

# Avancerad rening av mikroföroreningar vid Enköpings avloppsreningsverk – en förstudie



Gerly Hey  
Gisela Holm  
Matilde Kamp  
Martyna Mikusinska  
Elin Salmonsson  
Maria Taoussi  
Linda Önnby



# Sammanfattning

Sweco har på uppdrag av Enköpings kommun genomfört en förstudie avseende avancerad rening av mikroföroreningar. En stor del av förstudien finansierades av Naturvårdsverket och arbetet med den genomfördes under 2021 och 2022. Enköpings avloppsreningsverk (ARV) är idag belastat med 23 400 pe och är i skrivande stund igång med en projektering av ett nytt reningsverk. Den framtida belastningen planeras för 45 000 pe, men belastningen vid driftstart kommer att vara densamma som nuvarande belastning. Resultatet från denna förstudie kommer att utgöra en viktig grund i det fortsatta arbetet med Enköpings framtida ARV, nedan benämnt Vappa ARV.

## Mål och syfte

Målet med denna förstudie har varit att utreda om det föreligger något behov vid Enköping ARV av avancerad rening av mikroföroreningar. Förstudien ska ta fram två lämpliga reningstekniker för avancerad rening, bedöma dem utifrån resultatet från provtagningen på utgående vatten och recipient samt utreda om vattenmatrisen utgör ett hinder för någon av teknikerna. Förstudien ska också dimensionera, utreda den processmässiga placeringen och uppskatta ytbehov för de två föreslagna reningsteknikerna. Utöver det kommer en kostnadsbedömning att göras för dessa avseende kostnader för både investering och drift. Den uppskattade framtida belastningen för Vappa ARV används som underlag för detta arbete. Baserat på dimensioner och kostnads kalkyl görs även en livscykelanalys avseende klimatpåverkan.

Utgångspunkt för arbetet i den här förstudien har varit att genomföra en miljöbedömning och även utreda vilka vattenkemiska egenskaper (föroreningsgrad och vattenmatris) som finns för Enköping ARV. Detta har varit grunden för framtagandet av en processdimensionering, för bedömning av kostnader och för beräkning av potentiell klimatpåverkan.

## Förutsättningar vid Enköping ARV

Den befintliga reningsprocessen vid Enköping ARV är belastad med 23 400 pe och består av förbehandling, försedimentering följt av en aktivslamprocess med mellansedimentering. Därefter sker kemisk fällning följt av slamavskiljning som äger rum i eftersedimenteringsbassänger. Enköping ARV har i sitt tillstånd inget kväverenskingskrav, men detta kommer att inkluderas för Vappa ARV.

Dimensionerande belastning för det nya reningsverket är 45 000 pe och gäller för prognosåret 2040. Den föreslagna processen inleds med en förbehandling följt av försedimentering och ett biologiskt reningssteg med flera parallella aktivslamlinjer där total kväveavskiljning och biologisk fosforrening kommer att ingå. Härfter följer mellansedimentering och innan vattnet når Enköpingsån

sker fällning och flockning för att skapa en god partikelavskiljning med hjälp av skivfilter.

Analys av vattenmatrisen indikerade att granulärt aktivt kol (GAK) kan fungera väl. Att implementera ozon, däremot, är osäkert eftersom höga halter av bromid (0,32 mg/l) observerades<sup>1</sup>. Bromid bildar cancerogent bromat vid ozonering. Höga bromidhalter påträffades även i dricksvatten i kommunen.

En viktig slutsats är att Enköping ARV bör prioritera att utreda bromidhalterna uppströms, både avseende omfattning och eventuella variationer över året. För samma tidsperiod bör även halterna i inkommande vatten dokumenteras och utredas. För att ozon skall kunna användas som reningsteknik, behöver halterna åtgärdas. Därefter kan nästa steg vara att utreda hur ozon kan doseras för att eventuellt stävja bildningen av bromat, men med bibehållen nedbrytning av mikroföroreningarna. Bromatbildning kan effektivt studeras genom t.ex modellering som utgår från ozoneringstester, där vissa parametrar såsom ammonium kan spela roll.

Observerade nitrithalter<sup>2</sup> som potentiellt ökar storleken på ozondosen kommenteras inte vidare eftersom dessa inte förväntas föreligga vid Vappa ARV som planeras med en total kväveavskiljning. En slutsats här blir därför att vattenmatrisen bör utredas på nytt när Vappa ARV är i drift.

#### Behov av avancerad rening av mikroföroreningar

Tre provtagningar avseende mikroföroreningar har genomförts under oktober 2021 till och med december 2021. Provtagningen har skett inom samma tidsperiod på i) utgående vatten från avloppsreningsverket och ii) i recipienten. Totalt har 161 olika substanser analyserats. De analyserade substanserna utgjordes främst av läkemedel och hormoner, PFOS och PFOA samt några andra organiska mikroföroreningar.

Enköping ARV släpper årligen ut 37,6 kg läkemedel (inklusive PFOA och PFOS) i recipienten<sup>3</sup>. Detta motsvarar ungefär 1,7 g/pe, år. I de förstudier för rening av läkemedel och mikroföroreningar som Sweco driver ligger denna siffra mellan 0,9 och 2,0 g/pe, år och Enköping ARV ligger näst högst i detta spann.

Miljöriskbedömningen utfördes genom att jämföra den beräknade koncentrationen av mikroföroreningar i recipienten (Predicted Environmental Concentration – PEC) med den högsta koncentration av mikroföroreningarna som inte förväntas ha någon negativ effekt på organismerna i recipienten (Predicted No Effect Concentration – PNEC). Om kvoten PEC/PNEC är större än 1 i recipienten föreligger en risk att organismerna kan skadas av mikroföroreningarna. PEC baseras på analys av mikroföroreningar vid två provtagningspunkter:

- utgående vatten från Enköping ARV till Enköpingsån
- uppmätta halter vid recipientprovtagningspunkten som ligger ca 450 m nedströms ARV

För utgående vatten (provtagningspunkt 1) har spädningfaktorn 7 använts för att representera ett rimligt medelscenario för utgående avloppsvatten till Enköpingsån. Spädningfaktorn baserades på medelvattenföreningen i

<sup>1</sup> När bromid överstiger 0,4 mg/l är halten så pass hög att bromatbildning är markant. Bromid bör åtgärdas innan ozonering kan rekommenderas som lämplig reningsteknik.

<sup>2</sup> Halter av nitritkväve på ca. 0,88±0,2 påträffades och kan potentiellt öka ozondosen med ytterligare 3 mg ozon/l.

<sup>3</sup> Baserat på summahalten (medel av samtliga provtagningar, värden under rapporteringsgräns har exkluderats) av de 39 substanserna som analyserats i denna förstudie enligt MoLabs analyslista.

Enköpingsån samt flödet ut från ARV. Recipientprovtagningsspunkten valdes för att den även kommer att gälla för Vappa ARV.

Utifrån utförd miljöriskbedömning är slutsatsen att det inte går att utesluta att det finns ett behov av avancerad rening vid Enköping ARV. Av de totalt sex mikroföroreningar som kan utgöra en hög risk nära utsläppspunkten och de sju mikroföroreningar som kan utgöra en hög risk vid recipientprovtagningssplatsen finns det bedömningsgrunder för god status för inlandsytvatten för diklofenak och PFOS, vilka alltså inte uppfylls vid någon av provtagningsspunkterna. Detta betyder att reningsverket har en potentiell påverkan på sänkt ytvattenstatus för PFOS och diklofenak i Enköpingsån.

En annan slutsats från arbetet är att det finns en osäkerhet i att göra en miljöriskbedömning utifrån en spädningsfaktor och ett medelflöde för utgående vatten från ARV till recipient. För att få en mer underbyggd helhetsbild över hur halterna av mikroföroreningar från ARV sprids i Enköpingsån och hur PEC/PNEC varierar i recipienten, föreslår Sweco att en 3D-modell tas fram. Denna bör inkludera information om halter och flöden i utgående vatten, samt halter i recipient. 3D-modellen kan ge ett resultat som gäller över tid och rum, till skillnad från en boxmodell som utnyttjats för denna miljöbedömning.

För analyserna av PFOS rekommenderas att använda det analyslaboratorium som har lägst rapporteringsgräns eftersom det kan ha en avgörande betydelse för om PFOS detekteras eller inte. Övriga mikroföroreningar kan fortsättningsvis analyseras genom MoLab.

#### Möjliga tekniker för avancerad rening och identifierade mikroföroreningar

Utifrån beräknade PEC/PNEC-kvoter har samtliga ämnen som identifierades med måttlig och hög risk för utgående vatten i Enköpingsån bedömts avseende potentiell avskiljning som kan erhållas genom antingen GAK eller ozon. De ämnen som utgjorde hög risk var citalopram, sertralin och norsertralin, PFOS, venlafaxin, furosemid, ibuprofen och diklofenak. Skillnaden mellan teknikerna var inte signifikant när högfluorerade ämnen (PFAS) exkluderades från bedömningen. Däremot är det svårt att i dagsläget bedöma om avskiljning av t.ex. PFOS på avloppsvatten med GAK är en bra teknik eftersom det sannolikt innebär tätare filterbyten än vad som normalt behövs för avskiljning av andra organiska mikroföroreningar. Lämpliga tekniker för avskiljning av PFAS-ämnen på ARV bör därför utvecklas och studeras vidare innan de kan anses vara mogna som kvalificerade alternativ.

En slutsats från teknikbedömningen är att båda teknikerna kan fungera lika väl men att GAK eller ozon efterföljt av GAK är att föredra om PFAS-ämnen (t.ex. PFOS) också ska avskiljas innan utsläpp.

#### Processutformning och dimensionering

GAK är föreslaget att placeras sist i processen, efter skivfilter, och ozon följt av moving bed biofilm reactor (MBBR) är föreslagna att placeras efter slutsedimentering och innan skivfilter. Det kan förväntas att utgående vatten från Vappa ARV har en annan sammansättning än idag eftersom en total kväveavskiljning kommer att ingå.

En slutsats från processdimensioneringen var att uppskattade ytbehovet för ozon och GAK blev 350 respektive 680 m<sup>2</sup>. Båda alternativen bedöms i detta läge få plats på tillgänglig yta på tomten för det nya reningsverket men GAK-anläggningen kan behöva ses över då den befintliga ytan är 770 m<sup>2</sup>.

### Kostnadsbedömning

Bedömning av kostnader har gjorts med stor osäkerhet på grund av rådande världsmarknad. Investeringskostnaden för GAK respektive ozon efterföljt av MBBR landade på 105 miljoner kr (MSEK) respektive 84 MSEK. Kalkylen baseras på ett enhetspris om 45 000 kr/ton jungfruligt GAK.

Driftskostnaden för GAK summerades till 4,3 MSEK medan den hamnade på 1,4 MSEK för ozon efterföljt av MBBR. Om ett regenererat GAK utnyttjas för driften landar driftskostnaden på 3,1 MSEK, baserat på ett enhetspris på 30 000 kr/ton.

Det rådande prisläget påverkar kostnaderna markant. Investeringskostnaden för GAK respektive ozon efterföljt av MBBR har t.ex. ökat med 42 respektive 25% vid jämförelse med priser för 2020. På samma sätt har driftskostnaden ökat med 106% (GAK) respektive 28% (ozon efterföljt av MBBR) när priser för 2022 jämförs med priser för 2020.

### Livscykelanalys

Livscykelanalysen som genomfördes för båda teknikalternativen visade att det är driftskedet som utgör den livscykelfas som har störst klimatpåverkan. Klimatpåverkan från material för byggnad samt maskiner får mindre betydelse jämfört med material och energi som används vid driften. I den mån det är möjligt bör tekniker som medför lägre resursförbrukning vid drift prioriteras.

Klimatpåverkan från driftenergin ger mycket litet utslag så länge förnybara källor används för elproduktionen. Känslighetsanalysen visar att klimatpåverkan ökar avsevärt, särskilt för ett teknikval med ozon vid utbyte till elmix med högre andel fossila energikällor. Klimatpåverkan från GAK landade på 310 g CO<sub>2</sub>-ekv per m<sup>3</sup> behandlat vatten, medan det från ozon + MBBR beräknades till 9 g CO<sub>2</sub>-ekv per m<sup>3</sup> behandlat vatten.

Möjligheten att regenerera det aktiva kolet istället för att använda primärt kol minskar klimatpåverkan med ca 70% till 94 g CO<sub>2</sub>-ekv per m<sup>3</sup> behandlat vatten. Dock ska det påpekas att så länge det aktiva kolet härstammar från fossilt material är det svårt att minska dess klimatavtryck till jämförbar nivå med ozon.

### Jämförelse av reningsteknikerna GAK och ozon efterföljt av MBBR

Vid en jämförelse av de båda teknikvalen avseende teknikmöjlighet, riskämnen, process och kostnad, blir det tydligt att ett teknikval med ozon är kopplat till två osäkerheter: (i) risk för hög bromatbildning vid ozonering, och (ii) om ett krav på avskiljning av PFOS kommer att införas eftersom ozon inte oxiderar PFOS. Gällande användningen av ozon relativt bromatbildning bör det dock utredas vidare genom uppströmsarbete, kartläggning av bromidhalter (inkommande till verket och från identifierade källor) och ozontester, innan detta alternativ överges.

För GAK, som är det väsentligt dyrare alternativet, är osäkerheten kopplad till hur ett krav på avskiljning av PFOS fungerar när kolfiltret ska användas över lång tid. Det kan innebära att kolfiltret behöver bytas ut mer frekvent än vad som är normalt för rening av läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar.

Förutsatt att bromidhalterna kan stävjas och kontrolleras, är det Swecos bedömning att ozon efterföljt av MBBR är det teknikalternativ som är mest lämpligt för Vappa ARV när PFAS-ämnen exkluderas från bedömningen. Ozon

efterföljt av MBBR kräver en mindre yta, är billigare och utgör en väsentligt mindre klimatpåverkan i jämförelse med GAK.

Det mest kvalificerade teknikalternativet för Vappa ARV när PFAS-ämnen ska ingå i bedömningen blir följaktligen GAK eller GAK efterföljt av ozon. Det bör dock nämnas att lämpliga tekniker för åtgärder av PFAS-ämnen på reningsverk inte är tillräckligt mogna, utan här krävs det att teknikutvecklingen går framåt innan Sweco kan lämna någon underbyggd rekommendation.

# Innehållsförteckning

1.	Inledning .....	12
1.1	Enköpings avloppsreningsverk.....	12
1.2	Omvärldsbevakning.....	13
1.3	Rening av mikroföroreningar i Sverige .....	13
1.2	Mål och syfte med utredningen .....	14
1.3	Rapportinnehåll och begränsningar .....	15
1.4	Projektorganisation.....	15
2.	Tillgängliga tekniker för avancerad rening – ett teoriavsnitt .....	17
2.1	Adsorption av mikroföroreningar med aktivt kol .....	17
2.1.1	Vad är adsorption? .....	17
2.1.2	Olika typer av aktivt kol .....	18
2.1.3	Processlösning med GAK .....	18
2.1.4	Processlösning med PAK.....	19
2.1.5	Tillverkning och regenerering av aktivt kol .....	19
2.1.6	Kapacitet och styrande faktorer för GAK-filtrering.....	20
2.1.7	Prediktera kapacitet av ett GAK-filter .....	21
2.1.8	Åtgärder till förbättrad adsorption .....	22
2.1.9	PFOS-avskiljning på avloppsvatten med GAK.....	23
2.1.10	PFAS11 i inkommande vatten.....	23
2.2	Oxidation av mikroföroreningar med ozon följt av efterbehandling .....	24
2.2.1	Hur fungerar ozon? .....	24
2.2.2	Tillverkning och generering av ozon .....	24
2.2.3	Processlösning med ozon .....	24
2.2.4	Det är både ozon och hydroxylradikaler i vattnet .....	25
2.2.5	Bildande av biprodukter och transformationsprodukter .....	25
2.2.6	Efterbehandling till ozonsteget: sandfilter, aktivt kol eller MBBR27	
2.2.7	Kapacitet och styrande faktorer.....	28
2.2.8	Förväntad kapacitet från ozon.....	29
2.3	Finns det andra teknikalternativ än ozon och aktivt kol?.....	29
3.	Förutsättningar .....	31
3.1	Befintlig reningsprocess .....	31
3.1.1	Reningsprocess vid befintlig ARV i Enköping .....	31
3.1.2	Reningsprocess vid Vappa ARV .....	31
3.1.3	Dimensionerande avloppsvattenflöde .....	32
3.2	Karaktärisering av vattnet.....	33
3.2.1	Vattenmatrisen spelar roll för reningstekniken .....	33
3.2.2	Analys av vattenmatris .....	34



3.2.3	Analys av mikroföroreningar.....	36
3.2.4	Jämförelse av mängd mikroföroreningar i Swecos förstudier om avancerad rening.....	40
4.	Miljöriskbedömning avseende recipientpåverkan vid Enköpings ARV .....	42
4.1	Metod.....	42
4.2	Resultat och diskussion.....	44
4.3	Behov av avancerad rening vid Enköping ARV .....	48
5.	Möjliga tekniker utifrån befintliga förutsättningar .....	50
5.1	Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör måttlig risk i recipienten .....	50
5.2	Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör hög risk i recipienten .....	52
5.3	Sammanfattning av tekniker avseende riskämnen och vattenmatrix .....	52
6.	Dimensionering av reningssteg .....	53
6.1	Processmässig placering av avancerad rening.....	53
6.2	Antagande för dimensionering .....	55
6.2.1	Specifik ozondos .....	55
6.2.2	Uppehållstider ozonreaktor .....	55
6.2.3	Kontakttid GAK.....	55
6.3	Ozonering .....	55
6.3.1	Reaktordesign .....	56
6.3.2	Ozonproduktion .....	56
6.3.3	Doseringsutrustning .....	57
6.3.4	Syrgasförsörjning .....	57
6.3.5	Kylning av ozongenerator.....	58
6.3.6	Styrning och instrument.....	58
6.3.7	Efterbehandling .....	59
6.3.8	Effektbehov.....	59
6.3.9	Ytbehov och fysisk placering.....	60
6.4	Granulärt aktivt kol.....	61
6.4.1	Filterdesign .....	61
6.4.2	Backspolning .....	62
6.4.3	Utbyte av filtermedia.....	63
6.4.4	Styrning av instrument.....	63
6.4.5	Ytbehov och fysisk placering.....	64
7.	Kostnadsbedömning.....	65
7.1	Investeringskostnad.....	65
7.2	Driftskostnad.....	66
8.	Livscykelanalys.....	68
8.1	Metod.....	68
8.1.1	Avgränsning.....	68
8.1.2	Antaganden .....	69
8.1.3	Emissionsfaktorer .....	69
8.1.4	Proxydata .....	70
8.2	Inventering.....	70
8.2.1	Markarbete .....	70

8.2.2	Byggmaterial och maskinutrustning .....	70
8.2.3	Drift.....	71
8.3	Resultat .....	71
8.3.1	Jämförelse undersökta alternativ .....	71
8.3.2	Alternativ ozon + MBBR .....	72
8.3.3	Alternativ GAK.....	73
8.4	Känslighetsanalys.....	74
8.4.1	Resultat med olika elproduktionsmixer för driften .....	74
8.4.2	Resultat med användningen av regenererat aktivt kol.....	75
8.4.3	Val av generiska data .....	76
8.5	Diskussion .....	76
8.6	Slutsatser.....	77
9.	Diskussion och jämförelse av reningsteknikerna aktivt kol och ozon följt av MBBR.....	78
10.	Slutsatser.....	82
10.1	Behov av avancerad rening av mikroföroreningar vid Vappa ARV .....	82
10.2	Val av reningsteknik .....	83
10.3	Framtida utredningar .....	84
11.	Litteraturlista.....	85

## Appendix

Appendix 1 – Ämneslista för MoLab

Appendix 2 – Ämneslista för Eurofins

Appendix 3 – Analys av mikroföroreningar

Appendix 4 – PEC/PNEC-beräkningar för studerade mikroföroreningar

Appendix 5 – Investeringskostnader

Appendix 6 – Emissionsfaktorer Enköping ARV

Appendix 7 – Inventeringsdata för Enköping ARV

# 1. Inledning

## 1.1 Enköpings avloppsreningsverk

Enköpings kommun planerar för ett nytt avloppsreningsverk (ARV), som idag går under namnet Vappa ARV. Vappa ska stå klart under 2024/2025. Det nya reningsverket kommer att anläggas på en ny plats, då den befintliga marken inte uppfyller de behov som finns för framtiden. Det framtida reningsverket kommer att vara dimensionerat för 45 000 pe, men ansluta betydligt färre vid driftstart. Det finns idag ett krav från Länsstyrelsen om en utredning avseende mikroföroreningar, vilken ska vara klar under våren 2023.

Det framtida reningsverket kommer att ha en ny utsläppspunkt nära Enköpingsån, och kommer därför att ligga mer nedströms jämfört med tidigare. Enköpingsån rinner sedan ner i Mälaren (vattenförekomst WA63930917 i VISS). I en nyligen utgiven rapport sammanfattad av forskare på SLU har förekomsten av mikroföroreningar undersökts i olika sjöar och vattendrag, men här ingick också avloppsvatten och dricksvatten. Enköpingsån och Mälaren var en del av studien. Utsläppen av mikroföroreningar från Enköpings befintliga reningsverk visade sig ligga högre jämfört med andra reningsverk i området (30% högre än Norsa reningsverk), vilket delvis kan förklaras med att Enköping idag saknar biologisk kväverening som annars kan bidra med viss reduktion. Inkommande halter av mikroföroreningar indikerade på högre halter för Enköping ARV i jämförelse med andra reningsverk i regionen, vilket har varit motiverande för den här förstudien.

För Mälaren påträffades färre mikroföroreningar i sjön i jämförelse mot omkringliggande vattendrag, jämför 29 mot 55, av totalt 100 analyserade ämnen (Malnes, Köhler, & Ahrens, 2020). De ämnen som var särskilt förekommande på båda platser var karbamazepin, N,N-dietyltoluamid, fexofenadin, koffein, lidokain, desvenlafaxin och tributylacetylcitrat och koncentrationsintervallet ligger mellan en hundradels till en tiondels nanogram. För Mälaren upptäcktes för höga halter av perfluorerade ämnen, t.ex. PFOS och det hormonstörande ämnet 17 $\beta$ -östradiol, medan 17 $\alpha$ -etinylöstradiol inte kunde undersökas på grund av för höga kvantifieringsgränser. I Enköpingsån har framförallt diklofenak uppmätts till halter dubbelt så höga som gränsvärdet för god status för inlandsvatten (Malnes, Köhler, & Ahrens, 2020). Sammantaget pekar rapporten på att vi framgent behöver ha en god överblick kring flödena av mikroföroreningar, vilket driver Enköping ARV till denna förstudie.

I samband med anläggandet av ett nytt reningsverk vill Enköpings kommun undersöka de möjligheter som finns avseende nya tekniker för

läkemedelsrening. Det är mot bakgrund av detta behov och de nyss inkomna analysresultaten, som gör att betydelsen för detta arbete blir extra stor.

## 1.2 Omvärldsbevakning

Rening av mikroföroreningar och användning av avancerad rening är ett område som det pågår mycket arbete kring i stora delar av Europa. Några länder som kan nämnas är Tyskland, Belgien, Holland och Schweiz. Schweiz, som inte ingår i EU, har sedan 2016 valt en egen väg för att hantera mikroföroreningar i avloppsvatten. Detta beslut kom tio år efter att Schweiz initierade ett stort forskningsprojekt Strategy Micropoll, där man undersökte och utvecklade en strategi för att minska mängden mikroföroreningar från urbana vatten till schweiziska sjöar. Resultatet blev bland annat att en viktig plattform utformades: VSA – Platform process engineering micropollutants (VSA, 2022). På hemsidan kan man läsa om den pågående utvecklingen avseende avancerad rening i landet.

I Schweiz beslutades det snabbt att avancerad rening ska implementeras. Reningsverk med olika storlek uppgraderades av olika skäl; stora verk (>80 000 pe) för att minska den totala belastningen av mikroföroreningar, medelstora verk (>24 000 pe) där utsläpp förekom till sjöar, för att skydda dricksvattenkällor, och mindre reningsverk (>8 000 pe) med låg utspädning uppgraderades för att skydda känsliga recipienter (Cimbritz & Mattsson, 2018; McArdell, 2022). Under 2019 motsvarade uppgraderingen att drygt 130 reningsverk berördes, vilket omfattade närmare 70% av landets befolkning (McArdell, 2022). Målsättningen med satsningen är att uppgraderingen ska vara genomförd inom en 25-årsperiod (Cimbritz & Mattsson, 2018).

I Tyskland har man också kommit långt och flera reningsverk nyttjar även där avancerad rening sedan flera år. Motiven för avancerad rening är framför allt att skydda dricksvattenkällor och känsliga recipienter med låg utspädning. Enligt våra kollegor i Tyskland finns det regionala rekommendationer på avancerad rening som är jämförbart med det som finns i Schweiz. Däremot finns det inget lagstadgat krav, till skillnad från Schweiz där man vill uppnå 80% rening för tolv indikatorsubstanser (McArdell, 2022).

Mål för framtida rening i andra länder är under fortsatt diskussion, att Schweiz har drivit frågan starkt framåt beror nog delvis på att de i egenskap av ett land som inte är medlem i EU kan agera annorlunda. Dricksvattenkällorna domineras dessutom av naturliga källor och ytvattentäkter, vilket gör att Schweiz är särskilt sårbart för att säkra ett säkert vatten. Schweiz har också väldigt täta samarbeten mellan akademi och VA-bransch och i Schweiz är forskningen inom avancerad rening och oxidationsprocesser långt gången, sett från ett globalt perspektiv, vilket också kan påskynda processen.

## 1.3 Rening av mikroföroreningar i Sverige

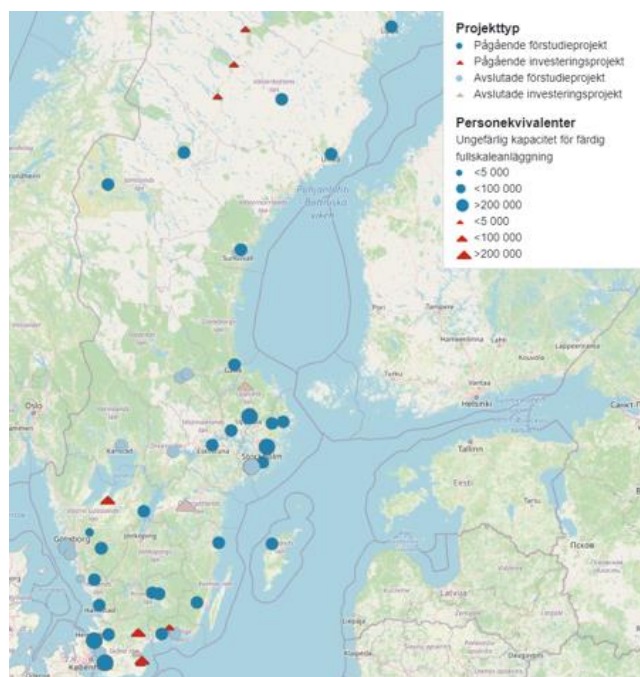
I Sverige diskuteras frågan om mikroföroreningar och avancerad rening aktivt. Det finns också exempel på en rad reningsverk som redan idag har en avancerad rening i fullskala och andra reningsverk som planerar att implementera en.

I Degeberga i Skåne finns idag det första fullskaleverket med aktivt kol, inte långt därifrån finns Stengårdens ARV i Kivik och reningsverket i St Olof som

också har kompletterats med avancerade reningssteg i form av aktivt kol. Samtliga anläggningar ansluter mindre än 10 000 pe (Vatten, 2022).

Nykvärnsverket i Linköping var det första reningsverket i Sverige som implementerade ett avancerat reningssteg, detta gjordes 2017. Nykvärnsverket byggdes till med ett ozonsteg som följs av en Moving bed biofilm reactor (MBBR) (Verken, 2022). Även Simrishamn har ozon, följt av sandfilter, och i Bräkne-Hoby finns en anläggning med sandfilter, ozon och efterpolering med GAK. Fler exempel som kan nämnas är reningsverket i Tierp som har avancerad rening med sandfilter, följt av ozon och slutligen GAK (Miljö, 2019).

Utöver några av de nämnda reningsverk som har fullskaleanläggningar på avancerad rening är det också flertalet reningsverk i Sverige som har genomfört (eller genomför) förstudier och pilotstudier för att närma sig frågan ytterligare. Samtliga refererade projekt finansieras av Naturvårdsverket. Enligt hemsidan [www.lakemedelsrening.se](http://www.lakemedelsrening.se) kan man läsa att det är en rad VA-organisationer som arbetar med investeringsprojekt där val av teknik redan är gjort. Andra genomför pilotstudier eller förstudier med både obestämt och förbestämt teknikval. Figur 2 är tagen från Svenskt Vatten och sammanfattar hur svenska VA-organisationer jobbar med denna fråga. Totalt sett har Naturvårdsverket investerat drygt 500 miljoner kronor efter utdelade medel från utlysningen 2022.



Figur 1. Naturvårdsverksfinansierade projekt avseende "läkemedelsrening" eller organiska mikroföroreningar i Sverige. Både pågående och avslutade projekt visas, likaså huruvida det är projekt av karaktären förstudie eller investeringsprojekt. Även storleken på reningsverken visualiseras från < 5000 till > 200 000 pe Källa: [www.lakemedelsrening.se](http://www.lakemedelsrening.se).

## 1.2 Mål och syfte med utredningen

Huvudsyftet med denna förstudie är att utvärdera behovet för avancerad rening av mikroföroreningar utifrån en kartläggning av förekomsten av organiska mikroföroreningar vid Enköping ARV. Utifrån denna information är det andra

målet att undersöka kemiska egenskaper i avloppsvattnet så att underlag avseende avancerad rening av mikroföroreningar för ett framtida reningsverk kan tas fram. Underlaget ska utgöra grund för teknikval, samt även ta fram kostnader, utrustning och det platsbehov som krävs för en framtida implementering av avancerad rening och även inkludera de miljömässiga effekter detta kan innebära.

Målet med denna förstudie är att utvärdera behovet för avancerad rening och avgöra vilka möjligheter Enköpings ARV har för att eventuellt möjliggöra detta. Förstudien ska kunna peka på två reningstekniker som är möjliga utifrån platsspecifika egenskaper för vattnet, ta fram en kalkyl för vilken investering det innebär samt uppskatta kostnaden för driften och det ytbehov som föreligger. En bedömning av de miljömässiga effekterna utifrån en livscykelanalys (LCA) kommer även att ingå.

Den kunskap som genereras inom projektet kommer att vara grunden för fortsatt arbete i den här riktningen och även utgöra ett viktigt element för planeringen av det framtida reningsverket.

## 1.3 Rapportinnehåll och begränsningar

Rapporten kommer att belysa samtliga arbetsblock som har berörts under förstudien. Inledningsvis belyses bakgrunden till varför studien genomförs och läsaren introduceras för ämnet mikroföroreningar och hur situationen kring avancerad rening ser ut i Sverige och i Europa i stort. Därefter följer ett teoriavsnitt som beskriver de principiella reningsteknikerna som är aktuella för att behandla mikroföroreningar på avloppsvatten. Detta avsnitt fungerar för sig själv. Härfter undersöks de specifika förutsättningarna för reningsverket och resultat från karaktärisering av reningsverkets specifika vatten presenteras. Läsaren introduceras tidigt för avancerade reningstekniker – dvs. tekniker avsedda för att behandla mikroföroreningar, hur de fungerar, begränsas och tillämpas. Varje kapitel som följer berör sedan ett specifikt avsnitt. Först finns ett avsnitt kring miljöriskbedömning och behovet av rening, följt av en bedömning kring vilka tekniker som är lämpliga avseende den framtagna riskbedömningen. De två mest lämpliga teknikerna för avancerad rening utreds sedan närmare avseende dimensionering, kostnadsbedömning och även klimatpåverkan utifrån en livscykelanalys (LCA). I slutet av rapporten jämförs och diskuteras teknikval följt av ett kapitel kring slutsatser.

Denna rapport ska ses som en förstudie och de rekommendationer som ingår avser den underlagsdata och de förutsättningar som presenteras här. För dimensionering av process, kostnader och LCA har en framtida belastning utnyttjats. Vid en eventuell implementering av ett avancerat reningssteg behöver en mer djupgående utredning genomföras.

## 1.4 Projektorganisation

Denna förstudie är ett resultat av samlade krafter från flera Swecokontor runt om i Sverige. Uppdragsledare och handläggare för reningstekniker och vattenmatris har varit Linda Önnby från Sweco/Malmö, hon har huvudsakligen skrivit avsnitt 1, 2, 5 och 9, samt delar av avsnitt 3 (vattenmatris). För arbetet med analyssammanställning och bedömning av vattenmatris i avsnitt 3, har även Elin Salmonsson från Sweco/Stockholm bidragit. Gisela Holm från Sweco/Stockholm har genomfört miljöriskbedömningen och skrivit avsnitt 4.

Dimensioneringen av processtegen och beräkningen av dessa (avsnitt 7) är genomförda av Matilde Kamp och Maria Taoussi från Sweco/Jönköping. Kostnadsbedömningen är genomförd av Gerly Hey från Sweco/Malmö medan Martyna Mikusinska från Sweco/Örebro har gjort LCA-bedömningen i avsnitt 8. Granskning har genomförts av Erland Björklund från Sweco/Malmö (avsnitt 2 och 5), Carina Björkblom från Sweco/Umeå (avsnitt 4) och Carl Dahlberg från Sweco/Jönköping (avsnitt 6) samt Andreas Asker från Sweco/Uppsala (avsnitt 8).



## 2. Tillgängliga tekniker för avancerad rening – ett teoriavsnitt

För de Naturvårdsverksfinansierade projekt som Sweco driver avseende mikroföroreningar och avancerad rening har en faktabaserad text tagits fram för tillgängliga tekniker. Denna text återfinns i sin helhet i samtliga projekt som Sweco driver och presenteras i detta avsnitt. Fokus för de tekniker som sammanfattats är tillägnad de tekniker som idag återfinns i fullskala. Både erfarenheter från svenska verksamheter och vetenskaplig litteratur är sammanfattad.

För att avskilja eller bryta ned mikroföroreningar krävs en separation- eller en oxidationsprocess. Aktivt kol är ett exempel på en separationsprocess som genom adsorption kan avlägsna mikroföroreningar i avloppsvatten, medan ozon är ett exempel på en oxidationsprocess som bryter ned mikroföroreningar till mindre enheter/molekyler.

Reningsprocesser som är helt beroende av biologisk nedbrytning kan inte utgöra huvudteknik för organiska mikroföroreningar som är svårnedbrytbara och/eller bryts ned väldigt långsamt. De kan däremot ingå som ett komplement till de tekniker som baseras på en fysikalisk-kemisk process, t.ex. ozon eller aktivt kol. Ett exempel på ett sådant processteg är en våtmark, vilken beskrivs översiktligt i slutet av detta kapitel, men som på samma gång inte ska ses som ett tillgängligt alternativ för avancerad rening.

### 2.1 Adsorption av mikroföroreningar med aktivt kol

Det finns idag två huvudsakliga reningstekniker som är beprövade i fullskala och som är verksamma för att reducera mängden mikroföroreningar i avloppsvatten. Dels kan mikroföroreningarna avlägsnas genom adsorption till aktivt kol, dels kan de brytas ned genom oxidation av ozon.

#### 2.1.1 Vad är adsorption?

Adsorption som fenomen kan bäst beskrivas som en ytmekanism där kemiska ämnen (molekyler, mikroföroreningar) fastnar på en yta. Materialet som adsorberar kallas för adsorbent och det ämne som adsorberas benämns adsorbat.

Det finns generellt två typer av adsorption: fysiosorption och kemisorption. Fysiosorption innebär att de ämnen som binds till ytan inte förändras utan fortfarande är samma molekyl efter inbindningen. Vidare är adsorptionsprocessen vid fysiosorption en reversibel process. Den främsta kraften bakom fysiosorption är van der Waals-krafter som innebär att motsatta temporära laddningar mellan adsorbaten (målmolekylerna) och adsorbenten (t.ex. aktivt kol) leder till adsorption på ytan. Hydrofob interaktion mellan aktivt kol och målmolekylerna är också ett exempel på adsorption som sker genom fysiosorption. Den andra typen av adsorption är kemisorption, vilket innebär att det bildas en kemisk bindning mellan målmolekylen och aktivt kol som kallas kovalent bindning. I denna typ av bindning delas ett eller flera elektronpar mellan adsorbenten och adsorbaten och adsorptionen är i detta fall irreversibel till skillnad från vid fysiosorption ovan.

I fallet med aktivt kol sker både fysiosorption och kemisorption även om fysiosorption dominerar. Ytan på aktivt kol är hydrofob och detta gynnar upptaget av hydrofoba ämnen från vattenmiljön. Ytan på aktivt kol kan också ha olika funktionella grupper som var och en kan bidra med en specifik laddning eller en specifik kemisk struktur som påverkar inbindningen. Dessa funktionella grupper formas vid produktionen av aktivt kol och resulterar oftast i att kolets yta blir negativt laddat eftersom många funktionella grupper är syrerika. Som en konsekvens av att ytan är negativt laddad kommer positivt laddade mikroföroreningar att binda starkt till kolets yta. Däremot kommer små och negativt laddade molekyler att repelleras och därmed binda in sämre.

Avslutningsvis kan nämnas att även kemisorption kan förekomma när det skapas en kovalent bindning mellan målmolekylen och det aktiva kolet, exempelvis genom att en kol-syre-bindning uppstår mellan adsorbaten och adsorbenten.

### 2.1.2 Olika typer av aktivt kol

Aktivt kol är ett adsorbent-material som har utnyttjats under lång tid inom vattenbranschen och där den största erfarenheten finns på vattenverk vid produktion av dricksvatten. Aktivt kol kan introduceras i vattenreningsprocesser i form av granuler (s.k. granulerat aktivt kol GAK), eller som pulver (s.k. pulveriserat aktivt kol, PAK).

### 2.1.3 Processlösning med GAK

GAK-filter kan utformas både som öppna och trycksatta filter där vattnet kan flöda antingen med eller mot gravitationen. Ett GAK-filter kan drivas med ett intermittert eller ett kontinuerligt flöde. Öppna system med GAK-filter är vanligare än slutna och utöver en filterbädd behövs utrustning för backspolning i form av pumpar och en uppsamlingstank (Cimbritz, o.a., 2016).

Över tid skapas en biofilm på GAK-filter som bidrar till viss biologisk nedbrytning av en del mikroföroreningar beroende på den kemiska strukturen hos den specifika mikroföroreningen. I en nyligen publicerad studie, visades att den högre observerade reduktionen i ett GAK-filter med uppbyggd biofilm, kunde förklaras med biologisk nedbrytning (Betsholtz, o.a., 2021). Omfattningen av denna biologiska nedbrytning samt hur den fungerar på ett mer mekanistiskt plan är dock fortfarande relativt okänd. Det bör dock understrykas att rena adsorptionsfilter utan biofilm inte existerar eftersom alla filter efter en tid får en biofilm på ytan.

### 2.1.4 Processlösning med PAK

PAK doseras ner i en vattenström och tillåts reagera med vattnet i en suspension. Sett utifrån ett adsorptionsperspektiv innebär det att en hög specifik yta är tillgänglig för mikroföroreningar som direkt efter adsorptionen ska avskiljas från lösningen. PAK-processer löper därför inte någon risk att sätta igen, till skillnad från ett GAK-filter, där vatten ska flöda igenom ett filter under en längre tid. Var PAK doseras i processen varierar, och kan ske både i huvudprocessen, före slutfiltrering eller som ett kompletterande reningssteg (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017). Halten av DOC är direkt styrande för hur mycket PAK som ska doseras och därför kan också PAK-dosen variera beroende på var i reningsprocessen PAK tillsätts. Till skillnad från GAK, kan PAK inte regenereras. PAK kan dock återcirkuleras till processen, vilket har visat sig förbättra och förlänga kolets adsorptionscykel, särskilt vid lägre PAK-doser (Meinel, Zietzschmann, Ruhl, Sperlich, & Jekel, 2016). När adsorptionen avtar lämnar förbrukat PAK processen tillsammans med slammet. PAK-slam avskiljs oftast med fällning, flockning och sedimentering som följs av filtrering genom ett sandfilter (Cimbritz & Mattsson, 2018).

Vid val av PAK-process måste man ta hänsyn till materialet i utrustningen, eftersom PAK ger en korrosiv och abrasiv miljö (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017). Att implementera en PAK-process på ett ARV innebär också att slamhanteringen påverkas. Spridning av PAK-slam på åkermark är t.ex. inte att rekommendera eftersom PAK-slammet innehåller högre halter av mikroföroreningar än ett vanligt slam. Spridning av PAK-slam förekommer heller inte i Sverige eftersom PAK-processen inte utnyttjas i fullskala på svenska reningsverk. I Tyskland, där den gängse slamhanteringen är förbränning, är PAK-processen däremot långt mer utbredd. I Sverige är GAK-filter det primära valet när det gäller processer med aktivt kol. PAK-processen kommer av denna anledning inte att behandlas vidare i detta teoriavsnitt.

### 2.1.5 Tillverkning och regenerering av aktivt kol

Huvudbeståndsdelen i aktivt kol är kol (85-90%), kombinerat med ett antal andra ämnen som är kopplade till ursprungsmaterialet såsom syre, väte och svavel (Bansal & Goyal, 2015). Aktivt kol tillverkas från kokosnötskal, torv, sten- eller träkol. Tillverkningen sker med en pyrolytisk process där materialet förkolas under kontrollerade former vid höga temperaturer i en syrefri miljö (Green & Perry, 2008). Tillverkningen sker i en fyr-stegsprocess som innebär att kolet torkas, desorberas, pyrolyseras och karboniserar. De fyra stegen utförs genom en stegvis ökning av temperaturen, från 100°C till 950°C. Efter processen är det aktiva kolet aktivt och har därmed fått en porös och aktiv yta, vilken i slutändan skapar ett aktivt kol som är poröst med porer av varierande storlek. I aktivt kol talar man i huvudsak om tre olika storleksintervall: mikroporer (<2 nm), mesoporer (2-50 nm) och makroporer (>50 nm). Utav dessa är det mikroporer som utgör den största andelen av ytan (Bansal & Goyal, 2015).

Merparten av det material som aktivt kol tillverkas av kommer från icke-förnyelsebara resurser, vilket påverkar miljön negativt. För att minska denna påverkan kan dock aktivt kol regenereras. Processen att tillverka och regenerera aktivt kol är densamma (Green & Perry, 2008). Vid de höga temperaturer som används för att regenerera det aktiva kolet förbränns (destrueras) också mikroföroreningarna. Vid en reaktiveringsprocess uppskattas att ca 5-10% av mängden GAK förloras och måste ersättas med jungfruligt kol (Sweco, 2017).

Reaktiveringsugnar som kan regenererar GAK finns på vissa vattenverk, där Göteborgs dricksvattenverk utgör ett exempel. Dock saknas det ugnar för regenerering av GAK som använts för att rena avloppsvatten. Mättat GAK behöver därför transporteras till andra platser i Europa för regenerering (Sweco, Förstudie PAK och GAK: Ryaverket, 2020).

### 2.1.6 Kapacitet och styrande faktorer för GAK-filtrering

Kapaciteten för reduktion av mikroföroreningar med GAK har i studier visat sig vara hög (> 90%) (Kårelid, Larsson, & Björleinius, 2017). Det ska dock understrykas att adsorptionskapaciteten över tid är beroende av kolets mätnadsgrad. Mätnadsgraden beror på den belastning som råder över filtret avseende både mikroföroreningar, och andra konkurrerande organiska föreningar som återfinns i vattnets lösta organiska kol – ofta benämnt DOM (dissolved organic matter). Analysparametern DOC (dissolved organic carbon) är ett samlingsmått som kvantifierar allt löst organiskt kol i vattnet, där både organiska mikroföroreningar av antropogent ursprung och DOM återfinns. DOC kvantifieras som mg C/l. Tillsammans upptar dessa typer av kol (naturliga och antropogena) adsorptionsytorna på GAK-filtrets yta. Utöver DOM kan också suspenderade ämnen (SS, mg/l) påverka GAK-filtrets reduktionsförmåga eftersom SS kan sätta igen porer i GAK-filtret.

Att aktivt kol kan nå höga adsorptionskapaciteter beror bland annat på att aktivt kol som adsorbent har en stor tillgänglig adsorptionsyta per massenhet. Den så kallade specifika ytan ligger ofta i intervallet 500–1500 m<sup>2</sup>/g kol enligt uppgift från svenska leverantörer. Även kontakttiden påverkar adsorptionen – det vill säga den tid det tar för vattnet att passera filtret. Det är under denna tid som målomolekylerna har möjlighet att komma i kontakt med adsorptionsytan på det aktiva kolet och interagera med densamma. Kontakttiden benämns EBCT (empty bed contact time).

Det som framförallt är kostnadsdrivande när man använder GAK-filter är hur snabbt kolet mätts. Detta brukar anges som det antal bäddvolymeter vatten som kan behandlas innan adsorptionen minskar. Antalet bäddvolymeter och adsorptionskapaciteten beror på koncentrationen mikroföroreningar (halter och typer), TOC, DOC och andra organiska och suspenderade ämnen i vattnet. Andra störande ämnen för filtermaterialet är järn och mangan eftersom de kan fälla ut som oxider på filterytan.

Aktivt kol är mindre effektivt mot kemiska föreningar som är hydrofila, framförallt molekyler som är små och har en laddning. Molekyler som har aromatiska strukturer och som saknar syre adsorberas väl, medan strukturer som är grenade och syrerika adsorberas sämre av aktivt kol. Som tidigare nämnts är kolets yta företrädesvis negativt laddad, vilket innebär att de mikroföroreningar som är negativt laddade kan förväntas repelleras och därmed adsorbera något sämre, jämfört med de som är positivt laddade. Utöver negativt och positivt laddade mikroföroreningar, finns det även de som är neutrala vid det pH som avloppsvattnet har. Neutrala mikroföroreningar adsorberas eventuellt något svagare jämfört med de mikroföroreningar som adsorberas med hjälp av jonbindningar, som i exemplet ovan med en positivt laddad mikroförorening som dras till kolets negativa yta.

Sammanfattningsvis är egenskaperna hos det aktiva kolet beroende av hur kolet produceras. Produktionen styr dels kolets porositet, dels vilka funktionella grupper som inlagras i materialet och på kolets yta. Sammantaget är det detta som avgör adsorptionsförmågan hos kolet

### 2.1.7 Prediktera kapacitet av ett GAK-filter

Sannolikheten att en enskild kemisk förening adsorberas till aktivt kol kan i någon mån uppskattas på teoretisk väg med hjälp av kemisk information om ämnet i fråga. En teoretisk uppskattning kan vara till hjälp för att exempelvis förstå vilka ämnen som är viktiga att studera eller observera för den enskilda GAK-filteranläggningen. Det kan också vara viktigt i samband med en installation av en anläggning som syftar till att åtgärda en specifik grupp av ämnen, eftersom GAK-filter i en del fall inte är särskilt effektivt. Det är dock viktigt att påpeka att det är många andra parametrar i avloppsvattnet som också påverkar den slutliga adsorptionen av den enskilda kemiska föreningen.

En grov fingervisning om vilka ämnen som föredrar hydrofoba ytor kan vara att jämföra fördelningskoefficienten  $\log K_{ow}$  för olika ämnen.  $\log K_{ow}$  indikerar hur ett ämne fördelas mellan oktanol och vatten (dvs. hydrofoba respektive hydrofila miljöer).  $\log K_{ow}$  används flitigt för att förutsäga ett ämnes sannolikhet att ackumuleras i biota, sediment eller i jord, där en hög siffra ( $> 4,5$ ) representerar ämnen som har större tendens att ackumuleras. Att använda samma metod för hur mikroföroreningar adsorberas till aktivt kol ska dock göras med viss försiktighet. Få studier har på ett övertygande sätt visat att  $\log K_{ow}$  ensamt kan prediktera hur väl mikroföroreningar adsorberas till aktivt kol. Inte minst laddningen (se ovan) på mikroföroreningen vid avloppsvattnets pH kommer att vara av stor vikt för att prediktera hur väl ämnet adsorberas till det aktiva kolet.

Om vi förutsätter att det aktiva kolet har många elektronrika eller negativt laddade funktionella grupper kan vi konstatera att ämnen som är positivt laddade eller neutrala, har en högre sannolikhet att adsorberas till aktivt kol jämfört med de ämnen som är negativt laddade i det vatten som ska behandlas. Merparten av de mikroföroreningar vi har tittat på inom ramen för denna förstudie är syror (negativt laddade vid pH 7) medan andra är baser (positivt laddade vid pH 7) och är olika laddade i det vatten som ska behandlas.

Laddningen på mikroföroreningen bestäms utifrån dess syrakonstant ( $pK_a$ -värde) eller baskonstant ( $pK_b$ -värde) samt pH-värdet hos vattnet som ska behandlas. Dessa parametrar lämnas dock utan fortsatt beskrivning här, men den intresserade läsaren kan på egen hand själv enkelt fördjupa sig i ämnet i den uppsjö av kemisk litteratur som finns att tillgå.

Tabell 1 sammanställer översiktligt några vanligt förekommande mikroföroreningar i svenska reningsverk tillsammans med respektive ämnes fördelningskoefficient  $\log K_{ow}$  och laddning vid pH 7, samt en gradering av hur väl ämnena förväntas adsorbera till ett GAK-filter, utifrån en 4-gradig skala.

Tabell 1. Sammanställning av vanligt förekommande mikroföroreningar på svenska reningsverk, deras laddning (positiv (+), negativ (-) eller neutral (n)) vid pH 7 samt hur väl de förväntas adsorbera till ett GAK-filter, utifrån en 4-gradig skala där 1 anses vara mycket bra och 4 mycket dåligt.

Förväntad adsorption	Ämne	Log K <sub>ow</sub> <sup>a</sup>	Laddning vid pH 7
1	Citalopram	3,74	+
	Tramadol	3,01	+
	Metoprolol	1,88	+
2	Venlafaxin	3,20	+
	Atenolol	0,16	+
3	PFOS	- 1,08	-
	Naproxen	3,18	-
	Diklofenak	4,51	-
4	Sulfametoxazol	0,89	-
	Flukonazol	0,25	n
	Irbesartan	5,31	n

<sup>a</sup> Samtliga kemiska parametrar är hämtade från Pubchem, en internationell kemisk databas, <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/#query>, besökt den 21 januari 2022.

Sammanfattningsvis kan vi konstatera att den kemiska informationen om de olika ämnena i Tabell 1 i någon mån kan vägleda och förklara hur effektiv GAK-filtrering är för olika typer av mikroföroreningar Tabell 1 enligt diskussionen ovan. I slutändan är det dock ett samspel mellan mikroföroreningarna, det aktiva kolet och det specifika vattnet som ska filtreras som avgör hur väl GAK-filtret kommer att fungera.

### 2.1.8 Åtgärder till förbättrad adsorption

Med tanke på att aktivt kol adsorberar icke-selektivt och därmed lätt mättas av andra ämnen i vattnet än just mål-molekylerna är DOC-parametern en faktor som direkt påverkar hur ofta det aktiva kolet måste bytas ut eller regenereras. Det har visat sig att höga halter av DOC leder till tidigare genombrott av mikroföroreningarna i jämförelse med vatten där DOC-halten är lägre (Kennedy, Reinert, Knappe, Ferrer, & Summers, 2015). GAK-filtrering påverkas också av egenskaperna hos DOC i vattnet där det lösta organiska kolet kan täppa till mikroporerna i GAK-filtret, vilket är samma platser som mikroföroreningarna adsorberar till. Sammantaget är det svårt att säga när GAK-filtret ska bytas ut - det är ofta en balans mellan (i) grad av förbehandling av vattnet innan filtrering och/eller (ii) täta byten av filtermaterial i kolfilteranläggningen.

### 2.1.9 PFOS-avskiljning på avloppsvatten med GAK

För denna rapport har provtagning av två viktiga och vanligt förekommande PFAS-ämnen ingått: PFOS och PFOA. Av dessa två utgör PFOS det ämne där underlag avseende toxikologiska effekter är mest studerat. Av samma anledning finns det idag också nationella mål avseende PFOS för olika typer av vattenförekomster (Havs- och Vattenmyndigheten, 2019:25).

PFOS är ett ämne som bl.a. ingick i brandskum, men är förbjudet sedan 2011 (Regeringskansliet, 2015). Ämnet bryts dock ned väldigt långsamt vilket förklarar att vi fortfarande ser det ute i miljön. PFOS-förorenat vatten är på samma gång väldokumenterat runt brandövningsplatser, flygplatser, deponier och även dricksvattenförekomster på sina håll, för att nämna några exempel. Reningsverken är den viktigaste transportvägen av PFAS-ämnen från samhället till miljön. Inhämtandet kunskap för att kunna säga mer om omfattningen och mängden är dock endast igångsatt sedan några år tillbaka (IVL, 2016).

I en nyligen publicerad studie studerades det hur mikroföroreningar avskiljs av GAK i pilotskala. Utgående vatten förbehandlades med trumfilter följt av ultrafilter med porstorlek om 0,02 µm, innan vattnet leddes genom GAK. Adsorption av PFOS var utvärderat efter olika antal bäddvolymeter och visade att efter 6000 bäddvolymeter avskildes PFOS med 25%, varefter det sjönk ner till ca 10% mellan bäddvolymerna 12 000-18 000 (Edefell, o.a., 2022). Utöver denna studie från Sverige har Sweco varit involverade i en förstudie avseende avancerad rening som även inkluderade PFOS (Sweco, 2020). I skrivande stund genomför denna VA-organisation pilotförsök för att studera hur väl PFOS kan avskiljas från avloppsvatten genom aktivt kol och aktivt kol följt av jonbytare. Försöken genomförs sedan flera månader på GAK-kolonner i bänkskala och ska under hösten även initieras som pilotförsök. Utöver dessa två studier har inga ytterligare studier kunnat identifierats, varken nationellt eller internationellt. Fullskaleförsök har dock genomförts på dricksvatten t.ex. i Uppsala (Belkouteb, 2020). PFOS reducerades i denna studie med >85% vid drygt 22 000 bäddvolymeter. Att rakt av jämföra resultat erhållna genom behandling av dricksvatten med vad som kan förväntas från behandling av PFOS på avloppsvatten är svårt eftersom vattenmatrisen är helt annorlunda. Det är framförallt mängden DOC som skiljer sig kraftigt åt.

### 2.1.10 PFAS11 i inkommande vatten

Enköping ARV har höga halter av PFAS-ämnen i sitt inkommande vatten till reningsverket och i sin recipient, vilket bekräftats genom analys av t.ex. PFAS11 och en tidigare genomförd undersökning av SLU (Malnes, Köhler, & Ahrens, 2020). PFAS11 är en summaparameter som inkluderar elva olika PFAS-föreningar och är en gängse PFAS-analys för att bestämma föroreningsgrad av PFAS i framförallt vatten. I denna parameter ingår även PFOA och PFOS, som är exempel på oktansyror med olika funktionella grupper (karboxylsyra- respektive sulfonsyragrupp). PFAS11 omfattar också PFAS-ämnen med olika långa kolkedjor och brukar delas in i kortkedjiga och långkedjiga PFAS se t.ex. (Naturvårdsverket., 2016). Från ett åtgärds perspektiv är det viktigt att nämna att de kortkedjiga PFAS-ämnena är mer utmanande att avskilja med tillgängliga reningstekniker. Tillgängliga tekniker för PFAS i allmänhet har dessutom knappt utvärderats på fullskaliga reningsverk. Vi nämner detta eftersom det är känt att Enköpings ARV har en hög halt av PFAS11 i inkommande vatten och att fördelningen av PFAS-ämnen inom denna dominerar av kortkedjiga PFAS-ämnen som alltså är svåra att avskilja från

vatten<sup>4</sup>. Vi rekommenderar starkt att Enköping ARV utreder varifrån PFAS-ämnen kommer genom ett uppströmsarbete.

## 2.2 Oxidation av mikroföroreningar med ozon följt av efterbehandling

Ozon är en oxidant som används för att desinficera, oxidera och avlägsna lukt och smak i vatten (von Sonntag & von Gunten, 2012). Användningen av ozon inom dricksvattenrening är sedan länge etablerad reningsteknik. Idag är ozon följt av efterbehandling/ett poleringssteg ett av huvudalternativen till att införas som ett avancerat reningssteg på svenska och europeiska reningsverk (Baresel, Magnér, Magnusson, & Olshammar, 2017; Cimbritz & Mattsson, 2018; von Sonntag & von Gunten, 2012). Oftast installeras ozoneringssteget som ett slutsteg på reningsverket och följs då alltid av ett efterbehandlingssteg (poleringssteg) för att avlägsna framförallt biologiskt tillgängligt material från ozoneringen. I några få fall installeras ozoneringssteget inne i reningsverkets befintliga processer, men detta bör noggrant övervägas eftersom optimal effekt från ozonering är starkt beroende av vattnets kemi såsom DOC och nitrit, vilket beskrivs mer ingående i det här kapitlet.

### 2.2.1 Hur fungerar ozon?

Ozon är en gas som består av tre syreatomer per molekyl ( $O_3$ ). Ozon genereras från syre med hjälp av en ozongenerator. Ozon är en mycket aggressiv gas, vilket delvis förklarar dess mångsidiga användningsområden. Vid en ozonbehandling reagerar ozon med mikroföroreningen genom att attackera dess molekylstruktur där elektrontätheten/reaktiviteten är som högst; exempel är aktiverade aromater, dubbelbindningar, neutrala aminer och sulfider. Vid en attack bryts mikroföroreningen ner till mindre enheter när modern molekyl oxideras av ozon, varvid vi observerar en reduktion av mikroföroreningen i vattnet.

### 2.2.2 Tillverkning och generering av ozon

Ozon genereras enkelt på plats i en ozongenerator som matas med syrgas, vilken kan köpas in i flytande form eller skapas från luft med hjälp av en syrgasgenerator direkt på reningsverket.

### 2.2.3 Processlösning med ozon

Ozonbehandling beskrivs mer ingående under avsnitt 6. I korthet innebär ozonbehandling emellertid att vattnet leds in i en kontakttank till vilken ozongas bubblas ner. Det är viktigt att ozonet får en god inblandning i den kontakttank där det är tänkt att reagera. Inblandningen av ozon kan till exempel göras med statisk mixer, injektorer eller keramiska dysor som placeras på botten av kontakttanken (Kamp, Dahlberg, & Barkman, 2020). Vattnet blir då ozonrikt och mikroföroreningarna tillåts nu reagera med ozon i denna tank under en viss tid. Denna tid benämns ofta kontakttid och har vanligen en längd mellan 10-25 min. Vid utformningen av kontakttanken och doseringen är det viktigt att tänka på att allt ozon ska reagera innan vattnet når utloppet och lämnar ozonsteget. Efter att ozon har reagerat leds vattnet vidare till en efterbehandling som sker antingen

<sup>4</sup> Personlig kommunikation med Louise Boiesen, Enköping ARV.



genom ett granulerat aktivt kol, ett sandfilter eller genom en MBBR, vilka beskrivs separat i ett stycke längre ned.

#### 2.2.4 Det är både ozon och hydroxylradikaler i vattnet

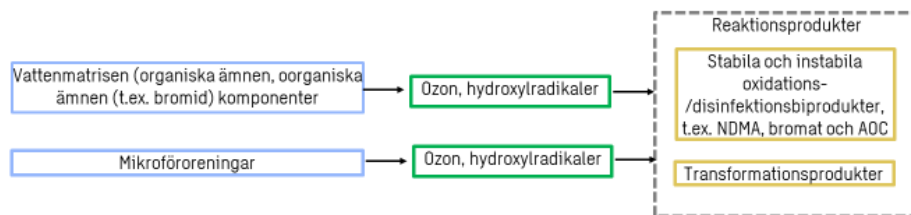
Ozon är ett starkt oxidationsmedel och reagerar i vatten dels som ozon ( $O_3$ ), dels som hydroxylradikaler ( $OH^\cdot$ ). Dessa hydroxylradikaler bildas i vatten som innehåller ozon. När ozon bubblas ner i vatten sker en rad reaktioner, vilka är komplexa och involverar en uppsjö av sidoreaktioner. Utan att gå in på alltför komplexa detaljer kan det dock vara av värde att nämna att medan ozon är en selektiv oxidant, som endast reagerar med vissa delar i en molekyl, är hydroxylradikalen en icke-selektiv oxidant som reagerar med allt i vattnet (von Sonntag & von Gunten, 2012). Eftersom hydroxylradikalen är starkt benägen till att reagera, resulterar det i att den blir kortlivad i vattenmiljön.

För ozonbehandling är det viktigt att vattnet erbjuder en miljö som gynnar livslängden och stabiliteten av ozon. Här spelar både temperatur och pH in. I jämförelse med syre, har ozon en tio gånger högre löslighet i vatten. Lösligheten ökar också med minskad temperatur. Ett vatten som ska behandlas vid 10 grader kan innehålla 1,3 gånger mer ozon jämfört med ett vatten vid 20 grader (von Sonntag & von Gunten, 2012). Denna aspekt har stor betydelse för reaktionstidens längd i ozoneringssteget.

Även pH spelar stor roll. Ju högre pH, desto fler hydroxylradikaler bildas. Därmed förtärs ozon snabbt av såväl de bildade hydroxylradikalerna som av den stora koncentrationen av hydroxidjoner i vattnet. Kvar finns hydroxylradikalerna som också de försvinner snabbt. Om en ozonprocess genomförs vid ett högt pH kan detta leda till att väldigt mycket av den ozon som genererats i ozongeneratoren och bubblas ner i vattnet inte reagerar med de avsedda mikroföroreningarna. Reningseffekten av ozoneringssteget blir därför kraftigt reducerad om inte ozondosen höjs. Detta leder dock till ökade kostnader pga. ökad energiåtgång vid produktion av större mängder ozon.

#### 2.2.5 Bildande av biprodukter och transformationsprodukter

Som tidigare nämnts innefattar ozonbehandling en uppsjö av reaktioner i vattnet. Någon fullständig nedbrytning av de organiska molekylerna sker inte. Förenklat kan man säga att det i huvudsak är fyra typer av reaktioner som sker. Figur 2 illustrerar de fyra reaktionstyperna; reaktionen mellan (i) ozon och (ii) hydroxylradikaler med olika oorganiska och organiska ämnen i vattenmatrisen, och reaktionen mellan (iii) ozon och (iv) hydroxylradikaler med mål-molekylerna/mikroföroreningarna. Reaktionerna (i) och (ii) genererar oxidations-/desinfektionsbiprodukter (ofta benämnda DBPs i litteraturen eller kort och gott biprodukter). Reaktionerna (iii) och (iv) genererar transformationsprodukter (TPs).



Figur 2. Beskrivning av hur ozon och hydroxylradikaler reagerar med dels vattenmatrisens innehåll av organiska och oorganiska ämnen, dels mikroföroreningar, samt hur detta genererar oxidations-/desinfektionsbiprodukter (DBPs, biprodukter) respektive transformationsprodukter (TPs). Bilden är inspirerad av (Lee & von Gunten, 2010).

### Biprodukter

I huvudsak är det biprodukterna man behöver fokusera på innan ett ozoneringssteg installeras eftersom flera av biprodukterna är toxiska och därmed oönskade. En av de viktigaste biprodukterna är bromat, som bildas genom att bromid oxideras till bromat, ett ämne som är cancerogent. Bromatbildningen styrs dels av bromidhalten, dels av ozondosen. Det finns fyra nivåer av bromidhalter som ligger till grund för riskbedömning och som kräver olika typer av åtgärder. De aktuella nivåerna är fastlagda av kompetenscentret för mikroföroreningar i Nordrhein-Westfalen och i Schweiz (Miehe, Stapf, & Schuman, 2017; Wunderlin & Grelot, 2021) :

- 1) Bromidkoncentration < 100 µg/l: ingen begränsning vid ozondoser < 0,7 mg O<sub>3</sub>/mg DOC.
- 2) Bromidkoncentration 100 - 150 µg/l: ingen begränsning vid ozondoser < 0,5 mg O<sub>3</sub>/mg DOC. Vid högre dosering bör bromatbildningen utvärderas för den aktuella vattenmatrisen.
- 3) Bromidkoncentration > 150 µg/l: en bedömning behöver göras för bromatbildningen i den aktuella vattenmatrisen.
- 4) Bromidkoncentration > 400 µg/l: märkbar bromatbildning, åtgärder uppströms bör undersökas och åtgärdas. Om bromidkoncentrationen inte kan åtgärdas (minskas till under 400 µg/l), bör ozon inte utnyttjas enligt schweiziska rekommendationer (Wunderlin & Grelot, 2021).

Ett annat exempel på en oönskad biprodukt är NDMA (nitrosdimetylamin), som bl.a. bildas vid reaktion mellan dimetylamin och ozon när dimetylamin förekommer vid höga koncentrationer (Padhye, o.a., 2011). Det finns också studier som pekar på att en delvis nedbruten fungicid, dimetylsulfamid medverkar till bildning av NDMA när bromid är närvarande (Lee & von Gunten, 2016). Eftersom NDMA är både cancerframkallande och skadligt för levern, behöver bildandet av NDMA i relation till ozon studeras mer likt det är gjort på europeiska reningsverk vid ozoneringsförsök, något som inte genomförts i stor utsträckning på svenska reningsverk. Utöver bromat och NDMA utgör även trihalometaner, t.ex. klorofom, kända biprodukter som bör undvikas, men dess bildande är mer förekommande vid klorering jämfört med ozonering. De mer harmlösa biprodukterna kan kvantifieras genom parametern AOC, som är ett mått på lättillgängligt kol som skapas när organiskt löst kol ozoneras. AOC kan ge upphov till mikrobiologisk tillväxt vilket inte är önskvärt för dricksvattenproduktion och/eller för en dricksvattenrecipient.

### Transformationsprodukter

Transformationsprodukter (TPs) har studerats i mer än ett decennium och kunskapen kring hur ozon (och hydroxylradikaler) reagerar med olika ämnen och vilka TPs som genereras har ökat med tiden. Vidare har kemisk modellering utvecklats efterhand, men fortfarande kvarstår en del frågetecken kring TPs (Lee & von Gunten, 2010). Det är viktigt att poängtera att de bildade TPs (från de nedbrutna enskilda mikroföroreningen) kan förväntas vara kortlivade i vattenmiljön. Detta beror på att de pga. sin instabilitet tenderar att reagera vidare till nya ännu mindre molekyler (von Sonntag & von Gunten, 2012). I slutändan är det reduktionen av oönskade effekter av det ozonerade avloppsvattnet som är centralt innan man släpper det behandlade avloppsvattnet vidare till recipienten. Målsättningen är dels att avlägsna de biologiskt aktiva och skadliga mikroföroreningarna, dels vill vi förstå om de genererade TPs kan brytas ned i en biologiskt efterbehandling (poleringssteget). Alternativt är det viktigt att undersöka att de bildade TPs inte är mer skadliga för miljön än de mikroföroreningar som brutits ner i ozoneringssteget. Totalt sett ska den biologiska aktiviteten helt enkelt ha minskat. Detta område är i stor utsträckning okänt och behöver studeras vidare.

Relativt nyligen har forskningsrön kommit gällande bildning av kväveoxider (genom att ozon reagerar med tertiära aminer), som kan vara problematiska med avseende på toxicitet vid ozonbehandling (Krasner, o.a., 2018). Tramadol, citalopram och venlafaxin är exempel på läkemedel som kan bilda N-oxider vid ozonering (Gulde, o.a., 2021). N-oxider bryts heller inte ner i ett biologiskt efterbehandlingssteg.

På sikt måste de bildade biprodukterna och transformationsprodukterna förstås och kontrolleras med metoder som kan prediktera hur väl ozoneringsprocessen fungerar med avseende på att förbättra kvalitén på det behandlade avloppsvattnet, och då framförallt att det blivit mindre skadligt för de organismer som lever i recipienten nedströms reningsverket (von Gunten, 2018). Till vår hjälp behöver vi nya testmetoder som komplement till de klassiska kemiska analyserna av enskilda målsubstanser och TPs. Sedan några år tillämpar Schweiz kända toxicitetstester för bedömning av ozons lämplighet för ett specifikt vatten (exempelvis Ames test, YES-test, algtest, test på fiskägg och daphniatester) (Schindler Wildhaber, o.a., 2015), men över tid kommer sannolikt flera olika tester att inkluderas i form av "effect-directed analysis" som ständigt utvecklas.

### 2.2.6 Efterbehandling till ozonsteget: sandfilter, aktivt kol eller MBBR

Ozon är en teknik som på grund av att biprodukter bildas (se ovan) bör efterföljas av ett biosteg (poleringssteg). Både sandfilter och aktivt kol finns beskrivet som lämpliga steg för efterpolering (von Sonntag & von Gunten, 2012) och i Sverige finns det också exempel på efterbehandling med MBBR (Edefell, o.a., 2021). Det senare är dock inte lika välstuderat i litteraturen och bättre underlag skulle behövas för en bättre bedömning avseende vilka biprodukter och effekter som kan erhållas vid användande av detta poleringssteg.

Den dominerande reaktionen i efterpoleringen är den mellan det naturligt lösta kolet (även förkortat DOM, dissolved organic matter) och ozon. Eftersom DOM förekommer i betydligt högre koncentrationer än målmolekylerna och på samma gång konsumerar merparten av det ozon som doseras ner i vattnet. Reaktionerna som sker mellan ozon och DOM- ger upphov till organiska

biprodukter som är syrerika och (oftast) biologiskt nedbrytbara: t.ex. bildas ketoner, aldehyder och karboxylsyror. Koncentrationerna av dessa organiska biprodukter är oftast över fyra gånger högre än koncentrationen av de TPs som bildas från reaktionen mellan ozon och mikroföroreningarna. Därmed är det sannolikt de bildade biprodukterna som bidrar mest till toxiciteten efter ett ozoneringssteg jämfört med de bildade TPs (von Gunten, 2018). Dock, avtar toxiciteten av avloppsvattnet efter den biologiska efterbehandlingen (efterpoleringen). I en nyligen publicerad studie demonstrerades denna effekt med hjälp av ett efterföljande sandfilter. (Bourgin, o.a., 2018).

Gällande erhållna effekter i efterbehandlingen mellan sandfilter, MBBR och GAK bör det nämnas att sandfilter och MBBR avskiljer ämnen genom biologisk nedbrytning, medan GAK avlägsnar ämnen genom en kombination av adsorption och biologisk nedbrytning. Sandfiltrering är den efterbehandling som bäst reducerar DOC, AOC och SS relativt de andra poleringsstegen (Bourgin, o.a., 2018). Aktivt kol, däremot, bidrar till ytterligare reduktion av mikroföroreningar på grund av adsorption. En stabil reduktion från 20 till 89% har rapporterats för 12 indikatorsubstanser (som fastlagts i Schweiz) efter 27 000 bäddvolymeter (Bourgin, o.a., 2018). I samma studie visade det sig att reduktionen fortsatt var betydande efter 50 000 bäddvolymeter och bättre jämfört med ett ensamt GAK-filter (Bourgin, o.a., 2018). En förklaring till detta kan vara att när oxidation och adsorption kombineras, blir den *totala* reduktionen av mikroföroreningar större jämfört när bara adsorption råder (ensamt GAK-filter). När det gäller NDMA, har studier visat att NDMA reduceras från "bra" till "mycket bra" i olika typer av efterbehandlingar där GAK når en hög reduktion med ca. 83%. Mer kunskap om omfattningen och koncentrationerna av NDMA-bildning som kan utgöra en risk behövs dock.

Gällande TPs, visade Bourgin och andra (Bourgin, o.a., 2018) att halten av bildade N-oxider minskade i omfattning när ozondosen ökade. Däremot bröts inte de bildade N-oxiderna ned i varken sandfilter, MBBR eller GAK när det följde ozoneringssteget (Bourgin, o.a., 2018). Samma observation gjordes i en studie genomförd i Landskrona (Edefell, o.a., 2021).

Angående hur långlivade och stabila TPs är över ett biologiskt efterbehandlingssteg studerades detta nyligen för ozonerat vatten följt av (i) sandfilter, (ii) GAK-filter och (iii) PAK som doserades på ett sandfilter (Gulde, o.a., 2021). I denna studie visades tydligt att ett GAK-filter som efterföljer ozonering, var det poleringssteg som bäst reducerade de bildade TPs jämfört med ett sandfilter. Dock observerades att effektiviteten minskade med ett ökat antal bäddvolymeter: t.ex. erhöles en reduktion av TPs med 53% vid 16 000 BV, medan endast en 40%-ig reduktion påvisades vid 40 000 BV. För sandfiltret var reduktionen låg (<10%). PAK som doserades på ett sandfilter uppvisade dock den högsta reduktionen (85%).

### 2.2.7 Kapacitet och styrande faktorer

Ett vatten med höga halter DOM (mätt som DOC, mg C/l) bidrar också till att ozon konsumeras i högre utsträckning och för verksamhetsutövaren behöver ozondosen ökas för att nå önskat resultat avseende reduktionen av mikroföroreningarna (Önnby, Salhi, McKay, Rosario-Ortiz, & von Gunten, 2018). Av samma anledning brukar ozondosen justeras efter g O<sub>3</sub>/g DOC. Även nitrit, krom och järn kan öka ozondosen, något som diskuteras i avsnitt 3.

### 2.2.8 Förväntad kapacitet från ozon

Ozon klarar att reducera en stor del av de förekommande mikroföroreningar till drygt 90%. Graden av reduktion bestäms av molekylstrukturen och av ozondosen. Generellt delas mikroföroreningar in i tre grupper, där grupp 1 kan elimineras enkelt (> 90%) vid en dos på 0,5 g O<sub>3</sub>/g DOC, grupp 2 reduceras i samma grad förutsatt att dosen ökar till 1,0 g O<sub>3</sub>/g DOC medan grupp 3 innehåller ämnen som är mer svåröxiderbara, och endast når ca 50% reduktion vid en dos om 1,0 g O<sub>3</sub>/g DOC (von Sonntag & von Gunten, 2012). I denna rapport har denna klassificering utnyttjats när det gäller att prediktera hur väl ozon kan reducera olika mikroföroreningar. Mer om detta finns att läsa i avsnitt 5.

## 2.3 Finns det andra teknikalternativ än ozon och aktivt kol?

Förekomsten av organiska mikroföroreningar i vattenmiljöer nedströms avloppsreningsverk uppmärksammades i Europa för över två decennier sedan se t.ex. (Ternes, 1998). Därefter har fler och fler undersökningar utförts som belyser problemet närmare. En anledning till att organiska mikroföroreningar observeras i vattenmiljön beror på att en rad ämnen som når reningsverken inte kan brytas ned biologiskt, alternativt bryts ner över mycket lång tid. På ett ARV är de biologiska processerna inte anpassade och/eller tillräckliga för att mikroföroreningar ska brytas ned. Givetvis förekommer det undantag: t.ex. är paracetamol och ibuprofen båda ämnen som enkelt bryts ned biologiskt, vilket har demonstrerats i en rad studier sedan tidigare, se t.ex. (Svahn & Björklund, 2017). Några ämnen bryts delvis ned, medan andra passerar reningsverken utan att avskiljas alls.

Utöver att brytas ned kan ämnen också fastläggas i slammet där de över tid bryts ned. I en studie genomförd av IVL och SLU undersöktes hur olika typer av mikroföroreningar (t.ex. antibiotika, hormoner och andra läkemedel) bröts ned under ett års kompostering av slam vid olika förhållanden (syrehalt, ammoniak och temperatur varierade) (Jönsson, Dalahmeh, & Thorsén, 2020). Ett huvudresultat från den studien var att merparten (> 90%) av antibiotika bröts ned under det ett år långa projektet, medan 75% av hormonerna bröts ned, följt av sämre reduktion för övriga läkemedel (ca 50%) när processen drevs i närvaro av syre.

Det finns en handfull reningsverk i Sverige som är kompletterade med en våtmark innan avloppsvattnet når recipient. Mikroorganismer som etablerar sig i bottensedimentet bidrar bl.a. till en avskiljning av kväve och våtmarken fylls ytligt med vatten vilket innebär att nedbrytningen både sker anaerobt och aerobt. Våtmarker är därför huvudsakligen installerade för att reducera nitrat i avloppsvattnet innan det når recipient. Hur organiska mikroföroreningar bryts ned eller fastläggs i en våtmark är dock endast delvis beskrivet i litteraturen, bl.a. har en framstående forskningsgrupp i USA tittat på detta (Jasper, Jones, Sharp, & Sedlak, 2014). För denna studie påvisades det, utifrån pilotstudier kompletterade med labbstudier, att biotransformation var den dominerande nedbrytningsmekanismen för några mikroföroreningar såsom atenolol, metoprolol, och trimethoprim, medan sulfamethoxazol och propranolol bäst bröts ned i närvaro av ljus (fotolys). Studien pekade på att UV-ljus och nedbrytning i frånvaro av löst syre också kunde förbättra nedbrytningshastigheten för dessa ämnen vars gemensamma egenskap är

strukturer som är rika på syre och/eller kväve. Hastigheten för nedbrytningen varierade stort: atenolol och metoprolol kunde brytas ned fort under sommarperioden (ca 0,5 dygn), medan trimethoprim och sulfamethoxazol behövde längre tid (ca 2 dygn). Karbamezipin, å andra sidan, bröts inte ned alls. Ett examensarbete genomfört på Ekeby ARV i Eskilstuna visade, utifrån ett relativt begränsat underlag, att viss nedbrytning av organiska mikroföroreningar sker (Luu, 2020). De ämnen som bröts ned mindre och/eller inte alls utgjordes bl.a. av ciprofloxacin, karbamazepin, metoprolol och propranolol för att nämna några. Genomgående påvisades inte högre reduktionsgrader än 50%. Uppehållstiden för den aktuella våtmarken var definierad till 5-7 dagar.

Utifrån ovan nämnda studier är det underförstått att det finns en viss nedbrytning av en del organiska mikroföroreningar i en våtmark och att yttre faktorer såsom temperatur, tid, kvävetillgång och/eller syre kan påverka förloppet.

De ämnen som tas upp som exempel på ämnen vars nedbrytning i våtmarken är god, finns det däremot inga bedömningsgrunder för idag. Exempel på ämnen som har bedömningsgrunder är t.ex. diklofenak, bisfenol A och ciprofloxacin. Att bedömningsgrunder existerar för dessa ämnen beror till stor del på att de återfinns i vattenmiljön i för hög utsträckning, vilket i sin tur är kopplat till dessa ämnens långsamma nedbrytning i miljön.

Merparten av de ämnen som ofta påträffas vid för höga utgående halter i reningsverk är också ämnen som bryts ned i lägre grad (se vidare i kapitel 4, miljöbedömning). Däremot kan det sannolikt vara så att fler ämnen fastläggs och bryts ned över tid på ett reningsverk som har en våtmark jämfört med ett reningsverk som inte har en våtmark. Denna observation har t.ex. Sweco gjort utifrån provtagning i utgående vatten för sex olika reningsverk där ett reningsverk hade en våtmark. Provtagningen gjordes dock under en begränsad tidsperiod, men utifrån detta underlag finns det en sannolikhet att våtmarken kan vara en förklaring till varför den totala mängden utgående läkemedel per gram pe och år var i det lägre spannet för reningsverket med en våtmark jämfört med de andra fem reningsverken som inte hade en våtmark.

## 3. Förutsättningar

### 3.1 Befintlig reningsprocess

#### 3.1.1 Reningsprocess vid befintlig ARV i Enköping

Belastningen till Enköpings nuvarande avloppsreningsverk är cirka 23 400 pe. I avloppsreningsverket renas vattnet mekanisk, biologisk och kemisk. Det mekaniska reningssteget består av rensgaller och sandfång vartefter fällningskemikalier tillsätts i ett första kemikaliesteg. I efterföljande försedimenteringsbassänger avskiljs primärslam och vattnet fortsätter till det biologiska reningssteget som består av ett aktivt slamsteg med efterföljande mellansedimentering. Därefter leds vattnet vidare till ytterligare ett kemiskt behandlingssteg där fällningskemikalier tillsätts och kemslam avskiljs i eftersedimenteringsbassänger. Det färdigbehandlade vattnet rinner med självfall till Enköpingsån. Det befintliga verket har idag inget kväveringskrav i tillståndet, men detta kommer ingå i tillståndet för det nya verket.

#### 3.1.2 Reningsprocess vid Vappa ARV

Rening av avloppsvatten vid Vappa ARV kommer att ske med mekanisk, biologisk och kemisk rening. Det nya reningsverket dimensioneras för prognosåret 2040 och 45 000 pe. Initialt kommer anläggningen att vara belastad med ungefär samma antal som är anslutna till dagens reningsverk.

Det mekaniska reningssteget kommer att bestå av svalltorn, rensgaller, sandfång och försedimentering för avskiljning av rens och sand. Därefter följer biologisk rening i tre linjer med aktivslamprocess och efterföljande sedimentering. För att få en effektiv kväverening är aktivslamstegen utformade med slamox och slamanox. De är även försedda med en sidoströmshydrolys och en anaerob zon för att få en biologisk fosforering. Avloppsvatten och slam går vidare till mellansedimenteringsbassänger.

Det biologiska steget dimensioneras för att klara flöden upp till  $2Q_{dim}$  (1 400 m<sup>3</sup>/h). Dessa flöden behandlas fullständigt (mekaniskt, biologiskt och kemiskt) medan överstigande flöde upp till ytterligare  $2Q_{dim}$  behandlas i högflödesrening, där främst fosfor och partikulär BOD reduceras.

Som sista partikelavskiljande steg ligger skivfilter, med föregående fällning och flockning för att säkerställa låga utgående fosforhalter. Detta reningssteg dimensioneras för att klara det maximala flödet genom biosteget (1 500 m<sup>3</sup>/h). Utgående renat vatten släpps i Enköpingsån.

Utsläppskraven och förväntat driftresultat för det nya verket sammanfattas i Tabell 2. Produktionsmålet är att klara kravet med god marginal. En

förutsättning för implementering av avancerad reningsprocess och en bra avskiljning av mikroföroreningar är ett väl fungerande reningsverk.

Tabell 2. Utsläppskrav enligt tillstånd och produktionsmål för Vappa ARV

Parameter	Krav (ton/år)	Krav (mg/l)	Produktionsmål (mg/l)
<b>BOD<sub>7</sub></b>	50	8	4
<b>P<sub>tot</sub></b>	1,0	0,2	0,1
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	-	-	1,5
<b>N<sub>tot</sub></b>	55	10	6

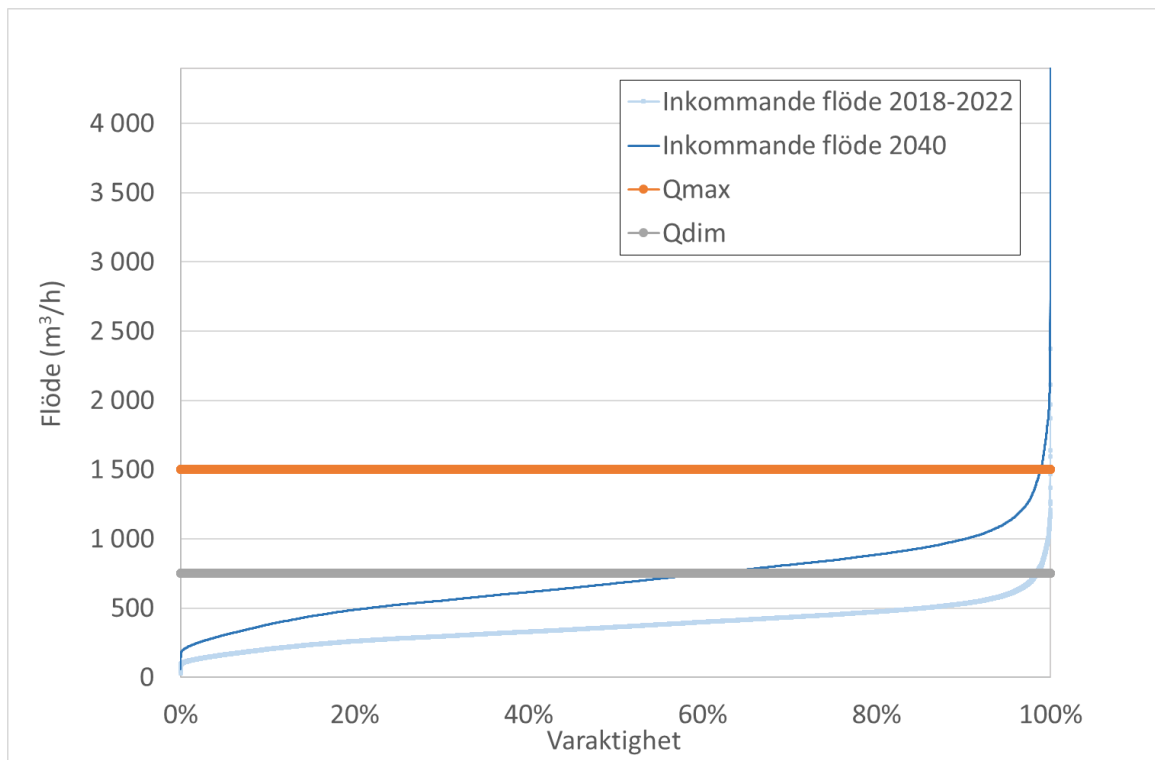
### 3.1.3 Dimensionerande avloppsvattenflöde

Vappa ARV dimensioneras för nedanstående avloppsvattenflöde ( $Q_{dim}$  och  $Q_{max, bio}$ ). Det avancerade reningssteget dimensioneras för  $Q_{max, bio}$ . För driftkostnadskalkyler används medelflödet mellan år 2018–2022 ( $Q_{medel}$ ).

$Q_{dim}$	750 m <sup>3</sup> /h
$Q_{max, bio}$	1 500 m <sup>3</sup> /h
$Q_{medel}$	8 952 m <sup>3</sup> /d

I Figur 3 ses dagens avloppsvattenflöde (timflöde) till Enköpings ARV mellan april 2018 och april 2022 och uppskattat framtida flöde år 2040. Enligt histogrammet kommer man med dagens flöde kunna rena allt inkommande vatten i det avancerade reningssteget ungefär 99,99 % av tiden och 98,9% av tiden 2040. Från histogrammet går också att beräkna att över 99,9% av dagens årliga flöde och över 97% av flödet år 2040 kommer att behandlas i det avancerade reningssteget. I Schweiz, som har kommit långt i implementeringen av rening av mikroföroreningar, har behandling av ca 90% av årsflödet bedömts vara tillräckligt (McArdell, 2022).





Figur 3. Histogram över avloppsvattenflödet till Enköpings ARV. Inkommande flöde mellan 2018–2021.  $Q_{max}$  avser  $Q_{max,bio}$ , dvs maximalt flöde genom biosteget och det maximala flöde som reningssteget för mikroföroreningar dimensioneras för.

## 3.2 Karaktärisering av vattnet

### 3.2.1 Vattenmatrisen spelar roll för reningstekniken

Utöver mängder och typer av mikroföroreningar är det också det plats-specifika vattnet som är av betydelse för en vattenreningsteknik. Detta vatten benämns vattenmatris och kan förklaras som innehållet i det vatten som mål-molekylerna (t.ex. mikroföroreningarna) befinner sig i. Här ingår t.ex. joner och löst organiskt kol och/eller suspenderade ämnen, för att nämna några exempel.

När det gäller reningstekniker som är aktuella för en avancerad rening och organiska mikroföroreningar, är det olika parametrar som påverkar reningsteknikens prestation. Eftersom det är känt att vissa reningstekniker kan interagera med vattenmatrisen och därmed ge upphov till reaktioner som både stör och/eller påverkar reningsteknikens effektivitet, och som kan ge oönskade biprodukter, är det av vikt att undersöka vattenmatrisen genom analys och ta med det resultatet för bedömningen av lämplig reningsteknik för det specifika reningsverket i god tid innan en ev. projektering planeras.

Avloppsvatten innehåller flertalet joner, partiklar och även naturligt löst organiskt kol, vilket motsvarar parametrar som kan påverka reningen av mål-molekylerna. Exempel på påverkande parametrar för ozon och/eller aktivt kol kan vara DOM (dissolved organic matter) som ingår i parametern DOC (dissolved organic carbon, mg C/l), TOC (total organic carbon, mg C/l), suspenderade ämnen (SS), metaller såsom järn och mangan. Andra exempel är bromid och nitrit som påverkar ozon genom bildning av toxisk bromat respektive nitrat, där det senare

sker på en bekostnad av ozonkonsumtion. Utöver rekommenderade gränsdragningar för bromid (och ev. krom), saknas det generella gränser och rekommendationer för när en teknik är mer lämplig än en annan. Det kan dock sägas vilka konsekvenserna blir för när ett visst vatten behandlas med en särskild teknik, vilket är något som Sweco väljer att adressera för denna utredning och som ett led i teknikbedömningen.

### 3.2.2 Analys av vattenmatris

Vattenmatrisen är av betydelse för alla typer av vattenreningstekniker och har inom denna utredning studerats med hänsyn till de kemiska parametrar som kan påverka ozonteknik och filtrering med granulerat aktivt kol (GAK). Analys av vattenmatrisen har utförts på dygnsprover vid fem tillfällen från september till november 2021. Tabell 3 visar medelvärden och standardavvikelser. Prover har tagits på utgående vatten vid Enköping ARV eftersom provplats för provtagning av vattenmatrisen ska ta hänsyn till potentiell placering av det framtida reningssteget för avancerad rening.

#### GAK

För implementering av GAK-filtrering visar resultaten i Tabell 3 att halten SS är på nivåer som är vanligt förekommande för reningsverk. Är halten SS högre, t.ex. över 10 mg/l, kan den påverka kolfiltreringen genom att backspolning behöver ske mer frekvent. Det är framförallt makrostrukturen i ett GAK-filter som sätts igen av höga halter av SS.

Både TOC och DOC ligger inom ett intervall som är vanligt för avloppsvatten och påverkar inte GAK-filtrering mer än förväntat. Dessa parametrar har främst en inverkan på den totala kostnaden av GAK då de påverkar hur ofta filtren måste bytas ut. I övrigt kan även järn påverka ytan på GAK, genom att det sker en oxidutfällning på filterytan. Dock är de uppmätta halterna på Enköping ARV så pass låga (medelhalt 0,03 mg/l), att risken för en betydande fouling i form av järnoxidutfällning bedöms som liten.

#### Ozon

Avseende ett processteg med ozon, finns det ett flertal parametrar som kan påverka lämpligheten. Dessa parametrar påverkar ozonets effektivitet framförallt genom att konsumera ozon, vilket blir en nackdel för reduktionen av de långsamtreagerande mikroföroreningarna, enligt en nyligen publicerad studie. Skillnaden är dock relativt liten sett till samtliga mikroföroreningar och när SS-halterna ligger <25 mg/l (Juaréz, o.a., 2021). För Enköping ARV är påträffade halter av SS låga och påverkar därmed inte ozon.

Nitrit konsumerar ozon vid bildande av nitrat, vid en sådan omvandling konsumeras med ca. 3,43 mg O<sub>3</sub> per mg nitritkväve. Halterna av nitrit indikerar att ozon behöver tillsättas ytterligare med en koncentration av ca 3 mg O<sub>3</sub>/l, vilket ökar driftkostnaden. En förbättrad biologisk rening innan det avancerade reningssteget minskar sannolikt denna ozonkonsumtion och vattnet som analyserats här har inte genomgått någon kväveavskiljning. Vappa ARV är däremot planerad med en biologisk process där även total kväveavskiljning ska ingå, och därför kommer ingen vidare slutsats att dras från de uppmätta nitrihalterna. Dessa bör istället utredas närmare för Vappa ARV när det är på plats.

Tabell 3. Medelhalt ± standardavvikelse och antal mätvärden under rapporteringsgräns av totalt genomförda mätningar för kemiska parametrar av vattenmatrisen på utgående vatten från reningsverket. Provtagningen ägde rum mellan september och november 2021.

Parameter	Enhet	Medelhalt	n <sup>a</sup> <LOQ <sup>b</sup> / n total
Suspenderade ämnen	mg/l	4,4 ± 0,81	0/5
TOC	mg/l	8,8 ± 0,9	0/5
DOC	mg/l	8,0 ± 0,9	0/5
Ammoniumkväve (NH <sub>4</sub> -N)	mg/l	16 ± 5,1	0/5
Nitrit (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	mg/l	2,7 ± 0,7	0/5
Nitrit-kväve (NO <sub>2</sub> -N)	mg/l	0,88 ± 0,2	0/5
Järn Fe (filtrerat)	mg/l	0,03 ± 0,01	0/5
Krom Cr <sub>tot</sub> (filtrerat)	µg/l	0,1 ± 0	0/5
Krom(VI)	µg/l	<0,2 <sup>c</sup>	4/4
Krom(III) (beräknat) <sup>d</sup>	µg/l	n.a. <sup>d</sup>	-
Bromid Br <sup>-</sup>	mg/l	0,32 ± 0,04	0/5
Dimetylamin	µg/l	<5	5/5

<sup>a</sup>n, antal mätningar

<sup>b</sup>LOQ – limit of quantification, vilket för denna rapport är likställt med rapporteringsgränsen.

<sup>c</sup>Två av fyra analyser visade rapporteringsgräns 0,2 µg/l, och två analyser visade 1,0 µg/l. På grund av att Cr<sub>tot</sub> analyserades till 0,1 µg/l, presenteras Cr<sup>6+</sup> med rapporteringsgräns 0,2 µg/l

<sup>d</sup>n.a., not applicable, Halten kan inte beräknas enligt formeln Cr<sub>tot</sub> = Cr<sup>3+</sup> + Cr<sup>6+</sup>.

Halten av järn är låg och påverkar inte ozonkonsumtionen nämnvärt. Även halten av krom och framförallt fördelningen mellan krom(III) och krom(VI) har studerats. Detta på grund av att krom(VI) kan bildas vid ozonering av krom(III), där krom(VI) är toxiskt och kan orsaka både allergi och cancer. Analysen av den totala halten krom visar att halterna är låga, Cr<sub>tot</sub> är 0,1 µg/L medan halterna av krom(VI) påträffas under rapporteringsgränsen, som är högre ställd än Cr<sub>tot</sub>. Någon beräkningen av krom(III) har därför inte kunnat göras. Eftersom de uppmätta halterna av krom var så pass låga, bedöms krom inte utgöra en stor risk för Enköping ARV. Detta resultat stämmer väl överens med bedömningar gjort i tidigare studier (Wunderlin & Grelot, 2021), vilka pekar på att krom (framförallt krom(III)) sällan påträffas i höga koncentrationer på ARV runt om i Europa. Sweco ser samma trend för de analyser som utförts på andra reningsverk mellan åren 2020-2022. Mot bakgrund av analysresultatet från denna provtagning behöver därför inte krom följas upp med vidare provtagning.

De uppmätta halterna av bromid visar på en medelhalt av 0,32 mg/l med en relativt liten variation mellan provtagningarna (avvikelsen var 0,04 mg/l, Tabell 3). Ju högre bromidkoncentrationen är och ju mer ozon som behöver tillsättas, desto mer ökar bildandet av bromat. Bildningen av bromat anses inte vara kritisk vid en bromidhalt på upp till 0,10 mg/l i kombination med ozondosering upp till 0,7 mg O<sub>3</sub>/mg DOC. Vid Enköping ARV rekommenderas därför att bromidhalten hålls under fortsatt bevakning över en tidsperiod på t.ex. 12 månader. Detta skulle ge en bredare bild och en djupare förståelse av hur halterna varierar över året och om det kan finnas någon bakomliggande orsak. Parallellt behöver också bromidhalterna undersökas uppströms för att eventuellt åtgärda tillförseln av bromid till Enköping ARV.

När halten bromid överskrider 0,4 mg/l är den gängse rekommendationen att inte genomföra ozonering eftersom risken att bilda höga halter bromat är

markant. Dock har det i tidigare studier visat sig att halten ammonium hämmar bromatbildning (Pinkernell & Gunten, 2001). För den studien var de undersökta halterna ammoniumkväve låga (0,4 mg/l) och de ingående halterna bromid var 0,055 mg/l, vilket är lägre för båda parametrarna än vad som är uppmätt för Enköping ARV (jämför ammoniumkväve 16 mg/l och bromid 0,32 mg/l, Tabell 3).

Det finns andra sätt att designa ozonprocessen så att bromatbildningen kontrolleras och stävs. Detta hör ihop med hur bromat bildas, vilket sker när bromid i kombination med fritt ozon reagerar. För en vattenlösning där ozon injiceras med endast en injektion, kommer allt fritt ozon att väldigt snabbt reagera med bromid och därmed bilda bromat. Däremot, om ozon injiceras över en längre tid, t.ex. genom stötvisa injektioner, kan bromatbildningen också kontrolleras och stävjas eftersom det inte finns lika mycket momentant tillgängligt ozon (Jekel & Zietzschmann, 2018). Det blir viktigt att påpeka att när tillsatsen av ozondosen förändras för att exempelvis bilda mindre bromat, så behöver det även bekräftas att avskiljningsgraden av mikroföroreningarna bibehålls.

Bromidhalterna på Enköping ARV bör, som påpekats ovan, utredas närmare genom uppströmsarbete och om de kan minskas rekommenderas ozontester. Ozontester kan genomföras på vattnet för att studera hur halterna av bromat blir och vilka processparametrar som påverkar och kan utnyttjas för ett optimalt utförande. I Belgien finns ett företag som genomför sådana här tester i en datamodell, vilket kan vara ett bra tillvägagångssätt i det här fallet. Uppströmsarbete följt av ev. ozontester bör genomföras innan ozon utreds vidare som ett möjligt processteg.

Halten dimetylammin har undersökts i avloppsvattnet eftersom det inte går att mäta halterna av N-nitrosodimetylammin (NDMA) på svenska laboratorium (pga. sin toxicitet). Anledningen till att dimetylammin valts är att halten kan vara en viktig prekursor<sup>5</sup> till bildningen av NDMA (Padhye, o.a., 2011). Det återfanns inga detekterbara halter av dimetylammin över rapporteringsgränsen, och denna substans bedöms därför inte utgöra någon risk för att NDMA bildas i avloppsvattnet vid ozonering.

### 3.2.3 Analys av mikroföroreningar

Inom ramen för detta projekt har tre provtagningar genomförts avseende mikroföroreningar. Provtagningen har skett på utgående vatten från avloppsreningsverket samt i recipient. Provtagningen som redovisas här genomfördes under oktober 2021 till och med november 2021.

Två av provtagningsomgångarna har analyserats av MoLab och en av Eurofins. MoLabs analyspaket inkluderar 39 substanser och Eurofins inkluderar 150 substanser. Flera av substanserna överlappar och ingår i båda analyspaketen, totalt har 161 olika substanser analyserats. Det fanns inga märkbara skillnader mellan rapporterade halter från de olika analyslabben i de fall där överlapp mellan de olika analyspaketen var aktuellt. Däremot rådde det skillnader i rapporteringsgräns mellan de olika analyserna, varför vissa substanser kunde rapporteras från ett laboratorium, men inte ett annat. De analyserade substanserna utgörs av läkemedel och hormoner, samt PFOS och PFOA. Se

<sup>5</sup> Utgångsämne, dvs ett kemiskt ämne som deltar i en kemisk reaktion där en annan förening produceras.

Appendix 1 och Appendix 2 för fullständiga listor av de substanser som analyserats på respektive labb samt substansernas användningsområden.

I Tabell 4 redovisas resultaten från analyserna i form av medelvärde, standardavvikelse och antal mätningar med resultat under rapporteringsgränsen, som vi i denna rapport har valt att likställa med rapporteringsgränsen. Antal mätningar under rapporteringsgränsen visas sedan i förhållande till antalet totala mätningar ( $n_{tot}$ ), samt antal analyser från respektive labb ( $n$ ). Resultaten från analyserna rapporteras på ett av tre sätt: (i) en uppmätt halt i ng/L, (ii) antal analyser under rapporteringsgränsen som betyder att halten inte har kunnat kvantifieras, (iii) n.d. (not detected) som innebär att den specifika substansen inte givit någon signal alls och har därför antagits vara 0 ng/L.

Vid beräkning av medelhalt har alla mätningar som rapporterats som n.d. satts till 0 ng/L. Mätningar som rapporterats under rapporteringsgränsen har endast inkluderats i medelvärdet om de representerar 50% eller fler av mätningarna för den specifika substansen i den aktuella provtagningspunkten. Vid dessa tillfällen har halten satts till rapporteringsgränsen och ingått i beräkningen av medelvärdet.

För provtagningarna vid utgående vatten från avloppsreningsverket har totalt 113 av 161 substanser rapporterats under rapporteringsgränsen för samtliga analyser. I recipienten är 93 av 161 substanser rapporterats under rapporteringsgränsen. För sex av dessa substanser har minst en analys detekterats och rapporterats som en uppmätt halt men medelvärdet redovisas ändå som "<" då majoriteten av mätningarna varit under rapporteringsgränsen och dessa har därmed inkluderats i beräkningen.

För PFOS och PFOA har kompletterande analyser inkluderats för denna utredning. Dessa genomfördes i recipientprovpunkten under hösten 2021 och våren 2022 vid 3 tillfällen, från oktober till maj.

Av alla analyserade mikroföroreningar är det endast de ämnen som detekterats i någon av provpunkterna som återfinns i Tabell 4. Samtliga analyser, inklusive de som är redovisade som "<" återfinns i Appendix 3.

För Enköping ARV och för de ämnen som återfinns i utgående vatten, speglar halterna och omfattningen av de påträffade mikroföroreningarna de ämnen som vanligen återfinns på svenska reningsverk enligt en studie som sammanställt analysresultat från ett antal ARV i Sverige (KWB, 2021). Atenolol är den enda substans där medelhalten är något högre vid Enköping ARV (1,1 ug/L) än det spann som påträffats vid de svenska ARV som ingått i studien (0,08-0,07 ug/L), skillnaden är dock liten. Azitromycin, gabapentin och ibuprofen är de substanser som finns i lägre medelhalt vid Enköping ARV. Medelhalten ibuprofen är vid Enköping ARV ca 0,08 ug/L, vilket kan jämföras med andra ARV i Sverige där spannet ligger mellan 0,3-3 ug/L (KWB, 2021). Däremot var fem av åtta mätningar i studien under rapporteringsgränsen. För övriga substanser som redovisats i studien, så som karbamazepin och diklofenak, faller Enköpings medelhalter inom samma intervall.

En studie från Högskolan Kristianstad har bland annat undersökt utgående koncentrationer av 21 olika läkemedel från åtta skånska avloppsreningsverk (Svahn & Björklund, 2017). Av dessa 21 läkemedel är det fem stycken som har uppmätts i högre halter vid Enköping ARV än de spann som påträffades vid de skånska reningsverken. Skillnaderna för citalopram och trimetoprim är små medan ciprofloxacin, losartan och tramadol visar på något större skillnader.

Ciprofloxacin har inte påträffats vid något av avloppsreningsverken i Skåne (Svahn & Björklund, 2017), medan utgående medelhalt vid Enköping ARV är ca 51 ng/L. Losartans medelhalt är ca 1 822 ng/L vid Enköping ARV medan de skånska avloppsreningsverken ligger inom spannet 83–921 ng/L (Svahn & Björklund, 2017). Medelhalten tramadol är 525 ng/L i jämförelse med spannet 81–208 ng/L (Svahn & Björklund, 2017).

Hormonerna 17 $\alpha$ -etinylostradiol och 17 $\beta$ -östradiol detekteras inte i vare sig utgående vatten eller i recipientprovtagningarna. Samma resultat har erhållits vid andra ARV där utredningar liknande denna har utförts.

Tabell 4. Analysresultat i form av medelhalt  $\pm$  standardavvikelse, i noggrannhet om en decimal, och antal mätningar (<LOQ, totalt och från respektive labb) från provtagningarna av mikroföroreningar vid Enköping ARV. Provtagningspunkterna var utgående från ARV och i recipienten och provtagningen ägde rum under hösten 2021.

	Utg. ARV			Recipient		
	Medel (ng/L)	n <sup>a</sup> <LOQ <sup>b</sup> /n total	n (Eurofins)/ n (MoLab)	Medel (ng/L)	n <LOQ / n total	n (Eurofins)/ n (MoLab)
17 $\alpha$ -etinylostradiol (EE2)	0,0 $\pm$ 0,0	1/3	1/2	0,0 $\pm$ 0,0	1/3	1/2
17 $\beta$ -östradiol (E2)	0,0 $\pm$ 0,0	1/3	1/2	0,0 $\pm$ 0,0	1/3	1/2
4-Acetamidoantipyrin	<10,0	1/1	1/0	16,0	0/1	1/0
5-metylbensotriazol	41,0	0/1	1/0	1800,0	0/1	1/0
Acetamidprid	0,4 $\pm$ 0,4	0/2	0/2	0,0 $\pm$ 0,0	0/2	0/2
Amisulprid	89,0	0/1	0/1	1,0	0/1	0/1
Amitriptylin	<10,0	1/1	1/0	50,0	0/1	1/0
Atenolol	1112,0 $\pm$ 57,0	1/3	1/2	153,8 $\pm$ 202,4	0/3	1/2
Azitromycin	40,2 $\pm$ 18,8	1/3	1/2	4,7 $\pm$ 6,6	0/3	1/2
Bensotriazol	1557,2 $\pm$ 410,9	1/3	1/2	253,7 $\pm$ 294,4	0/3	1/2
Bezafibrat	<5,0	1/1	1/0	95,0	0/1	1/0
Bisfenol A	69,5 $\pm$ 44,4	0/2	0/2	<30,7	1/2	0/2
Bisoprolol ( $\beta$ -Adrenergika)	<10,0	1/1	1/0	0,08	1/3	1/0
Cetirizin	0,0	0/1	1/0	0,46	1/3	1/0
Ciprofloxacin	51,1 $\pm$ 37,9	1/3	1/2	66,7 $\pm$ 94,3	0/3	1/2
Citalopram	229,3 $\pm$ 29	1/3	1/2	80,9 $\pm$ 112,5	0/3	1/2
Desloratadin	<5,0	1/1	1/0	33,0	0/1	1/0
Diatrizaot (Amidotrizaot)	<20,0	1/1	1/0	170,0	0/1	1/0
Diklofenak	702,8 $\pm$ 493,3	0/3	1/2	169,2 $\pm$ 219,8	0/3	1/2

	Utg. ARV			Recipient		
	Medel (ng/L)	n <sup>a</sup> <LOQ <sup>b</sup> /n total	n (Eurofins)/n (MoLab)	Medel (ng/L)	n <LOQ / n total	n (Eurofins)/n (MoLab)
Erytromycin	26,2 ± 22,1	1/3	1/2	0,0 ± 0,0	1/3	1/2
Fexofenadin	30,0	0/1	1/0	490,0	0/1	1/0
Flukonazol	76,7 ± 27,1	1/3	1/2	37,7 ± 51,1	0/3	1/2
Fluoxetin	<10,0	1/1	1/0	22,0	0/1	1/0
Furosemid	1408,1 ± 450,2	1/3	1/2	172,0 ± 158,1	1/3	1/2
Gabapentin	50,0	0/1	1/0	92,0	0/1	1/0
Gemfibrozil	<10,0	1/1	1/0	280,0	0/1	1/0
Hydroklortiazid	249,9 ± 135,6	1/3	1/2	900,0	0/1	1/0
Ibuprofen	79,9 ± 79,9	1/3	1/2	86,7 ± 122,6	0/3	1/2
Imidakloprid	7,6 ± 0,4	0/2	0/2	0,4 ± 0,0	0/2	0/2
Irbesartan	121,9 ± 9,4	1/3	1/2	210,0	0/1	1/0
Karbamazepin	241,6 ± 167	0/3	1/2	73,8 ± 89,3	0/3	1/2
Ketokonazol	2,8 ± 2,8	1/3	1/2	0,0 ± 0,0	1/3	1/2
Ketoprofen	<5,0	1/1	1/0	420,0	0/1	1/0
Klaritromycin	71,0 ± 15,1	1/3	1/2	<1,0	3/3	1/2
Klindamycin	<10,0	1/1	1/0	30,0	0/1	1/0
Klozapin	<5,0	1/1	1/0	55,0	0/1	1/0
Koffein	23,0	0/1	1/0	190,0	0/1	1/0
Lamotrigin	62,0	0/1	1/0	3200,0	0/1	1/0
Lidocain	<10,0	1/1	1/0	460,0	0/1	1/0
Losartan	1821,5 ± 1280,2	0/3	1/2	886,6 ± 1211,6	0/3	1/2
Mebendazol	<5,0	1/1	1/0	17,0	0/1	1/0
Metoprolol	1177,9 ± 819,9	0/3	1/2	514,9 ± 696,6	0/3	1/2
Metotrexat	0,0 ± 0,0	1/3	1/2	0,0 ± 0,0	1/3	1/2
Metronidazol	<20,0	1/1	1/0	44,0	0/1	1/0
Mirtazapin	<5,0	1/1	1/0	340,0	0/1	1/0
Naproxen	435,8 ± 16	1/3	1/2	75 ± 75	1/3	1/2
O-Desmetylvenlafaxin	16,0	0/1	1/0	1600,0	0/1	1/0
Oxazepam	400,8 ± 13,4	0/2	0/2	6,6 ± 0,5	0/2	0/2

	Utg. ARV			Recipient		
	Medel (ng/L)	n <sup>a</sup> <LOQ <sup>b</sup> /n total	n (Eurofins)/n (MoLab)	Medel (ng/L)	n <LOQ / n total	n (Eurofins)/n (MoLab)
Paracetamol	28,4 ± 28,4	1/3	1/2	1,3 ± 1,3	1/3	1/2
PFOA	7,8 ± 1,5	0/2	0/2	<1,9	3/5	3/2
PFOS <sup>c</sup>	9,3 ± 2,4	0/2	0/2	2,1 ± 0,8	2/5	3/2
Primidon	<5,0	1/1	1/0	150,0	0/1	1/0
Propranolol	70,3 ± 6,0	1/3	1/2	14,4 ± 18,8	0/3	1/2
Quetiapin	<5,0	1/1	1/0	9,0	0/1	1/0
Sertralin	16,1 ± 2,3	0/2	0/2	<0,3	1/2	0/2
Sertralin och norsesertralin	<5,0	1/1	1/0	73,0	0/1	1/0
Sotalol (β-Adrenergika)	<10,0	1/1	1/0	86,0	0/1	1/0
Sulfametoxazol	169,9 ± 25,8	1/3	1/2	9,7 ± 8,8	0/3	1/2
Tetracyklin	<10,0	1/1	1/0	77,0	0/1	1/0
Tiametoxam	0,2 ± 0,2	0/2	0/2	0,0 ± 0,0	0/2	0/2
Tiaklopid	0,8 ± 0,8	0/2	0/2	<0,5	1/2	0/2
Tramadol	525,1 ± 365,9	0/3	1/2	236,3 ± 313,8	0/3	1/2
Trimetoprim	157,0 ± 57,8	1/3	1/2	37,7 ± 51,1	0/3	1/2
Valsartan	<10,0	1/1	1/0	910,0	0/1	1/0
Venlafaxin	517,7 ± 12,8	1/3	1/2	163,9 ± 223,5	0/3	1/2
Xylometazolin	<1,0	1/1	1/0	27,0	0/1	1/0
Zolpidem	1,7 ± 1,7	0/2	0/2	2,1 ± 2,1	0/2	0/2
Östron	23,2 ± 12,5	1/3	1/2	0,2 ± 0,0	1/3	1/2

<sup>a</sup> n, antal mätningar

<sup>b</sup> LOQ – limit of quantification, för denna rapport likställt med rapporteringsgräns.

<sup>c</sup> kompletterande analyser har utnyttjats för analyser i recipienten, dessa genomfördes parallellt med denna utredning vid tre tillfällen, från oktober 2021 till maj 2022.

### 3.2.4 Jämförelse av mängd mikroföroreningar i Swecos förstudier om avancerad rening

Baserat på summahalten (medel av samtliga provtagningar) av de 39 substanserna som analyserats i detta projekt efter MoLabs analyslista, har Sweco jämfört analysresultaten mellan de sex ARVs som genomfört förstudier och pilotstudier avseende avancerad rening av mikroföroreningar. Substanser där samtliga mätningar var under rapporteringsgräns har exkluderats. Enligt den provtagning som gjorts i utgående avloppsvatten från Enköping ARV släpps



årligen 37,6 kg läkemedel (inklusive PFOA och PFOS) ut i recipienten<sup>6</sup>. Detta motsvarar ungefär 1,7 g/pe, år. Vid en jämförelse med de sex förstudier som Sweco driver, ligger denna siffra mellan 0,9 och 2,0 g/pe,år och Enköping ARV ligger näst högst i detta spann.

<sup>6</sup> Baserat på summahalten (medel av samtliga provtagningar) av de 39 substanserna som analyserats i detta projekt. Substanser där samtliga mätningar är under rapporteringsgräns har exkluderats.

## 4. Miljöriskbedömning avseende recipientpåverkan vid Enköpings ARV

### 4.1 Metod

En miljöriskbedömning utfördes för att bedöma om några av de analyserade mikroföroreningarna i utgående avloppsvatten från Enköpings ARV kan påverka organismerna i recipienten Enköpingsån. Detta gjordes genom att jämföra den beräknade koncentrationen av mikroföroreningar i recipienten (Predicted Environmental Concentration – PEC) med den högsta koncentration av mikroföroreningarna som inte förväntas ha någon negativ effekt på organismerna (djur och växter) i recipienten (Predicted No Effect Concentration – PNEC)<sup>7</sup> (Kemikalieinspektionen, 2020). Om kvoten PEC/PNEC är större än 1 (>1) i recipienten föreligger en risk att organismerna kan skadas av mikroföroreningarna. Den kategorin betecknas hög risk. Mikroföroreningar med en kvot i intervallet  $0,1 < \text{PEC/PNEC} \leq 1$  har också noterats i denna studie för att fånga upp eventuella risker för substanser med en kvot relativt nära 1. Denna kategori betecknas som måttlig risk. Mikroföroreningar med riskkvoter  $\leq 0,1$  betraktas i denna studie som låg risk för miljön.

PEC baseras på analys av mikroföroreningar vid två provtagningspunkter (Figur 4):

- utgående vatten från Enköpings ARV till Enköpingsån (spädningsfaktor 7) och;
- uppmätta halter vid recipientprovtagning i Enköpingsån.

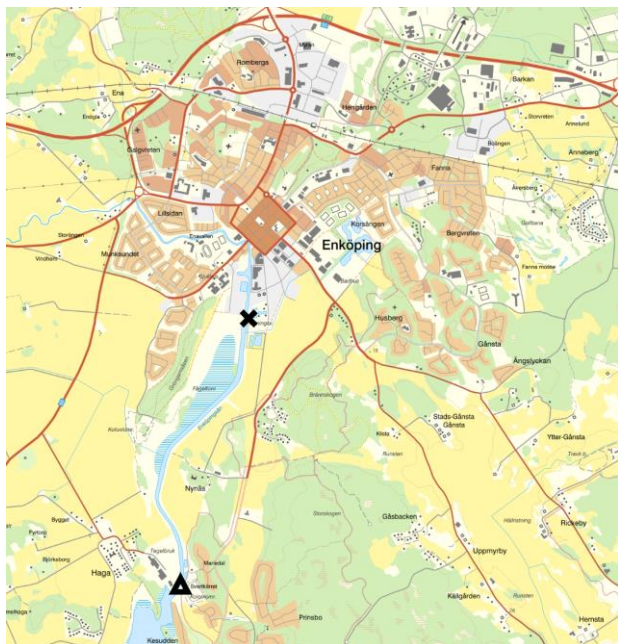
Proverna i recipienten togs ca 3 km nedströms utsläppspunkten på nuvarande ARV, vilket innebär ca 450 m nedströms det planerade nya ARV (Figur 4). Punkten valdes för att få en plats i ån som kan fungera som recipientprovtagningsplats för det framtida ARV och där man vet att vattnet är fullständigt omblandat.

Spädningsfaktorn 7 har använts för att beräkna PEC i närheten av utsläppspunkten utanför ARV i Enköpingsån. Spädningsfaktorn är baserad på medelvattenföringen i Enköpingsån 1981-2010 som var  $0,71 \text{ m}^3/\text{s}$  (SMHI-

<sup>7</sup> PNEC beräknas normalt genom att organismer (djur och växter) som representerar tre olika nivåer i näringskedjan - ofta en mikroalg, ett kräftdjur (t.ex. vattenloppa – *Daphnia magna*) och en fisk - exponeras för den aktuella mikroföroreningen. Testresultatet för den känsligaste organismen används för att beräkna PNEC.

information som erhållits från Johan Axné, Enköping) och flödet ut från ARV - 0,10 m<sup>3</sup>/s (baserat på vattenvolymen 3 240 569 m<sup>3</sup>). Som jämförelse kan nämnas att flödet ut från ARV var 0,09 m<sup>3</sup>/s 2021. (Information om flödena ut från ARV erhöles av Louise Boiesen, Enköping).

Baserat på informationen ovan blir spädningsfaktorn  $0,71/0,10 = 7,1 \approx 7$ .



Figur 4. Enköpingsån med provtagningspunkterna vid utsläppspunkten för ARV (x) och recipientprovtagning ca 450 m nedströms det planerade nya ARV (▲).

PNEC-värdena baseras på information från rapporter, vetenskapliga artiklar och bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (Havs- och vattenmyndigheten 2019) och förutsätts vara rätt beräknade (se Appendix 4, *PEC/PNEC-beräkningar för studerade mikroföroreningar* för fullständig information).

Bedömningsgrunderna anger värden för god status och målet är att dessa inte ska överskridas då det riskerar att försämra vattenkvaliteten i området. I de fall det finns en bedömningsgrund för mikroföroreningen har värdet betraktats som ett PNEC.

Säkerhetsfaktorer (SF) har angivits i de fall de är kända. Säkerhetsfaktorer används för att kompensera för den osäkerhet som finns när man ska överföra testresultat från ett laboratorium till effekter på ekosystem. Ju färre ekotoxikologiska data PNEC-värdet baseras på, desto högre SF används vilket medför ett osäkrare PNEC. På samma sätt medför resultat från studier avseende akuttoxiska effekter högre SF jämfört med studier på långtidseffekter.

Följande prioriteringsordning har använts i de fall det funnits flera källor för PNEC:

1. Svenska bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen (SFÄ) och kemisk ytvattenstatus.
2. Det lägsta värdet av tyskt och schweiziskt EQS (Environmental Quality Standard) i de fall båda värdena finns, alternativt det värde som finns av dessa två. Årtal kan också spela roll för prioriteringen.
3. Ågerstrand 2019 - *Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances*. I denna publikation har författaren tagit fram PNEC-värden för 39 olika läkemedel, baserat på litteratordata.

#### 4. Övriga referenser.

För antibiotika har ett underlag från Tell och medarbetare använts (Tell, o.a., 2019) utom för ciprofloxacin som har en bedömningsgrund för SFÄ. Denna källa hämtar i många fall data från Bengtsson-Palme & Larsson (2016), men är i vissa fall är striktare, d.v.s. PNEC är lägre, vilket motiverar användningen (Bengtsson-Palme & Larsson, 2016).

För vissa mikroföroreningar kan det alltså finnas ett lägre (eller högre) PNEC-värde som inte används i bedömningen eftersom det befinner sig längre ner i prioriteringsordningen. För några ämnen som detekterats saknas PNEC (t.ex. sotalol och mebendazol), vilket gör att det inte går att beräkna PEC/PNEC och därmed säkerställa om de utgör en risk eller inte.

I regel har endast moderssubstanten och inte metaboliter (nedbrytningsprodukter) redovisats i PEC/PNEC-beräkningarna. Undantaget är sertralin där huvudmetaboliten norsertralin (desmetylsertralin) ingår i Tabell 5 och den har i detta fall antagits ha samma ekotoxikologiska egenskaper som moderssubstanten sertralin. Detta är troligen en överskattning av ekotoxiciteten eftersom metaboliter i regel har mindre farmakologisk aktivitet än moderssubstanten och därmed kan förväntas vara mindre biologiskt aktiva. Ett exempel på detta är norsertralin som har 10-20% av sertralins farmakologiska aktivitet (Labmedicin Skåne, 2021).

## 4.2 Resultat och diskussion

Alla beräkningar av miljörisken (PEC/PNEC) för de analyserade mikroföroreningarna vid utsläppspunkten respektive provtagningspunkten i recipienten i Enköpingsån redovisas i Appendix 4. I Tabell 5 redovisas de mikroföroreningar där PEC/PNEC-kvoterna tyder på att det finns en risk för organismerna som lever i det aktuella vattenområdet (rött – hög risk), alternativt att ämnena kan närma sig en halt som kan komma att utgöra en risk (orange – måttlig risk) vid någon eller båda provpunkterna. För tydlighetens skull har även ämnena angivna som <-värden presenterats för ämnena med måttlig och hög risk. Mindre än-värden betyder att koncentrationen av ämnet ligger under rapporteringsgränsen, men det går inte att säga att koncentrationen är noll. Det betyder att det mest korrekta är att ange PEC/PNEC som ett <-värde, (se avsnitt 3.2.3 för mer information om analysvärdena). Med största sannolikhet ligger dessa PEC/PNEC-värden betydligt lägre än de angivna rapporteringsgränserna. Vi har valt att endast diskutera de ämnen som återfanns vid halter över rapporteringsgränsen och hamnade i kategorierna måttlig och/eller hög risk vid någon eller båda provtagningspunkterna.

Tabell 5. PEC/PNEC-beräkningar för mikroföroreningar i Enköpingsån – vid utsläppspunkten för ARV och provtagningspunkt i ån redovisat med två decimaler.  $PEC/PNEC \leq 0,1$  (låg risk);  $0,1 < PEC/PNEC \leq 1$  (måttlig risk);  $PEC/PNEC > 1$  (hög risk).

Mikroförorening	Användning	Beräknad riskkvot - PEC/PNEC vid utsläppspunkten i Enköpingsån (utspädning 7x)	Riskkvot - PEC/PNEC i Enköpingsån (recipient-provtagningspunkt) (baserad på uppmätta halter)
<b>Läkemedel</b>			
Amlodipin	Blodtryckssänkande (m.m.)	<2,86	<20,00
Amoxicillin	Antibiotikum	<0,06	<0,40
Azitromycin	Antibiotikum	0,30	0,25
Bensylpenicillin	Antibiotikum	<0,06	<0,40
Ciprofloxacin	Antibiotikum	0,07	0,67
Citalopram <sup>a</sup> (1)	Antidepressivt	473,00	1079,00
Citalopram <sup>b</sup> (2)	Antidepressivt	1,64	4,05
Diklofenak	Antiinflammatoriskt	1,00	1,69
Doxycyklin	Antibiotikum	<0,08	<0,54
Enrofloxacin	Antibiotikum	<0,05	<0,33
Felodipin	Blodtryckssänkande	<0,14	<1,00
Flukonazol	Svampdödande	0,04	0,15
Furosemid	Urindrivande	1,29	1,10
Hydroklortiazid	Urindrivande	0,04	0,90
Ibuprofen	Antiinflammatoriskt	1,04	7,88
Karbamazepin	Antiepiletikum	0,07	0,15
Ketoprofen	Smärtstillande, antiinflammatoriskt	<0,00	0,21
Klaritromycin	Antibiotikum	0,13	<0,01
Klindamycin	Antibiotikum	<0,01	0,30
Meropenem	Antibiotikum	<0,12	<0,83
Mometasonfuroat	Antidepressivt	<0,21	<1,43
Oxazepam	Lugnande	5,73	0,66
Sertralin	Antidepressivt	0,24	<0,03

Mikroförorening	Användning	Beräknad riskkvot - PEC/PNEC vid utsläppspunkten i Enköpingsån (utspädning 7x)	Riskkvot - PEC/PNEC i Enköpingsån (recipientprovtagningsspunkt) (baserad på uppmätta halter)
Sertralin och norsertralin	Antidepressivt	<0,07	7,77
Simvastatin	Kolesterol-sänkande	<0,36	<2,50
Tetracyclin	Antibiotikum	<0,00	0,16
Tramadol	Smärtstillande	0,08	0,25
Trimetoprim	Antibiotikum	0,22	0,38
Venlafaxin	Antidepressivt	0,81	1,78
<b>Hormoner</b>			
Levonorgestrel	Könshormon	<140	<1000
Östriol	Könshormon	<0,93	<6,67
Östron	Könshormon	0,92	0,06
<b>Andra mikro-föroreningar</b>			
Imidakloprid	Insekticid (neonikotinoid)	0,22	0,08
PFOA <sup>c</sup>	Högfluorerat ämne	0,37	<0,63
PFOS	Högfluorerat ämne	2,0	3,23

<sup>a</sup> Miljöriskkvoter baserade på PNEC = 0,075 ng/L (säkerhetsfaktor = 2000)

<sup>b</sup> Miljöriskkvoter baserade på PNEC = 20 ng/L (säkerhetsfaktor = 50)

<sup>c</sup> Se Appendix 4 för mer information om PNEC för PFOA.

Resultaten visar att de flesta riskkvoter som visar hög eller måttlig risk för mikro-föroreningarna är högre i provtagningsspunkten i ån jämfört med vid ARV:s utsläppspunkt. Detta tyder på att det kan finnas andra källor än ARV till vissa av mikro-föroreningarna, som PFOS, men det är osannolikt att det skulle finnas andra källor än ARV för de mikro-föroreningar som motsvarar läkemedel. En annan förklaring kan vara att utspädningen har varit lägre än vad som använts för beräkningen av utsläppshalterna vid utsläppspunkten.

PEC/PNEC-beräkningarna visar att riskkvoterna för citalopram, diklofenak, furosemid, ibuprofen och PFOS hamnar över 1 (hög risk) vid både utsläppspunkten och vid recipientprovtagningsplatsen i ån, d.v.s. det finns en risk att organismerna i ån kan skadas av dessa ämnen. Dessutom är risken hög avseende oxazepam vid utsläppspunkten och för sertralin och norsertralin och venlafaxin vid recipientprovtagningsspunkten.

Av de totalt sex mikro-föroreningar som kan utgöra en hög risk nära utsläppspunkten och sju mikro-föroreningar som kan utgöra en hög risk vid

recipientprovtagningssplatsen finns det bedömningsgrunder för god status för inlandsytvatten för diklofenak och PFOS, som alltså inte uppfylls vid någon av provtagningss punkterna. Påvisandet av överskridande av god status för diklofenak är i linje med resultat från tidigare undersökningar i området (Malnes, Köhler, & Ahrens, 2020).

I övrigt hamnar azitromycin i kategorin måttlig risk vid både utsläppspunkten och recipientprovtagningssplatsen i ån medan klaritromycin, imidaklopid, sertralin, venlafaxin, östron och PFOA hamnar i denna kategori vid utsläppspunkten och ciprofloxacin, flukonazol, hydroklortiazid, karbamazepin, ketoprofen, klindamycin, oxazepam, tetracyklin och tramadol hamnar i kategorin måttlig risk vid recipientprovtagningssplatsen.

Det är värt att notera att två bedömningar baserade på olika PNEC-värden tagits fram för citalopram. Anledningen är att effektdata för detta läkemedel är osäkra och varierar beroende på källan. Citalopram (1) bygger på ett PNEC-värde på 0,075 ng/L, d.v.s. ett mycket lågt värde beroende på att säkerhetsfaktorn är mycket hög (2000). Ju färre och mindre relevanta data PNEC-värdet baseras på, desto högre blir säkerhetsfaktorn, vilket betyder att det är en stor osäkerhet kring värdet. För citalopram (2) är PNEC-värdet 20 ng/L med en säkerhetsfaktor på 50, vilket beror på att dataunderlaget betraktas som robustare än för citalopram (1). Båda värdena har tagits med eftersom citalopram (1) används i många svenska nyare rapporter t.ex. (Ågerstrand, 2019; Länsstyrelsen, 2021).

Även bedömningen för oxazepam bygger på begränsade data, vilket gör att bedömningen av miljörisken är osäker. Med anledning av de osäkra dataunderlagen för citalopram och oxazepam har Länsstyrelsen i Skåne (Pirzadeh Pardis, pers. komm.) föreslagit Havs- och Vattenmyndigheten att de ska ta fram bedömningsgrunder för dessa läkemedel i enlighet med riktvärden för SFÄ.

Eurofins anger totala halten av sertralin och norsertralin som en av de analyserade parametrarna. Sertralin är den aktiva läkemedelssubstansen och norsertralin är en aktiv metabolit till sertralin, d.v.s. en nedbrytningsprodukt. Norsertralin är inte lika biologiskt aktiv (potent) som sertralin, men vid beräkningen av PEC/PNEC i miljöriskbedömningen har båda substanserna antagits ha samma aktivitet som sertralin. Därför har PNEC-värdet för sertralin även antagits vara samma för norsertralin.

Förutom miljörisken är det av betydelse att studera substansernas nedbrytbarhet och förmåga att bioackumuleras, vilket är egenskaper som är viktiga ur miljösynpunkt på längre sikt. Många läkemedel är svårnedbrytbara (se miljöinformation på [www.fass.se](http://www.fass.se)) och de kan därför finnas kvar i recipienten under en längre tid. Även PFAS-ämnen är generellt sett svårnedbrytbara (Naturvårdsverket 2016).

Det är dock troligt att vissa läkemedel, till exempel ibuprofen, kommer att brytas ner i recipienten och ARV eftersom det är biologiskt nedbrytbart. Det som gör att koncentrationen i Enköpingsån trots detta kan utgöra en risk för vattenlevande organismer är att konsumtionen av ibuprofen i samhället är mycket hög, vilket betyder att trots att ibuprofen bryts ner i hög grad i ARV så kommer den icke nedbrutna andelen ändå leda till en hög koncentration i utgående avloppsvatten. Det ska också påpekas att det PNEC som använts för ibuprofen (i enlighet med prioriteringsordningen för PNEC – se 4.1 Metod) är ett schweiziskt EQS på 11 ng/L medan vissa andra studier t.ex. (Ågerstrand, 2019;

Länsstyrelsen, 2021) har använt ett PNEC-värde på 120 ng/L som baseras på Ågerstrand 2019. Skillnaden betyder att PEC/PNEC-kvoten blir ungefär en faktor 10 högre vid användning av det schweiziska värdet jämfört med värdet baserat på Ågerstrand 2019. Detta kan vara en förklaring till eventuella skillnader i utfall av miljörisk för ibuprofen i olika studier. Ett exempel åt det motsatta hållet är östron, där prioriteringsordningen gör att ett PNEC baserat på det schweiziska EQS-värdet 3,7 ng/L använts i föreliggande studie, men där det finns en annan studie baserad på fisk (Metcalf, o.a., 2001) som enligt IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL, 2015) innebär att PNEC blir 0,08 ng/L. Det senare värdet skulle ge en betydligt högre PEC/PNEC-kvot än kvoten för östron som anges i Tabell 5.

Vad gäller risken att ämnena bioackumuleras, d.v.s. att de ackumuleras i fettvävnad hos organismer, så är de flesta läkemedel generellt sett inte bioackumulerbara (se miljöinformation på [www.fass.se](http://www.fass.se)). Däremot är PFOS bioackumulerbart (Naturvårdsverket, 2016), vilket bekräftas av att många predatorer (rovdjur) högt upp i näringskedjan har höga halter av ämnet i kroppen.

## 4.3 Behov av avancerad rening vid Enköping ARV

Det finns många faktorer som kan påverka behovet av avancerad rening, bl.a. mängden mikroföroreningar som släpps ut i recipienten, recipientens vattenomsättning, antal ARV som använder samma recipient, recipientens ekologiska känslighet samt årsvariationer avseende vattenomsättning och utsläppsmängder från ARV.

Enligt den provtagning som gjorts i utgående avloppsvatten från Enköping ARV släpps årligen 37,5 kg läkemedel (inklusive PFOA och PFOS) i recipienten<sup>8</sup>. Detta motsvarar ungefär 1,7 g/pe, år. I de förstudier för avancerad rening av läkemedel och mikroföroreningar som Sweco driver ligger denna siffra mellan 0,9 och 2,0 g/pe, år och Enköping ligger näst högst utav alla jämförande reningsverk. När PFOS/PFOA exkluderas i summahalterna är skillnaderna väldigt små och den inbördes ordningen blir således densamma.

Miljöriskbedömningen, baserad på PEC/PNEC-beräkningar, visade att de flesta riskkvoter som visade hög eller måttlig risk för mikroföroreningarna var högre i provtagningsspunkten i ån jämfört med vid ARV:s utsläppspunkt. Detta tyder på att det kan finnas andra källor än ARV till vissa av mikroföroreningarna, som PFOS, men det är osannolikt att det skulle finnas andra källor än ARV till de mikroföroreningar som utgörs av läkemedel. En annan förklaring kan vara att utspädningen var högre än beräknat vid utsläppspunkten.

Sweco har jämfört summan av alla PEC/PNEC-kvoter som utgör måttlig och hög risk för de 39 substanser som analyserats utifrån MoLabs analyslista i utgående vatten med spädning med den andel vatten ARV släpper ut till tillhörande recipient (utsläppsflödets andel till recipient). Detta gjordes för samtliga förstudier som genomförts av Sweco under 2021/2022. Jämförelsen visar att det finns en indikation på ett samband mellan höga PEC/PNEC-summor med ökad andel utsläppsflöde från ARV till recipient. Swecos observation stämmer väl överens med observationer gjort i en studie genomförd

<sup>8</sup> Baserat på summahalten (medel av samtliga provtagningar) av de 39 substanser som analyserats i detta projekt. Substanser där samtliga mätningar är under rapporteringsgränsen har exkluderats.



av Länsstyrelsen Skåne (Länsstyrelsen, 2021). I den studien pekades det också ut att verk med stor påverkan på recipienten utifrån utsläppsandel, också kommer utgöra en stor miljörisk vid torrperioder, t.ex. som följd av klimatförändringar.

PEC/PNEC-beräkningarna visar att riskkvoterna för citalopram, diklofenak, furosemid, ibuprofen och PFOS hamnar över 1 (hög risk) vid både utsläppspunkten och vid recipientprovtagningsplatsen i ån, d.v.s. det finns en risk att organismerna i ån kan skadas av dessa ämnen. Dessutom är risken hög avseende oxazepam vid utsläppspunkten och för sertralin/norsertralin och venlafaxin vid recipientprovtagningspunkten. Av de totalt sex mikroföroreningar som kan utgöra en hög risk nära utsläppspunkten och sju mikroföroreningar som kan utgöra en hög risk vid recipientprovtagningsplatsen finns det bedömningsgrunder för god status för inlandsytvatten för diklofenak och PFOS, som alltså inte uppfylls vid någon av provtagningspunkterna.

Som framgår av ovanstående information går det inte att utesluta behovet av avancerad rening, då flera mikroföroreningar hamnar i kategorin hög risk, både vid utsläppspunkten och i recipienten. Det behövs dock mer sammanfattad information om spädningsförhållanden vid olika tidpunkter och flöden under året, och hur PEC/PNEC varierar i recipienten. Detta skulle kunna modelleras med en 3D-modell som kan påvisa hur mikroföroreningarna sprids från ARV till recipienten (Sweco, 2020). En 3D-modell kan vara ett bra komplement till nuvarande miljöriskbedömning. Modellen beskriver föroreningarnas påverkan i tid och rum. För att göra detta behövs information om utgående halter från ARV och även bakgrundshalter i recipient. Resultat från modelleringen blir t.ex. vetskap om hur stor vattenvolym som överskrider PEC/PNEC och hur ofta. Även information om när och var i recipienten påverkan från mikroföroreningarna sker kan erhållas utifrån olika scenarier, t.ex. med och utan avancerad rening och vid olika spädningsförhållanden.

## 5. Möjliga tekniker utifrån befintliga förutsättningar

I det tidigare avsnittet påvisades det genom PEC/PNEC-beräkningar att flera mikroföroreningar utgör en risk för recipienten Enköpingsån. För de ämnen där bedömningen är gjord på analysresultat som hamnade under rapporteringsgränsen, redovisades också PEC/PNEC som riskkvoter beräknade till värden rapporterade som mindre än (<), och denna grupp av beräknade riskkvoter kommenteras inte vidare i detta avsnitt.

För denna bedömning är de ämnen som medför måttlig respektive hög risk inkluderade och det är endast riskkvoter för ämnen baserat på uppmätta halter direkt i recipienten som är sammanfattade. Detta samlade resultat valdes eftersom dessa PEC/PNEC-bedömningar utgjorde en större miljörisk än vad bedömningen för uppmätta halter med utspädning vid medelscenario gjorde (för vidare detaljer avseende PEC/PNEC-värden se Tabell 5). Eftersom det finns två bedömningsgrunder för citalopram är det PEC/PNEC för citalopram (2) som är inkluderat i denna bedömning.

Tabell 6 sammanställer vilka mikroföroreningar som potentiellt kan utgöra en miljörisk. Varje ämne i tabellen är bedömt avseende på GAK-filtrering och avseende reaktion med ozon. För måttlig risk visar Tabell 6 att GAK-filter kan graderas från 1 till 4, där 4 motsvarar dålig förmåga till adsorption och därmed sämre reduktion av ämnet i vatten medan bedömningen 3 motsvarar en medelgod adsorption. Siffran 1 och 2 motsvarar därefter mycket god till god adsorptionsförmåga vilket leder till mycket hög reduktion. För ozon är graderingen ställd från 1 till 3 där 1 motsvarar en god förmåga till reaktion med ozon, dvs. >90% kan oxideras med en ozondos på ca 0,5 g O<sub>3</sub>/g DOC. Graderingen 3 indikerar att ämnet inte oxideras särskilt väl dvs. ca 50% när dosen är 1,0 g O<sub>3</sub>/g DOC. En mer detaljerad förklaring till hur ozon fungerar för olika ämnen presenteras i avsnitt 2.2.8.

### 5.1 Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör måttlig risk i recipienten

Tabell 6 visar att det är elva ämnen som utgör en måttlig risk för recipienten. Det är svårt att avgöra vilken teknik av ozon eller GAK som är mest lämplig utifrån den bedömning som är gjord. Bedömning 1 och 2 är dock tilldelad ozon i sju av elva fall vilket i praktiken innebär att ca. 90% kan oxideras när dosen är 1,0 g O<sub>3</sub>/g DOC.

GAK är bedömt med 1 och 2 i fyra av elva fall. Ozon kan därför eventuellt ha en större framgång i jämförelse med GAK. För en del ämnen har ingen litteraturdata identifierats för ozon (t.ex. klindamycin och tetracyklin) och en bedömning är därmed gjord utifrån kemiska data som diskuterats i avsnitt 2 och en tidigare studie avseende kemisk struktur och reaktivitet (Lee & von Gunten, 2010). Dessa bedömningar bör därmed tas med viss försiktighet. När det gäller flukonazol är reaktiviteten med ozon väldigt låg och maximalt 20% kan reduceras när dosen ökar till 1,0 g O<sub>3</sub>/g DOC.

Tabell 6. Mikroföroreningar som utgör måttlig respektive hög risk i Enköpingsån, samt respektive tekniks möjlighet att reducera mikroföroreningen. För GAK är bedömning graderad från 1 till 4, där 1 anses vara mycket god reduceringsförmåga. För ozon är bedömningen gjord efter hur väl mikroföroreningar kan oxideras, där 1 är mycket god medan 3 är dålig.

Måttlig risk	PEC/PNEC i Enköpingsån (uppmätta halter)		
		GAK	Ozon
Karbamazepin	0,15	3	1
Flukonazol	0,15	4	3 <sup>a</sup>
Tetracyklin	0,16	2	3 <sup>b</sup>
Ketoprofen	0,21	3	2
Azitromycin	0,25	2	1
Tramadol	0,25	2	1
Klindamycin	0,30	1	3 <sup>b</sup>
Trimetoprim	0,38	3	1
Oxazepam	0,66	4	3
Ciprofloxacin	0,67	4	1
Hydroklortiazid	0,90	3	2
<b>Hög risk</b>			
Furosemid	1,10	4	1 <sup>b</sup>
Diklofenak	1,69	2	1
Venlafaxin	1,78	3	2
PFOS	3,23	3	- <sup>c</sup>
Citalopram (2) <sup>d</sup>	4,05	1	2
Sertralin och norsertralin	7,77	1	3
Ibuprofen	7,88	3	3

<sup>a</sup>Reaktiviteten är väldigt låg och ozon klarar att bidra till att max 20% avlägsnas när dosen är 1,0 g O<sub>3</sub>/g DOC

<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 ozon och detta ämne (von Sonntag & von Gunten, 2012).

<sup>d</sup>Ev. kan riskbedömning för citalopram (2) vara överskattad pga. begränsande data, här är ett värde på PNEC på 20 ng/l utnyttjat från Tabell 5.

## 5.2 Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör hög risk i recipienten

När det gäller de ämnen som utgör hög risk för Enköpingsån är sju ämnen identifierade. GAK är ett bra teknikalternativ, det är graderat som 1 till 2 för tre av sju ämnen och har en medelgod reduktion (bedömning 3) för tre ämnen. För GAK och PFOS gäller att detta ämne kan reduceras relativt väl, men PFOS kan bli en utmaning beroende på vilken reningsgrad som behöver uppnås. Därför har PFOS graderats med 3 för GAK. Detta värde är en konsekvens av att om PFOS ska renas med hög reningsgrad (> 90%) med ett GAK-filter så kommer filterbyten att behöva utföras mycket oftare jämfört med rening av många andra ämnen. Det saknas också underlag avseende hur GAK-filtrering fungerar för reduktion av PFOS på avloppsvatten. Utöver PFOS är det framförallt furosemid som adsorberas sämre av GAK och är därmed graderat med 4 i Tabell 6.

För ozon saknas det kemiska data för hur väl vissa mikroföroreningar oxideras, varför en bedömning utifrån kemisk struktur och tidigare studier avseende funktionella grupperns reaktivitet (Lee & von Gunten, 2010) har gjorts. Utav de sju identifierade substanserna som utgör hög risk bedöms fyra ämnen kunna oxideras till ca 90% vid en dos på 1,0 g O<sub>3</sub>/g DOC. Två ämnen är bedömda med 3 och oxideras således till ca 50% (eller något högre) vid en dos på 1,0 g O<sub>3</sub>/g DOC. I fallet med PFOS är reaktiviteten låg till obefintlig, här sker knappt någon oxidation och markeras därför med "-" i tabellen. Om det kommer lagkrav på reduktion av PFOS för Enköping framgent, bör inte ozon utgöra det primära teknikvalet för avancerad rening, sett till de riskämnen som diskuteras här.

## 5.3 Sammanfattning av tekniker avseende riskämnen och vattenmatris

Följande kan sammanfattas för Enköpings ARV avseende de ämnen som utgör hög risk och respektive tekniks förmåga till rening av dessa:

1. Det är en väldigt liten skillnad mellan hur väl GAK och ozon fungerar för de identifierade mikroföroreningarna i Enköpingsån när PFAS-ämnen (nedan benämnt med PFOS) exkluderas från bedömningen.
2. Om PFOS inkluderas i ett framtida krav avseende gränsvärde för utsläpp av mikroföroreningar är det antingen GAK eller ozon efterföljt av GAK som är lämpliga tekniker. Det bör dock understrykas att det finns få studier som undersökt avskiljning av PFOS i fullskala på reningsverk.
3. Utöver riskämnen ska jämförelsen även inkludera de risker som finns för vattenmatrisen. För Enköpings ARV gäller att de ingående halterna av bromid indikerar på en markant bildning av bromat relativt ozondosering och dessa behöver utredas närmare innan ett teknikval med ozon kan anses vara lämpligt. Primärt bör ett uppströmsarbete utföras för att identifiera källorna till bromid och för att garantera att halterna är under 0,4 mg bromid/l. Parallellt bör en kartläggning av hur bromid varierar över året tas fram. Mer detaljer finns att läsa under 10.2 och 10.3.

## 6. Dimensionering av reningssteg

### 6.1 Processmässig placering av avancerad rening

Ett ozoneringssteg bör placeras där DOC- och nitrihalter är låga (McArdell, 2022), vilket vanligen påträffas efter biosteget eller efter det kemiska reningssteget. Baserat på europeiska förhållanden rekommenderas att placera en ozonering efter biosedimenteringen (Stapf, Miehe, Bester, & Lukas, 2020; von Sonntag & von Gunten, 2012). I Sverige har vi dock generellt striktare fosforkrav än i Europa och det är därför mer vanligt förekommande med ett separat kemiskt reningssteg med eftersedimentering eller filtrering efter biosedimenteringen. Om ozoneringen placeras innan eller efter det kemiska reningssteget får bestämmas från fall till fall och kan utgå från lämplighet ur andra perspektiv, till exempel hydrauliska förutsättningar eller processmässiga fördelar utöver själva läkemedelsreningen. Oavsett var ozoneringen placeras bör en kontroll av vattenmatrisen på den specifika platsen göras, där det till exempel kontrolleras att DOC- och nitrihalter är acceptabla.

Efter ozoneringen behövs en biologisk efterbehandling för nedbrytning av framförallt biprodukter, eftersom det är mycket organiskt kol som blir biotillgängligt och behöver brytas ned, vilket beskrevs mer ingående i avsnitt 2.2.6. En andel av bildade transformationsprodukter förväntas också brytas ner även om omfattningen inte är fastlagd för de olika efterbehandlingsprocesserna. För efterbehandling kan till exempel MBBR eller sandfilter användas. Sandfilter är betydligt mer platskrävande och dyrare lösning än MBBR, men kan vara aktuellt till exempel om det finns befintliga sandfilter tillgängliga, vid nybyggnation eller om det finns behov av ett nytt partikelavskiljande slutpoleringssteg (på grund av till exempel hårdare fosforkrav). Vid Vappa ARV kommer skivfilter att installeras som slutpoleringssteg. Skivfilter kan inte avskilja bi- eller transformationsprodukter eftersom det inte bildas någon biofilm i skivfilter som bryter ner dessa produkter. Som efterbehandlingssteg föreslås därför MBBR.

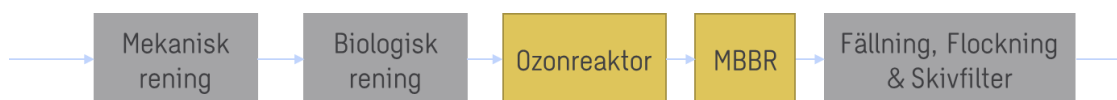
Två möjliga alternativ har identifierats för placering av ozonreaktor och efterföljande MBBR: efter biosedimentering eller efter skivfilter. Fördelar med att placera reningssteget efter biosedimenteringen är att partiklar i utgående vatten från MBBR:en fångas upp i skivfiltren samt att MBBR:en skulle kunna användas för efterdenitrifikation om det finns behov i framtiden. Dessutom kan eventuella partiklar som bildas i MBBR:en fångas upp i filtersteget. Särskild beaktan

behöver dock tas till att syrehalten i vattnet är hög efter en ozonering vid dimensionering av MBBR:en som efterdenitrifikation.

En nackdel med placering efter biosedimentering är att utgående vatten från sedimenteringen innehåller fler föroreningar och partiklar vilket kan påverka ozoneringens funktion och framdrift, t.ex. genom högre ozonkonsumtion. En risk med att placera ozoneringssteget efter den kemiska reningen i skivfilter är dock att det skulle kunna bli fosforbrist för den biologiska reningen i MBBR. Rekommendation i denna studie är att placera ozonsteget och MBBR efter biosedimenteringen eftersom man då kan använda MBBR:en för efterdenitrifikation i framtiden (Figur 5).

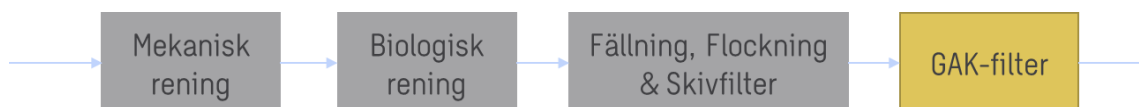
Analysen av vattenmatrisen visade en medelhalt för bromid på 0,32 mg/l. Vid bromidhalter över 0,4 mg/l rekommenderas generellt att inte genomföra ozonering (Wunderlin & Grelot, 2021). Enköpings nuvarande vatten ligger under den kritiska halten men fortsatt bevakning av bromidhalter är nödvändig för att säkerställa att halterna inte genomgående resulterar i markant bildning av bromat. Enköping ARV undersökte halterna av bromid i utgående dricksvatten från Vånsjöbro och Munksundets vattenverk. Provresultat visade att halterna låg på 0,29 mg/l respektive 0,098 mg/l bromid från en respektive tre stickprovsanalyser. Andra potentiella källor till bromid för ARV har i litteraturen benämnts vara intag av lakvatten från deponi, vatten från värmekraftverk eller havsvatteninträngning (Soltermann, Abegglen, Tschuic, Stahela, & von Gunten, 2017). Enköping ARV bör undersöka källan till bromidhalterna genom uppströmsarbete. Innan dessa identifieras och åtgärdas till att vara under 0,4 mg bromid/l bör ozon inte utgöra ett huvudalternativ för Vappa ARV.

Som förklarades i sektion 3.2.1 är det möjligt att stävja bromatbildningen genom vissa åtgärder. För Vappa ARV är det viktigt att noga tänka över doseringsstrategin som att t.ex. injicera ozon över en längre period eller att använda diffusorer istället för injektor för distribueringen av ozon. Samtidigt måste det dock säkerhetsställas att mikroföroreningarna når samma avskiljningsgrad. På grund av de något förhöjda bromidhalterna bör även ozontester genomföras på vattnet för att följa halterna av bromatbildning innan beslut tas om implementering.



Figur 5. Föreslagen processmässig placering av ozonreaktor vid Vappa ARV.

Ett GAK-filter placeras efter det sista partikelavskiljande steget, i detta fall skivfiltren (Figur 6). Skivfiltren bidrar till hög partikelavskiljning och minimerar mängden partiklar och organiskt material i det inkommande vattnet till GAK-filtren.



Figur 6. Föreslagen processmässig placering av GAK-filter vid Vappa ARV.

## 6.2 Antagande för dimensionering

Nedan presenteras de antaganden som gjorts för dimensioneringsberäkningar av det avancerade reningssteget, både med avseende på ozon och aktivt kol.

### 6.2.1 Specifik ozondos

Dosering av ozon beräknas normalt med avseende på vattnets halt av DOC och ibland även nitrit. Nitrit-kväve påverkar ozondosen med 3,4 g O<sub>3</sub>/g NO<sub>2</sub>-N, där nitrit oxideras till nitrat. För DOC är en vanlig dimensionering 0,3–0,9 g O<sub>3</sub>/g DOC. Vilken ozondos som krävs varierar dock för olika substanser.

Reduktionen kommer att vara olika för olika läkemedel – vissa bryts lätt ned och kommer reduceras närmare 100%, medan andra kommer att ha en långt lägre reduktion (ca 50 %).

Vald dosering är 0,7 g O<sub>3</sub>/g DOC + 3,4 g O<sub>3</sub>/g NO<sub>2</sub>-N. Denna dos resulterar i att ca 80% reduktion erhålls från flertalet ämnen enligt krav i Schweiz och Tyskland. Det enklaste sättet att avgöra vilken dos som krävs är med bänkskaletester på det vatten som ska behandlas, alternativt kan modellering användas. Även pilotstudier kan nyttjas, men är ett relativt kostsamt sätt jämfört med de andra två. Det är rekommenderat att genomföra någon typ av ozoneringstester innan den slutgiltiga doseringen bestäms, vilket framför allt ska undersöka effekten av ozoneringen för oxidationsprodukter och erhållen reduktion på mikroföroreningarna, samt utvärdera erhållen toxicitet (Schindler Wildhaber, o.a., 2015).

### 6.2.2 Uppehållstider ozonreaktor

Inkommande vatten till ozoneringen leds genom en sluten kontakttank med tillräcklig uppehållstid för att allt ozon ska reagera. Rekommenderad hydraulisk uppehållstid är 10–25 minuter (Cimbritz, 2019). Vald volym på kontakttanken är 300 m<sup>3</sup>. Uppehållstid vid Q<sub>max</sub> blir med denna dimensionering 12 minuter. Uppehållstiden vid Q<sub>dim</sub> blir 24 minuter.

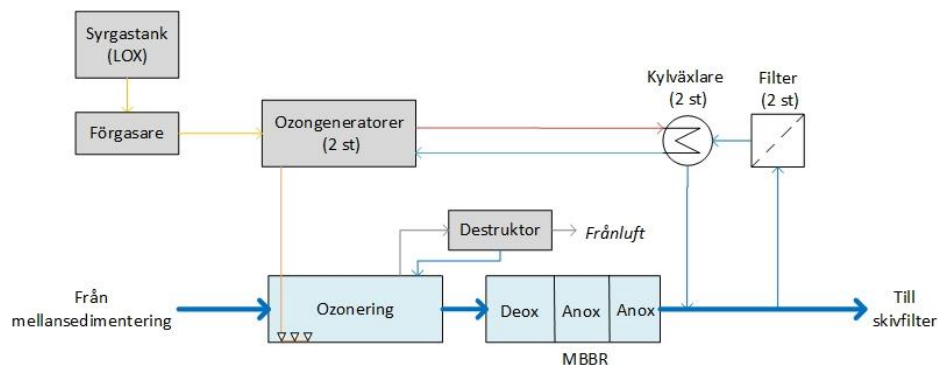
### 6.2.3 Kontakttid GAK

Ett kolfilter för läkemedelsrening dimensioneras efter avloppsvattnets uppehållstid i filtret, vilket styr adsorptionen av föroreningar. Kontakttiden i filtret bör vara >10 minuter enligt Cimbritz (2019), vilket bygger på erfarenhet från svenska projekt (framför allt i pilotskala), men enligt erfarenhet från Schweiz och Tyskland rekommenderas att dimensionera för >20 minuter.

Vald kontakttid är 20 minuter vid Q<sub>max</sub> vilket innebär 40 minuter vid Q<sub>dim</sub> och 81 minuter vid dagens medelbelastning.

## 6.3 Ozonering

Den föreslagna processen beskrivs i korthet med att vatten leds genom en sluten kontakt med dosering av ozon som bryter ned mikroföroreningarna genom kemisk oxidation. Uppehållstiden i tanken ska vara tillräcklig för att allt ozon ska hinna reagera. Ozonet produceras i en generator som matas med syrgas, vilket köps in i flytande form (Liquid – LOX). Ozongeneratoren kyls med utgående avloppsvatten. Blockschema över processen ses i Figur 7.



Figur 7. Blockschemata över föreslagna ozoneringsprocesser efterföljta av MBBR för rening av mikroföroreningar vid Vappa ARV.

### 6.3.1 Reaktordesign

Kontakttanken konstrueras som en lång, slingrande kanal för att säkerställa uppehållstiden. Vald volym på kontakttanken är 300 m<sup>3</sup>. Vattendjupet sätts till minst 6 meter (detaljer finns att läsa i kapitel 6.3.3). Nödvändig yta för kontakttanken är därmed cirka 50 m<sup>2</sup>.

I situationsplanen för Vappa ARV har det lämnats plats och hydrauliskt utrymme för läkemedelsrening med ozonering efter mellansedimentering och innan filtersteg, vilket betyder att det inte kommer vara nödvändigt med en pumpstation.

Provtagning av vattnet ska vara möjligt innan och efter ozonreaktorn.

Frånluft från kontakttanken leds genom en ozondestruktör för att eventuella ozonrester inte ska släppas till atmosfären. Destruktionen sker genom att frånluft värms upp och därefter leds genom en katalysatorbädd som omvandlar ozon till syrgas. Kondensatet från ozondestruktorn leds tillbaka till kontakttanken.

### 6.3.2 Ozonproduktion

Nödvändig ozondos har beräknats utifrån DOC- och nitritkvävehalten i vattnet. Uppmätt DOC-halt i utgående vatten vid Enköpings befintliga ARV är 8,0 mg/l och nitritkvävehalten är i genomsnitt 0,88 mg/l enligt utförd provtagning. Med antagande enligt kapitel 6.2.1 har den nödvändiga dosen för vattnet i befintligt ARV beräknats till 8,6 mg O<sub>3</sub>/l. Den framtida halten nitritkväve förväntas dock att vara lägre eftersom det kommer finnas total kväveavskiljning på det nya verket, vilket inte finns idag.

Tabell 7 sammanställer förväntat flöde genom ozonreaktorn samt ozonbehov vid de olika flödesbelastningarna för dagens vatten.

Tabell 7. Förväntat flöde genom ozonreaktorn

Behandlat flöde vid olika ozonbehov	Enhet	Värde
Maximalt behandlat flöde	m <sup>3</sup> /h	1 500
Genomsnittligt behandlat flöde idag	m <sup>3</sup> /h	373
Minimalt behandlat flöde	m <sup>3</sup> /h	108
Ozonbehov, max	kg/h	12,9
Ozonbehov, medel	kg/h	3,21
Ozonbehov, min	kg/h	0,86



I föreslagen design har två ozongeneratorer antagits, dessa har tillsammans en kapacitet som motsvarar det maximala behovet. Viss redundans finns således och ozonbehovet för det uppskattade medelflödet kan hanteras med endast en generator. Antal generatorer och deras kapacitet kan dock ändras i nästa skede beroende på önskemål om tillgänglighet och redundans.

### 6.3.3 Doseringsutrustning

Inblandning av ozon i vattnet kan ske på olika sätt; med statiska mixers, injektorer eller keramiska diffusorer. Diffusorer är en billigare och mer yteffektiv lösning än statiska mixers och mer energieffektiv än en injektorlösning. De erbjuder också en mer flexibel design för att minska risken för bromatbildning. Fördelen med en injektorlösning är att all utrustning är tillgänglig utanför kontakttanken.

Eftersom bromidhalterna i Enköping är något förhöjda föreslås diffusorer för inblandningen. Diffusorerna placeras på botten av kontakttanken. Vattendjupet ska vara minst 6 m för att säkerställa en effektiv upplösning av tillsatt ozon. Allt ozon ska hinna reagera innan vattnet når utloppet, och diffusorerna får därför inte placeras för nära utloppet.

### 6.3.4 Syrgasförsörjning

Ozongeneratoren behöver matas med syrgas. Syret kan levereras i flytande form (LOX – Liquid Oxygen) eller skapas på plats från tryckluft (hög- eller lågtryck) i ett PSA- respektive VPSA-system. Med en egen syrgasproduktion blir man oberoende av leverantörer och risker kopplade till hantering av det flytande syret (till exempel transporter inom området) undviks. En egen syrgasproduktion kräver dock mer tillsyn och hantering av driftstopp, dvs ett större personalbehov, samt en större byggnad för att rymma all maskinell utrustning. LOX kräver mindre plats och kan ge mer flexibilitet i gasflöde. Däremot måste LOX levereras till anläggningen med jämna mellanrum medan för PSA finns allt som behövs på plats.

Här föreslås flytande syrgas i en tank som hyrs av syrgasleverantören. Syret förgasas i ett förgasningssystem som är anslutet till lagringstanken, innan det leds till ozongeneratorerna. En liten mängd kväve behöver även tillsättas till syrgasen för att ozongeneratorerna ska fungera optimalt. Detta görs med hjälp av tryckluft.

LOX-tanken placeras på en betongplatta. Till detta kommer också en spillplatta av betong eller sten (ej asfalt) för påfyllning. Det behöver även finnas plats för tankbil att komma till för påfyllning. Syret är starkt brandunderhållande och många brännbara material blir explosiva i kontakt med flytande syre.

Medelförbrukningen av syrgas beräknas vara cirka 32 kg/h (22 Nm<sup>3</sup>/h). Beräkningarna baseras på en ozonkoncentration på 10 wt% (148 g O<sub>3</sub>/Nm<sup>3</sup>) i levererad gas från generatorerna. Denna koncentration kan behöva justeras ned vid minflöde för att kunna upprätthålla ett tillräckligt högt flöde genom diffusorerna.

Tabell 8. Syrebehov för ozonproduktion vid max-, medel- och minbelastning, baserat på en ozonkoncentration på 10 wt%.

Beräknat syrebehov	Enhet	Värde
Syrebehov, max	kg/h	129
Syrebehov, medel	kg/h	32
Syrebehov, min	kg/h	9

### 6.3.5 Kylning av ozongenerator

Ozongeneratoren blir varm vid drift och behöver kylas. Detta görs normalt med en värmväxlare med kylvatten i ett slutet system. Kylkretsen kyls oftast med en värmväxlare som använder behandlat avloppsvatten som kylmedia, alternativt kyls kylkretsen med en värmepump. Fördelen med värmepump är, förutom att värmen återvinns, att det går att ha en lägre temperatur på kylkretsen vilket ger ett lägre effektbehov på ozongeneratoren än om man kyler med avloppsvatten. En värmepump kräver å andra sidan elenergi, och det behöver finnas ett behov på anläggningen (eller någon annanstans) av den värme som genereras. I kalkylen är kylväxling med utgående avloppsvatten med, men vilket alternativ som är mest ekonomiskt fördelaktigt bör man titta närmare på i nästa skede.

För att säkerställa driften vid kylning med utgående avloppsvatten installeras två plattvärmväxlare med kapacitet för båda ozongeneratorerna (dvs en i redundans). Det behandlade avloppsvattnet behöver filtreras från partiklar innan värmväxlarna. För detta installeras automatfilter (30 µm) eller membranfilter. Dessutom behövs ett tvättvattensystem (CIP-system) för att rengöra värmväxlarna från påväxt av biologiskt material och igensättning.

### 6.3.6 Styrning och instrument

Ozondoseringen sker flödesproportionellt (vald dos är 8,6 mg O<sub>3</sub>/l). Så länge halten DOC inte varierar alltför mycket är det fullt tillräckligt att styra ozondoseringen baserat på flöde. Om variationen är stor, till exempel på grund av mycket tillskottsvatten, kan det vara av intresse att installera en mer avancerad styrning baserad på mätning av UV-absorbans. UV-absorbansen ger en indikation på mängden organiskt material i vattnet, eller mer precis – organiskt material som har en ringstruktur (aromatiska föreningar). Studier har visat att UVA<sub>254</sub> inte direkt korrelerar med halten av mikroföroreningar, men skillnaden i UVA<sub>254</sub> i inkommande och utgående vatten från ozonreaktor korrelerar med reduktionen av summan av mikroföroreningarna.

Instrumenteringen i ozoneringsanläggningen föreslås bestå av:

- Ozonhaltmätare efter varje ozongenerator för att mäta koncentrationen i gasen. Dessa säkerställer att den valda ozonkoncentrationen upprätthålls i gasen från generatoren. Mätprincip: UV-ljus (254 nm).
- En ozonhaltmätare för att mäta ozonhalt i utgående luft från reaktor. Denna halt korrelerar med ozonhalten i vattnet. Mätningen kan användas för att överreglera tillförseln av ozon till reaktor – om halten är hög sänks ozontillförseln. Mätprincip: UV-ljus (254 nm).
- En ozonhaltmätare efter ozondestruktorn för att mäta koncentration i utgående luft efter ozondestruktorn. Om halten är högre än 0,1 ppm går larm igång. Mätprincip: UV-ljus (254 nm).

- Två stycken UV-absorbansmätare i inkommande och utgående vatten från ozonreaktorn.

Av säkerhetsskäl installeras två gasvarnare i ozonrummet. Dessa ska detektera ozon- eller syrgasläckage och kopplas till varningslampa och signalhorn. Vid läckage stoppas ozonproduktionen och ventilationen av rummet forceras.

### 6.3.7 Efterbehandling

Efter ozoneringen föreslås ett steg med rörligt bärmaterial (MBBR) där oxidations- och transformationsprodukter som bildas vid ozoneringen ska brytas ned. Om det skulle komma striktare kvävekrav i framtiden kan MBBR-reaktorn även användas för efterdenitrifikation. Utan tillsats av kolkälla fungerar reaktorn i stället som efternitrifikation vilket betyder att utgående ammoniumhalter kommer vara mycket låga. MBBR-reaktorn dimensioneras antingen efter nödvändig volym för efterbehandling eller för efterdenitrifikation beroende på vilket som kräver störst volym.

En typisk dimensionering (i Tyskland) av en MBBR för efterbehandling efter ozonering är idag att volymen ska vara 50% av kontaktankens volym. I en studie av Itzel och medarbetare undersöktes reduktionen av transformationsprodukter i reningsverket i Warburg, där MBBR:en hade en volym motsvarande hälften av volymen på ozonreaktorn, och fann att 95% av transformationsprodukterna eliminerades över efterbehandlingssteget (Itzel, o.a., 2020). För Vappa ARV innebär det en MBBR-volym på 150 m<sup>3</sup>, men denna volym kommer att vara för liten om man även ska använda volymen för efterdenitrifikation.

För efterdenitrifikation krävs först en deox zon där syret förbrukas genom att ammonium omvandlas till nitrat, därefter en anox zon där denitrifieringen sker. Syrehalten i utgående vattnet från ozonreaktorn är ca 20 mg O<sub>2</sub>/l vilket betyder att volymen på deoxzonen behöver dimensioneras för att kunna förbruka detta. Syret förbrukas dels genom endogen respiration dels genom konsumtionen för nitrifikation. För att nitrifikationen ska fungera och allt syre förbrukas behöver det finnas tillräckligt mycket ammonium i vattnet ut från biosteget. Den beräknade nödvändiga koncentrationen ammoniumkväve är ca 4 mg/l i inkommande vatten till MBBR. Produktionsmålet för Enköpings nya ARV är 1,5 mg/l, vilket betyder att man kommer behöva justera styrstrategin jämfört med drift utan ozonering och tillåta en högre ammoniumhalt i utgående vatten från biosteget om syret ska förbrukas av ammonium. Fyllnadsgraden av bärmaterial i MBBR antas vara 50 % och bärmaterialytan 500 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>. Med dessa parametrar blir volymen för den deoxa zonen i MBBR:en 320 m<sup>3</sup>.

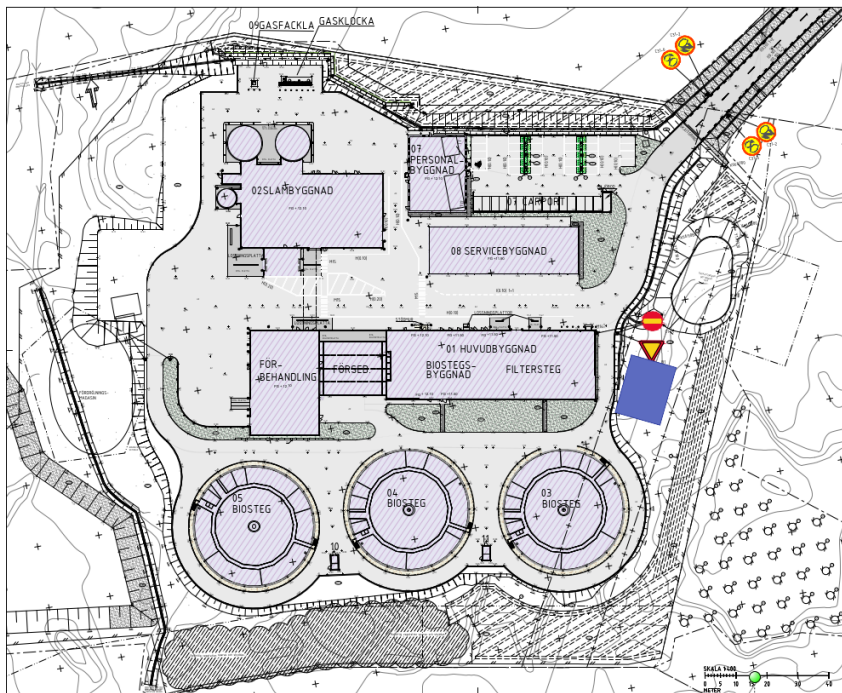
Den anoxa zonen dimensioneras efter att kunna denitrifiera 3 mg/l nitratkväve vid maxflöde. Den totala volymen på den anoxa zonen i MBBR blir då 430 m<sup>3</sup>. Om det fortfarande finns syre kvar i vattnet efter den deoxa zonen finns risk att aeroba bakterier växer till i den anoxa zonen och konkurrerar ut denitrifierarna. Därför delas den anoxa zonen in i två delar, där den sista delen garanterat är syrefri.

### 6.3.8 Effektbehov

Ozongeneratorerna beräknas ha ett maximalt effektbehov på ungefär 129 kW (baserat på en energiförbrukning på 10 kWh/kg O<sub>3</sub>). Vid dagens medelflöde kommer effektbehovet vara cirka 32 kW, vilket kan jämföras med Enköpings ARV totala effektbehov som idag är 184 kW.

### 6.3.9 Ytbehov och fysisk placering

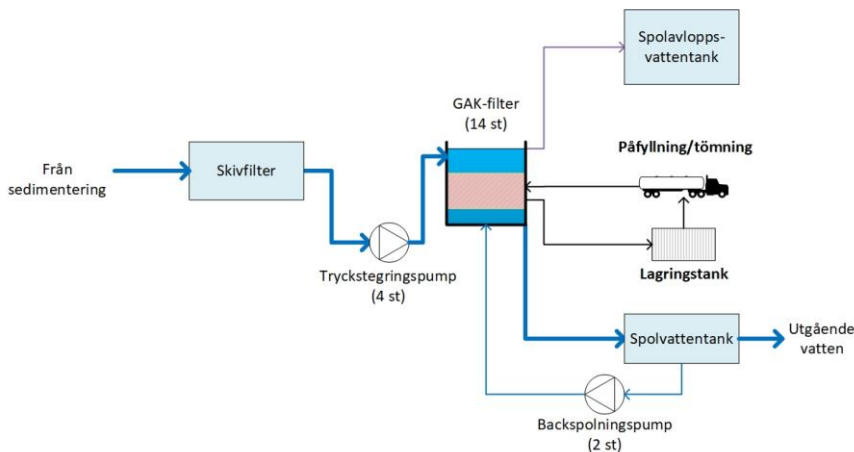
Ytbehov för reaktortanken är beräknat till 50 m<sup>2</sup> och ytbehov för MBBR är beräknat till 125 m<sup>2</sup>. Utöver det tillkommer maskinhus med ett uppskattat ytbehov på ca 100 m<sup>2</sup> och plats för syrgastank och förgasare som behöver ca 40 m<sup>2</sup>. Med 10% extra för betong etc. blir totala ytbehovet för läkemedelsrening med ozon ca. 350 m<sup>2</sup>. Det finns en avsatt plats för läkemedelsrening på situationsplanen för Vappa ARV (Figur 8).



Figur 8. Situationsplan Vappa ARV. Ytbehovet för ozon efterföljt av MBBR är markerat i lila.

## 6.4 Granulärt aktivt kol

Processen beskrivs i korthet med att vattnet filtreras genom en bädd av granulerat aktivt kol (GAK) och föroreningar adsorberas på den aktiva kolytan. Avskiljningsgraden avtar med tiden och efter en viss tid nås ett genombrott för ett eller flera ämnen. Vid genombrott måste kolet ersättas med nytt eller reaktiveras. Blockschema över processen ses i Figur 9.



Figur 9. Blockschema över föreslagen GAK-anläggning för rening av läkemedel och andra mikroföroreningar vid Vappa ARV.

### 6.4.1 Filterdesign

Tryckfallet över en kolfilteranläggning kan grovt uppskattas till 1–2 mvp. Denna siffra beror på ett flertal faktorer där filtermassans tjocklek och kolets kornstorleksfördelning är de viktigaste parametrarna. Enligt den hydrauliska profilen för Vappa ARV kommer det inte att vara möjligt att leda vattnet med självfall till GAK-anläggningen och därefter vidare till recipient, och en pumpstation har därför inkluderats i processdesignen. Pumpstation föreslås utrustas med fyra pumpar med kapacitet 500 m<sup>3</sup>/h vardera.

GAK-filtret kan vara utformat som ett öppet eller trycksatt system eller ett kontinuerligt spolande filter. Som jämförelse är öppna nedströms kolfilter det vanligaste på dricksvattensidan. Filtrering genom GAK vid Vappa ARV föreslås ske i öppna nedströms betongbassänger.

För att förenkla påfyllnad och tömning av GAK från lastbil dimensioneras varje filter till 36 m<sup>3</sup> vilket är i samma storleksordning som en bulkbil rymmer enligt leverantör. Filterbädden består av granulerat aktivt kol. Föreslagen processlösning är 14 identiska filter som kan drivas helt parallellt eller två och två i serie. Att driva filtren i serie om två har förordats vid ett par anläggningar. När genombrott detekteras i det första filtret ändras styrningen så att det blir det andra i paret. Detta filter fungerar då som polersteg. Att köra filtren i serie är med nuvarande dimensionering endast möjlig upp till ett inkommande flöde på cirka 880 m<sup>3</sup>/h, därefter blir ytbelastningen för stor. Att dimensionera för seriedrift vid maxflöde skulle ge en dubbelt så stor anläggning, vilket inte bedöms vara rimligt.

Med 14 filter á 36 m<sup>3</sup> blir den totala filtervolymen 504 m<sup>3</sup>. Vid Q<sub>max</sub> är kontakttiden 20 minuter. Om ett filter är ur drift (för spolning eller utbyte av filtermedia) och det samtidigt är maximalt flöde genom anläggningen kommer kontakttiden vara 19 minuter.

Ytbelastningen på filtret rekommenderas att vara 5-15 m/h i en rapport från Svenskt Vatten (Cimbritz, 2019), medan tyska och schweiziska riktlinjer anger 4-7 m/h (Stapf, Miehe, Bester, & Lukas, 2020). Med en filterbädd på 2 m blir den totala filterytan 252 m<sup>2</sup> och ytbelastningen 6 m/h vid Q<sub>max</sub>. Dimensioneringsparametrar sammanfattas i Tabell 9.

Tabell 9. Sammanfattning av dimensioneringsparametrar som använts för design av kolfilteranläggning för läkemedelsrening vid Vappa ARV.

Dimensioneringsparameter	Enhet	Värde
Antal filter	st	14
Total filtervolym	m <sup>3</sup>	504
Total filteryta	m <sup>2</sup>	252
Bäddhöjd	m	2
Kontaktid vid Q <sub>max</sub>	min	20
Kontaktid vid Q <sub>medel</sub>	min	81
Ytbelastning vid Q <sub>max</sub>	m/h	6
Ytbelastning vid Q <sub>medel</sub>	m/h	1,5

Med hänsyn till bäddexpansion vid backspolning, säkerhetsmarginaler och utloppshöjd blir varje filterenhet ungefär 3 m djup vilket ger en total volym på 756 m<sup>3</sup>.

Provtagning av vattnet ska vara möjligt innan och efter GAK-filtren.

## 6.4.2 Backspolning

Eftersom det riskerar att följa med material i vattnet som sätter igen GAK-filtret behöver det backspolas regelbundet. Backspolning sker dock i regel betydligt mer sällan än för sandfilter. I de försök som genomförts i olika svenska projekt har backspolningsfrekvensen varierat stort, från några dagars mellanrum till ingen backspolning alls. Ju renare vatten som kommer in till GAK-filtren, dvs ju bättre funktion man har på förfiltreringen, desto mindre kommer backspolning kommer att krävas. Till backspolning används filtrerat vatten.

Backspolning antas ske med en hastighet på 30 m/h vilket ger ett spolvattenflöde på 540 m<sup>3</sup>/h. Med en backspolning som varar i 15 min åtgår 140 m<sup>3</sup> spolvatten per spolning. Backspolning sker för ett filter i taget. Efter GAK-filtren finns en utjämningstank från vilken spolvatten pumpas tillbaka. Volymen på denna sätts med 50% större volym än backspolningsbehovet, dvs 210 m<sup>3</sup>. En utjämningstank för spolavloppsvatten anläggs med samma storlek. Spolavloppsvattnet leds förslagsvis till sandfång.

Två spolvattenpumpar, vardera med kapacitet för hela spolvattenflödet, installeras, dvs 2 st á 540 m<sup>3</sup>/h.

I sandfilter sker renspolning även med luft. För kolfilter kan luften orsaka problem eftersom den riskerar att mala sönder granulerna. Om det uppstår problem med mycket slam i filtret kan det i vissa fall ändå behövas. Här har ingen utrustning för renspolning med luft tagits med. Det rekommenderas i stället att installera en styrning som gör att kolfiltren förbileds om skivfiltren tillfälligt skulle släppa igenom mycket slam.

### 6.4.3 Utbyte av filtermedia

Efter en tid mätas det aktiva kolet och adsorptionskapaciteten avtar vilket leder till att föroreningsrester passerar igenom filtret. Detta kallas genombrott och när detta händer varierar från fall till fall. Vanligtvis brukar 20 000–30 000 bäddvolymner anges. Denna siffra beror på vattnets innehåll av suspenderade ämnen och DOC, och den står i direkt relation till kolförbrukningen dvs livslängden på GAK. Det ska alltså understrykas att det i slutändan kan handla om färre eller fler bäddvolymner.

Vid dagens medelflöde och ett antagande att genombrott sker efter 20 000 bäddvolymner kommer utbyte av filtermedia att behövas ungefär vart tredje år.

Vid genombrott måste kolet ersättas med nytt eller reaktiveras. Vid reaktivering upphettas kolet och de ämnen som adsorberats mineraliseras, dvs. de tas bort från kolet. Efter reaktivering måste ungefär tio procent nytt aktivt kol tillsättas för att kompensera för förluster. Kolet kan även regenereras vilket innebär genomströmning av het ånga. Efter en sådan behandling blir kolet ”renare” men inte alls lika aktivt som ett nytt eller reaktiverat. Det finns idag ingen anläggning för reaktivering eller regenerering av förbrukat aktivt kol i Sverige utan kolet måste fraktas ned i Europa. Förbrukat kol destrueras, förbränns, på exempelvis ett värmeverk.

För att förenkla hanteringen av kol vid utbyte av filtermedia förordas att ett platsbyggt system utformas på anläggningen. I detta system transporteras granulerat aktivt kol direkt från lastbil till respektive filter genom ett vattenbaserat system med interna ledningar. På så vis behöver inte torrt kol hanteras vilket medför stora fördelar ur arbetsmiljösynpunkt. Observera att fyllning ska göras uppifrån så att det inte blir ett mottryck av vatten och kol. Transport in till filter sköts vanligtvis med vattenejektorer där leverantören av kol har själva ejektorerna. Till ejektorerna behövs vatten med tillräckligt tryck och flöde, förslagsvis används utgående, renat vatten från spolvattentanken. Enligt en leverantör handlar det storleksmässigt om ca 5 bars tryck och ett flöde på 20 m<sup>3</sup>/h. Med de förutsättningarna kan de transportera ca 6 m<sup>3</sup> kol per timme.

När kolet i ett filter är förbrukat och behöver bytas, sugts det upp ur filtret och skickas till reaktivering eller destruktion.

I processdesignen ingår en lagertank för kol á 40 m<sup>3</sup>. Denna kan antingen användas för avvattning av förbrukat kol i väntan på bortforsling eller som lagertank för nytt kol som då kan fyllas på direkt efter att ett filter har tömts. I båda fall handlar det om att effektivisera utbytet av kol och undvika längre driftstopp. Exempel på uppställning med en lagervolym för dränering av förbrukat kol finns i Bäcklösa vattenverk i Uppsala.

### 6.4.4 Styrning av instrument

Instrumentering behövs i form av nivågivare i och flödesmätare ut från respektive filter. Efter filtren sätts en turbiditetsmätare som övervakar eventuella fel i filtreringsprocessen som ger förhöjd turbiditet.

Spolning sker intermittent enligt ett förutbestämt spolprogram eller vid indikation av ökat differenstryck över filtret. För spolning baserat på differenstryck krävs tryckgivare för varje filter, vilket har inkluderats i investeringskalkylen.

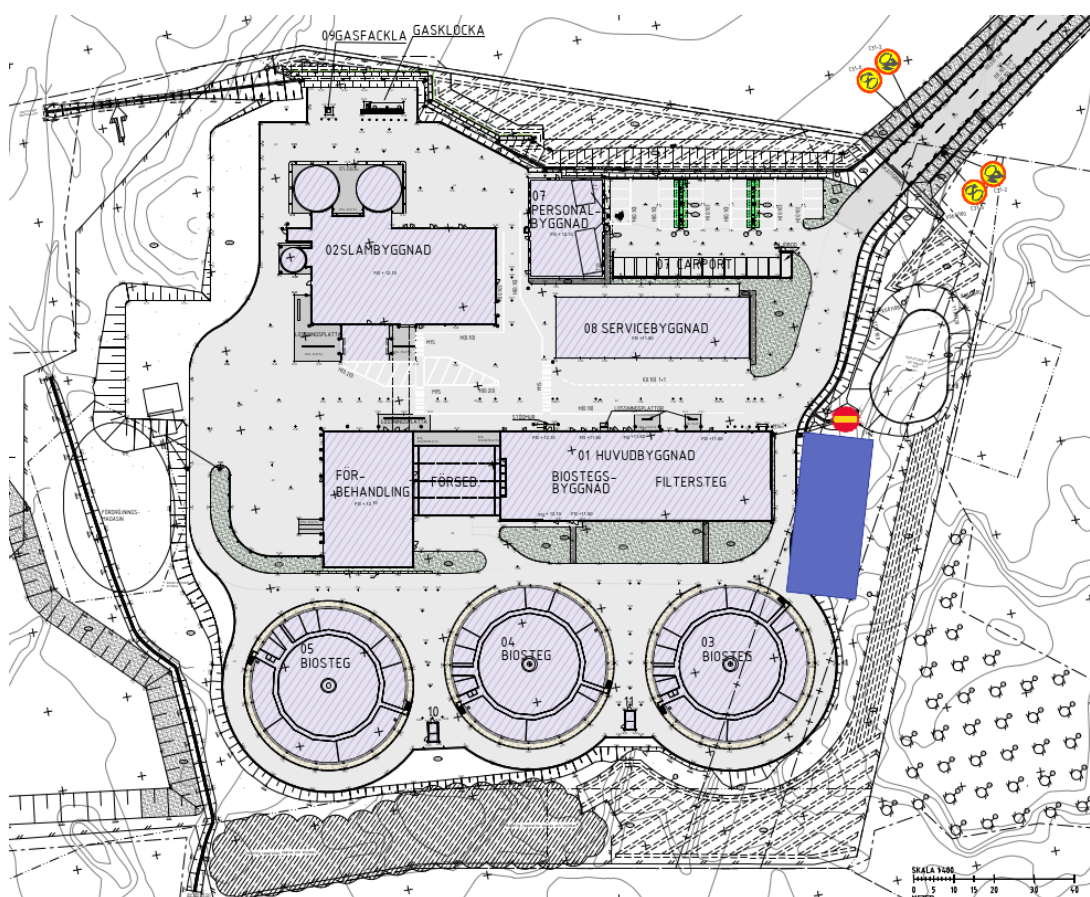
En mer avancerad styrning, eller övervakning, kan uppnås genom att regelbundet mäta UV-absorbans i inkommande respektive utgående vatten. Övervakningen kan användas för att bedöma när genombrott i filtret uppstått.

UV-absorbansen ger en indikation på mängden organiskt material i vattnet, eller mer precis – organiskt material som innehåller en ringstruktur (aromatiska föreningar) i molekylstrukturen. Studier har visat att UVA<sub>254</sub> inte direkt korrelerar med halten av mikroföroreningar, men skillnaden i UVA<sub>254</sub> i inkommande och utgående vatten från GAK-filtret korrelerar med reduktionen av summan av mikroföroreningarna.

Här föreslås att det ska finnas möjlighet att leda en provtagningsström före och efter varje filterenhet, med hjälp av en provtagningspump och ett ventilsystem, till ett provtagningskärl med en UV-absorbansmätare installerad. På så vis behövs endast en givare i stället för 28.

### 6.4.5 Ytbehov och fysisk placering

Nödvändig filteryta har beräknats till 252 m<sup>2</sup>. Yta för utjämningstank för spolvatten och spolavloppsvatten blir 42 m<sup>2</sup> vardera om djupet är 5 m. Till detta kommer utrymme för en pumpstation, rörgalleri, spolvattenpumpar, lagertank samt el- och fläktrum. Nödvändig yta för detta uppskattas till 260 m<sup>2</sup>. Med ett tillägg på 10% för betongkonstruktioner etc. blir den totala ytan cirka 660 m<sup>2</sup>. Det behöver även finnas plats för lastbil att fylla på och hämta kol. Under utformningen av Vappa ARV har ett område för läkemedelsrening avsatts, den uppskattade ytan för GAK-anläggningen, indikerat i lila, har lagts in på den avsatt platsen för att visa hur anläggningen kan få plats på området (Figur 10).



Figur 10. Föreslagen placering och beräknat ytbehov för anläggningen för GAK-filtrering vid Vappa ARV (markerat i lila).



## 7. Kostnadsbedömning

### 7.1 Investeringskostnad

Investeringskostnaden för läkemedelsrening med ozon som följs av MBBR respektive GAK vid Enköping ARV har beräknats utifrån förutsättningarna beskrivna i tidigare kapitel.

Kostnaden för mark- och betongarbete innebär endast jordschaktning och fyllning för betongbassänger. Även pålning, spontning samt grundvattensänkning kan förekomma beroende på markförhållandena men har ej inkluderats i kalkylen.

Kostnaden för den maskinella utrustningen är baserad på priser inhämtade från leverantörer samt erfarenheter från kalkyler från liknande anläggningar.

Tabell 10 sammanfattar den övergripande kalkylen för läkemedelsrening där den totala anläggningskostnaden landar på 84 miljoner kronor (MSEK) för ozon följt av MBBR och 105 MSEK för GAK. I kostnaden för GAK ingår även att samtliga kolfilter fylls med aktivt kol. Detta motsvarar en årlig kapitalkostnad på ca 93 144 kr/kg renade mikroföroreningar för ozon och ca 116 430 kr/kg renade mikroföroreningar för GAK<sup>9</sup>. Detaljerade kostnader redovisas i 0.

Om investeringskostnaden för GAK skulle baserats på ett regenererat kol istället för ett jungfruligt kol (se vidare diskussion nedan), hade totalkostnaden blivit ca 93 MSEK istället för 105 MSEK.

Prisläget i rådande tid är mycket osäkert. De senaste åren har byggkostnaderna ökat väsentligt som följd av brist på råmaterial bl.a. betongvaror, träprodukter och metaller. Priserna för maskinell utrustning samt rostfria rör och rördelar varierar kraftigt enligt leverantörerna med ökande priser på råmaterial, frakter, energi, och valuta. Presenterade kalkyler är därmed extremt påverkade av ett ovanligt högt prisläge. För att illustrera prisläget i siffror har investeringskostnaden från 2022 för GAK respektive ozon efterföljt av MBBR översiktligt jämförts med en kalkyl från 2020. Sweco kunde då konstatera att prisökningen för investering motsvarar ca 42% för GAK medan investeringskostnaden för ozon efterföljt av MBBR har ökat med ca 25%.

<sup>9</sup> Baserat på ett antagande om 80% reduktion av de 39 substanser som ingår i Molabs analyspaket, rak avskrivning på 30 år och utan hänsyn till ränta.

Tabell 10. Övergripande investeringskostnader (presenterat som miljoner kronor, MSEK) för ozon följt av MBBR respektive GAK vid Vappa ARV.

Kalkylpost	Kostnad ozon + MBBR (MSEK)	Kostnad GAK (MSEK)
Mark- & betongarbeten	7,7	10,7
Bygg	3,8	6,1
VVS (25 % av byggnad)	0,8	1,9
Maskininstallationer	32,2	37,8
El och automation (35% av maskin)	11,3	12,6
Oförutsett (20%)	11,1	13,4
<b>Summa entreprenader – Entreprenadkostnad</b>	<b>66,8</b>	<b>80,6</b>
Byggherrekostnad (25 % av entreprenadkostnad)	16,7	20,2
<b>Total anläggningskostnad</b>	<b>84</b>	<b>104,7</b>

## 7.2 Driftskostnad

Driftkostnaderna baseras på dagens medelflöde och är beräknade utifrån följande enhetspriser:

El	1,5 kr/kWh
Personal	0,8 MSEK/år heltid
LOX	1,2 kr/kg
Hyra syrgastank	12 000 kr/månad
GAK, nytt	45 000 kr/ton
GAK, regenererat	30 000 kr/ton
Underhållskostnad	1% av investering maskin, VVS och el

Flertalet av enhetspriserna är osäkra. Prisläget för el är i rådande tid mycket osäkert och inköpspriset på flytande syre är direkt kopplat till elpriserna. Ansatt pris på LOX baseras på uppgifter från en annan kommun år 2020. Hyrkostnaden för syrgastank har satts till 12 000 kr/månad vilket är en prisuppgift för en tank på 40 ton i en annan kommun.

Även priset för GAK är osäkert. Idag kan olika typer av GAK inhandlas från svenska leverantörer. Enligt uppgifter från dem så finns det t.ex. redan idag regenererat aktivt kol att köpa till ett pris motsvarande 30 kr/kg, vilket kan jämföras med ett prisintervall för jungfruligt kol som kan variera från 45 till 50 kr/kg. Om aktivt kol transporteras till södra Europa för regenerering, har det

visat att kostnaden för transport och regenerering överstiger priset för att köpa in nytt GAK (Sweco, 2017).

Kalkylen har beräknats med jungfruligt kol och ett enhetspris på 45 kr/kg. Transport- och kvittblivningskostnader för GAK är inte medräknade.

Personalbehovet har antagits vara desamma för båda processalternativen och är uppskattat till att vara 4 h per vecka.

Tabell 11 visar driftkostnaderna för behandling med ozon följt av MBBR respektive med GAK. Den totala driftskostnaden för ozon + MBBR och GAK landar på 1,4 respektive 4,3 miljoner kr (MSEK) per år. För att illustrera priskänsligheten bör det nämnas att kostnaden för aktivt kol utgör en stor del av den totala driftskostnaden och baseras på 20 000 bäddvolymeter samt en materialkostnad på 45 000 kr/ton. Om nyckeltalet för bäddvolymeter ökar till 30 000 BV och priset på GAK minskar med 50%, blir driftskostnaden väsentligt lägre (> 50% reduktion). För ozon utgör driftskostnaden för LOX ca 30% av årskostnaden och denna del av kalkylen skall därför betraktas som priskänslig och osäker.

Likt jämförelsen som gjordes för investeringskostnaden har även driftskostnaden jämförts med prisläget för 2020. Jämförelsen visade att kostnaden för drift har ökat med ca. 106% för GAK medan den har ökat med ca 28% för ozon efterföljt av MBBR.

Om regenererat kol skulle utnyttjas för kalkylen av driftskostnaden hade summan istället landat på ca 3.1 MSEK per år.

Tabell 11 Årliga driftkostnader för drift av ozon + MBBR respektive GAK vid Vappa ARV.

<b>Ozon + MBBR</b>	
<b>Kalkylpost</b>	<b>Kostnad (MSEK)</b>
Elförbrukning ozongeneratorer	0,4
LOX: Inköp och hyrkostnad tank	0,5
Personal	0,08
Underhåll	0,4
<b>Totalt</b>	<b>1,4</b>
<b>GAK</b>	
<b>Kalkylpost</b>	<b>Kostnad (MSEK)</b>
Elförbrukning	0,05
Aktivt kol	3,7
Personal	0,08
Underhåll	0,5
<b>Totalt</b>	<b>4,3</b>

## 8. Livscykelanalys

En bedömning av potentiell klimatpåverkan av teknikvalet utifrån en klimatkalkyl i ett livscykelperspektiv har ingått i förstudien. Genomförda beräkningar är baserade på metodik för livscykelanalys (LCA) och använder emissionsfaktorer tillsammans med resursschabloner och projektspecifika indata för att beräkna emissioner av koldioxidekvivalenter (d.v.s. klimatbelastning) från undersökta alternativ. I detta avsnitt sammanställs bakomliggande metod och mängdberäkningar samt resultat.

Två alternativ för avancerad rening har valts ut för undersökning av klimatpåverkan ur ett livscykelperspektiv:

- Ozonering efterföljt av MBBR
- Granulerat aktivt kol (GAK)

Den enhet som valts för presentation av resultaten är klimatpåverkan per mängd renat avloppsvatten (g CO<sub>2</sub>-ekv/m<sup>3</sup> behandlat vatten). Resultaten i basscenerierna redovisas även som absoluta tal för installation och 50 års användning.

### 8.1 Metod

#### 8.1.1 Avgränsning

Kalkylen har avgränsats till miljöpåverkan i form av klimatpåverkan. Följande delar av livscykeln har inkluderats i analysen då de bedöms vara av störst vikt för klimatpåverkan:

- Markarbeten och asfaltering
- Byggmaterial reningsverk (inklusive uppströms transporter och tillverkning)
- Material till maskinutrustning och ledningar
- Drift (energi och material)

Följande delar av livscykeln har inte inkluderats:

- Rivning och omhändertagande av material vid slutet av livscykeln.
- Slamhantering. I undersökta reningssteg bildas endast mycket små slammängder varvid hanteringen av dem har bedömts vara försumbart.

### 8.1.2 Antaganden

I punktlistan nedan samlas viktiga antaganden som gjorts för beräkningen. I de fall där antagandena bedöms kunna få avgörande betydelse för kalkylens resultat, diskuteras och behandlas de i avsnittet känslighetsanalys.

- Baserat på att Enköpings kommun idag använder elektricitet från förnybara källor i sin verksamhet, har det antagits att 100% förnybar energimix används i driften av undersökta alternativ.
- Flytande syre (LOX) som används vid driften av ozoneringsalternativet har antagits tillverkas i Sverige. Därmed har det generella datasetet för tillverkning av flytande syrgas från Ecoinvent 3.8 justerats så att svensk medelmix används istället för europeisk medelmix. Antagandet baseras på att det finns ett flertal anläggningar i Sverige som tillverkar flytande syrgas och att det är mest sannolikt att det är svensktillverkad LOX som kommer att användas.
- Det aktiva kol som används i basscenariot tillverkas av fossilt stenkol, och förbränns när det förbrukats. Alternativet att använda regenererat aktivt kol undersöks i känslighetsanalysen.
- Regenereringen av aktivt kol som undersöks som ett scenario i känslighetsanalysen antas ske i Chemvirons anläggning i Feluy utanför Bryssel i Nederländerna. Transporten från Enköping är 1600 km enkel väg, och antas ske med lastbil (Ecoinventdata, 2022).
- Beräkningarna av klimatkalkylen har baserats på det beräknade medelflödet 8952 m<sup>3</sup>/dygn.

### 8.1.3 Emissionsfaktorer

Klimatkalkylen bygger på emissionsfaktorer från Trafikverkets beräkningsverktyg "Klimatkalkyl", version 7.0 (Trafikverket, 2022). Klimatkalkyl används i alla stora svenska infrastrukturprojekt för att beräkna energianvändning och klimatbelastning som transportinfrastrukturen ger upphov till i ett livscykelperspektiv. Modellen och dess emissionsfaktorer utgör ett av de mest vedertagna klimatberäkningsverktygen i Sverige.

Då fokus i Trafikverkets klimatkalkyl ligger på infrastruktur, saknar den emissionsfaktorer för vissa material och processer som används i ett reningsverk. För dessa material/processer har emissionsfaktorer hämtats från LCA-databasen Ecoinvent (Ecoinvent, 2022). Ecoinvent är en global LCA-databas med systematiskt framtagna och väl underbyggda generiska data för en stor mängd material och processer.

Emissionsfaktorerna avser klimatpåverkan utifrån dagens teknik och materialval.

Transporter som sker från råvaruutvinning till förädling, samt transporter av schaktmassor som genereras inom entreprenaden ingår i använda emissionsfaktorer. Även transporter från produktion av komponenter och material till byggsplats, som till exempel betong och installationer, ingår och utgörs i detta fall av schablonbaserade avstånd.

Baserat på schablonvärden för genomsnittsavstånd<sup>10</sup> från materialtillverkning till byggplats, har medeltransportavstånd för alla material tillsammans multiplicerats med faktor 1,037 för att inkludera denna transport.

Alla emissionsfaktorer som använts i detta projekt och referenser till dessa återfinns i 0 "Emissionsfaktorer".

### 8.1.4 Proxydata

I de fall inga emissionsfaktorer funnits tillgängliga för ett material har data för material med liknande egenskaper använts för att beräkna klimatpåverkan, sådana data kallas proxydata. Material för vilka proxydata som har använts i denna klimatkalkyl redovisas i Tabell 12.

Tabell 12: Använda proxydata för LCA.

Material i produktionen	Använda proxydata	Bedömd påverkan på resultat
Segjärn (ventiler)	Generiskt data för gjutjärn	Påverkan från detta material utgör en mycket liten del sett ur ett livscykelperspektiv. Segjärn är en form av gjutjärn varvid skillnaden i påverkan mellan faktiskt material och proxydata inte bedöms vara särskilt stor.

## 8.2 Inventering

Resurs och energiåtgång för byggnad samt drift av undersökta alternativ har beräknats utifrån framtagen investeringskalkyl samt dimensionering för undersökta alternativ. I detta avsnitt beskrivs kortfattat huvuddragen i dessa mängdberäkningar. Specifika materielmängder för respektive alternativ redovisas i 0.

### 8.2.1 Markarbete

Underlag har hämtats från beräknat behov av markarbeten i kostnadskalkyler för respektive alternativ. Följande markarbeten har inkluderats:

- Jordschakt (Fall A och Fall B)
- Borttransport av schaktmassor

### 8.2.2 Byggmaterial och maskinutrustning

För byggnadens konstruktion har till stor del samma materielmängder använts för båda alternativen av avancerad rening. I detta tidiga skede har inga konkreta val gällande utformning eller materialval gjorts, så beräkningarna är baserade på en relativt enkel konstruktion.

Materielmängder har beräknats för följande byggnadsdelar:

- Bjälklag
- Bottenplatta och bassäng
- Byggnad bestående av pelare, inner-, och ytterväggar (paroc element), tak, fackverk, och fönster

<sup>10</sup> Dessa avstånd beslutats av Trafikverket efter ingående studier inkl. branschdialog och ingår nu som standardavstånd i Klimatkalkyl.

### 8.2.3 Drift

Energi och materialåtgång vid drift har inhämtats från dimensioneringsberäkningarna för projektet. Enköpings kommun köper in el från förnybara källor (sol, vind och vatten), varvid klimatpåverkan från elanvändningen har baserats på förnybar energimix.

Valet av elmix vid driften är av stor betydelse för resultaten, i synnerhet för alternativet ozonering där energiåtgången är betydligt högre än för GAK (281 MWh/år jämfört med 33 MWh/år).

Beräkningen av materialanvändning vid drift har omfattat flytande syrgas för ozoneringsalternativet och aktivt kol för GAK (för detaljer se 0).

## 8.3 Resultat

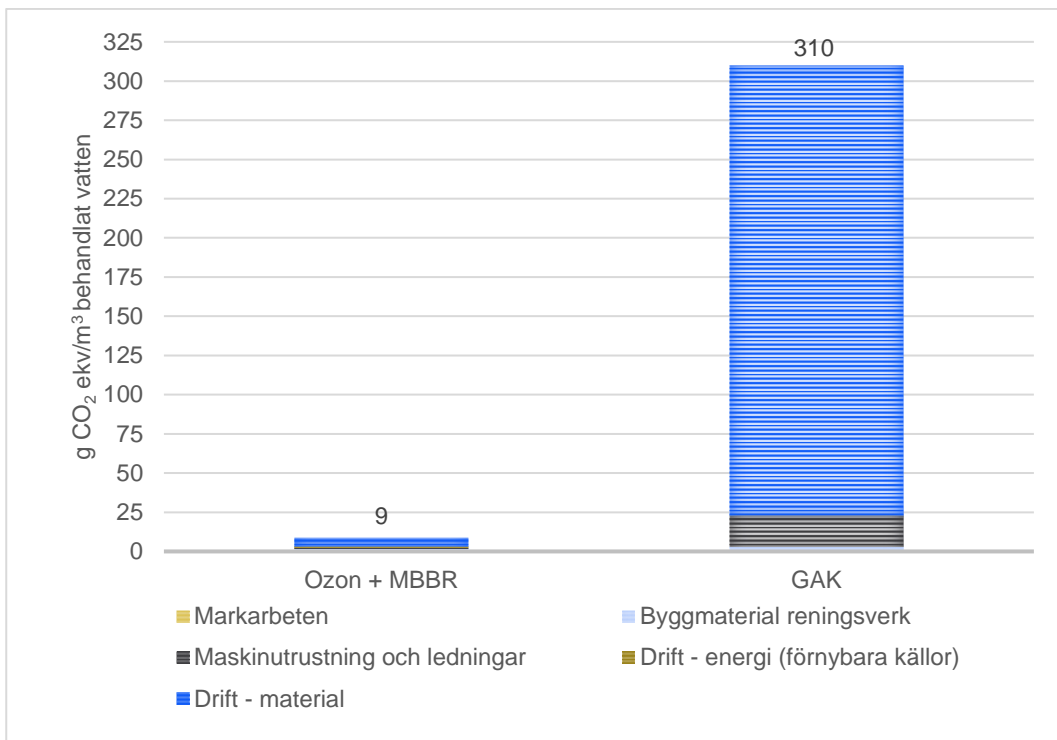
Resultaten för alternativen för avancerad rening presenteras dels som en total påverkan under reningsstegets hela livstid (ton CO<sub>2</sub>-ekv.) där en drift under 50 år ingår, dels fördelat per mängd behandlat vatten under drifftiden (g CO<sub>2</sub>-ekv/m<sup>3</sup> behandlat vatten). En sammanfattning av resultaten visas i Tabell 13 och även i Figur 11.

### 8.3.1 Jämförelse undersökta alternativ

Ett reningssteg med ozon + MBBR landade på 9 g CO<sub>2</sub> ekv./m<sup>3</sup> behandlat vatten medan GAK gav 310 g CO<sub>2</sub> ekv. per m<sup>3</sup> behandlat vatten (Figur 11). För båda alternativen utgör klimatpåverkan från material som används vid driften av reningssteget störst påverkan. För ozon + MBBR är det tillverkningen av flytande syre som medför det största bidraget och för GAK är det aktiva kolet som förbrukas och byts ut under drifftiden.

Tabell 13: Resultat för klimatpåverkan för ozon följt av MBBR respektive GAK under 50 år

Del i livscykel	Klimatpåverkan under 50 år, ton CO <sub>2</sub> ekv		Klimatpåverkan per m <sup>3</sup> behandlat vatten, g CO <sub>2</sub> ekv	
	Ozon + MBBR	GAK	Ozon + MBBR	GAK
Markarbeten	8,8	12,9	0,05	0,08
Byggmaterial reningsverk	250	449	1,53	2,75
Maskinutrustning och ledningar	95	3271	0,58	20,0
Drift - energi (förnybara källor)	169	20	1,03	0,12
Drift - material	912	46 896	5,6	287
<b>summa</b>	<b>1 433</b>	<b>50 649</b>	<b>9</b>	<b>310</b>

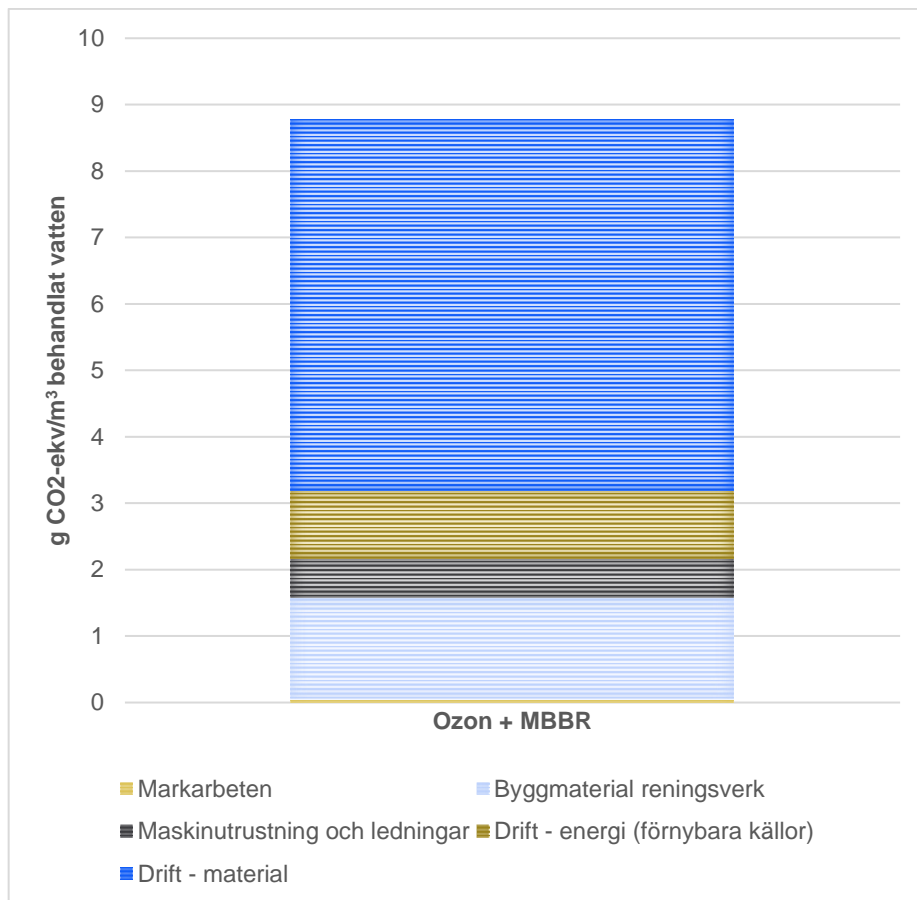


Figur 11. Jämförelse mellan ozon + MBBR och GAK avseende klimatpåverkan uttryckt som g CO<sub>2</sub>-ekv per m<sup>3</sup> behandlat vatten.

### 8.3.2 Alternativ ozon + MBBR

I Figur 12 presenteras resultaten av klimatkalkylen för reduktion av mikroföroreningar med ozonering. Med hänsyn till den relativt långa drifttiden blir klimatpåverkan från markarbete och byggskede av reningssteget inkl. utrustning mycket liten. Även driftenergin medför en förhållandevis liten påverkan, tack vare att elektricitet från förnybara källor används i driften. Den största klimatpåverkan ur ett livscykelperspektiv tillskrivs tillverkningen av flytande syrgas som används som används vid driften.



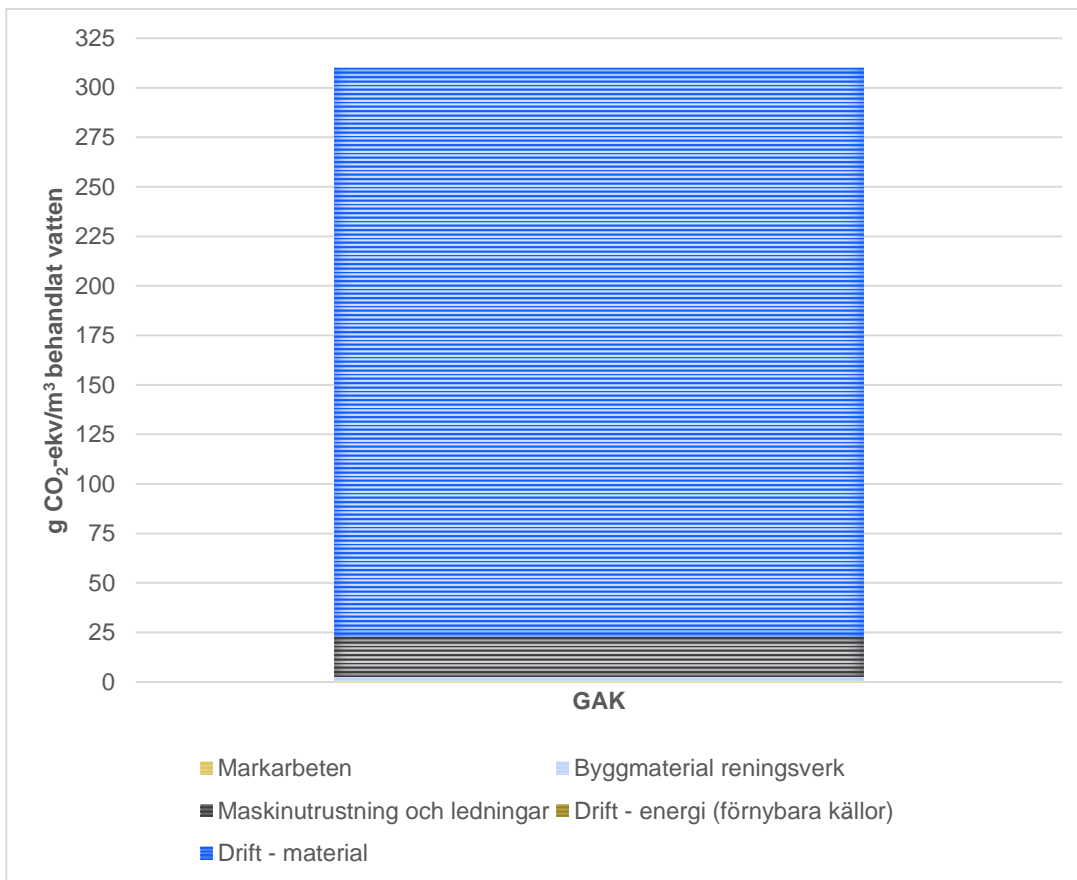


Figur 12: Klimatpåverkan per m<sup>3</sup> renat vatten med alternativ ozon efterföljt av MBBR.

### 8.3.3 Alternativ GAK

I Figur 13 presenteras resultaten av klimatkalkylen för läkemedelsrening med GAK. Även här blir klimatpåverkan från markarbete och byggskede av reningssteg inkl. utrustning relativt liten, även om denna del medför en något större påverkan i Alternativ GAK pga. att en större anläggning krävs. Driftenergin medför en nästintill försumbar påverkan, tack vare att elektricitet från förnybara källor antas användas i driften.

Av resultatet framgår det att användningen av aktivt kol under driften står för merparten av klimatpåverkan i ett livscykelperspektiv.



Figur 13: Klimatpåverkan per m<sup>3</sup> behandlat vatten med alternativ GAK.

## 8.4 Känslighetsanalys

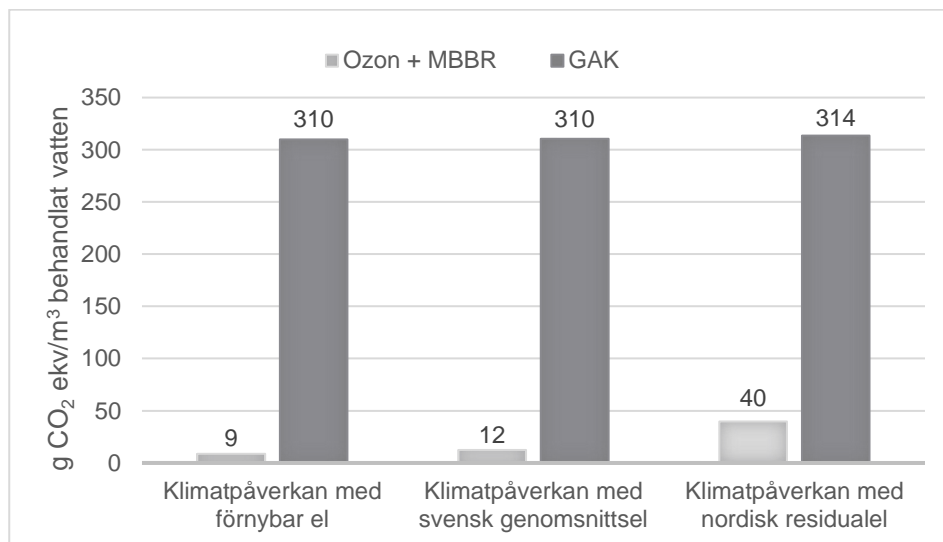
Känslighetsanalys har gjorts för att undersöka hur slutresultatet varierar beroende på val av elproduktionsmix samt val av använda underlagsdata. För alternativ GAK har även användningen av regenererat aktivt kol i stället för primärt undersökts.

### 8.4.1 Resultat med olika elproduktionsmixer för driften

För att illustrera hur klimatpåverkan förändras vid användningen av olika elproduktions-mixar har resultat även tagits fram för användning av svensk genomsnittlig elproduktionsmix samt nordisk residualmix<sup>11</sup>. Vid utbyte av elmixen som används vid drift mot svensk genomsnittsel ökar klimatpåverkan från alternativ ozonering något jämfört med om förnybar elektricitet används. Skillnaden blir dock inte avgörande för resultaten, tack vare att den svenska genomsnittselen innehåller en hög andel förnybar energi från vattenkraft. Vid utbyte av elproduktionsmixen som används i driften mot nordisk residualmix ökar klimatpåverkan från energianvändningen ytterligare. Resultaten med residualmix visar dock fortfarande på avsevärt högre total klimatpåverkan från

<sup>11</sup> Nordisk residualmix motsvarar den elmix som återstår inom det nordiska elnätet efter att all el som säljs som ursprungsmärkt förnybar el tagits bort. Denna elmix rekommenderas att användas i LCA om inget aktivt val av elmix görs.

GAK jämfört med ozonering. Det bör noteras att den nordiska residualmixen medför lägre klimatpåverkan än genomsnittet i länder där fossilbaserad energi dominerar, då en relativt stor andel av den svenska residualmixen kommer från kärnkraft som medför ett relativt lågt klimatavtryck.



Figur 14: Känslighetsanalys av olika elmix vid drift för undersökta alternativ.

#### 8.4.2 Resultat med användningen av regenererat aktivt kol

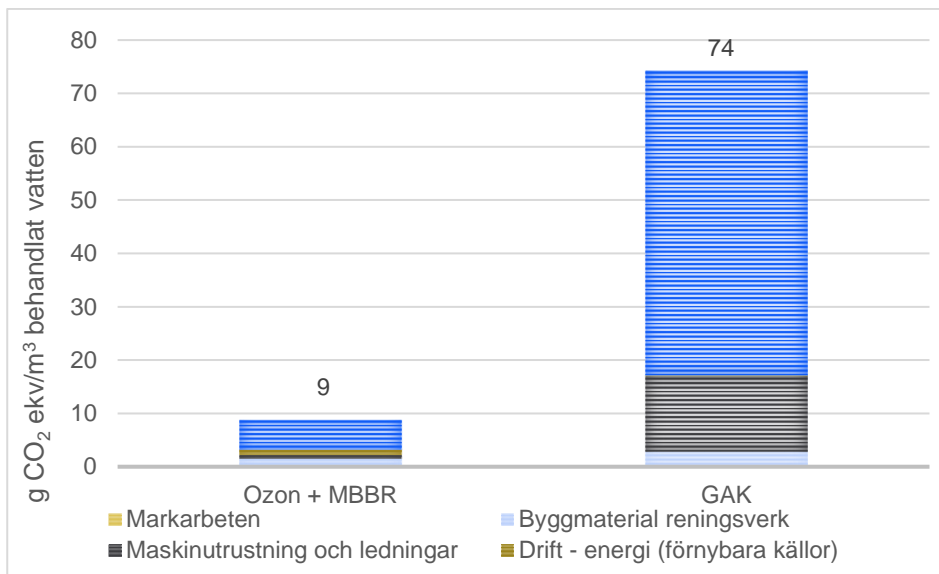
Som framgår av avsnitt 2.1.5 i denna rapport, kan aktivt kol reaktiveras efter att det blivit uttjänt. Primärt aktivt kol har använts i basscenariot som ett konservativt antagande, men användningen av reaktiverat kol skulle kunna sänka klimatpåverkan från alternativet GAK avsevärt.

Underlag för klimatpåverkan vid regenereringsprocessen har erhållits från Chemviron<sup>12</sup>, en av Europas största tillverkare av regenererat aktivt kol, och motsvarar 2 kg CO<sub>2</sub>/kg regenererat kol. Motsvarande emissionsfaktor för tillverkning och avfallshantering av primärt aktivt kol är 11 kg CO<sub>2</sub>/kg aktivt kol.

Resultatet från känslighetsanalysen visar att klimatpåverkan från alternativ GAK minskar avsevärt om det aktiva kolet i driften byts ut mot 100% reaktiverat kol (Figur 15). Det bör noteras att aktivt kol även installeras som del i maskinutrustningen vid byggnationen av reningssteget. Det aktiva kol som utgör del av installationen har inte bytts mot reaktiverat kol i denna känslighetsanalys.

I jämförelsen med ozoneringsalternativet medför alternativ GAK ca 8 gånger högre klimatpåverkan ur ett livscykelperspektiv med antagandet att regenererat aktivt kol används vid driften.

<sup>12</sup> E-postkonversation med Chemviron Carbon AB, 2022-06-09.



Figur 15: Känslighetsanalys av klimatpåverkan med reaktiverat kol i driften.

### 8.4.3 Val av generiska data

Valda emissionsfaktorer i denna studie motsvarar till stor del genomsnittlig europeisk eller global tillverkning. Den verkliga klimatpåverkan från ingående material skulle kunna vara både högre och lägre, beroende på vilka specifika material som väljs, hur stor andel återvunna material som ingår i dem mm. Genomsnittsdata bedöms dock ge en bra bild av klimatpåverkan i ett tidigt skede, där specifika material eller leverantörer inte är kända.

Proxydata har använts för att bedöma klimatpåverkan från segjärn. Vald proxydata bedöms tillräckligt väl motsvara den sannolika genomsnittstillverkningen av det faktiska material som används på ett tillfredsställande sätt. En kontroll av proxydata (höjning respektive minskning av emissionsfaktorn med 50%) för att undersöka inverkan på resultaten visade att en felmarginal för proxydatan inte skulle medföra några betydande förändringar i studiens resultat.

## 8.5 Diskussion

Data för beräkning av klimatpåverkan från tillverkningen av flytande syrgas har justerats för att bättre motsvara svensk produktion (genom att svensk genomsnittselmix har använts istället för europeisk genomsnittselmix). Det bör noteras att klimatpåverkan från ozoneringsalternativet skulle höjas avsevärt om tillverkningen av LOX skedde med elektricitet från fossila resurser. För jämförelse skulle klimatpåverkan från ozoneringsalternativet motsvara 46 g CO<sub>2</sub> ekv. ifall tillverkningen av LOX antogs ske med europeisk genomsnittsel (en ökning med 37 g CO<sub>2</sub> per m<sup>3</sup> behandlat vatten jämfört med basscenariot). Någon motsvarande justering av datasetet för aktivt kol har inte gjorts, då det i nuläget saknas svenska leverantörer av aktivt kol. En kontroll av använd data för genomsnittlig europeisk tillverkning av aktivt kol har dock gjorts för att se hur mycket emissionsfaktorn skulle påverkas ifall produktionselektroden skulle bytas till svensk medelmix (liksom för LOX i denna studie). En justering av elmixen

minskade emissionsfaktorn för aktivt kol med 8%, och skulle inte vara avgörande för kalkylens resultat, sett till relationen mellan jämförda alternativ.

I denna studie har både primärt och regenererat aktivt kol antagits tillverkas från stenkol, då det är den vanligaste typen av aktivt kol som finns tillgängligt på marknaden idag. Aktivt kol kan även tillverkas av förnybara material med hög kolhalt. Tillgången till förnybart aktivt kol förväntas öka i framtiden varvid klimatpåverkan från kolanvändningen kan minska avsevärt (både påverkan från utvinningen av råmaterialet och från förbränningen av uttjänt aktivt kol). I framtiden är det troligt att tillgängligheten på aktivt kol baserat på förnybara källor ökar, varvid GAK skulle kunna bli ett mer konkurrenskraftigt alternativ ur ett klimatperspektiv.

Svenska Miljöinstitutet (IVL) publicerade år 2017 en studie där miljöpåverkan från olika tekniker för läkemedelsrening jämfördes (IVL, 2017). Studien omfattade bl.a. livscykelanalys för klimatpåverkan från GAK och ozonering. Resultaten i IVLs studie är för ozoneringen jämförbara med resultaten i föreliggande kalkyl (IVL 8 g CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>). För alternativet GAK visar däremot IVLs studie en betydligt lägre klimatpåverkan (180 g CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>) jämfört med föreliggande kalkyl. I båda studierna är det användningen av GAK som medför merparten av klimatpåverkan. Det framgår inte av IVLs studie vilken emissionsfaktor de har använt för aktivt kol, utan endast att de använt data från den europeiska tillverkaren Chemvicon som referens. Det framgår inte heller av studien ifall man har räknat med utsläpp från avfallshandlingen av uttjänt aktivt kol i det fall det inte regenereras. Vidare räknade man på en något lägre GAK-dos i driften.

## 8.6 Slutsatser

Genomförd studie visar att driftskedet utgör den livscykelphas som har störst klimatpåverkan för undersökta alternativ. Klimatpåverkan från material för byggnad samt maskiner får mindre betydelse jämfört med material och energi som används vid driften. I den mån det är möjligt bör tekniker som medför lägre resursförbrukning vid drift prioriteras för att minska klimatpåverkan ur ett livscykelperspektiv.

Studien visar även att klimatpåverkan från driftenergin ger mycket litet utslag så länge förnybara källor används för elproduktionen. Känslighetsanalysen visar att klimatpåverkan ökar avsevärt, särskilt för ozoneringsalternativet, vid utbyte till elmix med högre andel fossila energikällor.

Alla undersökta scenarier i genomförd kalkyl visar att klimatpåverkan från alternativet ozonering medför en lägre klimatpåverkan jämfört med GAK.

Möjligheten att regenerera det aktiva kolet istället för att använda primärt kol minskar klimatpåverkan avsevärt. Så länge det aktiva kolet i Alternativ GAK härstammar från fossilt material är det dock svårt att minska dess klimatavtryck till jämförbar nivå med ozonering.

## 9. Diskussion och jämförelse av reningsteknikerna aktivt kol och ozon följt av MBBR

Val av teknik för ett framtida avancerat reningssteg kan göras utefter flera olika parametrar. Många av dessa har ingått för denna förstudie, t.ex. val av teknik avseende det specifika vattnet som ska behandlas, vilka mikroföroreningar som identifierats som risk, vilka förutsättningar som finns på reningsverket och så vidare. Utöver de rent kemiska och tekniska parametrarna, tillkommer också kostnader och den klimatpåverkan som det avancerade reningssteget ger.

Tabell 14 sammanfattar en rad delresultat som denna förstudie har resulterat i. Tabellen visar vad som är aktuellt för de två reningstekniker som ingick i förstudien: behandling med GAK och behandling med ozon följt av MBBR.

När det gäller vattenmatrisen och den påverkan som är aktuell från de aktuella reningsteknikerna visade provresultaten att den höga bromidhalten kan innebära bildning av cancerogent bromat. Om ozon ändå ska väljas som teknik behöver uppströmsarbete avseende bromid utredas. Ett resultat från en sådan utredning kan vara att begränsa vissa tillflöden som bidrar till höga bromidhalter. Innan bromidhalterna kan stävjas är ozon inte lämpligt som reningsteknik. Utöver att åtgärda inflöde av bromid kan ozondoseringen anpassas och designas på ett särskilt sätt som hämmar bildningen av bromat. I övrigt är det värt att påpeka att vattenmatrisen som utreddes inom ramen för denna förstudie kommer att vara en annan för Vappa ARV eftersom den anläggningen planeras med en fullständig kväverening.

Gällande riskämnen som blev aktuella visade de att både GAK och ozon följt av MBBR kan fungera lika väl. De mikroföroreningar som utgjorde högst sammantagen risk påvisades på uppmätta halter direkt i recipient och dessa var i fallande ordning ibuprofen, sertralin och norsertralin, citalopram, PFOS, venlafaxin, diklofenak och furosemid.

När PFOS skall inkluderas i teknikbedömningen visar sig den stora skillnaden mellan teknikerna. Ozon efterföljt av MBBR kan inte reducera PFOS. GAK kan reducera PFOS, men inte med hög reningsgrad över lång tid. För en GAK-anläggning på ett reningsverk kan bäddvolymen variera mellan 27 000 och 50 000 och fortfarande reducera mikroföroreningar (Bourgin, o.a., 2018). Vid en inkludering av krav för PFOS-reduktion, däremot, innebär detta sannolikt att filterbyten behöver ske oftare än så. Sweco har identifierat en studie som visar på kraftigt minskad avskiljning av PFOS redan efter 12 000 - 16 000

bäddvolym (Edefell, o.a., 2022). Täta filterbyten påverkar i sin tur både driftskostnad och klimatpåverkan i en LCA-analys.

Respektive reningssteg antar olika stor yta, men båda får i princip plats på den tillgängliga yta som finns, dock kan planeringen av en GAK-anläggning kräva mer omsorg.

Vid jämförelse av de två alternativen är det viktigt att ha med sig att anläggningen för ozon är dimensionerad för att ha två funktioner, dels rening av mikroföroreningar, dels efterdenitrifikation. Kostnad och ytbehov blir därför inte helt jämförbara mellan alternativet med GAK och alternativet med ozon. Detta gäller även klimatpåverkan (LCA).

Ett ozoneringssteg är billigare än ett GAK-filter enligt utförda kalkyler, både ur investerings- och driftsynpunkt. En annan fördel med ozon är att det bildas ett överskott av syre i utgående vatten från kontakttanken, vilket innebär att man i praktiken kan förvänta sig att få nitrifikation i den efterföljande MBBR-reaktorn. Troligtvis bryts även en del organiska föroreningar innehållande kväve ned. Detta är särskilt en fördel om det kommer kvävekrav, till exempel krav på låg ammoniumhalt i utgående vatten.

De beräknade kostnaderna för investering och drift baseras på prisinformation som idag är väldigt föränderlig pga. rådande världsläge. Pris på material och el är till exempel flera gånger högre jämfört med hur priserna såg ut för något år sedan. Investeringskostnaden för de olika teknikalternativen landade på 105 MSEK för GAK och 84 MSEK för ozon följt av MBBR. En stor del av kalkylen för GAK, närmare 20%, motsvarar inköp av GAK. Investeringskostnaden motsvarar en årlig kapitalkostnad på ca 93 144 kr/kg renade mikroföroreningar för ozon följt av MBBR och ca 116 430 kr/kg renade mikroföroreningar för GAK<sup>13</sup>.

Avseende driftskostnaden för GAK och ozon följt av MBBR beräknades detta till 4,3 MSEK respektive 1,4 MSEK. Kalkylen för GAK är starkt beroende av ansatta bäddvolym och ett pris på GAK som ökat med 100% det senaste året. För ozon finns en stark inverkan från kostnad för el som utgör ca 30% av driftskostnaden. Driftskostnaden för de avancerade reningssteget landade på ca. 1,30 kr/m<sup>3</sup> för GAK och ca. 0,40 kr/m<sup>3</sup> för ozon.

Det bör noteras att studier avseende PFOS-reduktion med GAK på avloppsvatten saknas, vilket gör det svårt att uppskatta omfattning på den merkostnad detta kan innebära för avseende drift av en GAK-anläggning när det finns krav på dessa ämnen. Teknikutvecklingen behöver gå framåt innan det kan anses vara rimligt att PFAS-ämnen ska åtgärdas på reningsverk i fullskala.

Den LCA som är genomförd för Enköping ARV pekar på att alternativet med GAK utgör en långt större klimatpåverkan i jämförelse med ozon följt av MBBR. När GAK jämfördes med ozon efterföljt av MBBR beräknades de göra en klimatpåverkan motsvarande 310 respektive 9 g CO<sub>2</sub>-ekv per m<sup>3</sup> behandlat vatten. Teknikerna utgör en klimatpåverkan genom förbrukning av material (GAK) eller LOX (ozon). Skillnaden motsvarar en faktor på 34 när GAK beräknas med jungfruligt kol som sluthanteras genom förbränning. Om regenererat kol utnyttjas istället, blir skillnaden mindre där GAK utgör en 3,4 gånger så stor klimatpåverkan.

<sup>13</sup> Baserat på ett antagande om 80% reduktion av de 39 substanser som ingår i Molabs analyspaket, rak avskrivning på 30 år och utan hänsyn till ränta.

Mot bakgrund av att både vattenmatris och aktuella riskämnen (där PFOS ingår) gemensamt pekar på att ett teknikval med ozon kommer med vissa osäkerheter, vore det mer rimligt att Vappa ARV planerar för en GAK-anläggning. Dock bör det nämnas att GAK kan reducera PFOS från avloppsvatten, men att en hög reningsgrad över lång tid är väldigt utmanande att nå. Studier avseende PFOS-reduktion med GAK på avloppsvatten saknas, vilket gör det svårt att uppskatta omfattning på den merkostnad detta kan innebära för att drifva en GAK-anläggning med krav för PFOS-rening.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att det billigare teknikalternativet med ozon, som också utgör mindre klimatpåverkan, stöter på två tydliga osäkerheter. Den ena osäkerheten är kopplad till hur det framtida reningskravet kommer att se ut, dvs inkluderas PFOS i ett framtida krav på rening eller ej. Den andra osäkerheten ligger i de höga bromidhalterna, där Sweco rekommenderar en uppföljning innan vidare planering för en ozonanläggning görs (se vidare under avsnitt 10.2 och 10.3).

Det dyrare alternativet med GAK fungerar väl, men GAK kombinerat med krav på avskiljning av PFOS på ARV har i skrivande stund bristfälligt underlag.

Tabell 14. Jämförelse av de ingående reningsteknikerna GAK och ozon följt av MBBR utifrån olika aspekter och för Enköping ARV.

Beskrivning	GAK	Ozon + MBBR	Kommentar
Påverkan på vattenmatris	Nej	Ja, risk för bromatbildning	Uppströmsarbete avseende bromid nödvändigt parallellt med kartläggning på inkommande vatten. Efter åtgärd rekommenderas ozontester där bromatbildningen studeras.
Lämplig teknik utifrån identifierade riskämnen (citalopram, diklofenak, furosemid, ibuprofen, norsertralin och sertralin, venlafaxin och PFOS)	Ja, men hög reduktion för PFOS är svårt att nå med GAK	Om PFOS ingår fungerar inte ozon	PFOS oxideras inte av ozon.  Ozondosen behöver vara > 0,7 g ozon/g DOC för att reducera ibuprofen, sertralin och norsertralin till ca. 80%  PFOS-avskiljning med GAK i fullskala på ARV är inte välstuderat.
Antar yta, m <sup>2</sup>	680	350	Vappa ARV har ca 770 m <sup>2</sup> i tillgänglig yta, GAK kräver särskild planering.



Beskrivning	GAK	Ozon + MBBR	Kommentar
			Yta för ozonering inkluderar MBBR dimensionerad för efterdenitrifikation.
Placering	Efter skivfilter, sist i processen	Efter mellansedimentering, innan skivfilter	
Investeringskostnad, Mkr	105	84	Kostnad för ozonering inkluderar MBBR dimensionerad för efterdenitrifikation.
Driftkostnad, MSEK/år	4,3	1,4	Investeringskostnaden är baserad på jungfruligt kol Driftskostnad minskar till 3,1 MSEK/år om regenererat kol används.
LCA, g CO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> behandlat vatten	310	9	Klimatpåverkan från GAK minskar till 94 g CO <sub>2</sub> -ekv/m <sup>3</sup> om regenererat kol används vid utbyte av filtermedia

## 10. Slutsatser

I detta kapitel sammanfattas de slutsatser som kunnat dras utifrån denna förstudie för avancerad rening av läkemedel och andra mikroföroreningar vid Vappa ARV. Syftet med förstudien var att avgöra vilket behov som finns av att rena vattnet från mikroföroreningar samt utreda vilken reningsteknik som är lämplig att implementera för att avlägsna dem. Någon ytterligare teknik än de som har utvärderats och bedömts enligt definierade parametrar finns inte med. Behovet och teknikalternativen redovisas separat i detta kapitel.

### 10.1 Behov av avancerad rening av mikroföroreningar vid Vappa ARV

Enköping ARV släpper årligen ut 37,6 kg läkemedel (inklusive PFOA och PFOS) i recipienten<sup>14</sup>. Detta motsvarar ungefär 1,7 g/pe, år. I de förstudier för rening av läkemedel och mikroföroreningar som Sweco driver ligger denna siffra mellan 0,9 och 2,0 g/pe, år och Enköping ARV ligger alltså relativt högt i detta spann.

PEC/PNEC-beräkningarna visade att riskkvoterna för citalopram, diklofenak, furosemid, ibuprofen och PFOS hamnade över 1 (hög risk) vid både utsläppspunkten och vid recipientprovtagningsplatsen i ån, d.v.s. det finns en risk att organismerna i ån kan skadas av dessa ämnen. Dessutom var risken hög avseende oxazepam vid utsläppspunkten och för sertralin/norsertalin och venlafaxin vid recipientprovtagningspunkten. Av de totalt sex mikroföroreningar som kan utgöra en hög risk nära utsläppspunkten och sju mikroföroreningar som kan utgöra en hög risk vid recipientprovtagningsplatsen finns det bedömningsgrunder för god status för inlandsytvatten för diklofenak och PFOS, som alltså inte uppfylls vid någon av provtagningspunkterna.

Som framgår av ovanstående information går det inte att utesluta behovet av avancerad rening, då flera mikroföroreningar hamnar i kategorin hög risk, både vid utsläppspunkten och i recipienten.

En viktig faktor i sammanhanget är vilken utspädningsfaktor som används för att beräkna halten av mikroföroreningar utanför utsläppspunkten för Enköping ARV (se 4.1), då det har betydelse för utfallet. I detta fall har bedömningen gjorts, med 7 gångers utspädning utifrån medelflöde ut från ARV och medelvattenföringen i Enköpingsån.

<sup>14</sup> Baserat på summahalten (medel av samtliga provtagningar, värden under rapporteringsgräns har exkluderats) av de 39 substanserna som analyserats i denna förstudie enligt MoLabs analyslista.

Sweco har jämfört summan av alla PEC/PNEC-kvoter som utgör måttlig och hög risk för de 39 substanser som analyserats utifrån MoLabs analyslista i utgående vatten med spädning med den andel vatten ARV släpper ut till tillhörande recipient (utsläppsflödets andel till recipient vid medelflöde). Detta gjordes för samtliga förstudier som genomförts av under 2021/2022.

Jämförelsen visar att det finns en indikation på ett samband mellan höga PEC/PNEC-summor med ökad andel utsläppsflöde från ARV till recipient och resultatet stämmer överens med observationer gjorda i en annan studie av Länsstyrelsen 2021.

För att få en helhetsbild över hur halterna av mikroföroreningar från ARV sprids i Enköpingsån och sedan vidare i Mälaren och hur det potentiellt inverkar på PEC/PNEC föreslår Sweco att en 3D-modell tas fram. Denna bör initialt ta hänsyn till den modellering som redan är gjord, och därefter inkludera information om halter och flöden i utgående vatten, samt halter i recipient. 3D-modellen kan ge ett resultat som gäller över tid och rum, tillskillnad från en boxmodell som utnyttjats för denna miljöbedömning. Resultat såsom hur stor vattenvolym som överskrider PEC/PNEC kan tas fram och även var i recipienten påverkan är som störst. Om en 3D-modellering genomförs är det viktigt att de ämnen som ligger över bedömningsgrunderna för god status, d.v.s. diklofenak och PFOS, finns med bland de provtagna ämnena. För analyserna av PFOS rekommenderas att använda det analyslaboratorium som har lägst rapporteringsgräns eftersom det kan ha en avgörande betydelse för om PFOS detekteras eller inte. Övriga mikroföroreningar kan fortsättningsvis analyseras genom MoLab.

## 10.2 Val av reningsteknik

Vattenmatrisen indikerade att det finns risker med ozon som är kopplade till höga bromidhalter. Innan vidare planering för en ozonprocess rekommenderas därför en uppföljning av dessa, vilka presenteras under 10.3.

Vattenmatrisen på Enköping ARV kommer att vara annorlunda jämfört med Vappa ARV, vilket motiverar att den bedöms igen inför nästa projekteringsfas av avancerad rening.

Ytbehovet för en ozonanläggning har bedömts till cirka 350 m<sup>2</sup> och för en GAK-anläggning till cirka 680 m<sup>2</sup>. Båda alternativen får plats på tillgänglig yta på tomten men en GAK-anläggning kräver omsorgsfull planering eftersom endast 770 m<sup>2</sup> finns tillgängligt.

Enligt utförda investeringskalkyler är den totala anläggningskostnaden cirka 84 MSEK för en ozonanläggning och cirka 105 MSEK för en GAK-anläggning när jungfruligt GAK används i beräkningen. De höga kostnaderna är starkt påverkade av rådande världsläge och en ansträngd marknad. Kostnaderna motsvarar en årlig kapitalkostnad på cirka 93 144 kr/kg renade mikroföroreningar för ozon och cirka 116 430 kr/kg renade mikroföroreningar för GAK<sup>15</sup>.

Enligt utförda driftkostnads-kalkyler är den årliga kostnaden cirka 1,4 MSEK för ozon och cirka 4,3 MSEK för GAK. Detta motsvarar en kostnad på 0,40 kr/m<sup>3</sup> behandlat vatten för ozon och 1,30 kr/m<sup>3</sup> behandlat vatten för GAK.

<sup>15</sup> Baserat på ett antagande om 80% reduktion av de 39 substanser som analyserats i detta projekt, en avskrivning på 30 år och utan hänsyn till ränta.

Förutsatt att bromid utreds och hanteras har denna förstudie visat att det finns små skillnader mellan hur GAK och ozon som huvudtekniker kan hantera uppkomna mikroföroreningar som utgör hög risk i Enköpingsån, när PFAS-ämnen utesluts från bedömningen. Ozon efterföljt av MBBR blir då ett teknikalternativ som tillskrivs lägre kostnader, antar en mindre yta och bidrar med en lägre klimatpåverkan och bedöms därmed vara det mer rimliga teknikalternativet.

Om PFAS-ämnen skall inkluderas i bedömningen av mest lämplig teknik, och fortsatt förutsatt att bromid är hanterat och åtgärdat, blir rekommendationen att Enköping ARV bör välja GAK eller ozon efterföljt av GAK. Det är däremot svårmotiverat att GAK ska tillämpas för avskiljning av PFAS-ämnen på ett reningsverk i fullskala eftersom filterbyten sannolikt kommer att ske 2 - 4 gånger oftare jämfört med när GAK används på fullskala på ARV för avskiljning av andra organiska mikroföroreningar. Ett mer frekvent filterbyte ökar dessutom både kostnader och klimatpåverkan avsevärt. I detta skede krävs det därför att teknikutvecklingen avseende PFAS-åtgärder går framåt innan någon teknik kan anses vara mogen och tillämpbar i fullskala på ett reningsverk.

## 10.3 Framtida utredningar

1. Gällande miljöriskbedömningen kan en mer varierad modell, t.ex. en 3D-modell nyttjas för att förstå hur mikroföroreningarna varierar i recipienten över tid och rum och hur det ev. kan inverka på behovsanalysen av avancerad rening.
2. Gällande vattenmatrisen för Vappa ARV bör den bedömas på nytt när den framtida reningsprocessen är på plats.
3. Gällande teknikvalet med ozon bör en framtida utredning undersöka förekomsten av bromid och huruvida inkommande halter kan minskas ned till 0,4 mg bromid/l som anses vara en mindre riskfylld bromidhalt för ozonering enligt schweizisk standard. Det är framförallt två insatser avseende bromid som krävs initialt.
  - a) Ett uppströmsarbete för att identifiera källor av bromid och åtgärda dem.
  - b) En kartläggning av inkommande halter av bromid till Enköping ARV som sträcker sig över hela året.
4. När a) och b) är utrett och ozon fortfarande känns som ett lämpligt teknikval (t.ex. genom att bromidhalten är under kontroll), bör en simulering av ozonprocessen göras avseende bromatbildning relativt ozondos och andra inverkanse parametrar (t.ex. ammoniumhalt, tillsats av väteperoxid mm). Det är framförallt viktigt att förstå hur bromatbildning kan undvikas samtidigt som ozondosen ändå kan anses vara tillräcklig för att bibehålla avskiljningsgraden av mikroföroreningarna. Ozonmodellering avseende bromatbildning är ett område under stor utveckling och en lägesuppdatering kring nyuppkommen information kan därför vara av betydelse innan ozon överges som ett fungerande teknikalternativ.
5. PFAS-förekomsten på inkommande vatten till Enköping ARV bör utredas och åtgärdas uppströms innan det når reningsverket.

# 11. Litteraturförteckning

- Bansal, & Goyal. (2015). *Activated Carbon Adsorption*. Boca Raton: CRC Press.
- Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K., & Olshammar, M. (2017). *Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten*. Stockholm: IVL.
- Belkouteb, N. F. (den 1 September 2020). Removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in a full-scale drinking water treatment plant: Long-term performance of granular activated carbon (GAC) and influence of flow-rate. *Water Research*.
- Bengtsson-Palme, J., & Larsson, J. (2016). Concentrations of antibiotics predicted to select for resistant bacteria: proposed limits for environmental regulation. *Environmental International*, ss. 140-149.
- Betsholtz, A., Karlsson, S., Svahn, O., Davidsson, Å., Cimbritz, M., & Falås, P. (2021). Tracking 14C-Labeled Organic Micropollutants to Differentiate between Adsorption and Degradation in GAC and Biofilm Processes. *Environmental Science and Technology*, 11318–11327 .
- Bourgin, M., Beck, B., Boehler, M., Borowska, E., Fleinera, J., Salhi, E., . . . McArdella, C. (den 1 February 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-product. *Water Research*, ss. 486-498.
- Cimbritz. (2019). *Konsultrapport, kunskapslägget beträffande avancerad rening av mikroföroreningar*. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Cimbritz, M., & Mattsson, A. (2018). *Reningstekniker för läkemedel och mikroföroreningar i avloppsvatten - Redovisning av åtta projekt som fått medel från Havs- och Vattenmyndigheten*. Göteborg: Havs- och Vattenmyndigheten.
- Cimbritz, M., Tumlin, S., Hagman, M., Dimitrova, I., Hey, G., Mases, M., . . . la Cour Jansen, J. (2016). *Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar* . Svenskt Vatten.
- Ecoinvent. (den 24 juni 2022). *Ecoinvent, databas*. Hämtat från [www.ecoinvent.org](http://www.ecoinvent.org)
- Ecoinventdata, d. (2022). Transport, freight, lorry >32 metric ton, euro6 {RER} | market for transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6 | . Schweiz, Zürich.
- Edefell, E., Falås, P., Kharel, S., Hagman, M., Bester, K., & Christensson, M. (2021). MBBRs as post-treatment to ozonation: Degradation of transformation products and ozone-resistant micropollutants. *Science of the Total Environment*.

- Edefell, E., Svahn, O., Falås, P., Bengtsson, E., Axelsson, M., Ullman, R., & Cimbritz, M. (2022). Digging deep into a GAC filter – Temporal and spatial profiling of adsorbed organic micropollutants. *Water Research*.
- Green, D., & Perry, R. (2008). *Perry's chemical engineers' handbook*. McGraw Hill.
- Gulde, R., Rutsch, M., Clerc, B., Schollée, J., von Gunten, U., & McArdell, C. (den 27 April 2021). Formation of transformation products during ozonation of secondary wastewater effluent and their fate in post-treatment: from laboratory- to fullscale. *Water Research*.
- Havs- och Vattenmyndigheten. (2019:25). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*. Havs- och Vattenmyndigheten.
- Itzel, F., Baetz, N., Hohrenk, L., Gehrman, L., Antakyali, D., Schmidt, T., & Tuerk, J. (2020). Evaluation of a biological post-treatment after full-scale ozonation at a municipal wastewater treatment plant. *Water Research*.
- IVL. (2015). *Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten, Nr B2218*. Stockholm: IVL.
- IVL. (2016). *Sammanställning av befintlig kunskap om föroreningskällor till PFAS-ämnen i svensk miljö*. Stockholm: IVL.
- IVL. (2017). *Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk*. Stockholm: IVL.
- Jekel, & Zietzschmann. (2018). *TestTools – Entwicklung und Validierung von schnellen estmethoden zum Spurenstoffverhalten in technischen und natürlichen Barrieren des Urbanen Wasserkreislaufs*. Berlin: Technische Universität Berlin.
- Juaréz, R., Karlsson, S., Falås, P., Davidsson, Å., Bester, K., & Cimbritz, M. (2021). Integrating dissolved and particulate matter into a prediction tool for ozonation of organic micropollutants in wastewater. *Science of the total environment*.
- Kamp, M., Dahlberg, C., & Barkman, K. (2020). *Stöd för upprättande av förfrågningsunderlag inför upphandling av läkemedelsrening med ozon*. Jönköping: Svenskt Vatten AB.
- Kemikalieinspektionen, K. (2020). *Guidance on national chemicals control, Hazard and risk assessment*. Stockholm: Kemikalieinspektionen.
- Kennedy, A., Reinert, A., Knappe, D., Ferrer, I., & Summers, R. (den 23 September 2015). Full- and pilot-scale GAC adsorption of organic micropollutants. *Water Research*, ss. 238-248.
- Krasner, Westerhoff, Mitch, Hanigan, McCurry, & von Gunten, U. (2018). Behavior of NDMA precursors at 21 full-scale water treatment facilities. *Environmental Science Water Research & Technology*.
- KWB. (2021). *Fitness check for API elimination for WWTP Ekeby (SE)*. Berlin: Berlin Centre of Competence for Water.
- Kårelid, V., Larsson, G., & Björleinius, B. (den 16 February 2017). Pilot-scale removal of pharmaceuticals in municipal wastewater: Comparison of granular and powdered activated carbon at three wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, 491-502.
- Labmedicin Skåne. (den 15 juni 2021). *Metodbeskrivning - LCMSMS*. Hämtat från Analysportalen, labmedicin, Skåne: <http://analysportalen-labmedicin.skane.se/pics/Labmedicin/Verksamhetsomr%E5den/Klinisk%20kemi/Analyser/Skane/LCMSMS-1.pdf>
- Lee, Y., & von Gunten, U. (den 27 November 2010). Oxidative transformation of micropollutants during municipal wastewater treatment: Comparison of

- kinetic aspects of selective (chlorine, chlorine dioxide, ferrate, and ozone) and non-selective oxidants (hydroxyl radical). *Water Research*, ss. 555-566.
- Lee, Y., & von Gunten, U. (den 2 Mars 2016). Advances in predicting organic contaminant abatement during ozonation of municipal wastewater effluent: reaction kinetics, transformation products, and changes of biological effects. *Water Research*, ss. 421-442.
- Länsstyrelsen, S. (2021). *Läkemedel i vattenrecipient, 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*. Malmö: Länsstyrelsen i Skåne, rapport 2021:13.
- Malnes, D. G., Köhler, S., & Ahrens, L. (2020). *Förekomst av organiska miljöföroreningar i svenska ytvatten, Kartläggning av Sveriges tre största sjöar, till rinnande vattendrag och utlopp*. 2020: SLU.
- McArdell, C. (den 5 april 2022). *Stowa*. Hämtat från Stowa: [www.stowa.nl](http://www.stowa.nl)
- Meinel, F., Zietzschmann, F., Ruhl, A., Sperlich, A., & Jekel, M. (den 6 januari 2016). The benefits of powdered activated carbon recirculation for micropollutant removal in advanced wastewater treatment. *Water Research*, ss. 97-103.
- Metcalfe, C., Metcalfe, T., Kiparissis, Y., Koenig, B., Khan, C., Hughes, R., . . . Potter, T. (2001). Estrogenic potency of chemicals detected in sewage treatment plant effluents as determined by in vivo assays with Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Environmental Toxicological Chemistry*, ss. 297-308.
- Miehe, Stapf, & Schuman. (2017). *Studie über Effekte und Nebeneffekte bei der Behandlung von kommunalem Abwasser mit Ozon*. Berlin: Kompetenzzentrum Wasser Berlin.
- Miljö, T. E. (2019). *Implementering av fullskalig läkemedelsrening vid Tierps reningsverk*. Tierp.
- Padhye, L., Luzinova, Y., Cho, M., Mizaikoff, B., Kim, J.-H., & Huang, C.-H. (2011). PolyDADMAC and Dimethylamine as Precursors of N-Nitrosodimethylamine during ozonation: reaction kinetics and mechanisms. *Environmental Science and Technology*, 4353-4359.
- Pinkernell, & Gunten, U. (2001). Bromate minimization during ozonation: mechanistic considerations. *Environmental Science and Technology*, 2525-2531.
- Regeringskansliet. (2015). *Utredningen om spridning av PFAS-föroreningar i dricksvatten, M 2015:B*. Stockholm: Regeringskansliet.
- Schindler Wildhaber, Y., Mestankova, H., Schäfer, M., Schirmer, K., Salhi, E., & von Gunten, U. (2015). Novel test procedure to evaluate the treatability of wastewater with ozone. *Water Research*, 324-335.
- Stapf, M., Miehe, U., Bester, K., & Lukas, M. (2020). *Guideline for advanced API removal*. CWPPharma.
- Svahn, O., & Björklund, E. (2017). *LUSKA Läkemedel från Skånska Avloppsreningsverk 2017*. Kristianstad: Högskolan Kristianstad.
- Sweco. (2017). *Resvav läkemedelsrening - kostnadsbedömningar för införande av tekniker för avskiljning av svårnedbrytbara ämnen*. Malmö: Swedish Water Research.
- Sweco. (2020). *Förstudie PAK och GAK: Ryaverket*. Malmö.
- Sweco. (2020). *Rening av mikro-föroreningar vid Kungsängsverket i Uppsala*. Uppsala: Sweco.

- Sweco. (2020). *Spridningsberäkningar och påverkansanalys för Hammargård avloppsreningsverk*.
- Tell, J., Caldwell, D., Häner, A., Hellstern, J., Hoeger, B., Journal, B., . . . Vestel, J. (2019). *Science-based Targets for Antibiotics in Receiving Waters from pharmaceutical manufacturing operations*.
- Trafikverket. (den 24 juni 2022). *Trafikverket*. Hämtat från Klimatkalkyl från Trafikverket: <https://www.trafikverket.se/tjanster/system-och-verktyg/Prognos--och-analysverktyg/Klimatkalkyl/>
- Vatten, S. (den 4 april 2022). *Läkemedelsrening*. Hämtat från Läkemedelsrening: [www.lakemedelsrening.se](http://www.lakemedelsrening.se)
- Verken, T. (den 5 april 2022). *Tekniska Verken*. Hämtat från Tekniska Verken, Linköping: <https://www.tekniskaverken.se/om-oss/anlaggningar/avloppsreningsverk/>
- von Gunten, U. (den 19 April 2018). Oxidation Processes in Water Treatment: Are We on Track? *Environmental Science and Technology*, ss. 5062-5075.
- von Sonntag, C., & von Gunten, U. (2012). *Chemistry of ozone in wastewater and water treatment - from basic principles to applications*. London: IWA publishing.
- VSA. (den 5 april 2022). *VSA - Platform process engineering micropollutants*. Hämtat från VSA: [www.micropoll.ch/en/home](http://www.micropoll.ch/en/home)
- Wunderlin, & Grelot. (2021). *Abklärungen Verfahrenseignung Ozonung*. Glattbrugg, Schweiz: VSA.
- Ågerstrand, M. (2019). *Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances*. Stockholm: ACES Report.
- Önnby, L., Salhi, E., McKay, G., Rosario-Ortiz, F., & von Gunten, U. (den 1 November 2018). Ozone and chlorine reactions with dissolved organic matter - Assessment of oxidant-reactive moieties by optical measurements and the electron donating capacities. *Water Research*, ss. 64-75.



# Appendix 1 – Ämneslista för MoLab

Tabell A1. Ämnen som analyserats av MoLab och deras användningsområde.

Ämneslista MoLab	Användningsområde
17 $\alpha$ -etinylöstradiol (EE2)	Könshormon
17 $\beta$ -östradiol (E2)	Könshormon
Acetamidrid	Insekticid
Amisulprid	Neuroleptika
Atenolol	Betablockerare
Azitromycin	Antibiotikum
Bensotriazol	Korrosionshämmande (m.m)
Bisfenol A	Plastkemikalie (m.m.)
Ciprofloxacín	Antibiotikum
Citalopram	Antidepressivt
Diklofenak	Antiinflammatoriskt
Erytromycin	Antibiotikum
Flukonazol	Svampmedel
Furosemid	Vätskedrivande
Hydroklortiazid	Urindrivande
Ibuprofen	Smärtstillande och antiinflammatoriskt
Imidakloprid	Insekticid (neonikotinoid)
Irbesartan	Blodtryckssänkande
Karbamazepin	Antiepileptika
Ketokonazol	Svampdödande
Klaritromycin	Antibiotikum
Losartan	Blodtryckssänkande
Metoprolol	Betablockerare (blodtryckssänkande bl.a.)
Metotrexat	Cytostatika
Naproxen	Antiinflammatoriskt
Oxazepam	Lugnande
Paracetamol	Smärtstillande
PFOA	Högfluorerat ämne

Ämneslista MoLab	Användningsområde
PFOS	Högfluorerat ämne
Propranolol	Betablockerare (blodtryckssänkande bl.a.)
Sertralin	Antidepressivt
Sulfametoxazol	Antibiotikum
Tiaklopid	Insekticid (neonikotinoid)
Tiametoxam	Insekticid (neonikotinoid)
Tramadol	Smärtstillande
Trimetoprim	Antibiotikum
Venlafaxin	Antidepressivt
Zolpidem	Sömnmedel och lugnande
Östron (E1)	Könshormon

## Appendix 2 – Ämneslista för Eurofins

Tabell A2. Lista över de 150 mikroföroreningar som analyserats av Eurofins och deras användningsområde.

Analyserade mikroföroreningar Eurofins	Användningsområde
17 $\alpha$ -etinylostradiol	Könshormon
17 $\beta$ -östradiol	Könshormon
4-Acetamidoantipyrin	Smärtstillande och antiinflammatorisk (metabolit)
4-Formylaminoantipyrin (Formyl-AAP)	Smärtstillande och antiinflammatorisk (metabolit)
5-methylbensotriazol	Korrosionshämmande
Acetanilid	Smärtstillande
Acetylsulfametoxazol	Antibiotikum (metabolit)
Amilorid	Blodtryckssänkande
Amiodaron	Antiarytmika (mot oregelbunden hjärtrytm)
Amitriptylin	Antidepressivt
Amlodipin	Blodtryckssänkande (m.m)
Amoxicillin	Antibiotikum
Ampicillin	Antibiotikum
Atenolol	Betablockerare
Atorvastatin	Lipidsänkande
Azatioprin	Cytostatika
Azitromycin	Antibiotikum
Beklometason	Mot astma
Bendroflumetiazid	Diuretikum (vätskedrivande)
Bensotriazol	Korrosionshämmande (m.m)
Benzatin benzylpenicillin G	Antibiotikum
Benzylpenicillin	Antibiotikum
Bezafibrat	Lipidsänkande
Bisoprolol ( $\beta$ -Adrenergika)	Betablockerare (blodtryckssänkande bl.a.)
Bromokriptin	Dopaminantagonist (bl.a. mot Parkinson)

Analyserade mikroföroreningar Eurofins	Användningsområde
Budesonid	Glukokortikoid (bl.a. mot astma och KOL)
Buspiron	Antidepressivt
Cetirizin	Antihistamin (mot allergi)
Ciprofloxacin	Antibiotikum
Citalopram	Antidepressivt
Cyklofosfamid	Cytostatikum
Dapson	Antibiotikum
Desloratadin	Antihistamin (mot allergi)
Dexmedetomidin	Lugnande
Diatrizoat (Amidotrizoat)	Röntgenkontrastmedel
Diklofenak	Antiinflammatoriskt
Doxycyklin	Antibiotikum
Enalapril	Blodtryckssänkande
Enrofloxacin	Antibiotikum
Entakapon	Mot Parkinson (bl.a.)
Erytromycin	Antibiotikum
Febantel	Maskmedicin för hund
Felodipin	Blodtryckssänkande
Fenazon	Smärtstillande
Fenbendazol	Maskmedicin för djur
Fexofenadin	Antihistamin (mot allergi)
Flubendazol	Maskmedicin för djur
Flukonazol	Svampdödande
Fluoxetin	Antidepressivt
Flutamid	Antiandrogen
Fluvastatin	Lipidsänkande
Fluvoxamin	Antidepressivt
Furosemid	Urindrivande
Gabapentin	Antiepileptikum
Gemfibrozil	Serumlipidsänkande
Glibenklamid	Blodsockersänkande (mot typ 2-diabetes)
Hydroklortiazid	Urindrivande

Analyserade mikroföroreningar Eurofins	Användningsområde
Hydrokortison	Inflammationshämmande
Ibuprofen	Antiinflammatoriskt
Ifosfamid	Cytostatikum
Iopromid	Kontrastmedel
Ipratropium	Mot astma och KOL
Irbesartan	Blodtryckssänkande (bl.a.)
Irinotecan	Cytostatika
Ivermektin	Mot parasitinfektioner och rosacea bl.a.
Jopamidol	Kontrastmedel
Karbamazepin	Antiepileptikum
Karvedilol	Blodtryckssänkande (bl.a.)
Ketokonazol	Svampdödande
Ketoprofen	Smärtstillande, antiinflammatoriskt
Klaritromycin	Antibiotikum
Klenbuterol	Bronkdilaterande
Klindamycin	Antibiotikum
Klofibratsyra	Antilipemimedel
Klotrimazol	Svampdödande
Kloxacillin	Antibiotikum
Klozapin	Antipsykotikum (mot schizofreni)
Koffein	Stimulerande
Lamotrigin	Antiepileptika (mot epilepsi och bipolär sjukdom)
Levonorgestrel	Könshormon
Levosimendan	Mot hjärtsvikt och nedsatt hjärtminutvolym
Lidokain	Lokalbedövningsmedel
Loratadin	Antihistamin (mot allergi)
Losartan	Blodtryckssänkande
Mebendazol	Maskmedicin
Meropenem	Antibiotikum
Metaflumizon	Mot fästingar och loppor på djur

Analyserade mikroföroreningar Eurofins	Användningsområde
Metoprolol	Betablockerare (blodtryckssänkande bl.a.)
Metotrexat	Cytostatika
Metronidazol	Antibiotikum
Metylprednisolon	Antiinflammatorisk steroid
Mianserin	Antidepressivt
Mikonazol	Svampdödande
Mirtazapin	Antidepressivt
Mometasonfuroat	Antidepressivt
Naproxen	Antiinflammatoriskt
N-Desmetylerytromycin A	Metabolit till erytromycin (antibiotikum)
Nelfinavir	Antiviralt (mot HIV)
Nitenpyram	Insekticid
Noretisteron	Könshormon
Norfloxacin	Antibiotikum
O-Desmetylvenlafaxin	Metabolit till venlafaxin (antidepressivt)
Ofloxacin	Antibiotikum
Oximetazolin	Avsvällande (nässpray)
Oxitetracyklin	Antibiotikum
Paracetamol	Smärtstillande
Paroxetin	Antidepressivt
Piperacillin	Antibiotikum
Prazikvantel	Avmaskningsmedel (djur)
Primidon	Barbiturat – dämpande på centrala nervsystemet
Progesteron	Hormon
Propafenon	Motverkar snabb hjärtrytm (bl.a.)
Propifenazon	Smärtstillande
Propranolol	Betablockerare (blodtryckssänkande bl.a.)
Pyrantel	Maskmedicin för djur
Quetiapin	Antipsykotikum (bl.a. mot schizofreni)

Analyserade mikroföroreningar Eurofins	Användningsområde
Raloxifen	Antiöstrogen (bl.a. mot benskörhet)
Ramipril	Blodtryckssänkande (bl.a.)
Risperidon	Antipsykotikum (bl.a. mot schizofreni)
Roxitromycin	Antibiotikum
Salbutamol	Mot astma
Salmeterol	Mot astma
Sertralin och norsertralin	Antidepressivt
Simvastatin	Kolesterolsänkande
Sotalol ( $\beta$ -Adrenergika)	Betablockerare
Sulfadiazin	Antibakteriellt medel för djur
Sulfadimidin (Sulfametazin)	Antibiotikum
Sulfadoxin	Antibiotikum
Sulfaguanidin	Antibiotikum
Sulfamerazin	Antibiotikum
Sulfametizol	Antibiotikum
Sulfametoxazol	Antibiotikum
Sulfatiazol	Antibiotikum
Tamoxifen	Antiöstrogen (mot bröstcancer)
Terbutalin	Mot astma och kronisk bronkit
Testosteron	Könshormon
Tetracyklin	Antibiotikum
Tetrakonazol	Fungicid
Toremifen	Antiöstrogen
Tramadol	Smärtstillande
Triclocarban	Antibiotikum
Trimetoprim	Antibiotikum
Tylosin	Antibiotikum
Valsartan	Blodtryckssänkande
Venlafaxin	Antidepressivt
Verapamil	Hjärtmedicin
Warfarin	Blodförtunnande
Xylometazolin	Avsvällande effekt (nässpray)

Analyserade mikroföroreningar Eurofins	Användningsområde
Östriol	Könshormon
Östron	Könshormon



## Appendix 3 – Analys av mikroföroreningar

Tabell A3. Analysresultat av mikroföroreningar i form av medelhalt, standardavvikelse och antal mätningar (<LOQ, totalt och från respektive labb) från provtagningarna av mikroföroreningar vid Enköping ARV. Provtagningspunkterna var inkommande och utgående från avloppsreningsverket

	Utg. ARV			Recipient		
	Medel (ng/L)	n <sup>a</sup> < LOQ <sup>b</sup> / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)	Medel (ng/L)	n <LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)
<b>17α-etinylöstradiol</b>	0 ± 0	1/3	1/2	0 ± 0	1/3	1/2
<b>17β-östradiol</b>	0 ± 0	1/1	1/2	0 ± 0	1/3	1/0
<b>4-Acetamidoantipyrene</b>	<10	1/1	1/0	16	0/1	1/0
<b>4-Formylaminoantipyrene (Formyl-AAP)</b>	<20	0/1	1/0	<20	1/1	1/0
<b>5-metylbensotriazol</b>	41	0/2	1/0	1800	0/1	0/2
<b>Acetamidrid</b>	0,4 ± 0,4	1/1	0/2	0 ± 0	0/2	1/0
<b>Acetanilid</b>	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0
<b>Acetylsulfametoxazol</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Amilorid</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Amiodaron</b>	<20	0/1	1/0	<20	1/1	0/1
<b>Amisulprid</b>	89	1/1	0/1	1	0/1	1/0
<b>Amitriptylin</b>	<10	1/1	1/0	50	0/1	1/0
<b>Amlodipin</b>	<200	1/1	1/0	<200	1/1	1/0
<b>Amoxicillin</b>	<100	1/1	1/0	<100	1/1	1/0
<b>Ampicillin</b>	<5	1/3	1/0	<5	1/1	1/2
<b>Atenolol</b>	1112 ± 57	1/1	1/2	153,8 ± 202,4	0/3	1/0
<b>Atorvastatin</b>	<10	1/1	1/0	<20	1/1	1/0
<b>Azatioprin</b>	<5	1/3	1/0	<5	1/1	1/2
<b>Azitromycin</b>	40,2 ± 18,8	1/1	1/2	4,7 ± 6,6	0/3	1/0
<b>Beklometason</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Bendroflumetiazid</b>	<10	1/3	1/0	<10	1/1	1/2
<b>Bensotriazol</b>	1557,2 ± 410,9	1/1	1/2	253,7 ± 294,4	0/3	1/0

<b>Bensylpenicillin</b>	<100	1/1	1/0	<100	1/1	1/0
<b>Benzatin benzylpenicillin G</b>	<500	1/1	1/0	<500	1/1	1/0
<b>Bezafibrat</b>	<5	0/2	1/0	95	0/1	0/2
<b>Bisfenol A</b>	69,5 ± 44,4	1/1	0/2	<30,7	1/2	1/0
<b>Bisoprolol (β- Adrenergika)</b>	<10	1/1	1/0	0,08	1/3	1/0
<b>Bromokriptin</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/3	1/0
<b>Budesonid</b>	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0
<b>Buspiron</b>	<5	0/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Cetirizin</b>	0,007	1/3	1/0	0,46	1/3	1/2
<b>Ciprofloxacin</b>	51,1 ± 37,9	1/3	1/2	66,7 ± 94,3	0/3	1/2
<b>Citalopram</b>	229,3 ± 29	1/3	1/2	80,9 ± 112,5	0/3	1/2
<b>Cyklofosfamid</b>	<5	1/1	1/2	<5	1/1	1/0
<b>Dapson</b>	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0
<b>Desloratadin</b>	<5	1/1	1/0	33	0/1	1/0
<b>Dexmedetomidin</b>	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0
<b>Diatrizoat (Amidotrizoat)</b>	<20	1/1	1/0	170	0/1	1/0
<b>Diklofenak</b>	702,8 ± 493,3	0/3	1/2	169,2 ± 219,8	0/3	1/2
<b>Doxycyklin</b>	<20	1/1	1/0	<20	1/1	1/0
<b>Enalapril</b>	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0
<b>Enrofloxacin</b>	<20	1/1	1/0	<20	1/1	1/0
<b>Entacapon</b>	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0
<b>Erytromycin</b>	26,2 ± 22,1	1/3	1/0	0 ± 0	1/3	1/2
<b>Febantel</b>	<5	1/3	1/0	<5	1/1	1/2
<b>Felodipin</b>	<50	1/1	1/2	<50	1/1	1/0
<b>Fenazon</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Fenbendazol</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Fexofenadin</b>	30	1/1	1/0	490	0/1	1/0
<b>Flubendazol</b>	<5	0/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Flukonazol</b>	76,7 ± 27,1	1/1	1/2	37,7 ± 51,1	0/3	1/0
<b>Fluoxetin</b>	<10	1/3	1/0	22	0/1	1/2

<b>Flutamide</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Fluvastatin</b>	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0
<b>Fluvoxamin</b>	<5	1/1	1/2	<5	1/1	1/0
<b>Furosemid</b>	1408,1 ± 450,2	1/1	1/0	172 ± 158,1	1/3	1/0
<b>Gabapentin</b>	50	1/3	1/2	92	0/1	1/2
<b>Gemfibrozil</b>	<10	0/1	1/0	280	0/1	1/0
<b>Glibenklamid</b>	<10	1/1	0/2	<10	1/1	1/0
<b>Hydroklortiazid</b>	249,9 ± 135,8	1/1	1/0	900	0/1	1/0
<b>Hydrokortison</b>	<10	1/3	1/0	<7,5	2/3	1/0
<b>Ibuprofen</b>	79,9 ± 79,9	1/1	1/0	86,7 ± 122,6	0/3	1/2
<b>Ifosfamid</b>	<20	1/3	1/2	<20	1/1	1/2
<b>Imidaklopid</b>	7,6 ± 0,4	1/1	1/0	0,4 ± 0	0/2	1/0
<b>Iopamidol</b>	<20	0/2	1/0	<20	1/1	0/2
<b>Iopromid</b>	<20	1/1	1/2	<20	1/1	1/0
<b>Ipratropium</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Irbesartan</b>	121,9 ± 9,4	1/1	1/2	210	0/1	1/0
<b>Irinotecan</b>	<10	1/3	1/0	<10	1/1	1/0
<b>Ivermectin</b>	<10	1/1	1/2	<10	1/1	1/0
<b>Karbamazepin</b>	241,6 ± 167	1/1	1/0	73,8 ± 89,3	0/3	1/0
<b>Karvedilol</b>	<5	0/3	1/0	<5	1/1	1/2
<b>Ketokonazol</b>	2,8 ± 2,8	1/1	1/0	0 ± 0	1/3	1/0
<b>Ketoprofen</b>	<5	1/3	1/0	420	0/1	1/2
<b>Klaritromycin</b>	71 ± 15,1	1/1	1/0	<1	3/3	1/0
<b>Klenbuterol</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Klindamycin</b>	<10	1/1	1/0	30	0/1	1/0
<b>Klofibratsyra</b>	<50	1/1	1/0	<50	1/1	1/0
<b>Klotrimazol</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Kloxacillin</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Klozapin</b>	<5	1/1	1/0	55	0/1	1/0
<b>Koffein</b>	23	0/1	1/0	190	0/1	1/0
<b>Lamotrigin</b>	62	0/1	1/0	3200	0/1	1/0
<b>Levonorgestrel</b>	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0

Levosimendan	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0
Lidocain	<10	1/1	1/0	460	0/1	1/0
Loratadin	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
Losartan	1821,5 ± 1280,2	0/3	1/2	886,6 ± 1211,6	0/3	1/2
Mebendazol	<5	1/1	1/0	17	0/1	1/0
Meropenem	<50	1/1	1/0	<50	1/1	1/0
Metaflumizon	<10	1/1	1/0	<100	1/1	1/0
Metoprolol	1177,9 ± 819,9	0/3	1/2	514,9 ± 696,6	0/3	1/2
Metotrexat	0 ± 0	1/3	1/2	0 ± 0	1/3	1/2
Metronidazol	<20	1/1	1/0	44	0/1	1/0
Metylprednisolon	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0
Mianserin	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
Miconazol	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
Mirtazapin	<5	1/1	1/0	340	0/1	1/0
Mometasonfuroat	<20	1/1	1/0	<20	1/1	1/0
Naproxen	435,8 ± 16	1/3	1/2	75 ± 75	1/3	1/2
N-Demetyl-erytromycin A	<200	1/1	1/0	<200	1/1	1/0
Nelfinavir	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
Nitenpyram	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0
Noretisteron	<20	1/1	1/0	<20	1/1	1/0
Norfloxacin	<50	1/1	1/0	<50	1/1	1/0
O-Desmetylvenlafaxin	16	0/1	1/0	1600	0/1	1/0
Ofloxacin	<50	1/1	1/0	<50	1/1	1/0
Oxazepam	400,8 ± 13,4	0/2	0/2	6,6 ± 0,5	0/2	0/2
Oximetazolin	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
Oxitetracyklin	<50	1/1	1/0	<50	1/1	1/0
Paracetamol	28,4 ± 28,4	1/3	1/2	1,3 ± 1,3	1/3	1/2
Paroxetin	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
PFOA	7,8 ± 1,5	0/2	0/2	<1,9	3/5	3/2
PFOS	9,3 ± 2,4	0/2	0/2	2,1 ± 0,8	2/5	3/2
Piperacillin	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0
Prazikvantel	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0

<b>Primidon</b>	<5	1/1	1/0	150	0/1	1/0
<b>Progesteron</b>	<1	1/1	1/0	<1	1/1	1/0
<b>Propafenon</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Propifenazon</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Propranolol</b>	70,3 ± 6	1/3	1/2	14,4 ± 18,8	0/3	1/2
<b>Pyrantel</b>	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0
<b>Quetiapin</b>	<5	1/1	1/0	9	0/1	1/0
<b>Raloxifen</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Ramipril</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Risperidon</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Roxithromycin</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Salbutamol</b>	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0
<b>Salmeterol</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Sertralin</b>	16,1 ± 2,3	0/2	0/2	<0,3	1/2	0/2
<b>Sertralin and norsesertralin</b>	<5	1/1	1/0	73	0/1	1/0
<b>Simvastatin</b>	<500	1/1	1/0	<500	1/1	1/0
<b>Sotalol (β-Adrenergika)</b>	<10	1/1	1/0	86	0/1	1/0
<b>Sulfadiazin</b>	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0
<b>Sulfadimidin (Sulfamethazin)</b>	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0
<b>Sulfadoxin</b>	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0
<b>Sulfaguanidin</b>	<50	1/1	1/0	<50	1/1	1/0
<b>Sulfamerazin</b>	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0
<b>Sulfametizol</b>	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0
<b>Sulfametoxazol</b>	169,9 ± 25,8	1/3	1/2	9,7 ± 8,8	0/3	1/2
<b>Sulfatiazol</b>	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0
<b>Tamoxifen</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Terbutalin</b>	<10	1/1	1/0	<10	1/1	1/0
<b>Testosteron</b>	<1	1/1	1/0	<1	1/1	1/0
<b>Tetracyklin</b>	<10	1/1	1/0	77	0/1	1/0
<b>Tetrakonazol</b>	<10	1/1	1/0	<100	1/1	1/0
<b>Tiaklopid</b>	0,8 ± 0,8	0/2	0/2	<0,5	1/2	0/2
<b>Tiametoxam</b>	0,2 ± 0,2	0/2	0/2	0 ± 0	0/2	0/2

<b>Toremifen</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Tramadol</b>	525,1 ± 365,9	0/3	1/2	236,3 ± 313,8	0/3	1/2
<b>Triklocarban</b>	<40	1/1	1/0	<40	1/1	1/0
<b>Trimetoprim</b>	157 ± 57,8	1/3	1/2	37,7 ± 51,1	0/3	1/2
<b>Tylosin</b>	<20	1/1	1/0	<20	1/1	1/0
<b>Valsartan</b>	<10	1/1	1/0	910	0/1	1/0
<b>Venlafaxin</b>	517,7 ± 12,8	1/3	1/2	163,9 ± 223,5	0/3	1/2
<b>Verapamil</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Warfarin</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Xylometazolin</b>	<1	1/1	1/0	27	0/1	1/0
<b>Zolpidem</b>	1,7 ± 1,7	0/2	0/2	2,1 ± 2,1	0/2	0/2
<b>Östriol</b>	<5	1/1	1/0	<5	1/1	1/0
<b>Östron</b>	23,2 ± 12,5	1/3	1/2	0,2 ± 0	1/3	1/2

<sup>a</sup> n, antal mätningar

<sup>b</sup> LOQ – limit of quantification, för denna rapport likställt med rapporteringsgräns.

## Appendix 4 – PEC/PNEC-beräkningar för studerade mikroföroreningar

	PEC(utspädning 7) (ng/L)	PEC(recipient) (ng/L)	PNEC - effektnivå (ng/L)	Säkerhetsfaktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor	PEC(utspädning 10)/PNEC	PEC(recipient)/PNEC
17β-östradiol	0,0	0,0	0,4		HaV 2019 Bedömningsgrund "God status" inlandsytvatten HVMFS 2019:25 årsmedelvärde	0,00	0,00
17α-etinylöstradiol	0,0	0,0	0,035		HaV 2019 Bedömningsgrund SFÄ "God status" inlandsytvatten HVMFS 2019:25 årsmedelvärde	0,00	0,00
5-metylbensotriazol	5,9	1800,0	20000		Schweiziskt EQS 2016	0,00	0,09
Amiodaron	<2,9	<20	240	50	FASS för Cordaron (Sanofi). 13 jan 2022: <a href="https://www.fass.se/LIF/product?userType=2&amp;nplld=19870508000059&amp;docType=78&amp;scrollPosition=0">https://www.fass.se/LIF/product?userType=2&amp;nplld=19870508000059&amp;docType=78&amp;scrollPosition=0</a>	<0,01	<0,08
Amlodipin	<28,6	<200	10	1000	Ågerstrand 2019	<2,86	<20
Amoxicillin	<14,3	<100	250	10	Tell et al. 2019	<0,06	<0,40
Ampicillin	<0,7	<5	250	10	Tell et al. 2019	<0,00	<0,02
Atenolol	158,9	153,8	150000		Schweiziskt EQS 2015	0,00	0,00
Azitromycin	5,7	4,7	19		Schweiziskt EQS 2015	0,30	0,25
Bensotriazol	222,5	253,7	19000		Schweiziskt EQS 2015	0,01	0,01
Bensylpenicillin	<14,3	<100	250	10	Tell et al. 2019	<0,06	<0,40
Bezafibrat	<0,7	95,0	2300	10	Tyskt och schweiziskt EQS 2015	<0,00	0,04
Bisfenol A	9,9	<30,7	1600		HaV 2019 Bedömningsgrund SFÄ "God status" inlandsytvatten HVMFS 2019:25 årsmedelvärde	0,00	<0,00
Bisoprolol (β-Adrenergika)	<1,4	0,1	35600	50	Ågerstrand 2019	<0,00	0,00
Ciprofloxacin	7,3	66,7	100		Bedömningsgrund SFÄ "God status" inlandsytvatten max tillåten koncentration HVMFS 2019:25	0,07	0,67

Sweco | Avancerad rening av mikroföroreningar vid Enköpings avloppsreningsverk – en förstudie

Uppdragsnummer: 30030775

Slutrapport

Upprättad av: Linda Önnby

Dokumentreferens: \\semmafs001\projekt\21235\30030775\_enköping\_läkemedel\000\10  
arbetsmtrl\_dok\rapport\rapport\_enköping\_slutrapport\_220926.docx

	PEC(utspädning 7) (ng/L)	PEC(recipient) (ng/L)	PNEC - effektnivå (ng/L)	Säkerhetsfaktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor	PEC(utspädning 10)/PNEC	PEC(recipient)/PNEC
Citalopram (1)	32,8	80,9	0,075	2000 (1000*2)	Ågerstrand 2019	437,33	1079,11
Citalopram (2)	32,8	80,9	20	50	Fernández-Rubio et al. 2019	1,64	4,05
Cyklofosamid	<0,7	<5	984		Läkemedelsverket 2004 (fr Lst Skåne)	<0,00	<0,01
Desloratadin	<0,7	33,0	12000	10	FASS. 13 jan 2022, info för MSD:s produkter.	<0,00	0,00
Diklofenak	100,4	169,2	100		HaV 2019 Bedömningsgrund SFÅ "God status" inlandsytvatten HVMFS 2019:25 årsmedelvärde.	1,00	1,69
Doxycyclin (2)	<2,9	<20	2000		Tell et al. 2019	<0,00	<0,01
Doxycyklin (1)	<2,9	<20	36,9	1000	Ågerstrand 2019	<0,08	<0,54
Enalapril	<1,4	<10	346		Läkemedelsverket 2004 (fr Lst Skåne 2021)	<0,00	<0,03
Enrofloxacin	<2,9	<20	60		Tell et al. 2019	<0,05	<0,33
Erytromycin	3,7	0,0	200		Tyskt EQS 2015	0,02	0,00
Felodipin	<7,1	<50	50	1000	Miljöinfo i FASS (Plendil AstraZeneca)	<0,14	<1,00
Fexofenadin	4,3	490,0	200000	1000	Miljöinfo i FASS för generika som hänvisar till Sanofi för telfast 16 feb 2022, men Sanofi har inte detta LM längre. <a href="https://www.fass.se/LIF/product?userId=78&amp;nplId=20070323000029&amp;docType=78&amp;scrollPosition=0">https://www.fass.se/LIF/product?userId=78&amp;nplId=20070323000029&amp;docType=78&amp;scrollPosition=0</a>	0,00	0,00
Fluconazol	11,0	37,7	250	?	Tell et al. 2019	0,04	0,15
Fluoxetin	<1,4	22,0	1160	20	Ågerstrand 2019	<0,00	0,02
Furosemid	201,2	172,0	156	1000	Ågerstrand 2019	1,29	1,10
Hydroklortiazid	35,7	900,0	1000	10	Ågerstrand 2019	0,04	0,90
Ibuprofen	11,4	86,7	11		Schweiziskt EQS 2016	1,04	7,88
Ifosfamid	<2,9	<20	162000		Läkemedelsverket 2004 (fr Lst Skåne 2021)	<0,00	<0,00
Imidakloprid	1,1	0,4	5		HaV 2019 Bedömningsgrund "God status" inlandsytvatten (värde saknas för kustvatten och vatten i övergångszon) HVMFS 2019:25 årsmedelvärde	0,22	0,08
Iopromid	<2,9	<20	20000	50	Miljöinfo baserat på info i FASS.	<0,00	<0,00



	PEC(utspädning 7) (ng/L)	PEC(recipient) (ng/L)	PNEC - effektnivå (ng/L)	Säkerhetsfaktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor	PEC(utspädning 10)/PNEC	PEC(recipient)/PNEC
Irbesartan	17,4	210,0	704000	10	Miljöinfo i FASS för Aprovel (Sanofi) 16 feb 2022 <a href="https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&amp;nplId=20040302000012&amp;docType=78&amp;scrollTop=0">https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&amp;nplId=20040302000012&amp;docType=78&amp;scrollTop=0</a>	0,00	0,00
Karbamazepin	34,5	73,8	500	50	Tyskt EQS 2015	0,07	0,15
Ketokonazol	0,4	0,0	4000		Bengtsson-Palme & Larsson (2016) (MIC används som PNEC)	0,00	0,00
Ketoprofen	<0,7	420,0	2000	1000	Ågerstrand 2019	<0,00	0,21
Klaritromycin	<10,1	<1	80	10	Tell et al. 2019	0,13	<0,01
Klindamycin	<1,4	30,0	100	10	Tell et al. 2019	<0,01	0,30
Kloxacillin	<0,7	<5	130	10	Tell et al. 2019	<0,01	<0,04
Lamotrigin	8,9	3200,0	150000	50	Miljödata i FASS 14 jan 2022 <a href="https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&amp;nplId=20041221000015&amp;docType=78&amp;scrollTop=400">https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&amp;nplId=20041221000015&amp;docType=78&amp;scrollTop=400</a>	0,00	0,02
Levonorgestrel	<1,4	<10	0,01	10	Miljöinfo i FASS för Neovletta (Bayer). 16 feb 2022 <a href="https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&amp;nplId=20040607011546&amp;docType=78&amp;scrollTop=0">https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&amp;nplId=20040607011546&amp;docType=78&amp;scrollTop=0</a>	<140	<1000
Lidocain	<1,4	460,0	23000	1000	FASS för Rocephalin (Roche) 16 feb 2022 <a href="https://www.fass.se/LIF/product?userType=2&amp;nplId=19940902000051&amp;docType=78&amp;scrollTop=0">https://www.fass.se/LIF/product?userType=2&amp;nplId=19940902000051&amp;docType=78&amp;scrollTop=0</a>	<0,00	0,02
Loratadin	<0,7	<5	5300	10	Miljödata från FASS 14 jan 2022 <a href="https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&amp;nplId=19911213000054&amp;docType=78&amp;scrollTop=500">https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&amp;nplId=19911213000054&amp;docType=78&amp;scrollTop=500</a>	<0,00	<0,00
Losartan	260,2	886,6	63700	1000	Godoy et al. 2015	0,00	0,01
Meropenem	<7,1	<50	60	10	Tell et al. 2019	<0,12	<0,83
Metoprolol	168,3	514,9	8600		Schweiziskt EQS 2016	0,02	0,06
Metotrexat	0,0	0,0	85000		Simon Webb 2001	0,00	0,00

	PEC(utspädning 7) (ng/L)	PEC(recipient) (ng/L)	PNEC - effektivnivå (ng/L)	Säkerhetsfaktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor	PEC(utspädning 10)/PNEC	PEC(recipient)/PNEC
Mirtazapin	<0,7	340,0	32000	10	Miljödata i FASS för Remeron (MSD) 14 jan 2022 <a href="https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&amp;nplId=20051213000015&amp;docType=78&amp;scrollPosition=200">https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&amp;nplId=20051213000015&amp;docType=78&amp;scrollPosition=200</a>	<0,00	0,01
Mometasonfuroat	<2,9	<20	14	10	Miljödata i FASS för Elosalic (MSD) 14 jan 2022 <a href="https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&amp;nplId=20130703000053&amp;docType=78&amp;scrollPosition=500">https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&amp;nplId=20130703000053&amp;docType=78&amp;scrollPosition=500</a>	<0,21	<1,43
Naproxen	62,3	75,0	1700		Schweiziskt EQS 2015	0,04	0,04
Noretisteron	<2,9	<20	600		Läkemedelsverket 2004 (fr Lst Skåne 2021)	<0,00	<0,03
Norfloxacin	<7,1	<50	500	10	Tell et al. 2019	<0,01	<0,10
Ofloxacin	<7,1	<50	500	10	Tell et al. 2019	<0,01	<0,10
Oxazepam	57,3	6,6	10	100 (50*2)	Ågerstrand 2019	5,73	0,66
Oxitetrazyklin	<7,1	<50	500		Tell et al. 2019	<0,01	<0,10
Paracetamol	4,1	1,3	46000	10	Ågerstrand 2019	0,00	0,00
Paroxetin	<0,7	<5	140	10	FASS för Seroxat (Glaxo) <a href="https://www.fass.se/LIF/product?userType=2&amp;nplId=19910620000077&amp;docType=78&amp;scrollPosition=1000">https://www.fass.se/LIF/product?userType=2&amp;nplId=19910620000077&amp;docType=78&amp;scrollPosition=1000</a>	<0,01	<0,04
PFOA	1,1	<1,9	3		Kalifornien (Environmental Protection Agency) 2021 (prel. rapport). (Baserat på humana effekter (ökad risk för leverskada) - Health protective concentration (HPC), dricksvatten). <a href="https://oehha.ca.gov/media/downloads/cmr/pfoapfosphgdraft061021.pdf">https://oehha.ca.gov/media/downloads/cmr/pfoapfosphgdraft061021.pdf</a>	0,37	<0,63
PFOS	1,3	2,1	0,65		HaV 2019 Kemisk ytvattenstatus inlandsytvatten (årsmedelvärde) HVMFS 2019:25	2,00	3,23
Piperacillin	<1,4	<10	500	10	Tell et al. 2019	<0,00	<0,02
Propranolol	10,0	14,4	160		Schweiziskt EQS 2013	0,06	0,09
Ramipril	<0,7	<5	100000	1000	Ågerstrand 2019	<0,00	<0,00
Risperidon	<0,7	<5	5800	1000	Ågerstrand 2019	<0,00	<0,00
Roxithromycin	<0,7	<5	1000	10	Tell et al 2019	<0,00	<0,01

Sweco | Avancerad rening av mikroföroreningar vid Enköpings avloppsreningsverk – en förstudie

Uppdragsnummer: 30030775

Slutrapport

Upprättad av: Linda Önnby

Dokumentreferens: \\semmafs001\projekt\21235\30030775\_enköping\_läkemedel\000\10

arbetsmtrl\_dok\rapport\rapport enköping\_slutrapport\_220926.docx

	PEC(utspädning 7) (ng/L)	PEC(recipient) (ng/L)	PNEC - effektivnivå (ng/L)	Säkerhetsfaktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor	PEC(utspädning 10)/PNEC	PEC(recipient)/PNEC
Salbutamol	<1,4	<10	240000		Läkemedelsverket 2004 (fr Lst Skåne 2021)	<0,00	<0,00
Salmeterol	<0,7	<5	22000	50	Miljöinfo i FASS för Seretide Diskus Forte (Glaxo)	<0,00	<0,00
Sertralin	2,3	<0,3	9,4	50	Ågerstrand 2019	0,24	<0,03
Sertralin and norsertralin	<0,7	73,0	9,4	50	Ågerstrand 2019	<0,07	7,77
Simvastatin	<71,4	<500	200	10	Ågerstrand 2019	<0,36	<2,50
Sulfadiazin	<1,4	<10	13000	10	Tell et al. 2019	<0,00	<0,00
Sulfametoxazol	24,3	9,7	600		Tyskt och schweiziskt EQS 2016	0,04	0,02
Terbutalin	<1,4	<10	240000	1000	Ågerstrand 2019	<0,00	0,02
Tetracyklin	<1,4	77,0	482	50	Ågerstrand 2019	<0,00	0,16
Tramadol	75,0	236,3	959		Fick et al. (2010)	0,08	0,25
Trimetoprim (1)	22,4	37,7	100	10	Tell et al. 2019	0,22	0,38
Trimetoprim (2)	22,4	37,7	120000		Schweiziskt EQS 2015	0,00	0,00
Tylosin	<2,9	<20	1000	10	Tell et al. 2019	<0,00	<0,02
Valsartan	1,4	910,0	560000		Schweiziskt EQS 2012	<0,00	0,00
Venlafaxin	74,0	163,9	91,9		Zhou et al. 2019	0,81	1,78
Warfarin	<0,7	<5	11000	1000	Ågerstrand 2019	<0,00	<0,00
Xylometazolin	<0,1	27,0	2030	1000	Miljöinfo i FASS för Otrivin (Glaxo)	<0,00	0,01
Zolpidem	0,2	2,1	940		Fick et al. (2010)	0,00	0,00
Östriol	<0,7	<5	0,75		Läkemedelsverket 2004 (fr Lst Skåne 2021)	<0,93	<6,67
Östron	3,3	0,2	3,6		Schweiziskt EQS 2011	0,92	0,06

# Appendix 5 – Investeringskostnader

Uppdrag / Assignment Läkemedelsutredning Enköping	Upprättad av / Issued by Gerly Hey/Yingdi Chen	Datum / Date 2022-06-07
Beställare / Client	Kontrollerad av / Checked by Esbjörn Öhrström	Datum Rev. Datum
Uppdragsnummer / Reference No 30030775	Godkänd av / Approved by	Status-ersätter Arbetshandling

## Investeringskostnads kalkyl Ozon + MBBR 1500 m<sup>3</sup>/h

Byggnadsdel	Antal	Enhet	Pris/enhet	Pris	Kommentar
<b>Mark och betongarbete</b>					Geotekniska förutsättningar okända, pållning/spont/grundvatten sänkning ingår ej.
Jordschakt	1575	m3	200 kr	315 000 kr	
Fyllning	525	m3	300 kr	157 500 kr	
Betong kontaktbassäng ozon	300	m3	9 000 kr	2 700 000 kr	
MBBR bassäng	750	m3	6 000 kr	4 500 000 kr	
<b>Delsum Mark och betongarbete</b>				7 672 500 kr	
<b>Bygg</b>					
Maskinbyggnad	100	m2	32 000 kr	3 200 000 kr	
Övertäckning kontaktbassäng	50	m2	3 000 kr	150 000 kr	
Platta för LOX/förgasare	40	m2	10 000 kr	400 000 kr	
<b>Delsum Bygg</b>				3 750 000 kr	
<b>VVS</b>	25%			800 000 kr	av byggnad
<b>Maskin</b>				32 200 000 kr	
<b>El &amp; Automation</b>	35%			11 270 000 kr	av maskin
<b>Oförutsett</b>	20%			11 138 500 kr	
<b>Entreprenadkostnad</b>				66 831 000 kr	
<b>Byggherrekostnader:</b>	<b>25%</b>				
Projektleddning	4,0%			2 673 300 kr	
Projekteringsledning	2,0%			1 336 700 kr	
Projektering	10,0%			6 683 100 kr	
Upphandling	1,0%			668 400 kr	
Byggledning	2,0%			1 336 700 kr	
Kontroll	2,0%			1 336 700 kr	
Uppföljning av garantier, besiktningar	1,0%			668 400 kr	
Igångkörning	1,0%			668 400 kr	
Drift- och skötselinstruktioner, slutdokumentation	1,0%			668 400 kr	
CE-märkning	1,0%			668 400 kr	
<b>Anläggningskostnad</b>				<b>83 540 000 kr</b>	

Uppdrag / Assignment Läkemedelsutredning Enköping	Upprättad av / Issued by Gerly Hey/Yingdi Chen	Datum / Date 2022-06-14
Beställare / Client	Kontrollerad av / Checked by Esbjörn Öhrström	Datum Rev. Datum
Uppdragsnummer / Reference No 30030775	Godkänd av / Approved by	Status-ersätter Arbetshandling

**Investeringskostnadskalkyl GAK 1500 m<sup>3</sup>/h**

Byggnadsdel	Antal	Enhet	Pris/enhet	Pris	Kommentar
<b>Mark och betongarbete</b>					Geotekniska förutsättningar okända, påhållning/spot/grundvatten sänkning ingår ej.
Jordschakt	2304	m3	200 kr	460 800 kr	
Fyllning	768	m3	300 kr	230 400 kr	
Öppna kolfilter, 14st, 252m2	756	m3	7 000 kr	5 292 000 kr	
Utrymme med rörgalleri	360	m3	6 000 kr	2 160 000 kr	källare
Spolvattentank	210	m3	6 000 kr	1 260 000 kr	
Spolavloppstank	210	m3	6 000 kr	1 260 000 kr	
<b>Delsum Mark och betongarbete</b>				10 663 200 kr	
<b>Bygg</b>					
Liftpumpstation	50	m3	6 000 kr	300 000 kr	
Byggnad	176	m2	32 000 kr	5 632 000 kr	pumprum, fläktrum lagringstank, elrum
Lifthanordning, fundament				200 000 kr	
<b>Delsum Bygg</b>				6 132 000 kr	
<b>VVS</b>	25%			1 948 000 kr	av byggnad
<b>Maskin</b>				37 800 000 kr	
<b>El &amp; Automation</b>	35%			13 230 000 kr	av maskin
<b>Öförtsett</b>	20%			13 954 700 kr	
<b>Entreprenadkostnad</b>				83 727 900 kr	
<b>Byggherrekostnader:</b>	<b>25%</b>				
Projektleddning	4,0%			3 349 200 kr	
Projekteringsledning	2,0%			1 674 600 kr	
Projektering	10,0%			8 372 800 kr	
Upphandling	1,0%			837 300 kr	
Byggledning	2,0%			1 674 600 kr	
Kontroll	2,0%			1 674 600 kr	
Uppföljning av garantier, besiktningar	1,0%			837 300 kr	
Igångkörning	1,0%			837 300 kr	
Drift- och skötselinstruktioner, slutdokumentation	1,0%			837 300 kr	
CE-märkning	1,0%			837 300 kr	
<b>Anläggningskostnad</b>				<b>104 670 000 kr</b>	

# Appendix 6 – Emissionsfaktorer Enköping ARV

Markarbete och asfaltering	Värde	Enhet	Källa
Jord Fall A, Fyll	2,14	kg CO <sub>2</sub> e/m <sup>3</sup>	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0
Jordschakt Fall A	2,14	kg CO <sub>2</sub> e/m <sup>3</sup>	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0
Jordschakt Fall B	6,26	kg CO <sub>2</sub> e/m <sup>3</sup>	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0

Energi-/materialresurser	Värde tillverkning	Värde inkl. transport	Enhet	Källa
Betong, anläggning	0,17	0,17	kg CO <sub>2</sub> e/kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0   EPD från svensk betong EPD Norge, NEPD-1294-420 (Giltig tom 2022-03-27)
Stål, armeringsstänger	0,70	0,73	kg CO <sub>2</sub> e/kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0 [Medelvärde av 14 EPD:er från Norge och övriga Europa]
Stål, rostfritt stål	3,60	3,64	kg CO <sub>2</sub> e/kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0 [Medelvärde av 5 EPD:er från Sverige, Finland och Tyskland]
Stål, konstruktion	2,20	2,22	kg CO <sub>2</sub> e/kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0
Polyeten, HDPE	1,80	1,85	kg CO <sub>2</sub> e/kg	Eco-profiles PlasticsEurope "High-density Polyethylene (HDPE), Low-density Polyethylene (LDPE), Linear Low-density Polyethylene (LLDPE) PlasticsEurope April 2014" (Giltig tom 2016).
Stål, galvaniserat	2,60	2,70	kg CO <sub>2</sub> e/kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0   EPD International, EPD från European General Galvanizers Association, Batch hot dip galvanizing of steel products to en iso 1461.
Stenull	1,28	1,35	kg CO <sub>2</sub> e/kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0   Inventory of Carbon & Energy (ICE) Version 2.0, Prof. Geoff Hammond & Craig Jones Sustainable Energy Research Team (SERT) Department of Mechanical Engineering University of Bath, UK.
Takpapp	0,56	0,58	kg CO <sub>2</sub> e/kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0   EPD International, European Waterproofing association, (2017) Flexible bitumen Sheets for Roof waterproofing-Sector EPD. (Giltig till 2020-11-30.)

Fönsterglas	1,35	1,40	kg CO <sub>2</sub> e/kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0   Glass, toughened: Hammond, G. & Jones, C., Inventory of Carbon & Energy, version 2.0 2011, University of Bath, UK
Koppar	1,98	2,05	kg CO <sub>2</sub> e/kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0   European Copper Institute, Copper sheet, <a href="http://www.kupferinstitut.de/">http://www.kupferinstitut.de/</a>
Aluminium	9,16	9,50	kg CO <sub>2</sub> e/kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0   Aluminium general, Inventory of Carbon & Energy (ICE) Version 2.0, Prof. Geoff Hammond & Craig Jones Sustainable Energy Research Team (SERT) Department of Mechanical Engineering University of Bath, UK
Gjutjärn/segjärn	1,51	1,57	kg CO <sub>2</sub> e/kg	Ecoinvent 3.6   cast iron production RER
Elektricitet (ursprungsmärkt, förnybara källor)	0,012	-	kg CO <sub>2</sub> e/kWh	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0
Elektricitet (svensk elproduktionsmix)	0,05	-	kg CO <sub>2</sub> e/kWh	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0
Elektricitet (nordisk residual, 2019)	0,37	-	kg CO <sub>2</sub> e/kWh	Energimarknadsinspektionen, ursprungsmärkning av el, <a href="https://www.ei.se/sv/for-energiforetag/el/ursprungsmarkning-av-el/">https://www.ei.se/sv/for-energiforetag/el/ursprungsmarkning-av-el/</a>
Aktivt kol	11,03	11,44	kg CO <sub>2</sub> e/kg	Activated carbon production, granular from hard coal, RER + Beräkning av utsläpp från börbränning utifrån kolhalt i aktivt kol.
Aktivt kol - Återvunnet	-	2,28	kg CO <sub>2</sub> e/kg	Emissionsfaktor för reaktivering från Chemviron och emissionsvärde för transport av kol från Ecoinvent; Transport, freight, lorry >32 metric ton, euro6 {RER} market for transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6   Cut-off, S
Flytande syre	0,06	0,07	kg CO <sub>2</sub> e/kg	Oxygen, liquid {SE}   air separation, cryogenic   Cut-off, U
Takplåt (TRP)	2,74	2,77	kg CO <sub>2</sub> e/kg	Ruukki, 2020. EPD för Färgbelagda byggnadsprodukter

## Appendix 7 – Inventeringsdata för Enköping ARV

Underlag för drift	Enhet	Ozon + MBBR (med ED)	GAK	Kommentarer
Elektricitet för drift	MWh/år	281	33	--
Granulerat aktivt kol	ton/år	--	82	Avser aktivt kol (torrvikt) vid regenerering efter 20 000 bäddvolymeter
Flytande syrgas (LOX)	ton/år	280	--	Avser flytande syrgas (LOX)
Mängd renat vatten	m <sup>3</sup> /år	3 267 480	3 267 480	--
<b>Slamhantering</b>				
Slam för omhändertagande	m <sup>3</sup> /år	--	--	<p>Avseende ozonering bildas inget slam. Kan bildas små mängder i efterbehandlingen men detta bedöms försumbart. Vid drift av MBBR som efterdenitrifikation med tillsats av kolkälla kommer slam bildas, men det ligger utanför detta projekt.</p> <p>I GAK-filter kan det bli biologisk aktivitet och viss slamproduktion, men även här bedöms detta vara försumbart.</p>

Underlag för materielmängder	Enhet	Ozon + MBBR (med ED)	GAK	Kommentar
<b>Markarbete och asfaltering</b>				
Markarbete/schaktning/sprängning	m <sup>3</sup>	1 575	2 304	Geotekniska förutsättningar okända, pålning, spont, och grundvattensänkning ingår ej.
Utfyllnadsmaterial (Fall A -bef. massor)	m <sup>3</sup>	525	768	
Utfyllnadsmaterial (Fall B)	m <sup>3</sup>	--	--	
Material som behöver fraktas bort	m <sup>3</sup>	1 050	1 536	--
Asfalteringsyta/Körytor	m <sup>2</sup>	--	--	Ingår ej i kalkylen
<b>Material till byggnad, bassänger</b>				
Betong	ton	978	1 851	Bottenplatta, bassänger och bjälklag, 2,4 ton/m <sup>3</sup>
Armering	ton	49	93	0.12 ton stål/m <sup>3</sup>
Förzinkad stål, staket	ton	--	--	Trappor, plattformar, staket ingår ej i kalkylen
<b>Innerväggar</b>				
Stål	ton	0,6	1,1	Paroc element, 7,85 ton/m <sup>3</sup>



Isolering (stenull, 80 mm)	ton	1,3	2,4	Paroc element, 17 kg/m <sup>2</sup>
Gips	ton	--	--	13 mm tjocklek, 648 kg/m <sup>3</sup> Ingår ej i processbyggnad
<b>Ytterväggar</b>				
Stål	ton	1,7	2,4	Paroc element
Isolering (stenull, 150 mm)	ton	4,6	6,4	Paroc element, 23 kg/m <sup>2</sup>
<b>Tak</b>				
TRP stål	ton	0,9	1,4	8,86 kg/m <sup>2</sup>
Isolering (stenull, 220mm, yttertak)	ton	3,0	4,8	30 kg/m <sup>2</sup>
Takpapp (tätskikt yttertak)	ton	0,7	1,1	--
Stål innertak	ton	0,8	1,3	Paroc element, 7,85 ton/m <sup>3</sup>
Isolering (stenull, 80 mm, innertak)	ton	1,9	3,0	Paroc element, 19 kg/m <sup>2</sup>
<b>Övrigt material</b>				
Övrig isolering (Stenull, 220mm)	ton	5,3	14,5	Isolering i mark, 30 kg/m <sup>2</sup>
Fackverk (Stål)	ton	1,0	1,6	Antagande
Pelare HEA (Stål)	ton	0,2	0,3	Antagande
Fönsterglas	ton	0,2	0,3	Fönster antagits 10% av väggarea
Aluminium	ton	1,1	--	Övertäckning bassäng
<b>Material till maskiner och ledningar</b>				
Rostfritt stål, maskininstallationer	ton	1,5	2,4	För ozon, uppgifter från leverantör. För GAK, räknat med 50% av (pumpar, filterbotten, och rännor)
Koppar, maskininstallationer	ton	--	0,2	5% av maskin
Gjutjärn, cast iron, maskininstallationer	ton	--	2,2	45% av maskin
Extruderad aluminium 6082 T6	ton	1,9	--	Ozongenerator Primozone GM48
Kol	ton	--	280	--
Rör, rostfritt stål, syrafast	ton	11,5	10,5	Antagande
PE-ledning	ton	--	--	--
Kablar - koppar	ton	--	--	Försumbar
Ventiler (Segjärn)	ton	1,9	1,6	Antagande
VVS förzinkad Stål	ton	--	--	Försumbar