biofilm probably allowed some nitrification and decomposition of organic matter, but it was not possible in the context of this study to verify whether the biofilm contributed to the removal of micropollutants. Studies with changed flows showed that the contact time could be reduced to 10 minutes without decreased adsorption capacity.

The combination of UF-GAC technology worked well from an operational point of view and required a reasonable work load during the trial period. The main maintenance work was related to backwash of the filters. For the UF membranes, the work was largely automated, while the GAC filter was cleaned manually. When designing a future membrane plant, attention should be made to the working environment regarding storage and handling of chemicals. For the GAC filter, start-up and backwashing procedures should be considered to ensure stable operation and minimize carbon losses.

The prerequisites for application of the technology combination for various types of wastewater treatment plants are discussed. A planned design for a full-scale plant at Kalmarsundsverket is described and a cost assessment for investment and operations is reported. The costs are estimated to 1.6 kr/m³ for the membrane plant and at 1.2 kr/m³ for the GAC filters. The prerequisites for cost assessment are reported to facilitate comparisons with other studies.

Förklaringar

Bäddvolym (BV)	Kolbäddens volym i GAK-filtret. Används som ett mått på mängden behandlat vatten.
cfu	Colony forming units. Kolonibildande enhet.
DOC	Dissolved organic carbon. Löst organiskt kol.
EBCT	Empty bed contact time. Uppehållstid av vatten i GAK-filter beräknad på tombäddsvolymen.
Flux	Permeatvolym per membranyta och tid. Anges ofta i enheten lmh; liter permeat per kvadratmeter membranyta och timme.
Fouling	Igensättning av membran genom avlagringar (oorganiska eller organiska).
GAK	Granulerat aktivt kol.
KARV	Kalmar avloppsreningsverk.
Kontakttid	se EBCT. Uppehållstid av vatten i GAK-filter.
LOQ	Limit of quantification. Kvantifieringsgräns, den lägsta koncentrationen som kan kvantifieras.
MBR	Membranbioreaktor. Aktivslamprocess med ultrafilter som separationsmetod. Normalt membran med nominal porstorlek 0,04 µm.
Mikroföroreningar	Alternativt organiska mikroföroreningar. Spårämnen av t.ex. läkemedel, biocider och flamskyddsmedel.
PAK	Pulveriserat aktivt kol.
Permeabilitet	Membranens genomsläpplighet; ett mått som kan antyda permanent igensättning av membranen i fall den minskar stadigt över längre tid.
Regenerering	Glödning av kol för att oxidera adsorberade organiska ämnen och förnya adsorptionsförmågan på kolet.
SBR	Sequencing batch reactor, eller satsvis biologisk reactor.
TOC	Total organic carbon. Totalt organiskt kol.
UF	Ultrafilter.

1. Inledning

Under det senaste decenniet har forskning visat att ekosystemen påverkas negativt av lösta organiska mikroföroreningar, såsom läkemedelsrester och biocider. Dessa ämnen kan medföra risker för vattenlevande organismer vid långvarig exponering även vid mycket låga koncentrationer. En del av föroreningarna släpps ut via våra kommunala avloppsreningsverk (ARV). Naturvårdsverket (2017) har konstaterat att det finns ett behov av avancerad rening eftersom dagens tekniker som används på våra svenska reningsverk inte avskiljer ett brett spektrum av svårnedbrytbara organiska mikroföroreningar.

I tidigare svenska studier har utsläpp kartlagts, behoven utretts och möjliga reningstekniker för att minska utsläpp av organiska mikroföroreningar testats. Det har bland annat gjorts av Naturvårdsverket (2008), inom forskningsprogrammet *MistraPharma* (2015) och i projekt finansierade av Havs och vattenmyndigheten, t.ex. *FRAM*, *RESVAV* och *SystemLäk* (Havs- och vattenmyndigheten, 2018). Genom att minska utsläpp av mikroföroreningar från kommunala avloppsreningsverk kan kvaliteten i våra ytvatten förbättras. Reningsteknikerna som i dagsläget anses bäst lämpade för fullskala är oxidation med ozon eller adsorption till aktivt kol. Adsorptionen kan ske till pulveriserat (PAK) eller granulerat aktivt kol (GAK).

I denna studie utvärderas möjligheterna att bygga ut reningsverk med en kombination av ultrafilter (UF) och filter med granulerat aktivt kol (GAK-filter) efter den konventionella reningen. Ultrafiltret reducerar fosforutsläpp och avskiljer mikroorganismer, och GAK-filtret adsorberar lösta organiska mikroföroreningar. Synergieffekter kan också uppstå då membranfilterat vatten är fritt från partiklar och kan innehålla lägre halter av organiska ämnen vilket i sin tur kan leda till mer effektivt utnyttjande av kolet, både genom att partiklar inte blockerar filtret och att halten DOC är lägre (Snyder m.fl., 2007). Det efterföljande reningssteget med GAK bör därför kunna drivas på ett mer effektivt sätt jämfört med drift utan förbehandling med UF.

I Sverige finns erfarenheter av UF och GAK-filter i dricksvattenproduktion på bl.a. Lackarebäckens vattenverk i Göteborg med Nordens största UF-anläggning, och kolfilter finns på Karlskrona vattenverk och Hjortenverket i Västervik. Vid Henriksdals avloppsreningsverk i Stockholm byggs reningsprocessen om från en konventionell aktivslamprocess till en MBR-process där UF-membran är integrerade i bioreaktorerna för separation av suspenderat material. Fristående enheter med UF- och GAK-filter för kommunal avloppsvattensrening används inte i Sverige. I Tyskland finns några anläggningar med kolfilter och fler anläggningar planeras. Uppdaterad anläggningsinformation publiceras på två hemsidor.^{1,2}

¹ www.koms-bw.de

² www.masterplan-wasser.nrw.de

I Schweiz finns det sedan 2016 lagstiftning med utsläppskrav för organiska mikroföroreningar, däribland läkemedelsrester och en del andra svårnedbrytbara ämnen, från kommunala avloppsreningsverk. En lista med ämnen är framtagen och kravet är 80% reduktion av utvalda ämnen över hela reningsprocessen. Det är också klarlagt vilka reningsverk som innefattas av dessa nya utsläppskrav, och det gäller i första hand stora anläggningar och sådana med känslig recipient. Aktivt kol, framförallt PAK, och ozon anses vara de mest lämpade teknikerna i Schweiz (Abegglen & Siegrist, 2012). PAK avskiljs till slammet som sedan bränns.

Denna studie omfattar en pilotstudie under 12 månader på Kalmar avloppsreningsverk med en kombination av UF och GAK-filter som poleringssteg efter den konventionella reningen. Flödet genom piloten var ca 1 % av reningsverkets medelflöde. I projektet analyserades framförallt läkemedelsrester men även en del andra svårnedbrytbara ämnen såväl som klassiska kemiska parametrar för avloppsvatten. Drivkraften bakom projektet är kommunens vision om ett friskt Kalmarsund. Reningsverket kommer inom en snar framtid byggas om, och i planeringsfasen undersöks möjliga tekniker för avancerad rening som kan vara lämpliga att integrera i det nya reningsverket, Kalmarsundsverket. En tidigare pilotstudie på reningsverket med endast UF-membran som efterpolering var lyckad och intresse finns för att tekniken ska användas i fullskala. Kolfilter bedömdes vara en lämplig metod för att även inkludera mikroföroreningar i reningen. Kalmar Vatten AB ville undersöka möjligheterna och förutsättningarna för att kunna komplettera reningsverket med GAK-filter om utsläppskraven skärps.

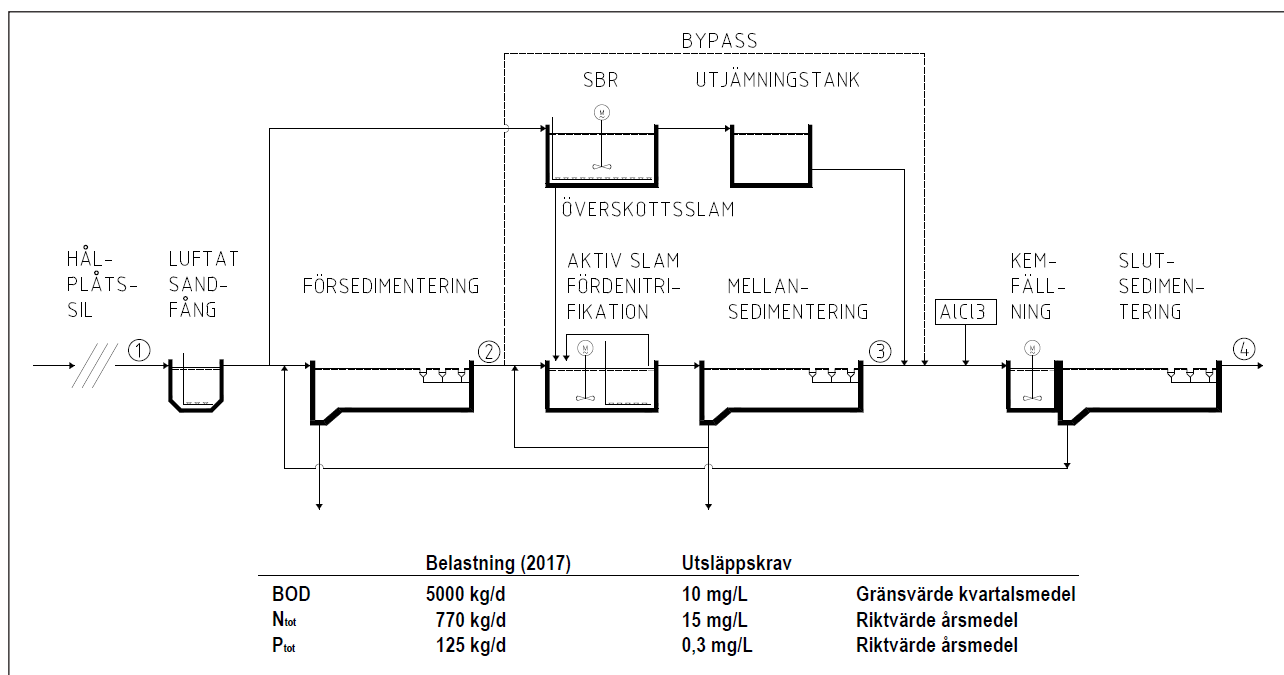
Projektets mål är att bidra till en ökad kunskapsnivå i VA-branschen gällande tekniska lösningar för reduktion av mikroföroreningar. Design och kostnader för en anläggning i fullskala är uppskattad för Kalmarsundsverket. Studien omfattar även en diskussion om vilka typer av reningsverk denna teknikkombination kan passa för.

2. Försöksuppställning och analysmetoder

För att få en heltäckande bild av reduktionen av mikroföroreningar togs prover i olika processteg på Kalmar avloppsreningsverk och i pilotanläggningen med UF och GAK. Reningsverkets processteg samt piloternas utformning beskrivs nedan. Vattenprover analyserades på Högskolan i Kristianstad och av Eurofins. Provtagnings- och analysmetodikerna presenteras kortfattat i följande avsnitt.

2.1 Kalmar avloppsreningsverk

Kalmars avloppsreningsverk omfattar mekanisk, biologisk och kemisk rening med fosforreduktion och biologisk kvävereduktion, Figur 2.1. Anläggningen är idag belastad med drygt 70 000 pe. Andelen industriavloppsvatten utgör ca 25 % av belastningen, mestadels från livsmedelsindustri.



Figur 2.1 Processchema över Kalmar ARV samt belastning och utsläppskrav. Provtagningspunkter för mikroförorengningsanalyser är markerade med siffrorna 1-4.

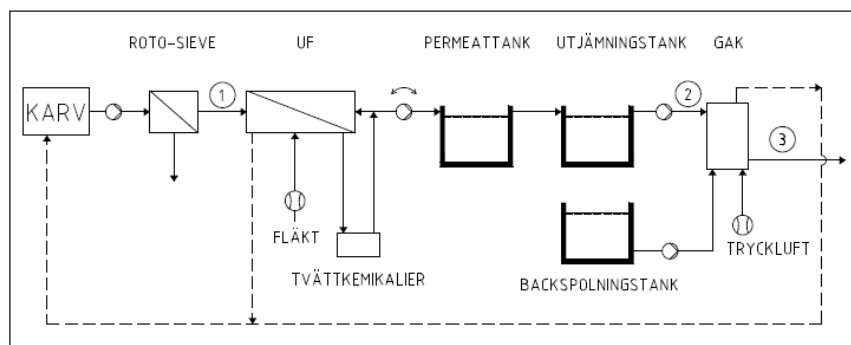
Kalmar avloppsreningsverk har trots det kustnära läget en relativt låg andel ovidkommande vatten, 15–30 % av inkommande vatten beroende på årsnederbörd. Trots det förekommer vattentemperaturer ner till 8° C vid snösmältning.

Vid höga flöden till Kalmar ARV kan vatten ledas förbi den biologiska reningen från försedimenteringen direkt till den kemiska efterfällningen, vilket skyddar den biologiska reningsprocessen från hydraulisk överbelast-

ning. Låga vattentemperaturer i kombination med lägre reningsgrad av vattnet vid höga flöden påverkar designen av en UF-anläggning.

2.2 Pilotanläggningar

Pilotanläggningarna var i drift från februari 2017 till januari 2018 enligt uppställningen i Figur 2.2. Vattnet till UF-anläggningen förfiltrerades i en sil (Roto Sieve från Lackeby Products), med en perforerad trumma med 0,8 mm hål. UF-anläggningen hyrdes av SUEZ, komplett med apparatskåp och styrsystem. Anläggningen bestod av dränkta UF-membran i öppen membrantank och var designad för ett flöde mellan 4–6 m³/h. Membranen var horisontellt anordnade hålfibermembran av modellen ut/in, med en nominell porstorlek på 0,02 µm; ZW1000. Ut/in refererar till vätskeflödets riktning genom membranen. I detta fall passerar vatten från utsidan och in genom membranen. Den använda membranmodellen används normalt i dricksvattenapplikationer. Membranen är med 0,8mm ytterdiameter smala och tätt packade. Packningstätheten innebär att membranmodellen enbart tål relativt låga koncentrationer av suspenderat material och kan användas där risken för slamflykt är låg. Anläggningen bestod av tre membrankassetter. Flödet varierade mellan 1,35 och 1,75 L/s (4,9–6,3 m³/h). En mer detaljerad beskrivning av driften finns i Kapitel 4. Drift och underhåll.



Figur 2.2 Processchema av pilotanläggningen med ultrafilter (UF) och granulerat aktivt kol (GAK). Pilotanläggningen var placerad efter den kemiska reningen på Kalmar ARV (KARV). Markerade siffror indikerar provtagningspunkter.

GAK-filtret innehöll granulerat aktivt kol av typen AquaSorb5000 8x30 mesh från Jacobi (medelstorleken på granulerna var 1,4 mm). Filtret hade en diameter på 1,3 m och en filterbäddshöjd på ca 1,3 m vilket motsvarade ungefär 1,7 m³ kol. Inloppet till filtret var placerat ovanför kolbädden och utloppet i botten. Filtret kunde drivas som öppet eller trycksatt. Dimensionerande flöde för GAK-filtret var upp till 12 m³/h. Under försökets gång passerade drygt 18 000 bäddvolymmer GAK-filtret med en kontakttid mellan 16–21 minuter.

Mellan UF och GAK-anläggningarna fanns utjämningsstankar och matar-pump för att säkerställa kontinuerligt flöde till kolfiltret trots frekvent backspolning av UF. Dessutom fanns kringutrustning för processövervak-

ning och backspolning (lagringstank och pump) av kolfiltret. Övervakningen av piloten var kopplad till reningsverkets övervakningssystem. Bilder från anläggningen visas i Figur 2.3 och 2.4.



Figur 2.3 Ultrafiltreringsanläggningen i pilotskala på Kalmar ARV. Membrankassetter till höger och styrsystem, permeattank (mellanlagring av filtrerat vatten) och tvättkemikalier till vänster i bild.



Figur 2.4 Pilotanläggning med GAK-filter till höger i bild. Utjämning av vattenflödet efter UF-anläggningen skedde i två cipaxtankar (till vänster i bild). UF-anläggningen är placerad bakom kolfiltret.

2.3 Provtagning

Under försöksperioden togs regelbundet vattenprover för analys, såväl inom den ordinarie anläggningsdelen som vid pilotanläggningen. Fasta prover i form av kolgranuler togs ut från GAK-filtret. I Kalmar avloppsreningsverk togs prover efter rengaller, försedimentering, sedimentering efter aktivslam samt på utgående vatten efter kemfällning. Provpunkterna indikeras ovan i Figur 2.1 med siffrorna 1–4. Proverna utgjordes av dygns-

prov och togs regelbundet en gång per månad. Pilotanläggningens provpunkter var före UF-membranen samt före och efter GAK-filtret (Figur 2.2, siffrorna 1–3). Proverna från pilotanläggningen bestod av blandprov från tre stickprov, tagna under arbetsdagen mellan ca kl. 07.00 och 14.00. Prover från pilotanläggningen togs en gång per vecka.

Provtagningen innefattande mätningar vid höga och låga flöden samt vid medelflöden till reningsverket. Extra prover togs i pilotanläggningen vid intensivprovtagning för kontaktidsförsök. Detta gjordes två gånger; i september 2017 efter 11 000 bäddvolymeter och i januari 2018 efter 18 000 bäddvolymeter. Vid dessa provtagningar togs enskilda stickprov vid olika flöden.

2.4 Analyser

Prover från pilotanläggningen analyserades för kemiska och biologiska parameter 1 gång i veckan av Eurofins. Bland annat analyserades fosfor, oorganiska fraktioner av kväve och organiskt material samt *E. coli* och koliforma bakterier. En detaljerad beskrivning av analysparametrar och metoder finns i Bilaga 1. Organiska mikroföroreningar analyserades av Högskolan i Kristianstad. Prover från pilotanläggningen analyserades 1–2 gånger i månaden och prover från den konventionella anläggningsdelen analyserades en gång i månaden. Granuler från GAK-filteret analyserades även mikroskopiskt vid Kalmar Vattens laboratorium för att följa utvecklingen av biofilm.

Ämnen presenterade i denna rapport återfinns på EU:s bevakningslista (2015/495/EU), i Schweiz lagstiftning samt på Läkemedelsverkets lista över miljöindikatorer. En komplett lista av ämnen i studien, deras användningsområden och plats på bevakningslistor finns i Bilaga 2.

Inom projektet har mikroföroreningarna analyserats med hjälp av UHPLC-ESI-MS/MS. Analysmetoden finns beskriven i *Journal of Chromatography B* (Svahn & Björklund, 2016) samt i avhandlingen *Tillämpad miljöanalytisk kemi för monitorering och åtgärder av antibiotika- och läkemedelsrester i Vattenriket* (Svahn 2016). Metoden är validerad enligt en tidigare metod från 2007 framtagen av det Amerikanska Naturvårdsverket (United States Environmental Protection Agency, US EPA) för analys av läkemedel och personliga hygienprodukter i vatten, jord, sediment och biomaterial.

Kvantifieringsgränserna för ämnena är generellt under 5 ng/L och med några undantag upp till 30 ng/L. I de fall då analysresultaten är lägre än kvantifieringsgränsen, ersattes värdet med kvantifieringskoncentrationen. Kvantifieringsgränsen för två av ämnena, ciprofloxacin och metotrexat, var hög (>10 %) jämfört med koncentrationerna i det inkommande avloppsvattnet och resultaten för dessa ämnen presenteras inte i studien för att undvika att presentera missvisande reduktioner. Hormonet levonogestrel och fyra pesticider; oxadiazon, tiaklopid, tiametoxam och trillat, kunde inte kvantifieras i inkommande avloppsvatten. Det är 20 ämnen som visas i rapporten. Av dem är det en pesticid, ett hormon och 18 läkemedel,

representerade av olika typer av läkemedel, exempelvis makrolida antibiotika, inflammationshämmande, blodtryckssänkande och antidepressiva substanser.

3. Reningsresultat

Reduktionskapaciteten i UF och GAK skiljer sig mellan olika parametrar. Polersteg med UF och GAK efter konventionell biologisk och kemisk rening visades kunna sänka utsläppsnivåer av standardparametrar som fosfor och organiskt material samt mikroorganismer och mikroföroreningar. UF avskiljer partikulärt material och GAK adsorberar lösta organiska föreningar.

3.1 Reduktion av fosfor, kväve och organiskt material

Fokus under pilotförsöket låg, förutom på reduktion av mikroföroreningar, på ytterligare reduktion av fosfor. Utgående fosformängd från KARV fördelas normalt till 10–20 % som löst fosfatfosfor och 80–90 % som partikelbunden fosfor. Då allt suspenderat material avskiljs i UF-anläggningen, förväntades en reduktion på 80–90 % av totalfosfor över pilotanläggningen. Utvärdering av analysresultaten under försöksperioden bekräftade detta och reduktionen över pilotanläggningen uppgick i medel till 90 %. Reduktionen över UF-anläggningen bidrar med 81 % och resterande reduktion sker i GAK-filtret, se Tabell 3.1.

Tabell 3.1 Medelvärden av kvävefraktioner, fosfor och organiskt material under försöksperioden från pilotanläggningen.

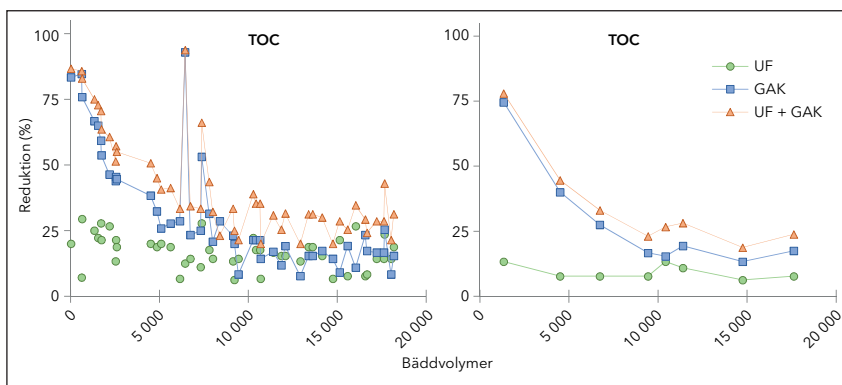
Ämne	Koncentrationer (mg/L)			Reduktion (%)		
	KARV	UF	GAK	UF	GAK	Total
Ammonium (NH ₄ -N)	4,0	4,3	2,7	-7,5	37	33
Nitrat (NO ₃ -N)	5,8	5,8	6,9	0	-19	-19
Nitrit (NO ₂ -N)	0,4	0,4	0,4	0	0	0
Total fosfor	0,21	0,04	0,02	81	50	90
TOC	15,1	12,6	8,9	17	29	41
DOC	13,6	12,5	9,2	8,1	26	32
Turbiditet	2,7*	0,3*	0,2*	89	33	93

* Enhet NTU

Pilotanläggningen uppvisade ingen reduktion av sammanlagda lösta kvävefraktioner. Däremot skedde en viss minskning av ammonium och samtidigt en ökning av nitrat i GAK-filtret; 1,7 respektive 1,1 mg N/L. Det är en indikation på att en nitrifierande biofilm kan ha utvecklats i kolfiltret. I en tidigare studie av Ek m.fl. (2013) kunde de visa att även nitratkoncentrationer kan minskas i GAK-filter genom denitrifikation och bildning av kvävgas.

Organiskt material har analyserats som TOC och DOC. Förväntningarna var att reduktionen blir signifikant i pilotanläggningen då partikelbundet organiskt material avskiljs i UF-anläggningen. GAK-filtret förväntades effektivt avskilja TOC och DOC under den första perioden av försöken för att sedan visa en försämrad reduktionskapacitet (Ek, m.fl., 2013; Altmann m.fl., 2016). Reduktionen i UF-anläggningen uppgick i medel till

16 % för TOC under försöksperioden. GAK-filtret adsorberade effektivt >90 % av det organiska materialet de första 2–3 veckorna. Under de följande månaderna minskade reduktionen linjärt för att därefter stabiliseras under återstående del av försöket till 33 % reduktion av TOC och 26 % för DOC, Figur 3.1. Medelreduktionen under hela försöket var 42 % för TOC samt 35 % för DOC. Det tydliga trendbrottet från en kraftigt avtagande reduktionskapacitet av organiskt material till en stabil reduktionsgrad kan indikera att kolet blir mättat (Ek m.fl., 2013) och att en biofilm utvecklas på det aktiva kolet som kan bryta ner en del organiskt material. Tillväxt av biofilm i GAK och reduktionskapacitet av DOC, är noggrant studerat i dricksvattenapplikationer (Velten m.fl., 2011; Gibert m.fl., 2013) och kan vara jämförbara med tillämpningar inom avloppsvattenrening.



Figur 3.1 Reduktion av organiskt material över UF respektive GAK samt total reduktion.

3.2 Reduktion av mikroorganismer

Mikrobiella analyser gjordes för koliforma bakterier och *E. coli*. Utgående avloppsvatten från Kalmar ARV innehöll halter av koliforma bakterier över kvantifieringsgränsen, 24 200 cfu/100ml. Halterna av undergruppen *E. coli* varierade mellan några tusental cfu/100ml upp till över kvantifieringsgränsen, 24 200 cfu/100ml. UF-membranen skapar i teorin en barriär för bakterier då den nominella porstorleken 0,02 μm är betydligt mindre än encelliga organismer på ca 1 μm (Willey m.fl., 2011). Permeat från UF-anläggningen uppvisade koncentrationer av *E. coli* och koliforma bakterier under kvantifieringsgränsen, <10 cfu/100ml under större delen av försöken. Koncentrationerna är fortsatt under kvantifieringsgränsen efter GAK-filtret. De tre första månaderna visade högre halter men under den perioden hade membranerna skador av metallfisar sedan installationen. Membranen byttes och därefter var koncentrationerna av de analyserade mikroorganismerna generellt under kvantifieringsgränsen. Dock fanns ett fåtal prover som visade mätbara koncentrationer av koliforma bakterier efter UF och GAK. Ökad belastning kan vara orsaken då förhöjda koncentrationer sammanföll med höga flöden till reningsverket.

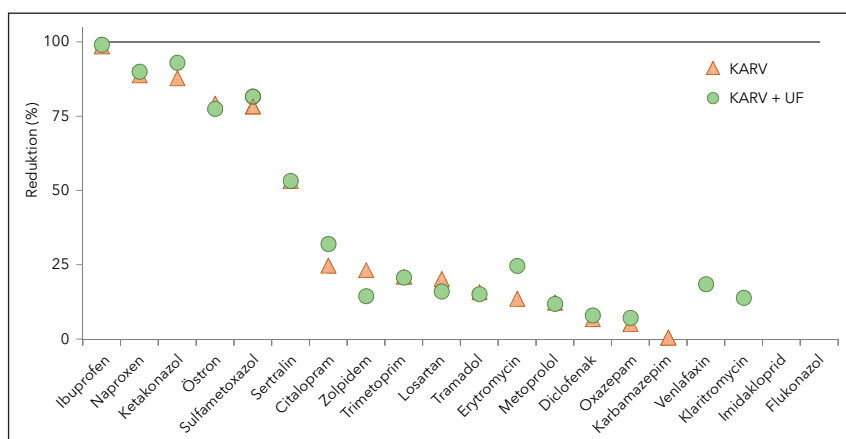
Avloppsvatten behandlat med UF-membran uppfyller kraven för utmärkt badvattenkvalitet. För det går gränsen för *E. coli* vid 500 cfu/100ml för inlandsvatten och 250 cfu/100ml för kustvatten och vatten i övergångszonen enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrift (HVMFS 2012:14).

3.3 Reduktion av mikroföroreningar

Mikroföroreningar är en heterogen samling av lösta organiska ämnen. De avskiljs till mycket varierande grad i kommunala avloppsreningsverk på grund av skillnader i struktur och kemiska egenskaper. För att nå effektiv reduktion av ett brett spektrum av mikroföroreningar krävs nya tekniker på reningsverken. Däremot är den totala reduktionen i befintliga och nya reningsprocesser viktig att ha i åtanke för att kunna bedöma ett reningsverks reduktionskapacitet. I avsnitten nedan presenteras reduktionskapaciteten av mikroföroreningar i detalj för Kalmar ARV och i pilotanläggningarna.

3.3.1 Reduktion i Kalmar avloppsreningsverk och UF

Reduktionen av mikroföroreningar i Kalmar avloppsreningsverk stämmer ganska väl med tidigare publicerade reduktionsgrader. Ibuprofen, naproxen, ketokonazol och östron minskas effektivt med över 75 %, Figur 3.2. Flertalet tidigare studier har visat liknande resultat för dessa ämnen (Blair m.fl., 2015; Falås m.fl., 2012; Kasprzyk-Horden m.fl., 2009.).



Figur 3.2 Reduktion av mikroföroreningar i Kalmar ARV samt UF-pilot. Resultaten är medelvärden beräknade på hela försöksperioden. Fyra ämnen uppvisade en koncentrationsökning över reningsverket och visar därför en negativ reduktion; venlafloxin -1 %, klaritromycin -15 %, imidaklopid -22 % efter ARV samt -34 % efter UF, flukonazol -54% efter ARV samt -49 % efter UF. Dessa värden visas ej i figuren.

Andra ämnen minskar marginellt i biologisk och kemisk rening, exempelvis diklofenak, oxazepam och karbamazepin som reducerades mindre än 10 % i Kalmar ARV. Fyra ämnen visade ökade koncentrationer i det utgående avloppsvattnet; venlafloxin, klaritromycin, imidaklopid och flukonazol. Liknande reduktionstrender återfinns bl.a. i Falås m.fl. (2012), Gurke m.fl. (2015) och Wick m.fl. (2009). Detta är ett välkänt fenomen. Anledningarna till ökande koncentrationer över reningsverk kan vara flera. En förklaring är att människokroppen kan utsöndra metaboliter av läkemedel som sedan tillbakabildas till modersubstanser i de biologiska reningsstegen på reningsverket. Analyserna visar då en ökande koncentration av ämnen i utgående avloppsvatten.

Två ämnen visar en relativt effektiv minskning i avloppsreningsverket. Sulfametoxazol visar en reduktion på ca 80 % vilket är i samma storleksordning som, eller högre än, i tidigare studier (Kasprzyk-Horden m.fl., 2009; Gurke m.fl., 2012; Blair m.fl., 2015). Sertralin minskar till hälften vilket är väsentligt mer än det negativa medianvärdet som rapporterades i Falås m.fl. (2012) utifrån analyser vid ett fyrtiotal svenska reningsverk. Resterande ämnen i studien visar en reduktion under 25 %. Metoprolol, trimetoprim och tramadol visar en minskning inom tidigare rapporterat spann medan erytromycin, losartan och zolpidem visar en lägre reduktion och högre för citalopram (Kasprzyk-Horden m.fl., 2009; Wick m.fl., 2009; Falås m.fl., 2012; Blair m.fl., 2015; Gurke m.fl., 2015). Överlag är reduktionen av mikroföroreningar i Kalmar ARV lik tidigare studier. Det är många mikroföroreningar som inte minskas i någon större utsträckning. I Kalmar är det 70 % av de studerade ämnena som reduceras med mindre än 25 %.

Den biologiska behandlingen är ett viktigt reningssteg för reduktion av mikroföroreningar. Vid höga flöden till Kalmar ARV leds en del vatten förbi de biologiska stegen för att passera igenom efterfällningen innan vattnet släpps ut. Det förbileda vattnet innehåller högre koncentrationer av mikroföroreningar jämfört med biologiskt behandlat vatten. Det bidrar till att den totala reduktionen av mikroföroreningar över reningsverket är något lägre vid höga flöden jämfört med när allt vatten renas biologiskt (Bilaga 3, Figur B3.1). Vid höga flöden är däremot mikroföroreningarna mer utspädda i avloppsvattnet jämfört med vid låga flöden, vilket bidrar till att halten av mikroföroreningar som släpps ut från Kalmar ARV inte påverkas nämnvärt vid förbiledning.

Membranfiltrering med UF bidrar inte nämnvärt till reduktion av mikroföroreningar, se Figur 3.2. Mikroföroreningar är relativt små molekyler och kan passera UF-membran. Även om UF inte bidrar direkt med reduktion av mikroföroreningar utan separerar större partiklar, kan synergieffekter uppstå vid kombinationer med t.ex. aktivt kol. Förbrukningen av aktivt kol är lägre vid låga mängder organiskt kol i vattnet (Snyder m.fl., 2007).

3.3.2 Adsorption i GAK-filter

Avskiljningen av mikroföroreningarna sker som förväntat i GAK-filtret. Adsorptionsförmågan är mycket god för majoriteten av mikroföroreningar, särskilt när kolet är nytt. Reduktionskapaciteten minskar med tiden då kolet blir mättat. Det är till stor del de kemiska egenskaperna hos mikroföroreningarna och kolet som avgör reduktionskapaciteten för de enskilda ämnena. Flertalet av ämnena uppvisar hög reduktion under hela försöksperioden, Tabell 3.2, bl.a. makrolider (antibiotika) erytromycin och klaritromycin och könshormonet östron, som alla finns på EU:s bevakningslista. Även flertalet av de ämnen som finns i Schweiz lagstiftning visar god reduktion; citalopram, karbamazepin, metoprolol och venlafloxin. Diklofenak är det ämnet på de internationella listorna som visar sämst reduktion, men ligger trots det nära gränsen på 80 % reduktionsgrad, som Schweiz lagstiftning anger, under hela försöksperioden. Trenderna av ämnenas reduktion i GAK-filtret är inte entydigt nedåtgående utan varierar för

några ämnen (Bilaga 3, Figur B3.2). Det gäller även för resterande ämnen på Läke-medelsverkets lista.

Tabell 3.2 Reduktion av mikroföroreningar över GAK-filtret över tid.

Substans	0 - <10 000 BV	10 000 - <15 000 BV	15 000 - 18 000 BV
Citalopram	99 ¹	99 ¹	98
Diklofenak	98	76	76
Erytromycin	99	87	87
Flukonazol	96	59	50
Ibuprofen	97 ¹	77	84
Imidaklopid ²			
Karbamazepin	98 ¹	85	83
Ketokonazol ²			
Klaritromycin	99 ¹	98	95
Losartan	97	78	85
Metoprolol	100 ¹	97	95
Naproxen	97 ¹	72	77
Oxazepam	99 ¹	80	78
Sertralin ²	58		
Sulfametoxazol	82 ¹	36	7
Tramadol	98 ¹	94	94
Trimetoprim	99 ¹	99	99
Venlaxin	99 ¹	85	82
Zolpidem	94 ¹	95 ¹	94 ¹
Östron	98 ¹	96 ¹	98 ¹

¹ De uppmätta halterna efter kolfiltret är låga och har därför ersatts med kvantifieringsgränsen vid beräkningen av reduktionen. Reduktionskapaciteten kan därför vara *underskattad*.

² Koncentrationen innan GAK-filtret var mycket nära kvantifieringsgränsen vilket ger missvisande reduktionskapacitet. Resultatet redovisas därför inte.

Blå: >90 % reduktion
Ljusblå: 80 - <90 % reduktion
Gult: 50 - <80 % reduktion
Rött: <50 % reduktion

Angivna siffror är medelreduktion under respektive intervall av bäddvolymer angivet i procent (0- <10 000 BV: n=10, 10 000- <15 000 BV; n=6, 15 000-18 000 BV; n=5).

Förutom för diklofenak, minskar även reduktionen av bland annat ibuprofen, losartan, naproxen och oxazepam. Adsorptionskapaciteten för flukonazol och sulfametoxazol sjönk tidigt i försöken, vilket också har visats i tidigare studier (Altmann, m.fl., 2016; Benstoem m.fl., 2017; Zietzschmann m.fl., 2016, Havs- och vattenmyndigheten, 2018). Efter ca 15 000 BV reduceras sulfametoxazol mycket lite i GAK-filtret. Däremot tas ca 80 % bort i de befintliga reningsprocesserna på Kalmar ARV. Överlag är reduktionskapaciteten och trenderna mycket lika jämfört med resultaten i projektet *FRAM* där efterpolering i sand- och GAK-filtret har studerats (Havs- och vattenmyndigheten, 2018). Även Kårelid m.fl. (2017) och Ek m.fl. (2013) visade liknande resultat för flertalet ämnen.

Koncentrationerna av imidaklopid, ketokonazol och sertralin i vattnet till kolfiltret var låga (i närheten av eller under LOQ). Efter kolfiltret var koncentrationer generellt under gränsen under hela försöket. Detta gör att beräknade reduktionsnivåer blir missvisande och resultaten redovisas inte i Tabell 3.2. Medelkoncentrationen av imidaklopid innan GAK var 10,5 ng/L och efter GAK under LOQ (1,3 ng/L). Efter 15 000 bäddvolymer ökade koncentrationerna ut från GAK-filtret till strax över LOQ. Ketokonazol avskiljs till stor del med slammet på reningsverk. Koncentra-

tionerna både innan och efter kolfiltret var under LOQ under hela studien. Sertralin uppvisade också låga koncentrationer till GAK-filtret under större delen av försöken, förutom under de första ca 5 500 bäddvolymerna då koncentrationerna var högre. Utgående koncentrationer var konsekvent under detektionsgränsen.

Ibuprofen, losartan och naproxen visar något ökande reduktionskapacitet i GAK-filtret efter ca 15 000 bäddvolym. Ibuprofen och naproxen bryts ner effektivt biologiskt, så även i det biologiska steget vid Kalmar ARV. Biologisk nedbrytning av losartan är relativt låg trots att tidigare studier av Falås m.fl. (2012) och Gurke m.fl. (2015) visar att ämnet kan reduceras med 65 % respektive 55 % i reningsverk. Den ökade reduktionen i GAK-filtret mot slutet av försöksperioden kan därför vara ett tecken på biologisk nedbrytning av dessa ämnen i kolfiltret. Filter med aktivt kol kan användas för att effektivt reducera svårnedbrytbara ämnen som kan vara skadliga för den akvatiska miljön, ämnen som inte redan byts ner i befintliga reningssteg på ARV. Huruvida den biofilm som oundvikligen bildas i kolfiltret kan ha en speciell kapacitet att biologiskt bryta ner svårnedbrytbara ämnena återstår att undersöka. Vidare analys av kolgranulat, som har tagits ut från kolfiltret, kan möjligtvis bidra till att beräkna massbalanser av mikroföroreningarna under försöket och då bidra med svar i frågan.

Om biofilm i GAK-filter inte har möjlighet att bidra med nedbrytning av mikroföroreningar i någon större utsträckning finns det en risk att den istället försämrar reduktionskapaciteten. Biofilmen blockerar de mikroskopiska porerna på kolet. Meinel m.fl. (2015) menar därför att porblockering av biofilm minskar adsorptionsförmågan i kolfilter. Backspolning av kolfiltren är därför önskvärd för att minska porblockering och förlänga livslängden och adsorptionsförmågan av svårnedbrytbara ämnen till kolet.

3.3.3 Kolförbrukning och kontakttid

Vid två tillfällen under studien genomfördes försök med varierande flöden genom GAK-filtret; efter ca 11 000 BV och i samband med att pilotförsöken avslutades efter ca 18 000 BV. Flödet genom ett GAK-filter påverkar kontakttiden, dvs uppehållstiden i kolfiltret. Kontakttiden beräknas baserat på tombäddsvolymer av kolfiltret då den verkliga vätskevolymer är svår att avgöra. Vattnets faktiska uppehållstid i filtret är därför betydligt kortare jämfört med beräknad kontakttid. Försöken innefattade 5–6 kontakttider mellan 10–28 min vid 11 000 BV och 14–28 min vid slutet av studien efter 18 000 BV. Maximala flöden genom UF-membranen begränsade försök med kortare uppehållstider. Resultaten visade oförändrad reduktionskapacitet vid de undersökta kontakttiderna. Detta innebär att GAK-filtrets maximala adsorptionsförmåga kan uppnås redan vid 10–14 min kontakttid, eventuellt ännu lägre. Det stämmer överens med designspecifikationen för GAK-filtret i pilotanläggningen framtaget av leverantören.

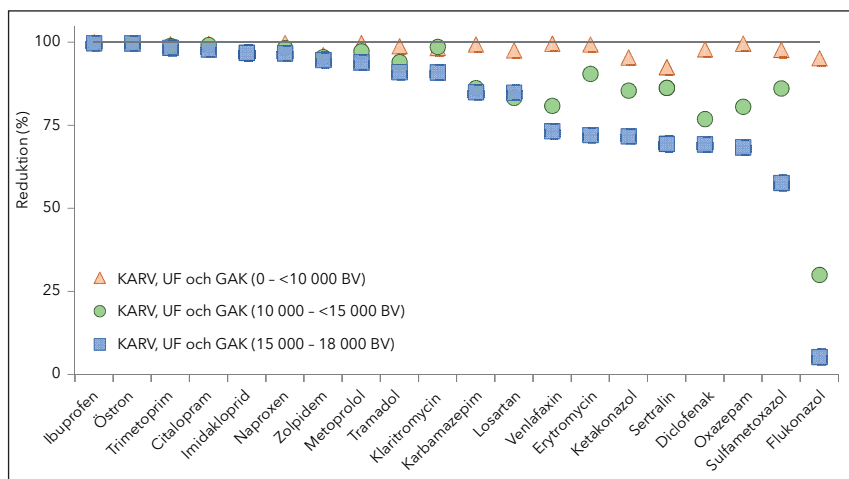
I denna studie drevs kolfiltret under drygt 18 000 bäddvolym vilket är längre än Mulder m.fl. (2015) föreslår i fullskala. De menar att GAK-mediet bör bytas ut efter 15 000 bäddvolym. I *FRAM*-projektet behand-

lades 23 0000 bäddvolymen med kontakttiden 30 min, vilket genomgående gav liknande reduktionsresultat som beskrivits ovan (Havs- och vattenmyndigheten, 2018). Ett annat sätt att beräkna kolanvändningen är mängden kol per behandlad vattenvolym. Ju längre ett kolfilter används desto lägre blir kolförbrukningen. I slutet av denna studien var kolanvändningen 12,7 mg GAK/L. Vid användning av pulvriserat aktivt kol, PAK, är dosen ofta mellan 10–20 mg PAK/L (Boehler m.fl., 2012). Efter ett långtidsförsök med kolfilter på Henriksdals avloppsreningsverk i Stockholm gjordes bedömningen att kolanvändningen bör vara ca 25 mg GAK/L för att säkerställa 90 % reduktion över ett kolfilter, om två filter placeras i serie kan driften pågå betydligt längre och därmed sänka kolförbrukningen (Ek m.fl., 2013).

3.3.4 Total reduktion av mikroföroreningar

Ett eventuellt reningskrav för mikroföroreningar kan komma att ställas, likt kraven i Schweiz, som en viss reduktion över hela reningsverk alternativt som maximala utgående koncentrationer likt kraven för kväve och fosfor. Även om GAK-filtret bidrar med den största reduktionen av mikroföroreningar, bör inte dimensionering i fullskalanläggningar baseras endast på kapaciteten i GAK-materialet. Reningsverkets totala reduktionsförmåga bör tas i beaktande vid dimensionering eftersom reningskraven rimligen bör ställas i relation till reduktion på hela reningsverk och inte bara till enskilda, kompletterande reningsprocesser.

Den sammanslagna reduktionen över Kalmar ARV och pilotanläggningen med UF och GAK presenteras i Figur 3.3. Reduktionskapaciteten avtar efterhand i GAK-filtret. Resultaten presenteras som medelvärden. Provtagningen av de tre sista proven (15 000–18 000 BV) skedde på olika dagar i Kalmar ARV och i piloten. Den totala reduktionen beräknades då genom kvoten av utgående koncentration efter kolfiltret och medelvärdet av inkommande koncentration till Kalmar ARV. Inkommande koncentrationer av imidaklopid var låga och nära LOQ under perioden 0–15 000 BV. Den totala reduktionen blir därför missvisande låg under den perioden och resultaten visas inte i Figur 3.3. Under den sista delen av försöken var inkommande koncentrationer av imidaklopid betydligt högre och den beräknade reduktionen anses representativ.



Figur 3.3 Total reduktion över Kalmar ARV samt pilotanläggning med UF och GAK över tid.

Angivna siffror är medelreduktion under respektive intervall av bäddvolym (0 - <10 000 BV: n=7, 10 000 - <15 000 BV; n=4, 15 000 - 18 000 BV; n=3. Resultaten för imidakloprid under perioden 0-15 000 BV redovisas inte då inkommande koncentrationer till Kalmar ARV var nära LOQ. Skillnaderna i reduktionskapacitet påverkas av de kemiska egenskaperna och strukturen hos mikroföroreningarna och det aktiva kolet.

4. Drift och underhåll

Ett av studiens huvudfokusområden låg på drift- och underhållsfrågor. Nedan beskrivs driften och underhållet av pilotanläggningen, allmänt och specifikt för UF-anläggningen och för GAK-anläggningen. Slutsatserna från erfarenheten med drift- och underhåll i pilotanläggningen ligger till grund för design av en fullskalig anläggning.

4.1 Allmänt

Försöksdriften pågick under 12 månader från februari 2017 till januari 2018. Perioden präglades av relativt kontinuerlig drift. Flödet genom pilotanläggningen varierade något beroende på årstid och vattenkvalitet; mellan 1,35 l/s och 1,75 l/s. Under driftperioden leddes drygt 18 000 bäddvolymer genom GAK-filtret. Planerade driftstopp skedde vid underhållsarbete i reningsverket samt vid återhämtningstvätt i UF-anläggningen. Dessa stopp varade under högst två dygn. Strömavbrott och höga tryck över UF-membranen eller GAK-filtret orsakade ett antal oplanerade stopp i pilotanläggningen.

Vid höga flöden till Kalmar ARV leds vatten förbi de biologiska reningsstegen till den kemiska efterfällningen, se Figur 2.1 i kapitel 2.1. Halterna av BOD, TOC, DOC och ammoniumkväve ökar då något i utgående vatten. Under försöksperioden pågick också underhållsarbete i flera av reningsverkets processteg vilket resulterade i något förhöjda utsläppskoncentrationer. Högre koncentrationer av ovan nämnda parametrar kan påverka igensättning av membranerna i UF-anläggningen och medföra tillväxt av biofilm i GAK-filtret. Under försöksperioden genomfördes också en långvarig optimeringsprocess i den konventionella anläggningsdelen med avseende på förbrukning av fällningskemikalie. Det ledde till något ökade fosforutsläpp men samtidigt till en avsevärd minskning av utsläpp av aluminium (resthalter fällningskemikalier). En minskning av resthalter av fällningskemikalie hade en påtagligt positiv påverkan på driften av UF-anläggningen då membranerna inte satte igen lika snabbt.

4.2 Drift och underhåll av ultrafilter

Målet med ultrafiltreringen var att avskilja allt suspenderat material. Driften bestod av regelbundna cykler med filtreringstid och backspolning. Backspolning användes för att ta bort filterkakan som ansamlades på membranerna. En driftcykel under försöksperioden bestod av:

- 30 min filtreringstid, flux 30-45 l/m² (liter per kvadratmeter membranyta och timme)
- 15-30 sekunder luftning, efter halva filtreringstiden för att lösa upp filterkakan
- 2 minuter backspolning

Mängden backpolsvatten var ca 6–7 % av volymen filtrerat vatten. Förutom de tätt återkommande backspolningarna genomfördes också underhållstvätt 3–7 gånger i veckan, och återhämtningstvätt ca 1 gång i månaden. Tvättarna gjordes med kemikalier för att lösa upp eventuella organiska eller oorganiska avlagringar i och på membranen. Målet var att återställa membranens permeabilitet (genomsläpplighet). I pilotanläggningen fungerade natriumhypoklorit för att avlägsna organiska avlagringar och oxalsyra för att avlägsna oorganiska avlagringar.³ Permeabiliteten kunde återfås efter tvättar under driftperioden, Bilaga 4. Vid underhållstvätt tillsattes en tvättkemikalie åt gången i backspolningsvattnet utan pH-justering. Denna process tog totalt ca 30 minuter. Vid återhämtningstvätt tillsattes tvättkemikalien i membrantanken växelvis med pH-justering till 2–3 (oxalsyra och saltsyra) respektive 11 (hypoklorit och natronlut). Membranen stod med tvättblandningarna under ett dygn med hypoklorit (totalt) och 4–6 timmar med oxalsyra. På så sätt tvättades membranens utsida noggrant. Proceduren med återhämtningstvätt tog ungefär två dygn på grund av växelvis tvätt hypoklorit, syra, hypoklorit, och den krävde tidvis tillsyn av driftspersonal. Då hypoklorit och syra inte får komma i kontakt med varandra, kräver denna procedur sköljning av membrantanken med vatten mellan tvättomgångarna. Detta uppnåddes genom att köra anläggningen under 1–2 filtreringscykler vid byte av kemikalie. Tvättvattnet med högt eller lågt pH töms efter avslutad tvätt och måste neutraliseras för att förhindra korrosion. Från pilotanläggningen leddes vattnet till en befintlig rejektvattentank (vatten från slamavvattning), där det neutraliserades av den höga alkaliniteten i rejektvattnet.

Tillsynen av UF-anläggningen bestod av daglig övervakning med dokumentation av driftdata och trendkurvor för membrantrycket (TMP), rengöring av mätinstrument och påfyllning av tvättkemikalier. Driftcykler och underhållstvätt utförs automatiskt enligt inställda parametrar. Provtagning och vidare provhantering skedde en gång i veckan. Driftpersonalen lärde sig att anpassa de inställbara parametrarna för driften utifrån det aktuella förhållandet i den konventionella anläggningsdelen. Den försämrade reningsgraden vid höga flöden hade störst påverkan på UF-anläggningen på grund av igensättning. Optimering skedde för att bibehålla tillförlitlig drift och en optimerad användning av tvättkemikalier.

Underhåll av UF-anläggningen bestod förutom av återhämtningstvätt av membranen, även av kalibrering av mätinstrument (pH), sedvanligt underhåll av utrustning (mätutrustning, maskinell och el-/automationsutrustning), samt byte av membranfilter. Byte av membranfilter krävdes efter tre månaders drift då några membran hade skadats av slaggmaterial från rörsvetsningen, som skapades vid installationen av anläggningen. Visuellt inspektion och byte av membrankassetterna var relativt enkel då membrantanken kunde öppnas på sidan.

Gällande en framtida design av en UF-anläggning i fullskala behöver arbetsmiljön kring hantering och lagring av kemikalier uppmärksammas

³ Mätning av oxalat i permeatet har inte genomförts i detta projekt.

liksom hantering av membrankassetterna vid ev. visuell inspektion eller byte. Det är viktigt att ha skydd mot att vassa föremål hamnar i membrantanken, då dessa medför risk för skador på membranen. Det gäller vid driftsättning såväl som vid normal drift.

4.3 Drift och underhåll av GAK-filter

I denna studie behandlades avloppsvatten i ett filter med granulerat aktivt kol. Förbehandlingen med UF säkerställer ett avloppsvatten fritt från suspenderat material. Trots detta ackumulerades suspenderat material i GAK-filtret. Anledningen var utveckling av en biofilm som bedöms växa till främst genom nedbrytning av löst organiskt material.

Tillväxt av biofilm resulterade i stadigt stigande filtertryck och därmed återkommande behov av backspolning. Inblåsning av luft skedde regelbundet för att luckra upp filterbädden, såväl under filtreringstiden som före backspolning. Pilotförsöket genomfördes med en filtreringsperiod på mellan 6–8 veckor och backspolning under ca 1,5–2 timmar per tillfälle. I en tidigare studie av Baresel m.fl. (2014) behandlades avloppsvatten i en MBR och sedan ett GAK-filter. De upplevde också biofilmtillväxt och återkommande backspolningar. Tillfällena av drift med högre halter av TSS orsakade mer frekventa backspolningar. I *FRAM*-projektet, där sandfilter användes som förfilter, kunde backspolning undvikas (Havs- och vattenmyndigheten, 2018).

Tillsyn av GAK-filtret bestod av daglig övervakning och dokumentering av driftdata såsom filtertryck. Luftinblåsningar genomfördes i princip en gång i veckan manuellt.

Underhåll av anläggningen bestod av sedvanligt underhåll av utrustning (mätutrustning, maskinell och el-/automationsutrustning). Backspolning genomfördes ca var sjätte till åttonde vecka. För att minimera backspolningsfrekvensen, valdes drift med ett trycksatt filter. Filtret behövde öppnas vid backspolning för att kunna övervaka expansionen av filterbädden visuellt och reglera backspolningsflödet efter behovet. Kolet som används har låg densitet och kan lätt sköljas ut om för högt flöde används vid backspolning.

Drifttagning av GAK-filtret var en tidskrävande uppgift. Kolet som levereras är torrt och innehåller mycket restprodukter från produktionen som måste spolas bort innan filtret kan tas i drift. Drifttagningsmomenten kräver därför blötläggning och backspolning av kolet. Blötläggning av kolet i pilotförsöket ska enligt leverantören ske under 96 timmar. I Kalmars pilotanläggning var inte detta tillräckligt, vilket innebar att 20 % av kolet sköljdes ut vid den första backspolningen. Efter påfyllning av nytt kol och blötläggning i ytterligare 120 timmar, kunde backspolning ske med mindre förluster. Vid design och implementering av en fullskaleanläggning samt vid byte av GAK, behöver behov av backspolning före drifttagning av filtret beaktas, för att på ett kontrollerat sätt kunna ta hand om backspolningsflödet och avlägsnade slagg- och restprodukter samt eventuellt utspolat kol.

Utveckling av biofilmen i GAK-filtret följdes genom regelbundna mikroskopiska analyser av GAK-filtermaterialet. Successionen i biofilmen avstannade inte när väl biofilmen hade etablerat sig. Förekomst av nya, tidigare inte upptäckta mikroorganismer dokumenterades ända fram till drifttidens slut vilket indikerar att biofilmen anpassar sig långsamt till aktuella förhållanden. Eventuellt kan detta också vara en indikation på att biofilmen efter en längre driftperiod kan bidra till ökad nedbrytning av vissa ämnen, så som nämns i 3.3.2 Adsorption i GAK-filer. För mer information gällande tillväxt av och succession i biofilmen, se Bilaga 5

Kolet byttes inte under försöksperioden. I en anläggning i fullskala kommer det arbetsmomentet att ingå i underhållsarbetet. Tömning av kolet skedde efter driftperiodens slut, och utfördes med sugbil för torrt material. Arbetsmiljön var dammfri då kolet var vått, vilket är mycket positivt. Hantering av sugslangen är en tung arbetsuppgift. I en fullskalig anläggning behöver utrustning installeras som möjliggör tömning av kolet utan tunga manuella insatser.

Kolet bör kunna regenereras 4–5 gånger enligt leverantören och varje gång förloras ca 10 % av kolet i processen. Hur många gånger kolet kan återanvändas vid applikationer på avloppsreningsverk återstår att se. Kolet som används för adsorption av mikroföroreningar är med sin låga densitet sprödare och därför känsligare för fysisk belastning, jämfört med kol som används på dricksvattenverk. Den bedöms av tillverkaren inte klara lika stor mekanisk påfrestning.

4.4 Sammanfattande bedömning av drift och underhåll

Efter ett års drift av pilotanläggningen med teknikkombinationen UF och GAK kan det konstateras att kombinationen av teknikerna är smidig att driva och att den erforderliga arbetsinsatsen kan accepteras med hänsyn till uppnådd reningseffekt.

Förutsättningar för effektiv drift uppnås genom att följande aspekter är säkerställda:

- Engagerad och utbildad personal; drifttekniker och elektriker.
- Väldimensionerade anläggningar för att säkerställa drift vid maximal hydraulisk belastning.
- Automatiserad kemikalietvätt i UF-anläggningen med minimal manuell hantering av kemikalier.
- Installation av onlineinstrument för övervakning och indikation av drift och underhållsbehov.
- Utrymme och lyfthjälp för inspektion respektive byte av membran-kassetter.
- Rutiner för tömning av använda granuler för regenerering, samt återfyllning av regenererat kol.
- Rutiner för drifttagning av nytt GAK-filtermedia för att säkerställa smidig backspolning och hantering av utspolade restprodukter.

5. Potentiell anläggning i fullskala

En processanläggning i fullskala dimensionerades och designades utifrån data för det specifika avloppsvattnet och valda processtekniker. I nedanstående stycken beskrivs dimensionering och utformning av en anläggning med UF och GAK i fullskala för Kalmarsundsverket.

5.1 Dimensionering

Dimensionering av ett efterpoleringssteg i fullskala med teknikkombinationen UF och GAK baseras på olika ingångsdata. Viktiga parametrar är bl.a. flöde, vattentemperatur och tidigare reningsprocesser. Dimensioneringsunderlaget i denna studie är baserat på de genomförda pilotförsöken specificerade för en fullskaleanläggning vid ett nybyggt Kalmarsundsverk. Dimensioneringsdata redovisas i Tabell 5.1 nedan.

Tabell 5.1 Dimensioneringsunderlag för efterpoleringssteg på Kalmarsundsverket med UF-membran och GAK-filter.

Anläggning	Parameter	Värde
Allmänt	Dimensioneringsflöde till UF och GAK	900 m ³ /h
	Bypassflöde, andel ej biologiskt behandlat vatten av inkommande årsflöde	4-5 %
	Lägsta vattentemperatur	8° C
	Maximal period med lägsta vattentemperatur	14 dygn
	Fosforreduktion med kemisk fällning (ej utpräglad Bio-P)	Ja
	Reningsverkets utsläppskrav för totalkväve	10 mg/L
UF	Flux (ZW1000)	30-45 l/mh
	Redundans	20 %
	Spolvattenflöde	6-7%
GAK	Kontakttid	10-12 min
	Redundans	20 %
	Höjd filterbädd	1,2-1,3 m
	Filterhastighet	5 m/h
	Backpolningsfrekvens	1 ggr/mån
	Hastighet backspolning	30 m/h
	Spolvattenflöde	<1 %

Det dimensionerande flödet på 900 m³/h motsvarar drygt medelflödet till Kalmarsundsverket. Dimensioneringen med medelflödet innebär att ungefär 80 % av allt spillvatten som leds till Kalmarsundsverket genomgår avancerad rening genom UF-membran och GAK-filter. Det innebär också att anläggningen inte är fullt belastad under perioder med låg belastning, t.ex. nattetid.

Dimensioneringsflödet är så pass stort att det krävs flera parallella linjer med UF och GAK. Redundanskravet på 20 % härstammar från Kalmar Vattens krav på driftsäkerhet och robusthet och innebär att anläggningen designas för ett högre flöde jämfört med dimensioneringsflödet. Den över-

kapaciteten är nödvändig för att säkerställa att anläggningen kan hantera det dimensionerande flödet även vid oplanerade driftstopp och förebyggande underhåll. Den innebär i praktiken att anläggningens tillgänglighet blir 100 %. Överkapaciteten medför en praktisk säkerhetsmarginal som krävs för att minska risken för att utsläppskraven överskrids. Överkapaciteten kan också nyttjas för att behandla ett högre flöde än det dimensionerande flödet, då med påverkan på driftkostnader och ökade krav på drift och underhåll.

Temperaturen i vattnet påverkar vattnets viskositet och styr därför fluxet, flödet, genom membranen. Låga temperaturer ger högre viskositet och lägre flux vilket medför större nödvändig membranyta. Metoden för fosforreduktion i den konventionella anläggningsdelen kan påverka mängden tvättkemikalier då efterfällning kan öka avlagringar av fällningsprodukter på membranen. Krav på kväverening medför långtgående biologisk rening och överlag låga koncentrationer av ammonium och organiskt material vilket minskar den biologiska påväxten i UF och GAK. Bypassflöde medför försämrad reningskapacitet. Det påverkar flux och behov av kemikalietytt i membranläggningen negativt, samt resulterar i en något ökad frekvens för backspolning i GAK-filtret.

Fluxen för UF-anläggningen i Kalmar specificerades till mellan 30 och 45 liter per kvadratmeter membranyta och timme (lmh), beroende på årstid och vattenkvalitet. Högt flux förväntas under sommaren med lågt vattenflöde, hög vattentemperatur och god reningskapacitet i den konventionella anläggningsdelen. Under vinterhalvåret kan fluxen behöva sänkas till 30 lmh på grund av låg vattentemperatur och högt bypassflöde. Fluxen är 2–3 gånger högre jämfört med UF-membran i MBR-anläggningar (Judd, 2006) vilket innebär att behovet av membranyta är väsentligt lägre med dessa fristående UF-membran.

Kontakttiden och höjden i kolbädden tillsammans med dimensioneringsflödet avgör storleken på GAK-filteranläggningen. En kontakttid på 12 min anses tillräcklig för att uppnå god adsorption. Höjden på kolbädden bör enligt leverantören Jacobi vara ca 1,2–1,3 m. Filterhastigheten är kopplad till bäddhöjd och kontakttid och anges som ett ungefärligt riktvärde. Backspolningsfrekvensen påverkar hantering av backspolningsvatten och arbetsbelastning. Hastigheten vid backspolning beror på typ av kol och påverkar design av utrustning för backspolning.

5.2 Design

Design av anläggningen baseras i första hand på val av membrantyp och typ av GAK-filter för att därefter anpassas till dimensioneringsunderlaget. UF-anläggningen för en applikation som efterpoleringssteg väljs som en dränkt membraninstallation med ut/in-membran. Anledning är att det alltid finns en viss risk för slamflykt från den konventionella anläggningsdelen. Dränkta membran ansågs då bättre lämpade jämfört med trycksatta membran. För GAK-filteranläggningen väljs öppna filter för att minska arbetsbelastning vid underhållsarbete. Utöver dessa val, påverkas designen

av fokus på hög driftsäkerhet, flexibilitet gällande framtida utbyggnad samt rimlig arbetsbelastning för driftspersonal. Det innebär bl.a. efterpoleringssteg med UF och GAK i parallella linjer med extra kapacitet för att kunna säkerställa filtrering av det dimensionerande flödet även vid driftstörningar och underhåll. Då både UF och GAK är filtreringstekniker krävs välfungerade system för backspolning för att upprätthålla effektiv drift. Designförslag för ett efterpoleringssteg med UF och GAK vid Kalmarsundsverket är presenterat i korthet i texten nedan och i Tabell 4. Processchema för fullskaleanläggning finns i Bilaga 6.

5.2.1 Förbehandling och UF-anläggning

Efter konventionell rening med kemisk efterfällning som slutsteg, leds det reade vattnet vidare till efterpoleringssteget via en pumpstation och en förfiltreringsanläggning. Förfiltreringen förutsätts ske med en roterande sil med perforerad plåt (0,6–0,8 mm hålstorlek) på grund av dess tillförlitliga avskiljning av trådbildande fibrer, och rens samlas i en container. Mindre hål är möjliga, drifterfarenhet med lokala förutsättningar saknas dock i dagsläget för sådan utrustning.

Grundutformningen för UF-anläggningen är en lösning med fyra linjer, där tre av dessa kan behandla det dimensionerande flödet. Designen togs fram av membranleverantören SUEZ som deltog i pilotförsöken, se data i Tabell 5.2. Vid backspolning tas vatten från en permeattank efter UF-membranen som också fungerar som ett utjämningsmagasin innan GAK-filtreringen. Dessutom behövs en CIP-tank för återhämtningstvätt och en neutraliseringstank för att återställa pH i tvättvattnet. Lagringstankar med invallningar och separering av tvättkemikalier behövs för fyra olika kemikalier: natriumhypoklorit, lut, oxalsyra (eller citronsyra) och saltsyra eller motsvarande. Utformningen av anläggningen måste möjliggöra lyft av membranmodulerna för visuell inspektion samt byte.

Efter backspolning av membranerna behandlas spolvattnet vid behov i neutraliseringstanken och förs sedan vidare med konstant flöde till en separat förtjockningsanläggning, med dosering av flockningsmedel. Förslaget är att använda lamellförtjockare och polymertillsats. Det reade vattnet leds tillbaka till den kemiska efterfällningen alternativt försedimenteringen i den konventionella anläggningsdelen och slammet leds till slambehandlingen.

5.2.2 GAK-anläggning

GAK-anläggningen designas med öppna filter med stort fribord för att kunna säkerställa tillräckligt högt filtertryck under normal drift. Fyra linjer med redundans ger möjlighet för kontinuerlig drift under perioder med underhållsarbete i ett filter. Utrustning för backspolning krävs i form av lagringstank för filtrerat vatten, backspolningspumpar och blåsmaskin för luftinblåsning. Backspolning bör kunna genomföras halvautomatiskt, med manuell start och automatisk drift. Det stora fribordet innebär minskad risk för bortspolning av kol under backspolningen. Manuell övervakning från driftspersonal bedöms ändå nödvändig. Efter backspolning leds vattnet tillbaka till den kemiska efterfällningen. Vid drifttagning av nytt kol är det

önskvärt att leda det första mycket förorenade spolvattnet till inkommande delar av reningsverket för att säkerställa hanteringen av slaggprodukter från kolet.

För att undvika längre driftstopp av GAK-filter, utformas anläggningen med ett lagringsutrymme för kolmängden till ett filter. Då kolet är använt och behöver bytas, sugts det upp ur filtret och skickas till regenerering. Lagrat kol i lagringsutrymmet kan då direkt fyllas i filtret och drifttagningsprocessen kan inledas. Regenererat kol kan efter återleverans till verket förvaras i lagringsutrymmet till dess att nästa filter töms.

5.2.3 Designdata för polersteg

Detaljer kring designen av UF- och GAK-anläggningarna i fullskala som diskuteras ovan presenteras i Tabell 5.2.

Tabell 5.2 *Designdata av anläggning i fullskala för UF och GAK på Kalmarsundsverket baserat på ett maximalt flöde på 900 m³/h.*

Anläggning	Parameter	Värde
UF	Membranyta	34 800 m ²
	Antal linjer	4 st
	Tankstorlek per linje	60 m ² , 15 m ³
	Backspolvattenmängd	1 300 m ³ /d
	Permeattank	75 m ³
	Spolvattentank (rejekt)	54 m ³
	CIP-tank	35 m ³
	NaClO (12 %)	47 900 kg/år
	NaOH (20 %)	1 000 kg/år
	Oxalsyra (10 %)	42 300 kg/år
	HCl (37 %)	500
GAK	Storlek filterbädd	216 m ³
		60 000 kg
	Antal linjer	4 st
	Bäddhöjd	1,2 m
	Storlek filter	45 m ²
	Backspolvattenmängd	120 m ³ /d

Membranytan i UF-anläggningen beräknas utifrån maximalt flöde och flux. Membran kan belastas hårdare än designflux under en kortare tid, vilket innebär att redundans för stopptider vid underhålls- eller återhämtningstvätt inte behöver påverka behovet av membranytan.

Tankstorleken beror på membranleverantörens utformning av membraninstallationen. Backspolvattenmängd beräknas utifrån dimensioneringsdata för andel spolvatten. Mängden är relevant för design av permeattank, utjämnings- och tvättningstank för backspolvattnet och anläggningen för vidare hantering av detta vatten. CIP-tankens design baseras på membrantankens storlek och utformning av membraninstallationen. Behovet av tvättkemikalier specificerades under pilotförsöken.

GAK-filteranläggningens storlek på filterbädd beräknas utifrån kontakttiden angiven i dimensioneringsdata. Här valdes 1,2 m för att minimera filtermotståndet, då vattnet rinner igenom öppna filter med hjälp av gravitation. Filterstorleken beräknas genom att fördela total bäddvolym på fyra linjer och dela med vald bäddhöjd. Antalet bäddvolymmer som GAK-anläggningen bedöms kunna rena tillförlitligt, påverkar inte designen, utan frekvensen för kolbyte och därmed driftkostnaderna. Backspolvattenmängden påverkar storlek på lagringstank för backspolningsvatten samt utrustning för avledning av detta.

5.3 Kostnader

Investerings- och driftkostnader för implementering av UF och GAK i fullskala på ett framtida, nybyggt Kalmarsundsverk har uppskattats utifrån designen beskriven i Kapitel 5.2 Design, ovan. Drift under 18 000 bäddvolymmer ligger till grund för kostnadsbedömningen för GAK-anläggningen då reningskapaciteten med denna belastning är känd efter genomförda pilotförsök. Med drift av flera parallella linjer kan byte av kol ske succesivt och kolbäddar med varierande ålder vara i drift samtidigt. Därmed går det att totalt sett upprätthålla en hög reduktionskapacitet trots att något filter visar en avtagande reduktion.

Anläggningen är designad för ett årsmedelflöde på 900 m³/h med 20 % överkapacitet för redundans. För att beräkna representativa driftkostnader togs tillrinningen under dygnet i beaktande: en kommunal avloppsreningsanläggning är normalt inte fullt belastad under nätterna då flödet är lågt. Ett konstant flöde av 900 m³/h under 20 h tillrinningstid/dygn och 365 dagar drift årligen, gav en specifik kostnad av ca 2,8 kr/m³. Årskostnaden för den kompletta anläggningen beräknades till ca 18,5 Mkr för en livscykel på 30 år. UF-anläggningen står för ca 10,5 Mkr och GAK-anläggningen bidrar med 8,0 Mkr (motsvarande ca 57 % respektive 43 %). Dessa kostnader baseras på en bedömning som omfattar anläggningens totalkostnad för Kalmar Vatten (entreprenadkostnad inklusive efterbehandling plus byggherreomkostnader). I de angivna kostnaderna ingår avskrivningar från investeringarna (inklusive återinvestering efter utjämt livstid) med en ränta på 2,5 %, och driftskostnad med årlig uppräknings med 1,5 % (uppskattad KPI). Detaljer kring bedömningen av kostnader redovisas i Bilaga 6.

Baresel m.fl. (2017a) har sammanställt kostnader för olika processtekniker och storlekar på reningsverk i projektet *SystemLäk*. Kombinationen av UF och GAK finns med i utvärderingen och kostnaden uppskattades till 0,8–1,4 kr/m³ för reningsverk med 100 000 pe, vilket är lägre än kostnaden framtagen i denna studie (ca 2,8 kr/m³ enligt ovan). Förutsättningarna för beräkningen är emellertid olika. I denna studie är kostnaden framtagen baserat på erfarenheter av och uppgifter från membranleveratören SUEZ och personal på Kalmar ARV, och designen omfattar Kalmar Vattens krav på praktiska säkerhetsmarginaler. Kostnaderna täcker membranbyte efter 7,5 års avskrivningstid enligt leverantörsuppgift, och kolbyte utan regenerering efter 18 000 BV.

Tidigare studier har presenterat uppskattade kostnader för efterpolering med GAK. Mulder m.fl. (2015) anger en kostnad på ca 0,27 €/m³ motsvarande ca 2,7 kr/m³. Byte av kolet är beräknat efter 8 000 BV. Koncentrationen av DOC i vattnet medförde en hög förbrukning av kol och därmed högre kostnader. Den specifika kostnaden för rening i en GAK-anläggning i Kalmar med byte efter 18 000 BV beräknades till 1,2 kr/m³, vilket är betydligt lägre än Mulder m.fl. (2015) redovisade. Även om bytet i Kalmar skulle ske efter 8 000 BV är kostnaderna betydligt lägre jämfört med den tidigare studien, eftersom flera andra förutsättningar skiljer sig.

Slutkostnaderna för UF och GAK påverkas mycket av drifttiden för membran och kol samt kostnaderna för desamma. Minskar t.ex. kolkostnaden till enbart en tredjedel, minskar den specifika kostnaden för GAK från 1,2 till 0,9 kr/m³, se Bilaga 6. Användning av regenererat kol kan också komma att sänka kostnaderna.

Det är många faktorer som påverkar kostnadsberäkningar vilket gör jämförelser mellan studier svåra då förutsättningarna kan variera kraftigt. Kostnaderna för Kalmarsundsverket är inte optimerade eller upphandlade utan är snarare en första beräkning baserat på designen. Kostnaderna påverkas av flera faktorer, inte minst uppskattade drifttider. Kalmar Vattens krav på praktiska säkerhetsmarginaler är kostnadsdrivande men bedöms nödvändiga för att anläggningen ska vara driftsäker, vilket är en grundförutsättning för att gällande utsläppskrav ska kunna uppfyllas.

6. Diskussion

Erfarenheter från pilotdriften av UF och GAK har skapat värdefull information för en framtida eventuell utbyggnad av Kalmarsundsverket. För att sätta denna kunskap i ett större perspektiv i VA-Sverige har erfarenheterna legat till grund för en allmän diskussion om teknikkombinationens förutsättningar på olika typer av reningsverk. Lämpligheten av UF och GAK är inte ställd i relation till andra tillgängliga filtreringstekniker eller processer för reduktion av mikroföroreningar såsom ozon eller PAK. Den typen av jämförelser är grundligt utförda i ett tidigare projekt, SystemLäk, (Barelsel m.fl. (2017a och 2017b).

Drifterfarenheterna i denna studie är baserade på en UF-anläggning som efterpoleringssteg. Avskiljningskapaciteten för olika ämnen förväntas dock inte skilja nämnvärt mellan en sådan applikation och membran i MBR-system. MBR kan också vara ett mycket effektivt alternativ om ytan på ett reningsverk är mycket begränsad eftersom tekniken kan ersätta konventionellt aktivslam med sedimentering.

6.1 Reningsgrad av vatten

I Kalmar gjordes studien som ett polersteg efter en långtgående reningsprocess med kvävereduktion och efterfällning. Det skapar mycket bra förutsättningar för både UF och GAK då driften av båda processerna underlättas av hög renhet i det behandlade vattnet. Suspenderat material i vattnet bidrar till igensättning och ökar behovet av frekvent backspolning av membranen. Organiskt material och ammonium i avloppsvattnet bidrar till en förhöjd biologisk påväxt på både UF-membran och i GAK-filer. Detta leder också till tätare backspolningar.

I reningsverk utan biologisk rening (t.ex med direktfällning) eller med biologisk rening utan kvävreduktion finns det en förhöjd risk för igensättning. Drifterfarenheterna från pilotanläggningen visade ökat underhållsbehov som en följd av igensättning under perioder med lägre reningsgrad. Rester av fällningskemikalier visades bidra till avlagringar på UF-membranen och en ökad konsumtion av tvättkemikalier. Hur drift och underhåll påverkas av kontinuerlig drift med sämre renat vatten är inte behandlat i denna studie. Det kommer undersökas i projektet Less is More där avloppsvatten kommer behandlas i en pilotanläggning med trumfilter och teknikkombinationen UF och GAK, utan biologisk rening, på Svedala reningsverk (Gdansk Water Foundation, 2018).

6.2 Reduktion av ämnesgrupper

Reduktionskapaciteten för UF och GAK skiljer sig för olika ämnen, samt för löst och partikulärt material. Suspenderat material avskiljs effektivt med UF. Porstorlek på 0,02 μm utgör en barriär för mikroorganismer, bland annat E. coli och koliforma bakterier som analyserades i permeatet.

Mycket låga utsläppsnivåer gällande såväl suspenderat material som totalfosfor är möjliga att nå. GAK-filter har begränsade möjligheter att ta bort fosfor vilket också har visats utan förbehandling med UF (Ek m.fl., 2013).

Reduktion av löst kväve kunde inte visas, även om viss nitrifikation skedde i kolfiltret (ökning av nitratkväve var ca 1 mg/l). Ek m.fl. (2013) har däremot visat att nitrathalten kan minska något i kolfilter genom denitrifikation.

Gällande organiska mikroföroreningar avskiljs dessa effektivt i GAK-filtret. Adsorptionen är effektiv för ett brett spektrum av ämnen. UF bidrar inte direkt till reduktion av dessa ämnen. I kombinationen av UF och GAK kan synergieffekter uppstå då partikulärt material avskiljs i UF, vilket kan underlätta driften av kolfiltret.

6.3 Storlek på reningsverk

Det är en vanlig uppfattning att GAK-filter passar bättre på mindre reningsverk, men det finns inget anläggningstekniskt som hindrar användningen på stora verk enligt Baresel m.fl. (2017a). Generellt är sand- och kolfilter lika i drift och dimensionering. Driften av GAK-filter är enkel och behöver endast begränsad tillsyn och specialkunskaper av operatörer. UF är en mer kompakt lösning som ställer högre krav på operatörskompetens. Idag är kompetensen kring membrantekniker begränsad hos driftpersonal på avloppsreningsverk (Baresel m.fl., 2017a). I takt med att utbyggnad av UF-anläggningar sker kommer kunskapsnivån öka och behöver inte ses som en begränsning i framtiden.

Kalmar reningsverk är belastat med drygt 70 000 pe och teknikkombinationen bedöms lämplig att implementera vid ombyggnation. Drift- och underhållsinsatserna bedöms vara rimliga i förhållande till verkets förutsättningar med personaltäthet. För mycket små reningsverk riskerar arbetsbelastningen att bli oproportionerligt hög då bemanningen kan vara begränsad. Kolfilter kan vara en lämplig process då underhåll och drift är enkel. Förbehandling skulle kunna ske i ett sandfilter istället för UF för att begränsa tillsynsbehovet och eventuellt möjliggöra viss biologisk nedbrytning i förbehandlingen. Denna processuppställning har framgångsrikt testats i pilotförsök inom projektet FRAM (Havs- och vattenmyndigheten, 2018).

Förutsättningar för UF anses förbättras när storleken på reningsverk ökar eftersom bemanningen och personalnärvaron ökar. Stora reningsverk bedöms principiellt kunna byggas ut mest kostnadseffektivt på grund av skalfördelar (Baresel m.fl., 2017a).

6.4 Recipient

Incitamenten för att minska utsläpp av mikroföroreningar från avloppsreningsverk grundar sig i att förbättra vattenkvaliteten i våra ytvatten. Det är en av grundpelarna i EU:s vattendirektiv (2000/60/EG). Kalmar reningsverk släpper ut sitt vatten till Kalmarsund med hög utspädning. Utsläpp

till kustområden eller liknande platser med stor utspädning, bedöms innebära mindre risker för direkt negativ påverkan av miljön. Extra insatser på reningsverk kan dock vara befogade vid stora reningsverk för att minska punktutsläpp. I Schweiz ska reningsverk större än 80 000 pe införa utökad rening för att minska punktutsläppen.

En del recipienter för renat avloppsvatten är direkta eller indirekta råvattentäkter för dricksvattenverk. Genom att minska utsläpp av mikroföroreningar och bakterier minskar belastningen på vattendrag och vattenverken. Möjligheterna för mer direkt återanvändning av avloppsvatten, förslagsvis som tekniskt vatten för spolning av toaletter, kylning, bevattning etc, ökar dessutom med högre reningsgrad av avloppsvattnet.

Recipienter med en liten utspädning av avloppsvatten eller känsliga ekosystem kan påtagligt påverkas negativt av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen. Utökad rening av mikroföroreningar kan skydda ekosystemen i dessa recipienter. Det har varit drivkraften bakom införandet av ozonbehandling i fullskala på Tekniska verken i Linköping (Sehlén m.fl., 2015).

7. Slutsatser

En viktig utsläppsväg av mikroföroreningar, framförallt läkemedelsrester, är via avloppsreningsverk. Många av dessa ämnen anses inte kunna brytas ner i miljön. Utökad rening på reningsverk är därför viktig för att begränsa utsläpp av mikroföroreningar till miljön, både från stora och små reningsverk. I dagsläget finns inga utsläppskrav på mikroföroreningar. Det kanske kommer i framtiden men vem som ska ansvara för utformningen och att sätta gränserna är idag inte klart.

Denna studie har visat att Kalmar ARV effektivt kunde minska utsläppen av mikroföroreningar genom att behandla vattnet med UF-membran och GAK-filtrer. Mikroföroreningarna avskiljs i GAK-filtret genom adsorption till kolet. Vid avslutade försök efter ett års drift (drygt 18 000 BV) har adsorptionskapaciteten i kolet minskat och kolet kan behöva ersättas med nytt eller regenererat kol.

Både UF och GAK behöver regelbunden backspolning för att avlägsna avskilt suspenderat material i UF och biofilm i GAK-filtren. För UF-membranen är den största delen av backspolningarna automatiserade. GAK-filtret i pilotanläggningen krävde manuell backspolning. Kolet som används för adsorption av mikroföroreningar har mycket låg densitet och backspolning måste därför ske långsamt och kontrollerat. I en anläggning i fullskala är förhoppningen att backspolning kan ske semiautomatiskt för att minska arbetsbelastningen för operatörerna.

Kostnader för UF och GAK i fullskala på ett nyrenoverat Kalmarsundsverk uppskattades till ca 18,5 Mkr/år eller ca 2,8 kr/m³. I den kostnaden behandlas ca 80 % av allt spillvattnet på ett reningsverk för ca 90 000 pe eller uttryckt i flöde; 900 m³/h med 20 h tillrinningstid. I designen är även en säkerhetsmarginal med 20 % redundans inräknad för att säkerställa en hög driftsäkerhet. Kostnaderna är något högre för UF jämfört med GAK, 1,6 respektive 1,2 kr/m³. Den största anledningen är att UF-membranen är dyra i inköp och beräknas bytas efter 7,5 år.

Förutom god reduktion av mikroföroreningar visade pilotförsöken tydligt att UF-membranen avskiljer allt suspenderat material däribland partikulärt bunden totalfosfor och bakterier. Det är därför möjligt att nå strikta utsläppskrav för fosfor genom att installera UF. Kombinationen UF-GAK kan därför vara ett bra alternativ för att uppnå framtida eventuella nya och striktare utsläppskrav.

8. Referenser

- Abegglen, C. & Siegrist, H. (2012). *Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser – Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen*. Schweizerische Eidgenossenschaft, Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern 2012.
- Altmann, J., Rehfeld, D., Träder, K., Sperlich, A., Jekel, M. 2016. Combination of granular activated carbon adsorption and deep-bed filtration as a single advanced wastewater treatment step for organic micropollutant and phosphorus removal. *Water Research*, 92, 131–139.
- Baresel, C., Ek, M., Harding, M., Bergström, R. 2014. *Behandling av biologiskt renat avloppsvatten med ozon eller aktivt kol*. IVL rapport B2203.
- Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K., Olshammar, M. 2017a. *Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten*. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport C 235.
- Baresel, C., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.-S., Magnér, J., Dahlgren, L., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U., Søhr, S. 2017b. *Handbok för rening av mikroförureningar vid avloppsreningsverk - Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroförureningar*. Slutrapport SystemLäk-projektet. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2288.
- Benstoem, F., Nahrstedt, A., Boehler, M., Knopp, G. 2017. Performance of granular activated carbon to remove micropollutants from municipal wastewater – A met-analysis of pilot- and large-scale studies. *Chemosphere*, 185, 105–118.
- Blair, B., Nikolaus, A., Hedman, C., Klaper, R., Grundl, T. 2015. Evaluating the degradation, sorption, and negative mass balances of pharmaceuticals and personal care products during wastewater treatment. *Chemosphere*, 134, 395-401.
- Boehler, M., Zwickenspflug, B., Hollender, J., Ternes, T., Joss, A., & Siegrist, H. 2012. Removal of micropollutants in municipal wastewater treatment plants by powder-activated carbon, *Water Science & Technology*, 66 (10), 2115–2121.
- Ek, M., Bergström, R., Magnér, J., Harding, H. Baresel, C. 2013. *Aktivt kol för avlägsnande av läkemedelsrester ur behandlat avloppsvatten*. Rapport IVL B2089.
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.
- Falås, P., Andersen, H., Ledin, A., & la Cour Jansen, J. (2012a). Occurrence and reduction of pharmaceuticals in the water phase at Swedish wastewater treatment plants. *Water Science & Technology*, 66 (4), 783–791.

- Gdansk Water Foundation. 2018. Less is more. Gdansk Water Foundation. <http://www.gfwlm.nazwa.pl/projekty/less-is-more/> (Hämtad 2018-06-20)
- Gibert, O., Lefèvre, B., Fernández, M., Bernat, X., Paraira, M. 2013. Characterising biofilm development on granular activated carbon used for drinking water production. *Water Research*, 47, 1101–1110.
- Gurke, R., Rößler, M., Marx, C., Diamond, S., Schubert, S., Oertel, R., Fauler, J. 2015. Occurrence and removal of frequently prescribed pharmaceuticals and corresponding metabolites in wastewater of a sewage treatment plant. *Science of the Total Environment*, 532, 762–770.
- Havs- och Vattenmyndighetens föreskrifter och allmänna råd (HVMFS 2012:14) om badvatten.
- Havs- och Vattenmyndigheten. 2018. *Reningstekniker för läkemedel och mikroföroreningar i avloppsvatten*. Havs- och Vattenmyndigheten, Rapport 2018:7.
- Judd, S. (red.). 2006. *The MBR book: the principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment*. Oxford: Elsevier Ltd.
- Kasprzyk-Hordern, B., Dinsdale, R. M., Guwy, A. J. 2009. The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. *Water Research*, 43 (2), 363–380.
- Kommissionens genomförandebeslut (EU) 2015/495 av den 20 mars 2015 om upprättande av en bevakningslista över ämnen för unionsomfattande övervakning inom vattenpolitikens område i enlighet med Europaparlamentet och rådets direktiv 2008/105/EG [delgivet med nr C(2015) 1756] Text av betydelse för EES.
- Kärelid, V., Larsson, G., Björlenius, B. 2017. Pilot-scale removal of pharmaceuticals in municipal wastewater: Comparison of granular and powdered activated carbon treatment at three wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, 193, 491–502.
- Meinel, F., Ruhl, A. S., Sperlich, A., Zietzschmann. 2015. Pilot-scale investigation of micropollutant removal with granular and powdered activated carbon. *Water Air Soil Pollution*, 2015, 226:2260.
- MistraPharma. 2015. *Identification and reduction of environmental risks caused by human pharmaceuticals*. Slutrapport MistraPharma-projektet.
- Mulder, M., Antakyali, D., Ante, S. 2015. *Costs of Removal of Micropollutants from Effluents of Municipal Wastewater Treatment Plants – General Cost Estimates for the Netherlands based on Implemented Full Scale Post Treatments of Effluents of Wastewater Treatment Plants in Germany and Switzerland*. STOWA and Waterboard the Dommel, The Netherlands.
- Naturvårdsverket. 2017. *Avancerad rening av avloppsvatten för avskiljning av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen*. Naturvårdsverket, Rapport 6766.

- Sehlén, R., Malmborg, J., Baresel, C., Ek, M., Magnér, J., Allard, A-S., Yang, J. 2015. *Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten*. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2218.
- Snyder, S., Adham, S., Redding, A. M., Cannon, F. S., DeCarolis, J., Oppenheimer, J., Wert, E. C., Yoon, Y. 2007. Role of membranes and activated carbon in the removal of endocrine disruptors and pharmaceuticals. *Desalination*, 202, 156–181.
- Svahn, O. 2016. *Tillämpad miljöanalytisk kemi för monitorering och åtgärder av antibiotika- och läkemedelsrester i Vattenriket*. Diss., Lunds universitet.
- Svahn, O. & Björklund, E. (2016). Increased electrospray ionization intensities and expanded chromatographic possibilities for emerging contaminants using mobile phases of different pH. *Journal of Chromatography B*, 1033-1034, 128-137.
- Velten, S., Boller, M., Köster, O., Helbing, J., Weilenmann, H-U., Hamnes, F. 2011. Development of biomass in a drinking water granular active carbon (GAC) filter. *Water Research*, 45, 6347–6354.
- Wick, A., Fink, G., Joss, A., Siegrist, H., Ternes, T. A. 2009. Fate of beta blockers and psycho-active drugs in conventional wastewater treatment. *Water Research*, 43, 1060–1074.
- Willey, Joanne m., Sherwood, Linda M. och Woolverton, Christopher J. 2011. *Prescott's microbiology*. 8. Uppl. Singapore: McGraw-Hill.
- Zietzschmann, F., Stützer, C., Jekel, M. 2016. Granular activated carbon adsorption of organic micro-pollutants in drinking water and treated wastewater – aligning breakthrough curves and capacities. *Water research*, 92, 180–187.

9. Bilagor

Bilaga 1. Kemiska och biologiska analysparametrar

Tabell B1.1 Eurofins analysprotokoll med genomförda analysparametrar, enheter och mätmetoder.

Analys	Enhet	Metod/referens
Koliforma bakterier 35° C	cfu/100 ml	SS-EN ISO 9308-2:2014
Escherichia coli	cfu/100 ml	SS-EN ISO 9308-2:2014
Turbiditet	FNU	SS-EN ISO 7027-1:2016
Färg (410 nm)	Mg Pt/L	SS-EN ISO 7887-2012 del C
pH		SS-EN ISO 10523-1012
Temperatur vid pH-mätning	° C	SS-EN ISO 10523-1012
Alkalinitet	mg HCO ₃ /L	SS-EN ISO 9963-2:1996
Konduktivitet	mS/m	SS-EN 27888:1994
Klorid	mg/L	SS-EN ISO 10304-1:2009
Sulfat	mg/L	St Meth 4500-SO ₄ , E, 1988 / Kone
Fluorid	mg/L	St Meth 4500-F, E, 1988 mod / Kone
COD-Mn	mg O ₂ /L	fd SS 028118:1981 / mod
TOC	mg/L	SS-EN 1484:1997
Ammonium-kväve (NH ₄ -N)	mg/L	SS-EN 11732:2005
Ammonium (NH ₄)	mg/L	SS-EN 1173:2005
Fosfatfosfor (PO ₄ -P)	mg/L	SS-EN ISO 6878:2005
Fosfat (PO ₄)	mg/L	SS-EN ISO 6878:2005
Nitrat-kväve (NO ₃ -N)	mg/L	SS 028133:1991 mod
Nitat (NO ₃)	mg/L	SS 028133:1991 mod
Nitrit-kväve (NO ₂ -N)	mg/L	SS-EN 26 777:1993 mod
Nitrit (NO ₂)	mg/L	SS-EN 26777:1993 mod
NO ₃ /50 + NO ₂ /0,5	mg/L	SS 028133:1991 mod
Totalhårdhet (° dH)	°dH	Beräkning (Ca + Mg)
Natrium Na (end surgjort)	mg/L	SS-EN ISO 17294-2 utg 1 mod
Kalcium Ca (end surgjort)	mg/L	SS-EN ISO 17294-2 utg 1 mod
Järn Fe (end surgjort)	mg/L	EN ISO 17294-2:2016
Magnesium Mg (end surgjort)	mg/L	SS-EN ISO 17294-2 utg 1 mod
Mangan Mn (end surgjort)	mg/L	EN ISO 17294-2:2016
Aluminium Al (end surgjort)	mg/L	EN ISO 17294-2:2016

Bilaga 2. Ämneslista mikroföroreningar

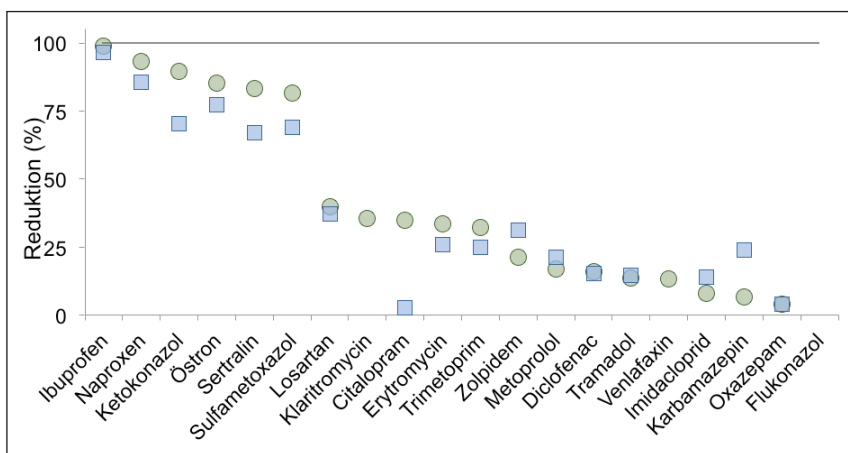
Tabell B2.1 Analyserade ämnen och dess användning. Ämnens förekomster på bevakningslistor är markerade; (E) Eus bevakningslista, (L) läkemedelsverkets miljöindikatorer, (S) Schweiz indikator-substanser.

Substans	Användning	Bevakningslistor
Ciprofloxacin ¹	Antibiotika	L
Citalopram	Antidepressiva	L, S
Diklofenak	Inflammationshämmande	E, L, S
Erytromycin	Antibiotika	E, L
Flukonazol	Antisvampmedel	L
Ibuprofen	Inflammationshämmande	L
Imidaklopid	Pesticid (insekticid)	E
Karbamazepin	Lugnande	L, S
Ketokonazol	Antisvampmedel	L
Klaritromycin	Antibiotika	E, L, S
Levonogestrel ²	Hormon	L
Losartan	Blodtryckssänkande	L
Metoprolol	Blodtryckssänkande	L, S
Metotrexat ¹	Immundämpande	L
Naproxen	Inflammationshämmande	L
Oxadiazon ²	Pesticid (herbicid)	E
Oxazepam	Lugnande	L
Sertralin	Antidepressiva	L
Sulfametoxazol	Antibiotika	L
Tiaklopid ²	Pesticid (insekticid)	E
Tiametoxam ²	Pesticid (insekticid)	E
Tramadol	Smärtstillande	L
Triallat ²	Pesticid (herbicid)	E
Trimetoprim	Antibiotika	L
Venlafloxin	Antidepressiva	S
Zolpidem	Sömnmedel	L
Östron (E1)	Könshormon	E

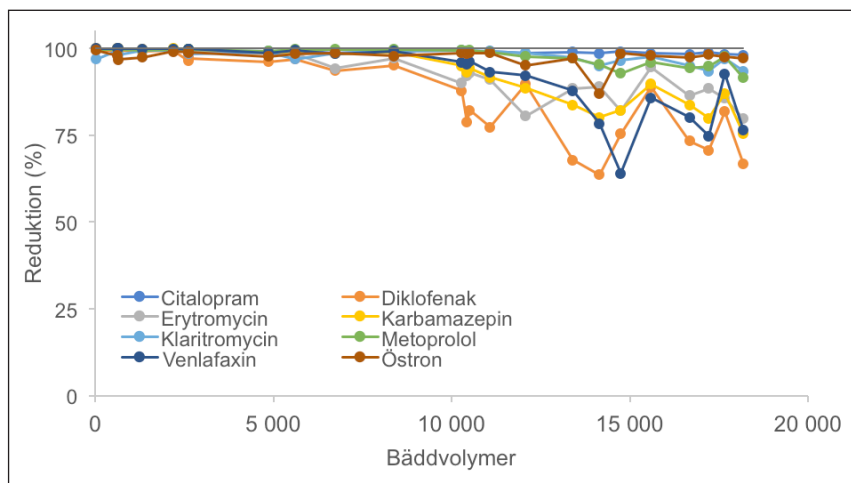
¹ Kvantifieringsgränsen större än 10 % av medelkoncentrationen i inkommande avloppsvatten

² Ej detekterbara i inkommande avloppsvatten

Bilaga 3. Reduktion av mikroföroreningar

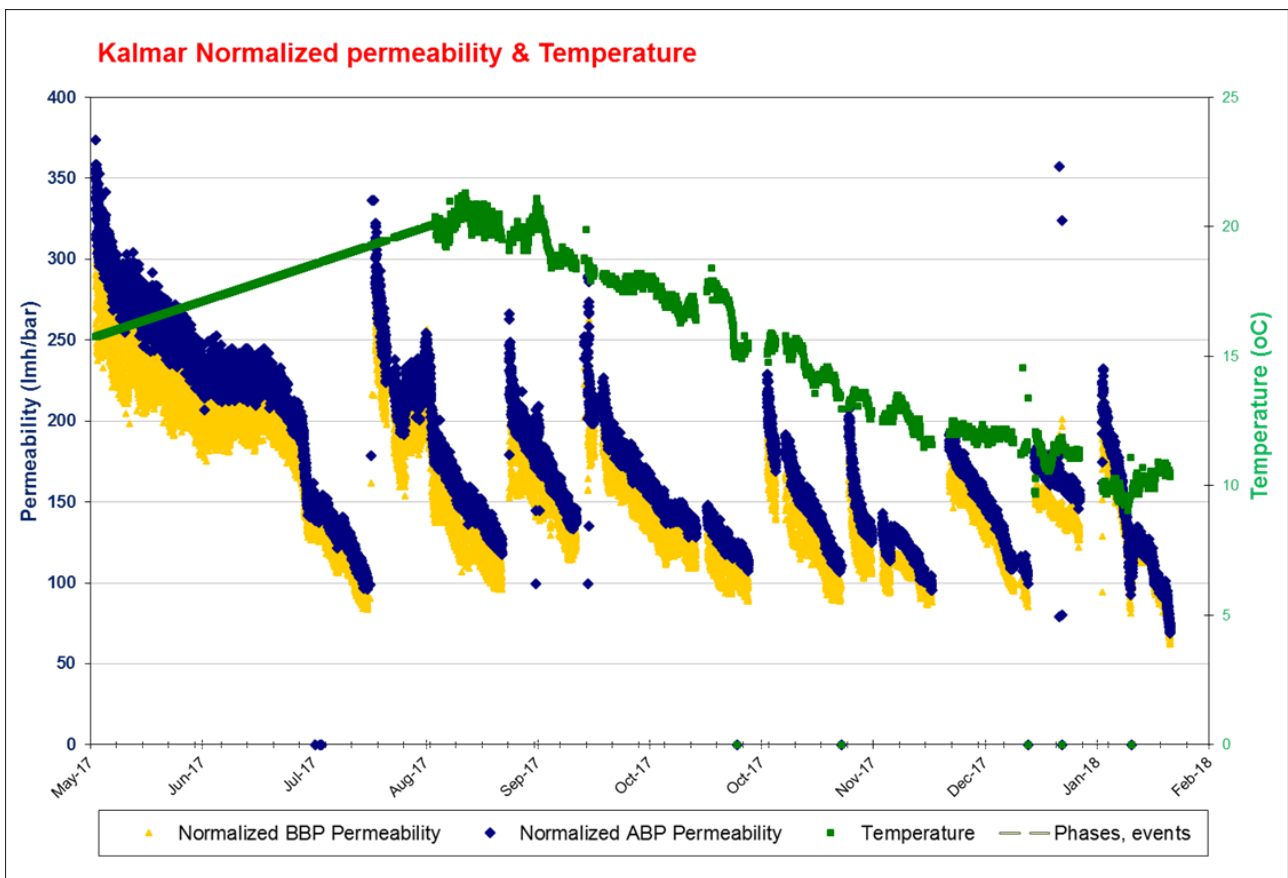


Figur B3.1 Reduktionskapacitet i Kalmar ARV vid olika flöden. Vid normala flöden behandlas allt vatten i de biologiska reningsstegen. Vid höga flöden leds en del vatten förbi den biologiska reningen till den kemiska efterfällningen innan vattnet släpps ut. Höga flöden till reningsverket påverkar reduktionskapaciteten negativt för de flesta ämnen.



Figur B3.2 Reduktion i GAK-filtret över tid för ämnen på EU:s bevakningslista och i Schweiz lagstiftning.

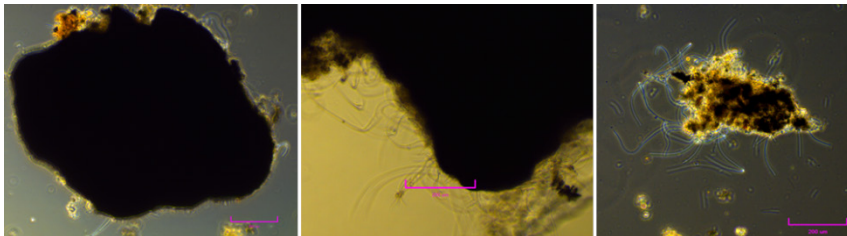
Bilaga 4. Permeabilitet UF



Figur B4.1 UF-membranens permeabilitet efter membranbyte i maj 2017 (temperaturkurvan är korrekt fr o m aug 2017). Permeabiliteten kunde återfås efter underhållsvätta.

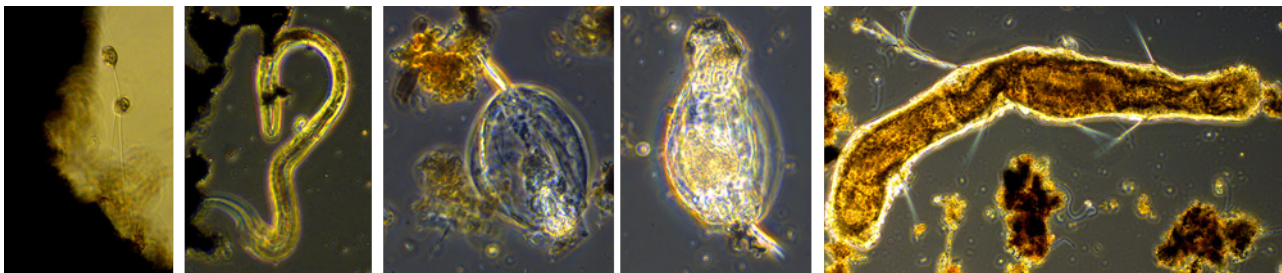
Bilaga 5. Utveckling av biofilm i GAK-filter

Under hela projektperioden studerades utvecklingen av biofilm i filtret genom mikroskopering av kolgranuler från filtret. Nedan följer en kort sammanfattning av den utveckling som kunde följas i filtret samt ett urval av arter som påträffats. Redan efter två veckor kunde bakterier och filament ses, Figur B5.1.



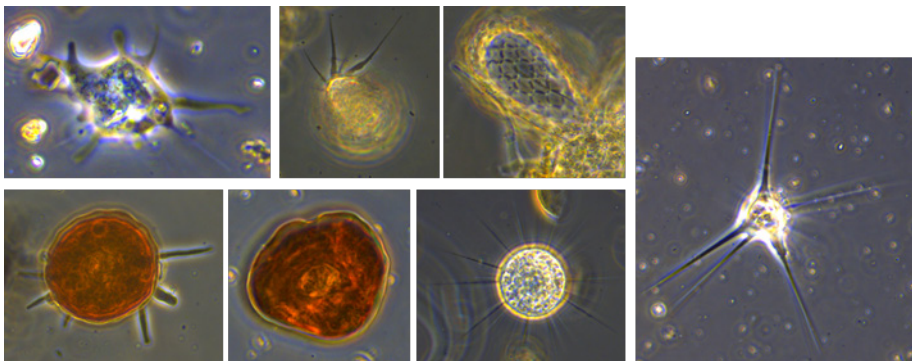
Figur B5.1 Påväxt av biofilm och filament på kolgranul (två bilderna till vänster). Slam med filament till höger. Skallstreck visar 100 μm .

Efter fyra veckor påträffades olika typer av ciliater; stjälkade och krypande, Figur B5.2. Efter sex veckor sågs högre arter som nematoder och efter ytterligare en tid, hjuldjur. Större maskar kunde påträffas under en period, men dessa försvann när filtret började luftas en gång i veckan.



Figur B5.2 Från vänster till höger; stjälkade ciliater (klockdjur), Nematod, hjuldjur (två bilder) och havsborstmask.

Åtta veckor efter driftstart hittades amöbor, Figur B5.3. Olika typer av amöbor var sedan närvarande i filtret under hela försöksperioden.

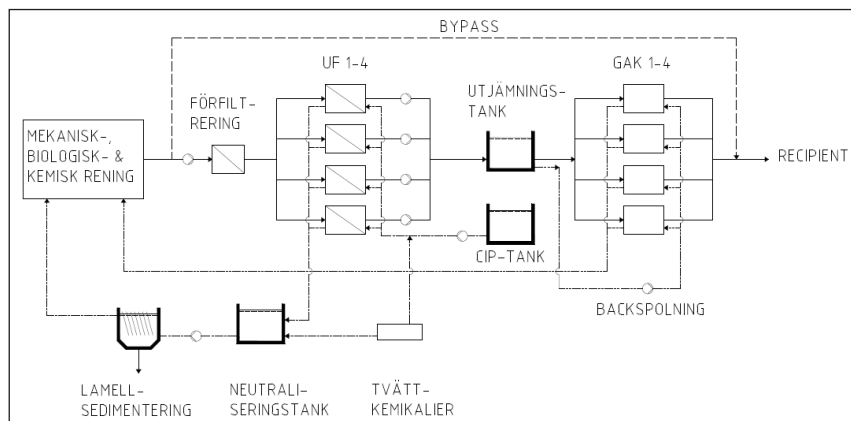


Figur B5.3 Ett urval av olika amöbor som setts i GAK-filtret under studien.

Värt att notera är att utvecklingen inte avstannade i filtret under försöksperioden utan nya organismer hittades kontinuerligt. Det är även intressant att arterna som setts i filtret skiljer sig från dem som finns i reningsverkets aktivslam-process.

Bilaga 6. Anläggningsdesign och -kostnad i fullskala

Kalmar Vatten AB planerar en större om- och tillbyggnad av Kalmar avloppsreningsverk. Det nya verket kommer kallas Kalmarsundsverket. En skiss av en anläggning med UF och GAK i fullskala på Kalmarsundsverket visas i Figur B6.1. Lösningen för den hydrauliska kapaciteten kommer att vara avgörande för en fullgod funktion. För Kalmarsundsverket bör det finnas två pumpsteg; ett till UF och ett till GAK, likt figuren. Alternativet är att ha ett pumpsteg till UF och anpassa konstruktionen så att vattnet kan rinna med självfall genom GAK-filtren.



Figur B6.1 Blockschema anläggning i full-skala.

Investering

Designen av en fullskaleanläggning för UF och GAK som presenteras i Kapitel 5.2 och ovan i Figur B6.1 ligger till grund för en kostnadsbedömning av investeringen. De lokala förhållandena och förutsättningarna på reningsverket är med i bedömningen. Investeringen omfattar kostnader för alla olika arbetsområden:

- Bygg & mark inkl. efterbehandling
- Process & maskin
- El & styr
- VVS
- Markledningar

Utöver dessa kostnader, omfattar investeringsbedömningen en post för oförutsedda utgifter samt alla övriga byggherreomkostnader som uppstår i ett byggprojekt. Investeringen speglar därför en totalkostnad, inte bara en entreprenadsumma.

Kostnadsbedömningen baseras på platsgjutna betongkonstruktioner för tankar och bassänger samt överbyggnad (maskinhall). Installationen för process & maskin samt el & styr är utformad för helautomatisk drift med redundans för vitala anläggningsdelar för god driftsäkerhet. VVS-utformningen är konventionell. Val av material för rörledningar är syrafast stål respektive plast.

Investeringen för UF-anläggningen baserades på en kostnadsbedömning som gjordes i samarbete med konsulter och membranleverantör. Justeringar har sedan gjorts för att stämma överens med aktuell design och dimensioneringsdata. Valda membran i denna kostnadsbedömning är ZW1000 från SUEZ. Den totala investeringen för UF-anläggningen bedömdes till ca 100 Mkr. Av den totala uppskattade kostnaden utgör process & maskin 54 %, bygg & mark 30 %, el & styr 9 %, VVS 6 % och markledningar 1 % av den totala investeringen.

Investeringen för GAK-anläggningen baserades på en tidigare kostnadsbedömning för en sandfilteranläggning med fyra rektangulära filter som gjordes i samarbete med konsulter och leverantörer. Den bedömningen justerades i enlighet med aktuell design och dimensioneringsdata. Den totala investeringen för GAK-anläggningen bedömdes till ca 85 Mkr. I den utgör process & maskin 22 %, bygg & mark 63 %, el & styr 7 %, VVS 7 % och markledningar 1 % av den totala investeringen.

Driftkostnad

Designen av en fullskaleanläggning för UF och GAK som presenteras i Kapitel 5.2 och ovan i Figur B6.1 ligger till grund för en beräkning av driftkostnader. Driftkostnaderna omfattar följande kostnader:

- El
- Kemikalier
- GAK
- Personal
- Underhåll

Elbehovet beräknades utifrån en summering av de enskilda maskinernas bedömda effekt, verkningsgrad och drifttid för det dimensionerande flödet. Kemikaliebehovet i UF-anläggningen beräknades baserat på de specifika mängderna som behövs för rening av en kubikmeter permeat och det dimensionerande flödet. De specifika mängderna beräknades utifrån en intervall för underhållsvätt mellan 3–7 ggr/vecka och en intervall för återhämtningstvätt på ca 1 ggr/månad. Intervallerna kan variera beroende på kvalitet på avloppsvattnet. GAK-behovet baserades på det valda antalet bäddvolymeter som bedöms ge önskad reningsgrad och det dimensionerande flödet. GAK-kostnaden sattes till 24 000 kr/ton. Personalbehovet bedömdes av driftpersonalen utifrån erfarenheter från pilotförsöken samt överläggningar gällande behovet i en fullskalig anläggning. Det årliga underhållsbehovet beräknades med 5 % av investeringen för alla sorters maskinella objekt (maskin, el & styr, VVS), och 0,75 % av investeringen för bygg & mark. Driftkostnader uppdelade på typ och anläggningsdel redovisas i Tabell B6.1.

Tabell B6.1 Driftkostnader för fullskalig anläggning enligt Kapitel 5.1 Dimensionering och Kapitel 5.2 Design.

Kostnad *	UF-anläggning (Mkr/år)	GAK-anläggning (Mkr/år)	Totalt (Mkr/år)
El	0,6	0,02	0,62
Kemikalier/GAK	0,1	2,5	2,6
Personal	0,3	0,2	0,5
Underhåll	1,6	0,8	2,4
SUMMA	2,6	3,5	6,1

* De angivna kostnaderna är beräknade årskostnader; för livscykelkostnadsberäkningen, se nästa stycke

Underhållskostnader för UF-anläggningen anges vara dubbelt så hög som för GAK-anläggningen; anledningen är att UF-anläggningen är mer teknikintensiv vilket innebär ökade kostnader för skötsel och underhåll.

Enligt muntliga uppgifter, kan samma typ av granulerat aktivt kol köpas för endast 8 000 kr/ton. Med det priset beräknas den årliga GAK-kostnaden till 0,8 Mkr istället för 2,5 Mkr.

Livscykelkostnad

Uppskattningen av livscykelkostnad omfattar investering och driftkostnad som redovisats ovan. Investeringen korreleras till avskrivningstider som förväntas motsvara den tekniska livslängden på respektive anläggningsdel, se Tabell B6.2.

Tabell B6.2 Avskrivningstider för anläggningsdelar.

Anläggningsdel	Avskrivningstid (år)
Bygg & mark	50
Process & maskin - rör	30
Process & maskin - maskinell utrustning	15
Process & maskin - instrument	10
El & styr - kablage/ställverk	20
El & styr - apparatskåp/FO ¹ + MCC ² /tele/data	10
VVS - rör	30
VVS - maskinell utrustning	10
Markledningar	50

¹ Frekvensomvandlare

² Motor control center

Kalkylränta förväntades utgå på hela investeringen med 2,5 %. Årlig uppräknings av driftkostnad skedde med 1,5 % (KPI).

Den årliga investeringskostnaden beräknades med kalkylränta 2,5 % och avskrivning inklusive återinvestering efter utjänt livstid enligt Tabell B6-2 ovan. Den årliga driftkostnaden beräknades med KPI 1,5 %. Årskostnaden för anläggningen beräknades genom att summera de årliga investerings- och driftkostnaderna. Totalkostnaden under 30 års livslängd beräknades genom att multiplicera denna summa med 30 år. Denna beräkning innebär att anläggningen efter 30 års livslängd fortfarande har ett värde eftersom alla anläggningsdelarna inte är avskrivna.

Resultatet av beräkningarna är att årskostnaden uppgår till 18,5 Mkr.
Totalkostnaden på en livscykel på 30 år uppgår till 556 Mkr.



Box 14057 • 167 14 Bromma
Tfn 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se