

# Förstudie läkemedelsrening - Roslagsvatten AB

**Roslagsvatten AB i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet och DHI Sverige**

*Christian Baresel, Aleksandra Lazic, Cecilia Gustafsson och Sofia Hjalmarsson*

Oktober 2023

Projekt Nr.: NV-22-001819



# Sammanfattning

Mellan augusti 2022 och oktober 2023 genomförde Roslagsvatten AB i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet och DHI en förstudie med huvudsakligt syfte att utreda förutsättningar för en fullskalig installation av avancerad reningsteknik vid Margretelunds avloppsreningsverk (ARV). Projektet genomfördes med bidrag från Naturvårdsverket (NV-22-001819) enligt förordningen (2018:495) om bidrag för rening av avloppsvatten från läkemedelsrester och föreliggande rapport utgör slutleveransen till Naturvårdsverket och sammanställer resultaten som kunnat samlas in från projektet.

Projektet har baserats på provtagningar vid Margretelund ARV under ett helt år samt provtagningar och modellering av recipienten Trälhavet. Resultaten har visat att belastningen av olika mikroföroreningar varierar över året. Även variationer i reningseffekten för dessa olika föroreningar kunde observeras och ämne som inte kan tas bort tillräckligt i dagens reningsverk identifieras. Förstudien indikerar dessutom tydligt att Trälhavet inte verka påverkas negativt av emissioner från Margretelund ARV med avseende för läkemedel, hormoner och hormonstörande effekter eftersom inga av dessa föroreningar kunde detekteras i recipienten. Existerande och eventuella framtida gränsvärden för recipientklassningen överskrids inte heller. För PFAS kan dock en tydlig negativ recipientpåverkan konstateras med bl.a. tydliga överskridande av miljökvalitetsnormen för PFOS. Dock kunde projektet även konstatera att Margretelund ARV:s bidrag med PFAS endast utgör en mindre del av PFAS-tillförseln till recipienten. Även vid en borttagning av samtliga PFAS-ämnen från utloppet vid avloppsreningsverket skulle den negativa påverkan av recipienten inte förbättras avsevärt. Även för Bisfenol A kunde en viss negativ påverkan av recipienten observeras som dock också beror på andra bidrag av Bisfenol A än via utloppet från Margretelund ARV. Både för PFAS och Bisfenol A kunde Åkers kanal identifieras som en viktig transportväg till Trälhavet utan att specifika källor för mikroföroreningar som transporteras via Åkers kanal kan pekas ut. För hormoner är påverkan till viss del osäker eftersom dagens analysmetoder inte tillåter en analys i relevanta haltområden. Med den antagna minsta utspädningen av utgående avloppsvatten och uppmätta halter bedöms dock en negativ påverkan som relativt liten.

Modellresultaten visar att plymen från Margretelund ARV rör sig huvudsakligen i den nordvästra delen av Trälhavet även om variationer över tid förekommer beroende på rådande förhållanden. Den modellerade andelen av läkemedel som Margretelunds ARV bidrar med i de två mest påverkade områdena i recipienten ligger på <15 %. Den största delen av den uppmätta halten läkemedel i området utgörs således av andra källor. Även för PFOS visar modelleringen att Margretelund ARV:s bidrag till halten i recipienten är försumbar. Modelleringen för ett framtidsscenario med ett eventuellt lägre gränsvärde för diklofenak i vattenförekomsten indikerar något högre risk att totalhalten av diklofenak i vattenförekomsten överskrids.

Baserat på recipientbedömningen och utvärderingen av mikroföroreningar över Margretelunds ARV bedöms inte heller ett tydligt behov för implementering av en avancerad rening vid anläggningen föreligga. Ifall en avancerad rening ändå kommer att övervägas för att avlägsna dessa mikroföroreningar beskrivs två teknikalternativ som bedöms som mest relevanta ihop med den framtida processlösningen med MBR-tekniken. Kompletterande 2-stegs aktivkolfilter eller en dosering av PAK till MBR-processen beskrivs på ett övergripande sätt i rapporten inkl. en tänkbar utformning och kostnader.

# Innehåll

<b>Sammanfattning</b> .....	<b>2</b>
<b>Innehåll</b> .....	<b>3</b>
<b>1 Inledning</b> .....	<b>5</b>
<b>1.1 Bakgrund</b> .....	<b>5</b>
1.1.1 Margretelund idag och i framtiden .....	5
1.1.2 Recipient Trälhavet .....	6
1.1.3 Recipientmodell.....	7
<b>1.2 Syfte och mål</b> .....	<b>7</b>
<b>2 Metod</b> .....	<b>7</b>
<b>2.1 Provtagning</b> .....	<b>7</b>
2.1.1 Provtagning vid Margretelund ARV och Blynäs ARV.....	7
2.1.2 Provtagningspunkter i recipienten .....	7
<b>2.2 Undersökta mikroföroreningar</b> .....	<b>9</b>
2.2.1 Analys av mikroföroreningar .....	9
2.2.2 Kompletterande indikatorsubstanser .....	11
2.2.3 Kompletterande PFAS24 analyser .....	12
<b>2.3 Hydrodynamisk spridningsmodell</b> .....	<b>12</b>
<b>2.4 Avancerade reningstekniker för Roslagsvatten ARV</b> .....	<b>14</b>
<b>3 Resultat och diskussion</b> .....	<b>15</b>
<b>3.1 Kartering av mikroföroreningar</b> .....	<b>15</b>
3.1.1 Margretelund ARV.....	15
3.1.2 Blynäs ARV .....	17
3.1.3 Extra kartering Margretelund ARV.....	19
3.1.4 Totalemissioner av mikroföroreningar .....	23
3.1.5 Recipientprover .....	24
3.1.6 Haltobservationer utifrån kompletterande provtagning .....	26
<b>3.2 Spridningsmodellering</b> .....	<b>28</b>
3.2.1 Modellering av helår.....	28
3.2.1.1 Utspädningsförhållanden i recipienten .....	29
3.2.1.2 Modellerade haltbidrag av utvalda ämnen .....	29
3.2.1.3 Åkers kanal .....	33
3.2.2 Modellering av provtillfällen.....	34
3.2.3 Framtidsscenario Margretelund ARV 93 000 pe .....	34
3.2.4 Diskussion av spridningsmodelleringen .....	35
<b>3.3 Bedömning av recipientpåverkan och reningsbehov</b> .....	<b>36</b>
3.3.1 Bedömning utifrån uppmätta recipienthalter och miljökvalitetsnormer ....	36
3.3.2 Bedömning utifrån halter i utgående avloppsvatten, utspädning i recipienten och toxikologiska riskkvoter .....	37

3.3.3	Bedömning utifrån halter i utgående avloppsvatten, utspädning i recipienten och miljö kvalitetsnormer .....	40
3.3.4	Recipientpåverkan utav andra källor .....	41
<b>3.4</b>	<b>Initial bedömning av Nya avloppsdirektivet och nya EQS-direktivet .....</b>	<b>41</b>
<b>3.5</b>	<b>Kompletterande PFAS24-analyser.....</b>	<b>42</b>
<b>3.6</b>	<b>Avancerad rening vid Margretelunds ARV .....</b>	<b>43</b>
3.6.1	Behov av avancerad rening vid Margretelund ARV .....	43
3.6.2	Uppströmsåtgärder som kompletterande åtgärder .....	44
3.6.3	Val av lämpliga avancerade reningstekniker .....	45
3.6.4	Dimensionerande förutsättningar.....	46
3.6.5	MBR i kombination med aktivt kolfilter (MBR-GAK).....	48
3.6.5.1	Förslag till tekniskt utförande.....	49
3.6.5.2	Förväntad reningseffekt.....	51
3.6.5.3	Placering av GAK-filteranläggningen.....	51
3.6.5.4	Kostnader och miljöpåverkan .....	52
3.6.5.5	Vidare utredningsbehov .....	53
3.6.6	MBR i kombination med tillsats av pulveriserat aktivt kol (PAK-MBR)....	53
3.6.6.1	Föreslaget tekniskt utförande .....	54
3.6.6.2	Förväntad reningseffekt.....	55
3.6.6.3	Placering av PAK-doseranläggningen .....	55
3.6.6.4	Kostnader och miljöpåverkan .....	56
3.6.6.5	Vidare utredningsbehov .....	57
<b>4</b>	<b><i>Slutsatser och rekommendationer.....</i></b>	<b>58</b>
<b>5</b>	<b><i>Referenser.....</i></b>	<b>60</b>
<b>6</b>	<b><i>Bilagor.....</i></b>	<b>62</b>
<b>6.1</b>	<b>Teknisk modellbeskrivning.....</b>	<b>62</b>
6.1.1	Modellverktyget MIKE och drivning av den hydrodynamiska modellen ....	62
6.1.2	Modelldomän och beräkningsnät .....	62
<b>6.2</b>	<b>Modellering av provtillfällen .....</b>	<b>63</b>
6.2.1	Recipientprovtagning 18 augusti 2022 .....	63
6.2.2	Recipientprovtagning 17 november 2022 .....	65
6.2.3	Recipientprovtagning 13 april 2023.....	67
6.2.4	Recipientprovtagning 25 maj 2023.....	69
<b>6.3</b>	<b>Data för extra kartering av Margretelund ARV.....</b>	<b>71</b>

# 1 Inledning

I juni 2022 beviljades Roslagsvatten AB bidrag från Naturvårdsverket (NV-22-001819) enligt förordningen (2018:495) om bidrag för rening av avloppsvatten från läkemedelsrester för en förstudie med huvudsakligt syfte att utreda förutsättningar för en fullskalig installation av avancerad reningsteknik för rening av läkemedelsrester från avloppsvatten. Förstudien omfattar Roslagsvattens avloppsreningsverk Margretelund i Åkersberga, Österåkers kommun.

Projektet genomfördes av Roslagsvatten i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet och DHI. Projektiden varade från augusti 2022 till 31:e oktober 2023.

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

## 1.1 Bakgrund

### 1.1.1 Margretelund idag och i framtiden

Roslagsvatten AB:s avloppsreningsverk (ARV) i Margretelund behandlar avloppsvatten från Österåkers kommun, Brottbys (som är ett mindre samhälle i Vallentuna kommun) samt från delar av Resarö i Vaxholms kommun. Verket tar också emot slam från enskilda avlopp i kommunen och från skärgårdsöar. Inkommande avloppsvatten består huvudsakligen av hushållsspillvatten men även av avloppsvatten från några mindre industrier, internt behandlat avloppsvatten från ett antal biltvättar och lakvatten från en deponi. Den genomsnittliga belastningen år 2020 var ca 35 370 pe. Recipient för det behandlade avloppsvattnet är Trälhavet. Verket togs i drift i slutet av 1950-talet och byggdes ut i mitten av 70-talet. Under 1998 - 1999 byggdes verket åter ut för att klara en ökad belastning, kvävereduktion och ökade reningskrav beträffande fosfor och BOD (Roslagsvatten AB, 2000). Under 2022 färdigställdes kapacitetshöjande åtgärder där tidigare röt-kammarvolymerna nyttjades för att säkerställa kvävereningen.

Roslagsvatten har fått i uppdrag av Österåkers och Vaxholms kommuner att planera för ett nytt avloppsreningsverk i Österåker som ska ersätta de befintliga reningsverken i Margretelund och Blynäs med kapacitet för en förväntad befolkningsökning inom de närmaste 20 - 30 åren.

Nya verket ska byggas för en belastning motsvarande en befolkning på 93 000 personer år 2044 stegvis i 2 etapper samt möjligtvis ytterligare en etapp vid behov enligt:

- Etapp 1 till 57 000 pe, klart 2027
- Etapp 2 till 93 000 pe, klart 2031
- Etapp 3 till 125 000 pe

Blynäs ARV och Kullö ARV ska kopplas på under etapp 1 med ca 6000 pe.

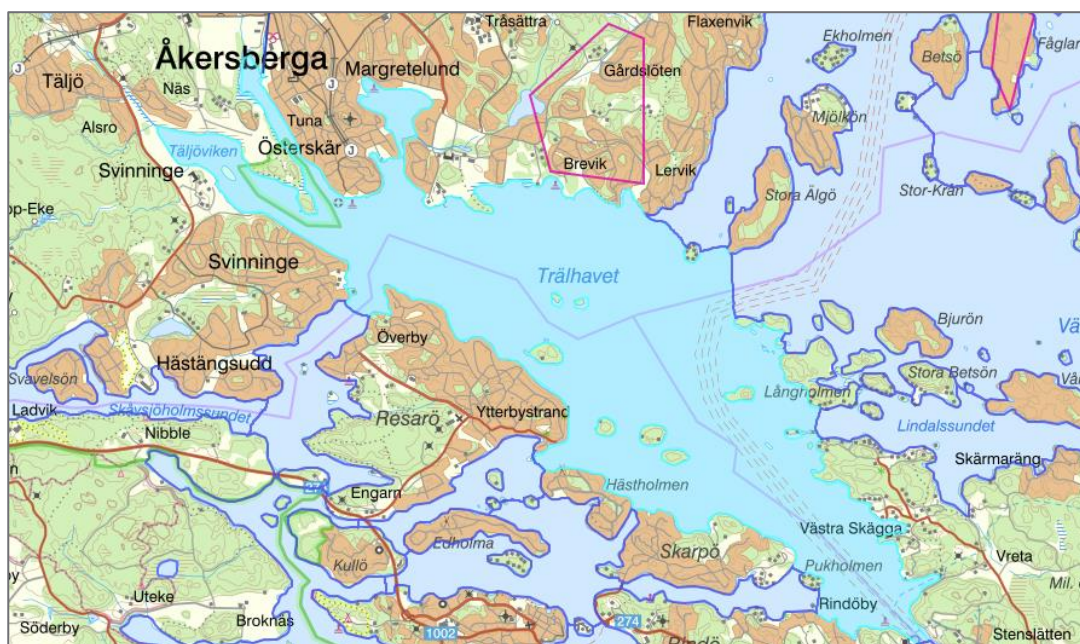
Utbyggnaden av Margretelund befinner sig i en projekteringsfas där processlösningar redan har bestämts till att vara en membranbioreaktor (MBR)-process som i Sverige för närvarande endast finns i några få mindre anläggningar (Häckla ARV, Åtvidaberg och Kivik ARV, Österlen) samt är under uppbyggnad vid Henriksdals ARV, Himmerfjärdsverket (Syvab) och Kristianstad ARV (Andersson et al., 2023).

En MBR-process bygger på en grundläggande princip där ett membran med en specifik porstorlek används för att filtrera det biologiskt behandlade vattnet. Membranfiltret i en MBR ersätter traditionella sedimenteringsbassänger och efterföljande filtersteg. Detta gör det möjligt att använda betydligt högre koncentrationer av slam i biosteget. Vanligtvis används ultrafilter (UF), vilket innebär att membranet har en nominell porstorlek på mellan 0,01 och 0,1  $\mu\text{m}$ .

Det nya Margretelund ARV som byggs kommer att förberedas utrymmesmässigt för en avancerad rening ifall behovet för detta skulle bli aktuellt i framtiden.

### 1.1.2 Recipient Trälhavet

Margretelunds ARV släpper sitt reade avloppsvatten till kustvattenförekomsten Trälhavet, en fjärd med en yta på ca 21 km<sup>2</sup> i Stockholms inre skärgård norr om Resarö, söder om Åkersberga och väster om Saxarfjärden (Figur 1).



Figur 1. Recipient Trälhavet (VISS juni 2023).

Trälhavet tillhör Norra Östersjöns vattendistrikt och uppnår inte kraven för god ekologisk status avseende biologiska kvalitetsfaktorer för övergödning (VISS juni 2023). Att vattenförekomsten uppnår ej god kemisk ytvattenstatus orsakas bl.a. av att gränsvärdena för de prioriterade ämnena perfluoroktansulfonsyra (PFOS) överskrids i vattenförekomsten. Margretelund ARV pekats förutom för bidrag med näringsämnen ut som bidragande källa av bl.a. PFOS och Bisfenol A men även andra miljögifter. Detta dock delvis baserat på att information om dessa miljögifter i recipienten och avloppsreningsverket saknas (VISS juni 2023).



### 1.1.3 Recipientmodell

DHI har tidigare gjort en utredning för Roslagsvatten där Margretelunds påverkan på recipienten till följd av utsläpp av bl.a. näringsämnen och ämnen enligt vattendirektivet beskrivits med hjälp av en tredimensionell beräkningsmodell (Recipientutredning Margretelund, DHI 2021). Modellen användes i projektet för att beräkna de områden i recipienten som påverkas av olika läkemedel och andra föroreningar.

## 1.2 Syfte och mål

Syftet med projektet är att utreda recipientpåverkan och behovet av läkemedelsrening vid Margretelunds avloppsreningsverk i Åkersberga med recipient Trälhavet.

Målet är att ta fram ett beslutsunderlag för att bedöma om avancerad läkemedelsrening vid det framtida Margretelund reningsverk behövs och i vilken utsträckning, samt tänkbara reningstekniker.

# 2 Metod

## 2.1 Provtagning

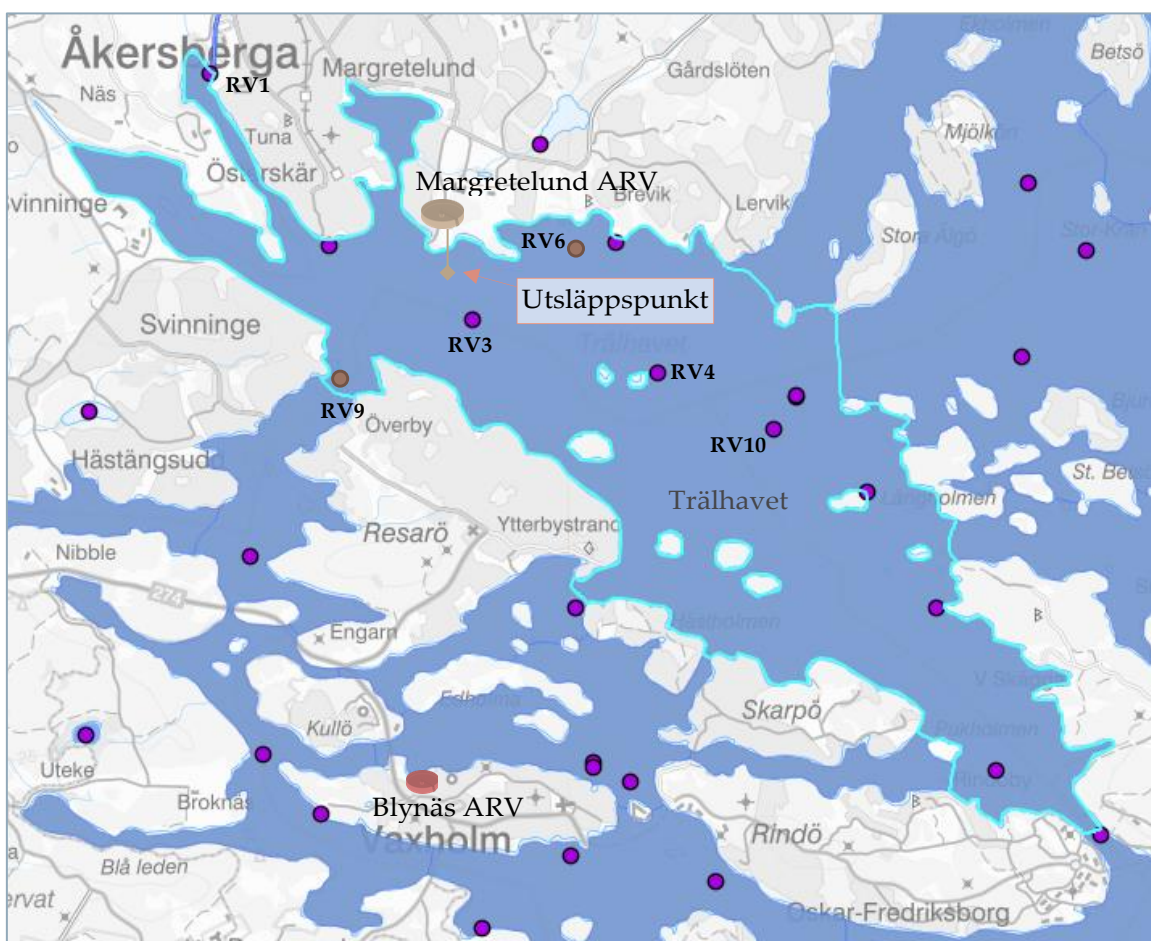
### 2.1.1 Provtagning vid Margretelund ARV och Blynäs ARV

För att få kunskap om variationer över året som är viktiga för att fånga in eventuella årsvariationer av både belastningen till avloppsreningsverket och utsläpp till mottagande recipient, har flödesproportionella dygnsprover av inkommande och utgående avloppsvatten vid Margretelund ARV samlats in varje månad i ett år mellan augusti 2022 och juli 2023. Endast under februari och mars 2023 togs inga prover eftersom provtagningen blev uppskjuten flera gånger då den skulle synkroniseras med recipientprovtagningen. Recipientprovtagningen fick dock p.g.a. väderläget skjutas upp flera gånger vilket dessvärre resulterade i att inga prover samlades under februari och mars 2023.

Vid Blynäs ARV insamlades flödesproportionella dygnsprover av inkommande avloppsvatten vid fyra tillfällen som sammanföll med recipientprovtagningar. Dessa provtagningar gjordes eftersom detta avloppsvatten från Blynäs ARV i framtiden kommer att överföras till Margretelund ARV, och en karakterisering av avloppsvattnet och eventuell påverkan av framtida belastning vid Margretelund ARV och recipienten behöver utredas.

### 2.1.2 Provtagningspunkter i recipienten

Utsläppet av renat avloppsvatten från Margretelund avloppsreningsverk görs vid en bottenlagd ledning i Trälhavet på ett djup av ca 9 meter och knappa 300 m från land (Figur 2).



Figur 2. Margretelund ARV och mottagande recipient Trälhavet med övervakningsstationer för samordnad recipientkontroll (●) och själodefinerade provpunkter (●).

När miljöfarlig verksamhet som avloppsreningsverk har utsläpp till ytvatten är det inte nödvändigt att klara alla kvalitetskrav redan i utloppsledningen i recipienten för att recipientens miljökrav skall kunna upprätthållas (NV 2010:3). Huruvida en verksamhet påverkar statusen i en recipient genom att bidra med föroreningar som leder till att miljökvalitetsnormerna överskrids, utvärderas inom svensk vattenförvaltning i de representativa övervakningsstationerna enligt VISS.

Figur 2 visar de representativa övervakningsstationerna i Trälhavet. De fyra markerade övervakningsstationer i Figur 2 bedömdes av projektgruppen som relevanta provtagningspunkter för att bedöma en eventuell påverkan från Margretelund ARV:s utlopp. Dessa punkter kompletterades med två provtagningspunkter som bedömdes ge en ännu bättre omfattning över en eventuell påverkan, RV6 och RV9. Tabell 1 ger en sammanställning av alla provtagningspunkters egenskaper.



Tabell 1. Provtagningspunkter i Trälhavet (Geodetiskt datum: WGS 84, Positionsformat: grader och minuter).

Provpunkt	Lat	Lon	Djup (m)	Kommentar
RV1	59 28,17	18 17,33	3	VISS station: Åkers kanal 2
RV3	59 26,86	18 20,06	21	VISS station: SO Österskär
RV4	59 26,55	18 21,98	20	VISS station: Trälhavsgunden
RV6	59 27,23	18 21,33	9	Egendefinerat provpunkt
RV9	59 26,77	18 18,81	19	Egendefinerat provpunkt
RV10	59 26,31	18 23,33	55	VISS station: Trälhavet

De fyra stora provtagningsomgångarna genomfördes 18/08/2022, 17/11/2022, 13/04/2023 och 25/05/2023. Vid de första två tillfällena har provtagningen i de sex provtagningspunkter genomförts av IVL genom samlingsprov från fem nivåer i vertikalled i vattenmassan (nivåerna anpassas efter aktuell djup (se Tabell 1)).

Själva provtagningen diskuterades inom projektgruppen då avloppsplymen vid olika årstider kan påverka olika skikt och områden i recipienten. För de perioder som plymen kan förväntas vara i ytskiktet kan det tänkas att en provtagning av ytvattnet kunde vara mer intressant än ett samlingsprov. Många kontrollprogram i vattenförekomster baseras t.ex. på endast ett stickprov direkt under vattenytan även om det inom miljöövervakning inte finns några fastställda regler att man måste göra på ett visst sätt. En utmaning är att föroreningsplymen från avloppsreningsverk inte ligger vid ytan hela året och således skulle provtagningspunkten behöva varieras om syfte med provtagningen är att följa upp föroreningar. Det har dessutom inte varit möjligt i projektet för DHI att prediktera plymens lokalisering inför recipientprovtagningar och det skulle således ha funnits en risk att prover skulle tas i "fel" skikt. Vilket också skedde vid tredje provtagningen som dock kunde uppvägas genom att även samlingsprover togs. IVL:s rekommendation och praxis under många år att provta över hela vattenpelaren för att få ett representativt prov. Detta bygger på att många högre organismer i vattnet rör sig mellan olika djup och det är den miljöpåverkan man i grunden är ute efter att kvantifiera.

Vid tredje och fjärde provtagningen har provpunkt RV4 uteslutits för att kunna analysera flera parameter vid två olika djup vid de andra provtagningspunkter. Prover vid dessa provtagningar togs både som samlingsprov från fem nivåer i vertikalled i vattenmassan och ett prov 0,5 m under ytan eftersom inlagring av avloppsplymen enligt DHI:s modellering förväntades ske främst i detta skikt och högre föroreningshalter än vid samlingsprover över hela vertikalledet skulle i så fall kunna förväntas. Modellering som gjordes senare visade dock att utspädningen i relevanta provpunkter var lägst i skikten 4 - 5 m.

Provtagning har genomförts under samma provtagningsvecka som flödesproportionella dygnsprover har tagits vid Margretelund ARV och Blynäs ARV (se 2.1.1).

## 2.2 Undersökta mikroföroreningar

### 2.2.1 Analys av mikroföroreningar

Tabell 2 visar de mikroföroreningar som har analyserats inom projektet. Läkemedelsrester, PFAS11, hormoner, fenoler och östrogena effekter (YES) analyserades vid samtliga provtagningstillfällen och provtagningspunkter vid Margretelund ARV och Blynäs ARV. I recipientprovpunkterna analyserade endast läkemedelsrester och PFAS11 vid samtliga

provtagningstillfällena och provtagningspunkter. Hormoner, fenoler och östrogena effekter (YES) analyserades endast vid första, andra och tredje provtagningen.

Analyser av läkemedel kompletterades under projektperioden med substanser som föreslås i förslaget för nya avloppsdirektiv och som inte ingår i det vanliga analyspaketet. Även azitromycin som finns med i förslaget till nya direktivet för miljö kvalitetsnormer (EQS-direktivet (EU Commission 2022b)) implementerades i analysmetoden. Även denna substans saknades i tidigare analysmetod så en anpassning krävdes.

Tabell 2. Analyserade mikroföroreningar.

Hormoner		Östrogena effekter	
Östron (E1)		YES (ng/L EEQ)	
Östradiol (E2)		<b>Fenoler</b>	
Etinylöstradiol (EE2)		Bisfenol A	
<b>Läkemedelsrester (*antibiotika)</b>		Nonylfenol	Oktylfenol
Atenolol	Metotrexat	<b>PFAS11</b>	
Karbamazepin	Metoprolol	PFBA	PFDA
Ciprofloxacin*	Naproxen	PFPeA	PFBS
Citalopram	Oxazepam	PFHxA	PFHxS
Clarithromycin*	Paracetamol	PFHpA	PFOS
Diklofenak	Propranolol	PFOA	6:2 FTS
Erythromycin*	Sertraline	PFNA	∑PFAS11
Fluconazole	Sulfamethoxazole*	<b>Tillägg avlopps- och EQS-direktivet*</b>	
Furosemide	Tramadol	Azitromycin	
Ibuprofen	Trimethoprim*	Amisulprid	Irbesartan
Ketoconazole	Venlafaxine	Benzotriazol	Kandesartan
Losartan	Zolpidem	Hydrochlorothiazide	4&6Methylbenzotriazole

\* Läkemedel som tas upp i förslag för ändring av avlopps- och EQS-direktiv och som inte analyserats tidigare (EU Commission 2022a, b).

Läkemedel- och antibiotikarester i avloppsvatten analyserades med LC-MS/MS enligt en metod beskriven av Gros et al. (2006) med vissa avvikelser. Den första avvikelsen är tillsats av 200 mg etylendiamintetraättiksyra (EDTA) till vattenprovet för att bryta eventuella interaktioner mellan analyterna och metalljoner förekommande i provet. Den andra metodavvikelsen innebär att elueringen av substanserna från extraktionskolonnerna har utförts med metanol och aceton. Separationskolonnen som används är en Kinetix™ bifenyl core-shell kolonn med dimensionerna 100 mm × 3 mm med 2,6 µm partikelstorlek (Phenomenex) och elueringsbuffertarna som används vid jonisering i positiv ESI är 0,1 % myrsyra i vatten och 0,1 % myrsyra i metanol. Vattenprov har extraherats med hjälp av fastfaskolonner (SPE cartridges, Oasis HLB, Waters).

För bestämning av halter av östron (E1), östradiol (E2) samt etinylöstradiol (EE2) har vattenprover extraherats med hjälp av fastfaskolonner (ENV+ samt PSA, Biotage). Analys har skett med HPLC-HRMS (Orbitrap). <sup>13</sup>C<sub>2</sub>-E2 och <sup>13</sup>C<sub>2</sub>-EE2 har använts som internstandarder för kvantifiering.

Test av östrogena effekter (YES = yeast estrogen screen) utfördes med en modifierad jästcellstam, som innehåller en human östrogenreceptor kopplad till en reporter gen. Om östrogen-liknande substanser binder till östrogenreceptorn, produceras ett enzym som omvandlar en tillsatt

färgindikator i testet. Effekttesterna utförs på extrakt från de aktuella proverna. En volym av 500 ml av varje prov upprenas på fastfaskolonner (SPE). Därefter delades extraktet, indunstades till nära torrhet och förvarades i frys fram till teststarten. På varje 96-håls mikrotiterplatta appliceras blankprov med tillväxtmedium, en positiv kontrollserie av 17 $\beta$ -östradiol, en negativ kontrollserie av ultrarent avjonat vatten (Milli-Q, Millipore), samt spädningsserier av provextrakten. I varje serie testades 12 olika koncentrationer och varje upplägg på platta utfördes i tripliket. Efter tre dagar avlästes färgomslagen vid 540 nm (Multiskan FC, Thermo Scientific). EC<sub>50</sub> (effektkoncentration vid 50 % av den maximala effekten) beräknades både för den positiva kontrollen och vattenprover. Genom omräkning och relatering till den positiva kontrollen kan slutlig effekt av varje prov presenteras som östradiol-ekvivalenter (dvs. ng 17 $\beta$ -östradiol per l prov). Ett högre värde innebär starkare östrogena effekter. För detaljer hänvisas till Svenson et al. (2000), Svenson och Allard (2002) samt Svenson et al. (2009) för beräkningsdetaljer.

Bestämning av fenoler gjordes genom extrahering av proverna med vätske-vätske-extraktion (LLE). Analys har skett med HPLC-HRMS (Orbitrap). <sup>13</sup>C<sub>6</sub>-tertiär-oktylfenol, och d<sub>16</sub>-bisfenol A har använts som internstandarder för kvantifiering.

För analys av PFAS extraherades vattenproverna med fastfaskolonner (SPE cartridges, Oasis WAX, Waters) och analys har skett med HPLC-MS/MS. <sup>18</sup>O<sub>2</sub>-PFHxS, <sup>13</sup>C<sub>4</sub>-PFOS, <sup>13</sup>C<sub>4</sub>-PFBA, <sup>13</sup>C<sub>2</sub>-PFHxA, <sup>13</sup>C<sub>4</sub>-PFOA, <sup>13</sup>C<sub>5</sub>-PFNA, <sup>13</sup>C<sub>2</sub>-PFDA, <sup>13</sup>C<sub>2</sub>-PFUnDA, <sup>13</sup>C<sub>2</sub>-PFDoDA har använts som internstandarder för kvantifiering. Mängden PFOS anges som summan av linjär och förgrenad PFOS. C<sub>6</sub>O<sub>4</sub> som ingår i PFAS24 kunde inte analyseras då den nödvändiga standarden inte är tillgängligt på marknaden i dagsläget.

Analyserna av läkemedel, hormoner, PFAS11, PFAS24, fenoler och YES utfördes på IVL:s laboratorium i Stockholm.

### *2.2.2 Kompletterande indikatorsubstanser*

Förslaget till nya avloppsdirektiv som publicerades under hösten 2022 innebär att Margretelund ARV inte behöver bygga ut med en avancerad rening för borttagning av mikroföroreningar eftersom kravet gäller avloppsreningsverk som är större än 100 000 pe. Däremot kan det fortfarande föreligga en negativ påverkan på recipienten som är ett kriterium som innebär att även avloppsreningsverk <100 000 pe ska behöva bygga ut för en avancerad rening.

Av de 12 indikatorsubstanser som ligger i direktivförslaget ingår sex substanser redan i nuvarande analyspaket (karbamazepin, citalopram, klaritromycin, diklofenak, metoprolol och venlafaxine; se Tabell 2). Resterande sex substanser består av  $\Sigma$ 6&4-metylbenzotriazol, amisulprid, benzotriazol, kandensartan, hydrochlorthiazide och irbersartan. Amisulprid är inte registrerat som läkemedel i Sverige, men kan användas efter tillstånd (licens) från Läkemedelsverket och därmed ändå förekomma i avloppsvatten.

Vid tredje och fjärde provtagningsomgångarna har dessa sex läkemedlen inkluderats i analyspaketet för inkommande och utgående prover vid Margretelunds ARV efter att analysmetoden anpassats av IVL:s laboratorium för att även kunna kvantifiera dessa substanser. Analysmetoden är således likartad för dessa substanser som för övriga läkemedel enligt ovan. Dock bör det påpekas att analysen för dessa substanser endast nyligen är implementerad och ännu inte förbättrad som för andra substanser där analysmetoderna har funnits i flera år.

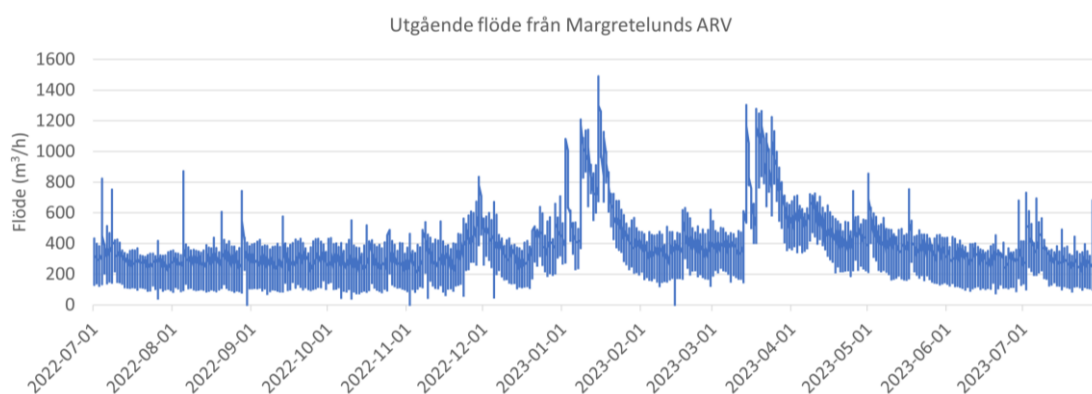
### 2.2.3 Kompletterande PFAS24 analyser

Vid tredje provtagningen utökades PFAS11 till PFAS24 för att täcka in eventuella nya framtida krav som inkluderar PFAS24 i förslaget till EQS (MKN) direktivet (EU Commission 2022b).  $C_6O_4$  som ingår i PFAS24 kunde dock inte analyseras då den nödvändiga standarden inte är tillgängligt på marknaden för tillfället.

## 2.3 Hydrodynamisk spridningsmodell

Spridningen av utsläppet från Margretelund ARV i recipienten varierar med rådande vind- och strömförhållanden, skiktningen i vattnet samt det utgående flödet. För att beskriva den påverkan som Margretelunds ARV har på recipienten har en tredimensionell hydrodynamisk spridningsmodell tagits fram för året då provtagningarna gjordes i recipienten. Syftet med modelleringen var framför allt att beskriva hur stor del av den uppmätta halten som skulle kunna ha sitt ursprung i reningsverket under det modellerade året. Modellen sattes ursprungligen upp inom en tidigare recipientutredning som DHI gjort för Roslagsvatten (DHI, 2021), men har i nuvarande projekt körts för det aktuella provtagningsåret samt utökats med en mer detaljerad beskrivning av hur plymen lagrar in vertikalt i vattenmassan. Hydrodynamiken i modellen drivs på samma sätt som tidigare med oceanografiska data hämtade från den regionala Östersjömodellen i CMEMS ([Home | CMEMS \(copernicus.eu\)](#)), tidsserier med vind och lufttemperatur från SMHI:s mätstation vid Skarpö, samt tillrinning av färskvatten hämtade från SMHI:s S-HYPE. Ytterligare teknisk beskrivning av modellen finns i Bilaga 6.1.

Spridningsmodellen beskriver endast påverkan från Margretelund ARV:s utsläpp. Det finns inga bakgrundshalter i modellen och utsläppet simuleras som ett fiktivt spårämne som passivt sprids och späds i recipienten beroende på det utgående flödet. Den modellerade spridningen av Margretelund ARV:s utsläpp skiftar i recipienten beroende på rådande strömförhållanden, vattenföring från land och skiktning. Det utgående flödet från Margretelund ARV, som använts i modellen, visas i Figur 3.



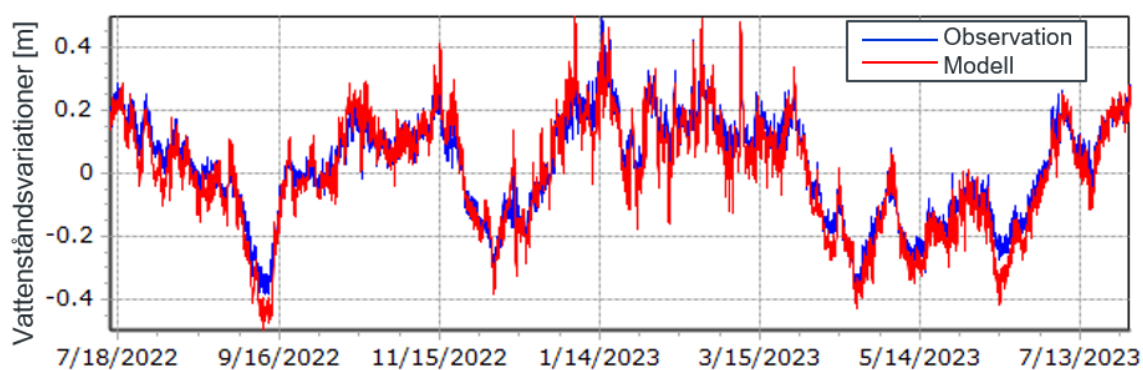
Figur 3. Timvärden på utgående flöde från Margretelund, under året då provtagningar gjorts.

Margretelund ARV:s recipient Trälhavet ligger inomskärs, omgiven av de många öar med trånga farleder och sund som karakteriserar Stockholms skärgård. Här möts och blandas färskvatten från landavrinning med det mer salta vattnet som tränger in från Östersjön. Detta ger en estuarin cirkulation vid utsläppspunkten, det vill säga en sötare ytström riktad ut från land och en djupare, motriktad, saltare ström. Djupförhållandena begränsar dock flödet av saltare vatten in mot kusten. Detta skapar en horisontell salthaltsgradient, med

lägre salthalt inomskärs och högre salthalt österut. Genom skärgården in mot Stockholm finns även djupare rännor, där farlederna går. Här passerar ett större volymflöde av saltare havsvatten in, samtidigt som de agerar huvudtransportled för utflödet av färskvatten från Mälaren i ytlagret. I Trälhavet innebär det att vattnet främst transporteras genom den sydöstra och östra delen av vattenförekomsten. Från den djupare delen vid farleden sträcker sig också en 20 m djupkontur som en kil nära Resarö och runt Trälhavsgundet. I nordvästra delen av vattenförekomsten tillförs färskvatten främst från Åkers kanal.

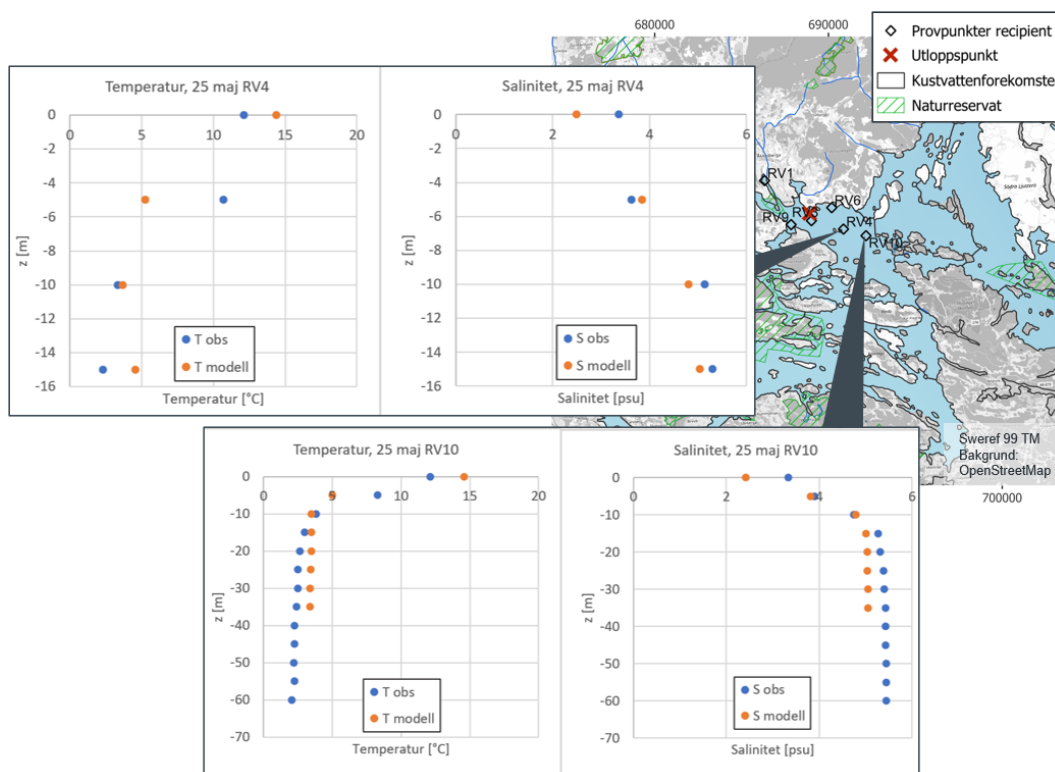
Vattenföringen från land, vind, ström och hur starkt språngskiktet är, påverkar hur plymen från Margretelund ARV:s utsläpp späds ut och sprider sig i recipienten.

De hydrodynamiska förhållandena under provtagningsåret har modellerats i recipientmodellen. Vattenståndsvariationerna under det modellerade året har validerats mot observerade vattenstånd vid SMHI:s station Stockholm (se Figur 4).



Figur 4. Vattenståndsvariationer observerade av SMHI station Stockholm (blå) och modellerade i närområdet (röd).

Profiler över temperatur och salinitet mättes vid alla recipientprovtagningar och som exempel visar Figur 5 observerade och modellerade profiler för sista provtagningen den 25 maj 2023 i provtagningspunkter RV4 och RV10. Som figuren indikerar så beskriver modellen skiktningen väl för intresseområdet under provtagningstillfället.



Figur 5. Observerade (blå) och modellerade (orange) profiler över temperatur och salinitet vid två punkter 25 maj 2023.

## 2.4 Avancerade reningstekniker för Roslagsvatten ARV

I projektet har det ingått att översiktligt titta på tekniskt möjliga och relevanta reningstekniker för rening av mikroföroreningar vid Margretelund ARV ifall behovet skulle uppstå. Valet av den mest lämpliga tekniken för avancerad rening av mikroföroreningar vid Margretelund ARV är beroende av olika faktorer som reningsverkets processlösning för rening av avloppsvatten, slamhantering och slamanvändning, samt recipientens behov och reningsmål. För närvarande är ozonering och adsorption med aktivt kol de vanligast förekommande teknikerna för rening av läkemedelsrester i Sverige.

För Margretelund ARV valdes att fokusera på avancerade reningstekniker som ger positiva synergier med MBR-tekniken som blir anläggningens reningsprocess i det avloppsreningsverk som är under byggnation. Med tanke på recipientens statusklassning där även PFOS omnämns som en utmaning har reningstekniker som även har en reningseffekt på PFOS beaktats. Detta även om avloppsreningsverkets bidrag är osäkert. Om endast en rening av olika mikroföroreningar förutom PFAS behöver åstadkommas, kan även en ozonoxidation övervägas då tekniken generellt är billigare än motsvarande tekniker med adsorbenter. Utmaningar med ozonoxidationen vid en implementering på ett framtida Margretelund ARV, samt eventuellt andra potentiella tekniker, diskuteras kort i detta avsnitt.

Investeringskostnaden för de avancerade reningsteknikerna har beräknats genom att använda kostnadsuppskattningar från andra projekt samt i dialog med teknikleverantörer och konsulter från byggbranschen. Detta tillvägagångssätt möjliggör en grov jämförelse av investerings- och driftkostnader mellan olika alternativ för att ge en uppskattning av kostnadsnivån och visa skillnaderna i kostnader mellan olika tekniker.



## 3 Resultat och diskussion

### 3.1 Kartering av mikroförureningar

#### 3.1.1 Margretelund ARV

Tabell 3 visar analysresultaten för analyserade hormoner, läkemedelsrester och antibiotika i inkommande och utgående avloppsvatten (inkl. medelvärden för alla genomförda provtagningar) och den genomsnittliga reduktionsgraden. Halter under detektionsgränsen anges i rött med den faktiska detektionsgränsen (LOD), medan resultat under kvantifieringsgränsen anges som halva kvantifieringsgränsen (LOQ/2). Faktiska halter kan således vara lägre och reduktionsgraden högre än redovisat i tabellen. I medelvärdesberäkningar ingår även LOD respektive LOQ/2 för halter som rapporterats som LOD eller LOQ i de enskilda analysomgångarna. Ifall ett medelvärde endast består av enstaka halter under detektionsgränsen indikeras dessa i rött.

En väldigt hög reningseffektivitet i dagens Margretelund ARV kan ses för de kvantifierbara hormonerna östron (E1) och östradiol (E2). Dock ligger östronhalten i utgående vatten i alla provtagningar över detektionsgränsen.

Data för analyserade läkemedel visar att den genomsnittliga reningseffektiviteten varierar kraftigt. Endast för ciprofloxacin, ibuprofen, ketoconazole, metotrexat, naproxen och paracetamol uppnås en medelreduktion över 80 % i nuvarande reningsprocess. Detta stämmer bra överens med förväntningar och erfarenheter från andra svenska ARV. För många substanser ligger reningseffektiviteten under 40 % och för flera substanser kan en kraftig negativ reduktion konstateras (t.ex. erythromycin och tramadol).

De vanligaste förklaringarna till en negativ reduktion, alltså att lägre koncentrationer uppmäts i inkommande avloppsvatten än i utgående avloppsvatten, är att substanserna utsöndras som konjugat (t.ex. glukuronidkonjugat) från kroppen till avloppet som i reningsprocessen dekonjugeras igen, eller att den väldigt komplexa kemiska miljön i inkommande avloppsvatten gör att signalerna undertrycks vid analysen. Båda dessa mekanismer resulterar i att ett lägre värde än det verkliga erhålls i analysen. Detta har undersökts bl.a. av IVL inom SystemLäk-projektet (Magnér et al., 2017). Resultatet visade att undertryckning av signalen i masspektrometern, som är ett av problemen i analys av mikroförureningar, hade den största påverkan. För låga signalnivåer kan detta se anmärkningsvärt ut när ett procentuellt värde av förändringen över reningsprocessen presenteras.

Tabell 3. Halter av hormoner, läkemedelsrester och antibiotika i avloppsvatten vid Margretelunds ARV vid de olika provtillfällena, samt genomsnittlig reduktionsgrad (Medel Red).

Substans (ng/l)	18/08/2022		17/11/2022		13/04/2023		25/05/2023		Medel 1 - 4		Medel Red.
	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	
<b>Hormoner</b>											
Östron (E1)	110	2	83	6,4	73,8	10,2	170,3	14,2	109,3	8,2	92 %
Östradiol (E2)	14	2	15	0,4	4,2	0,5	9	0,7	10,6	0,9	91 %
Etinylöstradiol (EE2)	2	1	0,8	0,4	1	0,5	1	0,7	1,2	0,7	-
<b>Läkemedelsrester (*antibiotika)</b>											
Atenolol	420	170	340	190	290	180	320	87	342,5	156,8	54 %
Azitromycin	10	10	i.a.	i.a.	510	330	88	280	202,7	206,7	-2 %
Karbamazepin	240	310	180	210	250	170	250	280	230	242,5	-5 %
Ciprofloxacin*	560	21,5	93	15,0	900	230	290	15,5	460,8	70,5	85 %
Citalopram	410	130	160	140	310	320	240	180	280	192,5	31 %
Clarithromycin*	39	16	11	40	54	71	19	22	30,8	37,3	-21 %
Diklofenak	1300	790	800	660	760	550	1200	700	1015	675	33 %
Erythromycin*	5	3	12	16	7	32	3	5,5	6,7	14,1	-110 %
Fluconazole	170	30	240	220	83	90	210	170	175,8	127,5	27 %
Furosemide	2000	990	2400	2200	1700	1100	160	130	1565	1105	29 %
Ibuprofen	3100	22,5	7100^	180,0	5600^	360	7000^	78	5700	160,1	97 %
Ketoconazole	310	5	490	7,5	---	---	---	---	400	6,3	98 %
Losartan	2000	450	2200	1500	2300	1100	5000	700	2875	937,5	67 %
Metotrexat	25	5	22	1	3	3	140	8	47,5	4,3	91 %
Metoprolol	2200^	2400^	2200	2400^	990	1100	1800	1700	1797,5	1900	-6 %
Naproxen	5100^	310	5700^	710	3800^	570	33 000^	960	11 900	637,5	95 %
Oxazepam	750	570	660	240	120	100	180	150	427,5	265	38 %
Paracetamol	39 000^	5	21 000^	4	28 000^	45	97 000^	53	46 250	26,8	100 %
Propranolol	140	110	87	92	44	46	54	72	81,3	80	2 %
Sertraline	140	49	69	66	250	210	170	55	157,3	95	40 %
Sulfamethoxazole*	870	180	810	450	320	190	530	43	632,5	215,8	66 %
Tramadol	190	320	180	440	---	---	360	610	243,3	456,7	-88 %
Trimethoprim*	150	82	210	160	170	140	180	98	177,5	120	32 %
Venlafaxine	350	630	790	740	640	820	460	580	560	692,5	-24 %
Zolpidem	10	1,5	3	4,2	2,5	2	6,5	4,8	5,55	3,1	44 %
										Reningsgrad	≥80 %
											40-80%
											≤40 %

i.a. - inte analyserat

XX - < LOD (Level of Detection)

XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)

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

--- Ämnet kan inte utvärderas pga. störning i analysen, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst.

Tabell 4 visar analysresultat för fenoler, PFAS11 och östrogen effekt (YES) i inkommande och utgående avloppsvatten för de fyra provtagningarna samt medelvärden. Bisfenol A renas bort effektivt men vid första och tredje provtagningen finns en kvantifierbar halt ändå kvar i utgående avloppsvatten. Även nonylfenol som kunde detekteras i inkommande avloppsvatten vid andra och fjärde provtagningen renas bort effektivt. Oktylfenol renas i medel bort med endast 28 % och ligger under kvantifieringsgränsen i utgående avloppsvatten förutom vid fjärde provtagning där höga halter in till anläggningen och en väldigt liten reduktion kunde observeras.

De flesta ämnen inom PFAS11-gruppen samt summan av PFAS11 uppvisar en svag eller negativ reduktion över nuvarande reningsprocess. Att olika PFAS bildas från prekursorer i avloppsreningsverk är ett känt fenomen. Endast PFOS uppvisar med 89 % en mycket bra medelreduktion över reningsprocessen, som är ovanligt för avloppsreningsverk.

Östrogena effekter reduceras väldigt effektivt. Den höga effekten i inkommande avloppsvatten kopplas med stor sannolikhet till halter av både hormonerna östron (E1) och östradiol (E2), samt bisfenol A som också ger utslag i YES-analysen. Halten för östrogen effekt i utgående renat avloppsvatten är med en medelhalt på 2,8 EEQ ng/l fortfarande hög, även jämfört med andra avloppsreningsverk där YES-halten i utgående vatten vanligtvis ligger under LOD på 0,1 EEQ ng/l.

Tabell 4. Halter av fenoler, PFAS och östrogen effekt i inkommande och utgående avloppsvatten vid Margretelunds ARV, samt genomsnittlig reduktionsgrad (Medel Red).

Substans (ng/l)	18/08/2022		17/11/2022		13/04/2023		25/05/2023		Medel 1-4		Medel Red.	
	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT		
<b>Fenoler</b>												
Bisfenol A	300	25	270	2	200	20	190	1	240	12	95%	
Nonylfenol	2	2	18	4	3	3	130	5	38,3	3,5	91%	
Oktylfenol	6,1	2,5	5	3	2	3	28	21	10,3	7,4	28%	
<b>PFAS11</b>												
PFBA*	20,53	39,41	38,86	4,05	1,86	2,48	4,61	0,43	16,46	11,59	30%	
PFPeA*	2,70	13,22	0,07	5,67	2,42	2,64	15,30	3,77	5,12	6,33	-23%	
PFHxA	5,49	8,76	4,8	6,73	3,10	3,59	3,86	3,74	4,31	5,71	-32%	
PFHpA	1,57	2,56	0,95	1,72	2,16	2,05	3,11	2,45	1,95	2,20	-13%	
PFOA	3,90	3,84	2,94	2,76	3,43	2,88	3,30	2,27	3,39	2,94	13%	
PFNA	1,06	0,66	0,73	0,24	0,79	0,18	0,62	0,11	0,80	0,30	63%	
PFDA	0,95	0,41	0,03	0,03	0,25	0,03	0,03	0,03	0,31	0,13	60%	
PFBS	0,49	1,28	1,24	1,32	1,24	1,04	0,69	1,44	0,92	1,27	-39%	
PFHxS	1,53	1,11	1,8	1,14	1,44	1,58	2,08	1,50	1,71	1,33	22%	
PFOS	2,82	0,39	5,71	0,65	20,38	1,81	9,87	1,43	9,70	1,07	89%	
6:2 FTS	2,59	1,16	1,07	1,27	0,39	0,64	0,33	0,65	1,09	0,93	15%	
<b>ΣPFAS11</b>	<b>43,64</b>	<b>72,82</b>	<b>58,2</b>	<b>25,58</b>	<b>37,46</b>	<b>18,92</b>	<b>43,80</b>	<b>17,82</b>	<b>45,78</b>	<b>33,79</b>	<b>26%</b>	
<b>Östrogena effekter (ng/l EEQ)</b>												
YES	170	5,1	72	2,1	13	3	24	1,1	69,75	2,83	96	
										Reningseffektivitet		≥80 %
												40-80 %
												≤40 %

XX - < LOD (Level of Detection)

XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)

\*Analyter som detekterats med enbart en produktion i MS/MS.

### 3.1.2 Blynäs ARV

Tabell 5 visar analysresultaten för analyserade hormoner, läkemedelsrester, antibiotika, samt PFAS, YES och fenoler i inkommande (inkl. medelvärden för provtagning 1 - 4) för Blynäs ARV. Halter som rapporterats ligger i samma storleksordning som för inkommande halter vid Margretelund ARV vilket tyder på en liknande sammansättning av inkommande avloppsvatten till de två avloppsreningsverken. Även mängden tillskottsvatten ligger enligt uppgifter från Roslagsvatten på samma nivå för båda avloppsreningsverken. För Bisfenol A ligger halten vid Blynäs ARV dock på en högre nivå än vid Margretelund ARV.

Tabell 5. Halter av hormoner, läkemedelsrester, antibiotika, samt PFAS, YES och fenoler i inkommande (inkl. medelvärden för provtagning 1 - 4) för Blynäs avloppsreningsverk vid de olika provtillfällena.

Substans (ng/l)	18/08/2022	17/11/2022	13/04/2023	25/05/2023	Medel 1-4
<b>Hormoner</b>					
Östron (E1)	140	67	58,3	143,7	102,3
Östradiol (E2)	9	13	5,8	36,3	16
Etinylöstradiol (EE2)	2,4	0,8	1,0	1,0	1,3
<b>Läkemedelsrester (*antibiotika)</b>					
Atenolol	130	110	30	74	86
Azitromycin	10	<i>i.a.</i>	150	<i>i.a.</i>	80
Karbamazepin	370	160	160	220	227,5
Ciprofloxacin*	390	32	400	~	274
Citalopram	500	180	290	280	312,5
Clarithromycin*	2,9	3,5	2,5	140	37,2
Diklofenak	1600	680	580	990	962,5
Erythromycin*	5	1,5	2,5	3	3
Fluconazole	190	130	25	120	116,3
Furosemide	4300	3100	2300	240	2485
Ibuprofen	4700	7700^	5000^	10 000^	6850
Ketoconazole	190	270	~	~	230
Losartan	1100	1100	1300	3000	1625
Metotrexat	38	27	3	330	99,5
Metoprolol	3400^	3000	1500	2600	2625
Naproxen	6100^	4000^	2200^	59 000^	17 825
Oxazepam	1300	1000	71	170	635,3
Paracetamol	50 000^	20 000^	29 000^	140 000^	59 750
Propranolol	150	140	25	150	116,3
Sertraline	86	47	72	~	68,3
Sulfamethoxazole*	2100	750	420	1000	1067,5
Tramadol	320	190		630	380
Trimethoprim*	250	230	170	210	215
Venlafaxine	450	750	820	470	622,5
Zolpidem	15	1,5	30	8,7	6,8
<b>Fenoler</b>					
Bisfenol A	600	260	250	300	352,5
Nonylfenol	2	14	49	100	41,3
Oktylfenol	5,1	12	3	17	9,275
<b>PFAS11</b>					
PFBA*	4,34	34,91	0,26	4,34	10,96
PFPeA*	1,14	0,07	1,54	14,88	4,41
PFHxA	4,02	3,19	2,38	0,03	2,41
PFHpA	1,23	1,05	1,93	2,06	1,57
PFOA	3,60	2,68	3,22	2,82	3,08
PFNA	1,04	0,97	0,66	0,80	0,87
PFDA	0,06	0,03	0,08	0,03	0,05
PFBS	0,55	1,3	1,47	0,39	0,93
PFHxS	1,24	1,52	2,49	1,13	1,59
PFOS	2,83	4,77	17,54	6,91	8,01
6:2 FTS	0,56	0,48	0,16	0,135	0,33
ΣPFAS11	20,61	50,97	31,73	33,52	34,21
<b>Östrogena effekter (ng/l EEQ)</b>					
YES	130	58	11	13	53

*i.a.* - inte analyserat

XX - < LOD (Level of Detection); XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)

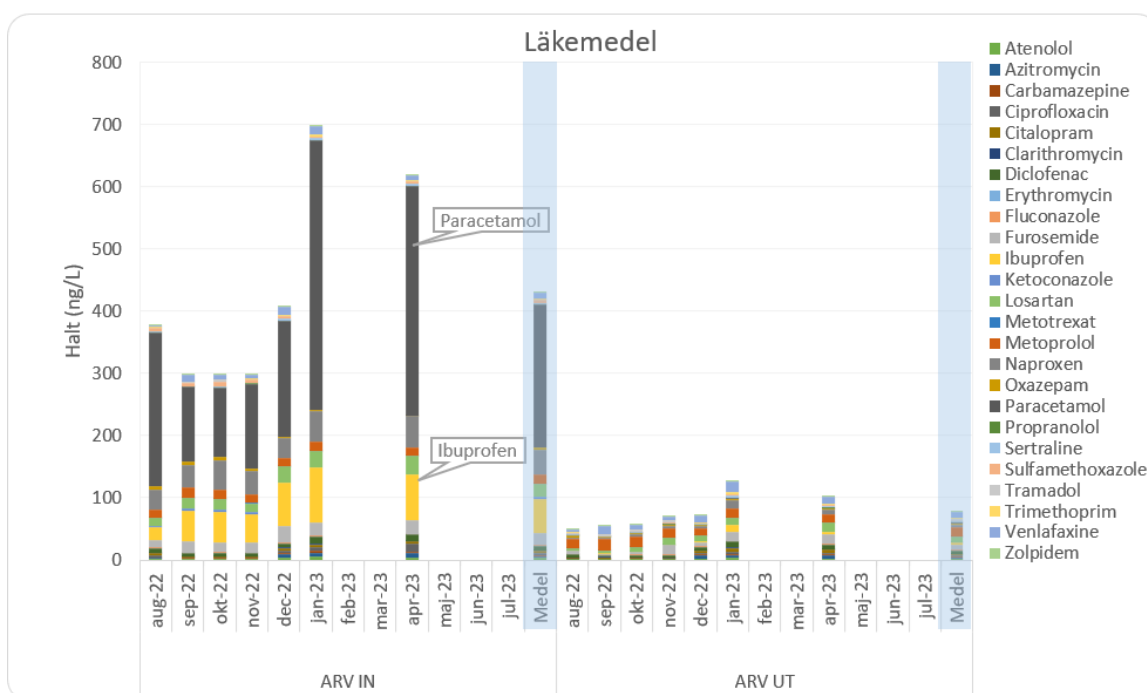
^ Risk för ökad osäkerhet vid kvantifiering då halten vid analysen överstiger kalibreringskurvans högsta punkt.

~ Ämnet kan inte utvärderas pga. störning i analysen, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst av denna analyt.

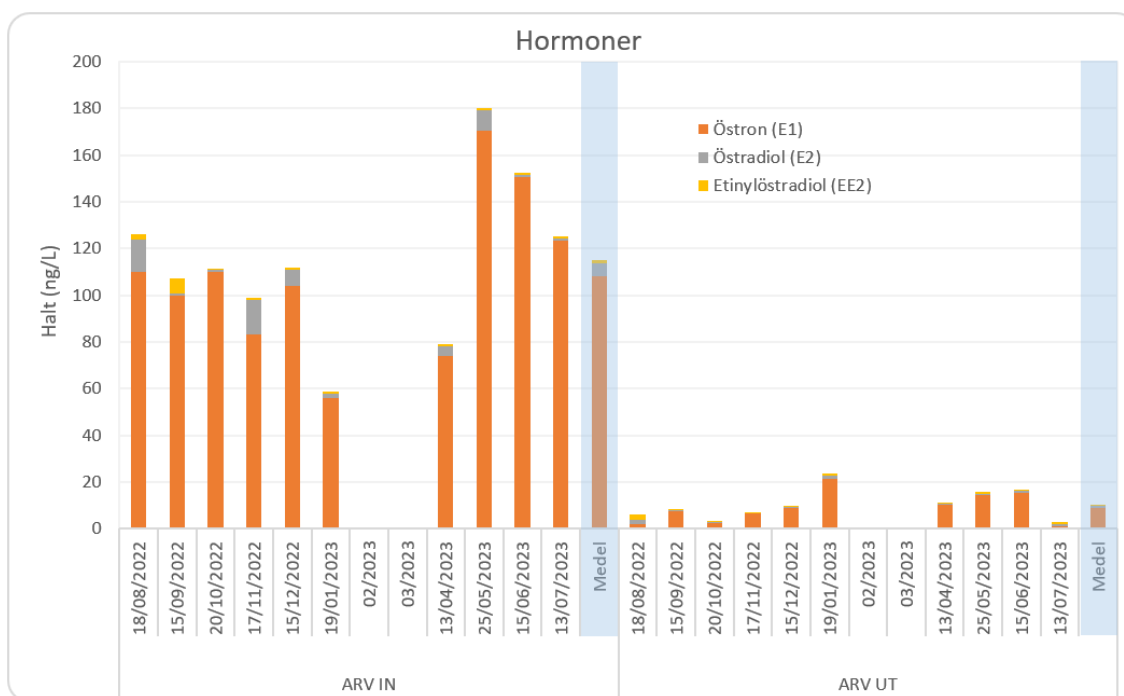
### 3.1.3 Extra kartering Margretelund ARV

Varje månad under ett år mättes inkommande och utgående halter till och från Margretelund ARV med hjälp av dygnsprover för att få kunskap om variationer över året som är viktiga för att fånga in eventuella årsvariationer av både belastningen till reningsverket och utsläpp till mottagande recipient. Resultaten inklusive medelvärden visas i Figur 6 - Figur 10 (samt i Tabell B-1 till Tabell B-4 i bilagan). Under februari och mars 2023 togs inga prover då provtagningen i recipienten flera gånger fick skjutas upp p.g.a. väderläget och prover vid reningsverket skulle synkas. Detta medförde att det till slut dessvärre inte blev några prover alls.

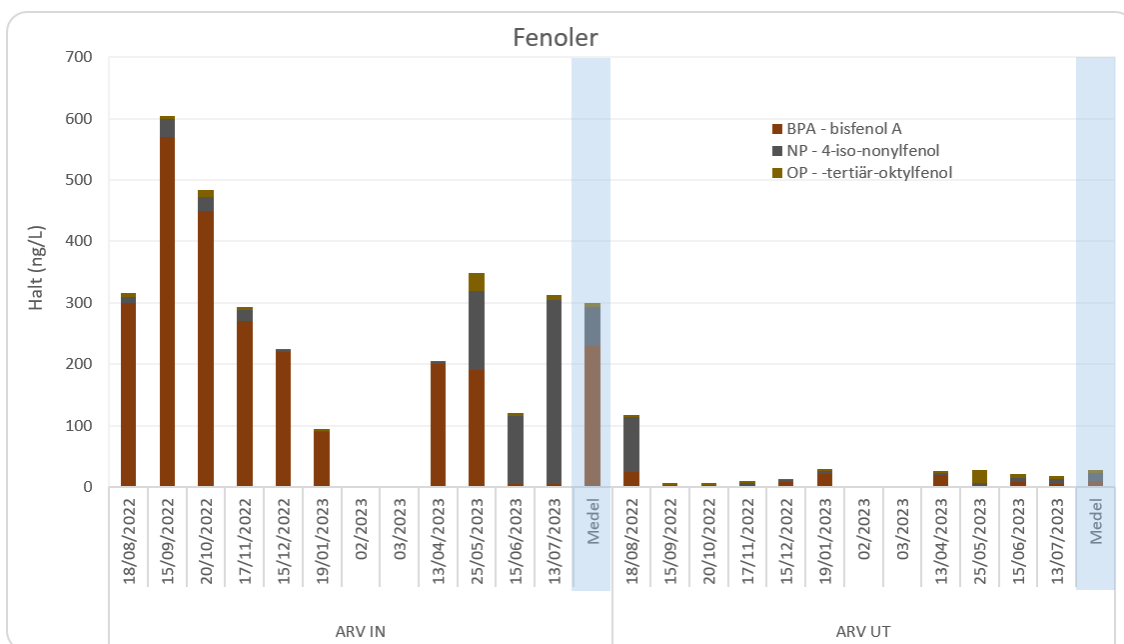
Generellt kan det ses att lägst föroreningshalter kunde observeras den 19/01/2023 för samtliga undersökta mikroföroreningar vilket förklaras med det avsevärt högre flödet som ger en ökad utspädning av föroreningar i avloppsvatten. Detta kan även ses vid provtagningen i april där också ett högre vattenflöde än medelflöde konstaterades. De lägre halter som kunde observeras för flera föroreningar vid provtagningen i juni och juli sammanfaller med låga flöden. Detta har dock observerats även vid andra avloppsreningsverk och en trolig förklaring är att användning av läkemedlen generellt sett är lägre under dessa två "sommarmånader". Provtagningen den 25/05/2023 uppvisade de högst halterna av t.ex. paracetamol och naproxen, men även östron. Det bör dock noteras att dessa resultat endast är baserade på dygnsprover och såldes inte är representativa för respektive månad.



Figur 6. Inkommande och utgående halter av analyserade läkemedel på Margretelund ARV samt medelhalter.

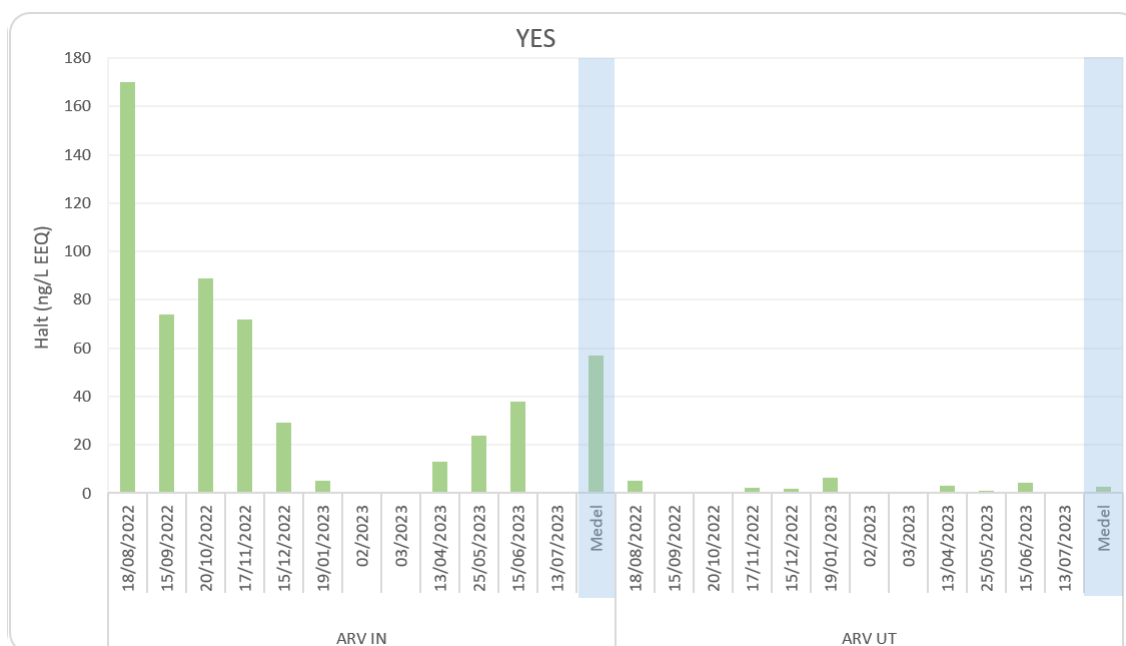


Figur 7. Inkommande och utgående halter av analyserade hormoner på Margretelund ARV samt medelhalter.

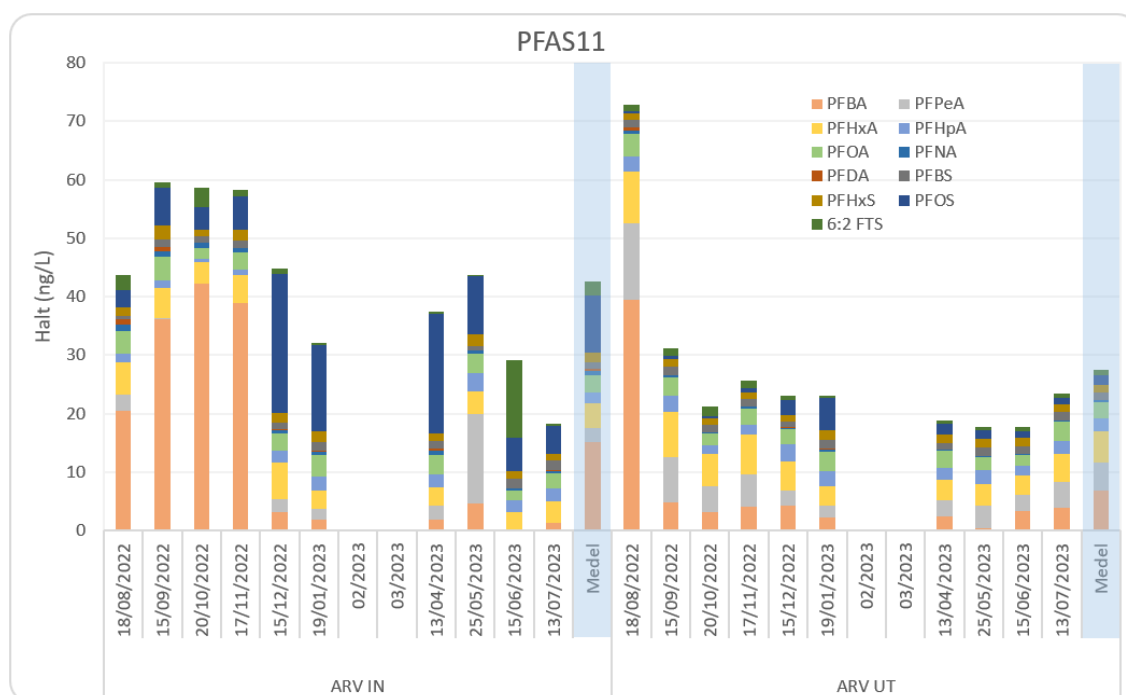


Figur 8. Inkommande och utgående halter av analyserade fenoler på Margretelund ARV samt medelhalter.



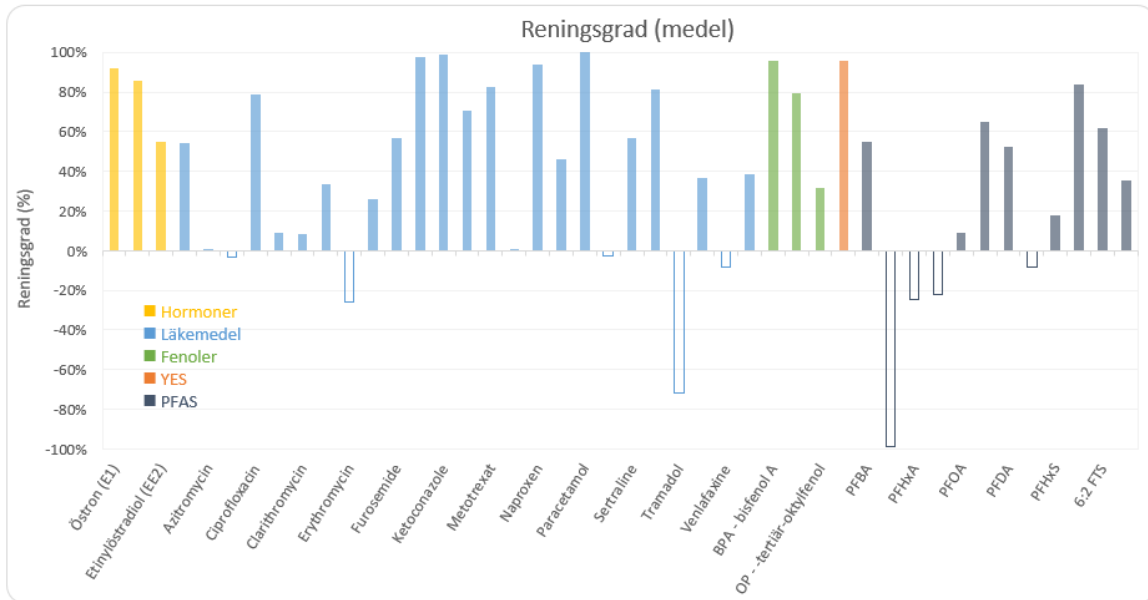


Figur 9. Inkommande och utgående halter av analyserade hormonstörande effekter på Margretelund ARV samt medelhalter.



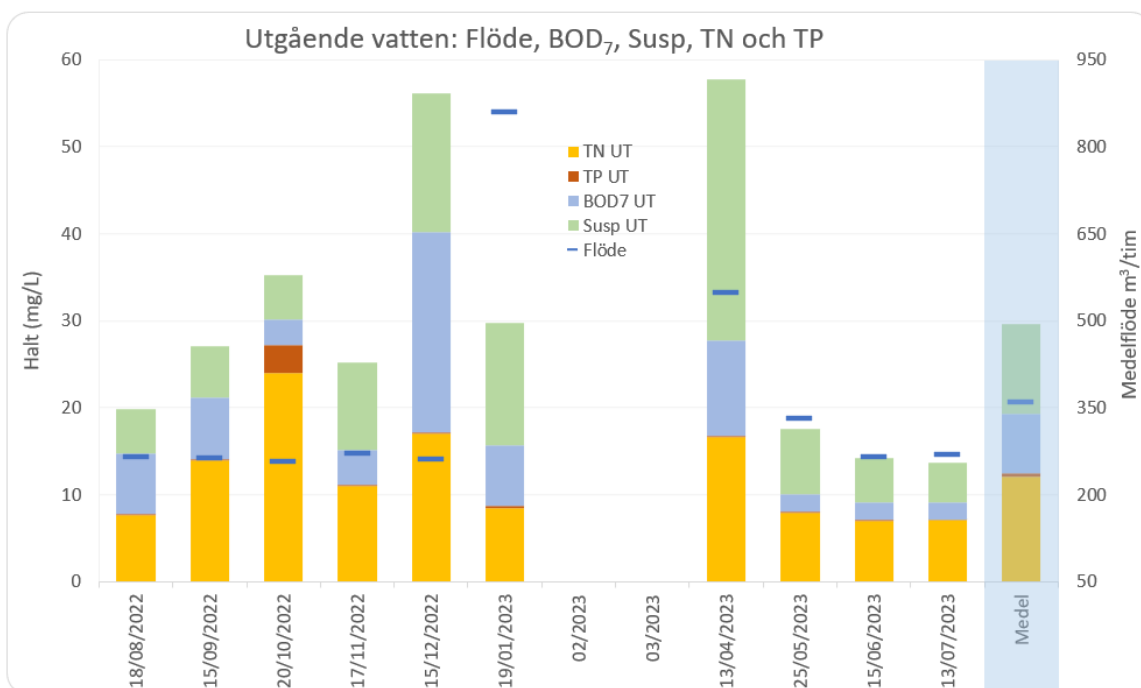
Figur 10. Inkommande och utgående halter av PFAS11 på Margretelund ARV samt medelhalter.

Figur 11 visar medelreduktionen över Margretelund ARV för de olika mikroföroreningar som undersökta i förstudien (för data se även bilagan).



Figur 11. Medelreningsrad för de olika föroreningar från Figur 10 (negativa reduktioner kan vara  $\geq 100\%$ ).

Figur 12 visar medelvattenflöde och utgående halter av totalkväve (TN) och totalfosfor (TP), suspenderat material (Susp) och BOD<sub>7</sub> från Margretelund ARV vid de olika provtagningstillfällena. För provtagningen i oktober kan avsevärt högre halter för TN och TP mot medel noteras samtidigt som lägre halter för BOD<sub>7</sub> och Susp registrerades. Detta medan medelflödet endast var något lägre. Sammanfallande trender kan dock inte observeras för mikroföroreningar i Figur 10. I december noterades den högsta halten BOD<sub>7</sub>. Januari 2023 hade högst vattenflöde följt av april 2023, vilket också återspeglas i de generella föroreningstrenderna.



Figur 12. Vattenflöde och utgående halter för totalkväve och totalfosfor från Margretelund ARV vid de olika provtagningstillfällena.

### 3.1.4 Totalemissioner av mikroföroreningar

Baserat på årsmedel för föroreningshalter (Tabell B-3 och Tabell B-4) och årsmedelflödet för Margretelunds ARV kan anläggningens totala bidrag av olika föroreningar på årsbasis skattas som totalmängden läkemedelsubstanser som tillförs recipienten, baserat på samtliga analyserade läkemedel och hormoner. Anläggningens totala bidrag av mikroföroreningar beräknas då till ca 39 kg/år (ca 1,1 g/pe, år). Av dessa utgör t.ex. diklofenak <1,9 kg/år (motsvarande 19 000 DDD - Definierad Daglig Dygnsdos, alltså den genomsnittliga dygnsdosen då läkemedlet används av en vuxen) och oxazepam <0,73 kg/år (motsvarande 15 000 DDD - Definierad Daglig Dygnsdos). De störst mängderna utgörs av metoprolol (ca 6 kg/år), losartan (ca 2,8 kg/år) och venlafaxine (ca 3 kg/år), samt av de nya substanser som föreslås i avloppsdirektivet kandersartan (ca 4,6 kg/år) och hydrochlorthiazide (ca 6,6 kg/år).

För fenoler blir motsvarande totalemissioner 86 g/år (ca 2,4 mg/pe, år) och för PFAS11 också ca 86 g/år (ca 2,4 mg/pe, år).

Även om utsläpp av mikroföroreningar är den viktigaste aspekten utifrån miljöbelastningen så kan det vara bra att påpeka att avloppsreningsverket redan tar bort en stor andel av de mikroföroreningar som kommer fram till anläggningen. Av de totalt 214 kg läkemedelsrester som kommer till Margretelund ARV per år renas alltså redan 175 kg/år (ca 82 %) bort från vattenfasen. Här är det framför allt de lättnedbrytbara läkemedlen som förekommer i höga halter i det inkommande flöde till Margretelund ARV som står för den höga reduktionen. Detta inkluderar ibuprofen (ca 30,4 kg/år, renas bort till 98 %), paracetamol (ca 97,4 kg/år, renas bort till 100 %), och naproxen (ca 27,4 kg/år, renas bort till 94 %).

Även fenoler och PFAS reduceras redan med ca 860 g/år (91 %) respektive 47 g/år (36 %) i dagens reningsprocess (MBBR).

Dessa borttagna mikroföroreningar släpps därmed inte ut direkt till vattenmiljön. Persistenta mikroföroreningar som PFAS, fenoler och vissa läkemedelsrester kan ända hamnar i miljön via bl.a. slamspridning.

### 3.1.5 Recipientprover

Tabell 6 visar halter av hormoner, läkemedelsrester och antibiotika i recipientens olika provtagningspunkter. Endast metoprolol kunde kvantifieras vid samtliga provpunkter vid minst en provtagning. Alla andra läkemedelsrester detekterades eller kvantifierades inte alls. Vid tredje och fjärde provtagningen analyserades dock inte hormoner för att kompensera för de extra prover och analyser som gjordes vid andra provtagningspunkter.

Tabell 6. Halter av hormoner, läkemedelsrester och antibiotika i recipientprovpunkter.

Substans (ng/l)	18/08/2022						17/11/2022					
	RV1	RV3	RV4	RV6	RV9	RV10	RV1	RV3	RV4	RV6	RV9	RV10
<b>Hormoner</b>												
Östron (E1)	2,5	1,3	1,0	1,0	1,0	1,0	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
Östradiol (E2)	1,6	1,3	1,0	1,0	1,0	1,0	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
Etinylöstradiol (EE2)	1,6	1,3	1,0	1,0	1,0	1,0	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
<b>Läkemedelsrester (*antibiotika)</b>												
Atenolol	2	2	2	2	2	2	4	1,5	1	1,5	1	1
Karbamazepin	10	10	10	10	10	10	1,5	1,5	1,5	3	1,5	1
Ciprofloxacin*	13	13	13	13	13	13	9	9	9	9	9	9
Citalopram	1	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
Clarithromycin*	2	2	2	2	2	2	2	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
Diklofenak	4	4	4	4	4	4	3	2	2	3	2	3
Erythromycin*	3	3	3	3	3	3	1	1	1	1	1	1
Fluconazole	4	4	4	4	4	4	5	5	5	5	5	5
Furosemide	6	6	6	6	6	6	5	5	5	5	5	5
Ibuprofen	14	14	14	14	14	14	17,5	12	12	12	12	12
Ketoconazole	3	3	3	3	3	3	5	5	5	5	5	5
Losartan	6	6	7	7	7	5	11	2,5	2,5	6	2,5	2,5
Metotrexat	8,5	5	5	5	8,5	8,5	3	1	1	1	1	1
Metoprolol	10	11	11	12	9	7	19	11	11	17	9,6	9,7
Naproxen	7	7	7	7	7	7	21	6	6	10,5	6	6
Oxazepam	2	2	2	2	2	2	1,5	1	1	1,5	1	1
Paracetamol	8,5	8,5	5	5	8,5	5	190	4	4	4	4	4
Propranolol	1	1	1	1	1	1	1,0	1,0	1	1	1,0	1
Sertraline	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1
Sulfamethoxazole*	5	5	7,5	7,5	5	5	5,5	5,5	5,5	5,5	3	3
Tramadol	10	10	10	10	10	10	11	7	7,7	13,0	6	7
Trimethoprim*	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1	1,5	1	1
Venlafaxine	2	2	3,6	3,6	3,6	2	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0
Zolpidem	1	1	1	1	1	1	1	1	1,0	1,0	1,0	1

Substans (ng/l)	13/04/2023						25/05/2023					
	RV1	RV3	RV4	RV6	RV9	RV10	RV1	RV3	RV4	RV6	RV9	RV10
<b>Hormoner</b>												
Östron (E1)	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>
Östradiol (E2)	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>
Etinylöstradiol (EE2)	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>	<i>i.a.</i>
<b>Läkemedelsrester (*antibiotika)</b>												
Atenolol	1	3	<i>i.a.</i>	3	3	3	1,5	1,5	<i>i.a.</i>	1,5	1,5	1,5
Karbamazepin	2	8	<i>i.a.</i>	10	3,5	10	2,2	6,3	<i>i.a.</i>	6,7	4,8	5,0
Ciprofloxacin*	7	7	<i>i.a.</i>	7	7	7	~	~	<i>i.a.</i>	~	~	~
Citalopram	3	3	<i>i.a.</i>	5	3	5	2,0	2,0	<i>i.a.</i>	2,0	2,0	2,0
Clarithromycin*	4	4	<i>i.a.</i>	4	4	4	2,0	2,0	<i>i.a.</i>	2,0	2,0	2,0
Diklofenak	4	6	<i>i.a.</i>	6	4	6	1,7	1,7	<i>i.a.</i>	1,7	1,7	1,7
Erythromycin*	2	2	<i>i.a.</i>	2	2	2	3,0	3,0	<i>i.a.</i>	3,0	3,0	3,0
Fluconazole	2	2,5	<i>i.a.</i>	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	<i>i.a.</i>	2,5	2,5	2,5
Furosemide	9	9	<i>i.a.</i>	9	9	9	6,9	3,2	<i>i.a.</i>	3,2	3,2	3,2
Ibuprofen	5	23	<i>i.a.</i>	19	7,5	35	9,8	9,8	<i>i.a.</i>	9,8	9,8	9,8
Ketoconazole	8	8	<i>i.a.</i>	8	8	8	~	~	<i>i.a.</i>	~	~	~
Losartan	4	30	<i>i.a.</i>	19	17	19	4,3	4,3	<i>i.a.</i>	8,8	4,3	4,3
Metotrexat	13	13	<i>i.a.</i>	13	13	13	8,0	8,0	<i>i.a.</i>	13,5	8,0	8,0
Metoprolol	2	14	<i>i.a.</i>	13	11	14	7,2	7,2	<i>i.a.</i>	8,5	8,4	10,0
Naproxen	14	14	<i>i.a.</i>	14	14	14	10,0	6,0	<i>i.a.</i>	6,0	6,0	6,0
Oxazepam	1	1,5	<i>i.a.</i>	1	1	1,5	1,0	1,0	<i>i.a.</i>	1,0	1,0	1,0
Paracetamol	9	19	<i>i.a.</i>	29	3,5	32	260,0	120,0	<i>i.a.</i>	5,1	8,5	8,5
Propranolol	1	1	<i>i.a.</i>	1	1	1	0,5	0,5	<i>i.a.</i>	0,5	0,5	0,5
Sertraline	4	4	<i>i.a.</i>	4	4	4	~	~	<i>i.a.</i>	~	~	~
Sulfamethoxazole*	3	4,5	<i>i.a.</i>	4,5	4,5	4,5	2,6	2,6	<i>i.a.</i>	2,6	2,6	2,6
Tramadol	12,5	62	<i>i.a.</i>	83	41	66	11,0	9,7	<i>i.a.</i>	7,9	5,0	14,0
Trimethoprim*	1	2,5	<i>i.a.</i>	2,5	2,5	2,5	1,0	1,0	<i>i.a.</i>	1,0	1,0	1,0
Venlafaxine	3	5,5	<i>i.a.</i>	5,5	5,5	5,5	2,0	2,0	<i>i.a.</i>	1,2	2,0	2,0
Zolpidem	1	1	<i>i.a.</i>	1	1	1	1,4	1,4	<i>i.a.</i>	1,4	1,4	1,4

*i.a.* – inte analyserat

XX - < LOD (Level of Detection)

XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)

~ Ämnet kan inte utvärderas pga. störning i analysen, det går alltså inte att påvisa/utesluta förekomst av denna analyt

Tabell 7 visar analysresultat för fenoler, PFAS och östrogen effekt i recipientpunkterna. Inga halter för oktylfenol eller nonylfenol kunde kvantifieras i någon av recipientpunkterna. Bisfenol A återfinns i samma eller högre halter i RV1 som i utgående avloppsvatten från Margretelund ARV vid den första och tredje provtagningar men inte vid sista. I andra recipientpunkter låg halter för Bisfenol A mestadels under detektions- eller kvantifieringsgränsen. Det kan noteras att flera prover fick analyseras om p.g.a. svårigheter i upparbetning. Dessa svårigheter kan ibland orsakas av kontamination av just fenolära ämnen då de finns i luften och därför kan LOD och LOQ variera mycket mellan upparbetningstillfällen och prover.

Halterna av PFAS ligger generellt på liknande nivåer för provpunkterna RV3 till RV10 men högre till dubbelt så hög i RV1. RV1 representerar utflödet för Åkers kanal och de förhöjda PFAS-halterna indikerar därmed en högre belastning uppströms denna provtagningspunkt. Vid provtagning i april 2023 kan dock ses att PFAS-halter vid RV1 ligger på samma nivå eller lägre än i RV3. Detta beror på en mycket högre vattenföring i Åkers kanal med ett dygnsmedel på ca 4,2 m<sup>3</sup>/s mot ett medelflöde (MQ) på 2,3 m<sup>3</sup>/s.

Inga östrogena effekter kunde detekteras i recipientproverna förutom i RV3 vid fjärde provtagningen. Vid tredje provtagningen analyserades dock inte östrogena effekter och fenoler för att kompensera för de extra prover och analyser som gjordes vid andra provtagningspunkter.

Tabell 7. Halter av fenoler, PFAS och östrogen effekt i recipientprovpunkter.

Substans (ng/l)	18/08/2022						17/11/2022					
	RV1	RV3	RV4	RV6	RV9	RV10	RV1	RV3	RV4	RV6	RV9	RV10
<b>Fenoler</b>												
Bisfenol A	25	9	9	15	15	2	10	2,5	3	3	14	2,5
Nonylfenol	1	4	4	7	4	11	3	3	3	3	3	3
Oktylfenol	1	1	1	1	1	0,3	5	5	5	5	5	5
<b>PFAS</b>												
PFBA*	6,73	2,90	2,46	3,22	2,63	2,75	0,75	0,29	0,48	0,43	0,56	0,6
PFPeA*	0,58	0,24	0,35	0,41	0,42	0,16	0,33	0,45	0,52	0,41	0,29	0,53
PFHxA	1,42	0,82	0,95	0,84	0,76	0,90	0,61	0,53	0,47	0,54	0,37	0,49
PFHpA	0,86	0,47	0,50	0,55	0,49	0,52	0,56	0,34	0,24	0,33	0,31	0,39
PFOA	1,08	0,72	0,74	0,78	0,65	0,55	0,54	0,47	0,55	0,6	0,38	0,51
PFNA	0,30	0,17	0,16	0,16	0,15	0,12	0,22	0,15	0,11	0,16	0,21	0,1
PFDA	0,37	0,20	0,21	0,10	0,08	0,21	0,16	0,09	0,05	0,04	0,15	0,03
PFBS	0,19	0,17	0,14	0,14	0,17	0,14	0,2	0,12	0,15	0,16	0,08	0,19
PFHxS	0,28	0,25	0,34	0,39	0,32	0,32	0,23	0,39	0,32	0,42	0,16	0,27
PFOS	0,61	0,47	0,40	0,47	0,40	0,30	1,08	0,62	0,77	0,78	0,81	0,71
6:2 FTS	0,15	0,10	0,08	0,13	0,05	0,07	0,21	0,06	0,05	0,13	0,04	0,08
<b>ΣPFAS11</b>	<b>12,57</b>	<b>6,52</b>	<b>6,33</b>	<b>7,18</b>	<b>6,12</b>	<b>6,02</b>	<b>4,89</b>	<b>3,51</b>	<b>3,71</b>	<b>4</b>	<b>3,36</b>	<b>3,9</b>
<b>Östrogena effekter (ng/l EEQ)</b>												
YES	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<b>Substans (ng/l)</b>												
Substans (ng/l)	13/04/2023						25/05/2023					
	RV1	RV3	RV4	RV6	RV9	RV10	RV1	RV3	RV4	RV6	RV9	RV10
<b>Fenoler</b>												
Bisfenol A	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	1	1	i.a.	1	1	1
Nonylfenol	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	3	3	i.a.	3	3	3
Oktylfenol	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	2	4	i.a.	4	2	2
<b>PFAS</b>												
PFBA*	0,83	1,04	i.a.	1,06	1,12	0,58	0,15	0,1	i.a.	0,1	0,17	0,1
PFPeA*	0,36	0,50	i.a.	0,44	0,62	0,57	0,38	0,53	i.a.	0,43	0,32	0,30
PFHxA	0,52	0,57	i.a.	0,54	0,68	0,75	0,54	0,57	i.a.	0,44	0,44	0,40
PFHpA	0,32	0,44	i.a.	0,39	0,36	0,49	0,33	0,51	i.a.	0,36	0,51	0,56
PFOA	0,69	0,73	i.a.	0,72	0,84	0,58	0,61	0,85	i.a.	0,60	0,68	0,73
PFNA	0,16	0,18	i.a.	0,27	0,16	0,21	0,14	0,19	i.a.	0,13	0,16	0,16
PFDA	0,06	0,07	i.a.	0,11	0,09	0,05	0,03	0,11	i.a.	0,03	0,03	0,03
PFBS	0,18	0,64	i.a.	0,57	0,34	0,68	0,07	0,08	i.a.	0,08	0,13	0,18
PFHxS	0,64	0,53	i.a.	0,56	0,51	0,66	0,53	0,52	i.a.	0,38	0,44	0,40
PFOS	2,17	1,65	i.a.	2,26	1,69	1,76	1,22	1,38	i.a.	0,93	0,93	0,95
6:2 FTS	0,06	0,04	i.a.	0,04	0,05	0,06	0,08	0,14	i.a.	0,1	0,07	0,1
<b>ΣPFAS11</b>	<b>5,99</b>	<b>6,39</b>	<b>i.a.</b>	<b>6,96</b>	<b>6,46</b>	<b>6,39</b>	<b>4,08</b>	<b>4,98</b>	<b>i.a.</b>	<b>3,58</b>	<b>3,88</b>	<b>3,91</b>
<b>Östrogena effekter (ng/l EEQ)</b>												
YES	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	0,1	0,5	i.a.	0,1	0,1	0,1

i.a. – inte analyserat

XX - < LOD (Level of Detection)

XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)

\*Analyser som detekterats med enbart en produktion i MS/MS.

### 3.1.6 Haltobservationer utifrån kompletterande provtagning

Tabell 8 visar halter för läkemedel i ytproverna samt differensen mot halter som analyserades i samlingsproverna över hela djupet. Som tabellen indikerar har i princip inga haltskillnader kunnat observeras. De skillnader som indikeras beror mestadels på olika detektions- och kvantifieringsgränser och inte på faktiska haltskillnader. Enligt DHI:s simulering skulle den lägsta utspädning för ett generiskt ämne i RV3 över året ligga på 230 ggr (se Tabell 12) vilket innebär att med utgående halter under provtagningen i april 2023 skulle de flesta substanser hamna under detektionsgräns.



Tabell 8. Halter och differens av läkemedelsrester i ytprover (provtagning april 2023).

Substans (ng/l)	Halter i ytprovet 13/04/2023						Haltskillnaden mot samlingsprovet					
	RV1	RV3	RV4	RV6	RV9	RV10	RV1	RV3	RV4	RV6	RV9	RV10
Läkemedelsrester (*antibiotika)												
Atenolol	1	3		4	2	4	100 %	81 %	i.a.	124 %	78 %	140 %
Karbamazepin	2	8		10	3,5	12	100 %	106 %	i.a.	99 %	100 %	125 %
Ciprofloxacin*	7	7		11	7	7	100 %	100 %	i.a.	157 %	100 %	100 %
Citalopram	3	3		5	3	5	100 %	100 %	i.a.	100 %	100 %	100 %
Clarithromycin*	4	4		4	4	4	100 %	100 %	i.a.	100 %	100 %	100 %
Diklofenak	4	6		6	4	6	100 %	100 %	i.a.	100 %	100 %	100 %
Erythromycin*	2	2		2	2	2	100 %	100 %	i.a.	100 %	100 %	100 %
Fluconazole	2	2,5		2,5	2	2,5	100 %	100 %	i.a.	100 %	80 %	100 %
Furosemide	9	9		9	9	9	100 %	100 %	i.a.	100 %	100 %	100 %
Ibuprofen	5	23		29	23	34	100 %	100 %	i.a.	153 %	307 %	97 %
Ketoconazole	8	8		8	8	8	100 %	100 %	i.a.	100 %	100 %	100 %
Losartan	4	22		30	6	18	100 %	73 %	i.a.	158 %	35 %	95 %
Metotrexat	13	13		13	13	13	100 %	100 %	i.a.	100 %	100 %	100 %
Metoprolol	2	14		15	9	15	100 %	100 %	i.a.	115 %	81 %	107 %
Naproxen	14	14		14	14	14	100 %	100 %	i.a.	100 %	100 %	100 %
Oxazepam	1	1,5		1,5	1,5	1,5	100 %	100 %	i.a.	150 %	150 %	100 %
Paracetamol	9	19		32	14	37	102 %	100 %	i.a.	110 %	400 %	116 %
Propranolol	1	1		1	1	1	100 %	100 %	i.a.	100 %	100 %	100 %
Sertraline	4	4		4	4	4	100 %	100 %	i.a.	100 %	100 %	100 %
Sulfamethoxazole*	3	4,5		4,5	4,5	4,5	100 %	100 %	i.a.	100 %	100 %	100 %
Tramadol	13	64		69	40	90	100 %	103 %	i.a.	83 %	98 %	136 %
Trimethoprim*	1	2,5		2,5	1	2,5	100 %	100 %	i.a.	100 %	40 %	100 %
Venlafaxine	3	5,5		5,5	5,5	5,5	100 %	100 %	i.a.	100 %	100 %	100 %
Zolpidem	1	1		1	1	1	100 %	100 %	i.a.	100 %	100 %	100 %

i.a. – inte analyserat

XX - < LOD (Level of Detection)

XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)

Tabell 9 visar PFAS-halter i ytproverna samt skillnad mot halter som analyserades i samlingsproverna. Som tabellen indikerar observerades inga, lägre och högre halter för olika PFAS och i olika punkter. En tydlig trend kan inte observeras, inte heller i RV3 där ytprovprovet borde uppvisa störst skillnad mot samlingsprovet om avloppsvattenplymen ligger vid ytan. Med tanke på den lägsta utspädning över året för ett generiskt ämne i RV3 på 230 ggr enligt simuleringen (se Tabell 12) och utgående PFAS-halter under provtagning i april 2023 skulle dock de flesta halterna hamna under detektionsgränsen i provtagningspunkten. Detta om den maximala utspädningen antas vilket dock endast motsvarar en teoretisk utspädning om inga andra bidragande källor tas hänsyn till.

Modelleringen som gjordes senare visade som redan nämnt att utspädningen i relevanta provpunkter skulle vara lägst i skikten 4 - 5 m. En provtagning och analys i samtliga skikt har dock inte varit genomförbart inom projektet.

Tabell 9. Halter och differens av PFAS i ytprover jämfört med i samlingsprover (provtagning april 2023).

Substans (ng/l)	Halter i ytprovet 13/04/2023						Haldifferens mot samlingsprovet					
	RV1	RV3	RV4	RV6	RV9	RV10	RV1	RV3	RV4	RV6	RV9	RV10
<b>PFAS</b>												
PFBA*	1,57	0,49		0,37	0,57	0,46	189 %	47 %	i.a.	35 %	51 %	79 %
PFPeA*	0,68	0,24		0,24	0,2	0,22	189 %	48 %	i.a.	55 %	32 %	39 %
PFHxA	0,81	0,42		0,43	0,35	0,44	156 %	74 %	i.a.	80 %	51 %	59 %
PFHpA	0,42	0,36		0,4	0,28	0,36	131 %	82 %	i.a.	103 %	78 %	73 %
PFOA	0,78	0,8		0,93	0,55	0,82	113 %	110 %	i.a.	129 %	65 %	141 %
PFNA	0,19	0,35		0,33	0,24	0,25	119 %	194 %	i.a.	122 %	150 %	119 %
PFDA	0,03	0,03		0,11	0,08	0,13	50 %	43 %	i.a.	100 %	89 %	260 %
PFBS	0,4	0,52		0,52	0,33	0,46	222 %	81 %	i.a.	91 %	97 %	68 %
PFHxS	0,78	0,55		0,56	0,52	0,6	122 %	104 %	i.a.	100 %	102 %	91 %
PFOS	1,99	2,96		2,78	2,01	2,68	92 %	179 %	i.a.	123 %	119 %	152 %
6:2 FTS	0,07	0,05		0,06	0,04	0,06	117 %	125 %	i.a.	150 %	80 %	100 %
<b>ΣPFAS11</b>	<b>7,72</b>	<b>6,77</b>		<b>6,73</b>	<b>5,17</b>	<b>6,48</b>	<b>129 %</b>	<b>106 %</b>	<b>i.a.</b>	<b>97 %</b>	<b>80 %</b>	<b>101 %</b>

i.a. – inte analyserat

XX - < LOD (Level of Detection)

XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)

\*Analyter som detekterats med enbart en produktion i MS/MS.

## 3.2 Spridningsmodellering

Spridningen av ett utsläppt spårämne i utgående flöde från Margretelund ARV har modellerats under året då provtagningar gjorts i recipienten, där den hydrodynamiska modell som beskrivs i avsnitt 2.3 använts. Det huvudsakliga syftet med modelleringen var att beskriva påverkan under året och vilka halter som utsläppet från avloppsreningsverket bidrar med i recipienten.

Spridningsmodellen ger dynamiska resultat, på tidskala, med hur strömförhållanden, utspädning och plymutbredning varierar i recipienten. Resultaten från modelleringen ger därmed ett stöd för att tolka och förstå halternas variabilitet i recipienten. Resultat från spridningsmodellen beskriver endast hur utsläppet från Margretelunds ARV sprider sig i recipienten, om inget annat anges. Ämnena citalopram, diklofenak, metoprolol, bisfenol A och PFOS valdes ut för att beskriva tillförda halter från avloppsreningsverket i recipienten. Av dessa ämnen har diklofenak, bisfenol A och PFOS gränsvärden i kustvatten enligt HVMFS (se Tabell 13 och Tabell 16). För att visa hur dynamiskt systemet är visas förutom årsmedelvärdet av spridningen även modellerad spridning av diklofenak och metoprolol för respektive provtagning i recipienten. Från modellen används två typer av medelvärden i bilder och figurer. Det ena är djupmedel som är den modellerade koncentrationen medelvärdesbildad över hela vattenkolumnen, vid en station. Detta används när vi jämför med uppmätta värden eftersom de är tagna som samlingsprov i recipienten. Det andra som används är vertikalmax som är den högsta halten i djupled oavsett djup, d.v.s. där plymen lagras in. Detta djup varierar under modellperioden, och beror till stor del på skiktning och hur tjockt ytlagret av vatten från Åkers kanal är vid tillfället. Vertikalmax ger därmed ett värde på Margretelunds ARV:s största haltbidrag till recipienten. Det ger ett komplement till mätningar, eftersom det alltid görs ett urval av provtagningsdjup vid provtagning.

### 3.2.1 Modellering av helår

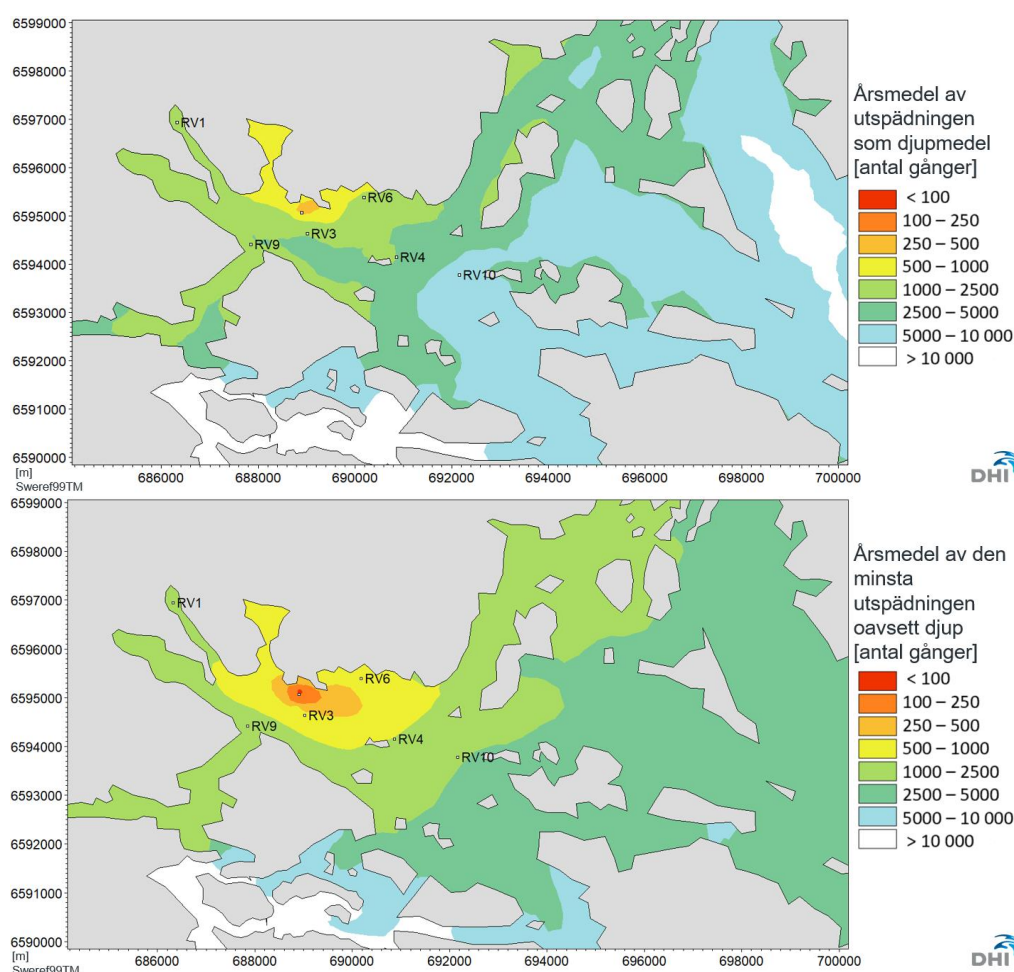
För att visa hur renat avloppsvatten och dess medföljande ämnen sprids och späds används data på volymflöden (Figur 3) och medelhalten för utvalda ämnen i utgående vatten under året (Tabell 10).

Tabell 10. Årsmedel av utgående halter från Margretelunds avloppsreningsverk (hämtade från Tabell B-3 och Tabell B-4 i Bilaga 6.3).

Substans	Årsmedel utgående halt vid Margretelund ARV (ng/l)
Citalopram	224
Diklofenak	602
Metoprolol	1 922
Bisfenol A	9
PFOS	1,6

### 3.2.1.1 Utspänningsförhållanden i recipienten

Medelutspädningen under året visas i Figur 13 för djupmedel (överst) och vid djupet för plymens inlagring, som kan variera över tid (underst). Utsläppspunkten och provpunkterna i recipienten är markerade i figuren.

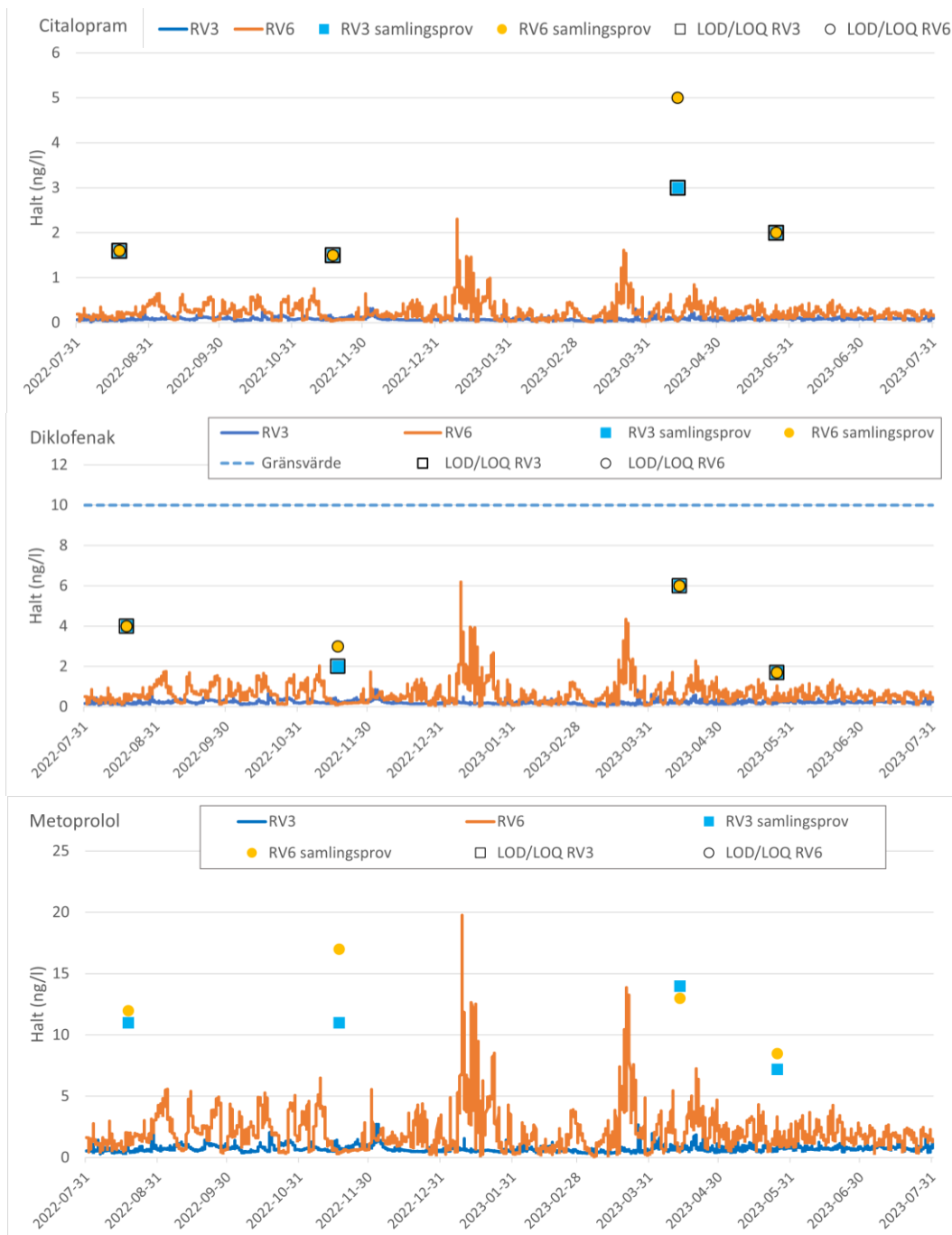


Figur 13. Medelutspädningen under året för djupmedlet (överst) och vid djupet där plymen lagrar in (underst).

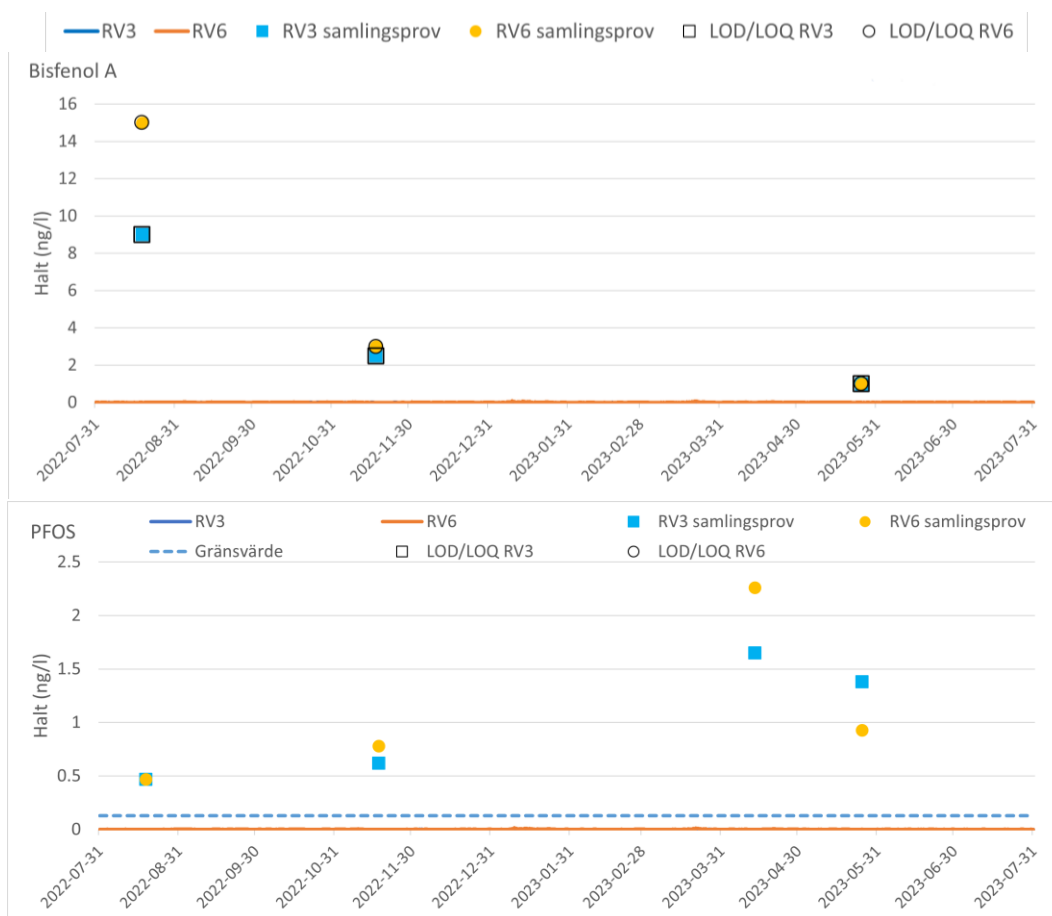
### 3.2.1.2 Modellerade haltbidrag av utvalda ämnen

Tidsserier över modellerade haltbidrag vid RV3 och RV6 för de utvalda ämnena visas i Figur 14 (läkemedel) respektive Figur 15 (bisfenol A och PFOS) och (djupmedel), tillsammans med halten i recipienten. Den uppmätta halten är totalhalten som samlingsprov och innehåller därmed även bakgrundshalten från övriga källor till recipienten. Observerade halter har markerats med svart kontur i de fall mätvärdet ligger under detektions- eller kvantifieringsgräns (LOD/LOQ). Samtliga uppmätta halter av

citalopram, diklofenak och bisfenol A är under LOD/LOQ. Gränsvärdet i kustvatten som årsmedelvärde enligt HVMFS för diklofenak (10 ng/l) och PFOS (0,13 ng/l) visas också. Gränsvärdet för bisfenol A är 110 ng/l och visas ej på grund av skalan. För PFOS visar tidsserierna att Margretelund ARV:s bidrag till halten i recipienten är försumbar, både vid RV3 och RV6. Den modellerade tidsserien för bisfenol A och PFOS vid RV3 (blå linje) syns ej under tidsserien vid RV6 (orange linje), eftersom båda halterna är låga.



Figur 14. Modellerade tidsserier av djupmedel för halten citalopram, diklofenak, metoprolol som Margretelunds avloppsreningsverk tillför mätstationerna RV3 och RV6 visas tillsammans med observerade totalhalter (samlingsprov). Observerade halter har markerats med svart kontur i de fall mätvärdet ligger under detektions- eller kvantifieringsgräns (LOD/LOQ).



Figur 15. Modellerade tidsserier av djupmedel för halten bisfenol A och PFOS som Margretelunds avloppsreningsverk tillför mätstationerna RV3 och RV6 visas tillsammans med observerade totalhalter (samlingsprov). Observerade halter har markerats med svart kontur i de fall mätvärdet ligger under detektions- eller kvantifieringsgräns (LOD/LOQ). Den modellerade tidsserien för bisfenol A och PFOS vid RV3 (blå linje) syns ej under tidsserien vid RV6 (orange linje), eftersom båda halterna är låga.

I Tabell 11 visas halten som Margretelunds ARV bidrar med i de två mest påverkade mätpunkterna RV3 och RV6. Halten anges som både djupmedel och vertikalmax och det är tydligt att vertikalmax ger en högre halt än djupmedel eftersom plymen från avloppsreningsverket inte lagrar in sig jämnt över hela vattenmassan i dessa två mätpunkter. Dessutom anges 97-percentil, d.v.s. ett mått på hur hög halten kan vara i mätpunkten men där de enstaka extrema topparna tagits bort (se t.ex. tidsserien för metoprolol i Figur 14).

I tabellen anges också hur stor andel av den uppmätta halten i respektive station som Margretelunds ARV enligt spridningsmodellen står för. Endast djupmedel har jämförts med den uppmätta halten eftersom det är mest representativt för ett samlingsprov. Av de läkemedel som utvärderades med modellen är det endast metoprolol som legat över LOD/LOQ vid samtliga provtagningar och denna andel är därmed sannolikt den som är mest relevant för Margretelund ARV:s bidrag. När man kombinerar modelldata och provtagningar är det viktigt att komma ihåg att ämnet som sprids i modellen är ett passivt spårämne medan läkemedel, även flera av de som är svårnedbrytbara, till viss del kan interagera och brytas ned i havsmiljön.

Tabell 11. Modellerat haltbidrag från Margretelunds ARV och uppmätt totalhalt över året vid respektive recipientpunkt RV. Värden på recipientprover markerade med stjärna (\*) innebär att ingående mätningar ligger under LOD/LOQ, därför räknades heller ingen andel av uppmätt halt.

Substans	Modellerad medelhalt från Margretelund ARV (ng/l)		Modellerad maxhalt från Margretelund ARV (ng/l)		Uppmätt halt vid RV (ng/l)	Andel av uppmätt halt som ARV står för
	årsmedel av djupmedel	årsmedel av vertikalmax	97-percentil av djupmedel	97-percentil av vertikalmax	medel av 4 samlingsprov	årsmedel av djupmedel
<b>RV3</b>						
Citalopram	0,1	0,3	0,2	1,0	2*	
Diklofenak	0,2	0,8	0,4	2,6	3*	
Metoprolol	0,7	2,6	1,3	8,3	11	7 %
Bisfenol A	0,0	0,0	0,0	0,0	4*	
PFOS	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	<1 %
<b>RV6</b>						
Citalopram	0,2	0,3	0,6	0,9	3*	
Diklofenak	0,6	0,8	1,7	2,4	4*	
Metoprolol	2,1	2,6	5,4	7,8	13	16 %
Bisfenol A	0,0	0,0	0,0	0,0	6*	
PFOS	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	<1 %

Resultaten visar att Margretelund ARV har en påverkan på halterna av läkemedel i framför allt provpunkterna RV3 och RV6 i Trälhavet vid provpunkterna RV3 och RV6. För metoprolol som haft mätbara halter vid samtliga tillfällen står Margretelund ARV för ca 15 % av halten i RV6. Bakgrundshalten, d.v.s. resterande 85 %, står därmed för en betydande andel, vilket inte är konstigt då den bredaste passagen för vatten inifrån Stockholm ut till Östersjön går via den östra delen av Trälhavet.

För PFOS står avloppsreningsverket för en mycket liten del av den uppmätta halten i RV3 och RV6. Åkers kanal är en betydande källa vilket också syns på att den uppmätta halten avtar från RV1 ut mot RV10 (Tabell 6 och Tabell 7).

En generell uppskattning av utspädningen, som 97-percentil och medel över året av minsta utspädning oavsett djup, som grovt kan användas för att uppskatta halten som Margretelund ARV bidrar med på fler av de analyserade ämnena än de vi redovisat här anges i Tabell 12.

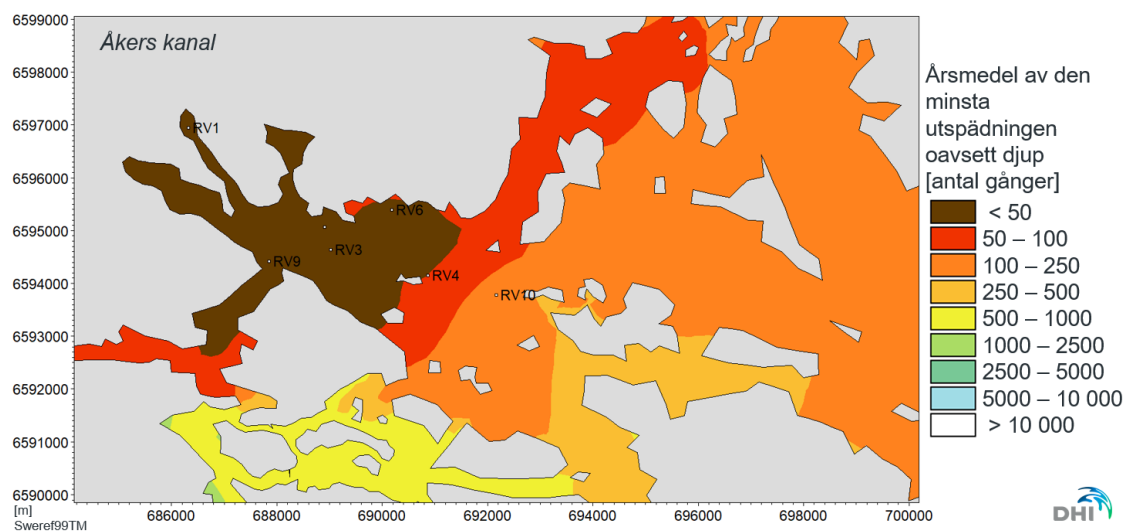
Tabell 12. Ungefärlig minsta utspädning från Margretelund ARV oavsett djup, som 97-percentil och medel över året.

Provtagningspunkt	Minsta utspädning från Margretelund ARV oavsett djup (antal gånger utspädning)	
	97-percentil över året	årsmedel
RV1	500	1 500
RV3	230	750
RV4	330	1 000
RV6	250	730
RV9	520	1 200
RV10	760	2 200



### 3.2.1.3 Åkers kanal

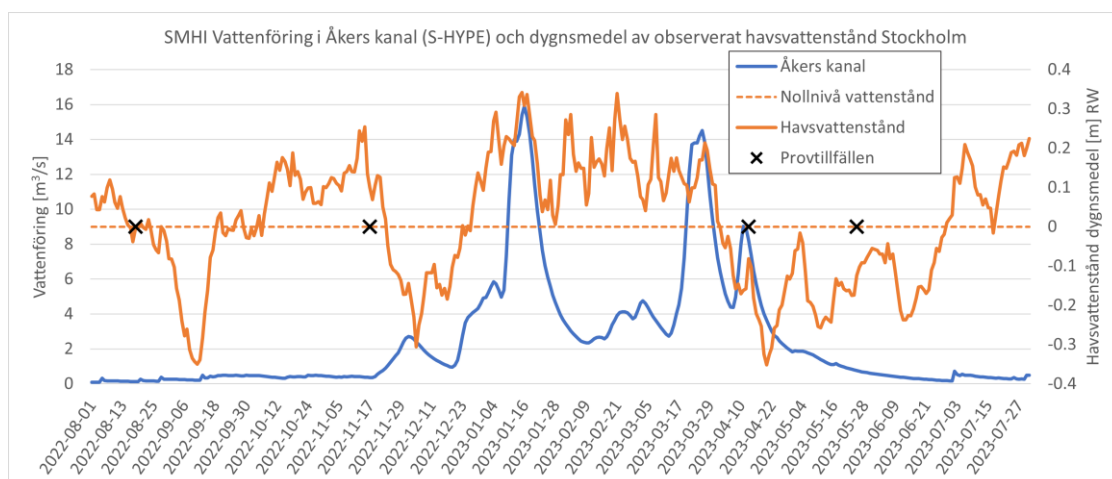
Åkers kanal har sitt utflöde vid provpunkt RV1. För att kunna sätta flödet från avloppsreningsverket i relation till dynamiken från Åkers kanals flöde, modellerades spridning av spårämne från Åkers kanal. Modelleringen gjordes på motsvarande sätt som för utsläppspunkten. Medelutspädningen under året av ett passivt ämne visas i Figur 16 för djupet med sämst utspädning (vilket är i ytan eftersom färskvattnet från Åkers kanal har lägre densitet än havsvattnet). Flödet från Åkers kanal är ungefär 23 gånger större än flödet ut från Margretelund ARV, sett till årsmedel. Detta leder till att utspädningen blir mindre och om ett ämne skulle släppas ut i samma halt från kanalen och Margretelund ARV skulle kanalens påverkansområde vara mycket större. Men det går inte att från enbart utspädningen av vattnet från Åkers kanal säga att Åkers kanal är en stor källa till något specifikt ämne då det beror på halten i kanalen. Generellt, utan någon känd halt, visar bilden att Åkers kanal har en påverkan på mätpunkterna i projektet. För PFOS, som har en högre halt i kanalen än vad Margretelund ARV har i utgående vatten, styrker modelleringen av utspädning slutsatsen att halten från Åkers kanal har en betydande påverkan i provpunkterna.



Figur 16. Medelutspädning under året vid djupet där vattnet från Åkers kanal lagrar in (i ytan).

Vid högt havsvattenstånd och lågt flöde i Åkers kanal tränger vatten från ytlagret i Trälhavet in mot RV1. Även skiktningen i havsvattnet utanför Tunafjärden påverkar i vilken grad vattnet från Åkers kanal flödar ut och omsätter/späder ytvattnet längs kusten vid Margretelunds ARV:s utsläppspunkt.

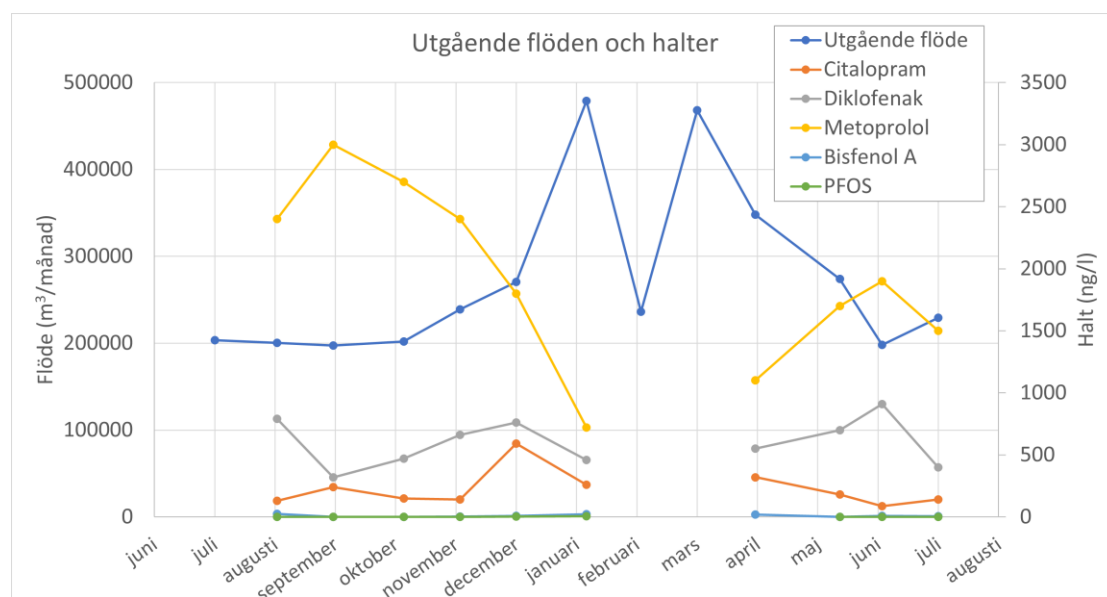
Dygnsmedel av SMHI:s observerade havsvattenstånd vid mätstation Stockholm visas tillsammans med vattenföring från Åkers kanal (hämtade från SMHI:s modell S-HYPE) i Figur 17. Provtillfällen i recipienten har markerats i figuren.



Figur 17. Modellerad vattenföring i Åkers kanal och observerat vattenstånd i mätstationen Stockholm.

### 3.2.2 Modellering av provtillfällena

För att visa hur renat avloppsvatten och dess medföljande ämnen sprids och späds vid de enskilda provtagningstillfällena har halten på utgående vatten vid tillfället använts (Figur 18) Halter på utgående vatten är hämtade från Tabell B-3 och Tabell B-4 i Bilaga 6.3.



Figur 18. Utgående månadsflöden och halter från Margretelunds avloppsreningsverk under perioden juli 2022-juli 2023.

I Bilaga 6.2 presenteras kartresultat för varje provtillfälle för diklofenak (vertikalmax) och metoprolol (vertikalmax och djupmedel), som modellerad spridning i recipienten. För metoprolol djupmedel visas även den uppmätta halten vid mätpunkten.

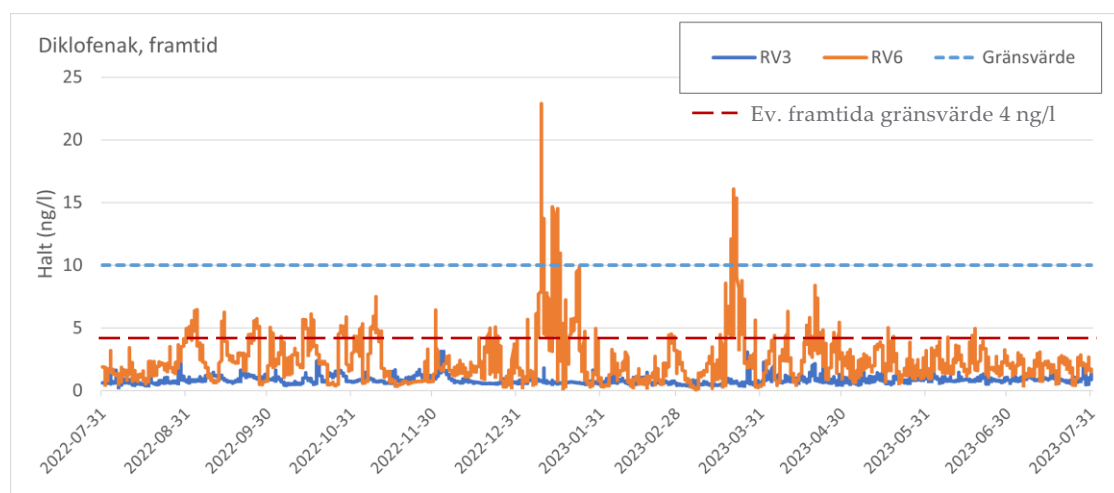
### 3.2.3 Framtidsscenario Margretelund ARV 93 000 pe

För framtidsscenarioet har diklofenak valts ut, för att det är det ämne som både har gränsvärde enligt HVMFS 2019:25 och som släpps ut i högst koncentration från Margretelunds ARV.

Gränsvärdet (årsmedelvärde) för god kemisk status ligger på 0,01 µg/l eller 10 ng/l.

Medelhalten i det renade utgående vattnet från Margretelund ARV låg under det provtagna året på 602 ng/l. För det framtida verket ger en översiktlig beräkning för 93 000 PE med ett ökat flöde från 0,1 till 0,3 m<sup>3</sup>/s att den utgående halten av diklofenak från reningsverket blir ca 700 ng/l. Beräkningen utgår från att belastningen av diklofenak i framtiden är densamma per person som idag. Det är ett konservativt antagande då diklofenak är ett ämne vars miljöeffekter har lett till att tillgången på preparat där diklofenak ingår har begränsats och det är inte orimligt att anta att användningen kommer att minska i framtiden.

Utifrån detta har halten av diklofenak som Margretelund ARV skulle tillföra provpunkterna modellerats. Tidsserier över djupmedlet som Margretelunds ARV beräknas tillföra mätpunkterna RV3 och RV6 för framtida förutsättningar visas i Figur 19. Medelhalten över året i RV6 för det framtida scenariot ligger på 2,4 ng/l (nu 0,6 ng/l) och 97-percentil för tidsserien på 6,3 ng/l (nu 1,7 ng/l). Det innebär, utifrån dagens gränsvärde att risken för att Margretelund ARV ensamt skulle medföra att årsmedelvärdet överstiger 10 ng/l i recipienten är låg. Om det föreslagna gränsvärdet på 4 ng/l (se avsnitt 3.4) används ökar risken något för att gränsvärdet överskrids, även om det modellerade årsmedelvärdet fortfarande ligger under 4 ng/l vid mätpunkten RV6.



Figur 19. Modellerad påverkan som djupmedelvärde i RV3 och RV6 för ett framtidsscenario Margretelund ARV 93 000 pe där diklofenak släpps ut i samma mängd per personekoivalent som idag. Medelkoncentrationen över året i RV3 är 0,8 ng/l och i RV6 2,4 ng/l.

En generell uppskattning av utspädningen i framtiden, som grovt kan användas för att uppskatta halt på fler inerta ämnen, är ca 250 gånger för RV3 och RV6.

### 3.2.4 Diskussion av spridningsmodelleringen

Under det modellerade året, augusti 2022 - juli 2023, har plymen från Margretelunds ARV legat nära kusten och till stor del späts ut inne i Trälhavet.

För att jämföra modellerade data med halten av läkemedel i recipienten har främst resultaten av metoprolol använts. Det beror på att halten metoprolol varit mätbar vid samtliga mättillfällen i recipienten. Vid flera av mättillfällena har den uppmätta halten varit relativt likvärdig i en stor del av det provtagna området. Det beror till stor del på att Margretelund ARV:s bidrag i den mest påverkade stationen, RV6, endast utgör ca 15 % av

den uppmätta halten. I de låga halter som mäts upp, av metoprolol på ungefär 10 ng/l gör Margretelund ARV:s bidrag ingen påfallande effekt på halten i Trälhavet. Den största delen av den uppmätta halten läkemedel i området utgörs av bakgrundshalten. Som bakgrundshalt för havsvattnet i Trälhavet kan halten i mätpunkten RV10 användas då den inte nås av Margretelund ARV:s utsläppsplym vid någon av mättillfällena. Den västra delen av Trälhavet är dock mer påverkad av vattnet från Åkers kanal, vilket gör att halten vid RV10 inte kan antas vara helt representativ för den västra delen av Trälhavet. Att bakgrundshalten är så hög kan förklaras av att den största passagen för vatten från Stockholm ut mot Östersjön passerar den del av Trälhavet där RV10 ligger. Att bakgrundshalten är så hög gör också att den jämförande provtagningen mellan samlingsprov och ytprov inte visade på någon betydande skillnad. För läkemedel tyder resultaten på att vattnet från Åkers kanal sannolikt har en utspädande effekt, men det höga vattenståndet vid två av provtagningarna har tryckt in havsvatten mot RV1, vilket motverkat utspädningseffekten från Åkers kanal och har gett höga halter även i RV1.

För mikroföroreningar modellerades bisfenol A och PFOS. För PFOS är Margretelund ARV:s bidrag till halten i recipienten långt under 1 % och därmed försumbar.

För diklofenak visar ett konservativt modellerat framtidsscenario att halten i recipienten kan öka med ca 2 ng/l vid RV6 och därmed ta upp 50 % av ett framtida gränsvärde. Denna modellering bygger på antagandet att samma mängd diklofenak per personekvivalent släpps ut från verket i framtiden och att övriga källor är oförändrade jämfört med idag. Det innebär att Margretelunds ARV i RV6 ensamt kan stå för mer än hälften av det föreslagna gränsvärdet på 4 ng/l (se avsnitt 3.2.3).

Vid den typ av modellering som används i projektet sprids ett passivt spårämne i modellen. Det är dock viktigt att komma ihåg att läkemedel, även flera av de som är svårnedbrytbara, till viss del kan interagera och brytas ned i havsmiljön. Det gör att Margretelund ARV:s bidrag kan överskattas när modellerade och uppmätta data kombineras. Men resultatet för de ämnen som valts ut för rapporten visar att uppskattningen av den andel som Margretelund ARV står för vid mätpunkterna är rimlig.

I modellen simuleras utsläppspunkten som ett punktflyde i en beräkningscell. Det leder till att modellresultaten ska tolkas med försiktighet precis i anslutningen till utsläppspunkten.

### 3.3 Bedömning av recipientpåverkan och reningsbehov

#### 3.3.1 Bedömning utifrån uppmätta recipienthalter och miljö kvalitetsnormer

Tabell 13 visar bedömningsgrunder och gränsvärden för särskilda förorenande ämnen respektive prioriterade ämnen som finns upptagna i Havs- och vattenmyndighetens föreskrift (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Gränsvärden visas för både inlandsvatten och kustvatten även om Trälhavet är klassat som kustvatten. Inga halter av dessa ämnen förutom för PFOS kunde kvantifieras i recipienten (Tabell 6 och Tabell 7). För hormonerna östradiol och etinylöstradiol ligger halterna i samtliga provpunkter under analysmetodens detektionsgräns, som dock är högre än bedömningsgrunden (se Tabell 13). En bedömning huruvida halterna ligger nära eller överskrider gränsvärdena kan därför inte göras.

Recipientanalyserna av PFOS visar att halterna överskrider gränsvärdet (årsmedelvärdet) för kustvatten i samtliga recipientpunkter och provtagningar. Den maximalt tillåtna koncentrationen överskrids dock inte. Det kan noteras att högsta PFOS halt noterades vid RV1, Åkers kanal.

Tabell 13. Några av de prioriterade och särskilt förorenande ämnena och deras gränsvärden respektive bedömningsgrunder enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrift om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25). Högsta medelhalt från samlingsprover.

Ämne	Gränsvärde eller bedömningsgrund (ng/l) (HVMFS 2019:25)		Högsta medelhalt RV1 - RV10 (ng/l)	Detektionsgräns (ng/l)	Kommentar
	Inlandsvatten	Kustvatten			
Ciprofloxacin	100	100	10	1 - 10	Maximal tillåten koncentration*
Diklofenak	100	10	<4	2 - 4	Årsmedelvärde
Östradiol (17beta-) E2	0,4	0,08	<1,6	ca 0,4 - 1,6	Årsmedelvärde
Etinylöstradiol (17alfa-) EE2	0,035	0,007	<1,6	ca 0,4 - 1,6	Årsmedelvärde
PFOS perfluoroktansulfonat	0,65 / 36 000	0,13 / 7200	2,26	ca 0,1	Årsmedelvärde / Maximal koncentration*
Bisfenol A	1600 / 2700	110 / -	25	1 - 9	Årsmedelvärde / Maximal koncentration*
Nonylfenol	300	300	<11	1 - 11	Årsmedelvärde
Oktylfenol	100	10	<5	ca 0,2 - 5	Maximal tillåten koncentration*

\* Uppmätt vid ett enskilt mätillfälle. Vattenmyndigheterna får, i enlighet med förfarande uttryckt i bilaga I del B punkt 2 stycke 2 i direktiv 2008/105/EG, dock tillämpa statistiska metoder för bedömning av efterlevnaden av dessa värden.

En påverkan från verksamheten utifrån uppmätta recipienthalter och miljö kvalitetsnormer kan sammanfattningsvis inte utläsas men heller inte uteslutas. För läkemedlet ciprofloxacin låg samtliga halter redan i utgående avloppsvatten under detektionsgräsen som är ungefär en tiondel av bedömningsgrunden på 100 ng/l. Även för diklofenak låg samtliga halter i recipienten under detektions- eller kvantifieringsgräsen (Tabell 6), vilken är lägre än bedömningsgrunden på 10 ng/l. För fenolerna bisfenol A och nonylfenol låg samtliga kvantifierbara halter i recipienten under gränsvärdet enligt Tabell 7 och Tabell 13. För oktylfenol låg samtliga halter under den maximalt tillåtna koncentrationen på 10 ng/l.

För hormonerna E2 och EE2 kan en påverkan utifrån uppmätta recipienthalter och miljö kvalitetsnormer inte uteslutas, vilket beror på begränsningar i dagens analysmetoder med detektionsgränser högre än bedömningsgrunden. Dock visar analyserna av den östrogena effekten YES genomgående på mycket låga halter under detektionsgräsen förutom i RV3 vid sista provtagningen vilket med stor sannolikhet beror på att även hormonhalterna är mycket låga.

Utifrån uppmätta recipienthalter och miljö kvalitetsnormer för PFOS kan en negativ påverkan av recipienten konstateras då uppmätta halter i samtliga recipientprover låg över gränsvärdet (årsmedel, Tabell 7). Den negativa påverkan i recipienten innebär att det finns ett tydligt åtgärdsbehov för att minska belastningen till recipienten. Margretelund ARV:s bidrag till den negativa påverkan har dock visats vara försumbar och en specifikt fokus på åtgärder vid avloppsreningsverket är därför i nuläget inte motiverade.

### 3.3.2 Bedömning utifrån halter i utgående avloppsvatten, utspädning i recipienten och toxikologiska riskkvoter

En bedömning av recipientpåverkan med avseende på läkemedelsrester kan även göras baserat på riskkvoter, den s.k. EC/PNEC-kvoten. Hög risk för oönskade effekter anses föreligga om riskkvoten är 1 eller högre. I intervallet 0,1–1 är risken måttlig, och en riskkvot <0,1 medför en låg risk. Beräkningen görs enligt ekvation 1.

$$\text{Riskkvot} \left( \frac{EC}{PNEC} \right) = \frac{ARV \text{ UT}}{PNEC * \text{Utspädning}} \quad (\text{Ekv. 1})$$

EC (Environmental Concentration) är den uppmätta koncentrationen i recipienten (även betecknat som MEC - measured environmental concentration) eller halten i utgående avloppsvatten från Margretelund ARV delat med utspädningen ifall recipienthalten inte kan kvantifieras med tillräcklig noggrannhet (även betecknat som PEC - predicted environmental concentration). PNEC (Predicted No Effect Concentration) baseras på NOEC (No Observed Effect Concentration) som motsvarar den koncentration som är gränsen för när toxiska effekter i den akvatiska miljön har observerats och en säkerhetsfaktor som tar hänsyn till osäkerheten i de ekotoxikologiska studier som ligger till grund för NOEC. Säkerhetsfaktorn för varje substans beror på tillgängliga toxikologiska data. Enligt riskbedömningsreglerna i REACH-förordningen (ECHA guidance on chemical risk assessment; echa.europa.eu) ska säkerhetsfaktorn vid två akuta tester samt ett kroniskt test vid tre olika trofinivåer vara 100. Säkerhetsfaktorn vid ett akut test samt två kroniska tester vid tre olika trofinivåer är 50. Säkerhetsfaktorn vid tre kroniska test vid tre olika trofinivåer är 10. Saknas kroniska tester har en säkerhetsfaktor på 1 000 använts. I vissa fall finns endast LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) tillgängligt för PNEC-bestämning och då tillkommer en faktor på 2 för att kompensera för osäkerheten. Som underlag i den aktuella bedömningen används data från Sehlén et al. (2015) som uppdaterades under 2019 inom förstudieprojektet vid Himmerfjärdsverket (Ågerstrand, 2019).

Tabell 14 visar PNEC-värden, relaterade osäkerhetsfaktorer, samt halter i utgående avloppsvatten från Margretelund ARV, alltså utan utspädning (enligt Tabell 3). Baserat på medelhalter i renat utgående avloppsvatten framgår det att sju av de undersökta läkemedlen (ciprofloxacin, citalopram, diklofenak, furosemide, oxazepam, sertralin och sulfamethoxazole) och östron (E1) kan medföra en hög risk för miljöpåverkan (riskkvot >1). Högst riskkvot har citalopram med 2600. NOEC-värdet för citalopram baseras dock på få effektstudier och det beräknade PNEC-värdet kommer därmed med en hög osäkerhetsfaktor (2000). Används resultat från nyare effektstudier (Hoyer et al., 2022) hamnar riskkvoten för citalopram i stället på 26 eftersom osäkerhetsfaktor kan sänkas med en faktor 100. Östron har en medelriskkvot på ca 100. Diklofenak har en medelriskkvot på 13,5. Även oxazepam har en hög riskkvot på 26,5 men samtidigt en högre säkerhetsfaktor än diklofenak. För övriga substanser finns en måttlig risk i utgående avloppsvatten baserat på dessa data.

Tabell 14. Sammanställning av PNEC-värden, osäkerhetsfaktorer, uppmätta halter i utgående vatten på ARV (EC, här som MEC) samt riskkvoter (RK) i utgående avloppsvatten från Margretelund ARV (utan utspädning, endast halter >LOD).

Substans	PNEC ng/l	Säkerhets- faktor -	18/08/2022		17/11/2022		13/04/2023		25/05/2023		Medel 1-4	
			EC ng/l	RK -	EC ng/l	RK -	EC ng/l	RK -	EC ng/l	RK -	EC ng/l	RK -
<b>Hormoner</b>												
Östron (E1)	0,08	100	2	-	6,4	80	10,2	127,5	14,2	177,5	8,2	102,5
Östradiol (E2)	0,04	10	2	-	0,4	-	0,5		0,7	-	0,9	-
Etinylöstradiol (EE2)	0,016	2×10	1	-	0,4	-	0,5		0,7	-	0,7	-
<b>Läkemedelsrester (*antibiotika)</b>												
Atenolol	32 000	100	170	0,01	190	0,01	180	0,01	87	0	156,8	0
Azitromycin	#		10				330		280		206,7	
Karbamazepin	2500	10	310	0,12	210	0,08	170	0,07	280	0,11	242,5	0,1
Ciprofloxacin*	64	50	21,5	<0,34	15,0	0,23	230	3,59	15,5	0,24	70,5	1,1
Citalopram	0,075 7,5*	2×1000 2×10	130	1733	140	1867	320	4267	180	2400	192,5	2567
Clarithromycin*	40	50	16	0,4	40	1	71	1,78	22	0,55	37,3	0,93
Diklofenak	50	2×10	790	15,8	660	13,2	550	11	700	14	675	13,5
Erythromycin*	20	1000	3	<0,15	16	0,8	32	1,6	5,5	0,28	14,1	0,71
Fluconazole	15 000 <sup>^</sup>	SSD	30	0	220	0,01	90	0,01	170	0,01	127,5	0,01
Furosemide	156	1000	990	6,35	2200	14,1	1100	7,05	130	0,83	1105	7,08
Ibuprofen	102 000	10	22,5	0	180,0	0	360	0	78	0	160,1	0
Ketoconazole	#		5		7,5		---		---		6,3	
Losartan	7 800 <sup>^</sup>	100	450	0,06	1500	0,19	1100	0,14	700	0,09	937,5	0,12
Metotrexat	#		5		1		3		8		4,3	
Metoprolol	2590	1000	2400	0,93	2400	0,93	1100	0,42	1700	0,66	1900	0,73
Naproxen	15 000	10	310	0,02	710	0,05	570	0,04	960	0,06	637,5	0,04
Oxazepam	10	2×50	570	57	240	24	100	10	150	15	265	26,5
Paracetamol	46 000	10	5	0	4	0	45	0	53	0	26,8	0
Propranolol	228	10	110	0,48	92	0,4	46	0,2	72	0,32	80	0,35
Sertraline	9,4	50	49	5,21	66	7,02	210	22,34	55	5,85	95	10,11
Sulfamethoxazole*	118	50	180	1,53	450	3,81	190	1,61	43	0,36	215,8	1,83
Tramadol	170 000 <sup>^</sup>	1000	320	0	440	0			610	0	456,7	0
Trimethoprim*	500	50	82	0,16	160	0,32	140	0,28	98	0,2	120	0,24
Venlafaxine	3220 <sup>^</sup>	1000	630	0,2	740	0,23	820	0,25	580	0,18	692,5	0,22
Zolpidem	#		1,5		190		2		4,8		3,1	

--- - Ämnet kan inte utvärderas pga. störning i analysen, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst av denna analyt

SSD - species sensitivity distribution (SSD), i.e. ingen säkerhetsfaktor

<sup>^</sup> - data från CWPharma (inte kontrollerat)

# - ingen aktuella bedömningen av PNEC tillgängligt

\* Enligt en ny studie (Hoyer et al. 2022)

Riskkvoterna i Tabell 14 gäller dock för uppmätta halter i utgående avloppsvatten och inte för de koncentrationer som har uppmätts eller beräknats med utspädningen i Trälhavet. Tabell 15 visar därför vilken utspädning som skulle behövas för respektive substans för att uppnå måttlig (<1) eller låg (<0,1) risk i recipienten. Som det framgår av tabellen är det endast citalopram, vars riskkvot baseras på stora osäkerheter, som skulle kräva en väsentligt högre utspädning än 100 ggr för att uppnå måttlig risk i recipienten. Med den beräknade initiala utspädningen vid utloppsrörets mynning på minst 100 ggr och en efterföljande utspädning i recipienten som är ännu kraftigare (se 3.2.1), bedöms inga höga risker uppstå på grund av utsläpp av något av de undersökta läkemedlen. Detta gäller i viss mån även för citalopram då



utspädningsbehovet och säkerhetsfaktorn ligger på samma nivå. Att en hög utspädning kan antas i recipienten beror också på att bakgrundshalterna i uppströms provpunkter för det mesta ligger under detektions- eller kvantifieringsgränsen.

Tabell 15. Utspädningsbehov för läkemedelssubstanser med hög riskkvot (>1) i utgående avloppsvatten för att minska risken till måttlig eller låg.

Substans	Utspädning av medelhalt som krävs för att uppnå	
	måttlig risk (<1)	låg risk (<0,1)
Citalopram	2600 (26)*	26 000 (260)*
Östron (E1)	100	1000
Oxazepam	27	270
Diklofenak	14	140
Sertraline	10	100
Furosemide	7	70
Sulfamethoxazole	1,8	18
Ciprofloxacin	1,1	11

\* utspädning i parentes baserat på nya effektstudier som utförts vid VASyd (Hoyer et al., 2022)

För hormonerna östradiol (E2) och etinylöstradiol (EE2) har inga riskkvoter angetts i Tabell 14 eftersom samtliga medelhalter i utgående avloppsvatten är baserade på halter under detektions- eller kvantifieringsgränsen. Dock kan det östrogena effekttestet YES vara ett alternativ för riskbedömningen. Baserat på vetenskapliga studier (Jarosava et al., 2014) har IVL föreslagit YES-effekthalter för både akut och kronisk toxicitet. För akut toxicitet bör en halt på 1,4 ng/l EEQ inte överskridas. För kronisk toxicitet är den bedömda effekthalten 0,3 ng/l EEQ. Tabell 2 visar att YES-medelhalten i utgående avloppsvatten med 2,8 ng/l EEQ ligger på en mycket högre nivå än både bedömda akut och kroniska effekthalter för toxicitet. Med en relativ östrogen aktivitet uttryckt som östradiolekvivalenter per liter (ng E2-eq/l) på 1 för östradiol (E2) och 1,2 för etinylöstradiol (EE2) utgör dessa två hormoner de två substanser som ger störst utslag i ett YES-test. Andra substanser som ger östrogen effekt är t.ex. östron (0,1), Bisfenol A ( $1 \times 10^{-5}$ ), nonylfenol ( $5,7 \times 10^{-4}$ ) och oktylfenol ( $1 \times 10^{-5}$ ). För att uppnå YES-halter som ligger under effekthalter krävs en utspädning på minst 10 ggr vilket kan antas ske redan vid utloppsröret.

### 3.3.3 Bedömning utifrån halter i utgående avloppsvatten, utspädning i recipienten och miljö kvalitetsnormer

Samma metodik för att beräkna utspädningsbehovet baserat på riskkvoter för uppmätta halter i utgående avloppsvatten kan tillämpas för att beräkna nödvändig utspädning för att understiga miljö kvalitetsnormerna (Tabell 16). Som framgår av tabellen är det endast diklofenak och PFOS som skulle kräva en viss utspädning. Behovet är dock mindre än den teoretiska genomsnittliga utspädningsgraden på minst 100 (se 3.2.1). Bakgrundshalten för diklofenak i recipienten låg dessutom under detektions- eller kvantifieringsgränsen. Bakgrundshalten för PFOS låg dock alltid över gränsvärdet.

Tabell 16. Utspädningsbehov för särskilt förorenande ämnen och prioriterade ämnen för att inte överskrida deras bedömningsgrunder respektive gränsvärden i Havs- och vattenmyndighetens föreskrift om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvattnet (HVMFS 2019:25).

Substans	Medelhalt i utgående avloppsvatten	MKN (HVMFS 2019:25) Kustvatten	Utspädning av medelhalt som krävs
Ciprofloxacin	70,5 ng/l	100 ng/l	-
Diklofenak	675 ng/l	10 ng/l	Ca 70
PFOS	1,07 ng/l	0,13 ng/l	>8
Bisfenol A	12 ng/l	110 ng/l	-
Nonylfenol	<3,5 ng/l	300 ng/l	-
Oktylfenol	7,4 ng/l	10 ng/l	-

### 3.3.4 Recipientpåverkan utav andra källor

Flera förorenade områden i avrinningsområdet inklusive Åkersberga brandstation har tidigare pekats ut som möjliga PFAS-källor. Med ett medelvattenflöde vid mynningen i Åkersberga (RV1) på 2,46 m<sup>3</sup>/s (Österåkers kommun 2010) bli den skattade tillförseln av PFAS via Åkers kanal flera tiotals gånger högre än bidraget från dagens Margretelund ARV.

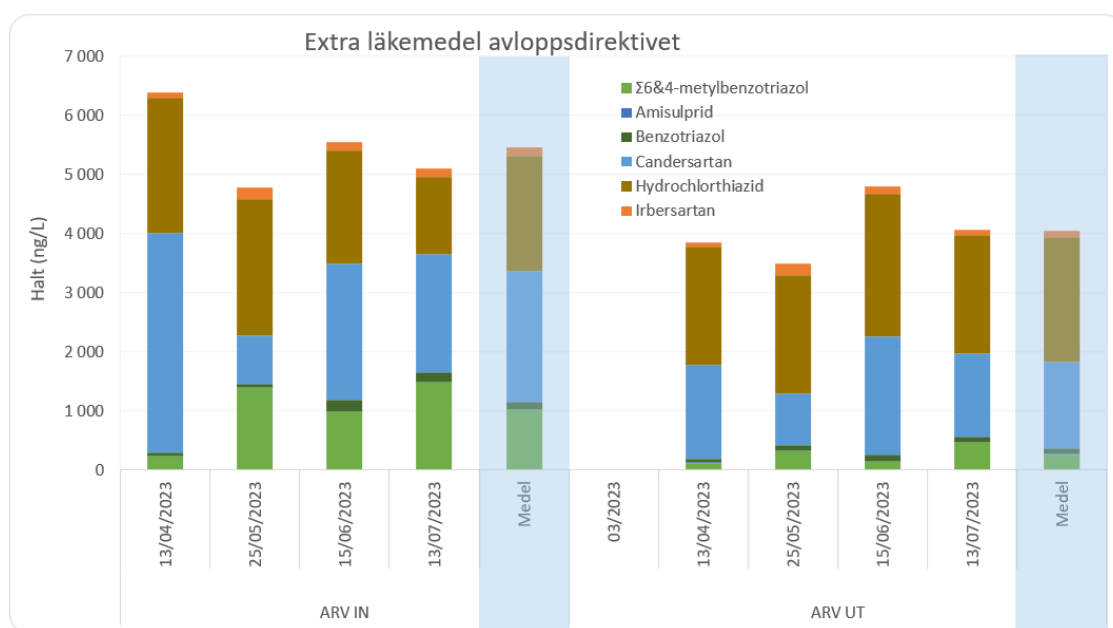
Även för bisfenol A skulle samma övning ge att Åkers kanal bidrar med många gånger mer bisfenol A till Trälhavet än Margretelund ARV.

## 3.4 Initial bedömning av Nya avloppsdirektivet och nya EQS-direktivet

Förslaget till nya avloppsdirektiv från EU (EU Commission 2022a innebär att Margretelund ARV inte nödvändigtvis behöver bygga ut med en avancerad rening för borttagning av mikroföroreningar eftersom anläggningen inte kommer att vara större än 100 000 pe. Det föreligger inte heller en negativ påverkan på en känslig recipient från avloppsreningsverkets utlopp (se avsnitt 3.3 och nedan), vilket är ett kriterium för att även avloppsreningsverk <100 000 pe ska behöva bygga ut med avancerad rening.

Av de 12 indikatorsubstanser som ligger i förslaget och som bygger på den schweiziska implementeringen av avancerad rening bedöms inte någon innebära en större utmaning än de substanser som ingår i nuvarande förstudie. 6 av 12 substanser (karbamazepin, citalopram, clarithromycin, diklofenak, metoprolol och venlafaxine) ingår redan i nuvarande analyspaket. Amisulprid är inte registrerat som läkemedel i Sverige, men kan i vissa fall användas efter tillstånd från läkemedelsverket.

Vid provtagningar från april till juli 2023 utökades analyserna för att även omfatta de läkemedelssubstanser som ingår enligt förslaget till nya avloppsdirektiv (Figur 20). Amisulprid kunde inte kvantifieras. För de andra läkemedlen kunde endast en måttlig reduktion för  $\Sigma$ 6&4-metylbenzotriazol och kandersartan observeras, medan resterande endast renades bort marginellt.



Figur 20. Inkommande och utgående halter av indikatorsubstanser (som finns i förslaget till avloppsdirektivet) vid Margretelund ARV, samt medelhalter.

Kopplat till avloppsdirektivet finns även ett nytt förslag till Environmental Quality Standards (EQS) direktivet (EU Commission 2022b). Hur dessa krav skulle kunna uppfyllas baserat på halter i recipienten i förstudien visas i Tabell 17. Flera nya substanser finns med och enligt den första bedömning överskrids gränsvärdet för Östron i recipienten. Även utan en PFAS24-analys kan existerande analyser av PFAS11 visa att nya gränsvärden för PFOA-ekvivalenter överskrids med minst 16 ggr i Trälhavet. Det nya gränsvärdet för bisfenol A sänktes med en faktor >3000 och även om bedömningen är osäker då detektionsgränsen i analysmetoden ligger över det nya gränsvärdet, så bedöms det föreligga en risk för ett överskridande av det nya gränsvärdet.

Tabell 17. Recipienthalter och prioriterad ämne enligt förslag till nya EQS-direktivet.

Ämne	Uppmätt halt i recipient, RV3 ng/l	EQS direktivet (ng/l) Kustvatten	Kommentar
Azitromycin	<10	1,9	Utgående halt 250 ng/l → 100 ggr utspädning krävs
Karbamazepin	<10	250	Gränsvärdet underskrids
Klaritromycin	≤2,4	13	Gränsvärdet underskrids
Diklofenak	<4	4	Gränsvärdet underskrids
Erythromycin	<4	50	Gränsvärdet underskrids
Ibuprofen	<9	22	Gränsvärdet underskrids
Östron (E1)	<1,3	0,018	Gränsvärde <LOD vilket medför en osäker bedömning
Östradiol (17beta-) E2	<1,3	0,009	Gränsvärde <LOD vilket medför en osäker bedömning
Etinylöstradiol (17alfa-) EE2	<1,3	0,0016	Gränsvärde <LOD vilket medför en osäker bedömning
∑PFAS24 <sub>PFOAekv</sub>	4,8	0,44	Gränsvärdet överskrids baserat på ∑PFAS11 <sub>PFOAekv</sub>
Bisfenol A	<9	0,034/51 000*	Gränsvärde <LOD vilket medför en osäker bedömning
Nonylfenol	<4	1,8/170*	Gränsvärde <LOD vilket medför en osäker bedömning
Oktylfenol	<5	10	Gränsvärdet underskrids

\* Årsmedelvärde / Maximal koncentration

### 3.5 Kompletterande PFAS24-analyser

Under aprilprovtagningen beslutades att göra en utökad PFAS analys för att kunna bedöma hur de analyserade PFAS11-substanserna kunde användas även för en bedömning av det nya föreslagna gränsvärdet för ∑PFAS24<sub>PFOAekv</sub> enligt EQS (MKN)-direktivet.

Som Tabell 18 visar är det framför allt PFAS11-ämen som förekommer i kvantifierbara halter i de olika provtagningspunkterna. De PFAS som inte inkluderas i PFAS11 och som har en något högre PFOA-ekvivalent (PFUnA, PFDoDA och PFTrDA) kan inte detekteras och PFHpS som har en PFOA-ekvivalent på 1,3 renas bort effektivt i avloppsreningsverket. Även om C6O4 inte kunde analyseras så bedöms ämnet inte bidra mycket till summan av PFOA-ekvivalenter p.g.a. den låga PFOA-ekvivalenten för C6O4 som skulle kräva relativt höga halter för en påverkan.

Från summaparametrar kan det också konkluderas att ∑PFAS11 och ∑PFAS24 ligger i samma haltområde. Då behöver det dock också noteras att summan för ∑PFAS24 även inkluderar samtliga värden som definieras som detektionsgränsen (LOD). Även reningseffekten över Margretelund ARV ligger med 49 % på samma nivå för båda parametrarna. Även för ∑PFOA<sub>ekv(PFA524)</sub> och ∑PFOA<sub>ekv(PFA511)</sub> kan det observeras att skillnaderna är små och att reningseffekten ligger på samma nivå.

Sammanlagt kan det konstateras att analyserade PFAS11 mycket väl kan användas som underlag för beräkning av ∑PFOA<sub>ekv(PFA524)</sub> då PFAS11 står för den absolut dominerande

delen med avseende på kvantifierbara halter och PFOA-ekvivalenter av de ingående PFAS-ämnen (Tabell 18).

Tabell 18. PFAS11, PFAS24, PFOA-ekvivalenter och summaparameter vid olika provpunkter för aprilprovtagningen.

Substans	PFOA <sub>ekv</sub> (-)	ARV IN	ARV UT	Rening %	Blynäs	RV1	RV3	RV6	RV9	RV10
		(ng/l)	(ng/l)		(ng/l)	(ng/l)	(ng/l)	(ng/l)	(ng/l)	(ng/l)
<b>PFAS11</b>										
PFBA	0,05	1,86	2,48	-33 %	0,26	0,83	1,04	1,06	1,12	0,58
PFPeA	0,03	2,42	2,64	-9 %	1,54	0,36	0,50	0,44	0,62	0,57
PFHxA	0,01	3,10	3,59	-16 %	2,38	0,52	0,57	0,54	0,68	0,75
PFHpA	0,505	2,16	2,05	5 %	1,93	0,32	0,44	0,39	0,36	0,49
PFOA	1	3,43	2,88	16 %	3,22	0,69	0,73	0,72	0,84	0,58
PFNA	10	0,79	0,18	77 %	0,66	0,16	0,18	0,27	0,16	0,21
PFDA	7	0,25	0,03	88 %	0,08	0,06	0,07	0,11	0,09	0,05
PFBS	0,001	1,24	1,04	16 %	1,47	0,18	0,64	0,57	0,34	0,68
PFHxS	0,6	1,44	1,58	-10 %	2,49	0,64	0,53	0,56	0,51	0,66
PFOS	2	20,38	1,81	91 %	17,54	2,17	1,65	2,26	1,69	1,76
6:2 FTS		0,39	0,64	-64 %	0,16	0,06	0,04	0,04	0,05	0,06
	PFOA <sub>ekv</sub>	ARV IN	ARV UT	Rening %	Blynäs	RV1	RV3	RV6	RV9	RV10
<b>Tillkommande PFAS för PFAS24</b>										
PFUnA	4	0,03	0,03	-	0,03	0,03	0,04	0,03	0,03	0,03
PFDoDA	3	0,03	0,03	-	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
PFTTrDA	1,65	0,03	0,03	-	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
PFTeDA	0,3	0,1	0,1	-	0,1	0,12	0,1	0,1	0,1	0,1
PFHxDA	0,02	0,1	0,1	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
PFODA	0,02	0,1	0,1	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
PFPeS	0,3005	0,28	0,21	25 %	0,03	0,05	0,03	0,03	0,03	0,03
PFHpS	1,3	0,25	0,03	88 %	0,07	0,03	0,03	0,04	0,04	0,08
PFDS	2	0,03	0,03	-	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
6:2 FTOH	0,02	0,33	0,65	-97 %	0,135	0,08	0,14	0,1	0,07	0,1
8:2 FTOH	0,04	0,11	0,03	73 %	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Gen X	0,06	0,03	0,03	-	0,03	0,15	0,08	0,1	0,03	0,03
ADONA	0,03	0,19	0,03	84 %	0,43	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
C6O4*	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		ARV IN	ARV UT	Rening %	Blynäs	RV1	RV3	RV6	RV9	RV10
<b>Summaparameter</b>										
ΣPFAS11		37,46	18,92	49 %	31,73	5,99	6,39	6,96	6,46	6,39
ΣPFAS24		38,68	19,68	49 %	32,72	6,74	7,12	7,67	7,06	7,05
ΣPFOA <sub>ekv</sub> (PFAS24)		56,77	11,21	80 %	48,49	8,08	7,38	9,74	7,44	7,72
ΣPFOA <sub>ekv</sub> (PFAS11)		55,99	10,73	81 %	48,01	7,65	6,93	9,32	7,02	7,25

\* standard saknas för analys

## 3.6 Avancerad rening vid Margretelunds ARV

Nedan beskrivs lämpliga tekniker för en avancerad rening vid Margretelunds ARV ifall behov skulle uppstå.

### 3.6.1 Behov av avancerad rening vid Margretelund ARV

Baserat på de genomförda provomgångarna framgår det att flera läkemedel och PFAS inte renas bort i Margretelund ARV:s befintliga reningsprocess och att dessa därmed emitteras till den mottagande recipienten Trälhavet. Utifrån uppmätta halter och miljökvalitetsnormer eller toxikologiska riskkvoter är det dock inte möjligt att fastställa att Margretelund ARV:s utgående avloppsvatten ger upphov till negativa effekter i den mottagande recipienten med avseende på undersökta hormoner, läkemedel, fenoler och östrogena effekter.

För PFAS kan en recipientpåverkan antas då t.ex. gränsvärdet för PFOS överskrids, där PFOS är ett prioriterat ämne enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrift (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende kustvatten. Gränsvärdet överskrids dock redan uppströms vid Åkers kanal och i samtliga andra recipientprover och Margretelund ARV:s bidrag framstår som avsevärt mindre jämfört med t.ex. utflödet från Åkers kanal.

Denna bedömning gäller även för ett framtida ökat medelflöde från 0,1 m<sup>3</sup>/s till 0,3 m<sup>3</sup>/s vid framtidens Margretelund ARV där Blynäs ARV:s avloppsvatten överförs till Margretelund ARV. Detta då inkommande halter till Blynäs idag har samma karaktär som inkommande avloppsvatten till Margretelund ARV, åtminstone med avseende på de undersökta mikroföroreningarna. Den antagna stora utspädningen på minst 100 ggr redan vid utloppsröret och en snabb ökad utspädning efter det med flera 1000 ggr, kommer att ge en tillräcklig utspädning för att undvika den negativa effekthalten i Trälhavet. Ett kontinuerligt utsläpp av persistenta mikroföroreningar leder dock över tid till en ackumulering av dessa föroreningar i miljön. De totala utsläppsmängderna av mikroföroreningar kommer dock även i framtiden att ligga avsevärt lägre än t.ex. för de stora avloppsreningsverken i innerskärgården som Henriksdal, Bromma och Käppalaverket.

Det är viktigt att komma ihåg att halter av mikroföroreningar kan variera kraftigt över året och att bedömningar som baseras på några få provtagningar endast kan ses som indikativa. Även om projektet samlade in 10 dygnsprover över ett år så motsvarar detta ändå endast ca 3 % av året.

### *3.6.2 Uppströmsåtgärder som kompletterande åtgärder*

Som för alla föroreningar är den bästa åtgärden att undvika att de används och därmed släpps ut. För läkemedel är detta inte helt enkelt p.g.a. den konkurrerande hälsoytan som läkemedel generellt ger och som allmänt värderas högre än miljövård. Dock finns det även för läkemedel olika åtgärder som kan vidtas för att minska användningen och utsläppen av de läkemedel som inte kan tas om hand i dagens avloppsreningsverk. Ett exempel är det magsyrähämmande läkemedel ranitidin som så sent som 2019 identifierades som en av de läkemedelsresterna i utgående vatten t.ex. vid Himmerfjärdsverket med hög risk för negativ miljöpåverkan. Under 2019/2020 lade den europeiska läkemedelsmyndigheten EMA ett förbud mot substansen då cancerframkallande nitrosaminer upptäckts i läkemedlen. Redan samma år kunde effekten observeras i avloppsvatten och substansen kunde inte längre detekteras och miljörisken togs bort utan att extra åtgärder vid avloppsreningsverk behövdes.

Ett annat exempel är det smärtstillande och antiinflammatoriska medlet diklofenak som även i förstudien pekas ut som ett av de läkemedlen med störst risk för negativ miljöpåverkan och som finns upptagen i Havs- och vattenmyndighetens föreskrift (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Sedan 2020 handlas läkemedlet mestadels endast via recept på grund av negativa biverkningar (och inte på grund av dess miljöpåverkan) men fortfarande används stora mängder och substansen pekas ut i många recipientbedömningar som en av de prioriterade mikroföroreningar där åtgärder krävs för att minska riskerna. Som alternativ till diklofenak finns exempelvis ibuprofen och naproxen som redan idag nästan helt renas bort från reningsverket (se även Tabell 3). Skulle dessa läkemedel användas i stället och diklofenak endast brukas vid de

tillfällen där läkaren bedömer det som nödvändigt, skulle även miljörisken p.g.a. diklofenak kunna tas bort utan resurskrävande insatser vid våra avloppsreningsverk.

Även för andra läkemedel finns det ofta miljövänligare alternativ eller andra möjligheter att reducera användningen och därmed utsläppen till vattenmiljöer. Åtgärder som branschorganisationen Svenskt Vatten och i vissa fall också Roslagsvatten AB kan hjälpa att få till inkluderar t.ex.:

- Hushållens tillförsel av läkemedel till avloppsreningsverk beror främst på ordinerad och receptfri konsumtion av läkemedel. En ökad kunskapsnivå hos allmänheten om olika läkemedels miljöeffekter och alternativa läkemedel med samma hälsoeffekt men mindre miljöpåverkan, skulle kunna minska den receptfria användningen av t.ex. diklofenak.
- Medverka till att miljökrav kan användas effektivt inom ramen t.ex. för upphandlingen inom regionen.
- Stöd i vården och på apoteken för en bättre utbildning av läkare kring läkemedlens miljöpåverkan kan vara en effektiv åtgärd för att minska utsläpp och miljöpåverkan.
- Kartläggning av läkemedelsrester från vårdmiljöer för att bedöma vårdmiljöns bidrag till totalbelastningen vid det kommunala avloppsreningsverket och därmed eventuella åtgärder vid vårdmiljöer.
- Regionen kan stötta projekt t.ex. inom ramen för Miljösamverkan
- Kartläggning och vid behov åtgärder vid enskilda avlopp genom t.ex. stöd i form av rådgivning, kunskapsutbyte och rekommendationer till fastighetsägarna.

För PFAS och fenoler är det svårare med lokala och regionala åtgärder förutom sanering av förenade områden och lakvattenrening då utsläppen sker från många olika konsumentprodukter. Endast ett globalt förbud av PFAS kommer kunna ge den reduktion av PFAS-emissioner till miljön som krävs för en PFAS-fri miljö (Baresel et al., 2022a).

### *3.6.3 Val av lämpliga avancerade reningstekniker*

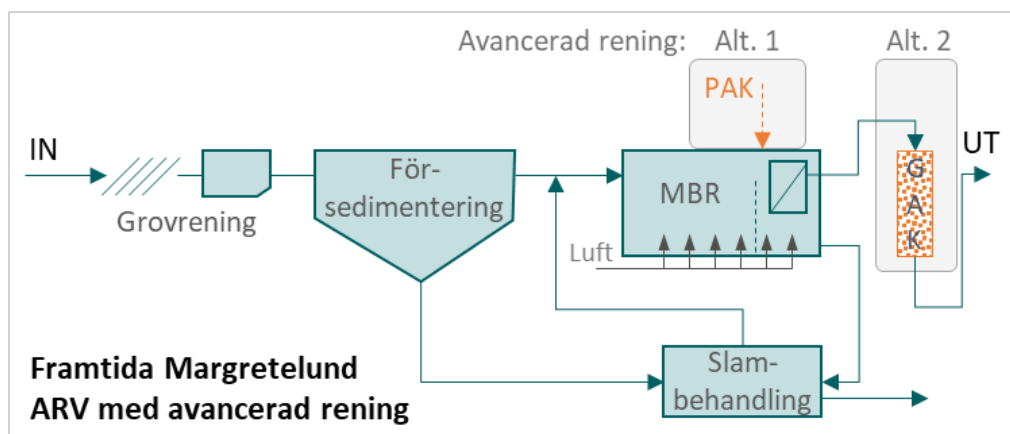
Generellt sett ger inte MBR-processen en bättre rening av de flesta mikroföroreningar jämfört med en konventionell aktivslamprocess (Andersson et al., 2023). Det finns dock vissa skillnader för vissa ämnen där en högre halt av slam och en längre uppehållstid för slammet kan ha viss effekt, och vissa partikelbundna mikroföroreningar kan hållas tillbaka av membranen. En MBR-process åstadkommer emellertid ett närapå fullständigt avlägsnande av mikroplaster och en betydande reduktion av bakterier (inklusive resistent bakterier) och virus. Med ett vatten utan partiklar och låga föroreningsnivåer i permeatet skapar en MBR-process också gynnsamma förutsättningar för en resurseffektiv ytterligare rening, antingen som efterföljande reningssteg eller integrerad i MBR-processen.

Projektgruppen valde att närmare studera adsorptiva reningstekniker som baseras på aktivt kol som reningsmetod. Detta baserat på målet att en avancerad rening i en framtida anläggning ska resultera i god reningseffekt både för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar såsom PFOS. Därmed exkluderas ozonoxidation eftersom tekniken inte ger en rening av PFOS eller andra PFAS (Baresel et al., 2022a). Implementering av en ozonering i kombination med MBR-processen skulle dessutom endast vara motiverat om ozoneringen appliceras på permeatet. Med risk för bildning av toxiska nedbrytnings- och biprodukter



som generellt finns vid ozonering, skulle det dock behövas ytterligare ett poleringssteg i form av en biologisk polering.

De två teknikalternativ som undersöktes inom projektet genom en första implementeringsbedömning är en komplettering av MBR-processen med ett aktivt kolfilter (MBR-GAK) och tillsats av pulveriserat aktivt kol till MBR-processen (PAK-MBR). Båda teknikerna har undersökts i flera praktiska studier vid svenska avloppsreningsverk (Baresel et al., 2014, 2017a, b, 2019, 2022b, c; Ek et al., 2013; Takman et al., 2022) och bedöms därför generellt vara relevanta för en framtida implementering vid Margretelund ARV om behovet skulle finnas.



Figur 21. Schematisk beskrivning av teknikalternativ som undersökts.

Teknikalternativet med tillsats av PAK innebär att PAK och adsorberade mikroföroreningar hamnar i slammet, vilket kan påverka möjligheterna att använda slammet för vissa applikationer. Även om befintliga regler för slamspridning, såsom Revaq, inte skulle hotas av tillsatsen av PAK enligt dagens regelverk, bör man undvika en direkt återföring till naturen av de mikroföroreningar som separerats från avloppsvattnet. Dessutom kan framtida förändringar av regelverket, som redan diskuteras inom Revaq, förbjuda spridning av PAK-haltigt slam. Vid en termisk behandling av slammet, till exempel genom pyrolys, finns det dock potential att destruera mikroplaster, läkemedel, vissa PFAS-ämnen och andra föroreningar samtidigt som ett biokol som innehåller viktiga näringsämnen och kol och som kan användas som gödningsmedel erhålls. Slamförbränning är också en teknik som kan destruera mikroföroreningar som har överförts till slammet för att undvika en vidare spridning till kretsloppet. Eftersom det redan pågår ett utredningsarbete för en alternativ slambehandling vid Margretelunds ARV har dessa aspekter inkluderats i beskrivningen av teknikalternativet PAK-MBR.

Reaktivering av förbrukat GAK efter filterbyte kan åstadkomma en destruktion av läkemedelsrester även om PFAS-destruktion fortfarande befinner sig på forskningsstadiet (DiStefano et al., 2022).

### 3.6.4 Dimensionerande förutsättningar

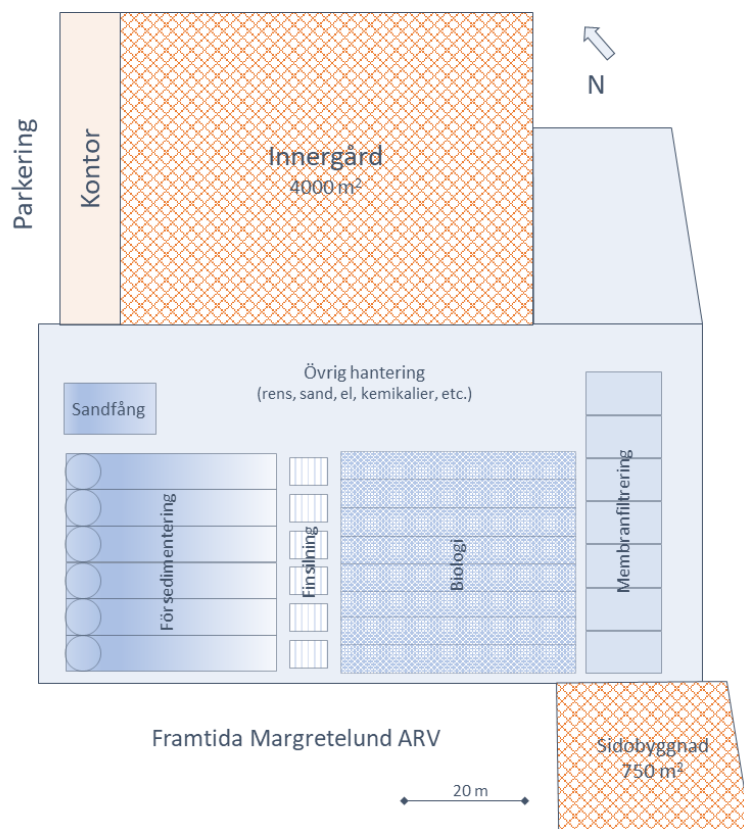
Framtida avloppsvattenflöde vid Margretelund ARV beräknas till  $Q_{medel} = 1158 \text{ m}^3/\text{h}$  (Ettapp 2) med ett maximalt flöde för biologin på  $Q_{max} = 3400 \text{ m}^3/\text{h}$ . Det dimensionerande flödet för den framtida anläggningen är satt till  $Q_{dim} = 1400 \text{ m}^3/\text{h}$  och  $Q_{dim} = 1700 \text{ m}^3/\text{h}$  för Ettapp 2



respektive Etapp 3. I efterföljande genomgång har medelflödet satts som dimensionerande flöde i den avancerade reningen ( $Q_{medel,AR} = Q_{dim,AR} = 1158 \text{ m}^3/\text{h}$ ). Som maximalt flöde som kan behandlas i den avancerade reningen har  $Q_{max,AR} = 1700 \text{ m}^3/\text{h}$  definierats. Detta är alltså samma som det maximala dimensionerande flödet för den framtida anläggningen.

Vilket dimensionerande flöde som väljs är en av de viktigaste parametrarna som påverkar hur kostnadseffektiv den avancerade reningen kan bli. Eftersom det enligt ovan inte föreligger ett tydligt reningsbehov vid Margretelunds ARV, och det därmed inte heller finns ett tydligt reningsmål, synes en dimensionering för ett högre flöde än  $Q_{dim}$  inte motiverat. Eftersom  $Q_{dim}$  redan ligger nästan 50 % över medelflödet bedöms dessutom att den största andelen av årsflödet kommer att kunna hanteras i den avancerade reningen även om inget frekvensdiagram för det framtida flödet fanns tillgängligt. Dessutom tillåter olika reningstekniker att ett större flöde kan hanteras än vad designen anger så länge den hydrauliska kapaciteten finns på plats. För GAK-filter betyder ett högre flöde enbart att kontakttiden minskar vilket kan ge en sämre reningseffekt. PAK-MBR alternativet möjliggör generellt en bättre flexibilitet för varierande flöden så länge en ökad dosering av PAK finns tillgänglig.

En möjlig framtida placering av en avancerad rening skulle kunna utgöras av den mark som reserverats för en sidobyggnad vid sidan om de planerade MBR-linjerna eller den större ytan som finns tillgänglig på innergården (Figur 22).



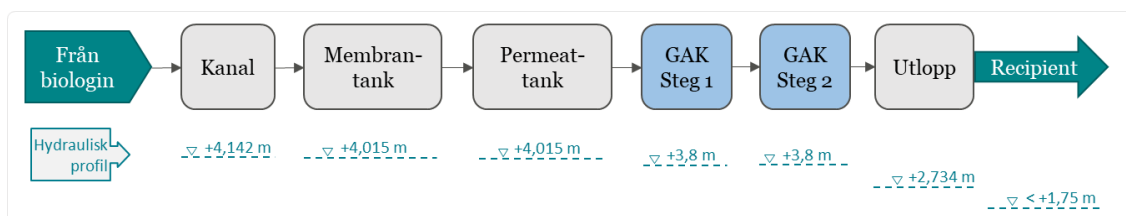
Figur 22. Områden för en tänkbar placering av en framtida avancerad rening vid Margretelund ARV markerade i rött.

### 3.6.5 MBR i kombination med aktivt kolfilter (MBR-GAK)

Aktivt kolfilter (GAK-filter) räknas som en av de vanligaste teknikerna för att avlägsna mikroföroreningar och används redan idag framför allt i vattenverk, men även ett par fullskaleinstallationer finns vid svenska avloppsreningsverk som t.ex. i Simrishamn ARV, Kivik ARV och Degeberga ARV. Teknikkombinationen av membranbioreaktor och efterföljande aktivt kolfilter (MBR-GAK) har utvecklats och testats i flera projekt sedan 2013 (Baresel et al., 2014, 2017a, b; 2019, 2023; Ek et al., 2013; Takman et al., 2022). Långtidstester har körts både vid Hammarby Sjöstadsvverk (Baresel et al., 2019) och sedan 2020 i en storskalig MBR-GAK pilot vid Himmerfjärdsverket (Baresel et al., 2023).

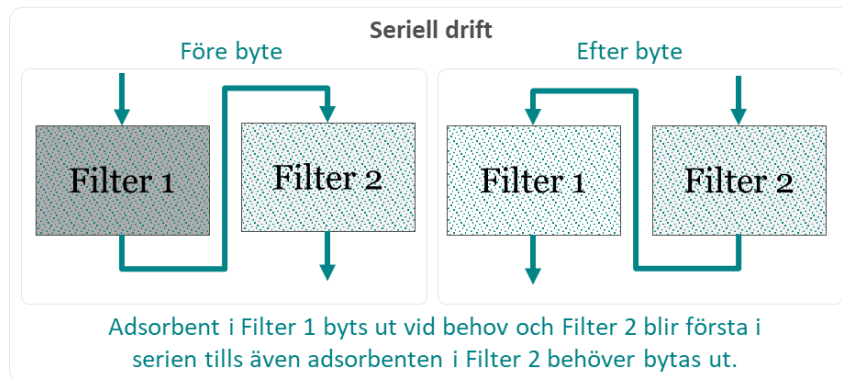
Den höga reningsprestandan hos MBR-processen avseende kolföroreningar, näringsämnen, mikroplaster och mikroorganismer genererar ett rent och partikelfritt vatten så att det efterföljande GAK-filtret kan nyttjas för att främst avskilja mikroföroreningar. Det finns även en potentiell resursbesparing i en avancerad rening i kombination med MBR jämfört med en konventionell aktivslamprocess p.g.a. skillnad i reduktion av vissa mikroföroreningar. För Margretelund ARV:s framtida MBR-processen föreslås ett 2-stegs filterupplägg för ett bättre utnyttjande av filtermaterialets kapacitet. Eftersom inköp av GAK brukar var den dominerande kostnaden i GAK-filter kan 2-stegsfilter åstadkomma en mindre resursförbrukning som ger både mindre miljöpåverkan och mindre kostnader för det avancerade reningssteget.

Figur 23 visar den föreslagna processplaceringen av en eventuell GAK-filtrering vid Margretelund ARV inklusive vattennivån i de olika processtegen baserat på befintliga systemhandlingar för den framtida MBR-processen.



Figur 23. Föreslagen processmässig placering av en framtida 2-stegs GAK-filtrering inklusive vattennivån i olika processdelar.

Vattnets väg kan beskrivas enligt följande. Från den framtida permeattanken leds vattnet via självfall till det första GAK-filtret i serien. Filtratet från första GAK-filtret pumpas till det andra steget i GAK-filtreringen (alternativ via självfall, se nedan) och återförs efteråt till ett befintligt utlopp. Vid behov för byte av filtermaterial, byts endast det första filtret och de två seriekopplade filtren byter placering (se Figur 24). Vid nästa behov av filterbyte byts då återigen igen endast det första filtret i serien och därefter byts.

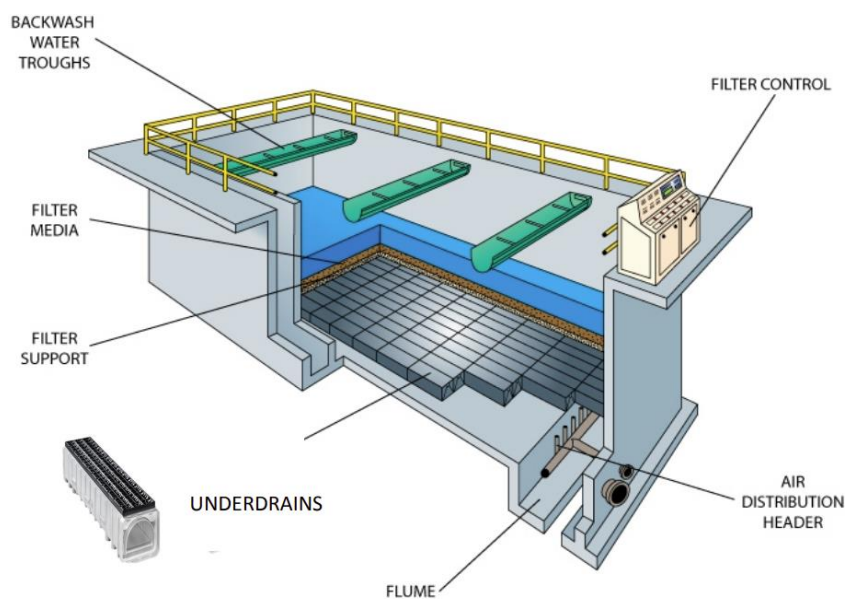


Figur 24. Schematisk bild över de två vanligaste flerfilterssystemen.

### 3.6.5.1 Förslag till tekniskt utförande

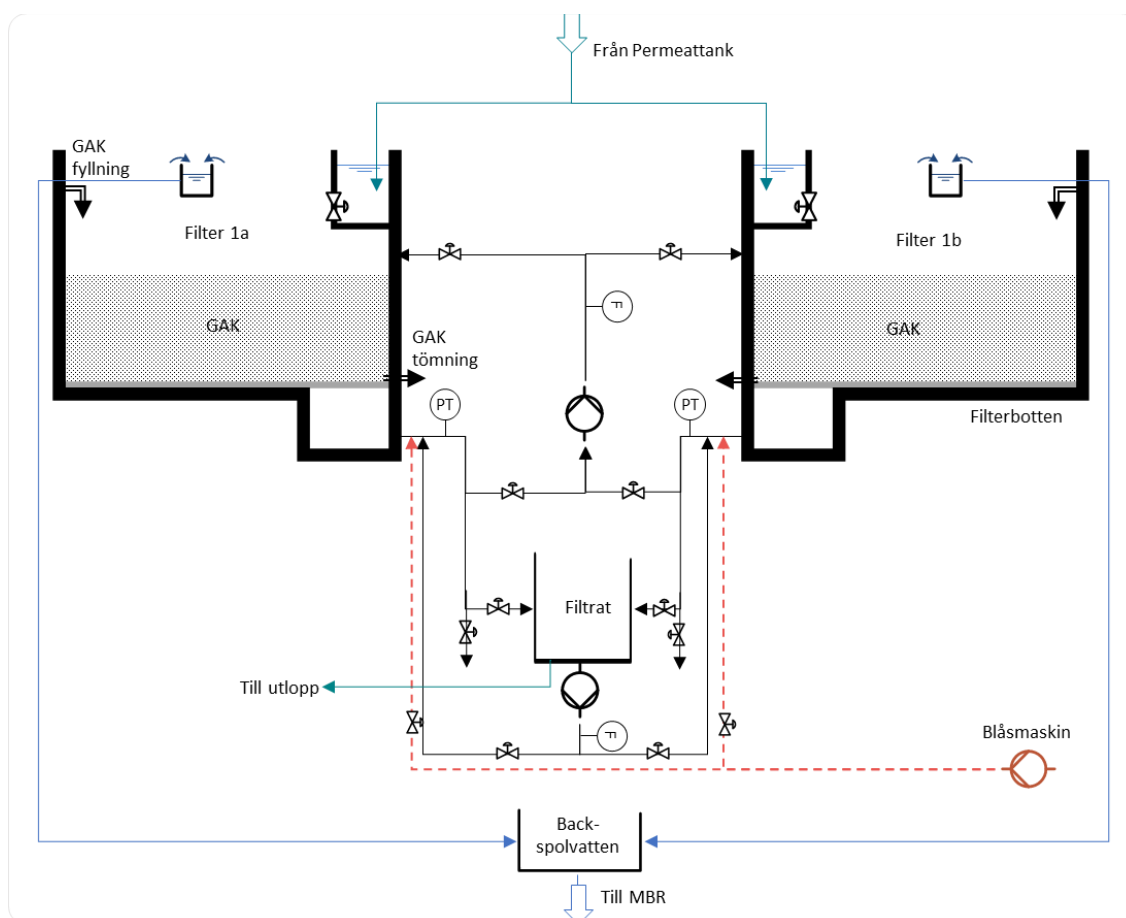
Baserat på IVL:s praktiska erfarenheter med teknikcombinationen MBR-GAK föreslås att en tänkbar avancerade rening utformas som ett 2-stegsfilter med en kontakttid (Empty Bed Contact Time, EBCT) vid  $Q_{dim,AR}$  på 10 min i vardera. Detta ger en total kontakttid på 20 min vid  $Q_{dim,AR}$  och ca 13,6 min vid  $Q_{max,AR}$ . Vid en föreslagen filterbädd på 2 m bli ytbelastningen 6 m/h vid  $Q_{dim,AR}$  och ca 8 m/h min vid  $Q_{max,AR}$ , som båda är avsevärt lägre än ytbelastningarna som kan tillämpas i MBR-GAK system (Baresel et al., 2023). Med de föreslagna kontakttiderna och filterbäddjupet beräknas filterytan som behövs till ca 200 m<sup>2</sup>. Under beaktande av redundans och att flera filterpar i parallell drift underlättar en drift mot olika reningsmål, rekommenderas 3 filterpar med en yta på  $2 \times 36$  m<sup>2</sup> (t.ex.  $9 \times 4$  m per filter).

Varje filter består av en filterbotten som kan utformas på olika sätt. Vid användning av vanliga dräneringsbottnar rekommenderas "mediahållare" i stället för flermediafilter. Figur 25 visar ett exempel på GAK-filterutformningen med filterbotten, rörgalleri för filtrat, backspolvatten och tryckluft, samt backspolrännor som återför backspolvatten till huvudreningen.



Figur 25. Schematisk uppbyggnad av GAK-filter med både dräneringsbotten inklusive mediahållare (Leopold® Type XA™ Underdrain) och stödmaterial.

Figur 26 visar en schematisk funktionsbeskrivning av ett 2-stegsfilter enligt förslaget med mellanpumpning. Beroende på vilket filter som är först i serien anpassas styrningen efter detta. Vid behov kan varje filter även köras som enskilt filter.



Figur 26. Schematisk beskrivning av 2-stegsfilterdrift.

Baserat på den långvariga driften och de genomförda belastningstesterna vid MBR-GAK-piloten vid Himmerfjärdsverket (Baresel et al., 2023) finns även alternativet med en teknisk utformning utan aktiv pumpning mellan de två filtren så länge det finns tillräckligt med utrymme för ökad vattennivå i filtren. För att driva två filter i serie utan någon mellanliggande pumpning måste det finnas utrymme för vatten ovanför filtrets bädd. Energiförbrukningen för pumpning beror till stor del på höjdskillnaden mellan ingången till GAK-filtren och utloppspunkten. Energiförbrukningen kan därför vara densamma med eller utan mellanliggande pumpning. Vid utformningen av en fullskaleanläggning behöver därför kostnaden för större bassänger jämföras med kostnaden för installation och underhåll av pumpar och eventuellt den extra energiförbrukning som mellanliggande pumpning kan kräva.

Backspolningsbehovet av filtren bedöms vara en gång per vecka i ca 30 min med en kombination av tryckluft och vattenspolning. Backspolning av olika filter sker vid olika tidpunkter och kan med fördel läggas till lågflödesperioder. Backspolning ska ske med både luft och vatten. Beroende på hur snabbt en nivåsenkning i filtren kan uppnås, tar backspolning av ett filter mindre än 1 timme. Backspolshastigheten med vatten föreslås här sättas till 20 - 30 m/h. Då endast ett filter backspolas åt gången kan samma utrustning användas för samtliga filter. För redundans rekommenderas 2 redundanta installationer för leverans av tryckluft och backspolvatten. Spolvattenspumpar placeras i utloppskanalen efter filterbassängen. Uppsamlat backspolvatten leds via ledningar till inloppet till huvudreningen.

Tömning av förbrukat GAK sker via öppningar i varje filtercell strax över filterbotten som ansluts till en ejektorpump som drivs med vatten från inloppskanalen till den avancerade reningen. Tömning och hämtning av GAK kan ske direkt med tankbil och även leverans av nytt/reaktiverat kol sker via tankbil direkt till filtren med hjälp av ejektorpumpar.

#### *3.6.5.2 Förväntad reningseffekt*

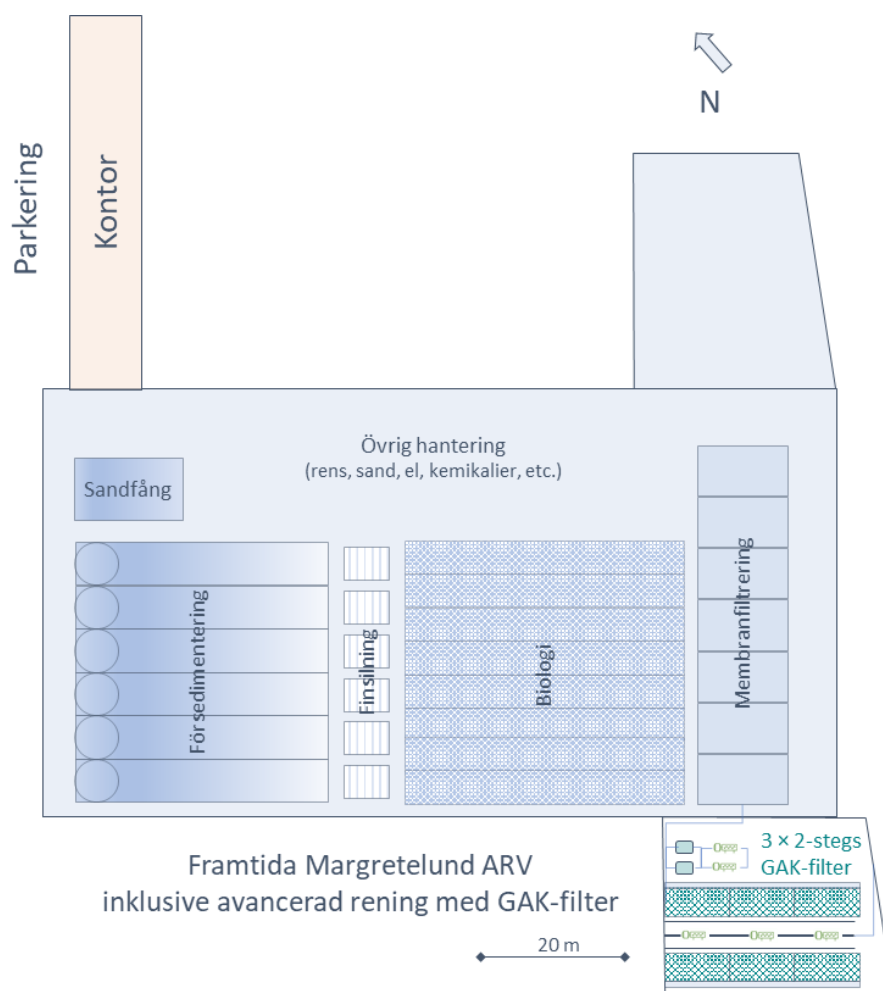
Reningseffektiviteten i GAK-filter bestäms främst av filtermaterialets adsorptionsförmåga, samt eventuella biologiska nedbrytningsprocesser i filtret och till vis del av filterverkan. Flera projekt i Sverige och utomlands med avloppsvatten samt långvariga erfarenheter från vattenverk har visat en över lag mycket god reningsgrad av läkemedelsrester och hormoner. Ett problem med att jämföra olika tester är att en mer eller mindre etablerad mikrobiologi i filtren påverkar kapaciteten av systemen. Vilken typ av mikrobiologi som etablerats i ett filter beror på många olika faktorer som bl.a. belastningen med andra föroreningar än de mikro-föroreningar som GAK-filter avser att ta bort.

För borttagning av olika PFAS med hjälp av GAK-filter är det viktigt att beakta att ju längre PFAS-kolledjan är desto bättre avskiljs föroreningen. Även om många PFAS såsom t.ex. PFOS kan renas bort effektivt med GAK så indikerar pilottester vid svenska avloppsreningsverk att PFAS-ämnen bryter igenom ett kolfilter långt tidigare än de flesta läkemedelsrester (Baresel et al., 2022d).

#### *3.6.5.3 Placering av GAK-filteranläggningen*

Figur 27 visar en tänkbar placering av det avancerade reningssteget baserat på GAK-filter i en potentiell framtida sidobyggnad. Även om denna placering endast utgör ett förslag utan hänsynstagandet till andra platsspecifika krav som kan hindra en etablering av GAK-filter

just i dessa utrymmen, så kan ändå en uppfattning av utrymmesbehovet fås. Förutom de tre (3) GAK-filterparen indikeras inloppskanalen och uppsamlingen av backspolvatten längs utsidan av filtren, samt uppsamling av filtrat och placering av mellanpumpar mellan filterparen. Även redundanta blåsmaskiner och pumpar för backspolning av GAK-filtren med både tryckluft och filtrat indikeras i figuren.



Figur 27. Tänkbar placering av den avancerade reningen utifrån ytbehovet.

#### 3.6.5.4 Kostnader och miljöpåverkan

Ingen projektering har genomförts inom denna förstudie och kostnader för etablering av GAK-filtren och tillhörande utrustning har således inte tagits fram. Baserat på IVL:s samlade erfarenheter och vid antagandet att en etablering kan ske i en tillbyggnad enligt Figur 27, utan tillkommande markarbeten och behov av etablering av nya byggnader, bedöms dock investeringskostnaderna att uppgå till ca 35 Mkr. I dessa kostnader inkluderas bygg- & anläggningsarbeten, filterbotten, VVS, maskinutrustning (blåsmaskiner, pumpar etc.), el och automation samt en del för oförutsett och byggherrekostnader. Under antagande av vanliga livslängder för de olika ingående delarna (t.ex. 30 år för bygg, 20 år för maskin etc.) och en räntesats på 3 % kan annuitet för årliga avskrivningar för investeringskostnader beräknats till ca 2 Mkr.

Driftkostnaderna kommer att domineras av GAK-förbrukningen förutom viss elförbrukning för pumpning och blåsmaskiner, samt driftpersonal. Baserat på långtidstester



vid Himmerfjärdsverket (Baresel et al., 2023) kan man förvänta sig att minst 50 000 bäddvolymeter kan behandlas innan ett byte av filtermaterialet behövs. Detta motsvarar en dos på ca 12 g GAK/m<sup>3</sup>. IVL:s bedömning baserat på många olika jämförande försök är också att reaktiverat GAK kan användas i dessa filter. Med ett pris på ca 16 kr/kg (inkl. transport), en elförbrukning på ca 0,02 kWh/m<sup>3</sup> till en kostnad på 1,50 kr/kWh för den avancerade reningen, samt ca 600 drifttimmar till en kostnad på 650 kr/tim och andra drift- och underhållskostnader som motsvarar ca 2 % av investeringskostnader, erhålls en årlig driftkostnad på ca 2,7 Mkr.

De sammanlagda kostnaderna för GAK-filtersteget inklusive investering och drift bedöms således uppgå till ca 4,7 Mkr/år. Omräknat till en specifik reningskostnad baserad på medelflödet som ska behandlas i den avancerade reningen erhålls värdet 0,46 kr/m<sup>3</sup>.

Det bör noteras att om målet även ska inkludera en effektiv PFAS-rening kan mer frekventa filterbyten behövas. Detta skulle påverka driftkostnaden avsevärt.

#### *3.6.5.5 Vidare utredningsbehov*

Några aspekter som behöver utredas ifall den förslagna avancerade reningen ska undersökas vidare inkluderar:

- En första sondering av tänkbara GAK-leverantörer. Flera kolleverantörer erbjuder reaktiverat aktivt kol via en så kallad köppool.
- Undersöka möjligheten till en lokal eller regional reaktivering av förbrukat GAK t.ex. i samverkan med andra avloppsreningsverk i regionen.

#### *3.6.6 MBR i kombination med tillsats av pulveriserat aktivt kol (PAK-MBR)*

Den alternativa tekniklösningen för en potentiell framtida avancerade rening vid Margretelund ARV baseras på en dosering av pulveriserat aktivt kol i MBR-processen (benämnt som PAK-MBR). Enligt IVLs arbete med och bedömning av tekniken som går tillbaka till aktiviteter från 2014 (Baresel et al., 2017a) och som även inkluderar framgångsrika pilottester (Baresel et al., 2022b) och internationella erfarenheter, ger teknikkombinationen PAK-MBR ett antal fördelar:

- Under förutsättning att en MBR-process finns tillgängligt, behöver inget extra reningssteg byggas, vilket minskar resursförbrukningen och investeringskostnaderna.
- Minskning av energi- och kemikalieförbrukning för rengöring av membranerna i MBRen på grund av den renande verkan av PAK på membranerna.
- Användningen av flera olika aktiva kolprodukter inklusive biokol tillverkat från organiska restprodukter skulle kunna öka framöver, då inte samma stabilitet av kolet behövs jämfört med andra aktivkoltillämpningar (t.ex. GAK-filter). Detta skulle ge ytterligare resursbesparingar och minskad miljöpåverkan.
- Slamegenskaper för ett slam med PAK kan vara avsevärt bättre, t.ex. ökad avvattningsförmåga vilket ger ytterligare resursbesparingar.
- Teknikkombinationen skulle ge en vattenkvalitet som möjliggör flera tillämpningar avseende vattenåteranvändning, vilket skulle ge bättre förutsättningar för cirkulära vattensystem vilket dagens samhälle strävar efter.
- Att kombinera borttagning av antibiotika och bakterier i samma processteg och utan risk för återkontaminering av det renade vattnet kan, jämfört med andra avancerade



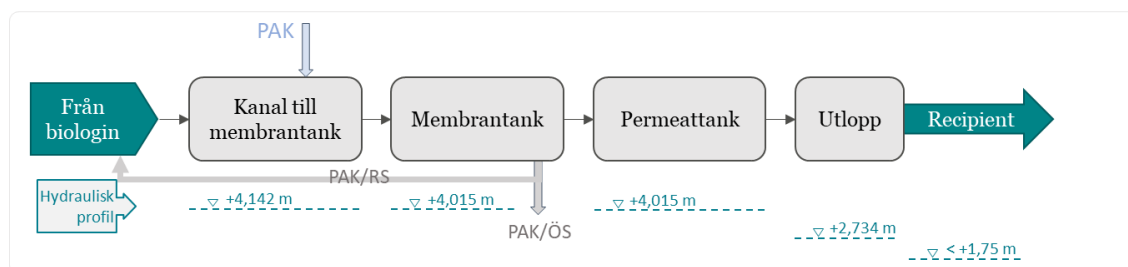
tekniklösningar, innebära en stor fördel med tanke på risken för spridning av antibiotikaresistens via bakterier (ARB) och gener (ARG).

Alla aspekter ovan kan resultera i bättre resurseffektivitet och ett minskat investeringsbehov inklusive lägre driftkostnader.

Baserat på de resultat som projektet har tagit fram framstår teknikkombinationen med PAK-MBR som en av de mest resurseffektiva reningsteknikerna för avancerad rening anpassade för avloppsreningsverk där det finns en befintlig MBR-process. En nackdel med PAK-MBR tekniken är att tekniken överför mikroföroreningar till slammet, vilket kan påverka möjligheterna att använda slammet. Även om det idag inte finns några begränsningar för PAK i slam så kommer Revaq inte att tillåta PAK i slam. Det råder dock stor osäkerhet kring vad som ska gälla för slammet i framtiden och oavsett vad slamutredningen resulterar i så kommer samhället på sikt inte att kunna acceptera en återföring av föroreningar till miljön via slamspridning och alternativa slambehandlingsmetoder behöver därmed tas fram. Här erbjuder PAK-MBR teknikkombinationen eventuellt också en potentiell cirkulär resurslösning (se 3.6.6.5).

Även om slammets kvalitet påverkas negativt i form av en högre föroreningshalt p.g.a. att PAK adsorberar mikroföroreningar, så kan PAK i slammet också ge positiva effekter t.ex. genom att slamavvattningsprocessen bli enklare. Detta rapporterades också från PAK-MBR-försök vid Nordkanel i Tyskland (Bastian et al., 2022) som rapporterade att TS-halten i rötslam som avvattnats med centrifug låg ca 2 - 3 procentenheter högre för linjen med PAK-tillsats vilket motsvarade en reduktion av slamvolymen med ca 6 - 9 %. Detta medförde minskade kostnader för förbränning av slammet vid anläggningen.

Figur 28 visar den föreslagna processplaceringen av en eventuell PAK-dosering vid Margretelund ARV inklusive vattennivån i de olika processtegen baserat på befintliga systemhandlingar för den framtida MBR-processen. Som framgår av figuren så påverkas inte vattnets väg eller nivåerna i processen. PAK tillsätts innan membrantankarna och tas ut tillsammans med överskottslammet (ÖS). En del cirkuleras med returslammet (RS) tillbaka till biologin.



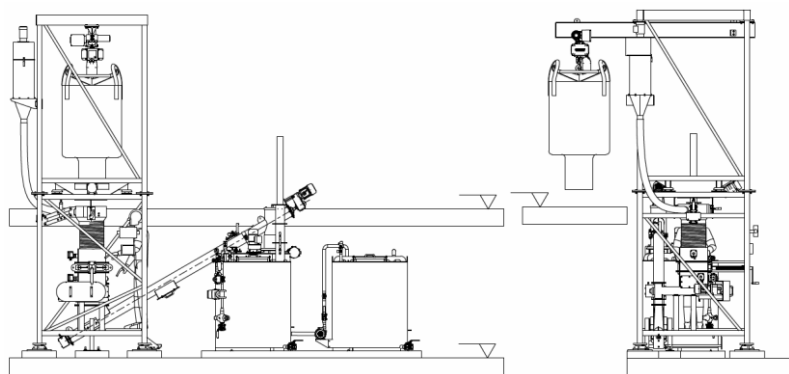
Figur 28. Föreslagen processmässig placering av en framtida PAK-dosering och avdrag inklusive vattennivån i olika processdelar.

### 3.6.6.1 Föreslaget tekniskt utförande

Baserat på IVL:s praktiska erfarenheter med teknikkombinationen PAK-MBR föreslås att PAK-doseringen sker i inflödeskanalen till membrantankarna med en medeldos på 10 g PAK/m<sup>3</sup>. Denna dos avser endast ny tillsatt PAK eftersom en del av PAKen kommer att

cirkuleras genom processen via den interna slam- och nitratcirkuleringen. Denna cirkulering kommer även att påverka den faktiska kontakttiden som därmed kan uppgå till slamåldern. Ingen extra processvolym i aktivslamprocessen behöver planeras in, vilket tidigare erfarenheter med teknikkombinationen visat.

PAK-förvaring föreslås ske via en silo utomhus med ställplats för tankbil vid leverans och PAK-beredning i dagstank i processbyggnaden. Med en medelförbrukning på 10 g PAK/m<sup>3</sup> behövs ca 11,5 kg PAK/h, vilket motsvarar ca 280 kg PAK/d eller 0,6 m<sup>3</sup> PAK/d. Här föreslås en hantering med hjälp av dammtät storsäckstömmare inkl. doserings- och beredningsutrustning. Beredningstanken utformas så att en PAK-lösning på < 3 % tillberedes som räcker för < 5 dagars dosering med doserpumpar. Figur 29 visar ett exempel på en storsäckstömmare Tomal typ 1100 och visar den typ av utformning som behövs. Utrustningen är konstruerad för säckar som kan anslutas dammfritt mot doserbehållaren och inkluderar dammfilter i ATEX-utförande. I kombination med multiskruvdoserare erbjuder denna lösning en komplett enhet för storsäckstömning och noggrann dosering av PAK inklusive styrning.



Figur 29. Exempel på storsäckstömmare inkl. doserings- och beredningsutrustning (Tomal).

### 3.6.6.2 Förväntad reningseffekt

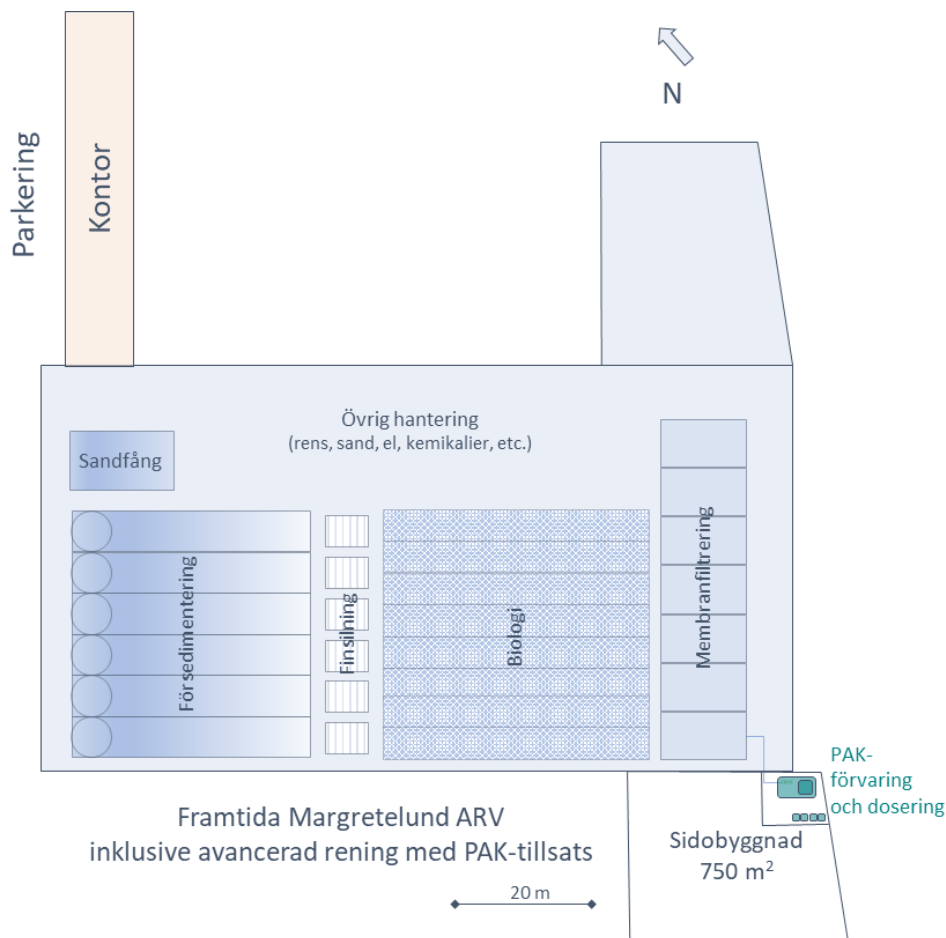
Reningseffektiviteten i PAK-MBR bestäms främst av PAKens adsorptionsförmåga, samt eventuell biologiska nedbrytningsprocesser i MBRen. Svenska pilotester har visat en mycket god reningsgrad av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar i PAK-MBR (Baresel et al., 2022b). Även fullskaletester i Tyskland har visat på en mycket effektiv borttagning av läkemedelsrester med hjälp av PAK-MBR kombinationen (Bastian et al., 2022).

För borttagning av olika PFAS med hjälp av PAK-MBR krävs fortfarande mer kunskap då rening av PFAS inte har varit ett prioriterat område i de genomförda studierna. Baresel et al. (2022b) visade dock på en PFOS-rening på >96 % även vid låga PAK-doser.

### 3.6.6.3 Placering av PAK-doseranläggningen

Figur 30 visar en tänkbar placering av det avancerade reningssteget baserat på PAK-tillsats till membrantankarna i anslutning till den befintliga processbyggnaden. Även om denna placering endast utgör ett förslag utan hänsynstagandet till andra platsspecifika krav som kan hindra en etablering av t.ex. PAK-silon just vid denna placering, så kan ändå en uppfattning om utrymmesbehovet fås. Förutom PAK-silon som placeras utomhus indikeras

beredningstanken (dagstank) och doseringsutrustningen. Inga fler utrymmen än detta behövs för denna tekniklösning.



Figur 30. Tänkbar placering av den avancerade reningen med PAK-tillsats utifrån ytbehovet.

#### 3.6.6.4 Kostnader och miljöpåverkan

Även om ingen projektering har genomförts inom denna förstudie och kostnader för etablering av PAK-tillsats och tillhörande utrustning således inte har tagits fram, kan en grov kostnadskattning baserat på leverantörsinformation och IVL:s samlade erfarenheter göras. Vid antagandet att en etablering kan ske i en tillbyggnad enligt Figur 30, utan tillkommande markarbeten och behov för etablering av nya byggnader, bedöms investeringskostnader uppgår till ca 3,5 Mkr. I dessa kostnader inkluderas bygg- & anläggningsarbeten, klassat storsäckstömmare inkl. doserings- och beredningsutrustning, VVS, maskinutrustning (pumpar etc.), el och automation samt en del för oförutsett och byggherrekostnader. Under antagande av vanliga livslängder för de olika ingående delarna (t.ex. 30 år för bygg, 20 år för maskin etc.) och en räntesats på 3 % kan annuitet för årliga avskrivningar för investeringskostnader beräknats till ca 0,25 Mkr.

Driftskostnaderna kommer att domineras av PAK-förbrukningen förutom viss elförbrukning för pumpning och blåsmaskiner, samt driftpersonal. Baserat på pilottester vid Hammarby Sjöstadsvverk (Baresel et al., 2022b) kan en dos på ca 10 g PAK/m<sup>3</sup> förväntas. Med antagandet att reaktiverat kol till ett pris på ca 16 kr/kg (inkl. transport) kan användas, en tillkommande elförbrukning på ca 0,005 kWh/m<sup>3</sup> till en kostnad på 1,50 kr/kWh, samt ca

400 drifttimmar till en kostnad på 650 kr/tim och andra drift- och underhållskostnader som motsvarar ca 2 % av investeringskostnader, erhålls en årlig driftkostnad på ca 2 Mkr.

De sammanlagda kostnaderna för PAK-MBR inklusive investering och drift bedöms således uppgå till ca 2,25 Mkr/år. Omräknat till en specifik reningskostnad baserad på medelflödet som ska behandlas i den avancerade reningen erhålls värdet 0,22 kr/m<sup>3</sup>.

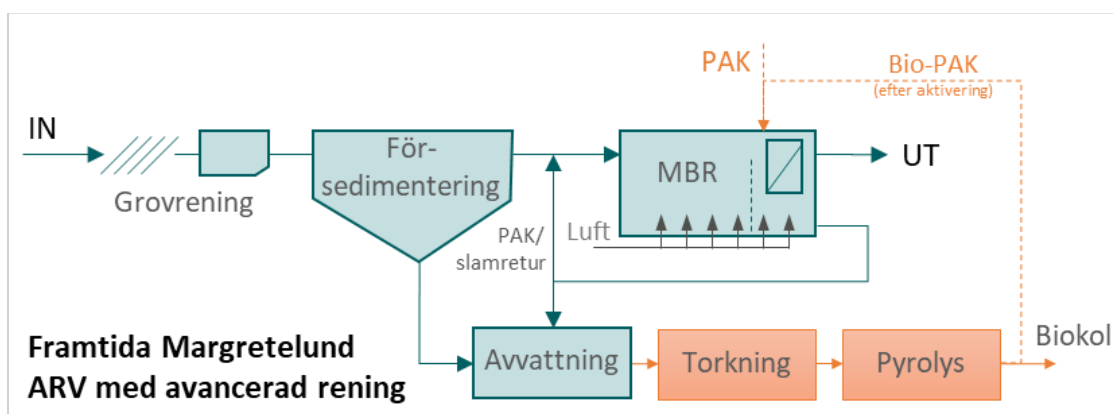
Det bör noteras att om målet även ska inkludera en effektiv PFAS rening kan en högre PAK-dos behövas. Detta skulle påverka driftkostnaden avsevärt.

### 3.6.6.5 Vidare utredningsbehov

Några aspekter som behöver utredas ifall den förslagna avancerade reningen ska undersökas vidare inkluderar:

- Tester med olika PAK då det i motsats till olika GAK-typer inte finns samma kunskapsunderlag. Även tester med finare PAK (superfine PAC – SPAC; ned till 1 µm kornstorlek) kan var intressant eftersom det finns indikationer på att reningseffektiviteten kan ökas signifikant jämfört med konventionell PAK vid samma dos och kontakttid (Bonvin et al., 2021; ResA 2016). Även tester med förbrukat GAK som mals ned till PAK eller SPAC har visast kunna uppnå samma reningseffekt som jungfrulig GAK (Pan et al., 2017).
- Påverkan av Revaq-certifieringen som erhöles under 2022.

Figur 31 visar ett systemförslag för PAK-MBR som även inkluderar en slamhantering som skulle överföra flera näringsämnen till det producerade biokolet och samtidigt minska föroeningarna i slutprodukten, vilken då kan användas som gödsel. Genom pyrolys förångas och/eller bryts organiska mikroföroeningar ned. Dessutom destrueras vissa PFAS, även om omfattningen och vilka ämnen detta innefattar ännu inte är klarlagt. Även för tungmetaller, som är icke-nedbrytbara oorganiska ämnen, finns en potential för avskiljning som möjliggör att dessa kan plockas ut ur kretsloppet. Detta behöver dock utredas mer. Pyrolysning av torkat slam skulle dessutom ge en produkt som agerar som kolsänka och som därmed kan generera intäkter från koldioxidskatt. Biokol har även positiva egenskaper för marken, t.ex. genom att hålla fuktigheten. Eventuellt kan biokolet även helt eller delvis ersätta kommersiellt PAK i PAK-MBR systemet, förutsatt att adsorptionsförmågan visar på lika god kapacitet som det aktiva kolet.



Figur 31. Schematisk layout av en möjlig implementering av teknikcombinationen PAK-MBR.

## 4 Slutsatser och rekommendationer

Projektet som helhet har kunnat utreda hur Margretelund ARV:s mottagande recipient påverkas av mikroföroreningar som transporteras via avloppsreningsverket till vattenmiljön. Därmed kunde även behovet av en avancerad rening vid den framtida avloppsreningsverket diskuteras, och vilka tekniska lösningar som är möjliga att implementera.

Baserat på de genomförda flödesproportionella dygnsproverna av inkommande och utgående avloppsvatten vid Margretelund ARV under ett helt år mellan augusti 2022 och juli 2023 kunde vissa variationer i belastningen av olika mikroföroreningar konstateras över året. Även variationer i reningseffekten för dessa olika föroreningar kunde tydliggöras och ämne som inte kan tas bort i dagens reningsverk identifieras. T.ex. kunde en mycket effektiv rening av läkemedel som ibuprofen och paracetamol, samt PFOS observeras, samtidigt som läkemedel som diklofenak och andra PFAS-ämne inte, eller endast i mindre grad, avlägsnas i dagens reningsprocess med MBBR-tekniken. Totalemissionerna av de undersökta mikroföroreningarna från Margretelund ARV:s utlopp beräknades till ca 39 kg/år för läkemedlen och hormonerna (vilket motsvarar ca 1,1 g/pe, år), 86 g/år för fenolerna och 86 g/år för PFAS. Detta trots mycket bra rening av flera mikroföroreningar i dagens avloppsreningsverk.

Modellresultaten visar att plymen från Margretelund ARV rör sig i den nordvästra delen av vattenförekomsten Trälhavet. Plymen varierar över tid i västlig–östlig riktning från utsläppspunkten, med en fördelning av plymen längs Margretelunds kust beroende på rådande förhållanden vid de aktuella mättillfällena. Den modellerade halten av läkemedel som Margretelunds ARV maximalt bidrar med i de två mest påverkade mätpunkterna, RV3 och RV6, har jämförts med recipientprovtagningen. Av dessa två är påverkan störst i RV6 och resultaten visar att Margretelund ARV står för ca 15 % av den uppmätta halten för de få substanser som kunde kvantifieras där. Den största delen av den uppmätta halten läkemedel i området utgörs av bakgrundshalter. Som bakgrundshalt för havsvattnet i Trälhavet kan halten i mätpunkten RV10 användas, då den inte nås av Margretelund ARV:s utsläppsplym vid något av mättillfällena. För PFOS visar modelleringen att Margretelund ARV:s bidrag till halten i recipienten är försumbar (under 1 %). Modelleringen av ett framtidsscenario med ett eventuellt lägre gränsvärde för diklofenak i vattenförekomsten (4 ng/l) indikerar en något högre risk för att den totala halten av diklofenak i vattenförekomsten överskrider till följd av andra bidragande källor utöver Margretelund ARV.

Även recipientproverna indikerade tydligt att Trälhavet inte verkar påverkas negativt av emissioner från Margretelund ARV med avseende på läkemedel, hormoner och hormonstörande effekter. Detta eftersom inga av dessa föroreningar kunde detekteras i recipienten, varken i relation till existerande eller eventuellt framtida gränsvärden, vilket innebär att klassningen för recipientstatus inte överskrider. För PFAS kan dock en tydlig negativ recipientpåverkan konstateras eftersom miljö kvalitetsnormen för PFOS överskrider. Dock visade resultaten i projektet att Margretelund ARV:s bidrag av PFAS endast utgör en mindre del av den totala PFAS-tillförseln till recipienten. Även vid en borttagning av samtliga PFAS-ämnen från utloppet vid avloppsreningsverket skulle den negativa påverkan på recipienten inte minska i någon större utsträckning. Även för bisfenol A kunde en viss negativ påverkan av recipienten observeras vilket dock även i detta fall beror på andra bidrag av bisfenol A än från Margretelund ARV:s

utlopp. Både för PFAS och bisfenol A kunde Åkers kanal identifieras som en viktig transportväg till Trälhavet utan att specifika källor för de mikroföroreningar som transporteras via Åkers kanal kan pekas ut. För hormonerna är påverkan till vis del oviss eftersom dagens analysmetoder inte kan mäta i de relevanta haltområdena eftersom de har betydligt högre kvantifieringsgränser än de som krävs. Med den minsta antagna utspädningen av utgående avloppsvatten från Margretelund ARV och uppmätta halter i utgående avloppsvatten från Margretelund ARV bedöms dock en negativ påverkan på recipienten som relativt liten.

Baserat på recipientbedömningen och utvärderingen av mikroföroreningar från Margretelund ARV bedöms inte ett tydligt behov av implementering av en avancerad rening vid anläggningen föreligga. Ifall en avancerad rening ändå kommer att övervägas för att avlägsna dessa mikroföroreningar vid ett framtida Magtrelund ARV utifrån andra kriterier, så föreslår projektgruppen två teknikalternativ som bedöms som mest relevanta ihop med den framtida processlösningen med MBR-tekniken. Dessa utgörs antingen av ett kompletterande 2-steps aktivt kolfilter eller en dosering av PAK till MBR-processen. Båda teknikalternativen beskrivs på ett övergripande sätt i rapporten inklusive En tänkbar utformning och kostnader för installation och drift.

## 5 Referenser

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, Svenskt Vatten, IVL Svenska Miljöinstitutet B2468, Stockholm.

Baresel, C., Bornold, N., Malovanyy, A., Rahmberg, M., Lundwall, T., Lindblom, E., Carranza Munoz, A. 2023. [Resultat från FoU-samarbete Syvab-IVL - Årsredovisning för 2022](#). IVL Svenska Miljöinstitutet B2469.

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

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

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

Baresel, C., Harding, M., Fång, J. 2019. Ultrafiltration/Granulated Active Carbon-Biofilter: Efficient Removal of a Broad Range of Micropollutants. Appl. Sci. 2019, 9, 710. doi.org/10.3390/app9040710

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

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

Baresel, C., Ek, M., Harding, M. och Bergström, R. 2014. [Behandling av biologiskt renat avloppsvatten med ozon eller aktivt kol](#). IVL rapport B2203.

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

Bonvin, F., Bonvin, C., Mota, J., Dessimoz, J.J., Bonvin, E., Decrey, L., Lochmatter, S., Kohn, T. 2021. Élimination Des Micropolluants Par Cap Super-Fin. Aqua & Gas 1, 40.

DHI 2021. Recipientutredning Österåker, Påverkan från utbyggnad av Margretelunds avloppsreningsverk. Internrapport.



DiStefano, R., Feliciano, T., Mimna, R.A., Redding, A.M., Matthis, J. 2022. Thermal destruction of PFAS during full-scale reactivation of PFAS-laden granular activated carbon. *Remediation Journal* 32, 231–238. <https://doi.org/10.1002/rem.21735>

Ek, M., Bergström, R., Baresel, C. 2013. Avskiljning av läkemedelsrester med granulerat aktivt kol - Försök vid Himmerfjärdsverket. Rapport U4492. IVL Svenska Miljöinstitutet.

EU Commission 2022a. Proposal for a revised Urban Wastewater Treatment Directive. Publication date 26 October 2022. [https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-amending-water-directives\\_en](https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-amending-water-directives_en)

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

Gros, M., Petrović, M. and Barceló, D. 2006. Development of a multi-residue analytical methodology based on liquid chromatography-tandem mass spectrometry (LC-MS/MS) for screening and trace level determination of pharmaceuticals in surface and wastewaters. *Talanta*, 70(4), pp. 678–690. doi: 10.1016/j.talanta.2006.05.024.

DHI 2021. Recipientutredning Österåker, Påverkan från utbyggnad av Margretelunds avloppsreningsverk. Internrapport.

Hoyer, K., Höglind, L., Sjölin, A., Cimbritz, M., Falås, P., Juárez Cámara, R., Svahn, O., Kragh Andersen, J., Berg Olesen, C. 2022. Kvartär rening vid Sjölunda ARV - Ozonering vid höga bromidhalter och regenerering av aktivt kol.

Jarošová, B., Bláha, L., Giesy, J.P., Hilscherová, K. 2014. What level of estrogenic activity determined by in vitro assays in municipal waste waters can be considered as safe? *Environment International* 64, 98–109. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.12.009>

Pan, L., Takagi, Y., Matsui, Y., Matsushita, T., Shirasaki, N. 2017. Micro-milling of spent granular activated carbon for its possible reuse as an adsorbent: Remaining capacity and characteristics. *Water Research* 114, 50–58. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.02.028>

ResA 2016. Optimierter Einsatz von Pulveraktivkohle und Ultrafiltration als 4. Reinigungsstufe“ UF/PAK 4.0 - Untersuchungen im Labor- und Pilotmaßstab. Abschlussbericht zum Untersuchungs- und Entwicklungsvorhaben im Bereich Abwasser zum Themenschwerpunkt. Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW.

Roslagsvatten AB, 2000. Miljörapport Margretelund reningsverk 2020.

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 B 1352.

Svenson, A., Allard, A.S. 2002. Östrogena och androgena effekter i lakvatten och kommunalt avloppsvatten i Fornby reningsverk, Siljansnäs, Leksands kommun. IVL B 1483.

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.

Takman, M., Cimbritz, M., Davidsson, Å., Paul, C., Svahn, O., Blomqvist, S. 2022. Återanvändning av renat avloppsvatten - Potential efter rening med en membranbioreaktor följt av granulerat aktivt kol. SVU-rapport 2022-14. Stockholm, Svenskt Vatten.

# 6 Bilagor

## 6.1 Teknisk modellbeskrivning

*6.1.1 Modellverktyget MIKE och drivning av den hydrodynamiska modellen*  
MIKE 3FM är ett tredimensionellt numeriskt modellsystem för beräkning av strömning och transport i vatten. Modelleringsystemet använder ett flexibelt beräkningsnät som kan anpassas till detaljer i strandlinjen, så som konstruktioner, m.m. Beräkningsnätets upplösning kan varieras så att områden av särskilt intresse kan beskrivas med hög noggrannhet. I varje element beräknas strömmarna till riktning och styrka, temperatur och salthalt, den turbulenta blandningen, lösta ämnens koncentrationer och andra parametrar som efterfrågas. Beräkningsnätet i den här studien visas i Figur B-1.

MIKE 3 utgör grundbulten i DHI:s svit av programvaror för marina och kustnära områden och används vid projekt världen över. MIKE 3 består av flera delmoduler. Den grundläggande modulen är den som beräknar de hydrodynamiska processerna, d.v.s. hur vattnet rör sig utifrån de drivande krafterna. Den bygger på välkända hydrodynamiska ekvationer som löses så exakt som beräkningsnätets upplösning, noggrannheten i de drivande krafterna och andra indata tillåter.

Modellen tar bland annat hänsyn till transport av salt och värme, drivning på grund av skillnader i densitet och vattenståndsvariationer, drivning av vinden på ytan och tillflöden av sötvatten från land. Modellen i den här studien drivs med oceanografiska data hämtade från den regionala Östersjömodellen i CMEMS ([Home | CMEMS \(copernicus.eu\)](#)), tidsserier med vind och lufttemperatur från SMHI:s mätstation vid Skarpö, samt tillrinning av färskvatten hämtade från SMHI:s S-HYPE.

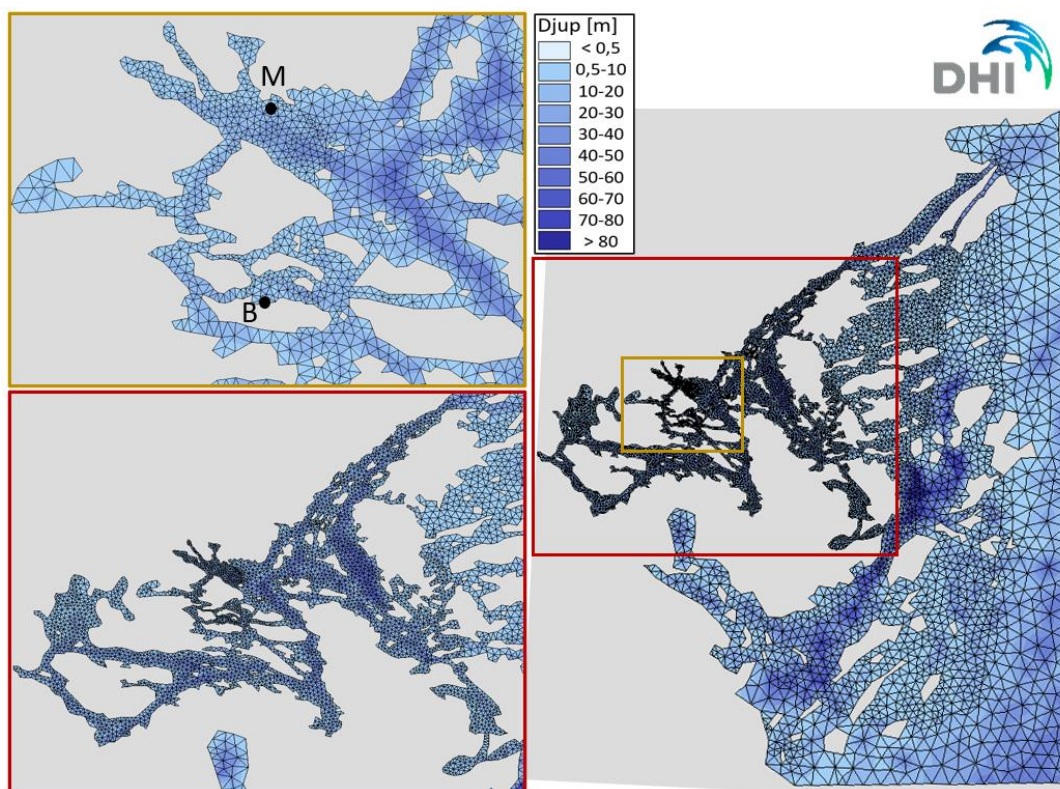
Till den hydrodynamiska delen i modellsystemet finns en kopplad modul som beräknar spridning av ämnena som använts.

Mer information och dokumentation om MIKE 3 finns på [MIKE 21/3 \(mikepoweredbydhi.com\)](#).

### *6.1.2 Modelldomän och beräkningsnät*

Modelldomänen sträcker sig från Lidingö/Värtan ut till utsjön, och utloppet från Mälaren sker vid Blockhusudden i modellen. Modellen har högre upplösning i innerskärgården än längre ut, och högst upplösning i vattenförekomsterna Trälhavet, Kodjupet och Norra Vaxholmsfjärden. Beräkningsnätet och djupförhållanden visas i Figur B-1, där Margretelund ARV:s utloppspunkt är markerad "M".

Vertikalt har modellen 23 lager, varav de översta 4 är ytföljande ned till 2 m djup. Detta innebär att tjockleken på de översta lagren varierar beroende på bottendjupet och vattenståndet. De vertikala lagren blir succesivt grövre med ökande djup. Batymetri-data som använts för att bygga beräkningsnätet kommer från CMAP ([C-MAP: worldwide nautical charts for navigation and fishing](#)).



Figur B-1. Batymetri och beräkningsnät för modellområdet i Stockholms skärgård (M står för Margretelund ARV:s utsläppspunkt, B står för Blynäs ARV).

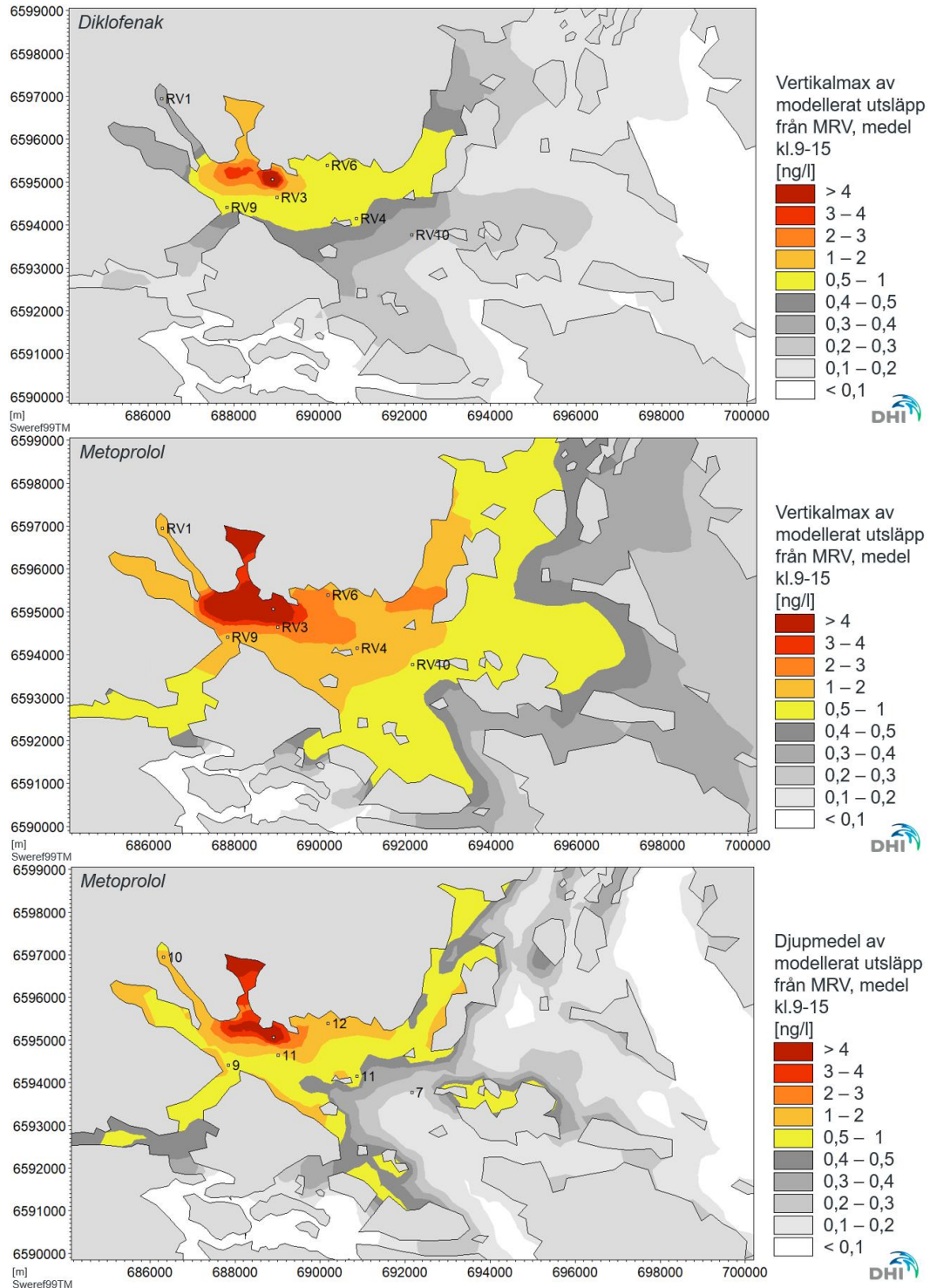
Stockholms skärgård har oerhört många öar, med trånga sund och grunda områden däremellan. Dessutom sitter det på många ställen vägbankar (vägkonstruktion i grunda havsvikar) som inte finns med i upplösningen på det sjökortdata som vi använt som underlag för modellens beräkningsnät. Detta innebär att modellen kan ge missvisande resultat i områden utanför intresseområdet, i och med att genomflödet av vatten kan vara annorlunda än vad modellen ger, beroende på skillnader i djup eller bredd på smala sund. Kartresultat ska därför användas med försiktighet när det kommer till områden med längre avstånd från intresseområdet i studien då resultaten ut mot ytterskärgården inte har samma noggrannhet som längre in.

## 6.2 Modellering av provtillfällena

### 6.2.1 Recipientprovtagning 18 augusti 2022

Vid recipientprovtagning den 18 augusti var utgående halt från Margretelund ARV 790 ng/l diklofenak och 2 400 ng/l metoprolol (Tabell B-3 i Bilaga 6.3). I augusti var flödet från Margretelund ARV lågt, samtidigt som det varit högt vattenstånd en längre period. Även flödet från Åkers kanal var lågt. Detta leder till att vatten från Trälhavet trycks in mot land och upp mot Åkers kanal och RV1. Plymen från Margretelund ARV följer de västgående ytströmmarna under provtagningsdygnet och ligger upp mot land och in mot Sätterfjärden (Figur B-2). Plymmönstret beror också på att vindar från sydöst dagarna innan provtagningen hade skapat pulser med nordvästgående ytströmmar in mot Sätterfjärden. RV10 som är opåverkad av Margretelund ARV (sett till djupmedlet) har en halt på ca 7 ng/l metoprolol medan halten är något högre i den västra, mer instängda delen av Trälhavet. Det tyder på att detta mönster varat ett par dagar och vattnet inne i Trälhavet har cirkulerat

runt. I RV3 står Margretelunds ARV för ca 30 % av halten vilket ungefär motsvarar den uppmätta skillnaden mellan RV10 och RV3. Detsamma gäller RV1 där Margretelunds ARV står för 10 - 20 % av den uppmätta halten vilket ungefär motsvarar skillnaden mot RV3.



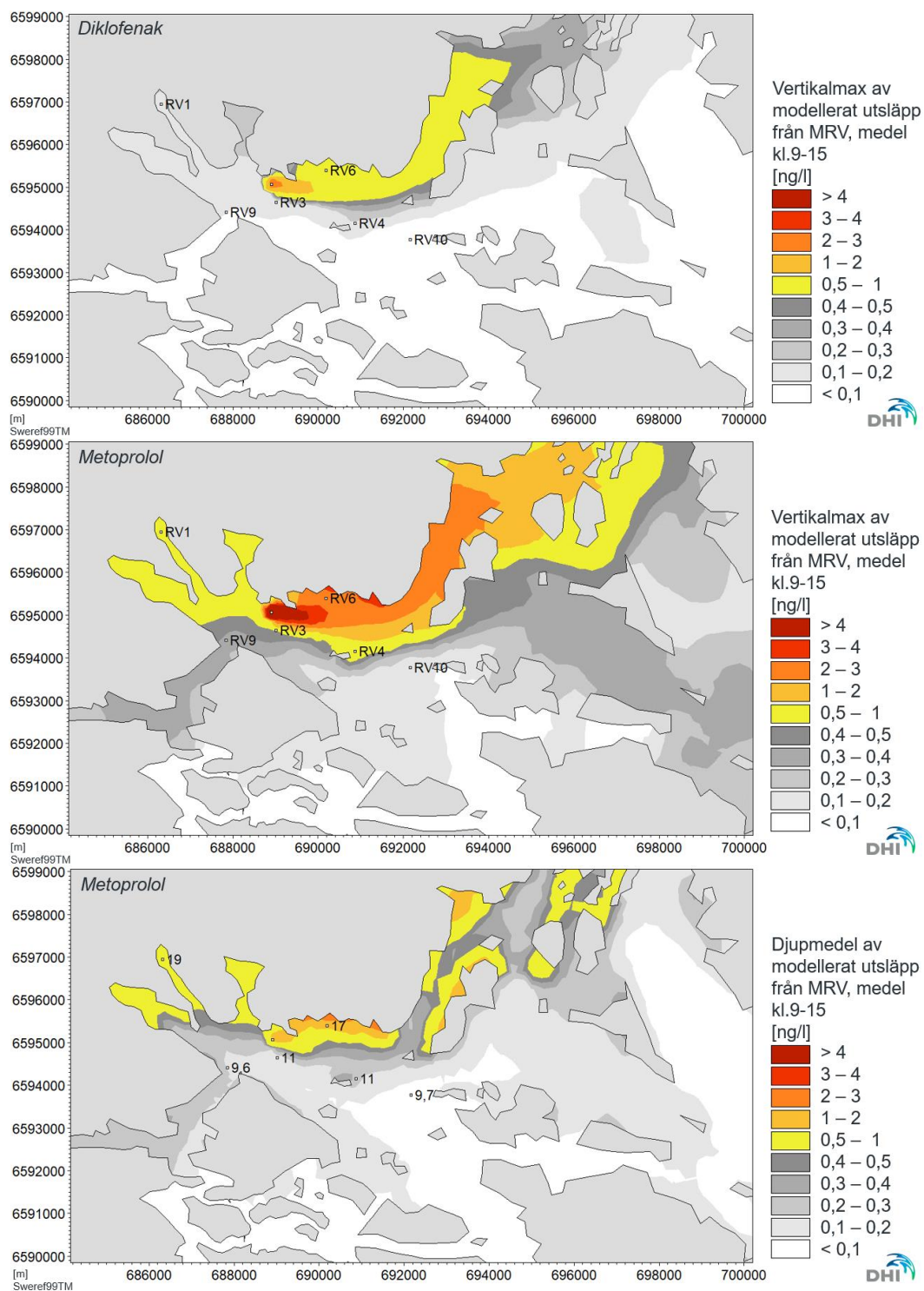
Figur B-2. Modellerat haltbidrag från Margretelund ARV för den 18 augusti av diklofenak (överst) och metoprolol (mitten) på det djup där plymen lagrat in, samt djupmedel för metoprolol och uppmätt totalhalt av metoprolol (ng/l) vid mättillfället (nederst).



### *6.2.2 Recipientprovtagning 17 november 2022*

Provtagningen i november utfördes den 17 november men modelleringen gjordes för den 10 november pga. en miss i kommunikationen.

Vid recipientprovtagningen i november var utgående halt 660 ng/l diklofenak och 2400 ng/l metoprolol (Tabell B-3 i Bilaga 6.3). I november var flödet från Margretelund ARV något högre än i augusti och det hade varit högt vattenstånd i nästan två månader innan provtagningen, medan flödet från Åkers kanal varit lågt. Detta leder precis som i augusti till att vatten från Trälhavet har legat tryckt in mot land och upp mot Åkers kanal (Figur B-3). Plymen från Margretelund ARV ligger i ytan och följer denna dag den östgående ytströmmen längs kusten ut från Trälhavet. Vinden kommer från västsydväst och hade legat på från det hållet under flera dygn innan provtagningen. RV10 som är opåverkad av Margretelund ARV har en halt på ca 10 ng/l metoprolol medan halten är något högre i den del av Trälhavet som ligger i plymen från Margretelund ARV, främst RV6. I RV6 står Margretelund ARV för ca 15 % av halten vilket inte motsvarar skillnaden mellan RV10 och RV6. Sannolikt är det dåligt vattenutbyte nära kusten som står för skillnaden.



Figur B-3. Modellerat haltbidrag från Margretelund ARV för den 10 november av diklofenak (överst) och metoprolol (mitten) på det djup där plymen lagrat in, samt djupmedel för metoprolol och uppmätt totalhalt av metoprolol (ng/l) vid mätillfället (nederst).

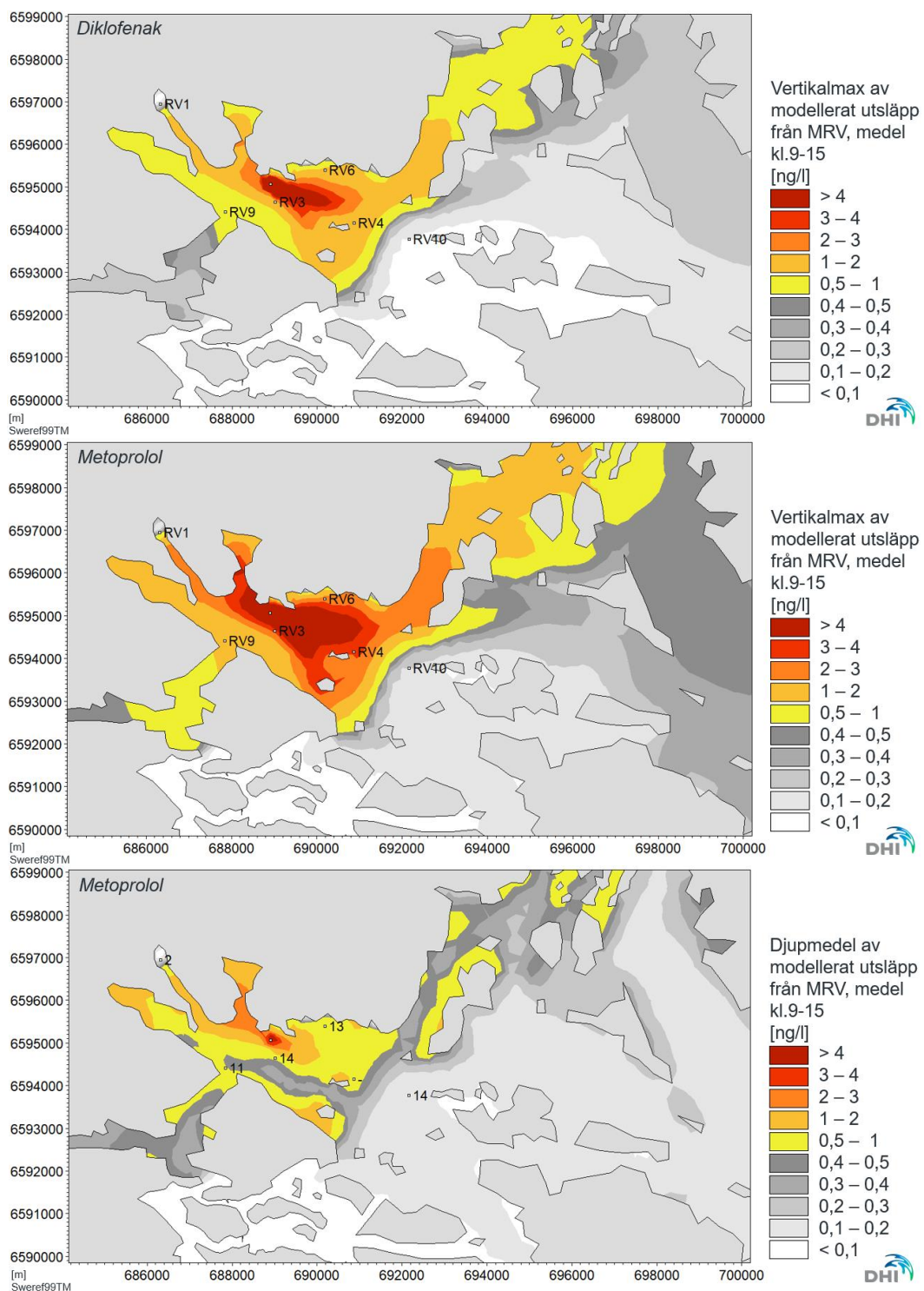
### 6.2.3 Recipientprovtagning 13 april 2023

Provtagningen i april utfördes den 13 april men modelleringen gjordes för den 11 april pga. en miss i kommunikationen.

Vid recipientprovtagning i april var utgående halt 550 ng/l diklofenak och 1100 ng/l metoprolol (Tabell B-3 i Bilaga 6.3).

I april var flödet från Margretelund ARV högst av samtliga månader med provtagning i recipienten, vattenståndet hade skiftat från att ha varit högt under en längre period till att bli lågt och flödet från Åkers kanal var också högst av de provtagna månaderna. Plymen från Margretelund ARV ligger upp mot land men följer vattnet från Åkers kanal längs kusten ut mot Trälhavet (Figur B-4). Mälarens avrinning är hög under april. Ytströmmen är nordgående i den östra delen av Trälhavet (vid farleden) med lägre strömhastighet innanför Trälhavsgrundet. Margretelund ARV:s plym ligger på ca 2–5 m djup. Flödet i Åkers kanal gör att vattnet från Margretelund ARV inte når in till RV1 som har en låg halt av metoprolol. Det höga flödet från Margretelund ARV i kombination med högt flöde från Åkers kanal gör att utspädningen från avloppsreningsverket sett till djupmedel är bra. Det stöds också av mätningarna av metoprolol där hela Trälhavet har ungefär samma halt inklusive den av Margretelund ARV opåverkade stationen RV10. Det tyder på att mätningarna speglar bakgrundshalten.



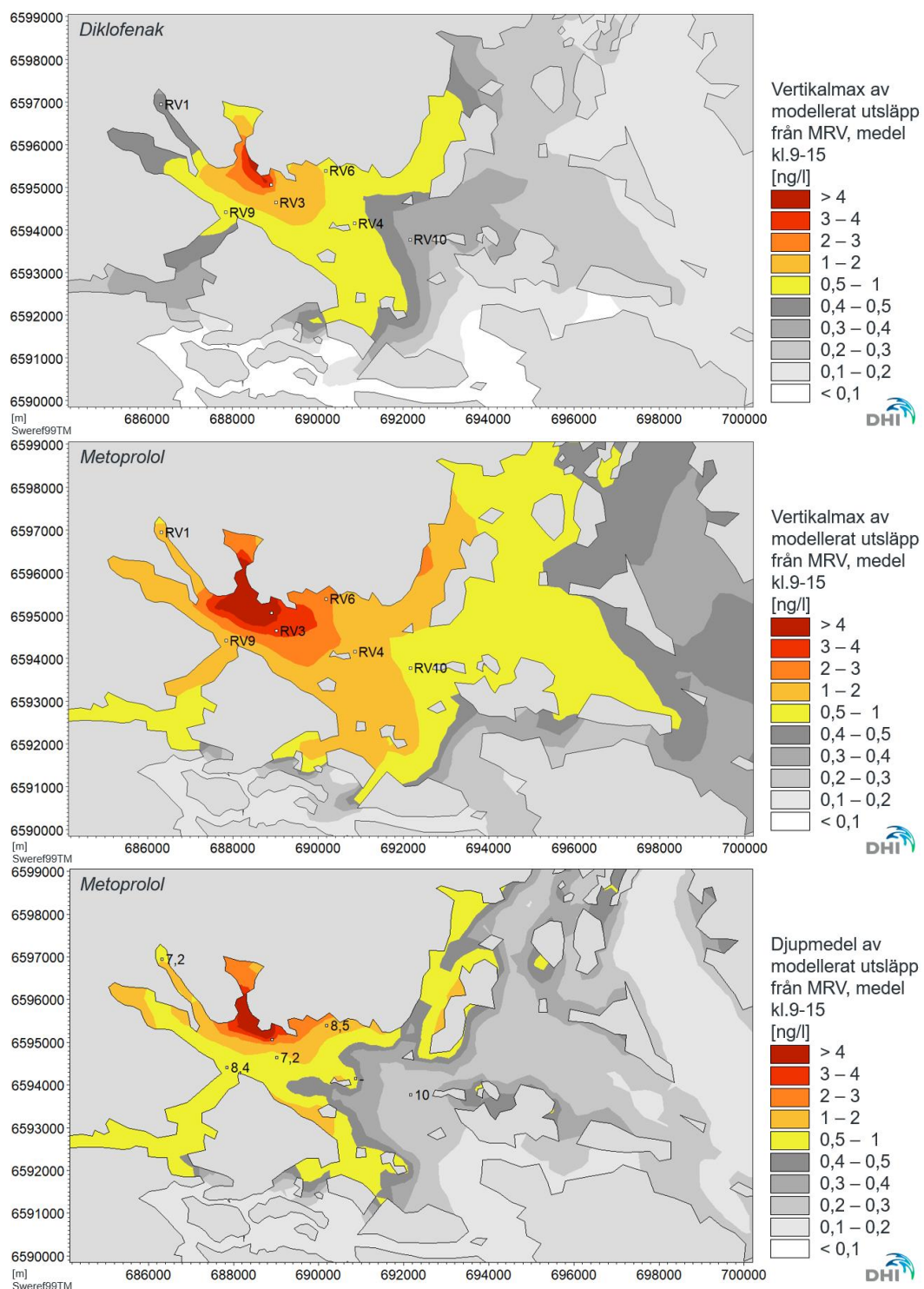


Figur B-4. Modellerat haltbidrag från Margretelunds ARV för den 11 april av diklofenak (överst) och metoprolol (mitten) på det djup där pplymen lagrat in, samt djupmedel för metoprolol och uppmätt totalhalt av metoprolol (ng/l) vid mätfället (nederst).

#### *6.2.4 Recipientprovtagning 25 maj 2023*

Vid recipientprovtagningen den 25 maj var utgående halt 700 ng/l diklofenak och 1 700 ng/l metoprolol (Tabell B-3 i Bilaga 6.3).

I maj var flödet från Margretelund ARV lägre än i april men näst högst av månaderna med provtagning i recipienten, vattenståndet var lågt och flödet från Åkers kanal var också det lågt. Plymen från Margretelunds ARV ligger relativt ytligt (0 – 6 m) och följer ytströmmen västerut rakt in mot kusten (Figur B-5). På grund av det låga vattenståndet kommer vattnet i Åkers kanal, trots att flödet inte är så högt, att trycka bort havsvattnet ur den del av Trälhavet som är närmast mynningen. Utspädningen av Margretelund ARV är relativt dålig och plymen breder ut sig längs med kusten i både västlig och östlig riktning. Mätningen i RV10 som är opåverkad av Margretelund ARV har högre halt än den inre delen av Trälhavet vilket sannolikt beror på att vattnet från Åkers kanal späder ut vattnet i den inre delen. I RV3 står Margretelund ARV för ca 1 ng/l av uppmätt halt metoprolol vilket motsvarar ca 15 %. I RV6 står reningsverket för ca 2 ng/l vilket motsvarar ungefär 20 %, det motsvarar också den haltskillnad på 1 ng/l som skiljer RV6 från RV3.



Figur B-5. Modellerat haltbidrag från Margretelund ARV för den 25 maj av diklofenak (överst) och metoprolol (mitten) på det djup där plymen lagrat in, samt djupmedel för metoprolol och uppmätt totalhalt av metoprolol (ng/l) vid mättillfället (nederst).

## 6.3 Data för extra kartering av Margretelund ARV

Tabell B-1. Inkommande halter till Margretelund ARV av olika föreningar samt medelhalter.

Substans (ng/l)	18/08/2022	15/09/2022	20/10/2022	17/11/2022	15/12/2022	19/01/2023	02/2023	03/2023	13/04/2023	25/05/2023	15/06/2023	13/07/2023	Medel
<b>Hormoner</b>													
Östron (E1)	110	100	110	83	104,2	56,2			73,8	170,3	150,6	123,3	108,1
Östradiol (E2)	14	0,7	0,8	15	6,6	1,55			4,2	9	1	1	5,4
Etinylöstradiol (EE2)	2	6,4	0,8	0,8	1	1			1	1	1	1	1,6
<b>Läkemedelsrester (*antibiotika)</b>													
Atenolol	420	310	410	340	450	230			290	320	390	430	359,0
Azitromycin	10				990	350			510	88	140	100	312,6
Karbamazepin	240	220	210	180	230	100			250	250	300	260	224,0
Ciprofloxacin*	560	65	84	93	630	320			900	290	260	230	343,2
Citalopram	410	160	170	160	580	220			310	240	130	83	246,3
Clarithromycin*	39	160	51	11	270	35			54	19	29	50	71,8
Diklofenak	1300	820	840	800	910	540			760	1200	980	910	906,0
Erythromycin*	5	1	26	12	100	2,5			7	3	3	5,5	16,5
Fluconazole	170	170	300	240	210	110			83	210	190	230	191,3
Furosemide	2000	2800	2600	2400	4400	1000			1700	160	560	390	1801,0
Ibuprofen	3100	7900^	7700^	7100^	11 000^	4300^			5600^	7000^	23 000^	20 000^	9670,0
Ketoconazole	310	540	610	490	---	---			---	---	---	---	487,5
Losartan	2000	2800	2800	2200	4300^	1300			2300	5000	3800	4500	3100,0
Metotrexat	25	19	21	22	3	3			3	140	10	10	25,6
Metoprolol	2200^	2700	2600	2200	2100	730			990	1800	2200	1900	1942,0
Naproxen	5100^	5700^	7600^	5700^	5100^	2400^			3800^	33 000^	10 000	8800	8720,0
Oxazepam	750	890	960	660	180	96			120	180	280	210	432,6
Paracetamol	39 000^	19 000^	18 000^	21 000^	30 000^	21 000^			28 000^	97 000^	18 000^	19 000^	31 000
Propranolol	140	140	73	87	59	23			44	54	61	75	75,6
Sertraline	140	59	55	69	390	180			250	170	1400	1300	401,3
Sulfamethoxazole*	870	780	1400	810	630	91			320	530	1900	660	799,1
Tramadol	190	260	430	180	---	---			---	360	300	190	272,9
Trimethoprim*	150	150	220	210	230	170			170	180	390	150	202,0
Venlafaxine	350	1800	1100	790	2300	660			640	460	490	370	896,0
Zolpidem	10	4	6	3	2,5	2,5			2,5	6,5	6	6	5,0

XX - < LOD (Level of Detection); XX - < LOQ/2 (Level of Quantification);

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

--- Ämnet kan inte utvärderas pga. störning i analysen, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst.

Tabell B-2. Inkommande halter till Margretelund ARV av olika föreningar samt medelhalter.

Substans (ng/l)	18/08/2022	15/09/2022	20/10/2022	17/11/2022	15/12/2022	19/01/2023	02/2023	03/2023	13/04/2023	25/05/2023	15/06/2023	13/07/2023	Medel
<b>Fenoler</b>													
Bisfenol A	300	570	450	270	220	89			200	190	5	5	229,9
Nonylfenol	9,6	29	22	18	3	3			3	130	110	300	62,8
Oktylfenol	6,1	5	11	5	2	2			2	28	5	7,5	7,4
<b>PFAS11 (*Analyter som detekterats med enbart en produktion i MS/MS)</b>													
PFBA*	20,53	36,18	42,25	38,86	3,11	1,97			1,86	4,61	0,07	1,33	15,1
PFPeA*	2,70	0,07	0,07	0,07	2,23	1,68			2,42	15,30	0,07	0,07	2,5
PFHxA	5,49	5,23	3,68	4,8	6,28	3,19			3,10	3,86	3,07	3,54	4,2
PFHpA	1,57	1,26	0,51	0,95	2,12	2,45			2,16	3,11	2,03	2,22	1,8
PFOA	3,90	4,16	1,87	2,94	2,95	3,58			3,43	3,30	1,66	2,6	3,0
PFNA	1,06	0,84	0,9	0,73	0,50	0,69			0,79	0,62	0,36	0,49	0,7
PFDA	0,95	0,83	0,03	0,03	0,22	0,07			0,25	0,03	0,05	0,05	0,3
PFBS	0,49	1,29	1,02	1,24	1,08	1,58			1,24	0,69	1,51	1,65	1,2
PFHxS	1,53	2,34	1,15	1,8	1,59	1,76			1,44	2,08	1,35	1,12	1,6
PFOS	2,82	6,38	3,89	5,71	23,90	14,79			20,38	9,87	5,68	4,91	9,8
6:2 FTS	2,59	1,00	3,26	1,07	0,91	0,33			0,39	0,33	13,23	0,4	2,4
<b>ΣPFAS11</b>	<b>43,64</b>	<b>59,56</b>	<b>58,63</b>	<b>58,2</b>	<b>44,88</b>	<b>32,09</b>			<b>37,46</b>	<b>43,80</b>	<b>29,08</b>	<b>18,38</b>	<b>42,6</b>
<b>Östrogena effekter (ng/l EEQ)</b>													
YES	170	74	89	72	29	5,1			13	24	38	---	57,1

XX - < LOD (Level of Detection)

XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)

--- halt kunde inte kvantifieras p.g.a. störningar i provet

Tabell B-3. Utgående halter ut från Margretelund ARV av olika föroreningar samt medelhalter och medelreduktion.

Substans (ng/l)	18/08/2022	15/09/2022	20/10/2022	17/11/2022	15/12/2022	19/01/2023	02/2023	03/2023	13/04/2023	25/05/2023	15/06/2023	13/07/2023	Medel	Medel red.
<b>Hormoner</b>														
Östron (E1)	2	7,7	2,6	6,4	8,8	21,2			10,2	14,2	15,5	1,25	9,0	92%
Östradiol (E2)	2	0,4	0,4	0,4	0,5	1,5			0,5	0,7	0,7	0,7	0,8	86%
Etinylöstradiol (EE2)	2	0,4	0,4	0,4	0,5	0,9			0,5	0,7	0,7	0,7	0,7	
<b>Läkemedelsrester (*antibiotika)</b>														
Atenolol	170	160	210	190	260	130			180	87	150	94	163,1	55%
Azitromycin	10				990	230			330	280	200	130	310,0	1%
Karbamazepin	310	250	240	210	210	110			170	280	260	270	231,0	-3%
Ciprofloxacin*	21,5	9	9	15	230	160			230	15,5	23	23	73,6	79%
Citalopram	130	240	150	140	590	260			320	180	88	140	223,8	9%
Clarithromycin*	16	150	29	40	190	70			71	22	28	40	65,6	9%
Diklofenak	790	320	470	660	760	460			550	700	910	400	602,0	34%
Erythromycin*	3	5	18	16	120	2			32	5,5	3	3	20,8	-26%
Fluconazole	30	150	280	220	180	61			90	170	69	170	142,0	26%
Furosemide	990	240	740	2200	890	680			1100	130	700	140	781,0	57%
Ibuprofen	22,5	110	110	180	420	570			360	78	330	28	220,9	98%
Ketoconazole	5	5	7,5	7,5	---	---			---	---	---	---	6,3	99%
Losartan	450	720	1200	1500	1500^	580			1100	700	870	420	904,0	71%
Metotrexat	5	1	1	1	3	3			3	8	10	10	4,5	82%
Metoprolol	2400^	3000^	2700^	2400^	1800^	720			1100	1700	1900^	1500	1922,0	1%
Naproxen	310	290	530	710	570	650			570	960	310	190	509,0	94%
Oxazepam	570	240	320	240	190	74			100	150	220	230	233,4	46%
Paracetamol	5	4	4	4	6	54			45	53	16	8	19,9	100%
Propranolol	110	110	92	92	71	27			46	72	78	77	77,5	-3%
Sertraline	49	28	98	66	240	210			210	55	490	300	174,6	56%
Sulfamethoxazole*	180	32	94	450	170	110			190	43	180	58	150,7	81%
Tramadol	320	430	540	440	---	---			---	610	450	490	468,6	-72%
Trimethoprim*	82	76	140	160	190	150			140	98	180	63	127,9	37%
Venlafaxine	630	2000	1100	740	1900	830			820	580	580	500	968,0	-8%
Zolpidem	1,5	4	5	4,2	2,5	2			2	4,8	2	2	3,0	39%
													Reningsgrad	≥80 %
														40 - 80 %
														≤40 %

XX - < LOD (Level of Detection)

XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)

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

Tabell B-4. Utgående halter ut från Margretelund ARV av olika föroreningar samt medelhalter och medelreduktion.

Substans (ng/l)	18/08/2022	15/09/2022	20/10/2022	17/11/2022	15/12/2022	19/01/2023	02/2023	03/2023	13/04/2023	25/05/2023	15/06/2023	13/07/2023	Medel	Medel red.
<b>Fenoler</b>														
Bisfenol A	25	1	1	2	8	22			20	1	7,5	5	9,3	96%
Nonylfenol	89	3	3	4	3	4,5			3	5	8	8	13,1	79%
Oktylfenol	2,5	3	3	3	2	3			3	21	5	5	5,1	31%
<b>PFAS11 (*Analyter som detekterats med enbart en produktion i MS/MS)</b>														
PFBA*	39,41	4,87	3,21	4,05	4,33	2,30			2,48	0,43	3,31	3,92	6,8	55%
PFPeA*	13,22	7,62	4,42	5,67	2,59	1,96			2,64	3,77	2,73	4,45	4,9	-99%
PFHxA	8,76	7,82	5,57	6,73	5,00	3,28			3,59	3,74	3,47	4,8	5,3	-25%
PFHpA	2,56	2,8	1,46	1,72	2,95	2,57			2,05	2,45	1,63	2,23	2,2	-22%
PFOA	3,84	3,1	1,95	2,76	2,44	3,46			2,88	2,27	1,83	3,21	2,8	9%
PFNA	0,66	0,29	0,17	0,24	0,18	0,31			0,18	0,11	0,13	0,19	0,2	65%
PFDA	0,41	0,15	0,03	0,03	0,22	0,18			0,03	0,03	0,07	0,05	0,1	52%
PFBS	1,28	1,34	1,29	1,32	0,93	1,43			1,04	1,44	1,33	1,38	1,3	-8%
PFHxS	1,11	1,38	1,08	1,14	1,09	1,62			1,58	1,50	1,34	1,44	1,3	18%
PFOS	0,39	0,58	0,47	0,65	2,52	5,62			1,81	1,43	1,27	1,05	1,6	84%
6:2 FTS	1,16	1,2	1,56	1,27	0,81	0,31			0,64	0,65	0,56	0,78	0,9	62%
<b>ΣPFAS11</b>	<b>72,82</b>	<b>31,15</b>	<b>21,21</b>	<b>25,58</b>	<b>23,06</b>	<b>23,04</b>			<b>18,92</b>	<b>17,82</b>	<b>17,645</b>	<b>23,50</b>	<b>27,5</b>	<b>35%</b>
<b>Östrogena effekter (ng/l EEQ)</b>														
YES	5,1	0,1	0,1	2,1	2	6,6			3	1,1	4,4	0,5	2,5	96%
													<i>Reningsgrad</i>	≥80 %
														40 - 80 %
														≤40 %
XX - < LOD (Level of Detection) XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)														