
Teknikkombinationen Pulveriserat aktivt kol och MembranBioReaktor (PAK-MBR)

Utvärdering med pilottester



Christian Baresel, Mayumi Narongin-Fujikawa, Niclas Bornold, Jesper Karlsson, Bahare Esfahani (IVL) och Maria Takman (Syvab AB)

Rapportnummer: B11230

I samarbete med: Sydvästra stockholmsregionens va-verksaktiebolag – SYVAB AB

Författare: Christian Baresel, Mayumi Narongin-Fujikawa, Niclas Bornold, Jesper Karlsson, Bahare Esfahani (IVL) och Maria Takman (Syvab AB)

Medel från: SYVAB AB och Stiftelsen Institutet för Vatten- och luftforskning (SIVL)

År: 2026

Granskare: Makoto Shigei

Godkännare: Stefan Pettersson

ISBN: 978-91-7883-827-1

Förord

Denna rapport redovisar resultat från ett flerårigt pilotprojekt där teknikkombinationen pulveriserat aktivt kol och MembranBioReaktor (PAK-MBR) utvärderats som en möjlig lösning för effektiv och hållbar rening av mikroföroreningar vid Himmerfjärdsverket och andra MBR-reningsverk. Syftet med projektet har varit att skapa ett gediget beslutsunderlag för en framtida implementering av kvartär rening, med fokus på reningseffektivitet, resursanvändning, driftaspekter och miljöpåverkan.

Projektet är en del av det etablerade forsknings- och utvecklingssamarbetet mellan Syvab AB och IVL Svenska Miljöinstitutet. Samarbetets övergripande mål är att utveckla en resurseffektiv VA-verksamhet som möter samhällets krav på rening och miljöansvar, där både direkt och indirekt påverkan från kemikalier, transporter, energianvändning och andra faktorer beaktas. Resultaten från denna studie är avsedda att komma till nytta inte bara för Syvab AB och Himmerfjärdsverket utan även för andra VA-organisationer i Sverige och internationellt.

Författarna vill rikta ett varmt tack till **Syvab AB** och **Stiftelsen IVL Svenska Miljöinstitutet** för det långsiktiga engagemanget och de resurser som möjliggjort pilotprojektet. Ett särskilt tack riktas även till **Naturvårdsverket**, som har medfinansierat förstudien och etablering av pilotanläggningen (NV-02932-20).

Vi vill också tacka de personer som varit involverade i projektets genomförande och utveckling under olika faser:

Tidigare VD för Syvab AB **Carl-Olof Zetterman** och nuvarande VD **Sara Söhr, Andriy Malovanyy, och Ted Lundvall** – ert kunnande, er drivkraft och ert engagemang har varit ovärderligt.

Vi hoppas att denna rapport kan bidra med praktisk kunskap och inspiration till framtida satsningar inom avancerad avloppsvattenrening, både inom och utanför Sverige.

Stockholm, februari 2026

Författarna

Sammanfattning

Denna rapport redovisar resultat från pilotförsök där teknikkombinationen pulveriserat aktivt kol (PAK) och membranbioreaktor (MBR) har utvärderats för avancerad rening av avloppsvatten vid Himmerfjärdsverket. Syftet har varit att bedöma teknikens potential för avskiljning av läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar, samt att analysera driftmässiga, miljömässiga och ekonomiska aspekter inför en möjlig fullskaleimplementering.

Pilotförsöken genomfördes i två försöksperioder om cirka 24 respektive 48 veckor, där olika PAK-produkter testades i två parallella MBR-linjer, varav en kompletterades med PAK-dosering. Fokus låg på att utvärdera reningseffektivitet vid olika PAK-doser, påverkan på den biologiska processen, slamkvalitet samt tekniska och operativa erfarenheter.

Ett centralt resultat från pilotförsöken är att PAK-doseringen har en tydlig påverkan på avskiljningen av läkemedelsrester. Redan vid relativt låga doser (cirka 10 mg PAK/l) observerades en märkbar förbättring jämfört med referenslinjen, men det var först vid doser omkring 10–15 mg PAK/l som en stabil och hög reduktion av de flesta analyserade substanser, inklusive indikatorsubstanser enligt det reviderade avloppsdirektivet, kunde uppnås. En ytterligare ökning till 25 mg PAK/l gav i många fall endast en begränsad förbättring, vilket indikerar att en dos på cirka 10–15 mg PAK/l utgör en rimlig avvägning mellan reningseffekt och resursanvändning under de studerade förhållandena. Samtidigt observerades att vissa mer svårnedbrytbara substanser, såsom diklofenak, endast uppnår föreslagna miljö kvalitetsnormer i recipienten när utspädningen i recipienten beaktas.

Jämförelsen mellan olika PAK-typer i de två försöksperioderna visade att det biogena, träbaserade kolet uppvisade minst lika god reningseffekt jämfört med det fossila kolet. Detta gäller särskilt för flera av de studerade läkemedelssubstanserna där en hög och stabil reduktion observerades under motsvarande driftförhållanden. Resultaten indikerar därmed att biogent PAK kan utgöra ett konkurrenskraftigt alternativ inte bara ur ett klimatperspektiv utan även med avseende på reningsprestanda, vilket är relevant vid val av koltyp inför en framtida fullskaleimplementering.

Den biologiska huvudreningen fungerade stabilt under försöksperioderna och presterade enligt förväntningarna, med god reduktion av lättnedbrytbara organiska föreningar och näringsämnen, utan negativ påverkan från PAK-

tillsatsen. Någon negativ påverkan på membranens funktion kunde inte observeras. Variationer i permeabilitet och fouling kunde främst kopplas till driftförhållanden såsom temperatur, slamhalt och driftstörningar.

Resultaten avseende slamkvalitet och filtrerbarhet visade stor variation. Dessa variationer bedöms i huvudsak bero på driftstörningar, begränsningar i pilotanläggningen samt osäkerheter i mätningar, snarare än på effekter av PAK. Någon entydig påverkan av PAK på filtrerbarheten kunde därför inte fastställas inom ramen för studien.

Analys av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) i slam visade att PAK-tillsatsens påverkan på PFAS-innehållet i slammet är begränsad och starkt beroende av vilka PFAS som beaktas. Samtidigt visar resultaten att MBR-processen i sig medför en betydande avskiljning av PFAS från vattenfasen, vilket sannolikt leder till en överföring till slammet. Den totala effekten bedöms dock vara begränsad och halterna ligger fortsatt långt under gällande gränsvärden. Massbalansberäkningar indikerar att 40–65 % av Σ PFAS₄ överförs till slam i PAK-MBR, jämfört med 35–55 % i referenslinjen, vilket motsvarar en ökning på cirka 10 procentenheter. Samtidigt observerades att ökad PAK-dos inte gav någon tydlig ytterligare förbättring av PFAS-avskiljningen. Resultaten visar även att bedömningen påverkas av vilka PFAS som inkluderas i analysen. För bredare PFAS-grupper kan en ökad överföring till slam observeras, medan motsvarande effekt inte nödvändigtvis ses för mer partikelbundna PFAS.

Ur ett kostnadsperspektiv bedöms driftkostnaderna, särskilt kopplade till PAK-förbrukning, dominera över investeringskostnaderna. Eventuella merkostnader för slamhantering kan tillkomma beroende på framtida regelverk och hanteringskrav.

Miljömässigt är klimatpåverkan från PAK-produktion en central faktor. Användning av biobaserat PAK kan dock minska klimatpåverkan avsevärt. Kombinationen av PAK-MBR och termisk slamhantering, exempelvis pyrolys, lyfts som en möjlig väg mot en mer cirkulär och resurseffektiv lösning.

Sammanfattningsvis visar studien att PAK-MBR är en tekniskt fungerande och relevant lösning för rening av mikroföroreningar i avloppsvatten. Tekniken är särskilt lämplig för avskiljning av läkemedelsrester, medan avskiljningen av PFAS var mer begränsad. Resultaten pekar mot ett behov av fortsatt optimering av PAK-dosering, förbättrad processövervakning samt fördjupade studier av slamhantering och långsiktiga effekter.

Summary

This report presents results from pilot-scale studies evaluating the combined use of powdered activated carbon (PAC) and a membrane bioreactor (MBR) for advanced wastewater treatment at the Himmerfjärden wastewater treatment plant. The objective was to assess removal of pharmaceutical residues and other organic micropollutants, as well as operational, environmental, and economic aspects for potential full-scale implementation.

The pilot study was conducted over two experimental periods of approximately 24 and 48 weeks, during which different PAC products were tested in two parallel MBR lines, one of which was supplemented with PAC dosing. The focus was on evaluating treatment efficiency at different PAC doses, the impact on the biological process, sludge quality, and technical and operational performance.

PAC dosing had a clear impact on pharmaceutical removal. Noticeable improvement compared to the reference line was observed at relatively low doses (~10 mg PAC/L), while stable and high removal of most substances, including indicator substances proposed in the revised Urban Wastewater Treatment Directive, was achieved at 10–15 mg PAC/L. Increasing the dose to 25 mg PAC/L provided only limited additional benefit, indicating that 10–15 mg PAC/L is a reasonable balance between performance and resource use. Some persistent compounds, such as diclofenac, only met proposed environmental quality standards in the receiving water when dilution was considered.

A comparison between different PAC types used in the two test periods showed that the biogenic, wood-based carbon performed at least as well as the fossil-based carbon. This was particularly evident for several of the studied pharmaceuticals, where high and stable removal was observed under comparable operating conditions. The results indicate that biogenic PAC can be a competitive alternative not only from a climate perspective but also in terms of treatment performance, which is relevant for future full-scale implementation.

The biological treatment performed stably during the test periods and met expectations, achieving good removal of readily biodegradable organic compounds and nutrients, without any negative impact from PAC addition. No negative impact on membrane performance was observed. Variations in permeability and fouling were primarily linked to operational conditions such as temperature, sludge concentration, and process disturbances, rather than to PAC dosing.

Results related to sludge quality and filterability showed considerable variability. These variations are mainly attributed to operational disturbances, limitations of the pilot setup, and measurement uncertainties, rather than to the effect of PAC. No clear relationship between PAC dosing and sludge filterability could therefore be established within the scope of this study.

Analysis of Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in sludge showed that the impact of PAC addition on PFAS levels in sludge is limited and strongly dependent on which PFAS are considered. At the same time, the results indicate that the MBR process itself leads to a significant removal of PFAS from the water phase, which is likely transferred to the sludge. The overall effect is therefore limited, and concentrations remain well below current guideline values. Mass balance calculations indicate that 40–65% of \sum PFAS₄ is transferred to sludge in the PAC-MBR line, compared to 35–55% in the reference line, corresponding to an increase of approximately 10 percentage points. Increasing the PAC dose did not result in any clear additional improvement in PFAS removal. The results also show that the assessment depends on which PFAS are included in the analysis. For broader PFAS groups, an increased transfer to sludge may be observed, whereas this is not necessarily the case for more particle-associated PFAS.

From a cost perspective, operational costs particularly related to PAC consumption are expected to dominate over capital costs. Additional capital costs for sludge handling may also arise depending on future regulations and management requirements. From an environmental perspective, the climate impact of PAC production is a key factor. The use of biogenic PAC can significantly reduce this impact. The combination of PAC-MBR with thermal sludge treatment, such as pyrolysis, is highlighted as a potential pathway towards a more circular and resource-efficient solution.

In summary, the study demonstrated that PAC-MBR is a technically viable and relevant solution for advanced removal of micropollutants in wastewater. The technology is particularly effective for pharmaceutical removal, while the effect on PFAS is more limited. The results indicate a need for further optimisation of PAC dosing, improved process monitoring, and more detailed studies on sludge management and long-term effects.

Innehållsförteckning

Förord	3
Sammanfattning	4
Summary	6
1 Inledning	10
1.1 Bakgrund	10
1.2 Himmerfjärdsverket och mottagande recipient	10
1.3 Tidigare och pågående aktiviteter kring kvartär rening	12
1.4 Forskningsläge, kunskapsluckor och projektets bidrag	13
1.5 Behov och krav på rening av organiska mikroföroreningar	14
1.5.1 Riskbedömning av recipientpåverkan	15
1.5.2 Det reviderade avloppsdirektivet (EU 2024/3019)	15
1.5.3 Prioämnesdirektivet	16
1.6 Syfte och mål	18
1.7 Begränsningar och avgränsningar	18
2 Metod och genomförande	19
2.1 PAK-MBR pilotanläggningen	19
2.2 Val av pulveriserat aktivt kol (PAK)	21
2.3 Provtagningar och analyser	21
2.3.1 Läkemedelsrester	23
2.3.2 Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS)	24
2.3.3 Andra mikroföroreningar	25
2.3.4 Utökade vattenkvalitetsanalyser	25
2.3.5 Biokemisk metanpotential (BMP)	27
2.4 Resurs- och kostnadsanalys	27
3 Resultat och diskussion	29
3.1 Driftresultat och övergripande rening	29
3.1.1 Driftstrategi	29
3.1.2 Övergripande rening	30
3.1.3 Olika avloppsvatten till piloten	32
3.1.4 Drifterfarenheter	32
3.1.5 Testade PAK-doser och styrning	35

3.1.6	Profilering	36
3.1.7	Slamproduktion och -egenskaper	37
3.1.8	Membranprestanda och återhämtning	39
3.2	Avskiljning av mikroförroreningar	42
3.2.1	Reningseffektivitet för läkemedel	42
3.2.2	Reningseffektivitet för PFAS	48
3.2.3	Reningseffektivitet för andra mikroförroreningar	51
3.2.4	Utökade vattenkvalitetsanalyser	52
3.2.5	Möjligheter för vattenåteranvändning	53
3.3	Metanpotential med och utan PAK-tillsats	54
4	Implementering och framtida perspektiv	56
4.1	Tänkbar processdesign	56
4.2	Slampåverkan och -hantering	57
4.3	PFAS i slam och slamcertifiering	59
4.4	Preliminär kostnadsanalys	60
4.5	Resursförbrukning och miljöpåverkan	61
4.6	Framtida forskningsbehov och vidareutveckling	63
5	Slutsatser och rekommendationer	65
6	Referensförteckning	67
7	Bilagor	70
7.1	Analyserade mikroförroreningar	70
7.2	Analysresultat hormoner	71
7.3	Analysresultat YES (17 β -östradiol-ekvivalenter EEQ)	71
7.4	Analysresultat läkemedelsrester	71
7.5	Analysresultat PFAS	78

1 Inledning

För att möjliggöra fristående läsning är den inledande texten och delar i metodbeskrivningen i denna rapport delvis identisk med motsvarande delar i rapporten om pilotförsöken med teknik Kombinationen MBR-GAK som också genomfördes i samverkan mellan Syvab AB och IVL Svenska Miljöinstitutet (Baresel et al., 2026).

Syvab AB och IVL Svenska Miljöinstitutet benämns härnäst som Syvab respektive IVL.

1.1 Bakgrund

Himmerfjärdsverket genomgår en omfattande ombyggnation för att bli ett modernt och högpresterande avloppsreningsverk med MBR-processen. Ombyggnationen, som förväntas vara helt genomförd 2027, innebär att reningsverket får en betydligt förbättrad kapacitet för att avskilja organiskt material, näringsämnen och partiklar från inkommande avloppsvatten.

Parallellt med utbyggnaden av den biologiska reningen har Syvab i samverkan med IVL utrett och testat kvartära reningstekniker för att även avskilja läkemedel, hormoner, PFAS och andra svårnedbrytbara organiska mikroföroreningar (OMPs, från *Organic micropollutants*).

1.2 Himmerfjärdsverket och mottagande recipient

Himmerfjärdsverket är ett av Sveriges största avloppsreningsverk och drivs av det kommunala bolaget Syvab som ägs av tre kommuner: Botkyrka, Salem och Nykvarn, samt av två bolag: Stockholm Vatten och Avfall AB och Telge AB. Anläggningen är belägen i Grödinge, cirka 40 km söder om Stockholm, och har varit i drift sedan 1974.

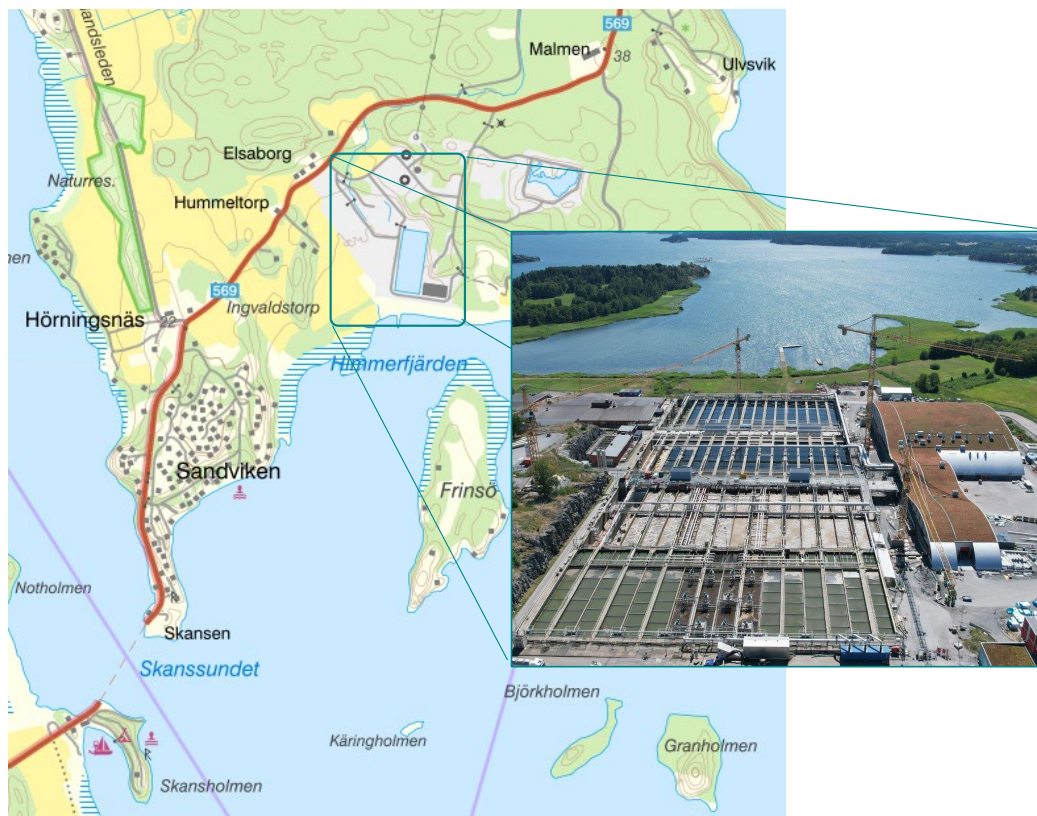
Verket tar emot avloppsvatten från cirka 350 000 anslutna personer (110 000 m³/d) i sju kommuner i Stockholmsregionen. Avloppsvattnet transporteras till anläggningen via ett 55 km långt tunnelsystem som sträcker sig från Mälarhöjden i södra Stockholm ner till Järna i Södertälje. På vägen i tunneln bryts organiskt material, mätt som BOD (biokemisk syreförbrukning), ned vilket gör att

reningsverkets BOD-belastning är lägre än antalet anslutna personer: idag cirka 220 000 personekvivalenter (pe).

För att klara en ökad belastning och skärpta miljökrav genomgår Himmerfjärdsverket en omfattande om- och tillbyggnation under projektet "Nya Krav Himmerfjärdsverket" (NKH). Målet är att öka kapaciteten till cirka 350 000 pe och uppfylla nya utsläppskrav: 5 mg/l BOD₇, 6 mg/l totalkväve och 0,2 mg/l totalfosfor.

En central del av ombyggnaden är införandet av MBR-processen. Denna teknik möjliggör inte bara uppfyllande av de skärpta reningskraven utan möjliggör även en resurseffektiv kvartär rening, med fokus på avskiljning av organiska mikroföroreningar såsom läkemedel och PFAS.

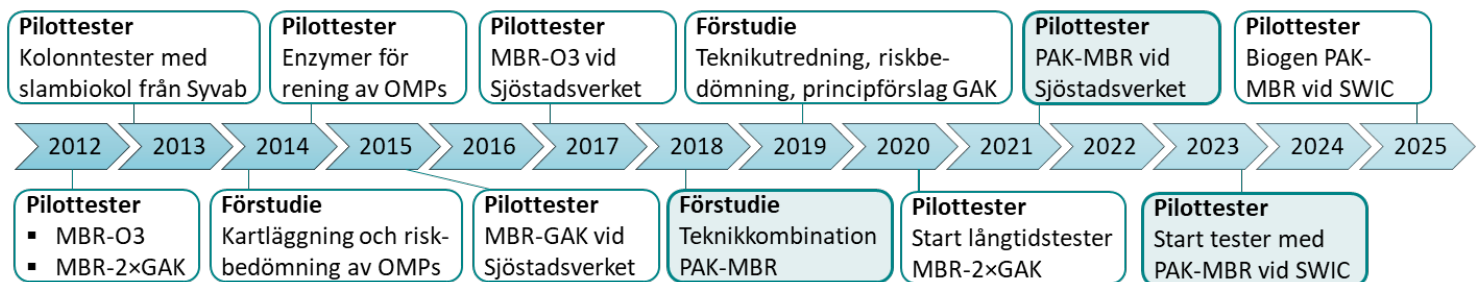
Det renade avloppsvattnet från Himmerfjärdsverket släpps på 25 m djup ut i kustrecipienten Himmerfjärden, cirka 1,6 km söder om anläggningen nära Käringholmen (Figur 1).



Figur 1. Karta över Himmerfjärdsverket med omgivning och flygfoto över anläggningen under utbyggnad (Foto: Syvab).

1.3 Tidigare och pågående aktiviteter kring kvartär rening

Under flera år har Syvab och IVL undersökt utsläpp av OMPs från Himmerfjärdsverket och möjligheten att minska dessa för att minska påverkan på recipienten Himmerfjärden (Figur 2). Redan under 2012 initierades de första pilottesterna vid Himmerfjärdsverket med kombinationen MBR och efterföljande ozonering (MBR-O₃) samt MBR och efterföljande GAK-filtrering (Figur 2). Pilotförsöken byggde vidare på tidigare pilottester vid Hammarby Sjöstadsverket där bl.a. konceptet med seriedrift av flera GAK-filter testades för en ökad resurseffektivitet (Ek et al., 2014). Även de nuvarande pilottesterna bygger på dessa initiala tester. De flesta av dessa aktiviteter finns sammanfattade i Baresel och Malovanyy (2019).



Figur 2. Exempel på FoU-aktiviteter som Syvab och IVL i samverkan genomfört under de senaste ca 10 åren relaterat till kvartär rening vid Himmerfjärdsverket.

År 2019 genomförde Syvab, i samarbete med Ramboll, IVL och Stockholms universitet, en omfattande förstudie kring möjligheter och kostnader för läkemedelsrening. Förstudien resulterade i ett principförslag med GAK-filter som ett komplement till den framtida MBR-anläggningen.

Förstudien följdes upp med uppförandet av en pilotanläggning med MBR följt av GAK i Himmerfjärdsverkets gamla sandfilterbassänger. Pilotanläggningen togs i drift i augusti 2020 (GAK-delen i oktober 2020) och Syvab och IVL har sedan dess, inom ramen för sin FoU-samverkan, drivit försök med MBR-GAK-piloten. Dessa försök pågår fortfarande, och resultaten hittills sammanfattades i en färsk rapport (Baresel et al., 2026).

Utöver pilotanläggningen med MBR-GAK-processerna så etablerades och driftsattes även en pilotanläggning med teknikkombinationen pulveriserat aktivt

kol som doseras i MBR (PAK-MBR). Resultat från dessa pilottester som genomfördes av Syvab och IVL presenteras i denna rapport och omfattar en utvärdering av PAK-MBR som alternativ teknisk lösning för den framtida kvartära reningen vid Himmerfjärdsverket.

1.4 Forskningsläge, kunskapsluckor och projektets bidrag

Tillsats av pulveriserat aktivt kol (PAK) till biologiska processer eller i polerande reningssteg med separat avskiljning har använts i många studier (t.ex. Alt och Mauritz, 2010; Arge 2013; Boehler et al., 2012). Att kombinera PAK och MBR har under de senaste åren lyfts fram av IVL som ett potentiellt kostnadseffektivt och flexibelt alternativ för avancerad rening av organiska mikroföroreningar i kommunalt avloppsvatten (Baresel et al., 2017). Det finns endast få andra studier kring denna teknikkombination och dessa är ofta begränsade till labbförsök (Nguyen et al., 2024) eller andra vattenmatriser än kommunalt avloppsvatten (Ma et al., 2022; Satyawali och Balakrishnan, 2009). De enda studier som undersökt PAK-MBR i större skala för avloppsvattenrening är försök vid Locle (RIBI SA Ingénieurs hydrauliciens, 2014) respektive Nordkanal avloppsreningsverk i Tyskland (Bastian et al., 2022) som indikerade att PAK-MBR kan uppnå hög reningseffektivitet för ett brett spektrum av läkemedel och andra organiska mikroföroreningar. Samtidigt har forskningen i huvudsak varit begränsad till kortare försöksperioder, specifika belastningsfall eller studier med fokus på enskilda aspekter såsom reningseffektivitet eller membranpåverkan.

Det har därmed funnits flera tydliga kunskapsluckor kring PAK-MBR-tekniken. En central fråga har varit hur långsiktig drift med kontinuerlig PAK-dosering påverkar den biologiska MBR-processen, inklusive slamkvalitet, slamålder, syrebehov och stabilitet i kväve- och fosforrening. Vidare har kunskapen varit begränsad kring hur PAK-tillsats påverkar membranprestanda över tid, exempelvis avseende fouling, permeabilitet och behov av kemisk rengöring.

Ytterligare osäkerheter har rört hantering och konsekvenser av PAK-haltigt slam. Frågor kring slamproduktion, avvattningssegenskaper, metanpotential vid rötning samt framtida möjligheter och begränsningar för slamhantering och återföring till kretsloppet har endast i begränsad omfattning belysts i tidigare studier. Även resurs- och klimatpåverkan kopplad till PAK-förbrukning, särskilt i relation till val av koltyp (fossilt respektive biogent), har varit otillräckligt kvantifierad i ett helhetsperspektiv.

Mot denna bakgrund bidrar föreliggande studie till forskningsläget genom att presentera en sammanhållen och systematisk utvärdering av PAK-MBR-tekniken baserad på fleråriga pilotförsök under realistiska driftförhållanden. Studien omfattar två parallella MBR-linjer, där en linje drivits med PAK-dosering och den andra fungerat som referens, vilket möjliggör en robust jämförelse av både reningseffektivitet och driftmässiga effekter av PAK-tillsats.

Projektet kombinerar detaljerade analyser av avskiljning av läkemedel, PFAS och andra mikroföroreningar med utvärderingar av biologisk reningsprestanda, membranprestanda, slamkvalitet, metanpotential samt resurs- och kostnadsaspekter. Genom att studera flera PAK-doser över olika driftsperioder ges även ny kunskap om dos-respons-relationer och om hur snabbt reningseffekten stabiliseras respektive förändras vid dosändringar.

Sammantaget tillför studien ny och praktiskt relevant kunskap om PAK-MBR-teknikens styrkor, begränsningar och utvecklingspotential. Resultaten bidrar till att minska centrala osäkerheter inför framtida beslut om implementering av PAK-MBR som ett alternativ eller komplement till andra tekniker för kvartär rening, i synnerhet i anläggningar med befintlig eller planerad MBR-process, och i ljuset av kommande europeiska krav på rening av organiska mikroföroreningar.

1.5 Behov och krav på rening av organiska mikroföroreningar

Samverkan mellan Syvab och IVL kring kvartär rening har drivits framåt av en tidig gemensam bild av behovet av förberedande aktiviteter för att möta eventuella krav på avskiljning av mikroföroreningar, men även av en önskan att bemöta aktuella samhällsutmaningar och bidra till en mer hållbar avloppsvattenrening. Behovet förstärktes av de förväntade kraven i det reviderade europeiska avloppsdirektivet (EU 2024/3019, som antogs i november 2024) samt ett ökat fokus på ekologisk hållbarhet och recipientskydd, bl.a. genom förslaget på nya miljökvalitetsnormer för ytvattenförekomster (EC 2022).

Behovet av och krav på kvartär rening vid Himmerfjärdsverket har därmed baserats på genomförda kartläggningar av OMPs samt nationella och europeiska regelverk, som kort beskrivs i efterföljande avsnitt.

1.5.1 Riskbedömning av recipientpåverkan

När Syvab och IVL initierade sin samverkan kring organiska mikroföroreningar fanns inga krav på svenska avloppsreningsverk att rena läkemedel och andra svårnedbrytbara organiska föroreningar. Projektgruppen ansåg däremot redan då troligt att krav på detta skulle komma att införas i Sverige. Under november 2014 gjordes därför en första kartering av en rad läkemedel, andra organiska miljöföroreningar, bakterier samt östrogen aktivitet i inkommande och utgående avloppsvatten vid Himmerfjärdsverket (Allard och Wahlberg, 2017).

Under förstudien 2019 kompletterades denna kartläggning med fyra provtagningskampanjer vid fyra provpunkter: inkommande och utgående avloppsvatten samt ett recipientprov vid utloppsröret och ett vid stranden nära Himmerfjärdsverket. Ett av provtagningsstillfällena inkluderade ett högflödestillfälle med en utspädning av föroreningar i inkommande avloppsvatten samt en förbiledning förbi det biologiska behandlingssteget av en del av det mekaniskt rena avloppsvattnet. Insamlade prover analyserades bl.a. med avseende på läkemedel, hormoner, antibiotika och bakterier. Den riskbedömning som genomfördes baserat på effektstudier och på Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25) pekade på ett reningsbehov för framför allt citalopram, diklofenak och oxazepam för att undvika negativ påverkan på recipienten. Även PFOS pekades ut som en mikroförorening för vilken extra rening skulle behövas (Baresel et al., 2019).

Även läkemedlet ranitidin, som används för att minska produktionen av magsyra, pekades vid kartläggningen 2019 tydligt ut som en substans som utgör en risk för negativ påverkan på recipienten och som en substans som kvartär rening därmed bör rena bort. I april 2020 förbjöd det europeiska läkemedelsverket (EMA) ranitidin eftersom det kunde innehålla NDMA (N-nitrosodimetylamin) som misstänks vara cancerframkallande. Efterföljande analyser av avloppsvatten visade tydligt att halterna av ranitidin i avloppsvatten minskade signifikant, vilket resulterade i att risken för recipientpåverkan försvann. Detta är ett tydligt exempel hur uppströms åtgärder effektivt kan minska risker även om utfasningen i detta fall var kopplad till hälsorisker, inte till miljörisker.

1.5.2 Det reviderade avloppsdirektivet (EU 2024/3019)

I november 2024 antogs det reviderade avloppsdirektivet som ersätter det tidigare direktivet från 1991 (91/271/EEC). Den nya versionen innebär flera skärpta krav, däribland obligatorisk uppföljning av specifika ämnen som kan utgöra miljörisker.

Avseende kvartär rening av mikroföroreningar innehåller direktivet en lista med så kallade indikatorämnen, mestadels läkemedel, som ska övervakas och avskiljas med en genomsnittlig reningseffektivitet på minst 80 % vid normal, torr väderlek, alltså utan regn- eller smältvattenpåverkan.

De aktuella indikatorämnena presenteras i Tabell 1 och har valts ut med hänsyn till att de är svårnedbrytbara och därmed i stort sett passerar genom konventionella reningsverk (utan särskild kvartär rening) utan att avskiljas. Enligt direktivet ska 80 % avskiljning uppnås för minst sex av ämnena, varav minst fyra ska tillhöra kategori 1 – som utgörs av ämnen som avskiljs mycket enkelt med kvartär rening. Avskiljningen ska dessutom mätas från inlopp till utlopp på reningsverket.

Tabell 1. Tolv organiska mikroföroreningar som utgör indikatorsubstanser, indelade i kategori 1 och 2, i det nya avloppsdirektivet. Ämnen från kategori 1 avskiljs mycket enkelt med kvartär rening, medan kategori 2 avskiljs enkelt med kvartär rening. De ämnen som markeras med * har ingått i analyspaketet under hela projektperioden.

Beskrivning	Namn
Kategori 1	Amisulprid
	Karbamazepin*
	Citalopram*
	Klaritromycin*
	Diklofenak*
	Hydroklorotiazid
	Metoprolol*
	Venlafaxin*
Kategori 2	Benzotriazol
	Kandesartan
	Irbesartan
	Blandning av 4- och 6-methylbenzotriazol

Eftersom listan över indikatorämnena enligt avloppsdirektivet inte hade tagits fram när pilotförsöken med PAK-MBR-processen initierades, analyserades inte samtliga tolv ämnen under en stor del av försöksperioden. Flera av ämnena – bland annat diklofenak och karbamazepin – har dock analyserats kontinuerligt under både förstudien och pilotförsöken, och därmed finns ett omfattande och relevant dataunderlag för dessa substanser. De ämnen som överensstämmer med direktivets lista har markerats med asterisk (*) i Tabell 1.

1.5.3 Prioämnesdirektivet

Det prioriterade ämnesdirektivet (EQS-direktivet; EC, 2022) fastställer miljö kvalitetsnormer (MKN) för ytvatten och ställer krav på att ett antal

prioriterade ämnen – såsom PFAS, tungmetaller och specifika organiska mikroföroreningar – ska begränsas i utsläpp till recipient, för att uppnå god kemisk status. Dessa ämnen är särskilt relevanta för avloppsreningsverk med utsläpp som påverkar känsliga vattenmiljöer.

I Sverige regleras detta idag genom föreskriften HVMFS 2019:25 från Havs- och vattenmyndigheten, som anger årsmedelvärden och i vissa fall maximal halt för kust- respektive inlandsvatten. Det nya direktivförslaget från EU innehåller uppdaterade gränsvärden samt ytterligare ämnen, och syftar till att ytterligare stärka skyddet av ytvattenresurser.

I Tabell 2 nedan sammanställs de gränsvärden och bedömningsgrunder som gäller enligt både HVMFS 2019:25 (befintliga riktlinjer) och det nya direktivförslaget. Här redovisas gränsvärden (årsmedelvärden samt högsta uppmätta halt) för respektive ämne, där det är tillämpligt.

Tabell 2. Gränsvärden för god kemisk status enligt HVMFS 2019:25 och direktivförslaget för prioriterade ämnen (årsmedel och/eller högsta uppmätta halter). De ämnen som analyserats i detta projekt är markerade i text och tabell där tillämpligt.

Ämne (ng/l)	HVMFS 2019:25		Nya direktivförslaget	
	Årsmedel/högsta uppmätta halt		Årsmedel/högsta uppmätta halt	
	Kustvatten	Inlandsvatten	Kustvatten	Inlandsvatten
Hormoner				
Östron (E1)			0,018/-	0,36/-
Östradiol (E2)	0,08/-	0,4/-	0,009/-	0,18/-
Etinylöstradiol (EE2)	0,007/-	0,035/-	0,0016/-	0,017/-
Läkemedel				
Azitromycin			1,9/18	19/180
Karbamazepin			250/160 000	2 500/1 600 000
Ciprofloxacin	-/100	-/100		
Klaritromycin			13/13	130/130
Diklofenak	10/-	100/-	4/25 000	40/250 000
Erytromycin			50/100	500/1 000
Ibuprofen			22/-	220/-
Fenoler				
Bisfenol A	110/-	1 600/2 700	0,034/-	0,034/130 000
Nonylfenol	300/2 000	300/2 000	1,8/170	37/2 100
Oktylfenol	10/-	100/-	10/-	100/-
Per- och polyfluorerade alkylsubstanter (PFAS)				
∑PFAS11	-/90	-/90		
∑PFAS24PFOAekv*			4,4/-	4,4/-
PFOS	0,13/7 200	0,65/36 000		

* - Förslaget har under hösten 2025 justerats till 25 PFAS-ämnen (PFAS25), inklusive TFA (trifluorättiksyra), medan haltkravet föreslås vara oförändrat. Förslaget väntar fortfarande på godkännande i parlamentet.

1.6 Syfte och mål

Pilotförsöken med PAK-MBR-processen syftade till att utvärdera teknikens potential som ett kostnadseffektivt alternativ för rening av läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar.

Följande frågeställningar var i fokus för pilotkörningarna:

1. Hur effektiv är avskiljningen av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar i PAK-MBR-processen vid olika PAK-doser?
2. Kan en negativ påverkan på MBR-reningsprocessen från användningen av PAK uteslutas?
3. Vilka driftsmässiga erfarenheter och utmaningar identifieras under pilotdriften?
4. Vilka investerings-, drift- och underhållskostnader kan förväntas för en fullskalig tillämpning, och hur stora är dessa i jämförelse med MBR-GAK-processen?
5. Hur kan resultaten tillämpas eller skalas upp inom Syvab:s planerade större pilotprojekt och vid andra reningsverk med befintlig MBR-process?
6. Hur påverkar den kommande lagstiftningen kring slamhantering möjligheterna till implementering av PAK-MBR-tekniken?
7. Vilken utvecklingspotential och vilka begränsningar eller hinder har PAK-MBR-tekniken baserat på erfarenheterna från pilotförsöken?

1.7 Begränsningar och avgränsningar

För pilotanläggningen som studerades i projektet fanns ett antal givna förutsättningar. Pilotprocessen baserades på en befintlig pilotanläggning vilket innebar vissa begränsningar avseende reaktorvolym, bräddnivåer, elutrustning och styrsystem. De två MBR-linjerna som byggdes för denna studie utformades därför inte som en exakt kopia av Himmerfjärdsverkets stegbeskickningslösning, utan snarare som en traditionell aktivslamprocess med nitratrecirkulation. För studiens syfte att undersöka den generella reningseffekten av organiska mikroföroreningar samt driftmässiga och processrelaterade aspekter, bedömdes denna utformning vara tillräcklig. Genom att återanvända och modifiera en befintlig pilotanläggning, som tidigare byggts till en betydande kostnad, kunde dessutom projektets investeringskostnader reduceras avsevärt.

På grund av begränsningar i projektbudgeten har omfattningen av provtagningar, analyser och relaterad detaljuppföljning av vissa processtekniska effekter varit betydligt mer begränsad än vad projektgruppen hade önskat. Detta gäller även

förberedande tester av olika potentiella adsorbenter samt riktade försök avseende påverkan på membranen från olika tillsatser. Trots dessa begränsningar bedöms pilottesterna under realistiska driftförhållanden ha gett relevant kunskap och värdefulla erfarenheter av PAK-MBR-kombinationen, som stöd för fortsatt forskning och utveckling samt för eventuell framtida implementering av processen som ett kvartärt reningssteg.

När den första testperioden startade fanns fortfarande inga indikationer på hur eventuella framtida krav för en kvartär rening skulle utformas. Samtliga tolv indikatorsubstanser som nu finns med i avloppsdirektivet kunde därmed inte inkluderas i analyserna under den första testperioden. Flera av de tolv indikatorämnen fanns dock med i analyspaketet som tillämpades och en utvärdering och jämförelse mellan olika testperioder bedöms ändå vara relevant.

Eftersom projektet initialt fick stöd av Naturvårdsverket togs 2022 en delrapport fram som avrapportering till Naturvårdsverket (Baresel et al., 2022). Föreliggande rapport inkluderar de huvudsakliga resultaten från den delrapporten.

2 Metod och genomförande

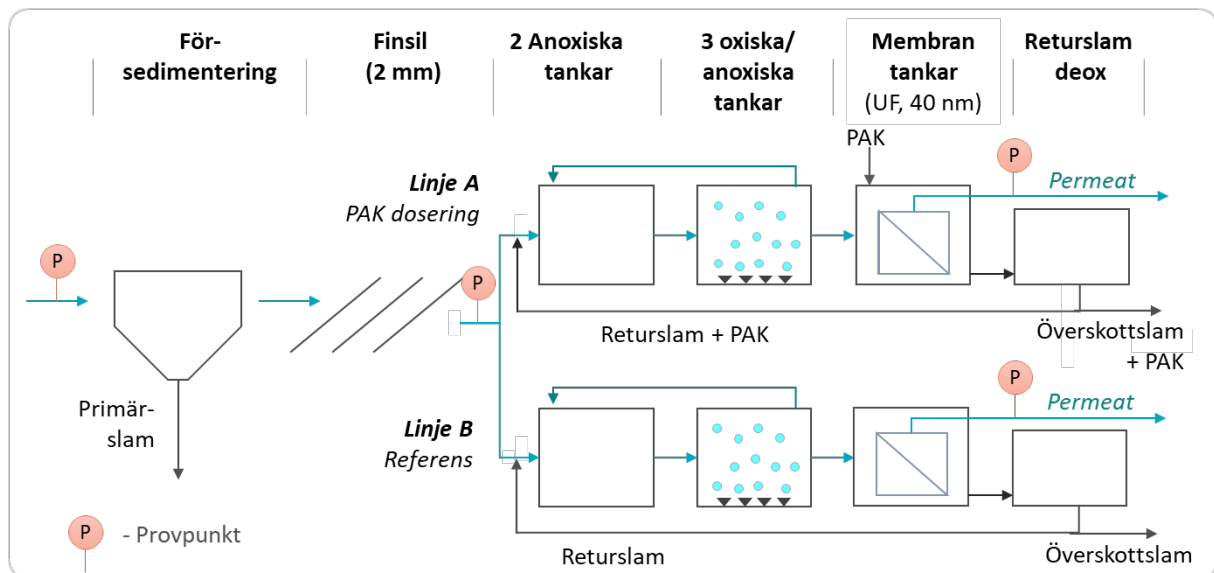
Försöken genomfördes i två försöksperioder (FP1 och FP2). FP1 genomfördes huvudsakligen mellan vecka 10 och 32 år 2022 vid Hammarby Sjöstadverk. FP2 genomfördes mellan vecka 30 år 2024 och vecka 26 år 2025 vid SWIC (Sjöstadverket Water Innovation Centre) med samma pilotanläggning. FP1 blev kortare än planerat, främst på grund av förseningar i pilotetableringen relaterade till coronapandemin samt den redan planerade flytten av Hammarby Sjöstadverk till en ny lokal (SWIC) i samband med ombyggnaden av Henriksdals reningsverk.

Själva etableringen av pilotanläggningen beskrivs i Baresel et al. (2022) och i efterföljande avsnitt beskrivs endast pilotanläggningen och metoderna som använts för genomförandet av pilotförsöken.

2.1 PAK-MBR pilotanläggningen

Pilotanläggningen som användes i studien består av två MBR-linjer som i grunden utgör en miniatyr av en konventionell aktivslamprocess, där eftersedimentering ersatts av ultrafiltrering med membran (Veolia ZeeWeed 500D LEAP hollow-fiber-membran (0,04 µm)) se Figur 3. Båda pilotlinjerna delar en gemensam primärrening med fällning och försedimentering, följt av mikrosilning (finsil, 2

mm) och därefter fördelas flödet 50/50 till de två separata biologiska MBR-linjerna. Varje biologisk linje består av för- och efterdenitrifikation i anox-reaktorer följt av ox-zoner med finblåsigt bottenluftning; den sista reaktorn kan vid behov variera mellan anoxiska och oxiska förhållanden. Bioslam pumpas vidare till membrantankarna, där permeat suges ut med permeatpumpar. Membranen som används i pilotförsöken är samma typ som de som används i fullskala vid Himmerfjärdsverket. Membranen körs cykliskt med filtrering (10 min) och kort vila (~60 s) samt kontinuerlig luftning (scouring) för att motverka igensättning.



Figur 3. Schematisk ritning av PAK-MBR pilotanläggningen med provtagningspunkter markerade.

PIX111 användes som fällningskemikalie i försedimentering, och membranen rengjordes med natriumhypoklorit och citronsyra. Ingen kolkälla för efterdenitrifikation tillsattes under försöken. Rejektvatten tillfördes inte under försöken. PAK doserades i piloten via en doserpump från en separat blandningstank. I blandningstanken bereddes PAK-slurryn genom uppblandning med vatten, varefter den doserades till inloppet till membrantanken i önskad koncentration (5–25 g PAK/m³).

PAK-MBR-pilotanläggningen och resterande pilotverksamhet vid IVL:s FoU-anläggning Hammarby Sjöstadsverket fick under 2021–2023 flytta från Henriksdalsberget till gamla Louddens reningsverk på grund av ombyggnation av Henriksdals avloppsreningsverk. Detta medförde att inflödet av obehandlat kommunalt avloppsvatten till pilotanläggning ändrades mellan de två genomförda testperioderna. Under den första testperioden vid Hammarby Sjöstadsverket

användes avloppsvatten från Henriksdals inloppskanal som främst kommer från innerstaden medan avloppsvatten vid Loudden främst består av avloppsvatten från Östermalm.

2.2 Val av pulveriserat aktivt kol (PAK)

Inför pilottesterna utvärderades två PAK-kvaliteter i dialog med olika leverantörer samt Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule (RWTH) Aachen, som parallellt genomförde PAK-försök vid avloppsreningsverket Nordkanal i Tyskland (Bastian et al., 2022).

Chemviron rekommenderade **PULSORB WP260 UF**, ett jungfruligt fossilbaserat PAK som produceras i Asien med hög adsorptionskapacitet och snabb kinetik (jodtal ≥ 1000 mg/g), framtaget för kombination med ultrafiltrering och med möjlighet till mycket fin partikelstorlek i UF-tillämpningar. Leverantören bedömde att mer traditionella pulver kan agglomerera ojämnt på hålfibermembran, vilket kan påverka adsorptionskinetik och drift negativt. Detta material har dock inte tidigare testats tillsammans med de Veolia ZeeWeed 500D membran som användes vid dessa pilotförsök.

Vid Nordkanalprojektet användes i stället **PAK MACarrier E** (handelsnamn CSC activated carbon pharmA-Clean, Carbon Service & Consulting GmbH & Co. KG) i kombination med samma membrantyp som i föreliggande anläggning. PharmA-Clean/MACarrier E är ett etablerat PAK för rening av organiska mikroföroreningar och är listat som godkänt av tyska och schweiziska Kompetenzzentrum Spurenstoffe (KomS) och EAWAG (the Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology) enligt leverantören. Kolet produceras lokalt i Tyskland och baseras enligt leverantören på förnyelsebara, biogena råvaror som huvudsakligen baseras på återvunnet trä.

Mot denna bakgrund valde projektgruppen att genomföra pilottesterna med PAK MACarrier E under försöksperiod (FP1) för att säkerställa membrankompatibilitet och jämförbarhet med Nordkanals försök. I andra försöksperioden (FP2) användes PULSORB WP260 UF från Chemviron.

2.3 Provtagningar och analyser

Provtagning av vatten för analys av organiska mikroföroreningar samt standardparametrar för driftuppföljning och utvärdering genomfördes huvudsakligen i följande provpunkter:

- **IN:** gemensam provpunkt för båda linjerna på inkommande avloppsvatten. I FP1 vid Hammarby Sjöstadsverk placerades denna provpunkt efter finsilen för att efterlikna provpunkten som fanns i MBR-GAK-piloten vid Himmerfjärdsverket (Baresel et al., 2025). I FP2 vid SWIC togs inkommande prover istället efter grovsilen som motsvarar placeringen i en fullskaleanläggning och följer kraven för kvartär rening från avloppsdirektivet (EU, 2024/3019).
- **MBR-A:** permeat från PAK-MBR-linjen, uttaget via provtagningsfack i permeattanken.
- **MBR-B:** permeat från referenslinjen (MBR), uttaget via provtagningsfack i permeattanken.

Standardparametrar för driftuppföljning och utvärdering analyserades dessutom vid flera tillfällen i olika processdelar inklusive membrantankarna (MT-A och MT-B), bioreaktorerna i båda linjerna (BR11 – BR15 respektive BR21 – BR 25), och RAS/deox i båda linjerna.

Som driftuppföljning användes veckovisa dygnsprover vid provpunkterna IN, MBR-A UT och MBR-B UT, vilka analyserades med avseende på $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, COD och färg. På grund av ekonomiska begränsningar analyserades inte totalhalter för kväve och fosfor (N-tot, P-tot) vid samtliga provtagningar som en del av den löpande driftuppföljningen under framförallt FP1, då dessa analyser är mer tids- och resurskrävande. Bedömningen var att processens funktion och stabilitet i tillräcklig grad kunde följas med hjälp av de lösta formerna $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ och $\text{PO}_4\text{-P}$. Dessa parametrar ger direkt information om de centrala biologiska och kemiska processerna, såsom nitrifikation, denitrifikation och fosforfällning, och används därför ofta som primära styr- och uppföljningsparametrar i reningsprocesser. Driftuppföljningen kompletterades även med online-mätningar av bland annat suspenderat material (TSS), löst syre (DO) och flöde, vilka vid behov verifierades med manuella analyser.

Vid några tillfällen under FP1 utfördes även en profilering av båda pilotlinjerna. Profileringen omfattade provtagning i samtliga relevanta steg: IN, förfällning, försedimentering, mikrosil, bioreaktor 1–5, MBR-tank, RAS/Deox samt permeat. Provtagningen planerades så att den följde flödesvägen och tog hänsyn till uppehållstiden i respektive processvolym. I de olika provpunkterna analyserades TSS, kväve ($\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$) samt fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$). Syftet med profileringen var att undersöka om eventuella processtekniska effekter av PAK-tillsatsen kunde identifieras.

Proverna för organiska mikroföroreningar togs som dygnsprov två gånger för varje testad PAK-dos: ca två dagar efter dosbyte för bedömning av kortsiktiga effekter

och efter ca 3 SRT, precis innan dosbyte, för utvärdering av långsiktiga effekter. Proverna analyserades förutom för några få undantag vid IVL:s laboratorium i Stockholm. I bilagan redovisas i Tabell 5 samtliga mikroföroreningar som analyserats inom projektet. Läkemedel analyserades vid alla provtagningstillfällen. Under projektets gång utökades dock läkemedelspaketet med ytterligare substanser som då föreslogs i det reviderade avloppsdirektivet och som inte ingick i den ursprungliga analysuppsättningen i FP1.

Även analyser av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) gjordes vid samtliga provtagningstillfällen. I FP1 analyserades PFAS11 medan analysen utökades till PFAS26 för FP2 för att ta hänsyn till den föreslagna revideringen av vattendirektivets Environmental Quality Standards (EQS) gällande PFAS.

Analys för fenoler och hormoner samt andra kompletterande analyser enligt nedan genomfördes endast några enstaka gånger för komplettering av underlaget. Samtliga analysresultat från provtagningssomgångarna redovisas i Bilagor 7.2-7.5. Analysmetoder och andra analyser som genomfördes beskrivs nedan.

2.3.1 Läkemedelsrester

Läkemedel extraherades från vattenprover (100–300 ml) med HLB fastfaskolonner (200 mg, 6cc Oasis) efter tillsats av 50 mg etylendiamintetraättiksyra (EDTA) och 100 ng isotopmärkta standarder till proverna. Fastfaskolonnerna sköljdes först med 5 ml metanol (MeOH) samt 5 ml milli-Q vatten (MQ) innan proverna applicerades. Kolonnerna sköljdes sedan med 2 ml MQ och analyterna eluerades med 5 ml MeOH följt av 5 ml Aceton. Extraktet indunstades till torrhet med kvävgas och värme (40 °C) och återlöstes i 1 ml MQ:MeOH (1:1 volym/volym) med 0,1 % EDTA. Proverna centrifugerades vid 14 000 rpm i 5 min varpå supernatanten överfördes till vial. Analysen utfördes med ultrahögpresterande vätskekromatografi (UHPLC) kopplat till en trippelkvadrupolmasspektrometer (MS/MS) utrustad med en elektroprayjoniseringskälla (ESI) från Shimadzu. Analyterna separerades på en bifenyl Core-shell kolonn från Phenomenex med två olika gradientprogram och ett flöde på 0,4 ml/min. Det ena gradientprogrammet använde mobilfaser som bestod utav MQ med 2 mM ättiksyra (A) samt MeOH (B); det andra gradientprogrammet använde mobilfaser som bestod utav MQ med 0,1 % myrsyra och 0,04 % ammonium (v/v) (A) samt Aceton: MeOH (8:2 v/v) (B). Analysen utfördes i multiple ion monitoring mode (MRM) med både positiv och negativ jonisering. Ämnena kvantifierades mot en linjär 7-punktskalibreringskurva med $R^2 > 0,990$. Detektionsgräns och kvantifieringsgräns uppskattades från brusnivån uppmätt i

blankprovet (3x S/N samt 10x S/N). Alla halter i proverna blanksubtraherades och justerades för återvinning som uppskattats med kontrollprov.

2.3.2 Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS)

PFAS och FTOH extraherades från vattenprover (200–300 ml) med WAX kolonner (150 mg, Evolute med depth filter) efter tillsats av 20 ng isotopmärkta standarder till proverna. Fastfaskolonnerna sköljdes först med 4 ml 0,1 % ammonium:MeOH (v/v) samt 4 ml MeOH och konditionerades sedan med 5 ml MQ innan proverna applicerades. Kolonnerna sköljdes sedan med 4 ml 25 mM ammoniumacetatbuffert (pH 4) och analyterna eluerades med 2x 4 ml MeOH följt av 4 ml 0,1 % ammonium:MeOH (v/v). 1 ml av extraktet åsidosattes för analys av Fluorotelomeralkoholer (FTOH) med gaskromatografi (GC) varpå lösningsmedlet utbyttes mot pentan. Resterande extrakt indunstades till 1 ml med kvävgas och värme (40 °C). Proverna centrifugerades vid 14 000 rpm i 5 min varpå supernatanten överfördes till vial och 50 ng volymetrisk standard (3,5-bis(trifluorometyl)fenylättiksyra) tillsattes.

Analys av PFAS utfördes med högpresterande vätskekromatograf (HPLC) kopplad till en trippelkvadрупolmasspektrometer utrustad med en ESI från Shimadzu. Analyterna separerades på en C18 Shim-pack-kolonn med ett gradientprogram och ett flöde på 0,4 ml/min. Mobilfaserna bestod utav MQ med 2 mM ammoniumacetat(A) samt MeOH med 2 mM ammoniumacetat (B). Analysen utfördes i MRM med negativ jonisering. Ämnena kvantifierades mot en linjär 8-punktskalibreringskurva med $R^2 > 0,990$. Detektionsgräns och kvantifieringsgräns uppskattades från brusnivån uppmätt i flera injektioner av den lägsta kalibreringspunkten (3x S/N samt 10x S/N). Alla halter i proverna blanksubtraherades.

Analys av FTOH utfördes med gaskromatografi kopplat till en trippelkvadрупolmasspektrometer (MS/MS) utrustad med en elektronjoniseringskälla (EI) från Agilent. Analyterna separerades med ett temperaturprogram på en OT WAX kolonn med kvävgas som mobilfas och analyserades i MRM. Ämnena kvantifierades mot en linjär 5-punktskalibreringskurva med $R^2 > 0,990$. Detektionsgräns och kvantifieringsgräns uppskattades från brusnivån uppmätt i blankprover (3x S/N samt 10x S/N). Alla halter i proverna blanksubtraherades.

2.3.3 Andra mikroföroreningar

Halterna av **hormonerna** östron (E1), östradiol (E2) och etinylöstradiol (EE2) bestämdes i vattenprover efter fastfasextraktion (SPE). Proverna upparbetades på kombinerade SPE-kolonner av typerna ENV+ och PSA för att effektivt extrahera och rena analyterna från vattenmatrisen. Efter extraktion analyserades eluatet med vätskekromatografi kopplad till högupplösande masspektrometri (HPLC-MS/Orbitrap) vid IVL:s laboratorium i Stockholm. Kvantifiering genomfördes med isotopmärkt internstandardisering, där $^{13}\text{C}_2\text{-E2}$ och $^{13}\text{C}_2\text{-EE2}$ tillsattes som internstandarder för att korrigera för eventuella förluster under provupparbetning och variationer i instrumentrespons.

Östrogena effekter analyserades med YES-testet (Yeast Estrogen Screen), där en modifierad jästcellstam används. Jästcellerna innehåller en human östrogenreceptor kopplad till en reporter-gen. När östrogenliknande substanser binder till receptorn induceras produktion av ett enzym som omvandlar en tillsatt färgindikator, vilket möjliggör kvantifiering av effekt. Effekttesterna utfördes på extrakt från de aktuella vattenproverna. För varje prov upparbetades 500 ml vatten med SPE-kolonner som eluerades med etanol. Extrakten delades därefter upp, indunstades till nära torrhet och förvarades frysta fram till analys. På varje 96-håls mikrotitrerplatta applicerades blankprov (tillväxtmedium), en positiv kontrollserie med 17β -östradiol, en negativ kontrollserie med membranfiltrerat avjoniserat vatten (Milli-Q, Millipore) samt spädningsserier av provextrakten. Varje serie omfattade 12 koncentrationsnivåer och samtliga prover analyserades i triplikat. Efter tre dagars inkubation avlästes färgomslaget spektrofotometriskt vid 540 nm (Multiskan FC, Thermo Scientific). EC₅₀ (koncentration som ger 50 % av maximal effekt) beräknades för både den positiva kontrollen och vattenproverna. Genom omräkning i relation till den positiva kontrollen uttrycktes resultaten som östradiolekvivalenter (ng 17β -östradiolekvivalenter per liter, ng E₂ekv/l), där ett högre värde indikerar starkare östrogen effekt. För detaljer kring provmetodik hänvisas till Svenson et al. (2000), Svenson och Allard (2002), och för beräkningsmetodik till Svenson et al. (2009).

2.3.4 Utökade vattenkvalitetsanalyser

Under vecka 5 år 2025 togs ett stickprov av utgående vatten från MBR-A (UT) för att bedöma möjligheterna till återanvändning av det renade vattnet. Proverna analyserades vid olika laboratorier avseende kemiska, mikrobiologiska och toxikologiska parametrar. Tidpunkten för provtagningen valdes utifrån samordning med ett parallellt projekt om tekniskt vatten och har därför ingen koppling till den PAK-dos som användes vid tillfället i pilotanläggningen.

Kemisk och mikrobiologisk analys enligt LIVSFS 2022:12

De ackrediterade laboratorierna SGS Analytics S och Eurofins Water Testing Sweden AB utförde analyser i enlighet med Livsmedelsverkets föreskrifter (LIVSFS 2022:12):

- **Kemisk undersökning, provgrupp B (exklusive bekämpningsmedel):**
Analysen omfattade ett brett spektrum av kemiska parametrar, inklusive metaller, näringsämnen och organiska ämnen, för att säkerställa att vattnet uppfyller gällande kvalitetskrav.
- **Mikrobiologisk undersökning, provgrupp B:** Undersökningen inkluderade analys av indikatororganismer såsom *E. coli*, koliforma bakterier och enterokocker, vilket är avgörande för att bedöma den mikrobiella vattenkvaliteten. Prover för mikrobiologisk analys skickades även 2023, men dessa lagrades dessvärre fel hos SGS vilket omöjliggjorde en relevant analys.

Effektbaserade toxikologiska tester

För att komplettera de traditionella analyserna genomfördes även effektbaserade tester hos BioCell Analytica på MBR-A UT (v5 2025). Dessa tester syftar till att upptäcka potentiella hälso- och miljöfarliga effekter av både kända och okända kemikalier i vattenproverna:

- **ER-aktivitetstest:** Detta test mäter östrogena effekter, vilket är relevant för att identifiera hormonstörande ämnen som kan påverka både människor och ekosystem. ER-aktiviteten bygger på en cellbaserad reporterassay med östrogenreceptor och mäter därmed samma typ av receptor-medierad östrogen effekt som YES-testet som beskrivits tidigare, men i ett däggdjurscellssystem snarare än jäst.
- **EMA+ test (cytotoxicitet):** Testet utvärderar cellernas livskraft efter exponering för vattenproverna, vilket ger en indikation på förekomsten av cellskadliga ämnen.
- **Mikrokärntest (genotoxicitet):** Detta test identifierar DNA-skador i celler, vilket är viktigt för att upptäcka ämnen som kan orsaka genetiska mutationer.

Genom att kombinera traditionella kemiska och mikrobiologiska analyser med effektbaserade tester erhöles en omfattande bild av vattenkvaliteten. Fullständiga analysresultat redovisas inte i denna rapport för att undvika en alltför omfattande bilagedel, men finns tillgängliga på begäran.

2.3.5 Biokemisk metanpotential (BMP)

Metanpotentialen i överskottsslam med respektive utan PAK i olika doser undersöktes i batchförsök med Automatic Methane Potential Test System II (AMPTS II, BPC Instruments, Sverige) enligt etablerad BMP-metodik. Systemet möjliggör on-line registrering av ackumulerad metanproduktion under kontrollerade anaeroba förhållanden. Varje prov bestod av en blandning av inokulum (anaerobt aktivt slam) och substrat i fördefinierat inokulum-till-substratförhållande (ISR), baserat på flyktiga suspenderade ämnen (VS). Parallellt kördes blankprov med enbart inokulum för att bestämma bakgrundsproduktion samt vid behov en positiv kontroll (referenssubstrat) för kvalitetskontroll samt en referens med cellulosa. Prover och blanker sattes upp i replikat enligt AMPTS-protokoll.

Reaktorerne förslöts gastätt och spolades med syrgasfri gas (t.ex. N₂) före start för att säkerställa anaeroba betingelser. Flaskorna inkuberades i AMPTS-systemets termostatbad vid konstant temperatur och med automatiserad omrörning enligt systemets standardupplägg. Producerad biogas passerade en CO₂-absorbent (NaOH-lösning) så att den uppmätta mängden gas endast omfattar metan. Metanvolymen registrerades kontinuerligt i AMPTS II:s flödesceller, med automatisk tryck- och temperaturkompensation samt normalisering till torr gas vid standardbetingelser.

Försöken pågick tills den dagliga metanproduktionen avtagit till en stabil och låg nivå (BMP-slutpunkt enligt standardpraxis). Den specifika metanpotentialen beräknades som normaliserad metanvolym per g VS tillsatt substrat (NmL CH₄/g VS) efter subtraktion av medelvärdet för blank-proven. Resultaten användes för att jämföra metanpotential och nedbrytningsförlopp mellan PAK-slam och referensslam utan PAK.

2.4 Resurs- och kostnadsanalys

Även om PAK-MBR tekniken lyftes fram som ett intressant alternativ som kvartär rening vid Himmerfjärdsverket under den tidigare förstudien (Syvab 2019) så gjordes inget principförslag för denna tekniska lösning, såsom gjordes för MBR-GAK-alternativet. För en potentiell fullskaleimplementering av PAK-dosering har dock principförslag gjorts vid andra avloppsreningsverk, exempelvis Käppalaverket under 2023 (Bramstedt och Baresel, 2024). Dessa kan användas för en första kostnadsbedömning av tekniken. För detta kan samma dimensionerade maxflöde på 6 600 m³/h till den kvartära reningen för att behandla ca 94 % av det totala flödet till Himmerfjärdsverket år 2040 antas (Syvab 2019).

Resursförbrukningen, och därmed miljöpåverkan och driftkostnaderna, påverkades främst av vilken PAK-dos som krävs för att uppnå önskat reningskrav. En viktig parameter till beräkningarna var därför riktpiserna för de testade PAK-sorterna (december 2025):

- Pris för Pulsorb WP-260 UF: 40 800 kr/t (3 760 €)
- Pris för PAK MACarrier E: 21 800 kr/t (2 000 €)
- Transport: 200 kr/t

Då verifierade och jämförbara data initialt inte fanns tillgängligt från kolleverantörerna användes schablonvärden på emissionsfaktorer från litteraturen för bedömningen (t.ex. Baresel et al., 2024; Vilén et al., 2022). Utvärderingen begränsades till klimatpåverkan (GWP – Global Warming Potential). Följande emissionsfaktorer användes i beräkningarna:

- Jungfruligt fossilt PAK (Pulsorb WP-260 UF): ca 9,5 kg CO_{2ekv}/kg
- Biogent, träbaserat PAK (PAK MACarrier E): ca 0,9 kg CO_{2ekv}/kg
- Transport: 0,07 kg CO_{2ekv}/tonkm

Efter projektets genomförande tillhandahöll leverantören Carbon Service & Consulting GmbH & Co. KG (CSC) en egen uppskattning av klimatpåverkan för PAK MACarrier E på 2,6 kg CO_{2ekv}/kg kol. Denna siffra baseras på en beräkning som inkluderar råvaruhantering (träbaserat material), karbonisering, aktivering, förpackning, transport samt kolinlagring. Leverantörsdata redovisas här för transparens, men har inte använts i de genomförda beräkningarna, vilka konsekvent baseras på litteraturvärden.

3 Resultat och diskussion

3.1 Driftresultat och övergripande rening

Figur 4 visar PAK-MBR piloten i drift under FP2 efter etablering vid SWIC Louden.



Figur 4. PAK-MBR piloten vid SWIC med de två pilotlinjerna med bioreaktorerna i bakgrunden, de två membrantankarna i förgrunden och permeattanken (svart) till vänster bilden. Till höger en membrankassett med tre membranmoduler.

3.1.1 Driftstrategi

Piloten drevs med ett fast inflöde på 0,5 m³/h per linje. Nitratrecirkulationsflöde och returslamsflöde sattes till två gånger inflödet under hela försöksperioden. Driftstrategin utformades som en stabil basdrift med målsättningen att uppnå god rening utan att pressa processen till mycket hög reningsgrad vid hög belastning.

En slamhalt på cirka 7 500–8 000 SS/l i FP1 och 6 500–7 000 mg SS/l i FP2 och ett nettoflux över membranen på 15–17 L/m²,h definierades som två centrala processparametrar, baserat på tillgänglig fullskaledesign för bland annat Henriksdals ARV som fann tillgänglig vid projektiniteringen och som liknar processdesignen för pilotanläggningen. Ingen flerpunktsfällning för optimerad fosforrening och ingen tillsats av extern kolkälla i för kväverening tillämpades. I stället fokuserade driften på att piloten skulle uppnå en acceptabel reningsgrad för COD, totalkväve (TN) och totalfosfor (TP), med permeathalter i storleksordningen: 6 mg/l BOD₇, 10 mg/l TN och 0,2 mg/l TP. Dessa värden är något högre än Himmerfjärdsverkets framtida

reningskrav, vilket kan förklaras av att pilotens enklare utformning inte tillät samma flexibilitet i processdrift och optimering som i mer avancerade MBR-piloter. Detta gäller dels MBR-piloten som används i försök vid Himmerfjärdsverket (Syvab) (Baresel et al., 2026), dels motsvarande pilotförsök vid SWIC i samverkan med SVOA (Andersson et al., 2023).

3.1.2 Övergripande rening

Figur 5 visar resultat från veckovisa analyser av fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) och totalkväve (TN) för båda pilotlinjerna under de två försöksperioderna. $\text{PO}_4\text{-P}$ redovisas istället för totalfosfor (P-tot), eftersom P-tot inte analyserades i samtliga veckoprover under FP1. Resultat för P-tot visar dock samma övergripande trend.

Efter uppstart och intrimning uppnåddes under FP1 en stabil och hög reningsprestanda i båda pilotlinjerna. Utgående halter av $\text{PO}_4\text{-P}$ var genomgående låga och stabila, medan TN varierade något över tid men låg på nivåer motsvarande en total kvävereduktion på cirka 85 %. Variationerna i TN kan kopplas till periodvisa driftstörningar, framför allt relaterade till luftningsproblem (se avsnitt 3.1.4), vilka tillfälligt påverkade nitrifikationen.

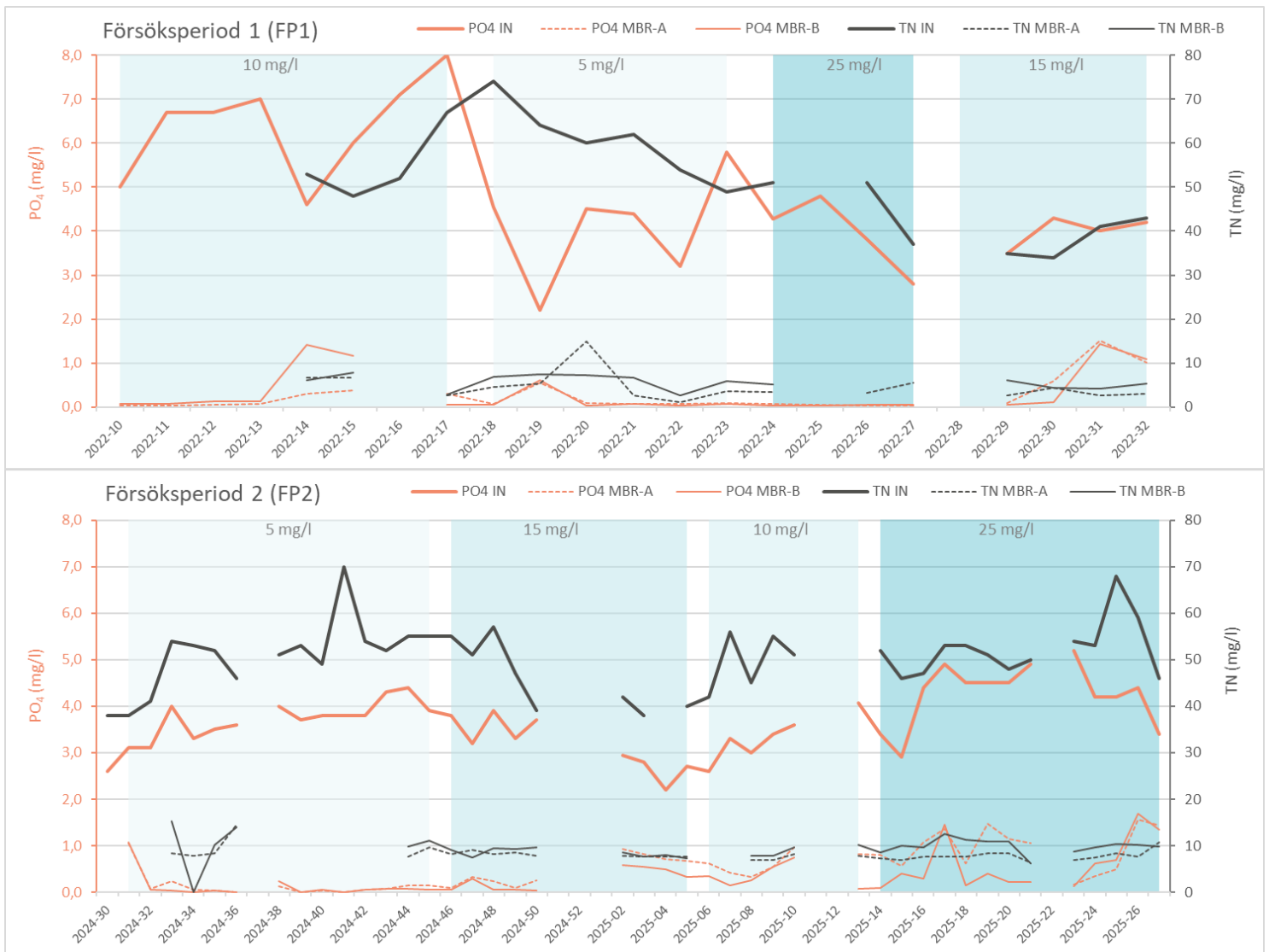
Fosforeringen var generellt god under FP1, trots att järndoseringen i genomsnitt låg under målvärdet. De tillfälliga variationerna som ses i Figur 5 sammanföll med perioder av instabil järndosering, vilket förklaras av problem med doserpump och omrörning i blandningstanken. Sammantaget visar FP1 en robust process där variationer i reningsgrad främst kan kopplas till driftrelaterade faktorer snarare än till PAK-doseringen.

Även under FP2 var reningen i båda linjerna generellt stabil och på en liknande nivå som under FP1. TN-halterna i utgående vatten låg i genomsnitt under 10 mg/l, men med något större variation jämfört med FP1, vilket även framgår av Figur 5. Fosforhalterna var initialt låga (<0,2 mg/l), men ökade under delar av försöksperioden och uppvisade större variation, med toppar upp mot cirka 1 mg/l. Dessa variationer sammanföll med perioder av instabil järndosering och problem med omrörning i blandningstanken, vilket påverkade båda linjerna.

Under senare delen av FP2 observerades något högre fosforhalter i permeatet, särskilt i PAK-MBR-linjen (MBR-A). Någon entydig förklaring kunde inte fastställas, men bidragande orsaker kan vara variationer i slamålder samt driftstörningar i överskottsslamuttaget. Indikationer på biologisk fosforavskiljning (Bio-P) noterades,

främst i referenslinjen (MBR-B), vilket även observerades under FP1 (se avsnitt 3.1.6) och kan bidra till de observerade skillnaderna mellan linjerna.

Sammantaget visar båda försöksperioderna att pilotanläggningen uppnår stabil och hög rening av fosfor och god reduktion av kväve, där variationer i resultaten i huvudsak kan kopplas till drift- och styrningsrelaterade faktorer snarare än till PAK-tillsatsen.



Figur 5. Inkommande och utgående halter för fosfatfosfor och totalkväve för de två försöksperioder.

COD-halterna i inkommande vatten varierade under FP1 mellan cirka 400 och 650 mg/l och under FP2 mellan cirka 300 och 650 mg/l. Utgående COD-halter var likartade i båda pilotlinjerna (MBR-A och MBR-B) och låg i genomsnitt under 20 mg/l under båda försöksperioderna. Vid enstaka driftstörningar observerades dock

tillfälliga toppar upp mot cirka 60 mg/l. Resultaten visar att COD-reningen var hög och stabil över tid, utan någon tydlig påverkan från PAK-doseringen, vilket är i linje med förväntningarna eftersom COD-reduktionen i huvudsak styrs av den biologiska processen.

3.1.3 Olika avloppsvatten till piloten

I samband med att pilotanläggningen flyttades från Hammarby Sjöstadsvverk vid Henriksdals reningsverk till Loudden (SWIC) år 2023 (mellan FP1 och FP2) ändrades även ursprunget för det inkommande avloppsvattnet till piloten. Vid Henriksdals ARV (FP1) matades piloten direkt med avloppsvatten från centrala stadsdelar som kommer till reningsverket via Danvikstunneln, medan SWIC (FP2) idag försörjs med kommunalt avloppsvatten från SVOA:s pumpstation Knösen. En karakterisering av inkommande vatten till pilotlinjerna vid SWIC visade att kväve- och fosforhalterna i stort var jämförbara med dem i piloten vid Hammarby Sjöstadsvverk under motsvarande period, medan BOD och TOC generellt var lägre vid SWIC. Detta innebär att belastningen på den pilotanläggningen, särskilt avseende lättnedbrytbart organiskt material, skiljde sig något från tidigare försök vid Hammarby Sjöstadsvverk. Ingen justering av inkommande flöde gjordes och resultaten från de två försöksperioderna FP1 och FP2 bör därför tolkas med hänsyn till skillnader i inkommande vattenkvalitet.

Jämförelsen mellan inkommande vatten under FP1 och FP2 visar att halterna av både läkemedel och PFAS generellt var något lägre vid SWIC, även om enskilda substanser avvek. För läkemedel var t.ex. koncentrationen av sertralin märkbart högre vid SWIC, medan flera andra ämnen (bl.a. oxazepam och ciprofloxacin) hade klart lägre koncentrationer. För PFAS var koncentrationerna av de flesta analyserade föreningarna lägre vid SWIC, med undantag för PFBA, för vilken koncentrationen var högre. Skillnaderna speglar troligtvis olikheter i upptagningsområde och industriell påverkan och bör beaktas vid tolkning av pilotresultaten.

3.1.4 Drifterfarenheter

I detta avsnitt redovisas övergripande drifterfarenheter från pilotanläggningen, med särskilt fokus på aspekter som är kopplade till dosering och hantering av pulveriserat aktivt kol (PAK). Erfarenheterna baseras på drift under både försöksperiod 1 och 2 och omfattar såväl tekniska och processtekniska utmaningar som praktiska lärdomar av betydelse för framtida pilot- och fullskaledrift.

3.1.4.1 Övergripande drifterfarenheter

Att driva två identiska pilotlinjer samtidigt med målet att skapa jämförbara förutsättningar i båda linjerna visade sig vara mer krävande än förväntat. Trots att samma komponenter installerades i båda linjerna var det svårt att upprätthålla identiska driftförutsättningar. Enskilda pumpar och instrument uppvisade olika beteende i de två linjerna, även när de kom från samma tillverkare och var av samma modell. Även relativt kortvariga störningar kunde leda till förändringar i exempelvis luftning eller slamuttagsstrategi, vilket i sin tur påverkade processförhållandena. I vissa fall fick dessa avvikelser effekter som sträckte sig över längre tidsperioder, eftersom den biologiska processen i respektive linje påverkades och behövde tid för att återstabiliseras.

Även andra störningar påverkade pilotdriften. Som fällningskemikalie användes PIX111 (järnklorid), vilket är betydligt svårare att hantera än järnsulfat (s.k. heptahydrat) som använts i andra MBR-piloter på SWIC och Hammarby Sjöstadsverk. Heptahydrat kan enkelt spädas för att justera flöde och järndos, medan PIX111 är korrosivt och olämpligt att späda, vilket försvårade användningen av olika doserpumpar för att uppnå bra omblandning i tanken med de låga doseringsflödena. Avsevärd tid fick läggas på att testa olika strategier för pumpdrift och beredning av doseringslösningar. Luftningssystemet för bioreaktorerna gav också upphov till problem. Ventilöppningen styrdes av onlinesyregivare i biotankarna, men ventilerna hade en alltför grov respons: vid ventilöppning under cirka 60 % registrerades i praktiken inget luftflöde, medan öppningar över 60 % gav ett oproportionerligt högt flöde. Flera ventiler slutade dessutom att fungera och fick delvis förbiledas, varpå luftflödet istället justerades manuellt genom strypning av luftslangar. Den övergripande utformningen av luftningssystemet bidrog också till en ojämn fördelning mellan linjerna; när linje MBR-A luftades fullt minskade luftflödet i MBR-B (referenslinjen) och vice versa. Långa leveranstider och felleveranser av komponenter ökade behovet av manuell övervakning och justering ytterligare.

SS-analyser i RAS-volymer som gjordes under FP1 indikerade otillräcklig omblandning, då suspensionshalterna varierade mellan olika delar av tanken i båda linjer. Trots stora toppmonterade omrörare kunde bristfällig omrörning även konstateras i de oluftade bioreaktorerna, där tjocka slamlager periodvis bildades på ytan. Detta orsakade både praktiska problem vid provtagning och arbetsmiljöproblem i form av flugföremål. Generellt genomfördes dock SS-analyser från luftade zoner med bra omblandning i tanken.

Vid underhållsrengöring (MC, Maintenance Cleaning) av membranerna backspolades permeat in i membranerna. I kombination med den begränsade RAS-volymer i piloten ledde detta initialt till översvämningar och viss förlust av suspenderat slam. Efter de första erfarenheterna justerades rutinen genom att MC-sekvensen kompletterades med ett extra steg där nivån i RAS-tanken sänktes med motsvarande volym innan rengöringen genomfördes.

Även skumning, som är vanligt för MBR-processer och som orsakade viss bräddning i piloten och därmed en oplanerad slamförlust, påverkade de två linjerna på olika sätt. Även om skumning och därmed översvämning kunde uppstå i båda pilotlinjerna så var problemet i MBR-A avsevärt mindre.

3.1.4.2 PAK-hantering och dosering

Tillsats av PAK, särskilt vid förändring av PAK-dosen, gav upphov till störningar på suspensionsgivarna i PAK-MBR-linjen. Onlinevärdena indikerade då högre halter än den faktiska koncentrationen, och kalibrering av givarna visade sig vara mycket svår. Regelbundna manuella analyser användes därför i första hand för driftuppföljning. Dialog med olika teknikleverantörer pågår för att hitta lösningar, eftersom suspensionsgivarna används för styrning av överskottsslamuttaget och felaktiga signaler riskerar att påverka processen negativt. Styrningen baserad på susp-börvärde togs därför bort, och överskottsslamuttaget övergick till tidsstyrd drift för att uppnå det beräknade flödet.

Beredningen av PAK-slurryn ställde också krav på god hantering för att undvika dammbildning, då PAK-damm lätt spreds i omgivningen. I pilotanläggningen löstes detta genom att hela innehållet i de använda PAK-säckarna alltid löstes upp i vatten, och för att upprätthålla en god arbetsmiljö krävdes partikelmask vid dessa arbetsmoment. Utöver arbetsmiljöaspekter kan PAK-damm även påverka känslig utrustning negativt. Dessa utmaningar är specifikt kopplade till en manuell hantering av PAK i pilotverksamhet och kan hanteras på ett kontrollerat sätt enligt teknikleverantörer som även kan hänvisa till fullskaleinstallationer.

För att säkerställa korrekt PAK-dosering krävdes dessutom omfattande kontrollmätningar och löpande driftuppföljning. Omrörningen av PAK-slurryn under FP1 (träbaserat PAK) behövde ske kontinuerligt med relativt högt varvtal för att motverka sedimentering, men trots detta ackumulerades PAK på tankbotten. Tanken tömdes därför och rengjordes inför varje dosbyte. Det fossila PAK som användes under FP2, upplevdes som avsevärt enklare att hantera vid beredning av PAK-slurryn än det biogena kolet som användes under FP1. Under FP1 noterades

även vissa problem med igensättning av pumphuvudet, vilket medförde tidskrävande underhåll, förebyggande rengöring av slangar och pumpar, men trots det ökades underhållsbehov, inklusive mer frekvent byte av slitdelar. Lärdomarna från PAK-hantering under FP1 medförde att uppsättningen inför FP2 anpassades, bland annat genom kortare sug sida och förbättrad lutning på ledningen till doseringspunkten. Detta, och inte enbart skillnader i PAK-egenskaper, har sannolikt också bidragit till färre driftproblem under FP2.

3.1.5 Testade PAK-doser och styrning

I Tabell 3 sammanfattas de undersökta PAK-doserna och respektive period för dosering. För att minimera risken att en monotont ökande eller minskande doseringsprofil skulle påverka utvärderingen varierades dosen avsiktligt med ett växlande doseringsschema. Varje dos var ursprungligen avsedd att köras under minst tre slamåldrar (SRT), men på grund av tidsbrist, orsakad både av normala driftstörningar i pilotanläggningen och av den planerade flytten av anläggningen, kortades vissa testperioder ned när driften bedömdes vara tillräckligt stabil. Även om PAK-dosering i princip kan styras i relation till DOC-halten (Dissolved Organic Carbon) valdes i detta projekt fasta PAK-doser för att tydligare kunna utvärdera dos-respons-sambandet. I piloten fanns dessutom ingen kontinuerlig DOC-sensor installerad, vilket ytterligare motiverade användningen av fasta dosnivåer.

Tabell 3. PAK-doser som undersöktes i projektet i de två försöksperioder.

PAK-dos mg/l	PAK-dos mg/mg DOC*	Doseringsperiod FP1	Doseringsperiod FP2
0	0	5 februari – 9 mars 2022	08 mars – 29 juli 2024
5	0,5	28 april - 13 juni 2022	29 juli – 12 november 2024
10	1	9 mars - 28 april 2022	31 januari – 01 april 2025
15	1,5	11 juli - 12 augusti 2022	12 november 2024 – 31 januari 2025
25	2,5	13 juni - 11 juli 2022	01 april – 3 juli 2025

* - genomsnittlig DOC på MBR-permeat utan PAK dosering

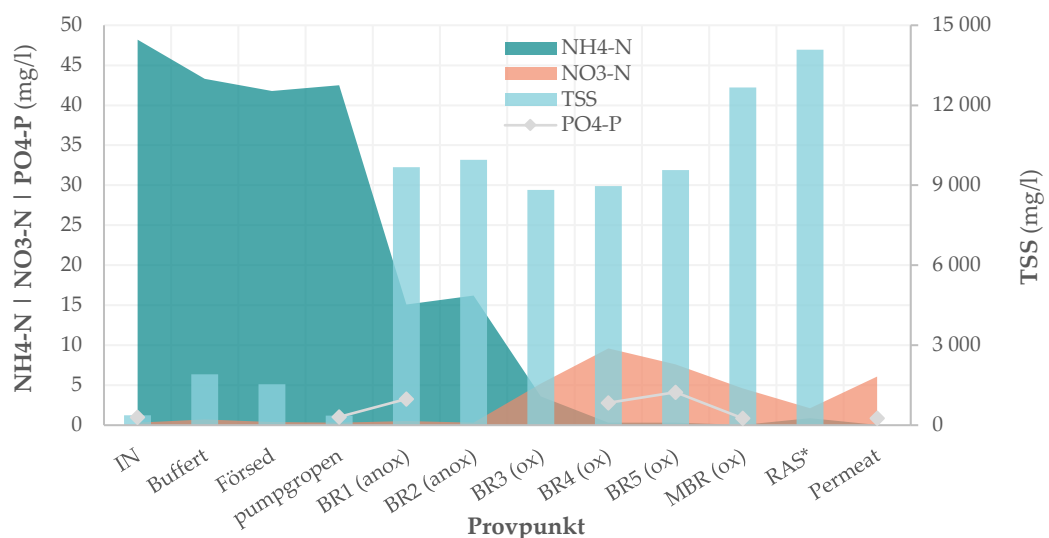
I många studier och vid dimensionering av kvartär rening används en specifik dos normaliserad mot DOC (t.ex. g O₃ eller g PAK per g DOC), eftersom DOC i viss mån beskriver vattenmatrisens "oxidations-" respektive "adsorptionsbehov". För teknik Kombinationen PAK-MBR är valet av DOC-mät punkt dock inte självklart, eftersom DOC förändras betydligt över biosteget och dessutom påverkas av PAK-tillsatsen (t.ex. Streicher et al., 2016). DOC i orenat inkommande vatten bedöms överskatta den relevanta konkurrerande organiska fraktionen, medan DOC i permeatet underskattar dosbehovet eftersom det redan är påverkat av PAK-processen. I pilottesterna har kontinuerliga analyser av DOC t.ex. i en filtrerad

sidoström mellan bioreaktorn och membrantanken inte använts. PAK-dosering skedde istället utifrån det behandlade vattenflödet.

En tänkbar processrelevant strategi för framtida tester är att relatera doseringen till DOC-koncentrationen i den vattenmatris som faktiskt är i kontakt med PAK, exempelvis filtrerat vatten efter primärbehandling/mikrosil men före PAK-tillsats, alternativt som en filtrerad sidoström från bioreaktorn. Som komplement kan UV-absorbans vid 254 nm (UV254) användas för uppföljning av aromatiskt löst organiskt material, och tidigare studier har visat att UV254 kan användas för online-övervakning och styrning av PAK-dosering för att uppnå en stabil avskiljning av organiska mikroföroreningar (Altmann et al., 2016).

3.1.6 Profilerings

Profileringar genomfördes i båda pilotlinjerna under FP1 för att studera koncentrationsprofilerna över biosteget. På grund av ett begränsat och svårtolkat dataunderlag redovisas dessa resultat inte i detalj i rapporten, men Figur 6 visar ett exempel. En återkommande utmaning var de begränsningar i luftningssystemet som påverkade tolkningen av profilerna, och inga tydliga eller återkommande skillnader kunde kopplas till PAK-tillsatsen. Vid samtliga profileringar observerades ett ökat fosfatutsläpp i de sista bioreaktorerna (BR4 och BR5 i denna figur, motsvarande sista ox-zonen i respektive linje), vilket framgår av en lokal ökning av PO₄-P-koncentrationen i profilen. Detta sker samtidigt som järndoseringen var låg och fosfathalterna i utgående permeat förblev låga. Detta tyder på inslag av biologisk fosforering (Bio-P), även om detta inte har verifierats med specifika laboratorietester.



Figur 6. Exempel på resultat från en utförd profilering, här i MBR-B.

3.1.7 Slamproduktion och -egenskaper

Inom pilotprojektet har det inte varit möjligt att kvantifiera de producerade slammängderna i de två parallella pilotlinjerna. Detta beror dels på svårigheter att bestämma varierande TS-halter, dels på att slamuttaget sker vid mycket låga flöden där tillgängliga flödesmätare inte har tillräcklig noggrannhet för att ge tillförlitliga mätdata. Baserat på den dagliga driften bedömdes dock att båda pilotlinjerna generellt producerades ungefär samma mängd överskottslam. Någon tydlig skillnad i slamproduktion mellan olika PAK-doser kunde inte heller identifieras under försöksperioderna.

Mätningarna av "time to filter" (TTF) som inkluderades under FP1 visade att slammets filtrerbarhet varierade avsevärt i båda pilotlinjerna under testperioden. TTF i referenslinjen var initialt betydligt högre, men sjönk därefter till nivåer som stundtals låg under PAK-linjens TTF. Detta mönster saknar en tydlig processmässig förklaring och gör det svårt att isolera effekten av PAK-tillsats på filtrerbarheten. Generellt kopplas TTF till slamkvalitet och membranfouling men i vårt projekt framstod det som att parametern inte är lämplig för en bedömning av huruvida PAK påverkar filtrerbarheten i MBR-processen. En viktig osäkerhetsfaktor är pilotens hydrauliska driftmiljö som gör att representativa slamprover kan vara svåra att ta vid optimala processförhållanden, vilket i sin tur kan påverka TTF-resultatets tolkningsbarhet. Denna slutsats stöds även av utvärderingen från en annan MBR-pilot vid SWIC där användningen av TTF undersöktes, och där liknande begränsningar identifierades.

Kontinuerliga TSS-mätningar visade att slamhalterna i båda linjerna varierade kraftigt kring det planerade målvärdet 6 500–7 000 mg/l. Variationerna berodde dels på driftsproblem såsom skumbildning, flytslam och tillfälliga tapp av biomassa, men även på störningar i slamuttagspumpar och luftning. Även pilotanläggningens fasta och mindre flexibla reaktorruppdelning kan ha bidragit. Skillnader mellan onlinegivarnas TSS-värden och den faktiska PAK-tillsatsen indikerade dessutom givarfel vid vissa tillfällen, vilket troligen ledde till ett för högt automatiskt uttag av bioslam i PAK-linjen. Detta påverkar både den faktiska slamhalten och möjligheten att utvärdera PAK-effekter på ett rättvisande sätt. Styrningen av slamuttaget mot onlinegivarna togs bort i FP2 och uttaget justerades istället kontinuerligt enligt labbanalyser. Det kan noteras att onlinegivarna visade mer stabila värden under FP2 än under FP1 vilket troligtvis berodde på de olika PAK-egenskaperna (se även 3.1.4.2).

Sammanfattningsvis visar resultaten att filtrerbarheten och slamhalterna påverkades mer av driftstörningar och pilotens hydrauliska begränsningar än av PAK-doseringen i sig. För att kunna avgöra om PAK förbättrar eller försämrar filtrerbarheten krävs längre försöksperioder med stabil drift.

Slutligen bedömdes det inte vara möjligt att på ett tillförlitligt sätt bestämma PAK-halten i slammet, eftersom någon robust metod ännu inte finns tillgänglig och konventionella TS-analyser inte visade någon tydlig skillnad mellan slam med och utan PAK. Detta kan även förklaras av att andelen tillsatt PAK i förhållande till den totala suspenderade halten i slammet var mycket låg. Vid en maximal dos på 25 mg/l och slamhalter på cirka 6000–7000 mg/l utgör PAK endast en liten del av den totala massan, vilket gör det svårt att detektera förändringar med standardanalyser.

För att undersöka om PAK-tillsats i reningsprocessen för avskiljning av läkemedelsrester påverkar PFAS-halten i slammet analyserades slamprover från båda pilotlinjerna. För MBR-A valdes ett slamprov taget vid slutet av testperioden med en PAK-dos på 15 g/m³, medan slamprovet från MBR-B inte påverkats av PAK-tillsats. Analyser av PFAS26 visade att den totala PFAS-halten i slammet var något högre i PAK-MBR-linjen (MBR-A) jämfört med referenslinjen (MBR-B). Halterna uppgick till cirka 197 µg/kg TS i MBR-A och 178 µg/kg TS i MBR-B, vilket motsvarar en skillnad på cirka 10 %. Skillnaden är begränsad och ligger inom samma storleksordning som variationer mellan provtagningar. Samtidigt visar en separat utvärdering av Σ PFAS4 ett motsatt resultat, med halter på cirka 55 µg/kg TS i MBR-A och 67 µg/kg TS i MBR-B (≈20 % lägre i PAK-linjen). Detta indikerar att slutsatsen om PAK-tillsatsens påverkan på PFAS i slammet är starkt beroende av vilka PFAS som inkluderas i utvärderingen. Skillnaden kan förklaras av att olika PFAS uppvisar olika fördelning mellan vatten- och slamfas. Långkedjiga PFAS, såsom PFOS och PFHxS (som ingår i PFAS4), har hög affinitet till partiklar och återfinns i större utsträckning i slammet även utan PAK-tillsats. Kortkedjiga och mer mobila PFAS, som ingår i PFAS26 men inte i PFAS4, förekommer däremot huvudsakligen i vattenfas och kan i viss mån adsorberas till PAK. När ett bredare spektrum av PFAS (PFAS26) inkluderas fångas därmed även dessa mer vattenlösliga föreningar, vilket kan ge intryck av en ökad överföring till slammet vid PAK-tillsats. När analysen begränsas till PFAS4, som domineras av mer partikelbundna PFAS, framträder istället ingen ökad ackumulering i slammet.

Sammantaget visar resultaten att PAK-tillsatsens påverkan på PFAS-fördelningen mellan vatten- och slamfas är begränsad och starkt beroende av vilka PFAS som

beaktas. MBR-processen i sig står för huvuddelen av överföringen av partikelbundna PFAS till slammet, medan PAK främst kan påverka mer vattenlösliga PFAS i begränsad omfattning.

3.1.8 Membranprestanda och återhämtning efter rengöring

Membranen i båda pilotlinjerna utvärderades med hjälp av flera parametrar. Flux ($L/(m^2 \cdot h)$) beskriver flödet per membranyta och är ett mått på hur hårt membranen belastas. För att möjliggöra en rättvis jämförelse mellan linjerna utgick processen från att hålla en i stort sett konstant fluxnivå genom att reglera permeatuttaget och permeatrecirkulationen. Transmembrantrycket (TMP, Transmembrane pressure, mbar) anger tryckskillnaden över membranet och kan, om det får variera, ses som ett mått på filtermotståndet. TMP är den drivande kraften för transport genom membranet. Permeabiliteten, definierad som flux per TMP ($L/(m^2 \cdot h \cdot \text{bar})$), används som ett samlat mått på hur effektivt ett givet flux kan tas ut. Permeabiliteten försämras normalt över tid på grund av fouling på membranytan och påverkas dessutom av vattentemperaturen. I denna utvärdering användes därför temperaturkompenserad permeabilitet, normaliserad till 20 °C.

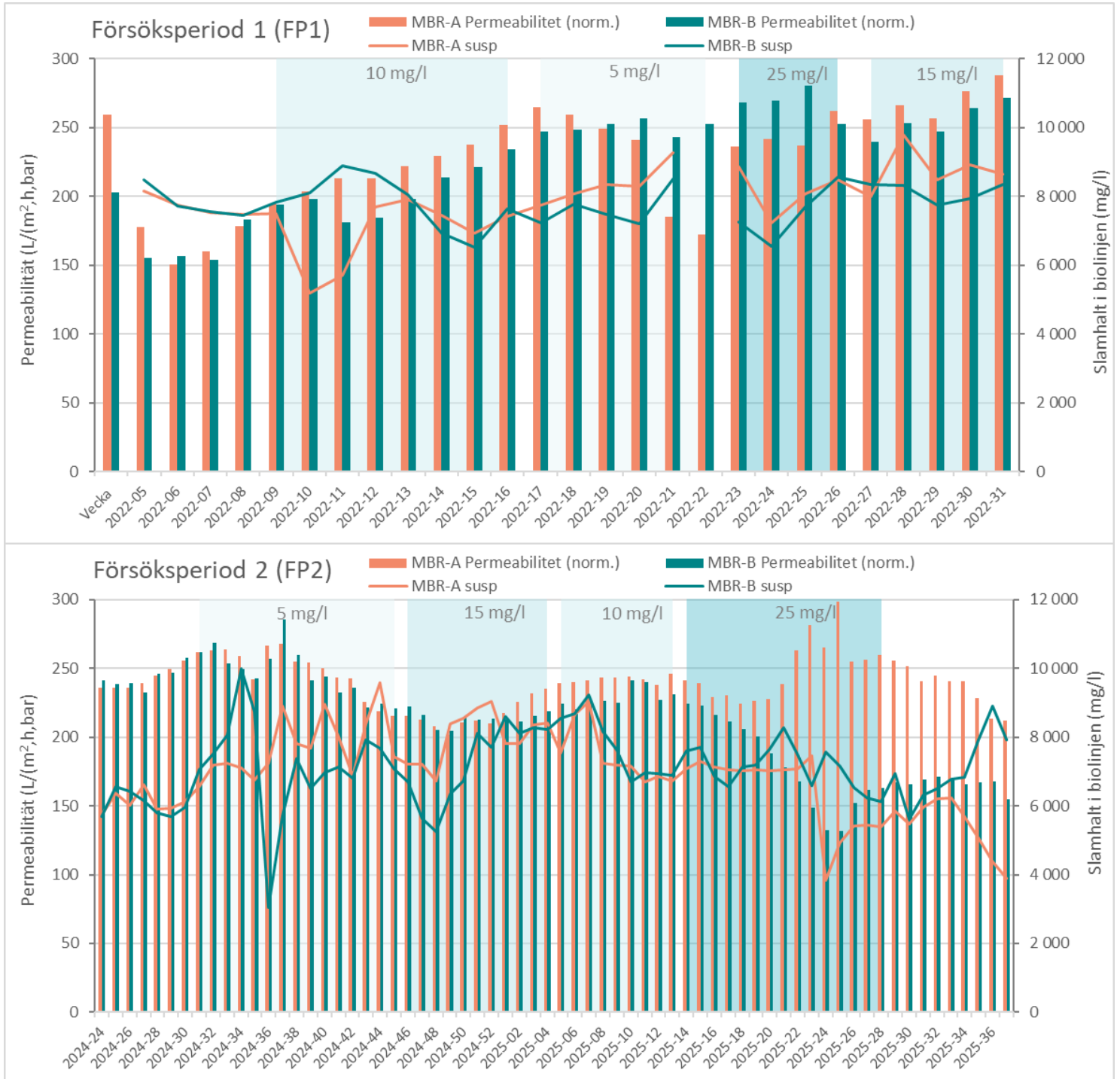
Figur 7 visar permeabilitet och slamhalt i nitrifikationen för både PAK-MBR (MBR-A) och referenslinjen (MBR-B) under båda försöksperioderna, inklusive perioder med olika PAK-doser. Under FP1 uppvisade den temperaturkorrigerade permeabiliteten en ökande trend över tid. I PAK-MBR-linjen kan en kortare avvikelser från denna trend urskiljas i slutet av perioden med PAK-dosen 5 mg/l. Denna berodde på tekniska problem, framför allt i luftningssystemet, som ledde till kraftigt reducerad membranluftning. Även störningar i uttaget av överskottsslam medförde tillfälligt höjda slamhalter, vilket påverkade permeabiliteten negativt. Testperioden förlängdes därför tills membranprestandan bedömdes ha återgått till förväntad nivå.

Eftersom permeabiliteten är normaliserad kan den övergripande utvecklingen inte direkt förklaras av temperaturens effekt på vattnets viskositet. Den sammanfaller dock med en successiv temperaturökning i processen, vilket sannolikt indirekt påverkat membranprestandan genom förändringar i biologisk aktivitet, slamstruktur och foulingdynamik. Variationer i permeabilitet kan även kopplas till förändringar i slamhalt, som i sin tur påverkades av störningar i överskottsslamuttaget samt perioder med skum- och flytslam.

Under FP2 följde permeabiliteten i de två linjerna varandra under större delen av försöksperioden, men tydliga avvikelser observerades från cirka vecka 18 (2025),

då permeabiliteten ökade i MBR-A samtidigt som den minskade i MBR-B. Dessa förändringar sammanföll med variationer i slamhalt och driftförhållanden snarare än med PAK-doseringen i sig. Den ökade permeabiliteten i MBR-A kunde exempelvis kopplas till tillfälliga slamförluster som också indikeras i Figur 7. Den minskade permeabiliteten i MBR-B är svårare att förklara och kan endast till mindre del kopplas till varierande slamhalt i linjen. Figuren indikerar dock kortvarig kraftig minskning av permeabiliteten mellan v22-27 2025 med endast en delvis återhämtning. Trots en detaljerad analys av dessa variationer kunde orsaken till denna trend inte identifieras.

Sammantaget visar resultaten att variationerna i membranprestanda i första hand styrs av driftförhållanden såsom slamhalt, luftning och processtabilitet. Även om vissa perioder med högre PAK-doser sammanfaller med något högre permeabilitet, kan detta inte särskiljas från effekter av samtidiga driftvariationer, och någon tydlig påverkan av PAK-dosering på membranprestandan kan därför inte fastställas.



Figur 7. Veckomedel för permeabilitet (normaliserat) och slamhalt i nitrifikationen för båda pilotlinjer under testperiod 1 och 2.

Efter varje testperiod genomfördes en återhämtningsrengöring (RC, recovery cleaning) som en förlängning av den ordinarie underhållsrengöringen (MC). En RC

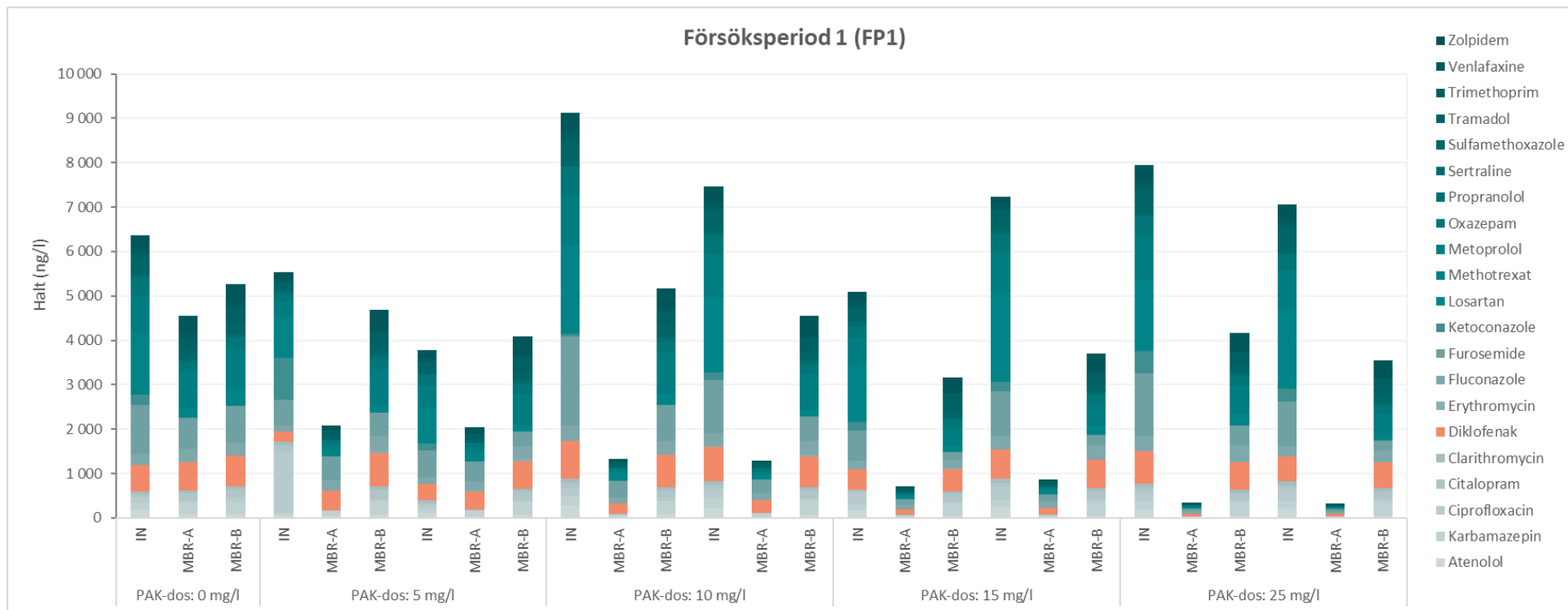
syftar till att återställa membranens permeabilitet efter att fouling byggts upp under drift, men sker mer intensivt än vid en MC genom att membranen dränks i tvättlösning under flera timmar. Rengöringen utfördes med både natriumhypoklorit för att avlägsna biologisk fouling och med citronsyra för att lösa upp oorganiska beläggningar. RC genomfördes efter varje testperiod för att säkerställa att kapaciteten kunde återställas och för att bedöma om PAK-doseringen hade medfört någon irreversibel fouling av membranen. Vid RC både efter FP1 och FP2 kunde permeabiliteten i båda membranen återställas utan att någon skillnad mellan MBR-A och MBR-B kunde identifieras. Att olika RC (natriumhypoklorit respektive syra) till viss del hade olika effekt på permeabiliteten har även observerats vid tidigare RC i andra försök (Andersson et al., 2023) och bedöms inte relatera till användningen av PAK.

3.2 Avskiljning av mikroföroreningar

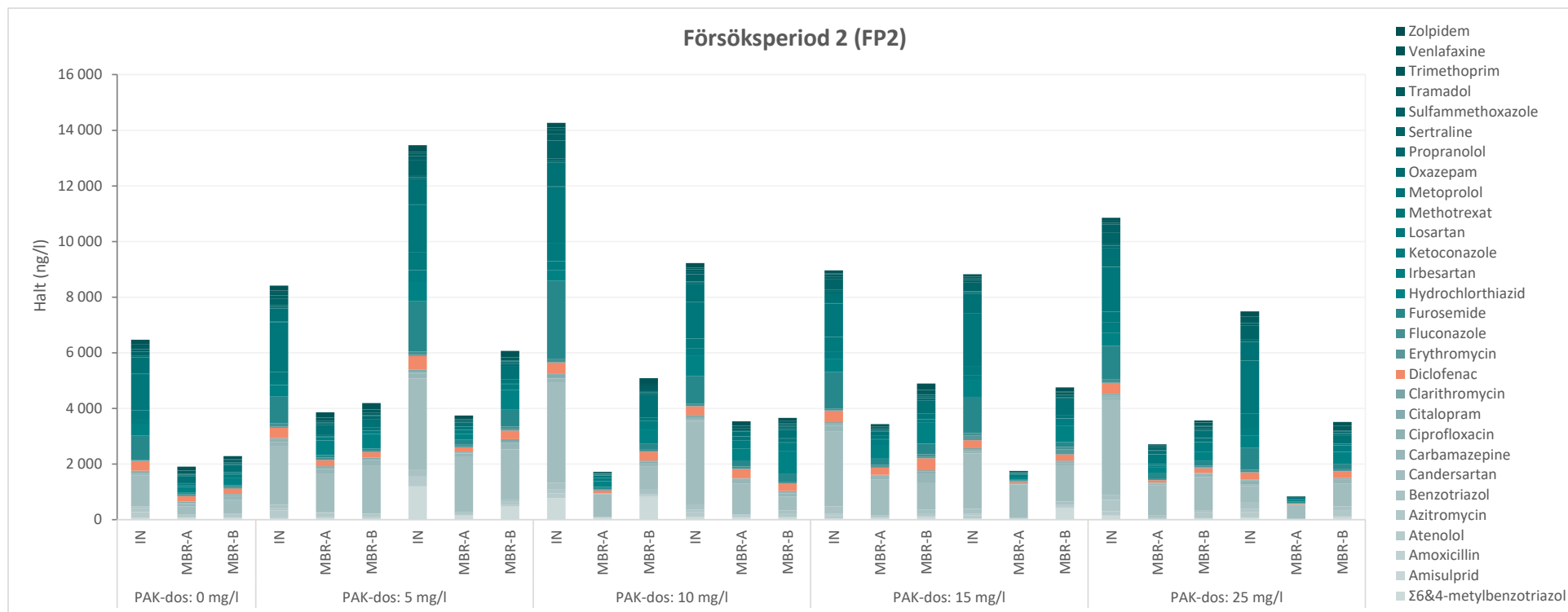
Efterföljande avsnitt presenterar och diskuterar avskiljningen av olika mikroföroreningar med fokus på läkemedelsrester och PFAS. Samtliga analysresultat finns i bilagorna 7.2-7.5 och tillsammans med figurer som visar samtliga koncentrationer vid de olika provtagningstillfällena för de olika provpunkterna och försöksperioderna.

3.2.1 Reningseffektivitet för läkemedel

Figur 8 och Figur 9 visar koncentrationer för de flesta analyserade läkemedel som kunde kvantifieras för respektive försöksperiod. Samtliga kvantifierbara läkemedel visas i Figur 15 och Figur 16 i Bilaga 7.4. Från figurerna framgår att inkommande halter av olika läkemedelssubstanser ligger i samma storleksordning för de två försöksperioderna, trots olika inkommande avloppsvatten under de två försöksperioderna. Paracetamol, ibuprofen och naproxen var de tre läkemedel som förekom i högst halter och som samtidigt renades bort effektivt redan i den befintliga biologiska reningsprocessen. Detta i enlighet med tidigare studier (t.ex. Baresel et al., 2024; Joss et al., 2006; SMED 2024). Om dessa substanser inte tas i beaktan var halterna i FP2 generellt högre, vilket dock påverkades av att analyserna i FP2 kompletterades med ytterligare åtta substanser. Även om vissa av dessa substanser som t.ex. amisulprid, amoxicillin och metotrexat inte kunde kvantifieras så är det andra substanser som t.ex. candersartan, hydrochlorthiazide och irbesartan som bidrar mer.



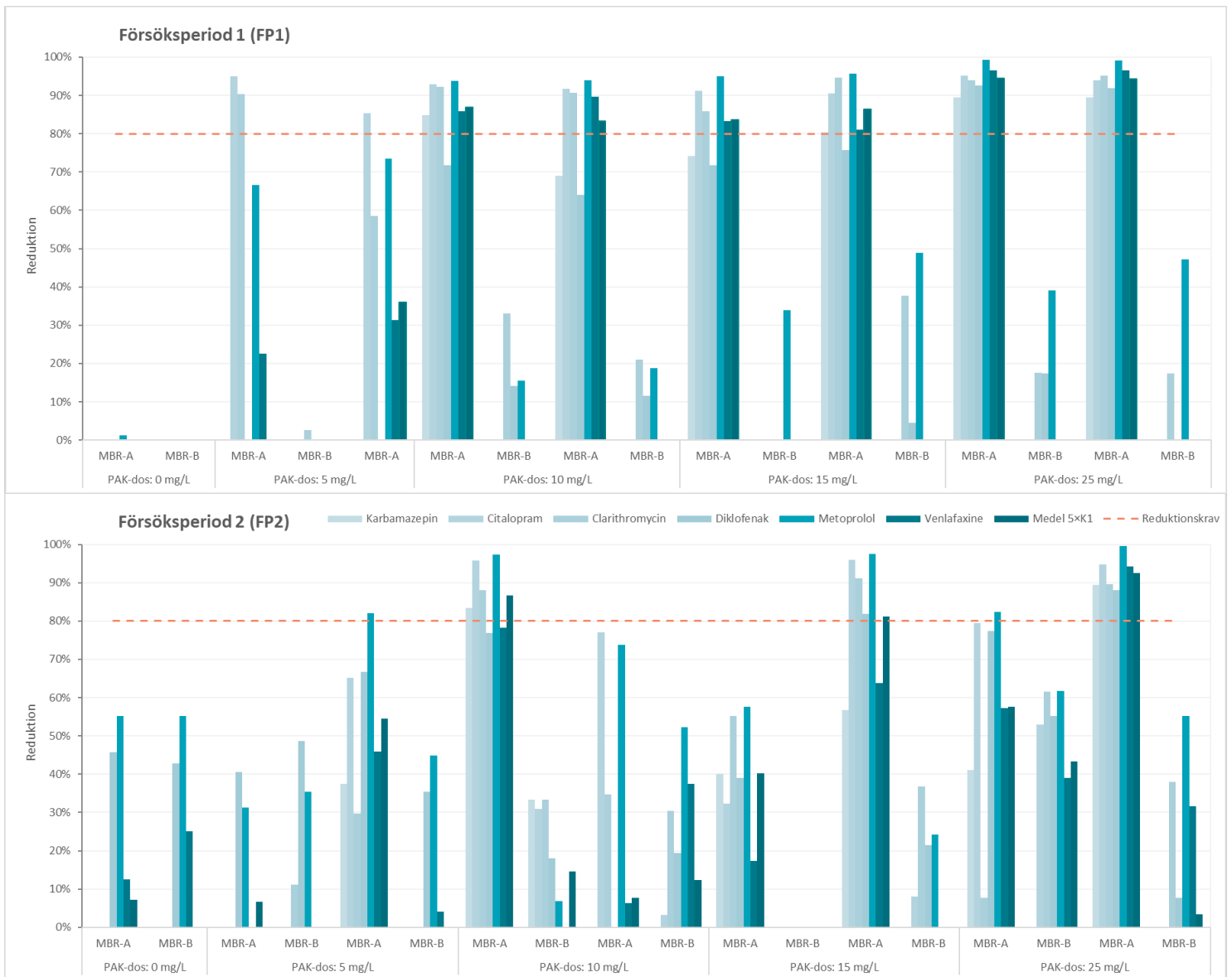
Figur 8. Läkemedelskoncentrationer i permeatet från försöksperiod 1 (FP1). Endast koantifierbara halter och utan substanserna paracetamol, ibuprofen och naproxen. För varje PAK-dos redovisas två mätpunkter per linje: den första stapeln representerar resultat från perioden direkt efter dosändring, medan den andra stapeln representerar resultat från slutet av dosperioden, precis före nästa dosbyte.



Figur 9. Läkemedelskoncentrationer från försöksperiod 2 (FP2). Endast kvantifierbara halter och utan substanserna paracetamol, ibuprofen och naproxen. För varje PAK-dos redovisas två mätpunkter per linje: den första stapeln representerar resultat från perioden direkt efter dosändring, medan den andra stapeln representerar resultat från slutet av dosperioden, precis före nästa dosbyte.

Av figurerna framgår även att PAK-linjen (MBR-A) generellt uppvisade en högre reningseffekt än referenslinjen (MBR-B). Under FP2 observerades vid ett tillfälle, precis efter dosbyte till 25 mg PAK/l, en lägre reduktion i MBR-A jämfört med referenslinjen (Figur 16 i Bilaga 7.4). Detta berodde på att paracetamol oväntat kvantifierades i provet från MBR-A efter dosbyte. Att skillnader i reningseffekt vid enstaka provtagningstillfällen, särskilt vid lägre PAK-doser, kan vara begränsade beror sannolikt delvis på matriseffekter. Även om pilotlinjerna är identiska kan variationer i biokemiska förhållanden påverka vattenmatrisen och därmed analysresultaten. Det är därför viktigt att fokusera på övergripande trender i analysdata. Variationer i analysresultat är oundvikliga och kan inte alltid förklaras, vilket även är väl känt från långvariga studier av läkemedel i avloppsvatten. Inför varje provtagning bedömdes processen vara stabil, och inga kända tydliga störningar i pilotkörningen kan därmed förklara avvikelserna under FP2.

Figur 10 visar reduktionen för de 5 indikatorsubstanserna i kategori 1 (EU 2024/3019) som analyserades under hela projektet. Som i Figur 8 kan en tydlig trend med en effektivare reduktion i MBR-A med ökande PAK-dos konstateras under FP1. På grund av varierande inkommande halter varierade reduktionen i referenslinjen (MBR-B) något. En reduktion på 80 % från inkommande avloppsvatten till utgående vatten åstadkoms redan vid en PAK-dos på 10 mg/l under FP1 samt precis efter dosändring för samma PAK-dos under FP2. Reduktionen i MBR-B var delvis kraftig negativ, vilket inte visas i figuren. Det innebär att en positiv rening av samma substans i MBR-A även kompenserade för en sådan negativ reduktion. För citalopram som förekommer delvis som konjugerade metaboliter i inkommande avloppsvatten observerades t.ex. en kraftigt negativ reduktion på upp till -300 % i referenslinjen både under FP1 och FP2, om även i något mindre omfattning under FP2. Med en PAK-dos på 10 mg/l uppmättes däremot en hög positiv reduktion av citalopram på ca 90 % under FP1 och precis efter dosbytet under FP2. Detta visar att PAK-tillsatsen effektivt avskiljer både inkommande citalopram och det som nybildades under den biologiska behandlingen.



Figur 10. Reduktion av de 5 indikatorsubstanser (samtliga kategori 1) som analyserats i båda försöksperioder samt medelreduktion för dessa i PAK-MBR (MBR-A) och referenslinjen (MBR-B) under FP1 och FP2. För varje PAK-dos redovisas två mätpunkter per linje: den första stapeln representerar resultat från perioden direkt efter dosändring, medan den andra stapeln representerar resultat från slutet av dosperioden, precis före nästa dosbyte. Observera att negativa reduktioner inte visas i figuren (se Tabell 6 och Figur 7 i Bilaga 7.4).

Figur 10 indikerar också att samma provomgångar som tidigare identifierats som avvikande även gav avvikande resultat för de fem indikatorsubstanserna. Dessa inkluderar tredje provtagningen under FP1 med PAK-dosen 5 mg/l, samt första provtagningen med PAK-dosen 5 mg/l, andra provtagning med PAK-dosen 10 mg/l, samt första provtagningen med PAK-dosen 15 mg/l under FP2. Vid första provtagningen under FP2 med en PAK-dos på 15 mg/l kunde ingen reduktion av

någon av de 5 indikatorsubstanserna observeras i referenslinjen (MBR-B) (se även Tabell 7 i Bilaga 7.4). Generellt framstår resultaten från FP1 som mer robusta och med en tydligare dos-responsrelation. Även under FP2 kan denna trend delvis utläsas, men de observerade reduktionsgraderna varierar betydligt mer för både MBR-A och MBR-B. En skillnad mellan försöksperioderna är att referenslinjen under FP1 genomgående uppvisade låg reduktion, medan en mer måttlig reduktion ibland observerades under FP2. Detta kan indikera att vattenmatrisen under FP2 i vissa avseenden kan ha varit mer gynnsam för avskiljning av läkemedel.

Samtidigt framstår PAK-sorten som användes under FP1 (PAK MACCarrier E) som mer effektiv, med en tydligare koppling mellan ökad dos och ökad reduktion jämfört med PAK-produkten som användes under FP2 (Pulsorb WP260 UF). Variationerna kan dock även påverkas av driftrelaterade avvikelser eller analytiska osäkerheter, även om några sådana inte har kunnat verifieras i efterhand.

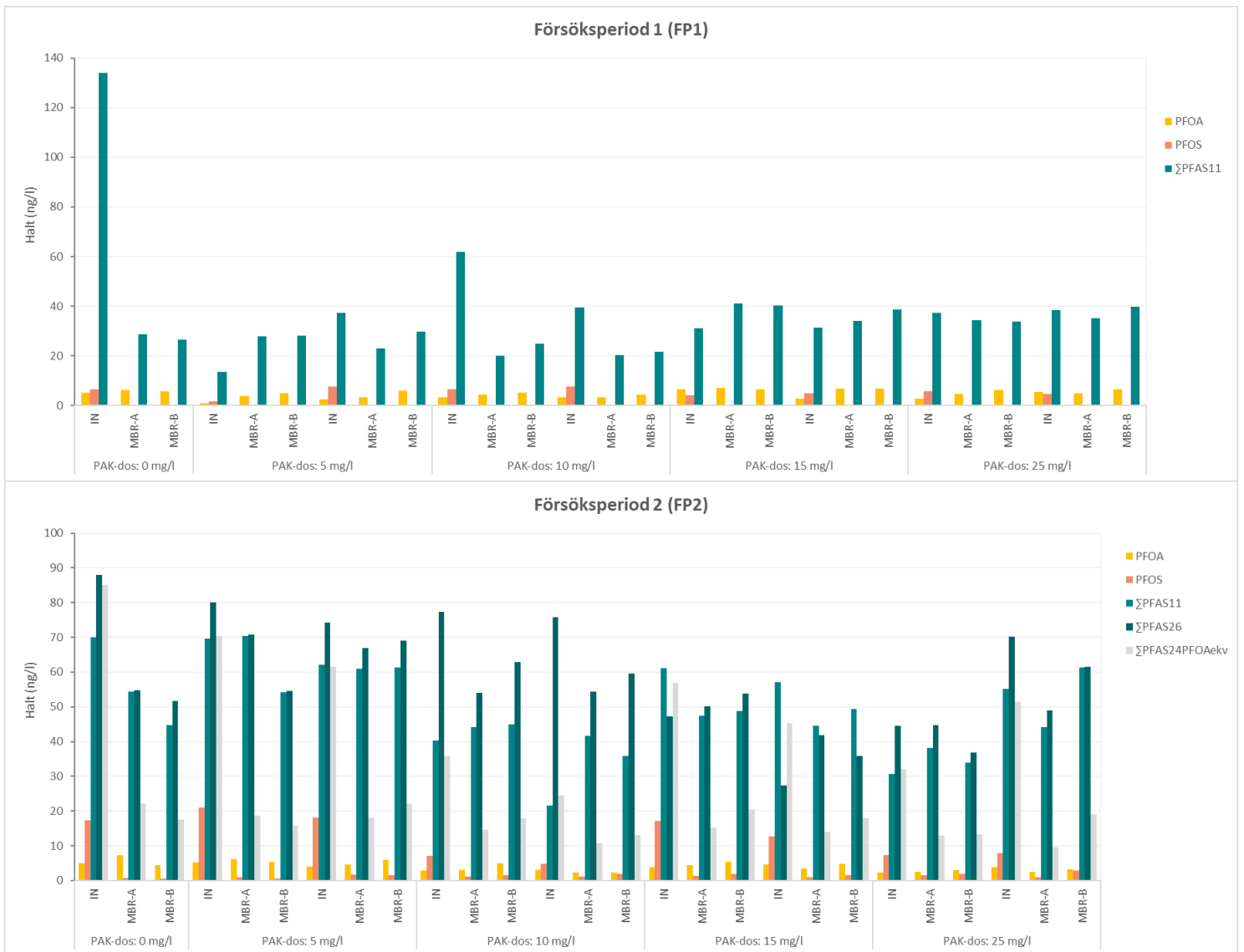
En ytterligare slutsats som kan dras från analysdata är att den reduktionsgrad som uppnås vid en given PAK-dos etableras redan kort tid efter dosändring (cirka 48 tim efter dosändring, Figur 10). Någon successiv ökning av reningseffekten över tid kunde inte observeras vid oförändrad dos. Detta innebär att även efter flera slamåldrar, då det doserade PAK:et haft tid att ackumuleras i slammet och ge en längre total kontakttid med läkemedel i avloppsvattnet, låg reduktionsgraderna på i stort sett samma nivåer som vid den första provtagningen efter dosändringen. Resultaten indikerar således att reningseffekten i huvudsak styrs av den aktuella PAK-dosen och att någon ytterligare förstärkning av reningen genom successiv uppbyggnad av PAK i slammet inte kunde påvisas inom ramen för dessa försök.

Utgående koncentrationer av diklofenak uppgick som lägst till 46 ng/l respektive 31 ng/l vid den högsta PAK-dosen på 25 mg/l under FP1 respektive FP2, och skulle därmed inte uppfylla kraven för årsmedelvärde enligt HVMFS 2019:25 eller det föreslagna reviderade avloppsdirektivet (Tabell 2). Dessa gränsvärden avser dock halter i recipient (ytvattenförekomst) och inte i utgående avloppsvatten, där ytterligare utspädning sker. För att nå motsvarande halter i recipienten skulle en utspädning med cirka en faktor 10 krävas vid denna dos, respektive cirka en faktor 100 vid en dos på 10 g PAK/m³. Detta ligger i linje med det utspädningsbehov som observerades i MBR-GAK-försöken vid Himmerfjärdsverket (Baresel et al., 2026) och motsvarar även den utspädning som tidigare bedömts kunna uppnås i recipienten Himmerfjärden (Baresel et al., 2019). Det bör dock noteras att

pilotförsöken i detta projekt inte genomfördes med Himmerfjärdsverkets vattenmatris, varför resultaten endast kan betraktas som vägledande.

3.2.2 Reningseffektivitet för PFAS

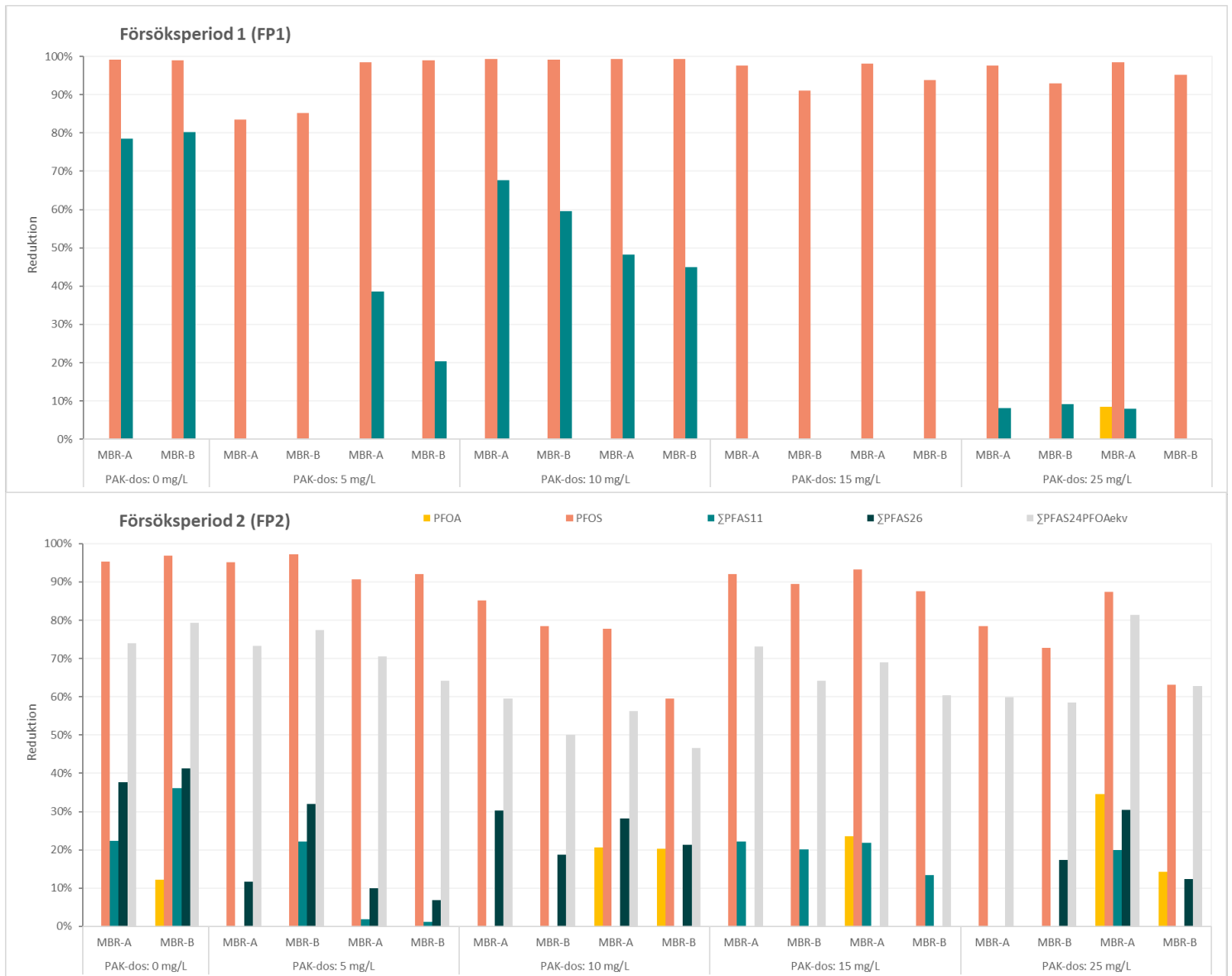
Analysresultaten för PFAS visas i Bilaga 7.5 i Tabell 8 och Figur 17 för FP1 och i Tabell 9 och Figur 18 för FP2. Medan analyserna under FP1 inkluderade PFAS11 så utökades analyserna i FP2 till PFAS26. Från Figur 11 kan det observeras att koncentrationen av Σ PFAS11 var något högre i inkommande avloppsvatten under FP2 jämfört med FP1 förutom ett tillfälle där en kraftig avvikande halt på 6:2 FTS på ca 85 ng/l (vanligtvis ca 1,5 ng/l) påverkade Σ PFAS11 (se även Bilaga 7.5). Den inkommande koncentrationen av PFOS varierade mer under FP2 medan den inkommande koncentrationen av PFOA var mer stabila och likvärdig under båda försöksperioderna. Figur 11 visar också att koncentrationen av Σ PFAS11 vid de flesta tillfällena var nära koncentrationen av Σ PFAS26, vilket förklaras med att de PFAS som ingår i PFAS11 vanligtvis är de PFAS som förekommer i högst koncentrationer och som oftast förekommer i kvantifierbara halter. Detta visas även i Tabell 9 i Bilagan. Summan av PFOA-ekvivalenterna för PFAS24 (Σ PFAS24PFOAekv) som enligt förslaget till det nya EQS-direktivet ska ligga till grund för bedömning av påverkan på vattenförekomster (se 1.5.3) varierade kraftigt mellan olika provomgångar men var ofta lägre än både Σ PFAS11 och Σ PFAS26. Detta förklaras med den stora variationen av PFOA-ekvivalenter för olika PFAS (se Tabell 9) som tillsammans med varierande halter i olika provpunkter och provomgångar resulterar i de observerade variationerna. Från figuren nedan kan även en viss effekt av reningsprocessen på PFAS-koncentrationerna konstateras, som dock varierar för olika PFAS och finns både i MBR-A och MBR-B.



Figur 11. Halter av de specifika PFAS PFOA och PFOS, samt summaparametrarna Σ PFAS11, Σ PFAS26 och Σ PFAS24PFOAekv. För varje PAK-dos redovisas två mätpunkter per linje: den första stapeln representerar resultat från perioden direkt efter dosändring, medan den andra stapeln representerar resultat från slutet av dosperioden, precis före nästa dosbyte.

Figur 12 visar motsvarande reduktionsgrader för PFOS, samt Σ PFAS11, Σ PFAS26 och Σ PFAS24PFOAekv (dessa endast för FP2). Det framgår tydligt att en kraftig reduktion av PFOS (>80 %) uppnåddes vid nästan alla provtagningar under båda försöksperioderna. Denna reduktion observerades även i referenslinjen (MBR-B) och endast en marginellt högre reduktion kunde identifieras i MBR-A vid några tillfällen. Detta indikerar att PFOS-reduktion sker i själva MBR-processen på liknade sätt som observerades i MBR-GAK-piloten vid Himmerfjärdsverket (Baresel et al., 2026). Att reduktionen varierade över tid under FP2 indikerar

eventuellt en mindre stabil process än under FP1 vilket också konstaterades baserat på läkemedelsanalyserna.



Figur 12. Reduktionen av de PFAS som analyserades under båda försöksperioderna. För varje PAK-dos redovisas två mätpunkter per linje: den första stapeln representerar resultat från perioden direkt efter dosändring, medan den andra stapeln representerar resultat från slutet av dosperioden, precis före nästa dosbyte.

För PFOA kunde en reningseffekt observeras endast vid några enstaka tillfällen. Samma gäller för summaparametrarna Σ PFAS11 och Σ PFAS26. Under FP1 kunde dock en reduktion på >50 % av Σ PFAS11 observeras vid flera tillfällen, och under FP2 kunde en reduktion på upp till 40 % observeras. Σ PFAS24PFOAekv avskildes däremot effektivt vid samtliga provtagningstillfällen under FP2 till 50–80 %. Detta

kan delvis förklaras med den mycket effektiva PFOS-reduktionen. Med en PFOA-ekvivalent på 2 för PFOS blir påverkan stor på Σ PFAS24PFOAekv.

Utgående halter av både PFOS och Σ PFAS24PFOAekv från både MBR-A och MBR-B var generellt högre än gränsvärdena enligt Tabell 2. Dessa gränsvärden gäller dock ytvatten. Halterna i ytvattnet blir lägre än i permeatet på grund av utspädningen av avloppsvattnet i recipienten. Vid en utspädning på cirka 10 gånger underskreds föreslagna gränsvärdena för de flesta provtillfällen, och vid en utspädning på cirka 100 gånger, vilket motsvarar tidigare bedömningar av utspädningen i Himmerfjärden (Baresel et al., 2019), ligger halterna under föreslagna miljö kvalitetsnormer. Detta förutsätter dock att motsvarande utspädning gäller även för PFAS, vilket i praktiken kan vara en förenkling eftersom bakgrundshalter i recipienten från andra källor också bidrar. För Σ PFAS11 är de uppmätta halterna i permeatet från båda pilotlinjerna redan lägre än gränsvärdet.

3.2.3 Reningseffektivitet för andra mikroföröringar

Analys av **östrogena hormoner** (Östron E1, Östradiol E2 och Etinylöstradiol EE2) gjordes vid endast ett fåtal tillfällen under FP1. De inkommande koncentrationerna var avsevärt högre än de utgående koncentrationerna från både PAK-linjen (MBR-A) och referenslinjen (MBR-B) vid samtliga provtagningstillfällen (Bilaga 7.2). E1 dominerade helt i det inkommande vattnet, med halter på 68–90 ng/l, medan E2 endast detekterades i inkommande vatten och inte i något av de utgående proverna från piloten. I permeatet från både MBR-A och MBR-B var koncentrationen av E1 i intervallet 1–14 ng/l, medan koncentrationen av EE2 var under detektionsgränsen i samtliga prover. Detta visar att MBR-processen ger en kraftig reduktion av naturliga östrogener oberoende av PAK-tillsats, vilket stämmer överens med resultat från tidigare studier av biologisk avloppsvattenrening (Joss et al., 2006).

YES-testet bekräftade den höga avskiljningen av östrogena ämnen (Bilaga 7.3). Den östrogena effekten var hög i inkommande vatten (motsvarande 87–110 ng 17 β -östradiolekvivalenter per liter (EEQ)). I utgående vatten från pilotlinjerna var effekten däremot betydligt lägre. För PAK-linjen (MBR-A) var effekten i vissa fall under kvantifieringsgränsen (<0,1 ng EEQ/l), medan nivåerna i utgående vatten från referenslinjen (MBR-B) var låga men mätbara (2–3 ng EEQ/l). Vid provtagningen vecka 31 (FP1) hade både MBR-A och MBR-B låga EEQ-värden (1,3 respektive 3,1 ng/l), vilket antyder att PAK främst påverkar effekten i perioder med hög hormonbelastning i inkommande vatten. Detta överensstämmer med resultaten att de östrogena ämnena är lättnedbrytbara i den biologiska processen.

Fenoler (bl.a. bisfenol A, nonylfenol och oktylfenol) har inte analyserats i dessa försök, men har tidigare studerats i MBR-piloten vid Hammarby Sjöstadswerk (Allard och Wahlberg, 2017). I utgående vatten från MBR-linjen kunde endast bisfenol A och nonylfenol detekteras, och även för dessa uppmättes höga reningsgrader över MBR-processen (97 % respektive 94 %). Fenoler kan dessutom bidra i viss utsträckning till den östrogena effekten som mäts med YES-testet.

Andra tänkbara mikroföroreningar som är relevanta att utvärdera vid svenska reningsverk är t.ex. **mikroplaster**. Mikroplaster analyserades dock inte inom den aktuella pilotstudien. Givet membranens nominella porstorlek på 0,04 µm bedöms dock en i princip fullständig avskiljning av mikroplaster, enligt den vanliga storleksdefinitionen 0,1 µm–5 mm, kunna förväntas. Detta stöds av mätningar från pilotprojektet pH2040, där samma inkommande avloppsvatten som under FP1 och motsvarande MBR-konfiguration och membrantyp som i denna pilot användes (Allard och Wahlberg, 2017; Närhi et al., 2021).

3.2.4 Utökade vattenkvalitetsanalyser

En utökad kemisk och mikrobiologisk vattenkvalitetsanalys gjordes vid ett tillfälle (v5 2025) på ett stickprov av permeatet från PAK-linjen (MBR-A), vid en PAK-dos på 15 mg/l. Vattenkvaliteten bedömdes generellt som god både ur kemiskt och mikrobiologiskt perspektiv.

Halterna av koliforma bakterier, *Escherichia coli*, intestinala enterokocker samt presumtiva *Clostridium perfringens* låg under detektionsgränsen (<1 cfu/100 ml), vilket innebär att de uppfyllde gränsvärdena för dricksvatten (LIVSFS 2022:12). Koncentrationerna av odlingsbara mikroorganismer (54 cfu/100 ml) och långsamväxande bakterier (150 cfu/100 ml) var avsevärt lägre än i prover av fullskalepermeat från Himmerfjärdsverket som togs samtidigt (>5000 cfu/100 ml för båda parametrarna; Baresel et al., 2026). Även för mikrosvamp (65/100 ml) var halten lägre än i fullskalepermeatet vid Himmerfjärdsverket. Skillnaden mellan pilot- och fullskaleproverna är svår att tolka utifrån ett begränsat provunderlag. De höga halterna i fullskalepermeatet kan exempelvis bero på biofilmtillväxt i permeatkanalen eller i provtagningsutrustningen; högre biofilmförekomst har också noterats i permeatkanalen.

Koncentrationerna av tungmetaller, såsom bly, kadmium, arsenik, krom och kvicksilver, var med god marginal lägre än gällande riktvärden för dricksvatten (LIVSFS 2022:12). Endast en kraftig avvikande halt för nickel på 330 µg/l observerades och kunde inte förklaras med tillgängliga data. Koncentrationen var

ca 100 gånger högre än vad som uppmätts i andra liknande avloppsvatten, exempelvis permeatet från Himmerfjärdsverket (Baresel et al., 2026). För att kunna säkerställa och utreda den höga nickelkoncentrationen hade fler provtagningar behövts.

Även för organiska mikroföroreningar, såsom PAH, trihalometaner (THM) och pesticider var koncentrationerna under detektionsgränserna. De parametrar som överskred dricksvattengränsvärden var COD (6,3 mg/l) samt PFAS4 (8,29 mg/l). Parametrar som hårdhet, alkalinitet och pH låg inom normala intervall.

De effektbaserade analyserna indikerade att permeatet från PAK-MBR-linjen även vid uppkoncentrering inte innehöll ämnen som kan ge upphov till DNA-skador eller hormonstörande effekter. Då jämförbara gränsvärden saknas är det dock inte möjligt att göra en mer detaljerad riskbedömning eller analys av resultaten. Den östrogena effekten var dock högre jämfört med dricksvattenprover som togs vid Himmerfjärdsverket och utvärderades samtidigt medan resultaten för cytotoxicitet (EMA+ test) och genotoxicitet (mikrokärntest) var likvärdiga med dricksvatten.

3.2.5 Möjligheter för vattenåteranvändning

Resultaten från de utförda analyserna kan relateras till flera regelverk och riktvärden, exempelvis EU-förordningen om bevattning med renat avloppsvatten (2020/741), EU:s badvattendirektiv (2006/7/EG) samt Livsmedelsverkets dricksvattenföreskrifter (LIVSFS 2022:12), även om det tekniska vattnet inte är avsett för dricksvattenproduktion.

PAK-MBR-permeatet uppfyller kvalitetsklass A enligt EU-förordningen för bevattning (2020/741). Det klarar även kraven i badvattendirektivet med klassningen "utmärkt kvalitet" och uppnår många av dricksvattenföreskrifternas gränsvärden för mikrobiologiska, kemiska och fysikaliska parametrar, såsom turbiditet, färg, fluorid, klorid och nitrat. EU-förordningen för bevattning innehåller dock inga riktvärden för läkemedelsrester eller andra organiska mikroföroreningar. För att sätta de uppmätta halterna i ett sammanhang har därför internationella riktvärden för bevattning, exempelvis från Australien (EPHC et al., 2008) och Kalifornien (California EPA, 2018), använts som jämförelse. Dessa riktvärden är i huvudsak baserade på riskbedömningar kopplade till exponering och toxicitet, och kan därmed ge en indikation på acceptabla nivåer oberoende av geografisk kontext. PAK-MBR-permeatet ligger långt under dessa riktvärden. Samtidigt indikerar den stora skillnaden mellan riktvärden och uppmätta halter att det finns behov av vidare utredning kring vilka halter av läkemedel och andra organiska mikroföroreningar som är relevanta och säkra vid bevattning under svenska förhållanden.

Tabell 4. Vattenkvaliteten ut från den fullskaliga MBR-processen samt ut från GAK-pilotlinjerna.

Kvalitetsparameter	PAK-MBR permeat	Kommentar
Badvattendirektivet (EU 2006/7/EG) (<i>E.coli</i> , Intestinala enterokocker)	✓	Utmärkt kvalitet, kust
Bevattningsförordning (EU, 2020/741)	Klass A	Klaras
Livsmedelsverkets riktlinjer för dricksvatten hos användaren (LIVSFS 2022:12)		
Mikrobiologiska krav (<i>E.coli</i> , koliforma bakterier)	✓	Klaras
Livsmedelsverkets kemiska/fysikaliska krav (turbiditet, färg, fluorid, klorid, nitrat, konduktivitet)	✓	Klaras
Oxiderbarhet (biokemisk syreförbrukning, COD)	⊙	Klaras nästan
Metaller (t.ex. Pb, Cd, Cu, Cr, Zn)	⊙	Klaras, förutom för Nickel
PFAS21	✓	Klaras
PFAS4	⊙	Klaras nästan
PAH (Polyaromatiska kolväten)	✓	Klaras
THM (Trihalometaner)	✓	Klaras
Läkemedelsrester (Australiska/Kaliforniska riktlinjer för återanvändning; California EPA 2018; EPHC et al., 2008)	✓	Klaras med marginal

Utifrån resultaten bedömdes PAK-MBR-permeatet hålla en mycket hög kvalitet och vara lämpligt för vissa former av vattenåteranvändning. Den uteblivna detektionen av sjukdomsframkallande mikroorganismer som *E. coli* och enterokocker är särskilt positiv ur hygienisk synvinkel.

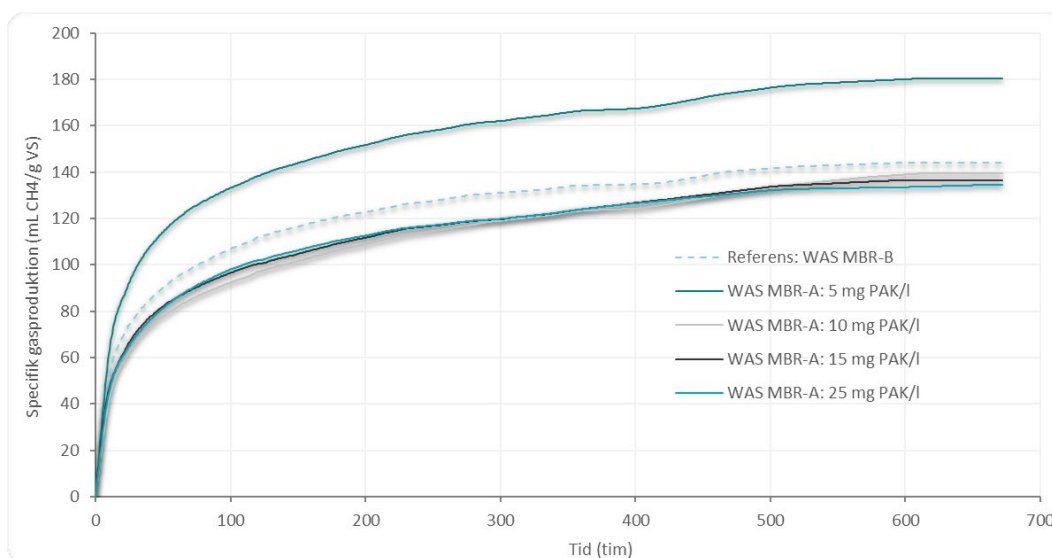
Även de effektbaserade analyserna indikerar att permeatet är lämpligt för återanvändning med höga krav på hygien och hälsoskydd, exempelvis dricksvattenproduktion. Direkt användning som dricksvatten är dock inte ett realistiskt alternativ i detta sammanhang. Däremot kan vattnet från denna eller liknande processer vara aktuellt som råvatten för dricksvattenproduktion, för bevattning, industriella tillämpningar eller konstgjord infiltration. Det finns också ett fortsatt kunskapsbehov kring eventuella hälsorisker kopplade till kemiska föroreningar vid bevattning av ätbara grödor.

3.3 Metanpotential med och utan PAK-tillsats

Försök för att undersöka den biokemiska metanpotentialen (BMP) genomfördes med blank (endast inokulum) och cellulosa som positiv kontroll. Blankens gasproduktion användes för att korrigera proverna så att resultaten representerade nettometanproduktionen från överskottsslammet, medan cellulosakontrollen verifierade att inokulumet hade god metanogen aktivitet.

Figur 13 visar ackumulerad specifik metanproduktion (ml CH₄/g VS) för överskottsslam (ÖS) från referenslinjen (MBR-B) och från perioder med olika PAK-

doser i PAK-MBR-linjen (5, 10, 15 och 25 g PAK/m³) under FP1. Referensslammet uppvisade en slutlig metanpotential på cirka 145 mL CH₄/g VS, medan slam från perioderna med 15–25 g PAK/m³ låg på en liknande nivå eller något lägre. Slammet från perioden med 5 g PAK/m³ avvek däremot tydligt genom att ge den högsta specifika metanproduktionen, omkring 180 mL CH₄/g VS.



Figur 13. Ackumulerad specifik metanproduktion (mL CH₄/g VS) för överskottsslam (WAS) från referenslinjen och från perioder med olika PAK-doser i PAK-MBR-linjen (5, 10, 15 och 25 g PAK/m³).

Eftersom PAK inte är nedbrytbart till metan och ändå ingår i VS-underlaget kan tillsats av PAK förväntas sänka den specifika metanproduktionen snarare än att öka den. Den högre BMP-nivån för slammet med en PAK-tillsats på 5 g PAK/m³ kan därför inte förklaras enbart av PAK-mängden utan tyder eventuellt på en biologisk effekt, till exempel att en låg PAK-dos adsorberat hämmande ämnen och därigenom stimulerat nedbrytningen. Att slam som innehåller PAK kan ge en ökad metanproduktion då den hindrar ackumuleringen av hämmande ämnen som propionsyra och ammoniak rapporterades t.ex. av Pan et al. (2020). En annan tänkbar förklaring är att det fanns skillnader i slamkvalitet eller försöksuppställning mellan serierna som är svåra att kvantifiera. Vid högre PAK-doser kan en större andel "inaktiv" VS från kolet, samt eventuell adsorption av näringsämnen eller spårmetaller, ha bidragit till att hålla den specifika metanpotentialen på samma nivå som eller något under referensen.

Sammanfattningsvis indikerar resultaten att PAK-tillsats i de studerade doserna inte försämrade slammets metanpotential i någon större omfattning och att en

måttlig PAK-dos eventuellt kan ha en svagt positiv effekt. Den observerade toppnivån vid 5 g PAK/m³ bör dock tolkas med försiktighet, eftersom den baseras på ett begränsat antal försök och utan statistisk prövning.

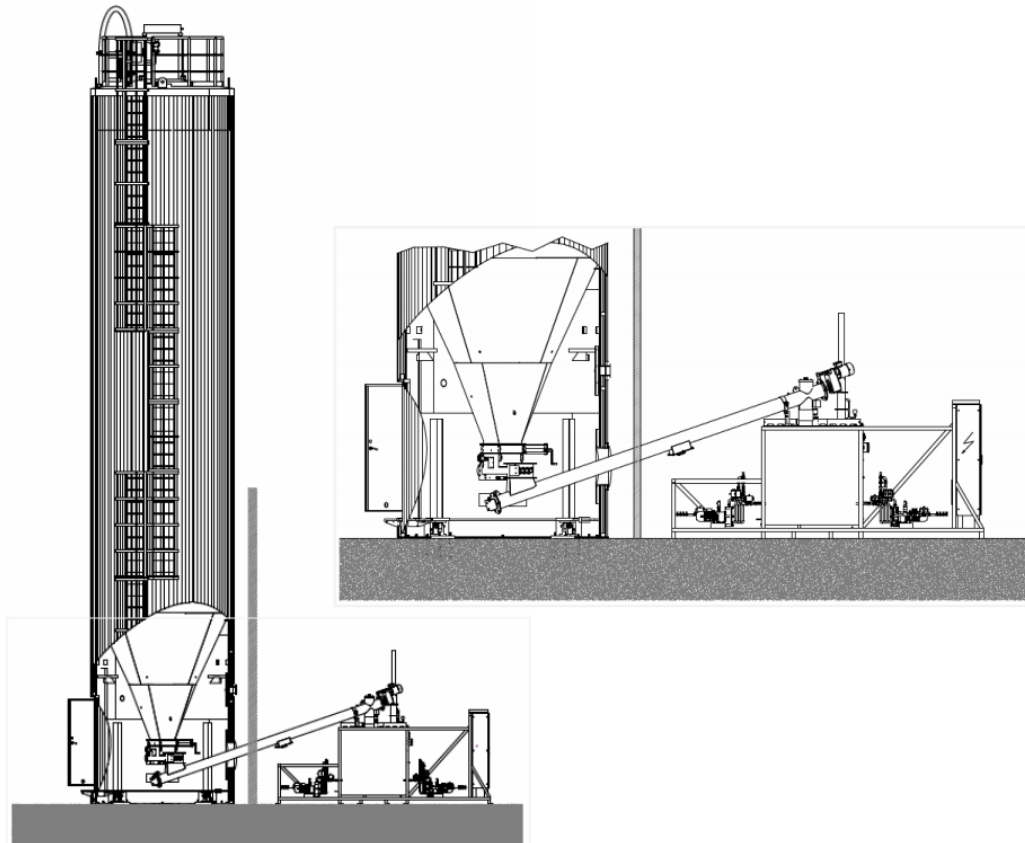
4 Implementering och framtida perspektiv

4.1 Tänkbar processdesign

Som tidigare nämnts så finns det för teknikkombinationen PAK-MBR ännu inget framtaget principförslag för implementering vid Himmerfjärdsverket. En tänkbar processlösning skulle kräva en lagringssilo, beredningsstation och doseringsutrustning för att dosera nödvändig PAK-dos vid det dimensionerande flödet på 6 600 m³/h (Syvab, 2019). Vid en PAK-dos på 10 mg/l som enligt pilotförsöken krävs för en genomsnittlig rening på 80 % (se 3.2.1) och ett dimensionerande flöde på 6 600 m³/h uppgår den kontinuerliga PAK-förbrukningen till cirka 66 kg/h, motsvarande cirka 1,6 ton PAK per dygn. Detta ger ett veckobehov på ungefär 11 ton PAK. För att säkerställa driftsäkerhet och redundans kan lagring ske i två parallella PAK-silos, där vardera silon dimensioneras för minst 10–14 dagars drift. Med antagande om en typisk bulkdensitet för pulveriserat aktivt kol på 0,45–0,55 ton/m³ motsvarar detta ett erforderligt lagringsutrymme på cirka 25–35 m³ per silo, vilket ger en total lagringsvolym på 50–70 m³ för två silos. Denna lösning möjliggör fortsatt drift vid service av eller driftstörning i en silo och ger flexibilitet vid variationer i leveransintervall eller framtida justering av PAK-dos.

PAK-lösningen skulle kunna beredas i ett separat maskinrum i direkt anslutning till silorna. Figur 14 visar ett exempel på en utomhussilo samt doserings- och beredningsutrustning från en leverantör med flera liknande installationer i Norden. Maskinrummet omfattar beredningstank, doseringsutrustning, elinstallationer och doseringspumpar. PAK kan doseras från silon via skruvdosere och skruvtransportör till beredningstanken. Beredningstanken dimensioneras för att hantera PAK-suspensioner i intervallet 1–3 viktprocent, med tillräcklig omrörning för att förhindra sedimentering och för att säkerställa en homogent blandad slurry. Den färdigberedda PAK-suspensionen pumpas därefter via rörledning till doseringspunkten i processen. Vid längre transportsträckor bör ledningen utformas med släta rör (t.ex. PE-rör) och minimerat antal kopplingar och

böjar för att reducera friktion, slitage och risk för sedimentering av PAK. Hantering av PAK i form av Big Bags bedöms inte vara ett lämpligt alternativ i denna skala, då detta skulle innebära ett ökat antal transporter, större personalbehov och sämre arbetsmiljö jämfört med en automatiserad silolösning.



Figur 14. Exempel på PAK utomhussilo samt doserings- och beredningsutrustning (Total).

Den ovan beskrivna lösningen ger en robust och skalbar hantering av PAK-dosering och kan vid behov anpassas för högre doser eller PAK-kvaliteter med lägre specifik aktivitet i framtiden.

4.2 Slampåverkan och -hantering

Från pilotprojektet har det inte varit möjligt att kvantifiera de producerade slammängderna i de två parallella pilotlinjerna, delvis på grund av tekniska svårigheter att mäta varierande TS och slamuttag i denna storlek. Baserat på den dagliga driften bedöms dock att båda pilotlinjerna generellt producerade samma mängd överskottslam. Detta stämmer även överens med observationer vid Nordkanal reningsverk i Tyskland där det dock inte heller kunde göras en

kvantitativ bestämning. Med tanke på att PAK doserades med en dos mellan 5 och 25 mg/l, till en biologisk process med en TSS-halt på över 6000 mg/l är detta också väntat.

Relevanta tester av slamavvattning i tillgänglig pilotutrustning har inte kunnat genomföras, eftersom de producerade slammängderna var otillräckliga och en uppsamling och förvaring av slammet bedömdes påverka slammets egenskaper i alltför hög grad. Från fullskaleförsöken vid Nordkanals ARV rapporterades dock att TS-halten i rötslam som avvattnats med centrifug var cirka 2–3 procentenheter högre i linjen med PAK-tillsats, vilket motsvarar en minskning av slamvolymen med ungefär 6–9 %. Detta innebär i sin tur lägre kostnader för efterföljande transporter och slamhantering som i exemplet för Nordkanal ARV består av förbränning.

För närvarande är spridning av slam från processer där PAK tillsatts till den biologiska reningen inte tillåten enligt Revaq ([Revaq utgåva 11.1](#)). Dock har formuleringen ändrats i den senaste utgåvan (Utgåva 12.0, 2027.01.01), så att tillfälligt undantag kan göras om halterna av Σ PFAS4 och Σ PFAS22 i det avvattnade slammet understiger gällande gränsvärden. Om PAK ska vara ett realistiskt alternativ behöver alternativ för slamhanteringen ses över. Spridning av mikroföroreningar som adsorberats till det aktiva kolet, och som därmed hamnat i överskottsslammet, behöver undvikas.

Vid termisk behandling av slammet, exempelvis genom pyrolys, finns potential att reducera halter av mikroplaster, läkemedelsrester, PFAS och andra organiska föroreningar. Graden av destruktion beror dock starkt på processtemperaturen, där högre temperaturer (cirka 800–900 °C) generellt krävs för en mer fullständig nedbrytning av persistenta ämnen som PFAS. Samtidigt påverkar temperaturen även näringsinnehållet i det producerade biokolet. Vid lägre pyrolystemperaturer bevaras en större andel växttillgängligt kväve och fosfor, medan högre temperaturer kan minska näringstillgängligheten, särskilt för kväve. Detta innebär en avvägning mellan maximal destruktion av organiska föroreningar och bevarande av gödselvärdet. Tidigare studier och pilottester (Buss, 2021; Aquagreen, 2022), samt pågående försök i Sverige, indikerar att det kan finnas ett temperaturintervall där en rimlig kompromiss uppnås mellan dessa mål. Beroende på processutformning och temperatur kan det producerade biokolet därmed antingen användas som jordförbättringsmedel eller för andra ändamål, exempelvis som kolsänka. Även slamförbränning är ett alternativ som effektivt kan avlägsna mikroföroreningar som annars skulle föras tillbaka till kretsloppet via slammet.

Även en separat hantering av primär- och överskottslam kan vara en tänkbar framtida lösning, där hänsyn behöver tas till kvalitet och näringsinnehåll i respektive slamström.

4.3 PFAS i slam och slamcertifiering

I avsnitt 3.1.7 visades att PFAS-halterna i överskottsslammet från pilotlinjerna varierade beroende på vilka PFAS som inkluderades i utvärderingen. Halterna var cirka 10 % högre respektive cirka 20 % lägre i PAK-MBR-linjen jämfört med referenslinjen, beroende på om Σ PFAS26 eller Σ PFAS4 användes. Eftersom överskottsslammet vanligtvis utgör cirka 70 % av den totala slamproduktionen vid avloppsreningsverk kan PFAS-halten i blandslammet därmed potentiellt påverkas vid tillsats av PAK i processen.

För Revaq-certifiering krävs numera analys av årssamlingsprov av både Σ PFAS4 och Σ PFAS22 för samtliga anslutna reningsverk (Revaq, Utgåva 12.0). Enligt riktlinjer i Danmark (sedan oktober 2021) ska åtgärder vidtas om halterna i årssamlingsprov överstiger 50 % av gällande gränsvärden, vilket för Σ PFAS4 motsvarar 7,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS. Det är främst gränsvärdet för Σ PFAS4 (15 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) som utgör en utmaning för flera svenska reningsverk (Revaq, 2025), medan gränsvärdet för Σ PFAS22 (50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) generellt inte är begränsande. Som jämförelse uppgick Σ PFAS4 i Syvabs slam till cirka 3,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS under 2024, vilket med god marginal är under gällande riktvärde.

För närvarande är spridning av slam från processer där PAK tillsatts till den biologiska behandlingen inte tillåten inom Revaq, även om formuleringen kring detta har förändrats i den senaste utgåvan. Undantag kan dock ges temporärt om halterna av Σ PFAS4 och Σ PFAS22 understiger gällande gränsvärden.

De analyser som genomförts inom detta projekt avser enbart biologiskt överskottsslam från pilotlinjerna och inte blandslam efter rötning och avvattning, vilket är den fraktion som ligger till grund för Revaq-certifiering. Resultaten bör därför tolkas som indikativa för skillnader mellan slam från processer med respektive utan PAK-tillsats, snarare än som direkta värden för slutligt slam.

Resultat från vattenfasen kan även användas för en massbalansbaserad uppskattning av hur stor andel PFAS som överförs till slammet. Vid en PAK-dos på 10 g/m^3 , vilken bedöms relevant för att uppnå reningsmålen enligt det reviderade avloppsdirektivet, beräknades 40–65 % av Σ PFAS4 överföras till slamfas i PAK-MBR-linjen, jämfört med 35–55 % i referenslinjen. Detta motsvarar en ökning på cirka 10 procentenheter, även om variationer mellan provtagningar och analytiska osäkerheter bör beaktas.

Räkneexemplet visar att MBR-processen i sig redan medför en betydande överföring av PFAS till slammet, särskilt för mer partikelbundna föreningar såsom PFOS. Detta har även observerats i parallella MBR-studier vid Himmerfjärdsverket (Baresel et al., 2026). Resultaten från detta projekt indikerar att en PAK-tillsats kan öka denna överföring något, men att effekten är begränsad.

Indikativt skulle detta kunna innebära att \sum PFAS4-halten i Syvabs slam ökar med cirka 10 % till följd av en PAK-tillsats, exempelvis från 3,4 till cirka 4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS, vilket fortfarande ligger väl under 50 % av gränsvärdet på 15 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS. Samtidigt indikerar pilotresultaten att implementering av MBR-processen i sig kan medföra en ökning på cirka 50 %, vilket totalt skulle kunna innebära en ökning från 3,4 till cirka 5,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS. Även detta ligger fortsatt väl under 50 % av gränsvärdet. Resultaten visar dessutom att en ökning av PAK-dosen inte leder till någon tydlig ytterligare ökning av PFAS-avskiljningen, vilket innebär att en liknande påverkan på slamhalten kan förväntas även vid högre PAK-doser.

4.4 Preliminär kostnadsanalys

Totalkostnaden för en kvartär rening med PAK-MBR kommer domineras av kontinuerliga kostnader för PAK-förbrukning och påverkas i mindre grad av investeringskostnaden. Till det kan kostnader för en separat slamhanteringen komma ifall detta krävs specifikt för PAK-påverkat slam (se även föregående avsnitt).

Baserat på en tänkbar processdesign enligt 4.1 och aktuella principförslag för andra reningsverk, och samma designkriterier som sattes till grund för MBR-GAK principförslaget (Syvab, 2019) kan en första grov kostnadsbedömning för investering och drift av PAK-MBR-processen göras. Hänsyn tas till aktuella priser för de testade PAK-produkterna.

Investeringskostnaden för etablering av en PAK-dosering med lagringssilo, berednings- och doseringsutrustning bedöms ligga på ca 5 Mkr inklusive maskin, el- och automation, dammhantering och etablering. Till detta kommer markarbeten inklusive schaktning, fyllning och betongarbeten som med en yta på 20 × 20 m (400 m²) för lagring och beredning bedöms kosta 0,5 Mkr baserat på branschtypiska priser. Ifall en omfattande pålning krävs kan dessa kostnader ökar till 1,6 Mkr. Till detta kommer kostnader för etablering av ett rörgalleri från PAK-beredning till doserpunkten som påverkas av placeringen. De totala investeringskostnaderna bedöms således sluta på maximalt 10 Mkr även vid omfattande markförberedande åtgärder och hänsyn tagen till byggherrekostnader. Med en antagen

medellivslängd på 15 år och en annuitetsränta på 3 % skulle de årliga avskrivningarna beräknas till 0,5 Mkr.

Driftkostnader beror främst på PAK-förbrukningen eftersom kostnaden för energibehovet för beredning och pumpning av PAK-slurryn är marginell. Vid en PAK-dos på 10 g/m³ och ett dimensionerande flöde på 6 600 m³/h krävs cirka 600 ton PAK per år. Med ett aktuellt riktpolis på 40 800 kr/t och 20 800 kr/t för Pulsorb WP-260 UF respektive PAK MACarrier E innebär det ca 25 Mkr respektive 12,5 Mkr årligen i PAK-kostnader.

Totalt slutar de totala årliga kostnaderna för den kvartära reningen på ca 13 respektive 25,5 Mkr vid användning av Pulsorb WP-260 UF eller PAK MACarrier E för avskiljning till 80 % av indikatorsubstanserna i det reviderade avloppsdirektivet (EU, 2024/3019), vilket visar att kostnaden för det aktiva kolet har en stor påverkan på totalkostnaden.

Eventuella tillkommande kostnader för slamhanteringen är svåra att bedöma i nuläget. Det mest negativa utfallet skulle bli en termisk destruktion av överskottsslam. Om slammet kan spridas även framöver, exempelvis för att krav på PFAS-halter i slammet skulle uppnås, eller om en framtida anpassning av slamhantering vid Himmerfjärdsverket inkluderar metoder som destruerar mikroföroreningar (t.ex. slampyrolys) så uppstår inga extra kostnader för slamhanteringen. Generellt kan PAK i slammet även ge positiva effekter på slamhanteringen, exempelvis genom att slamavvattningen förväntas bli enklare. Detta rapporterades till exempel från PAK-MBR-försök vid Nordkanal i Tyskland (se 4.2). Även en minskad skumbildning i processen genom PAK-tillsats kan bidra till en mer kostnadseffektiv hantering av överskottsslam och en förbättrad slamrötning (Karlsson och Baresel, 2021.).

4.5 Resursförbrukning och miljöpåverkan

Implementering av avancerad rening med PAK-MBR för avskiljning av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar innebär, liksom andra avancerade reningstekniker, en miljöpåverkan kopplad till konstruktion och drift. För PAK-MBR är den huvudsakliga tillkommande miljöpåverkan utöver MBR-driften relaterad till användningen av aktivt kol, samt eventuellt till hantering och behandling av det PAK-haltiga slammet. Denna påverkan kan relativt väl kvantifieras genom uppskattningar av klimatpåverkan från PAK-produktion och transporter samt genom anläggningens energiförbrukning. Däremot är det, som för andra reningstekniker, svårare att direkt kvantifiera den miljönytta som uppstår genom minskade utsläpp av läkemedel och

andra mikroföroreningar, eftersom effekterna ofta är långsiktiga, kumulativa och uppträder vid mycket låga koncentrationer.

Resultaten från pilotförsöken visar att PAK-MBR effektivt kan reducera halterna av ett brett spektrum av mikroföroreningar, inklusive ämnen som i låg utsträckning bryts ned i biologiska reningsprocesser. Därmed bidrar tekniken till en tydlig minskning av belastningen på recipienten, vilket utgör den primära miljövinsten med processen.

Den låga energiförbrukningen för PAK-doseringen bedöms inte bidra med någon avsevärd miljöpåverkan och speciellt inte jämfört med oxidativa tekniker, såsom ozonering eller avancerade oxidationsprocesser. Inte heller är PAK-tillsats förknippad med något tillskott av kemikalier, utöver det aktiva kolet, med hög klimatpåverkan. Dessa aspekter bör beaktas vid fullskaledimensionering.

Den dominerande miljöpåverkan från PAK-MBR är relaterad till förbrukningen av aktivt kol. Emissionsfaktorer för produktionen av jungfruligt fossilt aktivt kol ligger typiskt ungefär i intervallet 7–10 ton CO₂-ekvivalenter per ton kol. Detta innebär att valet av koltyp har stor betydelse för processens totala klimatpåverkan. I detta projekt användes även PAK baserat på biogena råvaror, vilket enligt litteraturen kan ha avsevärt lägre klimatpåverkan, i storleksordningen <2 ton CO₂-ekvivalenter per ton kol. Användning av biobaserat PAK framstår därför som ett särskilt intressant alternativ för framtida tillämpningar av PAK-MBR, förutsatt att reningseffekten och driftsäkerheten kan upprätthållas.

Ytterligare potential att minska miljöpåverkan finns i hanteringen av det PAK-haltiga slammet. Termisk behandling, exempelvis genom pyrolys, kan möjliggöra destruktion av adsorberade mikroföroreningar samtidigt som ett biokol produceras. Ett sådant biokol kan potentiellt användas för näringsåtervinning eller vidare aktivering, vilket öppnar för ett mer cirkulärt system där PAK-MBR inte enbart betraktas som ett reningssteg utan som en del av en större resurscykel. I nuläget finns aktivt kol baserat på slambiol inte kommersiellt tillgängligt, och mycket arbete återstår innan en fullskaleimplementering kan bli verklighet.

Ett helcykelperspektiv är centralt vid bedömning av PAK-MBR-teknikens miljöprestanda. Detta omfattar hela kedjan från produktion och transport av PAK, via drift och energianvändning, till slamhantering och slutlig behandling. Pilotresultaten visar att PAK-MBR kan ge hög reningseffekt vid relativt måttliga PAK-doser, men att den totala miljöpåverkan är känslig för hur doseringen styrs. I avsaknad av kontinuerlig DOC-mätning har fasta doser tillämpats i detta projekt; framtida implementeringar bör

överväga adaptiv dosstyrning baserad på inkommande belastning för att optimera både rening och resurseffektivitet.

Slutligen är uppströmsarbete en viktig kompletterande strategi även i ett PAK-MBR-sammanhang. Minskade halter av läkemedel och andra mikroföroreningar i inkommande vatten kan reducera behovet av PAK och därmed minska både resursanvändning och klimatpåverkan. Samtidigt bör framtida styrmedel och reningskrav utformas med försiktighet. Generella krav på procentuell reduktion riskerar att leda till målkonflikter, där ett effektivt uppströmsarbete paradoxalt nog kan öka resursförbrukningen i den avancerade reningen, eftersom det är svårare att uppnå en hög procentuell avskiljning vid låga inkommande halter. Detta understryker vikten av att miljökrav och tekniska lösningar utvärderas utifrån ett helhetsperspektiv, där både faktisk miljönytta i recipienten och resurseffektivitet i reningsprocessen vägs in.

4.6 Framtida forskningsbehov och vidareutveckling

Det genomförda PAK-MBR-projektet har gett värdefulla erfarenheter kring processintegration, reningseffekter och driftsutmaningar vid kombinationen biologisk rening, membranfiltrering och dosering av pulveriserat aktivt kol. Samtidigt har projektet tydliggjort ett antal kunskapsluckor och utvecklingsområden som är centrala inför en eventuell fullskaleimplementering. Projektet har haft ett tillämpat fokus och har därför inte omfattat mer grundläggande studier av exempelvis kol-slam-interaktioner, långtidsförändringar i slamkvalitet eller hela systemets klimat- och resursbalans. En fortsatt utveckling av PAK-MBR-konceptet bedöms därför behöva ske längs flera parallella spår.

Följande områden har särskilt identifierats som prioriterade för framtida arbete:

- **Biogent och biobaserat aktivt kol:** Möjligheten att använda PAK baserat på förnybara, biogena råvaror har potential att avsevärt minska klimatpåverkan jämfört med fossilbaserat aktivt kol. Framtida studier bör inkludera jämförande tester av biobaserade PAK-typer avseende reningseffektivitet, slaminteraktioner och membranpåverkan, samt verifiering av deras klimatprestanda med leverantörsspecifika LCA-data.
- **Termisk behandling och pyrolys av PAK-slam:** Pyrolys av PAK-slam framstår som ett särskilt intressant utvecklingsspår, där mikroföroreningar kan destrueras samtidigt som ett biokol med potentiellt värde för fosforåtervinning eller vidare aktivering produceras. Studier behövs för att klarlägga hur PAK i

slammet påverkar pyrolysprocessen, produktkvaliteten och möjligheterna till återanvändning av kolet.

- **Helcykelperspektiv:** För PAK-MBR är det särskilt viktigt att utvärdera hela systemets miljö- och klimatprestanda, från PAK-produktion och transport via drift, slamhantering och slutlig behandling. Ett sådant helhetsperspektiv krävs för att bedöma om PAK-MBR är ett långsiktigt hållbart alternativ jämfört med andra teknikkombinationer.
- **Principförslag för fullskaleimplementering:** Baserat på pilotresultaten bör principlösningar för fullskala utvecklas, inklusive placering av PAK-dosering, hantering av slam och integration med befintliga processer.
- **Luftningsbehov och skumpåverkan:** PAK-tillsats kan påverka både syreöverföring, luftningsbehov och skumbildning positivt. Mer riktade studier rekommenderas för att kvantifiera dessa effekter.
- **Avvattningsegenskaper hos PAK-slam:** Ytterligare tester behövs för att systematiskt utvärdera hur PAK-tillsats påverkar slamavvattning, polymerbehov och energiförbrukning vid avvattning.
- **Påverkan på slamrötning och metanproduktion:** För att bättre kunna bedöma effekten av PAK på slammets metanpotential och slamrötningen generellt rekommenderas fördjupade och kontrollerade studier, samt kontinuerliga rötningförsök kopplade till pilotanläggningen för realistiska förhållanden som även tar hänsyn till variationer i slamsammansättningen p.g.a. belastningsvariationer.
- **Kontinuerlig DOC-mätning för dosstyrning:** Även om den flödesbaserade PAK-doseringen framstår som robust begränsar avsaknaden av kontinuerlig DOC-mätning möjligheten att styra PAK-doseringen mot faktisk organisk belastning. Att få till en robust mätning av den mest representativa parametern för att beskriva matrisen i processen framstår som en utmaning som kräver mer arbete. Framtida försök bör även inkludera test av robusta online-sensorer för DOC eller motsvarande parametrar för att möjliggöra adaptiv dosering och förbättrad dos-respons-analys.

Ytterligare frågeställningar kan tillkomma i takt med förändrade regelverk, nya prioriterade ämnesgrupper (t.ex. metaboliter och transformationsprodukter) samt ökade krav på cirkularitet och klimatneutralitet i VA-sektorn. En fortsatt flexibel pilotverksamhet i kombination med systemanalyser och nära samarbete mellan forskningsaktörer, teknikleverantörer och reningsverk bedöms därför vara avgörande för vidare utveckling av PAK-MBR-tekniken.

5 Slutsatser och rekommendationer

De genomförda pilotförsöken visade att teknikkombinationen med pulveriserat aktivt kol (PAK) och membranbioreaktor (MBR) utgör ett effektivt och flexibelt alternativ för avskiljning av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar från avloppsvatten. PAK-MBR-processen uppvisade genomgående hög reningseffektivitet för ett brett spektrum av ämnen, inklusive substanser som annars uppvisar låg eller negativ biologisk reduktion i konventionell biologisk rening. Resultaten visar att PAK-tillsats kan förändra processens nettobalans från biologisk nettobildning till tydlig nettoreduktion av flera prioriterade ämnen.

Huvudsakliga slutsatser från pilotförsöken

- **Hög reningseffektivitet för mikroföroreningar:** PAK-MBR visade en hög och robust avskiljning av läkemedel och andra organiska mikroföroreningar, inklusive ämnen där referenslinjen uppvisade negativ eller låg reduktion. Avskiljningen av PFAS varierade dock, och var inte lika betydande vid de studerade PAK-doserna.
- **Stabil biologisk huvudrening:** Trots tekniska driftutmaningar uppnåddes stabil rening av COD, ammonium och fosfor samt god reduktion av totalkväve. PAK-tillsatsen påverkade inte den grundläggande biologiska reningsfunktionen negativt.
- **Membranprestanda utan tydlig negativ PAK-effekt:** Inga långsiktigt negativa effekter på membranens permeabilitet eller foulingbenägenhet kunde kopplas till PAK-tillsatsen. Observerade variationer förklaras främst av temperatur, slamhalt och driftstörningar snarare än av PAK-dos.
- **Filtrerbarhet och slamkvalitet:** Resultaten från TTF-tester och TSS-mätningar visade stor variation, huvudsakligen kopplad till pilotdriftens begränsningar. Någon entydig förbättring eller försämring av filtrerbarheten till följd av PAK kunde inte fastställas under de relativt korta testperioderna.
- **Klimat- och miljöpotential:** Den största miljöpåverkan från PAK-MBR är kopplad till PAK-förbrukningen. Användning av biogent, biobaserat PAK visar dock stor potential att kraftigt minska klimatpåverkan jämfört med fossilt kol. Kombinationen PAK-MBR och termisk slamhantering, exempelvis pyrolys, framstår som särskilt intressant ur ett cirkulärt resurs- och miljöperspektiv.
- **Robusthet vid varierande inkommande vattenmatris:** Skillnader i inkommande vattenkvalitet (t.ex. läkemedel och PFAS) mellan olika

försöksplatser kunde hanteras inom PAK-MBR-konceptet, vilket visar på teknikens flexibilitet.

Sammantaget visar pilotförsöken att PAK-MBR är en tekniskt fungerande och miljömässigt relevant lösning för avancerad rening av avloppsvatten. Projektgruppen rekommenderar därför att pilotverksamheten vidareutvecklas och kompletteras med riktade studier för att skapa ett robust, resurssnålt och klimatoptimerat PAK-MBR-koncept inför en eventuell framtida fullskaleimplementering vid Himmerfjärdsverket eller andra större reningsverk.

6 Referensförteckning

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

Alt, K., Mauritz, A. 2010. Projekt zur Teilstrombehandlung mit Pulveraktivkohle im Klärwerk Mannheim. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 57:2, 161-166.

Altmann, J., Massa, L., Sperlich, A., Gnirss, R., Jekel, M. 2016. UV254 absorbance as real-time monitoring and control parameter for micropollutant removal in advanced wastewater treatment with powdered activated carbon. Water Research 94, 240–245. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.001>

Andersson S. L., Andersson S., Baresel C. 2023. [MBR-tekniken – utmaningar och möjligheter för svenska avloppsreningsverk. Praktiska erfarenheter och framtidsutsikter baserat på nio år av pilotverksamhet och en fullskaleimplementering.](#) SVU-rapport 2023-8. IVL-rapport B2468. Stockholm: Svenskt Vatten.

ARge Spurenstoffe NRW, Teilprojekt 6, 2013. Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren - Abschlussbericht zur Phase 2.

Aquagreen, 2022. Personlig kommunikation Christian Wieth, Aquagreen, November 2022.

Baresel, C., Takman, M., Salem, M., Roberts, R., Esfahani, B., Dahl, M., Osman, O. 2026. [Teknikkombinationen Membranbioreaktor och aktivt kolfilter \(MBR-GAK\): Långtidsutvärdering med pilottester.](#) IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B11106.

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

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

Baresel, C., Narongin-Fujikawa, M., Lundwall, T., Karlsson, J., Björk, A., Bornold, N., Söhr, S. 2022. [Pulveriserat aktivt kol i kombination med MembranBioReaktor \(PAK-MBR\) - Etablering och tester med en pilotanläggning vid Hammarby Sjöstadsverk.](#) IVL Svenska Miljöinstitutet C713.

Bastian, D., Montag, D., Wintgens, T., Drensla, K., Schäfer, H., Baumgarten, S. 2022. Simultane Pulveraktivkohledosiering im kommunalen Membranbelebungsverfahren. *Wasser und Abfall* 10/2022.

Boehler, M., Zwickenpflug, B., Hollender, J., Ternes, T., Joss, A., Siegrist, H. 2012. Removal of micropollutants in municipal wastewater treatment plants by powder-activated carbon. *Water Science & Technology* 66, 2115.

Bramstedt, S., Baresel, C. 2024. [Avancerad rening på Käppalaförbundet - Fas 1: Riskbedömning och Teknikutredning](#). Slutrapport Käppalaförbundet.

Buss, W. 2021. Pyrolysis Solves the Issue of Organic Contaminants in Sewage Sludge while Retaining Carbon—Making the Case for Sewage Sludge Treatment via Pyrolysis. *ACS Sustainable Chem. Eng.* 9, 10048–10053. doi.org/10.1021/acssuschemeng.1c03651

EC, 2022. Proposal for a directive amending the water framework directive, the groundwater directive, and the environmental quality standards directive. EU Commission. Publication date (26 October 2022). https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-amending-water-directives_en

Högstrand, S., Ignell, M. 2018. Möjligheten att kombinera pulveriserat aktivt kol (PAK) och MBBR för avskiljning av organiska mikroföroreningar.

Joss, A., Zabczynski, S., Göbel, A., Hoffmann, B., Löffler, D., McArdeall, C.S., Ternes, T.A., Thomsen, A., Siegrist, H. 2006. Biological degradation of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment: Proposing a classification scheme. *Water Research* 40, 1686–1696. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.02.014>

Karlsson, L., Baresel, C. 2021. Skum på framtida Himmerfjärdsverket - Uppkomst och åtgärder. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport U 6463.

Ma, C., Yu, S., Shi, W., Tian, W., Heijman, S.G.J., Rietveld, L.C. 2012. High concentration powdered activated carbon-membrane bioreactor (PAC-MBR) for slightly polluted surface water treatment at low temperature. *Bioresource Technology, Special issue on the Challenges in Environmental Science and Engineering* 113, 136–142. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.007>

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*.

Nguyen, L.N., Hai, F.I., Nghiem, L.D., Kang, J., Price, W.E., Park, C., Yamamoto, K. 2014. Enhancement of removal of trace organic contaminants by powdered activated carbon dosing into membrane bioreactors. Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers 45, 571–578. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2013.05.021>

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.

Revaq 2025. Årsrapport 2024. Rapport R2025-03, Bromma.
<https://www.svensktvatten.se/globalassets/dokument/avlopp-och-miljo/revaq/revaq-arsrapport-2024.pdf>

RIBI SA Ingénieurs hydrauliciens, 2014. Traitement des micropolluants par dosage de cap dans la boue activee d'un MBR - Rapport final sur les essais pilotes à la STEP du Locle. Lausanne.

Satyawali, Y., Balakrishnan, M. 2009. Performance enhancement with powdered activated carbon (PAC) addition in a membrane bioreactor (MBR) treating distillery effluent. Journal of Hazardous Materials 170, 457–465.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.04.074>

Streicher, J., Ruhl, A.S., Gnirß, R., Jekel, M. 2016. Where to dose powdered activated carbon in a wastewater treatment plant for organic micro-pollutant removal. Chemosphere 156, 88–94.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.04.123>

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 Toxicol 126(3): 233-239.

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

7 Bilagor

7.1 Analyserade mikroföroreningar

Tabell 5. Analyserade mikroföroreningar.

Hormoner		Fenoler	
Östron (E1)		Bisfenol A	
Östradiol (E2)		Nonylfenol	Oktylfenol
Etinylöstradiol (EE2)		PFAS11	
Läkemedelsrester (*antibiotika)		PFBA	PFDA
Atenolol	Metotrexat	PFPeA	PFBS
Karbamazepin	Metoprolol	PFHxA	PFHxS
Ciprofloxacin*	Naproxen	PFHpA	PFOS
Citalopram	Oxazepam	PFOA	6:2 FTS
Clarithromycin*	Paracetamol	PFNA	Σ PFAS11
Diklofenak	Propranolol	Tillkommande PFAS för PFAS26	
Erythromycin*	Sertraline	PFUnDA	PFHpS
Fluconazole	Sulfamethoxazole*	PFDoDA	PFNS
Furosemide	Tramadol	PFTTrDA	PFDS
Ibuprofen	Trimethoprim*	PFTeDA	8:2 FTS
Ketoconazole	Venlafaxine	PFHxDA	Gen-X
Losartan	Zolpidem	PFOA	ADONA
Tilllägg avlopps- och EQS-direktivet*		PFPeS	C6O4
Azitromycin	Amisulprid		
Benzotriazol	Irbesartan		
Kandesartan	Hydrochlorothiazide		
4&6Methylbenzotriazole			

* Läkemedel som lagts till i reviderade avlopps- och EQS-direktiv och som inte analyserats tidigare (EU Commission 2022a, b).

7.2 Analysresultat hormoner

V16 2022

IVL kod	295395	295393	295394
Prov (ng/l)	Efter finsil	MBR-A (10 mg/l)	MBR-B
Östron E1	90,4	13,7	2,8
Östradiol E2	22,4	0,4	0,4
Etinylöstradiol EE2	0,9	0,4	0,4
LOD	0,9	0,4	0,4
LOQ	3,0	1,4	1,3

V21 2022

295398	295396	295397
Efter finsil	MBR-A (5 mg/l)	MBR-B
88,5	1,8	10,0
6,1	0,4	0,4
1,4	0,4	0,4
1,4	0,4	0,4
4,7	1,4	1,3

V26 2022

295401	295399	295400
Efter finsil	MBR-A (25 mg/l)	MBR-B
68,3	1,1	7,8
9,1	0,3	0,4
1,1	0,3	0,4
1,1	0,3	0,4
3,5	1,0	1,4

7.3 Analysresultat YES (17 β -östradiol-ekvivalenter EEQ)

Dygnsprov V22 2022

IVL kod	288048	288049	288050
Prov (ng/l)	Efter finsil	MBR-A (PAK-dos 5 mg/l)	MBR-B
Medel-värdet	92	<0,1	2,2
lägre limit	83		1,7
högre limit	103		3,1

V31 2022

288052	288053	288054
Efter finsil	MBR-A (PAK-dos 15 mg/l)	MBR-B
110	1,3	3,1
94	1,0	2,5
120	2,0	3,9

7.4 Analysresultat läkemedelsrester

Tabellerna nedan visar samtliga resultat för analyserade läkemedel vid de olika provpunkterna samt vid de olika provomgångarna. Halter under detektionsgränsen (xxx = LOD) respektive kvantifieringsgränsen (xxx = LOQ/2) indikeras genom färgsättning. Risk för ökad osäkerhet vid kvantifiering av en substans då halten vid analysen överstiger kalibreringskurvans högsta punkt indikeras genom en gulmarkering av cellen (xxx). Ifall ämnet inte kunde utvärderas p.g.a. dålig återvinning markeras detta med "---", det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst av denna analyt.

TEKNIKKOMBINATIONEN PULVERISERAT AKTIVT KOL OCH
 MEMBRANBIOREAKTOR (PAK-MBR)

Utvärdering med pilottester

Tabell 6. Läkemedelskoncentrationer från försöksperioden 1 (FP1, PAK MACarrier E). För varje PAK-dos redovisas två mätpunkter per linje: den första stapeln representerar resultat från perioden direkt efter dosändring, medan den andra stapeln representerar resultat från slutet av dosperioden, precis före nästa dosbyte.

Substans	IVL kod	283901		283902		283979		283977		283978		283911		283909		283910		283905		283903		283904		283908		283906		283907		LOD	LOQ
		PAK-dos: 0 mg/l						PAK-dos: 5 mg/l						PAK-dos: 10 mg/l																	
		IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B			
		[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	
Atenolol		190	89	100	69	48	76	110	42	77	280	33	99	230	30	72	3	11													
Karbamazepin		160	250	270	33,5	100	310	98	120	290	220	33,5	290	220	68	320	20	67													
Ciprofloxacina		120	66	110	1400	5	40	95	7,5	29	180	7,5	66	210	5	55	5	15													
Citalopram		67	150	170	140	7	200	48	7	190	100	7	170	84	7	180	4	14													
Clarithromycin		50	57	65	78	7,5	76	41	17	68	97	8	65	81	8	64	5	15													
Diklofenak		600	640	680	220	450	770	370	410	620	850	240	730	780	280	690	3	11													
Erythromycin		5	12	5	5	5	24	5	13	45	5	3	5	13	3	40	3	10													
Fluconazole		260	290	290	130	230	360	160	200	290	350	130	310	290	150	320	7	24													
Furosemide		1100	700	830	580	530	510	590	450	330	2000	370	800	1200	310	540	5	18													
Ibuprofen		9500	8,4	8,4	4000	8,4	8,4	4300	8,4	8,4	9000	8,4	8,4	9000	8,4	8,4	8	28													
Ketoconazole		220	4	4	950	4	4	160	4	4	54	4	7	170	4	4	4	13													
Losartan		1400	210	380	930	160	170	810	200	130	2000	180	250	1700	120	160	4	14													
Metotrexat		9	5	5	5	5	5	5	5	5	9	5	5	9	5	5	5	18													
Metoprolol		830	820	930	330	110	800	490	130	700	1100	68	930	960	58	780	4	15													
Naproxen		3000	6	6	1500	6	6	1800	6	6	4600	6	6	3700	10	6	6	20													
Oxazepam		400	210	220	190	83	240	230	83	220	660	39	240	420	75	240	5	17													
Paracetamol		12 000	5	5	4600	7,5	5	5900	5	5	14 000	5	5	12 000	8	5	5	15													
Propranolol		46	67	80	44	3	85	25	3	78	26	3	91	62	3	81	3	8,3													
Sertraline		4	6	6	4	4	12	4	4	6	4	4	17	4	4	6	4	12													
Sulfamethoxazole		400	210	260	180	60	200	260	69	180	450	65	260	450	48	190	7	23													
Tramadol		100	250	300	27	150	300	27	130	340	180	59	280	95	64	300	16	54													
Trimethoprim		130	130	140	72	6,9	43	80	11	54	180	7	100	140	3	43	2	5													
Venlafaxine		250	370	400	120	93	450	160	110	420	360	51	430	320	33	440	3	8,8													
Zolpidem		3,35	3,35	3,35	2	2	3,35	3,35	2	3,35	8	2	7	3,35	2	3,35	2	6,7													

TEKNIKKOMBINATIONEN PULVERISERAT AKTIVT KOL OCH
 MEMBRANBIOREKTOR (PAK-MBR)

Utvärdering med pilottester

IVL kod	283923	283921	283922	283926	283924	283925	283917	283915	283916	283920	283918	283919	LOD	LOQ
Provnamn	PAK-dos: 15 mg/l						PAK-dos: 25 mg/l							
	N	MBR-A	MBR-B	N	MBR-A	MBR-B	N	MBR-A	MBR-B	N	MBR-A	MBR-B	[ng/l]	[ng/l]
Substans	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]
Atenolol	170	18	57	240	21	48	180	5,5	58	200	5,5	62	3	11
Karbamazepin	130	33,5	280	170	33,5	310	190	20	300	190	20	310	20	67
Ciprofloxacina	260	5	35	300	5	79	230	5	46	270	5	42	5	15
Citalopram	47	4	180	74	7	180	86	4	160	67	4	180	4	14
Clarithromycin	32	5	42	93	5	58	74	5	61	92	5	76	5	15
Diklofenak	460	130	510	660	160	630	750	56	620	570	46	580	3	11
Erythromycin	5	3	5	5	3	12	16	3	26	5	3	19	3	10
Fluconazole	180	110	190	310	150	320	330	49	370	220	45	250	7	24
Furosemide	680	110	180	1000	140	230	1400	65	440	1000	65	220	5	18
Ibuprofen	6700	8,4	8,4	9800	8,4	8,4	14 000	8,4	8,4	9100	8,4	8,4	8	28
Ketoconazole	190	4	4	210	4	4	500	4	6,5	290	4	4	4	13
Losartan	1300	83	150	2000	94	200	1600	37	270	1800	28	150	4	14
Metotrexat	5	5	5	5	5	5	9	5	5	5	5	5	5	18
Metoprolol	590	30	390	920	40	470	1000	7,5	610	870	7,5	460	4	15
Naproxen	1900	6	6	3600	6	6	4000	21	6	3200	10	6	6	20
Oxazepam	260	19	190	390	28	230	420	8,5	230	350	8,5	190	5	17
Paracetamol	12 000	5	5	15 000	21	5	15 000	7,5	32	12 000	5	5	5	15
Propranolol	49	3	35	72	3	36	54	3	58	53	3	49	3	8,3
Sertraline	67	4	6	47	4	15	4	4	6	4	4	13	4	12
Sulfamethoxazole	300	32	160	420	53	160	520	11,5	190	560	11,5	200	7	23
Tramadol	72	63	390	27	60	290	84	16	260	71	16	310	16	54
Trimethoprim	74	2,5	9,7	100	2,5	8,7	160	2	21	140	2	17	2	5
Venlafaxine	210	35	330	180	34	400	320	11	400	280	9,6	390	3	8,8
Zolpidem	3,35	2	3,35	3,35	2	3,35	3,35	2	3,35	3,35	2	3,35	2	6,7

TEKNIKKOMBINATIONEN PULVERISERAT AKTIVT KOL OCH
MEMBRANBIOREAKTOR (PAK-MBR)

Utvärdering med pilottester

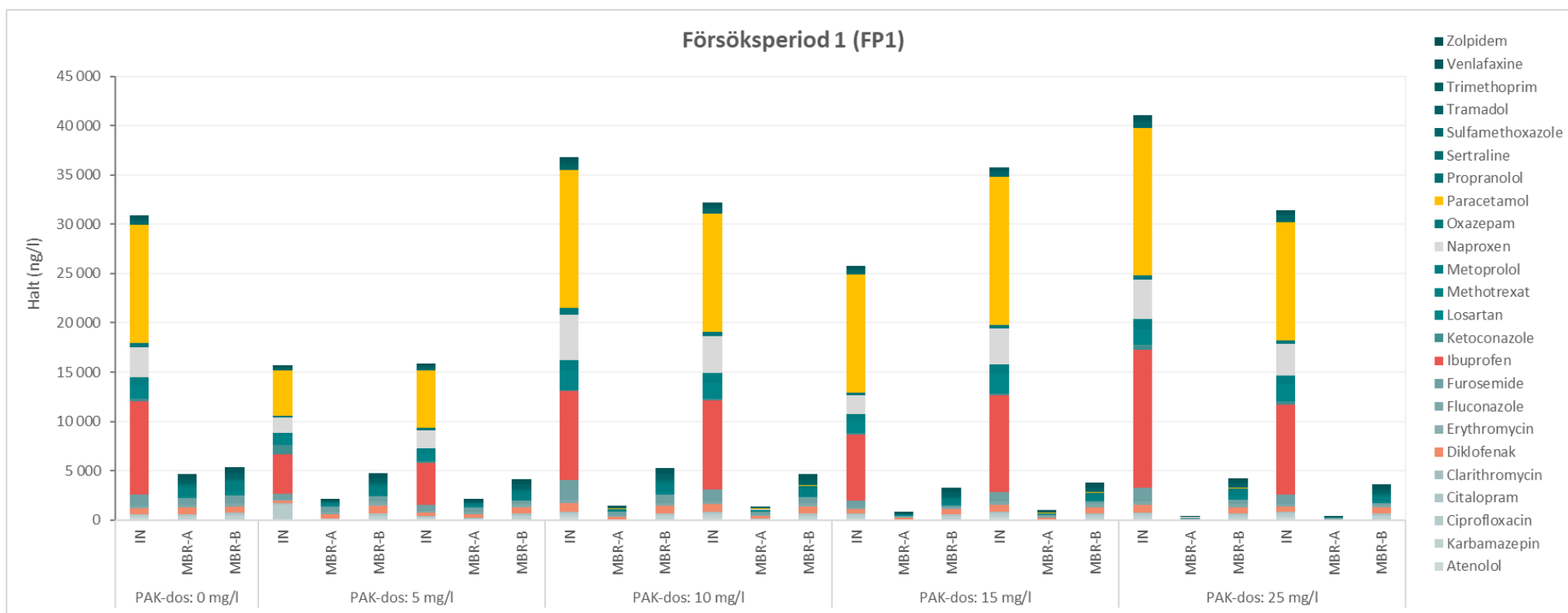
Tabell 7. Läkemedelskoncentrationer från försöksperioden 2 (FP2, PULSORB WP260 UF). För varje PAK-dos redovisas två mätpunkter per linje: den första stapeln representerar resultat från perioden direkt efter dosändring, medan den andra stapeln representerar resultat från slutet av dosperioden, precis före nästa dosbyte.

IVL-provnr:	393396	393397	393398	393399	393400	393401	393405	393406	393407	393414	393415	393416	408104	408105	408106	393408	393409	393410	393411	393412	393413	408107	408108	408109	408110	408111	408113	LOD	LOQ
	0 mg/l v28 2024			5 mg/l (1/2) v31 2024			5 mg/l (2/2) v45 2024			10 mg/l (1/2) v06 2025			10 mg/l (2/2) v13 2025			15 mg/l (1/2) v46 2024			15 mg/l (2/2) v05 2025			25 mg/l (1/2) v14 2025			25 mg/l (2/2) v27 2025				
Provnamn:	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B		
Substans	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]	[ng/l]
Σ6&4-metylbenzotriazol	60	72	78	57	59	49	1200	150	470	770	64	820	110	60	63	45	45	83	44	27	430	150	17	51	72	3	85	2	6
Amisulprid	3	3	3	3	4,5	4,5	4,5	3	3	3	3	3	3	3	4,5	3	3	3	3	3	3	4,5	3	3	4,5	3	4,5	3	9
Amoxicillin	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Atenolol	210	37	29	270	80	43	290	17	58	180	3	38	150	34	41	100	21	33	110	3	54	150	37	31	210	3	33	2	6
Azitromycin	150	59	85	100	100	120	62	61	110	130	13,5	53	100	51	120	73	38	110	65	13,5	58	410	28	200	110	13,5	220	8	27
Benzotriazol	60	23	14	110	24	16	230	54	85	240	20	190	190	43	110	260	52	140	170	27	110	190	65	55	220	17	130	3	11
Candersartan	1100	280	510	2100	1400	1700	3300	2000	1800	3600	820	820	3000	1100	500	2700	1300	950	2000	1200	1300	3400	1100	1200	600	500	840	1	3
Karbamazepin	74	98	150	160	160	210	160	100	230	150	25	100	71	170	120	200	120	350	37	16	87	90	53	100	61	7	120	1	4
Ciprofloxacin	66	29	6	88	43	28	42	6	6	49	6	6	61	6	10	66	6	6	42	6	6	64	10	6	100	6	10	6	20
Citalopram	37	51	50	32	35	56	69	24	76	94	4	65	61	14	59	31	21	69	50	2	46	68	14	32	38	2	44	2	8
Clarithromycin	5	5	5	18	22	16	47	33	63	42	5	28	23	15	16	29	13	39	57	5	36	13	12	5	29	3	18	3	10
Diklofenak	350	190	200	370	220	190	480	160	310	390	90	320	310	330	250	410	250	430	280	51	220	380	86	170	260	31	240	4	12
Erythromycin	9	2,5	2,5	36	1	10	49	29	45	14	9	16	11	16	10	24	31	45	180	35	180	29	8	35	14	1	12	1	5
Fluconazole	37	63	55	120	92	52	120	58	100	130	35	86	74	73	67	63	80	100	81	24	88	110	32	65	80	12	86	1	3
Furosemide	860	57	49	960	90	63	1800	180	600	2800	80	200	1000	220	270	1300	220	380	1300	43	170	1200	230	160	800	50	170	7	22
Hydrochlorthiazide	400	210	260	420	520	530	700	220	720	390	210	500	720	420	840	470	490	750	590	58	580	470	200	340	440	72	430	1	3
Ibuprofen	4900	120	96	4800	85	10	15 000	16	48	8800	16	50	8000	10	10	3600	16	10	6500	10	16	9600	980	16	6000	10	100	10	32
Irbesartan	150	65	140	130	130	120	420	130	210	320	110	320	290	280	300	260	200	130	200	100	270	360	55	340	240	27	230	3	11
Ketoconazole	370	9,5	9,5	330	28	6	660	6	6	650	6	6	340	6	6	540	6	6	320	6	9,5	400	54	6	530	6	6	6	19
Losartan	1300	55	59	1800	60	100	1700	110	150	2000	85	97	1300	160	140	1200	140	190	1900	40	120	1600	350	140	1900	37	61	3	9
Metotrexat	22	4,5	4,5	16	4,5	4,5	27	3	3	30	3	3	22	3	3	40	3	4,5	4,5	4,5	3	9	4,5	3	16	3	3	3	9
Metoprolol	580	260	260	480	330	310	890	160	490	870	23	810	650	170	310	330	140	480	700	18	530	680	120	260	670	3	300	2	6
Naproxen	2800	14	14	2400	14	14	1200	14	14	1900	14	14	3200	14	14	3900	14	14	4100	14	14	4200	250	14	3900	14	14	14	48
Oxazepam	45	30	42	61	52	62	66	34	69	57	19	77	39	32	65	78	37	75	52	14	82	77	14	49	46	4	47	1	3
Paracetamol	6900	6	6	10 000	45	6	8600	10	6	14 000	6	6	11 000	10	6	12 000	6	6	10 000	6	6	8300	2400	6	6700	10	10	6	20

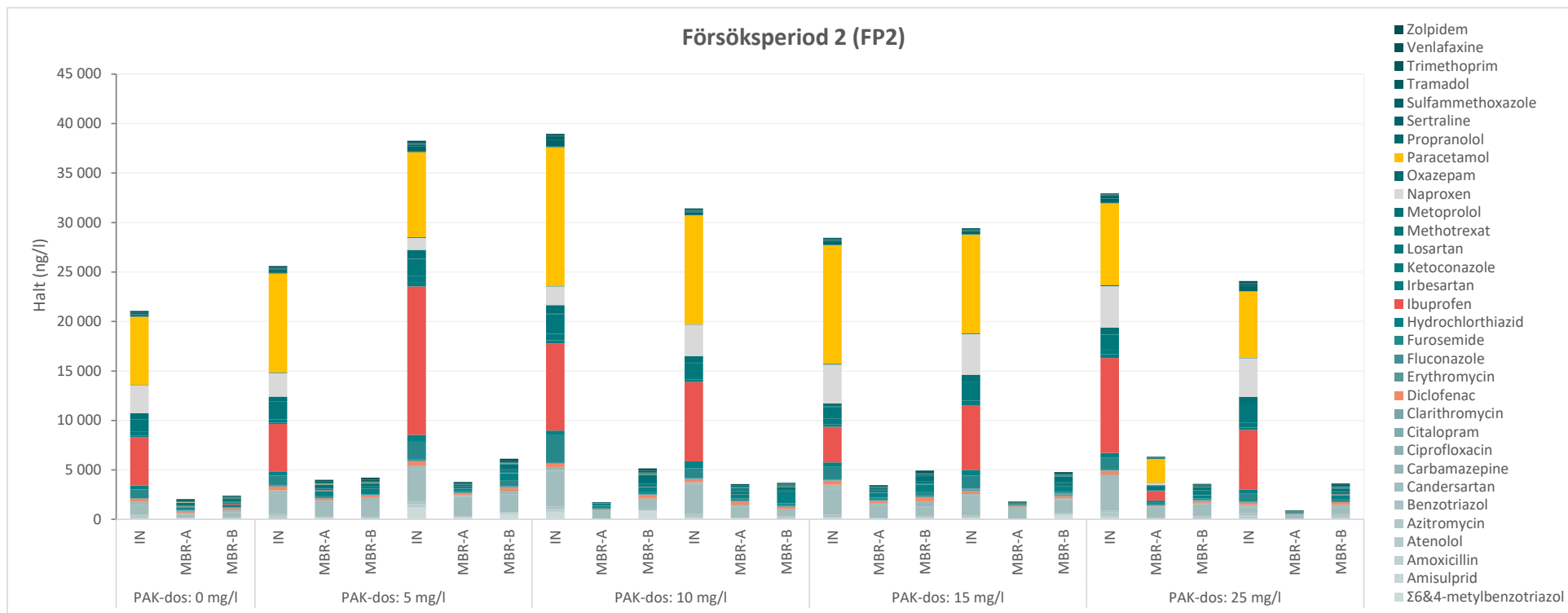
TEKNIKKOMBINATIONEN PULVERISERAT AKTIVT KOL OCH
MEMBRANBIOREAKTOR (PAK-MBR)

Utvärdering med pilottester

Propranolol	22	24	28	51	22	33	73	8	51	75	1	33	41	1	47	40	13	69	24	1	33	47	15	29	33	1,5	37	1	3
Sertraline	140	23	24	230	28	36	530	5	42	650	3	32	260	3	62	380	15	53	320	3	36	430	90	66	500	3	44	3	10
Sulfamethoxazole	82	42	41	120	61	80	160	11	29	240	20	59	100	87	59	110	39	42	97	16	49	280	40	37	97	16	34	2	6
Tramadol	130	69	57	110	110	120	97	48	95	150	25	150	78	78	72	72	53	120	61	6,5	73	62	24	110	190	6,5	180	4	13
Trimethoprim	54	9	9	68	13	15	55	6	17	76	2,5	26	64	15	23	30	11	14	52	2,5	32	76	8	9	40	2	6	2	5
Venlafaxine	160	140	120	180	180	220	240	130	230	170	37	230	160	150	100	110	91	230	91	33	150	110	47	67	190	11	130	1	3
Zolpidem	1,5	1	1	1	1,5	1	1,5	1	1,5	1,5	1	1	1	1	1	1,5	1	1,5	1	1	1,5	1,5	1	1	1,5	1	1,5	1	3



Figur 15. Läkemedelskoncentrationer från försöksperiod 1 (FP1). Endast kvantifierbara halter. För varje PAK-dos redovisas två mätpunkter per linje: den första stapeln representerar resultat från perioden direkt efter dosändring, medan den andra stapeln representerar resultat från slutet av dosperioden, precis före nästa dosbyte.



Figur 16. Läkemedelskoncentrationer från försöksperiod 2 (FP2). Endast kvantifierbara halter. För varje PAK-dos redovisas två mätpunkter per linje: den första stapeln representerar resultat från perioden direkt efter dosändring, medan den andra stapeln representerar resultat från slutet av dosperioden, precis före nästa dosbyte.

7.5 Analysresultat PFAS

Tabellerna nedan visar samtliga resultat för analyserade PFAS vid de olika provpunkterna samt vid de olika provomgångarna. Halter under detektionsgränsen (xxx = LOD) respektive kvantifieringsgränsen (xxx = LOQ/2) indikeras genom färgsättning. Noterar att antalet PFAS som analyserats skiljer sig mellan FP1 och FP2.

Tabell 8. PFAS koncentrationer från försöksperioden 1 (FP1). För varje PAK-dos redovisas två mätpunkter per linje: de första kolumnerna för varje PAK-dos representerar resultat från perioden direkt efter dosändring, medan de sista kolumnerna för varje PAK-dos representerar resultat från slutet av dosperioden, precis före nästa dosbyte.

IVL-provnr:	283901	283902	283979	283977	283978	283911	283909	283910	283914	283912	283913	283905	283903	283904	283908	283906	283907	
Provnamn	PAK-dos: 0 mg/l						PAK-dos: 5 mg/l						PAK-dos: 10 mg/l					
Provnamn:	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B
PFBA	22,27	3,65	3,58	1,28	4,41	5,02	8,15	4,4	5,32	22,27	2,05	2,96	39	0,9	2,82	11,17	2,89	1,71
PFPeA	1,95	7,19	6,49	0,61	6,79	5,82	1,12	5,9	6,36	1,95	8,7	7,97	2,88	5,77	5,39	2,39	5,75	5,78
PFHxA	5,21	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	0,95	2,24	2,22	0,41	1,71	1,85	0,6	1,55	1,94	0,95	2,35	2,46	0,65	1,54	1,41	0,8	1,26	1,58
PFOA	5,1	6,3	5,67	0,86	3,76	4,85	2,5	3,22	5,89	5,1	7,37	7,9	3,31	4,38	5,08	3,13	3,3	4,28
PFNA	0,53	0,24	0,26	0,09	0,12	0,25	0,54	0,1	0,26	0,53	0,23	0,48	0,36	0,22	0,31	0,43	0,11	0,21
PFDA	0,48	0,05	0,05	0,23	0,1	0,68	0,72	0,05	0,35	0,48	0,08	0,94	0,26	0,1	0,07	0,455	0,05	0,05
PFBS	3,09	2,16	1,96	5,59	4,43	2,19	2,89	1,68	1,97	3,09	3,19	3,06	0,61	1,81	1,94	2,665	1,53	1,43
PFHxS	1,54	1,13	1,04	0,95	1,1	1,75	1,42	0,62	1,68	1,54	1,22	1,77	1,7	0,98	1,34	1,68	0,73	1,15
PFOS	6,36	0,05	0,06	1,75	0,29	0,26	7,58	0,11	0,08	6,36	0,19	0,06	6,6	0,05	0,06	7,55	0,05	0,05
6:2 FTS	86,59	0,14	0,11	1	1	1	0,92	0,34	0,06	86,59	0,06	0,15	1,2	0,02	1,32	1,52	0,15	0,21
ΣPFAS11	134,07	28,71	26,61	13,45	27,82	28,16	37,27	22,86	29,68	134,07	31,03	33,8	61,84	20	24,96	39,335	20,35	21,67

TEKNIKKOMBINATIONEN PULVERISERAT AKTIVT KOL OCH
MEMBRANBIOREKTOR (PAK-MBR)

Utvärdering med pilottester

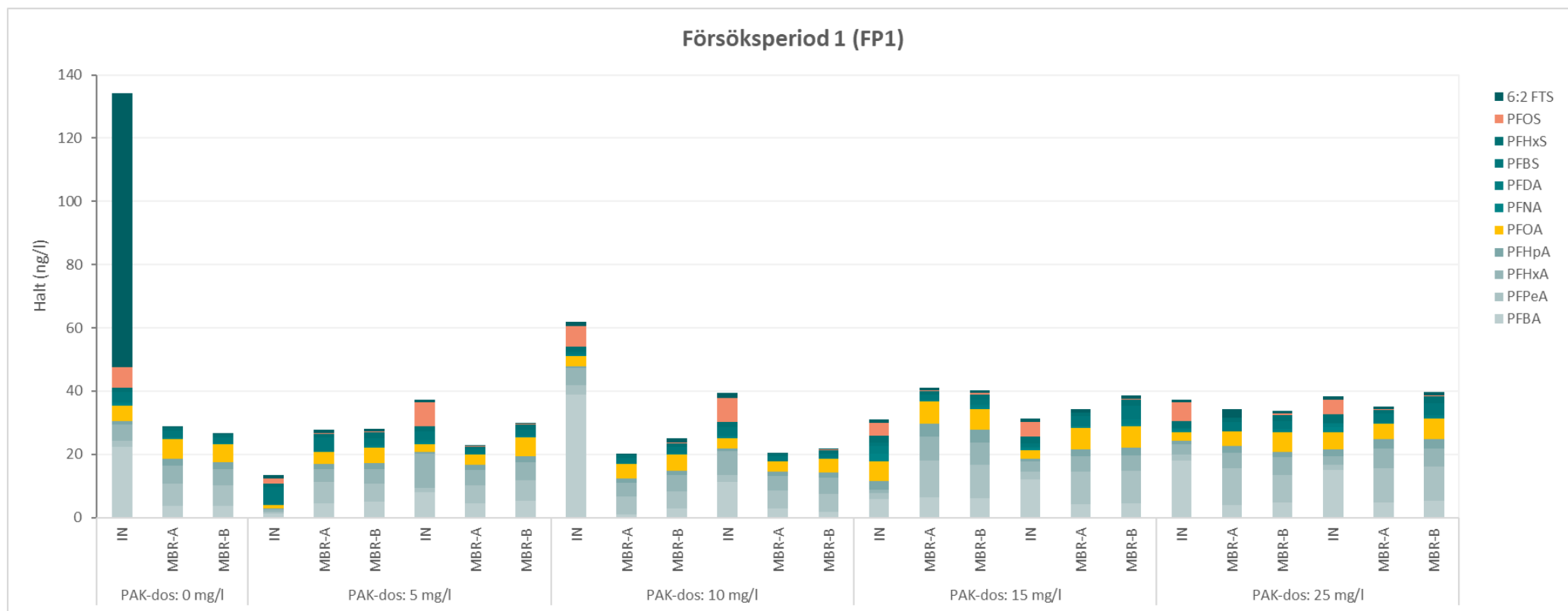
IVL-provnr:	283923	283921	283922	283926	283924	283925	283917	283915	283916	283920	283918	283919
Provnamn	PAK-dos: 15 mg/l						PAK-dos: 25 mg/l					
Provnamn:	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B
PFBA	5,76	6,33	6,01	12,05	4,19	4,63	18,06	3,86	4,71	15,04	4,67	5,32
PFPeA	1,97	11,71	10,68	2,54	10,46	10,21	1,96	11,81	8,82	1,63	10,99	10,7
PFHxA	1	7,6	6,9	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	6,67	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	0,09	0,64	0,58	0,06	1,21	0,64	0,07	0,72	1,17	0,05	0,72
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	2,67	1,06	2,11
PFOS	4,05	0,1	0,36	4,79	0,09	0,3	5,71	0,14	0,4	4,56	0,07	0,22
6:2 FTS	1	1	1	1	1	1	1	2,68	1	1	1	1
ΣPFAS11	31,01	41,13	40,32	31,34	34,17	38,65	37,32	34,26	33,87	38,24	35,17	39,6

TEKNIKKOMBINATIONEN PULVERISERAT AKTIVT KOL OCH
 MEMBRANBIOREAKTOR (PAK-MBR)

Utvärdering med pilottester

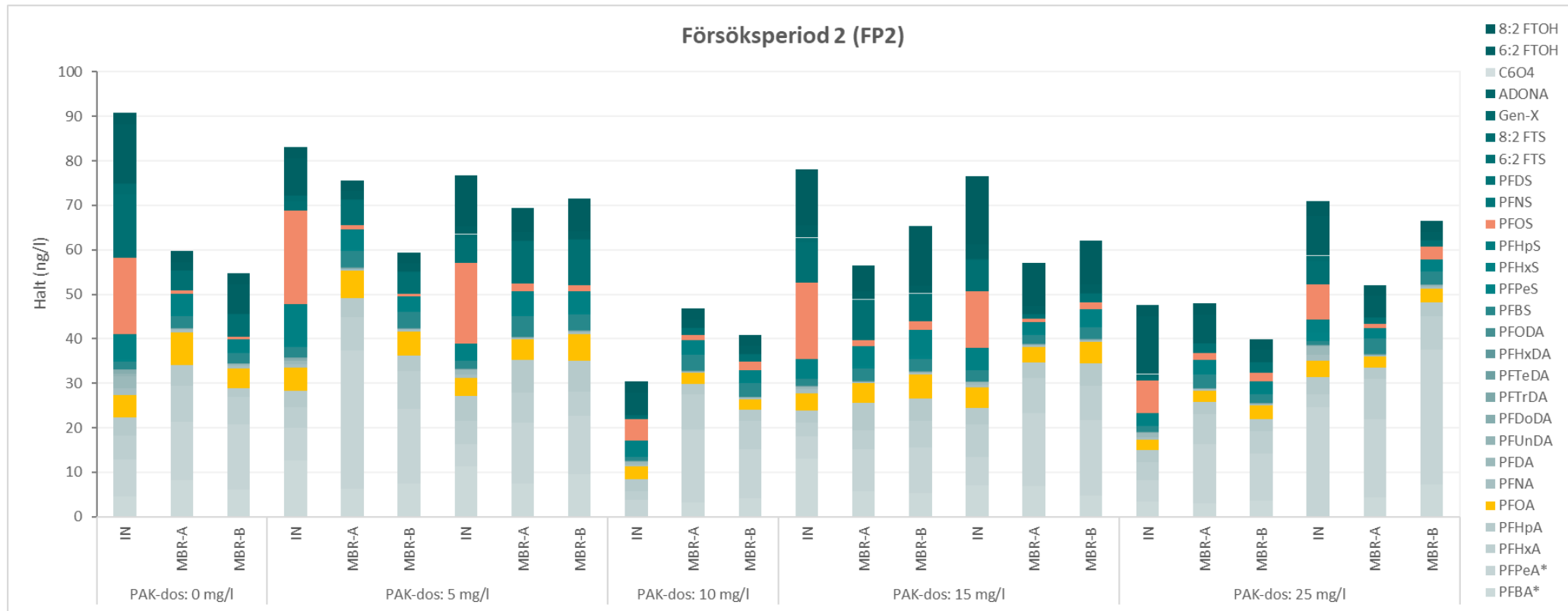
Tabell 9. PFAS koncentrationer från försöksperioden 2 (FP2). För varje PAK-dos redovisas två mätpunkter per linje: de första kolumnerna representerar resultat från perioden direkt efter dosändring, medan de sista kolumnerna för varje PAK-dos representerar resultat från slutet av dosperioden, precis före nästa dosbyte.

IVL-provnr	393396	393397	393398	393399	393400	393401	393405	393406	393407	393414	393415	393416	408104	408105	408106	393408	393409	393410	393411	393412	393413	408107	408108	408109	408110	408111	408113	LOD ng/l	LOQ ng/l	PFOAekv
	PAK-dos: 0 mg/l			PAK-dos: 5 mg/l			PAK-dos: 10 mg/l			PAK-dos: 15 mg/l			PAK-dos: 25 mg/l																	
Provnamn	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B	IN	MBR-A	MBR-B			
PFBA*	4,47	8,14	6,04	12,58	6,34	7,45	11,39	7,53	9,51	7,65	5,02	3,27	0,05	3,18	4,15	13,03	5,63	5,34	7,13	6,90	4,71	3,35	3,11	3,54	0,05	4,45	7,29	0,05	0,15	0,05
PFPeA*	8,45	13,23	14,81	7,41	30,99	16,72	4,88	13,65	13,22	4,14	12,29	15,35	3,82	16,42	11,06	5,04	9,51	10,30	6,25	16,35	17,08	4,83	13,21	10,70	24,55	17,53	30,20	0,05	0,15	0,03
PFHxA	5,39	8,17	6,17	4,62	7,51	8,54	5,23	6,82	5,46	5,73	11,95	6,77	1,91	7,96	6,28	3,02	4,34	5,81	7,31	7,98	7,62	4,02	6,83	5,00	2,92	9,11	7,55	0,05	0,15	0,01
PFHpA	3,98	4,60	1,82	3,77	4,29	3,55	5,67	7,31	6,92	3,81	3,96	4,37	2,56	2,36	2,51	2,72	6,17	5,06	3,77	3,35	5,05	2,82	2,65	2,68	3,87	2,51	3,08	0,05	0,15	0,51
PFOA	5,05	7,24	4,43	5,11	6,12	5,35	4,05	4,58	5,93	2,89	3,01	4,89	2,96	2,35	2,36	3,85	4,38	5,46	4,62	3,53	4,80	2,33	2,48	3,06	3,73	2,44	3,20	0,05	0,15	1,00
PFNA	1,50	0,60	0,54	0,70	0,33	0,46	0,83	0,22	0,45	0,64	0,41	0,24	0,49	0,24	0,33	0,96	0,14	0,39	0,53	0,42	0,32	0,44	0,33	0,27	1,33	0,16	0,41	0,05	0,15	10,00
PFDA	2,80	0,17	0,43	0,89	0,16	0,05	0,96	0,05	0,15	0,95	0,08	0,21	0,49	0,05	0,05	0,53	0,05	0,05	0,53	0,05	0,10	1,01	0,05	0,05	1,90	0,05	0,23	0,05	0,15	7,00
PFUnDA	0,55	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,11	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	4,00
PFDoDA	0,82	0,05	0,05	0,50	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	3,00
PFTeDA	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	1,65
PFTeDA	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,30
PFHxDA	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,02
PFODA	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,02
PFBS	1,65	2,62	2,18	2,27	3,74	3,60	1,71	4,57	3,50	1,50	1,85	1,81	0,88	3,53	3,04	1,50	2,73	2,82	2,44	1,89	2,55	1,29	3,04	1,94	0,93	3,48	2,91	0,05	0,15	0,001
PFPeS	0,62	0,38	0,27	0,41	0,42	0,35	0,05	0,53	0,40	0,05	0,63	0,61	0,24	0,23	0,05	0,05	0,64	0,74	0,05	0,37	0,33	0,25	0,25	0,22	1,91	0,05	0,21	0,05	0,15	0,30
PFHxS	5,44	4,62	2,82	9,17	4,27	3,17	3,87	5,12	4,79	4,81	2,65	3,71	3,43	3,06	2,79	4,41	4,42	5,72	4,90	2,46	3,72	2,65	2,96	2,59	2,71	2,26	2,37	0,05	0,15	0,60
PFHpS	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	1,30
PFOS	17,26	0,80	0,54	21,00	1,02	0,58	18,06	1,69	1,44	7,17	1,07	1,55	4,75	1,06	1,92	17,13	1,35	1,80	12,77	0,86	1,58	7,24	1,56	1,97	7,95	1,00	2,93	0,05	0,15	2,00
PFNS	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	
PFDS	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	2,00
6:2 FTS	14,11	4,28	4,98	2,06	5,56	4,73	5,43	9,43	9,99	0,99	1,88	2,69	0,35	1,49	1,50	8,93	8,85	6,11	6,79	0,83	1,82	0,68	1,94	2,15	5,21	1,21	1,23	0,05	0,15	
8:2 FTS	2,40	0,05	0,05	1,26	0,05	0,05	0,81	0,05	0,05	0,16	0,05	0,05	0,39	0,05	0,05	0,98	0,05	0,05	0,28	0,05	0,05	0,56	0,05	0,05	1,05	0,05	0,05	0,05	0,15	
Gen-X	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,15	0,06



Figur 17. PFAS-koncentrationer från försöksperiod 1 (FP1). Endast kvantifierbara halter. För varje PAK-dos redovisas två mätpunkter per linje: den första stapeln representerar resultat från perioden direkt efter dosändring, medan den andra stapeln representerar resultat från slutet av dosperioden, precis före nästa dosbyte.

Försöksperiod 2 (FP2)



Figur 18. PFAS-koncentrationer från försöksperiod 2 (FP2). Endast kvantifierbara halter. För varje PAK-dos redovisas två mätpunkter per linje: den första stapeln representerar resultat från perioden direkt efter dosändring, medan den andra stapeln representerar resultat från slutet av dosperioden, precis före nästa dosbyte.

**STOCKHOLM**

Box 21060, 100 31 Stockholm

GÖTEBORG

Box 53021, 400 14 Göteborg

MALMÖ

Nordenskiöldsgatan 24
211 19 Malmö

KRISTINEBERG

**(Center för marin forskning
och innovation)**

Kristineberg 566
451 78 Fiskebäckskil

SKELLEFTEÅ

Kanalgatan 59
931 32 Skellefteå

BEIJING, CHINA

Room 612A
InterChina Commercial Building No.33
Dengshikou Dajie
Dongcheng District
Beijing 100006
China

© IVL SVENSKA MILJÖINSTITUTET AB | Tel: 010-788 65 00 | www.ivl.se