

# RENING FRÅN ORGANISKA MIKROFÖRORENINGAR

Kartläggning, miljöpåverkan och åtgärdsförslag på ett urval av avloppsreningsverk i inlandet

---

2023-10-26 Slutversion



Författare: Linus Karlsson, Linda Önnby, Erland Björklund & Gunnar Thorsén (IVL Svenska Miljöinstitutet)

Projektledare VA SYD: Jakub Kocanda

## Förord

Detta projekt initierades under våren 2022 efter en dialog mellan VA SYD och IVL Svenska Miljöinstitutet. Projektet startade under hösten samma år och har sedan dess involverat ett stort antal personer som bidragit med sin tid, kunskap och inte minst engagemang. Projektet har utgått från provtagning av organiska mikroföroreningar och i samband med provtagningen har många personer engagerat sig. Utöver provtagning har VA SYD:s personal bistått med platsbesök och processgenomgång av avloppsreningsverken, processdata, deltagande och värdefull input under workshops, samt analyser av näringsämnen och COD. Från projektledningens sida vill vi rikta ett stort tack till alla de kunniga, positiva och engagerade personer som har deltagit.

Fatima Khanum, Kerstin Hoyer, Magnus Lindén, Maria Mases, Michael Kjellberg, Naima Forså, Nermina Zaimovic, Ola Ahlberg, Susanna Skog, Zubaida Kaleh, Åsa Andersson, Disa Sandström, Eva Dalentoft, Maria Thulin, Ellen Edefell och Tove Johansson. Utöver dessa personer finns det fler personer som har engagerat sig i projektet och som vi också vill tacka, men som inte nämns vid namn. Vi riktar även ett tack till administrationen på IVL som har hjälpt till med logistik samt IVL:s laboratorium som har analyserat samtliga vattenprov och dessutom svarat på mängder av frågor angående spårämnesanalys från projektgruppen.

Linus Karlsson & Jakub Kocanda

Malmö 26 oktober

För frågor om projektet eller tillhörande rapport hänvisar vi er till att maila:

[kund@vasyd.se](mailto:kund@vasyd.se)

Och/eller:

[Linus.karlsson@ivl.se](mailto:Linus.karlsson@ivl.se)

Denna publikation har rapportnummer: U6783 i IVL:s system.

## Innehållsförteckning

1.	Bakgrund.....	1
1.1	Varför behövs en kartläggning? .....	1
1.2	Syfte och mål .....	2
1.3	Avgränsningar.....	2
1.4	Finansiering och organisation .....	2
1.5	Rapportupplägg och läshänvisning.....	3
2.	Angränsande arbete .....	4
3.	Metodik.....	6
3.1	Initialt urval av avloppsreningsverk.....	6
3.2	Provtagning .....	7
3.3	Kemisk analys .....	9
3.4	Databehandling och beräkningar .....	10
3.5	Bedömning miljöpåverkan .....	10
3.6	Tekniska lösningar för rening från organiska mikroföroreningar.....	16
3.7	Vilka insatser är lämpliga?.....	19
3.8	Dimensionering .....	20
3.9	Kostnadsbedömning.....	23
3.10	Miljöpåverkan.....	25
4.	Flöden under provtagning .....	27
5.	Källby avloppsreningsverk .....	29
5.1	Dimensionerande förutsättningar.....	29
5.2	Befintlig process .....	29
5.3	Recipienten.....	32
5.4	Provtagning inom projektet .....	32
5.5	Miljöpåverkan i recipienten .....	33
5.6	Åtgärder för att reducera miljöpåverkan .....	37
5.7	Konceptuell beskrivning och dimensionering av ett reningssteg.....	39
5.8	Halter före och efter dammar .....	41
6.	Ellinge avloppsreningsverk .....	43
6.1	Dimensionerande förutsättningar.....	43
6.2	Recipienten.....	46
6.3	Provtagning inom projektet .....	47
6.4	Miljöpåverkan i recipienten .....	47
6.5	Åtgärder för att reducera miljöpåverkan .....	49

6.6	Konceptuell beskrivning och dimensionering av ett reningssteg.....	51
7.	Södra Sandby avloppsreningsverk.....	54
7.1	Dimensionerande förutsättningar.....	54
7.2	Recipienten.....	56
7.3	Provtagning inom projektet .....	57
7.4	Miljöpåverkan i recipienten .....	58
7.5	Åtgärder för att reducera miljöpåverkan .....	60
7.6	Konceptuell beskrivning och dimensionering av ett reningssteg.....	62
7.7	Halter före och efter dammar .....	63
8.	Stehag avloppsreningsverk.....	65
8.1	Dimensionerande förutsättningar.....	65
8.2	Recipienten.....	66
8.3	Provtagning inom projektet .....	67
8.4	Miljöpåverkan i recipienten .....	68
8.5	Åtgärder för att reducera miljöpåverkan .....	69
8.6	Konceptuell beskrivning och dimensionering av ett reningssteg.....	71
9.	Torna Hällestads avloppsreningsverk.....	73
9.1	Dimensionerande förutsättningar.....	73
9.2	Recipienten.....	74
9.3	Provtagning inom projektet .....	74
9.4	Miljöpåverkan i recipienten .....	75
9.5	Åtgärder för att reducera miljöpåverkan .....	76
9.6	Konceptuell beskrivning och dimensionering av ett reningssteg.....	77
10.	Samlad bedömning.....	80
11.	Referenslista .....	82
12.	Appendix 1.....	84
13.	Appendix 2.....	85
	Hormoner och hormonpåverkan .....	85
	Läkemedel.....	85
	Fenoler .....	86
	PFAS-ämnen .....	86

## **Bilagor**

- Bilaga 1. Bearbetade provtagningsresultat för avloppsreningsverken
- Bilaga 2. Bearbetade provtagningsresultat för recipienterna
- Bilaga 3. Genomförda analyser
- Bilaga 4. Provtagningspunkter recipient
- Bilaga 5. Sammanställning av analyser på COD, N-Tot, och P-Tot

## Sammanfattning

Organiska mikroföroreningar som släpps ut med renat avloppsvatten kan ha en negativ påverkan på miljö och människors hälsa. I detta projekt har påverkan bedömts från fem av VA SYD:s avloppsreningsverk på sina respektive recipienter avseende mikroföroreningar. För denna bedömning har halter analyserats av läkemedel, hormoner, östrogena effekter, fenoler och PFAS i inkommande och utgående avloppsvatten, samt uppströms och nedströms avloppsreningsverket i recipienten. Provtagningen har gjorts vid fyra tillfällen utspritt över ett år för att fånga variationer som beror på årstiderna.

För de ämnen som har analyserats har uppmätta och beräknade halter i recipienterna jämförts med effekthalter, d v s de halter som med tillgänglig kunskap om toxicitet kan anses säkra för miljön och människors hälsa. Några av dessa halter finns upptagna i vattenförvaltningsarbetet som gränsvärden och bedömningsgrunder. För andra ämnen finns så kallade Predicted No Effect Concentration (PNEC). I de recipienter där koncentrationen överskrider effekthalten har en bedömning gjorts om överskridandet beror på utsläpp från avloppsreningsverket. Om det är så att utsläpp av renat avloppsvatten resulterar i att effekthalter överskrids har åtgärder föreslagits som minskar miljöpåverkan, d v s resulterar i att effekthalterna underskrids. Dessa åtgärder kan ske uppström i avloppsreningsverkets upptagningsområde, genom förändringar i befintlig process, eller med installation av reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar såsom ozonering eller filtrering genom aktivt kol. För de tekniska åtgärderna har kostnader för investering och drift bedömts samt klimatpåverkan beräknats.

I tre av recipienterna, Höje å, Bråån och Sularpsbäcken, överskrider uppmätta halter av flera ämnen effekthalterna. Orsaken till detta är utsläpp av renat avloppsvatten från Källby, Ellinge respektive Södra Sandbys avloppsreningsverk. För att underskrida effekthalterna i Höje å och Bråån behöver Källby och Ellinge avloppsreningsverk byggas ut med reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar. För Höje å behövs det även åtgärder för att minska belastningen uppström för att samtliga effekthalter ska underskridas i recipient. Sådana åtgärder kan vara att minska utsläppen av organiska mikroföroreningar från Staffanstorps avloppsreningsverk. Både Källby och Ellinge avloppsreningsverk omfattas också av krav på reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar enligt förslaget till nytt avloppsdirektiv. Om förslaget träder i kraft behöver dessa två avloppsreningsverk vara ombyggda till 2035. Det pågår dock en politisk process gällande Källbys framtid, om det ska fortsätta drivas och byggas ut eller om det ska läggas ner och avloppsvattnet överförs till Sjölanda ARV. Det som redovisas i denna rapport gäller i scenariot om Källby ARV skulle fortsätta sin verksamhet. För att underskrida effekthalterna i Sularpsbäcken är det lämpligt att flytta Södra Sandbys utsläppspunkt till Kävlingeån. Med Kävlingeån som recipient bedöms att inget av de ämnen som har analyserats kommer återfinnas i en koncentration över respektive effekthalt. Detta gäller även för ett framtida scenario strax efter 2030. För Södra Sandby avloppsreningsverk finns en sådan utloppsledning och den planeras att tas i bruk i samband med ombyggnation av reningsverket.

I Blegelsbäcken, som är recipient till Stehag avloppsreningsverk, återfinns två läkemedel, ett hormon och den östrogena effekten i koncentrationer över respektive effekthalt. Om åtgärder hade genomförts på avloppsreningsverket hade halterna av de utpekade ämnen kunnat reduceras i recipienten. Utifrån att påverkansområdet är begränsat till en mindre bäck som inte är klassad som vattenförekomst bör VA SYD inte prioritera insatser på Stehags avloppsreningsverk för att minska påverkan i Blegelsbäcken. I Silvåkrabäcken finns det en indikation på att halterna av hormoner kan överskrida effekthalterna. Med samma resonemang som för Stehags avloppsreningsverk bör heller

inte åtgärder prioriteras på Torna Hällestads avloppsreningsverk för att minska påverkan på Silvåkrabäcken.

För Källby avloppsreningsverk har ett förslag på ett reningssteg för att avskilja organiska mikroföroreningar tagits fram som ska kunna hantera den prognosticerade belastningen år 2040. Eftersom Höje å är en liten recipient i relation till de verksamheter som belastar den, behöver avloppsreningsverket byggas ut med ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar. Föreslagen tekniklösning är en kombinationsprocess med ozonering följt av filtrering genom aktivt kol. Anläggningen dimensioneras för att behandla hela det flöde som behandlas biologiskt på avloppsreningsverket. På Ellinge avloppsreningsverk behövs även där en rening från organiska mikroföroreningar med ozonering kombinerat med aktivt kol, även om denna process kan dimensioneras för att behandla en mindre andel av årsflödet på avloppsreningsverket jämfört med för Källby avloppsreningsverk.

De investeringar som bedöms behövas för att minska påverkan på recipienterna är kostsamma och tar tid att genomföra. Det pågår också ett flertal juridiska processer, på EU-nivå och nationellt, som kan påverka val av teknik och design av reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar. För att kunna förhålla sig till dessa juridiska processer och för att kunna bygga så kostnadseffektiva anläggningar som möjligt är en handlingsplan för vidare arbete med mikroföroreningar en väg framåt. Resultatet från detta projekt kan användas som ett första steg i prioriteringen av insatser och för att ge en uppfattning över vilka konsekvenser ett mål får för respektive avloppsreningsverk. Utöver resultatet i denna rapport bör VA SYD inkludera Klagshamns och Sjölunda avloppsreningsverk i arbetet med en handlingsplan med tanke på att dessa skulle kunna få krav i ett nytt avloppsdirektiv från EU.

## Ordlista och förkortningar

AMES-test	Laborativt test för att påvisa om ett prov eller ämne är mutagent och således cancerframkallande.
BV	Bäddvolymeter. Ett mått på drifttid av ett GAK-filter. Antalet bäddvolymeter anger hur mycket vatten som filtreras, angivet i antal filtervolymeter.
DOC	Dissolved Organic Carbon.
EBT	Effect based trigger values: Den uppmätta halten i en effektbaserad analys som definierar huruvida en påverkan är acceptabel eller inte.
ECHA	Europeiska kemikaliemyndigheten.
EFSA	Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet
Effektbaserad analys	En laborativ analys där den sammanlagda effekten av en mängd ämnen testas t ex för östrogen påverkan. Kan jämföras med en riktad analys där koncentrationen av ett enskilt ämne kvantifieras.
HaV	Havs- och vattenmyndigheten.
GAK	Granulerat aktivt kol.
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration: Den lägsta koncentrationen av ett ämne som ger en toxisk effekt på valda testorganismer i en toxikologisk studie.
MBBR	Moving Bed Biofilm Reactor - ett biologiskt reningssteg där mikroorganismerna växer på bärare av plast.
NOEC	No Observed Effect Concentration: Den högsta koncentrationen av ett ämne som inte ger en toxisk effekt på valda testorganismer i en toxikologisk studie.
pe	Personekvivalenter, ett mått på hur mycket organiskt material som belastar ett avloppsreningsverk. En Ppe motsvarar 70 g BOD <sub>7</sub> /dag.
PNEC	Predicted No Effect Concentration: Den högsta koncentrationen av ett ämne som utifrån tillgängliga toxikologiska studier och specificerad säkerhetsfaktor inte anses kunna orsaka en negativ recipientpåverkan.
S-Hype	Hydrologisk modell framtagen av SMHI.
SFÄ	Särskilt Förorenande Ämnen – används nationellt för klassificering av den ekologiska statusen.
VISS	Vatteninformationssystem Sverige – en databas över status och klassning av Sveriges större sjöar, vattendrag, grundvatten och kustvatten.





# 1. Bakgrund

Rening av avloppsvatten från organiska mikroföroreningar är ett område som blivit allt viktigare de senaste tjugo åren och arbete pågår kring frågorna i stora delar av Europa. Några länder som kan nämnas med olika aktiviteter inom området är Tyskland, Belgien, Holland och Schweiz, där alla har sina unika förutsättningar. Schweiz har sedan 2016 valt att gå sin egen väg och är det enda landet i Europa som hittills fått ett regelverk för rening av avloppsvatten från organiska mikroföroreningar. Som icke-EU-land åtgärdar de förekomsten av organiska mikroföroreningar i avloppsvatten, vilket skedde i samband med att ett stort forskningsprojekt initierades: Strategy Micropoll (Micropollutants, 2023). Den schweiziska lagstiftningen innebär att drygt 130 avloppsreningsverk (omfattar 70 % av landets befolkning) ska uppgraderas med ett nytt reningssteg vars syfte är att avskilja organiska mikroföroreningar. Ett sådant reningssteg benämns ofta som "avancerad rening" eller "kvartär rening". Satsningen har som målsättning att vara genomförd inom en 25-årsperiod.

I Tyskland har man också installerat reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar på flera avloppsreningsverk. Motiven är framför allt att skydda dricksvattenkällor och känsliga recipienter med låg utspädning. I Sverige har vi påbörjat resan och Linköping blev det första avloppsreningsverket med att införa ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar. Sedan dess har en handfull mindre avloppsreningsverk kompletterats med reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar och ett stort antal förstudier och pilottester har genomförts på svenska avloppsreningsverk med finansiering från Naturvårdsverket. Utbyggnaden av reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar kan komma att ta fart även i Sverige då EU-kommissionen under 2022 presenterade ett förslag på ett nytt avloppsdirektiv samt en uppdatering av direktivet för prioriterade ämnen, d v s bedömningsgrunden för kemisk status i en recipient. Båda dessa förslag förhandlas i skrivandets stund och skulle i sina ursprungsutförande resultera i en kraftig utbyggnad av rening från organiska mikroföroreningar på svenska avloppsreningsverk.

## 1.1 Varför behövs en kartläggning?

VA SYD är ett kommunalförbund som producerar dricksvatten och behandlar avloppsvatten i sydvästra Skåne. Totalt driver organisationen 16 avloppsreningsverk som tar emot spillvatten från mer än en halv miljon människor. I linje med aktuell forskning, implementering av reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar utomlands i framför allt Schweiz och Tyskland, och eventuell kommande lagstiftning, ser VA SYD ett potentiellt behov av rening från organiska mikroföroreningar för att skydda känsliga recipienter. VA SYD har därför arbetat aktivt med frågan de senaste åren och bland annat genomfört förstudier för utbyggnad av reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar på två av organisationens större avloppsreningsverk, nämligen Klagshamns och Sjölundas avloppsreningsverk. Dessa förstudier visade att implementering av rening från organiska mikroföroreningar är kostsamt och leder till en ökad förbrukning av insatsvaror. Därför bör rening från organiska mikroföroreningar installeras där behovet är som störst, vilket inte alltid sammanfaller med avloppsreningsverkets storlek, utan recipientens känslighet. De tidigare förstudierna har fokuserat på avloppsreningsverk med kustrecipienter och denna kartläggning fokuserar därför på avloppsreningsverk med recipienter i inlandet där utspädningen av renat avloppsvatten är liten. Med detta kompletterande underlag kommer VA SYD att ha bättre möjlighet att prioritera framtida investeringar i rening från organiska mikroföroreningar.

## 1.2 Syfte och mål

Denna förstudie syftar till att ta fram ett kunskapsunderlag som visar var framtida insatser för att minska påverkan av organiska mikroföroreningar bör göras för att uppnå största miljönytta. Förstudien kommer uppnå detta syfte genom att nå följande mål:

- Ta fram en kartläggning av belastning och reningseffektivitet av läkemedel och andra organiska mikroföroreningar på fem av VA SYD:s avloppsreningsverk. Detta görs genom provtagning på inkommande och utgående avloppsvatten, samt provtagning uppströms och nedströms avloppsreningsverken i respektive recipient.
- Ta fram en bedömning av recipientpåverkan i mottagande recipienter från utsläpp av läkemedel och andra organiska mikroföroreningar och identifiera målsubstanter för respektive avloppsreningsverk som en rening från organiska mikroföroreningar eller andra åtgärder bör fokusera på. Denna bedömning inkluderar även ett scenario med framtida belastning.
- Beskriva förutsättningar och risker med rening från organiska mikroföroreningar på anläggningarna genom att kartlägga vattenmatrisen och aktuell reningsprocess.
- Ta fram initiala konceptförslag och göra en översiktlig kostnadsbedömning av reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar. Även klimatavtryck från drift av föreslagna processer beräknas.
- Utifrån ovan underlag sammanfatta de frågeställningar som en eventuell organisationsövergripande strategi bör fokusera på.

## 1.3 Avgränsningar

I detta projekt har endast de organiska mikroföroreningar som föreslås analyseras i projekt finansierade av Naturvårdsverket inkluderats med ett undantag, AMES-test. AMES-test har utgått då denna effektbaserade analys är svårtolkad och främst är användbar om det redan finns ett reningssteg som kan framkalla mutagenicitet, som till exempel ozonering.

Miljöbedömningen har baserats på tillgängliga PNEC och utgår från halter av mikroföroreningar i recipienten. Vissa av dessa PNEC kan diskuteras då litteraturen ger en spretig bild över vad som kan anses vara säkra koncentrationer av ett ämne i en recipient. I detta projekt inte någon djupare granskning gjorts av PNEC och bakomliggande toxikologiska studier. Metodiken i miljöbedömningen utgår från vattenförvaltningsarbete med klassning av ekologisk och kemisk status och miljökvalitetsnormen, men följer inte denna stringent. T ex använder detta projekt PNEC som inte har samma juridiska tyngd som miljökvalitetsnormer. Det är därför inte säkert att föreslagna åtgärder skulle kunna bli juridiskt tvingande.

De åtgärdsförslag som har tagits fram i projektet presenteras på en konceptuell nivå och därför har ingen teknisk projektering genomförts. Detta innebär att tillhörande kostnader är beräknade med schablonvärden som således inte är anpassade efter anläggningsspecifika förutsättningar. Det har heller inte genomförts några analyser på slam och således avgränsas projektet till att endast inkludera recipientpåverkan från utsläpp av renat avloppsvatten.

## 1.4 Finansiering och organisation

Detta projekt är delfinansierat av dels Naturvårdsverket, med bidrag enligt förordningen (2018:495) om bidrag för rening av avloppsvatten från läkemedelsrester, och dels VA SYD. Från VA SYD har Disa Sandström och senare Jakub Kocanda projektlett. Utöver projektledning har driftpersonal på

reningsverken, laboratoriepersonal, process- och miljöingenjörer, utredare och berörda chefer deltagit i projektet med stort engagemang. Provtagning på avloppsreningsverken har genomförts av VA SYD:s processingenjörer och drifttekniker. Analys av standardparametrarna totalfosfor, totalkväve och COD utfördes av VA SYD:s egna laboratoriet. Provtagning i recipienterna har genomförts av Birgitta Bengtsson på Ekologigruppen i Lund. Ekologigruppen har även bidragit med god lokalkännedom och kunskap om tidigare arbete i de aktuella recipienterna. Planering av projektet, analys av organiska mikroföroreningar och databehandling, samt framtagande av åtgärdsförslag har genomförts av IVL Svenska Miljöinstitutet. Linus Karlsson har projektlett från IVL:s sida och stöttats av Linda Önnby och Erland Björklund. Interngranskning inom IVL har genomförts av Christian Baresel och Linda Kanders.

## 1.5 Rapportupplägg och läshänvisning

I kapitel 2 presenteras angränsande arbete som kompletterar detta projekt, vilket följs av kapitel 3 där projektmetodiken går igenom. Metodikkapitlet är omfattande och kan läsas översiktligt, förutom avsnitten om lämpliga åtgärder, kostnadsbedömning och recipientbedömning. Efter metodikavsnittet presenteras respektive avloppsreningsverk i ett eget kapitel med förutsättningar för rening av organiska mikroföroreningar och provtagning samt resultat från projektet avseende miljöpåverkan från mikroföroreningar och åtgärdsförslag. I det sista kapitlet ges en sammanställning av miljöpåverkan från mikroföroreningar och åtgärdsförslag för organisationen.

Alla bearbetade provtagningsdata presenteras i Bilaga 1 och 2. Vilka analyser som har genomförts har sammanställts i Bilaga 3. Provtagningspunkter och utsläppspunkter för respektive avloppsreningsverk visas i Bilaga 4. I Bilaga 5 visas halter av näringsämnen och COD i uttaget provvatten på avloppsreningsverken.

I rapporten används formuleringar såsom ”teknikval för avskiljning av organiska mikroföroreningar” när det syftas på tekniker med syfte att avskilja organiska mikroföroreningar såsom ozonering eller kolfilter. I andra rapporter och lagstiftning kan sådana reningssteg benämnas med termerna ”avancerad rening” eller ”kvartär rening”.

## 2. Angränsande arbete

Ett flertal studier har tidigare genomförts med liknande syften som detta projekt. Dessa har genomförts oberoende av detta projekt men sammanfattas här för att läsaren enkelt ska kunna få en överblick. I studierna har många olika organiska mikroföroreningar inkluderats. I detta kapitel presenteras främst halter av diklofenak som exempel. Diklofenak har valts ut då detta ämne vanligen analyseras, har en bedömningsgrund för klassning av ekologisk status och ofta återfinns i koncentrationer i paritet med bedömningsgrunden. Utöver diklofenak kan det finnas andra ämnen i studierna som bedöms orsaka en negativ miljöpåverkan.

Länsstyrelsen Skåne tillsammans med Region Skåne och Högskolan Kristianstad genomförde under 2020 en kartläggning av behovet av rening från mikroföroreningar i Skåne (Pirzadeh et al., 2021). I projektet provtogs ett antal lokaler i recipienter i Skåne varav två även ingår i detta projekt. Gemensamma recipienter är de som tillhör Eslövs (Ellinge) och Södra Sandbys avloppsreningsverk. I projektet riskbedömdes avloppsreningsverken utifrån storlek och utspädning av avloppsvatten under lågflöden. Provtagning genomfördes vid fyra tillfällen under ett år på utgående avloppsvatten, samt uppströms och nedströms i respektive recipient. När projektet som avrapporteras med denna rapport initierades hade resultaten från Pirzadeh et al. (2021) inte publicerats.

Under sommaren 2023 kom en fortsättning på arbetet i Pirzadeh et al. (2021). I Lindbäck et al. (2023) gjordes en fortsatt undersökning av avloppsreningsverken. I den undersökningen finns Ellinge och Södra Sandby avloppsreningsverk med och även Staffanstorps avloppsreningsverk, som ligger uppströms Källby avloppsreningsverk.

Inom projektet RESVAV, *Reduktion av svårnedbrytbara föroreningar i avloppsvatten*, har avloppsvatten från ett flertal avloppsreningsverk ozonerats i syfte att bedöma avskiljningen av mikroföroreningar vid olika ozondoser. VA SYD har deltagit i projektet genom att upplåta två av sina avloppsreningsverk (Ellinge och Källby) till pilottester för kartläggning av inkommande och utgående halter av läkemedel. Analyserna i projektet genomfördes av IVL Svenska Miljöinstitutet (Ekblad et al., 2015).

Påverkan från mikroföroreningar på recipienten till Källby avloppsreningsverk har studerats under lång tid. Redan 2005 publicerade Bendz et al. (2005) en studie över hur mikroföroreningar bryts ner på Källby avloppsreningsverk och sprids i recipienten. Provtogs på inkommande och utgående avloppsvatten samt mellan dammarna och på flera ställen nedströms och uppströms i Höje å. Provtagningen i projektet genomfördes redan på hösten 2002. Inkommande och utgående halter uppgick till 160 respektive 120 ng/l för diklofenak. Halten av diklofenak 283 m nedströms avloppsreningsverket uppgick till 120 ng/l.

Under 2012–2013 genomförde Sweco en nationell kartläggning av 15 ämnen som då föreslagits att tas upp som prioriterade. I regel provtogs platser nedströms avloppsreningsverken med stickprov eller passivprovtagare. Höje å och Eslövsbäcken provtogs i projektet nedströms och uppströms avloppsreningsverken. Halten diklofenak nedströms avloppsreningsverket uppgick till 138 och 151 ng/l vid de två provtagningstillfällena (Törneman et al., 2014). Under 2022–2023 har även VA SYD genomfört omfattande provtagning i Höje å som underlag till en recipientbedömning. Analyserna av vatten har genomförts av Eurofins och innefattat ett stort antal läkemedel.

På Ellinge avloppsreningsverk har VA SYD installerat en vattenkiosk för försäljning av återvunnet vatten. Ozonering används för att desinficera det reade avloppsvattnet och i samband med detta

teknikval har provtagning genomförts på avloppsreningsverket för att kunna bedöma om vattnet är lämpligt att ozonera.

VA SYD har tidigare genomfört ambitiösa och omfattande utredningar för behov av rening från mikroföroreningar på Klagshamn och Sjölunda avloppsreningsverk. Dessa har innefattat provtagning och analys av mikroföroreningar på renat avloppsvatten samt i recipienten. Eftersom det rör sig om kustverk har även hydrauliska modeller använts för att bedöma utspädningen.

Utöver utredningar för rening från organiska mikroföroreningar står VA SYD inför större ombyggnationer av ett flertal avloppsreningsverk. En större ombyggnation av Sjölunda avloppsreningsverk är i gång, Källbys avloppsreningsverks framtid står inför ett politiskt beslut, Södra Sandby avloppsreningsverk ska byggas om och processval utreds för tillfället och för Klagshamns avloppsreningsverk är en processutredning pågående men pausad.

## 3. Metodik

### 3.1 Initialt urval av avloppsreningsverk

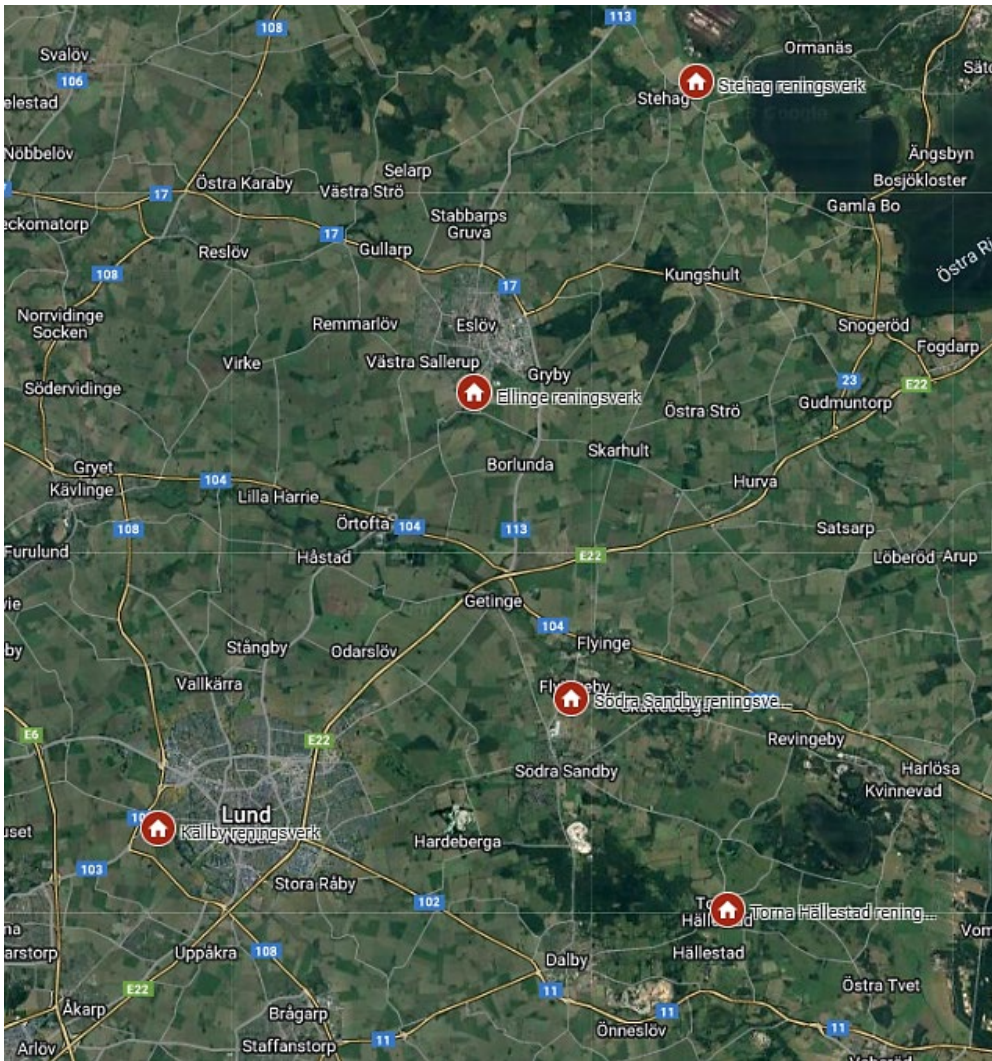
I tidigare studier om belastning av mikroföroreningar på VA SYD:s avloppsreningsverk och recipientpåverkan har fokus legat på organisationens två större avloppsreningsverk med kustrecipienter. Detta projekt har i stället fokuserat på avloppsreningsverken med inlandsrecipienter. Generellt kan miljöpåverkan vara betydande för utsläppet till inlandsrecipienter, då utspädningen av avloppsvatten ofta är begränsad i mindre bäckar och sjöar. Projektet har inkluderat de avloppsreningsverk där utspädningen av renat avloppsvatten i recipienten är liten. Som tumregel inkluderades avloppsreningsverk med en spädningfaktor under 100. Avloppsreningsverk som släpper till skyddsvärda områden såsom naturreservat har också tagits med. Urvalsprocessen resulterade i att avloppsreningsverken i Eslöv, Lund, Södra Sandby, Stehag och Torna Hällestad inkluderades. Dessa presenteras i Tabell 1 med tillståndsgiven och faktiskt belastning under 2022. Notera att flera avloppsreningsverk har gamla tillstånd där tillåten belastning inte anges. I Figur 1 kan avloppsreningsverkens lokalisering i Skåne ses.

Tabell 1. Tillståndsgiven och faktiskt belastning år 2022 på de avloppsreningsverk som har ingått i detta projekt.

Avloppsreningsverk	Recipient	Tillståndsgiven belastning (pe)	Faktiskt belastning 2020 (pe)
Ellinge avloppsreningsverk	Inlandsvatten	330 000	110 000
Källby avloppsreningsverk	Inlandsvatten	120 000	90 000
Södra Sandby avloppsreningsverk	Inlandsvatten	7 900	5 100
Stehag avloppsreningsverk*	Inlandsvatten	1 000	1 100
Torna Hällestad avloppsreningsverk*	Inlandsvatten	800	400

\* Stehag och Torna Hällestads avloppsreningsverk omfattas av anmälningsplikt och således inget tillstånd.





Figur 1. Lokalisering av de avloppsreningsverk i VA SYD:s regi som har ingått i projektet.

## 3.2 Provtagning

### 3.2.1 Provtagning i recipient

Generellt så har befintliga övervakningsstationer som finns listade i VISS för respektive vattenförekomst använts för recipientprovtagningen. I de fall där övervakningsstationerna låg långt nedströms avloppsreningsverken, eller långt från utsläppspunkterna i havsrecipienterna, användes provtagningslokaler närmare utsläppspunkten. Detta för att tillkommande biflöden inte ska påverka bedömningen av avloppsreningsverkets recipientpåverkan. Om det tillkommer biflöden mellan avloppsreningsverket och provtagningslokalen finns det en risk att andra föroreningskällor inkluderas i avloppsreningsverkets påverkan, vilket kan leda till att felaktiga åtgärdsförslag tas fram. En ökad utspädning från biflöden kan även leda till att halter av vissa läkemedelsrester hamnar under detektions- och kvantifieringsgränsen, vilket resulterar i att bedömningsunderlaget blir svårare att tolka för de ämnen där PNEC (Predicted No Effect Concentration) ligger nära detektionsgränserna.

I de fall där övervakningsstationerna bedömdes ligga för långt bort togs prov relativt nära avloppsreningsverket, men minst 50 meter nedströms utsläppspunkten i en lokal med god omblandning. I ett par recipienter valdes lokalen ut av logistiska skäl, t ex där en vägbro korsade



vattendraget vilket förenklade provtagningen. När övervakningsstationer användes har ingen skillnad gjorts över om stationerna är operativa, d v s används för statusklassning av recipienten, eller för kontrollerande övervakning.

Provtagningslokaler för respektive avloppsreningsverk presenteras i bilaga 4 och en motivering till hur provtagningsförfarandet har utformats finns för respektive avloppsreningsverk.

Förhållandena under provtagningen noterades i fält gällande eventuella synbara strömningsförhållanden och avvikelser.

För ett par av avloppsreningsverken misstänktes att andra föroreningskällor också belastade recipienten. För dessa togs ett prov även uppströms vid ett par av provtagningsstillfällena och analyser på misstänkta föroreningar genomfördes.

### 3.2.2. Provtagning av avloppsvatten

I detta projekt har analys av organiska mikroföroreningar genomförts. Initialt planerades även en provtagning för att karakterisera vattenmatrisen, t ex vad gäller halter av bromid, krom och partiklar, men på grund av tidsbrist utgick denna provtagning och projektet har i stället förlitat sig på historiska data.

Totalt sett samlades det in fyra prover under olika årstider från respektive avloppsreningsverk för analys av mikroföroreningar, se Tabell 2 för detaljer om när provtagningen har skett. Provtagning på avloppsreningsverken gjordes med flödesproportionerliga samlingsprov över en vecka eller en tredagarsperiod med något undantag där prov förlorades eller provtagare inte fungerade under hela perioden. Uttag av prov gjordes i ordinarie provpunkter för inkommande och utgående avloppsvatten. På Södra Sandby och Källby togs även prov mellan kemsteget och dammarna. Eventuella driftstörningar och flöde noterades under provtagningsveckorna. På Ellinge togs även ett prov på inkommande industriavlopp under första tillfället.

På det provvatten som har analyserats för mikroföroreningar har även analyser för COD, Tot-N och Tot-P genomförts. Syftet med dessa kompletterande analyser är att kunna bedöma om reningsprocessen på avloppsreningsverket har fungerat under provtagningen av mikroföroreningar. Resultaten presenteras i bilaga 5 och en kort bedömning finns i kapitlen för respektive avloppsreningsverk.

**Tabell 2. Sammanfattning av när provtagningen har skett på de 5 avloppsreningsverk som har ingått i projektet, samt när provtagning i tillhörande recipienter har genomförts.**

	Provtagning 1		Provtagning 2		Provtagning 3		Provtagning 4	
	När	Typ av prov	När	Typ av prov	När	Typ av prov	När	Typ av prov
Avloppsreningsverk	v.47 2022	Flödesprop veckoprov på Ellinge och Källby. Tredygnsprov på Sandby, Torna Hällestad och Stehag.	v.6 2023	Flödesprop veckoprov på Ellinge och Källby. Tredygnsprov på Sandby, Torna Hällestad och Stehag.	v.16 2023	Flödesprop veckoprov på Ellinge och Källby. Tredygnsprov på Sandby, Torna Hällestad och Stehag.	v.24 2023	Flödesprop veckoprov på Källby. Fyrdygnsprov på Ellinge. Tredygnsprov på Sandby och Torna Hällestad. Dygnsprov på Stehag.
Recipient	23/11- 2022	Stickprov	8/2- 2023	Stickprov	19/4- 2023	Stickprov	14/6- 2023	Stickprov

## 3.3 Kemisk analys

### 3.3.1 Analys av organiska mikroföroreningar

Analys av organiska mikroföroreningar (främst läkemedelssubstanser) genomfördes på IVL:s laboratorium i Stockholm. Totalt 24 ämnen ingick i analysen och listas i Appendix 1. Utöver läkemedelssubstanserna har även analys av fenoler (bisfenol A, nonylfenol, oktylfenol), hormoner (östron, östradiol, etinylöstradiol) och per- och polyfluorerade alkylsyror (PFAS) ingått i form av summaparametern PFAS11. Kort sammanfattat har proverna för läkemedel, hormoner och PFAS upparbetats med fastfasextraktion och proverna för fenoler med vätske-vätskeextraktion. Därefter har proverna analyserats med högupplösande vätskekromatografi (HPLC) följt av tandem masspektrometri (MS/MS).

### 3.3.2 Analys av östrogena effekter

Med hjälp av cellbaserade tester kan även östrogena effekter (t ex härrörande från ämnen med östrogen effekt) kvantifieras i vatten. För detta ändamål finns det tester som är baserade på humana celler och jästceller och dessa diskuteras flitigt i litteraturen (Robitaille et al., 2022). Testet som är baserat på jästceller heter yeast estrogen screen (YES) och används bl a för bedömning av avloppsvatten och för bedömning av effektiviteten hos reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar, se t ex Schindler & Wildhaber et al. (2015) eller Stalter et al. (2011). Effekter från hormonella substanser kvantifieras som östradiolekvivalenter (E2-ekv)/l.

Enskilda kemiska analyser kan till viss del, eller inte alls, förklara effekter som mäts med hjälp av cellbaserade tester (Robitaille et al., 2022). Olika ämnen ger olika utslag i YES-testet och i Tabell 3 visas de östrogena effekterna av några av hormonerna och fenolerna som har analyserats i detta projekt. I tabellen presenteras respektive ämnes relativa utslag angivet som östrogenekvivalenter (ng E2-ekv/l) (Murk et al., 2002).

**Tabell 3. Östrogen effekt från några av de hormoner och fenoler som har analyserats i projektet (Murk et al., 2002).**

Substans	Relativ östrogen aktivitet vid jämförelse med YES-testet, här angivet som nanogram östradiolekvivalenter per liter (ng E2-ekv/l)
Östron (E1)	0,1
17β-östradiol (E2)	1
17α-etinylöstradiol (EE2)	1,2
Östriol (E3) *	0,13
Levonorgestrel*	$1,0 \times 10^{-2}$
Bisfenol A	$1,0 \times 10^{-5}$
Nonylfenol (NP)	$5,7 \times 10^{-4}$
Oktylfenol (OP)	$1,0 \times 10^{-5}$

\* Dessa ämnen har inte analyserats i projektet då de inte ingår i Naturvårdsverkets lista över rekommenderade ämnen men inkluderats i tabellen då de förekommer i avloppsvatten och har östrogena effekter.

## 3.4 Databehandling och beräkningar

### 3.4.1 Inkommande och utgående mängder på avloppsreningsverken

För att beräkna utsläppta mängder från avloppsreningsverken har flödesproportionerliga samlingsprover tagits och halter multiplicerats med flödet under provtagningsperioden. Om avloppsreningsverket har flera flödesmätare har den som bedömts som mest korrekt använts.

### 3.4.2 Utspädning och halter i recipient

Utspädningen för att beräkna vilken halt i recipienten som en utsläppt mängd mikroföroreningar ger upphov till har beräknats med flödet nedströms avloppsreningsverket. Flöde nedströms avloppsreningsverket har antagits motsvara det modellerade flödet från S-Hype.

Den modellerade vattenföringen stämmer i regel relativt bra för större avrinningsområden, men sämre för mindre avrinningsområden, speciellt i samband med nederbörd. Detta är en av anledningarna till att beräknad halt och uppmätt halt ibland inte överensstämmer vid denna typ av provtagningar. I detta projekt har ingen bedömning gjorts av årsmedelhalter baserat på medel- eller medianutspädningen i recipienten. Detta kan vara en bra metodik, men bygger på att modellerade flöden är någorlunda korrekta för att bedömningen ska överensstämma med en villkorsuppfyllning/statusklassning som görs med provtagning och således utifrån verkliga förhållanden.

## 3.5 Bedömning miljöpåverkan

Mikroföroreningar påverkar vattenmiljöer och uppmätta eller beräknade halter används för att bedöma miljöpåverkan från en verksamhet. I Sverige finns det olika verktyg för att bedöma en miljöpåverkan från utsläpp av mikroföroreningar. Notera att denna utredning har beskrivit hur miljöpåverkan kan bedömas utifrån olika metodiker och en sammanfattande bild har tagits fram. Att ett avloppsreningsverks utsläpp bedöms utgöra en risk för en negativ miljöpåverkan av recipienten är inte detsamma som att det finns tvingande lagrum för att införa de åtgärder som har föreslagits. Det finns också osäkerheter i bedömning då den är baserad på fyra provtagningar över ett års tid vilket inte uppnår en hög tillförlitlighetsklassning för statusklassning av t ex kemisk status (Vattenmyndigheterna, 2013).

Detta avsnitt inleds med en genomgång av vanligt förekommande halter av mikroföroreningar i renat kommunalt avloppsvatten. Dessa halter används för att bedöma om belastningen på ett avloppsreningsverk och dess funktion är förväntad, samt om uppströmsarbetet kan vara aktuellt. Med uppströmsarbete menas riktade insatser för att minska punktutsläpp som belastar avloppsreningsverket, t ex en kartläggning över belastningen avseende specifika ämnen från påkopplade verksamheter och implementering av lokal rening av t ex processpillvatten. För några ämnen såsom PFOS har IVL dock nyare data som inte är publicerad men som indikerar att halten i hushållspillvatten ligger långt under det som presenteras i Tabell 4.

### 3.5.1 Organiska mikroföroreningar i renat kommunalt spillvatten

Kommunala avloppsreningsverk mottar årligen stora mängder av organiska mikroföroreningar i form av bl a läkemedelsrester och PFAS-ämnen som kan brytas ned i olika hög grad. I Sverige har arbetet med att mäta olika utvalda ämnen (motsvarande läkemedel, antibiotika och hormoner m fl) pågått

under drygt ett decennium, vilket har lett till att vi nu har en relativt god bild över omfattningen och fördelningen av olika ämnen i avloppsvatten. För denna rapport har IVL valt att summera och jämföra halter av en handfull ämnen som är vanligt förekommande på avloppsreningsverk. Totalt har nio rapporter sammanfattats och studier genomförda på avloppsreningsverk från 2011 till 2022. Rapporterna inkluderar mätningar från flera delar av landet och även från danska avloppsreningsverk. De ingående avloppsreningsverken drivs både med och utan kväverening. Anledningen till att detta nämns är att kvävereningen framför allt bidrar med en högre nedbrytningsgrad av t ex hormoner och antibiotika, vilket påpekas i en rad studier, bl a Fick et al. (2014).

Det finns ett stort antal organiska mikroföroreningar i renat kommunalt spillvatten. För detta projekt har ämnen inkluderats som dels är svårnedbrytbara och därmed ofta överskrider aktuella bedömningsgrunder (t ex diklofenak eller karbamazepin), och dels är kända för att brytas ner väl (t ex ibuprofen eller paracetamol). I den mån det har varit möjligt har också halter av per- och polyfluorerade substanser (PFAS), med fokus på perfluorooktansyra (PFOS) inkluderats eftersom detta är ett ämne som analyserats på grund av sin toxicitet och också ingår i bedömningen av kemisk status. PFOS överskrider nationellt miljökvalitetsnormen i mängder av recipienter.

Tabell 4 sammanfattar summeringen av vanligt förekommande och utmanande organiska mikroföroreningar från de ovan nämnda rapporterna. Endast detekterbara halter har inkluderats. De analyser som har rapporterats under kvantifieringsgränsen (LOQ) har exkluderats från beräknade värden i Tabell 4.

För ämnena ciprofloxacin, citalopram och diklofenak varierade de påträffade koncentrationerna med en faktor 10, medan andra ämnen hade en betydligt större variation. I Tabell 4 visas t ex ett koncentrationsintervall för erytromycin på mellan 3,9 ng/l och 1 600 ng/l. Medelhalten på 286 ng/l representerar ett rimligt medelvärde i renat avloppsvatten.

Som nämnts tidigare, är ibuprofen och paracetamol (inte inkluderad i Tabell 4) ämnen som bryts ned lätt av de biologiska processerna på ett avloppsreningsverk. Det är därmed förväntat att dessa ämnen observeras i mycket lägre koncentrationer i utgående vatten än i inkommande vatten där koncentrationen kan överstiga 10 000 ng/l (Sweco, 2022c). Det är på samma gång vanligt att både ibuprofen och paracetamol används som en indikator på hur väl den biologiska processen fungerar.

För oxazepam visade vår sammanställning att variationen inte är så kraftig och det var en mätning som stack ut relativt de andra mätvärdena. Samma resonemang kan göras på sulfametoxazol, som även den uppmättes i en hög koncentration relativt de andra. Båda analyserna härrör från samma undersökning (Malnes et al., 2020) och bör ses som avvikande max-värden. Medelhalterna för de båda ämnena på 324 ng/l (oxazepam) och 597 ng/l (sulfametoxazol) bedöms däremot representativa.

Utöver ovan nämnda läkemedel har några PFOS-mätningar inkluderats (Tabell 4). Tillsammans med de mätningar som nyligen publicerades i en stor rapport från IVL (Baresel et al., 2022) är det vår bedömning att utgående halter av PFOS från avloppsreningsverk ligger inom ett intervall från 2–30 ng/l. Medelhalten i Tabell 4 hamnar högt på grund av ett avvikande max-värde. Vidare kan det nämnas att om PFOS påträffas vid >5 ng/l i utgående vatten, bör avloppsreningsverket göra en bedömning uppströms för att undersöka vilka möjliga förklaringar som finns till de påträffade halterna. Notera att denna bedömning är osäker då kunskapen om bakgrundshalter, och belastande verksamheter är under uppbyggnad i Sverige. I Danmark pågår en stor studie för att kvantifiera

bakgrundshalten i hushållspillvatten. En preliminär bedömning är att medelhalten i hushållspillvatten är 2 ng/l av PFAS4.

Till skillnad från PFAS så tillhör hormoner ämnen som kan brytas ned av den biologiska processen i avloppsreningsverk. Hormoner är också ämnen som bedöms skadliga redan vid mycket låga koncentrationer (<0,1 ng/l). Det senare ställer höga krav på analysen och detektionsgränsen. Att det är få analyser som sammanställts för hormonerna östron, östradiol och etinylöstradiol i Tabell 4 beror på att flertalet rapporterats under detektionsgränsen. Medelvärdena för östron (12 ng/l) och etinylöstradiol (11 ng/l) är i samma storleksordning medan östradiol påträffats vid något lägre halter (4 ng/l). Samtliga halter är dock betydligt högre än gällande miljö kvalitetsnormer, något som diskuteras närmare i nästa stycke.

**Tabell 4. Uppmätta halter i utgående avloppsvatten (lägsta, högsta, medel och median) för några vanligt förekommande organiska mikroföroreningar på svenska avloppsreningsverk, sammanfattade från nio rapporter från 2011 - 2022 (Baresel et al., 2015; Fick et al., 2014; Holm and Önnby, 2022; Malnes et al., 2020; Stapf et al., 2020; Svahn and Björklund, 2017; Sweco, 2022a; b; c).**

Ämne	Lägsta uppmätta koncentration	Högsta uppmätta koncentration	Beräknat medel för de uppmätta halterna	Median	Antal mätningar som jämförts
Enhet	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	Antal
Ciprofloxacin	18	380	103	22	9
Citalopram	128	1 700	385	213	10
Diklofenak	200	2 400	805	680	12
Erytromycin	3,9	1 600	286	130	10
Furosemid	190	5 800	1 980	965	6
Ibuprofen	170	262	222	245	7
Karbamazepin	2,5	444	234	190	11
Oxazepam	50	1 100	324	215	12
Sulfametoxazol	9,3	5 000	597	130	12
PFOS	0,78	98	45	41,5	6
Östron (E1)	1,6	25	12	12,3	8
Östradiol (E2)	0,76	5	4	5	6
Etinylöstradiol (EE2)	5	23	11	5	6

### 3.5.2 Miljö kvalitetsnormer

En miljö kvalitetsnorm beskriver vad miljö arbetet kopplat till en vattenförekomst ska uppnå. Varje miljö kvalitetsnorm består av en kravnivå samt en tidsram för när kravnivån ska vara uppfylld. För avloppsreningsverk finns det två olika miljö kvalitetsnormer som påverkar verksamheten: kemisk ytvattenstatus och ekologisk ytvattenstatus. För att ytvattenkvaliteten ska bedömas som god i en vattenförekomst ska både den kemiska och den ekologiska statusen bedömas som god. Alla verksamhetsutövare är skyldiga att bedriva sin verksamhet så att miljö kvalitetsnormerna följs. Detta gäller t ex när ett avloppsreningsverk söker tillstånd eller vid tillsyn. Det är prövnings- och tillsynsmyndigheten som fattar beslut som resulterar i att en verksamhetsutövare behöver vidta åtgärder för att fylla gapet mellan aktuell status och miljö kvalitetsnormens statuskrav (Svenskt Vatten, 2021).

### 3.5.2.1 Kemisk status

Kemisk status bedöms för de ämnen som är upptagna i Havs- och Vattenmyndighetens (HaV) föreskrifter, HVMFS 2019:25. Listan på de ämnen som är listade är baserad på EU-direktivet om prioriterade ämnen, 2008/105/EG. Utöver denna har HaV kompletterat med några ytterligare gränsvärden för biota och sediment (Havs- och Vattenmyndigheten, 2022). De prioriterade ämnena är 45 till antalet. Utöver dessa finns ytterligare 8 ämnen som betecknas ”andra ämnen” och där EU-gemensamma gränsvärden finns, däremot utgör de inte formellt ämnen som betecknas som prioriterade ämnen. Respektive ämne (prioriterade-, prioriterade farliga och andra ämnen, 53 stycken) bedöms enligt en tvågradig skala: *God* eller *Uppnår ej god*. Det räcker med att ett ämne inte uppnår god status för att den övergripande kemiska ytvattenstatusen ska klassas som *Uppnår ej god* (Miljösamverkan, 2022a). I HVMFS 2019:25 finns gränsvärden för samtliga ämnen, definierade avseende årsmedelvärden och maximal tillåten koncentration avseende halter i inlandsvatten, andra ytvatten, biota och sediment. Listan gör gällande vilka ämnen som klassas som prioriterade, prioriterade farliga och andra ämnen, där det senare betecknas med en bokstav efter dess numrering (t ex 6a, koltetraklorid) (Miljösamverkan, 2022a).

De prioriterade ämnen som berörs i detta projekt är nonylfenoler, oktylfenoler och perfluoroktansulfonsyra (PFOS). Halterna som anges för ytvatten avser den totala koncentrationen.

### 3.5.2.2 Ekologisk status

Den ekologiska statusen i en vattenförekomst är en sammanvägd och komplex bedömning av tre olika typer av kvalitetsfaktorer: biologiska kvalitetsfaktorer, fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Respektive kvalitetsfaktor bedöms i fallande ordning från hög, god, måttlig, otillfredsställande till dålig och kan bestå av en eller flera parametrar. Kvalitetsfaktorn med sämst status i recipienten bestämmer den ekologiska statusen.

I de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna ingår kvalitetsfaktorn särskilt förorenande ämnen (SFÄ) bland vilka två hormoner, två läkemedel, bisfenol A och PFAS11 återfinns. Kvalitetsfaktorn för SFÄ klassificeras från god till måttlig och bedöms utifrån bedömningsgrunder för respektive ämne (HVMFS 2019:25). Det räcker med att ett ämne överstiger bedömningsgrunden för att kvalitetsfaktorn ska klassas som måttlig (Havs- och Vattenmyndigheten, 2019). Tolkningen av när en verksamhet ska tillåtas har förändrats med Weserdomen<sup>1</sup>. Före Weserdomen kunde ett utökat utsläpp av en SFÄ tillåtas även om detta innebar att statusen på denna kvalitetsfaktor sänktes (t ex från måttlig till otillfredsställande). Efter Weserdomen får ingen verksamhet tillåtas om en enskild kvalitetsfaktor sänks minst en statusklass, oberoende av hur andra statusklasser påverkas (Svenskt Vatten, 2021).

Det är inte helt tydligt hur bedömningsgrunderna ska användas för klassificering av kvalitetsfaktorn för SFÄ:er. Dock är det mest troligt att bedömningsgrunderna ska tolkas som gränsvärden som för de prioriterade ämnena (Miljösamverkan, 2022b). Kraven som ställs på en verksamhet ska vara sådana att god status uppnås på sikt om befintlig status är sämre än god. Var en statusklassning görs i recipient får mycket stor påverkan på utfallet av vad gäller kemisk och ekologisk status. Statusklassningen görs i regel i så kallade operativa övervakningsstationer (Vattenmyndigheterna, 2013).

<sup>1</sup> Ett mål i EU-domstolen rörande muddring i floden Weser (därav Weserdomen) har blivit vägledande för hur myndigheter tillämpar miljökvalitetsnormer för vatten.

### 3.5.2.3 Provtagning och utspädning

I enligt med direktivet 2008/105/EG finns det möjlighet att införa blandningszoner i vattenförekomsten för prioriterade ämnen. Med blandningszoner menas den zon från punktutsläppet av föroreningen där miljökoncentrationen kan bedömas. Blandningszonen innebär ofta en lägre koncentration än vid punkten för utsläppet. Användningen av blandningszon får inte hindra att miljö kvalitetsnormer uppfylls i de övriga delarna av ytvattenförekomsten. För SFÄ-ämnen saknas denna möjlighet. Blandningszoner har inte heller använts i Sverige. För den kemiska statusen gäller därför att gränsvärdena ska uppfyllas i hela vattenmassan (Miljösamverkan Sverige, 2022c).

Det finns inga krav på provtagningsfrekvens eller var provtagning ska ske avseende prioriterade ämnen eller SFÄ:er. Provtagningspunkten ska väljas så att både påverkan från en verksamhets utsläpp på miljöförhållandena i vattenförekomsten kan bedömas och lokal påverkan kan identifieras. Vid utspädning bör provtagning ske så att påverkansgradienten kan bedömas. Provtagningsfrekvensen behöver väljas utifrån variationer i utsläpp, recipienten och mätosäkerheter vid analys (Havs- och Vattenmyndigheten, 2022). Det finns dock kriterier för hur säker en bedömning är där provtagningsfrekvens ingår som en av aspekterna vid bedömningen.

### 3.5.3 Predicted No Effect Concentration

Det är bara ett fåtal läkemedel och hormoner som är inkluderade i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25). Det är därför lämpligt att bedöma miljörisker även för andra läkemedel som man vet finns i ytvatten. För detta kan kunskap om effektkoncentrationer, så kallad Predicted No Effect Concentration (PNEC) som tagits fram genom effektstudier användas. PNEC baseras på NOEC (No Observed Effect Concentration) som motsvarar den koncentration som är gränsen för när toxiska effekter på den akvatiska miljön börjar enligt litteraturen, samt en säkerhetsfaktor som tar hänsyn till osäkerheten i de ekotoxikologiska studier som har definierat NOEC. Säkerhetsfaktorn är ett sätt att ta hänsyn till skillnaden mellan en kontrollerad laboratorie-miljö där en organism utsatts för en enstaka substans jämfört med ett naturligt system. Säkerhetsfaktorn beror på antal genomförda tester och för vilka trofiska nivåer som de toxikologiska försöken har genomförts.

Enligt riskbedömningsreglerna i REACH-förordningen (ECHA guidance on chemical risk assessment; echa.europa.eu) ska säkerhetsfaktorn vid två akuta tester samt ett kroniskt test vid tre olika trofinivåer vara 100. Säkerhetsfaktorn vid ett akut test samt två kroniska tester vid tre olika trofinivåer är 50. Säkerhetsfaktorn vid tre kroniska test vid tre olika trofinivåer är 10. Saknas kroniska tester ska en säkerhetsfaktor på 1 000 användas. I vissa fall finns endast LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) tillgängligt och då tillkommer en faktor på 2 för att kompensera för osäkerheten jämfört med om NOEC används. Som underlag i detta projekt används data från Sehlén et al. (2015) som uppdaterades 2019 inom förstudieprojektet vid Syvab Himmerfjärdsverket (Ågerstrand, 2019). Nya effektstudier som presenteras i Hoyer et al. (2022) har använts för PNEC för citalopram.

När man använder PNEC brukar man prata om riskkvoter vilket är kvoten mellan uppmätt halt (MEC – measured environmental concentration) eller beräknad halt (PEC – predicted environmental concentration) av ett ämne dividerat med PNEC. 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.



$$\text{Riskkvot (RK)} = \left( \frac{\text{MEC eller PEC}}{\text{PNEC}} \right) = \frac{\text{ARV UT}}{\text{PNEC} * \text{Utspädning}} = \frac{\text{Uppmätt koncentration i recipient}}{\text{PNEC}} \quad (\text{Ekv. 1})$$

När det gäller bedömning för östrogena effekter, finns det en bedömningsgrund för östradiol (årsmedel) i Sverige på 0,4 ng/l för inlandsvatten och 0,08 ng/l för kustvatten (årsmedel) (Vattenmyndigheten, 2019). I den vetenskapliga litteraturen diskuteras effektbaserade riktvärden (EBT, effect-based trigger values), det vill säga vilken halt av en östrogen effekt som kan vara acceptabel i akvatiska miljöer (Escher et al., 2018; Jarošová et al., 2014; Kunz et al., 2015). Utifrån en rad biotester bedömde Jarošová et al. (2014) i en översiktsartikel att ett EBT-värde för den östrogena effekten kan ligga i intervallet 0,1 till 0,4 ng E2-ekv/l, med ett medianvärde på 0,3 ng E2-ekv/l. I samma studie presenterades ett värde för den akuta toxiciteten på 1,4 ng E2-ekv/L. Notera att dessa halter är vad som har uppmätts om påverkande i biotesterna, d v s de är sk NOEC och inte ett PNEC där även en säkerhetsfaktor har inkluderats.

Använda bedömningsgrunder, PNEC, NOEC och gränsvärden återfinns i Appendix 2.

### 3.5.4 Nya förutsättningar i direktivförslag

Den 26 oktober 2022 presenterade EU-kommissionen ett nytt förslag på avloppsdirektiv och ett förslag till ändring av direktivet för prioriterade ämnen under vattendirektivet<sup>2</sup>. Dessa två förslag kommer nu förhandlas i ministerrådet innan beslut. De två direktivförslagen förväntas få stora konsekvenser för avloppsvattenrening och recipientbedömning.

I förslaget för avloppsdirektiv föreslås att samtliga avloppsreningsverk över 100 000 pe och avloppsreningsverk större än 10 000 pe med känsliga recipienter ska utrustas med rening från organiska mikroföroreningar, såsom ozonering eller dosering eller filtrering genom aktivt kol. I direktivförslaget för de prioriterade ämnena har ett flertal läkemedel och hormoner tagits med och gränser, för redan inkluderade ämnen som är relevanta för kommunala avloppsreningsverk, har sänkts. I Tabell 5 presenteras gällande gränsvärden och bedömningsgrunder för de ämnen som övervakas i detta projekt tillsammans med föreslagna ämnen och halter från direktivförslaget. Notera att gränsvärdet för vissa ämnen såsom fenoler föreslås att sänkas kraftigt. Det föreslagna gränsvärdet för bisfenol A (BPA) utgår från att skydda människor från konsumtion av mängder över det rekommenderade maximala dagliga intaget (TDI). Förslaget TDI av Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA) är 0,04 ng BPA/kg kroppsvikt och dag. Om man utgår från att 20 % av en människas diet består av fisk eller musslor blir den maximala halten av bisfenol A 0,034 ng/l i det vatten som fiskarna och musslorna lever i för att TDI inte ska överskridas. Gränsvärdet baseras alltså på TDI. Detta TDI-värde är ännu inte bekräftat (SHEER, 2022).

Belastningsgränsen 10 000 pe refererar till den maximala genomsnittliga veckobelastningen, som i det gällande avloppsdirektivet benämns "agglomeration load". I det nuvarande direktivet kan belastningen förändras över tid, men det är upp till varje enskilt land att bestämma om en sådan förändring leder till att reningskraven förändras. Belastningen ska beräknas som den som uppgår i tätbebyggelsen och kan skilja sig från uppmätt inkommande belastning (UWWTD-REP 2007). I Sverige har avloppsdirektivet implementerats genom föreskrifter och det som styr utsläpps- och reningskrav är den maximala genomsnittliga veckobelastningen (max gvb). Denna kallas också max gvb-tätbebyggelse och ska inte förväxlas med max gvb-inkommande. Den senare är ett EU-krav för att mäta den genomsnittliga maximala veckobelastningen (Naturvårdsverket 2019). Om Sverige väljer

<sup>2</sup> <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A01991L0271-20140101> EUR-lex, samlingssida för det nya föreslagna avloppsdirektivet, besökt den 1 mars 2023



samma metod för att implementera det kommande avloppsdirektivet är osäkert. Om samma förfarande används som idag är det max gvb-tätbebyggelse som kommer styra huruvida ett avloppsreningsverk bedöms större eller mindre än 10 000 pe.

I förslaget till avloppsdirektiv föreslås att samtliga medlemsländer ska rapportera in vilka områden som kan anses känsliga för påverkan av mikroföroreningar innan 2030 är slut. Det finns otydligheter hur kriterierna för känsliga områden ska tolkas och därmed vilka recipienter som ska inkluderas, men Artikel 8 i direktivförslaget kan tolkas som att samtliga sjöar, samt floder med en lägre utspädning än 10 gånger ska ingå om en riskbedömning inte utesluter dem.

**Tabell 5. Befintliga gränsvärden och bedömningsgrunder för god kemisk och ekologisk status visas till vänster i tabellen. Gränsvärden för god kemisk status enligt ändringsförslaget av ämnesdirektivet för prioriterade ämnen visas till höger.**

Ämne (ng/l)	HVMFS 2019:25				Nya direktivförslaget			
	Årsmedel		Max		Årsmedel		Max	
	Kust- vatten	Inlands- vatten	Kust- vatten	Inlands- vatten	Kust- vatten	Inlands- vatten	Kust- vatten	Inlands- vatten
<b>Hormoner</b>								
Östron (E1)					0,018	0,36		
Östradiol (E2)	0,08	0,4			0,009	0,18		
Etinylöstradiol (EE2)	0,007	0,035			0,0016	0,017		
<b>Läkemedel*</b>								
Karbamazepin					250	2500	160 000	1 600 000
Ciprofloxacin			100	100				
Klaritromycin					130	130	13	13
Diklofenak	10	100			4	40	25 000	250 000
Erytromycin					50	500	100	1 000
Ibuprofen					22	220		
<b>Fenoler</b>								
BPA Bisfenol A	110	1 600		2 700	0,034	0,034		130 000
NP Nonylfenol	300	300	2 000	2 000	0,0018	0,037	0,17	2,1
OP Oktylfenol	10	100			0,01	0,1		
<b>PFAS-11</b>			90	90				
PFOA-ekv (PFAS-24)					4,4	4,4		
PFOS	0,13	0,65	7 200	36 000				

\* Utöver listade läkemedel har även Azitromycin inkluderats i direktivförslaget, men då ämnet inte har analyserats i projektet presenteras det inte här.

### 3.6 Tekniska lösningar för rening från organiska mikroföroreningar

Det finns flera olika tekniska lösningar för rening från organiska mikroföroreningar vid avloppsreningsverk, se till exempel till Baresel et al. (2017) för en översikt och detaljerade beskrivningar. Teknikerna ozonering och filtrering genom granulerat aktivt kol (GAK) bedöms som de mest relevanta teknikerna för de flesta svenska avloppsreningsverken, tas endast dessa två tekniker med som huvudalternativ i detta vägledande projekt. Dosering och avskiljning av pulveriserat aktivt kol

(PAK) tas inte med då erfarenheter med denna teknik är mer begränsad än för ozon och GAK. En avgörande skillnad med PAK är också att dosering i den biologiska processen gör att mer organiska mikroföroreningar hamnar i slammet, vilket kan resultera i att slammet blir olämpligt att sprida på åkermark. Dosering efter biologin kräver separata kontakttankar och ett partikelavskiljande steg. Att kombinera PAK med t ex kemfällning kan vara opraktiskt då kemslammet då behöver destrueras tillsammans med PAK-slammet, vilket kan göra att kvittblivningskostnaderna blir betydande. Det är också osäkert, och inte så troligt att PAK kan regenereras. Regenerering minskar klimatpåverkan och kostnaden betydligt från aktivt kol och är att föredra för större avloppsreningsverk. Med andra metoder för att hantera slam, såsom förbränning eller pyrolys, kan PAK dock vara ett kostnadseffektivt alternativ om dosering och avskiljning kan integreras i den befintliga processen, i synnerhet på mindre reningsverk då doseringen av PAK inte påverkas av avloppsvattnets sammansättning i lika stor utsträckning som en GAK-process.

Nedan ges en övergripande beskrivning av ozonering och GAK med fokus på vad som är relevant för VA SYD:s avloppsreningsverk. För respektive avloppsreningsverk anges sedan en mer anläggningsspecifik beskrivning.

### 3.6.1 Ozonering

En ozoneringsanläggning består av ett syrgassystem, en ozongenerator, kontakttank och efterföljande biologisk behandling. Ozongeneratoren behöver också kylas vilket antingen sker med en värmepump eller med utgående avloppsvatten efter det har filtrerats för att inte sätta igen tillhörande värmeväxlare. Off-gasen från kontakttanken samlas in och leds genom en ozondestruktor.

Volymen på kontakttanken bestäms utifrån hur snabbt ozon reagerar med ämnen i vattnet och kan variera. För vissa vattenmatriser kan ozonering vara olämpligt eller en längre uppehållstid under ozoneringssteget kan behövas. Detta bekräftas med dos-respons-test, vilket är särskilt viktigt på avloppsreningsverk med en stor industribelastning.

På mindre avloppsreningsverk kan volymen på kontakttanken bli så pass liten att platsgjutna bassänger inte är lämpligt. Som alternativ till platsgjutna bassänger finns modulära system som placeras på en gjuten platta. En fördel med modulära system är att volymer enkelt kan utvidgas efterhand och att utrustning kan hyras vilket minskar investeringskostnaderna som i stället läggs som driftskostnader. Serviceavtal kan också tecknas med leverantörer om kompetens eller tid inte finns inom organisationen för att hantera ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar.

För syrgas kan både lokal produktion med PSA eller leverans från extern aktör vara relevant. För de flesta avloppsreningsverk är det troligen billigare med leverans av flytande syre från extern aktör. Om ett sådant system väljs behövs en platta för uppställning av syrgastank som hyrs av leverantör, en förgasare av flytande syrgas, tryckreducering, massflödesmätare och påkoppling av tryckluft för att tillsätta kväve. Nödvändig utrustning före ett ozoneringssteg är onlineövervakning av turbiditeten i vattnet för att kunna förbikoppla ozoneringssteget när avloppsvattnet innehåller mycket partiklar. På större avloppsreningsverk är det även relevant att kontrollera ozondosen och styra denna med en mer avancerad styrning. Då tillkommer det mätare för exempelvis UV254 före och efter ozoneringssteget.

Gällande arbetsmiljö kräver ozonering övervakning av ozongas i luften i byggnad med ozongeneratorer samt personliga gaslarm för de personer som vistas i byggnaden.

Utöver utrustning för att ozonera vattnet behöver ett ozoneringssteg ett efterföljande biologiskt steg för att reducera förekomsten av eventuella transformations- eller biprodukter från oxidationen av mikroföroreningar respektive oxidationen av löst organiskt kol. Det vetenskapliga underlaget för vilken efterbehandlingsteknik som är lämplig och hur denna ska dimensioneras är inte helt entydigt. Vår bedömning är att kunskapsläget för olika teknikers lämplighet som efterbehandlingssteg är bäst underbyggt i fallande ordning för följande tekniker: biologiskt aktivt kol, sandfilter, MBBR, följt av våtmarker och dammsystem.

### 3.6.2 Granulerat aktivt kol

För en filtreringsprocess med granulerat aktivt kol (GAK) som filtermaterial behövs bassänger eller behållare som rymmer det aktiva kolet, volymer för spolvatten, samt rörgalleri för fördelning av vatten mellan filter och för backspolning. Det behövs pumpar för att lyfta vattnet och pumpar för backspolning, samt automatventiler, luckor, och nivå- och flödesmätare. Utöver detta behövs ett enklare system för avvattning av blött kol innan transport till destruktion eller regenerering, samt ett system för påfyllnad och tömning av GAK. Tömning sker vanligtvis med sugbil eller platsbyggt pneumatiskt system. Påfyllnad sker med ejektor och blött kol spolats in i filtren med vatten.

Liksom för ozonering är platsgjutna bassänger inte alltid ett alternativ på små avloppsreningsverk då de blir dyra och behovet av volymer för spolvatten och förbrukat spolvatten blir stora i relation till det totala bassängbehovet. I dessa fall kan modulära system vara mer lämpliga än platsgjutna lösningar.

GAK levereras antingen i storsäck eller bulkbil med egen avvattning, eller komplett med filterhus. Optimal lösning för fyllning varierar med avloppsreningsverkets storlek. Transport med bulkbil är dyrare, men påfyllnad är enklare om filterstorleken är anpassade efter bulkbilens storlek. Påfyllnad från storsäck kräver mer arbete, men kan vara mer praktiskt om filtren är små.

Aktivt kol är antingen jungfruligt eller reaktiverat. Ett reaktiverat kol är ett återanvänt kol och priset är därför lägre. Klimatpåverkan är också mycket lägre för reaktiverat GAK och uppskattas av Chemvicon till 20 % av klimatpåverkan från jungfruligt GAK. Detta bekräftas även i en nyligen publicerad miljöpåverkansanalys där klimatpåverkan från regenererat kol uppskattades till 20 – 28 % av klimatpåverkan från jungfruligt kol (Vilén, 2021). I Hoyer et al. (2022) har klimatpåverkan beräknats till 7 och 2 kg CO<sub>2</sub>eq/kg för jungfruligt respektive reaktiverat kol. Flera kolleverantörer erbjuder reaktiverat aktivt kol via en så kallad köp-pool. Detta innebär att kolet skickas på reaktivering vid behov och leverantören skickar då tillbaka ett reaktiverat likvärdigt kol, vilket inte behöver vara just ditt "ursprungskol". För att ingå i en köp-pool behöver ditt kol "certifieras" av leverantören. Det finns en viss osäkerhet i huruvida det är realistiskt att ingå i en köp-pool som mindre avloppsreningsverk vilket skulle kunna innebära att mindre avloppsreningsverk därför kan behöva köpa jungfruligt kol som efter användning skickas till förbränning, alternativt ett reaktiverat kol med sämre kvalitet då det inte kvalitetssäkras via en köppool.

För filtreringsprocesser med aktivt kol kan det behövas ytterligare filter för ökad redundans vid underhåll och backspolning. Att sprida ut kolvolymen på fler filter ger också en jämnare reningsgrad över processen om kolet i respektive filter byts ut vid olika tillfällen. Om en viss reningsgrad ska uppnås vid samtliga tillfällen, t ex som det är föreslagit i avloppsdirektivet, kan färre filter innebära att konsumtionen av kol ökar, då en sämre reningsgrad i ett filter inte kan kompenseras av en högre reningsgrad i ett flertal andra filter.

## 3.7 Vilka insatser är lämpliga?

IVL bedömer vad som kan vara ett lämpligt åtgärdsförslag utifrån många olika aspekter såsom vilka ämnen som kan utgöra en miljöpåverkan, grad av rening för att minska miljöpåverkan, vattenmatrisens sammansättning och avloppsreningsverkets befintliga utformning. I detta avsnitt presenteras respektive aspekt och hur denna påverkar val av insats.

Det finns även andra aspekter som kan vara styrande för val av rening från organiska mikroföroreningar såsom behov av återvunnet vatten. Då kan ett sådant behov bli dimensionerande och kräva en mer långtgående rening än vad recipientbehovet motiverar.

### 3.7.1 Målstanser

Vilka ämnen/målstanser som behöver avskiljas är en viktig parameter för att bedöma om uppströmsarbete eller ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar är lämpligt samt hur ett sådant ska utformas. Målstanserna som tas upp för diskussion är de substanser som kan resultera i en risk för recipienten utifrån bedömningen som beskrivs i avsnitt 3.5.

För de identifierade riskämnena är det viktigt att undersöka huruvida de observerade ämnena härstammar från (i) punktutsläpp eller om det rör sig om (ii) ett diffust ursprung. Ett punktutsläpp kan vara utsläpp kopplat till en särskild industri och omfattar vanligen ett utsläpp av en sorts förorening. Inom gruppen hormonstörande ämnen kan ett punktutsläpp t ex utgöras av nonylfenoler. Andra ämnen inom samma grupp (t ex p-piller eller humana hormoner) förväntas släppas ut i mycket lägre grad och omfattning. De ämnen som härrör från ett mer diffust ursprung kan vara aktiva substanser i värktabletter där diklofenak utgör ett exempel. Bedömningen avseende utsläppets karaktär (punkt eller diffust) ligger till grund för huruvida det är aktuellt med åtgärder uppströms eller om åtgärder bör ske på plats på avloppsreningsverket. Av de ämnen som har analyserats i detta projekt sker vanligen utsläpp diffust i upptagningsområdet genom mänskligt intag och utsöndring av medicin i hemmet. Därför är det för de flesta ämnen endast aktuellt med åtgärder på avloppsreningsverket för att minska utsläpp till recipienten. Ett undantag här är påverkanskampanjer eller minskad utskrivning av ett specifikt läkemedel till förmån för ett annat med mindre miljöpåverkan. Det är dock osäkert om ett VA-bolag har mandat och resurser för att bedriva sådant arbete.

Om åtgärd på avloppsreningsverket är mest lämpligt påverkar också målstanserna och behov av reduktion val av teknik och dimensionering. Vissa ämnen oxideras inte med ozon, eller så kräver de höga ozondoser. På samma sätt kan inte heller alla ämnen avskiljas effektivt med aktivt kol. Vissa ämnen kan också reduceras utan reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar om den befintliga biologiska processen förbättras. Detta gäller särskilt antibiotika och antiinflammatoriska läkemedel såsom ibuprofen och paracetamol samt vissa hormoner. För vissa substanser kan det också vara aktuellt att avvakta om ämnena är på väg att fasas ut, även om ämnena idag orsakar en miljöpåverkan. Det ska dock påpekas att trots förbud och utfasning kan det vara så att vissa ämnen ändå påträffas i recipienter på grund av gamla synder om ämnena är persistenta. Ett exempel här är PFOS som har en extremt lång halveringstid.

Mer om teknikval utifrån vilka substanser som behöver avskiljas beskrivs i avsnitt 3.8.

### 3.7.2 Vattenmatrisen

Vattnets kemiska sammansättning, den s k vattenmatrisen kan avgöra om en teknisk lösning för avskiljning av organiska mikroföroreningar är lämplig eller inte. Här är det framför allt förekomsten av bromid som kan göra att ozonering inte är lämpligt och förekomst av ämnen från industriella processer som kan göra vattnet olämpligt för ozonering. Industriellt spillvatten kan nämligen leda till att ozon förbrukas snabbare än i hushållsavlopp med effekten att målsubstanserna inte oxideras. Industrispillvatten kan också innehålla ämnen som tillsammans med ozon bildar farliga bi- eller nedbrytningsprodukter (Schindler Wildhaber et al., 2015). För avloppsreningsverk som mottar mycket industriellt spillvatten är det särskilt viktigt att undersöka hur ozon reagerar med vattnet före ett reningssteg projekteras.

Tidigare bedömningar av bromid har angett att halter över 100 µg/l kan vara problematiska vid högre ozondoser eftersom bromat då bildas (KOM-M.NRW, 2016; Mieke et al., 2017). Dessa bedömningar har dock baserats på gamla effekthalter för bromat eller riktlinjer för dricksvatten. I Hoyer et al. (2022) presenteras ett nytt PNEC-värde för bromat och en diskussion om risk i förhållande till utspädning förs som är mycket mindre konservativ än tidigare bedömningar, d.v.s. indikerar att risken att bilda bromat i skadliga mängder på ett avloppsreningsverk kan vara överskattade i tidigare riskbedömningar.

Vattenmatrisen visar också huruvida det behövs insatser i den befintliga reningen för att reducera halten partiklar i det renade avloppsvattnet eller koncentrationen av DOC (dissolved organic carbon) och nitrit. En tumregel är att ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar behöver föregås av ett väl fungerande avloppsreningsverk med kväverening, där halterna av både DOC och nitrit är låga (McArdell, 2022). Inom projektet har ingen provtagning genomförts för att dokumentera vattenmatrisen avseende ovan nämnda parametrar. Utredningen har i stället förlitat sig på historiska data när det har varit möjligt.

### 3.7.3 Avloppsreningsverkets processlösning

Avloppsreningsverkets utformning kan också påverka val av teknik för avskiljning av organiska mikroföroreningar. Till exempel kan ozonering vara ett kostnadseffektivt alternativ om det finns ett biologiskt reningssteg som kan användas i kombination med ozonering.

Mer detaljerade platsspecifika förutsättningar såsom problematiska markförhållanden och höga grundvattennivåer kan också påverka den slutgiltiga teknikutformningen. Sådana mer detaljerade aspekter har inte tagits hänsyn till i detta projekt.

## 3.8 Dimensionering

### 3.8.1 Flöden

Reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar reningsssystem dimensioneras utifrån andra förutsättningar än konventionella reningsssystem då mer avloppsvatten generellt kan förbildas ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar jämfört med t ex ett biologiskt steg. Ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar kan i regel dimensioneras att hantera ett maxflöde som ligger relativt nära medelflödet på ett avloppsreningsverk. Hur stor kapacitet reningssteg bör ha för att klara en viss reduktionsgrad beror dock på många parametrar där flödesvariationerna på avloppsreningsverket spelar stor roll. Om dagvattenpåverkan är stor kan

anläggningen t ex behöva hantera ett större maxflöde i relation till medelflödet för att uppnå en viss reduktion. Detta projekt har utgått från timflödena på respektive avloppsreningsverk och beräknat hur stor andel av årsflödet som behandlas som funktion av dimensionerande maximalt flöde i reningssteget för avskiljning av organiska mikroföroreningar. En bedömning baserad på Carlsson (2012) har gjorts för respektive avloppsreningsverk.

### 3.8.2 Beräkning av nödvändig reduktion

För val av teknik och resursförbrukning för ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar har utredningen utgått från halter av mikroföroreningar i recipienten jämfört med de bedömningsgrunder som presenteras i avsnitt 3.5. Sedan har den reduktion som är nödvändig i totalflödet på avloppsreningsverket beräknats för att halten i recipienten ska underskrida effekthalten (PNEC, gränsvärde och bedömningsgrund) för respektive ämne. Till denna reduktion har en säkerhetsfaktor adderats, uttryckt som en procentsats. Procentsatsen berättar hur mycket mindre av ett ämne som ämnas släppa ut jämfört med vad som krävs för att underskrida bedömningsgrunden. Men i ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar behandlas inte hela årsflödet på ett avloppsreningsverk. Därför beräknas hur mycket av ett ämne som behöver reduceras i ett reningssteg utifrån andelen av årsflödet som behandlas, vilket ses i frekvensdiagram för respektive avloppsreningsverk i kapitel 5 till 9.

För att illustrera ovan beräkningsmetodik så antas att halten diklofenak är 200 ng/l i medel i recipienten nedströms reningsverket. Projektet har utgått från att halten ska underskrida PNEC som är 50 ng/l. För att detta ska uppnås behöver reningsverkets utsläpp av diklofenak minska med 75 %. Till detta har en säkerhetsfaktor på 10 % adderats, d v s reduktionen behöver vara 77,5 %. Om hela flödet behandlas behöver ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar då reducera 77,5 % av mängden diklofenak i utgående avloppsvatten. Om endast 90 % av årsflödet behandlas behöver reduktionen i reningssteget uppgå till  $77,5\% / 0,9 = 86\%$ .

För några avloppsreningsverk finns det även källor som bidrar med mikroföroreningar uppströms. Här är beräkningarna något förenklade och har endast utgått från att det är avloppsreningsverket som belastar recipienten med de uppmätta halterna nedströms avloppsreningsverket. Behovet av reduktion kommer då överskattas något på avloppsreningsverket, eftersom denna reduktion borde delas av fler verksamheter.

### 3.8.3 Prediktion av reningsteknikernas förmåga till avskiljning

Huruvida ozonering eller kol är lämpliga tekniker för att avskilja organiska mikroföroreningar och vilken resursförbrukning som krävs för en avskiljning avgörs av målsubstansernas egenskaper. I fallet med ozon är det hur väl målsubstansen reagerar med ozon (dess reaktivitet), för aktivt kol handlar det om hur väl substansen adsorberas. I detta projekt används en metodik som utarbetats i tidigare genomförda projekt, baserad på att ämnena graderas från 1 till 4 för hur väl de avskiljs med respektive teknik.

I korthet baseras gradering avseende ozon från 1 till 4 på reaktiviteten för respektive mikroföroreningar; det vill säga snabb- (gradering 1), mellan- (gradering 2) och långsamreagerande (gradering 3), samt ämnen som inte reagerar alls med ozon, vilket ger gradering 4. För ozon betyder också de olika graderingarna att en viss avskiljning kan förväntas vid en dos motsvarande 0,4 mg ozon/mg DOC eller vid en något högre dos (1,0 mg ozon/mg DOC). Gradering 1 och 2 innebär att en

avskiljning kan genomföras till >90 % respektive 80–90 %, medan gradering 4 och 3 innebär att avskiljningen är något sämre (<50 % eller till och med ingen avskiljning alls, respektive 50–80 %).

Avseende gradering för GAK innebär gradering 1 och 2 en avskiljningsgrad på 90 respektive 80 % för drift över 20 000 bäddvolymeter medan gradering 3 och 4 innebär en försämrade avskiljning (50–80 %) över tid och ämnena kan därmed bryta igenom GAK-filtret redan från 10 000 respektive 15 000 bäddvolymeter.

Den ovan beskrivna metoden för prediktion av teknikerna lutar sig på kemiska parametrar och kännedom kring ozons reaktionshastighet, samt erfarenhet inhämtad från större pilotkörningar. Det bör dock nämnas att prediktionen mer är en fingervisning än exakta resultat och varje avloppsreningsverk bör därmed säkerhetsställa sina egna data före installation, vilket kan göras i olika typer av testförfaranden, såsom modellering, bänkskåleförsök med exempelvis ozon, eller med pilotkörning. Prediktionen är dock bra att utnyttja i ett initialt skede eftersom den kan indikera vad som kan förväntas av respektive teknik och för den framtida reningsprocessen. Den intresserade läsaren hänvisas bland annat till följande rapporter och referenser för att inhämta en djupare förståelse (Böhler *et al.*, 2020; Hey *et al.*, 2022; von Sonntag & von Gunten, 2012). Tabell 6 presenterar några ämnen och teknikernas respektive förmåga att avskilja dem för att översiktligt belysa hur prediktionen fungerar i ett mer praktiskt perspektiv.

**Tabell 6. Förväntad avskiljning, gradering och praktisk innebörd för ozon respektive granulerat aktivt kol-filter (GAK-filter) avseende vanligt förekommande mikroföroreningar observerade vid hög miljörisk på svenska avloppsreningsverk.**

Ämne	Ozon		GAK-filter	
	Gradering	Kommentar	Gradering	Kommentar
<b>Citalopram</b>	2	Mellanreagerande, fullständig oxidation (>80–90 % avskiljning) vid ozondos på ca 1 g O <sub>3</sub> /g DOC.	1	Mycket god adsorption (>80 % avskiljning) även efter långtidsdrift av kolfilter <sup>a</sup> .
<b>Diklofenak</b>	1	Snabbreagerande, fullständig oxidation vid ozondos >0,4 g O <sub>3</sub> /g DOC.	3	Måttlig till bra adsorption, vilket innebär att avskiljning kan minska till under 80 % efter 10 000 BV. Omfattningen av adsorptionen är dock alltid beroende av vattenmatrisen.
<b>Metoprolol</b>	2	Mellanreagerande, fullständig oxidation (>80 % avskiljning) vid ozondos på ca 1 g O <sub>3</sub> /g DOC.	1	God adsorption (80 % avskiljning) även vid långtgående drift utan byte av kolfilter <sup>a</sup> .
<b>PFOS</b>	4	Oxideras inte av ozon, d v s PFOS avskiljs inte.	4	Måttlig till bra adsorption men påverkas starkt av vattenmatrisen. Genombrott kan ske (avskiljning minskar till under 80 %) före 10 000 BV vatten har behandlats <sup>a</sup> .
<b>Oxazepam</b>	3	Mellan- till långsamreagerande, ca 60–90 % oxidation (avskiljning) vid ozondos på ca 1 g O <sub>3</sub> /g DOC.	3	Måttlig till bra adsorption. Avskiljning kan minska till under 80 % efter 10 000 BV.
<b>Sertralin</b>	3	Långsamreagerande, ca 50–80 % oxidation (avskiljning) vid ozondos på ca 1 g O <sub>3</sub> /g DOC.	1	Mycket god till god adsorption (>80 % avskiljning) även vid långtgående drift utan byte av kolfilter.
<b>Östron</b>	1	Snabbreagerande, fullständig oxidation vid ozondos > 0,4 g O <sub>3</sub> /g DOC.	1	Måttlig till bra adsorption, vilket innebär att avskiljning kan minska till under 80 % efter 10 000 BV. Kunskapsläget är relativt tunt för denna substans.

<sup>a</sup> Med långtgående drift menas i detta sammanhang att avskiljning sker även efter mer än 20 000 bäddvolymeter.

<sup>b</sup> Det saknas idag underlag avseende fullskalestudier på kommunalt avloppsvatten där PFOS avskiljs.



### Avgränsningar

Prediktionen som diskuteras ovan har endast applicerats på de ämnen som påvisats med hög risk i recipienten. Projektet har primärt utgått från uppmätta halter direkt i recipienten i den mån det har varit möjligt, därefter har beräknade halter för recipienten med utgående avloppsvatten och rådande spädning utnyttjats i de fall detta har varit nödvändigt. Om beräknade halter har utnyttjats kommenteras detta.

Avseende prediktionen och avsnittet där teknikerna bedöms har även vissa avgränsningar gjorts som baseras på att det är observationer som gäller för flertalet av de avloppsreningsverk som utvärderas avseende mikroföroreningar. Textavsnittet för respektive avloppsreningsverk ska kunna läsas enskilt och fungera för sig självt, oberoende om läsaren läst ett föregående avsnitt med en teknikbedömning. Detta innebär att det kan förekomma en del upprepningar de olika teknikavsnitten.

Gällande avgränsningar för ämnen, t ex för hormoner såsom etinylöstradiol och östradiol, är dessa substanser sällan observerade ovan detektions- eller kvantifieringsgräns, vilket resulterar i att de endast kan rapporteras som ett osäkert värde. En del av förklaringen är att de analytiska detektionsgränserna inte är tillräckligt låga för att kunna jämföra uppmätta halter med de halter som förväntas göra en påverkan på den akvatiska miljön. Gällande hur ämnena kan avskiljas av ozon respektive granulärt aktivt kol (GAK), kan det nämnas att de är relativt oproblematiska att avskilja och att de även kan brytas ned biologiskt. För den här utredningen kommer endast de ämnen som detekterats vid analys att behandlas och kommenteras, vilket alltså innebär att flertalet hormoner inte inkluderas i resultattabellen för teknikval.

Avseende när filterbyte sker för GAK har denna utredning ansatt 20 000 bäddvolymeter för dimensioneringen. För ämnen där ett filterbyte kan förväntas ske tidigare än så, är detta också nämnt. Däremot behöver det faktiska filterbytet fastställas vid drift och ett nyckeltal på 20 000 bäddvolymeter anses därför vara en bra grund för dimensioneringen och kostnadsbedömningen.

Gällande ozontekniken rekommenderas den alltid att efterföljas av ett polersteg såsom sandfilter, GAK eller exempelvis MBBR (moving bed biofilm reactor), men dessa bedöms inte explicit tillsammans med ozonprocessen. Däremot kan det i vissa fall bli aktuellt att ozon kombineras med GAK, då denna kombination har visat sig leda till en högre *total* reduktion av mikroföroreningar jämfört med om teknikerna används enskilt (Bourgin et al., 2018).

I den föreslagna ändringen av direktivet för prioriterade ämnen föreslås nya väldigt låga gränsvärde, för fenoler. Detta innebär att t ex bisfenol A sannolikt blir ett ämne som uppkommer med hög risk för flera svenska avloppsreningsverk om ändringsförslaget går igenom. Avseende reningsteknikernas förmåga att avskilja fenoler kan det sägas att ozons förmåga till avskiljning är god (gradering 1), medan aktivt kol kan avskilja fenoler bra, men inte lika bra som för ozon. Graderingen för GAK skulle sannolikt bli 2.

## 3.9 Kostnadsbedömning

### 3.9.1 Investeringskostnader

Att använda schablonkostnader är ett enkelt sätt att få en bild av kostnader för föreslagna åtgärder men kommer med vissa nackdelar vad gäller osäkerhet i uppskattningen. Björlenius & Cimbritz (2021) har sammanställt kostnader för svenska och internationella projekt och analyserat vad som är



kostnadsdrivande. Deras sammanställning visar att det finns stora skalfördelar vid byggande av rening från organiska mikroföroreningar och att de specifika kostnaderna, såsom kr/m<sup>3</sup> och kr/pe och år, minskar med ökande anläggningsstorlek. Kostnader för anläggningar av samma storlek varierar också och beror till viss del på teknikval, men framför allt på lokala förutsättningar såsom huruvida ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar kan integreras med och utnyttja befintliga anläggningsdelar eller om den befintliga reningsprocessen behöver kompletteras. I Björlenius & Cimbritz (2021) har två modeller för att uppskatta investeringskostnaden på svenska avloppsreningsverk tagits fram. Den ena modellen bygger på data för de investeringar som har gjorts. Dessa projekt har i regel varit profilerade och reningsprocesser med ambitiösa mål har resulterat i dyra projekt. Eftersom detta projekt föreslår processlösningar med olika ambitionsnivåer utifrån den recipientbedömning som har gjorts avseende mikroföroreningar, finns det ett behov av att differentiera kostnaderna. Därför föreslås en liknande kostnadsmodell som användes i Baresel et al. (2021). Modellen har korrigerats för att andra dimensionerande förutsättningar har använts i detta projekt. I kostnadsbedömningen ingår ett påslag för oförutsedda utgifter på 40 % och för byggherrekostnader på 20 %.

Det har även noterats när det finns kända fördröjande omständigheter som det inte har tagits hänsyn till. Sådana omständigheter kan vara:

- Ombyggnationer i befintlig process för att nå fullständig nitrifikation.
- Uppgradering av elförsörjning för att driva en ozongenerator.
- Behov av pålning på dåliga markförhållanden. I dessa fall kan stora bassängvolymerna öka kostnaden kraftigt.

Priserna för investeringar på avloppsreningsverk har också ökat betydligt den senaste tiden vilket medför en osäkerhet i kostnadsbedömningen. Utredningen har inte tagit höjd för prisutveckling den senaste tiden för investeringskostnaderna, utöver att påslaget för oförutsedda utgifter har ökat till 40 %. Ökade kostnader för drift har tagits hänsyn till med en uppdatering i början av 2023.

### 3.9.2 Driftskostnader

Driftskostnaden för implementering av tekniska åtgärder såsom komplettering av den ordinarie reningsprocessen med ett ozoneringssteg eller ett GAK-filter har beräknats med följande antagande och priser:

**Underhåll:** 1,5 % av investeringskostnaden per år.

**Personal:** Timpris 600 kr/h. Antal timmar per avloppsreningsverket har uppskattats i relation till avloppsreningsverkets storlek och processens komplexitet, se Tabell 7.

**El:** Elförbrukning beräknas utifrån lyfthöjd där en uppskattning anges för respektive avloppsreningsverk. Pumpeffektiviteten antas vara 50 % och elkostnaden 1,5 kr/kWh. Ozongeneratoren med tillhörande kringutrustning antas konsumera 10 kWh/kg O<sub>3</sub> vid produktion av ozon från syrgas. Det antas att syrgasen levereras som förvätskad gas (LOX) och att ozonhalten efter ozongeneratoren är 10 %, det vill säga det krävs 10 kg syrgas för att producera 1 kg ozon. Vidare antas att ozonutnyttjandet är 100 %, det vill säga eventuella förluster genom nedbrytning av ozon innan doseringspunkten samt förluster i off-gas försummas.

**Syrgas:** Kostnaden för syrgas har uppskattats till 2,5 kr/kg för LOX. Hyra av tank för flytande syrgas mellan 5 000 – 20 000 kr/månad beroende på avloppsreningsverkets storlek, se Tabell 7.

**GAK:** Pris för nytt kol (Filtrisorb 400) uppgår till 51,7 kr/kg för torrt GAK. Kostnaden för reaktiverat kol (Cyclecarb) uppgår till 25,9 kr/kg för torrt GAK. Utöver detta tillkommer en transportkostnad som uppgår till 5 kr/kg för GAK levererat med bulkbil och 1 kr/kg för GAK levererat i bigbags. För större anläggningar är bulktransport att föredra då detta underlättar påfyllnad av filtren. Att bulktransporten är mycket dyrare beror på att en speciallastbil måste användas och bokas för en specifik transport, det vill säga man betalar både för leveransen samt retur av en tom bil. En bulkbil levererar 20 - 24 ton torrt GAK. Vilket tillvägagångssätt, bulk eller storsäck, som är mest lämpligt och billigast behöver utredas närmare i en detaljerad förstudie.

**Destruktion:** Förbränning av GAK uppskattas kosta 1 000 – 1 500 kr per ton blött GAK (densitet ca 1 ton/m<sup>3</sup>). Priset avser förbränning av icke-farligt avfall och har tagits fram i tidigare projekt genomförda av IVL. Ett pris på 1 250 kr/kg har antagits i detta projekt, vilket motsvarar ca 2 500 kr/kg omräknat för torrt GAK.

**Provtagning:** Frekvensen för uppföljning av en anläggning anges i Tabell 7. Kostnaden för en analys har uppskattats till 4 000 kr. Denna kan troligen minska när fler och fler aktörer kommer genomföra dessa typer av analyser. Provtagningsfrekvensen har anpassats till vad som krävs i förslaget nytt avloppsdirektiv.

För GAK-anläggningar ligger osäkerheterna framför allt i drifttider innan kolet behöver bytas ut, alternativt regenereras.

**Tabell 7. Uppskattade timmar för tillsyn och underhåll av ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar, hyra för tank för flytande syre, samt frekvens av provtagning för uppföljning av en anläggning.**

Personalkostnad - Timmar i veckan	Ozon	Kol	Ozon plus kol
Litet avloppsreningsverk <10 000 pe	4	4	6
Mellan 10 000 - 50 000 pe	6	6	10
Stort >50 000 pe	8	8	12
<b>Kostnad hyra av tank för flytande syre</b>			
Litet avloppsreningsverk <10 000 pe	5 000	kr/mån	
Mellan 10 000 - 50 000 pe	10 000	kr/mån	
Stort >50 000 pe	20 000	kr/mån	
<b>Provtagning för uppföljning</b>			
	Frekvens	Antal prov	
Litet avloppsreningsverk <10 000 pe	Ett/månad	24	
Mellan 10 000 - 50 000 pe	Ett/månad	24	
Stort >50 000 pe	Två/vecka	208	

### 3.9.3 Kostnader per år och vattenmängd

**Avskrivning:** Kapitalkostnad är framtagen med en kalkylränta på 4 % och en avskrivningstid på 15 år för utrustning och 30 år för mark/bygg. Årsvolymen behandlat flöde har uppskattats utifrån ett antagande för hur stor andel av årsflödet som renas.

## 3.10 Miljöpåverkan

Miljöpåverkan från rening från organiska mikroföroreningar uppkommer till stor del från driften av en sådan anläggning. Byggnation kan därför försummas. Om klimatpåverkan används för att

exemplifiera miljöpåverkan är det tillverkning av ozon eller konsumtion av aktivt kol som orsakar en stor miljöpåverkan (Baresel et al., 2017).

Uppdaterade siffror för klimatpåverkan från aktivt kol finns i Hoyer et al. (2022) som används i detta projekt för att uppskatta klimatpåverkan för föreslagna processlösningar:

- Produktion av jungfruligt GAK – 7 kg CO<sub>2</sub>eq/kg GAK.
- Reaktivering inklusive tillsättning av jungfruligt kol för att kompensera förluster - 2 kg CO<sub>2</sub>eq/kg GAK.
- Emissionsfaktor för lastbilstransport: 8,2 kg CO<sub>2</sub>eq/mil. Med antagande att en bulkbil går full en väg och tom en väg till Belgien för reaktivering blir klimatpåverkan per kg torrt GAK 0,075 kg CO<sub>2</sub>eq/kg GAK.
- Elektricitet – svensk elmix - 8,8 g CO<sub>2</sub>eq/kWh. Detta ger dock en underskattning av det verkliga klimatavtrycket med hänsyn till export och import. En mer rättvis siffra för en nordisk elmix korrigerad för import och export är 90,4 g CO<sub>2</sub>eq/kWh enligt Sandgren & Nilsson (2021). Båda siffrorna presenteras i rapporten.

För produktion av syrgas har inga siffror för svenska förhållanden hittats. För produktion inom EU är klimatavtrycket 0,26 kg CO<sub>2</sub>eq/kg syrgas, men denna siffra antas inte kunna användas för svenska förhållanden. I stället används klimatavtrycket för elkonsumtionen för att producera syrgas med en PSA-process som konsumerar ca 0,5 kWh/Nm<sup>3</sup>, vilket ger ett klimatavtryck på 3,4 g CO<sub>2</sub>eq/kg O<sub>2</sub>. Detta dubblas för att ta hänsyn till t ex förbrukning av adsorbent. Således 6,8 g CO<sub>2</sub>eq /kg O<sub>2</sub>. Med nordisk elmix blir motsvarande klimatavtryck 70 g CO<sub>2</sub>eq /kg O<sub>2</sub>.

## 4. Flöden under provtagning

I detta kapitel presenteras flödena på avloppsreningsverken och i recipienterna under provtagningen (Tabell 8), samt medelflöden under 2022 på avloppsreningsverken och i recipienterna under perioden 1990–2020 (Tabell 9). I Tabell 10 presenteras en spädningsfaktor,  $d$  v s recipientflödet dividerat med avloppsreningsverkets utsläpp av renat avloppsvatten. Syftet med att presentera denna data är att ge läsaren en uppfattning om provtagningstillfällena har varit representativa för ett år.

**Tabell 8. Utgående flöde under provtagningstillfällena, samt ett medelvärde för de fyra provtagningarna och medelflödet under 2022. Flödet under provtagningen är angivet som dygnsmedelflöde även om provtagningen i regel pågick längre än ett dygn.**

Avloppsreningsverk	Enhet	Dygnsflöde ARV under provtagning					Medel	Medel 2022
		1	2	3	4	Medel		
Stehag avloppsreningsverk	m <sup>3</sup> /d	880	1 200	690	310	770	770	
Källby avloppsreningsverk	m <sup>3</sup> /d	27 000	32 000	30 000	23 000	28 000	29 000	
S Sandby avloppsreningsverk	m <sup>3</sup> /d	1 500	2 400	2 100	1 400	1 900	2 000	
Torna Hällestad avloppsreningsverk	m <sup>3</sup> /d	87	190	120	92	120	120	
Ellinge avloppsreningsverk	m <sup>3</sup> /d	12 000	17 000	13 000	5 800	12 000	12 000	
S Sandby Kävlingeån	m <sup>3</sup> /d	1 500	2 400	2 100	1 400	1 900	2 000	

**Tabell 9. Flöde i recipienten nedströms avloppsreningsverken under provtagningsdagen. I tabellen presenteras även ett medelvärde för de fyra provtagningarna och för perioden 1990–2020 jämfört med flödet år 2022. Orange markeringen visar att medelvärdet under provtagning skiljer sig mer än 20 % från medelvärdet 1990 – 2020.**

Avloppsreningsverk	Enhet	Flöde recipient under provtagning					1990 - 2020
		1	2	3	4	Medel	
Stehag avloppsreningsverk	m <sup>3</sup> /d	2 100	28 000	6 600	1 000	9 500	17 000
Källby avloppsreningsverk	m <sup>3</sup> /d	74 000	290 000	36 000	36 000	180 000	200 000
S Sandby avloppsreningsverk	m <sup>3</sup> /d	2 800	55 000	22 000	1 600	20 000	23 000
Torna Hällestad avloppsreningsverk	m <sup>3</sup> /d	8 300	73 000	66 000	21 000	42 000	39 000

Ellinge avloppsreningsverk	m <sup>3</sup> /d	40 000	170 000	74 000	7 900	72 000	160 000
S Sandby Kävlingeån	m <sup>3</sup> /d	170 000	1 100 000	510 000	190 000	490 000	690 000

Tabell 10. Beräknad spädningsfaktor för renat avloppsvatten som når recipienten under provtagningsstillfällena. Orange markeringen visar att medelvärdet under provtagning skiljer sig mer än 20 % från medelvärdet 1990 – 2020.

Avloppsreningsverk	Enhet	Spädningsfaktor					1990 – 2020/ARV 2022	
		1	2	3	4	Medel	Medel	
Stehag avloppsreningsverk	m <sup>3</sup> /d	2.4	24	9.5	3.4	9.8	23	
Källby avloppsreningsverk	m <sup>3</sup> /d	2.8	9.0	10	1.6	5.9	7.1	
S Sandby avloppsreningsverk	m <sup>3</sup> /d	1.8	23	10	1.1	9.1	11	
Torna Hällestad avloppsreningsverk	m <sup>3</sup> /d	96	380	540	230	310	330	
Ellinge avloppsreningsverk	m <sup>3</sup> /d	3.3	10	5.7	1.3	5.1	13	
S Sandby Kävlingeån	m <sup>3</sup> /d	110	460	240	140	240	340	

I Tabell 8 kan man se att flödena på avloppsreningsverken har varit representativa under provtagningen jämfört med under 2022. Flödena i recipienterna har varit representativa i Källby (Höje å), Södra Sandby (Sularpsbäcken) och Torna Hällestad (utlopp Krankesjön) men något lägre än medelflödet. Recipientflödet har varit lägre än normalt i Stehag (Blegelsbäcken), Elling (Bråån) och Södra Sandby (Kävlingeån). Samtliga recipientflöden är hämtade från S-Hype och är modellerade, förutom i Höje å där en mätstation för vattenföringen finns i höjd med avloppsreningsverkets utlopp.

## 5. Källby avloppsreningsverk

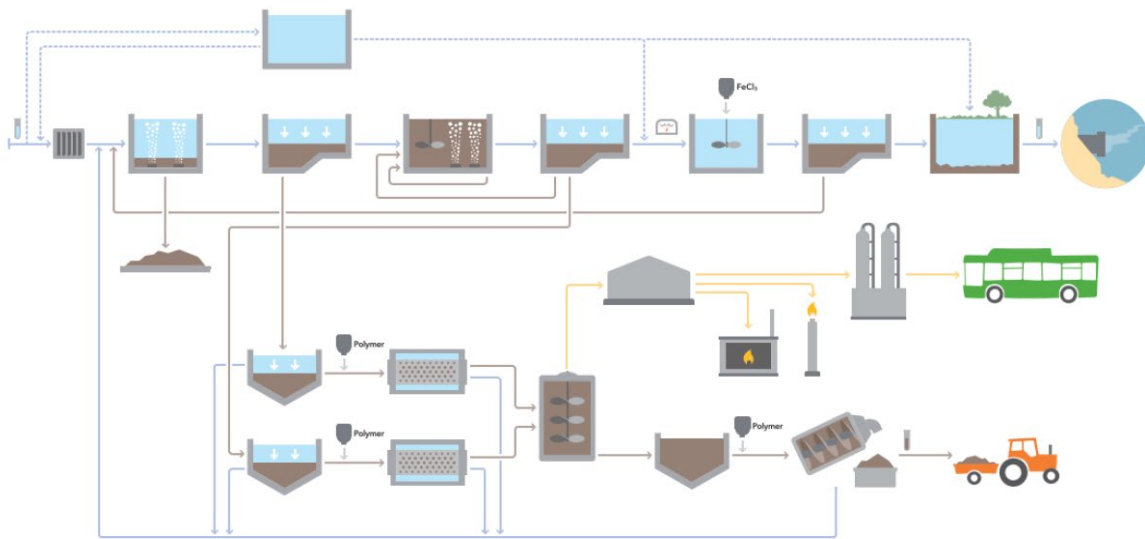
Källby etablerades redan på 1930-talet och tar numera emot avloppsvatten från Lunds tätort samt omgivande orter såsom Dalby, Genarp, Björnstorp, Veberöd, Vallkärra, Stångby inklusive Stångby kyrkby samt Vomb by. Det pågår en politisk process gällande Källby avloppsreningsverks framtid, om det ska fortsätta drivas och byggas ut eller om det ska läggas ner och avloppsvattnet överförs till Nya Sjölunda avloppsreningsverk. Det som redovisas i detta kapitel gäller i scenariot om Källby ARV skulle fortsätta sin verksamhet, utvecklas och byggas ut för en högre belastning. Den framtida belastningen utgår från tidigare prognoser på befolkningstillväxt och industribelastning inom avloppsreningsverkets upptagsområde, som har tagits fram inom ramen för en annan utredning (juli 2023).

### 5.1 Dimensionerande förutsättningar

#### 5.1.1 Befintlig process

Avloppsreningsverket är uppbyggt med ett mekaniskt reningssteg med fingaller, sandfång och försedimentering. Efter det mekaniska reningssteget tar den biologiska reningen vid i fyra parallella aktivslambassänger med fördenitrifikation. Aktivslambassängerna följs av sedimentation och därefter leds vattnet vidare till ett flockningssteg där fällningskemikalier tillsätts för att fälla ut kvarvarande fosfor. Bildade flockar avskiljs i den efterföljande slutsedimenteringen. Efter kemsteget poleras avloppsvattnet ytterligare i sex seriekopplade dammar innan det slutligen når Höje å. Det sista reningssteget har en relativt stor volym och dammarna utgör tillsammans 122 500 m<sup>3</sup>, vilket kan jämföras med medelflödet på Källby som under 2022 uppgick till 1 200 m<sup>3</sup>/h. Uppehållstiden är således i storleksordningen 4 dagar.

Kemiskt slam och primärslam tas ut från försedimenteringen och förtjockas innan rötning. Bioslammet tas ut från biosedimenteringen och förtjockas separat. Förtjockat slam från försedimenteringen och biosedimenteringen rötas i två rötkammare och avvattnas innan det transporteras till en slamdepå i Värpinge. Rötningen sker i serie där den första rötkammaren drivs termofilt och den andra mesofilt. Källby tar även emot externslam som ansluter före det mekaniska reningssteget före inkommande provtagningspunkt. Provtagning sker även på renat avloppsvatten när det rinner ut från dammarna. Det finns även ett antal interna provtagningspunkter och online-mätare för övervakning av de olika processtegen. Ett översiktligt flödesschema kan ses i Figur 2.

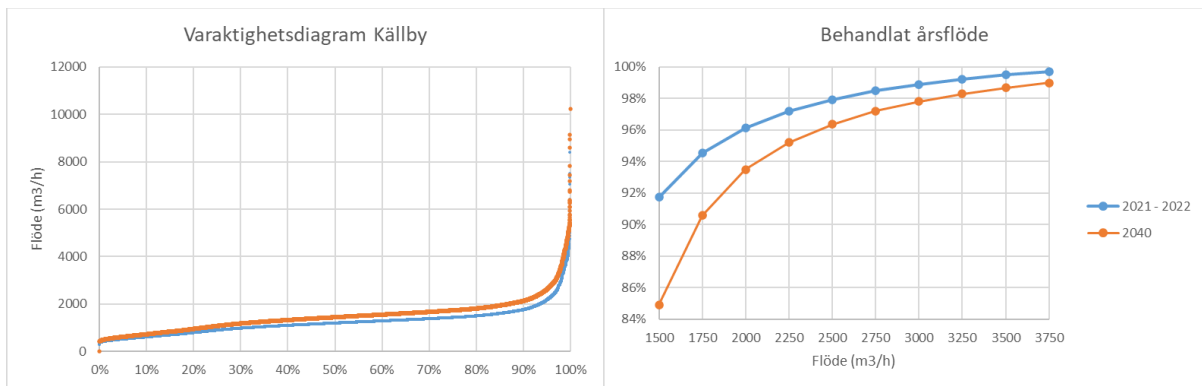


Figur 2. Översiktligt flödesschema för Källby avloppsreningsverk.

Gällande villkor medför att Källby får släppa ut 10 mg BOD<sub>7</sub>/l och 0,3 mg P-Tot/l. Dessa halter gäller som riktvärden för månadsmedelvärden och gränsvärden för årsmedelvärden. Gällande ammonium får Källby släppa ut 3 mg NH<sub>4</sub>/l som månadsmedelvärde och riktvärde under perioden juni-oktober. Riktvärdet för årsmedel är 4 mg NH<sub>4</sub>/l. Utöver krav på ammonium finns inget villkor som reglerar hur mycket kväve avloppsreningsverket får släppas ut. Dock regleras kväveutsläpp i föreskriften NFS 2016:6 och ska underskrida 10 mg/l i utgående avloppsvatten som årsmedelvärde för ett avloppsreningsverk av Källbys storlek, d v s när inkommande belastning beräknad med max gvb tätbebyggelse överstiger 100 000 pe. Utöver näringsämnen har Källby avloppsreningsverk villkor på syremättnad i utgående avloppsvatten. Syremättnaden ska minst uppgå till 60 % som riktvärde.

### 5.1.2 Flöden och belastning

Ett frekvensdiagram för utgående tim-flöden från kemsteget för åren 2021–2022 visas i Figur 3 till vänster. Till höger i figuren visas andel av årsflödet som underskrids vid ett visst flöde. Detta kan översättas som andelen av årsflödet som behandlas i ett reningssteg med ett visst maxflöde. I figuren visas även en bedömd prognos för år 2040. Denna har tagits fram genom att multiplicera timflöden från 2021–2022 med en faktor. Faktorn har beräknats genom att dividera prognostiserat medelflöde för år 2040 med det nutida medelflödet. Medelflödet 2021 – 2022 uppgick till 1 200 m<sup>3</sup>/h och det prognostiserade medelflödet 2040 har uppskattats till 1 500 m<sup>3</sup>/h. Den framtida belastningen av organiska mikroföroreningar på recipienten har tagits fram genom att jämföra inkommande befintlig BOD-belastning på reningsverket med prognostiserad BOD-belastning (8 835 kg/d). Beräknad framtida halt av organiska mikroföroreningar i recipienten har tagits fram genom att multiplicera nutida halt med en faktor som beräknats genom att dividera framtida belastning med befintlig belastning.

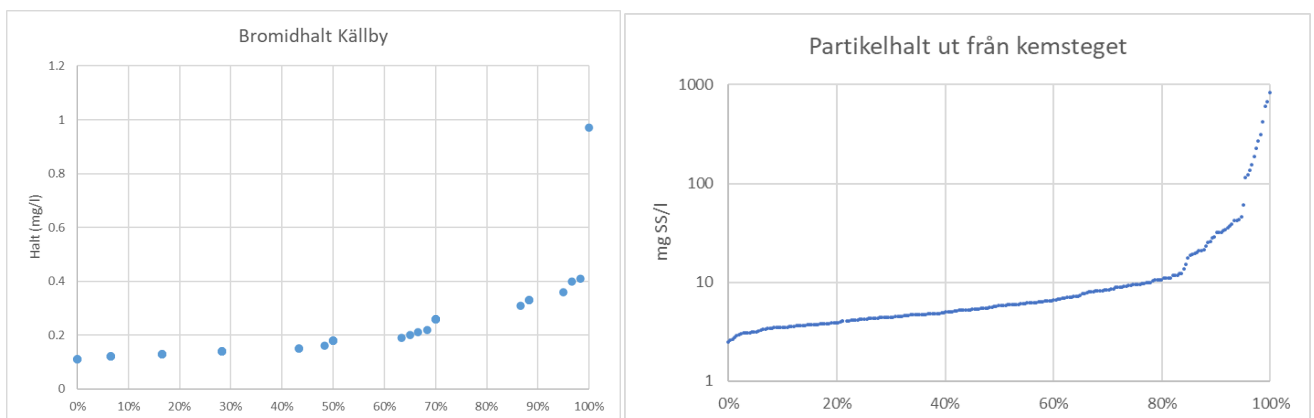


**Figur 3.** Till vänster visas ett frekvensdiagram för utgående tim-flöde från kemsteget på Källby avloppsreningsverk. Till höger visas hur stor del av årsflödet som underskrider ett visst flöde som visas på x-axeln. I figuren visas även en prognos för 2040.

### 5.1.3 Karakterisering av inkommande och utgående avloppsvatten

Inom ramen för detta projekt har inga analyser genomförts för att karakterisera avloppsvattnet vad gäller innehåll av ämnen som kan påverka val och dimensionering av ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar. Vilka ämnen det rör sig om beskrivs i avsnitt 3.7. Det finns dock en del analyser som har genomförts i andra projekt och som har sammanställts i detta avsnitt.

Bromidanalyser genomförda på dygnsprov under 2020–2021 visas till vänster i Figur 4. Till höger i figuren visas partikelhalter ut från kemsteget under perioden 2021 till juni 2023. Från kemsteget går två delflöden till dammarna och därför har analysresultaten från de två delflödena flödesviktats för att motsvara det som når dammarna. I Figur 4 är resultaten sorterade i ett frekvensdiagram.



**Figur 4.** Frekvensdiagram som visar bromid- och partikelhalter i avloppsvattnet på Källby avloppsreningsverk. Bromidhalterna är sammanställda för perioden 2020–2021 och partikelhalterna för perioden 2021 till och med juni 2023. Notera att y-axeln för partikelhalter är logaritmisk.

Partikelhalten varierar kraftigt i utgående vatten från kemsteget, från ett par mg/l till flera hundra mg/l.

På Källby avloppsreningsverk har även analyser av nitrit, löst organiskt kol (DOC) samt järn- och aluminium gjorts historiskt på utgående avloppsvatten från dammarna. Ett reningssteg kommer dock placeras före dammarna eftersom dammar utgör ett okontrollerbart reningssteg och därför inte bör föregå ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar som är beroende av en relativt jämn vattenkvalitet. För dessa ämnen ansätts i stället en koncentration för en konceptuell design av



ett reningssteg. Antagna förutsättningar för dimensioneringen visas i avsnitt 5.7. Dessa förutsättningar antar att avloppsreningsverket har byggts om för att möta mer strikta reningskrav vad gäller kväve (ammonium och totalkväve) och fosfor.

Det finns ingen industri med betydande belastning inom Källbys upptagningsområde och industribelastningens inverkan på vattenkvaliteten är marginell.

## 5.2 Recipienten

Källby släpper renat avloppsvatten till Höje å och vattenförekomsten HÖJE Å: Önnerupsbäcken – källa. Vattenförekomsten uppnår inte god ekologisk status på grund av övergödning, hydromorfologiska förändringar, samt då flera särskilt förorenade ämnen överstiger bedömningsgrunden i recipienten. Ett av de ämnen där halten överskrider miljö kvalitetsnormen är diklofenak och i förvaltningscykel 3 (VISS 2023a) har en möjlig åtgärd för att minska utsläpp av diklofenak på Källby avloppsreningsverk identifierats. Utöver Källby avloppsreningsverk belastas recipienten uppströms med avloppsvatten från Staffanstorps avloppsreningsverk som tar emot en belastning på ungefär 11 000 pe (2020).

Den kemiska statusen bedöms även den som ”ej god”, men klassning har endast skett för bromerade difenyletrar och kvicksilver som överskrids i samtliga av Sveriges vattenförekomster på grund av atmosfäriskt nedfall. PFOS har mätts vid ett tillfälle vilket inte anses utgöra en tillräckligt säker grund för en klassning. PFOS tros härstamma från brandövningsplatser i Staffanstorp och på Gastelyckan i Lund, samt från utsläpp av renat avloppsvatten från Källby avloppsreningsverk. PFOS härstammar i det senare fallet från de hushåll och verksamheter som är anslutna till reningsverket.

För att övervaka avloppsreningsverkets miljöpåverkan i Höje å finns det övervakningsstationer uppströms och nedströms avloppsreningsverket. Dessa provtas regelbundet inom ramen för recipientkontroll och benämns: Höje å Trolleberg nedstr. Källby ARV (programspecifikt ID 21 – kontrollerande övervakning för näringsämnen, prioriterade ämnen och SFÄ:er), Höje å Nedstr. Lunds V dagvattenutsläpp (programspecifikt ID 21a – bl a kontrollerande och operativ övervakning för näringsämnen, ammoniak och nitrat), Höje å Uppstr. Källby ARV (programspecifikt ID 20 – kontrollerande övervakning för bl a näringsämnen).

### 5.2.1 Utspädning

I anslutning till provtagningspunkten nedströms Källby avloppsreningsverk (programspecifikt ID 21) finns en mätstation för vattenföringen i Höje å. I denna punkt är även avrinningsområdet definierat i S-Hype. Vattenföringen här är således inte modellerad utan uppmätt data. Övervakningsstationen 21a ligger något nedströms mätstationen men det uppmätta flödet bedöms ändå vara representativt för provpunkten 21a eftersom sträckan mellan mätstationen och provpunkt 21a är begränsad.

## 5.3 Provtagning inom projektet

Provtagning i detta projekt har genomförts på inkommande och utgående avloppsvatten på Källby avloppsreningsverk, samt i utgående vatten från kemsteget och då i två punkter (KAK1 och KAK2) eftersom vattenkvaliteten kan skilja sig åt mellan kemstegets linjer och det finns ingen provpunkt där flödet från de två linjerna är blandat innan utsläpp till dammarna. Proven från avloppsreningsverket har varit veckoprover, med något undantag då en provtagningsdag missades p g a tekniska problem.

Provtagning i recipienten har skett i de programspecifika punkterna 20 och 21a. Enligt ovan resonemang bör flödet från S-Hype vara representativt för flödet i nedströms provtagningspunkt (21a). I projektet har recipientproverna analyserats av två olika laboratorier, IVL och Eurofins.

Uppströms i recipienten har analyser genomförts för läkemedel och PFAS. Nedströms i recipienten analyserades läkemedel, PFAS och YES, men inte hormoner och fenoler. I inkommande och utgående avloppsvatten samt i avloppsvatten ut från kemsteget har läkemedel, PFAS, hormoner, fenoler och YES analyserats. Samtliga analyser har inte genomförts i alla punkter vid alla provtagningsstillfällen. En lista över vilka analyser som har gjorts vid respektive provtagningspunkt och tillfälle finns i Bilaga 3.

På det provvatten från avloppsreningsverket som har analyserats för mikroföroreningar har även analyser för COD, Tot-N och Tot-P genomförts. Analyserna under de fyra provtagningsomgångarna visar att avloppsreningsverket har fungerat som förväntat avseende reduktion av organiskt material och näringsämnen. Vattenkvaliteten ut från de två kemstegslinjerna (provtagningspunkt KAK1 och KAK2) var också jämförbar under projektet, förutom under provomgång 3 då halterna av organiskt material och näringsämnen var ungefär dubbelt så höga i utgående vatten från KAK1 jämfört med utgående vatten från KAK2.

Flöden på avloppsreningsverket och i recipienten under provtagningen presenteras i kapitel 4.

## 5.4 Miljöpåverkan i recipienten

I Tabell 11 presenteras en sammanfattning av den bedömda miljöpåverkan från avloppsreningsverkets utsläpp av mikroföroreningar. Koncentrationerna som diskuteras i tabellen avser nedströms halter i Höje å, i första hand uppmätta och i andra hand beräknade. I regel presenteras halter i relation till miljökvalitetsnormer för respektive substansgrupp först följt av hur halterna förhåller sig till PNEC. Samtliga halter och riskkvoter presenteras i Bilaga 2. I Bilaga 2 visas koncentrationer i recipienten i kolumnen som heter *Medelkoncentration – befintlig belastning*. I kolumnen visas båda uppmätt och beräknad koncentration i recipienten och en färgkodning visar om koncentrationen överstiger PNEC, gränsvärde eller bedömningsgrund. I kolumnen *Riskkvot – med befintlig belastning* visas beräknade riskkvoter. Även dessa presenteras utifrån uppmätt och beräknad halt och har färgkodats när de överstiger 1 och 0,5.

**Tabell 11. Bedömd miljöpåverkan från utsläpp av renat avloppsvatten i Höje å från Källby avloppsreningsverk. I tabellen presenteras miljöpåverkan nedströms avloppsreningsverket för respektive substansgrupp.**

Ämnesgrupp	Beskrivning miljöpåverkan	Konklusion
Läkemedel:	<p><u>Uppmätta koncentrationer och värden:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Diklofenak medelvärde nedströms 205 ng/L, d v s överstiger MKN 100 ng/l. MKN överskrids i 2 av 4 prover för diklofenak (P1: 460 ng/L; P4: 190 ng/L).</li> <li>RK citalopram 4,1 (överstiger PNEC vid 4 tillfällen/4 provtagningar); diklofenak 4,1 (2/4); furosemid 1,8 (2/4); oxazepam 9,0 (4/4); sertralin 2,1 (3/4); sulfametoxazol 0,52 (1/4).</li> </ul>	<p>Höje Å nedströms påverkad av förhöjda läkemedelskoncentrationer över MKN eller över PNEC.</p> <p>Förekomst av läkemedel uppströms, sannolikt från Staffanstorps ARV. Medelhalt diklofenak 72 ng/l, dvs under MKN. RK uppströms för oxazepam 2.5.</p>

	<p>RK &gt; 1 för 5 ämnen i intervallet 1,8-9,0 och ett ämne med RK= 0,5.</p> <p><u>Beräknade värden med S-Hype:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Bekräftar i stort de uppmätta recipientvärdena.</li> </ul>	
<b>Hormoner:</b>	<p><u>Bedömning baseras endast på beräknade koncentrationer.</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Endast östron detekteras i utgående avloppsvatten (2 tillfällen/3 provtagningar). Halterna av östradiol och etinylöstradiol ligger under detektionsnivå (0,4 – 0,7 ng/l) under samtliga tillfällen.</li> <li>RK östron 9,5 (2/3).</li> <li>Om utgående halt sätts till LOD, d v s ett worst case scenario, uppgår RK för östradiol till 2,2 (3/3) och för etinylöstradiol 5,6 (3/3). Beräknad medelhalt etinylöstradiol nedströms 0,09 ng/l överstiger MKN på 0,035 ng/l (3/3).</li> </ul>	<p>Höje Å nedströms påverkad av östron i en halt över PNEC.</p> <p>Halter under detektion (östradiol och etinylöstradiol) i utgående vatten förhindrar en uppskattning av nedströms halter. Worst case visar påverkan från båda ämnena.</p>
<b>Östrogena effekter:</b>	<p><b>Två analyser och tre beräkningar utförda nedströms</b></p> <p><u>Uppmätta koncentrationer:</u> Provtagning 1 (P1) &lt; LOD (0,1); P4: 1,69 ng E2-ekv/l &gt; bedömningsgrund (LOEC).</p> <p><u>Beräknade koncentrationer:</u> Medelvärdet 0,16 ng E2-ekv/l &lt; LOEC. LOEC överstigs en gång (P2: 0,31 ng/l).</p>	<p>Ett uppmätt värde och ett beräknat överstiger bedömningsgrunden. Två beräknade och ett uppmätt är under bedömningsgrunden. På fåtal analyser och spretande data kan ingen slutsats dras.</p>
<b>PFAS-ämnen:</b>	<p><u>Uppmätta koncentrationer och värden:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Medel PFOS nedströms 1,22 ng/L. Medel uppströms 0,90 ng/L.</li> </ul> <p>MKN överskrids nedströms i 4 av 4 prover för PFOS (P1: 1,10 ng/L; P2: 0,84 ng/L; P3: 1,52; P4: 1,43).</p> <p><u>Beräknade värden med S-Hype</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Medel PFOS nedströms 0,73 ng/l och överskrider då MKN.</li> </ul>	<p>Höje Å nedströms påverkad av PFOS över MKN.</p> <p>Uppströms koncentrationer också över MKN, i ett fall högre koncentrationer än nedströms.</p> <p>Data indikerar att avloppsreningsverkets utsläpp ensamt skulle bidra med en koncentration i recipient som överstiger MKN.</p>
<b>Fenoler:</b>	<p><b>Två beräkningar utförda nedströms. Halter långt under MKN.</b></p>	<p>Överstiger inga MKN.</p>

Med en framtida ökad belastning på Höje å i ett scenario baserat på att fler personer ansluts till avloppsreningsverket, spås koncentrationerna att öka för de ämnen som återfinns i halter över MKN eller PNEC. Dock kommer det inte dyka upp fler ämnen där koncentrationen överstiger MKN eller PNEC, förutsatt att konsumtionen av läkemedel inte förändras.

Inkommande avloppsvatten ser ut att härstamma från hushåll då inget ämne återfinns i en koncentration som avviker i medel över året. Under provtagning 4 var dock inkommande PFOS-halt relativt hög (3,4 ng/l) vilket kan indikera att det finns en punktkälla till föroreningen utöver anslutna hushåll.

En större reduktion än väntat av flera läkemedel kunde ses under provtagning 3 och 4 vilket resulterade i låga utgående halter jämfört med vad som kan förväntas från ett kommunalt avloppsreningsverk.

#### 5.4.1 Övriga incitament för rening från organiska mikroföroreningar

Om föreslaget avloppsdirektiv blir verklighet är Källby avloppsreningsverk ett av de verk som behöver implementera rening från organiska mikroföroreningar och avskilja 80 % mellan inkommande och utgående vatten av ett urval av läkemedel. Ett reningssteg skulle enligt direktivförslaget behöva vara på plats redan 2035.

Om föreslagen ändring av ämnesdirektivet implementeras kommer det påverka behovet av att reducera diklofenak och fenoler. Föreslaget gränsvärde för diklofenak är 40 ng/l och beräknade reduktionsbehov som presenteras i nedan avsnitt har utgått från PNEC vilken uppgår till 50 ng/l, alltså i paritet med föreslagen lagstiftning. Utredningen bedömer inte att fenolerna kan reduceras så pass långtgående att halten i Höje å skulle underskrida föreslaget gränsvärde. Vidare ligger föreslaget gränsvärde långt under detektionsnivån som dagens analysteknik kan erbjuda.

På Källby avloppsreningsverk används idag renvatten för de interna processerna. Ett mindre incitament för rening av organiska mikroföroreningar är att utgående vatten då relativt enkelt kan användas internt.

#### 5.4.2 Resultat av dubbla analyser

I en delstudie i detta projekt skickades prover till två olika analyslaboratorier för att få en uppfattning om det skiljde sig mycket mellan resultaten, vilket kan tyda på att det finns systematiska eller stora slumpmässiga fel i något av laboratoriernas mätningar.

Generellt för ett analyslaboratorium kan antingen ett certifierat referensmaterial eller en jämförande analys mellan flera olika analyslaboratorier göras för att indikera hur nära den "verkliga" koncentrationen som ett mätvärde från ett analyslaboratorium är. För vattenprover är det ofta ovanligt att certifierade referensmaterial finns, p g a svårighet att lagerhålla dessa typer av prover. Jämförelser mellan analyslaboratorier, sk proficiency tests eller inter laboratory comparisons (ILC), organiseras oftast via institut som är specialiserade på att erbjuda dessa, exempelvis Wepal/Quasimem ([WEPAL-QUASIMEME Proficiency Tests - WEPAL](#)). Då dessa tester endast utförs vid vissa tidpunkter kan det hända att det inte finns någon pågående test som passar för den försöksserie som har planerats.

I Tabell 12 visas resultat från de dubbla analyser som genomfördes på recipientvatten under provtagningsomgång 2–4. I tabellen används en färgmarkering när den uppmätta halt från det ena laboratoriet är högre än den uppmätta halten från det andra. Mörkblått visar den högre halten och

ljusblått visar då den lägre. Samtliga resultat där ämnen har analyserats av båda laboratorierna finns i Bilaga 4. Det kan verka som att stora skillnader föreligger mellan de två analyslaboratoriernas uppmätta värden, t ex att mätvärdet för diklofenak från nedströms Källby i provomgång två är ungefär tre gånger högre för IVL än för Eurofins. Mätvärdena baserar sig dock på enstaka mätningar och prover där koncentrationerna är relativt låga. Osäkerheten för bägge analyserna behöver tas med i denna bedömning, vilket vid analysen kan vara mellan ca 20 % och 50 % för bägge analyslaboratorierna. I detta fall, där koncentrationerna är relativt låga, ligger osäkerheten antagligen i den övre delen av detta spann vilket kan vara en förklaring till de till synes stora skillnaderna i koncentration på vissa prover. Värdena ligger dock i samma storleksordning, t ex 190 respektive 140 ng/L för diklofenak nedströms Källby i provomgång fyra och skillnaderna mellan prover är liknande mellan de olika laboratorierna: oxazepam i provomgång fyra uppmäts till 150 respektive 200 ng/L uppströms och 48 respektive 70 ng/L nedströms.

För många av mätvärdena i Tabell 12 är överensstämmelsen mellan mätningarna därför att beteckna som god, t ex diklofenak uppströms Källby i provomgång två (24 respektive 14 ng/L), citalopram nedströms Källby provomgång fyra (58 respektive 34 ng/L) och sertralin nedströms Källby provomgång fyra (30 respektive 34 ng/L). I endast ett fåtal fall är värdet från det ena laboratoriet högt där värdet för det andra laboratoriet är under detektionsgränsen, t ex furosemid nedströms Källby i provomgång två och fyra. Det är svårt att dra någon slutsats av detta utan att ha tillgång till mer information om t ex hur laboratorierna kompenserar för extraktionsutbyten.

Även om ett analyslaboratorium har en certifiering för en analys från t ex Swedac kan det ha gått upp till fyra år mellan tillfällena då en inter laboratory comparison har utförts. Skillnader som de som syns här kan uppstå under en sådan tidsrymd. IVL deltog i en interlaboratorie-jämförelse för läkemedelsanalyser som utfördes på uppdrag av Naturvårdsverket parallellt med projekten för att utvärdera rening av organiska mikroföroreningar. Denna rapport finns publicerad genom Svenskt Vatten (Svahn, 2023).

**Tabell 12. Resultat av dubbla analyser där de ämnen som bedöms kunna påverka miljön negativt har valts ut. En färgmarkering har använts för att visualisera en jämförelse av halter vid respektive provtagningsstillfälle. Mörkblått visar att den uppmätta halten av ett ämne från det ena laboratoriet var högre än den uppmätta halten från det andra laboratoriet. Den lägre halten är då markerad i ljusblått.**

(ng/l)	Provomgång 2				Provomgång 3				Provomgång 4			
	Källby nedströms		Källby uppström		Källby nedströms		Källby uppström		Källby nedströms		Källby uppström	
	IVL	Eurofins	IVL	Eurofins	IVL	Eurofins	IVL	Eurofins	IVL	Eurofins	IVL	Eurofins
Citalopram	**	*	*	*	12	12	**	*	58	34	6.2	*
Diklofenak	96	31	24	14	72	37	19	*	190	140	44	*
Furosemid	220	*	**	*	15	*	**	*	92	*	*	*
Oxazepam	14	30	*	*	46	40	9	*	150	200	48	70
Sertralin and norsesertralin*	*	*	*	*	16	34	*	*	30	34	*	*
Sulfametoxazol	32	22	**	*	28	*	5	*	64	27	34	*
* Eurofins analyserar även metaboliten norsesertralin.												
Större än						Mindre än						

## 5.5 Åtgärder för att reducera miljöpåverkan

### 5.5.1 Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör hög risk

Vid bedömningen av miljöpåverkan i recipienten uppkom flertalet ämnen vid hög risk för Höje å. Samtliga sju ämnen visas i Tabell 13 tillsammans med ett beräknat behov på reduktion utifrån dagens behov och ett framtida behov. Utöver detta visas också en gradering av teknikerna GAK respektive ozons förmåga att avskilja respektive mikroförorening enligt metoden beskriven i avsnitt 3.8.3. Gråa celler i tabellen indikerar de situationer som är särskilt utmanande för GAK respektive ozon, vilket inträffar i situationer när gradering 3 eller 4 kombineras med ett högt behov på avskiljning. Det är vidare dessa situationer som kommer att kommenteras och diskuteras i avsnittet här nedan.

För val av teknik kan även avloppsvattnets karaktär påverka. Analysen av vattenmatrisen har dock inte indikerat på några hinder för varken implementering av GAK eller ozon.

#### GAK

Avseende de ämnen som är mest utmanande för GAK markeras oxazepam, diklofenak och PFOS i Tabell 13. PFOS är ett särskilt fall och kommenterades redan inledningsvis i avsnitt 3.8.3. I tabellen har vi indikerat att PFOS-förekomsten i recipienten uppströms avloppsreningsverket bidrar med bakgrundshalter som är så pass höga relativt utsläppet från avloppsreningsverket, vilket leder till att en åtgärd på avloppsreningsverket med avskiljning av PFOS, inte kommer leda till att halten PFOS underskrider MKN i recipienten. Däremot kan en åtgärd som även reducerar PFOS i avloppsvattnet bidra till att god status kan uppnås i recipienten på sikt. Avseende diklofenak och oxazepam kan dessa substanser avskiljas relativt väl, men med tanke på rådande höga behov av avskiljning som för oxazepam varierar från 92 % till 94 % för dagens respektive det framtida behovet av reduktion, och från 80 % (dagens) till 85 % (framtida) för diklofenak, kan denna avskiljning bli mer utmanande relativt de andra mikroföroreningarna. Det kan, med tanke på gradering 3, förväntas att ett filterbyte

behöver ske långt tidigare än 20 000 bäddvolymter, som annars är ett nyckeltal för när byte av kolfilter sker. Gradering 3 i kombination med ett behov av reduktion på över 80 % för diklofenak, kan innebära att filterbyte behöver bevakas och eventuellt genomföras redan så tidigt som vid 10 000 – 15 000 bäddvolymter.

### Ozon

För ozon finns det två ämnen som indikeras i grått. Detta är primärt oxazepam, som kräver en högre ozondos om ca 1,0 mg ozon/mg DOC. Vid denna drift kan oxazepam avskiljas till närmare 90 % utan problem, men då behovet för reduktion är satt något högre, från 92 % till 94 % för den framtida belastningen, kan avskiljning av oxazepam eventuellt bli begränsande för driften. Avseende bedömning för PFOS, bedöms detta likt ovan, men med tillägget att ozon inte reagerar med PFOS. Om Källby avloppsreningsverk framgent önskar ett reningssteg som ska avskilja PFOS, krävs det att ozonsteget kombineras med aktivt kol.

### Teknikval

För GAK-filtrering är det framför allt diklofenak och oxazepam som är de mikroföroreningar som behöver särskild bevakning när PFOS exkluderas i bedömningen. Detta innebär att GAK-filtret kan behöva bytas ut tidigare än vid 20 000 bäddvolymter. Avseende ozontekniken, är det framför allt oxazepam som leder till att en hög ozondos behövs. Ett annat teknikalternativ kan vara att kombinera ozon med GAK, för att på så sätt erhålla en högre total reduktion av de mikroföroreningar som är utpekade som utmanande för Källby. Detta gäller särskilt oxazepam där behovet för avskiljning är högre än 90 % för den framtida belastningen. Avseende teknikval rekommenderas därför att dostester genomförs på aktuellt avloppsvatten för att säkerhetsställa en hög avskiljning av oxazepam med ozon. Exempel på lämpliga tester som tidigare genomförts i VA SYD:s regi finns i Hoyer et al. (2022). Denna teknikutvärdering bör även inkludera utvärdering av ozon kombinerat med GAK, för att säkerhetsställa om GAK som efterbehandlingssteg kan bidra till en högre total avskiljning tillsammans med ozon. Detta är därmed det mest säkra teknikvalet sett till befintliga data och blir den teknik som rekommenderas. Ozon kombinerat med ett annat efterbehandlingssteg kan eventuellt också fungera men kommer med en större osäkerhet.

**Tabell 13. Sammanställning av mikroföroreningar som utgör hög risk i recipienten för Källby avloppsreningsverk, behov av reduktion utifrån dagens och en framtida belastning samt gradering för respektive tekniks möjlighet att avskilja mikroföroreningen. Behov av reduktion har beräknats så att halten av respektive ämne i recipienten ska underskrida PNEC och aktuella miljö kvalitetsnormer, med en viss marginal.**

För GAK är bedömningen graderad från 1 till 4, där 1 anses vara mycket god reduceringsförmåga medan gradering 3 och 4 motsvarar måttlig till sämre. För ozon är bedömningen gjord efter hur väl mikroföroreningar kan oxideras, där 1 är mycket god, 3 är dålig och 4 innebär ingen oxidation alls. Gråa celler indikerar de situationer som blir begränsande för tekniken.

Mikroförorening som utgör hög risk i recipienten	Behov av rening från organiska mikroföroreningar (%)		Gradering för ozon respektive GAK	
	Dagens belastning	Framtida belastning	GAK	Ozon
Citalopram	80	86	1	2
Diklofenak <sup>a</sup>	80	85	3	1
Furosemid <sup>b</sup>	51	66	4	1
Oxazepam	92	94	3	3
Sertralin	58	71	1	3
PFOS <sup>c</sup>	na <sup>d</sup>	na <sup>d</sup>	4	4



Östron	92	94	1	1
--------	----	----	---	---

<sup>a</sup> På grund av uppströmshalter av diklofenak kan ytterligare rening på Källby avloppsreningsverk behövas om åtgärder uppströms uteblir.

<sup>b</sup> Graderingen är baserad på en bedömning av den kemiska strukturen och ozons reaktivitet med funktionella grupper enligt tidigare studier (Lee & von Gunten, 2010)

<sup>c</sup> Det sker ingen signifikant reaktion mellan PFOS och ozon eller mellan PFOA och ozon (von Sonntag & von Gunten, 2012)

<sup>d</sup> na, not applicable – avseende PFOS indikerar bakgrundshalterna i recipienten att en avskiljning på avloppsreningsverket inte signifikant minskar observerade halter i recipienten nedströms avloppsreningsverket. PFOS presenteras i tabellen avseende teknikernas förmåga för avskiljning.

## 5.6 Konceptuell beskrivning och dimensionering av ett reningssteg

För att reducera halterna av de målsubstanser som har pekats ut i Tabell 11 till nivåer under MKN och PNEC i Höje å skulle det krävas en långtgående rening av avloppsvatten på Källby avloppsreningsverk om reningsverket skulle drivas vidare, samt att en stor andel av årsflödet renas. En anläggning skulle därför i detta scenario behöva dimensioneras för ett kunna behandla allt vatten som normalt behandlas biologiskt på avloppsreningsverket, d v s dimensioneras för  $Q_{max}=2*Q_{dim}$ . Notera att ett reningsmål baserat på färre målsubstanser såsom enbart diklofenak, hade resulterat i en mindre anläggning. Dimensioneringen görs för 2040 och med de förutsättningar som listas i Tabell 14.

**Tabell 14. Ansatt vattenkvalitet i utgående avloppsvatten på ett framtida Källby avloppsreningsverk. Ansatta halter utgår från att avloppsreningsverket är ombyggt för att klara framtida hårdare reningskrav.**

Ämne och faktor	Antagande
Industribelastning	Ingen betydande som förväntas påverka val av teknisk lösning.
Bromid	Låga halter som inte utgör något problem vid ozonering.
Krom	Låga halter som inte utgör något problem vid ozonering.
Järn/Aluminium	Låga halter då reningssteget för avskiljning av organiska mikroföroreningar föregås av ett partikelavskiljande steg såsom ultrafilter eller sandfilter.
Nitrit (NO <sub>2</sub> -N)	Låga halter på 0,1 mg NO <sub>2</sub> -N/l.
DOC	8 mg/l.
Partiklar	Partikelhalt under 10 mg SS/l

**Tabell 15. Konceptuell beskrivning och dimensionering av teknisk åtgärd på Källby avloppsreningsverk i scenariot med fortsatt drift. I tabellen visas även en uppskattning på tillhörande kostnader för drift och investering samt miljöpåverkan från driften av ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar .**

Teknisk lösning
Ozonering följt av GAK-filter. På ett ombyggt avloppsreningsverk placeras reningssteget sist i processen efter ett partikelavskiljande reningssteg såsom sandfilter eller membranfilter. På större reningsverk behövs en intern automatiserad hantering av förbrukat GAK och vid påfyllning av nytt GAK. I en mer detaljerad förstudie behöver system för påfyllnad och tömning studeras mer noggrant.
Dimensionering
Q <sub>max</sub> för reningssteget uppgår till 3 250 m <sup>3</sup> /h, uppdelat på två linjer. Med detta maxflöde har utredningen beräknat att 99 % och 98 % av årsflödet behandlas år 2022 respektive år 2040.
Ozondos 1,0 mg O <sub>3</sub> / mg DOC. Med antagandet att vattnet innehåller 8 mg DOC/l och 0,1 mg nitritkväve blir dosen 8,3 g O <sub>3</sub> /m <sup>3</sup> . Kapacitet ozonreaktor 27 kg O <sub>3</sub> /h.
Kontaktid ozonreaktor 15 min ger volym 2*400 m <sup>3</sup> med ett djup på 6 m en yta på ca 230 m <sup>2</sup> plus tillhörande byggnad för utrustning.



Kolfilter EBCT 20 min vid Qmedel fördelat på två linjer med vardera tre filter ger en filtervolym på 6\*84m<sup>3</sup> med ett filterdjup på 1,5 m.

#### Resursförbrukning

Syrebehov baserat på en ozonkoncentration om 10 wt%: 880 och 1 100 ton/år för 2022 respektive 2040.

Elektricitet baserat på att det behandlande vattnet lyfts 2 m och att ozongeneratoren förbrukar 10 kWh/kg O<sub>3</sub> blir totalt 1,0 och 1,2 GWh för 2022 respektive 2040.

Kolkonsumtion ca 260 och 320 ton/år för 2022 respektive 2040 (torrvikt, kol bytes efter 20 000 BV vatten har behandlats). Reaktivering ett möjligt alternativ då en full bulkbil rymmer ca 20 - 25 ton material.

#### Förändringar i befintlig process

Denna dimensionering har utgått från att avloppsreningsverket byggs om för att kunna nå mer långtgående reningsvillkor. Eftersom recipienten är känslig kan man utgå från att villkor för fosforutsläpp kommer resultera i ett kraftfullt partikelavskiljande steg på ett framtida Källby. Ett sådant reningssteg skulle kunna utgöras av en kemisk fällning i kombination med en membranläggning eller ett filtersteg (sand- eller skivfilter) med stor kapacitet. En bra partikelavskiljning ger goda förutsättningar för att ett reningssteg för avskiljning av mikroföroreningar kan driftas utan störningar.

#### Integrering med befintlig process

Ingen granskning av befintlig process har gjorts då rening från organiska mikroföroreningar troligen först blir aktuellt på ett ombyggt avloppsreningsverk. Vatten tas från pumpsump, kanal eller bassäng. Lyfthöjd på pumpar antas till 2 m.

#### Miljöpåverkan – drift

I nedan tabeller visas den beräknade miljöpåverkan från driften av reningssteget, uttryckt i ton CO<sub>2</sub>-ekvivalener/år.

2022 CO <sub>2</sub> (ton CO <sub>2</sub> ,ekv)	Från el	Från syrgas	Totalt (el & O <sub>2</sub> )	Från kol		Totalt	g CO <sub>2</sub> ,ekv/m <sup>3</sup>	g CO <sub>2</sub> ,ekv/pe/år
Svensk elmix	8.8	6.0	14.8	Reg kol	528	543	51	4 731
				Jung kol	1 848	1 854	174	16 160
Nordisk elmix	90	62	152	Reg kol	528	680	64	5 926
				Jung kol	1 848	1 910	179	16 645

2040 CO <sub>2</sub> (ton CO <sub>2</sub> ,ekv)	Från el	Från syrgas	Totalt (el & O <sub>2</sub> )	Från kol		Totalt	g CO <sub>2</sub> ,ekv /m <sup>3</sup>	g CO <sub>2</sub> ,ekv /pe/år
Svensk elmix	10.6	7.3	18	Reg kol	640	658	51	5 221
				Jung kol	2 240	2 258	173	17 920
Nordisk elmix	109	74.7	184	Reg kol	640	824	63	6 538
				Jung kol	2 240	2 424	186	19 236

#### Kostnader

I nedan tabeller visas den beräknade investerings- och driftkostnaden, samt kostnaderna utslagna på behandlad volym vatten och per pe (faktiskt belastning).

Investering	CAPEX	OPEX 2022		Totalt	kr/m <sup>3</sup>	kr/pe/år
118 772 544 kr	8 218 919 kr	Reg kol	14 044 187	22 263 106 kr	2.1 kr	194 kr
118 772 544 kr	8 218 919 kr	Jung kol	21 528 587	29 747 506 kr	2.8 kr	259 kr

Investering	CAPEX	OPEX 2040		Totalt	kr/m <sup>3</sup>	kr/pe/år
-------------	-------	-----------	--	--------	-------------------	----------

118 772 544 kr	8 218 919 kr	Reg kol	16 332 568	24 551 487 kr	1.9 kr	195 kr
118 772 544 kr	8 218 919 kr	Jung kol	25 404 568	33 623 487 kr	2.6 kr	267 kr

Investeringskostnaderna har uppskattats till 120 MSEK för en anläggning som ska klara belastningen 2040.

**Notera att detta är schablonbaserade kostnadsuppskattningar, d v s de ska inte ligga till grund för ett framtida investeringsbeslut. För ett sådant beslut behövs platsspecifika kostnadsuppskattningar.**

## 5.7 Halter före och efter dammar

Inom projektet har provtagning före och efter dammarna på Källby avloppsreningsverk genomförts. Resultatet av dessa analyser presenteras i Bilaga 2. Ett urval av de ämnen som vanligtvis är problematiska i recipienten presenteras i Tabell 16.

**Tabell 16. Halter av mikroföroreningar i inkommande avloppsvatten, samt i renat avloppsvatten efter kemsteget (KAK1 & KAK2) och efter dammarna (utg). Alla halter i nanogram per liter.**

Källby Ämne (ng/l)	Provtagning 1				Provtagning 2				Provtagning 3				Provtagning 4			
	Ink	KAK1	KAK2	Utg	Ink	KAK1	KAK2	Utg	Ink	KAK1	KAK2	Utg	Ink	KAK1	KAK2	Utg
Citalopram	100	160	160	130	85	100	87	100	120	160	160	56	280	350	250	150
Diklofenak	1100	1100	1100	1000	770	720	610	640	710	690	660	370	930	830	780	270
Furosemid	5200	3800	3300	2200	2900	2500	2200	1400	1800	760	800	47	3100	2800	2600	150
Oxazepam	1800	560	570	550	210	140	130	140	450	290	300	260	330	330	310	280
Sertralin	120	170	130	72	110	72	44	67	170	200	230	57	330	230	230	72
Östron (E1)	60.9	3.6	3.4	4		3.2	2.5	6.9		**	**	*				
YES	89	*	*	*		1.4	1	2.8		1.3	1.2	1.4				
PFAS-11	8.4	12	12	13	80			17	9.2			14	16		14	18
PFOS	0.19	0.87	1.2	1.2	1.7			1.54	1.2			0.59	3.4		1.4	3.6

I Tabell 16 kan man se att halterna av mikroföroreningar efter kemsteget är ungefär samma som efter dammarna under den första och andra provtagningen. Under provtagning tre och fyra är halterna av flera läkemedel mycket lägre efter dammarna än före. För t ex diklofenak är halten före dammarna under provtagning tre 690 och 660 ng/l jämfört med halten efter dammarna som uppgår till 370 ng/l. Under provtagning fyra är halten före dammarna 830 och 780 ng/l jämfört med utgående halt på 270 ng/. Halter av flera läkemedel i det renade avloppsvattnet är också låga jämfört med vad man normalt ser på kommunala avloppsreningsverk. För t ex diklofenak brukar det inte finnas en skillnad mellan inkommande och utgående halt.

Det finns dock ett par osäkerheter som problematiserar tolkningen av resultatet. T ex saknas flödesmätning på utgående avloppsvatten, vilket innebär att halter inte kan räknas om till mängder för jämförelse. Eftersom uppehållstiden i dammarna är lång kan det finnas utspädningseffekter som påverkar halterna, men som inte upptäcks eftersom flödesmätning efter dammarna saknas. Spädningseffekter kan uppstå vid kraftigt regn veckan före provtagning, som då resulterat i en utspädning i dammarna, men som inte påverkar halterna efter kemsteget. Jämförs totalflödena under provtagningsveckorna med flödena under föregående veckor kan man dock inte se en tydlig effekt som skulle kunna förklara skillnaden i halter.

Skillnaden kan bero på att det sker faktisk nedbrytning av flera läkemedel i dammarna under de delar av året med större solinstrålning. Säsongsbaserad nedbrytning i dammar har observerats av t ex Fedorova et al. (2022) där forskarna såg en tydlig korrelation mellan nedbrytning av flera läkemedel såsom diklofenak och tid på året. Reduktionen över en dam på 2,6 ha och med en uppehållstid på 13 dagar som mottar renat avloppsvatten var större under sommaren vilket förklaras med högre vattentemperaturer, mer solinstrålning som kan leda till fotokatalytisk nedbrytning av ämnen, och större biologisk aktivitet. Några ämnen som forskarna såg reduceras i dammen var diklofenak, metoprolol, citalopram, tramadol och venlafaxin. Ämnen som inte reducerades var t ex karbamazepin och oxazepam.

Liknande säsongsbaserade effekter observerades av Kumar & Kumar (2020) i en studie av dammar som behandlingsmetod för avloppsvatten. I artikeln diskuteras möjliga reduktionsvägar där flera studier pekar på att fotokatalytisk nedbrytning av diklofenak är dominerande i ytvatten. Även Lindbäck et al. (2023) såg liknande effekter på andra avloppsreningsverk i Skåne och lyfter upp våtmarker som en möjlig lösning för reduktion av vissa läkemedel.

Eftersom resultatet på Källby avloppsreningsverk ligger i linje med vad litteraturen har påvisat kan utredningen med viss försiktighet dra slutsatsen att dammarna på Källby avloppsreningsverk reducerar flera av de mikroföroreningar som har analyserats i projektet och att reduktionen är mer betydande under den varma och soliga årstiden.

Det finns en konsekvens av denna slutsats som är viktig för ett eventuellt framtida avloppsreningsverk, nämligen att uppmätta halter i recipienten troligen skulle vara högre om dammarna inte fanns, i alla fall under de varmare årstiderna.

## 6. Ellinge avloppsreningsverk

Ellinge avloppsreningsverket är beläget i södra Eslöv och tar emot avloppsvatten från Eslöv, Gullarp, Östra Asmundtorp, Stabbarp, Västra Strö, Kungshult, Marieholm och Örtofta. Avloppsreningsverket tar också emot processavloppsvatten från en större livsmedelsindustri via en separat inloppsledning.

### 6.1 Dimensionerande förutsättningar

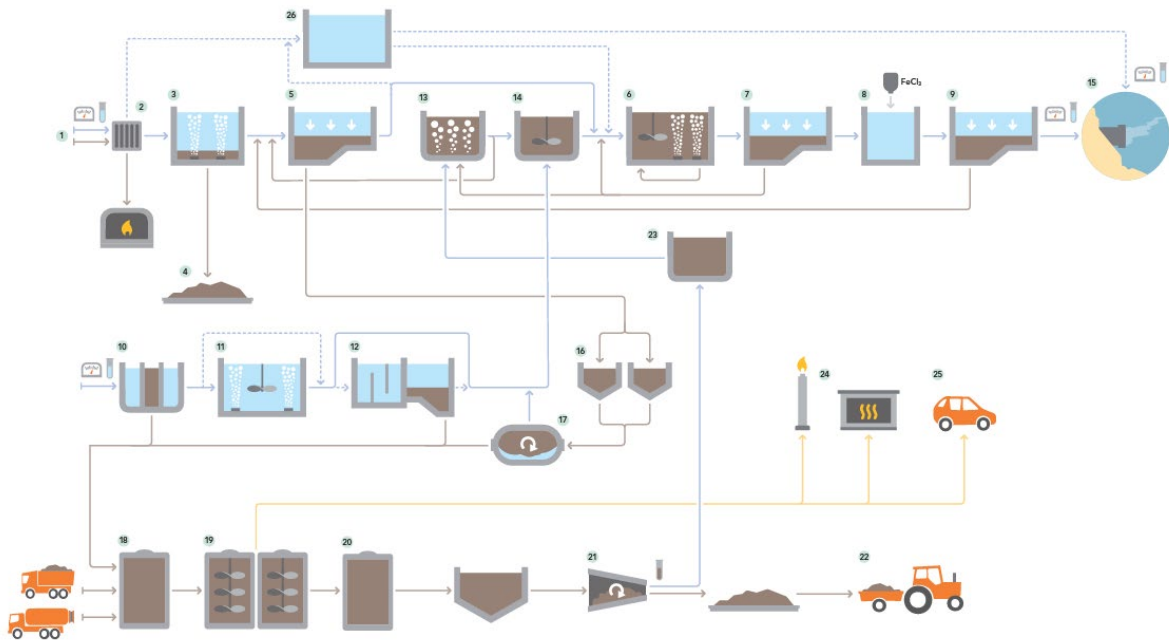
#### 6.1.1 Befintlig process

På Ellinge avloppsreningsverk behandlas avloppsvattnet mekaniskt, biologiskt och kemiskt. Industriavloppet härstammar från Orkla Foods och förbehandlas och utjämnas innan det blandas med det kommunala avloppsvattnet.

Det kommunala avloppsvattnet når först ett mekaniskt reningssteg som utgörs av rensgaller, sandfång och försedimentering. Därefter tar den biologiska reningen över i en aktivslamprocess med fördenitrifikation följt av sedimentering. Efter biosteget tillsätts fällningskemikalier för att avskilja kvarvarande fosfor och partiklar i slutsedimenteringen. Uttag av bioslam och kemsam återförs till en anslutningspunkt före försedimenteringen och tas ut som ett blandslam tillsammans med primärslammet. Slammet förtjockas innan det rötas i två seriekopplade rötkammare. Avloppsreningsverket är Revaq-certifierat. Returslammet från mellansedimenteringen blandas med rejektvatten från slamavvattningen och leds till en luftad volym och därefter till ett oluftat steg där det blandas med utjämnat och förbehandlat vatten från Orkla.

Det industriella spillvattnet förtjockas/försedimenteras innan ett luftat utjämningsmagasin. Därefter leds spillvattnet normalt till slamanoxen men kan vid behov också behandlas i en Actiflo-process för att ytterligare avskilja partiklar. Ett översiktligt flödesschema för Ellinge avloppsreningsverk visas i Figur 5.

På avloppsreningsverket finns en möjlighet att utjämna höga flöden med en regnväderbassäng. Vid höga flöden leds avloppsvatten till denna volym från antingen före rensgaller eller efter försedimenteringen. Lagrat avloppsvatten återförs till processen vid lägre flöde. Om regnvädersbassängen fylls upp kan avloppsvatten bräddas från den ut i recipienten. På avloppsreningsverket tas prover på inkommande kommunalt spillvatten, samt inkommande spillvatten från livsmedelsindustrin. Utöver provtagning på utgående vatten tas även prov på bräddat avloppsvatten.



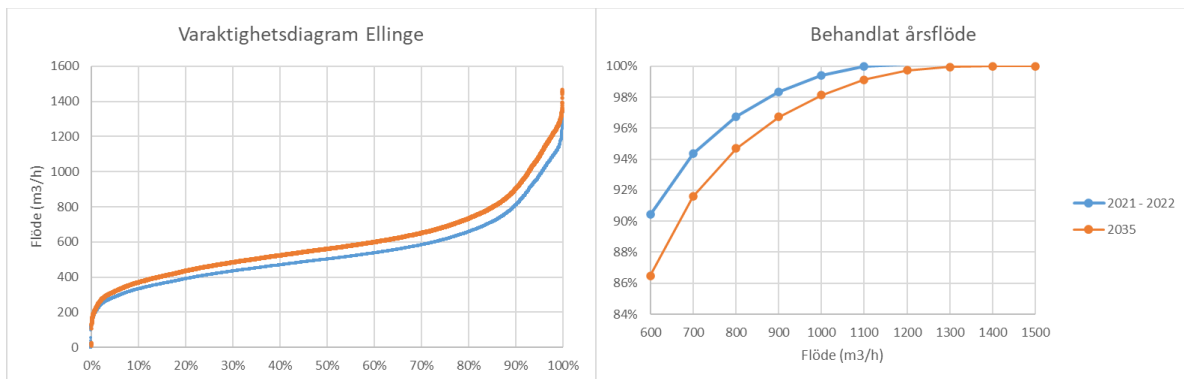
Figur 5. Översiktlig processbild för Ellinge avloppsreningsverk. Överst i bilden syns vattenlinjen och i den nedre delen visas hur slammet behandlas.

Avloppsreningsverket har ingen tydlig begränsning vad gäller inkommande belastning i sitt tillstånd. Verket är dimensionerat för att ta emot en organisk belastning motsvarande 330 000 pe och den faktiska belastningen uppgick under 2022 till 106 000 pe, varav 76 000 härstammar från livsmedelsindustrin. Anslutna personer uppgick under året till 23 000 personer vilket tyder på att det finns fler industrier anslutna utöver den större. Renat avloppsvatten får maximalt innehålla 10 mg BOD<sub>7</sub>/l och 0,3 mg P-Tot/l angivet som riktvärde för månadsmedelvärde och gränsvärde för årsmedelvärde. Avloppsreningsverket får heller inte släppa ut avloppsvatten med mer än 3 mg NH<sub>4</sub>-N/l som riktvärde och medelvärde under perioden juni till och med oktober, 5 mg NH<sub>4</sub>-N/l som riktvärde och årsmedelvärde samt 6 mg NH<sub>4</sub>-N/l, som gränsvärde och månadsmedelvärde under juni till och med oktober. Totalkvävehalten i utgående avloppsvatten regleras i NFS 2016:6 och får då inte överstiga 10 mg/l som årsmedelvärde.

### 6.1.2 Flöden och belastning

Ett frekvensdiagram för utgående avloppsvatten för åren 2021–2022 visas i Figur 6 till vänster. Till höger i figuren visas andelen av årsflödet som underskrider ett specifikt flöde. Detta kan översättas som andelen av årsflödet som behandlas i ett reningssteg med ett specifikt maxflöde. I figuren visas även en prognos för år 2035. Prognosen har tagits fram genom att öka timflödena från 2021–2022 med en faktor. Denna faktor har beräknats genom att jämföra befintligt medelflöde med det prognostiserade medelflödet 2035. Medelflödet 2021 – 2022 uppgick till 540 m<sup>3</sup>/h. Det prognosticerade flödet 2035 uppgår till 600 m<sup>3</sup>/h.

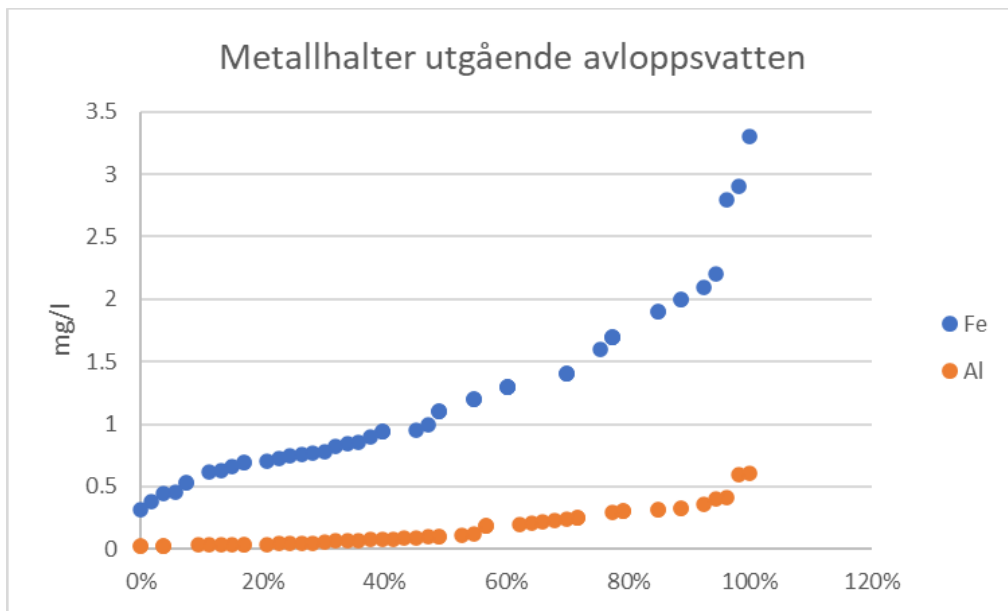
Den framtida belastningen av organiska mikroföroreningar på recipienten har tagits fram genom att jämföra inkommande befintlig BOD-belastning på reningsverket med prognostiserad belastning. Beräknad framtida halt av organiska mikroföroreningar i recipienten har tagits fram genom att multiplicera nutida halt med kvoten framtida belastning delat på befintlig belastning.



Figur 6. Till vänster visas ett frekvensdiagram för utgående flöde på Ellinge avloppsreningsverk. Till höger visas hur stor del av årsflödet som underskrider ett visst flöde som visas på x-axeln. I figuren visas även en prognos för 2035.

### 6.1.3 Karakterisering av inkommande och utgående avloppsvatten

I detta avsnitt sammanfattas resultat över analyser som har genomförts inom andra projekt. Analyser av löst organiskt kol har genomförts på utgående avloppsvatten under våren 2023. Resultatet från dessa analyser visar att halten filtrerad TOC, d v s DOC, ligger på en jämn nivå i utgående avloppsvatten med ett medelvärde på 8,6 mg/l. Analyser av nitrit görs rutinmässigt på avloppsreningsverket. Under 2021–2022 har totalt 197 analyser genomförts varav 63 % har legat under detektionsgränsen på 0,1 mg NO<sub>2</sub>-N/l. Medelvärdet under tidsperioden, om halter under detektion sätts till 0,1 mg/l, blir 0,15 mg NO<sub>2</sub>-N/l. Tio procent av värdena överstiger 0,3 mg NO<sub>2</sub>-N/l. Vad gäller bromid har ämnet analyserats i utgående avloppsvatten mellan juni 2022 och juni 2023. Medelhalten i de 21 analyserna är 0,14 mg/l. Halten bromid understiger 0,19 mg/l i 90 % av proven och den högst uppmätta halten är 0,27 mg/l. Halter av aluminium och järn analyseras också rutinmässigt i utgående avloppsvatten. Totalt har 54 analyser genomförts på veckoprov med utgående avloppsvatten under tidsperioden 2021–2022. Resultatet visas i ett frekvensdiagram i Figur 7. Även partikelhalten i utgående avloppsvatten analyseras rutinmässigt. Halten underskrider 10 mg/l i ungefär 90 % av proven och medelhalten uppgår till 6,0 mg SS/l. Vid ett par tillfällen har halten överstigit 10 mg SS/l men aldrig 20 mg SS/l.



Figur 7. Frekvensdiagram över halten aluminium och järn i utgående avloppsvatten på Ellinge avloppsreningsverk.

Utöver belastningen från Orkla finns det ingen kartläggning över anslutna verksamheter som belastar avloppsreningsverket. Det är dock känt att verksamheterna vid Kavli och Smurfit Kappa belastar Ellinge med en del organiskt material.

## 6.2 Recipienten

Ellinge avloppsreningsverk släpper ut renat avloppsvatten i Eslövsbäcken som mynnar ut i Bråån efter ca 300 m. Eslövsbäcken är inte klassad som vattenförekomst utan den närmaste vattenförekomsten är *Bråån: Kävlingsån-Damm i Rolfsberga*. Den ekologiska statusen i vattenförekomsten har bedömts till måttlig utifrån påverkan av näringsämnen, SFÄer och morfologiska förändringar. Analyser av läkemedel och hormoner har genomförts under 2020 och under de fyra provtagningarna översteg halten diklofenak bedömningsgrunden. PFOS har provtagits vid ett tillfälle och då överskred halten gränsvärdet. Eslövs brandövningsplats och Ellinge avloppsreningsverk har identifierats som troliga källor.

Nedströms i vattenförekomsten finns övervakningsstationen *Eslöv, dagvattenpåverkan från tätort* där prioriterade ämnen och särskilt förorenande ämnen har provtagits. Uppströms Eslövsbäcken finns övervakningsstationen *Bråån, vid golfbana, uppstr. Eslövsbäcken* (programspecifikt ID 53 a – kontrollerande övervakning av bl a näringsämnen).

Mellan Eslövsbäcken och nedströms övervakningsstation finns en nedlagd avfallsdeponi som påverkar Bråån i osäker omfattning.

### 6.2.1 Utspädning

Det finns ingen flödesuppskattning för Eslövsbäcken i S-Hype utan det modellerade flödet anges för en punkt som motsvarar nedströms provtagningslokal i Bråån.

### 6.3 Provtagning inom projektet

På Ellinge avloppsreningsverk har provtagning skett på inkommande (kommunalt) och utgående avloppsvatten. Under den första provtagningen provtogs även inkommande industriellt spillvatten. Den ursprungliga planen var att denna provtagning skulle repeteras under den sista provomgången, men då var det industriella flödet för lågt för att möjliggöra upprepningen. Provtagningen på avloppsreningsverket har genomförts med veckoprover med något undantag då provtagare strulade med konsekvensen att provtagningsperioden kortades.

I recipienten har provtagning skett uppströms och nedströms avloppsreningsverket i Eslövsbäcken. Eftersom Eslövsbäcken inte utgör en vattenförekomst men kort efter avloppsreningsverket ansluter till Bråån har vi även provtagit uppströms och nedströms i denna recipient. Denna provtagning har gjorts i aktuella övervakningsstationer, förutom uppströms provtagning som genomfördes något högre upp i recipienten då tillgängligheten var begränsad vid övervakningsstationen.

Ungefär samma analyser har genomförts och prioriterats på Ellinge avloppsreningsverk som Källby avloppsreningsverk. På industrivattnet genomfördes samtliga analyser vid första tillfället, d v s läkemedel, PFAS, hormoner, fenoler och YES. Uppströms i Eslövsbäcken har endast PFAS analyserats.

Eftersom det inte finns flödesuppgifter för Eslövsbäcken och denna inte är klassad som vattenförekomst är det koncentrationerna i Bråån som anges i recipientbedömningen. Halterna som har uppmätts i Eslövsbäcken finns presenterade i Bilaga 2 tillsammans med analysresultaten som ligger till grund för recipientbedömningen.

Analyserna på COD, Tot-N och Tot-P för de fyra provtagningsomgångarna visar att avloppsreningsverket har fungerat som förväntat avseende reduktion av organiskt material och näringsämnen. Flöden på avloppsreningsverket och i recipienten under provtagningen presenteras i kapitel 4.

### 6.4 Miljöpåverkan i recipienten

I Tabell 17 presenteras en sammanfattning av den bedömda miljöpåverkan från avloppsreningsverkets utsläpp av mikroföroreningar. Koncentrationerna som diskuteras i tabellen avser nedströms halter i Bråån, i första hand uppmätta och i andra hand beräknade. I regel presenteras halter i relation till miljö kvalitetsnormer för respektive substansgrupp först och sedan hur halterna förhåller sig till PNEC. Samtliga halter och riskkvoter presenteras i Bilaga 2. En läshänvisning till Bilaga 2 presenteras i avsnitt 5.5.

**Tabell 17. Bedömd miljöpåverkan från utsläpp av renat avloppsvatten i Bråån från Ellinge avloppsreningsverk. I tabellen presenteras miljöpåverkan nedströms avloppsreningsverket för respektive substansgrupp.**

Ämnesgrupp	Beskrivning miljöpåverkan	Konklusion
Läkemedel:	<p><u>Uppmätta koncentrationer och värden:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Diklofenak medelvärde nedströms 186 ng/L, d v s överstiger MKN 100 ng/l. MKN överskrids i 2 av 4 prover för diklofenak (P1: 260 ng/L; P4: 380 ng/L).</li> </ul>	<p>Bråån nedströms påverkad av förhöjda läkemedelskoncentrationer över MKN eller PNEC.</p> <p>Uppströms koncentrationer är mycket låga, oftast &lt; LOD.</p>



	<ul style="list-style-type: none"> <li>Risikkvoten (RK) för citalopram 3,2 (överstiger PNEC i 4 av 4 provtagningar); diklofenak 3,7 (3/4); furosemid 1,5 (2/4); oxazepam 5,7 (3/4); sertralin 1,0 (1/4)</li> <li>RK &gt; 1 för 5 ämnen i intervallet 1,0-5,7.</li> </ul> <p><u>Beräknade värden med S-Hype:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Bekräftar i stort de uppmätta recipientvärdena, med tendens till högre riskkvoter.</li> </ul>	
<b>Hormoner:</b>	<p><u>Bedömning baseras endast på beräknade koncentrationer.</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Endast östron detekteras i utgående avloppsvatten (4 tillfällen/4 provtagningar). Halterna av östradiol och etinylöstradiol ligger under detektionsnivå (0,4 – 0,7 ng/l) under samtliga tillfällen.</li> <li>RK östron 25,9 (4/4).</li> <li>Om utgående halt sätts till LOD, d v s ett worst case scenario, uppgår RK för östradiol till 5,1 (4/4) och för etinylöstradiol 12,7 (4/4). Beräknad medelhalt etinylöstradiol nedströms 0,20 ng/l överstiger MKN på 0,035 ng/l (4/4).</li> </ul>	<p>Bråån nedströms påverkad av östron RK &gt; 1.</p> <p>Halter under detektion (östradiol och etinylöstradiol) i utgående vatten förhindrar en uppskattning av nedströms halter. Worst case visar påverkan från båda ämnena.</p>
<b>Östrogena effekter:</b>	<p><b>Fyra analyser och tre beräkningar utförda nedströms</b></p> <p><u>Uppmätta koncentrationer höga:</u> Medelhalt 1,55 ng E2-ekv/l &gt; LOEC. LOEC överskrids vid 3 av 4 provtagningar (P2: 2,6 ng/l; P3: 0,9 ng/l; P4: 2,51 ng/l).</p> <p><u>Beräknade koncentrationer:</u> Medelhalt 0,39 ng E2-ekv/l &gt; LOEC. LOEC överskrids i 1 av 3 provtagningar (P1: 0,75 ng/l).</p>	<p>Bråån nedströms påverkad av ämnen med östrogena effekter i högre koncentrationer än LOEC.</p> <p>Stor skillnad mellan beräknad och uppmätt halt, där uppmätt medelhalt nedströms är högre än den beräknade. Kan indikera att det finns källor uppströms.</p>
<b>PFAS-ämnen:</b>	<p><u>Uppmätta koncentrationer och värden:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Medel PFOS nedströms 0,72 ng/L. Medel uppströms 0,50 ng/l.</li> <li>MKN överskrids nedströms i 2 av 4 prover för PFOS (P1: 0,93 ng/L; P4: 1,58 ng/L).</li> </ul> <p><u>Beräknade värden med S-Hype:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Medel PFOS nedströms 0,13 ng/l, således mycket lägre än uppmätt halt.</li> </ul>	<p>Bråån nedströms påverkad av PFOS över MKN.</p> <p>Uppströms koncentrationer strax under MKN.</p> <p>Jämförelse mellan uppmätt halt och beräknad indikerar att avloppsreningsverkets bidrag av PFOS endast upptar en mindre andel av MKN.</p>
<b>Fenoler:</b>	<p><b>Beräknade halter vid ett tillfälle nedströms.</b></p>	<p>Överstiger inga MKN.</p>

	Halter långt under MKN.	
--	-------------------------	--

Med en framtida ökad belastning på Bråån spås koncentrationerna att öka för de ämnen som återfinns i halter över MKN eller PNEC. Dock kommer det inte dyka upp fler ämnen där koncentrationen överstiger MKN eller PNEC, förutsatt att konsumtionen av läkemedel inte förändras.

Inkommande avloppsvatten ser ut att härstamma från hushåll då inget ämne återfinns i en koncentration som avviker i medel över året. PFAS-halterna (PFAS11 medel 9,31 ng/l) och halten PFOS (medel 0,7 ng/l) är låga i utgående avloppsvatten.

Provtagning i Eslövsbäcken visar att denna till stor del består av renat avloppsvatten nedströms avloppsreningsverket. Utöver miljöpåverkan från mikroföroreningar innebär detta att recipientflödet skulle förändras drastiskt om avloppsreningsverkets utsläppspunkt flyttades.

### 6.4.1 Övriga incitament för rening från organiska mikroföroreningar

På Ellinge avloppsreningsverk finns en ny anläggning för produktion av återvunnet vatten. Anläggningen kommer tas i bruk när tillstånd/godkännande ges från länsstyrelsen.

Samma förutsättningar gäller för Ellinge avloppsreningsverk som för Källby vad gäller påverkan från ett nytt avloppsdirektiv, trots att Ellinge avloppsreningsverk tar emot spillvatten från mycket färre personer. Vår tolkning är att det är max gvb-tätbebyggelse som kan bli styrande för vilken storlekskategori som ett avloppsreningsverk hamnar i. I max gvb-tätbebyggelse ska industribelastningen beaktas. Detta innebär att avloppsreningsverket skulle behöva implementera rening från organiska mikroföroreningar till 2035 enligt direktivförslaget, alternativt söka nytt tillstånd där industribelastningen inte ingår. Dock kan reningsverket även utan industribelastning behöva implementera rening från organiska mikroföroreningar enligt direktivförslaget eftersom de tillståndsgivna belastning skulle överstiga 10 000 pe och utspädningen i recipienten är begränsad.

## 6.5 Åtgärder för att reducera miljöpåverkan

### 6.5.1 Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör hög risk

Vid bedömningen av miljöpåverkan i recipienten uppkom ett flertal ämnen med hög risk för Bråån. Stora delar av denna teknikbedömning påminner om den som författades i avsnitt 5.6.1 för Källby. Samtliga sex ämnen inklusive östrogen påverkan, här observerat med YES, visas i Tabell 18 tillsammans med ett beräknat behov på reduktion utifrån dagens behov och ett framtida behov. Utöver detta visas också en gradering av teknikerna GAK respektive ozons förmåga att avskilja respektive mikroförorening enligt metoden beskriven i avsnitt 3.8.3. Gråa celler i tabellen indikerar de situationer som är särskilt utmanande för GAK respektive ozon, vilket inträffar i situationer när gradering 3 eller 4 kombineras med ett högt behov av avskiljning. Det är vidare dessa situationer som kommer att kommenteras och diskuteras i avsnittet här nedan. I fallet för Ellinge observeras att det finns ett behov av en hög reduktion för YES, vilket kan vara kopplat till förekomst av östron. YES avskiljs effektivt både med GAK och ozon och kommer inte att kommenteras ytterligare för respektive teknik här nedan.

För val av teknik kan även avloppsvattnets karaktär påverka. Analysen av vattenmatrisen har indikerat att det i en dominerande andel av proven inte finns förhöjda värden av vare sig nitrit eller

bromid som annars kan utgöra ett hinder eller påverka driften av ozonsteget. Vattnet bedöms inte utgöra ett problem för ett GAK-filter.

### GAK

Avseende de ämnen som är mest utmanande för GAK markeras diklofenak, oxazepam och furosemid i Tabell 18. När det gäller diklofenak och oxazepam kan dessa substanser avskiljas relativt väl, men med tanke på rådande behov av avskiljning som för oxazepam varierar från 88 % till 91 % för dagens respektive det framtida behovet av reduktion, och från 78 % (dagens) till 84 % (framtida) för diklofenak, kan denna avskiljning bli mer utmanande relativt de andra mikroföroreningarna. Det kan, med tanke på gradering 3, förväntas att ett filterbyte behöver ske långt tidigare än 20 000 bäddvolym (t ex vid 10 000 eller vid 15 000 bäddvolym). Detta kan bli verklighet eftersom det även krävs att en avskiljning > 80 % ska råda enligt det framtida behovet och för båda ämnena.

Även östron är markerat i tabellen, trots gradering 1. Detta är gjort eftersom det finns ett behov av en hög avskiljning av östron för både dagens och den framtida belastningen med över 95 %. Detta kan påverka tiden för när filterbytet ska ske – att det sker innan 20 000 bäddvolym. Det kan också ske biologisk nedbrytning av östron i biofilmen på GAK som eventuellt innebär att avskiljningen kan nå högre än vad bedömningen av GAK visar, även om den sannolikt inte leder till att avskiljningen blir i paritet med vad behovet kräver.

### Ozon

För ozon finns det två ämnen som indikeras i grått. Detta är primärt oxazepam, som kräver en högre ozondos om ca 1,0 mg ozon/mg DOC för en hög avskiljning. Vid denna drift kan oxazepam avskiljas till närmare 90 % utan problem, men då behovet på reduktion är satt något högre för den framtida belastningen > 90 %, kan avskiljning av oxazepam eventuellt bli begränsande för driften. På samma sätt som för GAK ovan, kan östron bli utmanande även i fallet för ozon, vilket är direkt kopplat till att det krävs en hög avskiljning.

### Teknikval

Avseende teknikval för Ellinge är det framför allt diklofenak, oxazepam och östron som blir de mikroföroreningar som driver reningssteget mot GAK, med tyngdpunkt på oxazepam och östron. Denna observation innebär att GAK-filtret eventuellt kan behöva bytas ut långt tidigare än vid 20 000 bäddvolym, t.ex. redan vid 10 000 eller 15 000 bäddvolym. Avseende ozontekniken, är det oxazepam som leder till att ozondosen behöver öka. Även avskiljningen av östron behöver bevakas så att den når behovet om >95 %. För de nämnda situationerna, kan ett annat teknikalternativ vara att kombinera ozon med GAK, för att på så sätt erhålla en högre total reduktion av särskilt oxazepam, och i synnerhet östron. Lämplig teknik för Ellinge skulle kunna vara ett ozonsteg efterföljt av ett polersteg såsom sandfilter, eftersom ozon hanterar riskämnena något bättre än GAK. Det bör nämnas att det krävs en extremt hög avskiljning av östron, och detta kan föranleda att det kan vara värt att kombinera ozon med GAK. Kombinationen av teknikerna kan nämligen bidra till att en högre *total* avskiljning kan erhållas. Mot bakgrund av detta rekommenderas ozon efterföljt av GAK där ozon drivs med en högre dos; 1,0 mg ozon/mg DOC. Utöver denna rekommendation vill utredningen också påpeka att Ellinge bör utföra dostester med ozon där även ett GAK-filter som efterbehandling ingår i bedömningen. Detta kan potentiellt leda till att ozondosen kan justeras annorlunda vid drift, men är något som kräver en särskild utvärdering med det specifika vattnet. Det blir även av betydelse att säkerhetsställa att östronhalterna är desamma även över fler årsperioder än den aktuella som ingått i denna utredning.

**Tabell 18. Mikroföroreningar som utgör hög risk i recipienten för Ellinge avloppsreningsverk, krav på reduktion utifrån dagens och en framtida belastning samt gradering för respektive tekniks möjlighet att avskilja mikroföroreningen. Behov av reduktion har beräknats så att halten av respektive ämne i recipienten ska underskrida PNEC och aktuella miljökvalitetsnormer, med en viss marginal.**

För GAK är bedömningen graderad från 1 till 4, där 1 anses vara mycket god reduceringsförmåga medan gradering 3 och 4 motsvarar måttlig till sämre. För ozon är bedömningen gjord efter hur väl mikroföroreningar kan oxideras, där 1 är mycket god, 3 är dålig och 4 innebär ingen oxidation alls. Gråa celler indikerar de situationer som blir begränsande för tekniken.

Mikroförorening som utgör hög risk i recipienten	Behov av rening från organiska mikroföroreningar (%)		Gradering för ozon respektive GAK	
	Dagens belastning	Framtida belastning	GAK	Ozon
Citalopram	75	81	1	2
Diklofenak	78	84	3	1
Furosemid <sup>a</sup>	39	54	4	1
Oxazepam	88	91	3	3
Sertralin	12	33	1	3
Östron	>95	>95	1	1
YES	83	87	1	1

<sup>a</sup> Graderingen är baserad på en bedömning av den kemiska strukturen och ozons reaktivitet med funktionella grupper enligt tidigare studier (Lee & von Gunten, 2010)

<sup>b</sup> na, not applicable – avseende PFOS krävs primärt en åtgärd uppströms avloppsreningsverket, då bakgrundshalterna där utgör en dominerande del av observerade halter nedströms avloppsreningsverket. PFOS presenteras i tabellen avseende teknikernas förmåga för avskiljning.

## 6.6 Konceptuell beskrivning och dimensionering av ett reningssteg

För att reducera de målsubstanser som har pekats ut i Tabell 18 till halter under MKN eller PNEC i Bråån krävs en långtgående rening och att en relativt stor andel av årsflödet behandlas. Här har ett maxflöde till reningssteget på 900 m<sup>3</sup>/h ansatts, se Tabell 20. Anläggningen har dimensionerats utifrån förutsättningarna i Tabell 19 för 2035.

**Tabell 19. Ansatt vattenkvalitet i utgående avloppsvatten på Ellinge avloppsreningsverk.**

Ämne och faktor	Antagande
Industribelastning	Kan finnas industrier som påverkar processval. Dos-respons-test för ozonering görs med fördel i en fördjupad förstudie.
Bromid	Medel 0,14 mg/l. Samtliga halter under en årslång provtagning under 0,27 mg/l. Utredningen bedömer inte bromid som ett problem för ozonering
Krom	Ingen uppgift, men inte troligt att krom förekommer i koncentrationer som kan påverka processval.
Järn/Aluminium	Medelhalter järn och aluminium 1,2 mg/l respektive 0,17 mg/l. Högsta uppmätta halter 3,3 respektive 0,61 mg/l.
Nitrit (NO <sub>2</sub> -N)	Låga halter. Medel under 0,15 mg/l och 90 % av värdena under 0,3 mg/l.
DOC	Begränsad variation. Medelhalt 8,6 mg/l.

**Tabell 20. Konceptuell beskrivning och dimensionering av teknisk åtgärd på Ellinge avloppsreningsverk. I tabellen visas även en uppskattning på tillhörande kostnader för drift och investering samt miljöpåverkan från driften av reningssteget.**

<b>Teknisk lösning</b>
<p>Ozonering följt av GAK-filtrer. Reningssteget placeras efter befintligt kemsteg. På ett ombyggt avloppsreningsverk placeras det sist i processen. Utredningen bedömer inte att det är möjligt att nå halter under effekthalter i Eslövsbäcken. För att nå under effekthalter i Eslövsbäcken rekommenderas att utsläppspunkten flyttas.</p> <p>På större reningsverk behövs en intern automatiserad hantering av förbrukat GAK och vid påfyllning av nytt GAK. Det är osäkert vilken grad av automatisering som är nödvändigt på Ellinge reningsverket, vilket behöver studeras vidare i en mer detaljerad förstudie.</p>
<b>Dimensionering</b>
<p>Q<sub>max</sub> för reningssteget uppgår till 900 m<sup>3</sup>/h, uppdelat på två linjer. Vanligen rekommenderas en linje för anläggningar av denna storlek, men då en stor andel av årsflödet behöver renas föreslås två linjer för att på så sätt inte förlora hela kapaciteten under underhållsarbete. Med ansatt maxflöde behandlas 98 % och 97 % av årsflödet i reningssteget under 2022 respektive 2035. Medelflödet till det reningssteget är således endast marginellt lägre än medelflödet på avloppsreningsverket.</p> <p>Ozondos 1,0 mg O<sub>3</sub>/ mg DOC. Med antagandet att vattnet innehåller 8,6 mg DOC/l och 0,15 mg nitritkväve blir dosen 9,1 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>. Kapacitet ozonreaktor 8,2 kg O<sub>3</sub>/h.</p> <p>Kontaktid ozonreaktor 15 min ger volym 2* 115 m<sup>3</sup> med ett djup på 6 m en yta på ca 20 m<sup>2</sup> plus tillhörande byggnad för utrustning.</p> <p>Kolfiltrer EBCT 20 min vid Q<sub>medel</sub> fördelat på två linjer med vardera två filter ger en filtervolym på 4*45 m<sup>3</sup> med ett filterdjup på 1,5 m.</p>
<b>Resursförbrukning</b>
<p>Syrebehov baserat på en ozonkoncentration om 10 wt%: 420 och 460 ton/år för 2022 respektive 2035.</p> <p>Elektricitet baserat på att det behandlande vattnet lyfts 2 m och att ozongeneratoren förbrukar 10 kWh/kg O<sub>3</sub> blir totalt 0,47 och 0,52 GWh för 2022 respektive 2035.</p> <p>Kolkonsumtion ca 120 och 130 ton/år för 2022 respektive 2035 (torrvikt, kol bytes efter 20 000 BV vatten har behandlats). Reaktivering ett möjligt alternativ då en full bulkbil rymmer ca 20 – 25 ton material. Filterstorlek anpassas efter storlek på bulkbil.</p>
<b>Förändringar i befintlig process</b>
<p>Befintligt kemsteg verkar väl lämpat för tillräcklig partikelavskiljning före ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar. Partikelhalten in till reningssteget bör minimeras och hållas under 10 mg SS/l om möjligt. En kontinuerlig mätning av SS-halten kan behövas på utgående vatten från kemsteget för att möjliggöra förbiledning vid slamflykt.</p>
<b>Integrering med befintlig process</b>
<p>Ingen granskning av rördragning har gjorts. Reningssteget placeras efter befintligt kemsteg. Vatten tas från pumpsump, kanal eller bassäng. Lyfthöjd på pumpar antas till 2 m.</p>
<b>Miljöpåverkan – drift</b>
<p>I nedan tabeller visas den beräknade miljöpåverkan från driften av ett reningssteg, uttryckt i ton CO<sub>2</sub>-ekvivalener/år.</p>

2022 CO <sub>2</sub> (ton CO <sub>2</sub> ,ekv)	Från el	Från syrgas	Totalt (el & O <sub>2</sub> )	Från kol		Totalt	g CO <sub>2</sub> ,ekv/m <sup>3</sup>	g CO <sub>2</sub> ,ekv/pe/år
Svensk elmix	4.2	2.9	7	Reg kol	232	239	52	2 244
				Jung kol	812	819	177	7 690
Nordisk elmix	43	29.4	72	Reg kol	232	304	66	2 855
				Jung kol	812	884	191	8 301

2035 CO <sub>2</sub> (ton CO <sub>2</sub> ,ekv)	Från el	Från syrgas	Totalt (el & O <sub>2</sub> )	Från kol		Totalt	g CO <sub>2</sub> ,ekv /m <sup>3</sup>	g CO <sub>2</sub> ,ekv /pe/år
Svensk elmix	4.6	3.2	8	Reg kol	254	262	51	1 896
				Jung kol	889	897	176	6 498
Nordisk elmix	47	32.4	79	Reg kol	254	333	66	2 415
				Jung kol	889	968	191	7 016

### Kostnader

I nedan tabeller visas den beräknade investerings- och driftkostnaden, samt kostnaderna utslagna på behandlad volym vatten och per pe (faktiskt belastning).

Investering	CAPEX	OPEX 2022		Totalt	kr/m <sup>3</sup>	kr/pe/år
68 436 331 kr	4 735 713 kr	Reg kol	7 359 451	12 095 164 kr	2.6 kr	114 kr
68 436 331 kr	4 735 713 kr	Jung kol	10 648 051	15 383 764 kr	3.3 kr	144 kr

Investering	CAPEX	OPEX 2035		Totalt	kr/m <sup>3</sup>	kr/pe/år
68 436 331 kr	4 735 713 kr	Reg kol	7 831 068	12 566 781 kr	2.5 kr	91 kr
68 436 331 kr	4 735 713 kr	Jung kol	11 431 518	16 167 231 kr	3.2 kr	117 kr

Investeringskostnaderna har uppskattats till 68 MSEK för en anläggning som ska klara belastningen 2035.

**Notera att detta är schablonbaserade kostnadsuppskattningar, d v s de ska inte ligga till grund för ett framtida investeringsbeslut. För ett sådant beslut behövs platsspecifika kostnadsuppskattningar.**

## 7. Södra Sandby avloppsreningsverk

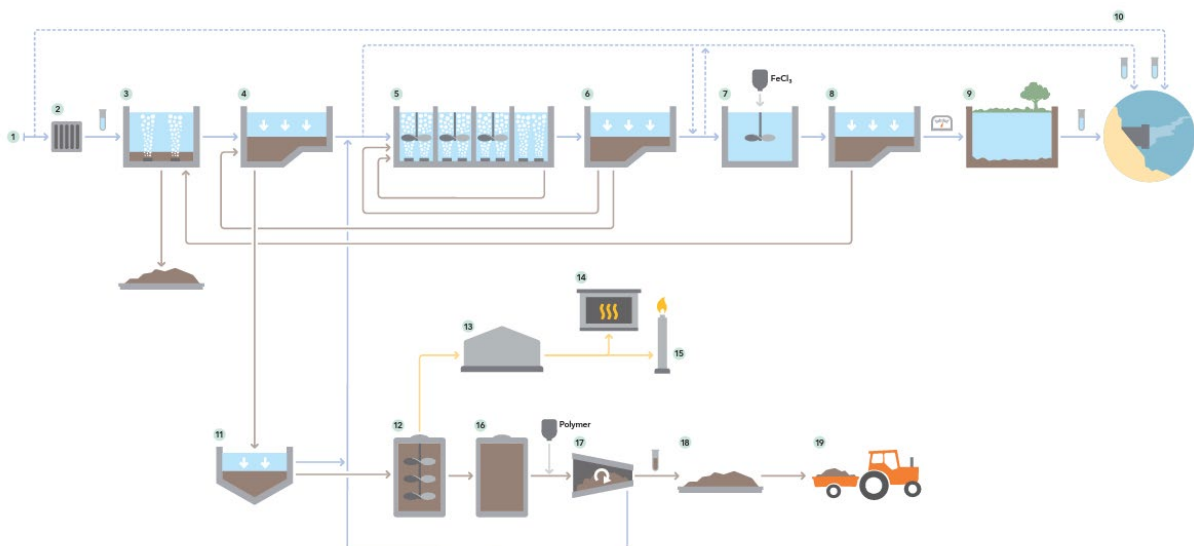
Avloppsreningsverket i Södra Sandby tar emot avloppsvatten från Södra Sandby tätort, Flyingeby, Skarnberga och Skrylle. Renat avloppsvatten släpps ut i Sularpsbäcken, men avloppsreningsverkets utsläppspunkt kommer flyttas till Kävlungeån när nytt tillstånd tas i anspråk. Avloppsreningsverket mottar en organisk belastning motsvarande ungefär 5 100 pe och renade under 2022 strax över 2 000 m<sup>3</sup>/dag. Inom ett par år kommer avloppsreningsverket byggas om för att hantera en ökande belastning när ett par mindre avloppsreningsverk i regionen läggs ner.

### 7.1 Dimensionerande förutsättningar

#### 7.1.1 Befintlig process

Reningsprocessen består av ett mekanisk, ett biologiskt och ett kemiskt processteg, följt av dammar. I det inledande mekaniska reningssteget avskiljs större föremål som tops, sand och partiklar med galler, sandfång och försedimentering. Efter den mekaniska reningen följer det biologiska steget som består av en aktivslamprocess i fyra zoner, där varje zon kan drivas luftad eller oluftad. Processkonfigurationen tillåter viss denitrifikation under årets varmare månader. Bioslam avskiljs i mellansedimenteringen och tas ut ur processen från försedimenteringen som ett blandslam. Efter biosteget doseras järnklorid och producerat kemslam avskiljs genom eftersedimentering. Även avskilt kemslam tas ut ur processen via försedimenteringen. Avloppsvattnet poleras slutligen i tre seriekopplade dammar med mellanliggande luftningstrappor.

Slammet förtjockas och rötas innan avvattning. Provtagning görs på inkommande avloppsvatten och renat avloppsvatten ut från dammarna. Det finns även möjlighet att ta prov på bräddat vatten från avloppsreningsverkets bräddpunkter. Ett översiktligt processschema visas i Figur 8.



Figur 8. Översiktligt processschema för Södra Sandby avloppsreningsverk. Överst i bilden visas vattenlinjen, d v s hur avloppsvatten renas på avloppsreningsverket. Underst i bilden visas slamlinjen, d v s hur avskilda partiklar hanteras.

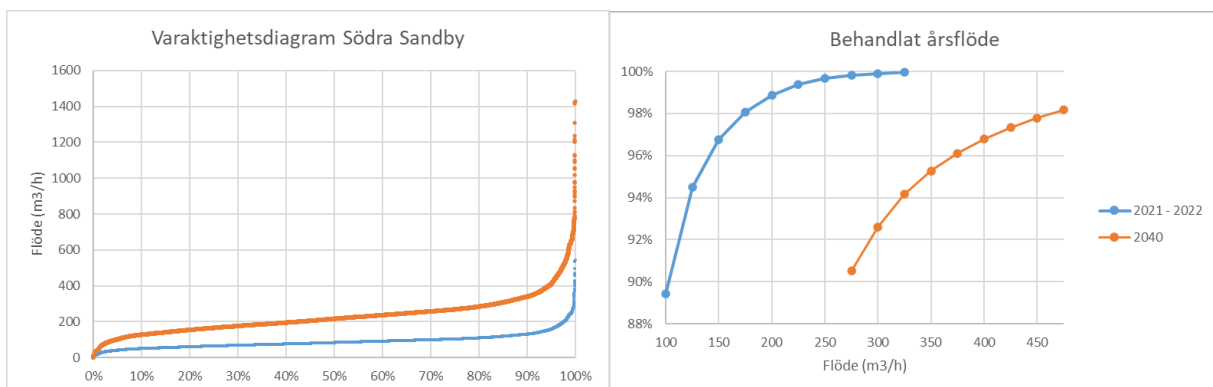
Avloppsreningsverkets tillstånd är från år 2000. Ett nytt tillstånd erhöles 2015 men detta har ännu inte tagits i anspråk. Enligt gällande tillstånd får avloppsreningsverket släppa ut renat avloppsvatten innehållande halter av BOD<sub>7</sub> och totalfosfor på 10 mg/l respektive 0,3 mg/l. Halterna följs upp med riktvärden som månadsmedel och med gränsvärden som årsmedel. Resthalten ammonium får uppgå till högst 3 mg NH<sub>4</sub>-N/l som medel under perioden maj till oktober och högst 5 mg/l över året. Dessa halter är riktvärden.

### 7.1.2 Flöden och belastning

Utsläppspunkten för Södra Sandby kommer flyttas i samband med att det nya tillståndet tas i bruk. Ny utsläppspunkt blir Kävlingeån och utredningen har även tagit fram en prognos för hur miljöpåverkan av denna recipient blir. Prognosen är gjord för när avloppsreningsverket når taket vad gäller inkommande belastning i det nya tillståndet. Tillståndsgiven belastning är angiven till 15 000 pe som max GVB. Medelbelastning antas uppgå till 904 kg BOD<sub>7</sub>/d och medelflödet till 5 520 m<sup>3</sup>/d när tillståndsgiven belastning nås. Detta förväntas ske strax efter 2030. För att förutspå den framtida miljöpåverkan följande antagits:

- Koncentrationen av mikroföroreningar är samma i framtiden som under genomförd provtagning.
- Utgående flöde justeras uppåt med en faktor på 2.6, vilket är kvoten framtida belastning (pe)/belastning 2022. Denna justering görs för att förutspå den framtida belastningen på Kävlingeån avseende mikroföroreningar
- För flödesanalysen används kvoten 2.6 för att räkna upp befintligt flöde till en framtida prognos. Denna prognos används för dimensionering av en fiktiv anläggning.
- Framtida flöde antas vara samma i Kävlingeån som under de genomförda provtagningarna.

Befintligt flöde på avloppsreningsverket och framtida prognostiserat flöde visas i Figur 9 tillsammans med en uppskattning över hur stor andel av årsflödet som behandlas i en fiktiv anläggning med en flödeskapacitet som anges på x-axeln. Medelflödet på avloppsreningsverket 2021 – 2022 uppgick till 87 m<sup>3</sup>/h. Det prognosticerade flödet strax efter 2030 uppgår till 230 m<sup>3</sup>/h.



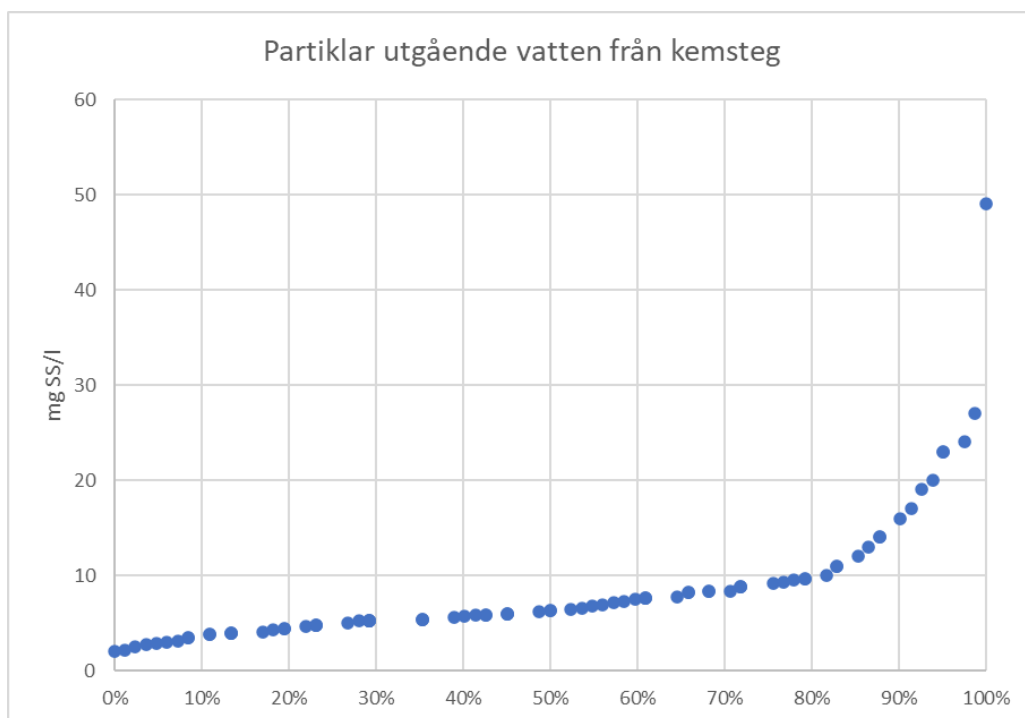
Figur 9. Till vänster visas ett frekvensdiagram för utgående flöde på Södra Sandby avloppsreningsverk. Till höger visas hur stor del av årsflödet som underskrider ett visst flöde som visas på x-axeln. I figuren visas även en prognos för 2040.

### 7.1.3 Karakterisering av inkommande och utgående avloppsvatten

På Södra Sandby avloppsreningsverk görs analyser av partiklar, löst organiskt kol, och järn rutinmässigt. De flesta av dessa analyser görs dock på utgående vatten efter dammarna. Ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar lokaliseras med fördel före dammar då



vattenkvaliteten i utgående vatten från dammar kan vara svår att styra. Dessa analyser kan därför inte ses som representativa för att utgöra underlag för dimensionering av ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar. Partikelhalten har dock analyserats i utgående vatten från kemsteget. Partikelhalten under 2021–2022 visas i ett frekvensdiagram i Figur 10. Figuren visar att halten partiklar överstiger 10 mg/l under ungefär 20 % av provtagningsstillfällena. Gällande halten organiskt kol och nitrit, som bestämmer en eventuell ozonkonsumtion, så kan man misstänka att denna är något högre på Södra Sandby än motsvarande avloppsreningsverk med långtgående kväverening. Den årliga sammanställningen som görs i miljörapporten visar att utgående halt av BOD och ammonium ut från dammarna är mycket låg (1 mg/l och 2 mg/l för BOD<sub>7</sub> respektive NH<sub>4</sub>-N år 2022). Totalhalten kväve i utgående avloppsvatten uppgick under 2022 till 12 mg/l. Man kan anta att halterna av kväve och organiskt material är något högre än detta före dammarna.



Figur 10. Partikelhalten i utgående vatten från kemsteget på Södra Sandby avloppsreningsverk.

## 7.2 Recipienten

Avloppsreningsverket släpper renat avloppsvatten till Sularpsbäcken som mynnar ut i Kävlingsån. Sularpsbäcken är inte klassad som vattenförekomst utan som övrigt vatten, men nedströms avloppsreningsverkets utsläppspunkt finns en övervakningsstation för den samordnade recipientkontrollen inom ramen för Kävlingsåns vattenråd. Denna lokal ligger ca 450 m nedströms avloppsreningsverket och benämns *Sularpsbäcken, nedströms S Sandby AR*, Programspecifikt ID 33. Uppströms avloppsreningsverket finns en nyligen instiftad övervakningslokal som dock aldrig använts. Denna benämns *Sularpsbäcken, uppströms S Sandbys ARV*.

Sularpsbäcken börjar strax öster om Lund och passerar två naturreservat, Sularpskärrets naturreservat och Fågelsångsdalens naturreservat innan bäcken rinner igenom Södra Sandby och därefter passerar avloppsreningsverket. Längs uppströms sträckning ligger ett flertal potentiellt

förorenade områden från drivmedelshantering, industrier och lagerverksamhet. Bland annat återfinns en grafisk industri, ett lager för bekämpningsmedel och verkstadsindustri (VISS 2023b).

Mikroföroreningar har tidigare provtagits i anslutning till Södra Sandby avloppsreningsverk (Pirzadeh et al., 2021). Inom detta projekt togs prover uppströms, nedströms och på utgående renat avloppsvatten under fyra tillfällen över ett år. Bland de analyserade mikroföroreningarna i Pirzadeh et al. (2021) återfinns läkemedel, hormoner PFOS, PFOA, bisfenol A, och imidaklopid. Halterna varierar men diklofenak överskrider miljö kvalitetsnormen under två av fyra tillfällen. Utöver imidaklopid, ett bekämpningsmedel mot insekter, återfanns inget av de andra ämnena som är upptagna som PRIO-ämnen eller SFÄer i halter över sina gränsvärden eller bedömningsgrunder under provtagningskampanjen. Kvantifieringsgränsen för PFOS var dock 3 ng/l i studien, alltså över ämnets gränsvärde på 0,65 ng/l för inlandsvatten. I studien pekades Södra Sandbys avloppsreningsverk ut som ett av de avloppsreningsverk med störst ekotoxikologisk påverkan av de sju som ingick i studien.

I Pirzadeh et al. (2021) provtogs en lokal uppströms avloppsreningsverket som ligger ungefär 1,3 km från utsläppspunkten. För jämförelse är det bra att använda samma provtagningslokal, men det är osäkert varför en lokal så långt uppströms valdes. Efter projektet har denna punkt instiftats som övervakningsstation, se ovan beskrivning, varpå den också används i detta projekt.

Eftersom avloppsreningsverkets utsläppspunkt ska flyttas så provtogs också en nedströms lokal i Kävlingeån, som blir ny framtida primärrecipient. Eftersom utspädningen är stor i denna recipient prioriteras färre analyser, men prov tas för att få underlag till en bedömning om framtida påverkan. Närmaste övervakningsstation nedströms Sularpsbäckens anslutning till Kävlingeån ligger åtta kilometer nedströms och påverkas av utsläpp från Örtofta sockerbruk och Örtofta kraftvärmeverk. Denna benämns *Kävlingeån, vid Örtofta, uppstr Bråån* och används till kontrollerande övervakning samt operativ övervakning av t ex näringsämnen.

### 7.2.1 Utspädning

Definierat avrinningsområde i S-Hype innefattar hela Sularpsbäcken men eftersom avloppsreningsverket ligger långt nedströms i avrinningsområdet strax innan bäcken ansluter till Kävlingeån kan modellerat flöde användas, även om utspädningen teoretiskt kan överskattas något med det modellerade flödet.

Nedströms i Kävlingeån finns ett modellerat avrinningsområde som definieras strax innan Bråån ansluter. Detta är väl lämpat för att ta fram flöde för att beräkna en halt i övervakningsstationen nedströms i Kävlingeån.

## 7.3 Provtagning inom projektet

Provtagning på Södra Sandby avloppsreningsverk har skett på inkommande och utgående vatten, samt på utgående vatten från kemsteget före dammarna. Provtagning har skett med samlingsprov om tre dagar. Provtagningen efter kemsteget uteblev vid ett par tillfällen p g a tekniska utmaningar.

Provtagning i recipienten har skett i de lokaler i Sularpsbäcken och Kävlingeån som anges i 7.2. Presentationen av avloppsreningsverkets miljöpåverkan utgår från halterna i Sularpsbäcken, men en bedömning har även gjorts för Kävlingeån, vilken presenteras i text under Tabell 21.

Samma analysstrategi som för Källby avloppsreningsverk har använts. Uppströms i Sularpsbäcken har dock läkemedel endast analyserats vid två tillfällen och i Kävlingeån har endast läkemedel och PFAS analyserats.

Analyserna på COD, Tot-N och Tot-P för de fyra provtagningsomgångarna visar att avloppsreningsverket har fungerat som förväntat avseende reduktion av organiskt material och näringsämnen förutom under sista provtagningsomgången då utgående kvävehalt uppgick till 29 mg/l och reduktionen på avloppsreningsverket var 60 %. En begränsad kväverening kan orsaka en sämre reduktionen av vissa mikroföroreningar, t ex hormoner. Flöden på avloppsreningsverket och i recipienten under provtagningen presenteras i kapitel 4.

## 7.4 Miljöpåverkan i recipienten

I Tabell 21 presenteras en sammanfattning av den bedömda miljöpåverkan från avloppsreningsverkets utsläpp av mikroföroreningar. Koncentrationerna som diskuteras i tabellen avser nedströms halter, i första hand uppmätta och i andra hand beräknade. I regel presenteras halter i relation till miljö kvalitetsnormer för respektive substansgrupp först och sedan hur halterna förhåller sig till PNEC. Samtliga halter och riskkvoter presenteras i Bilaga 2. En läshänvisning till Bilaga 2 presenteras i avsnitt 5.5. Efter tabellen sammanfattas även befintlig och framtida påverkan av Kävlingeån.

**Tabell 21. Bedömd miljöpåverkan från utsläpp av renat avloppsvatten i Sularpsbäcken från Södra Sandby avloppsreningsverk. I tabellen presenteras miljöpåverkan nedströms avloppsreningsverket för respektive substansgrupp.**

Ämnesgrupp	Beskrivning miljöpåverkan	Konklusion
<b>Läkemedel:</b>	<p><u>Uppmätta koncentrationer och värden:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Diklofenak medelvärde nedströms 122 ng/L, d v s överstiger MKN 100 ng/l. MKN överskrids i 2 av 4 prover för diklofenak (P1: 200 ng/L; P4: 180 ng/L).</li> <li>RK citalopram 4,4 (överstiger PNEC vid 4 av 4 provtagningar); diklofenak 2,4 (3/4); oxazepam 5,5 (3/4); sertralin 1,9 (1/4); furosemid 0,5 (1/4); RK &gt; 1 för 4 ämnen i intervallet 1,9-5,5</li> </ul> <p><u>Beräknade värden med S-Hype:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>bekräftar de uppmätta recipienthalterna, men med högre RK-värden. Exempel: RK citalopram 4,4 (uppmätt), 9,4 (beräknad).</li> </ul>	<p>Sularpsbäcken nedströms påverkad av förhöjda läkemedelskoncentrationer över MKN eller över PNEC.</p> <p>Mycket låga koncentrationer uppströms, oftast &lt; LOD.</p>
<b>Hormoner:</b>	<p><u>Bedömning baseras endast på beräknade koncentrationer.</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Endast östron detekteras i utgående avloppsvatten (3 tillfällen av 3 provtagningar). Halterna av östradiol och etinylöstradiol ligger under detektionsnivå (0,4 – 0,7 ng/l) under samtliga tillfällen.</li> </ul>	<p>Sularpsbäcken nedströms påverkad av östron RK &gt; 1.</p> <p>Halter under detektion (östradiol och etinylöstradiol) i utgående vatten förhindrar en</p>

	<ul style="list-style-type: none"> <li>• RK östron 10,8 (3/3)</li> <li>• Om utgående halt sätts till LOD, d v s ett worst case scenario, uppgår RK för östradiol till 3,0 (2/3) och för etinylöstradiol 7,3 (3/3). Beräknad medelhalt etinylöstradiol nedströms 0,12 ng/l överstiger MKN på 0,035 ng/l (3/3).</li> </ul>	uppskattning av nedströms halter. Worst case visar påverkan från båda ämnena.
<b>Östrogena effekter:</b>	<p><b>Två analyser och tre beräkningar utförda nedströms</b></p> <p><u>Uppmätta koncentrationer:</u> P1 &lt; LOD (0,10); P4: 0,61 ng E2-ekv/l &gt; bedömningsgrund (LOEC).</p> <p><u>Beräknade koncentrationer:</u> Medelvärde 0,14 ng E2-ekv/l &lt; LOEC. LOEC överskrids inte vid något tillfälle.</p>	Ett uppmätt värde ger ett medelvärde över bedömningsgrunden.  Skillnad mellan beräknade och uppmätta halter kan indikera uppströms påverkan. På fåtal analyser och spretande data kan ingen slutsats dras.
<b>PFAS-ämnen:</b>	<p><u>Uppmätta koncentrationer och värden:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Medel PFOS nedströms 0,48 ng/L. Medel uppströms 0,77 ng/l. PFOS-halten högre uppströms en nedströms vid de 2 tillfällen analysen gjorts uppströms. MKN överskrids nedströms i ett av proverna för PFOS (P1: 0,77 ng/L).</li> </ul> <p><u>Beräknade värden med S-Hype:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Medel PFOS nedströms 0,61 ng/l, tangerar MKN.</li> </ul>	Halten PFOS i Sularpsbäcken nedströms strax under MKN.  Beräknad halt indikerar att avloppsreningsverkets utsläpp skulle kunna uppta i princip hela MKN.  Data spretig med stor variation gör en bedömning osäker.
<b>Fenoler:</b>	<p><b>En beräkning utförd nedströms.</b> Endast Bisfenol A &gt; LOD, de två övriga &lt; LOD.</p>	Överstiger inga MKN.

Med en framtida ökande belastning på Sularpsbäcken kan samma scenarion som Höje å och Bråån ses, d v s en större påverkan av de ämnen som idag identifieras som problematiska, men inte fler ämnen.

Provtagning i Kävlingeån visar mycket låga halter av läkemedel. Ett fåtal kvantifieras eller detekteras. Även i det framtida scenariot kan utredningen inte se att några årsmedelhalter kommer överstiga MKN eller PNEC. Medelhalten PFOS (0,61 ng/l) i Kävlingeån tangerar dock MKN idag. Avloppsreningsverket beräknas stå för en marginell andel av belastningen.

Inkommande avloppsvatten ser ut att härstamma från hushåll då inget ämne återfinns i en koncentration som avviker i medel över året. En större reduktion än förväntat kunde ses under provtagning 3 och 4, i likhet med Källby avloppsreningsverk. Under två provtagningstillfällen är koncentrationen av PFOS i utgående avloppsvatten mycket låg (P2: 0,47 ng/l; P3 < LOD (0,1 ng/l)).

### 7.4.1 Övriga incitament för rening från organiska mikroföroreningar

Med en flytt av utsläppspunkten kan utredningen inte se några ytterligare incitament för rening från organiska mikroföroreningar på Södra Sandby avloppsreningsverk, förutom om det skulle finnas en närbelägen industri med behov av återvunnet vatten.

## 7.5 Åtgärder för att reducera miljöpåverkan

### 7.5.1 Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör hög risk

Vid bedömningen av miljöpåverkan i recipienten uppkom att ett flertal ämnen belastar Sularpsbäcken i koncentrationer över MKN eller PNEC. Eftersom utsläppspunkten ska flyttas har teknikvalet gjorts utifrån Kävlingeån som recipient. I Kävlingeån ser utredningen inte att avloppsreningsverket påverkar recipienten med några substanser i koncentrationer över MKN eller PNEC. Södra Sandby avloppsreningsverk med Kävlingeån som recipient bör heller inte innefattas av kravet på rening från organiska mikroföroreningar i föreslaget avloppsdirektiv. Utredningen bedömer därför att med en flyttad utsläppspunkt finns inget behov av rening från organiska mikroföroreningar på avloppsreningsverket.

I detta och följande avsnitt har utredningen i stället föreslaget en schablondimensionering utifrån att de vanliga målsubstanserna ska reduceras med 80 % i årsflödet. Till detta har en säkerhetsfaktor på 10 % adderats, alltså att avloppsreningsverket släpper ut 10 % mindre än målet, samt att 92,5 % av avloppsvattnet behandlas i ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar. Med dessa antaganden blir reduktionsbehovet det som presenteras i Tabell 22. Utöver detta visas också en gradering av teknikerna GAK respektive ozons förmåga att avskilja respektive mikroförorening enligt metoden beskriven i avsnitt 3.8.3. Gråa celler i tabellen indikerar de situationer som är särskilt utmanande för GAK respektive ozon, vilket inträffar i situationer när gradering 3 eller 4 kombineras med ett högt behov på avskiljning. Det är vidare dessa situationer som kommer att kommenteras och diskuteras i avsnittet här nedan.

För val av teknik kan även avloppsvattnets karaktär påverka. De analyser som funnits tillgängliga för karaktäriseringen av vattenmatrisen har indikerat att det i ca 20 % av proverna förekommit höga partikelhalter och att DOC samt nitrit ligger något högre relativt andra avloppsreningsverk med långtgående kväverening. Något ytterligare underlag avseende t ex bromid saknas. Mot bakgrund av detta bedöms att ett reningssteg för avskiljning av mikroföroreningar hade kunnat implementeras på Södra Sandby men att halten av bromid bör övervakas innan ozon övervägs som reningsteknik. Avseende partikelhalter kan det vara aktuellt att föregå ozonsteget eller GAK-filtret med en mikrosil eller ett sandfilter, även detta bör undersökas separat innan ett definitivt teknikval görs.

#### GAK

Avseende de ämnen som är mest utmanande för GAK markeras diklofenak, furosemid och oxazepam i Tabell 22. När det gäller diklofenak och oxazepam kan dessa substanser avskiljas relativt väl, men med tanke på rådande behov av avskiljning, som för oxazepam och diklofenak är på 89 % för både dagens och ett framtida behov, kan denna avskiljning bli mer utmanande relativt de andra mikroföroreningarna. Det kan, med tanke på gradering 3, förväntas att ett filterbyte behöver ske långt tidigare än vid 20 000 bäddvolym, t.ex. från 10 000 till 15 000 bäddvolym. Ett tidigare byte kan bli verklighet eftersom det även krävs att en avskiljning > 80 % ska råda enligt det framtida behovet och för båda ämnena. I tillägg tas furosemid upp som ett utmanande ämne. Det predikteras

med gradering 4 och ska avskiljas till 89 % för behoven idag och för framtiden. Även här kan det förväntas att ett filterbyte kan behöva ske redan från 10 000 till 15 000 bäddvolym, än vid estimerade 20 000 bäddvolym.

Slutligen markeras östron i tabellen, trots gradering 1. Detta är gjort eftersom det finns ett behov av en hög avskiljning av östron för både dagens och den framtida belastningen med beräknade 89 %. Detta kan, likt ovan, även påverka tiden för när filterbytet ska ske. Det kan också ske biologisk nedbrytning av östron i biofilmen på GAK som eventuellt innebär att avskiljningen kan nå högre än vad bedömningen av GAK visar, även om den sannolikt inte leder till att avskiljningen blir i paritet med vad behovet kräver.

### Ozon

För ozon finns det två ämnen som indikeras i grått. Detta är oxazepam och sertralin som båda behöver avskiljas till 89 % för dagens behov och det framtida behovet. Båda substanserna kräver en högre ozondos om ca 1,0 mg ozon/mg DOC för en avskiljning > 80 %. Avseende oxazepam kan denna drift leda till närmare 90 % avskiljning, medan samma resultat för sertralin inte är lika säkert. Oavsett är det dessa två ämnen som kan bli begränsande för driften av ozonsteget. På samma sätt som för GAK ovan, kan östron bli utmanande även i fallet för ozon, vilket är direkt kopplat till att det krävs en hög avskiljning.

### Teknikval

Avseende teknikval för Södra Sandby finns det ämnen som är utmanande för båda teknikerna. Det är framför allt diklofenak, furosemid, oxazepam och östron som blir de mikroföroreningar som driver det reningssteget mot GAK, med eventuell tyngdpunkt på furosemid. Denna observation innebär att GAK-filtret kan behöva bytas ut långt tidigare än vid 20 000 bäddvolym. Avseende ozontekniken, är det oxazepam och sertralin som leder till att ozondosen behöver öka. Även avskiljningen av östron behöver bevakas så att den når behovet om 89 % avskiljning.

Ozon väljs före GAK eftersom ozon hanterar riskämnen något bättre. Den osäkerhet som föreligger med ozon gäller framför allt avskiljning på 89 % av sertralin. Om ozon inte ska kombineras med GAK kan lämpliga efterbehandlingssteg vara antingen sandfilter eller MBBR. Eftersom avloppsreningsverket redan har ett partikelavskiljande reningssteg föreslås här en MBBR-anläggning som efterbehandlingssteg.

**Tabell 22. Mikroföroreningar som utredningen har dimensionerat ett reningssteg utifrån på Södra Sandby avloppsreningsverk. Behovet av reduktion är beräknat med en total reduktion på reningsverket på 80 % för föroreningar som vanligtvis är problematiska.**

För GAK är bedömningen graderad från 1 till 4, där 1 anses vara mycket god reduceringsförmåga medan gradering 3 och 4 motsvarar måttlig till sämre. För ozon är bedömningen gjord efter hur väl mikroföroreningar kan oxideras, där 1 är mycket god, 3 är dålig och 4 innebär ingen oxidation alls. Gråa celler indikerar de situationer som blir begränsande för tekniken.

Mikroförorening som utgör hög risk i recipienten	Behov av reduktion över reningssteget (%)		Gradering för ozon respektive GAK	
	Dagens belastning	Framtida belastning	GAK	Ozon
Citalopram	89	89	1	2
Diklofenak	89	89	3	1
Furosemid <sup>a</sup>	89	89	4	1
Oxazepam	89	89	3	3

Sertralin	89	89	1	3
Östron	89	89	1	1

<sup>a</sup> Graderingen är baserad på en bedömning av den kemiska strukturen och ozons reaktivitet med funktionella grupper enligt tidigare studier (Lee & von Gunten, 2010).

## 7.6 Konceptuell beskrivning och dimensionering av ett reningssteg

För att reducera halterna av vanligt förekommande målsubstanser på Södra Sandby avloppsreningsverk föreslås ett reningssteg som behandlar ett något större maxflöde än medelflödet på avloppsreningsverket. Dimensioneringen görs utifrån de förutsättningar som anges i Tabell 23 och för när det ombyggda avloppsreningsverket är fullbelastat, vilket har uppgetts till strax efter 2030.

**Tabell 23. Ansatt vattenkvalitet i utgående avloppsvatten på ett framtida Södra Sandby avloppsreningsverk.**

Ämne och faktor	Antagande
Industribelastning	Ingen betydande industribelastning som påverkar val av teknik.
Bromid	Bromid har ej analyserats, men utredningen utgår från att bromid inte förekommer i koncentrationer som kan vara problematiska vid ozonering.
Krom	Se resonemang för bromid.
Järn/Aluminium	Se resonemang för bromid.
Nitrit (NO <sub>2</sub> -N)	0,2 mg NO <sub>2</sub> -N/l.
DOC	9 mg/l.

**Tabell 24. Konceptuell beskrivning och dimensionering av teknisk åtgärd på Södra Sandby avloppsreningsverk. I tabellen visas även en uppskattning på tillhörande kostnader för drift och investering samt miljöpåverkan från driften av reningssteget.**

Teknisk lösning
Ozonering följt av en MBBR-anläggning. Reningssteg placeras efter befintligt kemsteg. Befintligt kemsteg behöver ses över för att minska halten utgående partiklar.
Dimensionering
Q <sub>max</sub> 300 m <sup>3</sup> /h med en linje. Dimensionering för 2030, eller strax därefter, då belastningen är mer än dubbelt så stor som idag. Behandlat årsflöde beräknat till 100 % och 93 % för 2022 respektive 2030. Medelflödet till det reningssteget blir således samma som medelflödet på hela avloppsreningsverket med dagens belastning. År 2030 uppgår beräknat medelflödet till reningssteget till 210 m <sup>3</sup> /h jämfört med medelflödet på avloppsreningsverket som uppgår till 230 m <sup>3</sup> /h.
Ozondos 1,0 mg O <sub>3</sub> / mg DOC. Med antagandet att vattnet innehåller 9 mg DOC/l och 0,2 mg nitritkväve blir dosen 9,7 g O <sub>3</sub> /m <sup>3</sup> . Kapacitet ozonreaktor 2,9 kg O <sub>3</sub> /h.
Kontaktid ozonreaktor 15 min ger volym 75 m <sup>3</sup> med ett djup på 6 m en yta på ca 13 m <sup>2</sup> plus tillhörande byggnad för utrustning.
Efterbehandling MBBR. Dammar kan också fungera som efterbehandling efter ett ozoneringssteg, men vetenskapligt har dammars funktion inte bekräftats i samma uträkning som en MBBR. Om ett ozoneringssteg byggs före dammarna, skulle efterbehandling i dammar kunna bli ett kostnadseffektivt reningssteg.
Volym MBBR: 100 m <sup>3</sup> , fyllnadsgrad 40% med bärare med en specifik yta på 800 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> .
Resursförbrukning
Syrebehov baserat på en ozonkoncentration om 10 wt%: 74 och 180 ton/år för 2022 respektive 2030.



Elektricitet baserat på att det behandlande vattnet lyfts 1 m och att ozongeneratoren förbrukar 10 kWh/kg O<sub>3</sub> blir totalt 78 och 190 MWh för 2022 respektive 2030.

#### Förändringar i befintlig process

Befintligt kemsteg behöver ses över då partikelhalten tidvis är allt för hög. Partikelhalten in till ett reningsteg bör minimeras och hållas under 10 mg SS/l om möjligt. En kontinuerlig mätning för suspenderad substanskan behövas på utgående vatten från kemsteget för att möjliggöra förbiledning vid slamflykt.

#### Integrering med befintlig process

Ingen granskning av rördragning har gjorts. Reningssteget placeras efter befintligt kemsteg. Vatten tas från pumpsump, kanal eller bassäng. Lyfthöjd på pumpar antas till 1 m.

#### Miljöpåverkan - drift

I nedan tabeller visas den beräknade miljöpåverkan från driften av ett reningsteg, uttryckt i ton CO<sub>2</sub>-ekvivalener/år.

2022 CO <sub>2</sub> (ton CO <sub>2</sub> , ekv)	Från el	Från syrgas	Totalt (el & O <sub>2</sub> )	g CO <sub>2</sub> ,ekv/m <sup>3</sup>	g CO <sub>2</sub> ,ekv/pe/år
Svensk elmix	0.7	0.5	1.2	1.6	216
Nordisk elmix	7	5.2	12	16	2 221

2030 CO <sub>2</sub> (ton CO <sub>2</sub> , ekv)	Från el	Från syrgas	Totalt (el & O <sub>2</sub> )	g CO <sub>2</sub> ,ekv /m <sup>3</sup>	g CO <sub>2</sub> ,ekv /pe/år
Svensk elmix	1.7	1.2	2.9	1.6	226
Nordisk elmix	17	12.7	30	16	2 317

#### Kostnader

I nedan tabeller visas den beräknade investerings- och driftkostnaden, samt kostnaderna utslagna på behandlad volym vatten och per pe (faktiskt belastning).

År	Investering	CAPEX	OPEX 2022	Totalt	kr/m <sup>3</sup>	kr/pe/år
2022	20 463 186 kr	1 416 028 kr	1 011 990	2 428 018 kr	3.2 kr	441 kr
2030	20 463 186 kr	1 416 028 kr	1 448 659	2 864 687 kr	1.5 kr	222 kr

Investeringskostnaderna har uppskattats till 20 MSEK för en anläggning som ska klara belastningen 2030. Summan inkluderar ett efterföljande MBBR-steg.

**Notera att detta är schablonbaserade kostnadsuppskattningar, d v s de ska inte ligga till grund för ett framtida investeringsbeslut. För ett sådant beslut behövs platsspecifika kostnadsuppskattningar.**

## 7.7 Halter före och efter dammar

Inom projektet har provtagning före och efter dammarna på Södra Sandby avloppsreningsverk genomförts. Resultatet av dessa analyser presenteras i Bilaga 2. Ett urval av de ämnen som vanligtvis är problematiska i recipienten presenteras i Tabell 25. Dammarna på Södra Sandby har en volym på 4 500 m<sup>3</sup> och en yta på 6 700 m<sup>2</sup>. Med ett medelflöde på 2 000 m<sup>3</sup>/d blir således uppehållstiden i dammarna runt 2 dygn.



Tabell 25. Halter av mikroföroreningar i inkommande avloppsvatten, samt i renat avloppsvatten efter kemsteget (SSK) och efter dammarna (SSUT). Alla halter i nanogram per liter.

S Sandby Ämne (ng/l)	Provtagning 2			Provtagning 3			Provtagning 4		
	SSIN	SSK	SSUT	SSIN	SSK	SSUT	SSIN	SSK	SSUT
Karbamazepin	250	270	290	210	210	230	440	370	440
Citalopram	94	110	130	110	120	96	430	410	190
Diklofenak	810	750	710	760	660	340	820	570	410
Furosemid	1600	1600	1000	1100	390	56	2800	910	150
Oxazepam	220	140	140	490	280	240	400	220	260
Sertralin	100	49	36	170	~	~	470	970	380
Östron (E1)			6.5			6,8			
YES		2.2	0.5		0.5				
PFAS-11									
PFOS	0.36		0.47	-	-		2.75	1.85	

En liknande effekt kan ses för Södra Sandbys dammar som för Källbys dammar, nämligen att vissa mikroföroreningar reduceras under den varma och soliga delen av året. En diskussion och jämförelse med andra studier finns i kapitlet för Källby avloppsreningsverk.

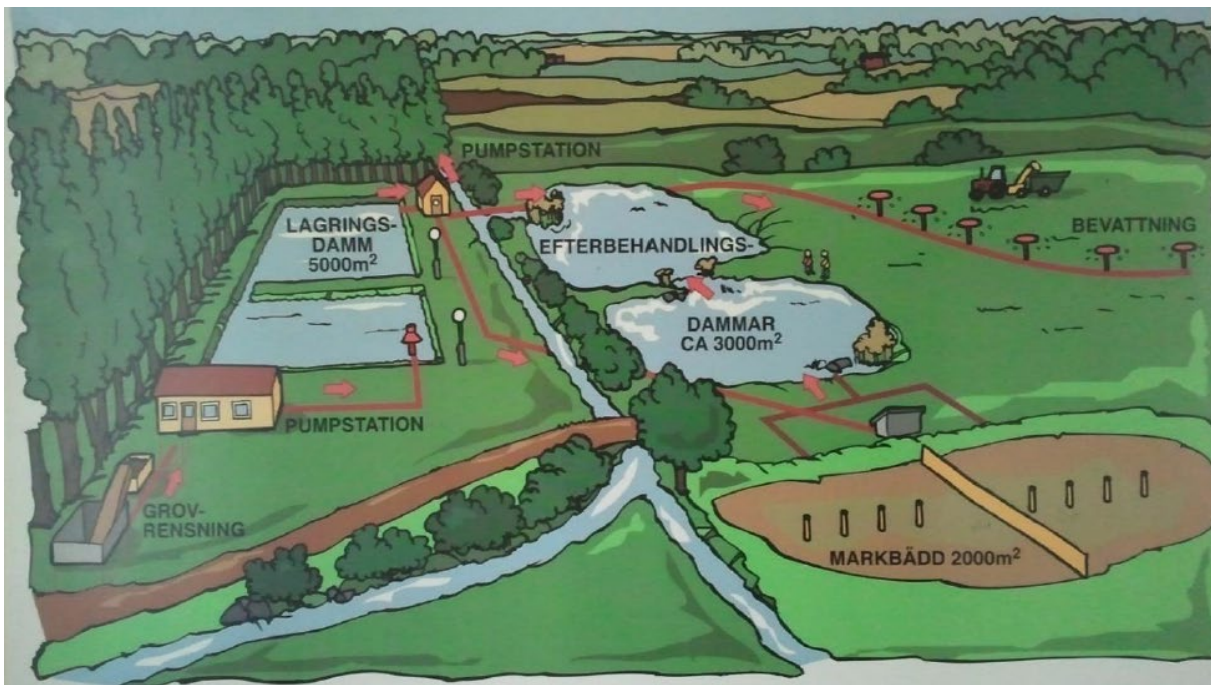
## 8. Stehag avloppsreningsverk

Stehag avloppsreningsverk driftsattes 1960 och är dimensionerat för 1 000 pe men tar emot en större belastning än dimensionerande. Under 2022 uppgick denna till 1 100 pe och antalet anslutna personer var 1 200. Upptagningsområdet omfattar Stehags tätort samt Sjöholmen som är ett bostadsområde beläget intill Ringsjön. Under 2022 mottog avloppsreningsverket 280 000 m<sup>3</sup> spillvatten. Samma år belastades recipienten Blegelsbäcken med 140 000 m<sup>3</sup>. Skillnader mellan inkommande och utgående flöden kan bero på att en del av det reade avloppsvattnet används till bevattning, eller att flödesmätarna inte visar korrekta flöden. Avloppsreningsverket kommer byggas om eftersom verket inte klarar sina fosforkrav. Det är dock inte bestämt när och hur ombyggnationen kommer ske.

### 8.1 Dimensionerande förutsättningar

#### 8.1.1 Befintlig process

Avloppsvatten behandlas mekaniskt och biologiskt på avloppsreningsverket. Det första reningssteget utgörs av grovrensning med galler och därefter pumpas avloppsvatten till en lagringsdamm. Från dammen leds vattnet antingen till två markbäddar som används sekventiellt eller så används avloppsvattnet för bevattning. Efter markbäddarna samlas avloppsvattnet upp och leds till två seriekopplade efterbehandlingsdammar innan det reade avloppsvattnet leds ut i Blegelsbäcken som senare ansluter till Rönne å. Ungefär tio procent av den reade årsvolymen används för bevattning. Avloppsreningsverket har normalt ingen slamproduktion och därmed ingen slambehandling. En översiktlig processbild visas i Figur 11.

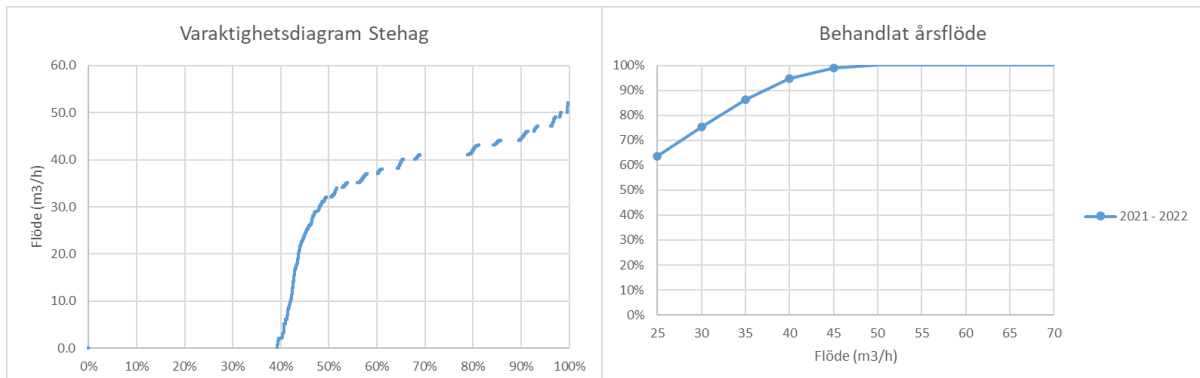


Figur 11. Översiktlig processbild för Stehag avloppsreningsverk.

Från och med januari 2021 gäller försiktighetsmått att det reade avloppsvattnet inte får innehålla mer än 10 mg BOD<sub>7</sub>/l och 0,3 mg P-Tot/l räknat som medel över ett kalenderår. Utgående föroreningshalter uppgick under 2020 till 6,7 mg/ BOD<sub>7</sub>, 2,0 mg P-Tot/l och 16 mg N-Tot/l.

### 8.1.2 Flöden och belastning

Till vänster i Figur 12 visas utgående flöde som når recipienten Blegelsbäcken. Till höger visas andelen av årsflödet som behandlas med ett ansatt värde på maxkapacitet i ett reningssteg. Avloppsreningsverket är uppbyggt med ett dammsystem vilket ger upphov till stor lagringskapacitet inom verket. Utpumpningen av renat avloppsvatten görs därför intermittent vilket avspeglas i den något udda formen på frekvensdiagrammet. Medelflödet till recipient under 2021 – 2022 uppgick till 23 m<sup>3</sup>/h.



**Figur 12. Utgående flöde från markbädden på Stehags avloppsreningsverk. Detta motsvarar det flöde som når recipienten Blegelsbäcken.**

### 8.1.3 Karakterisering av inkommande och utgående avloppsvatten

Stehags avloppsreningsverk är ett litet verk där få analyser görs rutinmässigt. Partikelhalten i utgående vatten övervakas med en handfull dygnsprov årligen. Under 2022 uppgick medelhalten till 16,7 mg SS/l. Baserat på avloppsreningsverkets utförande och de höga halterna av kväve i utgående vatten kan man dra slutsatsen att utgående vatten inte är lämpligt att behandla i ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar. Detta eftersom ett sådant reningssteg är beroende av en föregående långtgående kväverening och låga partikelhalter för att fungera driftsäkert och med låg resursförbrukning.

Inga analyser över ämnen som påverkar val och dimensionering av ett teknik för avskiljning av organiska mikroföroreningar finns att tillgå för Stehags avloppsreningsverk.

## 8.2 Recipienten

Avloppsreningsverket släpper renat avloppsvatten till Blegelsbäcken som efter ungefär 2,5 km ansluter till Rönne å ca 700 meter från västra Ringsjön. Blegelsbäcken är inte klassad som vattenförekomst, utan som övrigt vatten. Den närmaste vattenförekomsten är Rönne å: Hålsaxbäcken-Västra Ringsjön. Recipientkontrollen sker inom ramen för Rönneåns vattenråd. I Blegelsbäcken saknas övervakningsstationer och närmaste övervakningsstation nedströms ligger ungefär 4,5 km nedströms Blegelsbäckens anslutning till Rönne å. I denna lokal, *Rönneå, uppstr. Bålamöllan*, övervakas vattenkemi för nästföljande vattenförekomst. Ca 600 m uppströms där Blegelsbäcken ansluter till Rönne å finns övervakningsstationen *Ringsjödammen övre* för vattenföring då utflödet från Ringsjön regleras i denna punkt. Ytterligare 100 m uppströms ligger övervakningsstationen *Rönneå, utloppet Ringsjön* där vattenkemin övervakas.

Blegelsbäcken börjar i jordbrukslandskapet väster om Stehag och passerar igenom tätorten innan avloppsreningsverket. I VISS finns ett par potentiellt förorenade områden utmärkta i avrinningsområdet, samt någon deponi, återvinningsstation och en större mosse som har brukats för torvbrytning. Väster om Rönneholms mosse ligger Rönneholms återvinningscentral med en gammal deponi där lakvattenuppsamling sker. Längre nedströms och strax före Rönneå ligger en återvinningsverksamhet som drivs av Ragnsells. Således finns det potentiella källor till föroreningar, men vi har inte hittat något resultat av provtagning i Blegelsbäcken.

Vattenförekomsten i Rönne å uppnår inte god ekologisk status på grund av hydromorfologisk påverkan i jordbrukslandskapet och vandringshinder, samt på grund av betydande påverkan av näringsämnen. I vattenförekomsten har inga av de ämnen som ingår i denna studie övervakats inom den ordinarie vattenförvaltningen. Rönne å har dock ingått i andra provtagningskampanjer, bland annat genom Ahrens m fl (2018) som mätte PFAS och fenolära ämnen i flodmynningar under 2016 – 2017. Då uppmättes höga PFAS-halter i provtagningslokalen som var lokaliserad ungefär halvvägs mellan västra Ringsjön och utloppet i Skälderviken.

### 8.2.1 Utspädning

Det avrinningsområde som finns definierat i S-Hype omfattar en yta som även avvattnar området där Blegelsbäcken ansluter till Rönne å. Avrinningsområdet är således något större än i avloppsreningsverkets utsläppspunkt. Utredningen bedömer dock att flödet enligt S-Hype bör vara någorlunda representativt även om den något överskattar utspädningen av föroreningar jämfört med vid avloppsreningsverkets utsläppspunkt.

## 8.3 Provtagning inom projektet

Provtagning på avloppsreningsverket har skett på inkommande och utgående avloppsvatten med samlingsprov om tre dagar. Vid något provtagningsstillfälle togs dock dygnsprov, då det inte fanns tillräckligt med vatten för ett samlingsprov över längre tid.

Provtagningen i recipienten har skett uppströms och nedströms i Blegelsbäcken i nära anslutning till avloppsreningsverket, eftersom provtagning i nedströms övervakningsstationen gör det svårt att bedöma avloppsreningsverkets miljöpåverkan på g a avståndet till avloppsreningsverket. Recipientflödet som har använts för att ta fram beräknade halter i recipienten är det som beskrivs i 8.2.1.

Ungefär samma analyser har genomförts och prioriterats på Stehag avloppsreningsverk som de andra avloppsreningsverken. Vid det andra och tredje analystillfället prioriterades inga analyser på uppströms provvatten då den första provtagningen visade på begränsad, eller ingen förekomst av läkemedel och PFAS.

Analyserna på COD, Tot-N och Tot-P för de fyra provtagningsomgångarna visar att avloppsreningsverket har fungerat bra avseende reduktion av organiskt material, men att reduktionen av kväve och fosfor är begränsad. En begränsad reduktion av kväve brukar korrelera med en begränsad reduktion av flera mikroföroreningar som t ex hormoner, paracetamol och ibuprofen. Flöden på avloppsreningsverket och i recipienten under provtagningen presenteras i kapitel 4.

## 8.4 Miljöpåverkan i recipienten

I Tabell 26 presenteras en sammanfattning av den bedömda miljöpåverkan från avloppsreningsverkets utsläpp av mikroföroreningar. Koncentrationerna som diskuteras i tabellen avser nedströms halter, i första hand uppmätta och i andra hand beräknade. I regel presenteras halter i relation till miljö kvalitetsnormer för respektive substansgrupp först sedan hur halterna förhåller sig till PNEC. Samtliga halter och riskkvoter presenteras i Bilaga 2. En läshänvisning till Bilaga 2 presenteras i avsnitt 5.5.

**Tabell 26. Bedömd miljöpåverkan från utsläpp av renat avloppsvatten i Blegelsbäcken från Stehag avloppsreningsverk. I tabellen presenteras miljöpåverkan nedströms avloppsreningsverket för respektive substansgrupp.**

Ämnesgrupp	Beskrivning miljöpåverkan	Konklusion
<b>Läkemedel:</b>	<p><u>Uppmätta koncentrationer och värden:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Diklofenak medelvärde nedströms 66 ng/L, d v s överstiger inte MKN 100 ng/l. MKN överskrids dock i 1 av 4 prover för diklofenak (P1: 200 ng/L).</li> <li>RK diklofenak 1,3 (överstiger PNEC vid 2 tillfällen av 4 provtagningar); oxazepam 6,1 (3/4) RK &gt; 1 för 2 ämnen i intervallet 1,3-6,1</li> </ul> <p><u>Beräknade värden med S-Hype:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>bekräftar de uppmätta recipientvärdena, men med något högre RK-värden. Exempel: RK Citalopram 0,5 (uppmätt), 0,6 (beräknat).</li> </ul>	<p>Blegelsbäcken nedströms påverkad av förhöjda läkemedels-koncentrationer över PNEC (2 ämnen)</p> <p>Mycket låga koncentrationer uppströms, i princip &lt; LOD för samtliga ämnen.</p>
<b>Hormoner:</b>	<p><u>Bedömning baseras endast på beräknade koncentrationer.</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Östron detekteras i utgående avloppsvatten vid 4 tillfällen av 4 provtagningar). Östradiol detekteras vid 2 av fyra tillfällen. Vid resterande provtagningar ligger halterna av östradiol och etinylöstradiol under detektionsnivå (0,4 – 0,7 ng/l).</li> <li>RK östron 81,7 (4/4).</li> <li>Om utgående halt sätts till LOD när detektion inte har skett, d v s ett worst case scenario, uppgår RK för östradiol till 4,3 (3/4) och för etinylöstradiol 7,9 (4/4). Beräknad medelhalt etinylöstradiol nedströms 0,13 ng/l överstiger MKN på 0,035 ng/l (3/3).</li> </ul>	<p>Blegelsbäcken nedströms påverkad av östron i en halt över PNEC.</p> <p>Halter under detektion (östradiol och etinylöstradiol) i utgående vatten förhindrar en uppskattning av nedströms halter.</p>

<b>Östrogena effekter:</b>	<p><b>Fyra analyser och fyra beräkningar utförda nedströms</b></p> <p><u>Uppmätta koncentrationer:</u> Medelhalt 1,38 ng E2-ekv/l, d v s &gt; LOEC. LOEC överskrids 4/4 provtagningar (P1: 3,0 ng/l; P2: 0,4 ng/l; P3: 1,32 ng/l; P4: 0,81 ng/l).</p> <p><u>Beräknade koncentrationer:</u> Medelhalt 2 ng E2-ekv/l &gt; LOEC. LOEC överskrids i 4/4 provtagningar. (P1: 5,7 ng/l; P2: 0,31 ng/l; P3: 0,95 ng/l; P4: 1,0 ng/l)</p>	Uppmätt och beräknad överstiger bedömningsgrund för kronisk effekt (LOEC), och tangerar effekthalten för akut påverkan.
<b>PFAS-ämnen:</b>	<p><u>Uppmätta koncentrationer och värden:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Medel PFOS nedströms 0,22 ng/L. MKN överskrids inte i något av proverna.</li> </ul> <p><u>Beräknade värden med S-Hype:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Bekräftar de uppmätta recipientvärdena. Överskrider vid ett tillfälle MKN för PFOS (P4: 0,94 ng/L).</li> </ul>	Blegelsbäcken nedströms inte påverkad av PFOS över MKN. Uppströms koncentrationer något lägre än nedströms koncentrationer (analyserat vid 2 tillfällen, P1 och P4).
<b>Fenoler:</b>	<p><b>Fyra beräkningar utförda nedströms.</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Beräknad medelhalt bisfenol A 40 ng/l, under MKN. Nonylfenol under LOD i utgående avloppsvatten. Oktylfenol detekterat två gånger, en gång med hög halt.</li> </ul>	Överstiger inga MKN.

Ingen prognos har tagits fram för Stehag reningsverk och därför har heller inte en framtida miljöpåverkan av Blegelsbäcken bedömts.

Inkommande avloppsvatten har en sammansättning som man kan förvänta sig, förutom förekomst av vissa fenoler vid två tillfällen. Inkommande halt av bisfenol A är mycket hög under fjärde provtagningstillfället (5 500 ng/l). Detsamma gäller utgående halt nonylfenol under andra tillfället (1 100 ng/l). Utgående halt av vissa läkemedel som vanligtvis bryts ner i ett avloppsreningsverk, såsom ibuprofen, naproxen, paracetamol, hormonerna och östrogen påverkan, är också hög. Detta är väntat då avloppsreningsverket har en begränsad kväverening.

#### 8.4.1 Övriga incitament för rening från organiska mikroföroreningar

Utredningen ser inga ytterligare incitament för Stehag avloppsreningsverk att implementera rening från organiska mikroföroreningar. På ett litet avloppsreningsverk, med begränsad kväverening och höga utgående partikelhalter, behövs åtgärder som föregår ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar.

### 8.5 Åtgärder för att reducera miljöpåverkan

#### 8.5.1 Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör hög risk

Vid bedömningen av miljöpåverkan i recipienten uppkom några ämnen vid hög risk för Blegelsbäcken. Det är tre ämnen som summeras och visas i Tabell 27 tillsammans med ett beräknat behov på reduktion utifrån dagens behov. Det framtida behovet har inte inkluderats eftersom



Stehags avloppsreningsverk saknar en sådan prognos. Utöver behovet visas också en gradering av teknikerna GAK respektive ozons förmåga att avskilja respektive mikroförorening enligt metoden beskriven i avsnitt 3.8.3. Gråa celler i tabellen indikerar de situationer som är särskilt utmanande för GAK respektive ozon, vilket inträffar vid situationer när gradering 3 eller 4 kombineras med ett högt behov på avskiljning. Det är vidare dessa situationer som kommer att kommenteras och diskuteras i avsnittet här nedan.

För val av teknik kan även avloppsvattnets karaktär påverka. För Stehags avloppsreningsverk har det inte ingått några ytterligare analyser för att en välgrundad bedömning av vattenmatrisen kan göras. Om ett nytt reningssteg ska bli aktuellt, är det viktigt att det föregås av en fungerande biologisk rening som både minskar SS, DOC och nitrit i vattnet. Denna teknikbedömning är därför gjord utifrån antagandet att vattenmatrisen inte påverkar reningssteget. Notera att val och dimensionering av ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar på Stehag avloppsreningsverk blir spekulativt på grund av ovan nämnda osäkerheter.

### GAK

Avseende de ämnen som är mest utmanande för GAK markeras endast oxazepam och östron i Tabell 27. När det gäller oxazepam kan den avskiljas relativt väl, men med tanke på rådande behov av avskiljning som för oxazepam ligger på 90 % för dagens behov, kan denna avskiljning bli mer utmanande relativt de andra mikroföroreningarna. Det kan, med tanke på gradering 3, förväntas att ett filterbyte behöver redan från 10 000 till 15 000 bäddvolymeter och inte vid 20 000 bäddvolymeter, som i vanliga fall är ett mått på när byte sker. När det gäller östron, är även denna markerad i tabellen, trots gradering 1. Detta är gjort eftersom det finns ett behov av en hög avskiljning av östron (>95 %) för dagens belastning. Detta kan, likt ovan, även påverka tiden för när filterbytet ska ske. Det kan också ske biologisk nedbrytning av östron i biofilmen på GAK som eventuellt innebär att avskiljningen kan nå högre än vad bedömningen av GAK visar, även om den sannolikt inte leder till att avskiljningen blir i paritet med vad behovet kräver.

### Ozon

För ozon är samma två ämnen indikerade i grått. Gällande oxazepam behöver det avskiljas till 90 % med dagens behov, vilket kräver en högre ozondos om ca 1,0 mg ozon/mg DOC. På samma sätt som för GAK ovan, kan östron bli utmanande även i fallet för ozon, vilket är direkt kopplat till att det krävs en hög avskiljning.

### Teknikval

Avseende teknikval för Stehag finns det endast några få ämnen som är utmanande för båda teknikerna. Det är framför allt oxazepam och östron som blir de mikroföroreningar som driver det reningssteget mot GAK, med eventuell tyngdpunkt på östron. Denna observation innebär att GAK-filtret kan behöva bytas ut långt tidigare än vid 20 000 bäddvolymeter. Avseende ozontekniken, är det oxazepam som leder till att ozondosen behöver öka till ca 1,0 mg ozon/mg DOC. Även avskiljningen av östron behöver bevakas för båda teknikerna, så att den når behovet om 95 % avskiljning. Ozon respektive GAK bedöms fungera lika väl avseende de riskämnen som tagits upp, men på den stora avskiljning som behövs för framför allt östron, blir både ozon och GAK till viss del osäkra teknikval. Ett reningssteg för avskiljning av mikroföroreningar antas dock föregås av ett ombyggt avloppsreningsverk med kväverening där man kan anta att avskiljningen av östron blir bättre än med dagens avloppsreningsverk. För dimensioneringen av ett reningssteg kommer ozon efterföljt av ett polersteg användas även om GAK skulle fungera minst lika bra.

Tabell 27. Mikroföroreningar som utgör hög risk i recipienten för Stehags avloppsreningsverk, krav på reduktion utifrån dagens och en framtida belastning, samt gradering för respektive tekniks möjlighet att avskilja mikroföroreningen. Behov av reduktion har beräknats så att halten av respektive ämne i recipienten ska underskrida PNEC och aktuella miljökvalitetsnormer, med en viss marginal.

För GAK är bedömningen graderad från 1 till 4, där 1 anses vara mycket god reduceringsförmåga medan gradering 3 och 4 motsvarar måttlig till sämre. För ozon är bedömningen gjord efter hur väl mikroföroreningar kan oxideras, där 1 är mycket god, 3 är dålig och 4 innebär ingen oxidation alls. Gråa celler indikerar de situationer som blir begränsande för tekniken.

Mikroförorening som utgör hög risk i recipienten	Behov av rening från organiska mikroföroreningar (%)		Gradering för ozon respektive GAK	
	Dagens belastning	Framtida belastning	GAK	Ozon
Diklofenak	34	na <sup>a</sup>	3	1
Oxazepam	90	na <sup>a</sup>	3	3
Östron	>95	na <sup>a</sup>	1	1

<sup>a</sup> na, not applicable, det finns ingen prognos för Stehags framtida belastning och någon beräkning för det framtida behovet är därmed inte gjord.

## 8.6 Konceptuell beskrivning och dimensionering av ett reningssteg

För att dimensionera ett reningssteg (Tabell 29) utgår utredningen från de förutsättningar som presenteras i Tabell 28. Med en jämnare utpumpning skulle det dimensionerande maxflödet troligen bli mindre.

Tabell 28. Ansatt vattenkvalitet i utgående avloppsvatten på Stehag avloppsreningsverk. Värdena har ansatts utifrån att avloppsreningsverket är ombyggt för att möta behovet från ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar.

Ämne och faktor	Antagande
Industribelastning	Ingen betydande belastning som påverkar val av reningsteknik.
Bromid	Antar att det inte finns bromid i vattnet i en sådan koncentration att val av reningsteknik påverkas.
Krom	Samma antagande som för bromid.
Järn/Aluminium	Samma antagande som för bromid.
Nitrit (NO <sub>2</sub> -N)	Antar en halt på 0,2 mg NO <sub>2</sub> -N/l.
DOC	Antar en halt på 10 mg/l.

Tabell 29. Konceptuell beskrivning och dimensionering av teknisk åtgärd på Stehag avloppsreningsverk. I tabellen visas även en uppskattning på tillhörande kostnader för drift och investering samt miljöpåverkan från driften av reningssteget.

Teknisk lösning
Ozonering följt av en MBBR-anläggning, alternativt någon av befintliga dammar. Idag är kvaliteten på det renade avloppsvattnet troligen inte tillräckligt bra för att ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar ska kunna köras driftsäkert. Denna dimensionering utgår därför från att avloppsreningsverket har byggts om så att utgående partikel- och nitrithalter är låga i det renade avloppsvattnet. Dimensioneringen utgår från flöden från markbädd till Blegelsbäcken år 2021–2022, som i medel uppgick till 23 m <sup>3</sup> /h.
Dimensionering



Q<sub>max</sub> för reningssteget uppgår till 40 m<sup>3</sup>/h med en linje. Med detta maximala flöde har utredningen beräknat att 95 % av årsflödet kan behandlas. Medelflödet till det reningssteget blir således endast marginellt lägre än medelflödet till recipienten.

Ozondos 1,0 mg O<sub>3</sub>/mg DOC. Med antagandet att vattnet innehåller 10 mg DOC/l och 0,2 mg nitritkväve blir dosen 10,7 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>. Kapacitet ozonreaktor 0,43 kg O<sub>3</sub>/h.

Kontakttid ozonreaktor 15 min ger volym 10 m<sup>3</sup> med ett djup på 6 m en yta på ca 2 m<sup>2</sup> plus tillhörande byggnad för utrustning.

Efterbehandling MBBR. Dammar kan också fungera som efterbehandling efter ett ozoneringssteg, men vetenskapligt har dammars funktion inte helt bekräftats. Om ett ozoneringssteg byggs före dammarna, kan detta bli en kostnadseffektiv lösning.

Volym MBBR: 13 m<sup>3</sup>, fyllnadsgrad 40% med bärare med en specifik yta på 800 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>.

#### Resursförbrukning

Syrebehov baserat på en ozonkoncentration om 10 wt%: 20 ton/år för 2022. Med en så liten syreförbrukning kan det bli aktuellt med syreproduktion på plats, istället för inköp och lagring med tank.

Elektricitet baserat på att det behandlande vattnet lyfts 1 m och att ozongeneratoren förbrukar 10 kWh/kg O<sub>3</sub> blir totalt 21 MWh för 2022.

#### Förändringar i befintlig process

Denna dimensionering utgår från att avloppsreningsverket är ombyggt, alternativt kompletterat med ytterligare utrustning, så att det renade avloppsvattnet håller en bra och jämn vattenkvalitet.

#### Integrering med befintlig process

Ingen granskning av rördragning har gjorts. Reningssteget placeras sist i processen på ett ombyggt avloppsreningsverk. Lyfthöjd på pumpar antas till 1 m.

#### Miljöpåverkan - drift

I nedan tabeller visas den beräknade miljöpåverkan från driften av ett reningssteg, uttryckt i ton CO<sub>2</sub>-ekvivalener/år.

2022 CO <sub>2</sub> (ton CO <sub>2</sub> , ekv)	Från el	Från syrgas	Totalt (el & O <sub>2</sub> )	g CO <sub>2</sub> ,ekv/m <sup>3</sup>	g CO <sub>2</sub> ,ekv/pe/år
Svensk elmix	0.2	0.1	0.3	1.7	285
Nordisk elmix	2	1.4	3	18	2 923

#### Kostnader

I nedan tabeller visas den beräknade investerings- och driftkostnaden, samt kostnaderna utslagna på behandlad volym vatten och per pe (faktiskt belastning).

Investering	CAPEX	OPEX 2022	Totalt	kr/m <sup>3</sup>	kr/pe/år
7 635 594 kr	528 374 kr	477 092	1 005 466 kr	5.3 kr	887 kr

Investeringskostnaderna har uppskattats till 7,6 MSEK för en anläggning med ozonering och efterföljande MBBR.

**Notera att detta är schablonbaserade kostnadsuppskattningar, d v s de ska inte ligga till grund för ett framtida investeringsbeslut. För ett sådant beslut behövs platsspecifika kostnadsuppskattningar.**

## 9. Torna Hällestads avloppsreningsverk

Torna Hällestads avloppsreningsverk mottar avloppsvatten från Torna Hällestads tätort och ligger i dess östra utkant. Ett lokalt bryggeri släpper också sitt spillvatten till avloppsreningsverket. Från avloppsreningsverket leds avloppsvatten via ett dike till Krankesjön. Detta dike har sitt ursprung i avloppsreningsverket. Under 2022 tog avloppsreningsverket emot avloppsvatten motsvarande en belastning på ungefär 390 pe från 664 anslutna personer och ett anslutet lokalt bryggeri.

### 9.1 Dimensionerande förutsättningar

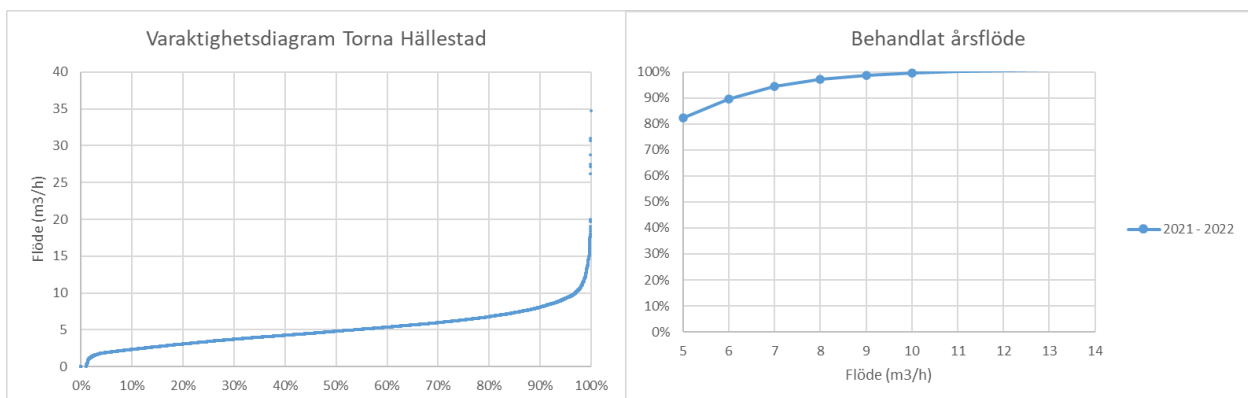
#### 9.1.1 Befintlig process

Avloppsreningsverket är dimensionerat för 800 pe och behandlar avloppsvatten mekaniskt, biologiskt och kemiskt. Det mekaniska steget utgörs av ett galler som avskiljer rens. Avloppsvattnet rinner sedan vidare till en aktivslambassäng där det organiska innehållet reduceras. Efter biosedimenteringen följer ett kemiskt reningssteg där järnklorid används för att fälla ut fosfor och kvarvarande partiklar som sedan avskiljs i slutsedimenteringen. Det kemiska slammet återförs till biosteget och tas således ut ur processen med bioslammet. Uttaget slam förtjockas och transporteras därefter till Källby avloppsreningsverk. Flödesmätare mäter inkommande och utgående flöde.

Reningskraven för avloppsreningsverket fastställdes av miljönämnden i Lund 2002. Halterna av BOD<sub>7</sub> och totalfosfor får inte överstiga 15 mg/l respektive 0,5 mg/l. Dessa halter gäller som riktvärde för kvartalsmedelhalter och som gränsvärden för årsmedelhalter. Inkommande belastning uppgick under 2020 till strax över 400 pe.

#### 9.1.2 Flöden och belastning

Till vänster i Figur 13 visas utgående flöde från Torna Hällestads avloppsreningsverk under 2021–2022. Till höger visas andelen av årsflödet som behandlas med ett ansatt värde på maxkapacitet i ett reningssteg. Medelflödet 2021 – 2022 uppgick till 5,0 m<sup>3</sup>/h.



**Figur 13.** Till vänster visas ett frekvensdiagram för utgående flöde på Torna Hällestads avloppsreningsverk. Till höger visas hur stor del av årsflödet som underskrider ett visst flöde som visas på x-axeln.

#### 9.1.3 Karakterisering av inkommande och utgående avloppsvatten

Torna Hällestad är ett litet avloppsreningsverk där få av de parametrar som påverkar val och dimensionering av teknik för avskiljning av organiska mikroföroreningar analyseras rutinmässigt.

Partikelhalten i utgående avloppsvatten övervakas dock med ett dygnsprov varje vecka. Medelhalten av partiklar i de 108 prov som analyserades under 2021–2022 var 35 mg SS/l. I 80 % av proven översteg halten 10 mg/l. Baserat på avloppsreningsverkets storlek och processutformning samt den information om utgående vattenkvalitet som finns att tillgå bedöms att ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar inte skulle kunna köras driftsäkert och med låg resursförbrukning på avloppsreningsverket.

## 9.2 Recipienten

Avloppsreningsverket släpper renat avloppsvatten till ett dike som ansluter till Silvåkrabäcken som sedan mynnar ut i Krankesjön, som är den närmaste klassade vattenförekomsten. Diket är inte klassat som en vattenförekomst och dess sträckning är inte väl dokumenterad i VISS eller S-Hype. Närmaste vattenförekomst är Krankesjön som utgör en värdefull fågellokal för övervintrande, häckande och rastande fåglar. Krankesjön utgör både ett Natura 2000-område och ett av fem Ramsarområden i Skåne. Sjön är ovanligt grund och omsättningstiden av vatten är därför låg, runt 0,2 år. Den ekologiska statusen är måttlig främst på grund av övergödning och förändringar i morfologin då sjön är sänkt. Den kemiska statusen klassas som ej god utifrån påverkan av kvicksilverföreningar och bromerad difenyleter för vilka gränsvärdena överskrids i hela Sverige på grund av atmosfärisk deposition. Den kemiska statusen om dessa ämnen undantas är god, dock har ingen provtagning av PFOS genomförts i vattenförekomsten. Det saknas också provtagning av de flesta SFÄerna som ingår i klassificering av ekologisk status. PFAS-ämnen har dock tagits i biotaprover från starar runt Krankesjön (Odsjö et al. 2008). Dessa visade att halterna av PFOS var högre i starar än i de andra sju lokalerna utspridda i södra Sverige. Halten PFOS i leverproverna i stararna uppgick till 6,7 µg/kg. Denna halt kan inte jämföras med gränsvärdena för biota som finns angivna i HVMFS 2019:25 där halter i prov från vattenlevande organismer avses, men de höga halterna i stararna kan tas som en indikation på att området är påverkat av PFAS-ämnen.

I utloppet från Krankesjön till Ålabäcken finns närmaste övervakningsstation i drift. I Silvåkrabäcken saknas övervakningsstationer.

### 9.2.1 Utspädning

Modellerat avrinningsområde är definierat i utloppet från Krankesjön, dvs där Ålabäcken har sin början. För Silvåkrabäcken finns inget modellerat flöde att tillgå.

## 9.3 Provtagning inom projektet

Provtagning på avloppsreningsverket har skett på inkommande och utgående avloppsvatten med samlingsprov om tre dagar. Provtagning i recipient har skett i Silvåkrabäcken vid samtliga tillfällen, samt i övervakningsstationen i utloppet av Krankesjön där Ålabäcken börjar vid första och sista provtagningstillfället. Ingen provtagning har skett uppströms avloppsreningsverket. De analysresultat som presenteras som uppmätt nedströms i recipienten är tagna i Silvåkrabäcken. För de beräknade halterna har dock det modellerade flödet från utloppet i Krankesjön använts. Notera således att uppmätt och beräknad halt i recipienten inte kommer att överensstämja då flödet är modellerat för ett långt större avrinningsområde än det som finns uppströms i provtagningslokalen i Silvåkrabäcken.

Ungefär samma analyser har genomförts och prioriterats på Torna Hällestad avloppsreningsverk som de andra avloppsreningsverken. I Krankesjöns utlopp har endast PFAS och läkemedel analyserats.

Analyserna på COD, Tot-N och Tot-P för de fyra provtagningsomgångarna visar att avloppsreningsverket har fungerat som förväntat avseende reduktion av organiskt material och näringsämnen. Reduktionen av kväve är mindre än på andra VA SYD:s avloppsreningsverk vilket är förväntat på ett avloppsreningsverk med denna storlek och med gällande villkor. Inkommande halter från provtagningsomgång fyra avviker kraftigt från vad som kan förväntas då kväve- och fosforhalterna är mycket högre än vad som är normalt i ett kommunalt avloppsvatten. Samtidigt så ligger COD-halten under kvantifieringsgränsen på 30 mg/l. Flöden på avloppsreningsverket och i recipienten under provtagningen presenteras i kapitel 4.

## 9.4 Miljöpåverkan i recipienten

I Tabell 30 presenteras en sammanfattning av den bedömda miljöpåverkan från avloppsreningsverkets utsläpp av mikroföroreningar. Koncentrationerna som diskuteras i tabellen avser nedströms halter, i första hand uppmätta och i andra hand beräknade. Samtliga halter och riskkvoter presenteras i Bilaga 2. En läshänvisning till Bilaga 2 presenteras i avsnitt 5.5.

**Tabell 30. Bedömd miljöpåverkan från utsläpp av renat avloppsvatten i Silvåkrabäcken och Krankesjön från Torna Hällestads avloppsreningsverk. I tabellen presenteras miljöpåverkan nedströms avloppsreningsverket för respektive substansgrupp.**

Ämnesgrupp	Beskrivning miljöpåverkan	Konklusion
<b>Läkemedel:</b>	<p><u>Uppmätta koncentrationer och värden:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Diklofenak medelvärde nedströms 36 ng/L, d v s under MKN 100 ng/l.</li> <li>RK &lt; 1 för alla läkemedel. Diklofenak 0,7 (1/4).</li> </ul> <p><u>Beräknade värden med S-Hype:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Indikerar mycket låga koncentrationer i utloppet från Krankesjön, vilket bekräftas med uppmätta halter i denna punkt.</li> </ul>	<p>Silvåkrabäcken nedströms inte påverkad av läkemedelskoncentrationer över MKN eller PNEC.</p> <p>Få läkemedelskoncentrationer över LOD i Krankesjön.</p> <p>Inga analyser uppströms.</p>
<b>Hormoner:</b>	<p><u>Bedömning baseras endast på beräknade koncentrationer.</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Östron detekteras i utgående avloppsvatten (4 tillfällen av 4 provtagningar). Östradiol detekteras vid 2 av fyra tillfällen. Vid resterande provtagningar ligger halterna av östradiol och etinylöstradiol under detektionsnivå (0,4 – 0,7 ng/l).</li> <li>RK östron 1,6 (PNEC överskrids vid 2/4 tillfällen).</li> <li>Även om utgående halt sätts till LOD när detektion inte har skett, d v s ett worst case scenario, överskrids inte PNEC eller MKN vid något tillfälle.</li> </ul>	<p>Silvåkrabäcken nedströms troligen påverkad av hormoner då en begränsad påverkan kan beräknas för Krankesjön.</p>

<p><b>Östrogena effekter:</b></p>	<p><b>Fyra analyser och tre beräkningar utförda nedströms</b></p> <p><u>Uppmätta koncentrationer:</u> Medelhalt 0,69 ng E2-ekv/l, d v s &gt; LOEC. LOEC överskrids vid 2 av 4 provtagningar (P1: 0,5 ng/l; P4: 2,07 ng/l).</p> <p><u>Beräknade koncentrationer:</u> Medelvärde 0,03 ng E2-ekv/l.</p>	<p>Uppmätt halt överstiger bedömningsgrund för kronisk effekt, och därmed är recipienten troligen negativt påverkad av ämnen med östrogen effekt.</p>
<p><b>PFAS-ämnen:</b></p>	<p><u>Uppmätta koncentrationer och värden:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Medel PFOS nedströms 0,16 ng/L. MKN överskrids inte i något av proverna.</li> <li>• Halter av PFOS i Krankesjön låga (P1: 0,16 ng/l; P4: 034 ng/l).</li> </ul> <p><u>Beräknade värden med S-Hype:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Mycket låga halter indikerar att avloppsreningsverkets påverkan på Krankesjön är mycket liten gällande PFAS.</li> </ul>	<p>Silvåkrabäcken nedströms inte påverkad av PFOS över MKN.</p> <p>Ej heller påverkan av PFOS i Krankesjön.</p>
<p><b>Fenoler:</b></p>	<p><b>En beräkning utförd nedströms.</b> Endast Bisfenol A &gt; LOQ i utgående avloppsvatten, de två övriga &lt; LOD.</p>	<p>Överstiger inga MKN.</p>

Ingen prognos har tagits fram för Torna Hällestads framtida belastning på recipienten och därför utvärderas heller inte en framtida miljöpåverkan.

Halter av läkemedel ser ut att vara något annorlunda mot andra avloppsreningsverk inom detta projekt. T ex är inkommande och utgående halt av oxazepam mycket lägre än på de andra avloppsreningsverken, medan halten diklofenak ligger i paritet med övriga avloppsreningsverk. Under provtagning 3 var PFOS-halten något högre (2,8 ng/l) än under de tidigare provtagningarna, vilket kan indikera en uppströms källa. Denna slutsats är dock osäker.

### 9.4.1 Övriga incitament för rening från organiska mikroföroreningar

Med utgångspunkt i befintliga data torde Torna Hällestad avloppsreningsverk i dagsläget vara ett av de minst prioriterade avloppsreningsverken. Möjligen kan man finna argument för att åtgärda detta avloppsreningsverk mot bakgrund av den skyddsvärda recipienten och en nationellt viktig sjö.

## 9.5 Åtgärder för att reducera miljöpåverkan

### 9.5.1 Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör hög risk

Vid bedömningen av miljöpåverkan i recipienten uppkom östron som visas i Tabell 31 tillsammans med ett beräknat behov på reduktion utifrån dagens behov. Den framtida belastningen visas inte eftersom det saknas en prognos för en sådan. Utöver detta visas också en gradering av teknikerna GAK respektive ozons förmåga att avskilja östron enligt metoden beskriven i avsnitt 3.8.3. Tidigare har särskilt utmanande situationer markerats som gråa celler (se t ex Tabell 18), vilket har bedömts

inträffa vid situationer när gradering 3 eller 4 kombineras med ett högt behov på avskiljning. Det är däremot inga sådana situationer som uppträder för Torna Hällestad avloppsreningsverk.

För val av teknik kan även avloppsvattnets karaktär påverka. Mot bakgrund av de få analyser som finns att tillgå för Torna Hällestad har vattnets karaktär bedömts som otillräckligt för att behandlas med ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar. Detta är däremot inte medtagit i bedömningen för den enskilda reningstekniken utan den förutsätter att det inkommande vattnet till reningssteget är anpassat att fungera för GAK respektive ozon. Innan en reningsteknik blir aktuell för Torna Hällestad bör avloppsvattnet avseende vattenmatrix karaktäriseras.

### GAK

GAK bedöms som en lämplig reningsteknik för Torna Hällestad utifrån befintliga data i Tabell 31.

### Ozon

Ozon bedöms som en lämplig reningsteknik utifrån befintliga data i Tabell 31.

### Teknikval

Avseende teknikval för Torna Hällestad finns det inga ämnen som avgör huruvida ozon är mer lämpligt än GAK eller tvärtom. Med detta sagt kan båda teknikerna rekommenderas. För teknikerna kan det förväntas att GAK kan behöva genomgå filterbyte vid 20 000 bäddvolymmer, men detta behöver fastläggas under drift och relativt de riskämnen som finns, vilket i detta fall är östron. Avseende ozon kan det eventuellt vara tillräckligt att dosera med 0,5 – 0,7 mg ozon/mg DOC, men även detta behöver fastläggas vid drift. Ett lämpligt efterföljande polersteg till ozon kan vara MBBR och detta blir den teknik som det dimensioneras för i nästa avsnitt.

**Tabell 31. Mikroföroreningar som utgör hög risk i recipienten för Torna Hällestad avloppsreningsverk, krav på reduktion utifrån dagens och en framtida belastning, samt gradering för respektive tekniks möjlighet att avskilja mikroföroreningen. Behov av reduktion har beräknats så att halten av respektive ämne i recipienten ska underskrida PNEC och aktuella miljö kvalitetsnormer, med en viss marginal.**

För GAK är bedömningen graderad från 1 till 4, där 1 anses vara mycket god reduceringsförmåga medan gradering 3 och 4 motsvarar måttlig till sämre. För ozon är bedömningen gjord efter hur väl mikroföroreningar kan oxideras, där 1 är mycket god, 3 är dålig och 4 innebär ingen oxidation alls. Gråa celler indikerar de situationer som blir begränsande för tekniken.

Mikroförorening som utgör hög risk i recipienten	Behov av rening från organiska mikroföroreningar (%)		Gradering för ozon respektive GAK	
	Dagens belastning	Framtida belastning	GAK	Ozon
Östron	56	na <sup>a</sup>	1	1

<sup>a</sup> na, not applicable, det finns ingen prognos för Torna Hällestad framtida belastning och någon beräkning för det framtida behovet är därmed inte gjord.

## 9.6 Konceptuell beskrivning och dimensionering av ett reningssteg

På Torna Hällestad avloppsreningsverk bedömer utredningen inte att det behövs någon rening från organiska mikroföroreningar och att en utökad kväverening skulle kunna reducera utgående halter av hormoner. Nedan presenteras en schablondimensionering som inte utgår från recipientbehovet utan där målet är att ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar ska behandla ca 90 % av årsflödet, och därmed kunna uppnå en reduktion på 80 % av ett flertal flera läkemedel i hela

avloppsreningsverkets flöde. Schablondimensioneringen utgår från ansatta förutsättningar i Tabell 32 och presenteras i Tabell 33.

**Tabell 32. Ansatt vattenkvalitet i utgående avloppsvatten på Torna Hällestad avloppsreningsverk.**

Ämne och faktor	Antagande
Industribelastning	Ingen industribelastning som påverkar val av reningsteknik.
Bromid	Antar att koncentrationer inte överstiger vad som kan vara problematiskt vid ozonering.
Krom	Samma antagande som för bromid.
Järn/Aluminium	Samma antagande som för bromid.
Nitrit (NO <sub>2</sub> -N)	Antaget som 0,2 mg NO <sub>2</sub> -N/l.
DOC	Antaget till 10 mg DOC/l.

**Tabell 33. Konceptuell beskrivning och dimensionering av ett reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar på Torna Hällestad avloppsreningsverk. I tabellen visas även en uppskattning på tillhörande kostnader för drift och investering samt miljöpåverkan från driften av reningssteget.**

<b>Teknisk lösning</b>
Ozonering följt av en MBBR-anläggning som placeras efter befintligt kemsteg. Befintligt kemsteg behöver ses över för att minska koncentrationen av utgående partiklar för en driftsäker process.
<b>Dimensionering</b>
Q <sub>max</sub> för reningssteget uppgår till 6 m <sup>3</sup> /h med en linje. Med detta maxflödet beräknas att 90 % av årsflödet kan behandlas.
Ozondos 0,7 mg O <sub>3</sub> / mg DOC. Med antagandet att vattnet innehåller 10 mg DOC/l och 0,2 mg nitritkväve blir dosen 7,7 g O <sub>3</sub> /m <sup>3</sup> . Kapacitet ozonreaktor 0,046 kg O <sub>3</sub> /h.
Kontakttid ozonreaktor 15 min ger volym 2 m <sup>3</sup> .
Efterbehandling MBBR, volym 13 m <sup>3</sup> , fyllnadsgrad 40% med bärare med en specifik yta på 800 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> .
<b>Resursförbrukning</b>
Syrebehov baserat på en ozonkoncentration om 10 wt%: 3,0 ton/år för 2022. Med en så liten syreförbrukning kan det bli aktuellt med syreproduktion på plats, i stället för inköp och lagring med tank.
Elektricitet baserat på att det behandlande vattnet lyfts 1 m och att ozongeneratoren förbrukar 10 kWh/kg O <sub>3</sub> blir totalt 3,2 MWh för 2022.
<b>Förändringar i befintlig process</b>
Denna dimensionering utgår från att utgående halter av partiklar är lägre än med dagens drift. Med befintlig partikelkoncentration kan driftstörning i en ozoneringsanläggning uppstå. Ozoneringssteget placeras efter kemsteget.
<b>Integrering med befintlig process</b>
Ingen granskning av rördragning har gjorts. Reningssteget placeras efter kemsteget. Lyfthöjd på pumpar antas till 1 m.
<b>Miljöpåverkan - drift</b>
I nedan tabeller visas den beräknade miljöpåverkan från driften av reningssteget, uttryckt i ton CO <sub>2</sub> -ekvivalener/år.

2022 CO <sub>2</sub> (ton CO <sub>2</sub> , ekv)	Från el	Från syrgas	Totalt (el & O <sub>2</sub> )	g CO <sub>2</sub> ,ekv/m <sup>3</sup>	g CO <sub>2</sub> ,ekv/pe/år
Svensk elmix	0.028	0.020	0.049	1.2	125
Nordisk elmix	0.29	0.21	0.50	13	1 284

### Kostnader

I nedan tabeller visas den beräknade investerings- och driftkostnaden, samt kostnaderna utslagna på behandlad volym vatten och per pe (faktiskt belastning).

Investering	CAPEX	OPEX 2022	Totalt	kr/m <sup>3</sup>	kr/pe/år
2 099 147 kr	145 258 kr	324 616	469 874 kr	12 kr	1 205 kr

Investeringskostnaderna har uppskattats till 2,1 MSEK för en anläggning med ozonering och efterföljande MBBR. Notera att denna kostnad troligen är underskattad då fasta kostnader som inte är beroende av anläggningens storlek underskattas med kostnadsmodellen för små anläggningar.

**Notera att detta är schablonbaserade kostnadsuppskattningar, d v s de ska inte ligga till grund för ett framtida investeringsbeslut. För ett sådant beslut behövs platsspecifika kostnadsuppskattningar.**



## 10. Samlad bedömning

Grunden i detta projekt är en recipientbedömning som utgår från att halter av de mikroföroreningar som har övervakats inom projektet ska underskrida sina respektive effekthalter, d v s de halter som med tillgänglig kunskap om toxicitet kan anses säkra för miljön och människors hälsa.

Av de fem undersökta recipienterna överskrider koncentrationerna av flera organiska mikroföroreningar nedströms respektive avloppsreningsverk bedömningsgrunder och gränsvärden för god ekologisk status och god kemisk status i Höje å och Bråån, samt i Sularpsbäcken. I Höje å finns en uppströms påverkan från både läkemedel och PFAS-ämnen, men även utan uppströms påverkan bedöms att miljö kvalitetsnormerna i recipienten hade överskridits för PFOS och diklofenak. I Bråån och Sularpsbäcken är uppströms påverkan marginell avseende läkemedel.

I Blegelsbäcken överskrider halten av ett par läkemedel och hormoner de bedömda effekthalterna för negativ miljöpåverkan. I Silvåkrabäcken gäller detta endast för hormoner.

På Ellinge avloppsreningsverk behöver tekniska åtgärder implementeras för att god kemisk och ekologisk status ska kunna uppnås i recipienten, samt för att halter av organiska mikroföroreningar som saknar bedömningsgrunder och gränsvärden ska underskrida effekthalten - PNEC. Med en ökande belastning på avloppsreningsverket i framtiden kommer även behovet av rening från organiska mikroföroreningar öka. Teknikförslag i denna rapport utgår från ambitionsnivån att samtliga studerade ämnen underskrider PNEC i recipienten. Om enbart existerande miljö kvalitetsnormer ligger till grund för teknikförslagen kommer dessa bli något enklare, samt behöva behandla en mindre andel av årsflödet. Tas däremot hänsyn även till förslagna miljö kvalitetsnormerna kopplat till föreslagen ändring av ämnesdirektivet för prioriterade ämnen kan åtgärderna som har föreslagits bli aktuella. Framtida kravbild som i dagsläget är osäkert har således stor påverkan på val och dimensionering av teknik för avskiljning av organiska mikroföroreningar.

Eftersom det pågår en politisk process om Källby avloppsreningsverks framtid så är det i dagsläget osäkert om det kommer att ligga kvar i framtiden. Om så är fallet skulle även tekniska åtgärder för rening från organiska mikroföroreningar på detta avloppsreningsverk behöva implementeras.

För Södra Sandby avloppsreningsverk bedöms en flytt av utsläppspunkten till Kävlingeån räcka för att halterna av organiska mikroföroreningar i recipienten inte ska överskrida de effekthalter som har använts i detta projekt. Detta gäller även med en framtida belastning. En sådan utloppsledning finns redan och pågående utbyggnadsprojekt av avloppsreningsverket planerar att ta denna i bruk.

Trots att utsläpp av organiska mikroföroreningar från Stehags avloppsreningsverk resulterar i att effekthalter för negativ påverkan överskrider för några ämnen i recipienten nedströms utsläppspunkten, bedöms inte att rening från organiska mikroföroreningar på detta avloppsreningsverk ska prioriteras. Dels för att avloppsreningsverket är litet, och dels för att påverkansområdet i recipienten är begränsat. Detsamma gäller för Torna Hällestad avloppsreningsverk. En åtgärd som skulle kunna vara aktuellt på dessa två avloppsreningsverk, men som också är kostsam i relation till effekten, är implementering av kväverening vilket samtidigt skulle leda till minskad hormonpåverkan i recipienten.

Av de avloppsreningsverk som har ingått i detta projekt bör Ellinge prioriteras i framtida utredning för framtida ombyggnadsplaner (under förutsättning att Källbys avloppsvatten i framtiden kommer att överföras till Sjölunda ARV). För en organisationsövergripande prioritering bör också

bedömningar av behovet av rening från organiska mikroföroreningar på Klagshamns och Sjölunda avloppsreningsverk ingå.

## 11. Referenslista

- Baresel, C., Palm Cousins, A., Hörsing, M., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.-S., Magnér, J., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U. and Söhr, S. 2015. Pharmaceutical residues and other emerging substances in the effluent of sewage treatment plants - review on concentrations, quantification, behaviour and removal options IVL, Svenska Miljöinstitutet.
- Baresel, C., Ek, M., Ejhed, M., Allard, A.-N., Magnér, J., Dahlgren, L., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, O. and Söhr, S. 2017. Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk - Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. Rapportnummer B 2288.
- Baresel, C., Karlsson, L., Malovanyy, A., Thorsén, G., Goicoechea Feldtmann, M., Holmquist, H., Dalahmeh, S., Ahrens, L. and Winkens Pütz, K. 2022. PFAS – hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen? Svenskt Vatten Utveckling Rapport 2022-7.
- Benz, D., Paxéus, N.A., Ginn, T.R. & Loge, F.J. 2005. Occurrence and fate of pharmaceutically active compounds in the environment, a case study: Høje River in Sweden. *Journal of Hazardous Materials* 122: 185-204.
- Björleinius, B. and Cimbritz, M. 2021. Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar via avloppsreningsverk. Redovisning 2021. Svenskt Vatten. Rapport R2021-05.
- Bourgin, M., Beck, B., Boehler, M., Borowska, E., Fleiner, J., Salhi, E., Teichler, R., von Gunten, U., Siegrist, H. & Mc Ardell, 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 Research*. 1;129:486-498.
- Böhler, M., Hernandez, A., Baggenstos, M., Mc Ardell, C.S., Siegrist, H., Joss, A. (2020): Elimination of trace substances by granulated activated carbon filtration (GAK): Large-scale technical investigations on the ARA Furt, Bülach, final report Eawag, Dübendorf, Switzerland.
- Carlsson, H. 2012. Flödesdesign vid avloppsreningsverk. *Tidskriften Vatten* 68:9-74.
- Escher, B.I., Ait-Aïssa, S., Behnisch, P.A., Brack, W., Brion, F., Brouwer, A., Buchinger, S., Crawford, S.E., Du Pasquier, D., Hamers, T., Hettwer, K., Hilscherová, K., Hollert, H., Kase, R., Kienle, C., Tindall, A.J., Tuerk, J., van der Oost, R., Vermeirssen, E. and Neale, P.A. 2018. Effect-based trigger values for in vitro and in vivo bioassays performed on surface water extracts supporting the environmental quality standards (EQS) of the European Water Framework Directive. *Science of The Total Environment* 628-629, 748-765.
- Ekblad, M., Cimbritz, M., Nilsson, F., Ernst, G., El-taliawy, H., Tumlin, S., Bester, K., Hagman, M., Mattsson, A., Blom, L., Stålhandske, L. and la Cour Jansen, J. 2015. Ozonering för nedbrytning av organiska mikroföroreningar. VA-teknik Södra. Rapport Nr. 04.
- Fedorrova, G., Grabic, R., Grabicova, K., Turek, J., van Nguyen, T., Randak, T., Brooks, B.W. & Zlabek, B. 2022. Water reuse for aquaculture Comparative removal efficacy and aquatic hazard reduction of pharmaceuticals by a pond treatment system during a one year study. *Journal of Hazardous Materials* 421:126712.
- Fick, J., Lindberg, R.H., Fång, J. and Magnér, J. 2014. Screening 2014: Analysis of pharmaceuticals and hormones in samples from WWTPs and receiving waters
- Hey, G., Holm, G., Mikusinska, M., Salmonsson, E., Taoussi, M., & Önnby, L. (2022). Fördjupad utredning om avancerad rening av mikroföroreningar, Ekeby avloppsreningsverk - från bänkskaletest med ozon och aktivt kol till pilotstudier med ozon följt av MBBR. Malmö: Sweco.
- Holm, G. and Önnby, L. 2022. Effektbaserade analyser för att utvärdera reningseffektivitet och miljörisker i avloppsvatten - Lärdomar från sex avloppsreningsverk med konventionell respektive avancerad rening, Sweco.
- Hoyer, K., Höglind, L., Sjölin, A., Cimbritz, M., Falås, P., Juárez Cámara, J., Svahn, O., Kragh Andersen, J. & Berg Olesen, C. 2022. Kvartär rening vid Sjölunda ARV - Ozonering vid höga bromidhalter och regenerering av aktivt kol.
- Jarošová, B., Bláha, L., Giesy, J.P. and 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.
- Kumar, R. & Kumar, P. 2020. Wastewater Stabilisation Ponds: Removal of Emerging Contaminants. *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environmental Systems*. 8(2):344-359.
- Kunz, P.Y., Kienle, C., Carere, M., Homazava, N. and Kase, R. 2015. In vitro bioassays to screen for endocrine active pharmaceuticals in surface and waste waters. *Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis* 106, 107-115.
- Lee, Y. & von Gunten, U. 2010. Oxidative transformation of micropollutants during municipal wastewater treatment: comparison of kinetic aspects of selective (chlorine, chlorine dioxide, ferrate VI, and ozone) and non-selective oxidants (hydroxyl radical). *Water Research*. 44(2):555-66.
- Lindbäck, H., Pirzadeh, P., Svahn, O. & Milenkovski, S. 2023. Läkemedel i vattenrecipienter: Del 2 - En fortsättningsstudie om läkemedels påverkan på vattenmiljön nedströms reningsverk som grund för prioritering för avancerad rening och återvinning av vatten. Rapportnummer 2023:17.

- Havs- och Vattenmyndigheten. 2019. Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus. Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19.
- Malnes, D., Golovko, O., Köhler, S. and Ahrens, L.. 2020. FÖREKOMST AV ORGANISKA MILJÖFÖRORENINGAR I SVENSKA YTVATTEN - Kartläggning av Sveriges tre största sjöar, tillrinnande vattendrag och utlopp, SLU - Sveriges Lantbruksuniversitet.
- McArdell, C.S. 2022 The Swiss approach in reducing micropollutants in wastewater, Stowa, [www.stowa.nl](http://www.stowa.nl).
- Micropollutants, V.-P.P.e. 2023, <http://micropoll.ch/en/home/>.
- Miljösamverkan Sverige, 2022a. Miljögifter i tillsynen. Hämtad: 2022-05-09.
- Miljösamverkan Sverige, 2022b. Ekologisk och kemisk status. <https://www.miljosamverkansverige.se/miljoskydd/mkn-vatten-och-tillsyn-miljofarlig-verksamhet/grunder-om-mkn-vatten/ekologisk-och-kemisk-status/> Hämtad: 2022-05-09.
- Miljösamverkan Sverige. 2022c. Provtagningspunkter och provtagningsfrekvens, Miljösamverkan Sverige, <https://www.miljosamverkansverige.se/miljoskydd/mkn-vatten-och-tillsyn-miljofarlig-verksamhet/provtagningsguide/miljogifter/provtagningspunkter-och-provtagningsfrekvens/> Hämtad: 2022-05-09.
- Murk, A.J., Legler, J., van Lipzig, M.M., Meerman, J.H., Belfroid, A.C., Spenkelink, A., van der Burg, B., Rijs, G.B. and Vethaak, D. 2002. Detection of estrogenic potency in wastewater and surface water with three in vitro bioassays. *Environ Toxicol Chem* 21(1), 16-23.
- Naturvårdsverket. 2019. Vägledning om Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2016:6) om rening och kontroll av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse.
- Pirzadeh, P., Svahn, O. and Milenkovski, S. 2021. Läkemedel i vattenrecipienter. Hur prioriterar vi framtidens rening? En studie om läkemedels påverkan på vattenmiljön nedströms reningsverk som grund för prioritering för avancerad rening och återvinning av vatten, Länsstyrelsen, Skåne. Rapportnummer 2021:13.
- Robitaille, J., Denslow, N.D., Escher, B.I., Kurita-Oyamada, H.G., Marlatt, V., Martyniuk, C.J., Navarro-Martín, L., Prosser, R., Sanderson, T., Yargeau, V. and Langlois, V.S. 2022. Towards regulation of Endocrine Disrupting chemicals (EDCs) in water resources using bioassays – A guide to developing a testing strategy. *Environmental Research* 205, 112483.
- Sandgren, A. and Nilsson, J. 2021. Emissionsfaktor för nordisk elmix med hänsyn till import och export – Utredning av lämplig systemgräns för elmix samt beräkning av det nordiska elsystemets klimatpåverkan. Rapportnummer C 619.
- Schindler Wildhaber, Y., Mestankova, H., Schärer, M., Schirmer, K., Salhi, E. and von Gunten, U. 2015. Novel test procedure to evaluate the treatability of wastewater with ozone. *Water Research* 75, 324-335.
- SHEER. 2022. Scientific Opinion on "Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive" Bisphenol-A.
- Stalter, D., Magdeburg, A., Wagner, M. and Oehlmann, J. 2011. Ozonation and activated carbon treatment of sewage effluents: removal of endocrine activity and cytotoxicity. *Water Res* 45(3), 1015-1024.
- Stapf, M., Miehe, U., Bester, K. and Lukas, M. 2020. Guideline for advanced API removal. CWPPharma
- Sweco. 2022a. Avancerad rening av mikroföroreningar på Enköping ARV - en förstudie, Malmö.
- Sweco. 2022b. Avancerad rening av mikroföroreningar vid Duvbackens avloppsreningsverk – en förstudie, Malmö.
- Sweco. 2022c. Fördjupad utredning om avancerad rening av mikroföroreningar, Ekeby avloppsreningsverk, Malmö.
- Svahn, O. and Björklund, E. 2017. LUSKA - läkemedelsutsläpp från skånska avloppsreningsverk, Region Skåne, Kristianstad, Skåne.
- Svahn, O. 2023. Interkalibrering av läkemedelsanalys för utvärdering av avancerad rening.
- Svenskt Vatten. 2021. Miljökvalitetsnormer påverkar VA-verksamheter.
- Törneman, N., Hallgren P. & Bjarke, M. 2014. Occurrence of additional WFD priority substances in Sweden. Sweco Environment.
- UWWTD-REP. 2007. Terms and Definitions of the Urban Waste Water Treatment Directive 91/271/EEC.
- Vattenmyndigheterna 2013. Kokbok för kartläggning och analys 2013-2014. Hjälprea för klassificering av kemisk status i ytvatten.
- Vilén, A. 2021. Environmental impact of activated carbon production from various raw materials. Master's thesis ENG29, Aalto University.
- VISS. 2023a. HÖJE Å: Önerupsbäcken-källa. <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA73964556> Hämtad 2023-09-28.
- VISS. 2023b. Sularpsbäcken. <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA80304866> Hämtad 2023-09-28.
- von Sonntag, C. and von Gunten, U. 2012. Chemistry of Ozone in Water and Wastewater Treatment From Basic Principles to Applications, p. 306, IWA, London.

## 12. Appendix 1

Ämnen som analyserats i projektet. Detektionsgräns (LOD) och kvantifieringsgräns (LOQ) har inte angivits eftersom den varierar mellan analystillfällena.

Tabell A1. Ämnen som har analyserat inom projektet. Utöver dessa har även den östrogena effekten uppmätts. Denna uttrycks i östradialekvivalenter.

Analyt
Amlodipin
Atenolol
Bisoprolol
Kaffein
Karbamazepin
Citalopram
Diklofenak
Fluoxetin
Furosemid
Hydroklorothiazid
Ibuprofen
Ketoprofen
Metoprolol
Naproxen
Oxazepam
Paracetamol
Propranolol
Ramipril
Ranitidin
Risperidon
Sertralin
Simvastatin
Terbutalin
Warfarin

Analyt
Bisfenol A
Nonylfenol
Oktylfenol

Analyt
Östron (E1)
Östradiol (E2)
Etinylöstradiol (EE2)

Analyt
PFBA*
PFPeA*
PFHxA
PFHpA
PFOA
PFNA
PFDA
PFBS
PFHxS
PFOS
6:2 FTS
PFAS11

## 13. Appendix 2

Bedömningsgrunder, gränsvärden och PNEC som använts inom projektet.

### Hormoner och hormonpåverkan

Tabell A2. Bedömningsgrunder och effekthalter (PNEC-värden) för analyserade hormoner i projektet.

	Kustvatten	Inlandsvatten	Kustvatten	Inlandsvatten	
Hormoner	Årsmedel (ng/l) HVMFS 2019:25		PNEC (ng/l)		SF
Östron (E1)			0,008	0,08	1 000/100
Östradiol (E2)	0,08	0,4	0,004	0,04	100/10
Etinylöstradiol (EE2)	0,007	0,035	0,0016	0,016	200/20
* SF - säkerhetsfaktor för framtagande av PNEC.					

Tabell A3. Bedömningsgrunder för östrogen påverkan i projektet.

	Kustvatten och inlandsvatten*	
Hormonpåverkan	Årsmedel – kronisk toxicitet (ng E2ekv/l)	Max – akut toxicitet (ng E2ekv/l)
YES-analys	0,3	1,4
* IVL:s bedömning som baseras på en sammanställning av EBT-halter i Jarošová et al. (2014).		

### Läkemedel

Tabell A4. PNEC-värden för analyserade läkemedel i projektet. Längst ner i tabellen anges bedömningsgrunderna för ciprofloxacin och diklofenak.

Läkemedel	Kustvatten		Inlandsvatten	
	PNEC års-medel (ng/l)	SF*	PNEC års-medel (ng/l)	SF*
Atenolol	3 200	1 000	3 2000	100
Carbamazepine	250	100	2 500	10
Ciprofloxacin**	6.4	500	64	50
Citalopram****	7,5	20	7,5	20
Clarithromycin	4	500	40	50
Diclofenac***	5	200	50	2×10
Erytromycin	2	10 000	20	1000
Fluconazole	1 500	15 000	15 000	SSD
Furosemide	15,6	10 000	156	1 000
Ibuprofen	10 200	100	10 2000	10
Ketoconazole				
Losartan	780	1 000	7 800	100 <sup>#</sup>
Metotrexat				
Metoprolol	259	10 000	2 590	1000
Naproxen	1 500	100	15 000	10
Oxazepam	1	1 000	10	2×50
Paracetamol	4 600	100	46 000	10

Propranolol	22.8	100	228	10
Sertraline	0.94	500	9.4	50
Sulfamethoxazole	11.8	500	118	50
Tramadol	17 000	10 000	170 000	1000 <sup>#</sup>
Trimethoprim	50	500	500	50
Venlafaxine	322	10 000	3 220	1 000 <sup>#</sup>
Zolpidem				

\* SF - säkerhetsfaktor för framtagande av PNEC.  
 \*\* Bedömningsgrunden för ciprofloxacin är 100 ng/l för akut toxicitet.  
 \*\*\* Bedömningsgrunden för diklofenak är 10 ng/l och 100 ng/l som årsmedel för kust- respektive inlandsvatten.  
 \*\*\*\* Enligt Hoyer et al. (2022). Samtliga övriga PNEC kommer från Ågestrand (2019).

## Fenoler

Tabell A5. Bedömningsgrunder och gränsvärden för de fenoler som har analyserats i projektet.

Fenoler	Kustvatten HVMFS 2019:25		Inlandsvatten HVMFS 2019:25	
	Årsmedel (ng/l)	Max (ng/l)	Årsmedel (ng/l)	Max (ng/l)
BPA Bisfenol A	110		1 600	2 700
NP Nonylfenol	300	2 000	300	2 000
OP Oktylfenol	10		100	

## PFAS-ämnen

Tabell A6. Gränsvärde för PFOS. En av de PFAS-ämnena som har analyserats i projektet och som är upptaget som ett prioriterat ämne.

	Kustvatten HVMFS 2019:25		Inlandsvatten HVMFS 2019:25	
	Årsmedel (ng/l)	Max (ng/l)	Årsmedel (ng/l)	Max (ng/l)
PFOS	0,13	7 200	0,65	36 000



VA SYD levererar friskt dricksvatten, hanterar dagvatten, renar avloppsvatten och tar hand om hushållsavfall på ett ansvarsfullt sätt. Vi uppmuntrar dig att dricka kranvatten, tänka på vad du spolrar ner i avloppet och sortera dina sopor. Tillsammans bidrar vi aktivt till en hållbar samhällsutveckling. För miljön nära dig.