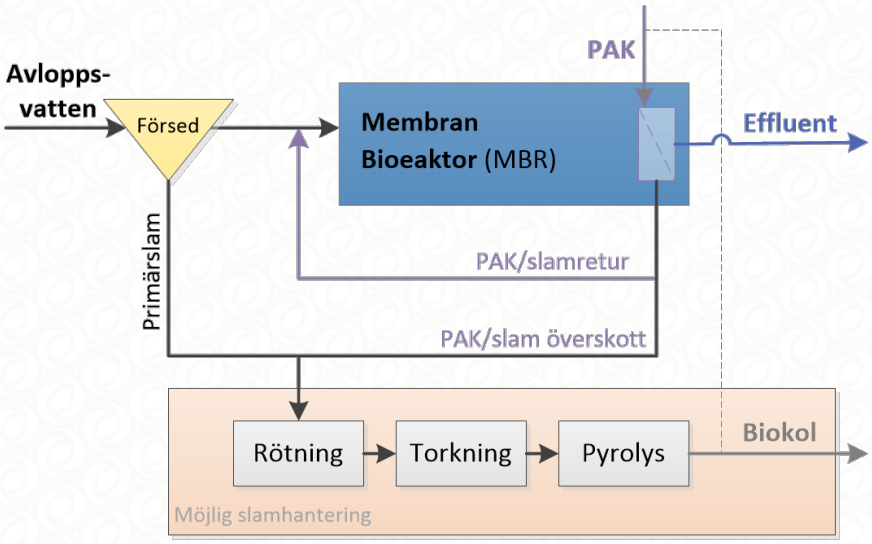
C 713
November 2022



Pulveriserat aktivt kol i kombination med MembranBioReaktor (PAK-MBR)

Etablering och tester med en pilotanläggning vid Hammarby Sjöstadsverk

Christian Baresel, Mayumi Narongin-Fujikawa, Ted Lundwall, Jesper Karlsson, Anders Björk, Niclas Bornold, Sara Söhr (Syvab)

I samarbete med: Sydvästra Stockholmsregionens VA-verksaktiebolag - SYVAB

Författare: Christian Baresel, Mayumi Narongin-Fujikawa, Ted Lundwall, Jesper Karlsson, Niclas Bornold, Sara Söhr (Syvab)
Medel från: Naturvårdsverket och Syvab
Rapportnummer C 713
ISBN 978-91-7883-439-6
Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2022
IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm
Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Förord

Syvab och IVL Svenska Miljöinstitutet har sedan 2013 genomfört ett flertal projekt som syftat till att bedöma risker vid utsläpp av mikroföroreningar till recipient. Även projekt med försök i pilotskala har genomförts för att praktisk utvärdera olika tekniker avseende rening av läkemedelsrester i avloppsvatten. Några av försöken genomfördes vid Himmerfjärdsverket och några vid IVL/KTHs-FoU-anläggning Hammarby Sjöstadsverk.

De redovisade aktiviteterna i denna rapport är del av det långsiktiga FoU-samarbetet mellan Syvab och IVL, som syftar till att bidra till en VA-verksamhet som tillgodoser samhällets krav på en resurseffektiv hantering av avloppsvatten och slam, med minsta möjliga miljöpåverkan. Samarbetet avser i första hand Syvabs egna reningsverk Himmerfjärdsverket, som för närvarande byggs om till en MembranBioReaktor (MBR)-process. I andra hand önskar vi också att resultaten kan appliceras och spridas till fler, t.ex. till andra VA-aktörer, så att de kan få stöd i sitt arbete mot en mer hållbar hantering av avloppsvatten och slam.

Det aktuella projektet kom till stånd mycket tack vare att Syvab är en drivande aktör inom VA-Sverige. Författarna tackar alla Syvabs medarbete som direkt eller indirekt har varit involverade i detta arbete genom alla år.

Innehållsförteckning

Sammanfattning 3

1 Inledning 5

1.1 Bakgrund 5
1.2 Syfte 6
1.3 Begränsningar 7

2 Genomförande 7

2.1 Teknikkombinationen PAK-MBR 7
2.2 Etablering av pilotanläggningen 9

2.2.1 Processutformning 9
2.2.2 Driftstrategier 12
2.2.3 PAK-dosering 13
2.2.4 Styrsystem, instrumentering och datahantering 14

2.3 Provtagning och analyser 14

2.3.1 Standardparametrar 15
2.3.2 Profilering 15
2.3.3 Mikroföroreningar 16

3 Resultat och diskussion 17

3.1 Etablering och intrimning av pilotanläggningen med MBR 17
3.2 Drifterfarenheter 19
3.3 Reningseffektivitet i MBR-piloten 20

3.3.1 Standardparameter 20
3.3.2 Profilering 22
3.3.3 Membranprestanda 23

3.4 Slamproduktion och -egenskaper 24
3.5 Avskiljning av organiska mikroföroreningar 26

3.5.1 Organiska mikroföroreningar - läkemedelsrester 26
3.5.2 PFAS 30
3.5.3 Hormonstörande effekter (YES) 33
3.5.4 Andra mikroföroreningar 34

3.6 Andra effekter med PAK-dosering 35
3.7 Resursförbrukning och kostnadsbetraktningar 36

4 Slutsatser och rekommendationer 38

5 Referenser 40

Sammanfattning

Under 2020 - 2022 har Syvab med hjälp av medel från Naturvårdsverket och i samverkan med IVL Svenska Miljöinstitutet genomfört en utvärdering av teknikkombinationen pulveriserat aktivt kol med MembranBioReaktor, d.v.s. PAK-MBR avseende för rening av mikroföroreningar. IVL har bidragit med att etablera och drifta pilotanläggningen. Teknikkombinationen har tidigare diskuterats som en potentiell avancerad reningsteknik, framförallt för rening av läkemedelsrester från avloppsvatten, men brist på kunskap och erfarenheter om tekniken har varit ett hinder för att betrakta tekniken som ett tänkbart alternativ vid svenska avloppsreningsverk (ARV).

Etableringen av PAK-MBR-pilotanläggningen vid Hammarby Sjöstadsverk kunde avslutas under 2021, trots stora utmaningar med bl.a. förseningar orsakat av coronapandemin. Pilotanläggningen bestod av två identiska MBR-pilotlinjer. För en pilotlinje doserades det även in PAK. PAK-dosering till membrantanken gjordes med fyra olika PAK-doser (5-25 mg/L) inklusive en kontroll, och utvärderades för avskiljning av primärt olika organiska mikroföroreningar där bl.a. högfluorerade ämnen (PFAS) också ingick. Utöver de utvalda organiska mikroföroreningarna undersöktes även reningsgrad för hormonstörande effekter, bakterier och antibiotikaresistenta bakterier. Försöken med MBR och MBR-PAK hade två syften: dels att på ett generellt plan undersöka hur väl organiska mikroföroreningar avskiljs av teknikkombinationen PAK-MBR, dels att undersöka vid vilken PAK-dos som ledde till högst reningsgrad av de utvalda mikroföroreningarna.

Resultaten visade att en mycket effektiv borttagning av de studerade läkemedelsrester erhölls med >80 % redan vid en PAK-dos på ca 15 mg/L. Även hormonstörande effekter avlägsnades markant vid 2 av 3 undersökta PAK-doser och i det tredje fallet var en lägre reningsgrad sannolikt förknippat med högre inkommande halter av östradiol till PAK-MBR-processen. PFOS (perfluorooktansyra, ett högfluorerat ämne), kunde renas bort mycket effektivt med en avskiljning >98 % med hjälp av teknikkombinationen PAK-MBR. För den andra pilotlinjen, där PAK inte doserades till membrantanken (referenslinjen), avskildes PFOS också mycket effektivt (>90 %). Någon avskiljning av andra högfluorerade ämnen (PFAS), som för denna rapport utvärderas med summaparametern PFAS11, var inte lika tydlig för någon av pilotlinjerna. Däremot visade pilotlinjen PAK-MBR en något bättre reningseffekt jämfört med referenslinjen utan PAK-tillsats.

För bedömning av miljöpåverkan och kostnader jämfördes framför allt PAK-MBR med en annan teknikkombination bestående av MBR-GAK. Den senare teknikkombinationen testas för närvarande i pilotskala av Syvab och IVL och under 2019 tog Ramboll fram ett principförslag av denna teknikkombination. I jämförelsen bedömdes det att resursförbrukningen och kostnaderna var avsevärt mindre för PAK-MBR jämfört med MBR-GAK, vilket bl.a. kan förklaras med att inga extra processvolymer behövs och att endast en PAK-lagring och -dosering krävs för PAK-MBR processen. Från pilottesterna framgick det dessutom att en mindre, eller en nästan jämförbar mängd aktivt kol som i MBR-GAK-alternativet behövdes. I jämförelse med andra tekniker, möjliggör PAK-MBR en belastningsstyrd (flödesstyrd) resursförbrukning. Detta kan innebära en framtida användning av biobaserat aktivt kol där exempelvis biokol kan tillverkas från avloppsslam och andra substrat. PAK ger också en positiv effekt på slamavvattningen och på rötningen, vilket kan ge ytterligare resursbesparingar.

Sammanfattningsvis framstår teknikkombinationen PAK-MBR som den mest resurseffektiva avancerade reningsteknik för de reningsverk som redan har en befintlig MBR-process. Förutom att investeringskostnader kan hållas på en låg nivå, uppnår teknikkombinationen med PAK-MBR en mycket bred reningseffekt för många olika typer av mikroföroreningar. Med bred reningseffekt

menas samtliga studerade parametrar, dvs. att en effektiv och delvis komplett rening av hormonstörande effekter, mikroplaster, PFOS, bakterier och antibiotikaresistenta bakterier också erhölls. Utöver dessa nämnda parametrar visade MBR-tekniken också att den kunde åstadkomma den mest effektiva reningen av vanliga föroreningar såsom närsalter, partiklar och biologiskt nedbrytbart material.

Potentiella nackdelar med tekniken såsom överföring av mikroföroreningar till slamfasen behöver inte nödvändigtvis utgöra ett hinder för en framtida teknikimplementering. Istället, och för en möjlig reduktion av organiska mikroföroreningar, kan en ökad ackumulering av många organiska mikroföroreningar i slammet fasa ut återrecirkuleringen av dessa föroreningar till samhället och miljön. Framgent rekommenderas fler kompletterande tester med PAK-MBR-tekniken för att utforska potentialen av tekniken, hur den bäst styrs och övervakas och för att identifiera möjliga synergier med MBR-processen. Vi vill också betona att kompletterande tester även kan leda till upptäckten av andra eventuella bieffekter som ännu inte har identifierats.

1 Inledning

I juni 2020 beviljades Syvab (Sydvästra stockholmsregionens VA-verksaktiebolag) bidrag från Naturvårdsverket (NV-02932-20) inom anslag 1:11, ap. 1 (utgiftsområde 20) för en förstudie med huvudsakligt syfte att utreda förutsättningar för en fullskalig installation av avancerad reningsteknik för rening av läkemedelsrester från avloppsvatten.

Projektet genomfördes av Syvab i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet vid Hammarby Sjöstadsverk. Projekttiden varade från september 2010 till 31:e oktober 2022 efter att en ansökan om förlängning med flera månader p.g.a. coronapandemin godkändes under 2020-2021.

Denna rapport utgör leveransen till Naturvårdsverket och sammanställer resultaten som kunnat samlas in från projektet. Underlag för Naturvårdsverkets uppföljning av projektet med avseende på projektets genomförande, ekonomi och kommunikationsplan redovisas i en separat bilaga.

1.1 Bakgrund

Ombyggnation av Himmerfjärdsverket pågår. Avloppsreningsverket (ARV) kommer att byggas om till ett modernt reningsverk med en MembranBioReaktor (MBR) process. Hela ombyggnationen förväntas vara klar år 2026 och kommer att resultera i att reningsverket får en hög reningskapacitet avseende organiskt material och näringsämnen. Att därtill inkludera ytterligare ett reningssteg för rening av läkemedel och andra organiska mikroföroreningar, blir nästa steg enligt Syvab:s planering. I Syvabs ägardirektiv är det inskrivet att Syvab, när den nya processanläggningen är i drift, ska arbeta för att även kunna hantera läkemedelsrening. Detta för att ytterligare förbättra möjligheterna för goda miljöförhållanden i Himmerfjärden och Östersjön i stort.

Under december 2018 till november 2019 genomförde Syvab en förstudie för läkemedelsrening på Himmerfjärdsverket, till stor del finansierad av Naturvårdsverket (Syvab, 2019). Avsikten med förstudien var att ta fram ett beslutsunderlag där nyttan med och kostnaderna för läkemedelsrening beskrivs. Projektet genomfördes av Syvab i samarbete med Ramboll, IVL Svenska Miljöinstitutet och Stockholm Universitet (ACES[1] och DEEP[2]).

Datainsamlingen och den resulterande bedömningen av läkemedelsrester och olika riskbedömningar som gjordes i den tidigare genomförda förstudien (Baresel och Malovanyy, 2019; Syvab 2019) visade att en extra rening för läkemedelsrester vid Himmerfjärdsverket kan vara motiverad. I en teknikutredning utvärderades ett antal tekniker översiktligt med avseende på bland annat mognadsgrad, ekonomi, reningseffektivitet, logistik, miljöpåverkan samt kompatibilitet med det framtida Himmerfjärdsverket. Utredningen kom fram till att ett lämpligt nästa steg var att ta fram ett principförslag för filtrering av utgående avloppsvatten från den framtida MBR-anläggningen med granulerat aktivt kol (GAK). Beslutet baserades primärt på att filtertekniken med GAK är en beprövad teknik. De negativa aspekterna med GAK är framförallt en stor förbrukning av GAK, vilket medför både miljöpåverkan, relativt omfattande logistik och hög driftkostnad.

[1] Institutionen för miljövetenskap
[2] Institutionen för ekologi, miljö och botanik

Även teknikkombinationen pulveriserat aktivt kol i MBR (PAK-MBR) utreddes. Tekniken PAK-MBR bedömdes ha en stor fördel i att investeringskostnaden blev låg, eftersom MBR redan finns etablerad på Himmerfjärdsverket, och det också finns möjlighet att behandla maximalt flöde genom den biologiska reningen. Påverkan på kvävereningen och membranen säkerställdes dock inte när PAK ingick i processen, men den förväntades vara positiv. Den stora nackdelen med PAK-MBR bedömdes vara en negativ påverkan på bioslammet, både avseende mängd och kvalitet, eftersom andelen mikroföroreningar ökar. PAK-MBR tekniken bedömdes som en icke välbeprövad teknik där för-och nackdelar behöver utredas och testas mer i pilotförsök. Dessutom förväntas det att tekniken kommer ha en stor förbrukning av kol.

Nuvarande pilotprojekt och denna rapport baseras på slutsatsen i förstudien, d.v.s. att PAK-MBR kan ha fler fördelar än de andra undersökta teknikerna avseende rening av mikroföroreningar, men att det inte finns några praktiska erfarenheter eller någon kunskap om tekniken i Sverige, som annars kunde ligga till grund för en eventuell fullskaleimplementering. De olika fördelar och de få nackdelar som PAK-MBR tekniken verkar ha är inte tillräckligt för att tekniken ska kunna godtas som en relevant och mogen teknik av VA-organisationer eftersom faktiska pilotförsök saknas. En ambition med detta projekt är att resultaten och erfarenheterna härifrån skulle kunna implementeras i Syvabs större pilot i ett senare skede. Det senare är beroende av hur slamfrågan kommer att hanteras i den nya lagstiftningen. Resultaten härifrån kommer också att vara till nytta för övriga reningsverk med en befintlig MBR-process.

1.2 Syfte

Projektet genomförs i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet. Syftet är att etablera och använda en mindre pilotanläggning med två parallella linjer på vardera 100 PE vid Hammarby Sjöstadsverk som jämför processen PAK-MBR (linje A) med referensprocessen MBR (linje B). Vår bedömning i dagsläget är att PAK i kombination med MBR kan reducera investerings- och driftkostnader för läkemedelsrening avsevärt. Målet med piloten är att ge grundläggande kunskaper om avskiljningskapacitet av läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar, påverkan på membranens funktion, resursförbrukning och andra processrelaterade frågor. Resultaten och erfarenheterna skulle i ett senare skede kunna implementeras i Syvabs större pilot men är beroende av hur slamfrågan kommer att hanteras i den nya lagstiftningen. Resultaten kommer också att vara till nytta för övriga reningsverk med befintlig MBR-process.

Testkörning i pilotanläggningen ska ge svar på bland annat reningseffektiviteten, drift- och processerfarenheter med PAK-MBR, påverkan på övrig rening och på membranen, samt ge förbättrade underlag för kostnadsbedömning av investering, drift och underhåll. Erfarenheterna från pilottesterna ska också ge ovärderlig kunskap som potentiellt sett kan förkorta en framtida implementering med flera år. Resultaten från testerna i pilotanläggningen är också tänkta att fungera vägledande för andra reningsverk med en befintlig MBR-process.

Utöver att summera resultaten från pilotprocessen MBR-PAK och att de kostnadsbedöms, blir ett annat mål att jämföra dem med en översiktlig kostnadsbedömning från förstudieprojektet med MBR-GAK. För MBR-GAK kommer även observationer som gjorts för det pågående pilotprojektet på Himmerfjärdsverket att inkluderas.

1.3 Begränsningar

För pilotanläggningen som skulle ingå i projektet fanns vissa förutsättningar. Pilotprocessen baserades till exempel på en befintlig pilotanläggning vid Hammarby Sjöstadsverk vilket medförde vissa begränsningar i dess utförande som inkluderade reaktorvolymer, bräddnivåer, elektrisk utrustning och styrsystem. De två MBR-linjerna som ingick för denna studie byggdes således inte som en kopia av Himmerfjärdsverkets stegbeskickningslösning, utan snarare som en traditionell aktivslamprocess med nitratrecirkulation. För att utforska den generella reningseffekten avseende organiska mikroföroreningar och driftrelaterade aspekter, bedömdes dock denna tekniks lösning vara tillfredsställande. Dessutom kunde kostnader för pilotbygget minskas avsevärt, då en befintlig pilot som tidigare byggdes för många miljoner kronor kunde utnyttjas och byggas om.

Projektet fick hantera flera tekniska utmaningar som projektgruppen inte hade förutsett vid projektinitiering, då dessa utmaningar var kopplade till coronapandemin. Till dessa utmaningar räknas t.ex. förseningar, oförutsedda utfall av underleverantörer, leveransproblem för kritiska komponenter för styrning av piloten med mera. Gemensamt har dessa i olika grad påverkat utförandefasen av projektet, då vissa moment fick genomföras med anpassad styrning, försenade testperioder för att nämna några. Projektgruppen bedömer dock att den övergripande utvärderingen av PAK-MBR konceptet kunde säkerställas trots dessa utmaningar, som i vissa fall ledde till begränsningar i omfattningen av vissa tester.

2 Genomförande

Genomförandet av projektet bestod framför allt av etableringen av själva pilotanläggningen med två parallella MBR-linjer för jämförande tester. För en av linjerna ingick även PAK-dosering med varierad koncentration av PAK för bedömning av reningseffektivitet för att avlägsna organiska mikroföroreningar. I detta avsnitt beskrivs PAK-MBR-konceptet översiktligt och uppförandet av pilotanläggningen. Även driften av MBR-piloterna och metodiken för att utvärdera den avancerade reningen beskrivs.

2.1 Teknikkombinationen PAK-MBR

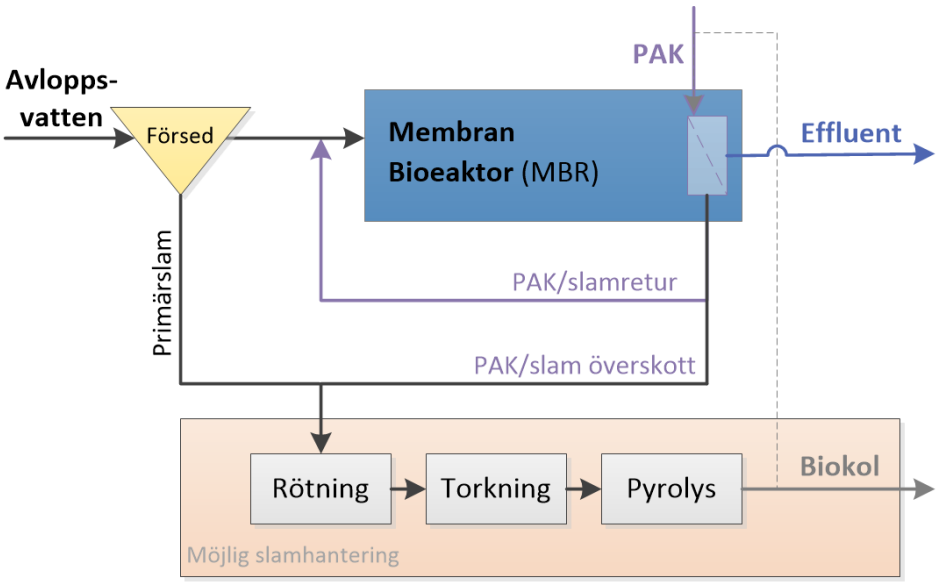
Att rening av organiska mikroföroreningar kommer att införas på flera svenska reningsverk kan idag ses som ett naturligt steg i anpassningen av reningsverk till dagens utmaningar och målet med att skapa ett hållbart samhälle. Implementering av avancerad rening kommer dock i sig innebära en viss miljöpåverkan, då det behövs resurser för både installation och drift av extra reningstekniker. En viktig målsättning för projektgruppen är därför att ta fram kunskap om tekniker som kan ge en rening av läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar till lägsta möjliga miljöpåverkan. Detta tror vi kan åstadkommas genom en teknikintegrering som ger flera positiva synergieffekter. Den alternativa metoden för rening med aktivt kol som Syvab tillsammans med IVL tror kommer med potential är dosering av PAK i MBR-processen (tidigare benämnt som PAK-MBR). Enligt en första bedömning av tekniken som Syvab och IVL gjorde i HaV-projektet SystemLäk (Baresel et al., 2017a) under 2017, så kan denna teknikkombination innebära en del fördelar vilka är summerade och listande nedan:

- Under förutsättning att MBR-process finns på befintligt ARV behövs inget extra reningssteg byggas, vilket minskar resursförbrukningen och kostnader
- Förutom läkemedelsrester och organiska mikroföroreningar, så skulle även andra föroreningar potentiellt kunna avlägsnas simultant som t.ex. högfluorerade ämnen (PFAS) och/eller perfluorooktansyra (PFOS), tungmetaller, m.m.
- Potentiell minskning av energi- och kemikalieförbrukning för rengöring av membranen i MBRen på grund av den renande verkan av PAK på membranen
- Användning av flera olika aktivkolprodukter inklusive biokol tillverkat från organiska restprodukter skulle kunna öka framöver, då inte samma stabilitet av kolet behövs jämfört med andra aktivkoltillämpningar (t.ex. GAK-filter). Detta skulle ge ytterligare resursbesparingar och minskad miljöpåverkan.
- Slamegenskaper för ett slam med PAK kan vara avsevärt bättre, t.ex. ökad avvattningsförmåga och möjlig rötning vilket ger ytterligare resursbesparingar.
- Teknikkombinationen med PAK-MBR skulle ge en extrem kompakt och komplett reningslösning för reningsverk med begränsade expansionsmöjligheter och en befintlig MBR-process.
- Teknikkombinationen skulle ge en vattenkvalitet som är direkt lämpad för flera möjligheter avseende vattenåteranvändning, vilket skulle ge bättre förutsättningar för cirkulära vattensystem som dagens samhälle strävar efter.
- Att kombinera borttagning av antibiotika och bakterier i samma processteg och utan risk för återkontaminering av det renade vattnet kan jämfört med andra avancerade tekniklösningar även innebära en stor fördel med tanke på risken för spridning av antibiotikaresistens via bakterier (ARB) och gener (ARG).
- En komplettering av MBR-tekniken med en integrerad avancerad rening för organiska mikroföroreningar skulle kunna leda till att allt fler VA-organisationer med behov av framtida avancerad rening kan välja MBR-tekniken även för sina anläggningar.

Alla aspekter ovan kan ge en förväntad bättre resurseffektivitet och ett mindre investeringsbehov inklusive lägre driftkostnader.

En aspekt med PAK-MBR tekniken som skulle kunna lyftas fram som en nackdel är att tekniken överför mikroföroreningar till slammet, vilket leder till en begränsad slamspridning: ett slam kontaminerat med miljögifter bör inte spridas. Med tanke på att reningsverk redan idag överför nästan 100 % av mikroplaster och stora delar av andra mikroföroreningar inkl. tungmetaller till avloppsslam, kan dock PAK-MBR tekniken inte heller framställas som väsentligt sämre i detta avseende. Det råder dessutom stor osäkerhet kring vad som ska gälla för slammet i framtiden. Oavsett vad slamutredningen kommer resultera i så kommer samhället i framtiden inte att kunna acceptera en återföring av föroreningar till miljön via slamspridning och alternativa slambehandlingsmetoder behöver därmed tas fram.

Figur 1 visar ett systemförslag för PAK-MBR som även inkluderar en slamhantering som skulle överföra flera näringsämnen till det producerade biokolet och samtidigt minska föroreningar i slutprodukten, vilken kunde användas som gödsel. Genom pyrolys förångas och/eller bryts organiska mikroföroreningar ned. Dessutom destrueras vissa PFAS, även om omfattningen och vilka ämnen detta innefattar ännu inte är kartlagt. För tungmetaller, som är icke-nedbrytbara oorganiska ämnen, avskiljs bl.a. kadmium till askan och kan på så sätt plockas ut ur kretsloppet. En pyrolys av torkat slam skulle dessutom ge en produkt som agera som kolkälla och som därmed kan generera intäkter från koldioxidskatt. Biokol har även positiva egenskaper för marken, t.ex. genom att hålla fuktigheten. Eventuellt kan biokolet även helt eller delvis ersätta kommersiell PAK i PAK-MBR systemet, förutsatt att adsorptionsförmågan visar på lika god kapacitet som det aktiva kolet.



Figur 1. Schematisk layout av en möjlig implementering av PAK-MBR teknikkombinationen.

2.2 Etablering av pilotanläggningen

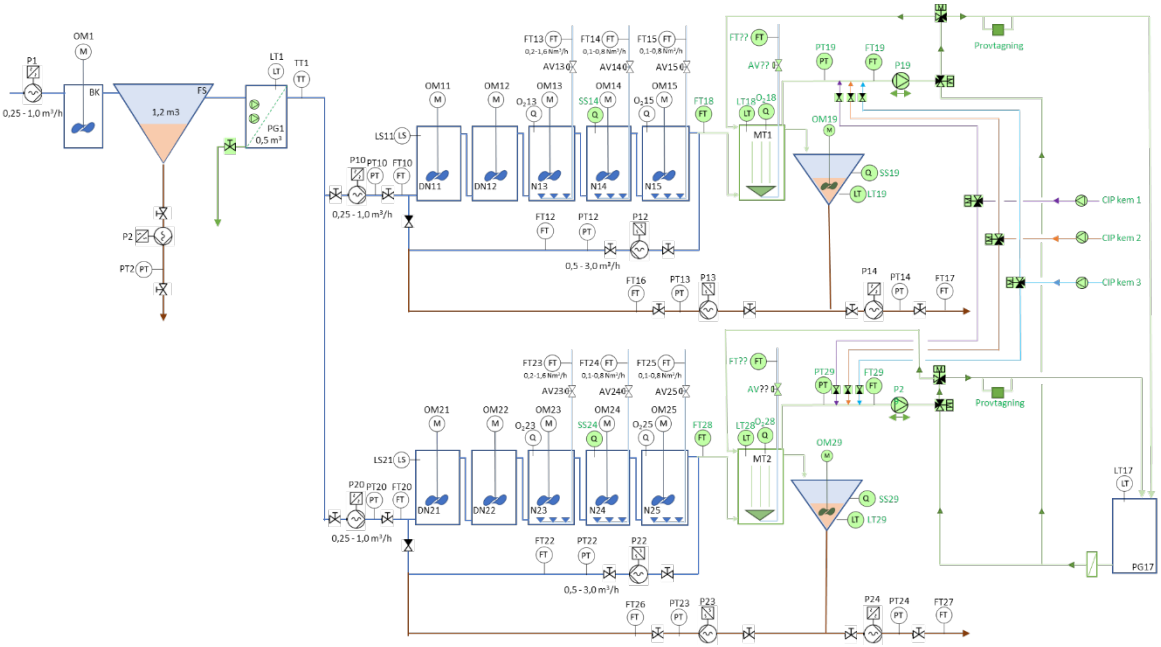
En befintlig pilotanläggning som byggdes inom ett tidigare forskningsprojekt med en konventionell aktivslamprocess i två parallella linjer uppgraderades till två parallella MBR-piloter. En av linjerna utrustades med möjlighet att dosera PAK till membrantanken. Nedan ges en förenklad genomgång av pilotanläggningens olika komponenter och dess funktion. En detaljerad funktionsbeskrivning har tagits fram inom projektet.

2.2.1 Processutformning

MBR-delen i piloten är en miniatyr av en konventionell aktivslamprocess som uppgraderat till en MBR-process genom ersättning av eftersedimentering med en ultrafiltrering. Piloten byggdes ursprungligen för utvärdering av temperaturpåverkan på kvävereningen inom LIFE-projektet ITEST - Increased Technology and Efficiency in Sewage Treatment (Fortkamp et al., 2013).

Båda pilotlinjerna delar en gemensam primärrening med fällning och försedimentering. Efter en mikrosil (2 mm) delas flödet upp i lika delar till de båda linjer. Biostegen utgörs av för- och efterdenitrifikation följt av membrantanken. All utrustning i piloten är kopplad till ett egenutvecklat styrsystem i Cactus. De kemikalier som använts är PIX111 som fällningskemikalie för fosforrening och natriumhypoklorit och citronsyra för rengöring av membranen. Inget rejektvatten har tillförts i piloten. Rejektvatten (renat eller orenat) kan dock tillföras manuellt om sådana scenarier ska testas framöver.

Ett förenklat flödesschema för pilotanläggningen visas i Figur 2.



Figur 2. Övergripande blockschema för pilotanläggningen.

Inkommande avloppsvatten pumpas från inkommande fördelningstank med önskat flöde (fast flöde eller dynamiskt mot det inkommande flödet till Henriksdal) till försedimenteringen. Vattnet rinner med självfall genom försedimenteringen som följs av en egenkonstruerad mikrosil med 2 mm hålsilplåt. Primärslam från försedimenteringen och rens från silen återförs till avloppet som tillsammans med andra avloppsfraktioner från testanläggningen hamnar i inkommande avloppsvatten till Henriksdal ARV.

Efter silen pumpas vattnet till bioreaktorerna och de två separata MBR-linjerna med lika stor flödesandel (50 %). Varje biolinje består av två anox-reaktorer, vars syfte är fördenitrifikation. Efter anoxzonen följer två ox-zoner utrustade med finblåsigt bottenluftarsystem. Den sista bioreaktorn har också bottenluftarsystem men kan valfritt användas som anox/ox-zon. Samtliga bioreaktorer är utrustade med omrörare. Användning av separata reaktorvolymer har byggtekniska fördelar men innebär också att volymen på anox- och oxzoner inte är lika flexibel som i en stor reaktorvolym med flexibla zonindelningar.

Figur 3. Vy över kemikaliestationen och de täckta förbehandlings- och slamtankarna. I bakgrunden visas linje B (referenslinje) och i förgrunden visas permeattanken (Foto: Jesper Karlsson).

Från sista bioreaktorn pumpas bioslammet till de respektive membrantankarna som är utrustade med Suez ZeeWeeds 500D LEAP, hollow fiber-membran. Med en nominell porstorlek på 0,04 µm utgör membranen en effektiv ultrafiltrering (UF). Varje pilotlinje har endast en membrankassett (2,5 m × 1,0 m × 0,34 m) bestående av tre membranmoduler vardera (Figur 4). Permeat sugs ut ur membrantankarna genom membranfibrerna med hjälp av permeatpumpar.

Figur 4. Membrantankarna under installation (till vänster) och membrankassett med tre membranmoduler (till höger; Foto: Jesper Karlsson).

Det biologiska steget kan matas med avloppsvatten kontinuerligt utan att behöva stoppas under en vanlig membrancykel. Drift av membranen sker i följande faser:

1. Filtrering, 10 min (600 s)
2. Vila (relaxation, inget uttag men fortsatt luftning), ca. 60 s

Membranen luftades kontinuerligt för att undvika igensättning. Eftersom de membranmoduler som användes är desamma som för fullskala, hade varje membrantank en högre kapacitet än vad som krävdes. För att möjliggöra drift vid ett konstant flux utrustades piloten med permeatrecirkulation vilket innebar att flödet genom membranen var högre än inflödet under driften. Detta kompenserades genom att en delström av permeatet recirkulerades till membrantanken. Luftförbrukningen för membranrengöringen i piloten blev i och med detta högre än vad luftförbrukningen i en fullskaleanläggning skulle bli eftersom kassetterna måste luftas hela tiden medan det i en fullskaleanläggning endast sker luftning av de kassetter som är i drift. Denna parameter har dock bedömts inte utgöra en skillnad för projektet, då den endast påverkar energiförbrukningen i piloten.

2.2.2 Driftstrategier

Medelvärden för flöde och belastning under projektperioden redovisas i Tabell 1.

Tabell 1. Processdata för pilotanläggning.

Parameter	Enhet	Värde per linje
Medelflöde, Q_{in} (fast flöde)	m^3/h	0,5
Nitratrecirkulationsflöde	m^3/h	1
Nitratrecirkulationsflöde	× Q_{in}	2
Returslamflöde	m^3/h	1
Returslamflöde	× Q_{in}	2
Total COD (TCOD) in	mg/L	419
Löst COD (SCOD) in	mg/L	165
SS-halt in	mg/L	150 (80 - 250)*
N-tot in	mg/L	51,6
P-tot in	mg/L	4-6
SS i biologin	mg/L	7700
SS i membrantank	mg/L	11800
Total slamålder	d	10**
Nettoflux medel (vid medeltemp)	$L/m^2,h$	15
Permeatrecirkulation	m^3/h	0,48
Permeatflöde	m^3/h	1,5

* Värden i parentes anger min-. max

** uppskattat p.g.a. manuellt uttag av överskottslam och bräddningar av skum/flytslam

Permeat sögs genom membranen med reversibla pumpar som även användes för rengöring av membran med backpulsar. Under vanlig filtrering var pumpflödet konstant 1,5 m^3/h, vilket motsvarade ett flux på 15 $L/m^2,h$ för membranytan på 103,2 m^2. Uttag av permeat till permeattanken styrdes med reglerventil för omväxlande permeatuttag och för återrecirkulering så att nivån kontrollerades och gav ett visst flux över membranen. Membranfiltrering kördes således på ett konstant flöde på 1,5 m^3/h, även om uttaget blev mycket lägre. Detta gjordes för att upprätthålla jämförbarheten med en anläggning i fullskala.

Membranenheten var inte i drift vid underhållsrengöring (maintenance cleaning, MC), eller återhämtningsrengöring (recovery cleaning, RC). Syftet med MC är att förlänga intervallen mellan de mer intensiva återhämtningsrengöringarna. Underhållsrengöring består i att kemikalierna

citronsyra eller natriumhypoklorit pumpas med hjälp av doseringspumpar baklänges genom membranen. Tank för lagring av både citronsyra och natriumhypoklorit är en del av piloten. MC görs ca 2 gånger per vecka med natriumhypoklorit för att ta bort organisk fouling. Varje till varannan vecka körs piloten med citronsyra för att hantera oorganisk fouling. RC utförs på liknande sätt som MC men med högre kemikaliekoncentrationer och en längre kontakttid. En stor skillnad är dock att RC sker efter tömning av aktivt slam från membrantanken. Enligt tillverkaren bedöms RC behövas 2 gånger per år. Dock behövdes ingen RC under projektperioden.

MC-sekvensen startade när en viss produktionsvolym för permeatet har uppnåtts. För MC med natriumhypoklorit låg denna volym på 173 m^3 och för MC med citronsyra motsvarade det en volym på 345 m^3. Med det flöde som piloten kördes med, innebar det att piloten tvättades ca 2 ggr per vecka med MC med natriumhypoklorit och varannan vecka för en MC med citronsyra. MC-frekvensen styrdes enligt flödesintervall och inte tidsintervall, vilket betyder att permeabiliteten aldrig försämrades.

2.2.3 PAK-dosering

PAK-doseringen i piloten skedde förenklat från en PAK-blandningstank med hjälp av en doserpump (Figur 2). I blandningstanken blandas den önskade PAK-slurryn till med vatten, vanligtvis med 10-12,5 g/L PAK. I uppstartsfasen testades olika blandningsförhållanden och omrörningsbehovet för att hålla PAK i suspension. Ett flertal pumptester med olika PAK-blandningar genomfördes för att säkerställa att de använda doseringspumparna levererade de önskade PAK-doserna. Även andra förhållanden testades bl.a. slangmaterial, slangdiameter, olika modeller av doseringspumpar (för att välja vilken som skulle utnyttjas till piloten), nivåskillnader från pumpen till doseringspunkter, olika pumpflöden för att undersöka när/om PAK-pulver separerades eller sedimenterade i slangen. Doseringspumpen som användes i piloten placerades vid inflöde till membrantanken och dosering av PAK skedde vid inflödet i botten av membrantanken för att möjliggöra en optimal inblandning genom vattenfördelning och det tillsatta membranluftflödet.

Den optimala PAK-slurryn som utvärderingen ovan ledde fram till, och som användes under testperioden, var 10 - 12,5 g PAK/L med ett pumpflöde som justerades mellan 0,5 - 1,2 L/h. En högre PAK-koncentration i slurryn och ett lägre pumpflöde visade sig bl.a. orsaka att PAK-slurryn sedimenterade i slangen, fastnade på väggen av insidan av doseringsslangen, eller att den orsakade igensättning i pumphuvudet. Doseringen kontrollerades med TS-analyser på PAK-slurryn och flödesmätningar på droppsidan ca 3-5 ggr/vecka. Pumpen och slangarna spolades rent vid avvikande flöde.

Som aktivt kol köptes det in två olika PAK efter avstämning med leverantören och Universitetet i Aachen som genomförde tester med PAK vid avloppsreningsverk Nordkanal i Tyskland. Chemviron rekommenderade PULSORB WP260 eftersom mer klassiska pulver riskerar en ojämn agglomeration på hålfibermembran som kan påverka adsorptionskinetiken negativt. Denna PAK-material har dock inte testats tillsammans med SUEZ membranen som installerades i piloten. Vid Nordkanal använde man PAK MACarrier E (handelsnamn CSC activated carbon pharmA-Clean) från Carbon Service & Consulting GmbH & Co. KG med samma membrantyp som i vår pilot. Projektgruppen bestämde sig därför för att köra pilottesterna med PAK MACarrier E. En utvärdering med andra PAK-material planeras framöver och ligger utanför det aktuella projektet.

Tabell 2 visar de testade PAK-doserna i piloten och respektive testperiod. Varje dos var tänkt att köras under minst 4 slamåldrar. På grund av tidsbrist orsakat av tidigare förseningar med etablering av pilotanläggningen kördes dock endast 3 slamåldrar per dos.

Tabell 2. PAK-doser som undersöktes i projektet.

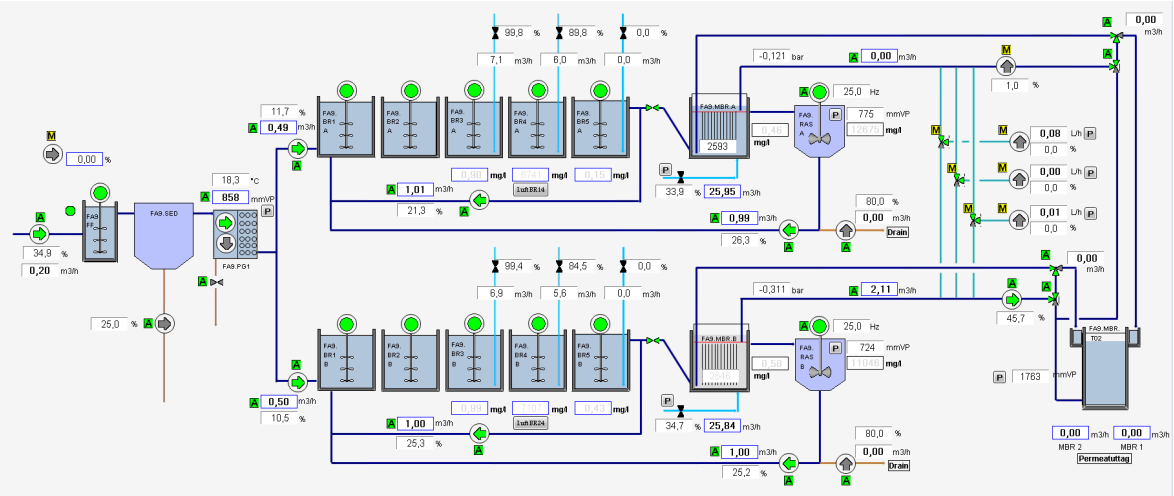
PAK-dos, mg/L	Doseringsperiod
0	5 februari 2022 – 9 mars 2022
10	9 mars - 28 april 2022
5	28 april - 13 juni 2022
25	13 juni - 11 juli 2022
15	11 juli - 12 augusti 2022

Även om PAK-doseringen kan styras efter innehåll av DOC så valdes olika fasta PAK-doser i projektet för en bättre utvärdering av dos-respons förhållandet.

2.2.4 Styrsystem, instrumentering och datahantering

Pilotanläggningen var utrustad med ett flertal instrument för reglering och styrning av processen. Figur 2 indikerar de viktigaste delarna som inkluderar flödesmätare och reglerventiler. Pilotanläggningen var även utrustad med ett antal online mätinstrument för kontinuerlig processövervakning. I bioreaktorer fanns t.ex. SS-givare, DO-givare och temperatur, för uppföljning av anläggningens funktion. Varje membrantank var utrustad med nivågivare och DO-givare. Returslamdeoxen var utrustad med nivågivare samt suspgivare. Permeattanken var utrustad med nivågivare.

Drift- och processuppföljningen av pilotanläggningen skedde via Scada-systemet UniView som visar alla objekt med aktuella värden från givare samt trenduppföljning (Figur 5). I försöksanläggningen användes ett styrsystem bestående av en PLC av fabrikat ABB AC800M och ett SCADA av fabrikat (version 9.01). Styrsystemet är ett standardsystem som finns på flera ARV i Sverige. All utrustning kopplat till piloten styrdes via styrsystemet, med undantag för pumpning av PAK och PIX som styrdes manuellt framför allt p.g.a. en säkrare drift av enskilda komponenter.



Figur 5. En skärmdump på övervakningen av MBR-pilotanläggningen i Cactus Uniview.

2.3 Provtagning och analyser

Provtagning i vatten för organiska mikroföroreningar och standardparametrar för driftuppföljning och utvärdering utfördes i följande punkter:

- MBR IN: gemensam punkt för båda linjerna efter mikrosilen (som i MBR-GAK piloten vid Himmerfjärdsverket),

- MBR-A UT: permeat för PAK-MBR pilotlinjen vid provtagningsfack i permeattanken
- MBR-B UT: permeat för MBR referenspilotlinjen vid provtagningsfack i permeattanken

Standardparametrar för driftuppföljning och utvärdering analyserades dessutom i följande provpunkter (slamprover, Figur 2):

- Membrantank (MT): MT-A & MT-B för analys av ”time to filter” (TTF)
- Bioreaktor (BR) i linje A (PAK-MBR): BR11, BR12, BR13, BR14, BR15,
- Bioreaktor (BR) i linje B (referenslinje): BR21, BR22, BR23, BR24, BR25,
- Bioreaktor 4 i båda linjerna vid SS-givare: BR14 & BR24,
- Ras/deox (return activated sludge deoxygenation) i båda linjer vid WAS-pump: för överskottsslam (placering botten av tanken), eller för TSS analyser vid SS givare (provtagning direkt i tanken)
- Filtrat från slammet för kemiska analyser, filtreringen skedde direkt efter provtagningen vid tankarna.

De flesta prov för analys av organiska mikroföroreningar togs som dygnsprov. Prover för driftuppföljning och styrning togs även som stickprov.

2.3.1 Standardparametrar

Följande analyser har utförts på Hammarby Sjöstadverkets eget laboratorium:

- Kvävefraktioner: ammoniumkväve NH_4-N, nitratkväve NO_3-N, totalkväve Tot-N,
- Fosforfraktioner: fosfatfosfor PO_4-P, totalfosfor Tot-P,
- Turbiditet (mättes initialt men utelämnades eftersom halterna var genomgående låga),
- Färg,
- Totala suspenderade ämnen (TSS),
- Kemisk syreförbrukning COD och löslig kemisk syreförbrukning (sCOD),
- Totaljärn (Fe_{tot}), och
- TS (torrsubstans) på överskottsslam.

För att kontrollera onlinegivare och kvalitén på slammet i MBR-delen togs även stickprover för att analysera ”time to filter” (TTF; standardiserat test för att bestämma den tid som krävs för att filtrera 100 mL filtrat), COD, kväve- och fosforfraktioner, SS (suspenderade ämnen), slamvolymindex (SVI), mikroskopering, turbiditet och sieve-test.

Analyser för fett, olja och fett (FOG - Fats, Oils and Grease), samt mineralolja har inte analyserats eftersom en karakterisering av dessa gjordes på samma inkommande vatten i pH2040 pilotprojektet. Resultatet från denna karakterisering var att det inte observerades någon påverkan på membrandriften.

2.3.2 Profilering

Inför ändring av PAK-dos genomfördes en profilering över båda pilotlinjerna som inkluderade provtagning i IN, förfällning, försedimentering, mikrosil, BioReaktor 1-5, MBR-tank, RAS/Deox och permeat. Provtagningen vid profileringen följde flödet och under hänsynstagandet av uppehållstiden i respektive processvolym. De parametrar som analyserades i de olika punkterna var TSS, kväve (NH_4-N och NO_3-N) och fosfor (PO_4-P). Profileringen gjordes för att undersöka om en påverkan av PAK-tillsats kunde observeras.

2.3.3 Mikroföroreningar

Analys av organiska mikroföroreningar (t.ex. läkemedel) utfördes av IVL och de analyserade ämnena visas i Tabell 3. Dessa ämnen inkluderar de från Naturvårdsverket rekommenderade substanser som bör övervakas vid förstudier eller utvärdering av pilotprocesser avseende avancerad rening av mikroföroreningar. För de ämnen som motsvarades av läkemedels- och antibiotikarester i avloppsvatten genomfördes analyserna med LC-MS/MS enligt en metod beskriven av Gros et al. (2006) med två avvikelser. Den första avvikelsen är tillsats av 200 mg etylendiamintetraättiksyra (EDTA) till vattenprovet för att bryta eventuella interaktioner mellan analyterna och förekomsten av metalljoner i provet. Den andra metodavvikelsen var att elueringen av substanserna från filterbädden utfördes med aceton.

Tabell 3. Analyserade substanser och deras verkan.

Substans	Verkan
Atenolol	Blodtryckssänkande
Karbamazepin	Lugnande
Ciprofloxacin	Antibiotika
Citalopram	Antidepressiv
Clarithromycin	Antibiotika
Diklofenak	Inflammationshämmande
Erythromycin	Inflammationshämmande
Flukonazol	Antifungal
Furosemid	Diuretika
Ibuprofen	Inflammationshämmande
Ketoconazol	Antifungal
Losartan	Blodtryckssänkande
Metotrexat	Cytostatika
Metoprolol	Blodtryckssänkande
Naproxen	Inflammationshämmande
Oxazepam	Lugnande
Paracetamol	Inflammationshämmande
Propranolol	Blodtryckssänkande
Sertralin	Antidepressiv
Sulfamethoxazol	Antibiotika
Tramadol	Smärtstillande
Trimethoprim	Antibiotika
Venlafaxin	Antidepressiv
Zolpidem	Lugnande

Även analyser för ***PFAS*** har genomförts, specifikt analyspaketet för summaparametern PFAS11. För detta har vattenproverna extraherats med fastfas-kolonner (SPE-kolonn, oasis, WAX) och analys har skett med HPLC/MS-MS på IVLs laboratorium i Stockholm. MPFAC-MxA, M2-6:2PAP, M2-8:2PAP, M2-6:2diPAP och M2-8:2diPAP har använts som internstandarder för kvantifiering.

Test av ***östrogena effekter*** gjordes med YES-test, (yeast estrogen screen) med en modifierad jästcellstam, som innehåller en human östrogenreceptor kopplad till en reportergen. Om östrogen-liknande substanser binder till östrogenreceptorn, produceras ett enzym som omvandlar en tillsatt färgindikator i testet. Effekttesterna utfördes på extrakt från de aktuella proverna. En volym av 500 ml av varje prov upprenades m.h.a SPE-kolonner som eluerades med etanol. Därefter fördelades extraktet, indunstas nästan till torrhet och förvarades i frys fram till att testen genomfördes. På varje 96-hålsplatta (mikrotiterplatta) applicerades blankprov med tillväxtmedium, en positiv kontrollserie av 17β-östradiol, en negativ kontrollserie av membranfiltrerat avjonat vatten (Milli-Q,

Millipore), samt spädningsserier av provextrakten. I varje serie testades 12 olika koncentrationer och varje prov analyserades som triplikat (3 repetitioner). Efter tre dagar avlästes färgomslag vid 540 nm (Multiskan FC, Thermo Scientific). EC50 (effektkoncentration vid 50 % av den maximala effekten) beräknades både för den positiva kontrollen och för vattenproverna. Genom omräkning och relatering till positiva kontrollen kan slutlig effekt av varje prov presenteras som östradiol-ekvivalenter (dvs. ng 17β-östradiolekvivalenter per L eller ng E2eq/L). Ett högre värde innebär starkare östrogen effekt. För detaljer avseende provmetodiken hänvisas till Svenson et al. (2000), Svenson och Allard (2002), medan Svenson et al. (2009) beskriver beräkningsdetaljer.

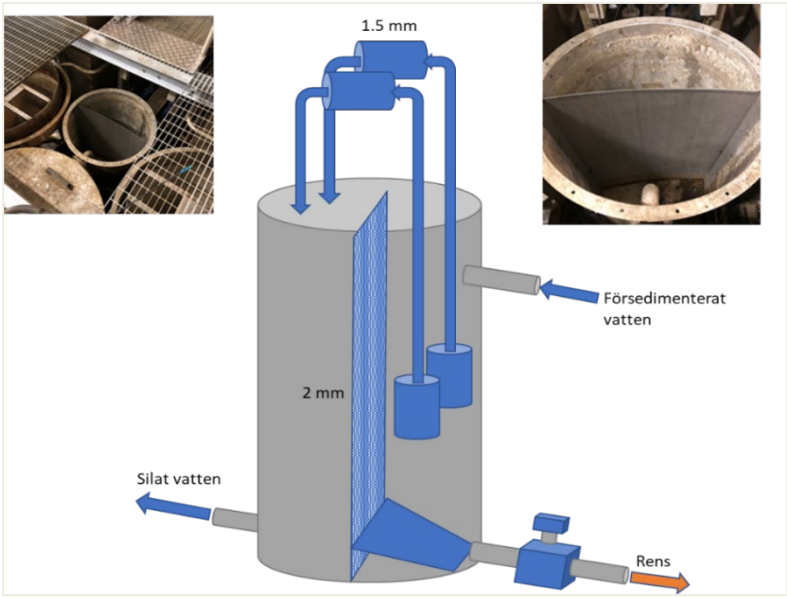
Även utgående halter av andra organiska mikroföroreningar påverkas av en MBR-process, men har inte varit fokus i det aktuella projektet. Flera föroreningar har dock analyserats i tidigare tester i MBR-pilotlinjen vid Hammarby Sjöstadsverk med samma avloppsvatten och driftkonfiguration, men här har PAK tillsats inte ägt rum. Resultat från dessa, delvis redan publicerade mätningar, redovisas även här om det är relevant för helhetsbedömningen av teknikalternativet.

3 Resultat och diskussion

3.1 Etablering och intrimning av pilotanläggningen med MBR

Eftersom en befintlig aktivslampilot för biologisk rening i två parallella linjer anpassades till MBR-processen behövde piloten ”endast” kompletteras med membranfiltreringsdelar inklusive kringutrustning. Befintliga eftersedimenteringstankar anpassades för att kunna nyttjas som RAS/Deox-processvolym. På många sätt liknar denna ombyggnad en anpassning av existerande avloppsreningsverk med konventionell aktivslamprocess (CAS) till MBR-processen, även när specifika förutsättningar är aktuellt. På grund av utformningen av den existerade piloten har det rent utrymmesmässigt varit en utmaning att placera kemikaliedosering, permeathantering och membrantankarna. Eftersom det dessutom saknades bra lyftmöjligheter för att installera membranen så valdes en praktisk lösning med membrantankar med öppningsbara sidor (Figur 4).

Baserat på membrantillverkarens krav att partiklar större än 2 mm behöver avlägsnas före membranen designades en 2 mm hålsilplåt som avdelare i fördelningstanken för det försedimenterade vattnet (Figur 6). Dessutom installerades en dränkbar pump i det osilade facket som pumpade ett stort flöde via ett patronfilter med något mindre silhål för att åstadkomma ett konstant backspolningsflöde för att undvika en igensättning av silen. Renset tömdes via en tidsstyrd ventil. En nivågivare som var monterad i utloppsröret visade sig dock leda till att rens ackumulerades och därför fick tömningen mestadels hanteras manuellt.



Figur 6. Modifiering av fördelningstank för att avskilja större partiklar.

Befintliga eftersedimenteringstankar gjordes om till Ras/Deox-tankar genom att montera omrörare för att hålla slammet i suspension och en nivågivare för att kontrollera returslamsflödet. Och för att möjliggöra självfallet till membrantankarna konstruerades ett nytt större utlopp från sista bioreaktorn (BR15 respektive BR25), vilket fick nivån i linjen att höjas något från dess ursprungliga höjd. När övertäckningen av de nya RAS/Deox-tankarna var klar kunde övriga delar för kemdosering, permeathantering och PAK-dosering installeras. Ombyggnation utfördes under rådande coronapandemi vilket medförde att entreprenörer stundtals hade reseförbud och material- och utrustningsleveranser försenades delvis kraftigt.

Parallellt med ombyggandet av själva piloten så byttes även det befintliga äldre styrsystemet ut och uppgraderades och integrerades i det befintliga övergripande styrsystemet för pilotverksamheten vid Hammarby Sjöstadsverk. En automationsfirma anlitades för att genomföra byte av styrsystemsdelar och installera de tillägg som utökningen av MBR-processen innebar. Tyvärr fick samarbetet avslutas, vilket berodde mycket på omständigheter som coronapandemin orsakat. En ny entreprenör fick ta vid och delvis börja om, vilket tyvärr innebar än mer förseningar för färdigställandet av piloten jämfört med de förseningar som coronapandemin hade givit upphov till. Det visade sig även att vissa vitala styrkomponenter behövde bytas ut vilket krävde material som på grund av coronapandemin det fanns brist på. Konsekvensen blev att det hela konsumerade ännu mer dyrbar tid.

MBR-pilotanläggningen startades upp under september 2021. Under uppstart av MBR-piloten uppstod en del oförutsedda problem som krävde anpassningar i form av bland annat programmeringsjusteringar, fysiska justeringar (exempelvis bortmontering och installation av backventiler), ersättande av defekta och fellevererade instrument, pumpbyte och felsökning i kommunikation mellan objekt. Efter att membrankassetterna installerats i membrantankarna gjordes bubbeltest med dricksvatten för att säkerställa att membranen var intakta och att styrningen fungerade som planerat. Efter ett lyckat genomförande gjordes ett renvattentest för att kompensera alla beräkningar avseende transmembrantryck (TMP) och permeabilitet mot pilotanläggningens faktiska tryckförluster.

För en snabbare uppstart av den biologiska processen ympades slam från Henriksdals första MBR-fullskalelinje som togs i drift under sommaren 2021. Ympning av piloten med slam från

fullskaleprocessen gjordes vid avstängd inpumpning av inkommande avloppsvatten till pilotanläggningen under arbetstid i ca 2 dagar. Efter slamympningen var det planerat att piloten skulle förses kontinuerligt med inkommande avloppsvatten. En kraftig bildning av skum/flytslam i samtliga bioreaktorer i piloten gjorde dock att en stegvis ökande belastning av pilotlinjerna fick tillämpas. Ytterligare två mindre ympningar genomfördes för att uppnå en stabil drift och för att undvika översvämningar och slamflykt vid skumbildningen som observerades vid ympningen.

Under vecka 50 (2021), efter att MBR-piloterna hade trimmats in och utgående permeat uppnådde de satta kvalitetskraven, och efter att programmeringen av piloten i stort sett färdigställts, startades den kontinuerliga driften av de två MBR-linjerna, A (PAK-MBR) och B (referenslinjen). PAK-slurryn förbereddes och inmatning till membrantanken installerades.

Under intrimningen av pilotlinjen upptäcktes även att luftningskapaciteten, trots initiala positiva renvattentester, inte var tillräckligt. Flödeskapaciteten utökades då genom att den befintliga rördiametern expanderades.

3.2 Drifterfarenheter

Generellt kan driftsättning, intrimning och kontinuerlig körning av en pilotlinje beskrivas som en väldig stor utmaning. Att göra detta för två identiska piloter samtidgat är än mer utmanande. Även om en förutsättning var att samma komponenter användes i båda linjerna så visade det sig vara en stor utmaning att hålla samma förutsättningar för båda linjerna. Enstaka pumpar och instrument kan bete sig olika i de två linjerna trots att de baserades på instrumentdelar från samma tillverkare och var av samma modell. I tillägg uppstod störningar av susp-givarna i pilotlinjen för PAK-MBR, vilket berodde på att PAK-tillsatsen ledde till att den automatiska styrningen inte kunde appliceras i båda pilotlinjerna.

Några andra erfarenheter som påverkat pilotdriften generellt inkluderar:

- I pilotanläggningen användes PIX111 (järnklorid) som fällningskemikalie, vilket är svårare att hantera än Hepta (järnsulfat) som användes i andra MBR-piloter vid Hammarby Sjöstadsverk. Medan Hepta enkelt kan spädas ut för att justera flöden och därmed järn-dosen är PIX111 korrosivt och inte spädbart, vilket medförde problem med användning av olika doserpumpar. Mycket tid fick läggas på att testa olika strategier för doserpumpdrift och beredning av doserlösningen.
- Ventilöppningen i luftningssystemet för bioreaktorerna styrdes av syregivare (online) men ventilerna hade en för grov respons som medförde att det faktiska luftflödet vid <60 % ventilöppning fastställdes till 0 m^3/h luftflöde. För ventilöppning >60 % observerades därefter ett alldeles för stort luftflöde. Flera luftningsventiler slutade dessutom att fungera och fick delvis förbiledas och luftflödet justerades manuellt genom strypning av luftslangen. Själva utformningen av luftningssystemet kunde dock orsaka en ojämn luftflödesfördelning mellan de två pilotlinjerna. När linje A (PAK-MBR) luftade fullt, minskade luftflöde i linje B (referenslinjen), och vice versa. Avsevärt längre leveranstider i kombination med felleveranser medförde mycket extraarbete för övervakning och justering av luftningen i båda pilotlinjer.
- SS-analyser i RAS-volymen indikerade en otillräcklig omblandning eftersom SS-halter blev olika i olika delar av tanken. Trots stora toppmonterade omrörare kunde en otillräcklig omblandning även i de oluftade bioreaktorerna konstateras. I dessa tankar bildades under vissa perioder tjocka slamlager på ytan som skapade problem med flugor samt vid provtagningen.

- Vid underhållsrengörning av membranen (MC) backpulsas permeaten och med den begränsade RAS-volymen i piloten orsakades översvämningar med viss tapp av susphalt. Detta justerades efter de första erfarenheterna genom att komplettera MC-rutinen med extra steg där nivån i RAS-tanken sänktes med motsvarande volym.

Avseende PAK-relaterade drifterfarenheter så kan följande nämnas:

- Tillsats av PAK och specifikt vid ändring av PAK-dosen inträffade störningar av susp-givare i PAK-MBR linjen. Onlinevärden visade då ett högre värde än den faktiska halten av PAK. Att kalibrera givarna upplevdes som väldigt svårt.
- Beredningen av PAK-slurryn krävde bra metoder för att undvika bildning av damm, då PAK-damm hamnade precis överallt. I piloten löstes därför alltid hela innehållet i vattnet av de aktuella kilosäckarna av PAK (1 kg per säck) som nyttjades för försöken. För en bra arbetsmiljö krävdes partikelgasmask vid dessa arbetsmoment.
- För att säkerställa rätt PAK-dos reserverades mycket tid för i) kontrollmätning och ii) uppföljning vid pilotdriften. Även omrörning i PAK-tanken behövde övervakas och köras kontinuerligt med relativt högt varvtal för att undvika PAK-sedimentering. Trots detta samlades PAK på tankens botten och tanken tömdes och rengjordes inför varje dosbyte.
- Vissa problem med igensättning av pumphuvudet upplevdes, vilket medförde tidskrävande rengöring. Även ett ökat slitage på pumphuvuden och mer frekvent byte av delar konstaterades.
- Det framstod som omöjligt att bestämma PAK-halten i slammet då ingen bra metod ännu har utvecklats och TS-analyser inte visade på någon skillnad.

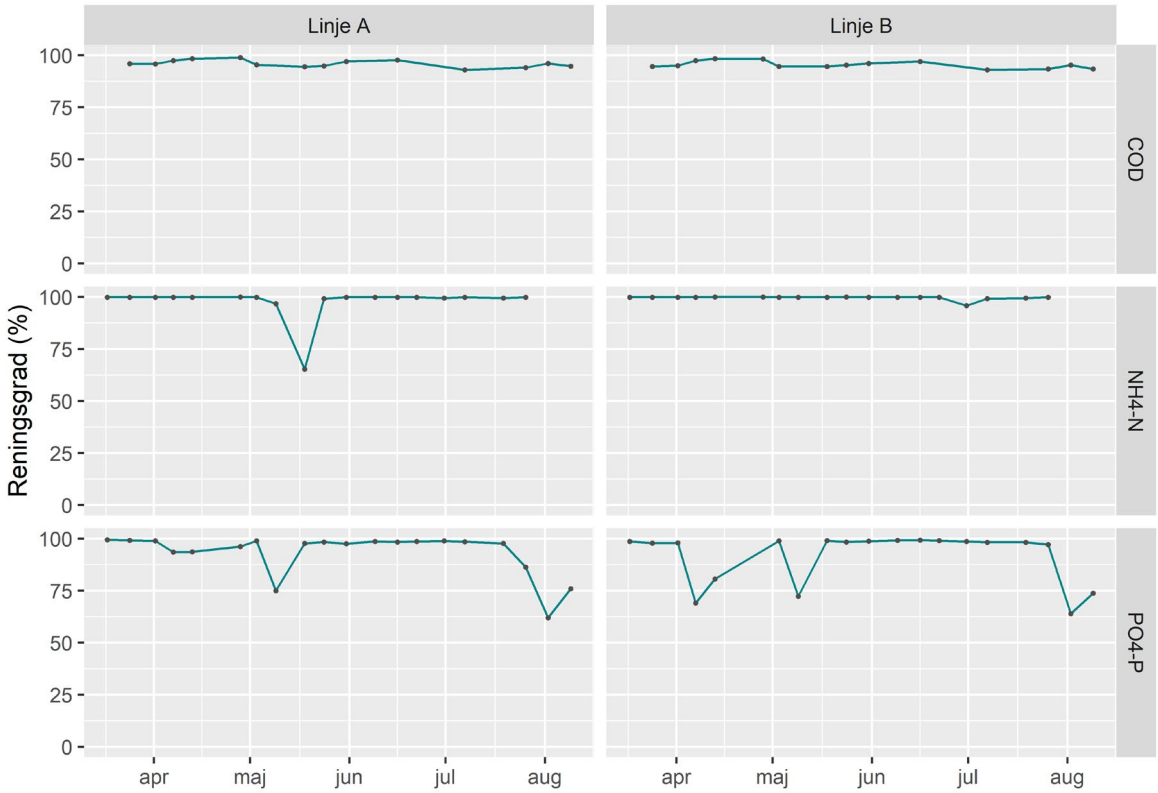
3.3 Reningseffektivitet i MBR-piloten

För själva pilotanläggningen hade inga specifika utsläppskrav definierats mer än att en stabil rening av de vanliga föroreningsparametrarna (t.ex. COD, TN och TP) skulle uppnås, och att en jämförbar drift i båda MBR-linjerna skulle åstadkommas. Med tanke på byggtekniska begränsningar och beskrivna problem med brist på vitala styrkomponenter gjorde projektgruppen en bedömning på veckobasis innan PAK-doseringen startades i den ena linjen. Ingen optimering av reningsprocessen har således genomförts inom projektet utan fokus har istället centrerats kring att jämföra de olika processerna PAK-MBR respektive referenslinjen avseende avskiljning av organiska mikroföroreningar.

3.3.1 Standardparameter

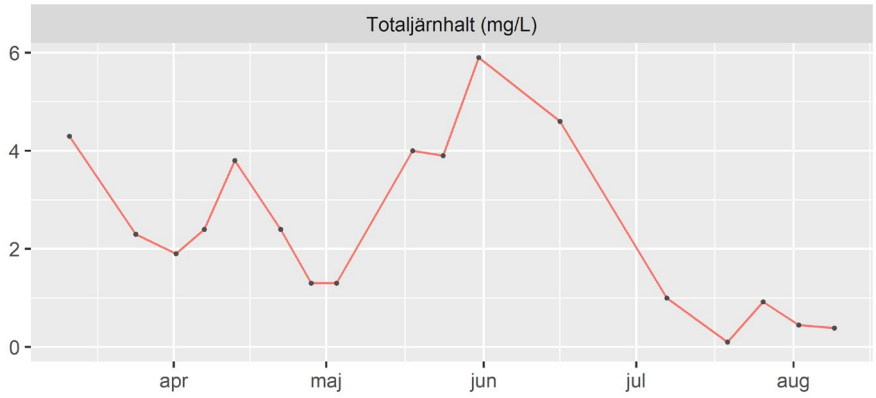
I Figur 7 visas reningen från analys av dygnsprover för COD, ammonium och fosfat över både PAK-MBR (Linje A) och referenslinjen (Linje B) för perioden mars-augusti 2021. Efter den initiala intrimningen hade en stabil rening med >90 % för COD, >98 % NH_4-N och >98 % PO_4-P uppnåtts. Även om möjligheten fanns så tillämpades ingen dosering av kolkälla till efterdenitrifikation under testperioden. Trots frånvaro av kolkälladosering, visades att nitrathalter i utgående vatten från båda linjerna var låga: 3,2 mg/L (PAK-MBR) respektive 4,1 mg/L (referenslinjen).

För kväveningen noterades några problem orsakade av de redan nämnda utmaningarna som fanns med luftningen. Under perioden där problem inte kunde åtgärdas på flera dagar var luftflödet mindre än vad som behövdes för en effektiv rening. Konsekvensen blev att även dygnsproverna påverkades och detta visas i Figur 7. Dessa problem medförde framför allt en periodvis sämre rening i PAK-MBR pilotlinjen (se t.ex. perioden maj-juni för NH_4-N och PO_4-P, Figur 7).



Figur 7. Reningsgrad för COD, NH4-N och PO4-P i PAK-MBR (Linje A) och referenslinjen (Linje B).

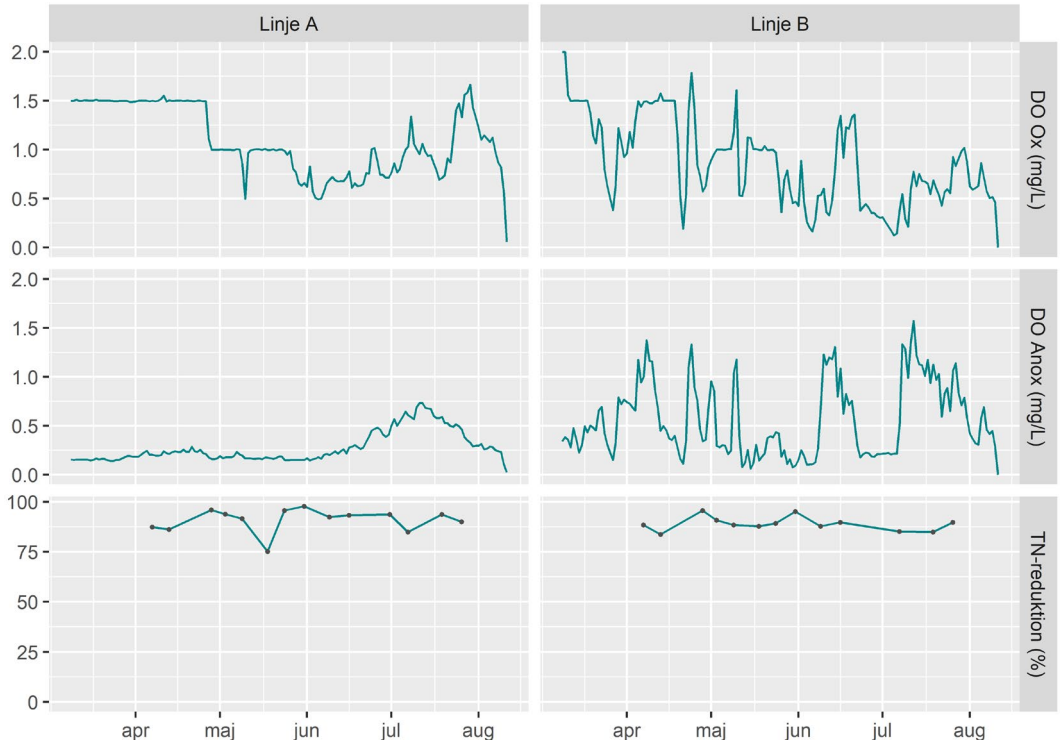
Fosforhalten (medelhalt) på utgående vatten var från 0,23 till 0,29 mg/L, trots att järn doserades med i medel ca 3,1 g/m^3, en tillsats som var lägre än målvärdet på 5 g/m^3. Lägre reningsgrad vid några analyser i maj och i augusti orsaksförklaras med att doseringspumpen vid denna tidpunkt gav en lägre järndos jämfört med vad som skulle ha tillsatts enligt styrningen. Även omröraren i blandningstanken slutade fungera under de sista två testveckorna i augusti. Detta kan även ses i järnhalten efter mikrosilen som visas i Figur 8, vilken vid jämförelse med fosforreduktion indikerar att en låg järnhalt uppträdde i samband med en lägre fosforreduktion. Båda pilotlinjerna påverkades av denna problematik och driften har därför varit jämförbar.



Figur 8. Totaljärnhalt efter mikrosilen.

Figur 9 visar syrehalter för respektive pilotlinje för luftade och oluftade zoner och illustrerar de utmaningar som fanns med styrning av luftningen. Dels på grund av en mindre flexibel styrning av luftflödet till de olika bioreaktorerna, dels på grund av de fasta processvolymer som inte tillåter en flexibel justering av olika zoner. Sammantaget varierade syrehalten kraftigt och löst syre från

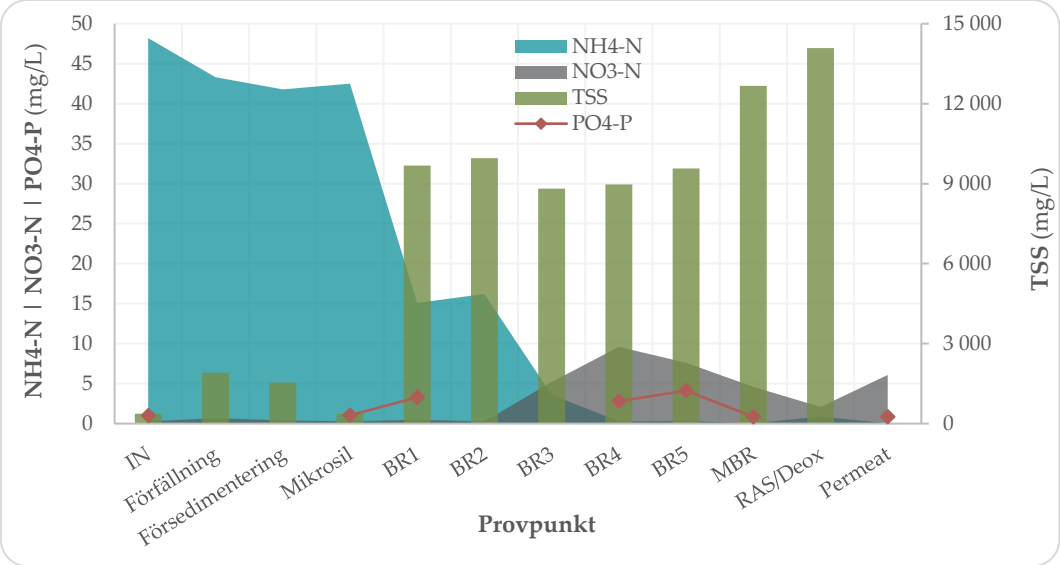
ox-zonerna flyttades delvis över till anox-zonerna. Trots dessa problem fungerade dock kvävereningen bra med en reduktion av totalkväve (TN) på ca 85 %.



Figur 9. Syrehalter (DO) i de två pilotlinjerna för luftade (ox) och oluftade (anox) zoner och reduktion av totalkväve (TN-reduktion).

3.3.2 Profilering

Figur 10 visar ett exempel av ett resultat för referenslinjen från en utförd profilering. På grund av svårigheter med dataunderlaget och utvärderingen redovisas inte profileringsresultaten i denna rapport. En återkommande utmaning vid profileringen var de generella begränsningarna som uppträdde i luftningssystemet och som uppvisades under vissa specifika perioder. Vi observerade inga markanta skillnader vid de olika profileringarna som kunde tillskrivas till en eventuell PAK-påverkan.



Figur 10. Exempel på resultat från en utförd profilering, här i referenslinjen.

Vid profileringen observerades fosfatsläpp i båda linjerna i sista bioreaktorn (BR15 respektive BR25). Detta observerades samtidigt som en låg järndosering och låga fosfathalter i utgående permeat uppträdde (båda linjerna), vilket sannolikt tyder på en biologisk fosforrening (Bio-P). Inga Bio-P labbtester har dock utförts för att bekräfta detta.

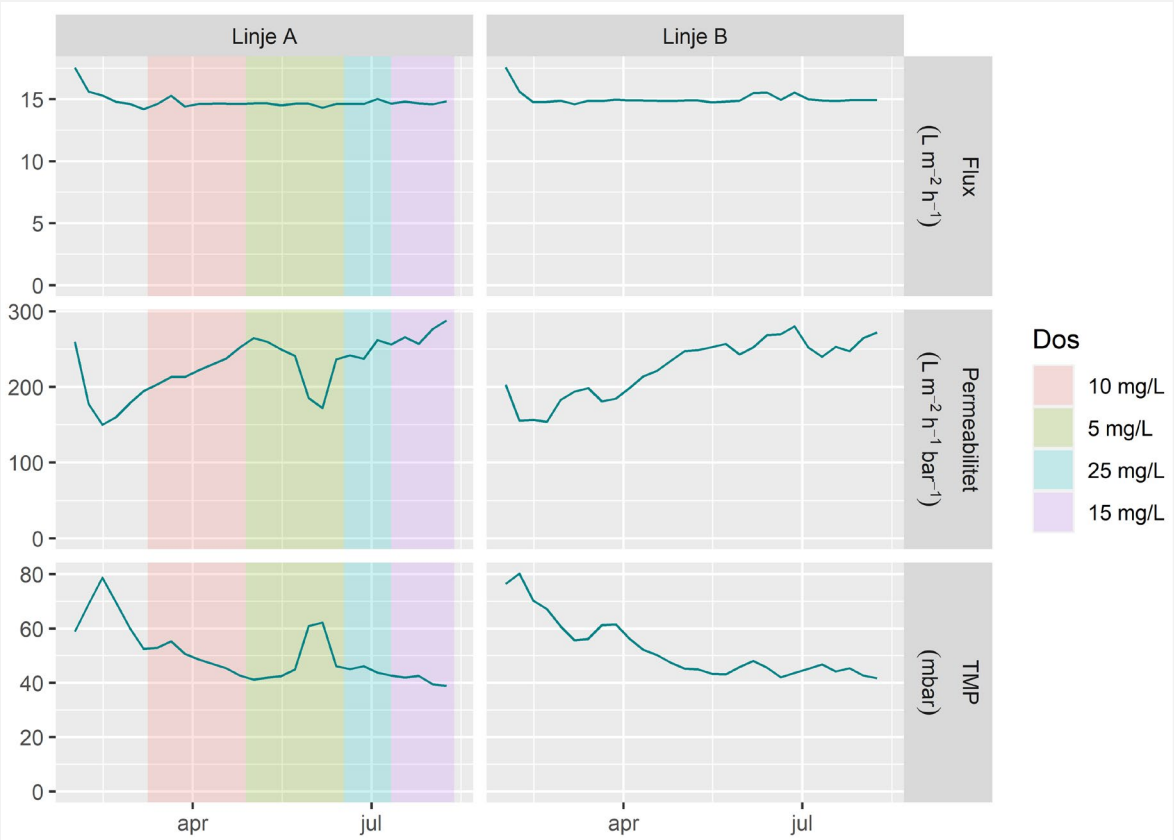
3.3.3 Membranprestanda

Membranen i båda pilotlinjerna har utvärderats med hjälp av ett antal olika parametrar som inkluderar flux som definierar flödet per membranyta (L/(m^2,h)) och är ett mått på hur hårt membranen belastas. Dessutom utvärderades transmembrantryckskillnad (TMP, i mbar) som beskriver skillnaden i tryck före och efter membranet och som kan jämföras med filtermotstånd om TMP tillåts variera. TMP är den drivande kraften för transport genom membranet. Slutligen kan permeabiliteten, alltså flux per TMP (L/(m^2,h,bar)), användas som ett mått på hur bra ett visst flux tas ut genom membranen. Permeabiliteten försämras gradvis över tid, vilket beror på fouling som sker på membranet. Permeabiliteten påverkas även av vattentemperaturen och brukar därför ofta anges som temperaturkompenserat. I utvärderingen användes den temperaturkompenserade permeabiliteten, normaliserad mot temperatur 20 °C.

Figur 11 visar flux, permeabilitet och TMP för både PAK-MBR (Linje A) och referenslinjen (Linje B). För pilotlinjen med PAK-MBR indikeras dessutom de olika perioderna för respektive PAK-dos som utvärderades. Eftersom pilotlinjerna styrdes via permeatuttag har fluxen i båda linjerna legat på samma stabila nivå. För permeabiliteten kan en ökande permeabilitet och minskande TMP över tid observeras i båda pilotlinjer. Detta kan framför allt förklaras med en stadigt ökande temperatur av avloppsvattnet från ca 16 grader i februari till ca 24 grader i augusti. För PAK-MBR pilotlinjen kan en kortare trendavvikelse mot perioden som motsvarades av slutet PAK-dos 5 mg/L. Detta orsakades av tekniska problem som skedde framför allt i luftningssystemet och som minskade membranluftningen kraftigt. Problem relaterat till uttag av överskottsslam orsakade en högre slamhalt i linjen under några kortare perioder, vilket i sin tur påverkade permeabiliteten. Denna testperiod förlängdes därför också tills membranprestandan bedömdes vara tillbaka på förväntade nivåer.

Även om en viss positiv effekt av högre PAK-doser på trenden i membranpermeabiliteten skulle kunna läsas ut ur Figur 11 jämfört med motsvarade perioder i referenslinjen där permeabiliteten

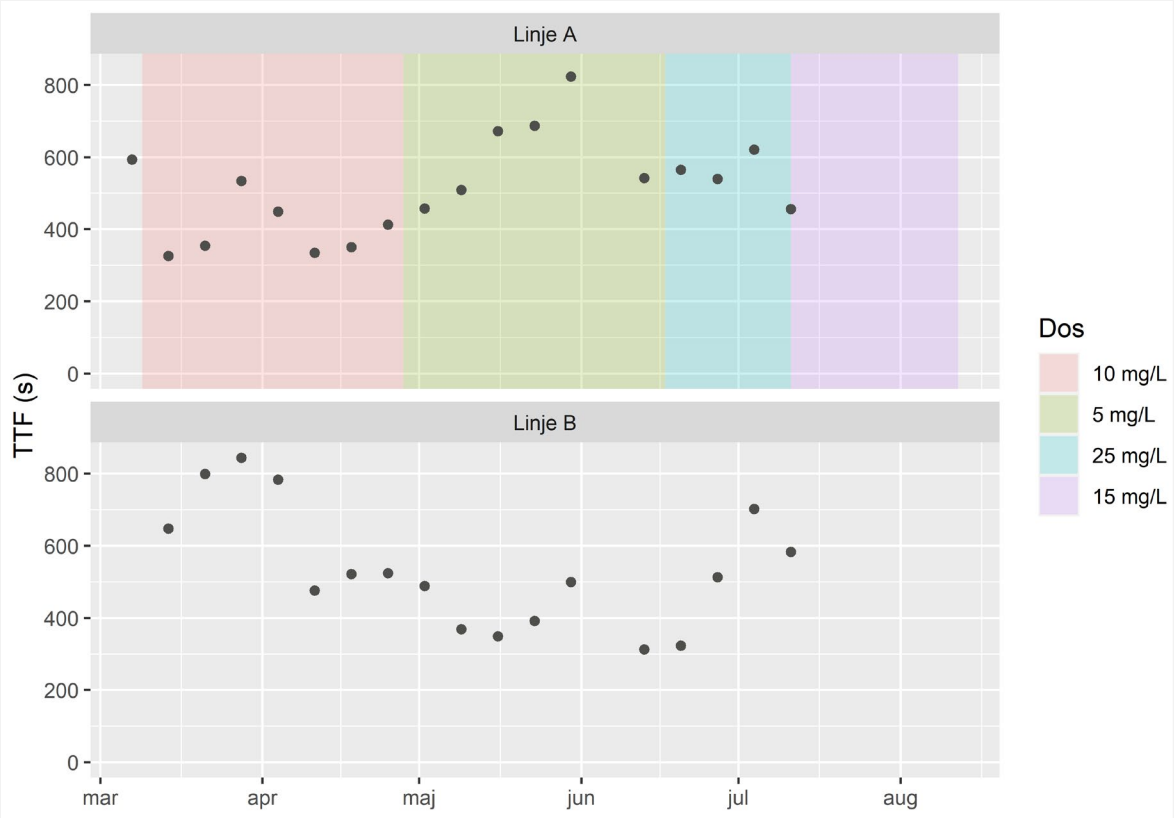
ökade mindre snabbt, eller t.o.m. sjönk, så skulle detta behöva testas under längre testperioder med fokus på membranpåverkan vid olika PAK-doser för att fastställa eventuella effekter.



Figur 11. Flux, permeabilitet och TMP för båda pilotlinjer.

3.4 Slamproduktion och -egenskaper

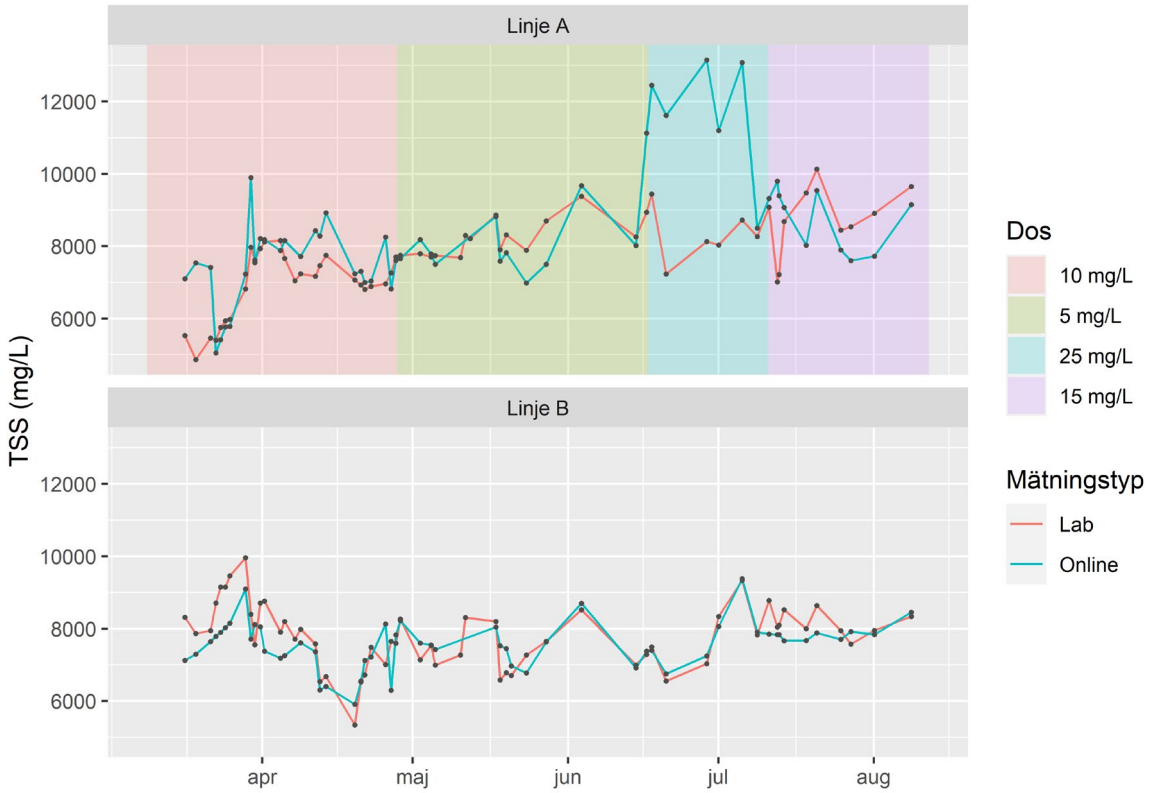
Figur 12 visar resultat för ”time to filter” (TTF) för både PAK-MBR (Linje A) och referenslinjen (Linje B). För PAK-MBR pilotlinjen indikeras dessutom de olika perioderna med de testade PAK-doserna. TTF anger tiden som krävs för att filtrera 100 mL filtrat och bedöms vara den mest effektiva metoden för att bedöma filtrerbarheten av slam, både avseende dess förmåga att fastställa variationer i slamkvalitet och i reproducerbarhet (Alkmim et al., 2015). Samma studie som jämförde olika tester har även visat att filtrerbarhet är direkt relaterad till membranets nedsmutsningspotential och kan användas som ett verktyg för att övervaka och kontrollera nedsmutsningsprocessen i MBR-processer.



Figur 12. TTF (time to filter) för båda pilotlinjer.

TTF som visas i Figur 12 mättes med slam ur membrantankarna och visar varierande resultat för båda pilotlinjerna. Medan TTF för referenslinjen i början ligger avsevärt högre så observerades därefter en lägre TTF under april till juli i referenslinjen utan någon tydlig förklaring. En bedömning av hur PAK-tillsats påverkar TTF är svårt att ange för en kort testperiod som dessa försök motsvaras. Projektgruppens rekommendation är därför att utvärdera detta för en längre testperiod med fokus på filtrerbarhet vid olika PAK-doser. En utmaning i pilotanläggningen som kan ha påverkat TTF-testerna är att det, jämfört med fullskala, finns stora recirkulationsflöden av permeat och permeatuttag. Recirkulationsflödet växlades också med korta intervaller (40s respektive 160s), vilket gör att en representativ provtagning för TTF-tester blir svårt.

Figur 13 visar TSS för både PAK-MBR (Linje A) och referenslinjen (Linje B) i bioreaktor BR14 respektive BR24. För pilotlinjen PAK-MBR indikeras dessutom de olika perioderna med de testade PAK-doserna. Det kan tydlig observeras att det genomsnittliga målvärdet för TTS på 7500 - 8000 mg/L i båda linjerna delvis varierade kraftigt. Detta berodde både på översvämningar p.g.a. kraftig skum- och flytslambildning som orsakade tapp av bioslam, och på periodvisa problem med slamuttagspumpar och luftningen. Pilotanläggningens fasta uppdelning av processvolymer kan också ha påverkat. Från figuren kan det även dras slutsatser om att det funnits problem med onlinegivarna p.g.a. skillnader mellan observerad och konstaterad PAK-tillsats. Detta kunde leda till ett högre automatiskt uttag av bioslam än vad som i verkligheten skulle vara motiverat för att bibehålla en viss slamhalt i pilotlinjen.



Figur 13. TTS i båda pilotlinjer med PAK-dos indikerat för PAK-MBR (Linje A).

3.5 Avskiljning av organiska mikroföroreningar

I detta avsnitt redovisas en sammanställning av analysresultaten för organiska mikroföroreningar, främst läkemedelsrester och PFAS, samt tillhörande reningseffekter som observerats i de två pilotlinjerna.

3.5.1 Organiska mikroföroreningar - läkemedelsrester

Tabell 4 visar analyserade halter av utvalda organiska mikroföroreningar i inkommande och utgående avloppsvatten från respektive MBR-pilotlinje vid olika undersökta PAK-doser. För samtliga försök i referenslinjen, som kördes parallellt med linjen med PAK-MBR, förekom ingen PAK-tillsats. För PAK-MBR linjen gjordes vid varje dos två provtagningar, en några få timmar efter dosbyte och en efter en drift på minst 3 slamåldrar innan byte till nästa dos. Tabell 4 visar halten för samtliga av dessa mätningar. För PAK-dos 5 mg/L genomfördes ytterligare en provtagning 4 dagar efter dosbyte på grund av misstänkta driftstörningar.

Observerade halter och haltvariationer i orenat avloppsvatten motsvarar halter som observerats i andra avloppsvatten. Det fanns dock generellt en något lägre halt i inkommande vatten vid Himmerfjärdsverket och MBR-piloten vid Himmerfjärdsverket jämfört med tidigare observationer (Baresel et al., 2019, 2022). Reningseffekten över fullskaleprocessen med MBR ligger dock på samma nivå som för MBR-processen vid Himmerfjärdsverket (Baresel et al., 2022). Det framgår från tabellen att vissa läkemedel som furosemid, ibuprofen, naproxen och paracetamol förekommer i mycket högre halter än andra analyserade läkemedel och dominerar därmed även summan av alla läkemedelshalter i inkommande avloppsvatten. Som konstaterats i många studier tidigare och som även visas i tabellen nedan, så sker en nedbrytning av vissa substanser: t.ex. ibuprofen, naproxen och paracetamol mycket effektivt redan i dagens reningsprocess. Även

ketokonazol kan avlägsnas mycket effektivt i dagens avloppsreningsverk. Andra läkemedel som erythromycin, methotrexat, sertralin och zolpidem kan inte, eller endast i låga halter, detekteras eller kvantifieras. För att inte dessa enstaka substanser ska ge en missvisande bild av reduktionen över reningsprocessen inkluderar tabellen även summan av endast de läkemedel som är svårnedbrytbara och som vanligtvis kan kvantifieras och är angivna i tabellen med *. Denna summa (∑ Svårnedbrytbara*) består av 16 av totalt 24 analyserade substanser och utgör ca 1/5 del av totalsumman. Prestationen avseende reningseffekt från respektive PAK-dos kommenteras vidare i samband med Figur 14.

Tabell 4. Analyserade läkemedelshalter i inkommande (IN) och utgående från respektive MBR-pilotlinje (PAK-MBR och MBR) vid olika undersökta PAK-doser.

	PAK-dos: 0 mg/L			PAK-dos: 5 mg/L									PAK-dos: 10 mg/L					
	Omgång 1			Omgång 2			Omgång 3			Omgång 4			Omgång 5			Omgång 6		
Substans	IN	PAK-MBR	MBR	IN	PAK-MBR	MBR	IN	PAK-MBR	MBR	IN	PAK-MBR	MBR	IN	PAK-MBR	MBR	IN	PAK-MBR	MBR
Atenolol*	190	89	100	69	48	76	110	42	77	190	80	56	280	33	99	230	30	72
Karbamazepin*	160	250	270	33,5	100	310	98	120	290	160	250	270	220	33,5	290	220	68	320
Ciprofloxacin*	120	66	110	1400	5	40	95	7,5	29	120	17	21	180	7,5	66	210	5	55
Citalopram*	67	150	170	140	7	200	48	7	190	67	38	140	100	7	170	84	7	180
Klarithromycin*	50	57	65	78	7,5	76	41	17	68	50	30	57	97	8	65	81	8	64
Diklofenak*	600	640	680	220	450	770	370	410	620	600	860	570	850	240	730	780	280	690
Erythromycin	5	12	5	5	5	24	5	13	45	5	13	14	5	3	5	13	3	40
Fluconazol*	260	290	290	130	230	360	160	200	290	260	440	280	350	130	310	290	150	320
Furosemid*	1100	700	830	580	530	510	590	450	330	1100	850	280	2000	370	800	1200	310	540
Ibuprofen	9500	8,4	8,4	4000	8,4	8,4	4300	8,4	8,4	9500	8,4	8,4	9000	8,4	8,4	9000	8,4	8,4
Ketokonazol	220	4	4	950	4	4	160	4	4	220	4	4	54	4	7	170	4	4
Losartan*	1400	210	380	930	160	170	810	200	130	1400	390	190	2000	180	250	1700	120	160
Methotrexat	9	5	5	5	5	5	5	5	5	9	5	5	9	5	5	9	5	5
Metoprolol*	830	820	930	330	110	800	490	130	700	830	320	560	1100	68	930	960	58	780
Naproxen	3000	6	6	1500	6	6	1800	6	6	3000	6	6	4600	6	6	3700	10	6
Oxazepam*	400	210	220	190	83	240	230	83	220	400	170	200	660	39	240	420	75	240
Paracetamol	12000	5	5	4600	7,5	5	5900	5	5	12000	7,5	5	14000	5	5	12000	8	5
Propranolol*	46	67	80	44	3	85	25	3	78	46	4,15	63	26	3	91	62	3	81
Sertralin	4	6	6	4	4	12	4	4	6	4	4	13	4	4	17	4	4	6
Sulfamethoxazol*	400	210	260	180	60	200	260	69	180	400	190	180	450	65	260	450	48	190
Tramadol*	100	250	300	27	150	300	27	130	340	100	290	220	180	59	280	95	64	300
Trimethoprim*	130	130	140	72	6,9	43	80	11	54	130	27	30	180	7	100	140	3	43
Venlafaxine*	250	370	400	120	93	450	160	110	420	250	300	370	360	51	430	320	33	440
Zolpidem	3,35	3,35	3,35	2	2	3,35	3,35	2	3,35	3,35	2	3,35	8	2	7	3,35	2	3,35
∑ Alla	*30844*	*4559*	*5268*	*15610*	*2085*	*4698*	*15771*	*2037*	*4099*	*30844*	*4306*	*3546*	*36713*	*1338*	*5171*	*32141*	*1305*	*4553*
*∑ Svårnedbrytbara**	*6103*	*4509*	*5225*	*4543*	*2043*	*4630*	*3594*	*1989*	*4016*	*6103*	*4256*	*3487*	*9033*	*1300*	*5111*	*7242*	*1261*	*4475*

	PAK-dos: 15 mg/L						PAK-dos: 25 mg/L					
	Omgång 7			Omgång 8			Omgång 9			Omgång 10		
Substans	IN	PAK-MBR	MBR	IN	PAK-MBR	MBR	IN	PAK-MBR	MBR	IN	PAK-MBR	MBR
Atenolol*	170	18	57	240	21	48	180	5,5	58	200	5,5	62
Karbamazepin*	130	33,5	280	170	33,5	310	190	20	300	190	20	310
Ciprofloxacin*	260	5	35	300	5	79	230	5	46	270	5	42
Citalopram*	47	4	180	74	7	180	86	4	160	67	4	180
Clarithromycin*	32	5	42	93	5	58	74	5	61	92	5	76
Diklofenak*	460	130	510	660	160	630	750	56	620	570	46	580
Erythromycin	5	3	5	5	3	12	16	3	26	5	3	19
Flukonazol*	180	110	190	310	150	320	330	49	370	220	45	250
Furosemid*	680	110	180	1000	140	230	1400	65	440	1000	65	220
Ibuprofen	6700	8,4	8,4	9800	8,4	8,4	14000	8,4	8,4	9100	8,4	8,4

Ketokonazol	190	4	4	210	4	4	500	4	6,5	290	4	4
Losartan*	1300	83	150	2000	94	200	1600	37	270	1800	28	150
Methotrexat	5	5	5	5	5	5	9	5	5	5	5	5
Metoprolol*	590	30	390	920	40	470	1000	7,5	610	870	7,5	460
Naproxen	1900	6	6	3600	6	6	4000	21	6	3200	10	6
Oxazepam*	260	19	190	390	28	230	420	8,5	230	350	8,5	190
Paracetamol	12000	5	5	15000	21	5	15000	7,5	32	12000	5	5
Propranolol*	49	3	35	72	3	36	54	3	58	53	3	49
Sertralin	67	4	6	47	4	15	4	4	6	4	4	13
Sulfamethoxazol*	300	32	160	420	53	160	520	11,5	190	560	11,5	200
Tramadol*	72	63	390	27	60	290	84	16	260	71	16	310
Trimethoprim*	74	2,5	9,7	100	2,5	8,7	160	2	21	140	2	17
Venlafaxin*	210	35	330	180	34	400	320	11	400	280	9,6	390
Zolpidem	3,35	2	3,35	3,35	2	3,35	3,35	2	3,35	3,35	2	3,35
∑ *Alla*	*25684*	*720*	*3171*	*35626*	*889*	*3708*	*40930*	*360*	*4187*	*31340*	*322*	*3550*
∑ *Svårnedbrytbara**	*4814*	*682*	*3129*	*6956*	*836*	*3650*	*7398*	*305*	*4094*	*6733*	*280*	*3486*

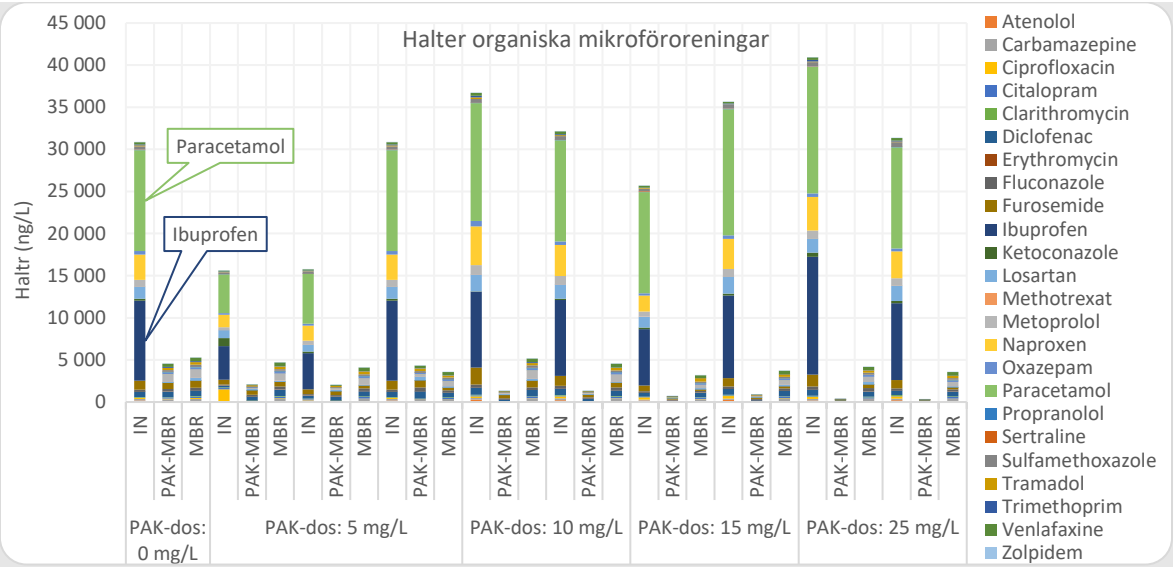
* Svårnedbrytbara läkemedelsrester som ingår i ∑ Svårnedbrytbara*

XX - < LOD (Level of Detection)

XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)

- Risk för ökad osäkerhet vid kvantifiering då halten överstiger kalibreringskurvans högsta punkt.

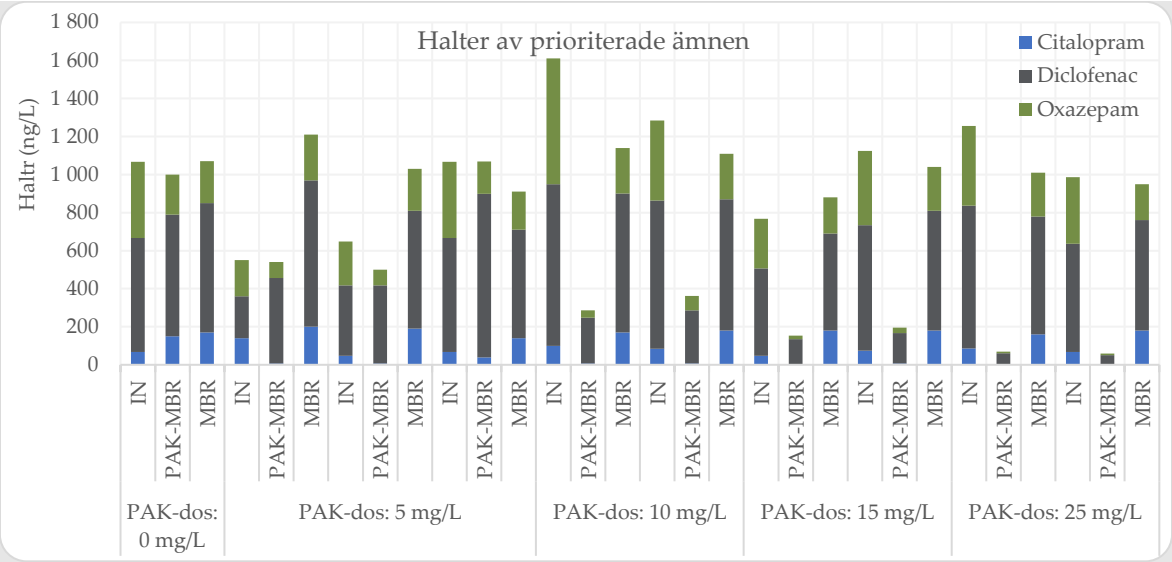
Figur 14 visar halter av de upptagna ämnena från Tabell 4 och illustrerar minskningen av dessa över reningsprocessen med och utan PAK-tillsats. Figuren illustrerar variationerna av olika läkemedel och totalmängden i inkommande avloppsvatten mellan provomgångar. Generellt minskar totalhalten av de analyserade mikroföroreningarna från ca 30 000 ng/L till <5000 ng/L redan i MBR-pilotlinjen utan PAK-tillsats för 8 av 10 försök. Substanserna paracetamol och ibuprofen indikeras extra tydligt i figuren för att lyfta fram att dessa två substanser tillsammans utgör den största delen av totalmängden mikroföroreningar i inkommande orenat avloppsvatten. Dessa två läkemedel renas dessutom redan effektivt bort i dagen reningsprocess utan behov för en avancerad rening. Detta illustrerar att summan av samtliga läkemedelsrester inte framstår som en bra indikator för utvärdering av olika reningsprocesser. Att använda sig av summan för svårnedbrytbara och kvantifierbara läkemedel framstår som en kompletterade indikator.



Figur 14. Totalhalt och ämneshalter av alla analyserade organiska mikroföroreningar för inkommande vatten och utgående vatten för pilotlinjerna PAK-MBR och MBR. I PAK-MBR har olika stor tillsats (mg/L) av PAK förekommit.

Från Figur 14 ovan kan det även läsas ut att en ändring i PAK-dosen ger en direkt effekt i reningseffektiviteten där en högre dos resulterade i en högre reningsgrad. Inom varje dos-intervall (omgångar) är skillnaderna inte markanta och kan förklaras med att skillnader mellan reningseffekten direkt efter dosbyte och effekt av samma dos efter flera slamåldrar framstår som minimal. Detta kan förklaras med att PAK-dosering sker i membrantanken och att adsorption av organiska mikroföroreningar till PAK bedöms som den primära avskiljningsmekanismen jämte biologisk nedbrytning. Att det är adsorption som är styrande öppnar upp för en flexibel dosering av PAK som följer belastningsvariationer. Denna typ av dosering kan också leda till en stabil reningseffekt som är oberoende av belastningsvariationer. Detta förutsatt att en lämplig styrning av PAK-dosering kan implementeras t.ex. via en online DOC-mätning inför PAK-doseringspunkten. Denna aspekt har dock inte ingått i nuvarande projektomfattning men kommer utredas vidare i framtida tester.

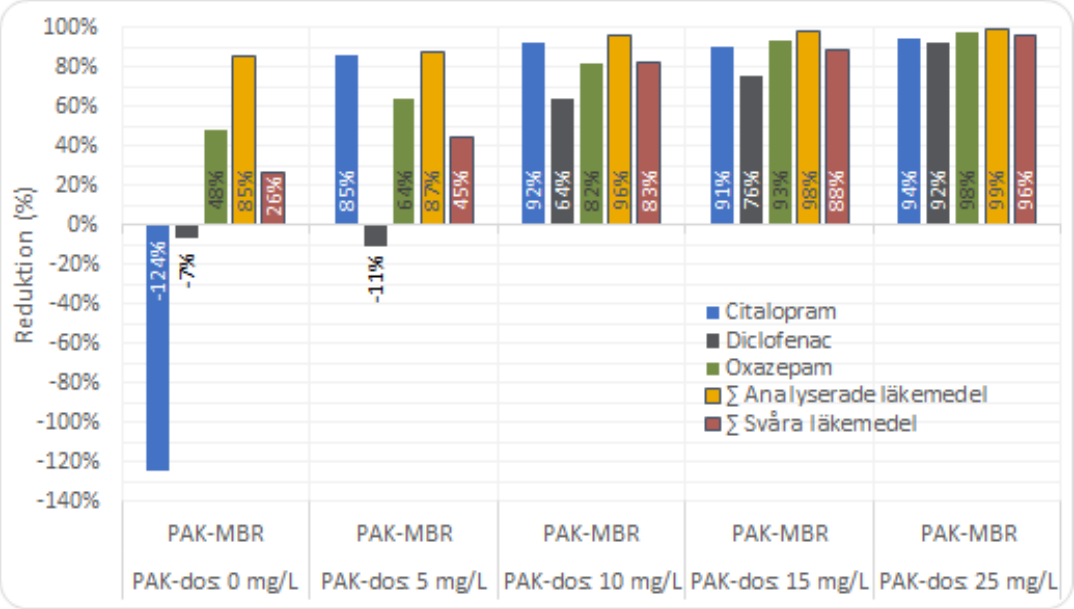
Figur 15 visar halter av endast de läkemedelsrester som i förstudien vid Himmerfjärdsverket pekades ut som mest prioriterade för en eventuell avancerad rening (Baresel et al., 2019). Det framgår tydligt från figuren att dessa substanser inte är lika lätt att rena bort i reningsprocessen utan avancerat rening (jämför PAK-MBR med MBR). I jämförelse med diklofenak och oxazepam är citalopram det ämne som i princip avskiljs helt, medan diklofenak och oxazepam adsorberas något mindre. Skillnaderna mellan dessa tre ämnen visar sig tydligare för de lägre PAK-doserna, vilket sannolikt beror på att PAK-dosen är mer begränsande för adsorptionen här jämfört med när den är 15 eller 25 mg/L.



Figur 15. Halter av de prioriterade läkemedelsrester för de olika undersökta proverna.

I Figur 16 visas reduktionen (%) av de prioriterade ämnena citalopram, diklofenak och oxazepam för Himmerfjärdsverket. Även reduktionen av summan av samtliga analyserade mikroföroreningar och summan av endast de svårnedbrytbara och kvantifierbara mikroföroreningarna för de olika undersökta PAK-doserna visas. Återigen visas att summan av samtliga analyserade mikroföroreningar inte är ett lämpligt mått för att jämföra olika tekniker då reduktionen även utan PAK-tillsats redan uppgår till 85 %. För de prioriterade ämnena citalopram, diklofenak och oxazepam, och summan av endast de svårnedbrytbara och kvantifierbara läkemedlen kan en tydlig trend för en ökad reningseffekt med ökad PAK-dos läsas ut. Med en PAK-dos på 25 mg/L uppnås en mycket effektiv reduktion på >90 % för samtliga redovisade läkemedelskategorier. Summan av samtliga analyserade läkemedelsrester och summan av endast de svårnedbrytbara och kvantifierbara läkemedlen renad bort med >99 % respektive >96 %. För

citalopram som uppvisar en kraftig negativ reduktion på 124 % i pilotlinjen utan PAK-tillsats, visar en hög reduktion på 85 % redan vid den lägsta PAK-dosen på 5 mg/L.



Figur 16. Sammanställning av reduktion (%) av prioriterade ämnen, summan av samtliga och summan av endast de svårnedbrytbara och kvantifierbara mikroföroreningarna vid olika testade PAK-doser.

3.5.2 PFAS

Tabell 5 visar halter av analyserade PFAS11 samt ∑PFAS11 i inkommande och utgående avloppsvatten från respektive MBR-pilotlinje vid olika undersökta PAK-doser, enligt de tidigare beskrivna provomgångar som presenterades för organiska mikroföroreningar (läkemedelsrester) i Tabell 4. Även här visar halter för referenslinjen resultat av minskade mängder av summaparametern PFAS11 i frånvaro av PAK. Minskningen i PFAS11 är framförallt från PFBA, PFHxA och PFOS.

Observerade halter och haltvariationer av PFAS11 i orenat avloppsvatten ligger i samma storleksvariation som observerats i andra avloppsvatten på svenska avloppsreningsverk. Halten på 86 ng/L 6:2 FTS i inkomanden avloppsvatten vid omgång 4 sticker ut och efter en omanalys kunde samma halt bekräftas på nytt. Vad som orsakat den mycket högre halten i endast detta prov kunde inte fastställas. I andra provomgången kunde 6:2 FTS inte kvantifieras p.g.a. störningar vid analysen. Även en upprepning av analysen kunde inte ge en utvärdering p.g.a. störning i analysen.

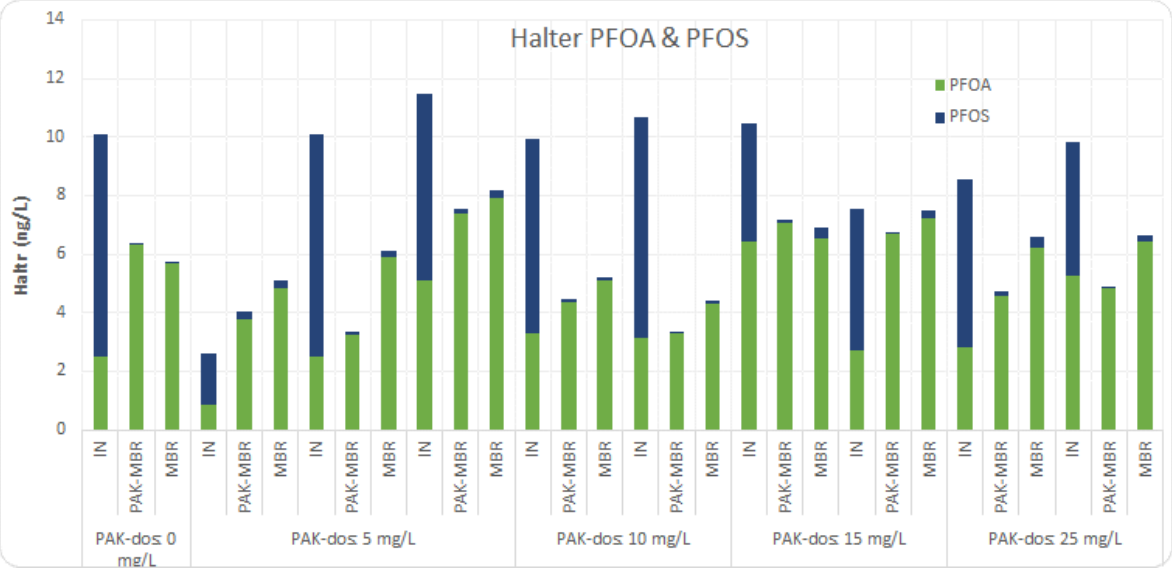
Tabell 5. Analyserade PFAS11 och ∑PFAS11 i inkommande och ut från respektive MBR-pilotlinje vid olika undersökta PAK-doser.

	PAK-dos: 0 mg/L			PAK-dos: 5 mg/L									PAK-dos: 10 mg/L					
	Omgång 1			Omgång 2			Omgång 3			Omgång 4			Omgång 5			Omgång 6		
PFAS	**IN**	**PAK-MBR**	**MBR**	**IN**	**PAK-MBR**	**MBR**	**IN**	**PAK-MBR**	**MBR**	**IN**	**PAK-MBR**	**MBR**	**IN**	**PAK-MBR**	**MBR**	**IN**	**PAK-MBR**	**MBR**
PFBA	8,15	3,65	3,58	1,92	4,41	5,02	8,15	4,40	5,32	22,27	2,05	2,96	39,00	0,90	2,82	11,17	2,89	1,71
PFPeA	1,12	7,19	6,49	0,61	6,79	5,82	1,12	5,90	6,36	1,95	8,70	7,97	2,88	5,77	5,39	2,39	5,75	5,78
PFHxA	10,83	5,56	5,17	0,68	4,11	4,49	10,83	4,89	5,77	5,21	5,59	6,05	5,27	4,23	5,22	7,545	4,53	5,22
PFHpA	0,52	2,24	2,22	0,41	1,71	1,85	0,52	1,55	1,94	0,95	2,35	2,46	0,65	1,54	1,41	0,8	1,26	1,58
PFOA	2,50	6,30	5,67	0,86	3,76	4,85	2,50	3,22	5,89	5,10	7,37	7,90	3,31	4,38	5,08	3,13	3,30	4,28
PFNA	0,54	0,24	0,26	0,09	0,12	0,25	0,54	0,10	0,26	0,53	0,23	0,48	0,36	0,22	0,31	0,43	0,11	0,21
PFDA	0,26	0,05	0,05	0,15	0,06	0,08	0,26	0,05	0,05	0,42	0,05	0,05	0,05	0,09	0,07	0,14	0,05	0,05
PFBS	0,47	2,16	1,96	0,05	3,00	2,19	0,47	1,68	1,97	0,42	3,19	3,06	0,62	1,81	1,94	0,315	1,53	1,43
PFHxS	1,42	1,13	1,04	0,95	1,10	1,75	1,42	0,62	1,68	1,54	1,22	1,77	1,70	0,98	1,34	1,68	0,73	1,15
PFOS	7,58	0,10	0,09	1,75	0,29	0,26	7,58	0,11	0,22	6,36	0,19	0,27	6,60	0,10	0,11	7,55	0,05	0,12
6:2 FTS	0,92	0,14	0,11	n.d.	n.d.	0,09	0,92	0,34	0,06	86,59	0,06	0,15	1,20	0,06	1,32	1,52	0,15	0,21
∑PFAS11	34,31	28,76	26,64	7,47	25,35	26,65	34,31	22,86	29,52	131,34	31,00	33,12	61,64	20,08	25,01	36,67	20,35	21,74

	PAK-dos: 15 mg/L						PAK-dos: 25 mg/L					
	Omgång 7			Omgång 8			Omgång 9			Omgång 10		
PFAS	**IN**	**PAK-MBR**	**MBR**	**IN**	**PAK-MBR**	**MBR**	**IN**	**PAK-MBR**	**MBR**	**IN**	**PAK-MBR**	**MBR**
PFBA	5,76	6,33	6,01	12,05	4,19	4,63	18,06	3,86	4,71	15,04	4,67	5,32
PFPeA	0,05	11,71	10,68	0,05	10,46	10,21	0,05	11,81	8,82	0,05	10,99	10,70
PFHxA	1,00	7,60	6,90	3,15	4,62	4,73	3,04	4,82	5,46	2,78	6,06	5,92
PFHpA	2,68	4,05	4,25	0,77	2,42	2,56	1,16	2,13	1,77	2,12	3,18	2,91
PFOA	6,41	7,05	6,54	2,73	6,67	7,21	2,83	4,57	6,19	5,28	4,83	6,41
PFNA	2,45	0,31	0,51	0,62	0,55	0,94	0,48	0,11	0,25	1,67	0,19	0,35
PFDA	2,38	0,05	0,05	0,34	0,06	0,09	0,15	0,07	0,05	1,17	0,05	0,05
PFBS	1,07	1,67	1,68	0,93	3,13	4,41	0,27	2,94	2,55	0,32	3,07	3,94
PFHxS	2,24	1,22	1,75	2,18	0,98	1,99	2,17	1,13	2,00	2,67	1,06	2,11
PFOS	4,05	0,10	0,36	4,79	0,09	0,30	5,71	0,14	0,40	4,56	0,07	0,22
6:2 FTS	5,45	0,05	0,38	1,82	0,05	0,66	4,98	2,68	0,06	3,23	0,05	0,46
∑PFAS11	33,54	40,14	39,11	29,43	33,22	37,73	38,90	34,26	32,26	38,89	34,22	38,39

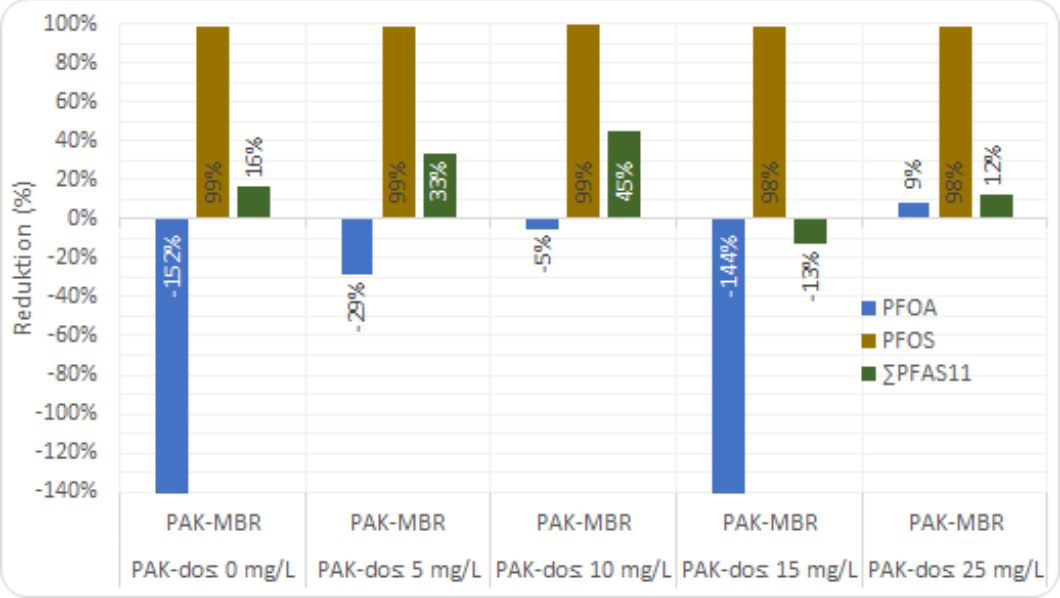
XX - < LOD (Level of Detection)
n.d. ämnet kunde inte kvantifieras p.g.a. störningar i analysen

Figur 17 visar halter för PFOA och PFOS från Tabell 5 och illustrerar minskningen av PFOS över båda MBR-linjerna samtidigt som PFOA inte visar på samma minskning. En kraftig PFOS-minskning observeras alltså även i referenslinjen utan PAK-tillsats även om PFOS-minskning i PAK-MBR linjen är markant tydligare. För PFOA kan en mer ojämn haltutveckling och inga tydliga trender konstateras. I de flesta scenarion ökar PFOA-halten över reningssteget i både PAK-MBR och referenslinjen. Detta kan även observeras för andra PFAS-ämnen inom PFAS11 och ∑PFAS11. Inget samband mellan olika PAK-doser och grad av avskiljning kan hittas men haltökningen från inkommande avloppsvatten till utgående från MBR ligger i samtliga scenarion förutom omgång 7 på en lägre nivå i pilotlinjen med PAK-dosering jämfört med referenslinjen. Att PFOA och andra ämnen inom PFAS11-gruppen uppvisar en negativ reduktion (alltså haltökning) över reningsprocessen har konstaterats vid flera svenska avloppsreningsverk (Baresel et al., 2022b). Det finns också stora skillnader mellan PFOA och PFOS utifrån den kemiska strukturen som delvis kan förklara att adsorption eller avskiljning kan fungera annorlunda mellan dessa ämnen. En annan förklaring kan vara att olika typer av PFAS bildas över reningsverket och dessa kan uppstå från s.k. prekursorer, d.v.s. föregångsämnen som också de är fluorerade ämnen men inte nödvändigtvis alkylsyror som ingår i PFAS11.



Figur 17. Halter av de PFOA och PFOS för de olika undersökta proverna.

I Figur 18 visas reduktion av PFOA, PFOS och ∑PFAS11 för de olika undersökta scenarierna. PFOS avskiljs med >98 % i frånvaro av tillsats av PAK. Som Figur 17 visar finns det inget samband mellan en hög PAK-dosering och en hög PFOS-reduktion, istället visas att PFOS avskiljs till 99 % oavsett närvaro eller frånvaro av PAK-tillsats. En trend med ökande PAK-tillsats kan dock inte läsas ut, mycket p.g.a. de redan höga avskiljningsgraderna. Även om en hög PFOS-avskiljning delvis förväntades eftersom samma goda reningseffekt observerades i MBR-piloten vid Himmerfjärdsverket (Baresel et al., 2022a), så är en rening på >98 % under hela testperioden långt över förväntan och med marginal den högsta PFAS-avskiljning över en reningsprocess som rapporterats vid svenska avloppsreningsverk (Baresel et al., 2022b).



Figur 18. Sammanställning av reduktion av PFOA, PFOS och ∑PFAS11 vid de lika testade PAK-doser.

För PFOA och ∑PFAS11 (samt för andra PFAS som inte visas i figuren) varierar reningsgraden och inget samband mellan PAK-dos och reningseffekt kan observeras. Från Tabell 5 kan det dock utläsas att PAK-MBR linjen i 8 av de 9 undersökta scenarion med PAK-dosering har lägre halter av

PFOA i utgående vatten jämfört med referenslinjen. Detta pekar på en viss effekt av PAK-tillsats och vi observerar likande trender för andra PFAS-ämnen.

3.5.3 Hormonstörande effekter (YES)

YES-test är en kvantitativ bestämning av östrogen aktivitet och visar den totala östrogena aktiviteten i avloppsvattnet och mäts som östradiolekvivalenter per liter (ng E2-eq/L eller ng EEQ/L). Följande ämnen kan ge östrogen effekt:

- Naturliga steroidhormoner, östrogener
- Syntetiska hormoner, läkemedel, p-piller
- Industrikemikalier, bisfenol A, alkylfenoler
- Fytoöstrogener, ämnen ur växtriket

Högst påverkan har östradiol (1 ng EEQ/L) och etinylöstradiol (1,2 ng EEQ/L). Även fenoler Bisfenol A (1×10^{-5} ng EEQ/L), nonylfenol ($5{,}7 \times 10^{-4}$ ng EEQ/L) och oktylfenol (1×10^{-5} ng EEQ/L) har en viss men avsevärt mindre effekt på YES-testen.

Tabell 6 visar YES-halter för inkommande avloppsvatten samt uppmätta halter i utgående vatten från MBR-steget för respektive pilotlinjer för de tre olika testperioder där 5 mg/L, 15 mg/L respektive 25 mg/L PAK tillsattes till pilotlinje PAK-MBR. Från tabellen visas att den östrogena effekten varierar i inkommande avloppsvatten över tid men att effekten reduceras väldigt effektivt i båda pilotlinjerna (lägsta reduktion på 92 % observeras för linjen utan PAK-dosering). Det ska däremot betonas att en hög reningsgrad inte nödvändigtvis innebär att utgående halter är tillräckligt låga för att släppas till recipient. Dock sker det alltid en utspädning i recipienten som ska beaktas i varje enskilt fall. Tabellen visar vidare att en dosering av PAK minskar YES-halten ytterligare och endast vid testperioden med 15 mg/L PAK kunde en YES-halt i utgående avloppsvatten från PAK-MBR linjen kvantifieras och kan eventuellt relateras till att de inkommande halterna av östrogena effekter var högre för denna provomgång (jämför 92 ng EEQ/L med 110 ng EEQ/L för 5 respektive 15 mg/L, Tabell 6).

Tabell 6. Analyserade YES i inkommande och ut från respektive MBR-pilotlinje vid olika undersökta PAK-doser.

	PAK-dos								
	5 mg/L			15 mg/L			25 mg/L		
Östrogena effekter	**IN**	**PAK-MBR**	**MBR**	**IN**	**PAK-MBR**	**MBR**	**IN**	**PAK-MBR**	**MBR**
YES (ng EEQ /L)	92	0,1	2,2	110	1,3	3,1	87	0,1	5,5

XX - < LOD (Level of Detection)

Halten i utgående renat avloppsvatten varierade från 2,2 - 5,5 ng EEQ/L för referenslinjen och bör fortfarande betraktas som hög. Under 2021 har IVL tagit fram ett förslag på effekthalter för både akut och kronisk toxicitet baserat på vetenskapliga studier. För akut toxicitet bör en halt på 1,4 ng EEQ/L inte överskridas. För kronisk toxicitet är 0,3 ng EEQ/L. Tabell 6 visar att YES-halten i utgående avloppsvatten ligger på en mycket högre nivå än både ovan nämnda värden för akuta respektive kroniska effekthalter för toxicitet. Vid en dosering av PAK överskreds inte den bedömda effekthalten för akut toxicitet vid något av mättillfällena och YES-halten låg under den bedömda effekthalten för kronisk toxicitet (0,3 ng/L) vid två av tre tillfällen.

3.5.4 Andra mikroföroreningar

Bakterier analyserades inte inom projektet men har tidigare analyserats i pH2040 piloten som har samma inkommande avloppsvatten och MBR-konfiguration och -typ som i denna pilot (Andersson et al., 2021). Analyser gjordes då enligt SS EN-ISO 9308-2:2014 och odlingsbara mikroorganismer enligt SS-EN ISO 6222:1999. Bakterier mäts som antal kolonibildande enheter (colony forming units, cfu) per volymenhet. Bakterieanalyserna genomfördes av Eurofins och visade följande resultat:

- *Koliforma bakterier*: <10 cfu/100 mL (under detektionsgräns)
- *Odlingsbara mikroorganismer* (vid 22 °C): 920 cfu/100 mL
- *E-coli* (Escherichia coli): <10 cfu/100 mL (under detektionsgräns)

Motsvarande halter i renat avloppsvatten från konventionell aktivslamprocess ligger på signifikant högre nivåer som t.ex. >75 000 cfu/100 mL för koliforma bakterier (Allard och Wahlberg, 2017).

Undersökningen av ***antibiotikaresistenta bakterier*** som gjordes av Allard och Wahlberg (2017) visade att det fanns resistenta bakterier i alla undersökta utgående avloppsvatten utom efter MBR-processen där det totala antalet bakterier generellt var väldigt lågt.

Mikroplaster analyserades inte i den aktuella piloten. Med en nominell porstorlek på 0,04 µm på membranen kan dock en komplett avskiljning av mikroplaster med den vanliga definitionen av 0,1 µm - 5 mm antas ske. Detta bekräftades även i mätningar inom pH2040 pilotprojektet som har samma inkommande avloppsvatten och MBR-konfiguration och -typ som i denna pilot enligt (Allard och Wahlberg, 2017; Närhi et al., 2021).

Analyser av ***hormoner*** östron (E1), östradiol (E2), etinylöstradiol (EE2) har ännu inte kunnat genomföras. Dock genomfördes analys av hormoner i MBR-piloten vid Hammarby Sjöstadsverk vid flera tillfällen av Allard och Wahlberg (2017) och Närhi et al. (2021) visade höga halter östron och i några fall kvantifierbara halter östradiol i inkommande avloppsvatten. Etinylöstradiol kunde inte detekteras i något av de analyserade proverna med inkommande avloppsvatten. I utgående avloppsvatten från MBR-linjen återfanns endast östron och östradiol i enstaka prover i koncentrationer över kvantifieringsgränsen. På grund av att få prover observerades med kvantifierbara halter kunde endast en reduktionsgrad för östron med >94 % rapporteras. Det bör noteras att det framför allt är östradiol (E2) och etinylöstradiol (EE2) som bidrar med störst effekt i YES-testen (hög östrogen effekt) men flertalet studier pekar på att enskilda kemiska analyser endast kan förklara en liten del av de effekter som observeras genom effektbaserad analys. Detta kan delvis bero på att den effektbaserade analysen ger respons på hela provets innehåll som inkluderar samtliga ämnens totala verkan genom t.ex. cocktaileffekter (Robitaille et al., 2022).

Fenolerna (bl.a. bisfenol A, nonylfenol och oktylfenol) har tidigare analyserats i MBR-piloten vid Hammarby Sjöstadsverk av Allard och Wahlberg (2017). Endast bisfenol A och nonylfenol kunde detekteras i utgående vatten från MBR-linjen men även från dessa fenoler var reningsgraden över MBR-processen 97 % respektive 94 %. Även fenoler bidrar till viss del till en östrogen effekt (YES-test).

3.6 Andra effekter med PAK-dosering

Under pilottesterna har vi observerat flera andra effekter av PAK-doseringen, men dessa är inte kvantifierade genom faktiska analyser. En del av förklaringen är att det låg utanför studiens mål och syfte men också för att utvärderingen av dessa effekter fortfarande pågår.

En tydlig positiv effekt av PAK-doseringen var att den ***minskade skum- och flytslambildning*** i PAK-MBR-linjen jämfört med referenslinjen. Likande observationer har rapporterats från fullskaletester med PAK-tillsats för skumbekämpning vid Nordkanal ARV i Tyskland. En förklaring till att skum- och flytslambildning minskar är att PAK adsorberar extracellulära polymera substanser (EPS) vilket förbättrar slammets flockegenskaper genom att skapa ett stabilt skelett (Du et al., 2020).

Vi observerade även en tydlig skillnad i ***färg*** på det utgående vattnet från MBR-processen vid provtagning (Tabell 7). Det visas tydligt att utgående avloppsvatten från PAK-MBR-linjen ger en lägre absorbans med ökad PAK-dos, vilket betyder en mindre missfärgning med ökande PAK-dos än utgående avloppsvatten från referenslinjen. Användningen av aktivt kol för att ta bort missfärgningar från t.ex. brunns- eller dricksvatten är vanligt.

Tabell 7. Resultat för färganalyser genom absorbansmätning vid 254 nm för pilotlinje A (PAK-MBR) och pilotlinje B (referenslinje utan PAK-tillsats). Analysen är baserad på dygnsprover.

PAK-dos	Linje A (PAK-MBR)	Linje B (referenslinje)*
mg/L	m^{-1}	m^{-1}
0	1,8	1,8
5	1,1	1,4
10	1,5	2,1
15	n.a.**	n.a.**
25	0,4	1,5

* Ingen PAK har tillsats
** analys saknas

De förväntade för***bättrade slamegenskaperna*** i bioslam från PAK-MBR-linjen ska fastställas genom kompletterande analyser och tester. Från driften av pilotlinjerna verkar det som om tillsats av PAK kan förbättra slammets förmåga att sedimentera och att avvattningsförmågan ökar. En orsak till detta kan vara att det skett en förändring i EPS vid tillsats av PAK. EPS består av högmolekylära proteiner och kolhydrater (polysackarider). De utsöndras från cellen under normal bakteriell tillväxt och metabolism. Funktionen hos EPS-matrisen innefattar aggregering av bakterieceller i flockar och biofilmer och bildande av en skyddande barriär runt bakterierna. EPS bidrar även till att kvarhålla vatten och att öka vidhäftningen till ytor. Genom att tillsätta PAK, är det sannolikt så att förhållandet mellan protein och kolhydrater i avloppsvatten ökar. Den ökande andel proteiner innebär sedan en förbättrad sedimentation och avvattning av slam, vilket till stor del kan förklaras med proteinernas hydrofoba natur.

Även en eventuell ***ökad biogasproduktion*** vid rötning av bioslam som innehåller tillsats PAK undersöks för närvarande med hjälp av två uppsättningar med AMPTS II från Bioprocess Control (ett automatiserat mätsystem för metalpotential i små volymer) med bioslam från olika testperioder med och utan PAK-tillsats. Att slam som innehåller PAK kan ge en ökad metanproduktion kan förklaras med att PAK i rötkammaren effektivt hindrar ackumuleringen av hämmande ämnen som propionsyra och ammoniak (Pan et al., 2020).

3.7 Resursförbrukning och kostnadsbetraktningar

I förstudieprojektet vid Syvab Himmerfjärdsverket (Syvab 2019) kom projektgruppen fram till att gå vidare med ett principförslag för teknikalternativet MBR-GAK baserat på att GAK-filtertekniken är en beprövad teknik. Arbetet ledde fram till att flera nackdelar med tekniken identifierades. Några viktiga punkter var att en stor GAK-förbrukning kopplas till en stor miljöpåverkan, att GAK innebär en komplicerad logistik och hantering vid tömning och förbränning/regenerering, att driftkostnaden är hög, och att GAK innebär extra processvolymer. Vi kan göra en första bedömning och jämförelse av resursförbrukning och kostnader vid en fullskaleimplementering av PAK-MBR. För att göra detta utgår vi från principförslaget som togs fram i förstudieprojektet (Syvab 2019), resultaten som samlades in under pilotförsöken med PAK-MBR i detta projekt och från pågående pilotförsök med MBR-GAK tekniken vid Himmerfjärdsverket (Baresel et al., 2022a).

De designparametrar som ligger till grund för principförslaget och som påverkar kostnaden för rening är framför allt behovet av aktivt kol. För att ange mängden som förbrukas för MBR-GAK, uttrycks detta genom antalet behandlade bäddvolymer (BV) innan GAK behöver bytas ut till nytt GAK. För att ange mängden aktivt kol i PAK-MBR, anges PAK-dosen som en parameter. Enligt uppdaterade priser från leverantören av jungfruligt (virgin) aktivt kol både som PAK och som GAK som använts i respektive pilotförsök ligger priserna på samma nivå på ca. 35 kr/kg.

För MBR-GAK beräknades i principförslaget att ca 20 000 BV kan behandlas i ett filter innan filtermaterialet behöver bytas ut. Detta motsvarar en GAK-förbrukning på ca 30 mg/L. Inget specifikt mål för reningen har definierats för en eventuell avancerad rening vid Himmerfjärdsverket. För de 20 000 BV som antas i principförslaget kan vi dock utgå från att vi åstadkommer en genomsnittlig reningseffekt på ca 80 % av de prioriterade läkemedelssubstanserna och genom flera parallella linjer i drift. Från Figur 16 kan en PAK-dos på från 15 till 20 mg/L antas ge en rening på minst 80 % på samtliga mikroföroreningar dvs både de prioriterade läkemedelsubstanserna och alla andra läkemedelsubstanser som ingått för analys i detta projekt. Driftkostnaden för kolförbrukningen skulle därmed beräknas till ca 60,7 Mkr för GAK-MBR och 30 - 40,5 Mkr för PAK-MBR alternativet. Det bör noteras att resultaten från de pågående pilottesterna vid Himmerfjärdsverket visar att MBR-GAK har behandlat minst dubbelt så många bäddvolymer (ca 50 000 BV) jämfört med vad som diskuterats här ovan och jämfört med vad som är nämnt för principförslaget. När fler bäddvolymer kan behandlas i storleksordningen som är nämnd ovan, innebär detta att MBR-GAK landar på likande kostnader som MBR-PAK avseende aktivt kol. I tillägg kan regenererat aktivt kol användas, vilket skulle reducera kostnaderna ytterligare. Dock kan det aktiva kolet i PAK-MBR alternativet inte regenereras och driftkostnader för hantering av kol vid kolbyte antas därför hamna på samma nivå för båda alternativen.

Båda tekniklösningarna kräver dessutom särskilda installationer för kolhantering. Alternativet med MBR-GAK kräver också en installation för filtren. Endast investeringskostnaden för etablering av GAK-filter som klarar ett dimensionerande flöde på 6600 m^3/h vid Himmerfjärdsverket beräknades till ca 430 Mkr av Ramboll (Syvab 2019). För PAK-MBR alternativet krävs i princip endast en lagringstank av PAK inför dosering och en doserutrustning. De vanligaste tekniska lösningarna för PAK-hantering inkluderar silo-lastbil, Big-Bag (förvaring av PAK), container eller säckar. Med ett dagligt PAK-behov vid samma designflöde som i principförslaget på ca 3200 kg behövs alltså ca 6 m^3 silovolym per dag. Vid samma utformning som kemikaliedosering i många högflödesreningsanläggningar med hjälp av Big-Bag ligger investeringskostnaden på en signifikant lägre nivå än de 430 Mkr som krävs för MBR-GAK alternativet. Enligt en preliminär kostnadsberäkning utförd av leverantören, skulle installationen för doserutrustningen av relevanta

PAK-mängder vid en fullskaleimplementering vid Himmerfjärdsverket kosta ca 1 Mkr totalt. Det kan också noteras att MBR-GAK-alternativet behöver inkludera viss redundans i utformningen (två extra filter enligt principförslaget) som ger en ökad investering. Även i PAK-MBR alternativet behövs redundans i systemen, men detta innebär en avsevärt lägre investeringskostnad jämfört med GAK-MBR.

Det bör betonas att ovanstående beräkningsexempel motsvarar en grov indikation på hur prisbilden ser ut eftersom de är baserade på två pilotprojekt som ännu inte är helt färdigställda. De baseras också på olika utgångsscenarion där t.ex. olika avloppsvattenmatriser bör nämnas. Även andra sekundära kostnadsaspekter kan påverka och dessa är inte inkluderade i beräkningen.

Vi har inte inkluderat kostnader för slamhantering i PAK-MBR-alternativet när vi summerat kostnader för investering och drift. PAK-MBR kräver en anpassad slamhantering för att kunna implementeras. Tidiga observationer för det här projektet som påverkar kostnaderna positivt är dock att de förbättrade slamegenskaperna som PAK-tillsatsen leder till minskade kostnader i slamavvattningen och det kan också leda till en ökad biogasproduktion.

Andra viktiga aspekter i jämförelse mellan de två teknikalternativen MBR-GAK och PAK-MBR är:

- En möjlig framtida tillverkning av *biokol* för användning PAK-MBR-alternativet enligt Figur 1 som potentiellt kan ge en destruktion av olika organiska mikroföroreningar t.ex. PFAS, läkemedel och mikroplaster. Detta behöver dock bekräftas med fler analyser i slammatrisen. Biokol skulle även kunna användas i MBR-GAK-alternativet som tidigare försök har visat (Baresel et al., 2017b). Dessa tester visade dock också att den mindre fysikaliska stabiliteten i biokol kan vara en utmaning i filterbäddarna, speciellt med tanke på att mer frekventa backspolningar av filter med biokol kan krävas jämfört med kommersiella GAK-filter.
- En *dynamisk styrning* av reningseffekten kan endast åstadkommas med PAK-MBR-alternativet eftersom PAK-dosen enkelt kan anpassas efter aktuell flödesbelastning och önskad reningsgrad.
- En *utökning av reningskapaciteten* p.g.a. eventuella framtida belastningsändringar eller krav kan enklast åstadkommas i PAK-MBR-alternativet då i princip endast en ökad PAK-dosering behöver säkerställas. I MBR-GAK-alternativet kan det krävas en utökning av filterkapaciteten om belastningen av filtren inte kan ökas p.g.a. begräsningar i ytbelastningen. En kortare kontakttid och därmed ökad bytesintervall av GAK skulle därmed inte kunna kompensera för en högre belastning. I utformningen med 2-stegsfilter som testas vid Himmerfjärdsverket skulle dock varje filterpar kopplas ifrån varandra och filtret köras som 1-stegsfilter. Detta förfarande skulle kunna öka kapaciteten men även den relativa förbrukningen av GAK kan öka eftersom kontakttiden reduceras.
- Vid platsbrist kan PAK-MBR-alternativet var fördelaktigt då endast *mindre extra volymer* för PAK-lagring och -dosering behövs. För övrigt används samma processvolymer som redan finns tillgängligt.
- Positiva bieffekter från PAK-MBR i form av en extra rening av membranen och en *positiv effekt* på skumbildning bör också nämnas, även om dessa aspekter inte studerades i detalj i pilotprojektet.
- Observerad positiv effekt på slamegenskaper i form av bättre avvattningsförmåga (lägre resursförbrukning), ökad biogasproduktion och förbättrade biokolegenskaper som kan vara relevanta vid markanvändning om biokol produceras via pyrolys.

4 Slutsatser och rekommendationer

Projektet har visat hur etableringen av pilotanläggningen PAK-MBR vid Hammarby Sjöstadsverk kunde avslutas under 2021- trots stora utmaningar och förseningar som framför allt orsakades av coronapandemi. Piloten bestod av två identiska MBR-pilotlinjer med den skillnad att PAK doserades med olika PAK-doser från 5 – 25 mg/L till den ena pilotlinjen (PAK-MBR).

I båda linjerna studerades reningseffekten för olika organiska mikroföroreningar (t.ex. läkemedelsrester och PFAS i form av PFAS11) och östrogena effekter. Förutom att en mycket effektiv borttagning av de studerade läkemedelsresterna med >80 % kunde observeras redan vid en PAK-dos på ca 15 mg/L, kunde även hormonstörande effekter avlägsnas vid de flesta undersökta PAK-doserna (utgående halter under detektionsgräns vid 2 av 3 fall) med undantag för PAK-dosen på 15 mg/L som visade på relativt högre halter av östradiol och som sannolikt kan relateras till de något högre inkommande halterna av östradiol (mätt som östradiolekvivalenter).

PFOS, ett svårnedbrytbart och toxiskt ämne, kunde renas bort mycket effektivt med >98 % av teknikkombinationen med PAK-MBR. Vi observerade också att PFOS kunde renas bort mycket effektivt även i referenslinjen utan PAK-tillsats. För andra PFAS-ämnen var reningseffekten inte lika tydlig och vid jämförelse av PFAS11 mellan pilotlinjerna med PAK-MBR och MBR, observerades en något bättre reningseffekt för PAK-MBR.

Jämfört med teknikkombinationen MBR-GAK, som drivs som en pågående pilotkörning på Himmerfjärdsverket, visar vår initiala bedömning att PAK-MBR innebär en avsevärt mindre resursförbrukning (miljöpåverkan) och lägre kostnader, vilka är kopplade till etableringen av den tekniska lösningen. Pilottesterna med PAK-MBR visade dessutom att en mindre, eller jämförbart lika stor mängd aktivt kol krävs vid jämförelse med MBR-GAK. PAK-MBR kan också ge en avsevärt större flexibilitet eftersom PAK-doseringen styrs utifrån flöde, vilket är en fördel inför framtida krav. Framgent är det fördelaktigt om dosering av PAK utreds mer i detalj, framförallt hur PAK-doseringen kan kombineras med onlinemätningar för att bedöma hur effektiv reningen är under driften.

Baserat på de resultat som projektet har tagit fram framstår teknikkombinationen med PAK-MBR som en av de mest resurseffektiva reningsteknikerna för avancerad rening anpassade för avloppsreningsverk där det finns en befintlig MBR-process. Förutom att investeringskostnader kan hållas på en låg nivå och uppnår PAK-MBR teknikkombinationen en mycket bred reningseffekt för många olika organiska mikroföroreningar, vilket vi har observerat för utvalda läkemedelsrester och för PFAS11. Även östrogen effekt minskar över PAK-MBR-processen.

Genom projektet har projektgruppen också bedömt teknologins mognadsgrad, utifrån teknikmognadsnivåer (Technology Readiness Level - TRL). TLR finns i 9 nivåer där lägst nivå uttrycks som 1 och motsvarar en mognad när teknikens grundläggande principer har identifierats, medan högsta nivå är 9 och motsvaras av när tekniken använts framgångsrikt i verkliga förhållanden. Däremellan finns t.ex. nivå 7 som beskriver att tekniken har testats och utvärderat i realistisk miljö och detta är en nivå som projektgruppen anser att projektresultaten från denna rapport motsvarar.

För en fullskaleimplementering av PAK-MBR tekniken rekommenderas kompletterande tester för att utreda hur den totala potentialen för tekniken ser ut. Viktiga synergier med MBR-processen samt eventuella sekundära effekter behöver kartläggas och utredas vidare. Även långtidstester med dynamisk belastning rekommenderas för att undersöka teknikkombinationens förmåga att

klara av säsongsvariationer och för att bekräfta driftstabiliteten. Tester kan genomföras både i pilotskala och fullskala och bör alltid utföras med en jämförbar referensprocess. Inför en framtida implementering rekommenderas att även slamhanteringen tas med i utvärderingen. Detta då det kan finnas möjligheter att utöka och skapa en hållbar cirkularitet t.ex. genom nyttjande av biokol tillverkat från avloppsslam och andra substrat, vilket på samma gång innebär en simultan destruktion av organiska mikroföroreningar. Omfattningen av denna destruktion behöver dock studeras närmare.

5 Referenser

Allard, A.-S., Wahlberg, C. 2017. Förekomst och reduktion av fokusämnen i fyra reningsverk. Delrapport SystemLäk projekt. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2279.

Alkmim, A.R., da Costa, P.R., Amaral, M.C.S., Neta, L.S.F., Ricci, B.C., Oliveira, S.M.A.C., Cerqueira, A.C., Santiago, V.M.J. 2015. The application of filterability as a parameter to evaluate the biological sludge quality in an MBR treating refinery effluent. Desalination and Water Treatment 53, 1440–1449.

Andersson, S.L., Westling, K., Andersson, S., Karlsson, J., Narongin, M., Carranza Munzos, A., Persson, G. 2021. Long term trials with membrane bioreactor for enhanced wastewater treatment coupled with compact sludge treatment - pilot Henriksdal 2040, results from 2019. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2409.

Baresel, C., Andersson, S.L., Yang, J-J., Bornold, N., Malovanyy, A., Rahmberg, M., Lindblom, E., Karlsson, L. 2022a. Resultat från FoU-samarbete Syvab-IVL - Årsredovisning för 2020 - 2021. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2444.

Baresel, C., Karlsson, L., Malovanyy, A., Thorsén, G., Goicoechea Feldtmann, M., Holmquist, H., Winkens Pütz, K., Dalahmeh, S., Ahrens, L. 2022b. PFAS – hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen? Kunskapssammanställning och vägledning för VA-aktörer kring PFAS. SVU-rapport 2022-7. Stockholm, Svenskt Vatten.

Baresel., C., Malovanyy, A., Walve, J., Kårelid, V. 2019. Förstudie för införande av läkemedelsrening vid Himmerfjärdsverket – Provtagning, analys och bedömning av reningsbehov. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport U6194.

Baresel, C., Malovanyy, A. 2019. Införande av läkemedelsrening vid Himmerfjärdsverket - Sammanställning av tidigare undersökningar vid Himmerfjärdsverket. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2239.

Baresel, C., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.-S., Magnér, J., Dahlgren, L., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U., Söhr, S. 2017a. Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk - Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. Slutrapport SystemLäk projekt. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2288.

Baresel, C., Ek, M., Harding, M., Magnér, J., Allard, A.-S., Karlsson, J. 2017b. Kompletterande tester för en resurseffektiv avancerad rening av avloppsvatten. Delrapport SystemLäk projekt. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2287.

Du, X., Shi,, Y., Jegatheesan, V. & Ul Haq, I. 2020. A Review on the Mechanism, Impacts and Control Methods of Membrane Fouling in MBR System. Membranes 10:24.

Fortkamp, U., Junestedt, C., Baresel, C., Westling, K., Ek, M. 2013. Increased total efficiency in sewage treatment ITEST - Evaluation report. IVL Swedish Environmental Research Institute, report B2149.

Närhi, K., Westling, K., Andersson, S., Baresel, C., Wahlberg, C. 2021. Mikroföroreningar i avloppsreningsverk med membranteknik - Jämförelse med konventionellt reningsverk och bedömning av recipientpåverkan. Svenskt Vatten, Rapport Nr 2021-2.

Pan, C., Fu, X., Lu, W., Ye, R., Guo, H., Wang, H., Chusov, A. 2020. Effects of conductive carbon materials on dry anaerobic digestion of sewage sludge: Process and mechanism. Journal of Hazardous Materials 384, 121339.

Robitaille, J., Denslow, N.D., Escher, B.I., Kurita-Oyamada, H.G., Marlatt, V., Martyniuk, C.J., Navarro-Martín, L., Prosser, R., Sanderson, T., Yargeau, V., Langlois, V.S. 2022. Towards regulation of Endocrine Disrupting chemicals (EDCs) in water resources using bioassays - A guide to developing a testing strategy. Environ Res 205, 112483. https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112483

Svenson, A., Allard, A: S., Viktor, T., Örn, S., Parkkonen, J., Förlin, L., Norrgren, L. 2000. Östrogena effekter av kommunala och industriella avloppsvatten i Sverige. IVL-publ. B 1352.

Svenson, A., Allard, Ä-S. 2002. Östrogena och androgena effekter i lakvatten och kommunalt avloppsvatten i Fornby reningsverk, Siljansnäs, Leksands kommun. IVL-publ B 1483:1-9.

Svenson, A., Sjöholm, S., Allard, A.S., Kaj, L. 2009. Antiestrogenicity and estrogenicity in leachates from solid waste deposits. Environ Toxico126(3): 233-239.

Syvab 2019. Förstudie läkemedelsrening Syvab - Huvudrapport. Dokument 613T1356758-025.

IVL Svenska Miljöinstitutet AB // Box 210 60 // 100 31 Stockholm
Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se