

# Slutrapport

## Avancerad rening på Käppalaförbundet - Fas 1

---

Riskbedömning och Teknikutredning

Sofia Bramstedt, Käppalaförbundet  
Christian Baresel, IVL Svenska Miljöinstitutet

2024-03-21



## Sammanfattning

Käppalaförbundet har tillsammans med IVL Svenska miljöinstitutet (IVL) riskbedömts Käppalaverkets påverkan på dess recipient samt genomfört en teknikutredning för vad införandet av ett avancerat reningssteg skulle innebära. Arbetet är ett steg Käppalaförbundets läkemedelsstrategi och omfattningen har utökats med att även inkludera hormoner, fenoler och PFAS-ämnen. Projektet är till stor del finansierat av Naturvårdsverket.

En första kartläggning av riskbedömning av Käppalaverkets avloppsvatten och recipient genomfördes 2021 till 2022. Den data har i detta projekt kompletterats med fler provtagningsomgångar. Datan har sammanställts och kommer ligga till grund för fortsatt provtagning och utvärdering av långtidstrender. Det ska noteras att det inte finns någon beskriven metod för provtagning från vattenmyndigheten som klassificerar vattenförekomster i Sverige och inte heller Käppalaverkets tillsynsmyndighet. Metoden som använts kan ses som branschpraxis. Inför kommande arbete med mikroföroreningar behöver tillsynsmyndigheten skapa tydlighet i metodiker för provtagning och analys.

Det har varit svårt att dra slutsatser om Käppalaverkets påverkan på dess recipient, Askrikefjärden, då det förekommer komplexa strömningsförhållanden och bakgrundshalten är svårt att fastställ. Det som kan konstateras utifrån resultaten i denna studie är att halten PFOS överskrider gällande gränsvärde enligt gällande miljökvalitetsnormer, som baseras på EU-prioämnesdirektiv (2008/105/EG). Skulle förslaget på reviderat prioämnesdirektiv antas skulle även gränsvärden för Östron, Azitromycin, Diklofenak, Bisfenol A, Nonylfenol och  $\Sigma$ PFAS<sub>24</sub><sub>PF<sub>0</sub>A<sub>ekv</sub></sub> överskridas i Askrikefjärden.

Ett förslag till uppdaterat avloppsdirektiv finns framtaget, det ålägger alla reningsverk över 100 000 pe att införa en avancerad rening. Kravet på den avancerade reningen är 80 % avskiljning över reningsverket för sex av tolv givna indikator substanser. Dagens avskiljning av mikroföroreningar över Käppalaverket varierar kraftigt beroende av substans men även mellan provtagningarna. Medel avskiljningen av alla tolv indikator substanser i förslaget till uppdaterat avloppsdirektiv är uppmätt till - 5 %, väljs de sex substanser med högs avskiljning blir medelvärdet 25 %.

Projektet inkluderade även en platsspecifik teknikutredning för val av avancerad rening. Då detta projekt inte uteslutande omfattar läkemedelsrester utan även andra mikroföroreningar kallas det tillkommande reningssteget i denna rapport för avancerad rening. Eftersom det finns stora osäkerheter i vilken effekt som miljökvalitetsnormerna kommer att få på Käppalaverket valdes dimensioneringen i detta projekt att utgå från förslaget till reviderat avloppsdirektiv. En bred screening av olika teknikalösningar genomfördes och tre alternativ valdes ut utifrån bedömningskriterier samt utslagskriterier som tagits fram av en intern grupp på Käppalaförbundet. Det utslagskriterium som accepterades var att Käppalaverkets rötslam inte får påverkas, d.v.s. Käppalaförbundet vill inte göra avkall på slamkvalitet vid valet av reningsteknik för mikroföroreningar.

Den fördjupade teknikalösningen inkluderade processlösningar med pulvriserat aktivt kol (PAK), granulerat aktivt kol (GAK) och ozon. Resultatet blev att ozoneringsalternativet är det mest fördelaktiga för Käppalaförbundet om man ser till kostnader, emissioner och även ytbehov i berget. Placeringen av denna anläggning skulle mest fördelaktigt placeras i nuvarande ES11, hur detta påverkar kapaciteten för den biologiska reningen har inte värderats. Ozonering är en väl etablerad teknik och arbetsmiljön anses kunna hanteras. Dock har ozon

ingen effekt på PFAS-ämnen. Skulle detta bli ett krav skulle en annan teknik behöva väljas eller kompletteras med.

GAK är det alternativ som är näst mest fördelaktigt, denna teknik renar även bort PFAS delvis. En stor osäkerhet gällande denna teknik är livslängden för kolet. Den livslängd som använts i denna studie är konservativ. Studier har visat att den livslängden kan vara betydligt längre, men att det är väldigt platsspecifikt och behöver utredas. Skulle livslängden på kolet vara överskattad skulle GAK kunna vara ett alternativ då det är den enskilt största faktorn för kostnad och emission.

# Innehållsförteckning

<b>1. Inledning</b>	<b>6</b>
1.1. Bakgrund	6
1.1.1. Käppalaverkets recipient	7
1.1.2. Käppalaförbundets läkemedelsstrategi	9
1.2. Syfte och mål	9
1.3. Projektbeskrivning	10
<b>2. Riskbedömning</b>	<b>11</b>
2.1. Provtagning och Analys	11
2.2. Analysresultat	11
2.2.1. Hormoner	12
2.2.2. Läkemedel	12
2.2.3. Fenoler och benzotriazoler	13
2.2.4. PFAS	14
2.2.5. Effektbaserade analyser	14
2.3. Uppföljning mot nuvarande och framtida krav	15
2.3.1. Gällande miljö kvalitetsnormer	15
2.3.2. Förslag till reviderat prioämnesdirektiv	17
2.3.3. Förslag till reviderat avloppsdirektiv	18
2.4. Riskkvotsberäkning	20
2.5. Sammanställning riskbedömning	22
<b>3. Teknikutredning</b>	<b>23</b>
3.1. Teknikscreening	23
3.2. Förutsättningar och antaganden	25
3.2.1. Dimensionerande processkrav	25
3.2.2. Dimensionerande flöde	26
3.2.3. Inkommande vattenkvalitet	26
3.2.4. Processvolym	27
3.2.5. Kostnader och emissionsfaktorer	27
3.3. Granulerat aktivt kol (GAK)	28
3.3.1. Designparametrar	28
3.3.2. Föreslagen processutformning	29
3.3.3. Resursförbrukning, miljöpåverkan och kostnader	31
3.3.4. Utredningsbehov och utvecklingspotential	32

3.4. Pulvriserat aktivt kol med mikro- och ultrafiltrering (PAK-MF/UF).....	32
3.4.1. Designparametrar .....	32
3.4.2. Föreslagen processutformning .....	33
3.4.3. Resursförbrukning, miljöpåverkan och kostnader .....	35
3.4.4. Utredningsbehov och utvecklingspotential .....	37
3.5. Ozonering (O <sub>3</sub> ) .....	37
3.5.1. Designparametrar .....	38
3.5.2. Föreslagen processutformning .....	39
3.5.3. Resursförbrukning, miljöpåverkan och kostnader .....	40
3.5.4. Utredningsbehov och utvecklingspotential .....	42
<b>4. Jämförelse och scenarioanalys</b> .....	<b>43</b>
<b>5. Slutsats</b> .....	<b>45</b>
5.1. Fortsatt arbete .....	46
<b>6. Bilagor</b> .....	<b>47</b>
<b>7. Referenser</b> .....	<b>47</b>

# 1. Inledning

Att skydda den akvatiska miljön är en viktig anledning till att minska mängden läkemedelsrester och andra svårnedbrytbara substanser ut i recipienten via det renade spillvattnet. Att skydda råvattentäkter och att skapa möjligheter för återanvändning av renat avloppsvatten samt tillämpa försiktighetsprincipen är andra viktiga anledningar. Mängden föroreningar in till reningsverk kan minskas genom åtgärder uppströms, så som rening vid punktkällor. Vid behov kan även rening av läkemedelsrester införas som ett ytterligare reningssteg vid avloppsreningsverk. För länder inom EU är avloppsdirektivet (91/271/EEG), vattendirektivet (2000/60/EG) och direktivet för miljökvalitetsnormer (2008/105/EG) viktiga styrdokument. Vattendirektivet och direktivet för miljökvalitetsnormer är kopplade och uppdaterade med prioämnesdirektivet (2013/39/EU), där upptagna gränsvärden i första hand är kopplade till skydd av akvatisk miljö. Flertalet av EU direktiv som påverkar avloppsrening är under uppdatering. Det finns nu ett förslag på reviderat prioämnesdirektiv som uppdaterar gränsvärden och vilka ämnen som omfattas samt ett förslag på reviderat avloppsdirektiv som ålägger reningsverk över 100 000 pe att inför rening av läkemedelsrester.

Svenska reningsverk är idag inte konstruerade för rening av läkemedelsrester och andra svårnedbrytbara föroreningar. Effektiv rening från dessa ämnen förutsätter kompletterande metoder. På uppdrag av Naturvårdsverket bildade Svenskt Vatten 2018 en beställargrupp för Sveriges VA-organisationer, som syftar till att vara en plattform och stöd vid införande av avancerad rening. Beställargruppen består idag av 34 VA-organisationer i Sverige där Käppalaförbundet är en av medlemmarna. Från 2018 är det även möjligt för VA-organisationer att söka bidrag från Naturvårdsverket för förstudier eller byggnation av läkemedelsprocesser.

2022 beviljade Naturvårdsverket Käppalaförbundet finansiering för att fortsätta den riskbedömning som genomfördes 2021 samt komplettera med en platsspecifik teknikutredning på Käppalaverket (NV-22-001777). Arbetet ligger i linje med den läkemedelsstrategi som Käppalaförbundet tagit fram under 2020, avsnitt 1.1.2, och genomfördes i samverkan med IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL). Denna rapport avrapporterar fas 1 och sammanfattar de rapporter som IVL och BioCell analytica tagit fram inom projektet (Bilaga 1 och 2). Riskbedömning innefattar att mängden läkemedelsrester och andra mikroföroreningar i avloppsvatten samt recipienten kvantifieras. Resultaten analyseras med avseende på risker för Käppalaverkets recipient och behovet av rening av mikroföroreningar. Eftersom detta projekt inte uteslutande omfattar läkemedelsrester utan även andra mikroföroreningar kommer det tillkommande reningssteget i denna rapport kallas avancerad rening. Teknikutredningen kommer utifrån beslutade krav att översiktligt utreda vilken eller vilka tekniker för avancerad rening som är bäst lämpade för Käppalaförbundet.

## 1.1. Bakgrund

Käppalaförbundet äger och drifvar Käppalaverket som renar vatten från elva medlemskommuner i nordöstra delen av Stockholms Region. Verket renar idag inkommande avloppsvatten mekaniskt genom galler, sandfång och försedimentering, biologiskt i elva parallella aktivslambassänger, kemiskt genom simultanfällning i den biologiska reningen samt slutpolering med kemisk fällning på sandfilter. Det renade avloppsvattnet släpps ut i

Askrikefjärden som är Käppalaverkets recipient, avsnitt 1.1.1 för en beskrivning av recipienten.

Käppalaförbundet har nyligen tagit ett nytt verksamhetstillstånd i anspråk. Det nya verksamhetstillståndet gör gällande att Käppalaverket får öka sin anslutning från 700 000 personekvivalenter, pe, till 900 000 pe med skärpta reningskrav och mängdvillkor för kväve och fosfor som följd. I det nya verksamhetstillståndet finns även villkor 18 som handlar om rening av läkemedelsrester. Villkoret säger att Käppalaförbundet fortlöpande ska följa utvecklingen av teknik för rening av läkemedelsrester och arbeta för att ny teknik kan införas så att utsläppen av läkemedelsrester reduceras.

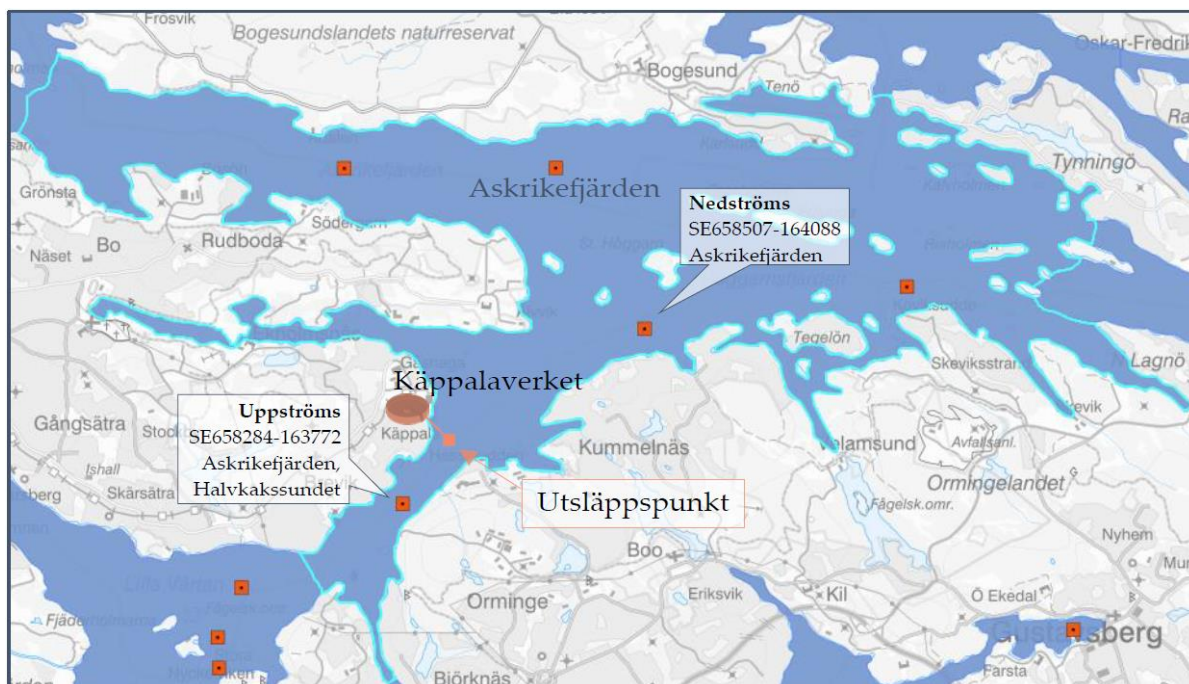
Förbundet planerar och uppgraderar anläggningen för de åtgärder som krävs för att uppfylla de nya kraven, åtgärder som innebär stora kostnader över en lång tid för reningsverket. Det innebär att strikta prioriteringar behöver göras för att ta rätt beslut i rätt tid. Ombyggnationen kommer därför att ske i etapper. Första etappen är genomförd, och den omfattade införandet av efterdenitrifikation med kolkälla i linje 1-6. Andra etappen som är pågående är att bygga om linje 7 och 8 till MBBR. Efter det är det oklart i vilken ordning som ombyggnation kommer att ske, men planen är att på sikt efter behov införa en rejektvattenrening och bygga om linje 9-11 till MBBR.

Samtidigt kommer Käppalaförbundet behöva hantera frågan om minskade utsläpp av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar utifrån de uppdaterade EU-direktiven och villkor 18 i verksamhetstillståndet. Käppalaförbundet tog under 2020 fram en läkemedelsstrategi för att arbeta med frågan på ett strukturerat sätt, avsnitt 1.1.2.

### **1.1.1. Käppalaverkets recipient**

Käppalaverket släpper idag det renade avloppsvattnet via utloppstuber som mynnar ut på 48 m djup ca 130 m från land i Halvkakssundet i Askrikefjärden mellan Lidingö och Nacka, Figur 1. Halvkakssundet är ett sund mellan Lilla Värtan och Höggarnsfjärden i Stockholms inre skärgård. Längre in mot de centrala delarna av Stockholm sker även utsläppet av renat avloppsvatten från Stockholm Vattens två avloppsreningsverk, Bromma och Henriksdal. I Askrikefjärden (SE592290-181600) finns flera övervakningsstationer där statusen i recipienten följs upp av vattenmyndigheten.

Käppalaförbundets recipient definieras enligt verksamhetstillståndet som Askrikefjärden (SE592290-181600), Figur 1. Strömmarna i Askrikefjärden är komplexa och skiljer sig under året. Det är därför svårt att bedöma utspädningen av Käppalaverkets utgående avloppsvatten samt att hitta en punkt som är opåverkad. IVL tog under fas 0 i projektet fram en grov bedömning av utspädningen (Bramstedt et al., 2022), den visade en initial och total utspädning på 10 respektive 166 gånger. I fas 0 provtogs recipientvatten i Halvkakssundets övervakningsstation (SE658284-16772) och Koviks uddes övervakningsstation (SE658507-164088), Figur 1, för att få en grov uppskattning på halter uppströms och nedströms Käppalaverkets utsläppspunkt.



Figur 1 – Käppalaverkets recipient (SE592290-181600) och utsläppspunkt. Övervakningsstationen uppströms och nedströms Käppalaverkets utsläppspunkt är ut markerade och namngivna.

Vattenmyndigheten klassar statusen i alla svenska vettandrag utifrån gällande miljökvalitetsnormer (MKN) i Havs- och vattenmyndighetens föreskrift (HVMFS 2019:25). Enligt vattenmyndigheten klassas den ekologiska statusen Askrikefjärden i VISS som otillfredsställande och den kemiska statusen uppnår inte god status. Den data som klassningen grundas på är dock bristfällig för många parametrar, det gäller framför allt läkemedelsrester, hormoner och fenoler.

Vattenmyndigheterna klassar påverkanskällor till vattenförekomster, där reningsverk är en punktkälla för utsläpp. Myndigheten har bedömt att Käppalaverket, som är det enda reningsverk som är kopplat direkt till Askrikefjärden som recipient, har en påverkan på recipienten av näringsämnen, läkemedelsrester och miljögifter. Tabell 1 listar de ämnen vattenmyndigheten har bedömt att Käppalaverkets utsläpp kan innehålla i den kvantitet att statusen i recipienten riskeras.

Tabell 1 – Vattenmyndighetens bedömning av ämnen i Käppalaverket utsläpp som påverkar/kan påverka statusen i Askrikefjärden (Vattenmyndigheterna, 2021).

Risk för miljöproblem	Ämnen som riskerar sänkt status
Övergödning p.g.a. belastning av näringsämnen	Totalkväve
	Totalfosfor
Miljögifter	Arsenik
	Di(2-ethylhexyl)ftalat (DEHP)
	Nickel och nickelföreningar
	Krom
	Zink
	Bisfenol A
	Etinylöstradiol (17-alfa)



Risk för miljöproblem	Ämnen som riskerar sänkt status
	Diklofenak
	Östradiol (17-beta)
	Ämnesgruppen metaller

### 1.1.2. Käppalaförbundets läkemedelsstrategi

Käppalaförbundet har sedan våren år 2021 en strategi för rening av läkemedelsrester som innefattar en handlingsplan för hur villkor 18 ska gås tillmötes. Strategin omfattar flera moment över en lång tid där slutmålet är en färdig anläggning med uppnådda effektmål. För att arbeta på ett strukturerat sätt mot målen har läkemedelsstrategin delats in i olika faser.

Den första delen i strategin (fas 0) omfattar en riskbedömning mikroföroreningar i Käppalaverkets recipient och en behovsanalys av rening av läkemedelsrester, rapporten färdigställdes år 2022 (Bramstedt et al., 2022). Inkommande och utgående avloppsvatten samt recipientprover analyseras med avseende på läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. För mikroföroreningar som är upptagna i HVMFS 2019:25 jämförs resultaten med MKN. För att få en bredare bild beräknas riskkvoter för ett större antal läkemedelsrester. Beräkning av riskkvoter är idag praxis i riskbedömning om ett ämne inte finns med i MKN eftersom en myndighetsförankrad metod inte finns.

Arbetet har i och med detta projekt över gått till fas 1 av läkemedelsstrategin som omfattar fortsatt provtagning och uppdatering av behovsanalysen samt en platsspecifik teknikutredning. Teknikutredningen kommer att jämföra implementering av olika tekniker på Käppalaverket. Vidare ska utredningen resultera i en rekommendation av teknikval utifrån de platsspecifika förhållandena samt behovsanalysen. Rekommendationen baseras på faktorer som investerings- och driftkostnad, miljöeffekter och miljöpåverkan, arbetsmiljö och risker samt byggbarhet. Rapporten ger information till det övergripande strategiarbetet för Käppalaförbundet. I och med att förbundet står inför en tid med många parallella investeringsprojekt med hög genomförandetakt, är det nödvändigt med långsiktig planering då yta, elförbrukning, investeringskostnad etc. ska samordnas och planeras. Därför är underlag om förutsättningar nödvändiga innan uppstart av ett kommande investeringsprojekt som syftar till att införa avancerad rening.

Utöver provtagning, behovsanalys och teknikutredning finns det övergripande punkter som är viktiga i läkemedelsstrategin. Dels är dialogen med tillsynsmyndigheten viktig för att kommunicera Käppalaförbundets behov gällande eventuella framtida krav och nödvändigt arbete som krävs för att uppnå kraven. En annan viktig del är kontinuerlig omvärldsbevakning för att vara uppdaterad på nationella och internationella trender gällande metod för behovsanalys, villkorsskrivningar och tekniker.

## 1.2. Syfte och mål

Havs- och vattenmyndighetens föreskrift (HVMFS 2019:25) beskriver klassificering och miljökvalitetsnormer (MKN) avseende ytvatten. I denna finns bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen (SFÄ) och gränsvärden för prioriterade ämnen. Ämnen utvärderas inom svensk vattenförvaltning vid en eller flera övervakningsstationer i respektive recipient.

Utsläppet från en verksamhet är kopplad till en recipient och verksamheten får inte påverka dess recipient så att miljökvalitetsnormerna överskrids och/eller statusen i recipienten försämras. Käppalaverkets recipient är Askrikefjärden, avsnitt 1.1.1. EUs prioämnesdirektiv kommer att revideras med såväl vilka ämnen som avses och vilka gränsvärden som är ansatta, ett förslag är framtaget och under diskussion i EU. Efter uppdateringen kommer detta att implementeras i svensk lag genom att miljökvalitetsnormerna uppdateras. Utöver detta är avloppsdirektivet (91/271/EEG) styrande för avloppsreningsverk i Europa, även detta direktiv har ett uppdaterat förslag som ålägger alla reningsverk över 100 000 pe att rena vissa mikroföroreningar.

Detta projekt avser att uppdatera den riskbedömning av Käppalaverkets utgående avloppsvatten utifrån mikroföroreningar som genomfördes i fas 0 (Bramstedt et al., 2022). Projektet kommer även att tolka behovet av rening av mikroföroreningar utifrån riskbedömningen och möjliga framtida kravställningar, det kommer resultera i dimensionerande förutsättningar. Utifrån de dimensionerande förutsättningarna kommer en platspecifik teknikutredning att tas fram. Målet är även att identifiera de substanser som samhället behöver arbeta förebyggande med för att de inte ska nå Käppalaverket, så kallade uppströmsaktiviteter.

### **1.3. Projektbeskrivning**

Projektet genomfördes i samarbete mellan Käppalaförbundet och IVL. Arbetet, som avrapporteras i denna rapport, delades upp i två delar. Den första delen, som avsåg att fortsätta riskbedömningen från fas 0 och utveckla analysen av påverkan från Käppalaverkets avloppsvatten på Askrikefjärden, innehöll två arbetspaket. (1) Provtagning och analys samt (2) riskbedömning. Provtagning och analys gav underlag till den fortsatta riskbedömningen av rådande halter av mikroföroreningar i Käppalaverkets avloppsvatten samt i Askrikefjärden. Utöver mikroföroreningar som IVL analyserade, analyserades även effektbaserade parametrar av BioCell analytica för att få en djupare förståelse för vattnets påverkan på miljön. Resultaten användes för att fördjupa och uppdatera riskbedömningen, från fas 0, genom att jämförelse mot gällande och eventuellt framtida gränsvärden/krav.

Andra delen av arbetet syftade till att göra en teknikutredning och delades in i fyra arbetspaket; (3) dimensionerande förutsättningar, (4) screening av tekniker, (5) fördjupad teknikutredning och (6) jämförelse och scenarioanalys. I arbetspaket 3 togs dimensionerande förutsättningar fram utifrån den behovsanalys som genomförts i fas 0 och dessa förankrades internt på Käppalaförbundet. Samtidigt genomfördes arbetspaket 4 med screening av flertalet möjliga tekniker för rening av mikroföroreningar. I det arbetet genomfördes även en dialog internt på Käppalaförbundet om vilken information som ska tas fram i teknikutredningen. Tre tekniker valdes ut och en fördjupad teknikutredning genomfördes på dessa. Till sist jämfördes alternativen mot varandra tekniskt och kostnadsmässigt. En känslighetsanalys utfördes där de olika alternativen analyserades genom att undersöka olika scenarier.

## 2. Riskbedömning

### 2.1. Provtagning och Analys

Det dataunderlag för mikroföroreningar som presenterades i fas 0 av läkemedelsprojektet (Bramstedt et al., 2022) kompletterades med data från fyra provomgångar 2022 och 2023. Provtagning genomfördes med samma metod och i samma punkter som under fas 0. Provtagningspunkter beskrivs nedan. En detaljerad metodbeskrivning i slutrapporten för fas 0 (Bramstedt et al., 2022).

- Veckoprov på inkommande avloppsvatten till Käppalaverket
- Veckoprov på utgående avloppsvatten från Käppalaverket
- Stickprov på 5 olika djup i Halvkaksundet (Figur 1, VISS kod SE658284-163772) var av ett samlingsprov blandades.
- Stickprov på 5 olika djup vid Koviks udde (Figur 1, VISS kod SE658507-164088), var av ett samlingsprov blandades.

De analyserade parametrarna i fas 0 följer Naturvårdsverkets rekommenderade lista för läkemedelsrester (Naturvårdsverket u.å.), listan för prioriterade ämnen och särskilt förorenade ämnen (SFÄ) för miljö kvalitetsnormerna (MKN) i Havs- och vattenmyndighetens föreskrift (HVMFS 2019:25). För de två sista provomgångarna analyserades även de ämnen som finns med i 2022 års förslag till revidera avloppsdirektiv men tidigare inte analyserats. Tillagda analyser är Amisulprid, Amoxicillin, Azitromycin, Kandorsartan, Hydroklortiazid, Irbersartan, 6-metylbenzotriazol och Benzotriazol.

Vid låga halter av mikroföroreningar, under kvantifierings- eller detektionsgräns, kan det vara svårt att utvärdera vattnet genom kemiska analyser av specifika substanser. En alternativ metod är att utvärdera vattnets effekt på celler, så kallade effektbaserade analyser. Den vanligast metoden är YES-metoden som använder jästceller för att utvärdera den totala östrogena effekten. Denna analys genomfördes av IVL. Det finns idag andra metoder som använder andra typer av celler för att ge en mer representativ bild av effekterna på miljön. BioCell analytica är ett laboratorium som arbetar med att analysera olika effektbaserade parametrar, i fas 1 inkluderades även dessa. Bilaga 2 sammanställer resultaten från BioCell analytica i sin helhet, en sammanfattning av detta är gjort i denna rapport. Effektbaserade analyser blir allt vanligare och med mer erfarenhet kommer det troligtvis att vara ett komplement till kemiska analyser i framtiden vid utvärdering av den toxiska effekten på miljön.

### 2.2. Analysresultat

I följande avsnitt presenteras resultaten från fas 0 och 1 som medelvärden. Medelvärdet av de två recipientpunkterna redovisas separat (Halvkaksundet och Koviks udde) men även som ett medelvärde som i denna studie representerar Askrikefjärden. När analysen visade halter under kvantifieringsgräns (LOQ) användes halva LOQ i medelvärdesberäkningarna, enligt Käppalaförbundets standard vid miljörapportering. När analysen visade halter under detektionsgräns (LOD) användes LOD i medelvärdesberäkningarna. Medelvärden som endast

beräknas av värden under LOD visas som ”<” medelvärdet av detektionsgränsen. Medelvärden som endast beräknas av värden under LOQ visas som ”~” medelvärdet av halva kvantifieringsgränsen.

### 2.2.1. Hormoner

Tabell 2 presenterar resultaten för hormoner som medelvärden för alla provtagningar.

Tabell 2 – Analysresultat för hormoner. Resultatet är medelvärden av alla provomgångar för respektive provpunkt. För rödmarkerade medelvärden har alla analysresultat varit under LOD. För brunmarkerade medelvärden har alla analysresultat varit under LOQ eller LOD.

	Ämne	In-kommande [ng/l]	Utgående [ng/l]	Halvkak-sundet [ng/l]	Koviks udde [ng/l]	Askrike-fjärden [ng/l]
Hormoner	Östron (E1)	88	1,9	1,6	1,3	1,5
	Östradiol (E2)	20	~1	< 2	< 1	< 2
	Etinylöstradiol (EE2)	< 2	< 1	< 2	< 1	< 2

### 2.2.2. Läkemedel

Tabell 3 presenterar resultaten för läkemedel som medelvärden för alla provtagningar.

Tabell 3 – Analysresultat för läkemedel. Resultatet är medelvärden av alla provomgångar för respektive provpunkt. För rödmarkerade medelvärden har alla analysresultat varit under LOD. För brunmarkerade medelvärden har alla analysresultat varit under LOQ eller LOD.

	Ämne	In-kommande [ng/l]	Utgående [ng/l]	Halvkak-sundet [ng/l]	Koviks udde [ng/l]	Askrike-fjärden [ng/l]
Läkemedelsrester	Amisulprid	8	19	< 2	< 2	< 2
	Amoxicillin*	< 3	< 3	-	-	-
	Atenolol	310	180	3,6	2,8	3,2
	Azitromycin*	790	600	~3	~3	~3
	Kandersartan	3 750	1600	22	21	22
	Karbamazepin	290	380	12	11	12
	Ciprofloxacin*	340	59	~10	~10	~10
	Citalopram	210	200	7,4	6,1	6,8
	Clarithromycin*	92	110	~4	~3	~4
	Diclofenak	900	780	11	7,0	8,8
	Erythromycin*	18	41	< 7	< 7	< 7
	Fluconazole	180	170	6,3	5,6	5,9
	Furosemide	2 380	1230	~14	~12	~13
	Hydroklortiazid	1 600	1250	27	19	23
	Ibuprofen	8 240	110	12	11	11
	Irbersartan	310	220	~3	2,6	2,7
Ketoconazole	490	22	~12	< 12	~12	

	Ämne	In-kommande [ng/l]	Utgående [ng/l]	Halvkak-sundet [ng/l]	Koviks udde [ng/l]	Askrike-fjärden [ng/l]
	Losartan	2 930	1330	17	12	14
	Metotrexat	25	< 9	~9	~9	~9
	Metoprolol	1 450	1630	29	19	24
	Naproxen	9 860	150	9,6	8,5	9,0
	Oxazepam	440	240	~5	~4	~4
	Paracetamol	23 400	13	22	25	23
	Propranolol	78	105	3,9	3,3	3,6
	Sertralin	220	71	4,5	< 5	4,5
	Sulfamethoxazole*	1 110	285	9,0	9,1	9,1
	Tramadol	220	428	~13	~11	~12
	Trimethoprim*	110	42	2,7	~2	2,5
	Venlafaxine	470	575	14	8,2	11
	Zolpidem	5,7	4,4	2,4	2,1	2,3

\*Antibiotika

### 2.2.3. Fenoler och benzotriazoler

Tabell 4 presenterar resultaten för fenoler och benzotriazoler som medelvärden för alla provtagningar.

Tabell 4 – Analysresultat för fenoler och övriga analyserade mikroföroreningar. Resultatet är medelvärden av alla provomgångar för respektive provpunkt. För rödmarkerade medelvärden har alla analysresultat varit under LOD. För brunmarkerade medelvärden har alla analysresultat varit under LOQ eller LOD.

	Ämne	In-kommande [ng/l]	Utgående [ng/l]	Halvkak-sundet [ng/l]	Koviks udde [ng/l]	Askrike-fjärden [ng/l]
Fenoler	Bisfenol A	510	230	42	13	27
	Nonylfenol	40	17	11	7,4	9,3
	Oktylfenol	10	2,8	< 2	~2	~2
Övrigt	∑6&4metylbzotriazol	1 550	530	11	~7	8,9
	Bzotriazol	980	1 230	~18	< 11	~14

## 2.2.4. PFAS

Tabell 5 presenterar resultaten för PFAS som medelvärden för alla provtagningar.

Tabell 5 – Analysresultat för PFAS-ämnen. Resultatet är medelvärden av alla provomgångar för respektive provpunkt. För rödmarkerade medelvärden har alla analysresultat varit under LOD. För brunmarkerade medelvärden har alla analysresultat varit under LOQ eller LOD.

	Ämne	Inkommande [ng/l]	Utgående [ng/l]	Halvkak-sundet [ng/l]	Koviksudde [ng/l]	Askrike-fjärden [ng/l]
PFAS	PFBA	7,0	3,5	1,4	1,2	1,3
	PFPeA	9,0	4,9	0,95	0,85	0,90
	PFHxA	4,0	5,0	1,2	0,77	0,96
	PFHpA	1,7	2,4	0,53	0,42	0,48
	PFOA	3,4	5,2	0,93	0,83	0,88
	PFNA	0,73	1,3	0,32	0,26	0,29
	PFDA	0,34	1,0	0,27	0,14	0,21
	PFBS	1,0	1,2	0,43	0,52	0,48
	PFHxS	2,7	3,9	0,49	0,42	0,45
	PFOS	12	26	1,1	1,1	1,1
	6:2 FTS	6,2	6,2	0,33	0,23	0,28
	Summa PFAS11	48	60	7,9	6,7	7,3

## 2.2.5. Effektbaserade analyser

Tabell 6 presenterar resultaten från de effektbaserade analyserna som medelvärden för alla provtagningar. Alla effektbaserade metoder uttrycker den biologiska effekten som en ekvivalentkoncentration av ett specifikt ämne (referenssubstans). YES-metoden uttrycker den totala östrogena effekten i östradiolekvivalenter ( $E2_{ekv}$ ) per liter (ng/l  $E2_{ekv}$ ). Erhålls ett resultat på 1 ng/l  $E2_{ekv}$  betyder det att provet har samma östrogena effekt som 1 ng/l östradiol. Även BioCell analyticas aktivering av östrogenreceptorn har östradiol som referenssubstans. Referenssubstanserna för de andra ämnena är dihydrotestosteron (DHT) för AR aktivitet, hydroxyflutamid (OHF) för anti-AR aktivitet, 2,3,7,8-tetrachlorodibenzodioxin (TCDD) för AhR aktivitet och tertiär butylhydrokinon (tBHQ) för Nrf2 aktivitet.

Alla prover analyseras för cytotoxicitet, om detta ger ett positivt utslag späds provet innan den önskvärda parametern analyseras. Vid analys av genotoxicitet fås ett svart på om högsta koncentrationen som inte är cytotoxiska är genotoxisk, Tabell 7.

Tabell 6 – Analysresultat för effektbaserade parametrar. Resultatet är medelvärden av alla provomgångar för respektive provpunkt. För rödmarkerade medelvärden har alla analysresultat varit under LOD. För brunmarkerade medelvärden har alla analysresultat varit under LOQ eller LOD.

	Ämne	Ink.	Utg.	Halvkak-sundet	Koviks-udde	Askrike-fjärden
Effektbaserade	YES-test [ng/l E2 <sub>ekv</sub> ]	67	0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1
	ER aktivitet [ng/l E2 <sub>ekv</sub> ]	98	0,99	0,27	0,25	0,26
	AR aktivitet [ng/l DHT <sub>ekv</sub> ]	212	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
	Anti-AR aktivitet [ng/l OHF <sub>ekv</sub> ]	632	77	73	73	73
	AhR aktivitet [ng/l TCDD <sub>ekv</sub> ]	3,0	0,83	0,090	0,084	0,087
	Nrf2 aktivitet [ng/l BHQ <sub>ekv</sub> ]	163 500	15 268	< 8 000	< 8 000	< 8 000

Tabell 7 – Analysresultat för cytotoxicitet och genotoxicitet. Spädningen anges som REF-värde där 50 är högsta koncentrationen. Den högsta koncentration som gav ett negativt utslag på cytotoxicitet analyserades för genotoxicitet.

	Ämne	Spädning	In-kommande	Utgående	Halvka-k-sundet	Koviks-udde
Effektbaserade analyser	Cytotoxiska effekter [antal prov]	REF50	4 av 4	1 av 4	1 av 4	0 av 4
		REF25	4 av 4	1 av 4	1 av 4	0 av 4
		REF12,5	2 av 4	0 av 4	0 av 4	0 av 4
		REF6,25	2 av 4	0 av 4	0 av 4	0 av 4
		REF3,125	0 av 4	0 av 4	0 av 4	0 av 4
	Genotoxiska effekter [antal prov]	REF50	-	0 av 3	0 av 3	1 av 4
		REF25	-	-	-	-
		REF12,5	2 av 2	1 av 1	1 av 1	-
		REF6,25	-	-	-	-
		REF3,125	1 av 2	-	-	-

## 2.3. Uppföljning mot nuvarande och framtida krav

Koncentrationen av mikroföroreningar i det renade avloppsvattnet och i recipienten jämförs mot gällande lagstiftning och förslag till EU-direktiv.

### 2.3.1. Gällande miljö kvalitetsnormer

De uppmätta halterna av mikroföroreningar i projektet upptagna i miljö kvalitetsnormerna presenterade i Tabell 8. De uppmätta halterna jämfördes mot gränsvärden (gäller för prioriterade ämnen) och bedömningsgrunder (gäller för särskilt förorenande) enligt MKN för kustvatten (HVMFS 2019:25). Målet var att bedöma risken att den kemiska statusen i Käppalaförbundets recipient försämras och/eller inte uppnå god status på grund av reningsverkets utsläpp. Även vattenmyndighetens klassificering av Askrikefjärden för respektive ämne presenteras. Den data är dock bristfällig och klassificering är endast gjord för Diklofenak och PFOS.

Tabell 8 – Projektets uppmätta halter i Käppalaverkets utgående vatten och recipient jämfört med gällande gränsvärden/bedömningsgrunder. Gränsvärdena/bedömningsgrunderna beskriver gränsen för årsmedelvärdet och/eller den maximalt tillåtna koncentrationen. Gränsvärden gäller för prioriterade ämnen och bedömningsgrunder gäller för särskilt förorenande enligt MKN för kustvatten (HVMFS 2019:25). Vattenmyndighetens klassificering av Askrikefjärden för de givna ämnena visas i kolumn "Klassificering av Askrikefjärden". Röda och gröna celler indikerar att gränsvärdet/bedömningsgrunden överskrids respektive underskrids. För ej ifyllda celler har inte en bedömning kunnat genomföras.

Ämne		Års-medelvärde [ng/l]	Max. tillåten konc. [ng/l]	Klassificering av Askrikefjärden	Utgående [ng/l]	Askrikefjärden [ng/l]
<b>Östradiol (E2)</b>	Särskilt förorenande ämne	0,08	-	Ej klassad	~ 1	< 2
<b>Etinylöstradiol (EE2)</b>	Särskilt förorenande ämne	0,007	-	Ej klassad	< 1	< 2
<b>Ciprofloxacin</b>	Särskilt förorenande ämne	-	100	Ej klassad	59	< 10
<b>Diklofenak</b>	Särskilt förorenande ämne	10	-	God (1 - Låg tillförlitlighet)	780	8,8
<b>Bisfenol A</b>	Särskilt förorenande ämne	110	-	Ej klassad	230	27
<b>Nonylfenol</b>	Prioriterat ämne	300	2000	Saknas för Askrikefjärden	17	9,3
<b>Oktylfenol</b>	Prioriterat ämne	10	-	Saknas för Askrikefjärden	2,8	~ 2
<b>PFOS</b>	Prioriterat ämne	0,13	7200	God (3 – Hög tillförlitlighet)	60	1,1

\* Gäller endast dricksvattenförekomster.

Av de ämnen som inte är klassade av Vattenmyndigheten för Askrikefjärden ligger Ciprofloxacin, Nonylfenol och Oktylfenol under gällande gränsvärden/bedömningsgrunder i utgående avloppsvatten och i Askrikefjärden. För hormonerna kunde inte en utvärdering göras för Askrikefjärden då detektionsgränserna är betydligt högre än de gällande kraven. Det ska dock noteras att halten Östradiol i utgående avloppsvatten är över detektionsgränsen men under kvantifieringsgränsen. Det tyder på att halten kan ligga mellan 1 och 2 ng/l, vilket är över kravet. Bisfenol A överstiger dess bedömningsgrund i utgående avloppsvatten dock är halten i Askrikefjärden under gränsen.

Vattenmyndigheten har klassificerat Askrikefjärden med god status avseende Diklofenak, dock med låg tillförlitlighet. Denna klassificering är gjord på en bedömningsgrund på 100 ng/l och ett felaktigt beräknat medelvärde, och kommer troligtvis att justeras i nästa



klassificeringscykel. Medelvärdet av de 16 analyserna som är genomförda i detta projekt ligger på 8,8 ng/l vilket är under gällande bedömningsgrund på 10 ng/l. Utifrån detta skulle statusen fortsatt klassas som god avseende Diklofenak. Det ska noteras att marginalen till bedömningsgrunden inte är stor och att Käppalaverkets utgående halt av Diklofenak är 85 gånger högre än bedömningsgrunden och behöver spädas med lika mycket för att minska risken att försämra recipienten.

Vattenmyndigheten har klassificerat Askrikefjärden avseende PFOS som god med hög tillförlitlighet. Klassningen har gjorts på fisk från recipienten och tillförlitligheten är god med avseende på mängden data. I denna studie har mätningar genomförts i vatten från Askrikefjärden och Käppalaverket. Koncentrationen av PFOS i både Käppalaverkets utgående vatten och i Askrikefjärden ligger över gränsvärdet i MKN. Det gör att statusen för PFOS kan komma att uppdateras i nästa klassificeringscykel.

### 2.3.2. Förslag till reviderat prioämnesdirektiv

Det finns idag ett förslag till reviderat prioämnesdirektiv som föreslår uppdaterade gränsvärden och även inkluderar nya ämnen. Tabell 9 jämför de ämnena som omfattas av det nya prioämnesdirektivet mot halterna i Käppalaverkets utgående avloppsvatten och Askrikefjärden.

Tabell 9 – Projektets uppmätta halter i Käppalaverkets utgående vatten och recipient jämfört med gränsvärden i förslag till reviderat prioämnesdirektiv. Gränsvärdena beskriver gränsen för årsmedelvärdet och/eller den maximalt tillåtna koncentrationen. Röda och gröna celler indikerar att det förslagna gränsvärdet överskrids respektive underskrids. För ej ifyllda celler har inte en bedömning kunnat genomföras.

Ämne	Årsmedelvärde [ng/l]	Max. tillåten konc. [ng/l]	Utgående [ng/l]	Askrikefjärden [ng/l]
Östron (E1)	0,018	-	1,9	1,5
Östradiol (E2)	0,009	-	~1	< 2
Etinylöstradiol (EE2)	0,0016	-	< 1	< 2
Azitromycin	1,9	18	600	~3
Karbamazepin	250	160 000	380	12
Ciprofloxacin	100	-	59	~10
Clarithromycin	13	13	110	~4
Diklofenak	4	25 000	780	8,8
Erytromycin	50	100	41	< 7
Ibuprofen	22	-	110	11
Bisfenol A	0,034	51 000	230	27
Nonylfenol	1,8	170	17	9,3
Oktylfenol	10	-	2,8	~2
∑PFAS24 <sub>PFOAekv</sub> *	4,4	-	81**	8,0**

\*∑PFAS24<sub>PFOAekv</sub> är summan av 24 PFAS ämnen omräknade till PFOA ekvivalenter enligt förslag till reviderat prioämnesdirektiv (referens).

\*\*Endast 11 av de PFAS-ämnena i PFAS24 har analyserats, halten är därför underskattad.

Förslaget till reviderat prioämnesdirektiv är ännu inte beslutat av EU-kommissionen, dock ger detta en bra bild av de framtida utmaningarna. För hormonerna östradiol och etinylöstradiol är förslaget att sänka gränserna ytterligare. Det gör att utmaningen med att följa upp dessa ämnen ökar på grund av begränsningar i detektions- och kvantifieringsgränser. Östradiol kan dock antas vara högre än gränsvärdet i utgående avloppsvatten med samma resonemang som i 2.3.1. Ett ytterligare hormon har lagts till, östron, det är lättare att analysera för att det förekommer i högre halter i både utgående avloppsvatten och i recipienten. Här överstiger de uppmätta halterna gränsvärdet ungefär 100 gånger i båda provpunkterna.

Två läkemedel ligger utifrån denna studie över de förslagna gränsvärdena, Diklofenak och Azitromycin. Ytterligare tre ämnen ligger över gränsvärdena i utgående avloppsvatten men inte i Askrikefjärden, Karbamazepin, Clarithromycin och Ibuprofenär. Reningsverk är den största punktkällan till våra vattendrag gällande läkemedel och förväntas att kunna minskas med en avancerad rening.

Till skillnad från läkemedel är reningsverk inte huvudpunktkällan av fenoler och PFAS till vattendrag utan föroreningarna kommer från flera andra delar av samhället. Ett helhetsgrepp om dessa föroreningar krävs för att lägga resurser på rätt plats. Bisfenol A, Nonylfenol och  $\Sigma$ PFAS<sub>24</sub><sup>PF<sub>0</sub>A<sub>ekv</sub></sup> ligger idag över de förslagna gränsvärdena i både utgående avloppsvatten och i Askrikefjärden, halterna kan inte förväntas minskas vid införande av en avancerad rening på Käppalaverket. Åtgärder för att minska halterna i inkommande avloppsvatten behövs.

### 2.3.3. Förslag till reviderat avloppsdirektiv

Under år 2022 kom ett förslag till reviderat avloppsdirektiv. Det ålägger alla reningsverk över 100 000 person ekvivalenter (pe) att införa en avancerad rening. Avskiljningen över reningsverket ska vara 80 % som ett medelvärde av vissa specifika indikatorsubstanser. Om det gäller för alla provtagningar eller som ett årsmedelvärde är i förslaget inte tydligt och förhandling pågår inom EU. Tabell 10 visar vilka ämnen som är upptagna i förslaget och nuvarande avskiljning över reningsverket. Det ska noteras att avskiljningen för Amisulprid, Hydrochlorthiazide, Benzotriazol, Kantersartan Irbesartan och 4&6metylbenzotriazole endast baseras på två provomgångar.

Tabell 10 – Projektets uppmätta avskiljningar över Käppalaverkets från inkommande till utgående avloppsvatten för ämnen upptagna i förslag till avloppsdirektiv.

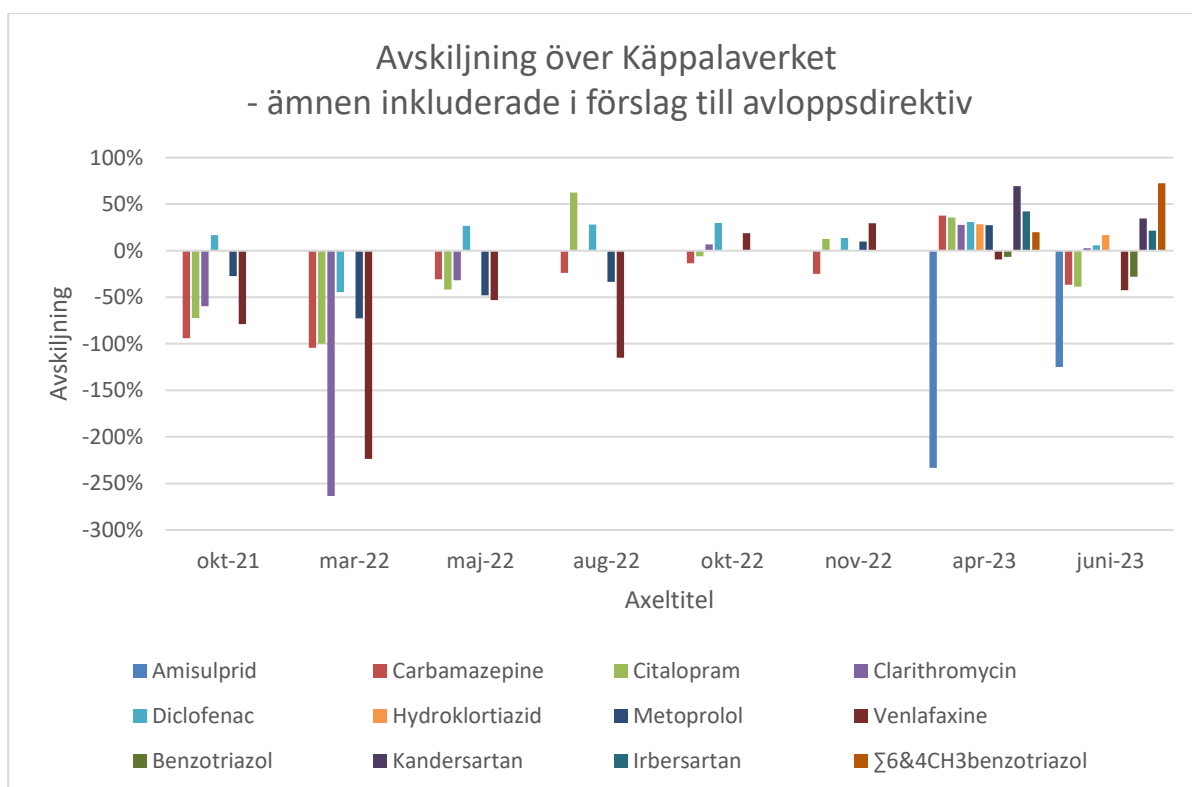
	Ämne	Krav på avskiljning	Medelavskiljning
Kategori 1	Amisulprid	Medelvärde av fyra substanser från kategori 1 och två från kategori 2 > 80 %	-150 %
	Karbamazepin		-27 %
	Citalopram*		1 %
	Clarithromycin		-19 %
	Diklofenak*		14 %
	Hydrochlorthiazide*		22 %
	Metroprolol*		-13 %
	Venlafaxin		-22 %

	Ämne	Krav på avskiljning	Medelavskiljning
Kategori 2	Benzotriazol		-26%
	Kandesartan*		57 %
	Irbesartan		28 %
	4&6metylbenzotriazole*		66 %
Medel	Markerade substanser		25 %
	Alla substanser		-5 %

\*Högst avskiljning i respektive kategori.

Ingen av indikatorsubstanserna har en medelavskiljning på över 80 %. I förslaget till avloppsdirektiv kan fyra av substanserna i grupp 1 väljas ut och två i grupp 2. Om ett medelvärde av de substanserna med högst avskiljning i varje grupp görs fås en avskiljning på 25 %. Detta är en stor skillnad om man jämför med medelvärdet av alla substanser -5 % avskiljning. Dock ska det noteras att flertalet substanser endast mätts i två provomgångar och att variationen mellan provomgångarna är stor, Figur 2.

En negativ reduktion över reningsverket kommer att behöva kompenseras genom en reduktion över en framtida avancerad rening på över 80 %. Det behövs därför mer data för att tydliggöra medelavskiljningen och spridningen. 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 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 stegen i analys av mikroföroreningar, hade den största påverkan. För låga signalnivåer kan detta se anmärkningsvärt ut när ett procentuellt värde av förändringen över reningsprocessen presenteras.



Figur 2 – Uppmätt avskiljning för alla provomgångar av respektive substans som är upptagna i förslag till avloppsdirektiv.

## 2.4. Riskkvotsberäkning

Som ett komplement till gällande och framtida krav har de uppmätta halterna i Käppalaverkets utgående avloppsvatten använts för att beräkna riskkvoten (RK) med hjälp av EC/PNEC-metoden, Tabell 11. Metodbeskrivning finns i slutrapport av fas 0 (Bramstedt et al., 2022). Denna metod tillämpas idag inte av myndigheterna men ger en uppskattning för risken av specifika ämnen och därmed behovet av rening av läkemedel och metoden kan ses som en bransch-praxis. Utifrån värdet på riskkvoten bedöms risken för recipienten enligt följande:

- Riskkvot över 1 anses som en hög risk för oönskade effekter
- Riskkvot mellan 1 och 0,1 anses som måttlig risk för oönskade effekter
- Riskkvot under 0,1 anses som låg risk för oönskade effekter

Tabell 11 – Riskkvoter beräknade med EC/PNEC-metoden för Käppalaverkets utgående avloppsvatten och dess recipient. Halterna är baserade på de uppmätta värdena i detta projekt. Röda celler indikerar en högrisk, gula celler indikerar en måttlig risk och gröna celler indikerar en låg risk För ej ifyllda celler har inte en bedömning kunnat genomföras.

Ämne	PNEC-värde [ng/l]	Säkerhetsfaktor	Utgående avloppsvatten		Askrikefjärden	
			Halt [ng/l]	RK (utan späd.)	Halt [ng/l]	RK
Östron (E1)	0,08	100	1,9	23	1,5	18
Östradiol (E2)	0,04	10	~2	~34	< 2	< 27
Etinylöstradiol (EE2)	0,016	1x10	< 1	< 64	< 2	< 68
Atenolol	32 000	100	180	0,01	3,2	0,00
Karbamazepin	2 500	10	380	0,15	12	0,00
Ciprofloxacina	64	50	59	0,91	~9,8	~0,15
Citalopram	0,075*	2x1 000	200	2 700*	6,8	90*
Clarithromycin	40	50	110	2,9	~3,6	~0,09
Diclofenak	50	2x10	780	16	8,8	0,18
Erythromycin	20	1 000	41	2,1	< 7	< 0,35
Fluconazole	15 000	SSD	170	0,01	5,9	0,00
Furosemide	156	1 000	1 230	7,9	~13	0,08
Ibuprofen	102 000	10	110	0,00	11	0,00
Ketoconazole	-	-	22	-	~12	-
Losartan	7 800	100	1 330	0,17	14	0,00
Metotrexat	-	-	< 9	-	~9,3	-
Metoprolol	2 590	1 000	1 630	0,63	24	0,01
Naproxen	15 000	10	150	0,01	9,0	0,00
Oxazepam	10	2x50	240	24	~3,9	~0,39
Paracetamol	46 000	10	13	0,00	23	0,00
Propranolol	228	10	110	0,46	3,6	0,02
Sertralin	9,4	50	71	7,5	4,5	0,48
Sulfamethoxazole	118	50	290	2,4	9,1	0,08
Tramadol	170 000	1 000	430	0,00	~12	0,00
Trimethoprim	500	50	42	0,08	2,5	0,01
Venlafaxine	3 220	1 000	380	0,18	11	0,00
Zolpidem	-	-	4,4	-	2,3	-

\*Nya studier visar att PNEC-värdet kan sänkas med 100 gånger, det ger en sänkning av riskkvoterna med 100 gånger (Hoyer et al., 2022).

Riskkvoterna används som ett komplement vid riskbedömning av Käppalaverkets utgående avloppsvatten och statusen i recipienten, dock är de inte kopplade till några krav. Två ämnen noteras med hög risk i recipienten och utgående avloppsvatten, Östron och Citalopram. Östron har i tidigare, avsnitt 2.3.2, bedömts som en risk för recipienten då halten är över det förslagna gränsvärdet i prioämnesdirektivet. För Citalopram har nya studier har visat att PNEC-värdet är överskattat och kan skänkas 100 gånger. Det ger således en sänkning av riskkvoten med

100 gånger vilket ger en måttlig risk. Utöver det finns ämnet med i förslaget till reviderat avloppsdirektiv och ifall det antas kommer ämnet att minskas med införande av en avancerad rening.

Vid fokus på att identifiera ämnen som inte är riskbedömda utifrån gällande eller förslag till prioämnesdirektiv noters fyra ämnen en hög risk i utgående avloppsvatten Furosemide, Sulfamethoxazole, Oxazepam, Sertralin. De två sista har även en måttligrisk i recipienten, vilket ger ett incitament att fortsätta följa utvecklingen av halterna.

## 2.5. Sammanställning riskbedömning

Tabell 12 sammanställer de ämnen utifrån riskbedömningen som fortsättningsvis behöver bevakas och eventuellt reduceras. Enligt bedömningen av utspädning av Käppalaverkets avloppsvatten (Bramstedt et al.,2022) späds utgående vatten ca 10 gånger vid utloppet. Totalt är utspädningen mer än 100 gånger för ämnen där halten i recipienten är mycket lägre än i utgående vatten. Det gör att en risk i utgående avloppsvatten inte nödvändigtvis betyder en risk för recipienten. För de ämnen där en risk i recipienten har identifierats är det svårt att dra slutsatser om Käppalaverkets påverkan på grund av de komplexa strömningsförhållandena som råder i Askrikefjärden. En dialog med tillsynsmyndigheten behövs för att förstå hur resultaten ska tolkas utifrån ett tillstånds- och reningskravsperspektiv.

Oavsett förhållandena i utgående avloppsvatten och i recipienten har IVL noterat att halterna av Bisfenol A och PFAS i inkommande avloppsvatten till Käppalaverket ligger högre än för andra reningsverk som de gjort studier på. Rekommendationen är att arbeta uppströms reningsverket med att identifiera och minska påverkan från punktkällor. Minskade inkommande halter skulle inte bara minska utgåendehalter i det renade avloppsvattnet utan även i utgående slam från reningsverket.

På grund av utmaningar med höga detektionsgränser för flertalet mikroföroreningar blir riskbedömningen osäker. Exempelvis är det endast Östron av hormonerna som detekterats i Askrikefjärden. Ett alternativ till konventionella metoder är så kallade effektbaserade metoder, där man utvärderar den toxiciteten av vattnet. Det görs genom att mäta vattnets effekt på celler, olika analyser tittar på olika cellförändrande/toxiska effekter. Vid analys på av hormonstörande effekter gav YES-metoden halter under detektionsgränsen ( $< 0,1$ ) i utgående avloppsvatten och recipienten. Med effektbaserade metoder, från BioCellanalytica, detekteras ett utslag på 0,99 respektive 0,26 ng/l östradiolekvivalenten ( $E_{2ekv}$ ) i utgående avloppsvatten och i Askrikefjärden. Detta kan tolkas som att om den hormonstörande effekten endast kommit från östradiol hade halten överstigit gällande bedömningsgrund på 0,009 ng/l. Metoden visar fördelen med att komplettera konventionella kemiska analyser med effektbaserade analyser.

Tydligt är i arbetet med denna rapport att myndighetskraven behöver förtydligas för att VA-branschen ska kunna ta rätt beslut för implementation av åtgärder.

Tabell 12 – Ämnen som utifrån riskbedömningen fortsatt behöver bevakas och eventuellt minskas.

Ämne	Utgående avloppsvatten				Askrikefjärden		
	Gällande MKN	Förslag till MKN	Risikkvot (utan späd.)	Upptaget i förslag till avlopps-direktiv	Gällande MKN	Förslag till MKN	Risikkvot
Östron (E1)	-			-	-		
Östradiol (E2)				-	<LOD	<LOD	<LOD
Etinylöstradiol (EE2)	<LOD	<LOD	<LOD	-	<LOD	<LOD	<LOD
Azitromycin	-		-	-	-		-
Karbamazepin	-			Ja	-		
Ciprofloxacin				-			
Citalopram	-	-		Ja	-	-	
Clarithromycin	-			Ja	-		
Diclofenak				Ja			
Erythromycin	-			-	-		<LOD
Furosemide	-	-		-	-	-	
Ibuprofen	-			-	-		
Oxazepam	-	-		-	-	-	
Sertralin	-	-		-	-	-	
Sulfamethoxazole	-	-		-	-	-	
Bisfenol A			-	-			-
Nonylfenol			-	-			-
Oktylfenol			-	-			-
PFOS		-	-	-		-	-
∑PFAS24PFOAekv *	-		-	-	-		-

### 3. Teknikutredning

Eftersom detta projekt inte uteslutande omfattar läkemedelsrester utan även andra mikroföroreningar kommer kallas det tillkommande reningssteget i denna rapport avancerad rening.

#### 3.1. Teknikscreening

För att täcka ett så brett område som möjligt beslutades att alla tekniker som kom upp skulle värderas i den första teknikscreeningen. Det inkluderades således även tekniklösningar som kan stå i konflikt med andra fokusområden eller strategier som Käppalaförbundet har och som därmed avskrevs under urvalsprocessen. Det ansågs dock som viktigt att även dessa tekniklösningar tas upp initialt där eventuella för- och nackdelar diskuteras för att bereda ett så komplett beslutsunderlag som möjligt. Det viktigt för framtiden då strategiska beslut ändras kan ändras eller skapas eller kompromisser med tekniklösningar och andra arbetsområden eventuellt kan skapas.

Arton teknislösningar beskrevs övergripande med schematisk placering i Käppalaverkets process, för- och nackdelar samt erfarenheter nationellt och internationellt. En intern grupp på Käppalaförbundet (intressentgruppen) tillsammans med IVL tog fram bedömningskriterier för de olika teknislösningarna. IVL bedömde teknikerna utifrån respektive kriterium och intressentgruppen viktade kriterierna mot varandra, resultatet presenteras i Figur 3.

Viktning (1-10)	Reningseffekt									Kostnader					Miljöaspekter					Andra aspekter						Summa poäng (högst = bäst)					
	Prio läkemedel från förstudien	Alla undersökta läkemedel	PFOS	Flera PFAS (Lex. PFAS24)	Fenoler	Mikroplaster	Bakterier (inkl. multiresistenta)	Möjlighet till vattenåteranvändning	Positiv effekt på övrig rening (synergier)	Låg OPEX	Låg CAPEX	Lågt elprisberoende	Lågt beroende av förbrukningsmaterial	Möjlig produkt för delvis kostnadsäckning	Hög reciclings (robust)	Lite byggmaterial (betong, stål)	Bra arbetsmiljö	Inga farliga resp. produkter/sidoströmm	Finns potential att minska miljöpåverkan?	Ingen/låg slampåverkan	Lågt behov expertkunskap	Lågt ytvolymsbehov	Kan befintlig infrastruktur nyttas?	Etablerat teknik	Lågt underhållsbehov		Lågt effektkrav	Lågt transportbehov	Enkel transportväg av avloppsvattnet	Kort byggtid	Logistik i berget
GAK	10	10	6	5	7	2	1	2	5	5	5	10	4	1	6	4	8	10	8	10	9	2	8	10	8	10	3	7	4	4	1232
UF-GAK	10	10	6	5	7	10	8	5	5	3	4	6	3	3	8	3	6	10	7	10	7	2	7	10	7	8	4	7	4	4	1171
PAK-MBBR	9	9	4	3	7	1	1	1	5	7	7	10	4	1	2	9	5	10	3	1	10	10	10	3	8	10	4	9	10	8	1143
PAK-SF	10	10	4	3	7	2	1	2	2	8	10	10	4	1	6	9	5	10	8	1	9	10	10	8	10	10	2	9	10	8	1274
PAK-PAKS	10	10	4	3	7	3	1	2	2	6	8	10	4	1	6	5	5	10	7	6	8	5	8	8	8	9	2	6	6	6	1162
(+SF) PAK-UF	10	10	4	3	7	10	8	5	5	4	4	6	3	3	8	5	4	10	8	8	6	6	8	8	7	8	2	7	6	6	1159
(-SF) PAK-UF	10	10	4	3	7	10	8	5	4	5	5	6	4	3	8	4	4	10	7	8	6	7	8	8	7	8	2	8	6	6	1180
O3-MBBR	8	9	1	1	7	1	1	1	2	4	8	5	4	1	6	8	6	5	4	10	9	9	10	2	8	3	6	9	8	7	1061
O3-int.	8	8	1	1	5	1	1	1	3	4	7	4	4	1	5	6	6	5	4	10	9	7	8	5	8	4	6	9	6	7	1016
O3-by	7	6	1	1	6	1	1	1	2	4	6	4	4	1	6	8	6	5	4	10	9	9	10	4	8	4	6	6	7	7	1001
O3-SF	9	9	1	1	7	2	3	2	2	6	7	5	4	1	6	6	6	7	4	10	9	7	8	10	8	6	6	9	7	6	1143
O3-GAK	10	10	6	5	8	2	4	5	6	4	4	5	3	1	7	3	6	10	6	10	8	2	5	10	7	5	3	7	4	3	1099
O3-PAK-by	7	7	4	2	6	1	1	1	1	3	5	4	3	1	6	6	4	6	5	1	7	7	5	5	7	4	4	6	4	6	833
Anjonbytare	2	2	8	7	5	1	1	1	1	2	5	10	3	1	4	5	5	9	5	10	6	4	8	2	8	10	5	7	5	4	939
GAK-Anjonbytare	10	10	9	8	7	2	1	2	3	2	4	10	3	1	6	4	5	9	6	10	6	2	7	4	8	9	4	7	4	3	1102
O3-Skumf.	8	8	6	5	7	3	3	1	2	4	5	4	3	1	5	6	4	4	5	8	5	6	6	1	5	4	7	6	4	6	894
UV-H2O2	8	8	3	2	5	1	6	1	2	2	4	4	3	1	5	5	5	4	4	10	5	6	7	3	5	3	7	7	7	6	893
UF-NF	10	10	8	8	9	10	10	10	8	2	3	3	3	10	8	3	6	5	7	5	4	4	8	3	6	4	8	8	5	8	1081

Figur 3 – Resultat från multikriterieanalys av de 18 teknislösningarna i teknicscreeningen.

En detaljerad beskrivning av vad varje processlösning innebär finns beskrivet i bilaga 1. De flesta teknislösningar inkluderar granulerat aktivt kol (GAK), pulvriserat aktivt kol (PAK) och/eller ozonering (O<sub>3</sub>). Dessa tekniker kan appliceras i processen på olika ställen vilket ger olika för- och nackdelar. Generellt minskar resursförbrukningen ju senare i processen tekniken appliceras eftersom färre andra förorening stör.

Det finns även andra tekniker som inte är etablerade som avancerade rening på avloppsreningsverk. UV-väteperoxidbehandling renar effektivt bort läkemedel samtidigt som vattnet desinfekteras, dock påverkas inte PFAS. Processen anses inte vara relevant få den kräver mer energi än ozonering och ett efterföljande steg av GAK eller katalytiskt filter behövs för att avlägsna rester av väteperoxid. Två andra metoder som testats för reduktion av PFAS är anjonbytare och skumfraktioner. Teknikerna behöver kombineras med någon av de etablerade teknikerna för att effektivt rena bort läkemedel, därför ansågs de inte aktuella i denna utvärdering. En metod endast är aktuell om samtliga mikroföroreningar ska renas bort effektivt är en kombination av ultrafiltrering (UF) och nanofiltrering (NF). Denna metod är resursförbrukande och retentatet behöver hanteras separat om inte det ska påverka slammets kvalitet.

Tillsammans med multikriterieanalysen diskuterade intressentgruppen utslagskriterier:

1. Alla undersökta läkemedel ska renas bort
2. Slammet ska inte riskeras att påverkas
3. Teknislösningen ska också kunna åstadkomma rening av PFOS/PFAS
4. Ingen ozonering i berget ska tilltas på grund av arbetsmiljö och säkerhetsskäl



5. Teknislösningen ska också kunna avlägsna mikroplaster och bakterier från utgående avloppsvatten

Utifrån enkätundersökning och diskussioner valdes utslagskriterium 4 och 5 bort. Kriterium 1, 2 och 3 fick 100, 70 respektive 60 % av rösterna. Efter diskussion gick teknikutredningen vidare med att ansätta kriterium 1 och 2. Eftersom frågan om hur PFOS/PFAS kommer hanteras utifrån ett kravperspektiv inte är tydlig valde projektgruppen bort kriterium 3. Beslutades att en teknislösning med GAK, PAK och ozon skulle väljas ut eftersom det ge underlag för att bedöma även de andra processutformningarna. Den högs rangordnade teknislösning med GAK respektive ozon valdes ut. För PAK valdes teknislösning efter byggbarhet.

De teknislösningar som kommer beskrivas närmare är:

1. GAK
  - a. Process placering: Efter befintliga sandfilter
  - b. Placering i berget: ES01 och BB01
  - c. Övrigt: Nytt utlopp krävs
2. (+SF) PAK-UF
  - a. Process placering: Efter befintliga sandfilter
  - b. Placering i berget: ES01 och BB01
  - c. Övrigt: Nytt utlopp och separat hantering av PAK-slam krävs
3. (+SF) PAK-UF
  - a. Process placering: Mellan befintliga eftersedimenteringar och sandfilter
  - b. Placering i berget: ES11
  - c. Övrigt: Efterpolering av transformationsprodukter sker i sandfiltret

## **3.2. Förutsättningar och antaganden**

### **3.2.1. Dimensionerande processkrav**

Utifrån riskbedömningen finns det flera ämnen som har en potentiell risk för den akvatiska miljön, avsnitt 2.5. Flertalet av dessa är upptagna i EUs gällande eller förslag till uppdaterat prioämnesdirektiv. Idag är det inte tydligt hur ett överskridande i recipienten skulle påverka Käppalaverket. Det är upp till tillsynsmyndigheten att besluta och Käppalaförbundet kan idag bara spekulera i det. Dessa direktiv kan därför inte idag tas i hänsyn i dimensioneringen av det avancerade reningssteget. Där emot finns det starka skäl till att förslaget till reviderat avloppsdirektiv kommer vara drivande införande av avancerad rening på Käppalaverket. Förslaget ålägger en 80 % reduktion över reningsverket för 4 substanser i kategori 1 och 2 substanser i kategori 2. Nuvarande reduktion varierar kraftigt mellan substanserna och provtagningarna, avsnitt 2.3.3. En negativ reduktion skulle innebära att den avancerade reningen behöver kompensera för det för att nå en total reduktion över reningsverket på 80 %. Kravformuleringen i förslaget till nya avloppsdirektivet är något oklart. Enligt förslaget ska uppföljningen av reningskravet baseras på 48-timmarsprover två gånger per vecka. Uppföljning ska dock endast baseras på prover som tas vid torrväderlägen och extremvärden ska inte beaktas när de är resultatet av ovanliga situationer som till exempel på grund av kraftigt regn.

### 3.2.2. Dimensionerande flöde

Projektgruppen beslutade om att låta 2050 vara det dimensionerande året. Det prognostiserade flödet 2050 baseras på dimensionerande förutsättningar framtaget i Käppalaförbundets ombyggnationsprojekt K900k (rev C). Medelflöde är antaget till 2,3 m<sup>3</sup>/s. Ett avancerat reningssteg dimensioneras i regel inte för att klara hela årsflödet som behandlas i det biologiska reningssteget. En avvägning görs mellan det maximala flödet genom och reduktionen över den avancerade reningen för att uppnå total reduktion över reningsverket. Det vill säga väljs ett lägre maxflöde genom den avancerade reningen behövs en högre reduktion för att uppnå det totala reningsbehovet över reningsverket. Enligt IVL är en 85 % reduktion över den avancerade reningen som medel av substanserna i förslag till avloppsdirektiv en rimlig ansats. För 2050 ger detta att den avancerade reningen behöver dimensioneras för att maximalt flöde på 3 m<sup>3</sup>/s för att nå en total reduktion över reningsverket på 80 % som medel över året. I detta finns några antaganden:

- Samtliga föroreningar är inerta och ingen reduktion (positiv eller negativ) sker i reningsverkets andra processteg.
- Inga driftstörningar påverkar kapaciteten, ex. underhåll eller slamflykt innan processen.

Det anses idag vara en tillräcklig avskiljning i denna del av projektet även om förslaget till avloppsdirektiv inte avser en årsmedelreduktion. Detta för att det är svårt att tolka vad som anses som torr- och extremväder. Det ska noteras att när beslutet togs i detta projekt var indikationerna på att en viss negativ reduktion över reningsverket skedde men att det ansågs kompenseras mot att vid lägre flöden än 3 m<sup>3</sup>/s kommer under perioder ge en högre reduktion än 85 %.

### 3.2.3. Inkommande vattenkvalitet

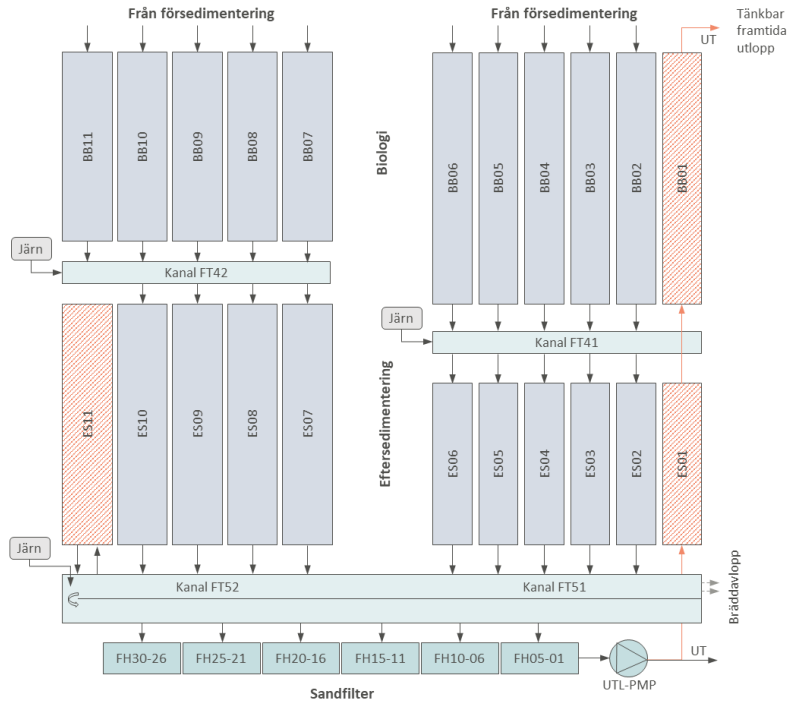
Inkommande vattenkvalitet till den avancerade reningen är viktig i dimensioneringen för att bedöma resursförbrukningen. Tabell 13 visar vilka halter som använts i detta projekt, de baseras på historiska resultat och från försökt med sänkt utgående fosfat börvärde.

Tabell 13 – Dimensionerande inkommande vattenkvalitet till det avancerade reningssteget.

	Efter eftersedimenteringen (innan dosering av fällningskemikalie)	Efter sandfiltren
TSS [mg/l]	2,5 – 5	< 2 – 2,5
COD [mg/l]	-	-
BOD [mg/l]	-	< 2
DOC [mg/l]	11	-
Järn [mg/l]	0,25 – 0,35	0,14 – 0,22
Temperatur – min	-	8,6
Temperatur – medel	-	14,2
Bromid [mg/l]	0,15 – 0,3	-
Bromat [mg/l]	0,0014	-
NO <sub>2</sub> -N [mg/l]	0,05	-

### 3.2.4. Processvolymer

Det tillgängliga volymer som ligger inne i utbyggnadsplanen för en avancerad rening är BB01 och ES01. I teknikutredningen antogs att ES11 kan vara en alternativ placering, Figur 4. Resonemanget var att vattnets väg är en avgörande faktor för byggbarheten samt att utbyggnadsplanen framåt är så pass oviss att det inte idag ska vara placeringen i verket som utesluter en teknik.



Figur 4 – Alternativa placeringar av en avancerad rening. (1) ES01 och BB01. (2) ES11.

### 3.2.5. Kostnader och emissionsfaktorer

Där intern information om kostnader och emissionsfaktorer funnits har detta använts, Tabell 14. I övrigt har de IVL använt flertalet källor och referenser som underlag, bilaga 1. Kostnadsposter som har inkluderats i investeringskostnaden är bygg- och anläggningsarbeten, VVS, maskin, el och automation, oförutsett (25 %) samt byggherrekostnader. Antagen ränta är 3 % och avskrivningstiden är ansatt till 30, 20 och 15 år för bygg- och anläggningsarbeten, maskin respektive el och automation.

Tabell 14 – Specifika kostnader och emissionsfaktorer som använts i teknikutredningen.

	Prisuppgift	Emissionsfaktor
<b>El</b>	1,5 kr/kWh	90,4 kg CO <sub>2ekv</sub> /MWh (svensk elmix)
<b>Syrgas (LOX)</b>	2 kr/kg + 0,5 kr/kg transport	99 kg CO <sub>2ekv</sub> /ton
<b>Aktivt kol (jungfruligt)</b>	35 kr/kg	7 ton CO <sub>2ekv</sub> /ton
<b>Aktivt kol (reaktiverat)</b>	11 kr/kg	2 ton CO <sub>2ekv</sub> /ton
<b>Järnklorid</b>	2 600 kr/kg	280 kg CO <sub>2ekv</sub> /ton
<b>NaOCL (7,2 %)</b>	3 000 kr/kg	900 kg CO <sub>2ekv</sub> /ton
<b>Citronsyra (12 %)</b>	3 600 kr/kg	2 720 kg CO <sub>2ekv</sub> /ton
<b>Driftpersonal</b>	640 kr/tim	

	Prisuppgift	Emissionsfaktor
Transport		0,07 kg CO <sub>2ekv</sub> /ton
Betong		130 kg CO <sub>2ekv</sub> /ton
Armering & byggstål		596 CO <sub>2ekv</sub> /ton
Maskin, VVS		3 600 CO <sub>2ekv</sub> /ton

### 3.3. Granulerat aktivt kol (GAK)

Aktivt kol är en metod för att avlägsna föroreningar från vatten som har använts i dricksvattenproduktion i decennier. Den aktiverade kolytan adsorberar molekyler, olika föroreningar har olika affinitet. Ytan på kolet förbrukas och när en för stor andel av ytan har adsorberat molekyler behöver kolet bytas ut för att uppnå önskad avskiljningsgrad. Granulerat aktivt kol (GAK) används som ett filtermaterial och processen liknar en filterprocess. Det gör att föroreningar inte endas avlägsnas genom adsorption till kolgranulerna utan även genom med filterfunktionen och en eventuell biologisk nedbrytning.

#### 3.3.1. Designparametrar

Tabell 15 visar de dimensionerande designparametrarna som använts i projektet. Dessa baseras på medel- och maxflöde genom den avancerade reningen ( $Q_{medel,AR}$  respektive  $Q_{max,AR}$ ) samt karaktären på inkommande vattenkvalitet och reningskrav, avsnitt 3.2. Även visa platsspecifika begränsningar med exempelvis utrymme påverkar dimensioneringen.

För att uppnå önskad reningseffekt dimensioneras en GAK-filterprocess efter behov av kontakttid (EBCT, empty bed contact time). För att uppnå de uppsatta reningskraven väljs en kontakttid till 15 min vid medelflöde. Det ger en kontakttid vid maxflöde på 11,5 min och en reaktorvolym på 2070 m<sup>3</sup>.

Den hydrauliska kapaciteten, ytbelastningen, en viktig dimensionerande faktor. Den påverkas också av mängden suspenderat material i filtret och den eventuella mikrobiell tillväxt. I detta förslag placeras GAK-processen som sista reningssteg, det för att erhålla en låg mängd av inkommande suspenderade partiklar, organiskt material och närsalter. Den maximalt möjliga ytbelastningen vid maxflöde vara 10 m/h. Det maximala filterbäddjupet antas vara 2 m i öppna filter. För att uppnå volymbehovet väljs dimensionerande ytbelastning till 9,4 m/h vid maxflöde och filterbäddjupet till 1,8 m. Det ger ett ytbehov på 1150 m<sup>2</sup>. Som befintliga sandfilter behöver GAK-filtren backspolas för att bibehålla en önskvärd hydrauliskkapacitet. Endast ett filter antas kunna spolas åt gången och spolvattnet leds tillbaka till FT51 kanalen innan sandfiltren. Antagen spolfrekvens, spoltid samt luft- och vattenhastighet baseras på inkommande vattenmatris, filterbäddjup och ytbelastning.

Reningseffekten av det aktiva kolet avtar med antal bäddvolym BV (EBV, empty bed volumes). En vanlig dimensionering är att filtermaterialet (kolet) behöver bytas ut efter 20 000 bäddvolym. Detta är konservativt antaget och beror på vilken förbehandling av avloppsvattnet som sker innan processen samt vilket driftsätt som appliceras. Lägre belastning av suspenderat material och föroreningar eller en högre syrehalt kan öka kolets livslängd. En seriell drift också öka det aktiva kolet livslängd jämfört med en parallell drift. Dock bedöms inte en seriell drift vara applicerbart på Käppalaverket på grund av tillgängliga ytor. Trots det

bedömer IVL att bäddvolymen på 40 000 ska vara realistiska om endast rening av läkemedelsrester avses uppnås.

Tabell 15 – Dimensionerande designparametrar för tekniklösningen med GAK-filtrer.

	Dimensionering
<b>Q<sub>medel,AR</sub></b>	2,3 m <sup>3</sup> /s
<b>Q<sub>max,AR</sub></b>	3 m <sup>3</sup> /s
<b>Kontaktid<sub>medel</sub> (EBCT<sub>medel</sub>)</b>	15 min vid Q <sub>medel,AR</sub>
<b>Kontaktid<sub>min</sub> (EBCT<sub>min</sub>)</b>	11,5 min vid Q <sub>max,AR</sub>
<b>Volymbehov</b>	2070 m <sup>3</sup>
<b>Ytbelastning<sub>max</sub></b>	9,4 m/h
<b>Ytbelastning<sub>medel</sub></b>	7,2 m/h
<b>Filterbäddjup</b>	1,8 m
<b>Ytbehov</b>	1150 m <sup>2</sup>
<b>Backspolningsbehov</b>	2 ggr/v
<b>Backspolningstid</b>	30 min exkl. avsänkning (1 h inkl. avsänkning)
<b>Backspolningshastighet</b>	Vattenspolning: 30 m/h Luftspolning: 45 m/h
<b>Driftsätt</b>	(1-stegs) Gravitationsfilter i parallell drift
<b>Bäddvolym (BV)</b>	20 000*

\* 40 000 bäddvolymen antas vara realistiskt i praktiken.

### 3.3.2. Föreslagen processutformning

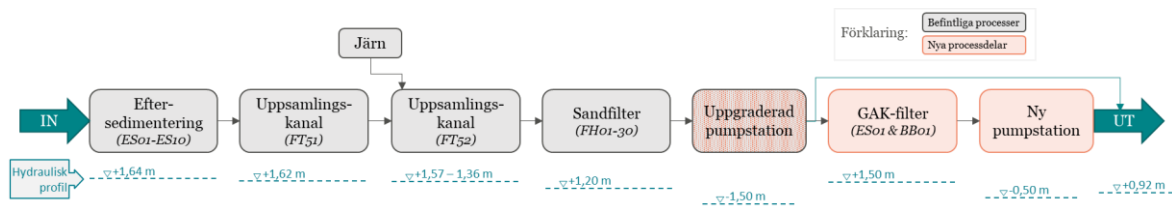
Som beskrivet i avsnitt 3.2.4 placeras GAK-filtren som ett sista steg i reningsprocessen. Figur 5 visar ett översiktligt processschema med tillhörande plushöjder. Den fysiska placeringen är anses vara mest fördelaktig i ES01 och BB01 på grund av vattnets väg, Figur 6.

Filtervolym delas upp i flera filter och här ansätts en storlek på ca 70 m<sup>2</sup> (alltså 126 m<sup>3</sup>) per filter. Med den definierade storleken behövs 16 filter. Som generell redundans, vid stopp samt för att ta hänsyn till att ett filter backspolas samtidigt som ett filter är avställt för byte av filtermaterial, räknas 2 extra GAK-filtrer med vilket ger totalt 18 filter. De antagna filtermått är 7,8 x 9 m vilket gör att 9 filter kan placeras i ES01 och 9 filter i BB01. BB01 kommer då ha ca 60 m kvar till kringutrustning och eventuell buffertvolym för spolvatten.

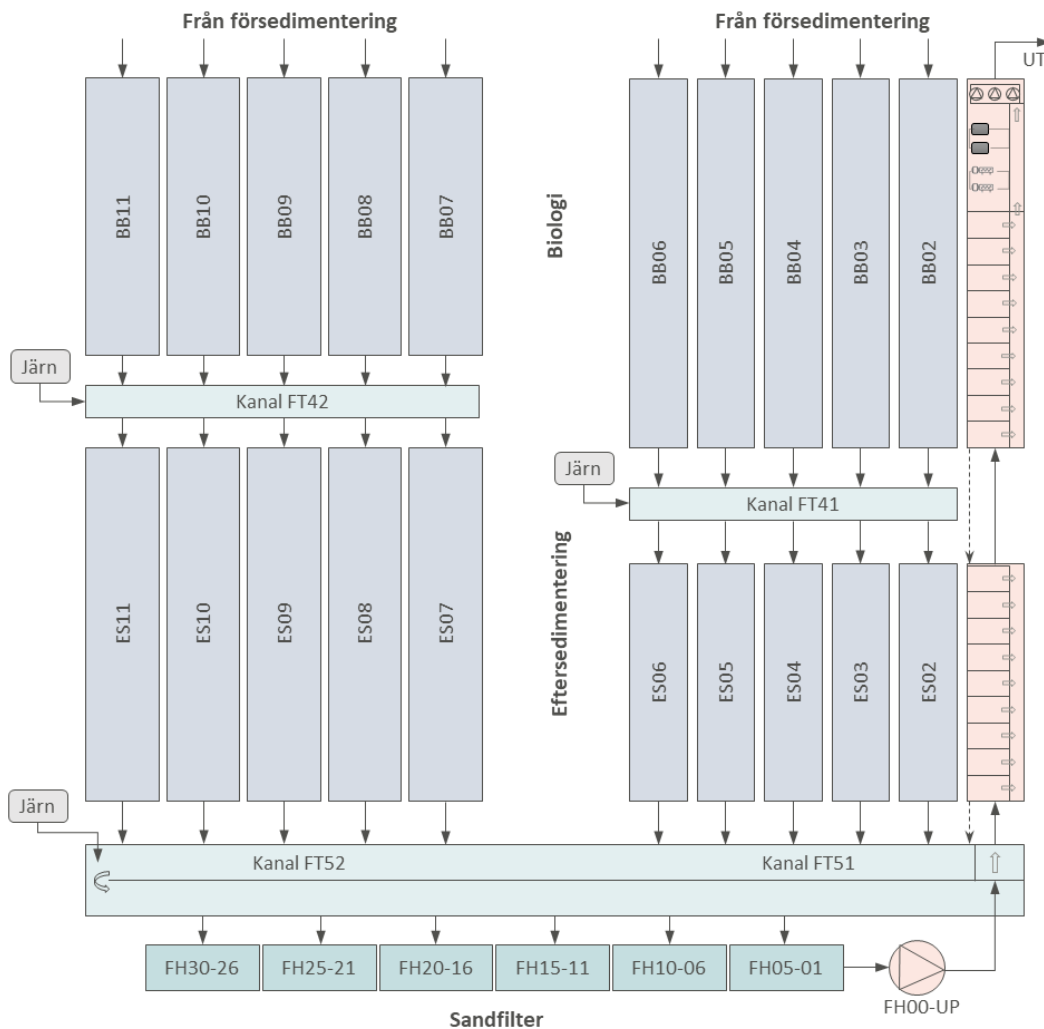
Kringutrustning som bedöms behövas är:

- Uppgradering av FH00-PU (befintlig utloppspumpstation) till att lyfta vattnet till GAK-filtren. Vattnet bedöms kunna omdirigeras genom UT20 och/eller UT10.
- Två backspolpumpar som klarar ett flöde på 20 – 30 m/h (en ordinarie och en redundant) placeras i ES01.
- Kompressorer för tryckluft som klarar ett flöde på 45 m/h (en ordinarie och en redundant) placeras i ES01.
- Mottagnings- och hämtningsstation för aktivt kol placeras utomhus. Kolet transporteras med ejektor pumpar via ledningar upp och ned till filtren.

- Ny utloppspumpstation för utpumpning till recipienten. Utgående tunnelsystem finns vid FT31. (ej inkluderat i detta projekt)
- Ny utgående provtagningsstation, placeras i BB01. (ej inkluderat i detta projekt)



Figur 5 – Översiktlig processchema vid införande av GAK-rening.



Figur 6 – Schematisk processdesign för den föreslagna GAK-lösningen.

### 3.3.3. Resursförbrukning, miljöpåverkan och kostnader

Tabell 16 presenterar visar förbrukning, emission och kostnader för GAK, både under investerings- och driftfas. Resursförbrukningen och miljöaspekter vid användning av GAK-filter är framför allt relaterade till GAK-behovet och således tillverkning, regenerering, transport och eventuell destruktion av GAK. Vid produktion av GAK krävs stora resurser i form av både råmaterial och energi. GAK-produktion och regenerering sker utanför Sverige även om det finns. Det innebär att det används fossila bränslen i större uträkning för energiproduktion än om t.ex. en svensk energimix skulle användas.

Även årskostnaden domineras av GAK förbrukningen. Både en livslängd på 20 000 BV och 40 000 BV anges. Vid byte av kol regenereras eller förbränning det, det förstör de adsorberade organiska föroreningar.

Tabell 16 – Sammanställning av förbrukning, emissioner och kostnader för GAK-lösningen.

	Behov	Miljöpåverkan	Kostnad
<b>Investeringsfas</b>			
<b>Betong</b>	5 000 ton	21 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	66 Mkr
<b>Armering och byggstål</b>	300 ton	6 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	
<b>Maskin</b>	100 ton	24 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	7,5 Mkr
<b>VVS</b>			57,3 Mkr
<b>Byggtransport</b>	5 000 ton 50 km	0,64 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	-
<b>El och automation</b>	-	-	20,5 Mkr
<b>Oförutsett</b>	-	-	36,5 Mkr
<b>Byggherrekostnader</b>	-	-	45,5 Mkr
<b>Totalt byggfas</b>		52 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	233,3 Mkr 13,5 Mkr/år
<b>Driftfas</b>			
<b>Elförbrukning</b>	1 450 MWh/år	131 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	2,175 Mkr/år
<b>Filtermaterial (GAK)</b>	1 800 ton/år (900 ton/år)*	4 500 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år (2 250 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år)	24,3 Mkr/år (12,1 Mkr)
<b>Transport</b>	1 200 ton/år 750 km/år	63 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	-
<b>Driftpersonal</b>	1 200 h/år	-	0,77 Mkr/år
<b>Drift och underhåll</b>	-	-	4,7 Mkr/år
<b>Totalt driftsfas</b>		4 700 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år (2450 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år)	31,9 Mkr/år (19,8 Mkr/år)
<b>Totalt</b>			
<b>Totalt</b>		4 752 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år (2 502 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år)	45,4 Mkr/år (33,3 Mkr/år)
<b>Specifikt</b>		0,066 kg CO <sub>2,ekv</sub> /m <sup>3</sup> (0,035 kg CO <sub>2,ekv</sub> /m <sup>3</sup> )	0,63 kr/m <sup>3</sup> (0,46 kr/m <sup>3</sup> )

\*Byte av GAK efter 20 000 BV är konservativt, värden inom parentes är om kolet byts efter 40 000 som IVL anser i möjligt.

### 3.3.4. Utredningsbehov och utvecklingspotential

Den parameter som är mest osäker i dimensioneringen är livslängden på det aktiva kolet. IVL har påvisat att den designen på 20 000 BV är konservativt antaget och att 40 000 BV är realistiskt. Detta behöver dock testas med Käppalaverkets avloppsvatten. Det är dock ett försök som inte passar sig i ett kortare laborationsförsök utan långtidstester behövs.

Utöver detta finns det utvecklingsmöjligheter som kan följas/testas för att minska kostnader och resursförbrukning:

- Teknikkombination ozonering och GAK: Generellt bedöms ozondosen kunna minskas och livslängden på kolet ökas. Kan även vara ett alternativ om fler substanser än läkemedel ska renas bort. Praktiska erfarenheter är dock begränsade.
- Ersättning av sandfilter med ultrafilter: Ger en ökad investerings- och driftkostnad för filter steget. Dock kan kolet utnyttjas betydligt bättre. Blir mest aktuellt om begagnade MBR-filter finns på marknaden.
- Tillgång till aktivt kol: Försök har gjorts med att använda biokol som jungfruligt kol. Reningseffekten för dessa kol har ännu inte visat sig nå upp till nivån för fossiltkol. Tillämpningen av biokol är en utvecklingsmöjlighet som har potential att minska processens klimatpåverkan.
- Lokal/regional regenerering: Idag finns ingen möjlighet att i stor skala regenerera det aktiva kolet i Sverige. Med en ökad efterfråga finns det stora möjligheter att minska kostnaden för regenererat kol genom en lokal/regional reaktivering. Det finns flera initiativ som tittat på detta, IVL har gjort en grov uppskattning att kostnaden skulle sjunka från 11 000 kr/ton till 2 800 kr/ton.

## 3.4. Pulvriserat aktivt kol med mikro- och ultrafiltrering (PAK-MF/UF)

Pulvriserat aktivt kol använder, på samma sätt som GAK, den aktiverade kolytan för att adsorberar molekyler, olika föroreningar har olika affinitet. Till skillnad från GAK doseras PAK till avloppsvattenströmmen, föroreningarna binder till det aktiva kolet under omblandning. För att avskilja PAK och föroreningar från vattnet behövs en efterföljande avskiljningsmetod. För i denna utredning har PAK-processen placerats i slutet av reningsprocessen för att inte slammet ska påverkas samt att befintliga volymer ska nyttjas. De efterföljande avskiljningsmetoderna som valts är membranfiltrering (MF) och ultrafiltrering (UF) i serie. Även om PAK-processen har flera referenser har denna specifika teknikutformning inte testats. Den valdes för att flera PAK-alternativ fick höga totalpoäng i multikriterianalysen.

### 3.4.1. Designparametrar

Tabell 17 visar de dimensionerande designparametrarna som använts i projektet. Dessa baseras på medel- och maxflöde genom den avancerade reningen ( $Q_{\text{medel,AR}}$  respektive  $Q_{\text{max,AR}}$ ) samt karaktären på inkommande vattenkvalitet och reningskrav, avsnitt 3.2. En PAK-process dimensioneras bland annat på behovet av kontakttid mellan avloppsvattnet och det aktiva kolet i en kontakttank. IVL har bedömt att en första ansats är att en kontakttid på 20 minuter vid medelflöde är rimligt, det behöver verifieras i försök på grund av de begränsade



referensanläggningarna. Detta är endast kontakttiden för det nya kolet som tillsätts i början av bassängen till avskiljningen i MF. En eventuell recirkulation räknas inte med. Det ger en kontakttank på 2 760 m<sup>3</sup>. Befintligt djup och bredd på ES01 används, 12 respektive 4 m, det ger ett längdbehov på 60 m.

Generellt behövs en lägre dos aktivt kol, för att uppnå samma reningseffekt, i en PAK-lösning jämfört med en GAK-lösning. Det för att kortstorleken är mindre och således även är den specifika aktiva ytan större. En medeldos på 12 g PAK/m<sup>3</sup> är antagen utifrån reningskrav och inkommande vattenkvalitet. För en effektiv separationen av PAK-slammet i efterföljande steg doseras även järn till processen, medeldosen antas vara 4 g Fe/m<sup>3</sup>.

Filtrering sker i två steg. Första mikrofiltreringssteget sker med ett trumfilter, porstorleken är behöver verifieras med pilotförsök men är satt till 150 – 500 µm. Andra ultrafiltersteget har valts till fristående membranmoduler med en porstorlek på 0,02 µm. UF-filtren behöver förutom att spolats även tvättas med natriumhypoklorit (NaOCl) och Citronsyra, förbrukning antas till 40 ton/år. Effektbehovet har angetts av leverantören till 0,08 kWh/m<sup>3</sup>.

Tabell 17 – Dimensionerande designparametrar för tekniklösningen med PAK-rening.

	Dimensionering
<b>Q<sub>medel,AR</sub></b>	2,3 m <sup>3</sup> /s
<b>Q<sub>max,AR</sub></b>	3 m <sup>3</sup> /s
<b>Kontakttid<sub>medel</sub></b>	20 min
<b>Kontakttid<sub>min</sub></b>	15 min
<b>Volymbehov</b>	2760 m <sup>3</sup>
<b>Bassängbredd</b>	12 m
<b>Vattendjup</b>	4 m
<b>Bassänglängd</b>	60 m
<b>PAK-dosering</b>	12 g PAK/m <sup>3</sup>
<b>Densitet torr PAK</b>	0,5 kg/l
<b>Järndosering</b>	4 g Fe/m <sup>3</sup>
<b>Porstorlek mikrofiltrering</b>	150 – 500 µm
<b>Porstorlek UF</b>	0,02 µm
<b>Membranyta UF<sub>min</sub></b>	342 000 m <sup>2</sup>
<b>Elbehov UF</b>	0,08 kWh/m <sup>3</sup>
<b>Tvättkemikalie behov (Natriumhypoklorit och Citronsyra)</b>	40 ton (100 vikt%)

### 3.4.2. Föreslagen processutformning

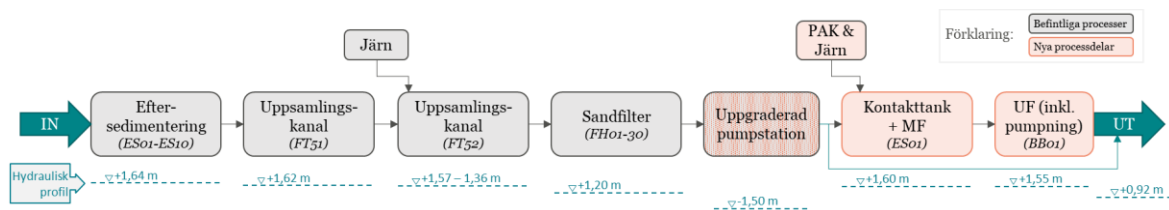
Som beskrivet i avsnitt 3.2.4 placeras PAK-filtren som ett sista steg i reningsprocessen. Figur 7 visar ett översiktligt processschema med tillhörande plushöjder. Den fysiska placeringen är anses vara mest fördelaktig i ES01 och BB01 på grund av vattnets väg, Figur 8.

Kontakttanken placeras i ES01, mot FT52, omrörare installeras för en aktiv omrörning. I inloppet placeras en statisk mixer för inblandning av PAK och järn. Resterande utrymme i ES01 används för att placera tre trumfilter, två filter för ordinarie drift och ett filter i redundans.

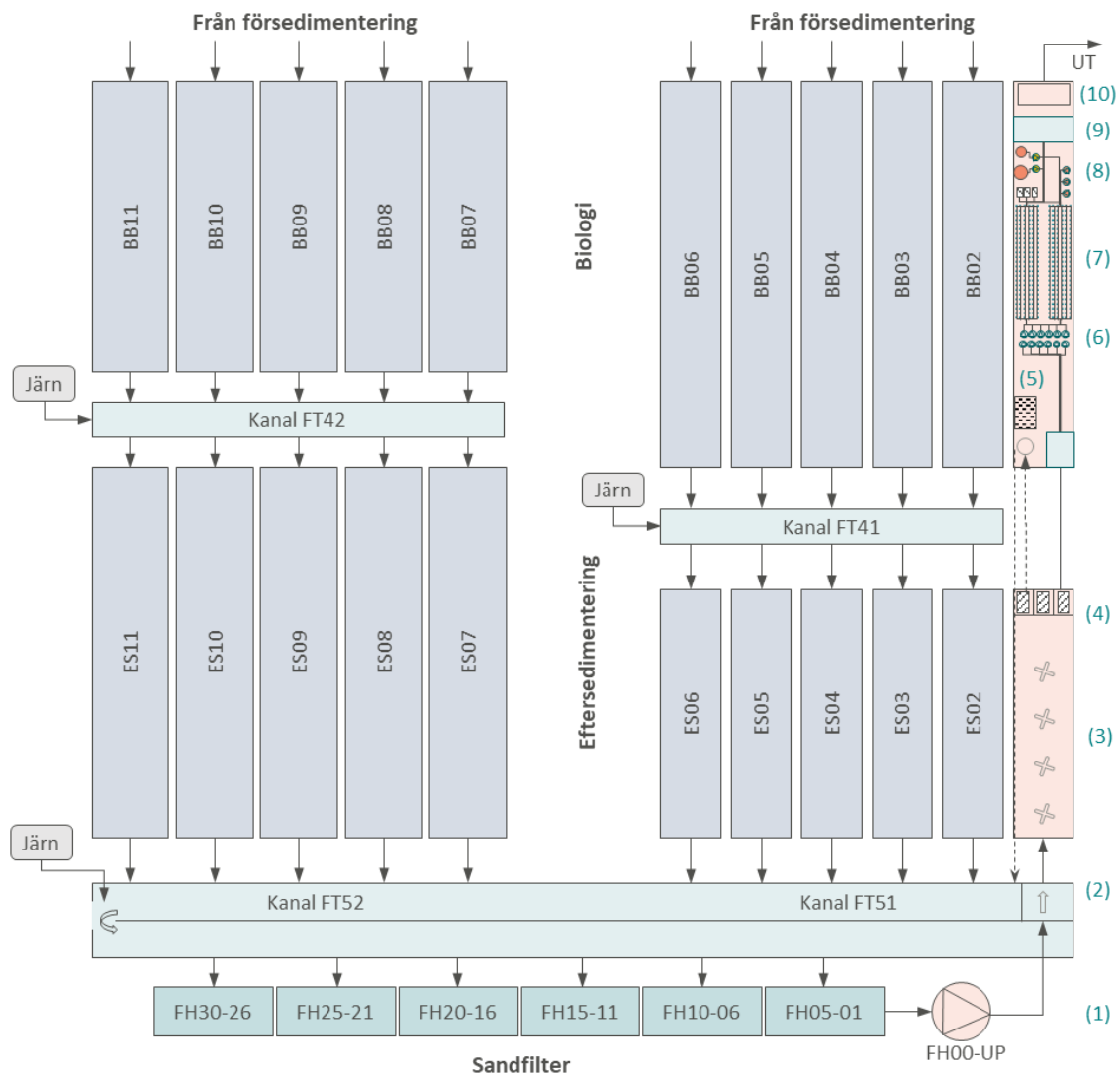
En del av PAK-slammet recirkuleras till inloppet av kontakttanken. Rejektet återförs till FT51-kanalen innan sandfiltren. Vald ultrafiltrering är ZW1500XT. För att täcka behovet av membranyta vid maxflöde behövs 2 UF-block med 6 membranlinjer per linje. Varje membranlinje har 224 membramoduler. Storleken respektive UF-block är 4 m höga och en yta på 600 m<sup>2</sup>. Det inkluderar även kringutrustning; matningspumpar, spolpumpar, blåsmaskiner, utrustning och lagring för kemtvätt samt el- och styrinstallationer.

Kringutrustning som bedöms behövas är:

- Uppgradering av FH00-PU (befintlig utloppspumpstation) till att lyfta vattnet till GAK-filtren. Vattnet bedöms kunna omdirigeras genom UT20 och/eller UT10.
- Avvattningsutrustning (ev. förtjockare och skruvpress) för PAK efter MF placeras i BB01 (alternativ placering är utanför berget vid mottagning- och beredningsstationen).
- Eventuella recirkulationspumpar för PAK-slammet från MF/UF till inkommande kontakttank. Tester måste verifiera om och hur mycket PAK som ska recirkulera.
- Permeattank för buffert av det renade avloppsvattnet placeras i BB01.
- Mottagning- och lagringsstation placeras på gården. PAK-silo på 81,5 m<sup>3</sup> för lagring i ca 17 dagar.
- Beredningsstation för det aktivt kol placeras intill PAK-silon. Kolet bereds utanför berget och transporteras via ledningar ned för dosering.
- Lagring och transport av tvättkemikalier och järn antas hanteras av befintlig infrastruktur.
- Ny utgående provtagningsstation, placeras i BB01. (ej inkluderat i detta projekt)



Figur 7 – Översiktlig processschema vid införande av PAK-rening.



Figur 8 – Schematisk processdesign för den föreslagna PAK-lösningen vid Källalaverket (1 – uppgraderad pumpstation; 2 – PAK-dosering; 3 – kontakttank; 4 – mikrofiltrering; 5 PAK-avvattning & lagring; 6 – UF-pumpar; 7 – ultrafiltrering; 8 – tvättkemikalier, rengöring; 9 – permeattank; 10 – övervaknings- och kontrollstation).

### 3.4.3. Resursförbrukning, miljöpåverkan och kostnader

Tabell 18 presenterar visar förbrukning, emission och kostnader för PAK-MF/UF, både under investerings- och driftfas. Förutom att rena vattnet från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar kommer även bakterier, virus och suspenderat material inklusive partikelbundna föroreningar samt mikroplaster att avskiljas effektivt. Investeringskostnaden domineras av inköp av ultrafilter. Driftskostnaden domineras av PAK-förbrukning.

Resursförbrukningen och miljöaspekter vid användning av PAK-MF/UF är framför allt relaterade till PAK-behovet och UF-driften. Både produktionen och regenereringen (om möjligt) av PAK har liknande miljöpåverkan som beskrivits för GAK, avsnitt 3.3.3. Det kan finnas en fördel att PAK inte behöver ha samma stabilitet som GAK. Det gör att PAK tillgången bör generellt vara bättre än för GAK. En regenerering av förbrukat PAK är dock

ofta inte möjligt p.g.a. att PAK-slammet som erhålls inte bara består av en ren PAK-fraktion utan även t.ex. järn.

Drivande miljöpåverkan för UF-driften är elförbrukning, användning av tvättkemikalier och membrantillverkning. Tvättkemikalierna kan även till viss del hamna i utgående vatten vilket kan påverka toxiciteten. Arbetsmiljöaspekter som behöver tas i hänsyn är hantering av PAK och tvättkemikalier. För PAK behöver brandrisken vid lagring hanteras och även dammbildningen via till exempel dammskydd i berednings- och doserstationen.

Tabell 18 – Sammanställning av förbrukning, emissioner och kostnader för PAK-rening.

	Behov	Miljöpåverkan	Kostnad
<b>Investeringsfas</b>			
<b>Betong</b>	3 000 ton	13 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	35 Mkr
<b>Armering och byggstål</b>	160 ton	3,2 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	
<b>Ultramembran</b>	342 000 m <sup>2</sup>	143 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	206,9 Mkr
<b>Maskin</b>	150 ton	36 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	
<b>VVS</b>			7,5 Mkr
<b>Byggtransport</b>	3 500 ton 50 km	0,4 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	-
<b>El och automation</b>	-	-	8,5 Mkr
<b>Oförutsett</b>	-	-	51,7 Mkr
<b>Byggherrekostnader</b>	-	-	31 Mkr
<b>Totalt byggfas</b>	-	195 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	340,6 Mkr 24,4 Mkr/år
<b>Driftfas</b>			
<b>Elförbrukning</b>	4 350 MWh/år	393 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	6,53 Mkr/år
<b>Aktivt kol (PAK)</b>	870 ton/år	1 740 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år (6 090 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år)*	9,57 Mkr/år (30,45 Mkr/år)
<b>Destruktion PAK</b>	3 500 ton/år	-	5,25 Mkr/år
<b>Järn</b>	290 ton/år	81 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	0,75 Mkr/år
<b>NaOCl (100 %)</b>	40 ton/år	36 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	1,7 Mkr/år
<b>Citronsyra (100 %)</b>	40 ton/år	109 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	1,2 Mkr/år
<b>Transport</b>	1 250 ton/år 500 km/år	44 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	-
<b>Driftpersonal</b>	1 200 h/år	-	0,77 Mkr/år
<b>Drift och underhåll</b>	-	-	6,8 Mkr/år
<b>Totalt driftsfas</b>	-	2 400 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år (6 750 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år)	32,5 Mkr/år (53,4 Mkr/år)
<b>Totalt</b>			
<b>Totalt</b>	-	2 600 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år (6 950 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år)	56,9 Mkr/år (77,9 Mkr/år)
<b>Specifikt</b>	-	0,036 kg CO <sub>2,ekv</sub> /m <sup>3</sup> (0,096 kg CO <sub>2,ekv</sub> /m <sup>3</sup> )	0,79 kr/m <sup>3</sup> (1,07 kr/m <sup>3</sup> )

\*Grundantagandet är att reaktiverat PAK finns att köpa på marknaden, från exempelvis GAK som har destabiliserats. Finns inte detta behöver jungfruligt aktivt kol köpas till en högre kostnad och miljöpåverkan.

#### 3.4.4. Utredningsbehov och utvecklingspotential

Eftersom denna teknikkombination inte tidigare är testad finns det flera osäkerhetsfaktorer som behöver utredas om tekniken anses vara ett relevant alternativ för fullskaleimplementering. Det handlar om pilottester för att undersöka teknikkombinationen i sin helhet, vilken PAK-dosering som behövs relaterat till avskiljning av mikroföroreningar samt metodik för avvattning- och transport av PAK-slammet.

Utöver detta finns det utvecklingsmöjligheter som kan följas/testas för att minska kostnader och resursförbrukning:

- Användning av begagnade membran: En stor miljöpåverkan och kostnad är inköp av UF-filter. Möjligheten att återanvända gamla moduler från exempelvis MBR-anläggningar bär undersökas.
- Cirkulering av PAK: Kontakttiden kan utökas genom att recirkulera PAK över processteg, vilket minskar resursförbrukningen. Cirkulation kan göras över kontakttanken, men även tidigare i reningsprocessen. Hur detta i så fall påverkar andra processteg behöver undersökas.
- Tillgång till aktivt kol: En marknadsundersökning behövs då det finns ett antal olika PAK på marknaden med olika prisbild och egenskaper. Testar har även visat att aktivt kol med ännu mindre kornstorlek ska kunna minska resursförbrukningen. Det ska även vara möjligt att återanvända GAK som har malts ned med samma reningseffekt som jungfruligt GAK.
- PAK från slamkol eller andra restprodukter: Biokol är idag inte applicerbart på GAK på grund av stabilitet och effektivitet av det aktiva kolet. För PAK är stabilitet inte ett problem och minskad effektivitet kan kompenseras med en ökad dos. Det ger en möjlighet till en potentiellt billigare och miljövänligare produkt.
- Användning av tekniskt vatten: Denna teknislösning producerar ett partikelfritt och hygieniserat utgående vatten. Beslutas om denna teknik bör möjligheten till återanvändning av vattnet internt eller externt ses över.

### 3.5. Ozonering (O<sub>3</sub>)

Ozonoxidation är en av de mest refererade teknikerna för rening av läkemedelsrester. Ozonbehandling använder den direkta kemiska reaktionen av ozonmolekylen samt indirekta reaktioner med hydroxylradikaler för att bryta specifika kemiska bindningar inom läkemedelssubstanserna. Oxidationen kan leda till bildning av toxiska nedbrytningsprodukter och biprodukter som t.ex. bromat vid förekomst av bromid. För att minska risken för toxicitet och för att ta hand om nedbrytningsprodukter rekommenderas därför ett polerande reningssteg efter ozonering.

I den föreslagna applikationen har ozoneringssteget placerats mellan eftersedimenteringarna och sandfiltren. Dels för att använda befintliga sandfilter som efterpoleringssteg genom att det kommer fungera som ett biofilter. Dels för att minska resursförbrukningen av ozon genom att minska inkommande halter av föroreningar till reningssteget.

### 3.5.1. Designparametrar

Tabell 19 visar de dimensionerande designparametrarna som använts i projektet. Dessa baseras på medel- och maxflöde genom den avancerade reningen ( $Q_{\text{medel,AR}}$  respektive  $Q_{\text{max,AR}}$ ) samt karaktären på inkommande vattenkvalitet och reningskrav, avsnitt 3.2. Ozonbehovet bedöms till ett medel på 0,4 mg  $O_3$ /DOC, vilket ger en ozondos per kubik avloppsvatten på 4,4 mg  $O_3/m^3$ . Detta med hänsyn taget till definierade reningsmål och inkommande vattenmatris, framförallt nitrithalten i eftersedimenteratvatten på Käppalaverket. Vid förekomst av tvåvärt järn i avloppsvattnet kommer en del av ozonet förbrukas för oxidering av detta. Eftersom Käppalaverket idag endast använder tvåvärt järn kan detta komma att öka ozonbehovet med ca 0,14 mg  $O_3/m^3$ . Det har dock inte tagits i hänsyn på grund av att det är oklart vilken fällningskemikalie som kommer användas framåt. Ozonkoncentrationen i utgående luft från ozonreaktorn antas till 10 vikt%. Det ger en syreförbrukning på 9 000 kg  $O_2/d$ .

Kontakttiden för ozonet i ozonreaktorn beror av reaktorutformning samt inblandning och förbrukning av ozonet i reaktorn. Inblandningen av ozonet är viktigt eftersom det som inte reagerar med organiska ämnen bryts ned till syre. Minst fördelaktiga förhållandena är maxflöde, maximal ozondos och låg vattentemperatur. Kontakttiden vid medelflöde sätts till 20 minuter baserat på inkommande vattenmatris och uppsatta reningsmål. Det ger en kontakttid vid maxflöde på 15 minuter. Volymsbehovet beräknas till 2 760  $m^3$ . Reaktorbrädden och vattennivån antas vara som i befintlig bassäng, 15 m respektive 6 m. Det ger en reaktor längd på 30 m.

Effektbehoven för tillverkning av ozon bedöms till 8 – 9 kWh/ $O_3$ , vilket ger en förbrukning vid medelflöde på 7 900 kWh/d. Ozongeneratorns kylbehov antas vara 1 450  $m^3/d$  vid medelflöde baserat på att det görs med renat avloppsvatten (RAV) och en temperaturskillnad ( $\Delta T$ ) på 5 K.

Tabell 19 – Dimensionerande designparametrar för tekniklösningen med ozonering.

	Dimensionering
$Q_{\text{medel,AR}}$	2,3 $m^3/s$
$Q_{\text{max,AR}}$	3 $m^3/s$
Kontakttid <sub>medel</sub>	20 min
Kontakttid <sub>min</sub>	15 min
Volymsbehov	2760 $m^3$
Bassängbredd	15 m
Vattendjup	6 m
Bassänglängd	30 m
Ozondos <sub>medel</sub>	0,4 mg $O_3$ /mg DOC (ca 4,4 g $O_3/m^3$ )
Syreförbrukning	9 000 kg $O_2/d$
Syrebehov	10 kg LOX/kg $O_3$
Effektbehov	8 – 9 kWh/kg $O_3$ 7 900 kWh/d
Kylbehov	1 450 $m^3/d$

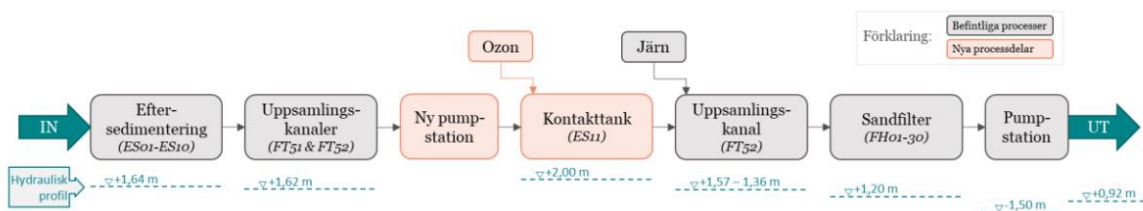
### 3.5.2. Föreslagen processutformning

Som beskrivet i avsnitt 3.2.4 placeras ozoneringssteget mellan de befintliga eftersedimenteringsbassängerna och sandfiltren. Figur 9 visar ett översiktligt processschema med tillhörande plushöjder. Den mest fördelaktiga fysiska placeringen av ozonreaktorn anses vara i ES11 på grund av vattnets väg, Figur 10. Det har inte ingått i förstudien att analysera om och eventuellt hur den förlorade eftersedimenteringsytan behöver kompenseras.

Installationer och åtgärder som bedöms behövas är:

- Pumpstation innan ozontanken placeras i ES11, mot FT52. Avloppsvattnet lyfts, ca 40 cm, in från FT52-kanalen (innan järndosering) in till ES11. Tre pumpar som klarar 50 % av maxflödet för den avancerade reningen föreslås. Styrningen sker på nivå i FT52. Flöden över  $Q_{\max,AR}$  bräddas förbi ES11 vidare genom FT52 kanalen.
- Ozonreaktorn utformas för ett pluggflöde och placeras i ES11, Figur 11. Det ozonerade vattnat lämnar reaktorn med självfall till FT52 där järndosering tillsätts innan sandfiltren.
- Det är viktigt att ozonet blandas in i avloppsvattnet snabbt och effektivt. Inblandning sker via dysor (finblåsiga tallriksluftare) på botten av den första delen av bassängen. Det rekommenderas att dysorna delas in i zoner för att inte behöva dosera mer ozon än nödvändigt vid låga flöden. Detta för att varje dysa kräver ett minsta flöde för att fungera bra.
- FT52-kanalen kompletteras med ett överfall mellan inloppet till och utloppet från ozonreaktorn. Detta för att undvika att utgående vatten från ozoneringen strömmar baklänges.
- Ozon produceras i en ozongenerator som placeras i ett avskilt utrymme i ES11. Rekommendation är tre generatorer med en kapacitet på 20 kg  $O_3/h$ . Kylningen till ozongeneratorerna görs med en sluten vattencirkulation som kyls med hjälp av RAV. I samma utrymme placeras ozondestruktorn och mätutrustning.
- Flytande syre (LOX) för ozonproduktion levereras flytande, det är oftast mer kostnadseffektivt för större reningsverk. LOX lagras i två tankar på ca 49  $m^3$ . Vid lagertanken placeras en förgasare, syrgas transporteras sedan ned till ES11 via ledningar.

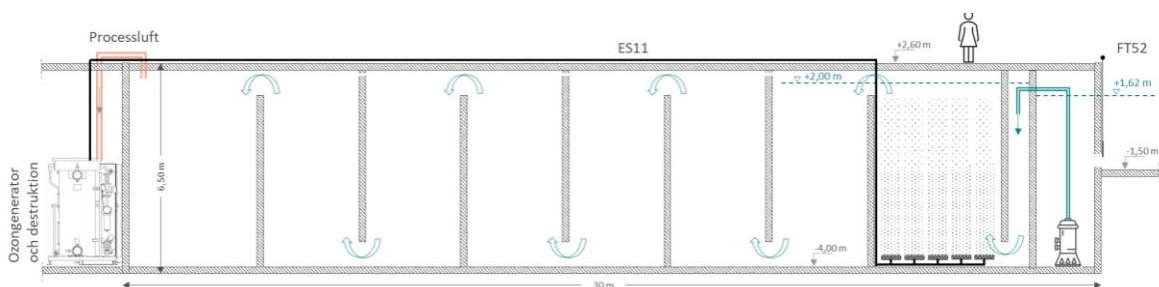
Ozonering sänker generellt pH-värdet i avloppsvattnet, det bedöms inte påverka efterföljande processteg.



Figur 9 – Översiktlig processschema vid införande av ozonrening.



Figur 10 – Schematisk processdesign för den föreslagna ozoneringen vid Käppalaverket.



Figur 11 – Schematisk ozonreaktor för det föreslagna ozoneringsalternativet vid Käppalaverket.

### 3.5.3. Resursförbrukning, miljöpåverkan och kostnader

Tabell 20 presenterar visar förbrukning, emission och kostnader för ozonering, både under investerings- och driftfas. Läkemedel, hormoner och fenoler förväntas reduceras effektivt med ozonering. En ozondos på 0,3 – 0,5 O<sub>3</sub>/DOC räcker i genomsnitt för att uppnå 80 % reduktion



av de flesta läkemedel. Oxazepam kräver den högsta dosen för att reduceras med 80%, 0,6 – 1,2 O<sub>3</sub>/DOC. Ozon har dokumenterat ingen effekt på PFAS.

Syre- och elförbrukningen står för den största påverkan på både årskostnad och klimatpåverkan genom koldioxidekvivalenter. Alla åtgärder för att minska förbrukningen kommer att minska kostnaderna och klimatpåverkan.

Det finns flera riskfaktorer med ozonering. Dels kan toxiska nedbrytningsprodukter bildas, framför allt vid höga ozondoser. Ett efterföljande sandfiltersteg antas vara ett tillräckligt efterpoleringssteg för detta. Dels är en riskfaktor bildandet av bromat som är toxiskt för den akvatiska miljön. Från erfarenheter ska inte ozonering implementeras om bromidhalterna i inkommande vatten till ozoneringen överstiger 0,4 mg/l. Utifrån genomförda mätningar ligger bromidhalten efter eftersedimenteringarna på mellan 0,15 och 0,3 och bromathalten under 0,002 mg/l, Tabell 13. Trots att risk enligt detta inte föreligger har IVL utformat processen för att minimera risken för bromatbildning. En till risk vid ozonering är oxidation av lågvärdiga krom till sexvärt krom som är cancerframkallande. I Schweiz finns en rekommenderad maxhalt på < 10 µg Cr/l för ozonering, uppmätta medelhalter på Käppalaverket är 0,9 µg Cr/l vilket är en acceptabel nivå.

Käppalaverket har utsläppskrav för BOD. Vid ozonering kan svårnedbrytbara organiska föreningar brytas ned vilket leder till en ökning av BOD och minskning av COD. Detta anses inte riskera äventyra villkoret då dagens utgåendehalter ligger på en låg nivå.

Hanteringen av ozon behöver särskilda säkerhetsåtgärder då det vid höga temperaturer kan orsaka brand och intensivt. Ozon är även skadligt i för människor, det kan orsaka ögon-, hud- och luftvägsirritation. Även organskador kan uppstå vid lång eller upprepade exponering och det finns en misstanke om att även genetiska defekter kan orsakas. Det finns flertalet bra referenser för vilka säkerhetssystem som behövs för att kunna hantera arbetsmiljöriskerna med ozon. Även hantering, lagring och transport av syre behöver beaktas eftersom det är en brand- och explosionsrisk. Den arbetsmiljörisk som det inte finns referenser för hur det ska hanteras är transport av syre från LOX-tankarna till ozongeneratoren, den säkerhetsaspekten behöver utredas.

Tabell 20 – Sammanställning av förbrukning, emissioner och kostnader för ozonering.

	Behov	Miljöpåverkan	Kostnad
<b>Investeringsfas</b>			
<b>Betong</b>	1 840 ton	8 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	16,2 Mkr
<b>Armering och byggstål</b>	95 ton	1,9 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	
<b>Maskin</b>	35 ton	8,4 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	22 Mkr
<b>VVS</b>			5 Mkr
<b>Byggtransport</b>	2 000 ton 50 km	0,23 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	-
<b>El och automation</b>	-	-	5 Mkr
<b>Oförutsett</b>	-	-	9,6 Mkr
<b>Byggherrekostnader</b>	-	-	12 Mkr
<b>Totalt byggfas</b>	-	18,5 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	69,8 Mkr

	Behov	Miljöpåverkan	Kostnad
			4,1 Mkr/år
<b>Driftfas</b>			
<b>Elförbrukning</b>	2 900 MWh/år	265 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	4,4 Mkr/år*
<b>Flytande syre (LOX)</b>	3 285 ton/år	325 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	8,0 Mkr/år
<b>Hyra LOX-utrustning</b>	2 x 49 m <sup>3</sup>	-	0,44 Mkr/år
<b>Transport</b>	3 285 ton/år 150 km/år	34,5 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	-
<b>Driftpersonal</b>	600 h/år	-	0,38 Mkr/år
<b>Drift och underhåll</b>	-	-	1,4 Mkr/år
<b>Totalt driftsfas</b>	-	625 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	14,6 Mkr/år*
<b>Totalt</b>			
<b>Totalt</b>	-	643,5 ton CO <sub>2,ekv</sub> /år	18,7 Mkr/år*
<b>Specifikt</b>	-	0,009 kg CO <sub>2,ekv</sub> /m <sup>3</sup>	0,26 kr/m <sup>3</sup> *

\*Stämmer inte med bilaga 1, uppdaterat p.g.a. räknefel.

### 3.5.4. Utredningsbehov och utvecklingspotential

Dos-responstest bör utföras i laborationsskala för att utreda det faktiska ozondoseringsbehovet. Detta för att det är specifikt utifrån vattenmatris och kommer möjliggöra en säkrare dimensionering. Det kommer även kunna undersöka riskfaktorerna med ökade utgående BOD-halter samt bildandet av toxiska och/eller giftiga ämnen.

Möjligheten att tillgodose effekt- och kylbehovet behöver utredas. Om begränsningar finns behöver detta identifieras och investeringskostnaden behöver uppdateras. Även arbetsmiljöaspekter behöver undersökas för att identifiera åtgärder och kostnads bedöma dessa.

Utöver detta finns det utvecklingsmöjligheter som kan följas/testas för att minska kostnader och resursförbrukning:

- Användning av off-gas till syresättning av biosteget: Endast 10 % av syret i ozongeneratoren används till ozonproduktion. Resterande syre löses i vattnet under ozonbehandlingen eller lämnar kontaktreaktorn som off-gas. I vissa fall har off-gasen använts i inkommande luft till biostegets blåsmaskiner för att öka syrehalten.
- Ozonering med ozon anrikat vatten till FT51 och FT52 som ozonreaktor: Detta alternativ gör att befintliga volymer kan användas som ozonreaktor vilket minimerar ytbehovet. I stället för att tillsätta ozon via luft till avloppsvattnet tillsätts ett vatten övermättat med ozon till avloppsströmmen. Det gör inget ozon avgas i frånluften från processen och ingen behandling av restozon behandling behövs. Det är en teknisk lösning som idag inte har några fullskalereferenser men har testats i fullskala Tyskland i över 9 månader. Denna teknik skulle kunna appliceras som enskilt avancerad reningsprocess eller i kombination med båda GAK och PAK-UF för att minska belastningen på dessa eller öka kapaciteten.
- Teknikkombination – ozon och aktivt kol: Detta är ett alternativ om en mer effektiv rening behövs. Det kommer bidra till en ökade investeringskostnad jämför med enbart ozon eller aktivt kol. Vid en kombination av ozon-GAK har man visat att ozondosen minskar och livslängden på filtren ökar med en bibehållen reningseffektivitet. Om detta är ger en mer

fördelaktig driftskostnad och klimatpåverkan jämfört med endast GAK-filterdrift måste undersökas.

## 4. Jämförelse och scenarioanalys

Tabell 21 presenterar en jämförelse mellan de tre teknikförslagen. Utifrån detta är det tydligt att ozonering är det bästa alternativet om inte PFAS-rening behöver åstadkommas.

Ozonering har den lägsta klimatpåverkan eftersom klimatpåverkan från LOX är betydligt lägre än för aktivt kol. Dock finns det mer potential för att minska klimatpåverkan från aktivt kol jämfört med LOX. Reaktivering kan se nationellt och av rester från andra anläggningar så som vattenverk.

En enklare känslighetsanalys har gjorts för kostnaderna av de olika teknikalternativen, genom scenarioanalyser. Ingen förändring i rangordning mellan de olika alternativen skedde med avseende på totalkostnad. De scenarion som testades var (1) räntan ökades, (2) elkostnaden ökades från 1,5 till 4,5 kr/kWh, (3) kostnaden på aktiva kolet ökades 100 % eller minskade 25 % samt att reningskraven ökades 20 % (antaget att det kan uppnås med en 20 % högre dosering i alla alternativ). Det ska noteras att noll alternativet för GAK då är 20 000 BV, IVL anser att det är möjligt att uppnå en 40 000 BV vilket skulle leda till att GAK-alternativet blir mer attraktivt. Skillnaden mellan den årliga driftkostnaden för GAK-processen jämfört med driftkostnaden för ozon sänks från 17 Mkr/år (115 %) till 5 Mkr/år (33 %). Skulle kostnaden för aktivt kol sänkas med 25 %, exempelvis med vid en lokal regenerering, skulle skillnaden i driftkostnad mellan GAK- och ozonprocessen gå ned till 2 Mkr/år (13 %). Ser man på den totala kostnaden är GAK-processen, med ökat antal bäddvolymmer och sänkt kostnad för aktivt kol, 60 % dyrare än ozonalternativet.

GAK och PAK-MF/UF ger en mer kostnad och en ökad klimatpåverkan men ger också en minskad miljöpåverkan på recipienten genom att PFAS reans delvis även vid uppsatta reningskrav. Det är dock svårt att bedöma den minskade belastningen på recipienten med ett monetärt värde. Det gör att gällande direktiv, lagar och krav kommer vara styrande för vad som anses vara nödvändigt att åstadkommas. Behovet av att kunna anpassa sig till nya reningskrav är dock en viktig faktor, då detta bara kommer öka i framtiden. Det är därför viktigt att redan nu planera för hur en långsiktig utveckling kan komma att implementeras för att inte låsa teknikvalet till endast nutida förutsättningar. Generellt finns mer utvecklingspotential för de två aktiva kol alternativen då de inte är lika beprövades.

Tabell 21 – Jämförelse mellan de undersökta teknikalternativen.

	<b>GAK</b>	<b>PAK-MF/UF</b>	<b>Ozon</b>
<b>Dimensionering</b>			
<b>Q<sub>medel,AR</sub></b>	2,3 m <sup>3</sup> /s		
<b>Q<sub>max,AR</sub></b>	3 m <sup>3</sup> /s		
<b>När uppsatta reningskrav, avsnitt 3.2.1</b>	Ja	Ja	Ja
<b>PFAS-rening</b>	Delvis	Delvis	Nej
<b>Kontakttid<sub>medel</sub></b>	11,5 min	15 min	20 min
<b>Kontakttid<sub>min</sub></b>	15 min	20 min	15 min
<b>Medeldosering</b>	20 000 BV (40 000 BV)	12 g PAK/m <sup>3</sup>	0,4 mg O <sub>3</sub> /mg DOC (ca 4,4 g O <sub>3</sub> /m <sup>3</sup> )
<b>Genomförande</b>			
<b>Placering i process</b>	Efter FH00	Efter FH00	Mellan ES00 och FH00
<b>Placering i berg</b>	ES01 och BB01	ES01 och BB01	ES11
<b>Ytbehov i berg</b>	2 500 m <sup>2</sup>	2 500 m <sup>2</sup>	1 000 m <sup>2</sup>
<b>Nytt utlopp</b>	Ja	Ja	Nej
<b>Byggbarhet</b>	Ja, kräver specifika anpassningar och kompakt lösning	Ja, kräver specifika anpassningar och kompakt lösning	Ja, kräver specifika anpassningar
<b>Miljö och arbetsmiljö</b>			
<b>Transportbehov</b>	Hög	Hög	Hög
<b>Restprodukt</b>	-	PAK-slammet behöver destrueras)	-
<b>Effektbehov</b>	Ingen avsevärd ökning	1 100 kW	Medel: 430 kW Max: 1 100 kW
<b>Eventuell positiv bieffekt/produkt</b>	-	Desinfekterat och partikelfritt vatten	Syre från ozongenerator och kyla från LOX
<b>Investeringsfas</b>	52 ton CO <sub>2</sub> /år	195 ton CO <sub>2</sub> /år	18,5 ton CO <sub>2</sub> /år
<b>Driftfas</b>	4 700 ton CO <sub>2</sub> /år (2 450 ton CO <sub>2</sub> /år)	2 400 ton CO <sub>2</sub> /år (6 750 ton CO <sub>2</sub> /år)	625 ton CO <sub>2</sub> /år
<b>Totala emissioner</b>	4 750 ton CO <sub>2</sub> /år (2 500 ton CO <sub>2</sub> /år)	2 600 ton CO <sub>2</sub> /år (6 950 ton CO <sub>2</sub> /år)	644 ton CO <sub>2</sub> /år
<b>Specifika emissioner</b>	0,066 kg CO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> (0,035 kg CO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> )	0,036 kg CO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> (0,096 kg CO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> )	0,009 kg CO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>
<b>Arbetsmiljö</b>	Inga specifika risker	Hanterbara damm- och brandrisker samt risk vid hantering av tvättkemikalier.	Hanterbara risker med hantering av ozon. Oklara risker med transport av syre i ledningar ner till berget.
<b>Kostnader</b>			
<b>Investeringskostnad</b>	233 Mkr 13,5 Mkr/år	341 Mkr 24,5 Mkr/år	69,8 Mkr 4,1 Mkr/år
<b>Driftkostnad</b>	31,9 Mkr/år	32,5 Mkr/år	14,6 Mkr/år

	<b>GAK</b>	<b>PAK-MF/UF</b>	<b>Ozon</b>
	(19,8 Mkr/år)	(53,4 Mkr/år)	
<b>Totalkostnad</b>	45,4 Mkr/år (28,8 Mkr/år)	56,9 Mkr/år (77,9 Mkr/år)	18,7 Mkr/år
<b>Specifik reningskostnad</b>	0,63 kr/m <sup>3</sup> (0,40 kr/m <sup>3</sup> )	0,79 kr/m <sup>3</sup> (1,07 kr/m <sup>3</sup> )	0,26 kr/m <sup>3</sup> *
<b>Möjlighet kostnadstäckning för återanvändning externt</b>	Troligtvis inte	Intresse och möjlighet bör utredas	Troligtvis inte

\*Stämmer inte med bilaga 1, uppdaterat p.g.a. räknefel.

## 5. Slutsats

**Utifrån gällande miljö kvalitetsnormer, baserar på gällande prioämnesdirektiv, är det endast uppmättahalten PFOS i Askrikefjärden som överskrider gränsvärdet.** Uppmätta halter av läkemedel och fenoler underskrider gränsvärdena. Dock ligger halten av Diklofenak relativt nära gränsvärdet 8,8 ng/l jämfört med 10 ng/l. Eftersom statusen i recipienten inte får riskera att försämrats och utgående halt från Käppalaverket är hög, 780 ng/l, kan detta medföra att åtgärder krävs ändå. Gällande hormonerna, Östradiol och Etinylöstradiol, ligger halterna under detektionsgräns och kan inte bedömas. Vilken sorts påföljd som kan komma av dessa resultat är idag oklart, då Käppalaverkets bidrag till statusen i Askrikefjärden gällande dessa ämnen är svårt att bedöma och den bedömning som vattenmyndigheten har gjort idag inte stämmer med de resultat som denna studie fått fram.

**Förslaget till reviderat prioämnesdirektiv stramar åt kraven. Detta skulle kunna innebära att statusen i Askrikefjärden klassas som dålig avseende flera mikroföroreningar.** I förslaget till reviderat prioämnesdirektiv har fler ämnen lagts till och de flesta gränsvärden har sänkts. Enligt uppmätt data i detta projekt skulle gränsvärde för Östron, Azitromycin, Diklofenak, Bisfenol A, Nonylfenol och  $\sum$ PFAS<sub>PF<sub>0</sub>A<sub>ekv</sub> överskridas. Det är därför viktigt att arbeta för att minska inkommande mängd av dessa substanser till Käppalaverket samt starta en dialog med tillsynsmyndigheten för vad detta kan komma att innebära för Käppalaförbundet. Metoden för att prova i recipienten behöver även utvärderas så att det genomförs på samma sätt som vid myndigheternas klassificeringen av vattenförekomster.</sub>

**Vid införande av ett nytt reningssteg är det viktigt att veta vilka krav som ställs.** I läkemedelsstrategin hanterades endast läkemedelsrester, detta projekt inkluderar även hormoner, fenoler och PFAS-ämnen. Förslaget till avloppsdirektiv har utöver läkemedel två andra mikroföroreningar som indikatorsubstanser. Därför omnämnd det extra reningssteget som ett avancerat reningssteg där kraven måste fastställas innan ett införande kan ske.

**Teknikutredningen visade att ozonering är det teknikalternativ som är kostnads- och miljömässigt mest fördelaktigt för Käppalaverket.** Detta baserat på förutsättningarna att förslaget till avloppsdirektiv kommer att vara gällande för kraven på det avancerade reningssteget, slammet inte får påverkas och att placeringen av anläggningen är i nuvarande

ES11. Ozonering kan minska halterna av fenoler och hormoner, hur mycket behöver dock utredas. Behöver PFAS-rening uppnås kommer detta kräva att ozonering kompletteras med en annan metod eller att ett annat alternativ övervägs. Dimensioneringen av GAK-alternativet konservativt gjord. Pilotprojekt har visat att förbrukningen kan vara mycken lägre än angivet. Detta skulle behöva utredas i ett långtidstest för att avgöra om denna metod kan vara ett alternativ.

## **5.1. Fortsatt arbete**

Detta projekt har givit ny information som inte behandlades när Käppalaförbundets läkemedelsstrategi togs fram. Utifrån detta arbete bör strategin uppdateras. Projektet visar fördelen med att utöka strategin så att även andra mikroföroreningar inkluderas, vilket skulle kräva att namnet ändras. Detta för att skapa en långsiktig plan för att hantera olika typer av mikroföroreningar i relation till gällande och framtida krav.

För att underbygga den data som tagits fram i projektet och kunna se långsiktiga trender bör provtagningen av mikroföroreningar fortsätta. Det finns ett behov av att fortlöpande diskutera resultaten med tillsynsmyndigheten för att försått hur en tolkning kan göras utifrån nuvarande och framtida krav. Det för att skapa en tydligare bild för hur det kan komma att påverka Käppalaförbundet. Det finns även ett behov av att diskutera metoden för provtagning i recipienten med myndigheten som klassificerar vattenförekomster för att den data som tas fram är användbar.

Det finns flera utmaningar och utredningsbehov för respektive teknik som har valts att undersökas närmare. Dessa bör undersökas för att få bättre kostnadsbedömningar och implementeringsförslag.

## 6. Bilagor

Bilaga 1 – Käppala rapport fas 1 (Rapport av IVL)

Bilaga 2 – 2023-09-29\_Effektbaserad analys Käppalaverket\_PM (Rapport av IVL)

## 7. Referenser

Rådets direktiv av den 21 maj 1991 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse (91/271/EEG).

Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105/EG av den 16 december 2008 om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring och senare upphävande av rådets direktiv 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG och 86/280/EEG, samt om ändring av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2013/39/EU av den 12 augusti 2013 om ändring av direktiven 2000/60/EG och 2008/105/EG vad gäller prioriterade ämnen på vattenpolitikens område.

Bramstedt, S., Baresel, C., Karlsson, M. 2022. Läkemedelsrening på Käppalaförbundet - Fas 0 – Slutrapport. Käppalaförbundet och IVL Svenska Miljöinstitutet.

HVMFS 2019:25. Klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.

Vattenmyndigheterna. 2021. Statusbedömning Askrikefjärden, Beslutad – Förvaltningscykel 3 (2017-2021). <https://viss.lansstyrelsen.se/> [2022-11-18]

Naturvårdsverket. u.å.. Rekommenderade ämnen för analys. <https://www.naturvardsverket.se/> [2022-11-18]

Magnér, J., Fång, J., Sandberg, J., Örtlund, L. 2017. Utveckling av analysmetoder inklusive detektionsgränser. Delrapport SystemLäk projekt. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2286.

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.



Oktober 2023

# Käppalaförbundet - Teknikutredning mikroföroreningar

På uppdrag av Käppalaförbundet

Christian Baresel, Linus Karlsson, Andriy Malovanyy, Fredrik Hedman, Linda Önnby





**Författare:** Christian Baresel  
**På uppdrag av:** Käppalaförbundet  
**Fotograf:** Klicka och ange text  
Rapportnummer U

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2023  
IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm  
Tel 010-788 65 00 // [www.ivl.se](http://www.ivl.se)

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

# Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	6
<b>1 Bakgrund.....</b>	<b>9</b>
1.1 Käppalaverkets läkemedelsstrategi .....	9
1.2 Syfte och mål .....	9
<b>2 Uppdaterad behovsanalys .....</b>	<b>10</b>
2.1 Mottagande recipient .....	10
2.2 Kartläggning av organiska mikroföroreningar .....	11
2.2.1 Undersökta organiska mikroföroreningar .....	11
2.2.2 Organiska mikroföroreningar vid Käppalaverket .....	11
2.2.3 Mikroföroreningar i mottagande och uppströms recipienter .....	15
2.3 Bedömning recipientpåverkan.....	18
2.3.1 Utifrån uppmätta recipienthalter och miljö kvalitetsnormer .....	18
2.3.2 Utifrån halter i utgående avloppsvatten, utspädning i recipienten och toxikologiska riskkvoter .....	19
2.3.3 Utifrån halter i utgående avloppsvatten, utspädning i recipienten och miljö kvalitetsnormer .....	22
2.3.4 Initial bedömning av nya avloppsdirektivet och nya EQS-direktivet .....	23
<b>3 Teknikutredning .....</b>	<b>24</b>
3.1 Förutsättningar och antaganden .....	24
3.2 Initial teknikscreening .....	27
3.2.1 Processillustration.....	27
3.2.2 Enskilda tekniker .....	28
3.2.3 Tänkbara tekniklösningar och eventuella anpassningar för dem vid Käppalaverket .....	29
3.3 Multikriterieanalys.....	39
3.4 Dimensionering av läkemedelsrening .....	45
3.4.1 Dimensionerande maxflöde avancerad rening .....	46
3.4.2 Organiska mikroföroreningar som ska renas bort .....	48
3.4.3 Reningsbehov baserat på flöde och reningskrav .....	50
3.4.4 Diskussion .....	53
3.4.5 Beslut från Käppalaförbundet.....	54
3.5 Karaktär på vatten till läkemedelsrening .....	54
<b>4 Filter med granulerat aktivt kol (GAK) .....</b>	<b>55</b>
4.1 Förutsättningar och antaganden .....	56
4.1.1 Kontakttid (EBCT) .....	56
4.1.2 Ytbelastning och filterbädd .....	56
4.1.3 Livslängden på det aktiva kolet (bäddvolym) .....	56
4.1.4 Backspolning av filtren .....	57
4.2 Föreslagen processutformning .....	57
4.2.1 Teknisk utformning .....	58
4.2.2 Processdesign .....	59
4.2.3 Övervakning och styrning av filterbyte .....	62

4.2.4	Transporter, fyllning och tömning av GAK-filtren .....	62
4.3	Förväntad reningseffekt .....	63
4.4	Resursförbrukning och miljöpåverkan .....	64
4.4.1	Specifik miljöpåverkan .....	64
4.4.2	Arbetsmiljö .....	65
4.5	Kostnader .....	66
4.6	Specifika utredningsbehov .....	67
4.7	Referensanläggningar .....	67
4.8	Utvecklingspotential för GAK-filter .....	67
4.8.1	Teknikkombination med ozonering .....	67
4.8.2	Ersättning av sandfilter med ultrafiltrering som förbehandling .....	67
4.8.3	Lämpliga aktiva kol .....	68
4.8.4	Lokal/regional regenerering .....	68
5	Pulveriserat aktivt kol PAK med filtrering (PAK-MF/UF) .....	69
5.1	Förutsättningar och antaganden .....	70
5.2	Föreslagen processutformning .....	70
5.2.1	Teknisk utformning .....	71
5.2.2	Processdesign .....	72
5.2.3	Övervakning och styrning .....	75
5.2.4	Lagring och transport .....	75
5.3	Förväntad reningseffekt .....	77
5.4	Resursförbrukning och miljöpåverkan .....	77
5.4.1	Specifik miljöpåverkan .....	78
5.4.2	Arbetsmiljö .....	79
5.5	Kostnader .....	79
5.6	Specifika utredningsbehov .....	80
5.7	Referensanläggningar .....	81
5.8	Utvecklingspotential .....	81
5.8.1	Användning av begagnade membran .....	81
5.8.2	Cirkulering av PAK .....	81
5.8.3	Lämpliga typer av aktivt kol .....	82
5.8.4	BioPAK - PAK från slamkol eller andra restprodukter .....	82
5.8.5	Lokal/regional regenerering .....	83
5.8.6	Användning av tekniskt vatten .....	83
6	Ozonering (O <sub>3</sub> ) .....	84
6.1	Förutsättningar och antaganden .....	85
6.1.1	Ozonbehovet .....	85
6.1.2	Risk för bromatbildning .....	85
6.1.3	Risk för nitritoxidationen .....	85
6.1.4	Risk för oxidation av järn (Fe(II)) .....	85
6.1.5	Risk för oxidation av krom .....	86
6.1.6	pH .....	86
6.1.7	BOD och COD .....	86
6.1.8	Suspenderat material .....	86
6.2	Föreslagen processutformning .....	86
6.2.1	Teknisk utformning .....	87
6.2.2	Processdesign .....	88

6.2.3	Processutrustning .....	89
6.2.4	Övervakning och styrning .....	92
6.2.5	Transporter .....	93
6.3	Förväntad reningseffekt .....	93
6.4	Resursförbrukning och miljöpåverkan .....	93
6.4.1	Specifik miljöpåverkan .....	94
6.4.2	Arbetsmiljö .....	95
6.5	Kostnader .....	96
6.6	Specifika utredningsbehov .....	97
6.7	Referensanläggningar .....	98
6.8	Utvecklingspotential .....	98
6.8.1	Alternativ teknisk lösning och processutformning .....	98
6.8.2	Teknikkombination med aktivt kol .....	100
7	Jämförelse och scenarioanalys .....	102
7.1	Byggbarhet .....	103
7.1.1	Transportbehov .....	103
7.1.2	Behov för kompletterande pilottester .....	103
7.1.3	Anpassningsmöjligheter för framtida krav .....	104
7.2	Implementeringskostnader inkl. scenarioanalys .....	104
7.2.1	Ränteändring .....	105
7.2.2	El- och resursprisberoende .....	106
7.2.3	Ökade reningskrav .....	108
7.2.4	Extremscenario .....	109
7.2.5	Kostnadstäckningsmöjligheter .....	111
7.3	Miljöpåverkan av den avancerade reningen .....	111
7.3.1	Potential att minska miljöpåverkan .....	112
7.3.2	Miljönyttan .....	112
7.3.3	Arbetsmiljö .....	113
7.4	Utvecklingsmöjligheter .....	113
8	Slutsats och rekommendation .....	115
8.1	Kartläggning av organiska mikroföroreningar .....	115
8.2	Bedömning recipientpåverkan och behovsanalys .....	115
8.3	Teknikutredning .....	116
8.4	Teknikjämförelse och scenarioanalys .....	116
8.5	Projektgruppens rekommendationer .....	117
9	Källor .....	119
10	Bilagor .....	122

## Sammanfattning

Käppalaförbundet har tagit fram en läkemedelsstrategi som hitintills har omfattat två faser; Fas 0 och Fas 1. Målsättningen med strategin har varit att strukturera och prioritera arbetet som krävs för att införa en läkemedelsrening på Käppalaverket. Fas 0 genomfördes av Käppalaförbundet i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL) under 2021-2022. Huvudsyftet var att göra en behovsanalys för rening av läkemedelsrester vid Käppalaverket genom att kartlägga läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar över avloppsreningsverket och i recipienten. Fas 1 har kompletterat kartläggningen från Fas 0 och uppdaterat behovsanalysen baserat på samtliga provtagningar. I tillägg utfördes en teknikutredning för lämpliga tekniska lösningar för ett framtida avancerat reningssteg vid Käppalaverket. För genomförandet av båda faserna beviljades Käppalaförbundet medel från Naturvårdsverket enligt förordningen (2018:495) om bidrag för rening av avloppsvatten från läkemedelsrester. Föreliggande rapport utgör slutleveransen till Naturvårdsverket och sammanställer resultaten från Fas 1. Rapporten inkluderar en kartläggning av organiska mikroföroreningar, den uppdaterade behovsanalysen, den övergripande teknicscreeningen, och den genomförda initiala plats specifika utredningen för tre avancerade reningstekniker.

### Kartläggning av organiska mikroföroreningar

Den kompletterande kartläggningen har inkluderat organiska mikroföroreningar och analys av hormonstörande effekt med hjälp av YES-test (yeast estrogen screen) som kvantifierar mängden östradiol i vattenprovet (uppmätt som östradiolekvivalenter). Kartläggningen har visat att de mikroföroreningar som inte renas bort vid Käppalaverket motsvaras av substanser som betraktas som skadliga för miljön. Detta kan motivera ett avancerat reningssteg vid höga halter av dessa substanser. Utifrån halter i utgående avloppsvatten från Käppalaverket, en initial utspädning vid utloppsrörets mynning på minst tio gånger, och toxikologiska riskkvoter, bedöms dock inga höga risker uppstå på grund av utsläpp av något av de undersökta läkemedlen.

Medan hormoner och hormonstörande effekter renas bort effektivt i dagens befintliga reningsprocess, avlägsnas endast några få läkemedlen såsom ibuprofen och paracetamol. Fenoler renas endast delvis bort och någon signifikant rening av per- och polyfluorerade substanser (PFAS) kan inte konstateras. På ett översiktligt plan, stämmer dessa resultat väl överens med erfarenheter från andra svenska avloppsreningsverk. Dock observerades höga halter av bisfenol A i inkommande avloppsvatten, något som även konstaterades i utgående renat avloppsvatten. Det senare kunde förklaras med att avloppsvattnet renades dåligt vid provtillfället. De, enligt förslaget till det nya avloppsdirektivet, tillkommande läkemedel, undersöktes i inkommande och utgående avloppsvatten inom ramen för projektet. Analysresultaten indikerade att ingen, eller endast en måttlig, reduktion av dessa kunde konstateras för dagens befintliga reningsprocess.

### Recipientpåverkan

I recipienten kunde merparten av de analyserade hormonerna, läkemedlen eller hormonstörande effekter inte kvantifieras i recipienten. Däremot kunde bisfenol A och nonylfenol observeras vid flera provtagningar, och för PFAS11 kunde mätbara halter observeras vid i princip samtliga provtagningar. När halterna av hormoner såsom etinylöstradiol och östron inte kan kvantifieras i recipienten, kan en negativ påverkan utifrån uppmätta recipienthalter och befintliga miljö kvalitetsnormer inte alltid uteslutas. Detta beror på att dagens detektionsgränser ligger på en högre nivå än aktuella bedömningsgrunder. I

dessa situationer kan analys av hormonstörande effekter verka kompletterande eftersom YES-testet har en lägre detektionsgräns. Analyserna med YES visade dock genomgående att halten av östradiolekvivalenter (E2-ekv/l) låg under detektionsgränsen, vilket med stor sannolikhet beror på att även hormonhalterna är mycket låga. Däremot kunde en negativ recipientpåverkan utifrån uppmätta recipienthalter och miljö kvalitetsnormer konstateras för PFOS (perfluorooktansyra), där uppmätta halter i samtliga prover låg över gränsvärdet i upp- respektive nedströms recipientprovpunkterna.

### **Behovsanalys**

Behovsanalysen avseende införandet av en avancerad rening har också genomförts med hänsyn till det nya avloppsdirektivet. Direktivet föreslår att samtliga anläggningar större än 100 000 pe bör införa avancerad rening. Eftersom Käppalaverket ansluter fler än 100 000 pe kommer avloppsreningsverket att behöva genomföra en utbyggnad med ett avancerat reningssteg. Även de indikatorsubstanser som föreslås för analys i direktivförslaget renas heller inte bort i genomsnitt med 80 % av dagens reningsprocess. Även förslaget till uppdaterat direktiv för miljö kvalitetsnormer (EQS-direktivet) indikerar att gränsvärdet för östron, diklofenak, bisfenol A, nonylfenol och PFOA-ekvivalenter skulle överskridas i recipienten baserat på förstudiens beräknade medelhalter. För azitromycin, östradiol och etinylöstradiol är bedömningen osäker, då analysens detektionsgränser ligger högre än de nya föreslagna gränsvärdena.

### **Teknikutredning**

Teknikutredningen som initialt omfattade arton olika tekniklösningar inkluderade tre av dessa alternativ för en noggrannare teknikutredning. De tre alternativen var aktivt kol-filter, pulveriserat aktivt kol med membranfiltrering och ozonering. Urvalet gjordes baserat på en förenklad multikriterieanalys som inkluderade en teknisk bedömning av de olika teknikerna, samt en viktning av de olika kriterierna utifrån Käppalaförbundets prioriteringar och behov. Efter diskussioner i projektgruppen bestämdes det att dimensioneringen för den avancerade reningen skulle baseras på ett medel- och ett maxflöde på 2,3 respektive 3 m<sup>3</sup>/s. Dessa flöden förväntas åstadkomma en tillräcklig avskiljning av olika mikroföroreningar, även om det fortfarande är oklart vilka reningskrav och villkorsformulering som kommer att gälla i framtiden.

Den mer detaljerade teknikutredningen för de tre utvalda tekniklösningarna inkluderade övergripande designaspekter, nyckeltal för dimensioneringen, föreslagen processutformning, tekniskt utförande, förväntad reningseffekt för olika mikroföroreningar, resursförbrukning och miljöpåverkan relaterat till den föreslagna designen, samt även investerings- och driftkostnader. Specifika utredningsbehov, referensanläggningar och olika utvecklingsmöjligheter för varje teknikförslag diskuteras också. Samtliga teknikalternativ kräver en platsspecifik anpassning vid en implementering vid Käppalaverket och dessa aspekter belyses och jämförs i teknikutredningen.

Utvärdering av kostnader och miljöpåverkan indikerade att ozonering var den mest rimliga tekniska lösningen för avancerad rening av läkemedelsrester. Om en avancerad rening även ska inkludera PFAS-rening i framtiden, behöver Käppalaverket välja en annan tekniklösning eftersom ozon inte bryter ned PFAS.

## Rekommendationer

Baserat på de genomförda aktiviteterna har projektgruppen tagit fram olika rekommendationer för vidare arbete inom läkemedelstrategin. Dessa är:

- Fortsatt övervakning och analys av organiska mikroföroreningar vid Käppalaverket, särskilt ämnen relaterade till läkemedelsrester, fenoler och PFAS.
- Den höga belastningen av bisfenol A vid Käppalaverket bör utredas för att identifiera möjliga uppströmsåtgärder som kan minska belastningen till avloppsreningsverket och utsläpp till miljön.
- Höga PFAS-halter i Käppalaverkets avloppsvatten bör utredas för att se om uppströmsåtgärder kan minska PFAS-belastningen in till Käppalaverket och i recipienten.
- Teknikutredningen bör fördjupas för att bättre förstå teknikalternativens specifika utmaningar och utredningsbehov.
- För teknikalternativet med ozon rekommenderas dos-respons-tester för att justera doseringsnivåer och miljöpåverkan vid behov.
- Eventuella pilottester bör initieras för de tekniklösningar som är relevanta för Käppalaverket och Käppalaförbundet.
- Diskussion om utvecklingspotential för varje teknikalternativ föreslås för att sträva efter resurseffektivare framtida implementering av avancerad rening.

Resultat, diskussioner och relaterade rekommendationer som redovisades i denna rapport för Fas 1 i förstudien kommer utgöra en viktig del för Käppalaförbundets fortsatta arbete med läkemedelsstrategin.

# 1 Bakgrund

Käppalaförbundet äger och driftar Käppalaverket som renar vatten från elva medlemskommuner i nordöstra delen av Stockholms Region. Verket renar idag inkommande avloppsvatten mekaniskt genom galler, sandfång och försedimentering och därefter biologiskt i elva parallella aktivslambassänger. En kemisk rening sker genom simultanfällning i den biologiska reningen och som slutpolering på sandfilter.

## 1.1 Käppalaverkets läkemedelsstrategi

Käppalaförbundet har nyligen tagit ett nytt verksamhetstillstånd i anspråk. Det nya verksamhetstillståndet gör gällande att Käppalaverket får öka sin anslutning från 700 000 personekvivalenter, pe, till 900 000 pe med skärpta reningskrav och mängdvillkor för kväve och fosfor som följd. Förbundet planerar att uppgradera anläggningen för de åtgärder som krävs för att uppfylla de nya kraven, åtgärder som innebär stora kostnader över en lång tid för reningsverket. Det innebär att strikta prioriteringar behöver göras för att ta rätt beslut i rätt tid.

I det nya verksamhetstillståndet som sammanfattar verksamhetens olika villkor återfinns villkor 18 som handlar om rening av läkemedelsrester. Villkoret innebär att Käppalaförbundet fortlöpande ska följa utvecklingen av teknik för rening av läkemedelsrester och arbeta för att ny teknik kan införas så att utsläppen av läkemedelsrester reduceras.

För att arbeta med frågan om läkemedelsrening på ett strukturerat sätt har Käppalaförbundet tagit fram en strategi för rening av läkemedelsrester som innefattar en handlingsplan för hur villkor 18 ska gås till mötes. Strategin omfattar flera moment över en lång tid där slutmålet är en färdig anläggning med uppnådda effektmål. För att arbeta på ett strukturerat sätt mot målen har läkemedelsstrategin delats in i faser.

Den första delen i strategin (Fas 0) omfattar en behovsanalys för rening av läkemedelsrester vid Käppalaverket och resultatet redovisades 2022 (Bramstedt et al., 2022). Inkommande och utgående avloppsvatten samt recipientprover analyserades med avseende på läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. För läkemedelsrester som är upptagna i HVMFS 2019:25 jämfördes resultaten med MKN. För att få en bredare bild beräknades riskkvoter för ett större antal ämnen.

Arbetet övergick sedan i Fas 1 av läkemedelsstrategin och resultatet för den redovisas i denna rapport.

## 1.2 Syfte och mål

Fas 1 av läkemedelsstrategin omfattar två övergripande delmoment med syfte att redovisa:

1. fortsatt provtagning och uppdatering av behovsanalysen,
2. en platsspecifik teknikutredning.

Teknikutredningen ska utvärdera implementering av olika tekniker på Käppalaverket. Utredningen ska resultera i en rekommendation av teknikval utifrån de platsspecifika förhållandena samt behovsanalysen. Rekommendationen baseras på faktorer som



investerings- och driftkostnad, miljöeffekter och miljöpåverkan, arbetsmiljö och risker samt byggbarhet.

Målet med Fas 1 är att ge information till det övergripande strategiarbetet för Käppalaförbundet. I och med att förbundet står inför en tid med många parallella investeringsprojekt med hög genomförandetak, är det nödvändigt med långsiktig planering då yta, elförbrukning, investeringskostnad etc. ska samordnas och planeras. Därför är underlag om förutsättningar nödvändiga innan uppstart av ett kommande investeringsprojekt som syftar till att införa läkemedelsrening.

## 2 Uppdaterad behovsanalys

### 2.1 Mottagande recipient

Käppalaverkets utsläpp av renat avloppsvatten sker via en bottenlagd ledning i den centrala delen av Halvkakssundet på ett djup av ca 48 meter och 130 m från land (Figur 1). Figur 1 visar de representativa övervakningsstationerna i Askrikefjärden. Med tanke på vattnets flöde från Mälaren genom innerskärgården inklusive Askrikefjärden till ytterskärgården bedömdes de två markerade övervakningsstationer i Figur 1 som relevanta provtagningspunkter uppströms (innan påverkan från Käppalaverkets utlopp) och nedströms (där påverkan från Käppalaverkets utlopp inkluderas). Den initiala hydrauliska bedömningen av recipienten, som genomfördes i Fas 0 (Bramstedt et al., 2022), visade att detta är en grov förenkling av den komplexa flödessituationen i Askrikefjärden. Det bedömdes dock vara godtagbart för den initiala recipientbedömningen som genomfördes i denna fas av förstudien.

Provtagningen i de två övervakningsstationerna har genomförts av IVL genom samlingsprov från fem nivåer i vertikalled i vattenmassan. Provtagning har skett under samma provtagningsvecka som flödesproportionella veckoprover. Inkommande och utgående avloppsvatten vid Käppalaverket har provtagits.



Figur 1. Mottagande recipient Askrikefjärden med övervakningsstationer för samordnad recipientkontroll (■) och utsläppspunkten.

Den teoretiska genomsnittliga utspädningsgraden när avloppsvattnet lämnar primärrecipienten Askrikefjärden uppgår till 166 enligt bedömningen i Fas 0 (Bramstedt et al., 2022). Utöver utspädning påverkas halterna i recipienten av hur mycket av en specifik substans som redan finns i recipienten från andra källor. För Käppalaverket representerar övervakningsstationen Askrikefjärden punkten för Halvkakssundet (SE658284-163772) i Figur 1 och är en möjlig uppströms mät punkt där "bakgrundshalter" av olika substanser kan fastställas.

## 2.2 Kartläggning av organiska mikroföroreningar

### 2.2.1 Undersökta organiska mikroföroreningar

Tabell 1 visar de mikroföroreningar som har analyserats inom projektet. Läkemedelsrester, PFAS11, hormoner, fenoler och östrogena effekter (YES) analyserades vid samtliga provtagningstillfällen och provtagningspunkter. Analyser för läkemedel kompletterades under projektperioden med substanser som inkluderas i förslaget för nya avloppsdirektivet och som inte ingår i det vanliga analyspaketet. Även azitromycin, som finns med i förslaget till nya direktivet för miljö kvalitetsnormer (EQS-direktivet), inkluderades i analysen av de aktuella mikroföroreningarna. Detta tillägg betydde att en anpassning krävdes.

Tabell 1. Analyserade organiska mikroföroreningar.

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

\* Läkemedel som tas upp i förslag för ändring av förslag till avlopps- och EQS-direktiv och som inte analyserats tidigare

### 2.2.2 Organiska mikroföroreningar vid Käppalaverket

Tabell 2 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 kvantifieringsgräns (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 analysomgångar. Ifall ett medelvärde endast består av enstaka halter under detektionsgränsen indikeras dessa i rött. Det bör noteras att både LOD och LOQ kan variera mellan olika analysomgångar.

I Tabell 2 visas en väldigt bra reningseffektivitet för de kvantifierbara hormonerna östron (E1) och östradiol (E2) och utgående halter ligger under LOD eller LOQ förutom för östron vid provtagningen i november 2022.

Data för analyserade läkemedel visar att reningseffektiviteten varierar kraftigt (Tabell 2). Endast för ciprofloxacin, ibuprofen, ketoconazole, naproxen och paracetamol uppnås en reduktion över 80 % i nuvarande reningsprocess. Detta stämmer bra överens med förväntningar och erfarenheter från andra svenska avloppsreningsverk (ARV). För de flesta substanserna ligger reningseffektiviteten under 40 % och för några substanser kan en delvis 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 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). I den studien visade resultatet att undertryckning av signalen i masspektrometern, som är ett av stegen i analysen av dessa substanser, hade den största påverkan. För låga signalnivåer kan detta se anmärkningsvärt ut eftersom ett stort procentuellt negativt värde av förändringen presenteras för reningsprocessen.

Tabell 3 visar analysresultat för fenoler, PFAS11 och östrogen effekt (YES) i inkommande och utgående avloppsvatten för provtagningarna samt medelvärden.

Bisfenol A renades endast bort effektivt vid första provtagningen. Medelreduktionen är annars endast 50 % och halter ligger generellt på en hög nivå. Nonylfenol och oktylfenol renas i genomsnitt bort med 57 % respektive 73 %.

De flesta ämnen inom PFAS11-gruppen och summan av PFAS11 uppvisar en svag eller negativ reduktion över nuvarande reningsprocess. En anledning till detta kan vara att olika PFAS-prekursorer ombildas till mer stabila PFAS-ämnen. Detta är ett känt fenomen för avloppsreningsverk.

Östrogena effekter uppmätt med YES reduceras väldigt effektivt över reningsprocessen och i medel beräknades en reduktion närmare 100 % (Tabell 3). En hög respektive låg effekt i YES-analysen kopplas med stor sannolikhet till halter av hormonerna östron (E1), östradiol (E2) och bisfenol A. Genomgående påträffades en hög effekten i inkommande avloppsvatten och ingen detekterbar effekt i utgående vatten, med undantag för provtagningen i november 2022 och april 2023.

Tabell 2. Halter av hormoner, läkemedelsrester och antibiotika i inkommande och utgående avloppsvatten vid de olika provtillfällena under 2021 - 2023.

Substans (ng/l)	Oktober 2021		Mars 2022		Maj 2022		Augusti 2022		Oktober 2022		November 2022		April 2023		Juni 2023		Medel 1-8		Medel Red	
	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT		
<i>Hormoner</i>																				
Östron (E1)	78	2	51	2	70	2	140	2,5	100	0,75	72	4	78,3	1,05	116,2	0,7	88,2	1,9	98 %	
Östradiol (E2)	18	2	17	2	11	2	18	2,5	33	0,4	25	0,6	17,5	0,6	20,8	0,7	20,0	1,4	93 %	
Etinylöstradiol (EE2)	2	1	3	2	2	2	2	1	0,7	0,4	0,9	0,6	1	0,6	1	0,7	1,6	1,0	-	
<i>Läkemedelsrester (*antibiotika)</i>																				
Atenolol	250	210	390	230	160	120	300	180	440	200	380	220	260	130	290	180	308,8	183,8	40 %	
Karbamazepin	170	330	230	470	130	170	380	470	440	500	360	450	370	230	300	410	297,5	378,8	-27 %	
Ciprofloxacin*	100	9	---	---	---	---	1100	10	150	11,5	120	150	380	150	210	20,5	343,3	58,5	83 %	
Citalopram	180	310	120	240	120	170	320	120	170	180	160	140	450	290	130	180	206,3	203,8	1 %	
Clarithromycin*	69	110	44	160	57	75	120	120	150	140	140	140	86	62	72	70	92,3	109,6	-19 %	
Diklofenak	1200	1000	830	1200	670	490	1000	720	1100	770	730	630	810	560	890	840	903,8	776,3	14 %	
Erythromycin*	25	180	2,9	10	10	20	43	30	9	23	17	19	18	18	22	30	18,4	41,3	-125 %	
Fluconazol	140	160	95	150	96	120	170	240	260	270	240	210	200	110	200	110	175,1	171,3	2 %	
Furosemid	550	220	3100	2400	6100	850	2400	830	2000	1200	1800	1400	1800	1000	1300	1900	2381,3	1225	49 %	
Ibuprofen	11000^	11,5	11000^	88	4400	6	2300	22,5	12000^	20	11000^	44	5700^	690	8500^	15,5	8237,5	112,2	99 %	
Ketoconazol	---	---	700	60	---	---	200	5	440	8	980	23	---	---	130	15	490	22,2	95 %	
Losartan	1200	670	2800	2300	3000	730	1300	470	4000	1200	6700^	2500^	2200	1100	2200	1700	2925	1333,8	54 %	
Metotrexat	14	14	6,4	2	17	2	19	5	10	10	20	20	3	3	110	15	24,9	8,9	64 %	
Metoprolol	1100	1400	1100	1900	880	1300	1500^	2000^	2300	2300	2000	1800	1200	870	1500	1500	1447,5	1633,8	-13 %	
Naproxen	5400	81	18000^	290	9700	37	4100^	7	7300^	50	7400^	66	4000^	360	23000^	320	9862,5	151,4	98 %	
Oxazepam	150	220	150	260	79	120	660	440	1300	390	810	240	180	75	190	190	439,9	241,9	45 %	
Paracetamol	9600^	4	41000^	10	16000	7	22000^	5	18000^	2	21000^	67	4300^	9,5	55000^	1	23362,5	13,2	100 %	
Propranolol	22,5	92	46	160	77	81	160	130	170	150	66	99	51	51	33	78	78,2	105,1	-34 %	
Sertralin	160	86	100	100	110	74	62	19	120	18	88	34	1000	150	90	85	216,3	70,8	67 %	
Sulfamethoxazol*	3200	880	640	220	320	110	870	290	1200	300	860	230	830	140	930	110	1106,3	285	74 %	
Tramadol	120	270	240	940	180	400	230	290	220	400	350	270	---	---	---	---	223,3	428,3	-92 %	
Trimethoprim*	73	31	64	80	86	11	130	16	85	6	200	48	120	81	150	59	113,5	41,5	63 %	
Venlafaxin	190	340	170	550	170	260	200	430	960	780	680	480	750	820	660	940	472,5	575	-22 %	
Zolpidem	1	2,5	12	2	5	5	9	8	3	3	11	7	2,5	2,5	2	5,3	5,6	4,4	22 %	
XX - < LOD (Level of Detection), XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)																				≥80
^ Risk för ökad osäkerhet vid kvantifiering då halten vid analysen överstiger kalibreringskurvans högsta punkt.																				40-80
--- Ämnet kan inte utvärderas pga. störning i analysen, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst.																				≤40

Tabell 3. Halter för fenoler, PFAS och östrogen effekt i inkommande och utgående avloppsvatten för de olika provtillfällena under 2021 - 2023.

Substans (ng/l)	Oktober 2021		Mars 2022		Maj 2022		Augusti 2022		Oktober 2022		November 2022		April 2023		Juni 2023		Medel 1-8		Medel Red	
	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT		
<i>Fenoler</i>																				
Bisfenol A	5	10	380	310	550	410	1100	670	730	110	310	200	160	71	410	52	455,6	229,1	50 %	
Nonylfenol	10	10	29	9	29	13	63	27	63	16	45	13	8	8	69	41	39,5	17,1	57 %	
Oktylfenol	5	8,5	9,6	2	17	3	12	1,5	15	1,5	11	1	3	3	10	1,5	10,3	2,8	73 %	
<i>PFAS</i>																				
PFBA*	8,9	7,2	5,23	5,80	4,60	4,65	1,00	3,14	11,85	0,97	20,77	0,96	3,19	4,79	0,10	0,13	7,0	3,5	50 %	
PFPeA*	8,1	5,5	5,07	6,58	3,77	5,54	2,19	6,08	49,01	3,63	0,07	3,19	3,30	4,28	0,10	4,07	9,0	4,9	46 %	
PFHxA	7,1	4,6	5,89	4,41	3,87	5,90	2,54	5,31	2,65	5,21	1,54	3,81	4,04	5,47	4,19	5	4,0	5,0	-25 %	
PFHpA	2,0	2,1	2,03	2,02	1,36	2,04	1,60	2,47	0,47	1,32	0,55	1,72	2,99	3,71	2,79	3,6	1,7	2,4	-38 %	
PFOA	4,7	5,7	4,15	6,11	3,92	5,49	3,64	4,94	1,7	3,12	1,16	3,98	4,66	6,26	3,63	6,17	3,4	5,2	-52 %	
PFNA	0,7	0,9	0,49	1,09	1,35	1,37	0,92	1,62	0,34	1,38	0,33	1,31	0,94	1,19	0,77	1,78	0,7	1,3	-82 %	
PFDA	0,05	0,8	0,24	0,61	0,26	0,69	0,38	1,28	0,63	1,75	0,37	0,99	0,39	0,54	0,37	1,26	0,3	1,0	-196 %	
PFBS	0,05	0,05	2,13	1,63	1,37	1,46	0,61	0,76	0,42	1,92	0,54	0,87	1,64	1,67	1,17	1,35	1,0	1,2	-23 %	
PFHxS	1,1	2,0	5,10	4,70	2,87	2,91	2,39	3,54	1,56	4,1	1,45	3,6	3,10	4,96	3,86	5,11	2,7	3,9	-44 %	
PFOS	5,7	6,4	8,03	13,91	9,41	11,05	5,90	14,67	8,2	24,99	6,36	18,74	24,81	24,57	25,77	92,81	11,8	25,9	-120 %	
6:2 FTS	7,3	0,05	5,97	5,13	6,79	6,47	9,79	9,09	9,15	12,68	3,82	6,22	3,67	5,02	3,24	4,85	6,2	6,2	0 %	
∑PFAS11	45,7	35,3	44,34	51,98	39,55	47,55	30,95	52,91	85,98	61,07	36,94	45,39	52,71	62,46	45,97	126,13	47,77	60,35	-26 %	
<i>Östrogena effekter (ng/L EEQ)</i>																				
YES	75	0,1	160	0,1	44	0,1	53	0,1	110	0,1	57	0,3	11	0,3	23	0,1	66,6	0,15	100 %	
XX - < LOD (Level of Detection)																		Reningsgrad		≥80 %
XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)																				40-80 %
*Analyter som detekterats med enbart en produktion i MS/MS.																				≤40 %

Tabell 4 visar halter för de tillkommande läkemedlen enligt förslaget till reviderat avloppsdirektiv som baseras på indikatorsubstanser som används för avancerad rening i Schweiz. Dessa representerar alla substanser som är svårnedbrytbara med undantag för metylbenzotriazol och benzotriazol som kan förväntas brytas ned något i en biologisk process. Läkemedel i Tabell 4 inkluderades endast vid de sista två analystillfällena. Amisulprid påträffades och kvantifierades i avloppsvattnet trots att substansen inte är registrerad som läkemedel i Sverige. Detta kan eventuellt förklaras med att den får användas av läkare vid behov, något som eventuellt kan gälla vid Danderyds sjukhus som är anslutet till Käppalaverket. Utöver amisulprid kunde samtliga läkemedel i Tabell 4 kvantifieras, och som indikeras i tabellen renas dessa substanser inte, eller endast måttlig bort, i dagens reningsprocess.

Tabell 4. Halter av tillkommande läkemedel enligt förslaget till reviderat avloppsdirektiv.

Substans (ng/l)	April 2023		Juni 2023		Medel		Reduktion
	IN	UT	IN	UT	IN	UT	
Σ6&4-metylbentotriazol	400	320	2700	740	1550	530	66 %
Amisulprid	3	10	12	27	8	19	-147 %
Azitromycin	780	720	480	770	630	745	-18 %
Benzotriazol	150	160	2300	1800	1225	980	20 %
Candersartan	4900 <sup>^</sup>	1500	2600	1700	3750	1600	57 %
Hydrochlorthiazid	1400	1000	1800	1500	1600	1250	22 %
Irbersartan	190	110	420	330	305	220	28 %
XX - < LOD (Level of Detection),					Reningsgrad		≥80 %
XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)							40-80 %
<sup>^</sup> Risk för ökad osäkerhet vid kvantifiering.							≤40 %

### 2.2.3 Mikroföroreningar i mottagande och uppströms recipienter

Tabell 5 visar halter av hormoner, läkemedelsrester och antibiotika i den mottagande recipienten uppströms (HALV) och nedströms utsläppspunkten (KOV). Vid samtliga provtagningar kunde ingen enskild substans kvantifieras. Flera substanser detekterades eller kvantifierades inte alls, medan andra kunde detekteras eller kvantifieras vid ett par tillfällen. Ett par ämnen återfanns över kvantifieringsgränsen vid några provtagningar.

Tabell 6 visar analysresultat för fenoler, PFAS och östrogen effekt i recipientpunkterna. Jämfört med första provtagningen, där inga fenoler kunde kvantifieras i provtagningspunkterna, kunde bisfenol A detekteras vid de andra provtagningarna. Halter av bisfenol A ligger generellt på högre nivåer uppströms (HALV) än nedströms utsläppspunkten (KOV). Det bör dock noteras att proverna i några omgångar gick enklare att upparbeta än vid andra omgångar p.g.a. mindre störande ämnen. Detektionsgränsen varierade därmed också mellan provtagningarna. Avseende nonylfenol kunde denna kvantifieras i relativt höga halter i båda recipientpunkterna vid sista provtagningen i juni 2023.

Halter av PFAS (mätt som PFAS11) ligger generellt på liknande nivåer uppströms och nedströms utsläppspunkten, även om några halter eller summan avviker för något enstaka tillfälle. Halter av olika PFAS och ΣPFAS11 är i några provomgångar högre nedströms än uppströms och tvärtom vid andra provtagningar. Med få provtagningar och små variationer som även inkluderar analysosäkerheter bör dessa skillnader endast anses som en indikation.

Inga östrogena effekter kunde detekteras i recipientproverna.

Tabell 5. Halter av hormoner, läkemedelsrester och antibiotika i uppströms and nedströms recipientprovpunkter.

Substans (ng/l)	Oktober 2021		Mars 2021		Maj 2022		Augusti 2022		Oktober 2022		November 2022		April 2023		Juni 2023		Medel 1-8	
	HALV	KOV	HALV	KOV	HALV	KOV	HALV	KOV	HALV	KOV	HALV	KOV	HALV	KOV	HALV	KOV	HALV	KOV
<i>Hormoner</i>																		
Östron (E1)	1	1	2	2	2	2	2	1	2,5	1,7	0,85	0,8	1,5	0,7	1	1,4	1,6	1,3
Östradiol (E2)	1	1	2	2	2	2	2	1	1,5	0,5	0,5	0,5	0,4	0,4	0,3	0,3	1,2	1,0
Etinylöstradiol (EE2)	1	1	2	2	2	2	2	1	1,5	0,5	0,5	0,5	0,4	0,4	0,3	0,3	1,2	1,0
<i>Läkemedelsrester (*antibiotika)</i>																		
Atenolol	1	1	3,1	1	5	5	3,5	3,5	6	4	6	4	3	3	1,2	0,7	3,6	2,8
Karbamazepin	18	18	22	22	17	17	2	2	8,5	8,5	10	10	9	9	7,1	5,0	11,7	11,4
Ciprofloxacin*	9	9	---	---	---	---	10	10	7	7	3,5	3,5	17	17	12,0	12,0	9,8	9,8
Citalopram	7	7	3	3	10	10	5	3	10	6	6	5	13,5	13,5	4,5	1,5	7,3	6,1
Clarithromycin*	5	5	5	3	10	10	3	2	1,5	1,5	3,5	2	1,5	1,5	1,5	0,9	3,9	3,2
Diklofenak	6,5	6,5	11,5	11,5	6	3	14	4	13	8	12	6	15	13	7,0	4,1	10,6	7,0
Erythromycin*	25	25	10	10	10	10	3	3	1	1	1	1	2	2	3,6	3,6	7,0	7,0
Fluconazol	7	7	8	8	9	9	6,5	4	7	7	2,5	2,5	7	6	3,1	1,5	6,2	5,7
Furosemid	31	31	21	13	9	9	10	6	7,5	5	3,5	7	18,5	18,5	9,6	9,6	13,8	12,4
Ibuprofen	7	7	16	13	6	4	14	14	12	12	13,5	9	17,5	17,5	9,5	9,5	11,9	10,7
Ketoconazol	---	---	30	30	---	---	5	3	8	8	3	3	---	---	15,0	15,0	12,2	11,8
Losartan	8	8	23	8,5	9,5	9,5	15	9	18	5	37	27	13	14	12,0	11,0	16,9	11,5
Metotrexat	14	14	2	2	2	2	8,5	8,5	10	10	20	20	3	3	15,0	15,0	9,3	9,3
Metoprolol	25	17	28	20	5,5	5,5	43	20	44	30	41	31	29	22	18,0	8,3	29,2	19,2
Naproxen	5	5	14	9,2	4	4	7	12	9	9	7	7	10	10	20,5	12,0	9,6	8,5
Oxazepam	9,5	6	5	5	5	5	4	2	4,5	4,5	3	3	2,5	2,5	0,3	0,3	4,2	3,6
Paracetamol	4	59	64	15	7	7	5	5	2	51	2	1	86	53	6,9	4,6	22,1	24,4
Propranolol	14	14	3	1,1	5	5	1,5	1	2,5	2	1,5	1	2	1	1,5	1,5	3,9	3,3
Sertralin	3	3	2	2	4	4	2	2	4	4	2	1	17	17	2,3	2,3	4,6	4,4
Sulfamethoxazol*	25	25	8,5	8,5	7	7	7,5	7,5	3,5	7	10	9	4	4	6,7	5,1	8,9	9,1
Tramadol	7	7	24	14	11	11	16,5	16,5	4,5	4,5	15	15	---	---	---	---	13,0	11,3
Trimethoprim*	3	3	4	4	5	5	1,5	1,5	0,5	0,5	2	1	3	3	2,3	1,4	2,7	2,4
Venlafaxin	3,5	3,5	6,5	6,5	3	3	10	3,5	12	5	11	9	44	24	18,0	11,0	13,5	8,2
Zolpidem	1	1	2	2	5	5	1	1	2	2	1	1	2	2	1,0	1,0	1,9	1,9
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 6. Halter av fenoler, PFAS och östrogen effekt i uppströms and nedströms recipientprovpunkter.

Substans (ng/l)	Oktober 2021		Mars 2021		Maj 2022		Augusti 2022		Oktober 2022		November 2022		April 2023		Juni 2023		Medel 1-8	
	HALV	KOV	HALV	KOV	HALV	KOV	HALV	KOV	HALV	KOV	HALV	KOV	HALV	KOV	HALV	KOV	HALV	KOV
<i>Fenoler</i>																		
Bisfenol A	10	16,5	15	13	44	15	130	13,5	45	14	15	5	34	10	39	16	41,5	12,9
Nonylfenol	10	10	2	2	2	2	4	4	2	2	13	8	8	8	49	23	11,3	7,4
Oktylfenol	5	8,5	0,4	0,4	0,2	0,2	1	1	1	1	1	1	3	3	1	1	1,6	2,0
<i>PFAS</i>																		
PFBA*	1	1,6	1,56	0,96	1,72	1,60	3,07	2,5	1,68	1,57	0,71	0,27	1,49	1,21	0,1	0,11	1,4	1,2
PFPeA*	1,5	1,8	0,62	0,45	0,92	1,1	0,58	0,37	2,27	1,2	0,43	0,26	0,83	0,77	0,42	0,87	0,9	0,9
PFHxA	1	1	0,76	0,58	0,82	0,85	1,27	0,4	3,15	1,16	0,68	0,34	0,81	0,89	0,69	0,9	1,1	0,8
PFHpA	0,5	0,6	0,09	0,3	0,5	0,64	0,62	0,41	1,28	0,44	0,19	0,16	0,53	0,45	0,51	0,38	0,5	0,4
PFOA	0,6	2,2	0,89	0,32	0,76	0,85	1,13	0,48	1,65	0,63	0,67	0,37	0,98	0,8	0,77	0,95	0,9	0,8
PFNA	0,3	0,3	0,12	0,27	0,3	0,22	0,22	0,2	0,85	0,42	0,25	0,27	0,3	0,22	0,18	0,21	0,3	0,3
PFDA	0,1	0,3	0,22	0,08	0,1	0,09	0,49	0,06	0,78	0,29	0,31	0,18	0,03	0,07	0,16	0,08	0,3	0,1
PFBS	0,7	1,3	0,65	0,57	0,58	0,68	0,17	0,27	0,32	0,12	0,27	0,19	0,66	0,83	0,12	0,18	0,4	0,5
PFHxS	0,5	0,6	0,71	0,37	0,33	0,42	0,33	0,3	0,52	0,29	0,42	0,22	0,51	0,57	0,62	0,55	0,5	0,4
PFOS	0,5	0,7	0,89	1,29	0,86	0,71	0,57	0,5	1,58	1,37	1,63	1,44	1,63	1,43	1,06	1,21	1,1	1,1
6:2 FTS	0,2	0,3	0,08	0,07	0,5	0,5	0,42	0,17	0,82	0,46	0,34	0,14	0,11	0,1	0,14	0,11	0,3	0,2
ΣPFAS11	7	10,7	6,49	5,26	7,37	7,65	8,88	5,67	14,88	7,95	5,9	3,84	7,88	7,34	4,77	5,55	7,90	6,75
<i>Östrogena effekter (ng/L EEQ)</i>																		
YES (medelvärde)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
XX - < LOD (Level of Detection); XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)																		
*Analyter som detekterats med enbart en produktion i MS/MS.																		



Tabell 7 visar halter för de tillkommande läkemedel enligt förslaget till reviderat avloppsdirektiv som baseras på indikatorsubstanser som används för avancerad rening i Schweiz. Dessa läkemedel inkluderades endast vid de sista två analystillfällena. Tabellen visar tydligt att det var endast hydrochlorthiazid som kunde kvantifieras i samtliga recipientprover medan candersartan och  $\Sigma 6&4$ -metylbenzotriazol kvantifierades vid provtagningen i april i två respektive ett prov.

Tabell 7. Halter av tillkommande läkemedel enligt förslaget till reviderat avloppsdirektiv.

Substans (ng/l)	April 2023		Juni 2023		Medel	
	HALV	KOV	HALV	KOV	HALV	KOV
$\Sigma 6&4$ -metylbenzotriazol	12	5,5	9	9	11	7
Amisulprid	3	3	0,5	0,5	2	2
Azitromycin	2	2	3,5	3,5	3	3
Benzotriazol	17,5	10	19,0	11	18	11
Candersartan	28	26	16,5	16,5	22	21
Hydrochlorthiazid	34	31	20,0	6,4	27	19
Irbersartan	4	4	1,8	1,1	3	3

XX - < LOD (Level of Detection), XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)  
 ^ Risk för ökad osäkerhet vid kvantifiering.  
 --- Ämnet kan inte utvärderas pga. störning i analysen

## 2.3 Bedömning recipientpåverkan

### 2.3.1 Utifrån uppmätta recipienthalter och miljö kvalitetsnormer

Påverkansbedömningen utifrån uppmätta recipienthalter och miljö kvalitetsnormer fokuserar på halter som uppmäts i övervakningsstationen Askrikefjärden Koviks udde (SE658507-164088, se Figur 1). Denna station ligger nedströms Käppalaverkets utsläppspunkt och kan anses som mest påverkad av reningsverkets utsläpp. Vanligtvis görs en bedömning av en vattenförekomst i VISS (VattenInformationsSystem Sverige) baserat på mätningar i samtliga övervakningsstationer i vattenförekomsten. För detta projekt har endast två av de totalt fem befintliga övervakningsstationerna i Askrikefjärden inkluderats. Att fokusera på halter vid stationen Askrikefjärden Koviks udde (KOV) bedömdes som relevant när just Käppalaverkets bidrag till, och påverkan, av Askrikefjärden ska undersökas.

Tabell 8 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. Av dessa ämnen kunde endast PFOS kvantifieras vid samtliga provtagningar i recipienten (Tabell 6), diklofenak vid två tillfällen (Tabell 5), samt fenolerna bisfenol A och nonylfenol vid några tillfällen (Tabell 6). För hormonerna östradiol och etinylöstradiol ligger halterna i samtliga provpunkter under analysens detektionsgräns, som dock är högre än bedömningsgrunden. En bedömning huruvida halterna ligger nära, eller överskrider gränsvärdena, kan därför inte göras. För diklofenak, bisfenol A och nonylfenol ligger uppmätta halter i övervakningsstationen under bedömningsgrunden.

Recipientanalyserna av PFOS visar att halterna överskrider gränsvärdet (årsmedelvärdet) för kustvatten både uppströms och nedströms Käppalaverkets utsläppspunkt. Den maximalt tillåtna koncentrationen överskrids dock inte.

Tabell 8. Några av de prioriterade och särskilt förorenande ämnena och deras gränsvärden respektive bedömningsgrunder. Tagna från Havs- och vattenmyndighetens föreskrift om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25).

Ämne	Medelvärde recipient (KOV), ng/l	MKN (ng/l) (HVMFS 2019:25) Kustvatten	Kommentar
Ciprofloxacin	<9,8	100	Maximal tillåten koncentration*
Diklofenak	7	10	Årsmedelvärde
Östradiol (17beta-) E2	<1	0,08	Årsmedelvärde
Etinylöstradiol (17alfa-) EE2	<1	0,007	Årsmedelvärde
PFOS (perfluoroktansulfonat)	1,1	0,13 / 7200	Årsmedelvärde / Maximal koncentration*
Bisfenol A	12,9	110 / -	Årsmedelvärde / Maximal koncentration*
Nonylfenol	<7,4	300	Årsmedelvärde
Oktylfenol	<2	10	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.
- För diklofenak låg samtliga halter nedströms utsläppspunkten under detektions-/kvantifieringsgräsen eller bedömningsgrunden på 10 ng/l förutom vid provtagning i april 2023 (Tabell 5).
- För fenolerna bisfenol A och nonylfenol låg medelhalterna i recipienten under gränsvärdet enligt Tabell 6 och Tabell 8. 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-test) genomgående på mycket låga halter under detektionsgräsen, vilket med stor sannolikhet beror på att även hormonhalterna är mycket låga.
- För PFOS kan en negativ recipientpåverkan utifrån uppmätta recipienthalter och miljö kvalitetsnormer inte uteslutas, eftersom uppmätta halter i samtliga prover låg över gränsvärdet både uppströms och nedströms utsläppspunkten (Tabell 6).

### 2.3.2 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.

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

EC (Environmental Concentration) är den uppmätta koncentrationen i recipienten eller halten i utgående avloppsvatten från Käppalaverket delat med utspädningen ifall recipienthalten inte kan kvantifieras med tillräcklig noggrannhet. 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 3 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 9 visar effektkoncentrationer (PNEC), relaterade osäkerhetsfaktorer, samt halter i utgående avloppsvatten från Käppalaverket, alltså utan utspädning (Tabell 2). Baserat på alla genomförda provtagningar framstår det att åtta av de undersökta läkemedlen (citalopram, clarithromycin, diklofenak, erythromycin, furosemide, oxazepam, sertralin och sulfamethoxazole) och östron (E1) kan medföra en hög risk för miljöpåverkan (riskkvot >1). Högst riskkvot har citalopram med ca 2 700. NOEC-värdet för citalopram baseras dock på få effektstudier och det beräknade PNEC-värdet kommer därmed med en hög osäkerhetsfaktor (2000). Nya effektstudier som genomfördes av VA SYD indikerar dock att PNEC skulle kunna höjas men en faktor 100 från 0,075 ng/L (Hoyer et al., 2022, Tabell 9) till 7,5 ng/l. Detta skulle medföra en minskning av riskkvoten med 100 ggr men ändå innebära att citalopram fortfarande innehar högsta riskkvoten tillsammans med oxazepam. Östron har en medelriskkvot på ca 50 som baseras på endast en kvantifierbar halt vid provtagning i november 2022. Diklofenak har en medelriskkvot på 15,5. Även oxazepam har en hög riskkvot på 24, men samtidigt en högre säkerhetsfaktor än diklofenak. Baserat på dessa data finns det en måttlig risk för ytterligare fem substanser.

Tabell 9. Effektkoncentrationer (PNEC), osäkerhetsfaktorer (SF), halter (EC) samt riskkvoter (RK) i utgående avloppsvatten från Käppalaverket (utan utspädning, endast halter &gt;LOD).

Substans	PNEC ng/l	SF -	Oktober 2021		Mars 2022		Maj 2022		Augusti 2022		Oktober 2022		November 2022		April 2023		Juni 2023		Medel 1-8	
			EC ng/l	RK -	EC ng/l	RK -	EC ng/l	RK -	EC ng/l	RK -	EC ng/l	RK -	EC ng/l	RK -	EC ng/l	RK -	EC ng/l	RK -	EC ng/l	RK -
<i>Hormoner</i>																				
Östron (E1)	0,08	100	2	-	2	-	2	-	2,5	-	0,75	-	4	50	1,05	-	0,7	-	1,9	<50
Östradiol (E2)	0,04	10	2	-	2	-	2	-	2,5	-	0,4	-	0,6	-	0,6	-	0,7	-	1,4	-
Etinylöst. (EE2)	0,016	2×10	1	-	2	-	2	-	1	-	0,4	-	0,6	-	0,6	-	0,7	-	1	-
<i>Läkemedelsrester (*antibiotika)</i>																				
Atenolol	32 000	100	210	0,01	230	0,01	120	0	180	0,01	200	0,01	220	0,01	130	0	180	0,01	183,8	0,01
Karbamazepin	2500	10	330	0,13	470	0,19	170	0,07	470	0,19	500	0,2	450	0,18	230	0,09	410	0,16	378,8	0,15
Ciprofloxacin*	64	50	9	-	~	-	---	-	10		11,5		150		150		20,5		58,5	
Citalopram	0,075	2×1000	310	4133	240	3200	170	2267	120	1600	180	2400	140	1867	290	3867	180	2400	203,8	2717
Clarithromycin*	40	50	110	2,75	160	4	75	1,88	120	3	140	3,5	140	3,5	62	1,55	70	1,75	109,6	2,74
Diklofenak	50	2×10	1000	20	1200	24	490	9,8	720	14,4	770	15,4	630	12,6	560	11,2	840	16,8	776,3	15,53
Erythromycin*	20	1000	180	9	10	-	20	1	30	1,5	23	1,15	19	0,95	18	0,9	30	1,5	41,3	2,06
Fluconazole	15 000 <sup>^</sup>	SSD	160	0,01	150	0,01	120	0,01	240	0,02	270	0,02	210	0,01	110	0,01	110	0,01	171,3	0,01
Furosemide	156	1000	220	1,4	2400	15,38	850	5,45	830	5,32	1200	7,69	1400	8,97	1000	6,41	1900	12,18	1225	7,85
Ibuprofen	102 000	10	11,5	-	88	0	6	0	22,5	0	20	0	44	0	690	0,01	15,5	0	112,2	0
Ketoconazole	#		---		60		---		5		8		23		---		15		22,2	-
Losartan	7 800 <sup>^</sup>	100	670	0,09	2300	0,29	730	0,09	470	0,06	1200	0,15	2500 <sup>^</sup>	0,32	1100	0,14	1700	0,22	1333,8	0,17
Metotrexat	#		14	-	2		2		5		10		20		3		15		8,9	-
Metoprolol	2590	1000	1400	0,54	1900	0,73	1300	0,5	2000	0,77	2300	0,89	1800	0,69	870	0,34	1500	0,58	1633,8	0,63
Naproxen	15 000	10	81	0,01	290	0,02	37	0	7	0	50	0	66	0	360	0,02	320	0,02	151,4	0,01
Oxazepam	10	2×50	220	22	260	26	120	12	440	44	390	39	240	24	75	7,5	190	19	241,9	24,19
Paracetamol	46 000	10	4	-	10	-	7	-	5	0	2	0	67	0	9,5	0	1	0	13,2	0
Propranolol	228	10	92	0,40	160	0,7	81	0,36	130	0,57	150	0,66	99	0,43	51	0,22	78	0,34	105,1	0,46
Sertraline	9,4	50	86	9,15	100	10,64	74	7,87	19	2,02	18	1,91	34	3,62	150	15,96	85	9,04	70,8	7,53
Sulfamethoxazole*	118	50	880	7,5	220	1,86	110	0,93	290	2,46	300	2,54	230	1,95	140	1,19	110	0,93	285	2,42
Tramadol	170 000 <sup>^</sup>	1000	270	0	940	0,01	400	0	290	0	400	0	270	0	---	-	---	-	428,3	0
Trimethoprim*	500	50	31	0,06	80	0,16	11	0,02	16	0,03	6	0,01	48	0,1	81	0,16	59	0,12	41,5	0,08
Venlafaxine	3220 <sup>^</sup>	1000	340	0,11	550	0,17	260	0,08	430	0,13	780	0,24	480	0,15	820	0,25	940	0,29	575	0,18
Zolpidem	#		2,5	-	2	-	5	-	8	-	3	-	7	-	2,5	-	5,3	-	4,4	-

--- - 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

Risikkvoterna i Tabell 9 visar uppmätta halter i utgående avloppsvatten och inkluderar inte beräknade koncentrationer med utspädning eller uppmätta koncentrationer i Askrikefjärden. I Tabell 10 visas däremot vilken utspädning som behövs för respektive substans för att uppnå måttlig (<1) respektive låg (<0,1) risk i recipienten. Tabellen visar tydligt att det endast är citalopram, vars risikkvot baseras på stora osäkerheter, som kräver en väsentligt högre utspädning än 20 ggr för att uppnå måttlig risk i recipienten. Även för östron krävs en utspädning på 50 ggr, men samtidigt har substansen endast kunnat kvantifieras i en av åtta provtagningar. Med antagandet att den initiala utspädningen vid utloppsrörets mynning är minst 10 ggr och en efterföljande utspädning i recipienten innebär en ännu kraftigare utspädning (se 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 bakgrundshalter i provpunkten uppströms mestadels ligger under detektions- eller kvantifieringsgränsen.

Tabell 10. Utspädningsbehov för läkemedelssubstanser med hög risikkvot (>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*	2700 (27)	27 000 (270)
Östron (E1)	50	500
Oxazepam	24	240
Diklofenak	16	160
Furosemide	8	80
Sertraline	8	80
Sulfamethoxazole, Erythromycin, Clarithromycin	2 - 3	20 - 30

\* i parentes för nya förslag enligt Hoyer et al. (2022)

Risikkvoter för hormonerna i Tabell 9 är endast en grov indikation eftersom samtliga medelhalter i utgående avloppsvatten är baserade på halter under detektions- eller kvantifieringsgränsen med undantag för östron vid provtagningen i november.

Mätning av östrogena effekter med hjälp av YES-testet kan vara ett alternativ för riskbedömningen av effekter från östradiol. 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 östradiolekvivalenter per liter ( $E2_{ekv}/l$ ) inte överskridas. För kronisk toxicitet är den bedömda effekthalten 0,3 ng/l  $E2_{ekv}/l$ . Tabell 2 visar att YES-halten i utgående avloppsvatten redan ligger under dessa effekthalter vid alla provtagningar. Med en relativ östrogen aktivitet uttryckt som östradiolekvivalenter per liter (ng  $E2_{ekv}/l$ ) motsvarar denna 1 för östradiol (E2) och 1,2 för etinylöstradiol (EE2). Dessa två hormoner utgör därför de två substanser som ger störst utslag i ett YES-test. Andra substanser som ger östrogen effekt är, uttryckt som  $E2_{ekv}/l$ ; östron (0,1), bisfenol A ( $1 \times 10^{-5}$ ), nonylfenol ( $5,7 \times 10^{-4}$ ) och oktylfenol ( $1 \times 10^{-5}$ ).

### 2.3.3 Utifrån halter i utgående avloppsvatten, utspädning i recipienten och miljö kvalitetsnormer

Samma metodik för att beräkna utspädningsbehovet baserat på risikkvoter för uppmätta halter i utgående avloppsvatten kan tillämpas för att beräkna nödvändig utspädning för att understiga miljö kvalitetsnormerna (Tabell 11). I tabellen kan det utläsas att det endast är diklofenak och PFOS som kräver en mer omfattande utspädning. Behovet är dock mindre än den teoretiska genomsnittliga utspädningsgraden på 166 (se bilagan). Bakgrundshalten för diklofenak uppströms utsläppspunkten låg vid de tre tillfällena, tillika de tillfällena substansen kunde kvantifieras, över

bedömningsgrunden. Övriga provresultat indikerade på halter under detektions- eller kvantifieringsgränsen. Bakgrundshalten för PFOS låg alltid över gränsvärdet 0,13 ng/l (Tabell 11) redan uppströms utsläppspunkten, vilket innebär att en utspädning av de halter som Käppala släpper ut inte kan resultera i att miljökvalitetsnormen underskrids.

Tabell 11. Utspädningsbehov för särskilt förorenande ämnen och prioriterade ämnen för att inte överskrida deras bedömningsgrunder respektive gränsvärden i Havs- och vattenmyndighetens föreskrift om klassificering och miljökoalitetensnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25).

Substans	Medelhalt i utgående avloppsvatten	MKN (HVMFS 2019:25) Kustvatten	Utspädning av medelhalt som krävs
Ciprofloxacina	58,5 ng/l	100 ng/l	-
Diklofenak	776,3 ng/l	10 ng/l	>80
PFOS	25,9 ng/l	0,13 ng/l	115
Bisfenol A	229,1 ng/l	110 ng/l	2,1
Nonylfenol	17,1 ng/l	300 ng/l	-
Oktylfenol	2,8 ng/l	10 ng/l	-

### 2.3.4 Initial bedömning av nya avloppsdirektivet och nya EQS-direktivet

Bedömningen för behovet av avancerad rening vid Käppalaverket är gjort relativt det nya avloppsdirektivet till EU (EU Commission 2022a). Detta föreslår att samtliga reningsverk över 100 000 pe ska införa ett avancerat reningssteg. Detta innebär att Käppalaverket behöver bygga ut med en avancerad rening för borttagning av mikroföroreningar med 80 % som medelreduktion av minst fyra ämnen från kategori 1 och två ämnen från kategori 2. Reduktionen ska gälla från inkommande halter till halter i utgående avloppsvatten. Tabell 12 visar medelhalter och medelreduktion av dessa substanser över dagens reningsprocess baserat på utförda provtagningar inom projektet.

Av de 12 indikatorsubstanser som ligger i förslaget och som bygger på det schweiziska regelverket avseende implementering av avancerad rening, bedöms inga av dessa substanser utgöra en större utmaning än de substanser som ingår i nuvarande förstudie. Sex av tolv substanser (karbamazepin, citalopram, clarithromycin, diklofenak, metoprolol och venlafaxin) ingår redan i nuvarande analyspaket. Amisulprid är inte ett registrerat läkemedel i Sverige, men kan användas efter tillstånd (licens) från Läkemedelsverket och administreras för varje enskilt fall mellan en läkare och en patient.

Tabell 12. Medelvärden och -reduktion över dagens reningsprocess av läkemedel enligt förslaget till reviderat avloppsdirektiv (EU Commission 2022a).

Kategori	Substans	Medelhalt Käppalaverket*		
		Halt IN (ng/l)	Halt UT (ng/l)	Reduktionsgrad
Kategori 1	Amisulprid	8	19	-147 %
	Karbamazepin	297,5	378,8	-27 %
	Citalopram	206,3	203,6	1 %
	Klaritromycin	92,3	109,6	-19 %
	Diklofenak	903,8	776,3	14 %
	Hydrochlorthiazid	1600	1250	22 %
	Metoprolol	1447,5	1633	-13 %
Kategori 2	Venlafaxin	472,5	575	-22 %
	Benzotriazol	1225	980	20 %
	Kandesartan	3750	1600	57 %
	Irbersartan	305	220	28 %
	Σ6&4-metylbenzotriazol	1550	530	66 %
<b>Medelreduktion:</b>				<b>-2 %</b>

\* varierande antal analyser som ligger till grund p.g.a. att vissa substanser endast togs med vid de sista två provtagningar

Kopplat till avloppsdirektivet finns även ett nytt förslag till direktivet för miljökvalitetsnormer (EQS-direktivet, EU Commission 2022b). Hur dessa krav skulle uppfyllas baserat på medelhalter i förstudien visas i Tabell 16. Flera nya substanser finns med i detta direktiv och enligt den första bedömningen överskrider gränsvärdet för östron i recipienten. Även om någon PFAS24-analys inte har genomförts, kan existerande analyser av PFAS11 visa att nya gränsvärden för PFOA-ekvivalenter överskrider med minst 16 ggr. Nya gränsvärdet för bisfenol A är lägre än en faktor >3000 jämfört med tidigare. Halten i KOV överskrider denna nya bedömningsgrund med ca 400 ggr.

Tabell 13. Medelhalter nedströms för utsläppspunkten och prioriterade ämne enligt förslag till nya EQS-direktivet.

Ämne	Medelvärde recipient (KOV), ng/l	EQS direktivet (ng/L) Kustvatten	Kommentar
Azitromycin	<3	1,9	Substansen kunde inte kvantifieras i recipient, dock ligger analysens detektionsgräns (LOD) över det föreslagna gränsvärde vilket medför en osäker bedömning.
Karbamazepin	11,5	250	Gränsvärdet underskrider
Ciprofloxacin	<9,8	100	Gränsvärdet underskrider
Diklofenak	7	4	Gränsvärdet överskrider*
Erythromycin	<7	50	Gränsvärdet underskrider
Ibuprofen	<10	22	Gränsvärdet underskrider
Östron (E1)	1,3	0,018	Gränsvärdet överskrider
Östradiol (17beta-) E2	<1	0,009	Gränsvärde <LOD vilket medför en osäker bedömning
Etinylöstradiol (17alfa-) EE2	<1	0,0016	Gränsvärde <LOD vilket medför en osäker bedömning
$\Sigma$ PFAS24 <sup>PFOAekv</sup>	7,2	0,44	Gränsvärdet överskrider baserat på $\Sigma$ PFAS11 <sup>PFOAekv</sup>
Bisfenol A	12,9	0,034/51 000	Gränsvärdet överskrider
Nonylfenol	<7,4	1,8/170	Gränsvärdet överskrider*
Oktylfenol	<2	10	Gränsvärdet underskrider

\* Medelhalt delvis baserat på hög LOQ eller LOD

## 3 Teknikutredning

En initial teknikscreening genomfördes av IVL för att kartlägga olika tekniska lösningar för den avancerade reningen vid framtida Käppalaverket. Utifrån underlaget och en förenklad multikriterieanalys, som genomfördes med hjälp av en enkätundersökning och en workshop, valdes tre tekniska lösningar ut för att utredas mer specifikt avseende genomförbarhet, kostnader, miljöpåverkan och arbetsmiljö.

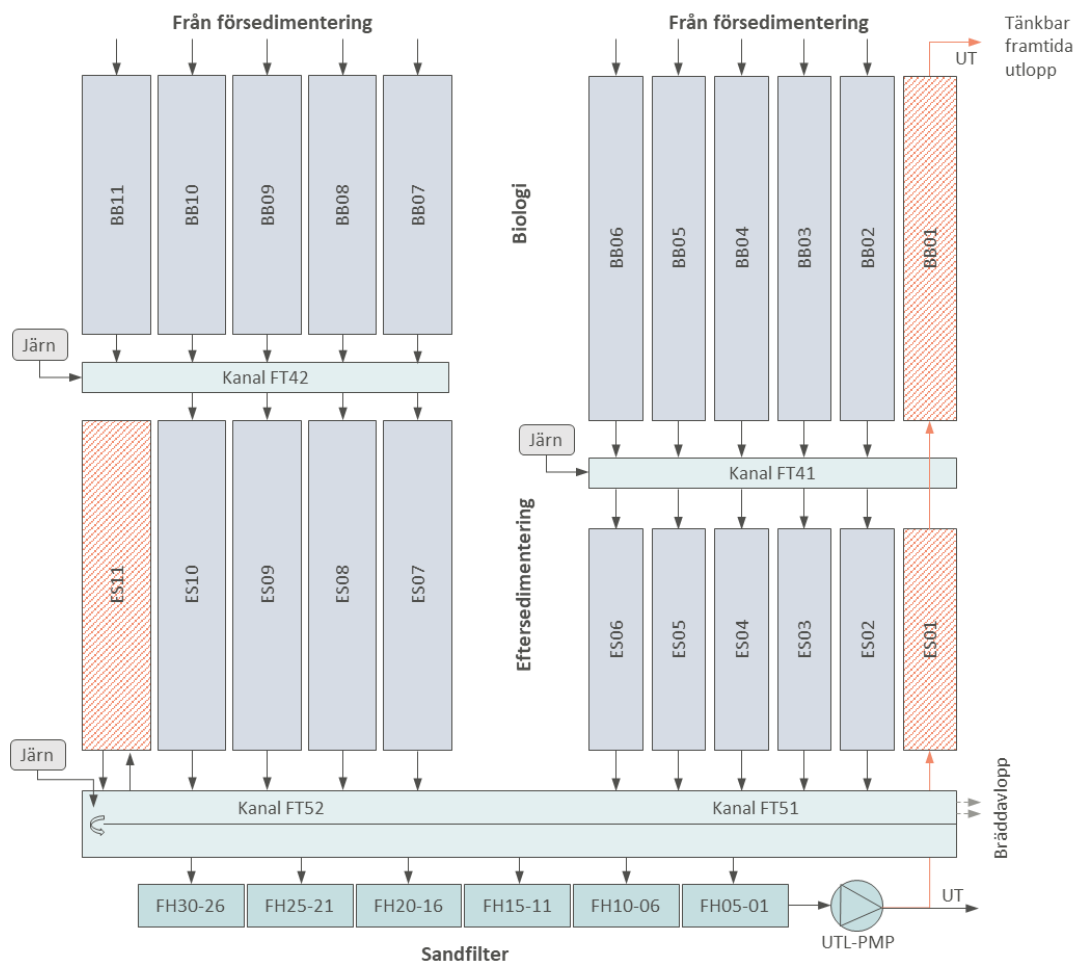
Beskrivningen av de tekniker som ingick i den initiala teknikscreeningen och i den fördjupade genomgången har tagits fram av IVL och baseras delvis på tidigare teknikbeskrivningar som IVL gjort. De tidigare teknikbeskrivningarna omfattar ett antal likande projekt där IVLs underlagsarbete till Naturvårdsverkets regeringsuppdrag om att *Utreda förutsättningarna för användning av avancerad rening i syfte att avskilja läkemedelsrester från avloppsvatten* (Baresel et al., 2017c), och *Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk* (Baresel et al., 2017b) kan nämnas.

### 3.1 Förutsättningar och antaganden

Teknikscreening inkluderar alla tänkbara tekniklösningar som IVL bedömde som relevanta utifrån de behov, önskemål och förutsättningar som diskuterats i projektgruppen under den initiala projektfasen. Det inkluderade således även tekniklösningar som kan stå i konflikt med andra fokusområden, eller strategier som Käppalaförbundet har och som därmed avskrevs under urvalsprocessen. Det ansågs dock som viktigt att även dessa tekniklösningar

bearbetades i ett initialt skede med eventuella för- och nackdelar. Detta var viktigt för att bereda ett så komplett beslutsunderlag som möjligt. Uppkomna motsägelser mellan olika tekniklösningar och andra arbetsområden kan innebära att kompromisser skapas, eller att nya lösningar tas fram för Käppalaförbundets räkning utifrån strategiska beslut.

Samtliga tekniklösningar har antagits kunna byggas in i befintliga volymer avsedda för en avancerad rening (Figur 2). Processvolymerna BB01, ES01 och ES11 används idag och BB01 och ES01 är redan reserverade i utbyggnadsplanen för en eventuell placering av den avancerade reningen. ES11 är än så länge inte inräknad i de processvolymer som ska ingå i en framtida avancerade rening. IVL har också antagit att transport av vatten mellan de olika processdelarna går att lösa. Eventuella svårigheter har dock indikerats i bedömningskriterierna. Figur 2 visar de områden som pekats ut som tillgängliga för den avancerade reningen. Figuren indikerar även ett eventuellt framtida utlopp men inte en eventuell placering av processdelar som inte kan placeras i berget. I detta skede har IVL inte tagit hänsyn till att en ny pumpstation ska etableras, något som skulle kunna behövas för vissa tekniklösningar och för vissa placeringar. Några tekniska lösningar kräver t.ex. en ny pumpstation före eller efter det avancerade reningssteget, medan andra teknikförslag innebär att en uppgradering av befintlig pumpstation kan vara tillräckligt.



**Figur 2. Situationsplan av Käppalaverket med markerade processvolymer för nyttjande för en framtida avancerade rening.**



Vid framtagande av processdesign, procesutrustning, kostnader och miljöpåverkan har flera teknikleverantörer som Xylem, Wedeco, Veolia, Linde, Prominent, Pentair, Sulzer, Chemviron, AirLiquide och anläggningskonsulter från Sweco involverats. Även personlig kontakt med bl.a. Robert Sehlén vid Tekniska verken i Linköping har tagits för att få relevanta dataunderlag från en fullskaleanläggning med ozon.

För kostnads- och klimatpåverkansberäkningar har, utöver uppgifter från teknikleverantörer och Sweco, även uppgifter från Käppalaverket, Boverkets klimatdatabas, Svenskt Vattens klimatberäkningsverktyg för VA-anläggningar, Ecoinvent miljödatabas och andra källor använts. Tabell 14 visar en sammanställning av de viktigaste parametrarna.

**Tabell 14. Dataunderlag som används i beräkningar för de tre tekniklösningar.**

Parameter	Prisuppgift	Emissionsfaktor
El	1,5 kr/kWh	90,4 kg CO <sub>2ekv</sub> /MWh (Svensk elmix)
Syrgas (LOX)	2 kr/kg + 0,5 kr/kg transport	99 kg CO <sub>2ekv</sub> /ton
Aktivt kol (jungfrulig)	35 kr/kg	7 t CO <sub>2ekv</sub> /ton
Aktivt kol (reaktiverat)	11 kr/kg	2 t CO <sub>2ekv</sub> /ton
Järnklorid <sup>1</sup>	2600 kr/t	280 kg CO <sub>2ekv</sub> /ton
NaOCl (7,2 %)	3000 kr/t	900 kg CO <sub>2ekv</sub> /ton
Citronsyra (12 %)	3600 kr/t	2 720 kg CO <sub>2ekv</sub> /ton
Driftpersonal	640 kr/tim	
Transport		0,07 kg CO <sub>2ekv</sub> /tonkm
Betong		130 kg CO <sub>2ekv</sub> /ton <sup>2</sup>
Armering & byggstål		596 kg CO <sub>2ekv</sub> /ton <sup>2</sup>
Maskin, VVS		3 600 kg CO <sub>2ekv</sub> /ton <sup>2</sup>

Aktuella prisuppgifter har inhämtats av Käppalaförbundet för de resurser som redan används idag vid anläggningen samt från leverantörer. Emissionsfaktorer har i huvudsak hämtats från Svenskt Vattens Klimatberäkningsverktyg för VA-anläggningar (version 2 juni 2023), Boverkets klimatdatabas och Ecoinvent miljödatabas.

För att möjliggöra en jämförelse har några budgetposter i kalkylen bedömts vara lika, såsom bygg- och anläggningsarbeten, VVS och maskin. Detta gjordes för de tre tekniker som utreds i detalj. Nedan följer en beskrivning av vad respektive budgetpost inkluderar:

- **Bygg- & anläggningsarbeten**  
Samtliga betongarbeten, lyftanordningar, trappor, räcken, gallerdurk m.m. Markarbeten utomhus ingår inte, förutom för etablering av betongplatta för lastningsstationer respektive silo. Rivning av befintliga installationer i de befintliga processutrymmena ingår inte eftersom underlaget för en sådan bedömning inte ansågs vara bra nog. En återanvändning av befintlig betonginfrastruktur bör eftersträvas. Etablering av t.ex. nya filterceller tagits det dock tagits hänsyn till. Investeringskostnader kan således påverkas av om befintliga bassängväggar kan återbrukas.
- **VVS**  
Samtliga arbeten med rörgalleri inklusive installation av ventiler och annan infrastruktur inklusive ventilation.
- **Maskin**  
Samtliga maskinella utrustningar såsom pumpar, kompressorer och annan utrustning som krävs för de olika teknikalternativen.

- **El och automation**  
Beräknad som andel av maskin och inkluderar framdragning och inkoppling av el från ställverk utanför berget. Inkluderar dock inte en eventuell uppgradering av ställverket.
- **Oförutsett**  
Beräknas som 25 % av summan av investeringskostnader för att ta höjd för oförutsedda kostnader.
- **Byggherrekostnader**  
Inkluderar projektledning, projekteringsledning, projektering, upphandling, byggledning, kontroll, uppföljning av garantier, besiktningar, igångkörning, drift- och skötselinstruktioner, slutdokumentation och CE-märkning.

Avskrivningskostnader för investeringar har beräknats med en ränta på 3 % och med hänsyn till olika avskrivningstider som Käppalaverket brukar tillämpa:

- Bygg- & anläggningsarbeten: antagen livslängd 30 år
- Maskin: antagen livslängd 20 år
- El och automation: antagen livslängd 15 år

## 3.2 Initial tekniskscreening

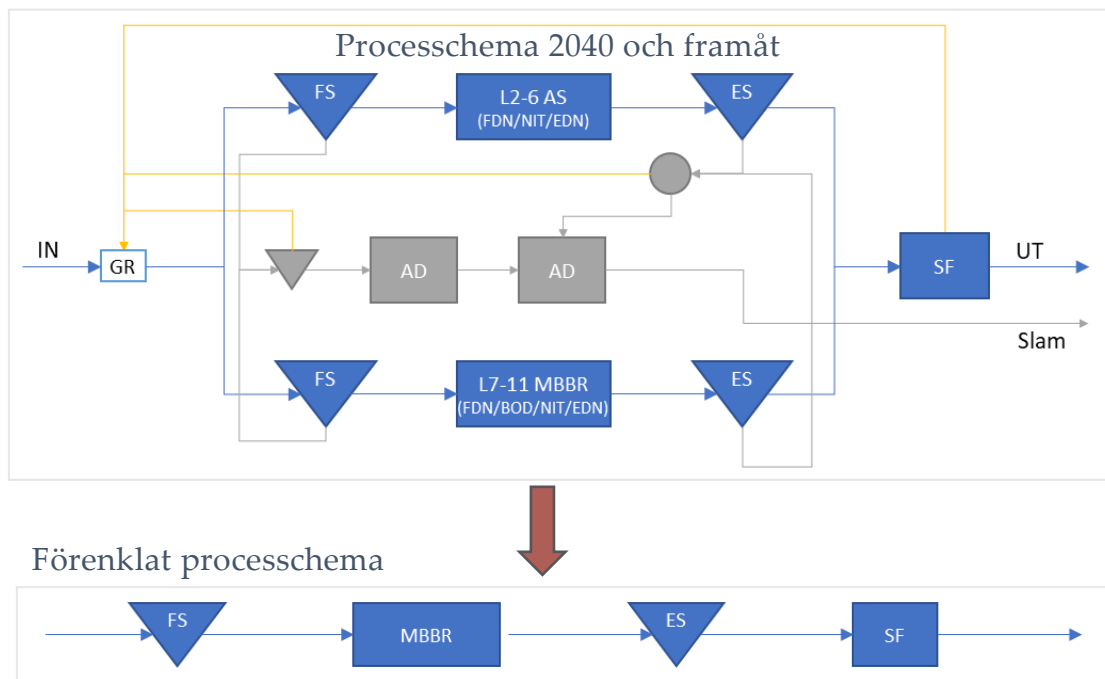
De olika tänkbara tekniklösningarna presenteras enligt en första gruppering där tekniklösningar som baseras på likande processer beskrivs efter varandra. Efterföljande beskrivning representerar dock ingen rangordning av teknikerna.

### 3.2.1 Processillustration

Följande förkortningar används i figurer och beskrivningar av tekniklösningar:

- SF - Sandfilter
- MBBR – Moving Bed Biofilm Reaktor
- ES - Eftersedimentering
- PAK - Pulveriserat aktivt kol
- GAK - Granulerat aktivt kol (filterbädd)
- UF - Ultrafiltrering (>0,04 µm)
- O3 - Ozonering
- NF - Nanofiltrering
- PAKS - Separat PAK-sedimentering (för att skilja från SF)
- UV - UV-ljus
- H2O2 - väteperoxid tillsats
- AIX - jonbytare
- F – Skumfraktionering

För att illustrera tekniklösningar har en förenklad processbild av tilltänkt processchema för Käppala 2040 använts (Figur 3).



Figur 3. Tilltänkt och förenklat processchema 2040 för teknikbeskrivning. GR, grovrening, FS, försedimentering, AS, aktivslamanläggning, ES, eftersedimentering, MBBR, rörlig biofilmsreaktor med bärare, SF, sandfilter och AD, rötning.

### 3.2.2 Enskilda tekniker

De tre främsta teknikerna som förekommer i olika utformningar i föreslagna tekniklösningar inkluderar GAK (granulerat aktivt kol), PAK (pulveriserat aktivt kol) och O<sub>3</sub> (ozonering).

Vissa aspekter för dessa tekniker gäller oavsett hur teknikerna tillämpas:

- GAK:** Känd och beprövad teknik som ger en effektiv rening av organiska föreningar såsom läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar. Även olika PFAS-ämnen kan avlägsnas i varierande omfattning. GAK skapar inga farliga restströmmar från sin reningsprocess. GAK backspolas dock med varierad frekvens och skapar ett backspolvatten som behöver hanteras på avloppsreningsverket. Backspolebehovet, möjlig belastning och GAK-förbrukning definieras mycket av hur vattnet är förbehandlat avseende andra konkurrerande ämnen i vattnet såsom löst organiskt kol samt mängden suspenderade ämnen. GAK-filter kräver stora bassängvolymmer och bra hantering av kol. P.g.a. nuvarande tillverkning utanför Sveriges gränser och användning av fossila resurser, har tillverkning av GAK en stor miljöpåverkan. GAK kan reaktiveras genom högttemperatursbehandling vilket medför lägre kostnader och en lägre miljöpåverkan i jämförelse med när jungfruligt kol används.
- PAK:** Enkel och platseffektiv lösning genom dosering av aktivt kol i pulveriserad form. Ger en effektiv rening, inte bara av läkemedelsrester, utan även av en viss omfattning av PFAS och andra organiska mikroföroreningar. PAK överförs till slam om ingen separat avskiljning implementeras. PAK-förbrukning definieras mycket av hur bra vattnet är förbehandlat. Nuvarande tillverkning av PAK sker utanför Sveriges gränser. För tillverkningen används fossila resurser, vilket innebär att tillverkning av PAK, likt tillverkningen för GAK, innebär en stor miljöpåverkan. PAK kan däremot inte reaktiveras på samma sätt som GAK.

- **O<sub>3</sub>**: Känd och platseffektiv teknik som ger en effektiv rening av läkemedelsrester men som inte någon reningseffekt på PFAS. Eftersom det finns en risk att farliga nedbrytnings- och biprodukter skapas behövs ett efterföljande poleringssteg finnas. Tekniken innebär en relativ ökning av energibehovet vid avloppsreningsverket som behöver beaktas (ca 15-20 % av det totala energibehovet). Ozonförbrukning definieras mycket av hur bra vattnet är förbehandlat avseende löst organiskt kol och till viss del suspenderade ämnen.

Utöver teknikerna GAK, PAK och O<sub>3</sub> ingår även andra tekniker i de olika tänkbara tekniska lösningarna. Dessa presenteras kortfattat nedan avseende för- och nackdelar, aktuella referenser och IVLs övergripande bedömning.

### 3.2.3 Tänkbara tekniklösningar och eventuella anpassningar för dem vid

#### Käppalaverket

Nedan beskrivs kortfattat de olika tänkbara tekniklösningar som projektgruppen ansett som relevanta för den initiala teknikgenomgången. Det bör noteras att beskrivningen gjordes innan IVL hade tillgång till detaljerad kunskap om platsspecifika förutsättningar, vilket kan medföra att vissa tekniker i efterhand kan framstå som mindre relevanta för just implementering vid Käppalaverket.

Avseende ozonering på Käppalaverket är det största osäkerheten placeringen av ozongeneratoren och hur det påverkar resursutnyttjandet av genererad ozongas. I normala fall placeras ozongeneratoren intill en kontakttank där ozongas bubblas direkt ner i det avloppsvatten som ska ozoneras genom t.ex. dysor som placeras på tankens botten. Ozongasen kan även tillsättas en procesström varvid vatten blir ozonerat och därefter leds vidare för att reagera med avloppsvattnet genom inblandning. För ett bra resursutnyttjande bör den producerade gasströmmen innehålla ca 10 % ozon (viktsprocent) och sedan blandas in med en delström av processvatten så nära generatoren som möjligt. Härfter behöver den ozonrika delströmmen blandas in med huvudströmmen med avloppsvatten som ska ozoneras. Även detta behöver ske effektivt, så att så lite ozongas som möjligt avgår till atmosfären. Placeringen av ozongeneratoren uppe på berget innebär en relativt lång transportsträcka för den ozonrika gasen, alternativt delströmmen med ozonrikt vatten, beroende på vilken lösning som används. Huruvida det är tekniskt möjligt och hur det påverkar resursutnyttjandet har ännu inte utretts. Det bästa vore att placera ozongeneratoren i berget och vidta nödvändiga åtgärder för att minska arbetsmiljörisker såsom separat ventilationssystem med undertryck mot övriga utrymmen, avancerat system för ozongasmätning i olika utrymmen, övervakning och styrning.

#### 3.2.3.1 GAK-filter efter befintligt SF

Standard GAK-filter efter SF utan ytterligare förbehandling. Kan utföras som 1- eller 2-stegs GAK-filter och placeras i ES01/BB01.



Figur 4. Schematisk illustration och placering av GAK-filter efter befintligt SF.

- **Främsta fördelar:** Volymer i ES01 och BB01 kan nyttjas, relativt enkelt vattenflöde. SF är en bra förbehandling.

- **Främsta nackdelar:** Eventuella utmaningar med logistik i berget för hantering av GAK vid byte. Även frekvensen på filterbyte kan vara utmanande p.g.a. tillgänglig processvolym.
- **Erfarenheter:** Tekniken är vanlig och tillämpas bl.a. i svenska dricksvattenverk. Vid ARV och för denna processlösning har pilottester körts inom FRAM-projektet vid Osby ARV (Svahn 2016) och i en förstudie vid Främby ARV (Hedén et al., 2020), samt av Uppsala vatten (Olofsson et al., 2023). Långtidstester pågår bl.a. vid Syvab (Baresel et al., 2022a) men här är GAK placerad efter UF. GAK har även körts med sandfilter som enda förbehandling (Ek et al., 2014).
- **Kommentar:** Tillgänglig volym kan vara den största utmaningen med denna tekniklösning som i så fall behöver kompenseras genom tätare filterbyten.

### 3.2.3.2 GAK-filter efter UF som ersätter befintligt SF

Standard GAK-filter efter UF som ersätter befintligt sandfilter. GAK kan utföras som 1- eller 2-steps GAK-filter och placeras i ES01/BB01.



Figur 5. Schematisk illustration och placering av GAK-filter efter UF som ersätter befintligt SF.

- **Främsta fördelar:** Volymer i FH00, ES01 och BB01 kan nyttjas, relativt enkelt vattenflöde. Med UF finns en mycket bra förbehandling och både mikroplaster och bakterier kan avskiljas.
- **Främsta nackdelar:** Eventuella utmaningar med GAK-logistik i berget och högre resursförbrukning för drift av UF jämfört med SF.
- **Erfarenheter:** Vanlig teknik i svenska dricksvattenverk. Långtidstester pågår bl.a. vid Syvab (Baresel et al., 2022a) och Getteröverket (Baresel et al., 2021a) och har tidigare även körts vid långtidstester vid Hammarby Sjöstadsvärk (Baresel et al., 2017a) och vid Kalmar vatten (Edefell et al., 2019).
- **Kommentar:** Tillgänglig volym för GAK kan vara den största utmaningen och behöver i så fall kompenseras genom tätare filterbyten. Tekniken blir mest intressant vid utökade reningskrav och en möjlig återanvändning av membran från Henriksdal/Himmerfjärdsverket vid membranbyte i deras MBR-process.

### 3.2.3.3 Dosering av PAK till befintlig MBBR

Dosering av PAK till befintlig MBBR, t.ex. i slutet av nitrifikationszonen eller FDN (fördenitrifikationen) och avskiljning av PAK tillsammans med slammet i ES. Utrustning för PAK-dosering och silo placeras i BB01.

Det bör nämnas att det ännu inte är bestämt vilka bassänger som kommer vara MBBR eller konventionella aktivslamprocesser i framtiden, men tekniklösningen fungerar för båda alternativ.



Figur 6. Schematisk illustration och placering av dosering av PAK till befintlig MBBR.

- **Främsta fördelar:** Enkel och snabb installation av PAK-dosering. Utöver slurry-tankar krävs inga extra processvolymmer. Vattnets väg påverkas inte och ingen extra pumpning krävs.
- **Främsta nackdelar:** PAK med mikroföroreningar hamnar i slammet och slammängden ökar med ca 10 %. PAK-dosen är beroende av DOC-halten i vattnet, där en högre PAK-dos krävs vid högre halt DOC. PAK-dosen som krävs för en effektiv rening av mikroföroreningar är därför högre vid dosering till MBBR jämfört med dosering efter biologin, vilket beror på att halten löst organiskt kol (DOC) är lägre efter biologisk rening än före den biologiska reningen. PAK-hanteringens ställer vissa arbetsmiljö- och säkerhetskrav.
- **Erfarenheter:** Ingen vanlig teknislösning som använts i Sverige. Ett examensarbete finns publicerat från LTH (t.ex. Högstrand och Ignell, 2018) och teknislösningen finns sedan 2019 i fullskala vid [Wetzikon ARV](#) (37 000 pe), Schweiz och två andra anläggningar är i planerings-/byggfasen. Pilottester har körts vid [Friborg ARV](#) och [Flos ARV](#), båda i Schweiz, samt [Emscher Genossenschaft](#) i Tyskland. Vid samtliga ARV tillämpas samförbränning av slam inklusive PAK.
- **Kommentar:** Endast relevant vid tillåten slampåverkan från Käppalaförbundets sida. Det är också oklart hur effektivt PAK avskiljs i ES och hur förbrukad PAK i utgående vatten ska bedömas. Dock finns SF som extra avskiljning.

### 3.2.3.4 Dosering av PAK före SF

Dosering av PAK före SF med hjälp av en separat kontakttank (KT) (10 - 15 min) som placeras i ES01. PAK-avskiljning sker tillsammans med backspolvatten. Utrustning för PAK-dosering och silo placeras i ES01.



Figur 7. Schematisk illustration och placering av dosering av PAK före SF.

- **Främsta fördelar:** Enkel och snabb installation av PAK-dosering och endast mindre kontaktvolym krävs. Vattnets väg påverkas inte avsevärt och eventuellt krävs ingen extra pumpning. PAK kan utnyttjas bättre efter ES.
- **Främsta nackdelar:** PAK med organiska mikroföroreningar hamnar i slammet och slammängden ökar. Extra belastning på SF som redan idag är en flaskhals. PAK-hanteringens ställer vissa arbetsmiljö- och säkerhetskrav. PAK kan vara begränsad av den korta adsorptionstiden.
- **Erfarenheter:** Ingen vanlig teknislösning som använts i Sverige. I fullskala finns teknislösningen sedan 2018 i [Schönau ARV](#), sedan 2020 i [Egg-Oetwil ARV](#) och sedan 2021 i [Gossau-Grüningen ARV](#), samtliga i Schweiz och minst sex anläggningar är i planerings-/byggfasen. Vid samtliga ARV tillämpas samförbränning av överskottslam/PAK. Pilottester har körts vid [Ergolz ARV](#), [ProRheno ARV](#), [Schönau ARV](#) och [Kloten/Opfikon ARV](#), samtliga i Schweiz.
- **Kommentar:** Endast relevant vid tillåten slampåverkan från Käppalaförbundets sida (även om en separat hantering av backspolvatten för att producera et separat slamström med bara PAK och järn som kan skickas till förbränning teoretiskt an tänkas). PAK bör

avskiljas effektivt i SF och järndosering tillsammans med PAK kan ge synergieffekter som dock behöver utredas. Om en kontakttank ryms mellan ES och SF är dock oklart. Eventuellt kan fördelningskanalen FT52 utnyttjas.

### 3.2.3.5 Dosering av PAK före SF med egen avskiljning

Dosering av PAK före SF med hjälp av en separat kontakttank (10-15 min) och separat avskiljning av PAK via en separat sedimentering före SF som placeras i ES01/BB01 (eventuellt kan ES01 användas med samma funktion som tidigare). Denna tekniklösning betecknas även som Ulmer-process, men i denna lösning sker ingen återföring av PAK till biologin.



Figur 8. Schematisk illustration och placering av dosering av PAK före SF med egen avskiljning.

- **Främsta fördelar:** PAK kan avskiljas och hanteras separat vilket innebär minimal slampåverkan och SF utgör en extra barriär.
- **Främsta nackdelar:** Behöver extra kontakt- och sedimenteringsvolym och en kontinuerlig hantering av en separat PAK-slurry ström. PAK-hantering ställer vissa arbetsmiljö- och säkerhetskrav.
- **Erfarenheter:** Ingen vanlig tekniklösning som använts i Sverige. I fullskala finns tekniklösningen sedan 2016 i [Herisau ARV](#), sedan 2018 i [Thunersee ARV](#) och sedan 2021 i Oberglatt ARV, samtliga i Schweiz. Minst en anläggning är i planering/byggsfasen.
- **Kommentar:** En viss återrecirkulering av PAK över delprocessen kan tänkas för en utökad resurseffektivitet. Även en kemisk regenerering av PAK kan bli möjlig. Vid ändrad slamhantering kan även en cirkulering över MBBR öka resursutnyttjandet. En viss påverkan av slam kan förväntas, p.g.a. flykt av en mindre andel PAK och avskiljning i SF. Detta bedöms dock som minimalt.

### 3.2.3.6 PAK-UF efter befintligt SF

Dosering av PAK till en egen kontakttank med UF som separeringssteg som placeras i ES01/BB01 efter SF.



Figur 9. Schematisk illustration och placering av PAK-UF efter befintligt SF.

- **Främsta fördelar:** PAK kan avskiljas mycket effektivt och hanteras separat, vilket innebär att det inte sker någon slampåverkan. UF ger en extra rening för partiklar, mikroplaster och bakterier. SF som försteg undviker kemisk fouling.
- **Främsta nackdelar:** Behöver extra kontaktvolym och UF-volymer och kontinuerlig hantering av PAK-slurry. Mindre förbrukning av PAK vid kombination med UF än för SF. PAK-hantering ställer vissa arbetsmiljö- och säkerhetskrav.
- **Erfarenheter:** Ingen vanlig tekniklösning som använts i Sverige även om tekniken har ingått i SystemLäk (Baresel et al., 2017b) och liknande lösningar med MBR (PAK-MBR) har framgångsrikt testats tidigare (Baresel et al., 2022b).

Enligt IVL:s kunskap finns tekniklösningen PAK-UF inte implementerad förutom som PAK-UF i t.ex. Nordkanal i Tyskland. Pilottester har dock körts bl.a. av Emscher-genossenschaft vid [Emschermündung ARV](#) i Tyskland. Även i [Birsfelden ARV](#), [Sion ARV](#), [Le Locle ARV](#) och [Lausanne ARV](#), samtliga reningsverk Schweiz, har tester med PAK-UF genomförts.

- **Kommentar:** Mest intressant vid utökade reningskrav och en möjlig återanvändning av membran från Henriksdal/Himmerfjärdsverket vid membranbyte i deras MBR-process, och vid krav på att slammet inte påverkas. Även en regenerering av PAK kan tänkas vara möjligt. Ifall PAK får hamna i slamfasen (tillåten slampåverkan från Käppalaförbundets sida) kan även en cirkulering över MBBR öka utnyttjandet av PAK.

### 3.2.3.7 PAK-UF som ersätter befintligt SF

Dosering av PAK till en egen kontakttank med nedsänkt UF som separationssteg som placeras i ES01/BB01, eller SF som utgår.



Figur 10. Schematisk illustration och placering av PAK-UF som ersätter befintligt SF.

- **Främsta fördelar:** SF utgår som extra processteg. PAK kan avskiljas mycket effektivt och hanteras separat vilket innebär att det inte sker någon slampåverkan. UF ger en extra rening för partiklar, mikroplaster och bakterier.
- **Främsta nackdelar:** Behöver en kontinuerlig hantering av PAK-slurry. Högre resursförbrukning för UF än för SF. Vid borttagning av SF som försteg ökar risken för kemisk fouling. PAK-hantering ställer vissa arbetsmiljö- och säkerhetskrav. En mindre del bioslam, som idag avskiljs i SF, blandas med PAK och kan därmed inte spridas på åkermark.
- **Erfarenheter:** Samma som för föregående teknik.
- **Kommentar:** Mest intressant vid utökade reningskrav och en möjlig återanvändning av membran från Henriksdal/Himmerfjärdsverket vid membranbyte i deras MBR-process och krav på att slammet inte påverkas. Även en regenerering av PAK kan vara möjligt. Även en cirkulering av PAK över MBBR kunde öka resursutnyttjandet men förutsätter att PAK får hamna i slamfasen.

### 3.2.3.8 Dosering av ozon till MBBR

Dosering av ozon till MBBR utan extra kontaktvolym.



Figur 11. Schematisk illustration och placering av dosering av ozon till MBBR.

- **Främsta fördelar:** Enkel och platsbesparande installation utan extra processvolym och MBBR kan användas som efterpolering. Syre i ozonrika gasströmmen ersätter delvis syresättning med luftning.
- **Främsta nackdelar:** Ozondosen som behövs för en effektiv rening av mikroföroreningar är direkt beroende av halten DOC och nitrit i vattnet. Vid ozonering av orenat



avloppsvatten ökar således ozonbehovet avsevärt. Ozonering ställer vissa arbetsmiljö- och säkerhetskrav och utan separat kontaktreaktor behöver hela processluften hanteras.

- **Erfarenheter:** Teknisklösningen med ozonering direkt efter försedimentering är ingen vanlig lösning och kommer vid många osäkerheter, bl.a. gällande bildandet av oxidationsbiprodukter. Denna lösning finns inte implementerad vid något svenskt ARV eller utomlands, även om kombinationen ozon efterföljt av MBBR som poleringssteg för ozonering finns i fullskala t.ex. i Kalundborg i Danmark, men är placerad sist i processen. Dock har ozonering av obehandlat avloppsvatten testats i pilotskala vid Akademiska sjukhuset i Uppsala utan större framgång (Svebrant et al., 2021).
- **Kommentar:** Med tanke på resursförbrukning och den arbetsmiljö som teknisklösningen innebär blir detta alternativ inte intressant.

### 3.2.3.9 Ozonering som mellansteg i MBBR

Dosering av ozon före EDN i MBBR med separat kontaktvolym som placeras i ES01/BB01. Ozongenerator och syretankar placeras utanför berget. Ozongenerator kan även placeras i berget.

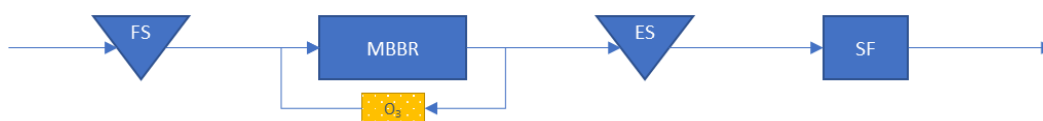


Figur 12. Schematisk illustration och placering av ozonering som mellansteg i MBBR.

- **Främsta fördelar:** Ozonering av nitrifierat och därmed delvis behandlat vatten. EDN kan användas som efterpolering. Restozon från kontaktreaktorn kan enkelt hanteras.
- **Främsta nackdelar:** Rent utrymmesmässigt bedöms denna teknisklösning vara utmanade att platsmässigt placeras i befintliga processutrymmen. Ozondosen som behövs för en effektiv rening kan fortfarande vara hög pga. ozonering av endast partiellt renat avloppsvatten. Ozonering ställer vissa arbetsmiljö- och säkerhetskrav.
- **Erfarenheter:** Processlösningen är sedan 2016 implementerad i fullskala vid Tekniska verken i Linköping (Sehlén et al., 2020) efter utförliga pilottester (Sehlén et al., 2014). Även i Kalundborg ARV (Danmark) har sedan 2003 en fullskaleanläggning med denna lösning (Bregendahl et al. 2020) även om ozonering från början mest var avsedd för COD reduktion.
- **Kommentar:** Endast intressant om en avskiljning av PFAS inte avses eftersom ozon inte oxiderar PFAS. Kan vara relevant vid behov av eventuella synergieffekter såsom minskad kolkällaförbrukning i EDN eller bättre rening av närsalter, något som är aktuellt för processen i Linköping. Det finns dock även risk för att kolkällaförbrukning ökar på grund av hög syrehalt ut från ozonsteget. Negativa effekter på EDN har dock enligt erfarenheter från Tekniska verken in i Linköping (Sehlén et al., 2015) inte uppstått.

### 3.2.3.10 Ozonering i recirkulationsström till MBBR

Dosering av ozon i en recirkulationsström till MBBR med separat kontaktvolym som placeras i ES01/BB01.



Figur 13. Schematisk illustration och placering av ozonering i recirkulationsström till MBBR.

- **Främsta fördelar:** Enkel installation som behandlar delvis renat avloppsvatten. MBBR:en kan användas som efterpolering. Restozon från kontaktreaktorn kan enkelt hanteras.
- **Främsta nackdelar:** Även här bedöms det som mycket svårt att kunna hitta en bra placering för de nödvändiga processvolymerna. Ozondosen som behövs för en effektiv rening kan fortfarande vara hög pga. att avloppsvatten endast är delvis behandlat. Den hydrauliska belastningen på MBBR:en ökar avsevärt och den maximala reningseffekten som kan uppnås begränsas av recirkulationen. Ozonering ställer vissa arbetsmiljö- och säkerhetskrav.
- **Erfarenheter:** Processlösningen har sedan 2010 utvärderats i fullskala vid Schwerte ARV i Tyskland (Arge Spurenstoffe NRW, 2013) men inga flera anläggningar med denna processlösning har identifierats.
- **Kommentar:** Endast intressant om avskiljning av PFAS inte ska inkluderas och vid behov för eventuella synergieffekter såsom bättre rening av närsalter och COD, eller skumbekämpning.

### 3.2.3.11 Ozonering före befintligt SF

Dosering av ozon efter ES med separat kontaktvolym som placeras i ES11 innan vatten går till befintligt SF som poleringssteg.



Figur 14. Schematisk illustration och placering av ozonering före befintligt SF.

- **Främsta fördelar:** Enkel installation som behandlar renat vatten efter ES där SF kan användas som efterpolering. Restozon från kontaktreaktorn kan enkelt hanteras.
- **Främsta nackdelar:** Ozonering ställer vissa arbetsmiljö- och säkerhetskrav. För att implementera denna tekniklösning skulle en av de aktiva eftersedimenteringsbassängerna behöva nyttjas, det vill säga ES11.
- **Erfarenheter:** Processlösningen finns i en liten fullskala vid Stengården ARV i Simrishamn (Ekengren et al., 2020). Tekniklösningen finns dessutom i ett tiotals anläggningar i Schweiz: [Neugut ARV](#), [Reinach ARV](#), [Werdhölzli ARV](#), [Bassersdorf ARV](#), [Porrentruy ARV](#), [Morgental ARV](#) och [Lützelurgtal ARV](#). Och även i Tyskland; [Bad Sassendorf ARV](#), [Duisburg-Vierlinden ARV](#) och vid Schönerlinde ARV planeras denna tekniklösning för 2023 och för 800 000 pe. Fler fullskaleanläggningar är under planering eller i byggfasen. Vid flera av ovan nämnda anläggningar har även initiala pilotförsök genomförts. I Sverige har pilotförsök med teknikkombinationen genomförts vid bl.a. Fors ARV i Haninge kommun under 2021, och vid Lindholmen ARV i Norrtälje kommun under 2022.
- **Kommentar:** Endast intressant om avskiljning av PFAS inte ska inkluderas, samt vid behov för eventuella synergieffekter som bättre rening av närsalter och COD, eller skumbekämpning. SF har visat sig prestera sämre än aktivt kolfilter avseende reduktion av transformationsprodukter (t.ex. Baresel et al., 2017a; Gulde et al., 2021), vilkas toxiska betydelse också är oklar.

### 3.2.3.12 Kombination av ozonering och GAK

Dosering av ozon efter SF med separat kontaktvolym som efterföljs av ett GAK-filter placeras i ES01/BB01. Ozongenerator och syretankar placeras utanför berget. Ozongenerator kan även placeras i berget.



Figur 15. Schematisk illustration och placering av kombination av ozonering och GAK.

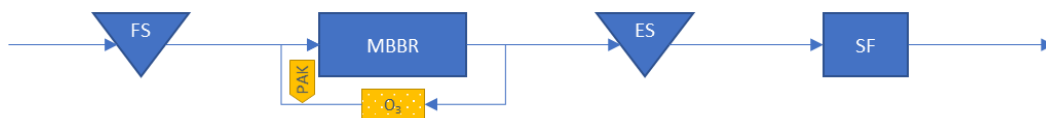
- **Främsta fördelar:** Kraftfull teknikkombination som ger synergieffekter för båda teknikerna genom minskad ozondos, vilket minskar omfattningen av bi- och nedbrytningsprodukter som delvis kan avlägsnas av GAK-filtret. Lång livslängd på GAK-filtret erhålls vid lägre DOC-halt men är också beroende av typ av DOC. Även en lägre belastning av mikroföroreningar kan påverka. Dessutom kan höga syrehalter från ozonering stödja en biofilmetablering för biologisk nedbrytning av läkemedelsrester i GAK-filtret. SF som förbehandling ger ökad resurseffektivitet avseende förbrukning av ozon och aktivt kol för O<sub>3</sub>-GAK.
- **Främsta nackdelar:** Teknisklösning kräver två processteg som både ökar platsbehovet, komplexiteten. Kombinationen kräver en hantering av GAK.
- **Erfarenheter:** Processlösningen har testats under flera år i pilotskala vid Hammarby Sjöstadsverk (Baresel et al., 2015a, dock med diskfilter i stället för SF). Processen finns också i (liten) fullskala vid Stengården ARV i Simrishamn (Ekengren et al., 2020, dock med diskfilter i stället för SF). Även vid Lindholmen ARV har pilottestser med O<sub>3</sub>-GAK genomförts (Norrtälje kommun 2022). För närvarande pågår dessutom långtidstester vid Getteröverket (Vivab) med O<sub>3</sub>-GAK efter en UF.

Tekniklösningen ovan finns dessutom i några fullskaleanläggningar t.ex. i Altenrhein ARV (Schweiz), Detmold ARV (Tyskland; Austermann-Hau et al., 2017) Goerangab (Windhoek, Namibia), Gwinnett County (Georgia, USA), El Paso (Texas, USA). Vid flera av dessa anläggningar har även initiala pilotförsök genomförts.

- **Kommentar:** Endast intressant om en mycket kraftig och kompletterade avancerad rening efterfrågas eller om krav på PFAS-rening införs för en teknisklösning som primärt ska innefatta ozonering.

### 3.2.3.13 Kombination av ozonering och PAK i recirkulationsström till MBBR

Dosering av ozon och PAK i en recirkulationsström till MBBR med separat kontaktvolym för ozon som placeras i ES01/BB01. Ozongenerator och syretankar placeras utanför berget. Ozongenerator kan även placeras i berget.



Figur 16. Schematisk illustration och placering av kombination av ozonering och PAK i recirkulationsström till MBBR.

- **Främsta fördelar:** Relativt enkel installation som behandlar delvis renat avloppsvatten. MBBRen kan användas som efterpolering. Kombinationen av ozon och efterföljande PAK-tillsats kan ge en bra reningseffekt. Restozon från kontaktreaktorn kan enkelt hanteras.

- **Främsta nackdelar:** Tekniklösningen är utrymmesmässigt svår till i princip omöjlig att implementera i befintliga processvolym. Lösningen kräver dessutom två processteg som både ökar komplexiteten och energiförbrukningen vid anläggningen, och som kräver en hantering av PAK. Dessutom hamnar PAK med adsorberade föroreningar i slammet och slammängden ökar. Den hydrauliska belastning på MBBRen ökar och den maximala reningseffekten som kan uppnås begränsas av recirkulationen.
- **Erfarenheter:** Processlösningen är ingen vanlig teknisk lösning, men har sedan 2010 utvärderats i fullskala vid Schwerte ARV i Tyskland som „Rezi-Ozon-PAK” process (Arge Spurenstoffe NRW, 2013), men inga flera anläggningar med denna processlösning kunde identifieras.
- **Kommentar:** Inte intressant som teknisk lösning då nackdelarna överväger fördelarna.

### 3.2.3.14 Anjonbytare (AIX) som avslutade reningssteg efter befintlig SF

Placering av en anjonbytare antingen som filterbäddar eller som fluidiserade bäddar efter dagens SF. AIX placeras i ES01/BB01.



Figur 17. Schematisk illustration och placering av anjonbytare (AIX) som avslutade reningssteg efter befintlig SF.

- **Främsta fördelar:** Effektiv rening av flertalet PFAS.
- **Främsta nackdelar:** Tekniken har endast en framgångsrik effekt på de läkemedelsrester som framför allt är negativt laddade i avloppsvatten, såsom diklofenak. Ett kompletterande reningssteg för läkemedelsrester med t.ex. aktivt kol behövs.
- **Erfarenheter:** Processlösningen är ingen vanlig lösning och har hittills mest testats för specifika PFAS-förorenade vatten som t.ex. lakvatten.
- **Kommentar:** Inte intressant som teknisk lösning, men togs upp efter önskemål från Käppalaförbundet.

### 3.2.3.15 Kombination GAK och AIX efter befintlig SF

Placering av GAK-filter följt av anjonbytare (antingen som filter eller fluidiserad bädd) efter befintligt SF. GAK och AIX placeras i ES01/BB01.



Figur 18. Schematisk illustration och placering av teknisk lösningen.

- **Främsta fördelar:** Effektiv och kompletterande rening av läkemedel och PFAS. Förbehandling med SF och GAK ökar resurseffektiviteten i AIX.
- **Främsta nackdelar:** Teknikkombinationen är dyrare än andra lösningar och kräver mycket plats. AIX-hantering kräver särskilda tekniska lösningar och kunskap.
- **Erfarenheter:** Processlösningen är ingen vanlig lösning och har hittills inte testats som avancerad rening vid ARV. Dock pågår långtidstester i pilotskala vid Kungsängsverket i Uppsala med olika tekniska utformningar (Baresel et al., 2022c).
- **Kommentar:** Endast relevant om även PFAS ska renas bort effektivt. Driftstabiliteten i AIX är osäker. Tester vid Kungsängsverket efter 1 års drift har dock gett lovande resultat. Bra kompletterande reningseffekt av GAK-AIX för både PFAS och vissa läkemedel (t.ex. diklofenak). Dock inte för andra substanser. Det återstår att se nyttan med teknikkombinationen vs. enbart GAK med tätare filterbyten.

### 3.2.3.16 Kombination ozonering och skumfraktionering före befintligt SF

Ozonering i kombination med skumfraktionering, eventuellt i flera steg, före SF eller alternativt integrerade mellan MBBR-steg och med behandling av skumfraktionen. Separat kontaktvolym för ozon och skumfraktionering placeras i ES01/BB01, alternativt skumfraktionering med ozonrik gasström i samma volym. Ozongenerator och syretankar placeras utanför berget. Ozongenerator kan även placeras i berget.



Figur 19. Schematisk illustration och placering av kombination ozonering och skumfraktionering före befintligt SF.

- **Främsta fördelar:** Potentiell effektiv rening av både läkemedelsrester och PFAS med SF som polering.
- **Främsta nackdelar:** Oprövad teknikkombination som kräver mer energi än endast ozonering. Den kräver också en lämplig hantering/behandling av skumfraktionen då det annars påverkar slammet om skumfasen blandas med övrigt slam.
- **Erfarenheter:** De två teknikerna har testats var för sig i olika projekt i Sverige (Baresel et al., 2022d). Det finns även erfarenhet av skumfraktionering med en ozonrik gasström, d.v.s. ozonering och skumfraktionering i samma steg. Det senare kan göras för hantering av mindre strömmar, såsom lakvatten eller förorenat grundvatten (Arcadis 2022).
- **Kommentar:** Endast relevant om även PFAS ska avskiljas effektivt och kräver utförliga pilottester. Vid flera steg av skumfraktionering kan återstående skummängd som behöver hanteras minimeras. Eventuellt finns en möjlighet att kombinera luftning i biologiska reningssteg med skumfraktionering.

### 3.2.3.17 UV-väteperoxidbehandling efter dagens SF

Avancerad oxidationsprocess (AOP) bestående av UV-ljus och tillsats av väteperoxid ( $H_2O_2$ ) för radikalbildning. Väteperoxid-dosering och UV-reaktorn samt efterbehandling med  $H_2O_2$  placeras i ES01/BB01.



Figur 20. Schematisk illustration och placering av UV-väteperoxidbehandling efter dagens SF.

- **Främsta fördelar:** Effektiv rening av läkemedelsrester och desinfektion samtidigt. Teknikkombinationen tillåter flexibilitet då både UV-dos och  $H_2O_2$ -dos kan ändras.
- **Främsta nackdelar:** Kräver mer energi än ozonering och även en efterpolering i form av GAK eller ett katalytiskt filter, för borttagning av rester av väteperoxid. Endast ca 10 % av  $H_2O_2$  nyttjas i processen. Hantering av väteperoxid kräver vissa förhållningsregler.
- **Erfarenheter:** Processlösningen har prövats i pilotskala vid Hammarby Sjöstadsverk (Baresel et al., 2019) och Sundets ARV i Växjö (Lindberg 2020), samt som behandling för borttagning av läkemedelsrester från retentat från omvänd osmos vid Visby ARV (Baresel et al., 2021b).
- **Kommentar:** Processen oxiderar inte PFAS. Tekniken anses inte relevant då inga fördelar kan identifieras jämfört med t.ex. ozonering.

### 3.2.3.18 Kombination av UF och NF efter befintligt SF

Avancerad membranseparation bestående av ultrafiltrering som förbehandling till nanofiltrering, alternativt omvänd osmos RO, för långtgående separation av alla mikroföroreningar. Både UF och NF placeras i ES01/BB01. Eventuellt behövs inte UF beroende på hur bra sandfiltret fungerar.



Figur 21. Schematisk illustration och placering av kombination av UF och NF efter befintligt SF.

- **Främsta fördelar:** Mycket effektiv och platseffektiv rening av läkemedelsrester, PFAS, mikroplaster, fenoler, bakterier och virus samt andra mikroföroreningar. SF som förbehandling ger en bra förbehandling som minskar resursförbrukning i UF-NF.
- **Främsta nackdelar:** Teknikkombinationen är mycket resurskrävande avseende energi och tvättkemikalier. Retentatet, >20 % av behandlad ingående volym, behöver återföras till huvudreningen. Detta påverkar slamkvaliteten om ingen separat behandling för borttagning av mikroföroreningar tillämpas.
- **Erfarenheter:** Processlösningen har prövats i pilotskala vid Visby ARV, inklusive behandling av retentatet. Här användes RO istället för NF (Baresel et al., 2021b). Tekniken finns annars i flera fullskaleanläggningar för återanvändning av avloppsvatten för direkt eller indirekt dricksvattenproduktion från avloppsvatten, t.ex. Wulpen i Belgien, Beaufort West i Sydafrika, NEWater i Singapore, Perth i Australien, El Paso i Texas, Florida i USA, Cambria i Kalifornien.
- **Kommentar:** Endast relevant om samtliga mikroföroreningar ska avlägsnas mycket effektivt, samt om det reade vatten på sikt ska återbrukas och ersätta andra dricksvattenbehov, och därmed ge en intäkt. Även om NF är mycket effektivt på att avlägsna organiska föroreningar, kan vissa icke-polära, organiska föroreningar med låg molekylvikt, mindre molekyler, såsom NDMA och 1,4-dioxan passera genom membranerna.

## 3.3 Multikriterieanalys

För att prioritera olika tekniklösningar har IVL med feedback från projektgruppen tagit fram ett antal olika bedömningskriterier som beskriver olika aspekter som spelar roll för ett teknikval. Här ingår t.ex. reningseffektivitet, kostnader och miljöpåverkan. Dessa kan sedan viktas mot varandra för att prioritera de aspekter som är viktigast. Varje tekniklösning bedöms sedan baserat på summan av produkten av bedömningspoäng och viktningen ( $\sum_i(\text{poäng}_i \times \text{viktning}_i)$ ). Ju högre poäng, desto bättre bedöms tekniklösningen uppfylla det krav som Käppalaförbundet har angående den avancerade reningen.

- **Bedömningskriterier:** Beskriver olika kriterier för bedömning av de föreslagna reningsalternativen utifrån olika aspekter såsom reningseffektivitet, kostnader, miljö- och övriga aspekter. Kriterierna är framtagna av IVL i samarbete med projektgruppen.
- **Poängsättning:** IVL gjorde en poängsättning av bedömningskriterierna. Poäng mellan 1-10 fördelades med 10 - bäst/sant och 1 - sämst/osant.
- **Viktning:** En viktning av de olika bedömningskriterier från 0-10 kunde göras för att lyfta fram vissa kriterier som anses viktigare än andra av Käppalaförbundet; 0

betyder således att respektive bedömningskriterium är irrelevant och 10 att kriteriet är absolut viktigast. En initial viktning gjordes av några projektmedlemmar från Käppala som sedan reviderades med inspel från en relaterat workshop med hela projektgruppen.

Utöver denna bedömning kan det finnas vissa **utslagskriterier** som kan diskvalificera vissa tekniklösningar. Några utslagskriterier togs fram av IVL och reviderades av Käppalaförbundet:

1. Alla undersökta läkemedel ska renas bort!
2. Slammet ska absolut inte riskera att påverkas!
3. Tekniklösningen ska också kunna åstadkomma en rening av PFOS/PFAS!
4. Ingen ozonering ska tillåtas p.g.a. arbetsmiljö och säkerhetsskäl!
5. Tekniklösningen ska också kunna avlägsna mikroplaster och bakterier från utgående vatten!

Via enkätundersökning och en workshop kom det fram att utslagskriterier 4 och 5 inte ansågs relevanta från Käppalaförbundet. Utslagskriteriet Nr 1 fick 100 % stöd, Nr 2 71 % och Nr 3 57 %.

Samtliga tekniklösningar förutsetts utformas så att en varierande belastning och en drift med redundans kan uppnås. Dessa kriterier ingår därför inte i bedömningen.

Bedömningskriterier som ingick i multikriterieanalysen var:

### **Reningseffekt**

- **Prio läkemedel från förstudien:** Kan de läkemedelssubstanser som pekades ut i förstudien (citalopram, oxazepam, diklofenak, sertralin och furosemide) avskiljas? *Om dessa avskiljs, kan det antas att andra läkemedelssubstanser som kan finnas i nya avloppsdirektivet kan avskiljas.*
- **Alla undersökta läkemedel:** Kan alla de 25 undersökta läkemedelssubstanser inkl. hormoner avskiljas effektivt?
- **PFOS:** Kan PFOS, som är det enda PFAS-ämnet i dagens regelverk, avskiljas?
- **Flera PFAS (t.ex. PFAS24):** Kan flera PFAS än bara PFOS avskiljas effektivt, såsom PFAS11 eller  $\Sigma$ PFOAekvPFAS24, som föreslås i nya EQS-direktivet?
- **Fenoler:** Kan fenoler, som bl.a. ingår i MKN, avskiljas?
- **Mikroplaster:** Kan resterande mikroplaster, ca 2 - 5 %, avskiljas?
- **Bakterier:** Kan bakterier renas bort? Detta även med tanke på antibiotikaresistens och desinficering.
- **Möjlighet till vattenåteranvändning:** Kan det producerade renade avloppsvattnet användas för återbruksändamål, såsom tekniskt vatten eller bättre?
- **Positiv effekt på övrig rening (synergier):** Har reningstekniken några positiva effekter på den övriga reningen eller synergier, t.ex. i form av extra polering av närsalter, mindre hämningseffekter, etc.

### **Kostnader**

- **Låg OPEX:** Har reningstekniken generellt låga driftkostnader?
- **Låg CAPEX:** Har reningstekniken relativt låga investeringskostnader?
- **Lågt elprisberoende:** Har reningstekniken ett lågt beroende av variationer i elpriset?

- **Lågt beroende av förbrukningsmaterial:** Har reningstekniken ett lågt beroende av förbrukningsmaterial såsom kemikalier, aktivt kol, etc. (trender i pris och tillgång)?
- **Möjlig produkt för delvis kostnadstäckning:** Är det producerade renade avloppsvatten av en sådan kvalitet att det har ett ekonomiskt värde som kan ge en viss kostnadstäckning?
- **Hög reciliens (robust):** Är reningssystemet robust och ger en låg risk för kostsamma stopp och problem?

### Miljöaspekter

- **Lite byggmaterial (betong, stål):** Kräver reningstekniken lite byggresurser vid etablering som kan skapa en negativ miljöpåverkan?
- **Bra arbetsmiljö:** Har reningstekniken förutsättningar för att ge en bra och säker arbetsmiljö och inkluderar den även säkra riskåtgärder?
- **Inga farliga restprodukter/sidoströmmar:** Kan eventuella farliga restprodukter eller sidoströmmar, som kräver hantering, och som genereras av reningstekniken undvikas?
- **Finns potential att minska miljöpåverkan:** Har reningstekniken utvecklingspotential för att öka resurseffektivitet och minska miljöpåverkan, kan den t.ex. ersätta kemikalier med gröna alternativ, cirkulära flöden etc.?
- **Ingen/låg slampåverkan:** Har reningstekniken minimal eller ingen negativ påverkan på slamkvaliteten som skulle kunna äventyra Revaq-slamspridning? Idag finns inga hinder för t.ex. PAK i slam, men detta kan troligtvis bli problem framöver avseende Revaq.

### Andra aspekter

- **Lågt behov av expertkunskap:** Har reningstekniken generellt lågt behov för expertkunskap eller kompetenshöjning hos de anställda och kan en enkel skötsel antas?
- **Lågt yt-/volymbehov:** Har reningstekniken generellt lågt ytbehov eller volymbehov för installation?
- **Kan befintlig infrastruktur nyttjas:** Kan reningstekniken utnyttja befintliga reningsprocesser eller processvolymmer i BB01 & ES01?
- **Etablerad teknik:** Kan reningstekniken räknas som en etablerad teknik, finns det t.ex. fullskaleanläggningar eller god kunskap från andra processer såsom dricksvatten? Det bör noteras att krav på en avancerad rening än så länge endast finns i Schweiz. Detta innebär att antalet referensanläggningar är begränsade. I teknikgenomgången har referensprojekt och -installationer angetts, och om möjligt har även en direktlänk till källan angetts.
- **Lågt underhållsbehov:** Har reningstekniken generellt lågt behov för underhåll?
- **Lågt effektbehov:** Har reningstekniken ett lågt eleffektbehov?
- **Lågt transportbehov:** Har reningstekniken generellt ett lågt behov för transporter till/från Käppalaverket?
- **Enkel transportväg av avloppsvattnet:** Har reningstekniken bra förutsättningar för att vattnets flödesväg blir enkelt och extra pumpning undviks?
- **Kort byggtid:** Kan reningstekniken implementeras på kort tid?
- **Logistik i berget:** Har reningstekniken bra förutsättningar för en enkel logistik/transport i olika anläggningsdelar såsom kemikalier, GAK, flytande syre (LOX), etc.?



IVL gjorde en bedömning av de 18 presenterade tänkbara tekniklösningar (3.2.3) med avseende för de bedömningskriterier som presenterats ovan. Denna bedömning är baserad på IVL:s samlade erfarenheter med olika tekniker eller kunskap från andra projekt. Ändå är vissa delar av bedömningen till viss del subjektiv och bör endast användas som vägledning. För vissa tekniklösningar saknas dessutom tillräckligt underlag/kunskap för att göra en rättvis bedömning. Figur 22 visar bedömningsmatrisen som IVL tagit fram utan viktning och hänsyn till eventuella utslagskriterier.

Eftersom många bedömningskriterier handlar om rening av olika organiska mikroföroreningar får den avancerade teknikkombinationen UF-NF hög totalpoäng. Olika tekniklösningar med GAK eller PAK visar också höga totalpoäng. Minst poäng får O<sub>3</sub>-PAK i recirkulationsflöde, skumfraktionering, UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> och anjonbytare med olika anledningar som kan läsas ut ur figuren.

Figur 23 visar samma bedömningsmatris som diskuteras ovan, men här är Käppalaförbundets viktning inkluderad. Den initiala viktning som gjordes av några få projektmedlemmar, och viktningen som baseras på medelvärdet av alla enkätsvar och diskussioner vid workshopen, stämde bra överens med undantag för några enstaka kriterier.

Under och efter workshopen blev det tydligt att det framför allt är rening av PFOS/PFAS som det fokuseras på mer än tidigare och det är också denna fråga som fått mest spridda svar i enkäten. Det kan noteras att en större vikt på t.ex. ekonomiska aspekter, arbetsmiljö och slampåverkan ändrar poängsättningen avsevärt. Medan PAK-SF, O<sub>3</sub>-SF och GAK framstår som de tre tekniklösningar med mest totalpoäng, har t.ex. UF-NF fått avsevärt mindre totalpoäng.

Viktningen blev således väldigt viktig för valet av de tre tekniklösningar som skulle utredas i detalj och för implementering vid Käppalaverket. Om hänsyn tas till de olika utslagskriterierna blev urvalet av tänkbara tekniker vid Käppala ännu färre. Dessa utslagskriterier nyttjades dock inte och de behöver vara väl grundade, och ta hänsyn till osäkerheter i framtida regelverksändringar eller Käppalaförbundets egna behov för att bli aktuella.

Rangordningen av olika tekniklösningar kunde med detta också fastställas. I fallande ordning har dessa tekniklösningar fått mest totalpoäng (se Figur 23):

- PAK-SF → GAK → (-SF) PAK-UF → UF-GAK → PAK-PAKS → (+SF) PAK-UF → PAK-MBBR & O<sub>3</sub>-SF

Efter att hänsyn tagits till de utslagskriterier som minst 50 % ansåg som tillämpbara ändrades rangordningen till:

- GAK → (-SF) PAK-UF → UF-GAK → PAK-PAKS → (+SF) PAK-UF

Utslagskriteriet att tekniklösningen också ska kunna åstadkomma i alla fall en viss rening av PFOS/PFAS har dock diskuterats mycket i projektgruppen. Detta resulterade i att ett ozoneringsalternativ togs med i vidare utredning som en kompromisslösning. Med detta som underlag beslutade Käppalaförbundet att teknikerna GAK, (+SF) PAK-UF och O<sub>3</sub>-SF skulle ingå i den närmare utredning om implementering vid Käppalaverket. Att detta urval inte helt återspeglar rangordningen som multikriterieanalysen kom fram till motiveras med flera anledningar. En anledning var att det fanns en önskan om att inkludera ett ozoneringsalternativ som jämförelse, även om en PFAS-rening inte kan åstadkommas.

Vikning (1-10)	Reningseffekt									Kostnader						Miljöaspekter					Andra aspekter										Summa poäng (högst = bäst)
	Prio läkemedel från förstudien	Alla undersökta läkemedel	PFOS	Flera PFAS (t.ex. PFAS24)	Fenoler	Mikroplaster	Bakterier (inkl. multiresistenta)	Möjlighet till vattenåteranvändning	Positiv effekt på övrig rening (synergier)	Låg OPEX	Låg CAPEX	Lågt elprisberoende	Lågt beroende av förbrukningsmaterial	Möjlig produkt för delvis kostnadstäckning	Hög Recilliens (robust)	Lite byggmaterial (betong, stål)	Bra arbetsmiljö	Inga farliga restprodukter/sidoström	Finns potential att minska miljöpåverkan?	Ingen/låg slampåverkan	Lågt behov expertkunskap	Lågt yt/volyombebehov	Kan befintlig infrastruktur nyttas?	Etablerat teknik	Lågt underhållsbehov	Lågt effektbehov	Lågt transportbehov	Enkel transportväg av avloppsvatten	Kort byggtid	Logistik i berget	
GAK	10	10	6	5	7	2	1	2	5	5	5	10	4	1	6	4	8	10	8	10	9	2	8	10	8	10	3	7	4	4	184
UF-GAK	10	10	6	5	7	10	8	5	5	3	4	6	3	3	8	3	6	10	7	10	7	2	7	10	7	8	4	7	4	4	189
PAK-MBBR	9	9	4	3	7	1	1	1	5	7	7	10	4	1	2	9	5	10	3	1	10	10	10	3	8	10	4	9	10	8	181
PAK-SF	10	10	4	3	7	2	1	2	2	8	10	10	4	1	6	9	5	10	8	1	9	10	10	8	8	10	2	9	10	8	197
PAK-PAKS	10	10	4	3	7	3	1	2	2	6	8	10	4	1	6	5	5	10	7	6	8	5	8	8	8	9	2	6	6	6	176
(+SF) PAK-UF	10	10	4	3	7	10	8	5	5	4	4	6	3	3	8	5	4	10	8	8	6	6	8	8	7	8	2	7	6	6	189
(-SF) PAK-UF	10	10	4	3	7	10	8	5	4	5	5	6	4	3	8	4	4	10	7	8	6	7	8	8	7	8	2	8	6	6	191
O3-MBBR	8	9	1	1	7	1	1	1	2	4	8	5	4	1	6	8	6	5	4	10	9	9	10	2	8	3	6	9	8	7	163
O3-int.	8	8	1	1	5	1	1	1	3	4	7	4	4	1	5	6	6	5	4	10	9	7	8	5	8	4	6	9	6	7	154
O3-by	7	6	1	1	6	1	1	1	2	4	6	4	4	1	6	8	6	5	4	10	9	9	10	4	8	4	6	6	7	7	154
O3-SF	9	9	1	1	7	2	3	2	2	6	7	5	4	1	6	6	6	7	4	10	9	7	8	10	8	6	6	9	7	6	174
O3-GAK	10	10	6	5	8	2	4	5	6	4	4	5	3	1	7	3	6	10	6	10	8	2	5	10	7	5	3	7	4	3	169
O3-PAK-by	7	7	4	2	6	1	1	1	1	3	5	4	3	1	6	6	4	6	5	1	7	7	5	5	7	4	4	6	4	6	129
Anjonbytare	2	2	8	7	5	1	1	1	1	2	5	10	3	1	4	5	5	9	5	10	6	4	8	2	8	10	5	7	5	4	146
GAK-Anjonbytare	10	10	9	8	7	2	1	2	3	2	4	10	3	1	6	4	5	9	6	10	6	2	7	4	8	9	4	7	4	3	166
O3-SkumF.	8	8	6	5	7	3	3	1	2	4	5	4	3	1	5	6	4	4	5	8	5	6	6	1	5	4	7	6	4	6	142
UV-H2O2	8	8	3	2	5	1	6	1	2	2	4	4	3	1	5	5	5	4	4	10	5	6	7	3	5	3	7	7	7	6	139
UF-NF	10	10	8	8	9	10	10	10	8	2	3	3	3	10	8	3	6	5	7	5	4	4	8	3	6	4	8	8	5	8	196

Figur 22. Bedömningsmatris från IVL utan viktning och hänsyn till eventuella utslagskriterier.

Vikning (1-10)	Reningseffekt									Kostnader						Miljöaspekter					Andra aspekter								Summa poäng (högst = bäst)		
	Prio läkemedel från förstudien	Alla undersökta läkemedel	PFOS	Flera PFAS (t.ex. PFAS24)	Fenoler	Mikroplaster	Bakterier (inkl. multiresistenta)	Möjlighet till vattenåteranvändning	Positiv effekt på övrig rening (synergier)	Låg OPEX	Låg CAPEX	Lågt elprisberoende	Lågt beroende av förbrukningsmaterial	Möjlig produkt för delvis kostnadsstäckning	Hög Reciliens (robust)	Lite byggmaterial (betong, stål)	Bra arbetsmiljö	Inga farliga resprodukter/sidoströmm	Finns potential att minska miljöpåverkan?	Ingen/låg slampåverkan	Lågt behov expertkunskap	Lågt yt/volymsbehov	Kan befintlig infrastruktur nyttas?	Etablerat teknik	Lågt underhållsbehov	Lågt effektbehov	Lågt transportbehov	Enkel transportväg av avloppsvattnet		Kort byggtid	Logistik i berget
GAK	10	10	6	5	7	2	1	2	5	5	5	10	4	1	6	4	8	10	8	10	9	2	8	10	8	10	3	7	4	4	1232
UF-GAK	10	10	6	5	7	10	8	5	5	3	4	6	3	3	8	3	6	10	7	10	7	2	7	10	7	8	4	7	4	4	1171
PAK-MBBR	9	9	4	3	7	1	1	1	5	7	7	10	4	1	2	9	5	10	3	1	10	10	10	3	8	10	4	9	10	8	1143
PAK-SF	10	10	4	3	7	2	1	2	2	8	10	10	4	1	6	9	5	10	8	1	9	10	10	8	8	10	2	9	10	8	1274
PAK-PAKS	10	10	4	3	7	3	1	2	2	6	8	10	4	1	6	5	5	10	7	6	8	5	8	8	8	9	2	6	6	6	1162
(+SF) PAK-UF	10	10	4	3	7	10	8	5	5	4	4	6	3	3	8	5	4	10	8	8	6	6	8	8	7	8	2	7	6	6	1159
(-SF) PAK-UF	10	10	4	3	7	10	8	5	4	5	5	6	4	3	8	4	4	10	7	8	6	7	8	8	7	8	2	8	6	6	1180
O3-MBBR	8	9	1	1	7	1	1	1	2	4	8	5	4	1	6	8	6	5	4	10	9	9	10	2	8	3	6	9	8	7	1061
O3-int.	8	8	1	1	5	1	1	1	3	4	7	4	4	1	5	6	6	5	4	10	9	7	8	5	8	4	6	9	6	7	1016
O3-by	7	6	1	1	6	1	1	1	2	4	6	4	4	1	6	8	6	5	4	10	9	9	10	4	8	4	6	6	7	7	1001
O3-SF	9	9	1	1	7	2	3	2	2	6	7	5	4	1	6	6	6	7	4	10	9	7	8	10	8	6	6	9	7	6	1143
O3-GAK	10	10	6	5	8	2	4	5	6	4	4	5	3	1	7	3	6	10	6	10	8	2	5	10	7	5	3	7	4	3	1099
O3-PAK-by	7	7	4	2	6	1	1	1	1	3	5	4	3	1	6	6	4	6	5	1	7	7	5	5	7	4	4	6	4	6	833
Anjonbytare	2	2	8	7	5	1	1	1	1	2	5	10	3	1	4	5	5	9	5	10	6	4	8	2	8	10	5	7	5	4	939
GAK-Anjonbytare	10	10	9	8	7	2	1	2	3	2	4	10	3	1	6	4	5	9	6	10	6	2	7	4	8	9	4	7	4	3	1102
O3-SkumF.	8	8	6	5	7	3	3	1	2	4	5	4	3	1	5	6	4	4	5	8	5	6	6	1	5	4	7	6	4	6	894
UV-H2O2	8	8	3	2	5	1	6	1	2	2	4	4	3	1	5	5	5	4	4	10	5	6	7	3	5	3	7	7	7	6	893
UF-NF	10	10	8	8	9	10	10	10	8	2	3	3	3	10	8	3	6	5	7	5	4	4	8	3	6	4	8	8	5	8	1081

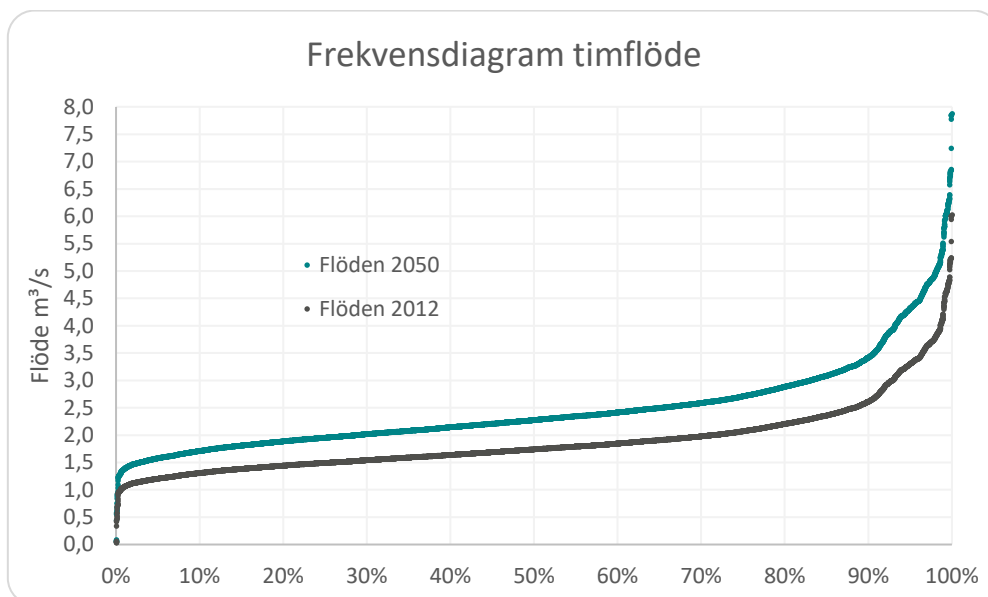
Figur 23. Bedömningsmatris från IVL med en viktning efter workshopen men utan hänsyn till eventuella utslagskriterier.

### 3.4 Dimensionering av läkemedelsrening

Hur stor andel av årsflödet som kan behandlas i ett avancerat reningssteg ges av det dimensionerande flödet. Det dimensionerande flödet är även den parameter som har störst påverkan på hur resurs- och kostnadseffektivt ett avancerat reningssteg kan bli. Vid val av det dimensionerande flödet för ett avancerat reningssteg finns det olika aspekter att ta hänsyn till som t.ex. specifika krav på en procentuell rening av vissa substanser. Flödet kan också baseras på vilka olika substanser som behöver reduceras, och till vilken omfattning, för att nå acceptabel risk i recipienten. Utifrån den bedömda nödvändiga reduktionsgraden kan man sedan överväga att antingen bygga en anläggning som klarar ett högre flöde, men med lite lägre reduktionsgrad, eller dimensionera en anläggning som har högre reduktionsgrad, men där en lägre andel av flödet behandlas. Dimensioneringen av reningssteget vid avloppsreningsverket utgår ofta från konceptet med dimensionerande torrvädersflöde ( $Q_{dim}$ ) i kombination med erfarenhetsbaserade nyckeltal. Då det inte finns samma erfarenhetsbas att luta sig mot när det gäller avancerad rening, och eftersom avskiljningen av organiska mikroföroreningar kan ligga på andra nivåer än t.ex. för fosfor beroende på kravformulering, behövs en flödesanalys vid dimensionering av ett avancerat reningssteg.

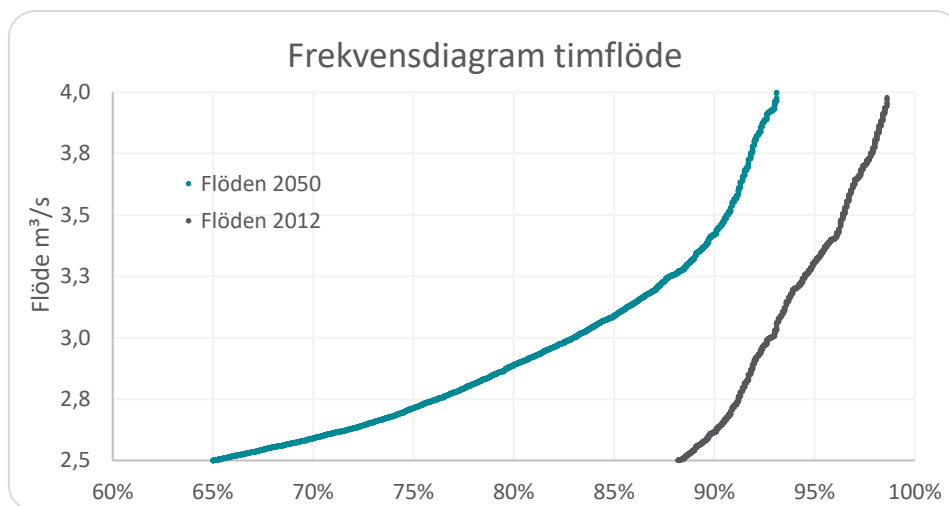
Käppalaförbundet planerar att dimensionera det avancerade reningssteget efter uppskattade flöden för år 2050. Dessa har beräknats utifrån uppmätta timflöde 2012 och linjärt skalats upp med skillnaden i uppskattat årsflöde 2050 jämfört med 2012. Detta underlag har använts av IVL för dimensionering av den avancerade reningen. Eftersom de dimensionerande förutsättningarna för Käppalaverket kommer att revideras under 2023 kan några aspekter som anses som viktiga att ta hänsyn till i denna revidering noteras. Till detta räknas att en linjär upp-skalning av årsflödet för 2012 troligen ge en viss överskattning av de höga flödena, förutsatt att arbetet med att koppla bort dagvatten fortskrider. En rekommendation är också att flera år med flödesstatistik används när ett avancerat reningssteg dimensioneras, eftersom det förekommer flödesvariationer mellan olika år beroende på t.ex. nederbörd. Detta är viktiga aspekter eftersom den skattade flödeskurvan för 2050 kan påverka dimensioneringen avsevärt och behöver därför bygga på så rimliga prognoser som möjligt.

I Figur 24 visas ett frekvensdiagram över uppmätta flöden år 2012 och uppskattade flöden 2050.



Figur 24. Frekvensdiagram för uppmätta flöden på Käppala reningsverk 2012 och uppskattade flöden år 2050. Flödet är angivet i  $m^3/s$  vilket alltså är medelflödet per sekund för respektive timme.

Figur 25 illustrerar skillnader i uppmätta flöden på Käppala reningsverk 2012 och uppskattade flöden år 2050 i flödesintervallet 2,5 - 4  $m^3/s$  (baserat på Figur 24). Medan ett flöde upp till 2,5  $m^3/s$  inkluderade 88 % av årets flödessituation i 2012, omfattas endast 65 % år 2050. Dessutom utgör flöden mellan 2,5 och 4  $m^3/s$  endast ca 10 procent av tillfällena år 2012, medan skillnaden utgör ca 30 procentenheter för år 2050. Detta är ett direkt resultat av en linjär upp-skalning av årsflöde för 2012 till 2050 och påverkar således dimensioneringen av den avancerade reningen avsevärt.

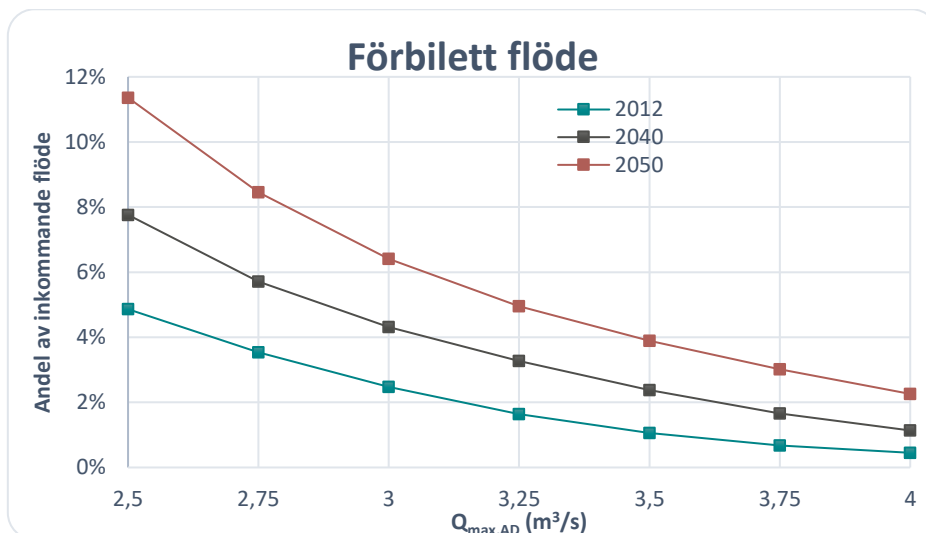


Figur 25. Detalj från Figur 24 för uppmätta flöden på Käppala reningsverk 2012 och uppskattade flöden år 2050 mellan 2,5 - 3  $m^3/s$ .

### 3.4.1 Dimensionerande maxflöde avancerad rening

För att ta fram ett dimensionerande maxflöde för det avancerade reningssteget (hädanefter  $Q_{max,AR}$ ) har vi tagit fram andelen avloppsvatten som teoretiskt behandlas vid ett par olika dimensionerande  $Q_{max,AR}$ . Dessa presenteras i Figur 26. Vid ett dimensionerade flöde genom den avancerade reningen på  $Q_{max,AR} = 2,5 m^3/s$  förbileds ca 11,5 % av årsflödet medan ett

dimensionerade flöde på  $Q_{\max,AR} = 4 \text{ m}^3/\text{s}$  innebär en förbiledning av endast ca 2,3 % av årsflödet. Det behandlade flödet är ytan under frekvensdiagrammet som visar flödet som passerar det avancerade reningssteget. Detta innebär att flödeskurvan bryts av vid  $Q_{\max,AR}$  och därefter blir en horisontell linje upp till 100 %.



Figur 26. Andel av årsflödet som förbileds ett avancerat reningssteg som funktion av dimensionerande maxflöde.

Tillsammans med olika reduktionsgrader som kan förväntas i den avancerade reningen kan den totala reduktionen över reningsverket uppskattas. Dessa presenteras i Tabell 15 och baseras på att ett flöde upp till det dimensionerande maxflödet behandlas när det totala flödet på reningsverket överstiger  $Q_{\max,AR}$ . Notera att så inte alltid kan vara fallet, t.ex. om höga flöden eller processtörningar, såsom slamflykt, leder till att vattnet som ska behandlas i den avancerade reningen behöver förbiledas för att inte skapa störningar även i den avancerade reningen. Vid en robust och driftsäker förbehandling före den avancerade reningen minskar risken att vatten behöver ledas förbi den avancerade reningen.

I tabellen har reduktionsgrader under 80 % över reningsverket markerats för att illustrera vilka reningsgrader och dimensionerande flöden  $Q_{\max,AR}$  som krävs för att uppnå en medelrening på minst 80 % av en förorening räknat på hela årsflödet, där halterna av läkemedel antas vara samma vid höga liksom vid låga flöden.

Tabell 15. Uppskattade reduktionsgrader för en fiktiv förorening över reningsverket beroende av  $Q_{max,AR}$  och reduktionsgraden för föroreningen över det avancerade reningssteget.

Medelreduktionsgrad i det avancerade reningssteget	Totala reduktionsgrader vid olika dimensionerande flöden $Q_{max,AR}$						
	2.5	2.75	3	3.25	3.5	3.75	4
År 2012							
50%	48%	48%	49%	49%	49%	50%	50%
60%	57%	58%	59%	59%	59%	60%	60%
70%	67%	68%	68%	69%	69%	70%	70%
80%	76%	77%	78%	79%	79%	79%	80%
85%	81%	82%	83%	84%	84%	84%	85%
90%	86%	87%	88%	89%	89%	89%	90%
95%	90%	92%	93%	93%	94%	94%	95%
100%	95%	96%	98%	98%	99%	99%	100%
År 2040							
50%	46%	47%	48%	48%	49%	49%	49%
60%	55%	57%	57%	58%	59%	59%	59%
70%	65%	66%	67%	68%	68%	69%	69%
80%	74%	75%	77%	77%	78%	79%	79%
85%	78%	80%	81%	82%	83%	84%	84%
90%	83%	85%	86%	87%	88%	89%	89%
95%	88%	90%	91%	92%	93%	93%	94%
100%	92%	94%	96%	97%	98%	98%	99%
År 2050							
50%	44%	46%	47%	48%	48%	48%	49%
60%	53%	55%	56%	57%	58%	58%	59%
70%	62%	64%	66%	67%	67%	68%	68%
80%	71%	73%	75%	76%	77%	78%	78%
85%	75%	78%	80%	81%	82%	82%	83%
90%	80%	82%	84%	86%	86%	87%	88%
95%	84%	87%	89%	90%	91%	92%	93%
100%	89%	92%	94%	95%	96%	97%	98%

Följande antagande ligger till grund för Tabell 15:

- Det avancerade reningssteget behandlar kontinuerligt ett flöde upp till  $Q_{max,AR}$ , d.v.s. driftstörningar orsakade av t.ex. underhåll eller slamflykt påverkar inte kapaciteten.
- Samtliga föroreningar antas vara inerta ämnen, vilket innebär att ingen avskiljning eller negativ reduktion sker i reningsverkets övriga reningssteg. Förbilet vatten innehåller således samma koncentration som inkommande vatten.
- Flödet som har använts i beräkningarna ovan antas motsvara det flöde som gäller efter den biologiska reningen. Vi har således inte tagit hänsyn till att det kan ske en viss utjämning av flöden mellan silar och sandfilter.
- Timflöden antas fånga in de flödesvariationer som sker, d.v.s. flödestoppar som varar under kortare tidsintervall antas inte ske. Detta antas vara ett rimligt antagande eftersom bedömningen baseras på inkommande flöden och för att det sker en viss utjämning före det avancerade reningsverket. Käppalaverket har också ett tunnelsystem som utjämnar flödestoppar in till verket.

### 3.4.2 Organiska mikroföroreningar som ska renas bort

Vid val av dimensionerande flöde för ett avancerat reningssteg behöver hänsyn tas till reningskraven. När målsubstanser sätts för ett avancerat reningssteg bör hänsyn tas till existerade och kommande regelverk samt den påverkansbedömning som gjordes inom Fas 0 och Fas 1. Detta inkluderar substanser som listas i:

1. Havs- och vattenmyndighetens föreskrift om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25), rad 1-4 i Tabell 16,
2. Förslaget till ändring av direktiv för prioriterade ämnen (EU Commission 2022b), rad 5-13 i Tabell 16,
3. Fas 0 och Fas 1 recipientbedömning med riskkvot >1 i recipienten, rad 14-22 i Tabell 16,
4. Förslag för ändring av avloppsdirektiv från EU (EU Commission 2022a) (benämns "nya avloppsdirektivet" i vidare text), rad 23-34 i Tabell 16.

Tabell 16 listar de substanser som en läkemedelsrening vid Käppalaverket bör avse att rena bort. Det bör noteras att olika existerade och kommande regelverk samt påverkansbedömning från Fas 0 och Fas 1 delvis kan inkludera samma substanser, men att bedömningen av reningsbehovet kan se olika ut då reningskraven kan vara formulerade på olika sätt.

Likt den övergripande påverkansbedömningen i avsnitt 2.3.1, baseras bedömningen i tabellen nedan på halter som uppmätts i övervakningsstationen Askrikefjärden Koviks udde (KOV, se Figur 1). Detta blir relevant eftersom stationen ligger nedströms Käppalaverkets utsläppspunkt och kan anses som mest påverkad av anläggningens utsläpp.

Tabell 16. Läkemedelssubstanser och olika måldefinitioner (gränsvärde, riskkvot, reningskrav) som en avancerad rening vid Käppalaverket bör avse att hantera.

Nr	Ämne	Mål	Kravformulering, kommentar
<b>HVMFS 2019:25</b> (Gränsvärde/bedömningsgrund i recipient)			
1	Ciprofloxacín	100 ng/l	Maximal tillåten koncentration i recipient
2	Diklofenak	10 ng/l	Årsmedelvärde i recipient
3	Östradiol (17beta-) E2	0,08 ng/l	
4	Etinylestradiol (17alfa-) EE2	0,007 ng/l	
<b>Tillkommande eventuella krav enligt förslag för prioriterade ämnen</b> (årsmedelvärde i recipient samt maximal tillåten halt i parentes)			
5	Azitmocin	1,9 (18) ng/l	Årsmedelvärde i recipient (Maximal tillåten koncentration i recipient)
6	Karbamazepin	250 (160 000) ng/l	
7	Klaritromycin	13 (13) ng/l	
8	Diklofenak	4 (25 000) ng/l	
9	Erytromycin	50 (100) ng/l	
10	Ibuprofen	22 ng/l	
11	Östron (E1)	0,018 ng/l	
12	Östradiol (17beta-) E2	0,009 ng/l	
13	Etinylestradiol (17alfa-) EE2	0,0016 ng/l	
<b>Tillkommande eventuella krav enligt recipientbedömning i Fas 0 &amp; Fas 1</b> (Riskkvot i utgående avloppsvatten delat med 100 ggr utspädning)			
14	Citalopram	26 (0,26)	Riskkvot (RK) i recipient enligt PNEC i Fas 0 & Fas 1 (Riskkvot i recipient enligt nya tester (Hoyer et al., 2022))
15	Östron (E1)	0,50	Riskkvot (RK) i recipient enligt Fas 0
16	Oxazepam	0,28	
17	Diklofenak	0,16	
18	Furosemid	0,07	
19	Sertralin	0,06	
20	Klaritromycin	0,03	
21	Erythromycin	0,03	
22	Sulfametoxazol	0,03	



Tillkommande eventuella krav enligt förslag till ändring av avloppsdirektiv från EU*			
Avser rening från IN →UT som medelreningsgrad för minst 6 substanser (fyra ämnen från kategori 1 + Två ämnen från kategori 2)			
Kategori 1 (minst 4)			
23	Amisulprid	80 %	ingick i provtagning 7 & 8, substansen är inte registrerad som läkemedel i Sverige
24	Karbamazepin	80 %	Avser rening från IN →UT
25	Citalopram	80 %	
26	Klaritromycin	80 %	
27	Diklofenak	80 %	
28	Hydrochlorothiazid	80 %	ingick i provtagning 7 & 8
29	Metoprolol	80 %	Avser rening från IN →UT
30	Venlafaxin	80 %	
Kategori 2 (minst 2)			
31	Benzotriazol	80 %	ingick i provtagning 7 & 8
32	Kandesartan	80 %	
33	Irbesartan	80 %	
34	4&6Methylbenzotriazol	80 %	

\* Det är något oklart vad reningskravet avser. Provtagning ska ske på inkommande och utgående vatten vid reningsverket med 2 stycken 28-timmars-prover per vecka. Samtidigt ska endast prover vid torrväderlägen ingå i kravuppföljning och då bör hela flöden vid relevanta provtagningar passera den avancerade reningen. Dessa två förslag kan uppfattas motstridiga, men kan ha en stor påverkan på kravuppfyllning och dimensionerade flöde för den avancerade reningen.

Utöver dessa läkemedelssubstanser bör även andra mikroföroreningar beaktas som regleras i Havs- och vattenmyndighetens föreskrift om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25; rad 35-38), samt i förslaget till nya prioriterade ämnen (rad 39-42, Tabell 17).

Tabell 17. Andra substanser som en avancerad rening vid Käppalaverket bör avse att rena bort.

Nr	Ämne	Mål (ng/L)	Kommentar
<b>HVMFS 2019:25</b> (Gränsvärde/bedömningsgrund i recipient) (årsmedelvärde i recipient samt maximal tillåten halt i parentes)			
35	PFOS perfluoroktansulfonat	0,13 (7200)	Årsmedelvärde (Maximal koncentration)
36	Bisfenol A	110	
37	Nonylfenol	300 (2000)	
38	Oktylfenol	10	
<b>Tillkommande eventuella krav enligt förslag för prioriterade ämnen</b> (årsmedelvärde i recipient samt maximal tillåten halt i parentes)			
39	∑PFAS <sub>24</sub> PF <sub>10</sub> Aekv	4,4	Årsmedelvärde, endast ∑PFAS <sub>11</sub> PF <sub>10</sub> Aekv analyseras idag
40	Bisfenol A	0,034 (51 000)	Årsmedelvärde (Maximal koncentration)
41	Nonylfenol	1,8 (170)	
42	Oktylfenol	10	

### 3.4.3 Reningsbehov baserat på flöde och reningskrav

För att se det faktiska reningsbehovet av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar enligt de olika tänkbara kraven visar Tabell 18 en sammanställning av hur dagens rening av dessa ämnen vid Käppalaverket fungerar baserat på medelvärdet för samtliga åtta veckoprovtagningar under Fas 0 och Fas 1. Detta innebär att bedömningen baseras på dessa prover som representerar den mest aktuella och representativa situationen. Andra provtagningar, t.ex. vid specifika punkter, djup eller tid, kan ge annorlunda resultat. Dessutom kan tillsynsmyndigheten göra en annorlunda bedömning utifrån ett större perspektiv. Det bör noteras att eventuella krav enligt nya avloppsdirektivet från EU är något oklart med avseende på uppföljningen. Provtagning ska ske på

inkommande och utgående avloppsvatten, men endast vid torrväderlägen. Detta innebär att hela flöden vid relevanta provtagningar bör passera den avancerade reningen. Dessutom bör det noteras att reningskravet enligt förslag till ändring av avloppsdirektivet avser medelreningsgrad av en grupp av substanser (minst 4 från kategori 1 och minst 2 från kategori 2). Olika läkemedelsrester reduceras i olika grad i den avancerade reningen; vissa substanser har en väldigt hög reningsgrad och de som reduceras sämre kommer kunna reduceras till < 80 % för att uppfylla kravet på en medelreduktion.

Den minsta medelutspädning som tagits fram inom Fas 0 och som anges till >100 ggr används i bedömningen nedan. Som det tydligt diskuteras i slutrapporten från Fas 0, så anger denna utspädning endast utspädningen av själva vattenflödet. Utspädningen av en substans beror på uppströmshalten vid utsläppspunkten. Finns ingen halt uppströms kan alltså den fulla utspädningen antas. Finns det däremot redan en viss halt uppströms så kan inte substansen i utgående avloppsvatten spädas i samma uträkning. Ansatsen att räkna med medelutspädningen är ändå bra för att bedöma reningsverkets bidrag och påverkan utifrån det antagande att det endast är reningsverkets utsläpp som släpps till recipienten. Det är också tydligt att om en halt av en särskild substans redan överstiger ett gränsvärde uppströms, så är det högst osannolikt att gränsvärdet kan uppnås efter utsläppspunkten, även om reningsverkets bidrag av respektive substans skulle vara minimalt. Även i dessa situationer är det dock relevant att se på hur endast reningsverkets utsläpp skulle påverka situationen i den mottagande recipient. Bidrag från både Henriksdal och Bromma reningsverk, samt utflöde via Slussen påverkar halterna i Käppalaverkets recipient. Detta kan således påverka riskbedömningen och eventuella reningskrav från tillsynsmyndigheter. Information om dessa utsläppspunkter finns dock inte tillgängligt idag och kan därför inte tas med i bedömningen nedan.

Tabell 18. Bedömda reningsbehov för läkemedel som en avancerad rening vid Käppalaverket bör avse att rena bort.

Nr	Ämne	Mål	Reningsbehov, kommentar
<b>HVMFS 2019:25</b>			
1	Ciprofloxacin	100 ng/l	Inget reningsbehov utifrån medelhalt (Fas 0 och1) i recipient <10 ng/l.
2	Diklofenak	10 ng/l	Inget reningsbehov utifrån medelhalt (Fas 0 och1) i recipient 7 ng/l (dock överskrider halten både uppströms och nedströms Käppalaverket vid enstaka provtagningar)
3	Östradiol (17beta-) E2	0,08 ng/l	Oklart reningsbehov eftersom medelhalt i recipient och utgående avloppsvatten (förutom vid ett tillfälle) var under analysens detektionsgräns. Denna ligger dock över gränsvärdet. <b>En utspädning på &gt;20 ggr skulle krävas om halten i utgående avloppsvatten sätts till att vara densamma som detektionsgränsen.</b>
4	Etinylöstradiol (17alfa-) EE2	0,007 ng/l	Oklart reningsbehov eftersom medelhalt i recipient och utgående avloppsvatten ligger under detektionsgräns vid samtliga provtagningar. Detektionsgränsen ligger dock över gränsvärdet. <b>En utspädning på &gt;170 ggr skulle krävas om halten i utgående avloppsvatten sätts till att vara densamma som detektionsgränsen.</b>
<b>Tillkommande eventuella krav enligt förslag för prioriterade ämnen</b> (årsmedelvärde i recipient samt maximal tillåten halt i parentes)			
5	Azitromycin	1,9 (18) ng/l	Oklart reningsbehov eftersom medelhalt i recipient endast baseras på två prover varav en var under detektionsgräns. Detektionsgränsen ligger dock över gränsvärdet. <b>Medelhalt i utgående avloppsvatten är 745 ng/l, vilket skulle kräva en avancerad rening även vid 100 ggr utspädning.</b>
6	Karbamazepin	250 (160 000) ng/l	Inget reningsbehov utifrån medelhalt (Fas 0&1) i recipient <11,4 ng/l
7	Klaritromycin	13 (13) ng/l	Inget reningsbehov utifrån medelhalt (Fas0&1) i recipient <3,9 ng/l

8	Diklofenak	4 (25 000) ng/l	Troligt reningsbehov eftersom medelhalt i recipient över gränsvärdet även om några prover ligger under kvantifieringsgräns som dock ligger över gränsvärdet.
9	Erytromycin	50 (100) ng/l	Inget reningsbehov utifrån medelhalt (FAS 0 & 1) i recipient <7 ng/l
10	Ibuprofen	22 ng/l	Inget reningsbehov utifrån medelhalt (FAS 0 & 1) i recipient 11 ng/l
11	Östron (E1)	0,018 ng/l	Troligt reningsbehov eftersom medelhalt i recipient 1,3 ng/l. Dessutom är medelhalt i utgående avloppsvatten 1,9 ng/l vilket skulle kräva en avancerad rening även vid 100 ggr utspädning.
12	Östradiol (17beta-) E2	0,009 ng/l	Oklart reningsbehov eftersom medelhalt i recipient och utgående avloppsvatten under detektionsgräns och där detektionsgränsen är högre än gränsvärdet. Om det antas att utgående halt sätts lika med detektionsgränsen, skulle det krävas en avancerad rening även vid 100 ggr utspädning.
13	Etinylöstradiol (17alfa-) EE2	0,0016 ng/l	Oklart reningsbehov eftersom medelhalt i recipient och utgående avloppsvatten ligger under detektionsgräns och där detektionsgräns är högre än gränsvärdet. Om det antas att utgående halt sätts lika med detektionsgränsen skulle det krävas en avancerad rening även vid 100 ggr utspädning.

**Tillkommande eventuella krav enligt recipientbedömning i Fas 0 och Fas 1 (Riskkvot i utgående vatten)**

14	Citalopram	2700 (27)	Oklart reningsbehov p.g.a. osäker riskkvot. Beräknad riskkvot på 2700 i utgående avloppsvatten skulle kräva en avancerad rening även vid 100 ggr utspädning. Enligt en ny studie (Hoyer et al. 2022), som ger en sänkt säkerhetsfaktor, behövs ingen rening för RK riskkvot i recipient < 1 i recipient vid 100 ggr utspädning.
15	Östron (E1)	50	Inget reningsbehov eftersom beräknad riskkvot i recipient ligger < 1 (vid 100 ggr utspädning). Det finns ett reningsbehov om det finns ett mål för att riskkvot <0,1 ska uppnås.
16	Oxazepam	24	
17	Diklofenak	16	
18	Furosemid	8	
19	Sertralin	8	
20	Klaritromycin	3	
21	Erythromycin	3	
22	Sulfametoxazol	2	Inget reningsbehov eftersom beräknad riskkvot i recipient ligger < 0,1 (vid 100 ggr utspädning) och < 1 vid endast 10 ggr utspädning.

**Tillkommande eventuella krav för rening av indikatorsubstanser enligt förslag till ändring av avloppsdirektiv från EU**

## Kategori 1 (minst 4)

23	Amisulprid	80 %	Reningsbehov eftersom medelreduktion (2 prover Fas 1) i Käppalaverket idag är på ca -150 %, vilket skulle kräva en avancerad rening.
24	Karbamazepin	80 %	Reningsbehov eftersom medelreduktion i Käppalaverket idag är på ca -27 %, vilket skulle kräva en avancerad rening.
25	Citalopram	80 %	Reningsbehov eftersom medelreduktion i Käppalaverket idag är på ca 1 %, vilket skulle kräva en avancerad rening.
26	Klaritromycin	80 %	Reningsbehov eftersom medelreduktion i Käppalaverket idag är på ca -20 %, vilket skulle kräva en avancerad rening.
27	Diklofenak	80 %	Reningsbehov eftersom medelreduktion i Käppalaverket idag är på ca 14 %, vilket skulle kräva en avancerad rening.
28	Hydrochlorothiazid	80 %	Reningsbehov eftersom medelreduktion (2 prover Fas 1) i Käppalaverket idag är på ca 22 %, vilket skulle kräva en avancerad rening.
29	Metoprolol	80 %	Reningsbehov eftersom medelreduktion i Käppalaverket idag är på ca -13 %, vilket skulle kräva en avancerad rening.
30	Venlafaxin	80 %	Reningsbehov eftersom medelreduktion i Käppalaverket idag är på ca -22 %, vilket skulle kräva en avancerad rening.

## Kategori 2 (minst 2)

31	Benzotriazol	80 %	Reningsbehov eftersom medelreduktion (2 prover Fas 1) i Käppalaverket idag är på ca 20 %, vilket skulle kräva en avancerad rening.
32	Kandesartan	80 %	Reningsbehov eftersom medelreduktion (2 prover Fas 1) i Käppalaverket idag är på ca 57 %, vilket skulle kräva en avancerad rening.

33	Irbesartan	80 %	Reningsbehov eftersom medelreduktion (2 prover Fas 1) i Käppalaverket idag är på ca 28 %, vilket skulle kräva en avancerad rening.
34	4&6Methylbenzotriazol	80 %	Reningsbehov eftersom medelreduktion (2 prover Fas 1) i Käppalaverket idag är på ca 66 %, vilket skulle kräva en avancerad rening.

Utöver tänkbara kravsituationer för läkemedelssubstanser visar Tabell 19 samma typ av bedömning för andra mikroföroreningar som regleras i Havs- och vattenmyndighetens föreskrift om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25) samt i förslaget till nya miljökvalitetsnormer.

Tabell 19. Bedömda reningskrav för andra substanser som en avancerad rening vid Käppalaverket bör avse att rena bort.

Nr	Ämne		Reningsbehov, kommentar
<b>HVMFS 2019:25</b> (årsmedelvärde i recipient samt maximal tillåten halt i parentes)			
35	PFOS perfluoroktansulfonat	0,13 (7200)	Troligt reningsbehov eftersom medelhalt i recipient 1,1 ng/l. Dessutom är medelhalt i utgående avloppsvatten 26 ng/l, vilket skulle kräva en avancerad rening även vid 100 ggr utspädning.
36	Bisfenol A	110	Inget reningsbehov utifrån medelhalt (FAS 0 & 1) i recipient 13 ng/l
37	Nonylfenol	300 (2000)	Inget reningsbehov utifrån medelhalt (FAS 0 & 1) i recipient 7,4 ng/l
38	Oktylfenol	10	Inget reningsbehov utifrån medelhalt (FAS 0 & 1) i recipient < -2 ng/l
<b>Tillkommande eventuella krav enligt förslag för prioriterade ämnen</b> (årsmedelvärde i recipient samt maximal tillåten halt i parentes)			
39	$\Sigma$ PFAS <sub>24</sub> PF <sub>10</sub> Aek <sub>v</sub>	4,4	Troligt reningsbehov eftersom medelhalten i recipienten (baserat på PFAS11) är 7,2 ng/l. Dessutom är medelhalt i utgående avloppsvatten (baserat på PFAS11) 81 ng/l, vilket skulle kräva en avancerad rening även vid 100 ggr utspädning.
40	Bisfenol A	0,034 (51 000)	Troligt reningsbehov eftersom medelhalten i recipienten är ~13 ng/l. Dessutom är medelhalt i utgående avloppsvatten ca 230 ng/l, vilket skulle kräva en avancerad rening även vid 100 ggr utspädning.
41	Nonylfenol	1,8 (170)	Troligt reningsbehov eftersom medelhalten i recipienten är 7,4 ng/l. Dessutom är medelhalt i utgående avloppsvatten på 17,1 ng/l, vilket skulle kräva en avancerad rening även vid 100 ggr utspädning.
42	Oktylfenol	10	Inget reningsbehov utifrån medelhalt (Fas 0 och 1) i recipient ~2 ng/l

### 3.4.4 Diskussion

Inget av reningsmålen för läkemedlen relaterar till recipientpåverkan (1-22 i Tabell 18) är svåra att uppfylla med en avancerad rening. Detta även om det finns vissa oklarheter framför allt med hänsyn till halter som ligger under detektionsgränsen (LOD). För att uppnå dessa mål krävs det, förutom en avancerad rening, även att utgående halter späds 100 gr. Med tanke på delvis höga uppströmshalter i recipienten kan detta eventuellt inte uppnås. Det kan därmed tänkas att det blir ett högre reningskrav utifrån tillsynsmyndighetens övergripande totalbedömning.

Föreslagna krav enligt nya avloppsdirektivet från EU kommer troligtvis bli drivande för en avancerad rening, i alla fall avseende läkemedelssubstanser. Att flera av dessa substanser observeras med ökande i halter över Käppalaverket, gör att den avancerade reningen i regel behöver rena bort mer än de 80 % som reningskravet avser (se Tabell 18). Eftersom allt vatten inte kommer att behandlas i det avancerade reningssteget, innebär detta i sin tur att reningsbehovet över reningssteget ökar ytterligare.

För andra eventuella krav enligt förslag till ändring för prioriterade ämnen bedöms en ännu högre rening för PFAS och bisfenol A krävas ifall de föreslagna gränsvärdena införlivas i direktivet (Nr 39 och 40 i Tabell 19). De höga halterna för bisfenol A vid Käppalaverket indikerar dock att det

sannolikt är någon industri som bidrar med dessa halter och som troligen kan minska genom uppströmsåtgärder.

Om det kommer att finnas analystekniska begränsningar även i framtiden, kommer en kravuppföljning för de hormonhalter som krävs Tabell 18 inte vara genomförbara. Dessa reningskrav bedöms därför inte kunna vara styrande för den avancerade reningen.

### 3.4.5 Beslut från Käppalaförbundet

Utifrån diskussionen ovan justerades dimensioneringen till ett maxflöde 3 m<sup>3</sup>/s och en medelreduktion på 85 % över läkemedelsreningen. Detta ger en prognostiserad avskiljning över Käppalaverket vid 3 m<sup>3</sup>/s på strax under 80 %. Det bedöms ge ett årsmedelvärde på över 82 % då flöden under 3 m<sup>3</sup>/s kommer ge en reduktion på 80 % eller högre. Detta anses vara en tillräcklig avskiljning för detta läge i projektet då det fortfarande är oklart hur avskiljningen ska beräknas och vilken villkorsformulering som kommer att gälla.

## 3.5 Karaktär på vatten till läkemedelsrening

Inom förstudien gjordes ingen omfattande karakterisering av vattenmatrisen men vissa analyser kompletterade befintliga data från Käppalaförbundet. Eftersom implementering av den avancerade reningen kan ske vid olika placeringar presenteras några karakteristiska halter för avloppsvatten vid de alternativa punkterna i Tabell 20. De punkter som är aktuella är direkt efter eftersedimenteringen, före och efter dosering av järnsulfat, samt efter sandfiltren. Tabellen anger halter för en längre testperiod med sänkt börvärde för fosfat, som innebär ökad dosering och en mer representativ period för dagens drift. Tabellen indikerar även att dosering av järnsulfat resulterar i en ökning av suspenderat material med ca 10 mg/L.

**Tabell 20. Karakterisering av vattenmatrisen vid olika relevanta provpunkter.**

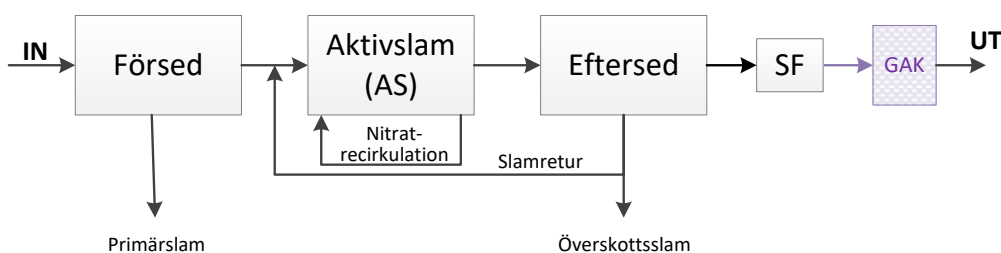
	FT52 (innan dosering)	FT52 (efter dosering)	Utgående
Sänkt börvärde för fosfat			
TSS, mg/l	2,6	7,1	2,3
COD, mg/l	-	-	-
BOD, mg/l	-	-	<2
Järn (Fe <sup>2+</sup> ), filtrerat, mg/l	0,25	-	0,14
Medelvärden för perioden 2020-12-31 till 2023-04-25			
TSS, mg/l	4,7	9,2	<2
COD, mg/l	-	-	30
BOD, mg/l	-	-	<2
Järn (Fe <sup>2+</sup> ), filtrerat, mg/l	0,35	-	0,22
Temp (min)	-	-	8,6
Temp (medel)	-	-	14,2
Bromid mg/l	0,2	-	-
Bromat mg/l	0,0014	-	-
DOC mg/l	11	-	-
NO <sub>2</sub> -N mg/l	0,05	-	-

## 4 Filter med granulerat aktivt kol (GAK)

Aktivt kol är en vanlig teknik för att avlägsna olika substanser från förorenat vatten och har bland annat använts i dricksvattenproduktion under många decennier. Avskiljningen sker genom adsorption av föroreningarna på den aktiva kolytan som bli mättad över tid. Aktiv kol behöver därför ersättas med nytt kol när adsorptionsytorna är upptagna och reningseffektiviteten minskat till en nivå som inte längre är tillräcklig.

Ett GAK-filter avskiljer inte bara föroreningar med hjälp av adsorption, utan även genom att biofilm anrikas i filtret och partikelbundna föroreningar avskiljs och en eventuell biologisk nedbrytning sker. De viktigaste aspekterna när det gäller teknisk installation av ett GAK-filter är att hantera de hydrauliska kapacitetsproblem som framför allt orsakas av mikrobiell tillväxt och höga partikelkoncentrationer som påverkar filterverkan i systemet. En låg halt suspenderade partiklar, organiskt material och närsalter är därför fördelaktigt och minskar behovet av backspolning av filtret.

För att minska belastningen med andra föroreningar än den som reningen avser bör placeringen av GAK-filter vara som sista reningssteg t.ex. efter ett sandfilter enligt Figur 27. På samma sätt som för sandfilter backspolas GAK-filter vid behov, vilket styrs av belastningen och tillväxttakten i filtret. Backspolningsvattnet återförs normalt till huvudreningen, t.ex. före sandfilter.



Figur 27. Möjlig placering av GAK-filter i befintliga reningsprocesser.

GAK-filter dimensioneras framför allt med tanke på den hydrauliska belastningen och kontakttiden, den så kallade EBCT - Empty Bed Contact Time, som bestämmer reaktorvolymen och hur frekvent kolet behöver bytas och ersättas med nytt respektive regenererat kol. En konventionell design av GAK-filter brukar anta 20 000 bäddvolymeter (BV). Empty bed volumes (EBV) kan likställas med 20 000 BV och motsvarar en dos på ca 25 g GAK/m<sup>3</sup> innan filterbyte. En långtgående förbehandling av avloppsvatten innan det filtreras genom GAK-filter kan öka utnyttjandegraden av filtermaterialet avsevärt, vilket ökar antal BV som kan behandlas innan filterbyte. Förbehandlingen kan bestå av en separat eller integrerad ultrafiltrering.

Erfarenheter finns från pilotkörning vid Syvab (Baresel et al., 2022a) och Getteröverket (Baresel et al., 2021a), samt tidigare långtidstester vid Hammarby Sjöstadverk (Baresel et al., 2017a) och kortare försök vid Kalmar vatten (Edefell et al., 2019). Förbehandlingen kan även bestå av en annan avancerad rening t.ex. i form av en ozonering. En längre livslängd på GAK-filtret erhålls bland annat p.g.a. en lägre belastning av hydrofilt organiskt kol som inte anrikas i filtret (Böhler et al., 2022). Även en lägre belastning från mikroföroreningar kombinerat med höga syrehalter från ozonering som kan öka den biologiska nedbrytningen av läkemedelsrester i GAK-filtret kan spela en roll. Erfarenheter finns från pilotskala vid Hammarby Sjöstadverk (Baresel et al., 2015a) och från fullskala vid Stengården ARV i Simrishamn (Ekengren et al., 2020). Även vid Lindholmen ARV har pilottestser med O<sub>3</sub>-GAK genomförts (Norrtälje

kommun 2022). För närvarande pågår dessutom långtidstester vid Getteröverket (Vivab) med O<sub>3</sub>-GAK efter en UF.

## 4.1 Förutsättningar och antaganden

Nedan beskrivs kort de huvudsakliga förutsättningarna och antaganden som ligger till grund för den mer detaljerade utredningen för en implementering av GAK-filtrer som avancerad reningsteknik vid Käppalaverket.

### 4.1.1 Kontakttid (EBCT)

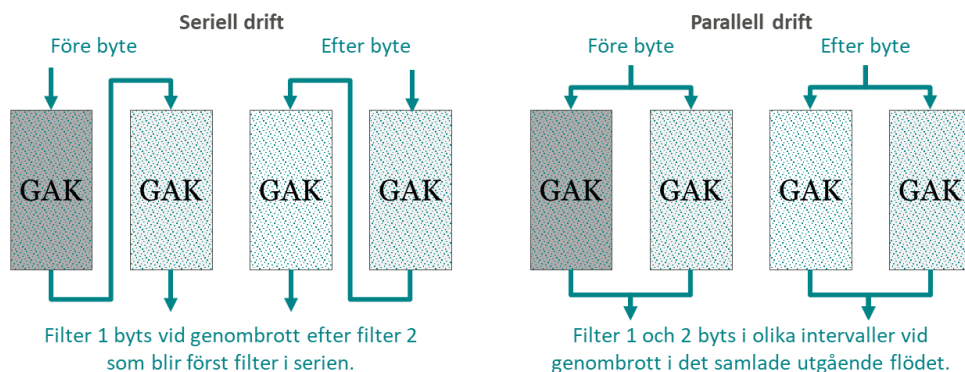
Med reningsmålet som definierades av Käppalaförbundet (se 3.4.5), och IVLs samlade kunskap inom området, görs en bedömning av att kontakttiden i GAK-filtren bör ligga på 15 min för  $Q_{medel,AR}$ . Detta ger en lägsta kontakttid på 11,5 min vid  $Q_{max,AR}$ , och längre kontakttider vid flöde högre än  $Q_{medel,AR}$ . Beroende på utformning av pumpstationen före den avancerade reningen, kan även ett flöde som överstiger  $Q_{max,AR}$  hanteras under kortare perioder utifrån kontakttiden. Detta baseras på tidigare tester som visat att EBCT ned till 10 minuter under vissa perioder inte resulterade i avsevärt försämrad reningseffekt (Baresel et al., 2014).

### 4.1.2 Ytbelastning och filterbädd

Halter för suspenderat material ligger enligt uppgift från Käppalaförbundet på en låg nivå med < 2 mg TSS/l efter sandfiltren. Ytbelastningen i GAK-filtren bedöms därmed kunna ligga på < 10 m/h. Men en maximal ytbelastning på 10 m/h och de önskade kontakttiderna enligt ovan, innebär det en maximal filterbädd på 2,5 m (utifrån  $Q_{max,AR}$ ). Samtidigt som vald ytbelastning påverkar filterarean, som med tanke på tillgängliga processutrymmen är en kritisk faktor. Det är därmed vår bedömning inte praktiskt genomförbart att installera filterbäddar på över 2 m i öppna filter efter sandfiltret, utan att det först bekräftas i försök. Trycksatta filter bedöms samtidigt inte som en realiserbar lösning med tanke på de stora vattenflöden som ska behandlas.

### 4.1.3 Livslängden på det aktiva kolet (bäddvolym)

Livslängden på det aktiva kolet som definieras med hur många behandlade bäddvolym (BV) som kan uppnås innan filtermaterialet behöver bytas ut. En vanlig dimensionering av GAK-filtrer baserat på leverantörsrekommendationer utgår oftast från 20 000 BV. Kolet byts i princip ut när reningsmålet i filtratet inte längre uppfyller de satta målen, även om endast en del av kolets adsorptionskapacitet har förbrukats. För en utökad livslängd av kolet kan, i enlighet med tidigare diskussion, en bättre förbehandling tillämpas. IVL rekommenderar vanligtvis också att en tvåstegsfiltrering används för att vid behov av filterbyte endast byta ut kolet i första filtret. Därefter byts placeringen av de två filtren i serien och det nya kolet kommer därmed sist i serien (se Figur 28). Med detta driftsätt kan ett avsevärt bättre utnyttjande av filtermaterialet uppnås. Kontakttiden över varje filterpar förblir dock samma som vid enstegsfilter, vilket innebär en dubblerad ytbelastning, eller en halverad filterbädd. Detta bedöms inte kunna tillämpas vid Käppalaverket p.g.a. begränsningar i ytbelastning respektive tillgängliga ytor för filterinstallation. Även med ett parallellt driftsätt bedöms en bäddvolym på 40 000 BV som realistiskt om endast läkemedelsrester ska renas bort. Detta baserat på IVLs samlade erfarenheter från olika pilotförsök som inkluderar en bra förening före GAK-filtren.



Figur 28. Schematisk bild över de två vanligaste flerfiltersystem.

Figur 28 visar att även vid enstegsfilter kan filtermaterialet utnyttjas längre om hänsyn tas till flera parallella filter med olika bytestider. Ett filter som har behandlat avsevärt mer än 20 000 BV, och som därmed kan ha en lägre reningseffekt, kompenseras genom ett nyinsattfilter där det aktiva kolfiltret är omättat, tillskillnad från ett filter som redan varit i bruk över en längre tid. Även om båda driftsätten som visas i Figur 28 kan öka filtrets livslängd bedöms en seriell drift vara mer lämpligt för Käppalaverket. Detta beror på eventuella ojämnheter i reningseffektiviteten i första filtret p.g.a. att belastningsvariationer kan fångas upp i det andra filtersteget. Även filtermaterialets kapacitet utnyttjas bättre i tvåstegsfilter p.g.a. olika jämviktsförhållande i de två filterstegen.

#### 4.1.4 Backspolning av filtren

Backspolningsbehovet av filtren påverkas av vattenmatrisens innehåll avseende på suspenderat material och lättnedbrytbart substrat som kan leda till biofilmtillväxt och även sätta igen filtret. Även filterbäddjup och ytbelastning påverkar backspolningsbehovet p.g.a. kompaktering av filterbädden. Backspolning bedöms behövas minst två gånger per vecka i ca 30 min med en kombination av tryckluft och vattenspolning. Backspolning av olika filter sker vid olika tidpunkter. Backspolshastigheten med vatten föreslås här sättas till 20-30 m/h.

En vanlig backspolningssekvens består av följande steg:

- **Avstängning/nivåsänkning** - Inflödesventilen stängs och vattennivån i filtercellen sänks ner tills den når en höjd på cirka 150 mm över filtermediet. Utloppsventilen stängs och ventilen för backspolningsavloppet öppnas.
- **Tryckluftsspolning** – Filterbädden backspolas med endast tryckluft i ungefär en till två minuter för att luckra upp filterbädden.
- **Vattenspolning** – Efter avstängning av luftspolningen startas backspolningspumpen med endast vatten under cirka tio minuter med hög hastighet.
- **Idrifttagning** – Ventiler relaterat till backspolning stängs och backspolningspumpen stoppas. Inflödes- och utloppsventilen öppnas.

Backspolning av luft och vatten kan vid behov också kombineras. Beroende på hur snabbt en nivåsänkning i första steget kan uppnås, tar backspolning av ett filter mindre än en timme.

## 4.2 Föreslagen processutformning

I Figur 2 markeras reserverade processvolymerna som kommer att nyttjas i en framtida avancerad rening och den visar att den befintliga biologin och eftersedimentering i linje 1

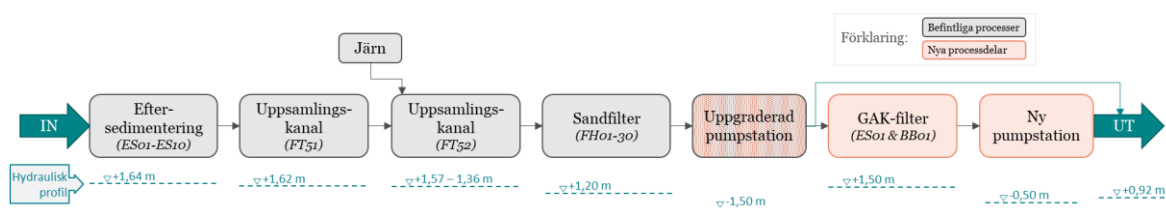


(BB01 och ES01) är mest relevant för en placering av en GAK-filtrering. Denna placering väljs p.g.a. att vattnets väg, som behöver passera sandfiltren, följer den kompletterade fosforfällningen för att vattnet ska uppnå den högsta reningraden innan GAK-filtrering. Huruvida de förlorade processvolymerna kompenseras i anläggningen har inte ingått i förstudien.

Figur 29 visar den föreslagna processplaceringen av en eventuell GAK-filtrering vid Käppalaverket inklusive vattennivån i de olika processteg. Huvudargumenten och relaterade aspekter för val av denna placering är:

- de sandfilter som föregår GAK-filtreringen kan användas för att uppnå högsta möjliga reningsgrad innan GAK-filtrering.
- även om ett nytt utlopp behöver skapas så finns det redan existerande infrastruktur (tunnlar) för att åstadkomma detta längs vattnets väg.
- den avancerade reningen kan enkelt förbildas vid behov

Dessvärre bedöms att två pumpstationer, en uppgradering av nuvarande station för lyft av vatten till GAK-filtren, och en ny pumpstation efter GAK-filtren, vara oundvikligt med tanke på de förväntade tryckförluster över GAK-filtren.



**Figur 29. Föreslagen huvudalternativ för processmässig placering av en framtida GAK-filtrering på Käppalaverket inklusive vattennivån i olika processdelar.**

Tabell 21 visar en sammanställning av de övergripande designparametrarna för den beskrivna tekniklösningen med GAK-filtrer. Dessa parametrar motiveras och beskrivs mer utförligt i texten.

**Tabell 21. Övergripande designparameter för den beskrivna tekniklösningen.**

Parameter	Designvärde
Driftsätt	(1-steps) gravitationsfilter i parallell drift
Höjd på filterbädd	1,80 m
Kontaktid per filter (EBCT)	15 min vid $Q_{medel,AR}$ (11,5 min vid $Q_{max,AR}$ )
Ytbelastning per filter	7,2 m/h vid $Q_{medel,AR}$ (9,4 m/h vid $Q_{max,AR}$ )
Bäddvolym innan filterbyte (BV)	20 000* (ca 25 g GAK/m <sup>3</sup> )
Ytbelastning per filter vid backspolning	Vattenspolning: 30 m/h Luftspolning: 45 m/h

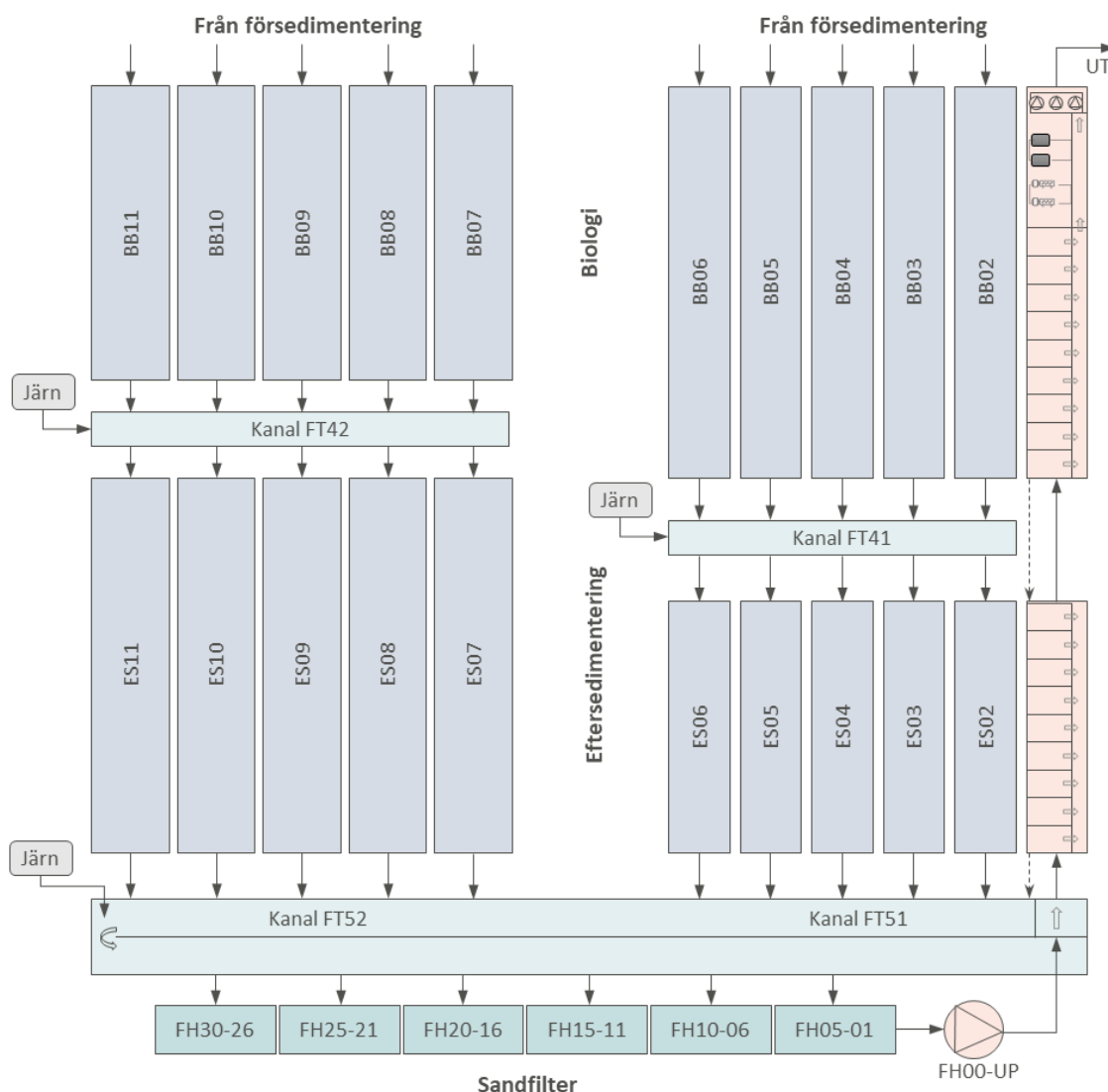
\* Konventionell design, 40 000 BV bör kunna uppnås vid endast läkemedelsrening

#### 4.2.1 Teknisk utformning

Figur 30 visar hur en tänkbar teknisk utformning av GAK-filtrering kan se ut vid placering i ES01 & BB01. Den befintliga pumpstationen FH00-UP anpassas för att kunna lyfta vatten till GAK-filtren i ES01 & BB01. En anpassning av, eller utnyttjande av befintlig utloppskanal UT20 efter pumpstationen och efterföljande UT10, kan eventuellt vara nog för att omdirigera vattnets väg till ES01. Från uppsamlingskanalen FT51 efter ES02 finns redan idag ett nödavlopp från FT51 till UT10 som kunde nyttjas samtidigt som FT51 kunde blockeras mellan ES01 och ES02.

Backspolvvattnet kan återföras till uppsamlingskanalen FT51 för behandling med efterfällning och sandfiltrering innan det återigen passerar GAK-filtren.

Även tillhörande utrustning som backspolningspumpar, kompressorer för tryckluft och mätutrustning placeras i utrymmen benämnt ES01 och BB01. Mottagnings- och hämtningsstation för aktivt kol placeras utomhus och transporteras via ledningar till GAK-filtren i ES01 och BB01 (se 4.2.4).



Figur 30. Schematisk processdesign för den föreslagna GAK-lösningen vid Käppalaverket.

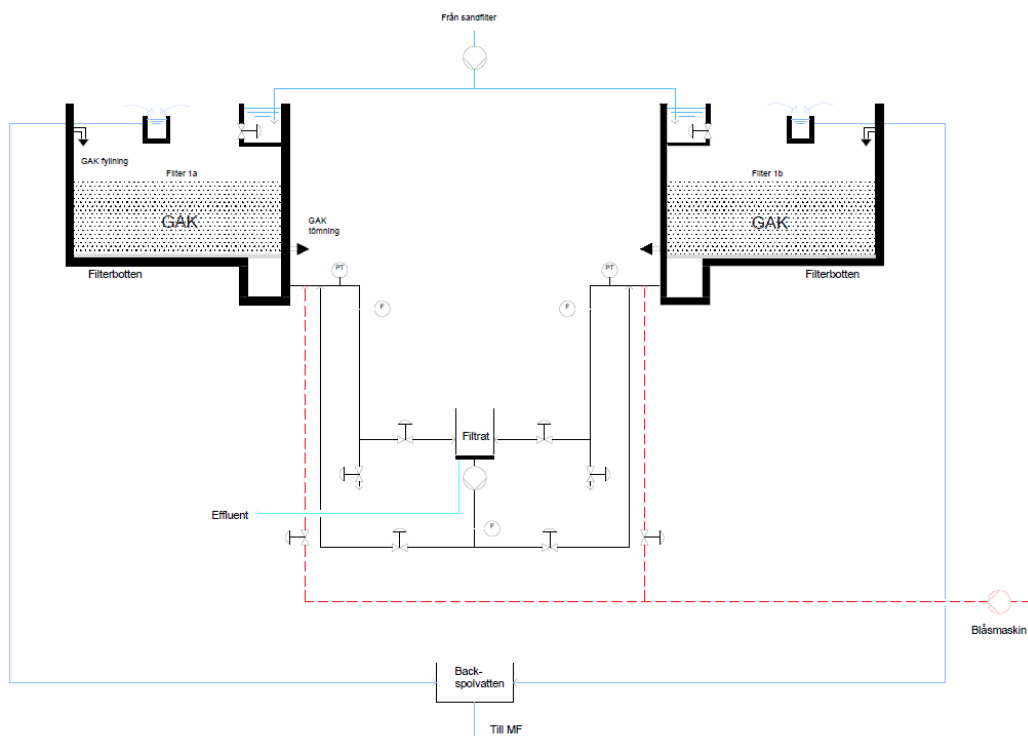
#### 4.2.2 Processdesign

Med tanke på det begränsande utrymmet i BB01 och ES01, begränsningar i ytbelastning och önskad kontakttid i GAK-filtren (se 4.1), bedöms det att en filterbädd på 1,8 m och en kontakttid på 15 min som en bra kompromiss. Detta ger också en stabil och acceptabel ytbelastning på 7,2 m/h vid  $Q_{medel,AR}$  och 9,4 m/h vid  $Q_{max,AR}$ , vilket dock är nära den bedömda maximala ytbelastningen som bör tillämpas.

Med dessa designparametrar bli filtervolymen och filterytan som behövs ca 2070 m<sup>3</sup> respektive ca 1150 m<sup>2</sup>. Denna filtervolym delas upp i flera filter (eller celler) och här sätts en storlek på ca

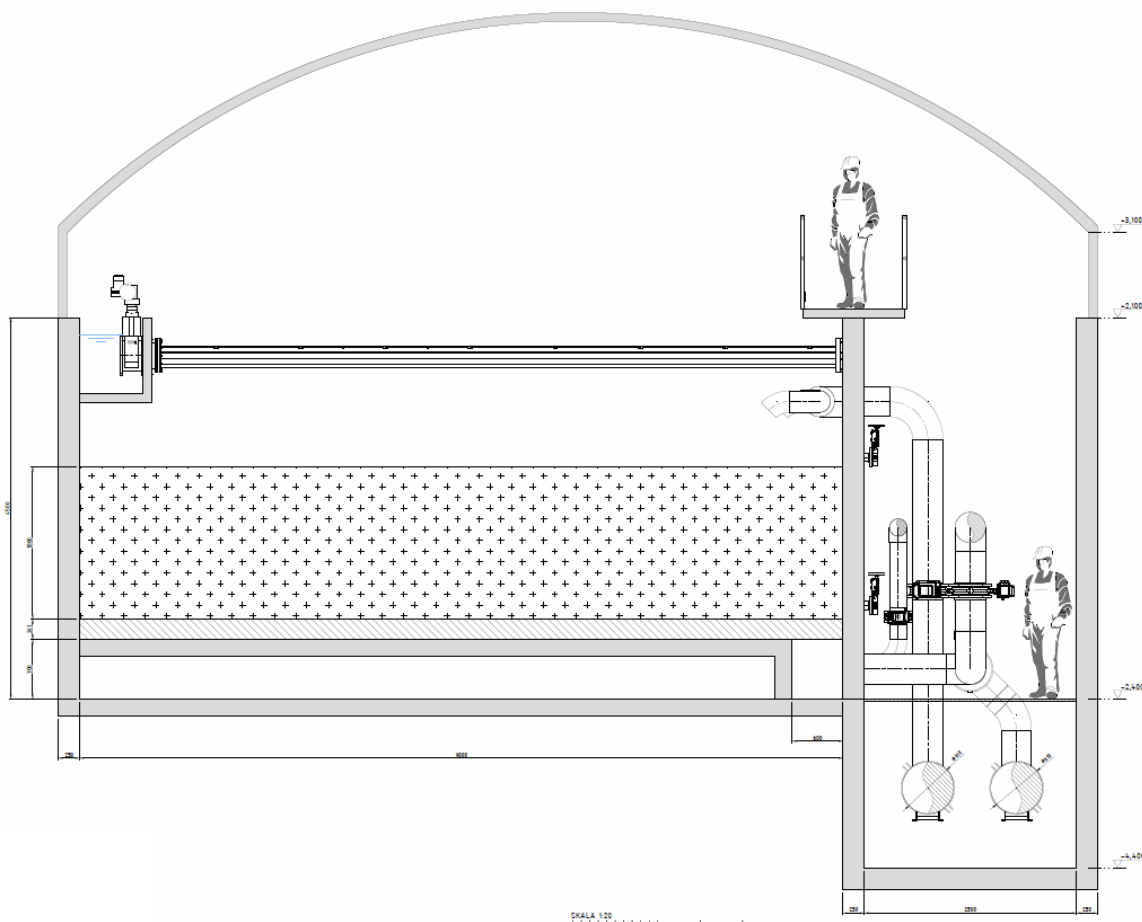
70 m<sup>2</sup> eller 126 m<sup>3</sup> per filtercell. Även om filterutformningen har tagits fram i samverkan med teknikleverantörer, och med tanke på en praktisk hantering av filtermaterial vid filterbyte, så finns möjligheter till att anpassa utformningen vid behov. Med den definierade cellstorleken behövs 16 filter. För att inkludera redundans vid stopp och för att ta hänsyn till att ett filter backspolas samtidigt som ett filter är avställt för byte av filtermaterial, räknas med två extra GAK-filterceller vilket ger totalt 18 filter (Figur 30). Planerat underhåll, kolbyte etc. bör läggas under perioder där GAK-filtrens funktionalitet inte äventyras. Vid eventuella akuta problem bedöms det vara okej att kapaciteten under en begränsad tidsperiod är något lägre, då detta kan "hämtas in" genom en bättre rening under andra perioder som därmed leder till att reningskravet uppnås.

Figur 31 visar en schematisk ritning av GAK-filtrens funktion med hjälp av två filter.



**Figur 31. Schematisk ritning av GAK-filtrens funktion (original i bilagan).**

Figur 32 visar en layoutritning av hur GAK-filtren kan implementeras i de befintliga utrymmena med en ny schakt för installation av ledningar för in- och utloppet. Serviceutrymme innehåller dessutom installationer för backspolvatten och tryckluft och för tömning och fyllning av filtermaterial. Detta är en traditionell uppbyggnad med en upphöjd filterbotten där placering av rörgalleri är anpassade till de platsspecifika förutsättningarna vid Käppalaverket (Figur 32). För GAK-alternativet är det just utformningen av filterceller och placering av rörgalleri som är den mest kritiska aspekten. Det bör noteras att det har diskuterats flera olika utformningar med teknikleverantörer bl.a. för placering av rörgalleriet och filterutformningen eftersom de befintliga utrymmena i BB01 och ES01 kräver en anpassad utformning för att kunna rymma filtren. Placeringen tillåter samtidigt en acceptabel åtkomst av installationer för underhåll och service. I nuvarande utredningsskede bedöms installationen som genomförbar och det kan finnas olika tekniska utformningar som i nästa steg behöver utredas mer ingående.



**Figur 32. Schematisk ritning av GAK-filtren för installation i ES01 och BB01.**

Med hänsyn till filterväggar bedöms de effektiva filtermått för den antagna filterutformningen vara ca  $7,8 \times 9$  m. Detta innebär att 9 filter skulle kunna rymmas i ES01 och resterande 9 filter placeras i BB01. Det medför att ca 75 m av det tillgängliga 135 m i BB01 behövs som filteryta. Resterande volym kan användas som buffertvolym av filtrerat vatten för backspolning inkl. backspolpumpar. Pumpstationen som behövs efter GAK-filtren, samt övrig maskinutrustning (blåsmaskin, ejektorpumpar), el och styr m.m. och den omplacerade övervakningsstationen för utgående avloppsvatten ryms också. Viss utrustning kan även placeras ovanpå GAK-filtren för ett platseffektivt utnyttjande av utrymmena. Detta kräver dock en deltäckning av filtren. Flera layout- och detaljritningar finns i bilagan.

Beroende på vilket GAK-filter som rekommenderas av leverantören kan filterbotten utformas på olika sätt. Vid GAK med en storlek som inkluderar partiklar  $< 0,6$  mm behövs ett multimediafilter, alltså ett lager av grus på ca 30 cm på filterbotten för att undvika att GAK passerar filtret. Vid endast GAK-partiklar större än 0,6 mm kan en extra "mediahållare" läggas på dräneringsbotten på filtret i stället (Lackarebäck vattenverk är här en lämplig referensanläggning). Båda lösningarna fungerar bra, men de behöver beaktas i dimensioneringen eftersom placeringen av GAK och dess tömning och öppning påverkas inklusive den totala filterbäddhöjden. I den föreslagna designen inkluderas "mediahållare" i filterbotten.

För en bättre resurseffektivitet rekommenderas backspolning vara behovsstyrd i stället för med ett fast backspolningsintervall. När tryckförlusten genom GAK-filtren, på grund av

ackumulering av föroreningar i filtermediet, uppnår ett bestämt maximalt värde utförs en backspolning på filtret. Backspolning sker med både högt lyft- (45 m/h) och med vattenflöde (20-30 m/h), vilket innebär att det behövs kompressorer och backspolningspumpar. Då endast ett filter backspolas åt gången kan samma utrustning användas för samtliga filter. För redundans, och med tanke på uppdelning av filtren på ES01 och BB01, rekommenderas två backspolpumpar och kompressorer för leverans av tryckluft och backspolvatten. Spolvattenpumpar tar vatten från utloppskanalen efter filterbassängen. Uppsamlad backspolvatten leds via ledningar till FT51 utan behov för extra pumpning.

Behovet för backspolvatten för en sekvens enligt ovan ligger på ca 350 m<sup>3</sup> per 50 m<sup>2</sup> filteryta. Med det antagna medelflödet på 2,3 m<sup>3</sup>/s finns det således alltid tillräckligt vatten i utloppet för att tillgodose backspolsbehovet. Dock kan en buffertvolym vara lämpligt för att undvika hydrauliska störningar.

### 4.2.3 Övervakning och styrning av filterbyte

Mätning av absorbansen vid 254 nm (UVA) eller DOC har i olika projekt som IVL varit involverat i inte visat sig vara en lämplig metod för att kunna övervaka GAK-filtrens reningseffektivitet över tid så som t.ex. vid ozonering (se 6.2.4). Vid krav för regelbundna analyser för mikroföroreningar minst en gång per vecka enligt förslaget till nya avloppsdirektivet skulle en uppföljning av både totalflödet och filtercellerna med längst drifttid kunna användas för en övervakning och beslut om filterbyte.

Den föreslagna designen för GAK-filtren med möjlighet att utöka höjden på filterbädden tillåter även att enstaka filter kan "toppas" med ett lager nytt GAK för att snabbt kunna öka reningsskapaciteten. På detta vis skulle en extra redundans för att upprätthålla reningsskapaciteten i den avancerade reningen uppnås, samtidigt som byten i flera filter samtidigt kan undvikas. En annan möjlighet är att "gamla" GAK-filter körs med konstant lågt flöde medan "nya" GAK-filter tar belastningstopparna.

### 4.2.4 Transporter, fyllning och tömning av GAK-filtren

Mottagande och hämtning av GAK föreslås ske via en mottagningsstation som etableras på gården med tillgång till tunnelsystemet för installation av transportrör (Figur 33). Lastningsstation kan delvis bestå av en ställplats för tankbil vid leverans/hämtning av GAK och en byggnad med containrar som används för avvattning av förbrukat GAK inför hämtning respektive blötläggning av nytt/reaktiverat GAK vid leverans (Figur 33). Storleken på lastningsstationen beror på hur förbrukat GAK kommer hanteras/transporteras. Vid flera kontinuerliga transporter av förbrukat GAK behövs en mindre station jämfört med om förbrukat kol från en hel filtercell behöver lagras inför transport. Tömning av förbrukat GAK sker via öppningar i varje filtercell strax över filterbotten (Figur 32) som är ansluten till en ejektorpump som drivs med vatten från inloppskanalen till den avancerade reningen. Erfarenheter från andra GAK-anläggningar visar att en viss manuell insats kan behövas för tömning av GAK-rester.

Den långa transportledningen föreslås utformas som PE-rör (Ø100 mm) för att minimera antal kopplingar och vinklar i den upp till 600 m långa ledningen. Detta för att minimera friktionen som ökar resursförbrukningen och som kan påverka det aktiva kolet. Ejektorpumpen används också för fyllning av GAK-filter från laststationen på samma sätt, men här används ejektorpumpen placerad vid containern. Fyllning sker via påfyllningsledningar som placeras över filtercellerna och som är svängbara för en jämn fördelning i cellerna. Vid eller efter

påfyllning kan även en kort backspolning med vatten användas för en jämn fördelning av filtermaterialet (en referensanläggning för denna hantering är Lackarebäck vattenverk). Dräneringsvatten återförs till FT51.



**Figur 33. Förslag till placering av lastningsplats för GAK och exempel på lastningscontainer från Lackarebäck vattenverk.**

### 4.3 Förväntad reningseffekt

Reningseffektiviteten i GAK-filter bestäms främst av filtermaterialets adsorptionsförmåga och eventuellt biologiska nedbrytningsprocesser i filtret. Skillnader i adsorptionsförmåga för olika material av aktivt kol har visats av Svahn (2016). Erfarenheter från dricksvattenverk och avloppsreningsverk från projekt i både Sverige och utomlands har visat en över lag mycket god reningsgrad av läkemedelsrester och hormoner. Ett problem med att jämföra olika tester

är att både en mer eller mindre etablerad mikrobiologi påverkar kapaciteten av systemen och att löst organiskt kol i vattnet som behandlas varierar stort från anläggning till anläggning och att det bidrar till att kolet mättas över tid.

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 de första pilottesterna vid svenska avloppsreningsverk att PFAS-ämnen bryter igenom ett kolfilter långt tidigare än flera läkemedelsrester (t.ex. vid 5000 – 10 000 BV, Baresel et al., 2022d; Edefell et al., 2022).

För GAK-filtrering är en viktig slutsats att reningseffekten avtar över tid vilket innebär att filtermaterialet behöver bytas ut, eller fyllas på, för att reningseffekten ska upprätthållas.

## 4.4 Resursförbrukning och miljöpåverkan

Resursförbrukningen och andra miljöaspekter vid användning av GAK-filter är framför allt relaterade till GAK-behovet och således tillverkning, regenerering, transport och eventuell destruktion av GAK. Vid produktion av GAK krävs stora resurser i form av både råmaterial och energi (naturgas). GAK-produktion och dess regenerering sker utanför Sverige även om det finns enstaka regenereringsanläggningar i Sverige (t.ex. Alelyckan för GAK från vattenverk). Att regenereringen sker utanför Sverige innebär att det för energiproduktion används mer fossila bränslen jämfört med om regenereringen skett i Sverige och en svensk energimix skulle användas. Resultatet blir att miljöpåverkan blir större. Den stora energiförbrukningen leder också till annan miljöpåverkan än klimatpåverkan, såsom eutrofiering och försurning. Att tillverkning och regenereringen sker utanför Sverige innebär också att transport av ny och förbrukad GAK behöver ske, vilket också ökar miljöpåverkan. Jämfört med den ovana diskuterade miljöpåverkan utgör dock transportererna endast en mindre del av den totala miljöpåverkan.

Att inte använda fossila material för produktion av GAK utan förnyelsebara material som kokosnötskal kan vara ett alternativ men reningseffekten för dessa GAK-material är dock inte tillräckligt höga för att utgöra ett attraktivt alternativ. Tillgången på dessa förnyelsebara material är dessutom begränsande. Försök att producera aktivt kol från organiskt substrat såsom reningsverkets eget slam har än så länge inte visat sig vara applicerbart i GAK-filterinstallationer (Baresel et al., 2017b; 2021a). System som leder till ett bättre utnyttjande av kolet minskar även den miljöpåverkan som härrör från tillverkning och regenerering av kol.

Energibehovet vid drift av GAK-filter är låg och energi krävs endast vid lyft av vatten och för backspolning. Miljöpåverkan från energiförbrukningen vid drift är således mindre än för de andra mer energikrävande teknikalternativ.

En restprodukt uppstår endast vid byte av filtermaterialet. Vid regenerering av GAK eller förbränning av biokol bryts de adsorberade organiska föroreningar ned genom mineralisering.

### 4.4.1 Specifik miljöpåverkan

Även om den förslagna designen utgår från nya bassänger så bör det i nästa steg undersökas om existerande betongväggar längs berget kan nyttjas för att minska behovet för rivning och gjutning av nya betongväggar. Därmed krävs endast nya betongväggar mot rörgalleriet i mitten och mellan filtercellerna och delvis vid övertäckning av filterceller.

Med den beskrivna utformningen av GAK-filtren bedöms betongåtgången till ca 5000 m<sup>3</sup>. Denna och andra dominerande resurser som behövs för byggnation och drift av filteranläggningen återges i Tabell 22. Det bör noteras att resursbehovet för olika poster vid installation är skattade baserat på den grova processdesignen som gjorts.

**Tabell 22. Miljöpåverkan för GAK-filter vid  $Q_{medel,AR} = 2,3 \text{ m}^3/\text{s}$  uttryckt som  $\text{kg CO}_{2ekv}$ .**

Främsta resurser	Behov	t CO <sub>2ekv</sub> /år	Kommentar
<b>Installationsfas – omräknat beroende på livslängd</b>			
Betong	5000 t	21	- GAK-filterceller, lastningsstation - antagen livslängd 30 år - Emissionsfaktor 130 kg CO <sub>2ekv</sub> /ton <sup>2</sup>
Armering & byggstål	300 t	6	- t.ex. armering och byggstål - antagen livslängd 30 år - Emissionsfaktor 596 kg CO <sub>2ekv</sub> /ton <sup>2</sup>
Maskin, VVS	100 t	24	- t.ex. pumpar, kompressor, rör, lastningsstation - antagen livslängd 15 år - Emissionsfaktor 3600 kg CO <sub>2ekv</sub> /ton <sup>2</sup>
Byggtransport	5500 t 50 km	0,64	- Främst leveranser och byggtrafik - Antagen livslängd 30 år - Emissionsfaktor 0,07 kg CO <sub>2ekv</sub> /tonkm <sup>1</sup>
<b>Summa emissioner från byggfas:</b>		<b>52 t CO<sub>2ekv</sub>/år</b>	
<b>Driftsfas (påverkan per drift år)</b>			
Elförbrukning	1 450 MWh/år	131	- Pumpning, backspolning - Emissionsfaktor 90,4 kg CO <sub>2ekv</sub> /MWh <sup>1</sup> - Svensk elmix
Filtermaterial (GAK)	1800 (900) t/år	4500 (2250) t CO <sub>2ekv</sub> /år	- 90 % reaktiverat/10% nytt GAK - Byte vid 20 000 (resp. vid 40 000) BV - Emissionsfaktor CO <sub>2ekv</sub> /ton <sup>1</sup> - nytt GAK 7 t CO <sub>2ekv</sub> /ton - reaktiverat GAK 2 t CO <sub>2ekv</sub> /ton
Transport	1200 t/år 750 km/år	63 t CO <sub>2ekv</sub> /år	- Främst GAK - Emissionsfaktor 0,07 kg CO <sub>2ekv</sub> /tonkm <sup>1</sup>
<b>Summa emissioner från drift:</b>		<b>ca 4700 (2450) t CO<sub>2ekv</sub>/år</b>	
<b>Totala emissioner:</b>		<b>4752 (2502) t CO<sub>2ekv</sub>/år</b>	
<b>Specifika emissioner:</b>		<b>0,066 (0,035) kg CO<sub>2ekv</sub>/m<sup>3</sup></b>	

<sup>1</sup> - Svenskt Vatten, Klimatberäkningsverktyg för VA-anläggningar, version 2 juni 2023

<sup>2</sup> - Boverkets klimatdatabas (C35/45)

Det framgår tydligt från tabellen att det är driften av processen som står för den största klimatpåverkan jämfört med byggnationsfasen. Klimatpåverkan är direkt relaterad till GAK-behovet, vilket medför att en eventuell optimering för att utöka antal bäddvolymmer skulle ge en direkt minskad klimatpåverkan. En lokal reaktivering kan potentiellt ge en minskad miljöpåverkan, dels utifrån mindre transporter, dels utifrån användandet av en annan energi vid regenereringen.

#### 4.4.2 Arbetsmiljö

Inga särskilda arbetsmiljöaspekter behöver beaktas vid arbete med GAK-filter förutom vid hanteringen av filtermaterial vid filterbyte.



## 4.5 Kostnader

Kostnader för GAK-filtrering brukar domineras av kostnader för GAK-materialet men även etableringen av GAK-filteranläggningen är en betydande kostnadspost. Med information från teknikleverantörer och en antagen livslängd på 20 000 respektive 40 000 BV kan förbrukningen och kostnader för GAK-filtrering beräknas enligt Tabell 29. GAK-priset kan variera kraftigt, för några år sedan låg priset på ca 50 % av de priser som visas i tabellen. Livslängder och kostnader för el, personal m.m. är baserade på uppgifter från Käppalaförbundet. Det framgår att utnyttjandegraden av filtermaterialet har en betydande effekt på kostnaderna. Vid en dubbelt så hög utnyttjandegrad för GAK uppgår avskrivningskostnaden för investeringen till samma storlek som driftkostnaden.

Tabell 23. Kostnadsposter för GAK-filteranläggningen.

Kostnadspost	Kostnad		Kommentar
	Totalt, Mkr	Mkr/år	
<b>Investeringskostnader – omräknat beroende på livslängd</b>			
Bygg- & anläggningsarbeten	60,5	3,1	- GAK-filterceller - Lastningsstation - antagen livslängd 30 år
Filterbotten	5,5	0,28	- antagen livslängd 30 år
VVS	7,5	0,38	- 25 % av bygg- & anläggningsarbeten - antagen livslängd 30 år
Maskin	57,3	3,85	- pumpar, kompressor, rör - antagen livslängd 20 år
El och automation	20,5	1,7	- 35 % av maskin - antagen livslängd 15 år
Oförutsett	36,5	1,85	- 25 % av bygg, VVS, maskin och el/automation
Byggherrekostnader	45,5	2,3	- 25 % av kostnadsposterna ovan
<b>Summa investeringskostnader:</b>		<b>ca 13,5 Mkr/år</b>	
<i>Annuitet (A) för årliga avskrivningar är beräknade med en ränta på 3 %</i>			
Kostnadspost	Behov	Kostnad Mkr/år	Kommentar
<b>Driftkostnader (per driftår)</b>			
Elförbrukning	1 450 MWh/år	2,175	- Backspolning, pumpning - 1,50 kr/kWh
Filtermaterial (GAK)	1800 (900) t/år	24,3 (12,1)	- Extern produktion/reaktivering - 90 % reaktiverat GAK, 11 kr/kg - 10 % nytt GAK, 35 kr/kg - 1,5 kr/kg transport - Byte vid 20 000 (resp. 40 000) BV
Driftpersonal	1200 tim/år	0,77	- främst GAK-byte, övervakning/kontroll - 640 kr/tim
Drift & underhåll		4,7	- 2 % av investeringskostnaderna
<b>Summa driftkostnader:</b>		<b>ca 31,9 (19,8) Mkr/år</b>	
<b>Total årskostnad:</b>		<b>45,4 (33,3) Mkr/år</b>	
<b>Specifik reningskostnad:</b>		<b>0,63 (0,46) kr/m<sup>3</sup></b>	

## 4.6 Specifika utredningsbehov

Även om det finns några aspekter i teknikförslaget som kräver mer information, är det på samma gång svårt att rekommendera specifika tester för att ta fram denna information. Detta gäller främst hur länge filtermaterialet skulle kunna användas innan ett byte krävs. Detta beror på flera aspekter såsom vattenmatris, typ av kol, belastningsvariationer etc. som inte kan undersökas i förenklade pilottester. Även den långa transportvägen vid tömning och påfyllning av GAK framstår som en osäker teknisk aspekt. IVL bedömer dock att det kan lösas under installations- och driftfasen och framstår därmed inte som kritiskt.

## 4.7 Referensanläggningar

Projektgruppen har med Lackarebäck och Bäcklösa vattenverk redan besökt två relevanta referensanläggningar med GAK-filter och liknande tekniska lösningar som föreslaget ovan.

## 4.8 Utvecklingspotential för GAK-filter

### 4.8.1 Tekniskombination med ozonering

IVL bedömer att en komplettering av GAK-filtrering med ozon kan vara en tänkbar framtida lösning vid behov av en ökad reningsgrad eller andra omständigheter såsom en kostnadsutveckling av aktivt kol. Det senare innebär att aktivt kol eventuellt kan få en längre livslängd vid kombination av ozon, vilket påverkar den totala kostnaden för tekniken över tid. Att kombinera GAK-filter med ozon kan bli särskilt relevant om en ozonering kan implementeras på ett relativt enkelt sätt enligt beskrivningen i avsnitt 6.8.1. Forskningsläget och praktiska erfarenheterna med teknikkombination ozon-GAK är relativt nyligen påbörjat. Generellt bedöms dock filtermaterialets livslängd kunna utökas samtidigt som ozondosen kan minska, jämfört med när teknikerna körs var för sig. En utförlig diskussion ges i avsnitt 6.8.1.

### 4.8.2 Ersättning av sandfilter med ultrafiltrering som förbehandling

Detta alternativ blir mest intressant vid utökade reningskrav samt om ytbelastningen i GAK-filtren behöver ökas. Med en UF som förbehandling minskar belastningen på GAK-filtren, inte bara avseende på partikulärt material, utan även med avseende på el del föroreningar som kan avskiljas i UFen. Även en seriell filterdrift bedöms kunna vara möjligt med en ultrafiltrering som förbehandlande steg. Långtidstester (> 2,5 år) med denna teknikkombination pågår vid Getteröverket (Baresel et al., 2021a) och indikerar att det finns en stor potential att utnyttja kolets kapacitet. Tester med UF-GAK har även genomförts vid Kalmar vatten (Edefell et al., 2019).

Dagens processvolym i befintliga sandfilter med  $30 \times 60 \text{ m}^2$  skulle vara tillräckliga för en UF-installation med kapaciteten att behandla vatten som ska gå genom den avancerade reningen. Av de 30 sandfilter som finns installerade, skulle det behövas ca 4-5 stycken för att tillgodose behovet för en UF-installation med ca  $12 \times 18,5 \text{ m}^2$  med efterföljande utformning. Dock skulle behovet öka, dels för el (ca  $0,08 \text{ kWh/m}^3$ ), dels för kemikalier för membrantvätt. En grov initial design baserat på Veolias nedsänkta membran ZW1000-500 ( $0,02 \mu\text{m}$ , outside-in filtration,  $46,5 \text{ m}^2$  yta och  $55 - 110 \text{ m}^3/\text{d}$  per kassett) ger ett behov på 12 UF-block med totalt 84 membrankassetter. Ett extra trumfilter ( $< 500 \mu\text{m}$ ) som förbehandling ingår för att säkerställa en bra belastning på ultrafiltret. Investeringen skattas till ca 20,8 M€ enligt leverantören. Kostnaden avser en UF-installation för ett  $Q_{\text{max,AR}}$  på  $3 \text{ m}^3/\text{s}$  som den avancerade reningen är

dimensionerad för. Resterande sandfilter (<25 st) kan fortfarande användas för rening av flöde som överstiger  $Q_{\max,AR}$ .

Förutom att se på en installation med nya membran, bör även möjligheten att använda begagnade UF-membran från MBR-processer undersökas. I framtiden kommer det att finnas ett stort antal av dessa, särskilt i Stockholmregionen. Det bedöms att membranbyte vanligtvis inte sker p.g.a. att själva membranens livslängd är uppnått, utan p.g.a. andra skäl såsom garantivillkor (Andersson et al., 2023). En återanvändning efter en kvalitetssäkring, och eventuella kompletterande åtgärder, skulle inte bara minska investeringskostnaden dramatiskt, utan även minska miljöpåverkan av UF-installationen. Pilottester rekommenderas för att undersöka detta alternativ. Vanliga UF-membran som används, eller kommer att användas i Henriksdal, Himmerfjärdsverket och Margretelund ARV inkluderar Veolias ZeeWeed 500D (0,04  $\mu\text{m}$ , outside-in filtration, 40  $\text{m}^2$  yta per kassett). Även nästa generation 500EV (Evolve), som har tätare placering av membrantrådarna och fler moduler per kassett är UF-membran som kommer att användas. Dessa har dessutom en ökad membranarea, så att ett 50 % högre flöde kan renas utan att öka fluxet. Även om 500-serien har större porstorlek, så bedöms dessa vara mer än tillräckliga för den tilltänkta UF-GAK applikationen vid Käppalaverket, men kräver en specifik utredning innan den väljs för en framtida applikation.

Eftersom Käppalaverket redan har en försöksuppställning för separata tester med eftersedimenterat vatten i de första sandfiltren, föreslås pilottester med alternativet UF istället för sandfilter, om denna teknislösning anses relevant för en framtida komplettering.

#### 4.8.3 Lämpliga aktiva kol

Eftersom den mest kostnadsdrivande faktorn för GAK-filterlösningen är konsumtionen av aktivt kol, rekommenderas det att en första sondering av tänkbara leverantörer görs. Det finns ett antal olika aktiverade kol från antingen icke-fossil biomassa såsom kokosnötskal eller från fossilt stenkol eller brunkol på marknaden som har olika egenskaper och prisbild. Flera kolleverantörer erbjuder reaktiverat aktivt kol via en så kallad köp-pool. Detta innebär att man köper reaktiverat kol som sedan skickas tillbaka för reaktivering vid behov. Leverantören skickar då tillbaka ett reaktiverat likvärdigt kol, vilket inte behöver vara just samma "ursprungskol". Flera leverantörer kan också reaktivera kolet som man har köpt "nytt". Vid byte av leverantörer är det troligt att den nya leverantören inte vill ta emot det gamla kolet för reaktivering. Detta behöver då succesivt bytas ut mot nytt, eller skickas till förbränning.

Notera att priser för kol som produceras i Kina, vilket är en stor andel av allt kol som används i Europa, har stigit mycket de senaste åren. Denna prisökning beror på att fraktpriser från Kina till Europa har skjutit i höjden. Det är därför viktigt att kontinuerligt uppdatera sig kring prisläget för kol.

#### 4.8.4 Lokal/regional regenerering

En lokal eller regional reaktivering av förbrukat GAK t.ex. i samverkan med andra avloppsreningsverk i regionen rekommenderas undersökas. Ifall en sådan reaktiveringsanläggning kan drivas med energi från biogas från avloppsreningsverk bör det finnas flera ekonomiska och resursrelaterade fördelar för en sådan anläggning. Dessa skulle också minska transportbehovet till reaktiveringsanläggningar på kontinenten avsevärt. Kretslopp och Vattens anläggning för reaktivering på Alelyckan kan stå som möjlig referensanläggning. Denna har även Gryaab använt för en initial bedömning för en kolreaktivering på Ryaverket (Ernst et al., 2020). Enligt en första kostnadsberäkning i denna

studie bedömdes kostnaden för reaktivering till ca 2800 kr/ton GAK vilket är avsevärt lägre än kostnaden för extern reaktivering (se Tabell 23). Detta skulle minska kostnaden för reaktiverat kol för Käppalaverket signifikant, förutsatt att samma antaganden som är gjorda för studien vid Ryaverket gäller.

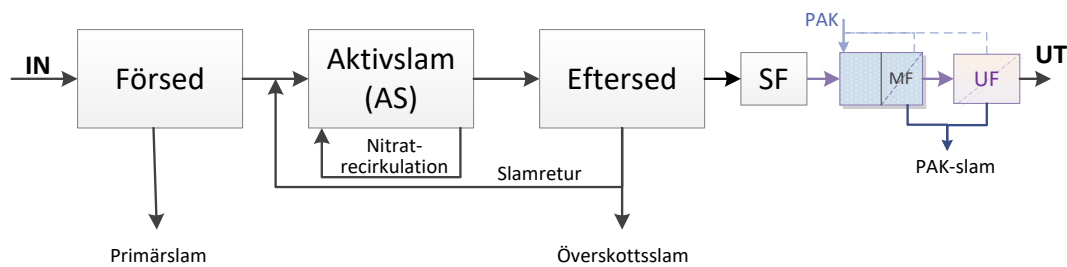
## 5 Pulveriserat aktivt kol PAK med filtrering (PAK-MF/UF)

En teknikkombination bestående av pulveriserat aktivt kol, PAK, och en filtrering (MF och UF) som ett avancerat reningssteg kombinerar en avskiljning genom adsorption och en effektiv membranseparation. Teknisklösningen är dock ingen vanlig lösning och har ännu inte använts i Sverige, tillskillnad från mer traditionella tekniker som aktivkolfilter (GAK) och ozonoxidation. PAK-UF-kombinationen har dock redan ingått i tidigare utvärderingar för tillämpning vid svenska ARV (Baresel et al., 2017b) och en liknande lösning med MBR, PAK-MBR, har framgångsrikt testats i pilotskala (Baresel et al., 2022b). Erfarenheter med användning av PAK finns från pilotskala från Emschergenossenschaft vid Emschermündung ARV i Tyskland. Även i Birsfelden ARV, Sion ARV, Le Locle ARV och Lausanne ARV, samtliga i Schweiz, har tester med PAK genomförts. Dessa erfarenheter gäller dock för andra teknikutformningar än den som föreslås här för Käppalaverket där PAK-MF/UF föreslås som ett separat avslutande reningssteg. Den initiala teknikutredningen och multikriterieanalysen för detta teknikval visade att andra alternativ med PAK gav högre totalpoäng, men valdes bort för vidare utredning med anledning av specifika kriterier som Käppalaverket tagit fram. Dessa var t.ex. att sandfiltret ska stå kvar, att slammet inte ska påverkas, och att hanteringen ska ske i befintliga processvolymmer.

Jämfört med GAK-filtrering så kan reningskapaciteten vid tillsats av PAK anpassas till belastningen genom dels justering av PAK-dosen, dels genom den tid som PAK tillåts vara i kontakt med avloppsvattnet. På grund av en mindre kornstorlek för PAK jämfört med GAK är den specifika aktiva ytan större för PAK. Detta gör att det generellt förväntas behövas lägre doser aktivt kol vid användning av PAK jämfört med GAK för att åstadkomma samma reningseffekt. Även en snabbare adsorptionskinetik för PAK jämfört med GAK anses vara en fördel för PAK jämfört med GAK.

Kombinationen med en kompakt filtrering valdes ut som en potentiell lämplig avancerad rening vid Käppalaverket. Även andra identifierade fördelar eller synergier som presenteras nedan kan motivera implementeringen av PAK-MF/UF trots den lägre tekniskmognaden med avseende på fullskalereferenser. Teknikkombinationen rekommenderas dock testas i pilotskala för att fastställa den slutliga designen och eventuella anpassningar av nedan beskriven design (se även 5.6).

Figur 34 visar placeringen av PAK-dosering och kontakttanken efter befintligt sandfilter. En mikro- och ultrafiltreringen följer efter kontakttanken för avskiljningen av PAK.



Figur 34. Möjlig placering av PAK-MF/UF i befintliga reningsprocesser.

PAK-MF/UF-lösningen dimensioneras för en minsta kontakttid för tillsatt PAK i en kontakttank. Kontakttanken kan bestå av en kontaktzon som säkerställer en bra omblandning/kontakt av PAK med vatten. För en bra avskiljning av PAK och en mindre membranfouling tillsätts även fällningskemikalier tillsammans med PAK till vattenflödet. PAK-dosering som behövs uppskattas ligga mellan 5 och 20 g PAK/m<sup>3</sup> och där 12 g PAK/m<sup>3</sup> motsvarar en medeldos, vilket är baserat på IVL:s praktiska och teoretiska erfarenheter (t.ex. Baresel et al., 2017b; 2022b). Järndosen beräknas ligga på <6 g/m<sup>3</sup> (medeldos 4 g Fe/m<sup>3</sup>). Mikrofiltreringen sker med hjälp av trumfilter men en filterduk på <500 µm och ultrafiltreringen kan utformas antingen som outside-in filtration med nedsänkta membran i bassänger, eller med fristående membranmoduler. Den minsta nominella porstorleken på membranerna bör vara <1 µm för en effektiv avskiljning av olika PAK (se även 5.8.3) och andra partiklar.

## 5.1 Förutsättningar och antaganden

Nedan beskrivs de huvudsakliga förutsättningarna och de antaganden som ligger till grund för den mer detaljerade utredningen av PAK-MF/UF kortfattat. Det bör påpekas att det p.g.a. avsaknaden för referensanläggningar behövs pilottester för att bekräfta eller justera nedanstående design.

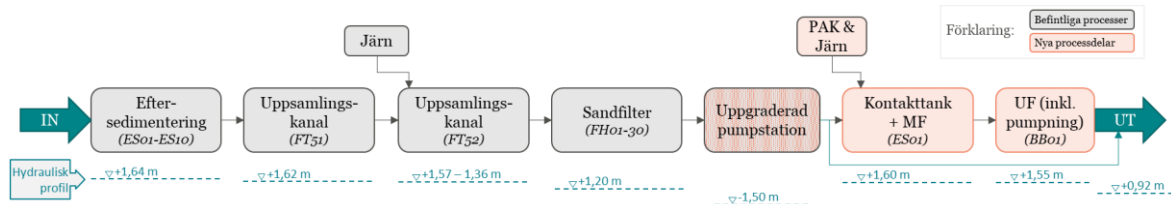
Med det reningsmål som definierades av Käppalaförbundet (se 3.4.5) och IVL:s samlade kunskap inom området, så bedömer IVL att kontakttiden i PAK-kontaktreaktorn bör ligga på 20 min för  $Q_{medel,AR} = 2,3 \text{ m}^3/\text{s}$ . Detta ger en minsta kontakttid på 15 min vid  $Q_{max,AR} = 3 \text{ m}^3/\text{s}$  och längre kontakttider vid flöden mindre än  $Q_{medel,AR}$ . Beroende på hanteringen av flöde som överstiger  $Q_{max,AR}$  kunde även en del av detta flöde hanteras under kortare perioder i PAK-kontaktreaktorn. Kontakttiden som anges här avser endast kontakttiden för tillsats av PAK i början av kontaktreaktorn till dess att vattnet filtreras genom MF/UF-enheten. Beroende på PAK-cirkulering från MF/UF (se även 5.8.2) kommer den faktiska kontakttiden vara längre än 20 min vid  $Q_{medel,AR}$ .

## 5.2 Föreslagen processutformning

Inledningsvis presenterades reserverade processvolymerna för en framtida avancerad rening i Figur 2. Det bedöms att den befintliga biologin och eftersedimentering i linje 1 (BB01 och ES01) är mest relevant för en placering av en teknikkombination med PAK-MF/UF. Detta p.g.a. vattnets väg och att vattnet behöver passera den kompletterade fosforfällningen och sandfiltren för att uppnå den högsta reningraden innan den avancerade reningen.

Figur 35 visar den föreslagna processplaceringen av en eventuell PAK-MF/UF-implementering vid Käppalaverket inklusive vattennivån i de olika processtegen. Huvudargumenten och relaterade aspekter för val av denna placering är att:

- befintliga sandfilter kan användas för att uppnå den högsta möjliga reningsgraden innan det avancerade reningssteget.
- kombinationen av mikro- och ultrafiltrering ger en hög flexibilitet för PAK-avskiljningen, samtidigt som belastningen på UF kan hållas på en låg nivå.
- även om ett nytt utlopp behöver skapas så finns det redan existerande infrastruktur (tunnlar) för att åstadkomma detta längs vattnets väg.
- en uppgradering av befintlig pumpstation efter sandfilter krävs för att åstadkomma en extra lyfthöjd innan kontakttanken (UF-steget kräver dock egen pumpning).
- en avancerad rening kan enkelt förbildas vid behov.



Figur 35. Föreslaget huvudalternativ för processmässig placering av en framtida PAK-MF/UF på Käppalaverket inklusive vattennivån i olika processdelar.

Tabell 24 visar en sammanställning av de övergripande designparametrarna för den beskrivna tekniklösningen med PAK-MF/UF. Dessa parametrar motiveras och beskrivs mer utförligt i texten.

Tabell 24. Övergripande designparameter för den beskrivna tekniklösningen.

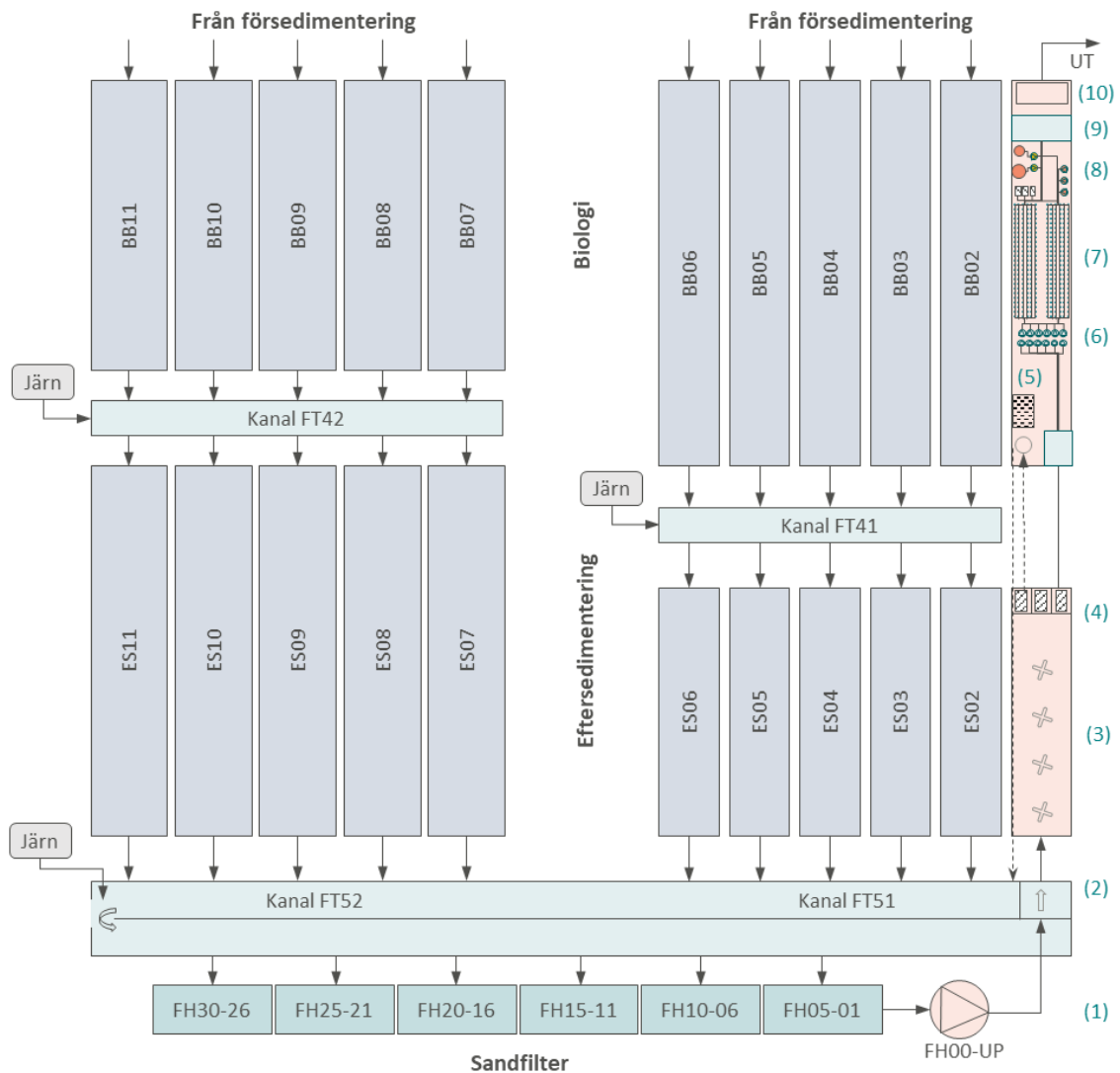
Parameter	Designvärde
Kontakttid PAK*	20 min vid $Q_{medel,AR}$ (15 min vid $Q_{max,AR}$ )
PAK-dosering	12 g PAK/m <sup>3</sup> (medeldos)
Storlek mikrofiltrering	<500 µm
Storlek ultrafiltrering	<1 µm

\* avser kontakttid för nytt tillsatt PAK utan recirkulering av PAK

### 5.2.1 Teknisk utformning

Figur 36 visar hur en tänkbar teknisk utformning av PAK-MF/UF teknikkombinationen kan se ut vid placering i ES01 & BB01. Den befintliga pumpstationen FH00-UP anpassas för att kunna lyfta vattnet till PAK-kontakttanken i ES01. En anpassning av eller utnyttjande av befintlig utloppskanal UT20 efter pumpstationen och efterföljande UT10 kan eventuellt vara nog för att omdirigera vattnets väg till ES01. Från uppsamlingskanalen FT51 efter ES01 finns redan idag ett nödavlopp från FT51 till UT10 som kunde nyttjas samtidigt som FT51 kunde blockeras mellan ES01 och ES02. Rejekt från avvattningen av PAK-slurry kan då även återföras till uppsamlingskanalen FT51 för behandling med efterfällning och sandfiltrering innan det återigen passerar PAK-MF/UF. Omfattning och destination av eventuella PAK-rester i rejekt från avvattningen av PAK-slurry bör undersökas i samband med de rekommenderade pilottesterna.

Även tillhörande utrustning för dosering, PAK-slurry avvattning, permeattank, membrantvätt och mätutrustning placeras i ES01 & BB01 utrymmen (Figur 36). Mottagnings- och beredningsstation för aktivt kol placeras utomhus och transporteras till processutrymmen i ES01 & BB01 (se 5.2.4).



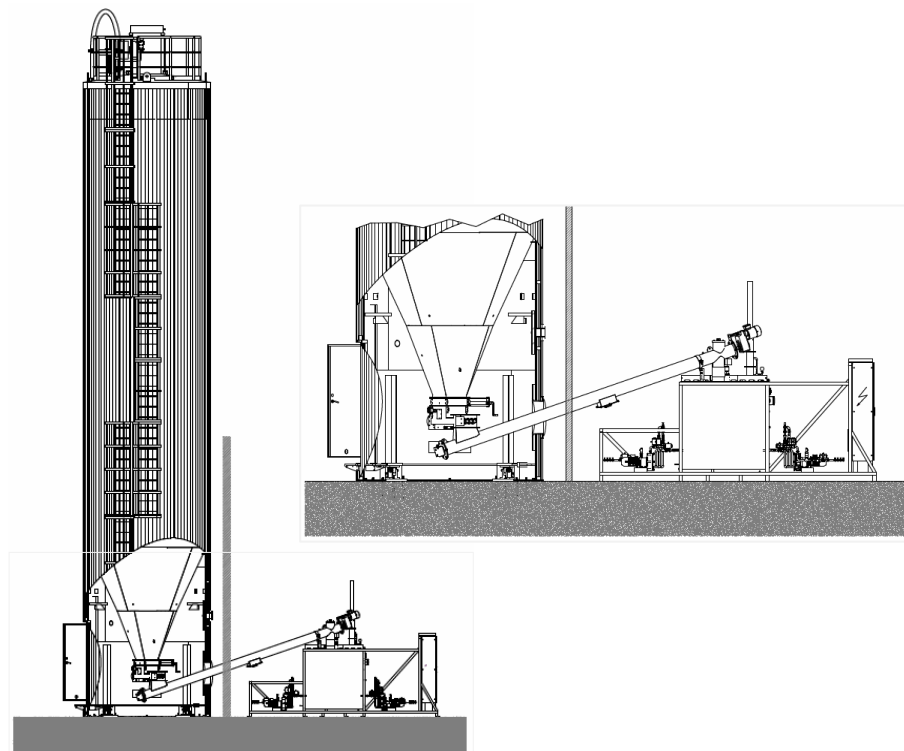
Figur 36. Schematisk processdesign för den föreslagna PAK-UF lösningen vid Käppalaverket (1 – uppgraderat pumpstation; 2 – PAK-dosering; 3 – kontakttank; 4 – mikrofiltrering; 5 PAK-avvattning & lagring; 6 – UF-pumpar; 7 – ultrafiltrering; 8 – tvättkemikalier, rengöring; 9 – permeattank; 10 – övervaknings- och kontrollstation).

## 5.2.2 Processdesign

Med tanke på utformningen av den befintliga eftersedimenteringsbassängen i ES01 föreslås en kontakttank som utnyttjar hela bassängbredden på 12 m. Med en föreslagen vattennivå på ca +1,6 m (Figur 35; som i nuvarande ES01), vilket betyder 4 m vattendjup i reaktorn, krävs det ca 60 m av ES01 för att uppnå en kontakttid på 20 min vid  $Q_{medel,AR}$ . Med nuvarande processvolymer i ES01 på  $12 \times 67$  m plus  $5 \times 12$  m under gången FT41 (slamfickan), föreslås en dosering och en inbladning av PAK och järn med statisk mixer i inloppet till kontakttanken, efter pumpstationen FH00-UP.

PAK-lösningen bereds direkt i anslutning till en silo i ett mindre maskinrum som placeras utanför berget och som inkluderar doserings- och beredningsutrustning, elinstallation samt doseringspumpar för PAK (Figur 37). Utomhussiloon med en nettovolym på  $81,5 \text{ m}^3$ , höjd 10,2 m, kopplas ihop med maskinrummet och är utrustat med ATEX-klassat dammfilter. PAK doseras med hjälp av multiskruvdosare och skruvtransportör till beredningstanken.

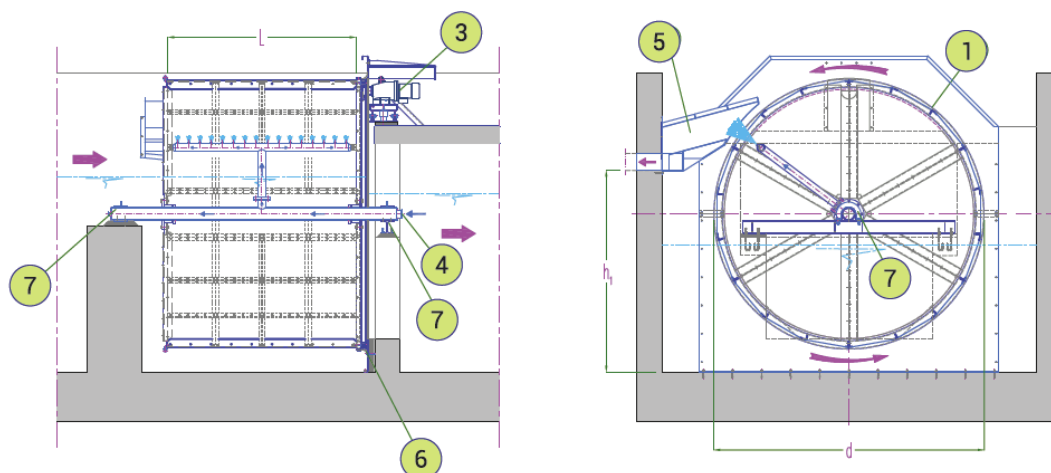
Beredningstanken på 1 m<sup>3</sup> med omrörning och dammfilter ger en maximal uppehållstid på 18 min vid maxförbrukning och rekommenderades för en PAK-halt på <3 %. För dosering av järn används samma flytande produkt som i dagens process, och beredningsstationen kompletteras med doseringsutrustning. Den färdigblandade PAK-strömmen (1-3 %) pumpas via en rörledning till doseringspunkten (se även 5.2.4).



Figur 37. PAK utomhussilo samt doserings- och beredningsutrustning (Tomal).

En aktiv omrörning via ytomrörare ger en bra inblandning av tillsatt PAK och recirkulerat PAK. Resterande volym av ES01 används för mikrofiltreringen med PAK-avdrag som åstadkommas med tre nedsänkta trumfilter. Trumfiltren placeras i ES01 mot väggen till BB01 och kan köras individuellt. Två trumfilter klarar av  $Q_{\max,AR}$  och den tredje utgör redundansen. Storleken på filterduken behöver undersökas i pilottester, men har i likande installationer valts till 150 – 500  $\mu\text{m}$  (dock utan PAK-tillsats). En del av den avdragna PAK-slurryn återförs till blandningszonen.





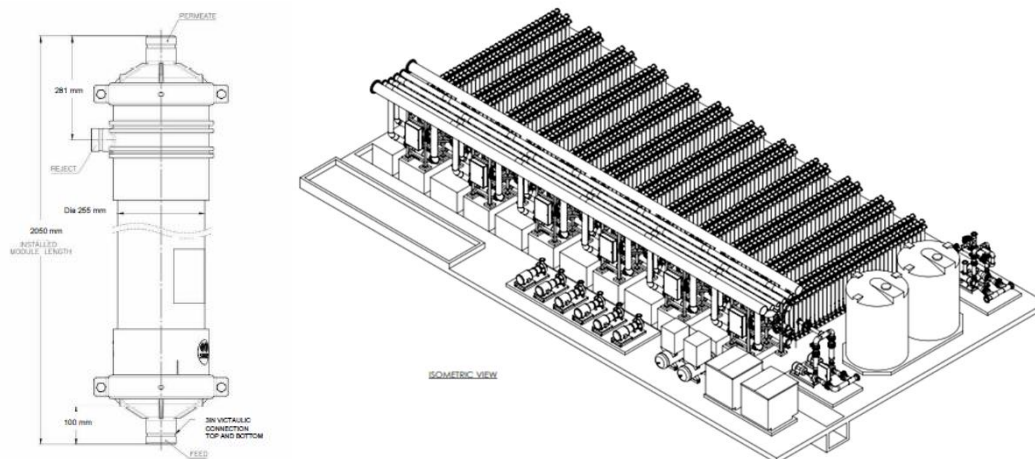
**Figur 38. Exempel på trumfilter enligt teknikleverantören för designen: [www.sereco.it](http://www.sereco.it); 1 – trumman med filterduk (2, visas inte i figuren); 3 – motor; 4 – backspolvatten; 5 – PAK-avdrag; 6 – tätning; 7 – infäste.**

I BB01 (mot FT41) placeras även avvattningssteget för PAK-slurryn, rejektfasen återförs till det eftersedimenterade vattnet i FT51. Hantering av avvattnat PAK placeras också i BB01 och dess hantering behöver utredas mer i detalj i en annan utredning. En alternativ lösning är att avvattning sker i PAK-mottagningsstationen utanför berget (se 5.2.4). En eventuell framtida utökning av PAK-recirkulationen för en ännu effektivare avskiljning av mikroföroreningar (se 5.8.2) påverkar avvattningsbehovet och hanteringen av PAK-slurry. Beroende på TS-halt i avdragen PAK från MF och sluthanteringen av PAK-slurryn såsom förbränning, föreslås avvattningssteget bestå av en förtjockare och en skruppress. Den mest lämpliga hanteringen kräver dock vidare utredning t.ex. i form av pilottester (se 5.6).

Från mikrofiltreringen strömmar vattnet via en öppning i skiljeväggen mot BB01 till processutrymmen i BB01 för filtrering genom UF-steget. Detta sker i den förslagna designen via trycksatta UF-moduler av modell ZW1500XT med en nominell porstorlek på 0,02  $\mu\text{m}$ . Även dränkta membranmoduler kan dock principiellt användas (se även 5.8.1), och den mest lämpade utformningen kräver vidare utredning och pilottester med teknikleverantörer. Båda teknikerna har också testats i jämförande pilotförsök vid Birsfelden ARV i Schweiz med goda resultat och utan väsentliga fördelar för en av UF-teknikerna (Aquapure 2013).

UF-installationen med kapaciteten att hantera vid  $Q_{\text{max,AR}} = 3 \text{ m}^3/\text{s}$  består av två UF-block med 6 membranlinjer per block, 224 membranmoduler per linje och totalt ca 342 000  $\text{m}^2$  membranyta. ZW1500XT är en 4 m hög version av ZW1500X-modellen och kräver ca 600  $\text{m}^2$  per UF-block inkl. membranmoduler, pumpar, blåsmaskiner, kemtvätt och el- och styrinstallation (Figur 39). Installationen av UF-installationen behöver anpassas till BB01 processutrymmen (bred 12 m) och kommer kräva ca 1200  $\text{m}^2$  av de tillgängliga 1500  $\text{m}^2$  i BB01 (Figur 36). Varje block har en egen redundans för underhåll av membranmoduler. Förutom membranmoduler består UF-installationen, som Figur 36 indikerar, av tolv modulmatningspumpar, tre pumpar för backspolning, tre blåsmaskiner och två CIP-pumpar för membranrengöring, samt utrustning för kemikalielagring och el/styr. Eftersom en del PAK finns kvar i vattnet som leds från mikrofiltreringen till ultrafiltreringen, kommer backspolvatten från UF-rengöring återföras till inloppet till blandningstanken. PAK-belastningen på MF- och UF-modulerna behöver utredas med hjälp av pilottester för att hitta den mest resurseffektiva balansen mellan dessa enheter.

Elbehovet för ultrafiltrering uppgår enligt leverantörens uppgifter till ca 0,08 kWh/m<sup>3</sup> och kemikaliebehovet för membrantvätt till ca 40 t (100 % w/w) per år för natriumhypoklorit (NaClO) respektive citronsyra (C<sub>6</sub>H<sub>8</sub>O<sub>7</sub>). Aspekten med det ökade effektbehovet för UF-steget är viktig för Käppalaverket att följa upp, då förstudien indikerade att det är oklart vilket maxeffektuttag som finns.



**Figur 39. Schematisk ritning av ZW1500X-filtermodulen och en komplett installation med de vertikala membranmodulerna (Veolia).**

Även mät- och provtagningsstation som behöver flyttas från nuvarande placering efter sandfiltren placeras i BB01 innan utflödet (Figur 36). Ingen extra pumpstation behövs p.g.a. permeatpumpar som pumpar ut vatten som passerar genom den avancerade reningen. Resterande avloppsflöde pumpas redan till rätt nivå via den uppgraderade pumpstationen FH00-UP.

### 5.2.3 Övervakning och styrning

Mätning av absorbans vid 254 nm (UVA) eller DOC har i olika projekt som IVL varit involverade i, inte visat sig vara en lämplig metod för övervakning av PAK-dosens reningseffektivitet, tillskillnad från hur UVA kan nyttjas vid ozonering (se 6.2.4). Pilottester, bl.a. i Tyskland, visade dock en bra korrelation av både UVA och DOC med reningseffekten för läkemedelsrester och PAK (ResA 2016). Vid krav för regelbundna analyser för mikroföroreningar minst en gång per vecka enligt förslaget till nya avloppsdirektivet, skulle dock en övergripande uppföljning och justering av PAK-dosen, som annars styrs av vattenflödet, kunna tillämpas.

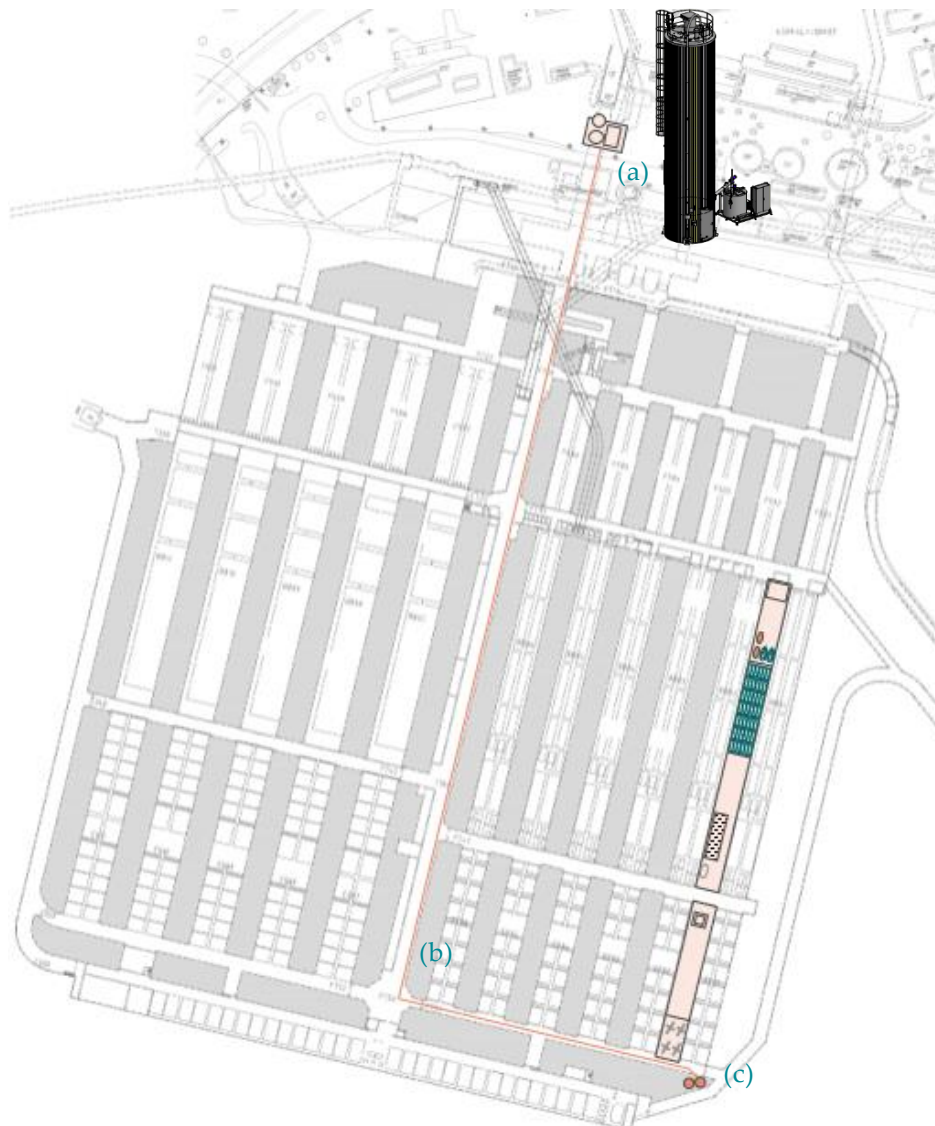
Backspolning av mikrofiltren styrs efter mottryck över filtret. Ultrafiltreringen styrs mot transmembrantryck (TMP) och olika UF-block aktiveras beroende på flödet.

### 5.2.4 Lagring och transport

Mottagande och hämtning av PAK föreslås ske via en mottagningsstation som etableras på gården. Transportrör installeras från mottagningsstationen om detta alternativ för PAK-transport väljs (Figur 40). Lastningsstation består delvis av en ställplats för tankbil vid leverans/hämtning av PAK, PAK-silo samt mindre byggnad med PAK-beredning i dagstank (Figur 40). Med en medelförbrukning på 12 g PAK/m<sup>3</sup> behövs ca 100 kg PAK/h, vilket motsvarar ca 2,4 ton PAK/d eller 4,8 m<sup>3</sup> PAK/d. Med tanke på en vanlig leverans med tankbil föreslås en PAK-silo med en nettovolym på 81,5 m<sup>3</sup> som ger en drift på ca 17 dagar. Med tanke

på en eventuell användning av mindre aktiva PAK-typer i framtiden (se 5.8.4), föreslås att beredningstanken utformas med möjlighet till en senare komplettering med större kapacitet.

Transport av PAK-suspensionen sker via ledningar från PAK-beredningstanken till doserpunkt. Den långa transportledningen föreslås i så fall utformas som PE-rör (Ø50 mm) för att minimera antal kopplingar och vinklar i den upp till 600 m långa ledningen. Detta för att minimera friktionen som ökar resursförbrukning, och som kan påverka det aktiva kolet. Uppehållstiden i röret blir dock relativt hög p.g.a. det långa transportavståndet. En hantering med Big Bag bedöms inte som en rimlig lösning p.g.a. det ökade antalet transporter och ökade behovet av personal jämfört med en automatiserad PAK-leverans via ett ledningssystem.



**Figur 40. Förslag till placering av lastningsplats för PAK-silo och beredningsstation (a), PAK-doserpunkt (c) och transportväg genom befintligt tullelsystem (b) indikeras också.**

Lagring och transport av järn samt tvättkemikalier för membran föreslås ske via dagens hantering, och om möjligt, med befintlig infrastruktur. Med en medeldos på 4 g Fe/m<sup>3</sup> behövs ca 800 kg Fe/d och doseringen föreslås ske på samma sätt som i dagens anläggning med doserstation vid PAK-doseringspunkten.

## 5.3 Förväntad reningseffekt

Reningseffektiviteten med teknikkombinationen PAK-UF bestäms både av adsorptionsförmågan av PAK och hur effektivt PAK separeras från avloppsvattnet. Via ultrafiltreringen kan alla föroreningar större än membranens porstorlek effektivt tas bort. Skillnader i adsorptionsförmåga har konstaterats för olika PAK-typer (Kårelid et al., 2017a), men är inte lika utforskat som för olika GAK-typer. Användning av PAK i kompletterande reningssteg har undersökts i flera studier och goda resultat har rapporterats i kombination med ultrafiltrering (se t.ex. Baresel et al., 2017b). Fleråriga tester av PAK-dosering i en sidoström i fullskala vid ARV Baden-Württemberg och ARV Mannheim, Tyskland, har t.ex. visat en effektiv borttagning av läkemedelsrester redan vid 10 g PAK/l. Dock används andra uppehållstider genom cirkulering av PAK över biologin. För borttagning av olika PFAS med hjälp av PAK-UF finns inte liknade erfarenheter. Generellt har det för aktivt kol dock konstaterats att vissa PFAS kan renas bort mer tillfredsställande än andra. Exempelvis spelar längden på PFAS-molekylen en roll: ju längre PFAS-kolledjan är, desto bättre avskiljs föroreningen. Pilottester med PAK-UF (här PAK-MBR) indikerade dock varierande reningseffektivitet för olika PFAS och kompletterande tester skulle behövas för en bättre bedömning.

Reningseffekten av PAK-MF/UF kan genom en anpassning av dosen justeras beroende på belastning och reningsbehov. Även kontakttiden för PAK och vattnet bestämmer den totala reduktionen. Avseende doseringen kan detta vara en viktig aspekt att känna till, eftersom det kan användas för att nå olika måldefinitioner på reningen, eftersom en periodvis högre reningseffekt enkelt kan åstadkommas. Samtidigt krävs det en tillförlitlig och kontinuerlig mätning av kolbehovet för att åstadkomma en resurseffektiv rening.

I kombinationen PAK-MF/UF används UF för att effektivt avskilja bakterier, virus och suspenderat material, inklusive partikelbundna föroreningar och mikroplaster. En intressant aspekt är att UF och PAK kan bidra till att förhindra spridning av multiresistenta bakterier och antibiotika i det behandlade vattnet. Genom att rena bort dessa föroreningar med UF och adsorption via PAK, minskas risken för att multiresistens sprids vidare i miljön.

## 5.4 Resursförbrukning och miljöpåverkan

Resursförbrukning och miljöaspekter vid användning av PAK-MF/UF-teknikkombinationen är framför allt relaterade till PAK-behovet och UF-driften. Både produktionen och, om möjligt, regenereringen av PAK har liknande miljöpåverkan som beskrivits för GAK (se 4.4), där den höga energiförbrukningen är den främsta aspekten. När det gäller användning av PAK jämfört med GAK kan det finnas en fördel i att PAK inte behöver samma stabilitet som GAK. Detta beror på att PAK inte placeras i filterbäddar, vilka annars behöver ta hänsyn till genomsläpplighet, filtermotstånd och påfrestningar vid backspolning. PAK-tillgången blir därmed generellt bättre än för GAK, framför allt med avseende på regenererat PAK och PAK som tillverkas från restprodukter (se 5.8.4). En regenerering av förbrukat PAK är dock eventuellt inte möjligt p.g.a. att PAK-slurryn som erhålls, inte bara består av en ren PAK-fraktion, utan även av t.ex. järn som tillsats för en bättre avskiljning. Hur rent PAK-slurryn är för en möjlig reaktivering behöver dock undersökas mer i de rekommenderade pilottesterna.

Användningen av vanliga kemikalier som natriumhypoklorit och citronsyra för att rengöra membranerna är en standardmetod. Vid rengöring pumpas en tvättslösning in i membranerna baklänges, vilket kan påverka både koncentratet och permeatet av det behandlade vattnet. Det finns en risk för bildning av klororganiska föreningar (AOX och EOX) vid rengöringen, vilket kan ha en negativ miljöpåverkan på grund av deras toxicitet (Andersson et al., 2023). En annan

miljöaspekt relaterat till ultrafiltrering är den klimatpåverkan som sker på grund av ökad energianvändning. Tillverkningen av membran, och användningen av kemikalier för rengöring, har också en miljöpåverkan som måste beaktas. Alternativa biogena PAK, som diskuteras mer i ett senare avsnitt (5.8.4), och optimerad membrandrift är möjliga ansatser för att minska miljöpåverkan av PAK-MF/UF-system.

### 5.4.1 Specifik miljöpåverkan

Även om den föreslagna designen utgår från nya bassänger, så bör det i nästa steg undersökas om existerande betongväggar kan nyttjas för att minska behovet för rivning och gjutning av nya betongväggar. Med den beskrivna utformningen av teknikkombinationen PAK-MF/UF bedöms betongåtgången till ca 3000 m<sup>3</sup>. Denna, och andra dominerande resurser som behövs för byggnation och drift av PAK-MF/UF anläggningen, återges i Tabell 25. Miljöpåverkan som avser UF-steget avser användning av PVFD-membran enligt designförslaget. Det bör noteras att resursbehovet för olika poster vid installation är skattade baserat på den grova processdesignen som gjorts.

Tabell 25. Miljöpåverkan för PAK-UF vid  $Q_{medel,AR} = 2,3 \text{ m}^3/\text{s}$  uttryckt som  $\text{kg CO}_{2ekv}$ .

Främsta resurser	Behov	t CO <sub>2ekv</sub> /år	Kommentar
<b>Installationsfas – omräknat beroende på livslängd</b>			
Betong	3000 t	13	- UF-bassäng, MF-stöd, lastningsstation - antagen livslängd 30 år - emissionsfaktor 130 kg CO <sub>2ekv</sub> /ton <sup>2</sup>
Ultramembran	342 000 m <sup>2</sup> membranyta	143	- antagen livslängd 12 år - emissionsfaktor 252 kg CO <sub>2ekv</sub> /50 m <sup>2</sup> aktiv membranyta <sup>3</sup>
Armering & byggstål	160 t	3,2	- t.ex. armering och byggstål - antagen livslängd 30 år - emissionsfaktor 596 kg CO <sub>2ekv</sub> /ton <sup>2</sup>
Maskin, VVS	150 t	36	- t.ex. pumpar, rör, lastningsstation - antagen livslängd 15 år - Emissionsfaktor 3600 kg CO <sub>2ekv</sub> /ton <sup>2</sup>
Byggtransport	3500 t 50 km	0,4	- främst leveranser och byggtrafik - antagen livslängd 30 år - emissionsfaktor 0,07 kg CO <sub>2ekv</sub> /tonkm <sup>1</sup>
<b>Summa emissioner från byggfas:</b>		<b>195 t CO<sub>2ekv</sub>/år</b>	
<b>Driftfas (påverkan per drift år; t CO<sub>2ekv</sub>/år)</b>			
Elförbrukning	4 350 MWh/år	393	- UF-drift, pumpning; 0,06 kWh/m <sup>3</sup> - emissionsfaktor 90,4 kg CO <sub>2ekv</sub> /MWh <sup>1</sup> - svensk elmix
Aktivt kol (PAK)	870 t/år	1740 (6090)	- 100 % reaktiverat (jungfrulig PAK) - medeldos 12 g PAK/m <sup>3</sup> - emissionsfaktor 2 t CO <sub>2ekv</sub> /ton <sup>1</sup> (7 t CO <sub>2ekv</sub> /ton)
Järn	290 t/år	81	- emissionsfaktor 280 kg CO <sub>2ekv</sub> /ton <sup>1</sup>
Tvättkemikalier (100 %)	40 t/år 40 t/år	36 109	- NaOCl 100 %: 0,9 kg CO <sub>2ekv</sub> /kg <sup>3</sup> - citronsyra 100 %: 2,72 kg CO <sub>2ekv</sub> /kg <sup>3</sup>
Transport	1250 t/år 500 km/år	44	- främst PAK & kemikalier - emissionsfaktor 0,07 kg CO <sub>2ekv</sub> /tonkm <sup>1</sup>
<b>Summa emissioner från drift:</b>		<b>ca 2400 (6750) t CO<sub>2ekv</sub>/år</b>	
<b>Totala emissioner:</b>		<b>2600 (6950) t CO<sub>2ekv</sub>/år</b>	
<b>Specifika emissioner:</b>		<b>0,036 (0,096) kg CO<sub>2ekv</sub>/m<sup>3</sup></b>	

<sup>1</sup> - Svenskt Vatten, Klimatberäkningsverktyg för VA-anläggningar, version 2 juni 2023

<sup>2</sup> - Boverkets klimatdatabas (C35/45)

<sup>3</sup> - Ecoinvent databas

Det framgår tydligt från tabellen att det är driften av processen som står för den största klimatpåverkan jämfört med byggnationsfasen. Klimatpåverkan är direkt relaterad till PAK-behovet och membrandriften, vilket medför att optimering för att minska PAK-dosen och minska resursförbrukningen av membranfiltreringen skulle ge en direkt minskad klimatpåverkan.

#### 5.4.2 Arbetsmiljö

Hantering av tvättkemikalier och PAK kräver att det tas hänsyn till en säker hantering. För PAK är det framför allt brandrisken som kräver säkerhetsåtgärder vid lagring, samt damm som behöver hanteras t.ex. via dammskydd i berednings- och doserstationen.

### 5.5 Kostnader

Kostnader för teknikkombinationen med PAK-UF domineras av kostnader för PAK-förbrukning och membraninköp och -drift. Med en medeldos på 12 g PAK/m<sup>3</sup> samt leverantörinformation kring membraninköp och membrandrift, kan kostnader för PAK-filtrering beräknas enligt Tabell 26. PAK-priset ligger för närvarande på samma nivå som för GAK, både för jungfrulig och reaktiverat aktivt kol. Priset kan variera kraftigt och har för bara några få år sedan legat på ca 50 % av priset som anges i tabellen.

Tabell 26. Kostnadsposter för PAK-MF/UF.

Kostnadspost	Kostnad		Kommentar
	Total Mkr	Mkr per år	
<b>Investeringskostnader – omräknat beroende på livslängd</b>			
Bygg- & anläggningsarbeten	35	1,8	- UF-bassängen support trumfilter, tankar, kanaler, lastningsstation, etc. - antagen livslängd 30 år
Maskin	206,9	17,3	- Inkl. trumfilter, UF-enheter och, PAK-beredning tillhörande pumpar, blåsmaskin, etc. - antagen livslängd 15 år
VVS	7,5	0,38	- 25 % av bygg- & anläggningsarbeten - antagen livslängd 30 år
El och automation	8,5	0,71	- 35 % av maskin förutom UF - antagen livslängd 15 år
Oförutsett	51,7	2,64	- 20 % av bygg, VVS, och el/automation
Byggherrekostnader	31	1,58	- 10 % av kostnadsposter ovan
<b>Summa investeringskostnader:</b>		<b>ca 24,4 Mkr/år</b>	
<i>Annuitet (A) för årliga avskrivningar är beräknats med en ränta på 3 %</i>			
Kostnadspost	Behov	Kostnad Mkr/år	Kommentar
<b>Driftkostnader (per driftår)</b>			
Elförbrukning	4 350 MWh/år	6,53	- UF-drift (0,06 kWh/m <sup>3</sup> ), pumpning - 1,50 kr/kWh
Aktivt kol (PAK)	870 t/år	9,57 (30,45)	- 100 % reaktiverat PAK, 11 kr/kg (- 100 % nytt PAK, 35 kr/kg) - medeldos 12 g PAK/m <sup>3</sup>
Destruktion PAK-slurry	3500 t/år	5,25	- avvattnat PAK-slurry med 25 % TS - 1500 kr/ton
Järn	290 t/år	0,75	- 2600 kr/t
Tvättkemikalier (100 %)	40 t/år 40 t/år	1,7 1,2	- NaOCl (7,2 %): 3000 kr/t - citronsyra (12 %): 3600 kr/t
Driftpersonal	1200 tim/år	0,77	- främst PAK och kemikaliehantering, övervakning/kontroll - 640 kr/tim
Drift & underhåll		6,8 Mkr/år	- satt till 2 % av investeringskostnad
<b>Summa driftkostnader:</b>		<b>ca 32,5 (53,4) Mkr/år</b>	
<b>Total årskostnad:</b>		<b>56,9 (77,9) Mkr/år</b>	
<b>Specifik reningskostnad:</b>		<b>0,79 (1,07) kr/m<sup>3</sup></b>	

## 5.6 Specifika utredningsbehov

Som beskrivningen av den föreslagna designen av teknikkombinationen PAK-MF/UF indikerar så finns det flera aspekter i teknikförslaget som skulle behöva en närmare utredning, om teknikförslaget anses som relevant för en fullskaleimplementering. Detta gäller hela teknikkombinationen men framför allt vilken PAK-dos som blir aktuell för en effektiv avskiljning av läkemedelsrester och olika PFAS. Även relaterade tester för en effektiv avvattning och transport av PAK-slurryn skulle behövas som beslutsunderlag. Tidigare pilottester vid Käppala inom MistraPharma, som även inkluderade tester med PAK (Kårelid et al., 2017a), kan inte användas som referens då den tekniska utformningen som testades avviker avsevärt från den föreslagna teknikutformningen.

IVL har inte hittat någon tidigare undersökning med teknikkombinationen PAK-MF/UF. De erfarenheter som finns för system med en separat PAK-behandling åstadkommer avskiljning av PAK-slam, antingen endast via eftersedimentering i kombination med t.ex. sandfilter (se även denna utformning i 3.2.3), eller endast ultrafilter. Det första alternativet med avskiljning i eftersedimentering kräver stora processvolymmer, p.g.a. en hydraulisk uppehållstid på flera timmar i sedimenteringen för en effektiv avskiljning, och åstadkommer inte en effektiv avskiljning av de minsta PAK-partiklarna. Det andra alternativet med en PAK-avskiljning endast via ultrafilter innebär att allt PAK behöver avskiljas i UF-steget, vilket ökar belastningen på denna process avsevärt. Tester vid Emschermündung ARV i Tyskland och Birsfelden ARV i Schweiz, har visat att detta leder till en snabbare igensättning av membranen och behovet för membrantvätt ökar (Aquapure 2013; ResA 2016). Irreversibla, negativa, effekter på olika testade membran kunde dock inte observeras. Pilottester med den föreslagna teknikkombinationen och relevanta processbetingelser rekommenderas.

Utöver ovan diskuterade punkter finns det flera aspekter som beskrivs vidare i 5.8 avseende hur implementering av teknikkombinationen PAK-MF/UF kan bli mer resurseffektiv. Sammanfattningsvis skulle detta kunna minska på miljöpåverkan och kostnaderna för det avancerade reningssteget.

## 5.7 Referensanläggningar

Projektgruppen har vid studiebesöket vid Lackarebäck vattenverk kunnat studera en ultrafilteranläggning av typ inside-out, alltså inte den tekniska lösningen som föreslås här, men som också kan tillämpas. I Sverige finns det ingen referensanläggning som använder samma membrantyp som beskriv ovan med undantag för de MBR-installationer som finns installerade vid Henriksdal eller Himmerfjärdsverket. Även om dessa inte används som kompletterande reningssteg och har något större porstorlek, motsvarar installationerna i övrigt den föreslagna lösningen i både design och drift.

## 5.8 Utvecklingspotential

### 5.8.1 Användning av begagnade membran

Förutom att se på en installation med nya membran i UF-steget bör även möjligheten med att använda begagnade UF-membran från MBR-processer undersökas, något som även beskrevs i avsnitt 4.8.2. Här blir det extra viktigt att undersöka, förslagsvis genom pilottester, huruvida PAK-tillsats påverkar membrandriften av de begagnade membranerna.

Mängden PAK, mättad med mikroföroreningar, som vid en defekt membranmodul skulle kunna passera UF-steget och därmed hamna i utgående vatten, bedöms som relativt liten. Detta bl.a. med tanke på uppbygganden av UF-steget med väldigt många parallellkopplade enheter som ger en mycket hög reningsredundans.

### 5.8.2 Cirkulering av PAK

På samma sätt som för GAK-filter, kan en utökad kontakttid innebära att det åstadkoms en mer resurseffektiv adsorption av mikroföroreningar mellan PAK och avloppsvatten. Utan att behöva dimensionera för en större kontaktreaktor kan PAK istället recirkuleras över befintliga processteg positionerade tidigare i processen. Exempel är att dosera i aktivslamprocessen som görs för Ulmerprocessen. En cirkulation av PAK som inkluderar processteg innan sandfilter



innebär dock att bioslammet påverkas av PAK. Även belastningen på t.ex. sandfiltren ökar. Hur detta påverkar reningseffekten och slamegenskaperna behöver utredas närmare.

En effektiv avskiljning genom cirkulering av PAK har redan kunnat visas vid tidigare pilottester vid Käppala inom MistraPharma (Kårelid et al., 2017a, b).

### 5.8.3 Lämpliga typer av aktivt kol

Eftersom en av den mest kostnadsdrivande faktorn för teknikkombinationen PAK-MF/UF är konsumtionen av PAK, rekommenderas det en första sondering av tänkbara leverantörer. Det finns ett antal olika aktiverade kol från olika leverantörer på marknaden som har olika egenskaper och prisbild. Dock är det idag oftast information om olika GAK som finns tillgängligt.

Jämfört med erfarenheter med dosering av PAK och dess avskiljning med varierat effektiva separationssteg som finns från Tyskland och från Schweiz, så tillåter ultrafiltreringen att även PAK med ännu mindre kornstorlek kan användas i PAK-UF teknikkombinationen. Tester med finare PAK, superfine PAC (SPAC) med kornstorlek ned till 1 µm, har visat att reningseffektiviteten kunde ökas signifikant jämfört med konventionell PAK (20 - 30 µm kornstorlek) när dos och kontaktid var densamma (Bonvin et al., 2021; ResA 2016).

Även tester med förbrukat GAK som mals ned till PAK eller SPAC har visat kunna uppnå samma reningseffekt som jungfrulig GAK (Pan et al., 2017). Att mättad GAK, som efter flera års användning i GAK-filter, kan ha samma adsorptionskapacitet i nedmald form jämfört med nytt GAK, har förklarats med att jämviktskonstanten för adsorptionen ökar vid minskning av kolpartikelstorleken och därmed förbättrar adsorptionskinetiken. Dessutom tillgängliggörs nya tomma adsorptionsytor. För anläggningar som inte har ett intresse för GAK-reakivering kan alltså denna användning vara ett mycket kostnadseffektivt avsättningsalternativ som även kan vara ett attraktivt alternativ för Käppalaförbundet då kostnaderna för aktivt kol skulle bli lägre.

### 5.8.4 BioPAK - PAK från slamkol eller andra restprodukter

Försök att producera aktivt kol från organiska substrat som exempelvis reningsverkets eget slam har än så länge visat sig ha utmaningar i de applikationer för GAK-filterinstallationer som testats (Baresel et al., 2017b; 2021a). Även om biokol uppnår en viss reduktion av mikroföroreningar, så är kapaciteten lägre jämfört med kommersiellt GAK, vilket skulle medföra en hög frekvens av redan utmanande filterbyten. Även den fysiska stabiliteten av dessa BioGAK producerad från slam har visat sig vara en utmaning liksom att uppnå en hög porositet som är direkt kopplad till en hög adsorptionskapacitet. Andra utmaningar med slamkol kan vara en urlakning av oönskade ämnen från det pyrolyserade slammet, ett högt askinnehåll som påverkar kapaciteten negativt och att bibehålla en jämn kvalitet på det producerade slamkolet. Vid användning av PAK kan några av ovan nämnda utmaningar lösas. Detta genom att anpassa dosen av BioPAK, som på så sätt påverkar reningseffekten. Detta kräver dock större kapacitet för lagring-, beredning och dosering av det aktiva kolet. En mindre fysisk stabilitet är inte av betydelse vid PAK-dosering.

Biokol som en potentiell alternativ adsorbent för vattenrening kan öppna upp för en ännu mer betydande kostnadsbesparing och ett miljövänligare alternativ i reningsprocessen. Forskning och teknologisk utveckling inom området biokol skulle således potentiellt kunna leda till förbättringar avseende både ekonomi och miljöpåverkan.

### 5.8.5 Lokal/regional regenerering

En lokal eller regional reaktivering av förbrukat PAK rekommenderas undersökas ifall den avdragna PAK-fraktionen är lämplig för en sådan reaktivering. Det finns mer att läsa om en lokal/regional regenerering i avsnitt 4.8.4.

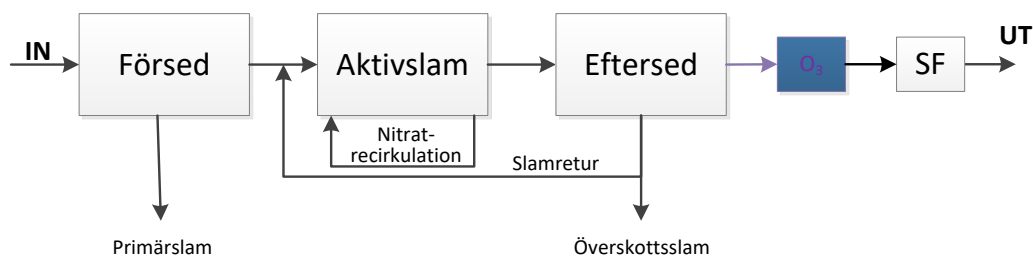
### 5.8.6 Användning av tekniskt vatten

Teknikkombinationen med PAK-MF/UF som ett avslutande avancerat reningssteg kommer leda till ett utgående avloppsvatten av hög kvalitet. En möjlig användning av utgående avloppsvatten som tekniskt vatten för olika ändamål är värdefullt att undersöka. En sådan användning innebär inte att en dricksvattenkvalitet behövs och kan bidra till en ökad cirkularitet och kan potentiellt ge en extra kostnadstäckning för den avancerade reningen vid Käppalaverket. Vatten som passerat PAK-MF/UF-steget är i princip partikelfritt och hygieniserat, vilket öppnar upp för användning både inom och utanför Käppalaverket, såsom kommunalt eller industriellt bruk.

## 6 Ozonering (O<sub>3</sub>)

Ozonoxidation är en av de mest refererade avancerade reningsteknikerna för läkemedelsrester. Ozonbehandling baseras dels på den direkta kemiska reaktionen av ozonmolekylen, dels på indirekta reaktioner med hydroxylradikaler för att bryta kemiska bindningar inom läkemedelssubstanserna (von Sonntag och von Gunten, 2012). Denna oxidation av läkemedlen kan leda till bildning av toxiska nedbrytningsprodukter (s.k. transformationsprodukter), och vid oxidation av andra ämnen som finns i det behandlade avloppsvattnet kan det bildas toxiska biprodukter som t.ex. bromat vid förekomst av bromid. Även biologiskt nedbrytbart kol kan bildas när löst organiskt kol (kvantifierat som DOC) oxideras i avloppsvattnet. För att minska risken för toxicitet, och för att ta hand om nedbrytningsprodukter, rekommenderas därför ett polerande reningssteg efter ozonering och i Schweiz ska efterbehandling implementeras efter ozon enligt lag (GSchV 1998). För detta kan antingen en biologisk process (t.ex. MBBR), aktivt kolfilter (GAK-filter), eller sandfilter användas (se t.ex. Baresel et al., 2017b; Bourgin et al., 2018; Schollée et al., 2018; Syvab 2019).

Figur 41 visar kombinationen av ozonering med den existerande sandfilter vid Käppalaverket.



Figur 41. Implementeringsmöjligheter av en ozonering.

Ozonering på Käppalaverket kan placeras mellan eftersedimenteringen och sandfiltersteget. Vid användning av sandfilter, kommer filtret även fungera som biofilter för biologisk polering av ozonerat vatten.

En annan fördel vid användning av ozonering är att off-gas från ozonering i vissa fall kan användas för syresättning av biosteget. Ozongeneratoren omvandlar endast ca 10 % av inkommande syre till ozon. Resten av syret löses in i vattnet under ozonbehandling eller lämnar kontaktreaktorn med off-gas. Denna gasström kan i vissa fall blandas med inkommande luft till blåsmaskiner och på det viset öka syrehalten i luften som används för luftning av biosteget.

Det finns flera olika utformningar av ozoneringsanläggningar. Ozon kan produceras antingen från luft eller från syrgas. Syrgasen kan antingen produceras på plats från luften med PSA-teknik (pressure swing adsorption) eller levereras av gasleverantörer i flytande form. Vid leverans av gas brukar gasleverantörer hyra ut även tank- och förgasningsanläggning. På mindre anläggningar brukar produktion av syrgas på plats vara mer kostnadseffektivt, medan det på större anläggningar är mer fördelaktigt att transportera syre till reningsverket i flytande form. Ozon produceras i en ozongenerator och blandas antingen in i en delström av avloppsvatten med ejektor, eller blandas in med diffusorer som är placerade på botten av kontakttanken, som i luftade bassänger. Det är ytterst viktigt att ozon blandas in snabbt och homogent i vattnet eftersom ozon snabbt byts ner till syrgas om den inte hinner reagera med organiska ämnen. Nedbrytningen av ozon är mer långsam vid låga temperaturer. Ozongeneratoren måste kylas ner och man använder

vanligtvis renat avloppsvatten för kylning. En lägre vattentemperaturen är fördelaktig även från den aspekten.

Volymen av kontakttanken i ozoneringsanläggningar varierar men uppehållstiden brukar vara ca 10 min vid maxflöde och ca 20 minuter vid dimensionerande flöde.

## 6.1 Förutsättningar och antaganden

Nedan beskrivs kort de huvudsakliga förutsättningarna och antaganden som ligger till grund för den mer detaljerade utredningen av teknikalternativet med ozonbehandling vid Käppalaverket.

### 6.1.1 Ozonbehovet

Med det reningsmål som definierades av Käppalaförbundet (se 3.4.5), och IVLs samlade kunskap inom området, så är bedömningen att ozondosen behöver ligga mellan 0,3 och 0,6 mg O<sub>3</sub>/mg DOC (medel 0,4 mg O<sub>3</sub>/mg DOC) för en vanlig drift (medelbelastning), men att en dos på 0,8 mg O<sub>3</sub>/mg DOC bör kunna uppnås i den avancerade reningen för tillfällen med högre belastning eller behov för temporär utökad reningseffekt.

### 6.1.2 Risk för bromatbildning

Vid ozonering av bromidhaltigt vatten kan bromid oxideras till bromat. Bromat är cancerogent och toxiskt och har ett gränsvärde för otjänligt vatten på 10 µg/L (SLVFS 2001:30). Detta är ett gränsvärde för dricksvatten och inte för renat avloppsvatten. Ett gränsvärde för utsläpp av renat vatten på 50 µg/l har tidigare föreslagits baserat på negativa bromateffekter (Soltermann et al., 2016). Enligt erfarenheter bör inte ozonering implementeras om bromidhalten i inkommande avloppsvatten är högre än 0,4 mg/l, på grund av risker med för hög bromatbildning.

Analyserade bromidhalter i utgående vatten vid Käppalaverket var från 0,15 till 0,3 mg/l vid provtagning i Fas 0 och 1. Dessa halter är lägre än den maximala rekommenderade halten och aktuella bromidhalter betyder att ozon potentiellt kan implementeras i avloppsvattnet vid Käppalaverket. Ytterligare bidrag från bromathalter kunde inte konstateras då samtliga halter av bromat låg under rapporteringsgränsen på 0,002 mg/l.

Vid framtagande av den tekniska utformning av ozonbehandling nedan är anpassad på ett sätt som tar hänsyn till att risker för bromatbildning kan minimeras.

### 6.1.3 Risk för nitritoxidationen

Vid höga nitrithalter i vattnet kan ozondosen behöva höjas med 1,1 mg O<sub>3</sub>/mg NO<sub>2</sub> (3,43 mg O<sub>3</sub>/mg NO<sub>2</sub>-N) för att kompensera för nitritoxidationen. Nitrithalterna i utgående avloppsvatten vid Käppalaverket är från 0,05 till 0,06 mg/l och inte utgöra ett hinder för implementering av ett ozoneringsteg vid Käppala ARV.

### 6.1.4 Risk för oxidation av järn (Fe(II))

Höga järnhalter (lågvärdigt järn, Fe(II)) i avloppsvatten kan innebära att en del ozon konsumeras för att oxidera järn till Fe(III). På grund av denna konsumtion kan en högre ozondos behövas för bibehållen reduktion av mikroföroreningar. Hur mycket ozon som konsumeras beror bl.a. på vattens pH och innehållet av löst organiskt kol. I ett vatten med låga

halter av DOC kan det räknas med att ca 0,4 mg O<sub>3</sub> konsumeras per mg löst järn (Fe(II)). Detta skulle i värsta fall kunna innebära att ozondosen behöver ökas med upp till 1 mg O<sub>3</sub>/l jämfört med ett vatten utan höga järnhalter. Vid Käppalaverket används endast tvåvärt järn och enligt karakterisering av vattenmatrisen i Tabell 20 skulle det innebära en maximal extra ozonkonsumtion på ca 0,14 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>. Här anges ett maximalt extra ozonbehov eftersom det är sällan tvåvärt järn är stabilt i en vattenprocess, då det snabbt oxideras till trevärt järn redan vid luftning. Tvåvärt järn faller dessutom snabbt ut som fasta partiklar. Eftersom det ännu inte är bestämt om tvåvärt eller trevärt järn ska användas i framtidens reningsprocess har en ökad ozonkonsumtion p.g.a. lågvärt järn i avloppsvatten inte tagits med i bedömning nedan.

### 6.1.5 Risk för oxidation av krom

Även lågvärdig krom kan oxidera till krom (VI) som är potentiellt cancerframkallande. Branschorganisationen för vatten och avlopp i Schweiz har därför tagit fram rekommenderade maxhalter för krom i avloppsvattnet vid ozonering (<10 µg/l). Rapporterade halter vid Käppalaverket ligger i medel på 0,9 µg/l och därmed inom acceptabel storleksordning. IVL bedömer därmed att det inte föreligger en direkt risk vid ozonering, dock rekommenderas en fortsatt analys av krom vid eventuella ozonrelaterade tester.

### 6.1.6 pH

Generellt kan vattnets pH sjunka något till följd av en viss syrabildning från ozoneringen, vilket delvis beror på oxiderat organiskt material. Detta bedöms däremot inte påverka efterfällningen och efterföljande sandfilter vid Käppalaverket.

### 6.1.7 BOD och COD

Vid måttliga till höga ozondoser kan BOD-halten öka och COD-halten minska då svårnedbrytbara organiska substanser bryts ned till lättare nedbrytbara substanser. En ökning av BOD-halten i ozonbehandlat vatten kan utgöra ett problem ifall utsläppsgrensvärden äventyras, men en relativt stor andel av det biologiskt nedbrytbara kolet omhändertas i efterbehandlingen till ozonering. Detta bedöms inte utgöra ett problem vid Käppalaverket.

### 6.1.8 Suspenderat material

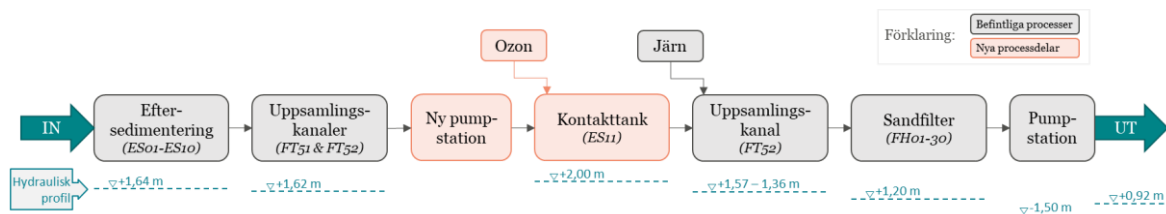
Halter för suspenderat material ligger enligt info från Käppalaförbundet på 2,5 – 5 mg TSS/l efter eftersedimenteringen och bedöms inte utgöra en utmaning vid implementering av ozonering.

## 6.2 Föreslagen processutformning

Reserverade processvolymerna för det framtida reningssteget med avancerad rening visas i Figur 2. Den befintliga eftersedimenteringen i linje 11 (ES11) bedöms vara mest relevant för placering av en ozonbehandling. Detta p.g.a. vattnets väg, då utgående vatten från eftersedimenteringsbassängerna samlas i kanal FT51 och sedan FT52 som passerar ES11 innan dosering av järnsulfat för den kompletterande fosforfällningen. Huruvida den förlorade volymen i eftersedimenteringen kompenseras i anläggningen, har inte ingått för utredning i förstudien. Samtidigt behövs inte eftersedimenteringen i linje 1 (ES01) tas ur bruk för den avancerade reningen.

Figur 42 visar den föreslagna processplaceringen för en ozonbehandling vid Käppalaverket där även vattennivån i de olika processtegen ingår. Huvudargumenten för valet av denna placering är följande:

- de efterföljande, redan befintliga, sandfiltren kan användas för borttagning av eventuella nerbrytnings- och biprodukter.
- halten suspenderat material är som lägst innan tillsats av järnsulfat.
- kontaktreaktorn ligger längs vattnets väg.
- endast en minimal lyfthöjd krävs och kan enkelt anpassas till flödet.
- den avancerade reningen kan vid behov enkelt förbiledas.
- ingen ny utsläppspunkt behöver skapas.



Figur 42. Föreslagen processmässig placering av en framtida ozonbehandling vid Käppalaverket, inklusive vattennivån i olika processdelar.

Tabell 27 visar en sammanställning av de övergripande designparametrarna för den beskrivna tekniklösningen med ozonbehandling. Dessa parametrar motiveras och beskrivs mer utförligt i texten nedan (?).

Tabell 27. Övergripande designparameter för den beskrivna tekniklösningen.

Parameter	Designvärde
Ozondos (medel)	0,4 mg O <sub>3</sub> /mg DOC (ca 4,4 g O <sub>3</sub> /m <sup>3</sup> )
Kontakttid	20 min vid Q <sub>medel,AR</sub> (15 min vid Q <sub>max,AR</sub> )
Djup kontakttank	6 m (rekommenderas för dysor/tallriksluftare)
Syreproduktion	Flytande syre (LOX) som förångas på plats
Syrebehov	10 kg LOX/kg O <sub>3</sub>

### 6.2.1 Teknisk utformning

Figur 43 visar hur en tänkbar teknisk utformning av ozonbehandlingen kan se ut vid placering i ES11. En ny pumpstation placeras i första delen av bassängen i ES11 och kopplas till kanal FT52 via en stängbar lucka. På så sätt pumpas vatten från FT52 till kontaktreaktorn. FT52 kanalen vid ES11 kompletteras med installation av ett överfall för att tillgodose pumpstationen och undvika ett tillbakaflöde i FT52 efter ozonering. Den nya pumpstationen i ES11 lyfter vattnet ca 40 cm och styrs efter nivån i FT52 till Q<sub>max,AR</sub>. Större flöden än Q<sub>max,AR</sub> bräddas förbi ES11 till järndosering i FT52, där det blandas med det ozonrika vattnet från kontaktreaktorn. Den nya pumpstationen i ES11 utformas så att den även kan användas för att tömma hela kontaktreaktorn vid behov för underhåll. Totalt föreslås tre pumpar med en kapacitet på minst 50 % av Q<sub>max,AR</sub> per pump.

Efter ozoninblandningen strömmar vattnet i ett pluggflöde genom reaktorn för att via självfall lämna reaktorn till FT52-kanalen, dvs. efter det nya självfallet, där även järnsulfat för fosforfällningen tillsätts innan vattnet leds genom sandfiltren till utloppspumpstationen.

Även ozonreaktor och tillhörande utrustning som ozondestruktör och mätutrustning placeras i ES11, dock i avskilda utrymmen. Endast LOX som används vid ozontillverkning placeras utomhus inklusive LOX-förgasare, och transporteras som syrgas via ledningar till ES11.



Figur 43. Schematisk processutformning för den föreslagna ozonbehandlingen vid Käppalaverket.

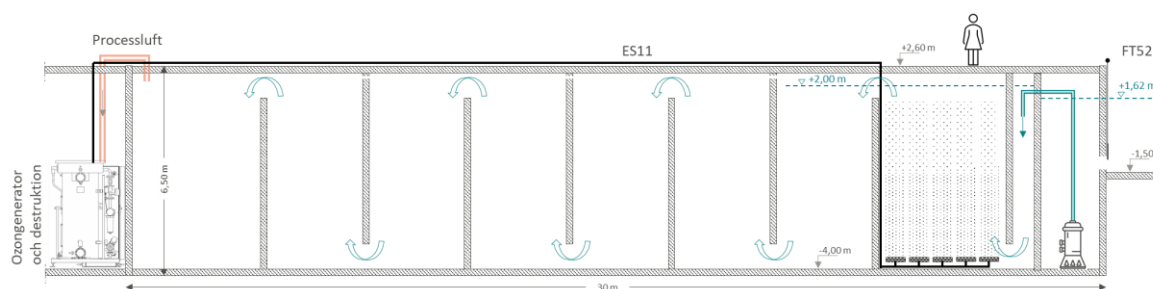
## 6.2.2 Processdesign

Kontaktreaktorns storlek och utformning beror generellt på hur väl ozonet blandas in och förbrukas i reaktorn. De minst fördelaktiga förhållandena som behöver beaktas är vid maxflöde ( $Q_{\max,AR}$ ), högsta tänkbara ozondosen, och den högsta vattentemperaturen. Med tanke på att medelflödet ( $Q_{\text{medel},AR} = 2,3 \text{ m}^3/\text{s}$ ) ligger nära maxflödet ( $Q_{\max,AR} = 3,0 \text{ m}^3/\text{s}$ ) som ska behandlas i den avancerade reningen, sätts reaktorvolymen till  $2760 \text{ m}^3$  som ger 20 minuter kontakttid vid medelflödet och 15 minuter vid maxflödet. Den första delen av kontaktreaktor används för inblandningen av ozon och räknas med i totalvolymen. Generellt rekommenderas en vattennivå på  $> 5 \text{ m}$  för en effektiv ozoninlösning och med en föreslagen effektiv vattennivå i tanken på  $6 \text{ m}$  behövs en yta på  $460 \text{ m}^2$ . Detta innebär att ca  $30 \text{ m}$  av  $90 \text{ m}$  totallängden i ES11 behövs.

Vatten pumpas in i botten av kontaktreaktor och fördelas jämnt över reaktorns bredd med hjälp av en fördelningskanal/skiljeväggar. IVL föreslår dysor, s.k. tallriksluftar, för att lösa in

ozon. Detta väljs bl.a. eftersom en effektiv massöverföring kan åstadkommas. Dessutom är detta ett känt system för anläggningens operatörer och risken för järnoxidbeläggning bedöms som obefintlig. Dessutom kan ozontillförseln med hjälp av tallriksluftare enkelt styras inom ett givet område. Dock kräver dysorna ett minsta gasflöde för att fungera bra och för att undvika risken för igensättningar. För att undvika att ett högre gasflöde än nödvändigt appliceras även vid låga vattenflöden, rekommenderas det att tallrikssystemet delas in i olika zoner som kan aktiveras beroende på vattenflöde och ozonbehov. Detta ger en viss redundans i ozoninblandningen. Tallriksluftare kräver ett vattendjup på > 5 m för en effektiv ozoninblandning, vilket uppfylls i föreslagen design. Alternativt kan även en injektorlösning användas som i så fall utformas i flera linjer för en anpassning av ozondosen. Vid användning av injektorer pumpas ett delflöde av avloppsvatten genom injektorn med hjälp av en boosterpump. Injektorn blandar sedan vattnet med ozonet som därefter blandas via dysor med resterande avloppsflöde. Samma system används bl.a. vid Tekniska verken i Linköping.

Ozonreaktorns utformning ska garantera ett pluggflöde, vilket kan åstadkommas med hjälp av skiljeväggar som placeras i kontaktreaktorn. En flödesmodellering (CFD-modellering) av inblandning och av flödet genom reaktortanken rekommenderas för utredning i ett eventuellt nästa steg. Dessa simuleringar erbjuds bl.a. av teknikleverantörer. Kontaktreaktorn som visas i Figur 44 tillämpas vid Tekniska Verken i Linköping.



Figur 44. Schematisk ritning av kontaktreaktorn med inblandningen.

## 6.2.3 Processutrustning

### 6.2.3.1 Syrgas

För produktion av ozon behöver ozongeneratorerna försörjas med syrgas, vilket föreslås ske i flytande form (LOX – Liquid Oxygen) med tanke på anläggningens storlek. Baserat på en vanlig ozonkoncentration på 10 wt% (viktpcent) i utgående gas från ozongeneratoren, och en ozondos i medel på 0,4 mg O<sub>3</sub>/mg DOC, kan syrebehovet beräknas till ca 9 000 kg/d (ca 7,9 m<sup>3</sup> LOX; 6 300 Nm<sup>3</sup>/d). Det finns ett brett span av syrgastankar upp till 80 m<sup>3</sup> och större. Beroende på trycksättningsgrad (vanligtvis mellan 18 - 36 bar) motsvarar tankvolymen cirka vikten av LOX. En tank på 40 m<sup>3</sup>, motsvarande ca 45 ton LOX, skulle alltså kunna täcka syrebehovet för ca 5 dagar.

Som erfarenheter från Nykvarnsverket i Linköping visar kan det vara utmanande att upphandla bulkgas av leverantörerna med den kvalitet som krävs för ozongeneratorer. Det finns bl.a. krav på en daggpunkt på ca -70 °C som tydligen inte har funnits i Sverige tidigare. Anläggningen i Linköping är dock en bra referens på att detta kan åstadkommas.

Själva lagringen och förgasare för LOX hyrs vanligtvis av gasleverantören. Dock behöver markberedningen inkl. betongplattan (ca 6 × 13 m) för placering av syretankar utföras. En möjlig placering av två LOX-tankar á 49 m<sup>3</sup> (höjd 12 m) inklusive förångare indikeras i Figur



45. En sådan installation tillåter en enkel påfyllning med tankbil. Själva luftförångaren behöver ingen ström, dock behövs eluttag (400 V/63 mA) för bilm pumpen vid leverans. Ledningsdragningen på ca 500 m behöver utredas mer ingående i nästa steg då syrgasledningen kräver extra säkerhetsåtgärder för att undvika brand- och explosionsfara. För att tillgodose syrebehovet i ozongeneratoren behövs en DN50-ledning som vid en längd på 500 m ger en volym på ca 1,3 m<sup>3</sup>.



**Figur 45. Lagring och transport av syrgas med tänkbar placering av syrgastankarna (a; exempel på tank vid Tekniska verken i Linköping); transportledning genom berget (b) till ozongeneratoren (c, exempel vid Tekniska verken i Linköping).**

### 6.2.3.2 Ozongenerator

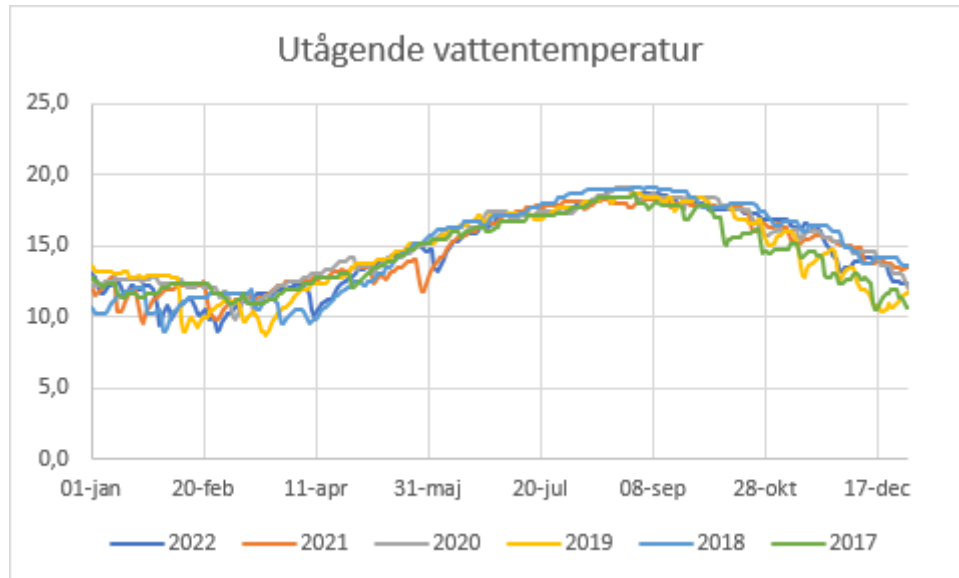
För redundans och möjlighet till en högre ozondosering under vissa perioder rekommenderas tre ozongeneratorer med en kapacitet på upp till 20 kg O<sub>3</sub>/h och generator. Figur 46 visar ett exempel på en lämplig ozongenerator. Ytbehovet per ozongenerator enligt exemplet ligger på 5 × 1,5 m (2,2 m höjd och 5 t i vikt). Det totala ytbehovet inkl. kringutrustning och ozondestruktion (inomhusutförande) uppskattas till ca 100 m<sup>2</sup>. Effektbehovet för produktion av 1 kg ozon ligger på ca 8-9 kWh, vilket innebär ett effektbehov på ca 7900 kWh/d vid Q<sub>medel,AR</sub> och en medeldos på 0,4 mg O<sub>3</sub>/mg DOC. Denna aspekt är viktig att följa upp för Käppalaverket, då det var något oklart i förstudien vilket maxeffektuttag som ozoneringen motsvarade i framtiden, och om ny infrastruktur i form av ställverk behöver etableras. Det senare skulle öka omfattningen av arbete relaterat till implementering av ett ozoneringssteg vid Käppalaverket, och skulle även öka investeringskostnaden avsevärt.



Figur 46. Exempel på lämplig ozongenerator SMOevoPLUS 960 från Wedeco (Wedeco).

### 6.2.3.3 Kylning

Kylvattnet för att kyla ozongeneratorerna föreslås komma från utgående behandlat avloppsvatten, såsom efter befintliga värmepumpar för en högre kyleffekt och ett lägre flöde. Kylvattenbehovet bedöms ligga under 1450 m<sup>3</sup>/d (vid  $\Delta T = 5$  K, Q<sub>medel,AR</sub> och en medeldos på 0,4 O<sub>3</sub>/mg DOC), och skulle således kunna tillgodoses med en mindre pumpstation i utgående kanal. Det finns dock redan idag spolvatten bestående av utgående avloppsvatten framtagen till ES11 som skulle kunna användas för kylning. Vid användning av utgående avloppsvatten behöver även temperaturvariationer som visas i Figur 47 beaktas.



Figur 47. Årliga temperaturvariationer i utgående avloppsvatten.

Wedecos installation kräver att kylvattens temperatur ligger under 22,5 grader, vilket enligt Figur 47 skulle kunna infrias året om. För att undvika att en varierande vattenkvalitet stör kylningssystemet rekommenderas användning av en sluten vattencirkulation för ozongeneratoren med hjälp av värmeväxling. Eftersom plattvärmeväxlare brukar tillämpas i dessa system behöver kylvattnet uppfylla vissa kvalitetskriterier som SS < 1 mg/l och Fe < 0,2 mg/l.

Kylbehovet skulle i princip även kunna tas ut vid förångning av flytande syre och transporteras till ozongeneratoren parallellt med syrgasen.

#### 6.2.4 Övervakning och styrning

Den enklaste styrningen av ozondoseringen kan ske flödesproportionellt med de bedömda doserna på 0,33 – 0,66 mg O<sub>3</sub>/l (vid DOC på 11 mg/l). Vattenflödet mäts redan i pumpstationen som pumpar vatten till ozonreaktorn och styrningen bli såldes enkel att implementera.

Vid större variationer av DOC, eller en önskan om en optimerad drift och låga kostnader, bör ozonering i stället styras i realtid av belastningen. Även om det genomförts en del tester bl.a. av IVL, så är robusta styrningsalternativ fortfarande under utveckling, framför allt på grund av att tillförlitlig mätutrustning ännu inte finns tillgänglig. En styrning baserad på DOC, UV-absorbans, samt restozon i gas- och/eller vattenfas, är möjliga ansatser som har testats bl.a. av Baresel et al. (2014, 2015b), Sehlén et al. (2015) och inom SystemLäk (Baresel m fl., 2017a). En realtidsmätning av t.ex. DOC och SAC (UV-absorbans vid 254 nm, uttryckt i m<sup>-1</sup>) för styrning av ozondosen kan utgöra en utmaning t.ex. på grund av järnbeläggningar på detektorn som därmed påverkar absorbansmätningen. Även automatisk rengöring med ultraljud, luftblåsning och varmvattenspolning räcker inte alltid och manuell rengöring (bl.a. med saltsyra) kan krävas.

Absorbansen vid 254 nm (UVA) uppvisar vanligtvis ett tydligt dos-responsförhållande i det antagna ozondosintervall. Däremot uppstår en variation i UVA efter ozonering, både för olika läkemedelssubstanser men framför allt för olika vattenmatriser. Det krävs alltså dos-

respons försök för att bestämma vid vilken minskning av UVA man når den önskade minskningen av olika läkemedelsrester.

Att använda ozon-residualen i gasfasen verkar fungera som ett bra komplement. Försök under realistiska förhållanden, och med olika avloppsvatten rekommenderas innan ozoninstallationen införs. En realtidsmätning av ozon-residualen i vattenfasen är däremot fortsatt svårt. En ozonmodellering bedöms också som värdefullt och ofta väldigt väl kompatibelt med ozondosering i praktiska försök.

### 6.2.5 Transporter

Med den föreslagna tekniklösningen bli det endast transporter till Käppalaverket för leverans av flytande syre (LOX). För den föreslagna storleken och aktuellt antal av syrgastankar innebär detta ca 80 leveranser per år.

## 6.3 Förväntad reningseffekt

Ozonering är en bra och flexibel teknik som ger en effektiv rening för många, men inte alla organiska mikroföroreningar (t.ex. PFAS). För vissa långsamreagerande mikroföroreningar kan dessutom en högre dos på t.ex. 1 mg O<sub>3</sub>/mg DOC 1,0 behövas för en effektiv reduktion på >90 %. Erfarenheter från ozonering vid olika avloppsreningsverk (t.ex. Nykvarnsverket, Himmerfjärdsverket, Sundets ARV, Visby ARV, Ullared ARV, Getteröverket, Stengården ARV) visar att oxazepam är ett av de läkemedel som kräver en högre ozondos relativt andra läkemedelsrester som IVL har undersökt för sina pilotprojekt. Ozondoser på 0,3 - 0,5 mg O<sub>3</sub>/mg DOC räcker i genomsnitt för att uppnå en reduktion på 80 % av de flesta läkemedelsrester. Dock krävs doser på 0,6 - 1,2 mg O<sub>3</sub>/mg DOC för att nå samma reduktion av oxazepam. Diklofenak har i tidigare försök oftast renats bort effektivt redan vid de lägre ozondoserna som applicerats. Även hormoner har rapporterats renas bort effektivt med ozonering (von Sonntag och von Gunten, 2012). Detta inkluderar även östrogena effekter, som kvantifieras med hjälp av YES-test, där ozon reducerar dessa effekter effektivt (Stalter et al., 2011).

Fenolära föreningar som Bisfenol A kan förväntas reduceras effektivt som t.ex. pilottester vid Nykvarnsverket i Linköping visat (Sehlén et al., 2015). Ozonering kan generellt inte förväntas ge en reningseffekt för PFOS eller andra PFAS.

En desinfektion av vatten kan i många fall åstadkommas genom ozonering men är beroende av ozondos och vattenmatrisen. Sehlén et al. (2015) konstaterade t.ex. ett dosberoende för minskningen av *E. coli* med upp till 3,5 log (ca 99,9 % reduktion), samtidigt som minskningen av totala koliformer och enterokocker ned till maximal 2 log (ca 99 %) var betydligt sämre. Detta är förväntat eftersom dessa olika mikroorganismer reagerar olika väl med ozon (von Sonntag och von Gunten, 2012).

Erforderlig dos ozon beror flera faktorer utöver önskad reduktionsgrad även på typ av mikroförorening, mängd DOC i vattnet och förekomst av andra ozonförbrukande ämnen i vattnet såsom nitrit och lösta former av lågvärdigt järn.

## 6.4 Resursförbrukning och miljöpåverkan

En av de största nackdelarna med ozontekniken är att det är svårt att identifiera och helt förstå konsekvensen av de nedbrytningsprodukter som skapas vid ozonering såsom toxicitet.

Svårigheten är större vid ozonering av avloppsvatten på grund av att det innehåller mer löst organiskt kol och flera andra organiska ämnen. Det blir med andra ord utmanande att värdera och eventuellt minska riskerna från dessa nedbrytningsprodukter. Den akuta toxiciteten av avloppsvatten kan dessutom öka efter ozonering och en efterföljande polering blir nödvändig (Baresel et al., 2017a). Med den förslagna processlösningen kommer detta behov enligt dagens kunskapsläge kunna tillgodoses. För relaterade tester som utvärderar olika efterpoleringssteg hänvisas till bl.a. Baresel et al. (2017a), Kienle et al. (2022) och Syvab (2019).

Baresel et al. (2017a) har också undersökt risken för ekotoxicitet efter ozonering med försök. Ozonbehandlat vatten testades för toxicitet på organismer från olika trofnivåer. Tester utfördes på bakterier (*Vibrio fischeri* Microtox SS-EN-ISO 11348-3:2008 modifierad), alger (*Selenastrum capricornutum* SS-EN ISO 8692:2012) och kräftdjur (*Nitocra spinipes*). För *N. spinipes* gjordes två olika tester, dels ett akutttest enligt SS 02 81 06, dels ett känsligare subkroniskt test LDR (larvutvecklingshastighet) enligt ISO/TS 18220:2016. Tester gjordes också för att bekräfta att inga östrogena effekter fanns kvar eller bildades i ozonerat avloppsvatten (YES-test). För mer ingående toxicitetstester användes Microtox. Ozoneringsförsöken visade att det bildas substanser som ger en svag, men dosberoende toxisk effekt. Effekten kunde detekteras med Microtox, men inte med alg- eller kräftdjurstest. Den toxiska effekten avklingar med tiden, men kvarstår efter 1 dygn vid högre ozondoser (15 mg O<sub>3</sub>/mg DOC). Effekten kan bero på kortlivade substanser som inte upptäcks om testen inte sker direkt efter ozoneringen. Efterpoleringssteg med sandfilter eller aktivt kol reducerar den toxiska effekten, kolfiltret visade sig något effektivare än sandfiltret (Baresel et al., 2017a).

Förutom risker med bildning av farliga biprodukter, är det framför allt den höga energianvändningen vid ozonering och vid tillverkningen av flytande syre, som dominerar miljöpåverkan. Totalt sett är dock energibehovet på samma nivå som för rening med t.ex. aktivt kol om tillverkning och regenerering av kolet räknas med. I motsats till tillverkning och regenerering av aktivt kol som sker utomlands, så kommer dock energiförbrukningen vid ozonering leda till en mindre miljöpåverkan per kWh på grund av den mer miljövänliga elmixen i Sverige.

#### 6.4.1 Specifik miljöpåverkan

Även om den förslagna designen utgår från en ny bassäng, så bör det i nästa steg undersökas om existerande betongväggar längs berget kan nyttjas för att minska behovet för rivning och gjutning av nya betongväggar. Skiljeväggar inuti kontakttanken kan eventuellt också byggas av annat material eftersom dessa inte har en bärande funktion. Detta skulle ge både en ökad flexibilitet i framtida ändringar och en minskad miljöpåverkan, dock endast marginellt som tabellen nedan visar.

Med den beskrivna utformning av kontaktreaktorn och processbygganden som rymmer ozongeneratoren bedöms betongåtgången till ca 1840 ton. Gjuts även alla skiljeväggar i betong kan betongbehovet dubblas. Andra dominerande resurser som behövs för byggnation och drift av ozonanläggningen återges i Tabell 28. Det bör noteras att resursbehovet för olika poster vid installation är skattade baserat på den grova processdesignen som gjorts.

Tabell 28. Miljöpåverkan för ozoneringssteget vid  $Q_{medel,AR} = 2,3 \text{ m}^3/\text{s}$  uttryckt som  $\text{kg CO}_{2ekv}$ .

Främsta resurser	Behov	t $\text{CO}_{2ekv}/\text{år}$	Kommentar
<b>Installationsfas – omräknat beroende på livslängd</b>			
Betong	1840 t	8	- t.ex. kontakttank, olika rum, - antagen livslängd 30 år - emissionsfaktor 130 $\text{kg CO}_{2ekv}/\text{ton}^2$
Armering & byggstål	95 t	1,9	- t.ex. armering och byggstål - antagen livslängd 30 år - emissionsfaktor 596 $\text{kg CO}_{2ekv}/\text{ton}^2$
Maskin, VVS	35 t	8,4	- t.ex. ozongenerator, syrgastankar, pumpar, LOX-ledning - antagen livslängd 15 år - emissionsfaktor 3600 $\text{kg CO}_{2ekv}/\text{ton}^2$
Byggtransport	2000 t 50 km	0,23 t $\text{CO}_{2ekv}/\text{år}$	- Främst leveranser och byggtrafik - antagen livslängd 30 år - emissionsfaktor 0,07 $\text{kg CO}_{2ekv}/\text{tonkm}^1$
<b>Summa emissioner från byggfas:</b>		<b>18,5 t <math>\text{CO}_{2ekv}/\text{år}</math></b>	
<b>Driftsfas (påverkan per drift år)</b>			
El	4 300 MWh/år	390	- ozonproduktion (medeldos på 0,4 $\text{O}_3/\text{mg}$ DOC), pumpning - emissionsfaktor 90,4 $\text{kg CO}_{2ekv}/\text{MWh}^1$ - svensk elmix
Syrgas (LOX)	3285 t/år	325	- extern produktion - emissionsfaktor 99 $\text{kg CO}_{2ekv}/\text{ton}^1$
Transport	3285 t/år 150 km/år	34,5	- främst LOX (Oxelösund eller Avesta) - emissionsfaktor 0,07 $\text{kg CO}_{2ekv}/\text{tonkm}^1$
<b>Summa emissioner från drift:</b>		<b>ca 750 t <math>\text{CO}_{2ekv}/\text{år}</math></b>	
<b>Totala emissioner:</b>		<b>768,5 t <math>\text{CO}_{2ekv}/\text{år}</math></b>	
<b>Specifika emissioner:</b>		<b>0,01 <math>\text{kg CO}_{2ekv}/\text{m}^3</math></b>	

<sup>1</sup> - Svenskt Vatten, Klimatberäkningsverktyg för VA-anläggningar, version 2 juni 2023

<sup>2</sup> - Boverkets klimatdatabas (C35/45)

Det framgår tydligt från tabellen att det är driften av processen som står för den största klimatpåverkan jämfört med byggnationsfasen. Klimatpåverkan är direkt relaterad till ozonbehovet, vilket medför att optimering för att minska ozonbehovet skulle ge en direkt minskad klimatpåverkan. Även LOX-produktion kan ge olika miljöpåverkan, likaså en produktion med 100 % förnybar el och att transporter klimatkompenseras.

#### 6.4.2 Arbetsmiljö

Eftersom ozon är ett kraftfullt oxidationsmedel är det viktigt att tänka på arbetsmiljörisiker när ozon används som reningsmetod. Ozon är en instabil gas som vid förhöjda temperaturer kan intensifiera och även orsaka brand. Ozon kan orsaka ögon-, hud och luftvägsirritation, och misstänks kunna orsaka genetiska defekter och organskador genom lång eller upprepade exponering. Ozon har dock använts i många reningsverk och är således ingen okänd teknik. Ozoninstallationer är utrustade med flera säkerhetssystem som läckvarnare, gaslarm och ozondestrukturer. Det krävs bra ventilation i alla utrymmen där ozon kan läcka ut och ozonsensorer med larm och automatisk nedstängning av ozongeneratoren vid läckage. Off-gas från kontaktreaktorn leds alltid genom ozondestruktion för att bryta ner den resterande ozonmängden i gasen. Även eventuella ozonhalter efter destruktionen är lämpligt att övervaka, särskilt om arbetsmiljörisiken vid de lokala förutsättningarna bedöms som särskilt hög.

Om driftpersonal utrustas med gaslarm bör säkerhetsrisker kunna hanteras. Den kraftiga lukten av ozon redan vid låga, ofarliga halter gör att ozonemissioner är lätta att upptäcka. En annan arbetsmiljöaspekt som man behöver ta hänsyn till är hanteringen av flytande syre, framför allt med tanke på brand- och explosionsrisk.

Den enda delen av den föreslagna installationen som kräver extra uppmärksamhet är transport av LOX vid ledningar från tankarna utomhus till ozongeneratoren som placeras i ES11. Även en extra ventilation i utrymmen för ozongeneratoren och från reaktortanken behöver installeras.

## 6.5 Kostnader

Ozonering är jämfört med andra kompletterande reningstekniker ett av de billigaste alternativen, särskilt avseende investeringskostnaden. Detta kan delvis bero på antalet aktörer på marknaden jämfört med hur ofta installationer efterfrågas. En bidragande faktor till relativt låg investeringskostnad är att de flesta anläggningarna som planerar för ozon eller har ozon installerat har ett befintligt steg för biologisk polering som i flera fall kan utnyttjas, såsom i fallet vid Käppalaverket. En viktig aspekt vid implementering av ozonering är den ökade elförbrukningen som sker vid reningsverket i och med ozoneringen. Detta kan kräva en uppgradering av elförsörjningen, vilket var fallet vid Nykvarnsverket i Linköping.

Med en antagen medeldos på 0,4 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> och ca 20 % marginal i ozonproduktionen, kan förbrukningen och kostnaderna för ozonprocessen beräknas enligt Tabell 29. LOX-priset avgörs till stor del av vilket avstånd det är till produktionsanläggningen och vad kostnaden för elektricitet vid tidpunkten för tillverkningen är. LOX-priset kan därför variera kraftigt.

Tabell 29. Kostnadsposter för ozoneringssteget.

Kostnadspost	Kostnad		Kommentar
	Total Mkr	Mkr/år	
<b>Investeringskostnader – omräknat beroende på livslängd</b>			
Bygg- & anläggningsarbeten	16,2	0,83	- t.ex. kontakttank, olika rum, - antagen livslängd 30 år
VVS	5	0,26	- inkl. syrgasledning, ozonventilation - antagen livslängd 30 år
Maskin	22	1,48	- ozongenerator, kylning, inkl. uppstart - pumpstation, ozoninblandning - antagen livslängd 20 år
El och automation	5	0,42	- antagen livslängd 15 år
Oförutsett	9,6	0,49	- ca 25 % av bygg, VVS, maskin och el/automation
Byggherrekostnader	12 M	0,61	- ca 25 % av kostnadsposter ovan
<b>Summa investeringskostnader:</b>		<b>ca 4,1 Mkr/år</b>	
<i>Annuitet (A) för årliga avskrivningar är beräknats med en ränta på 3 %</i>			
Kostnadspost	Behov	Kostnad Mkr/år	Kommentar
<b>Driftkostnader (per driftår)</b>			
Elförbrukning	4 300 MWh/år	6,5	- ozonproduktion (0,4 mg O <sub>3</sub> /mg DOC), pumpning - 1,5 kr/kWh
Syrgas (LOX)	3285 t/år	8,0	- extern produktion - 2 kr/kg + 0,5 kr/kg transport
Hyra LOX-utrustning	2 x 49 m <sup>3</sup> tankar	0,44	- ca 36 000 kr/månad - ingen etableringskostnad
Driftpersonal	600 tim/år	0,38	- främst övervakning/kontroll - 640 kr/tim
Drift och underhåll		1,4	- satt till 2 % av investeringskostnad
<b>Summa driftkostnader:</b>		<b>ca 16,7 Mkr/år</b>	
<b>Total årskostnad:</b>		<b>20,8 Mkr/år</b>	
<b>Specifik reningskostnad:</b>		<b>0,29 kr/m<sup>3</sup></b>	

## 6.6 Specifika utredningsbehov

Vid ett fortsatt fokus på ozonering som en del i Käppalas framtida utveckling, bör dos-responstester med den relevanta vattenmatrisen genomföras för att bekräfta och undersöka rekommenderade doser med uppsatt reningsmål. Dos-responstester kan genomföras relativt enkelt såsom är beskrivet i Baresel et al. (2017a). Testerna kan även användas för en utredning om bildandet av eventuella toxiska nerbrytnings- eller biprodukter genom analys av relevanta vattenprover med hjälp av olika effekttester. En ozonmodellering bedöms också som värdefullt.

Tillgänglig effekt och ett eventuellt utbyggnadsbehov av el-infrastrukturen behöver utredas för att avgöra om ozoneringsprocessens behov kan tillgodoses. Detta gäller även de tekniska lösningar som har behov av kylvatten vid ozonproduktion.



## 6.7 Referensanläggningar

Det finns flera ozonanläggningar i både Sverige (t.ex. Simrishamn och Linköping), Schweiz och Tyskland. Den fullskaleanläggning som avseende storlek och utformning kan vara relevant som referensanläggning för Käppalaverket är den i Aachen-Soers i Tyskland. Installationen är sannolikt en av de största i Tyskland. Anläggningen är på ca 470 000 pe och ozoneringen är dimensionerad för ett maximalt flöde på 3 m<sup>3</sup>/s. Dock finns några skillnader såsom DOC-halt, vilken ligger på ca 6 - 7 mg/l, vilket innebär en något mindre dos per m<sup>3</sup>-avloppsvatten. Den specifika ozondosen (mg O<sub>3</sub>/mg DOC) ligger dock inom samma område som rekommenderat ovan. Även medelflödet vid anläggningen i Tyskland på 1,2 m<sup>3</sup>/s är något lägre än flödet vid Käppalaverket. Detta innebär att kontakttiden vid maxflödet är endast 12 minuter, medan den är hela 30 minuter vid medelflödet.

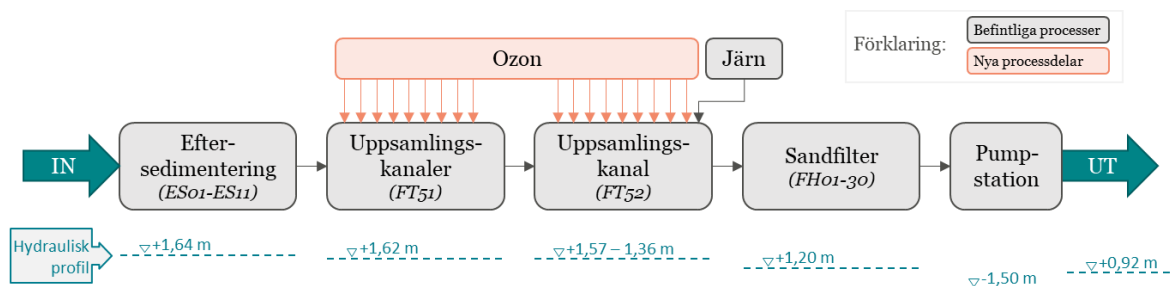


Figur 48. Ozongeneratoren och ozondestruktionsanläggning vid Aachen-Soers ARV i Tyskland.

## 6.8 Utvecklingspotential

### 6.8.1 Alternativ teknisk lösning och processutformning

Utöver det presenterade förslaget till implementering av en "traditionell" ozonering, beskrivs en alternativ teknisk lösning och processutformning för ozonering vid Käppalaverket nedan. Figur 49 visar att detta alternativ inte inkluderar några processvolym för ozoninblandning eller kontakttid. Istället sker ozoneringen direkt i uppsamlingskanalen efter eftersedimenteringen.



Figur 49. Tänkbar alternativ processutformning av en framtida ozonbehandling vid Käppalaverket inklusive vattennivån i olika processdelar.

Jämfört med förslaget ovan skulle processvolym i ES11 (eftersedimentering) kunna nyttjas som idag och ingen extra pumpstation skulle behövas då den befintliga flödesvägen för vattnet

inte skulle påverkas. Även processvolymerna i ES01 och BB01 skulle även i framtiden kunna nyttjas som idag. Placeringen av ozongeneratoren kan ske i en del av ES01, vilket visas i Figur 50. Denna placering bör kunna ske ovanpå processvolymerna, även om ett separat processrum behöver etableras. Även motsvarande placering i ES11, eller på andra ställen, kan tänkas. Placering av syrgastankar har inte utvärderats närmare för detta alternativ, men tänkbar placering kan likna det som gäller för huvudalternativet eller närmare infartsgrinden. Ledningsdragningen skulle även här ske via befintliga berggrum.



**Figur 50. Schematisk processdesign för den alternativa processdesignen för ozonbehandling vid Käppalaverket.**

Den alternativa lösningen baseras på en teknisk lösning som ännu inte finns etablerad i fullskalanläggningar, även om tekniken har körts i fullskala vid ARV Duisburg-Vierlinden (Tyskland) över 9 månader (personlig kommunikation Air Liquide 2023). Tekniken avviker därmed från Käppalaförbundets krav om flera referensanläggningar. Trots det representerar tekniklösningen, enligt IVLs bedömning, ett alternativ med potential och som bör beaktas i framtida utredningar eftersom det skulle ge en mycket resurseffektiv implementering av ozonbehandling. Tekniklösningen skulle kunna appliceras både ifall ozonbehandling väljs som huvudalternativ, eller som ett möjligt komplement till de två andra undersökta

teknikalternativen, GAK och PAK-UF. Det senare är ett alternativ för att vid behov utöka kapaciteten av det avancerade reningssteget.

Den alternativa tekniska lösningen baseras på en inblandning av ozon-innehållande vatten (utgående vatten < 300 mg O<sub>3</sub>/l) till avloppsvatten, i motsats till den traditionella ansatsen där en ozon-luftblandning bubblas ner i vattenfasen. Den tekniska lösningen tillhandahålls av Air Liquide (Ozone Strong Water, OSW) och går ut på att de tre steg som sker vid ozoneringen (1 - ozonöverföring till vattenfasen, 2 - ozoninblandning, och 3 - reaktion) separeras. Detta möjliggör att ett gasfritt vattenflöde, övermättat med ozon, produceras och blandas sedan in i avloppsvatten. Detta leder till ett homogent gasfritt flöde som inte avger ozon till processluften. Processlösningen innebär att kontakttiden kan reduceras och kontaktreaktorn behöver inte utrustas med restozonbehandling som vid traditionell ozonering. Tekniken bedöms även kunna ge en mer effektiv ozoninblandning enligt de jämförande studier som utförts med traditionell ozonering med tallriksluftare vid ARV Duisburg-Vierlinden. Det observerade lägre ozonbehovet på ca 20 %, p.g.a. en effektivare inblandning, vägs upp av ozonförluster i OSW-reaktorn. Detta betyder att det totala ozonbehovet bli lika stort som vid traditionell ozonering. Att syret, som inte omvandlas till ozon vid denna teknik, redan är trycksatt, öppnar även upp för en användning av syre i luftningsbassänger, vilket kan ge en ytterligare resursoptimering för anläggningen.

IVLs rekommendation till Käppalaförbundet är att följa teknikens utveckling och även initiera gemensamma tester för att kartlägga teknikens effektivitet för Käppalaverkets vattenmatrix. Detta kan kartlägga ozonbehovet och mängden vatten som behövs för teknikkombinationen. Att använda renat utgående avloppsvatten i processen innebär att den hydrauliska belastningen på sandfiltren, och eventuella efterföljande steg, skulle öka i motsvarande grad. Dock kan även andra utformningar tänkas. Teknikuppföljningen rekommenderas också för att följa upp eventuella nackdelar med teknikkombinationen. Dessa kan troligen vara en mer komplicerad ozoninblandning, extra pumpenergi, koldioxid för stabilisering av löst ozon. Kostnadmässigt bedöms OSW-alternativet ge en något lägre investering (ca 7,5 Mkr billigare) då kontakttanken inte behövs, men OSW-reaktorn kostar samtidigt mer. Driftkostnaden bedöms ligga på samma nivå som för huvudalternativet.

### 6.8.2 Teknikkombination med aktivt kol

IVL bedömer att en kombination av ozon och aktivt kol kan vara en tänkbar framtida komplettering till de två presenterade teknikalternativen med GAK (se avsnitt 4) respektive PAK-UF (se avsnitt 5). Framför allt blir kombinationen intressant då det finns ett behov av en ökad reningsgrad och/eller andra omständigheter såsom kostnadsutveckling av aktivt kol. Detta blir särskilt relevant om en ozonbehandling kan implementeras på ett relativt enkelt sätt som beskrivet i föregående avsnitt. Forskningsläget och framför allt de praktiska erfarenheterna av denna teknikkombination avseende driftaspekter såsom kostnader är relativt utforskat.

IVLs erfarenheter med kombinationen ozon och GAK sträcker sig tillbaka till omfattande jämförande pilottester med bl.a. O<sub>3</sub>-GAK och O<sub>3</sub>-sandfilter (Baresel et al., 2015). I denna studie var det tydligt att medelreduktion för diklofenak var avsevärt bättre för O<sub>3</sub>-GAK än för endast GAK eller O<sub>3</sub>-sandfilter. Detta även efter lång drifttid (>20 000 BV), EBCT på 15 min och ozondoser på i regel runt 4 mg/l (ozondos 0,4 mg O<sub>3</sub>/mg DOC). Ekotoxiciteten i avloppsvattnet och ozonerat vatten undersöktes avseende effekter från YES, YAS (yeast androgen screen), Microtox och genom analys av ämnena NDMA, MTBE och 1,4-dioxane. Resultatet visade på

lägre effekter och högre reduktion av giftiga ämnen för kombinationen O<sub>3</sub>-GAK jämfört med O<sub>3</sub>-sandfilter.

En av få O<sub>3</sub>-GAK anläggningar i fullskala är anläggningen i Weissenburg (Bayern) som har varit i drift sedan 2017 och där ozon används framför parallellt drivna sand- och kolfilter såsom upplägget ser ut vid Stengården ARV, Simrishamn. Tekniska universitet i München (TUM) har utvärderat anläggningen under längre tid. Här visades det att O<sub>3</sub>-GAK uppnådde >92 % reningseffekt av de valda målsubstanserna medan O<sub>3</sub>-SF endast uppnådde >80 %. Det har därmed även varit möjligt att minska ozondosen i kombinationen av aktivt kol för att uppnå reningsmålet på >80 % eliminering.

Gällande miljöpåverkan studerades detta i Baresel et al. (2017b) för en rad avancerade reningstekniker. Studien visade att ozon resulterar i minst klimatpåverkan för svenska förhållanden, vilket framför allt beror på en grön elmix. Teknikkombinationen ozon följt av GAK bidrar med större klimatpåverkan än ett ensamt GAK-filter för särskilt ansatta antaganden. I denna jämförelse togs det till exempel inte hänsyn till att ett GAK-filter sannolikt kan drivas längre om det föregås av en ozonbehandling.

Sammanfattningsvis förlängs kolfiltrets livslängd om det föregås av ozonbehandling med låg ozondos. Huruvida detta är en ekonomisk fördel kan dock vara relaterade till lokala förhållande såsom höga investeringskostnader för en teknikkombination. Även miljöpåverkan av en kombination är oklar och beror på livslängden av kolet. Om ozonering med relativt hög dos kompletteras med polerande rening med GAK reducerar teknikkombinationen de flesta mikroföroreningar i mycket stor utsträckning. Detta är mest aktuellt om väldigt höga reduktionsgrader krävs.

## 7 Jämförelse och scenarioanalys

Tabell 30 visar en översikt av de designparametrar som valts för respektive teknikalternativ. Det framgår tydligt att ytbehovet för ozoneringsalternativet är minst medan de två andra alternativen har jämförbara ytbehov. Samtliga lösningar bedöms också kunna uppnå den primära målsättningen för en effektiv borttagning av prioriterade läkemedelsrester från Käppalas avloppsvatten. En reningseffekt för PFAS inkl. PFOS kan dock endast åstadkommas av de två teknikalternativ som inkluderar aktivt kol, GAK och PAK-MF/UF. Det är dock viktigt att påpeka att även dessa två tekniklösningar endast kan ge en partiell rening av PFAS enligt beskriven design i Tabell 27. För en generellt hög borttagning av olika PFAS skulle en avsevärt högre resursförbrukning av aktivt kol behövas och vissa PFAS kan inte alls förväntas renas av ett kolfilter. Dessutom behövs en korrekt destruktion av det aktiva kolet för att säkerställa att sorberad PFAS destrueras, för att undvika att PFAS återigen hamnar i miljön.

Tabell 30. Övergripande designparameter för de olika tekniklösningar.

Designparameter för den avancerade reningen	Filter med granulerat aktivt kol (GAK)	Pulveriserat aktivt kol med membranfiltrering (PAK-MF/UF)	Ozonering O <sub>3</sub>
Designflöde, maxflöde	Q <sub>max,AR</sub> = 3 m <sup>3</sup> /s		
Medelflöde	Q <sub>medel,AR</sub> = 2,3 m <sup>3</sup> /s		
Dosering (medel) <sup>1</sup>	20 000 bäddvolymeter (ca 25 g GAK/m <sup>3</sup> )	12 g PAK/m <sup>3</sup>	0,4 mg O <sub>3</sub> /mg DOC (ca 4,4 g O <sub>3</sub> /m <sup>3</sup> )
Kontaktid	15 min vid Q <sub>medel,AR</sub> (11,5 min vid Q <sub>max,AR</sub> )	20 min vid Q <sub>medel,AR</sub> (15 min vid Q <sub>max,AR</sub> )	20 min vid Q <sub>medel,AR</sub> (15 min vid Q <sub>max,AR</sub> )
Placering i process	Efter befintligt sandfilter	Efter befintligt sandfilter	Efter befintlig eftersedimentering
Bedömt ytbehov och placering i berget	2500 m <sup>2</sup> (BB01 och ES01)	2500 m <sup>2</sup> (BB01 och ES01)	1000 m <sup>2</sup> (delar av ES11)
Krävs nytt utlopp?	JA	JA	NEJ
Transportbehov	GAK-byte dominerande	PAK-leverans och PAK-slurry till destruktion	LOX-leveranser
Restprodukt	NEJ (GAK reaktiveras efter byte)	PAK-slurry som behöver destrueras	NEJ (nedbrytningsprodukter tas omhand i sandfilter)
Ökar effektbehovet	Inte avsevärt	JA, ca 1100 kW för UF-drift	JA, ca 430 – 1100 kW <sup>2</sup> för ozonproduktion
Borttagning av prioriterade läkemedel	JA	JA	JA
Borttagning av PFAS	JA, men omfattning beror på bytesintervall	JA, men omfattning beror på PAK-dos	NEJ
Eventuell positiv bieffekt/produkt		Desinfektion partikelfritt vatten	Syre från ozongenerator och kyla från LOX

<sup>1</sup> - konventionell design för GAK, 40 000 BV bör kunna uppnås vid endast läkemedelsrening. För PAK krävs pilotstudier för att fastställa PAK-dosen.  
<sup>2</sup> - intervallet avser medeldos på 0,4 mg O<sub>3</sub>/mg DOC till antagen maximal dos på 1,2 mg O<sub>3</sub>/mg DOC

### Delbedömning:

Utifrån den övergripande jämförelsen framstår alternativet med ozonbehandling som det bästa alternativet om endast en rening av läkemedelsrester ska åstadkommas i den avancerade reningen. Ifall även PFAS ska renas bort till en viss grad, blir endast GAK och PAK-MF/UF alternativen relevanta.

## 7.1 Byggbarhet

Samtliga alternativ för den avancerade reningen vid Käppalaverket kräver att befintliga processvolymerna behöver nyttjas i olika grad. Samtliga tekniklösningar kräver också en specifik anpassning för Käppalaverket för att implementeras i befintliga bergsutrymmen. Även anläggningsdelar som är kopplade till den avancerade reningen som lastningsstationer och resurslagring behöver anpassas till förutsättningar av tillgängliga ytor utanför bergutrymmen.

Förutom ozonbehandlingen som föreslås ske i ES11 inklusive ozonproduktion och kontaktreaktorn, kräver alla andra alternativ ett kompakt utförande av olika processdelar för att kunna passa in i befintliga bergutrymmen ES01 och BB01. Designförslaget visar dock att samtliga teknikalternativ går att placera i de avsedda utrymmena och att det dessutom finns flera åtgärder för en kompakterad design som vid behov kan nyttjas i nästa planeringsstadium. Till detta räknas t.ex. att vissa teknikutrymmen och viss maskinutrustning kan placeras i flera plan, t.ex. ovanpå deltäckta bassänger. I vissa fall kan kompletterande pilottester också ge en indikation på yt-effektiva anpassningar.

### 7.1.1 Transportbehov

Samtliga teknikalternativ kommer öka transportbehovet till och från Käppalaverket. För ozonering är det leverans av flytande syre, för GAK gäller det leverans av nytt GAK och tömning av uttjänt GAK för reaktivering. Avseende PAK-MF/UF gäller det leverans av PAK och kemikalier, samt tömning av PAK-slurry för destruktion. Antal leveranser detta gäller styrs i huvudsak av lokala lagringsmöjlighet för LOX respektive GAK/PAK som i sin tur begränsas av tillgängliga lagringsytor utanför berget. Transporter som tagits hänsyn till i förprojekteringen baseras dock på tillgängliga transportkapaciteter. En större lokal lagring skulle således inte minska antal transporter, utan endast påverka omfattningen per leverans/tömning.

Transport i berget föreslås ske via rörledningar för de olika teknikförslagen och kräver således inga extra transporter under driftfasen förutom vid underhålls- och reparationsarbeten.

### 7.1.2 Behov för kompletterande pilottester

Teknikalternativet med PAK-MF/UF är det alternativ där det starkt rekommenderas att genomföra kompletterande pilottester för att ta fram bättre underlag för design och för att fastställa resursbehovet eftersom detta teknikalternativ är det mest osäkra alternativet av de tre som diskuteras och oberoende av erfarenheter från fullskaleinstallationer. Med sina tre komponenter PAK, MF och UF har teknikkombinationen dessutom en stor möjlighet till en övergripande optimering av de olika processdelarna mot varandra för att uppnå önskad reningseffekt till minsta möjliga resursåtgång.

För alternativet med ozonbehandling bör dos-responstester genomföras. Dessa behöver dock inte utföras i pilotskala, utan lämpliga labbskaletester är tillräckligt för att kunna bekräfta eller justera den ansatta medeldosen på 0,4 mg O<sub>3</sub>/mg DOC.

För GAK-alternativet bedöms inga pilottester behövas. Eventuella parametrar som påverkar resursförbrukningen, eller belastningen, kommer endast kunna tas fram genom långtidstester. De kan samtidigt hanteras i den föreslagna designen, t.ex. genom frekventare backspolningar och/eller anpassning av bäddhöjden och kontakttid.

### 7.1.3 Anpassningsmöjligheter för framtida krav

Vid behov för en anpassning av den avancerade reningen t.ex. till ännu högre reningskrav eller utökade krav som också omfattar andra mikroföroreningar så har samtliga teknikalternativ potential för detta. Alternativet med ozon kan anpassas efter en högre ozondos vilket dock endast ger möjligheten till en högre reningsgrad för vissa mikroföroreningar såsom läkemedelsrester. Behövs en utökad rening även av t.ex. PFAS är enda möjligheten en komplettering med t.ex. aktivt kol (se 6.8.2) eller annat reningssteg (t.ex. avancerad membranfiltrering). Detta kommer i så fall att kräva ytterligare processvolym.

För en ökad reningseffekt med GAK-filtrer är det framför allt att ersätta delar av sandfilteranläggningen till ultrafiltrering (se 4.8.2) som kan nämnas. Detta skulle öka möjligheten till en högre belastning på GAK-filtren med högre bäddhöjd och kortare backspolningstid. Inga extra processvolym skulle behövas utan existerande delar av sandfiltervolymen skulle kunna nyttjas. Även en komplettering med en ozonering som föregår GAK-filtren skulle kunna tänkas (se 4.8.1).

För PAK-MF/UF-alternativet kan framför allt PAK-dosen ökas till en viss nivå för att uppnå en högre reningrad. Av de olika teknikalternativen representerar denna teknikkombination redan ett alternativ som bedöms kunna ta bort de flesta mikroföroreningarna. Det bör också noteras att endast detta teknikalternativ kan åstadkomma en komplett borttagning av resterande (< 3 %) mikroplaster i avloppsvatten från Käppalaverket enligt de föreslagna designalternativen.

Även vid en eventuell framtida utbyggnad av Käppalaverket för utökad reningskapacitet kommer det troligtvis att vara fördelaktigt för den avancerade reningen. Anledningar är t.ex. att en utbyggnad inom befintliga processvolym vid den befintliga anläggningen endast kan ske via implementering av MBR-teknik. Nuvarande eftersedimenteringstankar ersätts då med ultrafilter. Teknikkombinationen MBR-UF skulle medföra ett partikelfritt vatten som kommer till den avancerade reningen. Dessutom frigörs nuvarande sandfilter, om inte dessa används för en eventuell högflödesrening, vilket kan underlätta implementeringen av en kompletterande ozonering.

#### **Delbedömning:**

Utifrån jämförelsen med avseende för byggbarhet framstår alternativet med ozonbehandling som det bästa alternativet utifrån platsbehovet och en komplettering med GAK-filtrer blir en relativ enkel framtida justering av den avancerade reningen.

## 7.2 Implementeringskostnader inkl. scenarionanalys

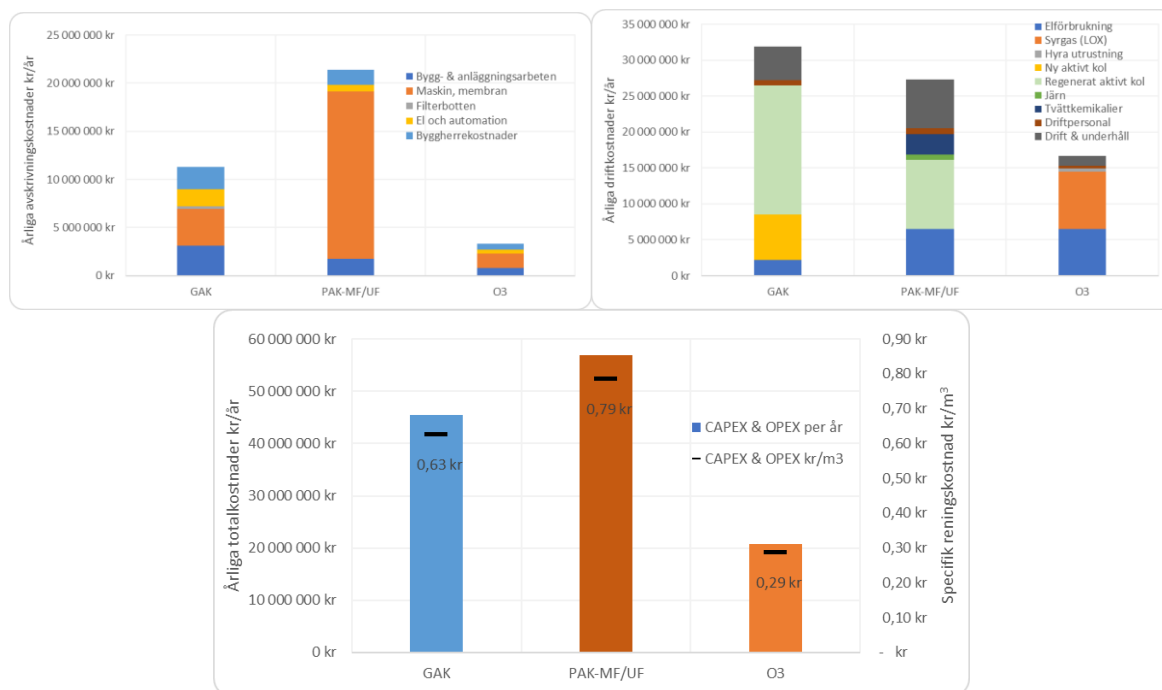
Tabell 31 visar de kostnadsposter som blir aktuella för de olika teknikalternativen och det framgår att ozonbehandling med marginal är det ekonomiskt rimligaste teknikförslaget för en avancerad rening vid Käppalaverket, både utifrån investerings-, drift- och totalkostnaden.

**Tabell 31. Övergripande bedömda kostnader för de olika tekniklösningar.**

Kostnadspost	Filter med granulerat aktivt kol (GAK)	Pulveriserat aktivt kol med membranfiltrering (PAK-MF/UF)	Ozonering O <sub>3</sub>
Total investering	233 Mkr	341 Mkr	69,8 Mkr
Annuitetskostnad <sup>1</sup>	13,5 Mkr/år	24,5 Mkr/år	4,1 Mkr/år
Driftkostnader <sup>2</sup>	31,9 Mkr/år (19,8 Mkr/år)	32,5 Mkr/år (53,4 Mkr/år)	16,7 Mkr/år
Total årskostnad	45,4 Mkr/år (28,8 Mkr/år)	56,9 Mkr/år (77,9 Mkr/år)	20,8 Mkr/år
Specifik reningskostnad	0,63 kr/m <sup>3</sup> (0,40 kr/m <sup>3</sup> )	0,79 kr/m <sup>3</sup> (1,07 kr/m <sup>3</sup> )	0,29 kr/m <sup>3</sup>

<sup>1</sup> - Annuitet (A) för årliga avskrivningar är beräknats med en ränta på 3 %  
<sup>2</sup> - Kostnader i parentes gäller vid 40 000 BV i stället för 20 000 BV för GAK och för jungfrulig PAK för PAK-MF/UF, för ozonbehandling gäller kostnaden för en medeldos på 0,4 mg O<sub>3</sub>/mg DOC

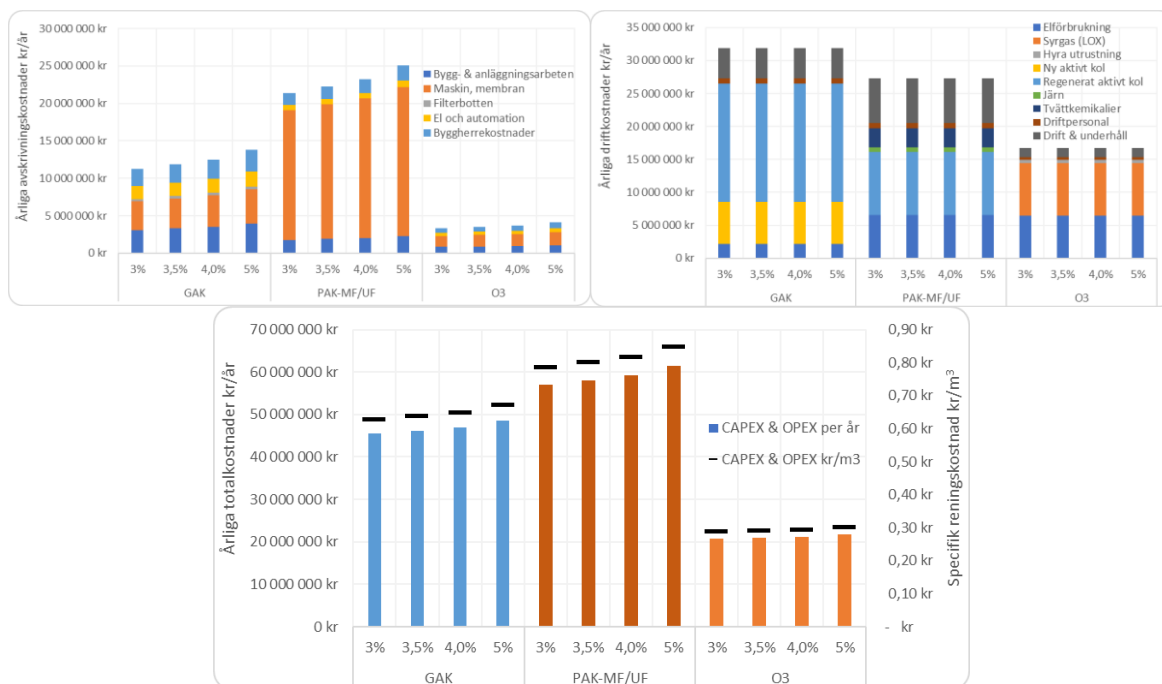
Figur 51 visar årliga avskrivnings-, drift- och totalkostnader för de olika tekniklösningarna med fler detaljer jämfört med Tabell 31. Eftersom de olika kostnadsposterna baseras på olika antaganden, så har en enklare analys av olika påverkande faktorer gjorts baserat på basfallet som visas i Figur 51. Dessa redovisas i efterföljande scenarioanalys.


**Figur 51. Årliga avskrivnings, drift- och totalkostnader för de olika tekniklösningar.**

### 7.2.1 Ränteändring

Figur 52 visar kostnadspåverkan om annuitetsräntan för investeringen ökas för de tre tekniklösningarna. Som det kan observeras från figuren så påverkas de totala kostnaderna inte signifikant, även om avskrivningskostnaderna ökar med högre räntesats. Detta beror på att driftkostnaderna för samtliga alternativ utgör den största andelen av totalkostnaderna. Det kan dock konstateras att teknikkombinationen PAK-MF/UF påverkas mest av en ränteändring p.g.a. den största investeringskostnaden. Alternativet med ozon påverkas minst av de tre teknikalternativen.

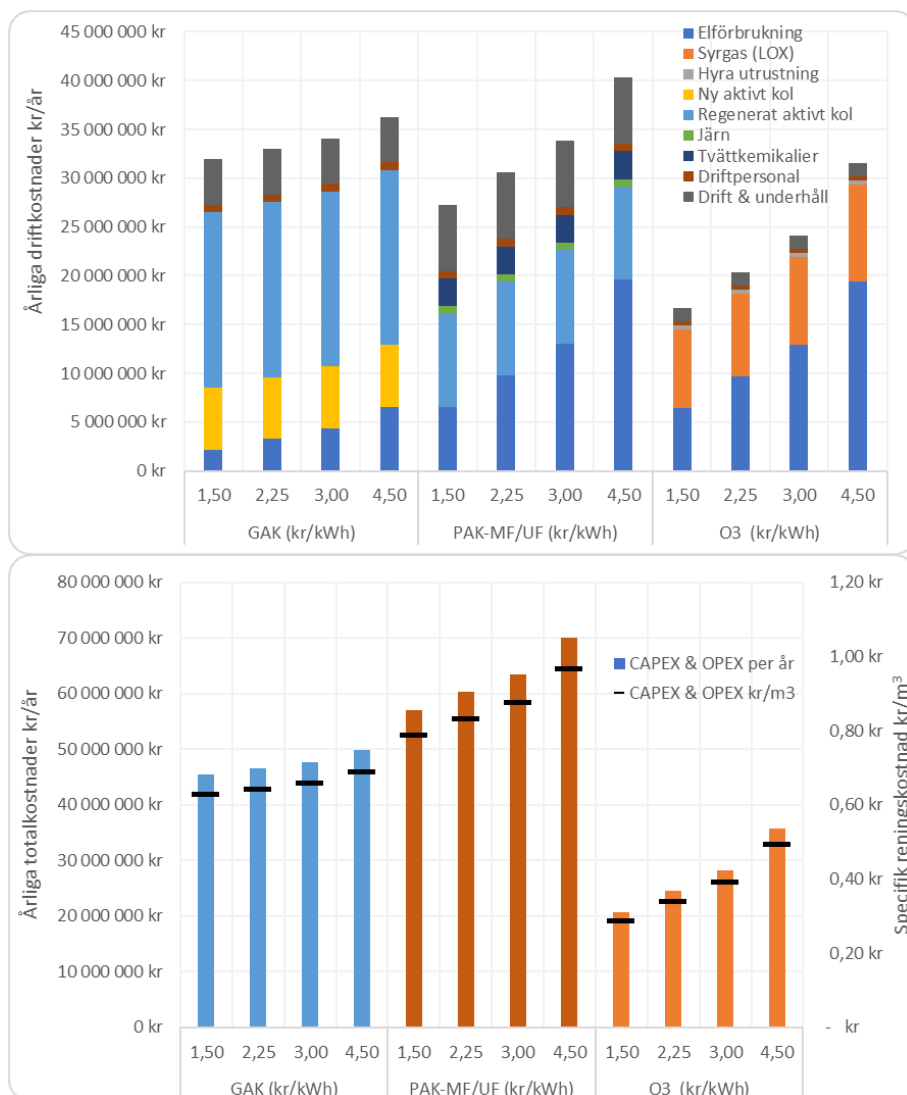




Figur 52. Årliga avskrivnings, drift- och totalkostnader för de olika tekniklösningarna vid olika räntesatser.

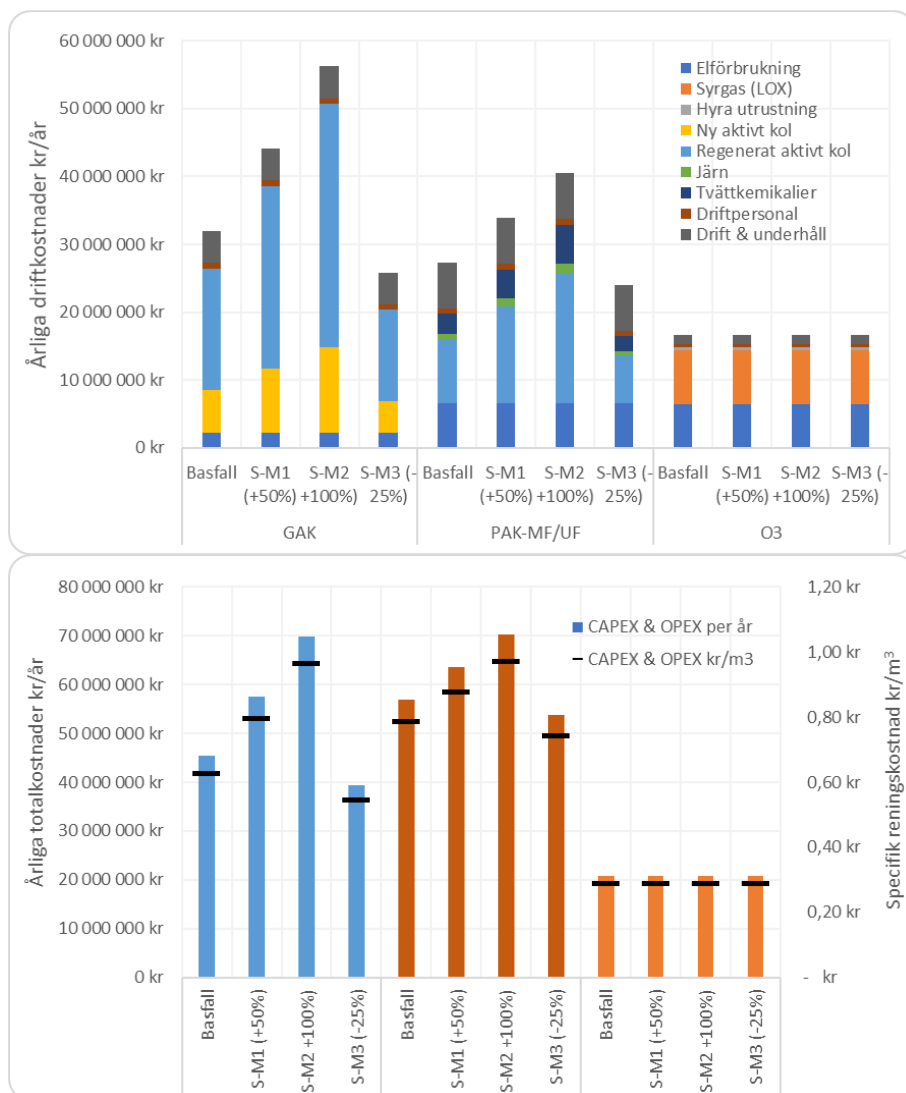
## 7.2.2 El- och resursprisberoende

Figur 53 visar årliga drift- och totalkostnader för de olika tekniklösningarna vid olika elpriser från dagens 1,50 kr/kWh till en tredubbling av elpriset, ett scenario som efter förra vinterns prisökning känns relevant att undersöka. Avskrivningskostnader antas i scenariot ligga på samma nivå som i basscenariot (Figur 51), även om ett högre elpris även skulle påverka byggskedet av den avancerade reningen. Detta då det i detta planeringsskede är svårt att uppskatta energiförbrukningen under byggfasen. Figuren indikerar också att det är de två elkrävande teknikalternativen O<sub>3</sub> och PAK-MF/UF som påverkas mest av ett ökande elpris. Medan årskostnaden endast ökar med ca 10 % för GAK, så ökar totalkostnaden med hela 72 % för alternativet med ozon vid scenariot med ett elpris på 4,5 kr/kWh. Detta beror på att både ozonproduktion vid Käppalaverket och LOX-produktionen påverkas av det ökande elpriset då även LOX produceras i Sverige. Det bör noteras att energibehovet för LOX-produktion i scenariot satts till 200 kWh/ ton LOX. Det bör även noteras att högre elpriser även kan påverka priset för produktion och reaktivering av aktivt kol. Dock utgör elbehovet i dessa processer endast en mindre del av energibehovet. Dessutom har energiprisdynamiken i olika europeiska länder visat att ett högt elpris i Sverige inte nödvändigtvis behöver betyda ett högt elpris, även i länder där aktiva kolet produceras/reaktiveras.



Figur 53. Årliga drift- och totalkostnader för olika tekniklösningarna vid olika elpriser.

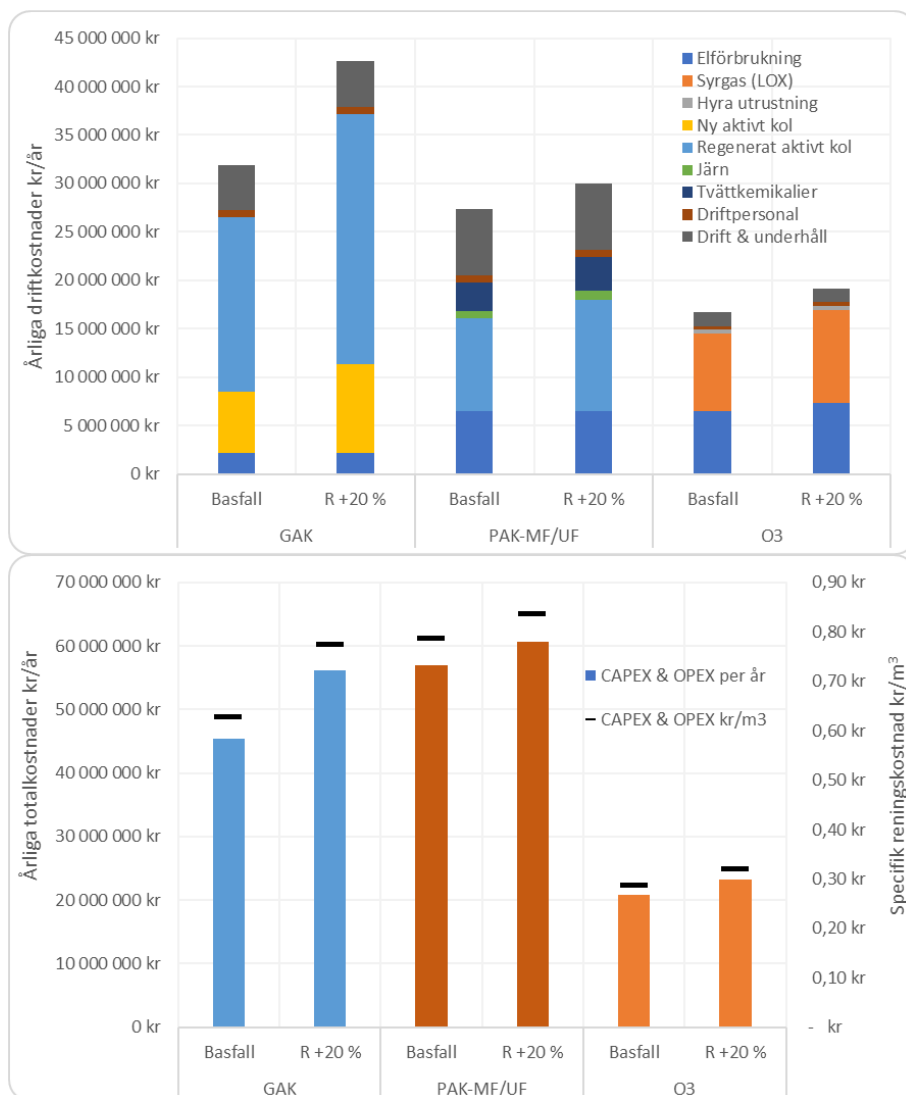
Figur 54 visar årliga drift- och totalkostnader för de olika tekniklösningarna vid olika råvarupriser och samma elpris som i basscenariot. Även här antas att avskrivningskostnader ligger på samma nivå som i basscenariot, även om högre råvarupriser skulle påverka byggskede i någon form. Figuren visar att det framför allt är ändringar av kostnaden för det aktiva kolet som påverkar totalkostnaden av den avancerade reningen. Scenariot S-M1 och S-M2 utgår från en 50 % respektive 100 % prisökning för aktivt kol (jungfrulig och reaktiverat) och kemikalier. Priset för LOX antas ligga på samma prisnivå, då LOX-produktion mest påverkas av elpriset som redan togs hänsyn till i förra scenariot (Figur 53). Scenariot S-M3 beskriver ifall råvarupriser sjunker med 25 % jämfört med basscenariot. Detta bedöms kunna ske genom antingen ett förbättrat geopolitiskt läge eller andra faktorer, samt t.ex. vid etablering av en reaktiveringsanläggning för aktivt kol i egen regi enligt 4.8.4.



Figur 54. Årliga drift- och totalkostnader för de olika tekniklösningarna vid olika råvarupriser.

### 7.2.3 Ökade reningskrav

Ett scenario kring hur kostnader av de olika tekniklösningarna påverkas vid ökade reningskrav visas i Figur 55. I detta scenario antogs att ett 20 % högre reningskrav kan uppfyllas genom en motsvarande ökning av ozondosen och PAK-dosen, eller ett mer frekvent byte av GAK-filter. De olika tekniklösningarna är dimensionerade så att även detta krav, och högre, kan uppfyllas, så länge inte själva vattenflödet som behöver behandlas i den avancerade reningen ökar. Avskrivningskostnaderna påverkas således inte i detta scenario. För ozoneringen betyder det rent praktiskt en ökad förbrukning av LOX och en ökad ozonproduktion. Figuren indikerar att årliga totalkostnader ökar med ca 24 % för GAK-lösningen, 6 % för PAK-MF/UF och 12 % för alternativet med ozon.

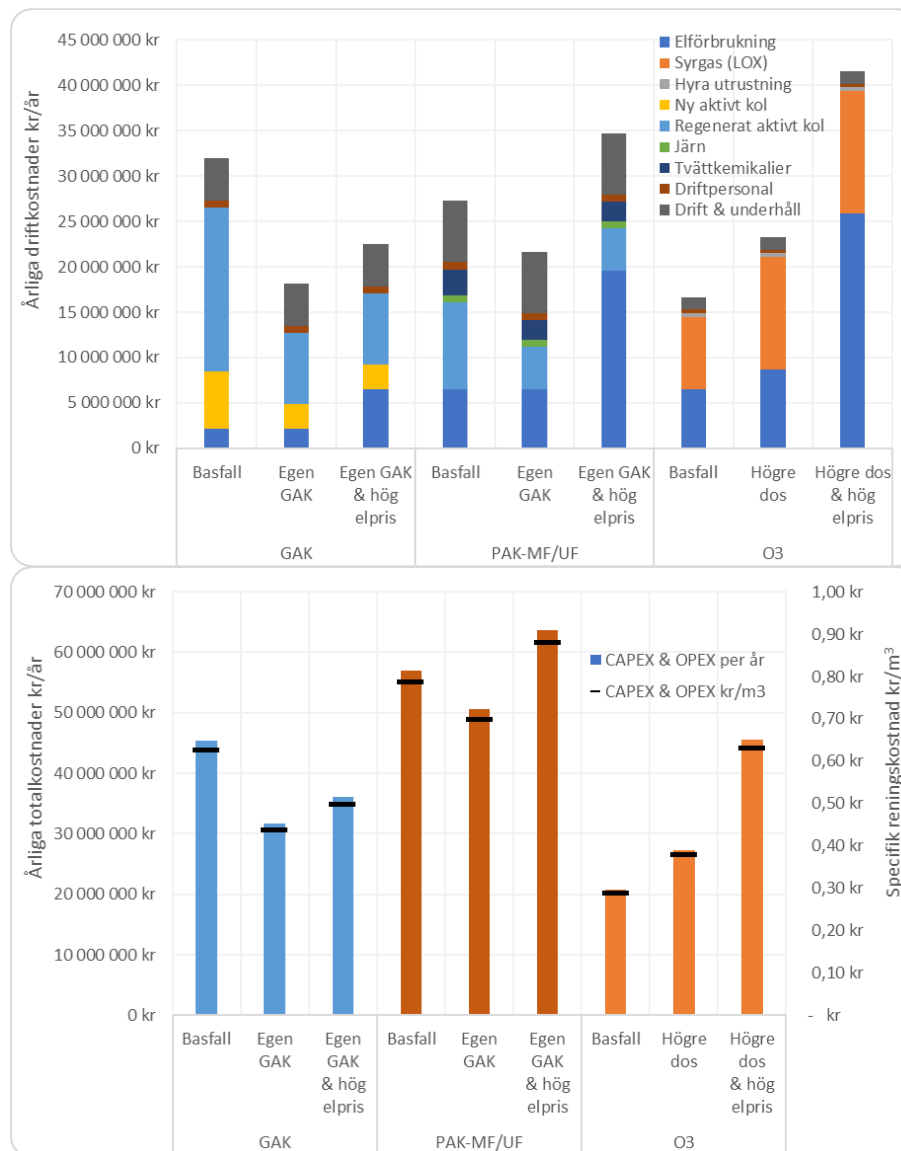


Figur 55. Årliga drift- och totalkostnader för de olika tekniklösningarna vid ett ökat reningskrav på 20 %.

### 7.2.4 Extremscenario

Figur 56 visar ett tänkbart scenario med några extremt positiva eller negativa alternativ för olika ingående kostnader. Förutom basscenariot antas att den faktiska förbrukningen av aktivt kol kan minska till 15 g GAK/m<sup>3</sup> respektive 8 g PAK/m<sup>3</sup>, samtidigt som priset för det aktiva kolet reduceras till 25 kr/kg för jungfrulig GAK och 8 kr/kg för reaktiverat GAK. Detta baseras på tidigare svängningar i priset för aktivt kol och en potentiell egen reaktivering av aktivt kol i regi av Käppalaförbundet och andra organisationer. För detta scenario antas det dessutom att ozonbehovet är 0,6 mg O<sub>3</sub>/mg DOC, vilket motsvarar en dos 50 % högre än den antagna dosen. Båda antagandena är baserade på IVLs erfarenheter med olika pilotanläggningar för både aktivt kol och ozonering. Den föreslagna designen för de olika teknikalternativen i denna förstudie baseras inte på några faktiska tester vid Käppalaverket. Det tredje scenariot tar dessutom med en ökning av elpriset till 4,5 kr/kWh enligt tidigare scenario (se Figur 53). Det framgår från figuren att årliga driftkostnader för GAK skulle hamna på samma nivå som för ozonbehandling vid ett mindre kolbehov och på ett lägre GAK-pris, även jämfört med basfallet för alternativet med ozon. Vid ett högre ozonbehov skulle årliga driftkostnader för ozonbehandling redan ligga högre än de för GAK-alternativet. I scenariot där även elpriset

skulle ligga på en avsevärt högre nivå än i basfallet hamnar de årliga driftkostnaderna för ozonbehandling på nästan dubbelt så högt än för GAK och t.o.m. högre än för PAK-MF/UF-alternativet. På grund av de högre investeringskostnaderna för både GAK- och PAK-MF/UF-alternativen, ligger alternativet med ozon fortfarande på en lägre nivå än de andra två alternativ när totalkostnaderna beaktas. Detta är sant förutom vid scenariot med ett högre elpris, högre ozonbehov och samtidigt lägre förbrukning och pris för aktivt kol.



Figur 56. Årliga drift- och totalkostnader för de olika tekniklösningarna vid olika extrema antaganden.

**Delbedömning:**

Utifrån jämförelsen avseende investerings-, drift- och totalkostnader för de olika tekniklösningarna framstår alternativet med ozon som det bästa alternativet, även vid beaktandet av olika scenarier som inkluderar olika kostnadsdrivande parametrar. Behöver den avancerade reningen åstadkomma en bredare rening än vad en ozonbehandling kan åstadkomma, är GAK-alternativet det mest lämpliga utifrån kostnadsaspekten.

### 7.2.5 Kostnadstäckningsmöjligheter

De kostnader som uppstår vid implementering av en avancerad rening vid Käppalaverket kan enligt de olika scenarier som presenterats ovan uppgå till många tiotals miljoner kronor varje år. Med en rörlig avgift för taxan för vatten och avlopp i Lidingö kommun på ca 22 kr/m<sup>3</sup>, skulle det innebära en ökning på ca 3, 4 och 1,5 % av dagens avgift vid implementering av de olika teknikalternativen GAK, PAK-MF/UF respektive ozonering.

Implementeringen av en avancerad rening vid Käppalaverket skapar dock en extra motivering att eftersträva en partiell kostnadstäckning via återanvändning av det producerade vatten för olika ändamål. Detta gäller framför allt för teknikalternativet PAK-MF/UF som är den mest kostnadsintensiva lösningen. Denna producerar dock ett partikelfritt, desinficerat och rent utgående vatten. Att hitta kunder som vill betala ett lägre pris än priset för dricksvatten för det vatten som behandlats av den avancerade reningen skapar en win-win-situation som ger lägre kostnader till kunder och samtidigt en partiell kostnadstäckning för den utbyggda reningsprocessen.

Andra vinster i form av samhällsekonomiska vinster diskuteras i ett senare avsnitt och kan vara aktuella här (se 7.3.2).

## 7.3 Miljöpåverkan av den avancerade reningen

En utökad rening av avloppsvatten medför alltid också en ökad resursförbrukning, restprodukthantering och ökade transporter både under etableringsfasen och vid drift. Detta i sin tur medför en miljöpåverkan som ofta beskrivs med hjälp av klimatpåverkan, även om den påverkan endast är en av många miljöpåverkanskategorier.

Tabell 32 ger en överblick över den miljöpåverkan som blir aktuell vid en implementering av de olika teknikalternativen avseende bygg- och driftfasen. Alternativet med ozon ger den med marginal lägsta miljöpåverkan av alla teknikalternativen. Detta beror dels på ett mindre behov av ombyggnationer, dels att både LOX och ozonproduktionen sker i Sverige, där Sverige i jämförelse med andra länder har en elmix som ger relativt låg klimatpåverkan. Det kan också observeras att driftfasen dominerar klimatpåverkan för samtliga alternativ. Detta medför samtidigt att det finns en stor potential i att påverka emissionerna genom en optimering av de olika processalternativen. För alternativet med ozon är det förbrukning av LOX och ozon som är direkt kopplade till ozonbehovet och som driver emissionerna. För GAK är det produktion och reaktivering av GAK som dominerar. För PAK-MF/UF är det också produktion/reaktivering av PAK, men även kemikalieförbrukning för membrantvätt. Det bör också noteras att det ännu finns endast begränsat kunskap om klimatpåverkan av membrantillverkning och att påverkan därför ännu inte kan bedömas fullt ut.

Tabell 32. Övergripande bedömda miljöpåverkan för de olika tekniklösningarna.

Designparameter för den avancerade reningen	Enhet	Filter med granulerat aktivt kol (GAK)	Pulveriserat aktivt kol med membranfiltrering (PAK-MF/UF)	Ozonering O <sub>3</sub>
Installationsfas	t CO <sub>2ekv</sub> /år	52	195	18,5
Driftfas	t CO <sub>2ekv</sub> /år	4700 (2450) <sup>1</sup>	2400 (6750) <sup>1</sup>	750
<b>Totala emissioner</b>	<b>t CO<sub>2ekv</sub>/år</b>	<b>4750</b> <b>(2500)<sup>1</sup></b>	<b>2600</b> <b>(6950)<sup>1</sup></b>	<b>768,5</b>
Specifika emissioner	kg CO <sub>2ekv</sub> /m <sup>3</sup>	0,066 (0,035) <sup>1</sup>	0,036 (0,096) <sup>1</sup>	0,01

<sup>1</sup> – Kostnader i parentes gäller vid 40 000 BV i stället för 20 000 BV för GAK och för jungfrulig PAK för PAK-MF/UF

### 7.3.1 Potential att minska miljöpåverkan

För att minska klimatpåverkan från de olika teknikalternativen finns det flera möjligheter. Samtliga teknikkombinationer, men framför allt för alternativet med ozon, skulle vinna på att använda endast förnyelsebar energi i driftfasen. I beräkningen för klimatpåverkan för de olika lösningarna har emissionsfaktorn 90,4 kg CO<sub>2ekv</sub>/MWh för svensk elmix antagits. Emissionsfaktorn för förnyelsebar energi ligger på under 14 kg CO<sub>2ekv</sub>/MWh beroende på hur mycket vatten, vind- och solkraft som ingår. Klimatpåverkan som orsakas av energiförbrukningen kunde således minskas med mer än fem gånger.

Den stora klimatpåverkan för aktivt kol orsakas av den höga resursförbrukningen av råmaterial vid tillverkning av nytt aktivt kol samt användning av fossil energi vid produktion, aktivering och reaktivering. Att använda endast reaktiverat aktivt kol såsom vattenverk gör reducerar klimatpåverkan för aktivt kol nästan fyra gånger. En så hög utnyttjandegrad som möjligt ger ett lägre kolbehov och är en annan aspekt kring hur den totala miljöpåverkan kan minskas. En reaktivering av aktivt kol i Sverige kan också påverka miljöpåverkan eftersom det troligtvis skulle innebära att mindre fossila energislag används i processen jämfört med reaktivering i andra länder. Transportbehovet skulle också minska vid en reaktivering i Sverige.

### 7.3.2 Miljönyttan

Jämfört med den kvantifierbara miljöpåverkan som visas i Tabell 32 är det i princip omöjligt att bedöma om en positiv miljönytta i förhållande till miljöpåverkan uppstår, även i förhållande till kostnaderna. Även om ett avlägsnande av mikroföroreningar helt klart kommer leda till en minskad belastning på mottagande vattenmiljö, så är en kvantitativ jämförelse av miljöpåverkan och -nyttan inte möjlig med dagens miljöbedömningsverktyg. Samtidigt finns, eller så kommer det att finnas, lagstadgade krav som definierar ett visst reningsmål som ska uppfyllas. Med dessa reningskrav som utgångspunkt kan sedan teknikimplementeringen sträva efter en så låg miljöpåverkan som möjligt enligt diskussionen i föregående avsnitt.

Frågan om den avancerade reningen även bör kunna ta bort olika PFAS har diskuterats i projektgruppen och ca 60 % anser att detta bör vara ett tydligt mål. Utvärderingen av både tillkommande kostnader och miljöpåverkan, visar att en avancerad rening som även kan avlägsna PFAS kommer att resultera i avsevärt högre kostnader och en högre miljöpåverkan. Ifall denna extra "belastning" på samhället och miljön är motiverad i relation till minskade emissioner från Käppalaverket, är en fråga som sannolikt kommer att diskuteras så länge inte

tydliga reningsmål finns definierade för svenska avloppsreningsverk. Att beakta eventuella framtida krav kan redan nu leda till en lägre total miljöpåverkan.

Ett exempel för en samhällsekonomisk analys av PFAS-rening vid avfallsanläggningar (Malovanyy et al., 2023) visar att det finns flera utmaningar. Framför allt p.g.a. att kunskapsläget ännu är på forskningsnivå, och det finns många osäkerheter bl.a. kring toxicitet av olika PFAS och bedömningen av miljörisker vid utsläpp av PFAS. Med detta blir det svårt att värdera de oklara riskerna i monetära termer. Samma gäller även för utsläpp av läkemedelsrester och fenoler, m.m. Enligt en mycket förenklad modell beräknade Malovanyy et al. (2023) en samhällsekonomisk kostnad för PFAS-emissioner till miljön till 5,4 - 82 tkr/g PFOS<sub>ekv</sub>. En liknande beräkning gjordes i denna utredning där utgående medelhalt för PFOS antogs till 25,9 ng/l utifrån genomförda provtagningar (Tabell 3) och för ett medelflöde på 2,3 m<sup>3</sup>/s. Beräkningen visade att ca 1900 g PFOS årligen hamnar i recipienten via utgående avloppsvatten från Käppalaverket. Enligt skattningen ovan skulle följaktligen en borttagning av ca 50 % av PFOS, ge en samhällsekonomisk vinst på ca 5 – 78 Mkr årligen. Att minst 50 % av PFOS kan avskiljas i utgående avloppsvatten bedöms som ett rimligt antagande för långtidsdrift av GAK-filter utifrån IVLs erfarenheter. Exemplet visar att även den samhällsekonomiska vinsten vid implementeringen, även av den dyraste teknislösningen med PAK-MF/UF, skulle vara högre än totalkostnaden för teknikimplementeringen. Det bör beaktas att andra samhällsekonomiska vinster p.g.a. borttagning av andra PFAS, läkemedelsrester och fenoler inte är inräknade ännu.

### 7.3.3 Arbetsmiljö

De olika teknikalternativen medför alla olika arbetsmiljöaspekter som behöver hanteras. Generellt gäller dock för samtliga av dessa arbetsmiljöaspekter att det redan finns etablerade rutiner för hantering av dessa och projektgruppen bedömer inte att det finns några "icke- eller svårhanterbara" arbetsmiljöaspekter som påverkar valet av teknislösningar på något sätt. Dock kan hanteringen av olika aspekter upplevas som olika acceptabla av personalen och detta behöver tas hänsyn till.

Hantering av tvättkemikalier för membranrengöring, aspekter kring PAK-hantering som dammbildning ock brandrisken, samt ozonemissioner är det viktigaste aspekter som kräver säkerhetsåtgärder för en bra arbetsmiljö.

#### **Delbedömning:**

Utifrån jämförelsen av miljöpåverkan avseende klimatpåverkan för de olika teknislösningarna framstår initialt alternativet med ozon som det bästa alternativet p.g.a. den avsevärt lägre klimatpåverkan jämfört de övriga teknikalternativen. Teknikens klimatpåverkan kan dessutom minska ytterligare genom användning av förnyelsebar el. Den högre klimatpåverkan till trots så kan övriga teknikalternativ även åstadkomma en partiell avskiljning av olika PFAS, som utifrån perspektivet för samhälls- och miljönyttan kan leda till sammanlagt bättre miljönytta än vad ozonbehandling kan åstadkomma.

## 7.4 Utvecklingsmöjligheter

De olika teknikförslagen för implementering av en avancerad rening vid Käppalaverket har olika möjligheter till förbättringar för att minska resursförbrukningen, kostnaden och miljöpåverkan. Även reningseffektiviteten kan justeras genom anpassningar eller kompletteringar av de föreslagna tekniska lösningarna. Förutom möjligheter som beskrivs ovan för att minska miljöpåverkan och kostnader, så är det de specifika anpassningarna av



andra processdelar eller kompletteringar av den avancerade reningen som bör tas i beaktning för framtida Käppalaverket. Detta är rimligt sett till att både reningskrav och optimeringskrav avseende resursförbrukning förväntas öka i framtiden. Potentialen för en långsiktig utveckling även av den avancerade reningen behöver tas hänsyn till redan nu i planeringsfasen för att möjliggöra fler tekniska förutsättningar i framtiden.

Alternativet med ozon har förutom en dosändring och användning av förnyelsebar el endast få utvecklingsmöjligheter. En användning av överskottsyre från ozongeneratoren kan eventuellt gynna syresättningen i nitrifikationen, men en optimering av själva ozonbehandlingen som sådan bedöms inte kunna ske. För de andra två teknikalternativen finns det dock en viss men oklar potential i att ersätta fossilt aktivtkol med kol producerat från förnyelsebara resurser eller organiskt restprodukter inkl. avloppsslam som förtjänar att undersökas mer i detalj. Även ett ökat resursutnyttjande av det aktiva kolet genom en bättre förbehandling innan GAK-filtren eller en optimering av teknikkombinationen PAK-MF/UF pilotförsök är tänkbara. Även en lokal/regional reaktivering av aktivt kol samt kombinationen med ozonering kan ge ytterligare framtida optimeringsmöjligheter respektive ökad reningseffekt.

## 8 Slutsats och rekommendation

Aktiviteterna som redovisas i denna rapport för Fas 1 i förstudien omfattar en uppdatering av behovsanalysen från Fas 0. Rapporten baseras på kompletterande provtagningar och en platsspecifik teknikutredning och utgör två viktiga delmoment i Käppalaförbundets läkemedelsstrategi.

### 8.1 Kartläggning av organiska mikroföroreningar

Utöver de fyra provtagningar som gjordes i Fas 0, har ytterligare fyra provtagningar genomförts. Prover togs i de två övervakningsstationerna i Käppalaverkets recipient, Askrikefjärden, samt på Käppalaverkets inkommande och utgående avloppsvatten. Resultaten avseende mikroföroreningar och hormonstörande effekter visade samma övergripande resultat som under Fas 0. Medan hormoner och hormonstörande effekter effektivt renades bort i dagens reningsprocess, avlägsnas endast några få av de undersökta läkemedlen. Fenoler renades endast delvis bort och någon avskiljning av PFAS kunde inte konstateras. Förutom höga halter av bisfenol A i inkommande vatten, och, p.g.a. en dålig reningseffekt, även i utgående avloppsvatten, stämmer dessa resultat bra överens med andra svenska avloppsreningsverk. De mikroföroreningar som inte renas bort i dagens anläggning motsvarar också de substanser som i olika regelverk pekats ut som negativa för miljön och som motiverar åtgärder såsom en implementering av en avancerad rening vid avloppsreningsverk. Till dessa substanser räknas exempelvis PFOS, diklofenak och bisfenol A.

Analyserna av mikroföroreningar i recipienten visade att ingen enskild läkemedelssubstans kunde kvantifieras vid samtliga provtagningar. Hormonstörande effekter kunde inte detekteras alls, även om östron, som enda hormon, kunde kvantifieras vid några få tillfällen. Bisfenol A och även nonylfenol kunde kvantifieras vid flera provtagningar. Olika PFAS inom PFAS11 kvantifierades i princip vid samtliga provtagningar och i båda recipientprovpunkterna.

En kompletterande undersökning av tillkommande läkemedel enligt förslaget till reviderat avloppsdirektiv indikerade ingen, eller endast måttlig reduktion av dessa, över dagens reningsprocess. Det var endast en av dessa läkemedelssubstanser kunde kvantifieras i recipienten vid båda provtagningstillfällena där dessa substanser har ingått.

### 8.2 Bedömning recipientpåverkan och behovsanalys

En påverkan från verksamheten utifrån uppmätta recipienthalter och befintliga miljökvalitetsnormer kan inte utläsas men heller inte uteslutas. För relevanta hormoner kan en påverkan inte uteslutas eftersom dagens detektionsgränser ligger på en högre nivå än bedömningsgrunden. Dock visar analyserna av den hormonstörande effekten, uppmätt genom YES-test, genomgående på mycket låga halter under detektionsgränsen. Detta beror högst sannolikt på att även hormonhalter är mycket låga. För PFOS kan däremot en negativ recipientpåverkan utifrån uppmätta recipienthalter och miljökvalitetsnormer konstateras, då uppmätta halter i samtliga prover låg över gränsvärdet i båda recipientpunkterna.

Utifrån halter i utgående avloppsvatten, en initial utspädning vid utloppsrörets mynning på minst 10 ggr, och toxikologiska riskkvoter, bedöms inga höga risker uppstå på grund av utsläpp av något av de undersökta läkemedlen.

Behovsanalysen med avseende på en avancerad rening och i relation till det nya avloppsdirektivet visar att Käppalaverket behöver bygga ut med en avancerad rening eftersom anläggningen är större än 100 000 pe. De indikatorsubstanser som föreslås i direktivförslaget och som ska fungera som driftsparametrar när den avancerade reningen är på plats, renas inte heller bort med 80 % i medel med dagens reningsprocess.

I förslag till uppdaterat direktiv för miljö kvalitetsnormer (EQS-direktivet) föreslås en sänkning av gränsvärdet för flera substanser och flera nya substanser tas med. Baserat på medelhalter i förstudien överskrider gränsvärdet för östron, diklofenak, bisfenol A, nonylfenol och PFOA-ekvivalenter i recipienten. För azitromycin, östradiol och etinylöstradiol är bedömningen osäker då analysens detektionsgränser ligger högre än de nya föreslagna gränsvärdena.

### 8.3 Teknikutredning

Teknikutredningen inkluderade initialt arton olika tekniska lösningar för den avancerade reningen. Baserat på en initial bedömning avseende bl.a. genomförbarhet, kostnader, miljöpåverkan och arbetsmiljö och en förenklat multikriterieanalys, enkätundersökning och teknikworkshop valdes därefter tre tekniska lösningar ut för en mer specifik utredning. Dessa teknikalternativ placerades samtliga i slutet av processen, antingen före eller efter befintligt sandfilter. Alternativerna var i) aktivkolfilter (GAK) efter sandfilter, ii) tillsats av pulveriserat aktivt kol med en avancerad membranfiltrering (PAK-MF/UF) efter sandfilter, och iii) ozonering efter eftersedimentering och före befintliga sandfilter (O<sub>3</sub>).

Efter utredning och diskussioner i projektgruppen bestämdes dimensioneringen för den avancerade reningen till ett medel- och maxflöde på 2,3 respektive 3 m<sup>3</sup>/s. Med detta anses en tillräcklig avskiljning av olika mikroföroreningar kunna åstadkommas, även om det fortfarande är oklart vilka reningskrav och villkorsformuleringar som kommer att gälla i framtiden.

Den mer detaljerade teknikutredningen för de tre utvalda tekniklösningar inkluderar övergripande designaspekter, nyckeltal för dimensioneringen, föreslagen processutformning, tekniskt utförande, förväntat reningseffekt för olika mikroföroreningar, resursförbrukning och miljöpåverkan relaterat till den föreslagna designen, samt även investerings- och driftkostnader. Dessutom diskuteras specifika utredningsbehov, referensanläggningar och olika utvecklingsmöjligheter för varje teknikförslag.

### 8.4 Teknikjämförelse och scenarioanalys

I den avslutande övergripande sammanställningen och jämförelsen av de tre teknikerna beskrivs och diskuteras övergripande designparameter, byggbarheten inklusive transportbehov och framtida utvecklingsmöjligheter. Samtliga lösningsförslag kräver en platsspecifik anpassning för att rymmas i de befintliga processutrymmena. Ozonbehandlingen framstår utifrån dessa aspekter som mest relevant. Även utifrån implementeringskostnader, som omfattar både investerings- och driftkostnader, är ozonering den mest rimliga tekniska lösningen för en avancerad rening exklusive PFAS-rening. Olika scenarion undersökte hur t.ex. en ränteändring, ökande elpriset eller råvarupriser, ändrade reningskrav och andra faktorer påverkade investerings- och driftkostnaderna. Från dessa scenarier framstår alternativet med ozon i merparten av fallen att vara den mest attraktiva lösningen när rening av mikroföroreningar exklusive PFAS-rening beaktas. Vissa scenarier visade att även andra lösningar blev mer attraktiva.

Den jämförande miljöpåverkan som de olika tekniklösningarna innebär visar att alternativet med ozon även här blir det bästa alternativet. En diskussion kring miljö- och samhällsnyttan av att även en PFAS-rening bör inkluderas i den avancerade reningen visar dock att de andra tekniklösningarna som inkluderar aktivt kol kan ge en större nytta jämfört med ozonbehandling. Även med avseende på framtida utvecklingsmöjligheter framstår de andra lösningarna vara mer flexibla och inneha en större utvecklingspotential.

## 8.5 Projektgruppens rekommendationer

Projektgruppen har följande rekommendationer för vidare arbete inom läkemedelstrategin och fokusområden av betydelse utifrån projektets genomförande. Rekommendationerna baseras på resultat från kartläggningen av organiska mikroföroreningar vid Käppalaverket med tillhörande recipient, påverkansbedömningen och behovsanalysen, och teknikutredningen. Rekommendationerna ska hjälpa Käppalaförbundet att uppdatera sin läkemedelsstrategi så att kommande krav för rening av olika mikroföroreningar från Käppalaverkets utgående avloppsvatten kan planeras och hanteras på ett resurseffektivt sätt.

### Rekommendation relaterat till övervakning av mikroföroreningar och reningskrav

1. Provtagning och analys av mikroföroreningar över Käppalaverket bör fortsätta för att bygga upp en bättre kunskap och ett större dataunderlag för framtida aktiviteter relaterade till mikroföroreningar.
2. Provtagningen bör baseras på flödesproportionella veckoprover och provfrekvensen bör anpassas till en gång per månad för att fånga upp säsongvariationer.
3. Analysen av mikroföroreningar bör omfatta minst läkemedelsrester (inkl. nya substanser enligt avloppsdirektivförslaget), fenoler och PFAS24.
4. Provtagning i recipienten bedöms inte som nödvändigt eftersom en entydig koppling till Käppalaverkets emissioner via utgående avloppsvatten till halter i recipienten inte har kunnat påvisas. Om inte recipientuppföljningen sker på annat sätt än vad som är gjort för denna utredning kan en provtagning i mindre omfattning hjälpa till att följa vattenförekomstens status i förhållande till befintliga och föreslagna bedömningsgrunder och gränsvärden.
5. Den höga belastningen på Käppalaverket med bisfenol A bör utredas vidare för att identifiera möjliga uppströmsåtgärder för att minska både utsläpp till avloppsvatten och till miljön.
6. Även de relativt höga halterna av PFAS i både inkommande och utgående avloppsvatten förtjänar ett aktivt uppströmsarbete så att halterna kan minska.
7. Det rekommenderas att det nya avloppsdirektivet följs upp avseende eventuella ändringar i reningskrav och uppföljningsvillkor för rening av mikroföroreningar. Detta kan även betyda att en anpassning av provtagning och analyser med avseende på mikroföroreningar behövs framgent.
8. Även arbetet med förslaget till nya miljö kvalitetsnormer (EQS-direktivet) bör följas upp för att kunna ta hänsyn till eventuella utmaningar som identifierats inom denna förstudie.
9. En öppen dialog med tillsynsmyndigheten om förstudiens resultat från både påverkansbedömning, behovsanalys och teknikutredning bör inledas för att skapa en ömsesidig förståelse och dialog till att diskutera olika aspekter.

### Rekommendation relaterat till teknikutredningen

10. Baserat på den övergripande teknikutredningen och multikriterieanalysen som genomförts inom förstudien bör Käppalaförbundet diskutera och värdera de tre teknikförslagen som har ingått i den fördjupande utredningen utifrån övergripande strategier och aktuella policys.
11. De olika specifika utmaningarna och utredningsbehoven som beskrivs för varje teknikalternativ bör undersökas närmare för att skapa ett bättre beslutsunderlag för vidare arbete.
12. För alternativet med ozon bör initiala dos-responstester utföras för att kunna fastställa antagna ozondoser i teknikutredningen. Vid behov för justering bör även driftkostnader och miljöpåverkan från teknikutredningen anpassas.
13. Om Käppalaförbundet bedömer att teknikalternativet PAK-MF/UF är relevant för vidare utredning bör det planeras för pilottester i en relevant skala för att skapa ett bättre underlag för en dimensionering. Dimensionering och relaterade kostnader och miljöpåverkan, samt andra aspekter från teknikutredningen skulle då kunna uppdateras för en uppdaterad jämförelse med de andra teknikalternativen.
14. De aspekter som lyfts för varje teknikalternativ kring utvecklingspotential bör diskuteras redan nu, eftersom flera av de framförda förslagen kan medföra en mer resurseffektiv implementering av den avancerade reningen. Även om flera av dessa förslag innebär ett visst utredningsbehov så kan dessa insatser vara användbara oavsett om resultaten kommer finnas i en snar framtid eller först vid ett senare skede.

## 9 Källor

- ARge Spurenstoffe NRW, Teilprojekt 6, 2013. Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren - Abschlussbericht zur Phase 2.
- Austermann-Haun, U., Meier, J. F., Nahrstedt, A., Sikorski, D., Kuhlmann, S., Alt, K. 2017. [Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Detmold mittels der Kombination von Ozon mit nachgeschalteter Aktivkohlefiltration](#). Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Aquapure 2013. Optimierte Verfahrenskombination von Pulverkohle und Membranfiltration zur Entfernung von Mikroverunreinigungen. Abschlussbericht, Fachhochschule Nordwestschweiz, Hochschule für Life Sciences, Institut für Ecopreneurship.
- Arcadis 2022. [It's a gas: Ozofractionation as an effective PFAS treatment method](#). Arcadis, Sydney, Australia.
- Baresel, C., Andersson, S.L., Yang, J.J., Bornold, N., Malovanyy, A., Rahmberg, M., Lindblom, E., Karlsson, L. 2022a. [Resultat från FoU-samarbete Syvab-IVL - Årsredovisning för 2020 - 2021](#). IVL Svenska Miljöinstitutet B2444.
- 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 Sjöstadsvärk](#). IVL Svenska Miljöinstitutet C713.
- Baresel, C., Sundin, A.M., Malovanyy, A., Karlsson, L., Andersson, J., Svanberg, N. 2022c. Pilot trials with combined activated carbon and ion-exchange for removal of pharmaceuticals and PFAS from wastewater at Kungsängsverket WWTP, Uppsala. IWA World water Congress 2022, Copenhagen Denmark.
- Baresel, C., Karlsson, L., Malovanyy, A., Thorsén, G., Goicoechea Feldtmann, M., Holmquist, H., Dalahmeh, S., Ahrens, L., Winkens Pütz, K. 2022d. [PFAS – hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen? - Kunskapssammanställning och vägledning för VA-aktörer kring PFAS](#). Svenskt Vatten, SVU-rapport 2022-7.
- Baresel, C., Malovanyy, A., Karlsson, L., Bornold, N., Habagil, M., Keucken, A. 2021a. [Förstudie - Läkemedelsrening vid Getteröverket i Varberg - Utredning om behov och möjligheter för en utökad rening av avloppsvatten från mikroföroreningar](#). IVL Svenska Miljöinstitutet och Vatten & Miljö i Väst AB, rapport U6531.
- Baresel, C., Hedman, F., Bornold, N., Yang, J.J., Harding, M., Filipsson, S., Wahlund, A., Nygren, H., Sedman, H. 2021b. [Innovativ rening av läkemedelsrester vid återvinning av avloppsvatten vid Visby reningsverk](#). Region Gotland och IVL Svenska Miljöinstitutet, N 2021/196.
- Baresel, C., Harding, M., Junestedt, C. 2019. [Removal of pharmaceutical residues from municipal wastewater using UV/H2O2](#). IVL Svenska Miljöinstitutet, rapport B2354
- Baresel, C., Ek, M., Harding, M., Magnér, J., Allard, A.-S., Karlsson, J. 2017a. [Kompletterande tester för en resurseffektiv avancerad rening av avloppsvatten](#). Delrapport SystemLäk projekt. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2287.
- Baresel, C., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.S., Magnér, J., Dahlgren, L., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U., Söhr, S. 2017b. [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., Magnér, J., Magnusson, K., Olshammar, M. 2017c. [Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten](#). IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport C235.
- Baresel, C., Dahlgren, L., Nikolic, A., de Kerchove, A., Almemark, M., Ek, M., Harding, M., Ottosson, E., Karlsson, J., Yang, J. 2015a. [Reuse of treated wastewater for nonpotable use \(ReUse\) - Final Report](#). IVL Swedish Environmental Research Institute, report B2219.
- Baresel, C., Cousins, A.P., Hörsing, M., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.S., Magnér, J., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U., Söhr, S. 2015b. Pharmaceutical residues and other emerging substances in the effluent of sewage treatment plants - Review on concentrations, quantification, behaviour, and removal options. IVL Swedish Environmental Research Institute, Report 2226, Stockholm.
- Baresel, C., Ek, M., Harding, M., Bergström, R. 2014. Behandling av biologiskt renat avloppsvatten med ozon eller aktivt kol. IVL rapport B2203.
- 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.
- Bourgin, M., Beck, B., Boehler, M., Borowska, E., Fleiner, J., Salhi, E., Teichler, R., von Gunten, U., Siegrist, H., McArdell, C.S., 2018. Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant upgraded with ozonation and biological post-treatments: Abatement of micropollutants, formation of transformation products and oxidation by-products. *Water Res* 129, 486–498. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.036>
- Bramstedt, S., Baresel, C., Karlsson, M. 2022. Läkemedelsrening på Käppalaförbundet - Fas 0 – Slutrapport. Käppalaförbundet och IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Bregendahl, J., Larsen, S.B., Stapf, M., Bester, K., Kharel, S., Svendsen, S.B., Lukas, M., Putna-Nimane, I., Bogusz, A. 2020. [Evaluation and experiences of full-scale ozonation followed by MBBR post-treatment at Kalundborg wastewater treatment plant](#). CWPharma project report for GoA3.2: Flexible use of existing infrastructure.
- Böhler, M. A., Joss, A., McArdell, C. S. 2022. GAK-Filter für die Spurenstoffentfernung. Erfahrungen und Betriebsergebnisse der Pilotstudien ARA Furt/Bülach und Glarnerland, *Aqua & Gas*, 102(1), 48-54.
- Edefell, E., Svahn, O., Falås, P., Bengtsson, E., Axelsson, M., Ullman, R., Cimbritz, M. 2022. Digging deep into a GAC filter – Temporal and spatial profiling of adsorbed organic micropollutants. *Water Research* 218, 118477. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118477>
- Edefell, E., Ullman, R., Bengtsson, E. 2019. [Ultrafilter och granulerat aktivt kol för avskiljning av mikroföroreningar](#). Svenskt Vatten, Rapport 2019-1.
- Ek, M., Baresel, C., Magnér, J., Bergström, R., Harding, M. 2014. Activated carbon for the removal of pharmaceutical residues from treated wastewater. *Water Science and Technology*. 69 (11), 2372-2380. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.172>
- Ekgren, Ö., Filipsson, S., Baresel, C., Karlsson, J., Winberg von Friesen, L., Blomqvist, S., Hasselgren, M., Grosch, J., Lazic, A., Stapel, H., Fassbender, M., Feldthusen, M., Hellman, J. Nordin, A. 2020. [The municipal wastewater treatment plant of the future – A water reuse facility. Evaluation of a full-scale tertiary treatment system for removal of pharmaceuticals and recovery of water at the WWTP Stengården in Simrishamn, Sweden](#). IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport C538.
- Ernst, G., Tumlin, S., Neth, M 2020. D1909 Läkemedelsrening - Förstudie av alternativ för läkemedelsrening på Ryaverket. Gryaab.
- 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)
- GSchV 1998. Gewässerschutzverordnung. 28. Oktober 1998 (Stand am 1. Februar 2023). Der Schweizerische Bundesrat, AS 1998 2863.
- Gulde, R., Clerc, B., Rutsch, M., Helbing, J., Salhi, E., McArdell, C.S., von Gunten, U. 2021. Oxidation of 51 micropollutants during drinking water ozonation: Formation of transformation products and their fate during biological post-filtration. *Water Research* 207, 117812. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117812>
- Haninge kommun 2021. Förstudie läkemedelsrening - Fors avloppsreningsverk. SBN 2019/441.
- Hedén, M., Silfwerin, M., Baresel, C., Malovanyy, A. 2020. [Förstudie av läkemedelsrening vid Främby reningsverk - Inklusive pilotförsök med filtrering av utgående avloppsvatten genom granulerat aktivt kol \(GAK\)](#). Falu Energi & Vatten i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet.
- 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.
- Högstrand, S. och Ignell, M. 2018. Möjligheten att kombinera pulveriserat aktivt kol (PAK) och MBBR för avskiljning av organiska mikroföroreningar. Examensarbete 2018-02, LTH.
- 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>
- Kienle, C., Werner, I., Fischer, S., Lüthi, C., Schifferli, A., Besselink, H., Langer, M., McArdell, C.S., Vermeirssen, E.L.M., 2022. Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant with ozonation and different post-treatments using a broad range of in vitro and in vivo bioassays. *Water Research* 212, 118084. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118084>
- Kårelid, V., Larsson, G., Björleinius, B. 2017a. Pilot-scale removal of pharmaceuticals in municipal wastewater: Comparison of granular and powdered activated carbon treatment at three wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management* 193, 491–502. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.042>
- Kårelid, V., Larsson, G., Björleinius, B. 2017b. Effects of recirculation in a three-tank pilot-scale system for pharmaceutical removal with powdered activated carbon. *Journal of Environmental Management* 193, 163–171. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.078>
- Lindberg, J. 2020. [Förstudie läkemedelsrening på Sundets reningsverk, Växjö](#). Växjö kommun.
- Malovanyy, A., Hedman, F., Travar, I., Bivall, E. 2023. Rening av PFAS-förorenat lakvatten med jonbytesprocessen: pilotförsök med regenerering. Avfall Sverige rapport 2023:09.
- Norrtälje kommun 2022. [Läkemedelsrening Lindholmen ARV - Principförslag](#).
- Olofsson, L., Baresel, C., Sundin, A.M., Malovanyy, A., Andersson, J., Karlsson, L., Götling, O., Petersson, M. 2023. Trials with combination of activated carbon and ion exchange for removal of micropollutants and PFAS. Nordic Wastewater Conference - NORDIWA 2023, 5 - 7 September Göteborg, Sweden.
- 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. Optimerter 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.
- Schollée, J.E., Bourgin, M., von Gunten, U., McArdeell, C.S., Hollender, J., 2018. Non-target screening to trace ozonation transformation products in a wastewater treatment train including different post-treatments. *Water Research* 142, 267–278.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.045>
- Sehlén, R., Nilsson, J., Stapf, M., Schütz, J., Bester, K., Kharel, S., Lukas, M., Bogusz, A., Putna-Nimane, I. 2020. [Evaluation and experiences of full-scale ozonation followed by MBBR post-treatment and comparison with previous pilot tests](#). GoA3.1: Pharmaceutical removal at full scale. Project report of the CWPharma project (Clear waters from pharmaceuticals) funded by EU's Interreg Baltic Sea Region Programme.
- Sehlén, R., Malmborg, J., Baresel, C., Ek, M., Magnér, J., Allard, A.-S., Yang, J. 2015. [Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten vid tekniska verken i Linköping AB](#). IVL Rapport B 2218.
- Soltermann, F., Abegglen, C., Götz, C., von Gunten, U. 2016. Bromide sources and loads in Swiss surface waters and their relevance for bromate formation during wastewater ozonation. *Environmental Science and Technology* 50:9525-9834.
- Stalter, D., Magdeburg, A., Wagner, M., Oehlmann, J., 2011. Ozonation and activated carbon treatment of sewage effluents: Removal of endocrine activity and cytotoxicity. *Water Research* 45, 1015–1024. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.10.008>
- Svahn, O. 2016. [Tillämpad miljöanalytisk kemi för monitorering och åtgärder av antibiotika- och läkemedelsrester i Vattenriket](#). PhD Thesis. Lund University.
- Svebrant, S., Spörndly, R., Lindberg, R.H., Olsen Sköldstam, T., Larsson, J., Öhagen, P., Söderström Lindström, H., Järhult, J.D. 2021. On-Site Pilot Testing of Hospital Wastewater Ozonation to Reduce Pharmaceutical Residues and Antibiotic-Resistant Bacteria. *Antibiotics* 10, 684.  
<https://doi.org/10.3390/antibiotics10060684>
- von Sonntag, C., von Gunten, U. 2012. Chemistry of Ozone in Water and Wastewater Treatment: From Basic Principles to Applications. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780400839>

## 10 Bilagor

Detaljritningar från teknikutredningen

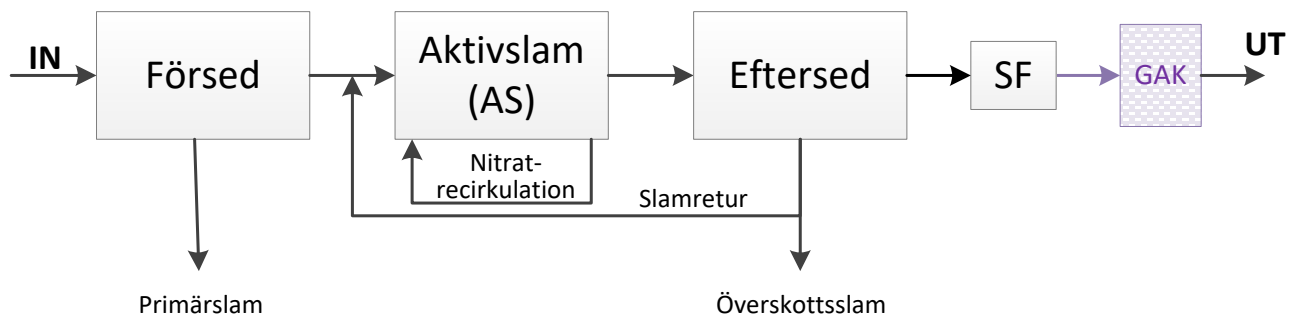




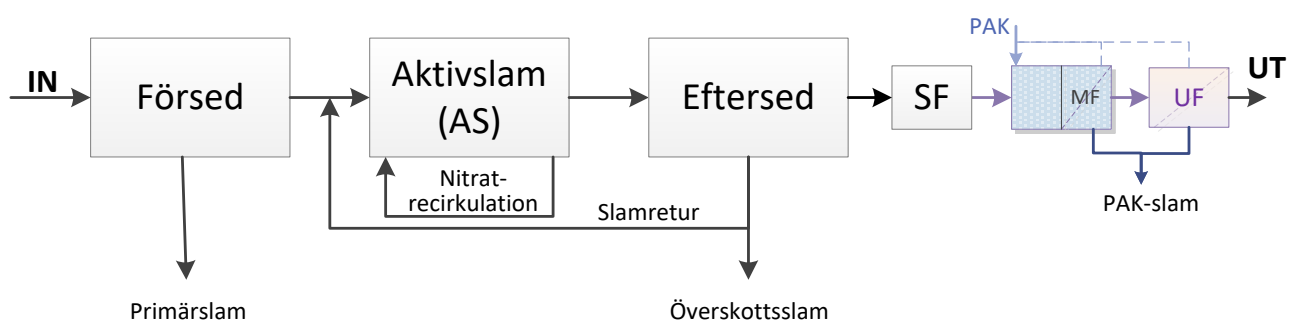
## 10 Bilagor - Detaljritningar från teknikutredningen

Flödesscheman för placering av de tre teknislösningar i relation till befintliga reningsprocesser

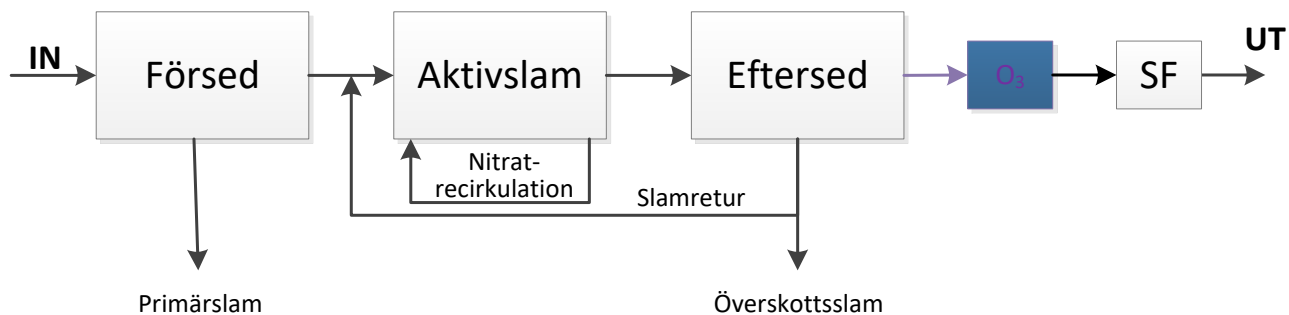
### GAK



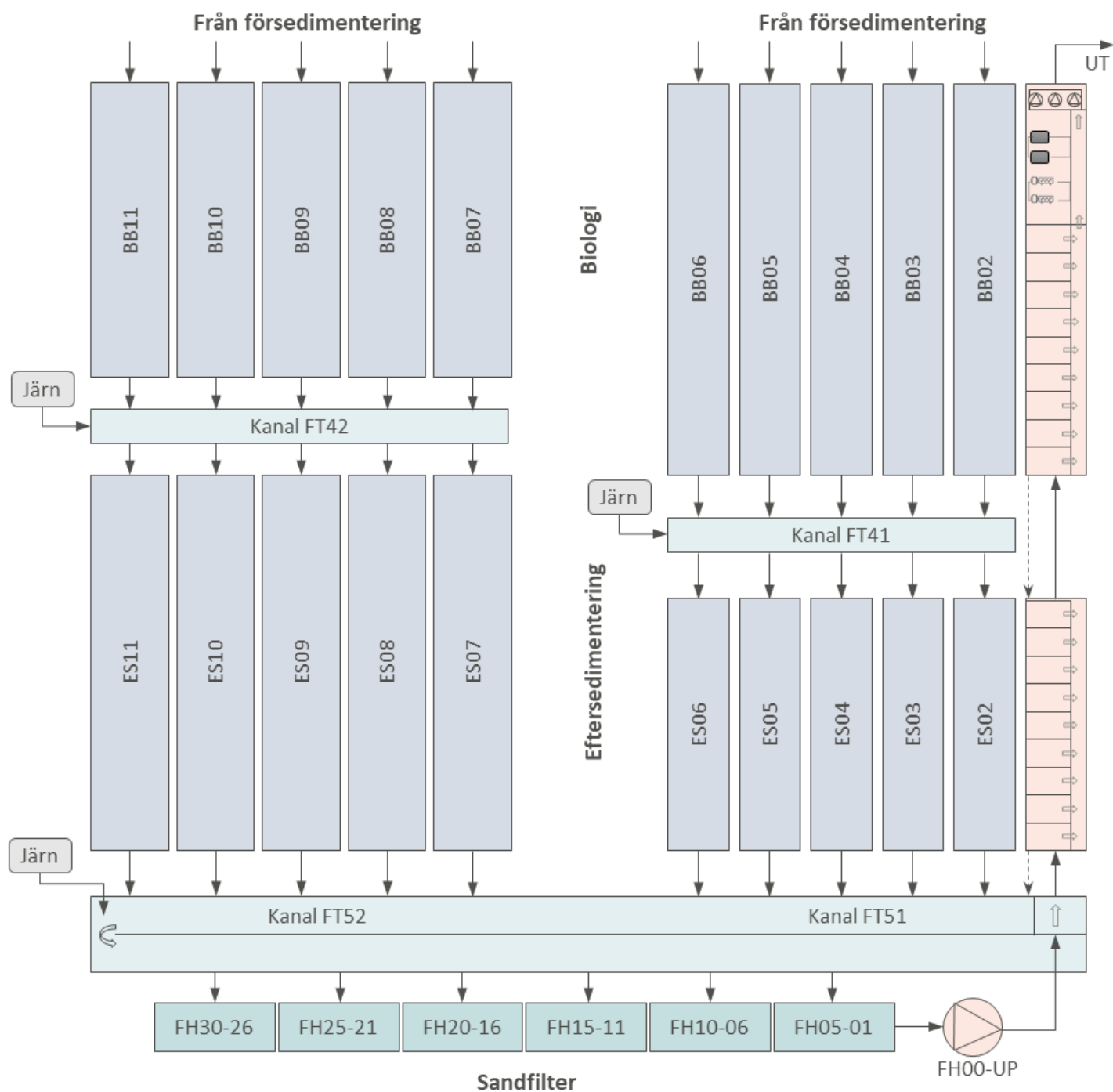
### PAK-MF/UF



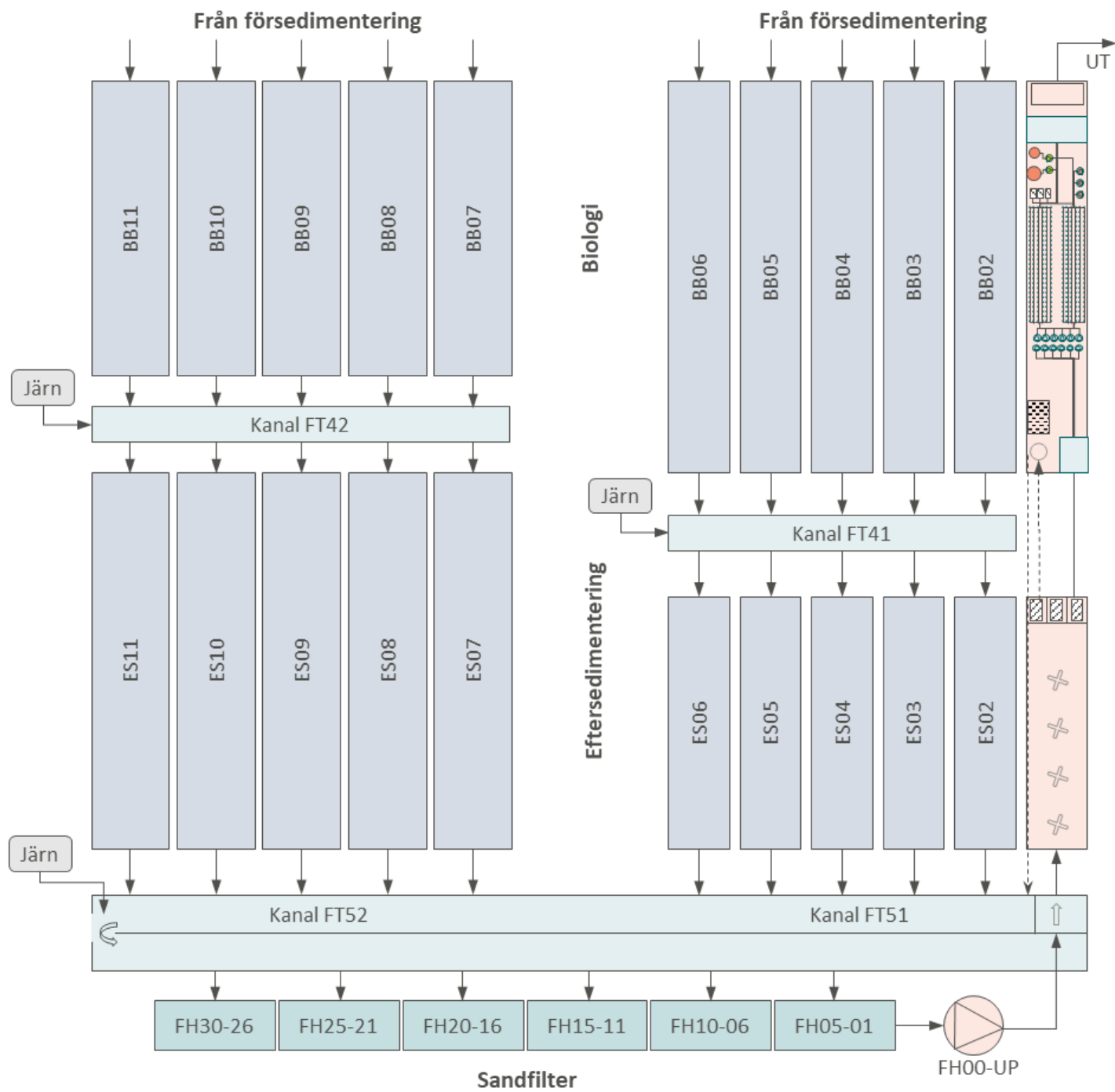
### O3



### GAK

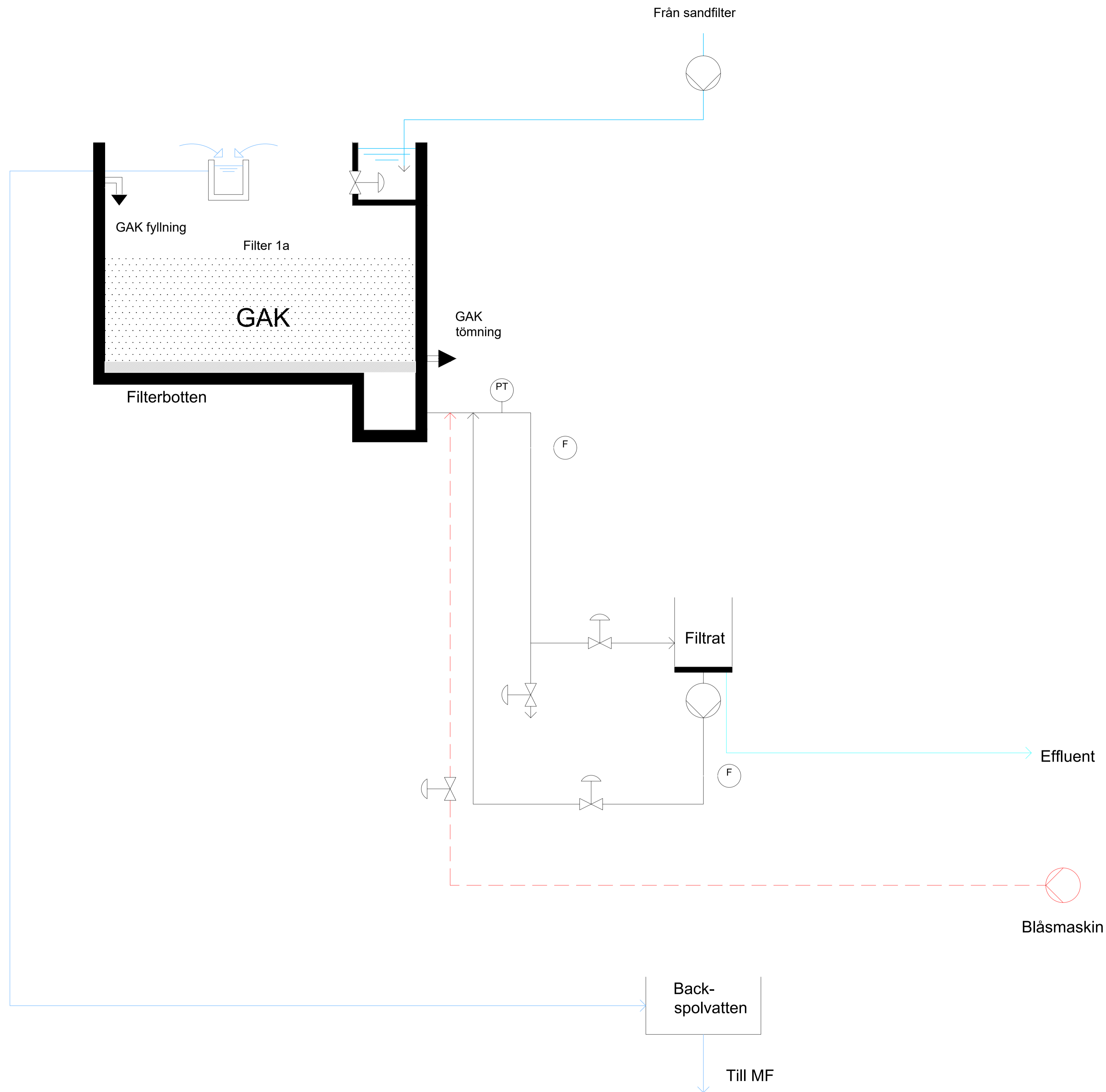


### PAK-MF/UF



O3

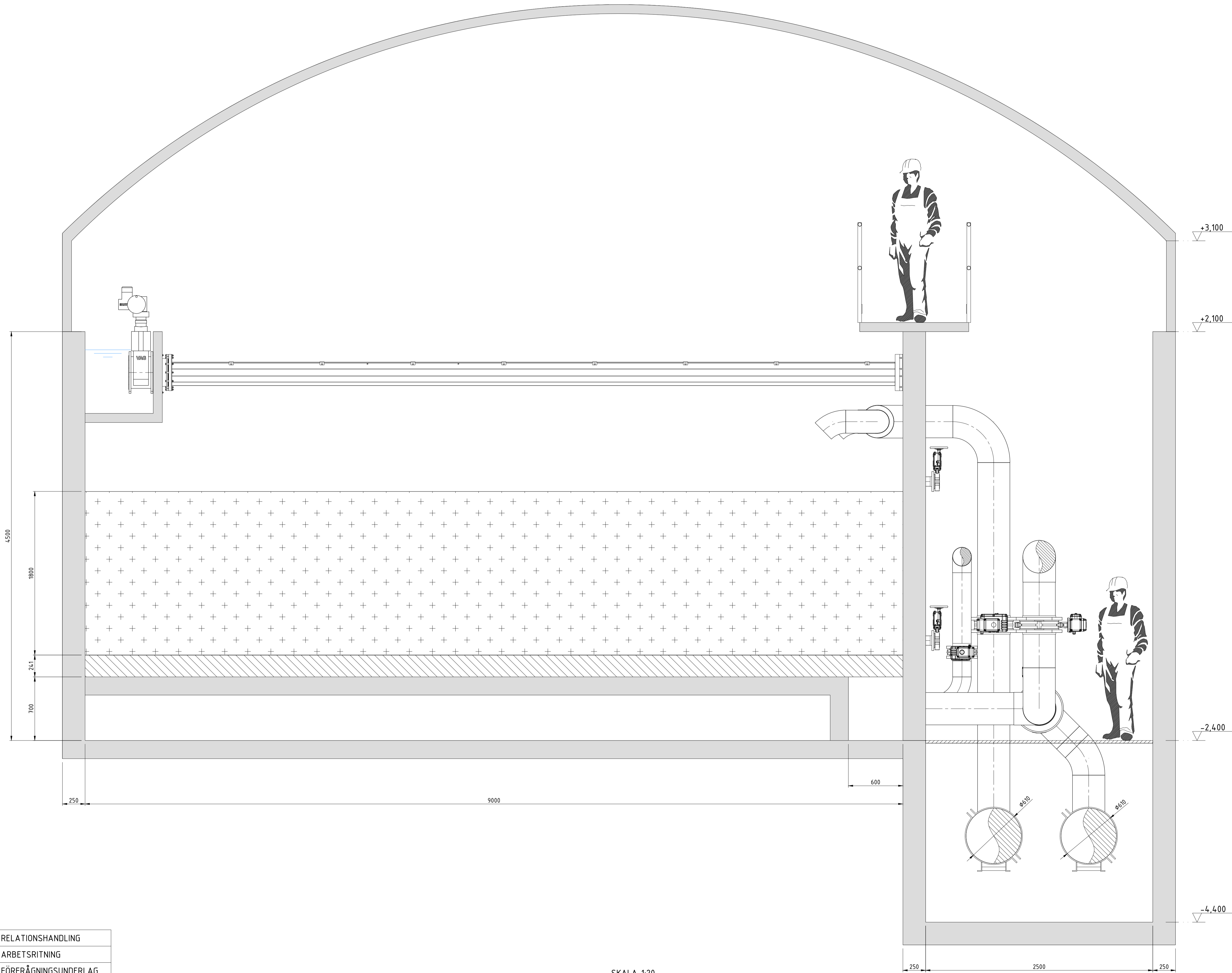




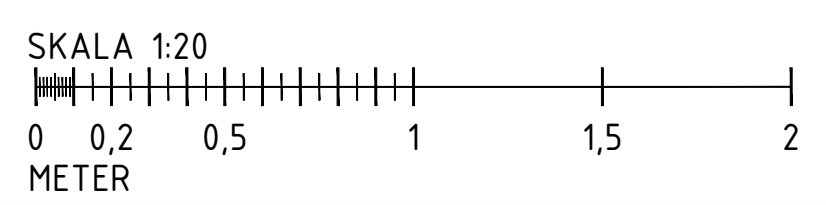
REV	DATUM	SIGN	BESKRIVNING
IVL SVENSKA MILJÖINSTITUTET			
INGENJÖRSFIRMAN <b>RÖRKRAFT</b>			
KONSTRUKTÖR	GRANSKAT		-
GODKÄNT	UPPDRAGSLEDARE		-
RÖRKRAFT UPPDRAGSNUMMER	DATUM	FÖRHÅT	SKALA
3012301	2023-09-27	A1	NTS
RELATIONSHANDLING	PRINCIPRITNING		
ARBETS-RITNING	ENKELFILTER K1		
FÖRFRÅGNINGSUNDERLAG	-		
GRANSKNINGSHANDLING	SCHEMA		
PRELIMINÄR HANDLING	RITNINGSNUMMER	BLAD	REV
	3012301-08-K1-2	-	-

- RELATIONSHANDLING
- ARBETS-RITNING
- FÖRFRÅGNINGSUNDERLAG
- GRANSKNINGSHANDLING
- PRELIMINÄR HANDLING

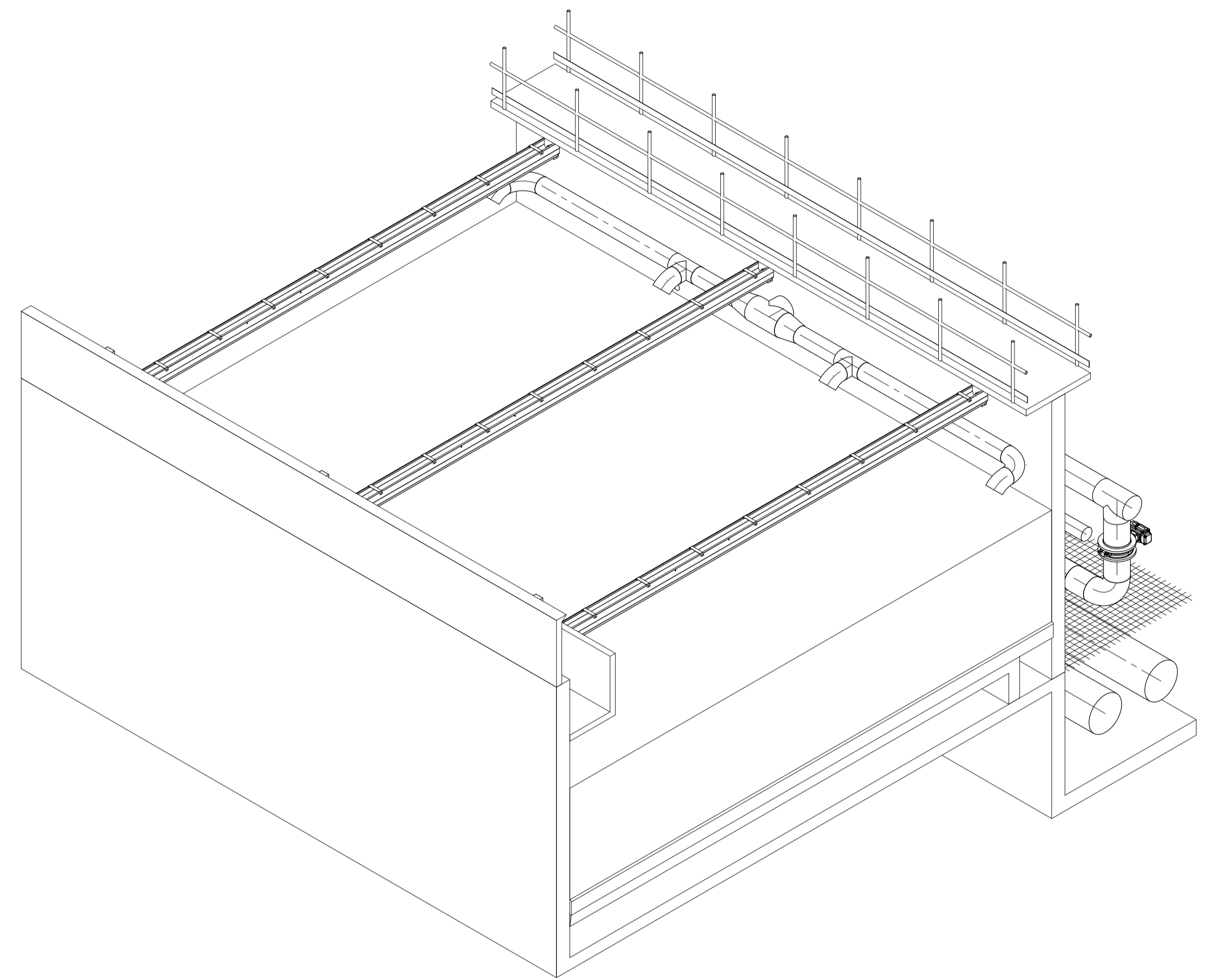
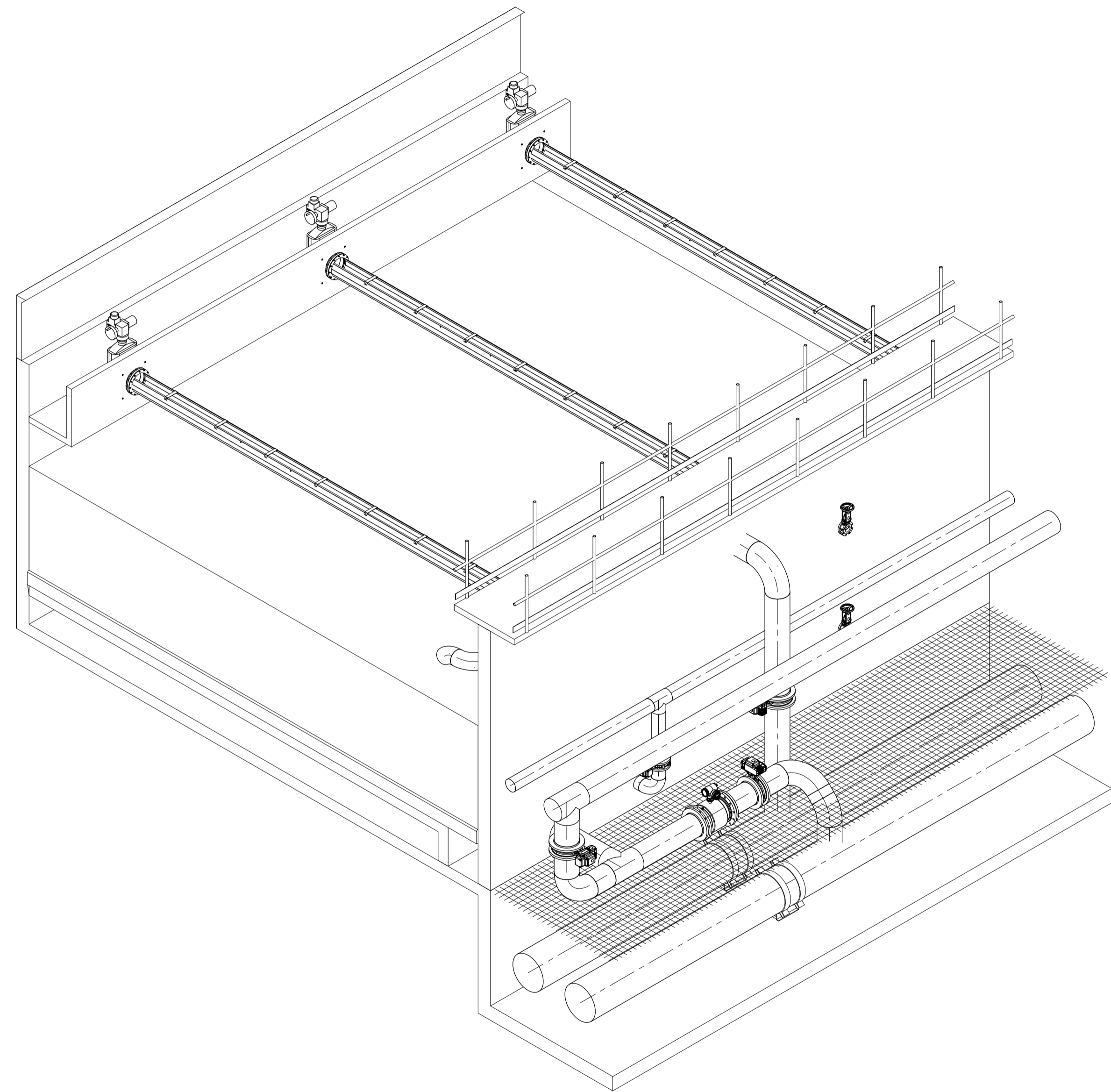




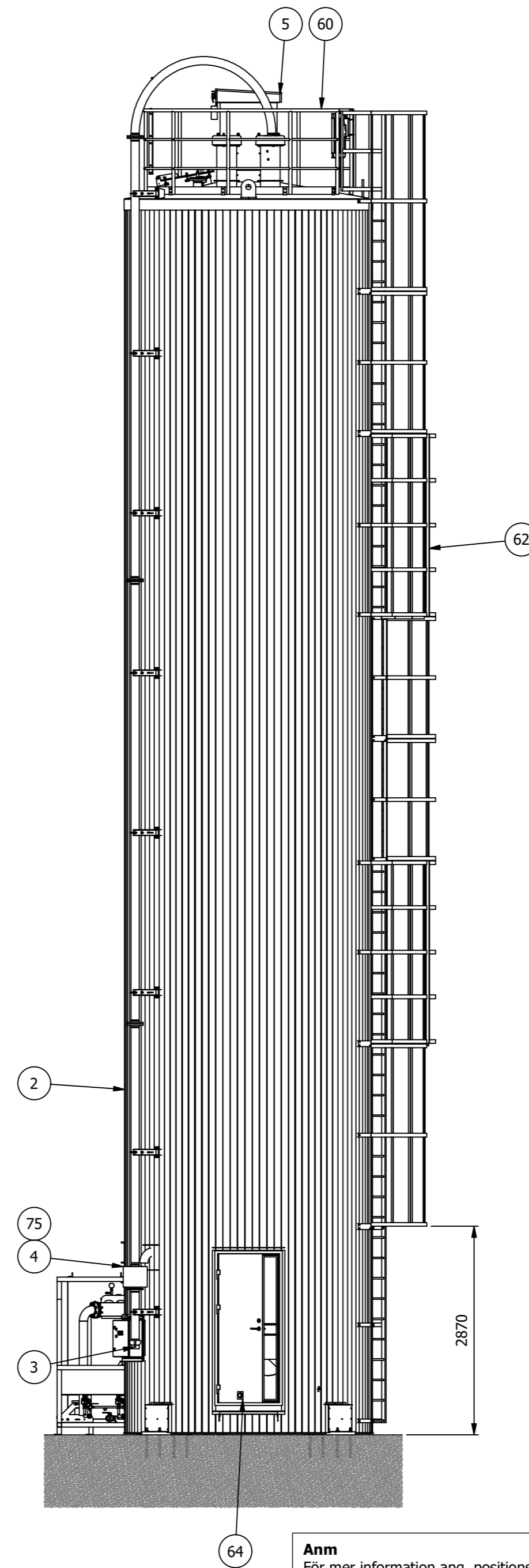
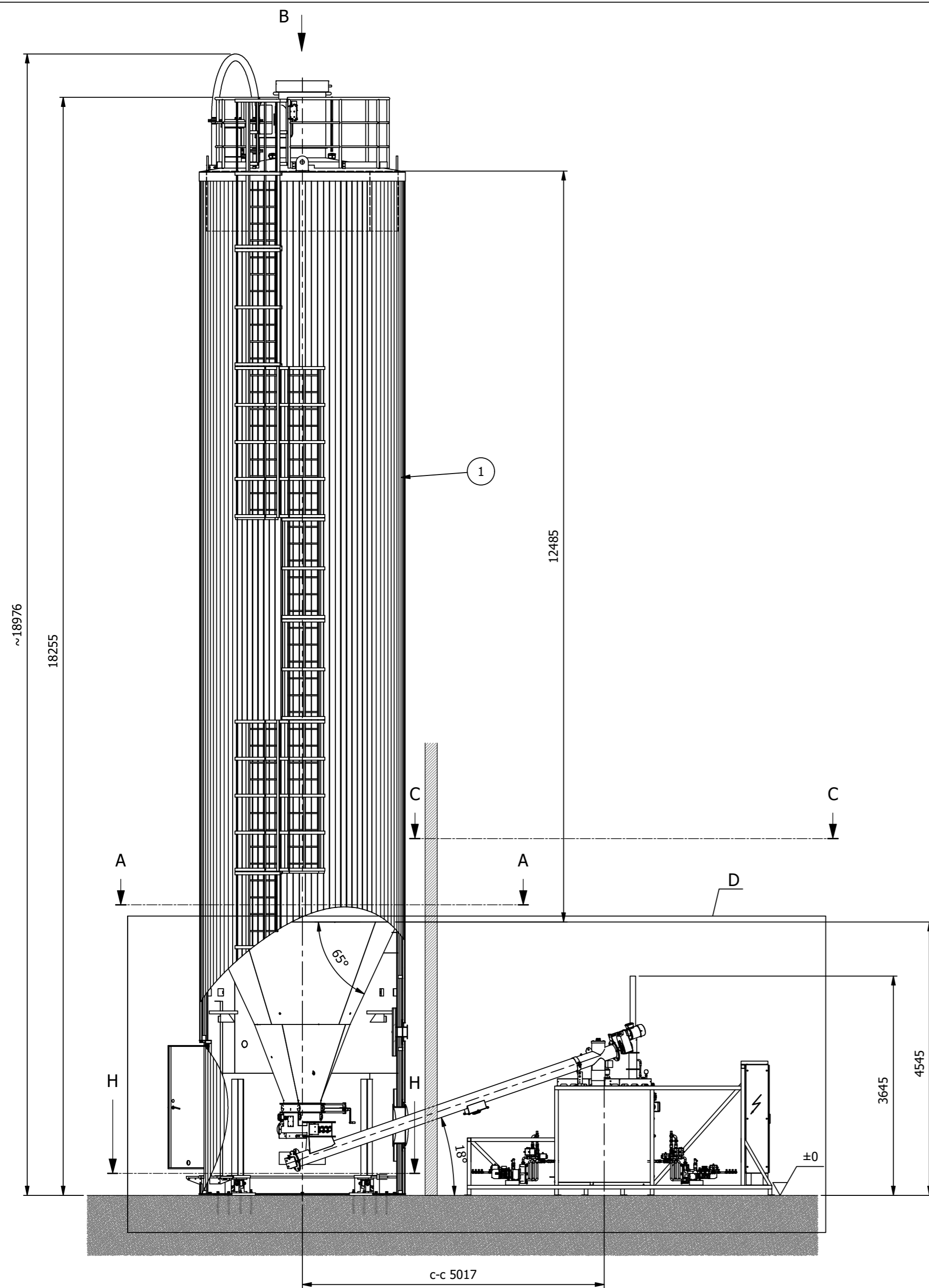
- ▶ RELATIONSHANDLING
- ▶ ARBETSITNING
- ▶ FÖRFRÅGNINGSUNDERLAG
- ▶ GRANSKNINGSHANDLING
- ▶ PRELIMINÄR HANDLING



REV	DATUM	SIGN	BESKRIVNING
<b>IVL SVENSKA MILJÖINSTITUTET</b>			
<b>INGENJÖRSFIRMAN RÖRKRAFT</b>		<b>ivl SVENSKA MILJÖINSTITUTET</b>	
KONSTRUKTÖR	GRANSKAT		
GÖDKRANT	ÖFFERKVALSLEDARE		
FÖRFRÅGNINGSNUMMER	DATUM	FÖRHAT	SKALA
3012301	2023-09-29	A1	1:20
PRINCIPITNING ENKELFILTER K1 ALTERNATIV 2 - SEKTION			
RETNINGSNUMMER 3012301-02-K1-2			BLAD REV - -



REV	DATUM	SIGN	BESKRIVNING
<b>IVL SVENSKA MILJÖINSTITUTET</b>			
<b>INGENJÖRSFIRMAN RÖRKRAFT</b>			
KONSTRUKTÖR	-	GRANSKAT	-
GÖDKRANT	-	ÖPPERAGSLEDARE	-
RÖRKRAFT LÖPORDERSNUMMER	3012301	DATUM	2023-09-29
		FÖRHAT	A1
		SKALA	NTS
RELATIONSHANDLING	PRINCIPRITNING		
ARBETSITNING	ENKELFILTER K1 ALTERNATIV 2		
FÖRFRÅGNINGSUNDERLAG	-		
GRANSKNINGSHANDLING	ISOMETRISK VY		
PRELIMINÄR HANDLING	RITINGSNUMMER	3012301-00-K1-2	BLAD REV
			- -



**Isolering och beklädnad**  
 Silo utvändigt isolerad med 95mm glasull samt beklädd med korrugerad stålplåt fabrikat Lindab. Kulör 044 Antracitgrå (närmaste RAL kulör: 9007).

**Ytbehandling**  
**Ytbehandling enligt miljöklass C4-Hög, A4.15.**  
 Utvändigt ytbehandling av silons synliga delar, spjällram, doserare och skruvtransportör samt invändigt i silons maskinrum utfört i 1 st. kulör med ett totalt färgskikt på 240 µm:  
 Ytors råhet - Sandblästring, SA 2 1/2.  
 Grundfärg 1 - 60 µm 2-komponent zinkepoxiprimer (MIO).  
 Grundfärg 2 - 140 µm 2-komponent järnglimmerpigmenterad epoxiprimer (MIO).  
 Täckfärg - 60 µm 2-komponent akryltäckfärg.  
 Kulör RAL 7037, Dusty grey.

**Invändigt i silo och doseringsutrustningen:**  
 Obehandlat

**Ytbehandling under klädselplåt:**  
 Lättblästring och GP 40 µm alkydprimer.

**Beredningstank.**  
 Utvändigt svepblästring och invändigt blästring av svetsskarvar alternativt betning.

**Lejdare, räcke samt påfyllningsrör:**  
 Varmgalvaniseras.

**Motorer, växlar, trycktank m.m. levereras med resp. leverantörs ytbehandlingsstandard.**

**Anm**  
 För mer information ang. positionsnummer se Tomals objektslista 57813

**Kvalitetskrav/Quality demands**  
 \* Se TS16043S, Förteckning över utförandekrav enligt SS-EN 1090-2, föreskrifter på ritningar och kontrollplan.  
 \* Se TS16043S, Requirements related to the execution classes according to SS-EN 1090-2, enclosure to drawings and inspection & testplan  
 Vyplacering / view positioning:

This drawing remains the property of Tomal AB. Unauthorized use is prohibited according to applicable law.

**Prominent** **TOMAL** METERING SYSTEMS  
 Tomal AB / S-31165 Vessigebo / Sweden  
 Tel: +46 (0)346 713100 / Fax: +46 (0)346 713130  
 www.tomal.se

57813 - Fjära RAS  
 Siloanläggning för Ca(OH)<sub>2</sub>  
 Sammanställningsritning

Ritad: JIST Godkänd: ULGL Störlek: A2 Skala: 1 : 60 Ersätter: Datum: 2022-01-27 Artikel nr: 1111751 Vikt: 0 kg Blad: 1 / 9 Revisjon: B

B	Uppdaterad skid	2022-05-10	JIST	PEHA
Rev	Ändring	Datum	Inf	Godk

### Detaljritning trumfilter (exempel Sereco)

#### GENERAL NOTES

- 1) ALL DIMENSIONS IN MILLIMETERS
- 2) THE APPROVAL OF THE PRESENT DRAWING IMPLIES THAT CIVIL WORKS HAVE BEEN VERIFIED FOR THE CORRECT INSTALLATION
- 3) Sereco LIMIT OF SUPPLY
- 4) MODIFICATION TO EXISTING CIVIL WORKS HIGHLIGHTED BY CLOUDS
- 5) SLOPE OF CHANNEL TO BE VERIFIED BY CLIENT FOR CORRECT FLUSHING.

#### DESIGN DATA

SCREEN	RE SCREEN
DESIGN FLOW RATE	4118 m <sup>3</sup> /h
DRAWING SCALE	1:50
DRAWING DATE	2015
TYPE OF FILTER	NET
NET MESH	100 μm
NET WIDTH	1000 mm
NET HEIGHT	1000 mm
NET WEIGHT	150 kg
NET SUPPLIER	INDUSTRIAL MANUFACTURER
NET TYPE	STAINLESS STEEL
NET WEIGHT	150 kg
NET SUPPLIER	INDUSTRIAL MANUFACTURER
NET TYPE	STAINLESS STEEL

#### MATERIALS

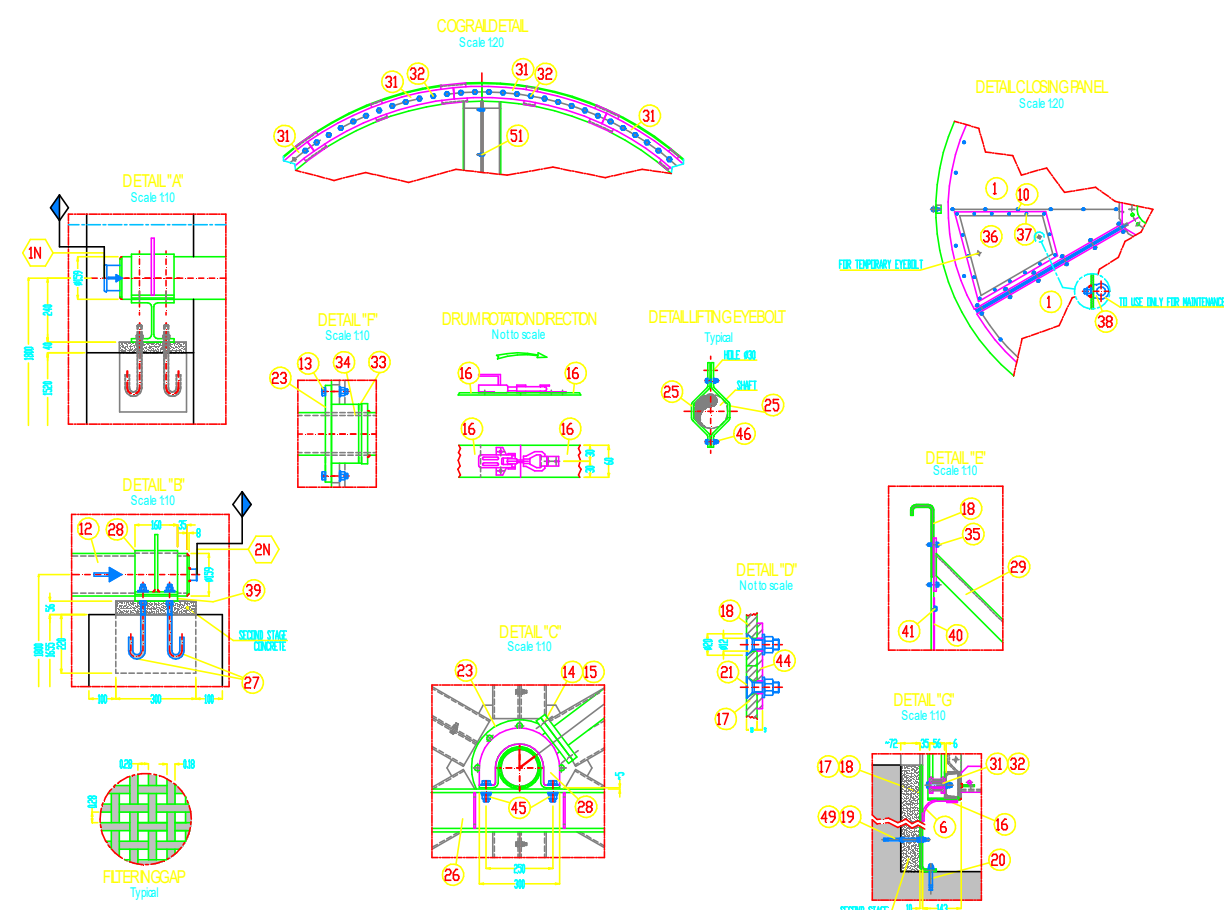
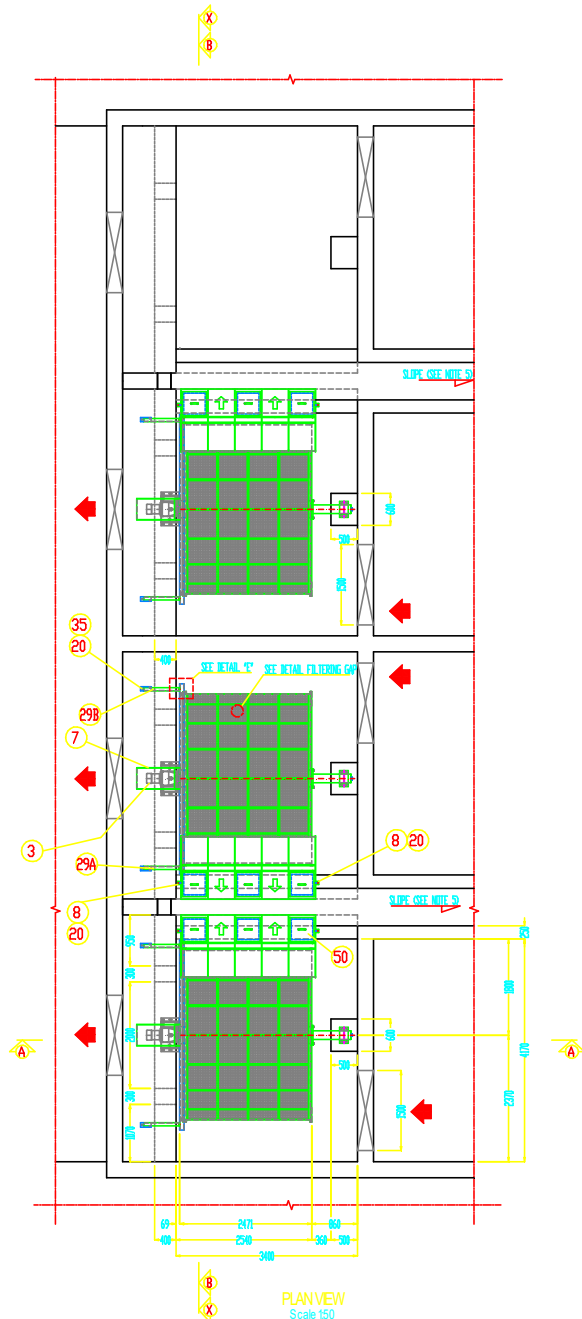
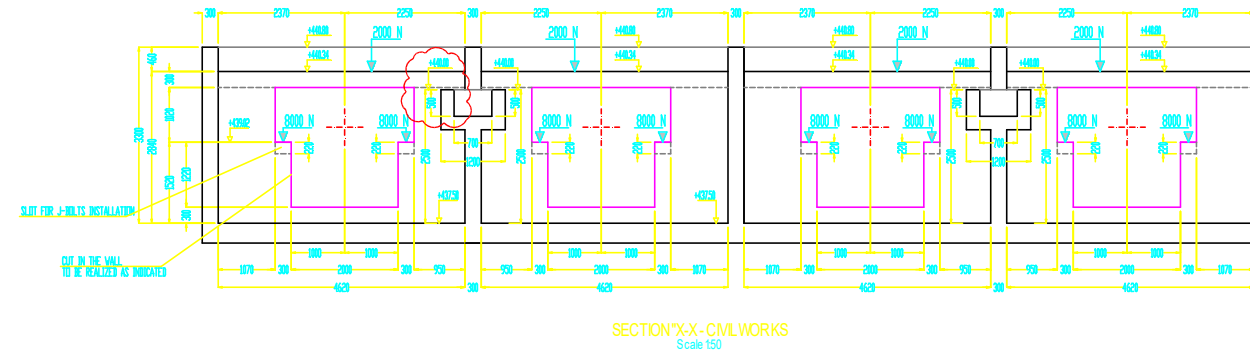
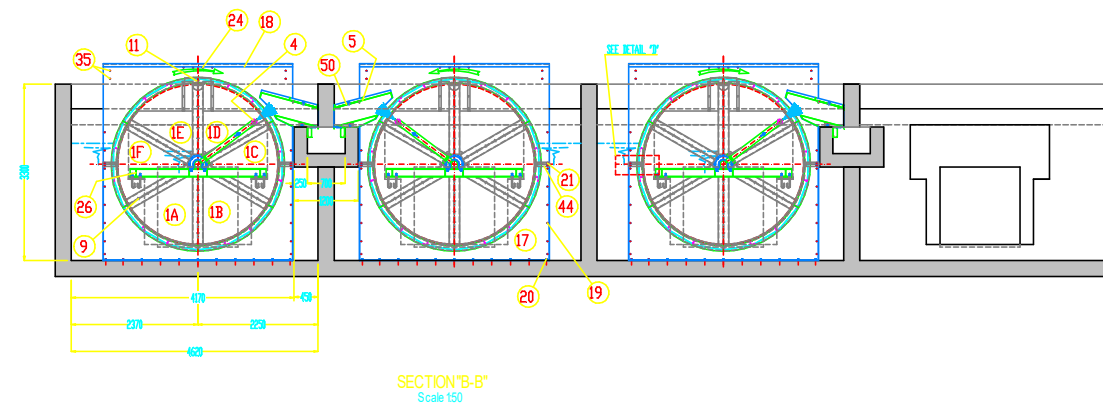
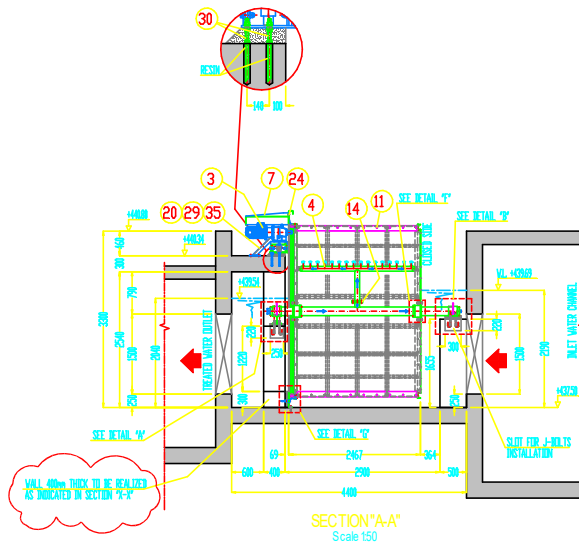
SCREEN	SS A304
FRAMING PANEL	SS A304
FRAMING PANEL SUPPORT	SS A304
FRAMING PANEL JOINT	SS A304
SHOULDER	SS A304
SPRING	SS A304
WASHER	SS A304
SEALANT	EPDM
SEALANT BACKUP	EPDM

#### SURFACES TREATMENT

SCREEN	PASSIVATION
FRAMING PANEL	PHOSPHATE

#### NOZZLES TABLE

Pos	QIB	DN	FRING	FACE	TYPE	TRADEMARK	SERVICES
1	1	1	1	1	1	1	1
2	1	1	1	1	1	1	1



POS.	DESCRIPTION	SHOP ASSEMBLY	FIELD ASSEMBLY	MARK	QUANTITY
41	BOLT M8x35		X		72
50	CLOSING COVER	X			2
49	BEARING CAP	X			2
47	CONTROL UNIT FOR ULTRASONIC DIFFERENTIAL LEVEL SENSOR		X		1
46	BOLT M8x35	X			8
44	INJECTION PLATE FOR REFLECTOR	X			2
43	CONTROL PANEL	X			1
42	WASHER PUMP	X			1
41	BOLT M8x35	X			6
40	COVER FOR FRONT PROTECTION	X			1
39	PLATE 30x30x 3mm AN AL	X			1
38	FLYWHEEL 80	X			1
37	BOLT M8x35	X			16
36	CLOSING PANEL	X			1
35	BOLT M8x35	X	X		4
34	BEARING	X			2
33	SHOULDER	X			2
32	BOLT M8x35	X			36
31	ROCK	X			12
30	THREADED BAR M8x35 WITH 1/2" NUTS AND 1/2" FLAT WASHERS EACH	X			4
29	WASHER FOR REFLECTOR	X			1
28	WASHER FOR REFLECTOR	X			1
27	COLLAR FOR SHUNT	X			2
26	LIFTING EYEBOLT ON TWO PARTS	X			12
25	BOLT M8x35	X			6
24	FLANGE	X			2
23	BOLT M8x35	X			8
22	ANCHOR BOLT M8x35	X			31
21	THREADED BAR M8x35 + ANCHOR BOLT TOP 30 + NUTS AND FLAT WASHERS	X			16
20	UPPER REFLECTOR	X			1
19	LOWER REFLECTOR	X			1
18	COLLAR FOR FORMAL SEAL FLANG	X			4
17	BOLT M8x35	X			8
16	SHOULDER 30x30	X			1
15	BOLT M8x35	X			24
14	SHOULDER	X			1
13	BOLT M8x35 WITH DOUBLE FLAT WASHER	X			64
12	BOLT M8x35 WITH DOUBLE FLAT WASHER	X			132
11	BOLT M8x35 WITH SQUARE SPACER WASHERS FOR IMP	X			36
10	ANGULAR GRATING L-40 FOR MATERIAL DISCHARGE HOPPER	X			2
9	CHUTE FOR GEARMOTOR GROUP	X			1
8	RUBBER SEAL	X			1
7	WATERPROOFING HOPPER	X			1
6	WATERPROOFING HOPPER	X			1
5	GEARMOTOR GROUP	X			1
4	WASHER PUMP	X			1
3	TRUCKING PANEL	X			1
2	TRUCKING PANEL	X			72
1	DRUM ROTATION	X			4

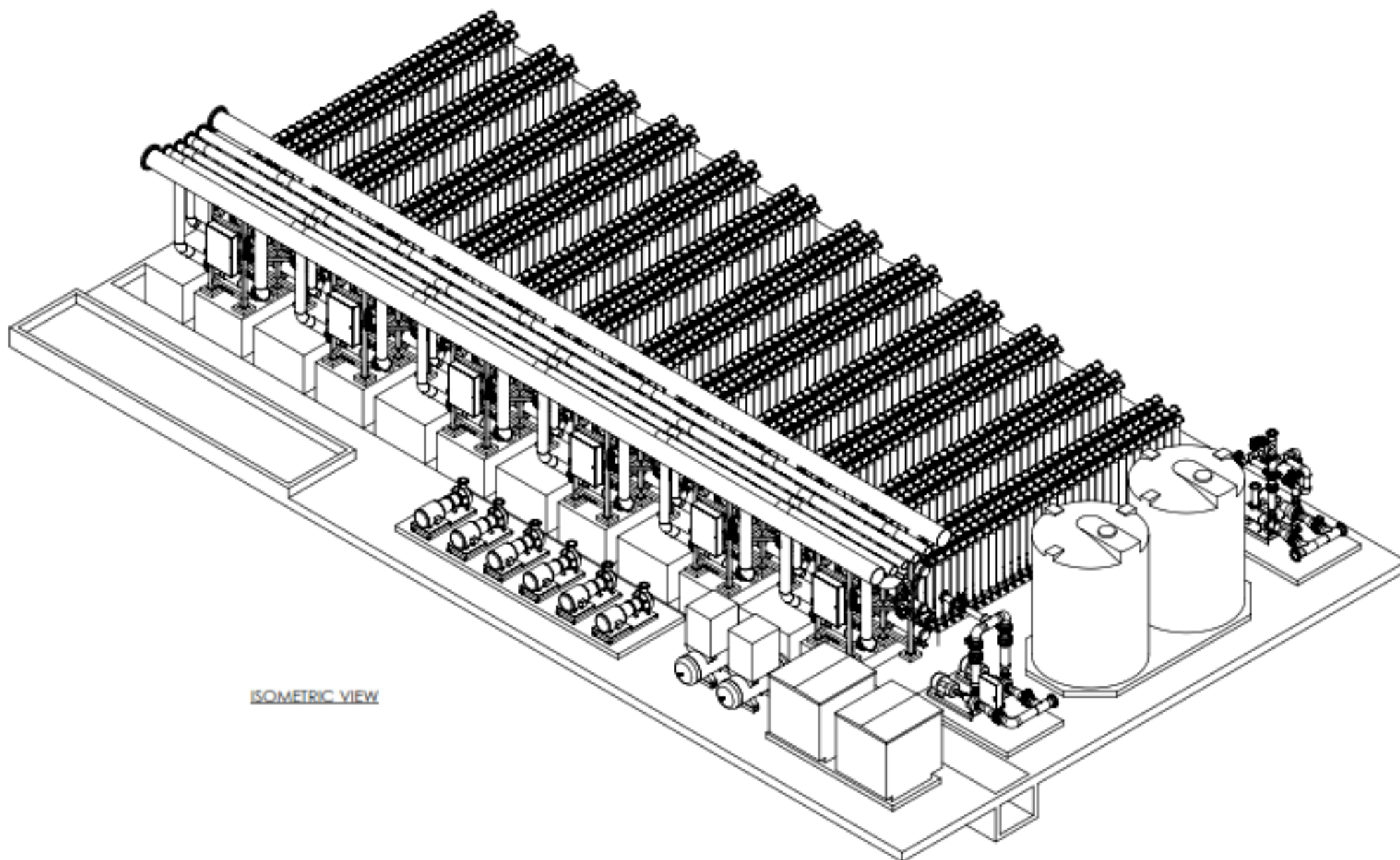
REV	DESCRIPTION	DATE	DESIGNED	CHECKED	APPROVED	SCALE
0	ISSUE FOR APPROVAL	30/07/2015	Letarza	Notarangelo	Notarangelo	1:50

APPROVED FOR MANUFACTURING  
(Date, stamp and signature)

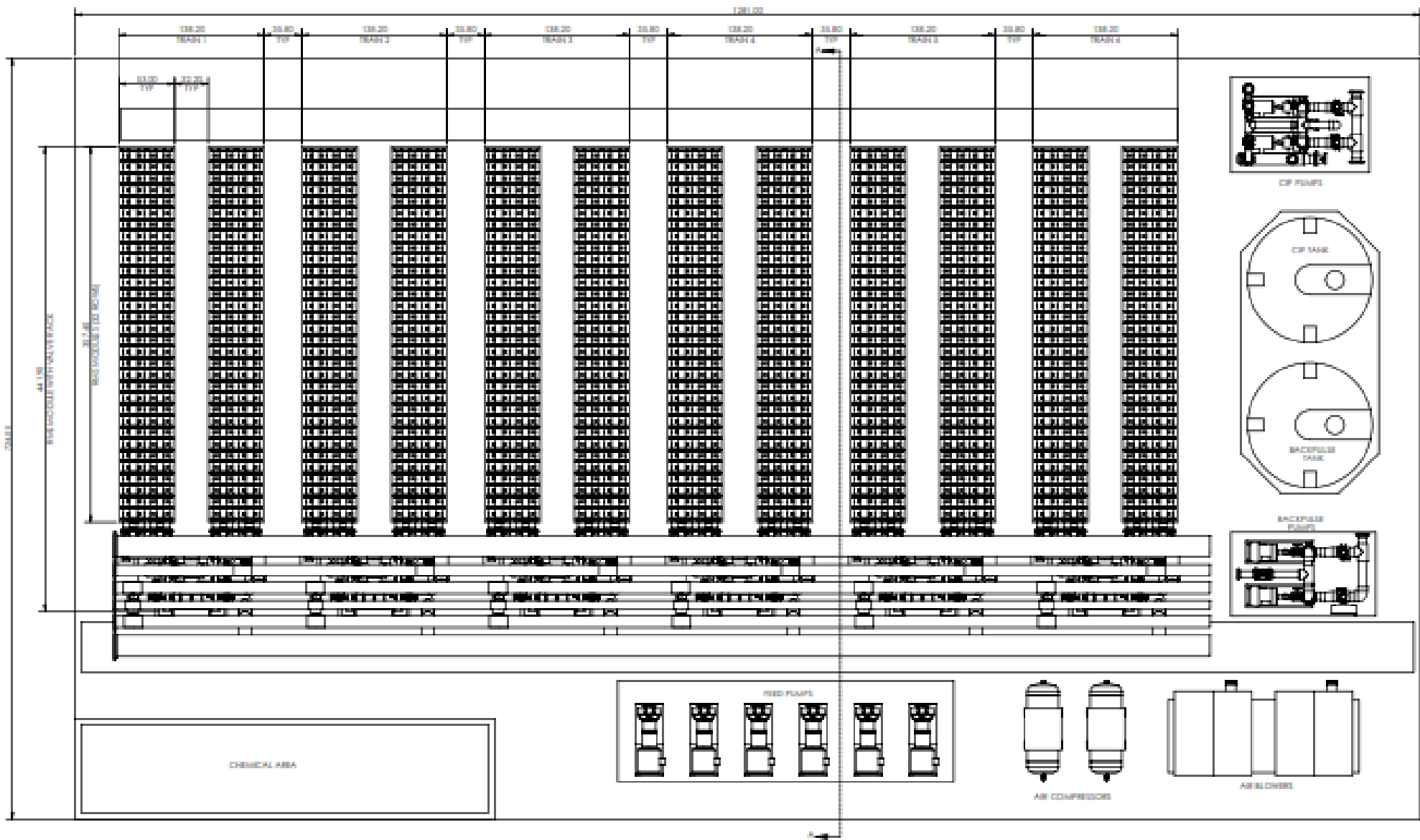
DRIVING TITLE: ROTATING DRUM SCREEN "GR SH 20" TYPE - ASSEMBLY AND DETAILS  
 Via dell'Industria 6, 41013 Noventa Padovana (PD) - Italy  
 Tel: +39 049 4932799 - Fax: +39 049 4932824  
 e-mail: sereco@sereco.it - www.sereco.it  
 CUSTOMER: SUEZ  
 PROJECT: [ ]  
 This is property of SERECO S.p.A. Italy. All rights reserved.

10 Bilagor - Detaljritningar från teknikutredningen

Exempelritning ultrafilter (exempel Veolia ZW1500X)

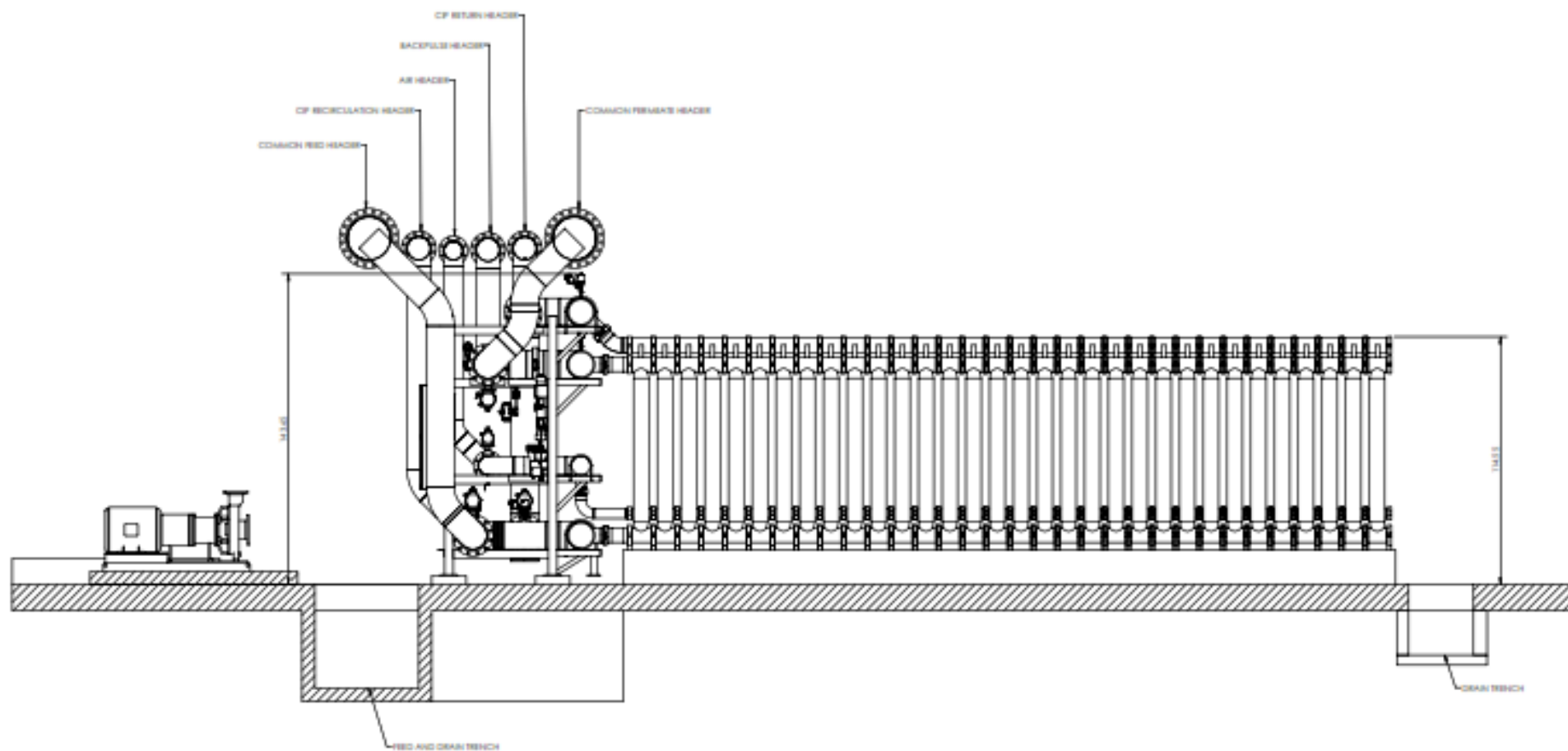


10 Bilagor - Detaljritningar från teknikutredningen



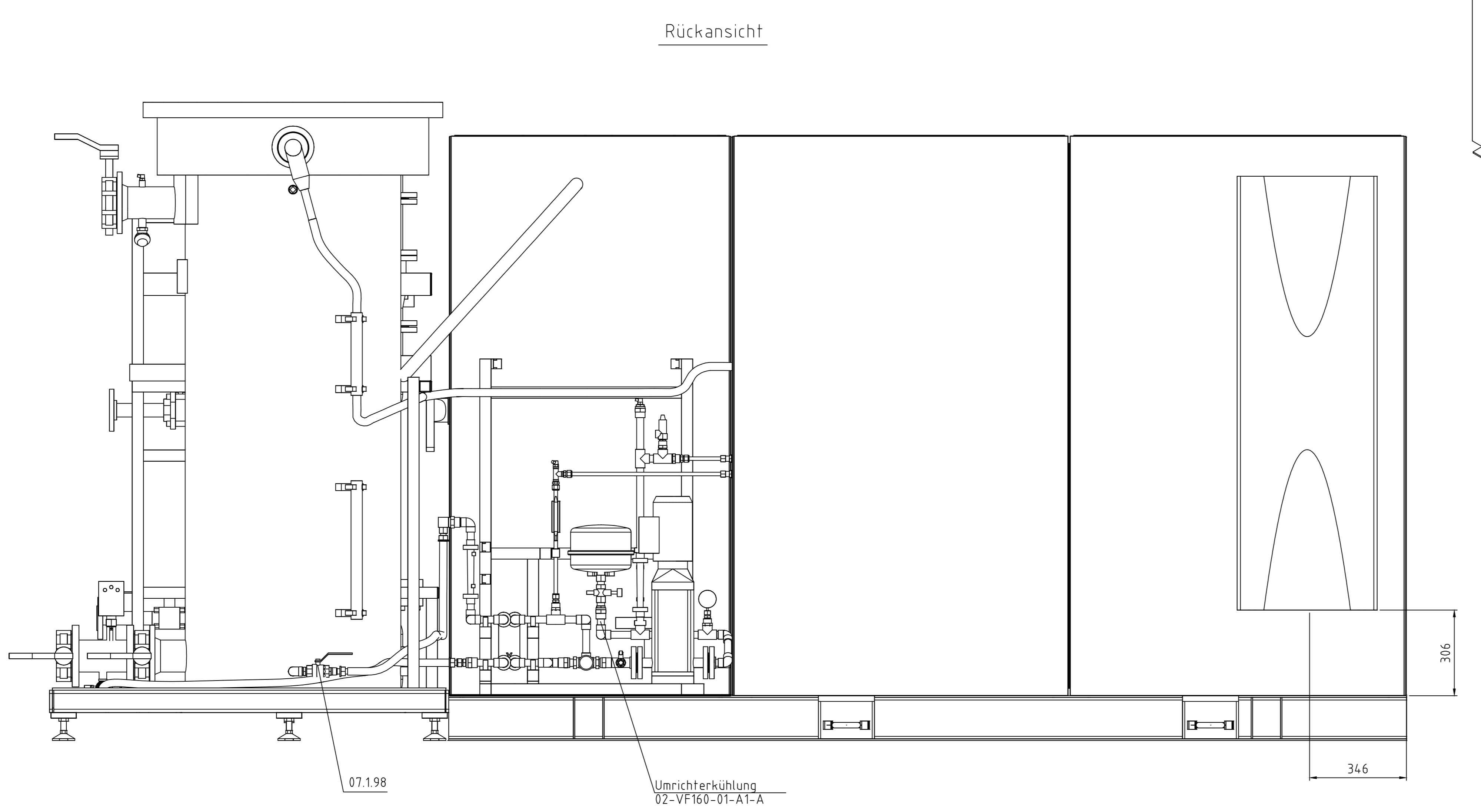
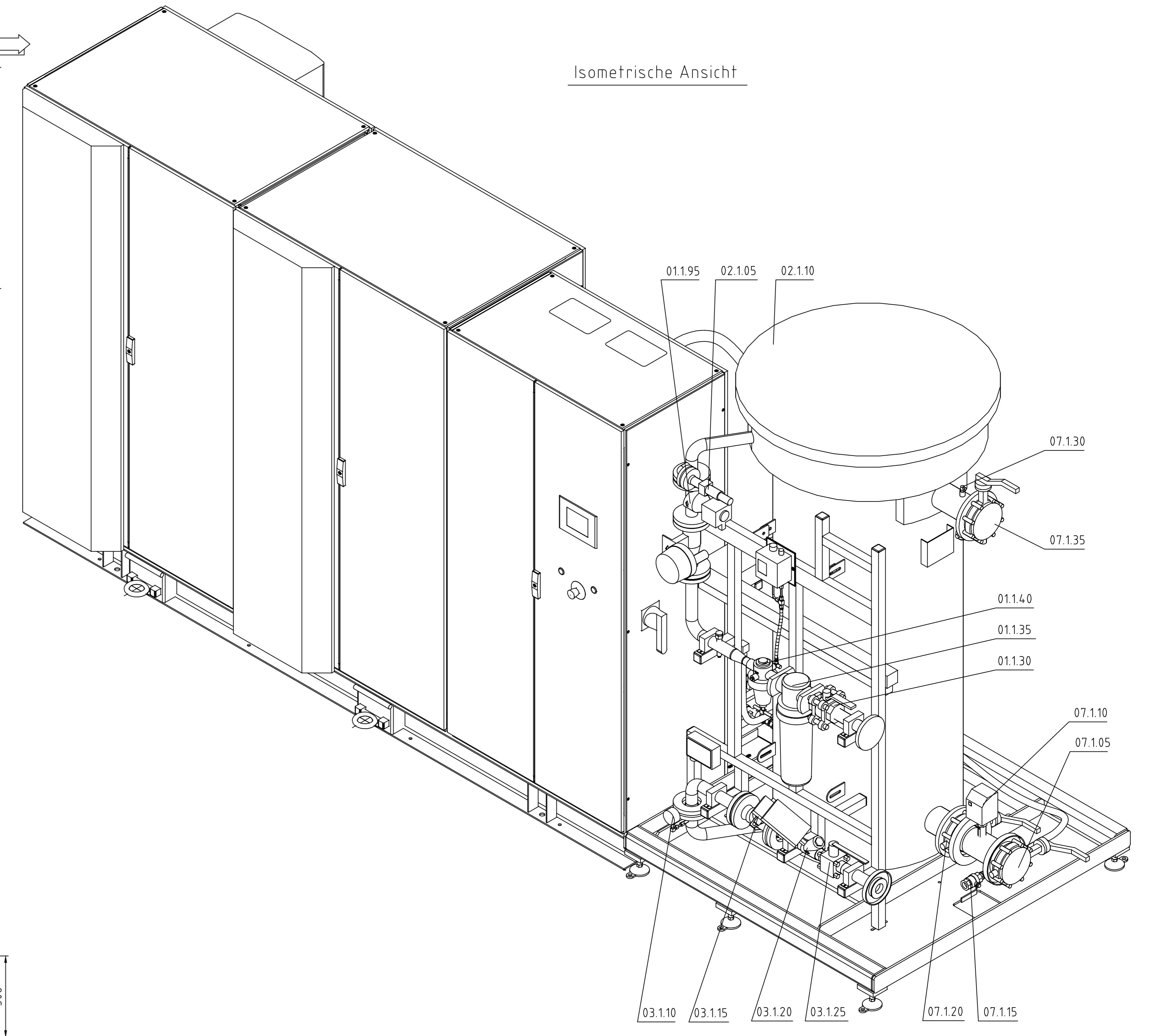
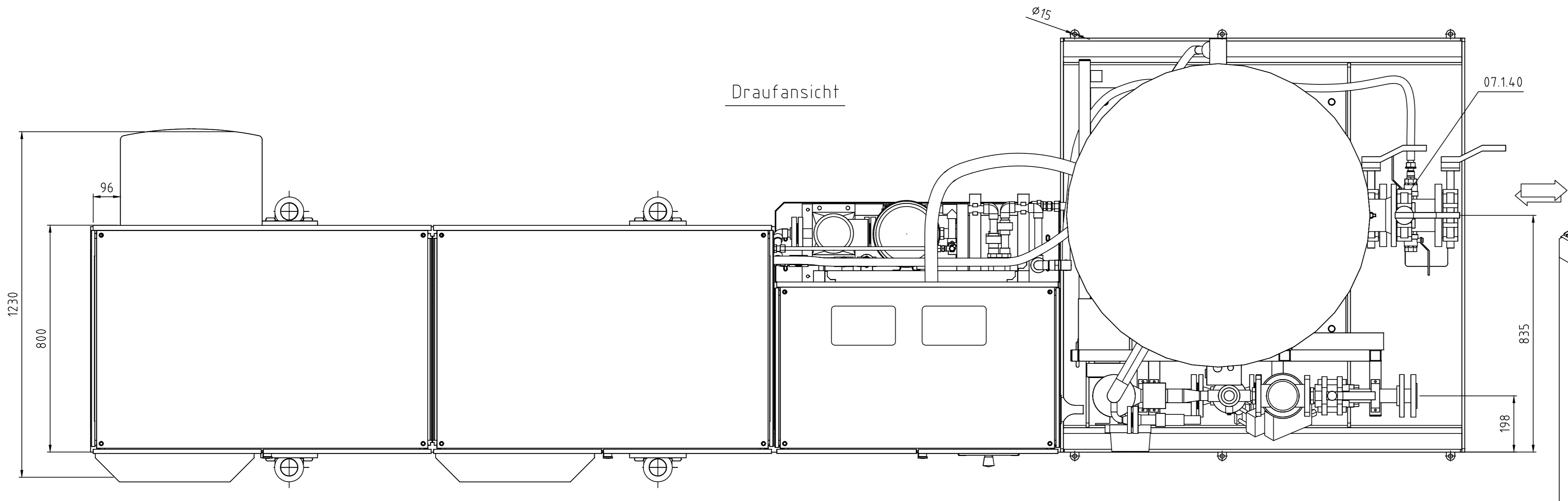
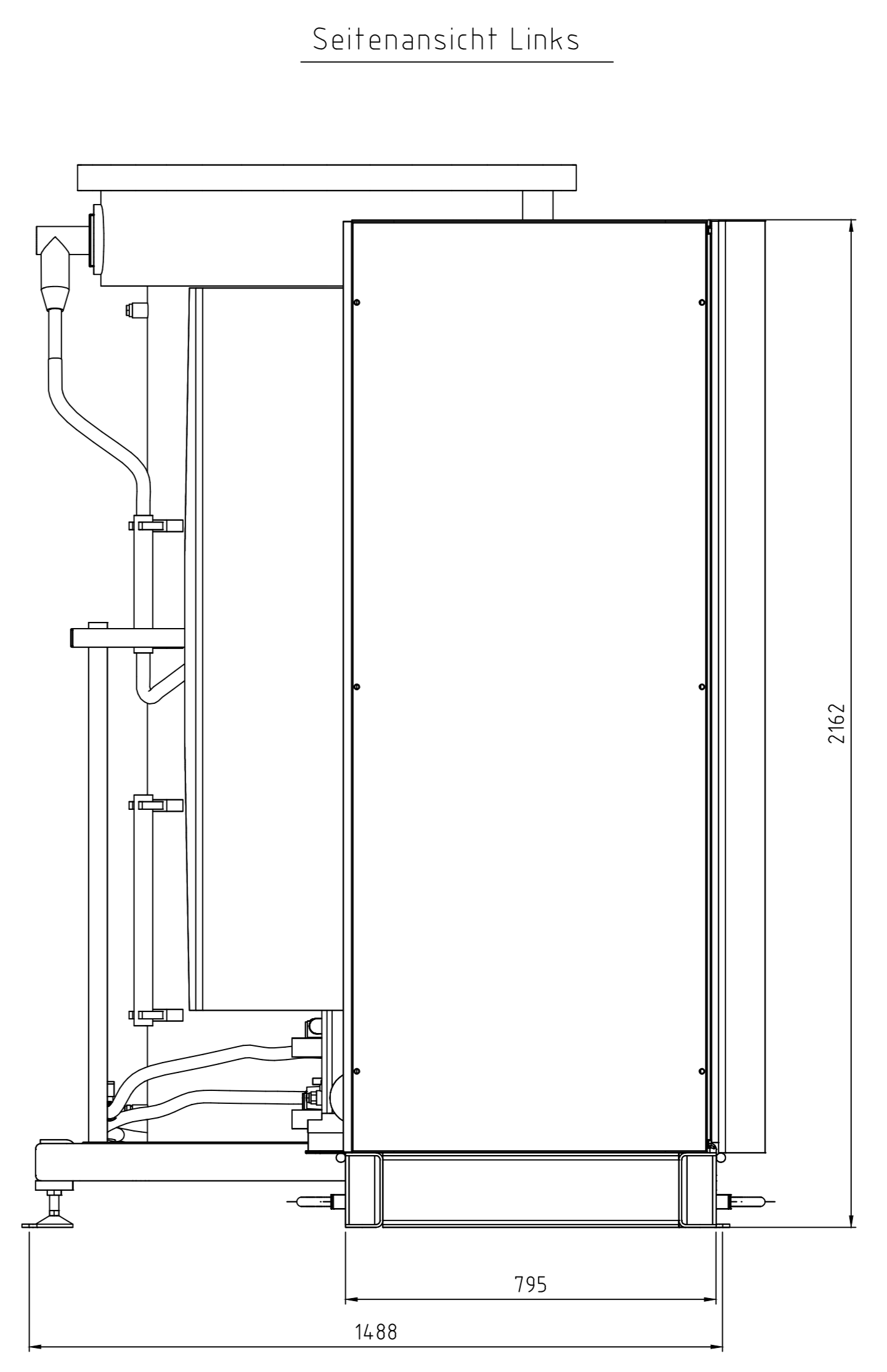
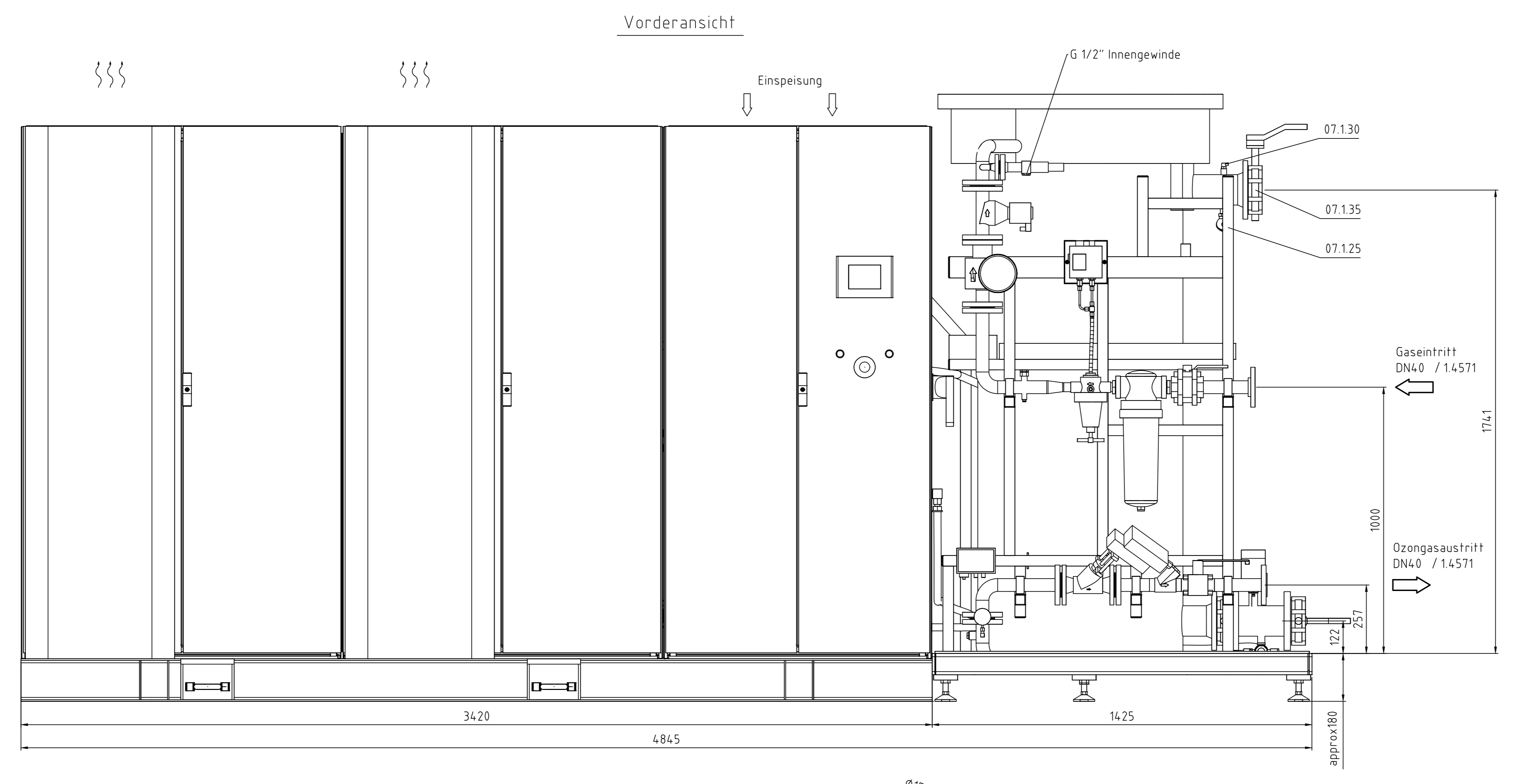
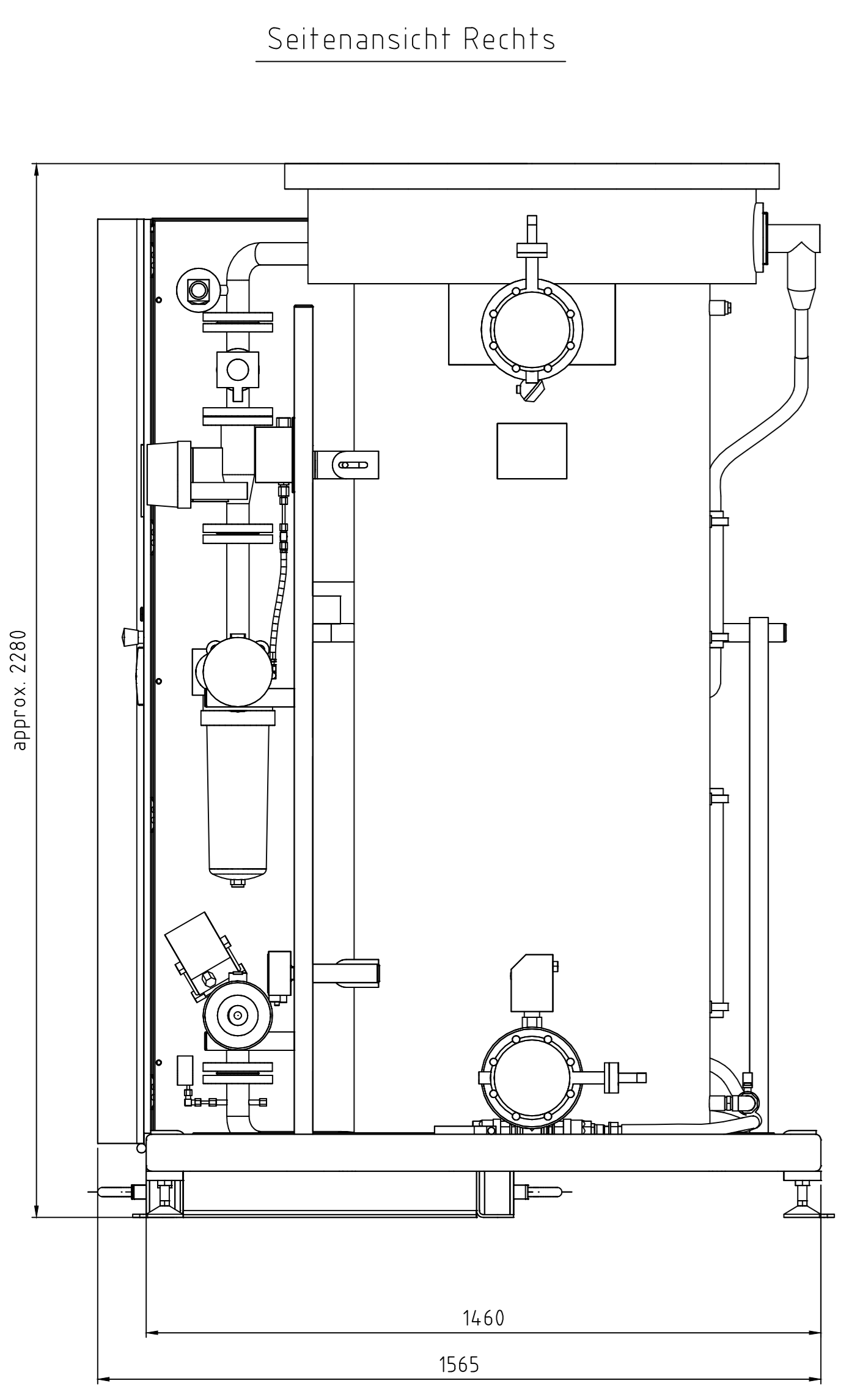
TOP VIEW

10 Bilagor - Detaljritningar från teknikutredningen



SECTION A-A

OZON GENERATOR SMOevoPLUS 960



<b>WEDECO</b> axylem brand		VERTRÄGLICH UND GESCHÜTZT: Alle Rechte vorbehalten. Dieses Dokument ist schriftlich und elektronisch geschützt. Es darf nicht vervielfältigt, weitergegeben oder anderweitig öffentlich gemacht werden oder in anderer Weise vertrieben werden. Zustimmung erteilt werden. Die Haftung für Verluste geht in keine Form übertragbar. Die Verantwortung für Schäden ist ausschließlich dem Benutzer zuzurechnen.		evoP 960	
Item: 02-3205 Artikel / Name: 02-3205-960-1		Modell: ohne Toleranzangaben Maßstab: 1:10		Standard	
Austausch: EOZ 07.05.2020 alt		Bereit: 17.09.2019 PPN		Zeichnung-Nr.:	
Erstellung: 17.09.2019 open		Gepr.: 07.09.2020 alt		SMOevoPLUS 960 Aufstellungsplan Basis	
Rev. Änderung Datum Norm EDV Nr. SMOevoPLUS-960-Basis.DWG		Werkstoff:		Gewicht:	
		Zeichnung-Nr.:		Blatt	
		02-evoP 960-06-A0-A		1	



Fördjupad tolkning av resultat från effektbaserad analys vid  
Käppalaverket oktober 2022 till maj 2023

## 1. Sammanfattning och rekommendation

Vid fyra tillfällen oktober 2022 till maj 2023 togs vattenprover från fyra provtagningspunkter i och utanför Käppalaverket; inkommande avloppsvatten och utgående renat vatten, samt uppströms och nedströms utsläppspunkt i recipient (Askrikefjärden). Proverna har analyserats med effektbaserade metoder i celler för att undersöka förekomst av hälso- och miljöfarliga kemiska föroreningar. Effektbaserad analys rekommenderas bl.a. i en review-artikel av Völker et al. (2019) [1] för att följa upp reningseffektivitet vid avloppsrening i fullskala och pilotförsök där man konstaterade att även om konventionell rening effektivt kan minska toxiska effekter så kan kvarvarande effekter i renat vatten fortfarande utgöra en risk för akvatiskt liv i recipienter. Även i en nyligen publicerad review-artikel av Enault et al. (2023) [2] fastställer man att konventionell avloppsrening generellt inte är tillräckligt effektiv för att minska de biologiska effekter som kan uppmätas med effektbaserad analys och att reningen behöver optimeras eller kompletteras för att bättre skydda miljön. I Sverige så rekommenderar Naturvårdsverket mätning av östrogena effekter och mutagenicitet vid utvärdering av läkemedelsreningsförsök.

Sammanfattningsvis så uppmättes samtliga undersökta effekter (genotoxicitet, oxidativ stress, Ah-receptoraktivitet samt östrogen, androgen och anti-androgen aktivitet) i det inkommande avloppsvattnet till Käppalaverket. Den androgena aktiviteten renades mycket effektivt ( $\geq 99,9\%$ ) och var under detektionsgräns i alla prov på utgående vatten och detekterades inte i recipient, varken uppströms eller nedströms. Även östrogen aktivitet hade hög reningseffektivitet i Käppalaverket (98-99%) men detekterades ändå i samtliga prov av utgående renat vatten, samt i recipient. Det gick däremot inte att se någon ökning från provpunkten uppströms utsläppspunkten till nedströms och därmed kunde ingen påverkan från det renade avloppsvattnet på recipienten fastställas från dessa prover – detta var även fallet för övriga parametrar. Det är dock värt att nämna att den östrogena aktiviteten (uttryckt som bioekvivalent koncentration av 17- $\beta$ -östradiol) överskred miljö kvalitetsnormen för 17- $\beta$ -östradiol (E2) i kustvatten på 80 pgE2/L i sju av åtta recipientprover. Den lägsta reningseffektiviteten i Käppalaverket var för AhR-aktivitet med i medeltal 60 % reduktion (varierade från 31-87 %) vilket var något lägre jämfört med en tidigare studie av sex svenska avloppsreningsverk – de uppmätta aktiviteterna var däremot inte högre än i tidigare studier. De effekter som uppmättes i Käppalaverket var i regel i linje med tidigare studier, dock så var AR-aktiviteten relativt hög i det inkommande avloppsvattnet (men renades väl i verket). Genotoxisk effekt uppmättes i tre av fyra prov på inkommande avloppsvatten och i ett prov vardera på utgående renat vatten samt uppströms och nedströms i recipient. Variationerna i inkommande avloppsvattenkvalitet var förhållandevis stora vilket visar att regelbunden analys är nödvändig och tillför viktig information. De undersökta parametrarna korrelerade inte med varandra vilket indikerar att de orsakas av olika typer av ämnen.

Effektbaserad analys är ett resurseffektivt och kraftfullt komplement till kemisk analys. Ett flertal internationella forskarrapporter har visat att de välkända och oftast analyserade kemiska föroreningarna endast kan förklara en bråkdel av de skadliga effekterna som kan mätas och att upp till 99% kommer från okända ämnen eller blandningar. Därför rekommenderas effektbaserad analys som ett verktyg i den kontinuerliga övervakningen av vattenkvalitet för en mer heltäckande utvärdering av förekomsten av miljö- och hälsofarliga organiska ämnen. I det nya ändringsförslaget till ramdirektivet för vatten, miljö kvalitetsnormsdirektivet och grundvattendirektivet [3] föreslås

krav på effektbaserad analys av östrogena effekter i vattenförekomster och utarbetande av riktlinjer för effektbaserad analys av blandningseffekter.

## 2. Bakgrund

BioCell Analytica har analyserat fyra provomgångar á fyra prover åt Käppalaförbundet som inkluderar veckoprover av inkommande avloppsvatten till Käppalaverket och utgående renat vatten, samt stickprov i recipient både uppströms och nedströms utsläppspunkten (Tabell 1). Detta PM redovisar resultat från dessa mätningar, diskussion om reningseffektivitet samt en jämförelse med tidigare mätningar på avloppsvatten i Sverige.

Tabell 1 Beskrivning av provpunkter

ProviD	Beskrivning provpunkt
In	Inkommande avloppsvatten till Käppalaverket, veckoprov
Ut	Utgående renat vatten från Käppalaverket, veckoprov
Kov/ned	Recipient (Askrikefjärden) stickprov nedströms utsläppspunkt
Halv/upp	Recipient (Askrikefjärden) stickprov uppströms utsläppspunkt

## 3. Effektbaserad analys

Kemiska föroreningar i vattenprover har traditionellt övervakats genom riktad kemisk analys, där halter av på förhand definierade ämnen fastställs. Denna strategi fungerar väl för de ämnen för vilka det finns en toxikologisk riskbedömning, men för övriga ämnen, och för blandningar av ämnen, är det en bristfällig strategi. Internationell forskning visar att upp till 99% av de effekter som kan påvisas genom cell-baserade toxicitetstester i vattenprover orsakas av okända ämnen eller blandningseffekter [4-7]. Då ämnena är okända är det inte möjligt att övervaka dessa med kemisk analys. Med enbart kemisk analys av vattenprov riskerar man därför att helt missa förekomsten av ämnen som ger skadliga effekter. Detta har lett fram till utvecklandet av en effektbaserad strategi för att övervaka förekomsten av hälso- och miljöfarliga kemiska ämnen i vatten [8]. Denna strategi utgår ifrån att man mäter den totala toxiska aktiviteten i ett prov, utan föregående kunskap om vilka ämnen som finns i provet. Sådana effektbaserade analyser kan göras *in vitro* i odlade celler som modifierats för att upptäcka olika typer av toxiska effekter. De effektbaserade metoderna har sina största styrkor i att de visar den totala toxiska effekten av såväl kända och okända ämnen samt att de integrerar eventuella blandningseffekter som kan uppträda då flera ämnen samverkar.

De celler som används för effektbaserade analyser måste odlas i näringsmedium. Prover som ska analyseras måste alltså spädas ut i detta näringsmedium, typiskt sett hundra gångers utspädning. För att kompensera för detta, samt för att kunna detektera låga nivåer av kemiska ämnen i ett prov, har proverna koncentrerats med hjälp av fastfasextraktion. Detta är standardförfarande också för kemisk analys. Alla koncentrerade vattenprover har först testats i respektive cellinje för att säkerställa att de inte har en allmän celltoxisk effekt, som i så fall skulle påverka de specifika effekter som mäts i analyserna, och som skulle innebära att vattenproverna måste spädas före analyserna.

För att avgöra om ett visst prov ska klassas som aktivt för en viss effektparameter beräknas en detektionsgräns (LOD, från eng. "limit of detection"), som en säker detektionsnivå för effekten i fråga. Om ett prov uppvisar aktivitet över LOD klassas det som aktivt, annars som inaktivt (<LOD).

Tillsammans med proverna analyseras även referenssubstanser som är specifika för varje metod. Både vattenproverna och referenssubstanserna analyseras i en spädningsserie som jämförs och används för att översätta den biologiska aktiviteten i ett prov till en motsvarande halt av referenssubstansen som orsakar samma aktivitet. Denna kallas biologisk ekvivalent koncentration (BEQ). En specifik biologisk aktivitet i ett vattenprov orsakas vanligen av en blandning av flera olika ämnen som finns i provet.

#### **4. Jämförande värden**

Detektionsfrekvensen och uppmätta värden jämförs med tidigare mätningar som utförts i andra uppdrag på svenska avloppsreningsverk vilka benämns "referensdata". En del av dessa tidigare mätningar finns redovisade i Lundqvist et al 2019 [9], Golovko et al. 2020 [10] och Holm och Önnby, 2022 [11]. Referensdata motsvarar mätningar från 2019-2023 och redovisas som median samt 10- och 90-percentiler av datapunkter där aktiviteter uppmätts. För östrogen aktivitet finns det även ett föreslaget så kallat effektbaserat riktvärde ("effect-based trigger value" (EBT)) som baseras på miljökvalitetsnormen för det enskilda ämnet 17 $\beta$ -östradiol (E2) (vilken används som referenssubstans för östrogen aktivitet) för ytvatten på 400 pgE2/L [12]. Motsvarande miljökvalitetsnorm för kustvatten är 80 pgE2/L. Bedömningsgrunderna motsvarar årsmedelvärden.

#### **5. Effektbaserade parametrar och referenssubstanter**

Proverna analyserades för aktivering av AhR (arylhydrokarbonreceptorn), ER (östrogenreceptorn) och AR (androgenreceptorn) samt oxidativ stress (aktivering av Nrf2), blockering av AR (anti-AR) och för genotoxicitet med mikrokärntest ("micronucleus assay").

Referenssubstanserna som använts är:

- 2, 3, 7, 8-tetraklordibenzodioxin (TCDD) för AhR-aktivitet,
- tert-betylhydrokinon (tBHQ) för oxidativ stress (aktivering av Nrf2),
- 17- $\beta$ -östradiol (E2) för ER-aktivitet,
- dihydrotestosteron (DHT) för AR-aktivitet
- hydroxyflutamid (OHF) för blockering av AR (anti-AR)

#### **6. Resultat samt tolkning**

Samtliga prover uppvisade AhR- och ER-aktivitet medan oxidativ stress uppmättes i inkommande och utgående vatten men ej i recipient och AR-aktivitet endast i inkommande avloppsvatten. Anti-AR detekterades i samtliga inkommande prov men endast ett fåtal av de övriga proverna (Tabell 2). Resultaten för genotoxicitet visas i avsnitt 6.4, Tabell 3. Den procentuella borttagnings-effektiviteten genom Käppalaverket för de olika parametrarna har beräknats och redovisas i Tabell 4.

**Tabell 2** BEQ-värden för de analyserade proverna samt detektionsgränser

**ER-aktivitet (pgE2-ekv./L)**

	In	Ut	Upp	Ned	LOD
okt-22	35800	841	125	179	11,5
nov-22	68200	1160	305	327	7,94
apr-23	98200	573	211	34,7	9,27
maj-23	191000	1370	454	471	10,9

**AR-aktivitet (ngDHT-ekv./L)**

	In	Ut	Upp	Ned	LOD
okt-22	112	LOD	LOD	LOD	0,0095
nov-22	28,2	LOD	LOD	LOD	0,0029
apr-23	558	LOD	LOD	LOD	0,396
maj-23	149	LOD	LOD	LOD	0,0942

**Anti-AR (ngOHF-ekv./L)**

	In	Ut	Upp	Ned	LOD
okt-22	2,41	0,658	0,781	0,629	0,42
nov-22	1530	LOD	LOD	LOD	174
apr-23	483	72,9	LOD	LOD	56,2
maj-23	514	LOD	LOD	LOD	61,4

**AHR-aktivitet (ngTCDD-ekv./L)**

	In	Ut	Upp	Ned	LOD
okt-22	7,83	1,32	LOD	LOD	0,0957
nov-22	1,14	0,4	0,0256	0,0211	0,0199
apr-23	1,54	1,07	0,122	0,13	0,0227
maj-23	1,38	0,512	0,116	0,0887	0,0167

**Oxidativ stress (µgtBHQ-ekv./L)**

	In	Ut	Upp	Ned	LOD
okt-22	154	LOD	LOD	LOD	8,27
nov-22	101	11,9	LOD	LOD	6,05
apr-23	103	9,8	LOD	LOD	4,95
maj-23	296	31,3	LOD	LOD	9,48

## 6.1. Hormonstörande effekter: Östrogen och androgen aktivitet

Ämnen kan aktivera (agonistisk aktivitet) eller blockera (antagonistisk aktivitet) östrogen- och androgenreceptorn. Könshormoner, såsom östrogener och androgener, har många viktiga fysiologiska funktioner exempelvis för reproduktionen. Ämnen som efterliknar eller blockerar könshormoner klassas som hormonstörande ämnen vilket inkluderar bl.a. naturliga könshormoner, p-pillerhormoner, fytoöstrogener, läkemedel för bröst- och prostatacancer och vissa industrikemikalier såsom alkylfenoler och ftalater.

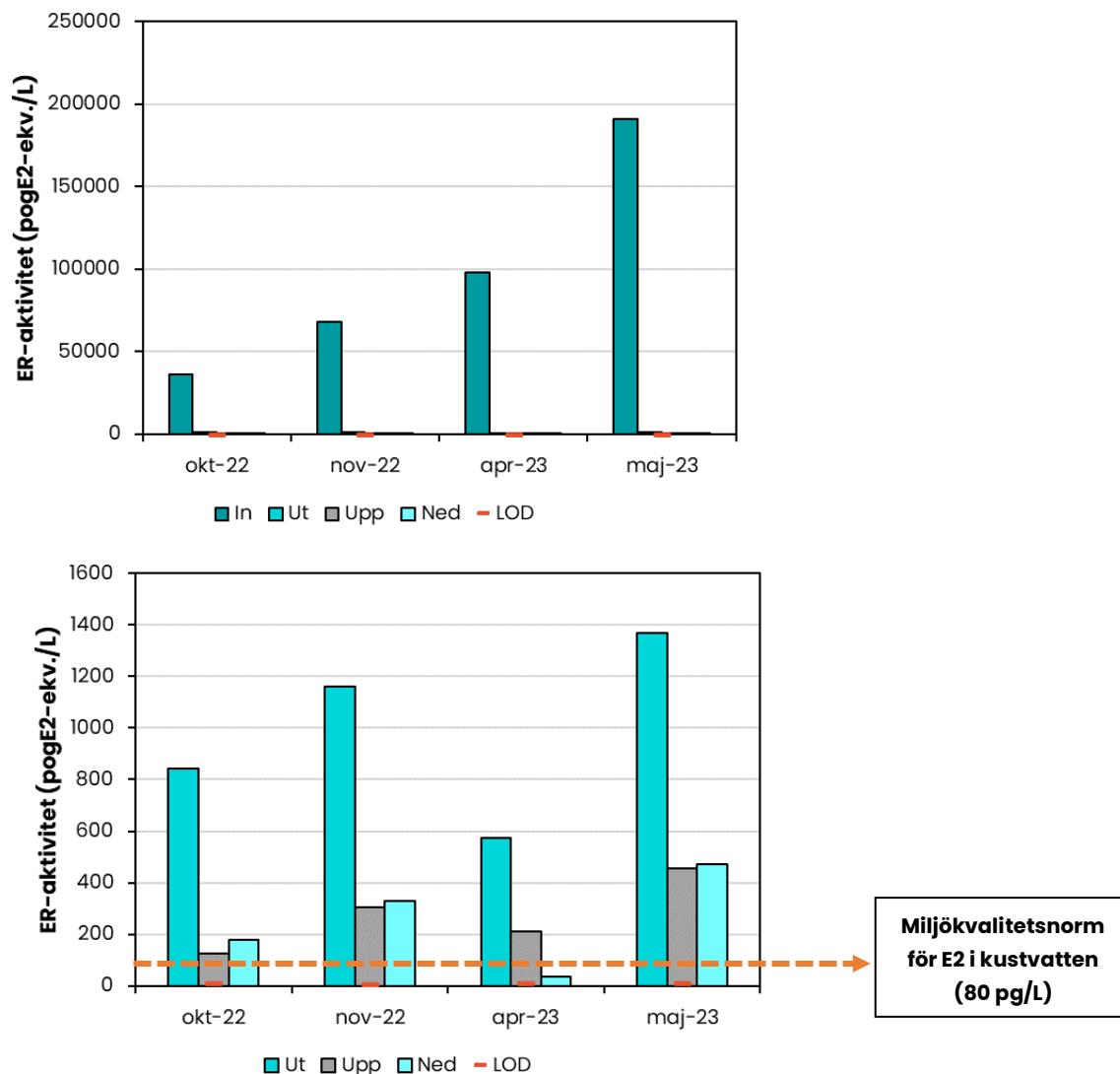
### 6.1.1. Östrogen aktivitet

Östrogen aktivitet uppmättes i samtliga analyserade prov (Figur 1). ER-aktiviteten minskade med 98-99 % vid rening i Käppalaverket (Tabell 4). Jämfört med det utgående renade avloppsvattnet var den östrogena aktiviteten nedströms utsläppspunkten 63-85 % lägre. ER-aktiviteten var något högre nedströms än uppströms vid tre av fyra provtillfällen men skillnaderna i aktivitet mellan de två provpunkterna var generellt liten (Tabell 2).

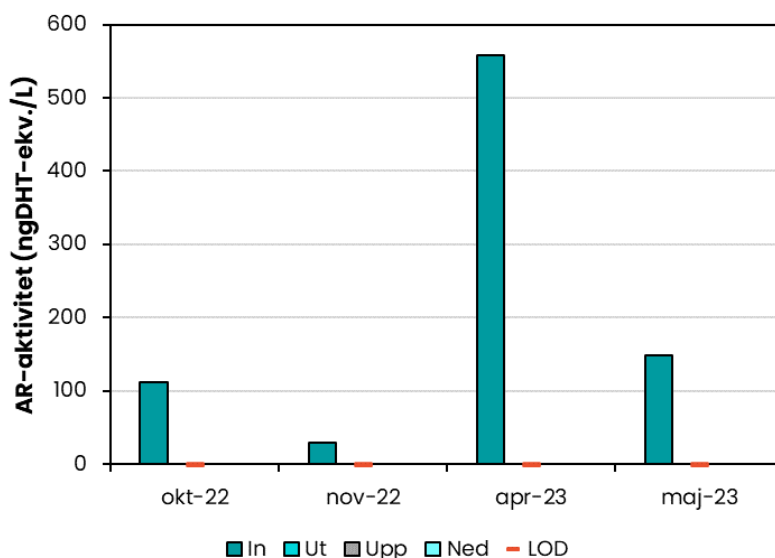
#### 6.1.1.1. Jämförelse med andra mätningar

Östrogen aktivitet är vanlig i avloppsvatten och har detekterats i samtliga inkommande avloppsvatten och ca 95% av både utgående renade avloppsvatten och recipientprover nedströms utsläppspunkterna i referensdata. ER-aktiviteten i det inkommande vattnet till Käppalaverket var högre än median, men lägre än 90-percentilen, i referensdata vid två provtagningstillfällen och

lägre än median, men högre än 10-percentilen, vid de två andra provtagningarna. Reningseffektiviteten i Käppalaverket var hög vid samtliga provtagningstillfällen och även om man i Holm och Önnby (2022), där sex svenska avloppsreningsverk undersöktes, såg samma höga reduktionsgrad vid flertalet provtagningar var variationen i reningseffektivitet högre i deras studie med  $81 \pm 26 \%$  (medel  $\pm$  standardavvikelse,  $n = 13$ ). Uppmätta aktiviteter nedströms i recipient var ungefär motsvarande median i referensdata. Recipientproverna kan även jämföras med miljö kvalitetsnormen för E2 i kustvatten på 80 pgE2/L (orange linje i Figur 3, nederst) som visar att detta värde överskrids i de flesta recipientproverna. Det är däremot svårt att härleda detta till påverkan från det renade avloppsvattnet från dessa provtagningar då det är små skillnader mellan prov tagna uppströms och nedströms.



**Figur 1** Överst: Östrogen aktivitet i inkommande avloppsvatten (In) och utgående renat vatten (Ut) från Käppalaverket samt i prov tagna uppströms (Upp) och nedströms (Ned) utsläppspunkten. Nederst (annan skala på y-axeln): Utgående renat vatten (Ut) från Käppalaverket samt i prov tagna uppströms (Upp) och nedströms (Ned) utsläppspunkten. LOD = limit of detection (detektionsgräns). Den orangea streckade linjen visar det föreslagna effektbaserade riktvärdet för östrogen aktivitet i ytvatten på 80 pgE2-ekv./L



**Figur 2** Androgen aktivitet i inkommande avloppsvatten (In) och utgående renat vatten (Ut) från Käppalaverket samt i prov tagna uppströms (Upp) och nedströms (Ned) utsläppspunkten. LOD = limit of detection (detektionsgräns).

### 6.1.2. Androgen aktivitet

Androgen aktivitet uppmättes i samtliga prov på inkommande avloppsvatten men var under detektionsgräns i alla utgående prov. Den beräknade reningseffektiviteten var mycket hög;  $\geq 99,9\%$ . Ingen AR-aktivitet kunde uppmätas i recipienten, varken uppströms eller nedströms.

#### 6.1.2.1. Jämförelse med andra mätningar

I referensdata har androgen aktivitet detekterats i så gott som samtliga inkommande avloppsvatten och ca 30 % av utgående renat avloppsvatten. De uppmätta aktiviteterna i det inkommande avloppsvattnet till Käppalaverket är relativt höga jämfört med referensdata, tre av fyra prov är över median varav ett även överskrider 90-percentilen med marginal. Den systematiskt mycket höga reningseffektiviteten matchar vad som uppmättes i studien av Holm och Önnby (2022) där reduktionen av AR-aktivitet var  $\geq 99,9 \pm 0,1\%$  (medel  $\pm$  standardavvikelse,  $n = 13$ ) och de flesta utgående prov var under detektionsgräns, så även samtliga recipientprov.

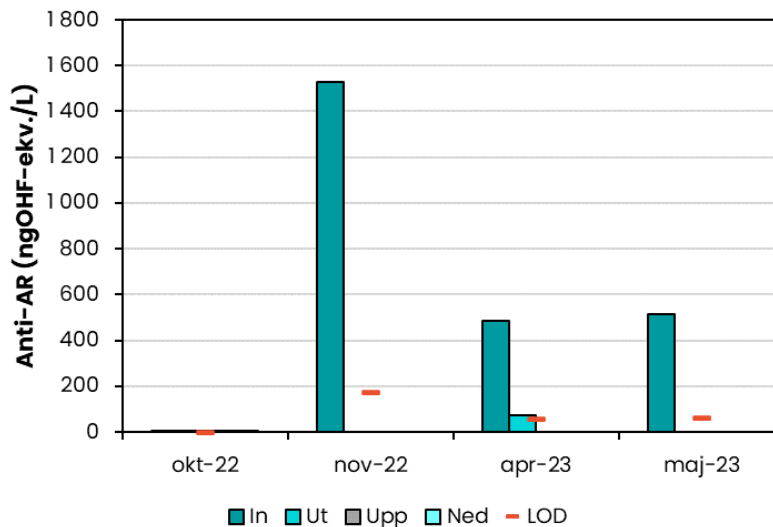
### 6.1.3. Anti-androgen aktivitet

Även anti-androgen aktivitet uppmättes i samtliga inkommande avloppsvattenprov, och i två av fyra prov på utgående renat vatten medan aktivitet endast detekterades i recipienten vid den första provtagningen då detektionsgränsen var ovanligt låg vid analysen (Tabell 2, Figur 3). Reningseffektiviteten var 73% till  $\geq 89\%$  (Tabell 4).

#### 6.1.3.1. Jämförelse med andra mätningar

Anti-androgen aktivitet har detekterats i ca 55 % av prover på inkommande avloppsvatten och ca 50% av prover på utgående renat avloppsvatten i referensdata. Två av fyra prov på inkommande avloppsvatten var nära median i referensdata och ett prov överskred 90-percentilen medan det fjärde var med god marginal lägre än 10-percentilen, variationen i aktivitet var således stor. Uppmätta aktiviteter i det utgående renade avloppsvattnet var under median jämfört med

referensdata. Reningseffektiviteten var något högre än i Holm och Önnby (2022) där den beräknades till  $68 \pm 28$  % (medel  $\pm$  standardavvikelse,  $n = 13$ ).



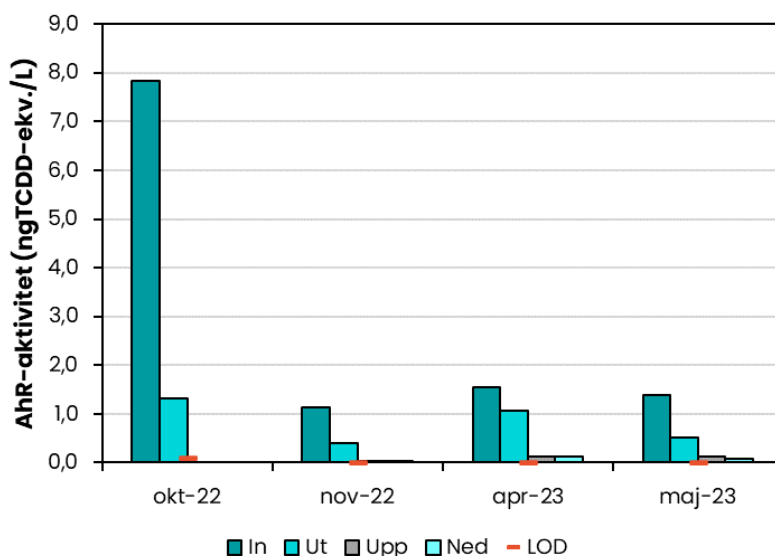
**Figur 3** Anti-androgen aktivitet i inkommande avloppsvatten (In) och utgående renat vatten (Ut) från Käppalaverket samt i provtagna uppströms (Upp) och nedströms (Ned) utsläppspunkten. LOD = limit of detection (detektionsgräns).

## 6.2. AhR-aktivitet

Ah-receptorn har blivit särskilt uppmärksammas för att den aktiveras av många miljöföroreningar, särskilt av tetraklorodibenzodioxin (TCDD), varvid metaboliserande enzym induceras (bl.a. cytokrom P450-enzym). Därav har effekten av AhR-aktivering kommit att kallas metabolisk aktivering. Ah-receptorn har emellertid många olika fysiologiska funktioner och aktiveras av både kroppsegna och främmande kemiska ämnen. Viktiga funktioner där AhR ingår är vid utveckling av olika organsystem och vid reglering av inflammatoriska reaktioner. AhR aktiveras av ett mycket stort antal ämnen, såsom halogenerade organiska miljöföroreningar, polycykliska aromatiska kolväten, vissa pesticider och läkemedel, och naturligt förekommande ämnen som indoler, stilbener och metaboliter av tryprofan.

Samtliga analyserade prov av inkommande och utgående vatten uppvisade AhR-aktivitet samt tre av fyra prov uppströms och nedströms utsläppspunkten (Tabell 2, Figur 4). Reningseffektiviteten i det fullskaliga reningsverket varierade från 31% i april 2023 till 83% i oktober 2022 (Tabell 4). Aktiviteten nedströms var 77-94% lägre än det utgående renade avloppsvattnet. AhR-aktiviteterna uppströms och nedströms visar inget systematiskt mönster, i två fall var aktiviteten högre uppströms än nedströms.





**Figur 4** AhR-aktivitet i inkommande avloppsvatten (In) och utgående renat vatten (Ut) från Käppalaverket samt i prov tagna uppströms (Upp) och nedströms (Ned) utsläppspunkten. LOD = limit of detection (detektionsgräns).

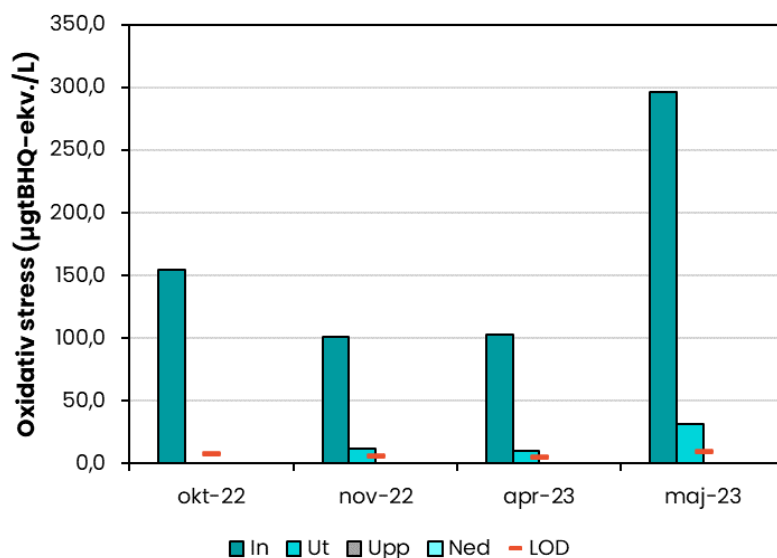
#### 6.2.1. Jämförelse med andra mätningar

AhR-aktivitet är vanligt i avloppsvatten och har detekterats i så gott som alla inkommande och utgående vatten i våra referensdata. Uppmätta aktiviteter i både inkommande och utgående vattnet från Käppalaverket motsvarar ungefär medianvärdet eller lägre jämfört med referensdata. Reningseffektiviteten ligger något i underkant jämfört de avloppsverk som studerades i Holm och Önnby (2022) där borttagningen var  $84 \pm 15$  % (medel  $\pm$  standardavvikelse,  $n = 13$ ). AhR-aktiviteten nedströms i recipienten är förhållandevis låg jämfört med andra avloppsrecipienter och motsvarar ungefär 10-percentilen eller lägre i referensdata.

### 6.3. Oxidativ stress (aktivering av Nrf2)

Många toxiska ämnen, t.ex. organiska miljögifter, pesticider, metaller och naturliga ämnen, kan orsaka oxidativ stress. Oxidativ stress beror på bildning av reaktiva syreradikaler i överskott och obalans i cellernas förmåga att ta hand om dessa. Det är en vanlig mekanism bakom olika typer av toxiska effekter, t ex inflammatoriska effekter, fosterskador och cancer. En viktig faktor som reglerar cellernas försvarssystem vid oxidativ stress är Nrf2 (nuclear transcription factor erythroid 2-related factor 2). Vid induktion av oxidativ stress uppregleras Nrf2, vilket kan användas som markör vid bioanalys av vattenprovers innehåll av ämnen som orsakar oxidativ stress. Nrf2 induceras även av vissa desinfektionsbiprodukter (DBP:er).

Oxidativ stress uppmättes i samtliga prov på det inkommande avloppsvattnet och tre av fyra utgående vattenprov (Figur 5). Reduktionen i Käppalaverket var från 88 % till  $\geq 95$  % (Tabell 4). Ingen oxidativ stress detekterades i recipientproverna, varken uppströms eller nedströms.



**Figur 5** Oxidativ stress i inkommande avloppsvatten (In) och utgående renat vatten (Ut) från Käppalaverket samt i prov tagna uppströms (Upp) och nedströms (Ned) utsläppspunkten. LOD = limit of detection (detektionsgräns).

### 6.3.1. Jämförelse med andra mätningar

Oxidativ stress har detekterats i de flesta avloppsvatten i vår databas, med ca 95 % och ca 85 % detektionsfrekvens respektive i inkommande och utgående vatten från avloppsreningsverk. Det inkommande avloppsvattnet till Käppalaverket är lägre än medianvärdet i referensdata förutom i maj 2023 då provet var något över median. Reningseffektiviteten var i linje med avloppsreningsverken som studerades i Holm och Önnby (2022) där den var  $90 \pm 9\%$  (medel  $\pm$  standardavvikelse,  $n = 13$ ). Uppmätta värden i utgående renat vatten motsvarar i maj 2023 ca median i referensdata och vid de övriga provtagningarna ca 10-percentilen eller lägre.

## 6.4. Genotoxicitet

Genotoxisk effekt uppmättes i tre av fyra prov på inkommande avloppsvatten och i ett prov vardera på utgående renat vatten samt uppströms och nedströms i recipient (Tabell 3). Notera att flertalet prover var cytotoxiska och därmed behövde spädas upp till 4 ggr för att analysen skulle kunna genomföras. Som jämförelse så var samtliga inkommande avloppsvatten i studien av Holm och Önnby genotoxiska ( $n = 13$ ) och även de flesta utgående renade vatten och ca 1/3 av proverna nedströms i recipient.

**Tabell 3** Genotoxisk aktivitet i inkommande avloppsvatten (In) och utgående renat vatten (Ut) från Käppalaverket samt i prov tagna uppströms (Upp) och nedströms (Ned) utsläppspunkten.

	In	Ut	Upp	Ned
Oktober 2022	JA**	JA*	JA*	NEJ
November 2022	JA*	NEJ	NEJ	NEJ
April 2023	JA*	NEJ	NEJ	JA
Maj 2023	NEJ**	NEJ	NEJ	NEJ

\*Cytotoxiskt vid REF50 och REF 25, högsta testade koncentration var REF12,5

\*\* Cytotoxiskt vid REF50, REF 25, REF12,5 och REF6,25 högsta testade koncentration var REF3,125

## 6.5. Reningseffektivitet

En sammanfattning av procentuell borttagning vid den fullskaliga reningen finns i Tabell 4.

**Tabell 4.** Procentuell reduktion från inkommande avloppsvatten till utgående renat vatten vid Käppalaverket. I de fall det inte kunnat uppmätas någon aktivitet i det utgående vattnet har reningseffektiviteten beräknats från detektionsgränsen och anges då med "≥".

	AhR	Nrf2	ER	AR	Anti-AR
Oktober 2022	83%	≥95%	98%	≥99,99%	73%
November 2022	65%	88%	98%	≥99,99%	≥89%
April 2023	31%	90%	99%	≥99,93%	85%
Maj 2023	63%	89%	99%	≥99,94%	≥88%
Medel ± SD	60±19%	90±2%	99±1%	99,96±0,03%	84±6%

## Rapportförfattare

Elin Lavonen, vattenspecialist, doktor i miljöanalys, professor of practice i renvattenteknik

Johan Lundqvist, VD och grundare, docent i molekylär toxikologi

Agneta Oskarsson, senior advisor och grundare, professor em i livsmedelstoxikologi

Detta PM har levererats till Käppalaförbundet 2023-09-29

## Referenser

1. Völker et al. *Systematic Review of Toxicity Removal by Advanced Wastewater Treatment Technologies via Ozonation and Activated Carbon* ES&T, 2019. 53: p. 7215-7233
2. Enault, J., Loret, J.-F., Neale, P. A., de Baat, M. L., Escher, B. I., Belhadj, F., Kools, S. A. E., Pronk, G. J., Leusch, F. D. L. (2023) *How effective are water treatment processes in removing toxic effects of micropollutants? A literature review of effect-based monitoring data.* J Water Health, 21 (2):235-250.
3. COM (2022)540 final. *Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy, Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against standards and deterioration and Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy.*
4. Escher, B.I., van Daele, C., Dutt, M., et al., (2013) *Most oxidative stress response in water samples comes from unknown chemicals: The need for effect-based water quality trigger values.* Environ. Sci. Technol., 47, 7002-7011.
5. Tang, J.Y.M., Buseti, F., Charrois, J.W.A., et al., (2014) *Which chemicals drive biological effects in wastewater and recycled water?* Water Res., 60, 289-299.
6. Neale, P.A., Munz, N.A., Ait-Aissa, S., et al. 2017. *Integrating chemical analysis and bioanalysis to evaluate the contribution of wastewater effluent on the micropollutant burden in small streams.* Sci. Total Environ. 576, 785-795.
7. Tousova, Z., Oswald, P., Slobodnik, J., et al., 2017. *European demonstration program on the effect-based and chemical identification and monitoring of organic pollutants in European surface waters.* Sci. Total Environ. 601-602, 1849-1868.
8. B. Escher, et al. *Bioanalytical Tools in Water Quality Assessment* (2<sup>nd</sup> ed.) IWA Publishing, 2021. <https://doi.org/10.2166/9781789061987>

9. Lundqvist et al. *In vitro bioanalytical evaluation of removal efficiency for bioactive chemicals in Swedish wastewater treatment plants* Scientific Reports, 2019. 9:7166.
10. Golovko et al. *Assessing the cumulative pressure of micropollutants in Swedish wastewater effluents and recipient water systems using integrated toxicological and chemical methods.* Rapport till Naturvårdsverket, 2020. NV-03301-18.
11. Holm, G. och Önnby, L., 2022 *Effektbaserade analyser för att utvärdera reningseffektivitet och miljörisker i avloppsvatten.* [https://www.svenskvatten.se/globalassets/avlopp-och-miljo/reningsverk-och-reningsprocesser/bestallargrupp/rapport\\_effektbaserad-analys\\_221107.pdf](https://www.svenskvatten.se/globalassets/avlopp-och-miljo/reningsverk-och-reningsprocesser/bestallargrupp/rapport_effektbaserad-analys_221107.pdf)
12. Petra Y. Kunz et al. *In vitro bioassays to screen for endocrine active pharmaceuticals in surface and waste waters* Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis, 2015. 106: p. 107-115