

Förstudie

Rening av läkemedel och andra
mikroföroreningar vid Lucerna
avloppsreningsverk



Uppdrag: Läkemedelsutredning Lucerna
Uppdragsnummer: 30030804
Kund: Västervik Miljö & Energi AB
Datum: 2021-06-29
Upprättad av: Matilde Kamp
Dokumentreferens: \\sejkgfs003\projekt\21841\30030804_läkemedelsutredning_lucerna\000\10 arbetsmatr.dok\rapport läkemedelsrening lucerna arv_220629.docx

Sammanfattning

Västervik Miljö & Energi AB (VME) och Sweco har utfört en förstudie för läkemedelsrening på Lucerna avloppsreningsverk (ARV). Förstudien har till stor del finansierats genom bidrag från Naturvårdsverket.

Målet med förstudien var dels att klargöra behovet för rening av mikroföroreningar utifrån en miljöriskbedömning dels att ta fram två processlösningar för kompletterande reningssteg som är möjliga utifrån platsspecifika egenskaper för vattnet. Dessutom skulle investerings- och driftkostnadskalkyler tas fram till respektive processlösning samt det ytbehov och klimatpåverkan som föreligger.

Lucerna ARV har i dagsläget en belastning på ca 24 000 pe. Avloppsvattnet behandlas med mekanisk, biologisk och kemisk rening. VME planerar för närvarande för en stor upprustning och ombyggnation av Lucerna ARV. Upprustningen är beräknad att stå klar under 2024/2025. Efter ombyggnationen kommer anläggningen ha kapacitet för en framtida belastning på 40 000 pe.

Analys av mikroföroreningar och miljöriskbedömning

Fem provtagningar avseende mikroföroreningar har genomförts under september 2021 till och med december 2021. Provtagningen har skett på utgående vatten från avloppsreningsverket och i recipienten. Totalt har 161 olika substanser analyserats. De analyserade substanserna utgörs av läkemedel och hormoner, PFOS och PFOA samt några andra mikroföroreningar.

Enligt den provtagning som gjorts i utgående avloppsvatten från Lucerna ARV släpps årligen 31 kg läkemedel (inklusive PFOA och PFOS) ut i recipienten¹. Detta motsvarar ungefär 1,3 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 Lucerna ARV ligger alltså ungefär mitt 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:

1. utgående vatten från Lucerna ARV till Skeppsbrofjärden och;
2. uppmätta halter vid recipientprovtagningspunkten som ligger strax utanför ARV

För utgående vatten (provtagningspunkt 1) har spädningsfaktorn sex använts för att representera ett rimligt worst case-scenariot för utgående avloppsvatten till Skeppsbrofjärden. Detta scenariot kan enligt tidigare studie inträffa under sommaren.

Baserat på utförd miljöriskbedömning går det inte att utesluta att det finns ett behov av avancerad rening vid Lucerna ARV. Vid utsläppspunkten har sex ämnen framkommit med hög risk i worst case-scenariot, dvs det finns en risk att organismerna i Skeppsbrofjärden kan skadas av dessa sex ämnen då utspädningen är låg. Vid recipientprovtagningspunkten hamnar tre ämnen i kategorin hög risk. Av dessa ämnen finns det nationella värden för god status för diklofenak som överskrids både i worst case-scenariot för utsläppspunkten och i recipientprovtagningen, och PFOS som överskrids vid utsläppspunkten.

Det rekommenderas därför att göra en uppföljande studie där recipientprovtagning vid olika spädningsförhållanden ingår för att få ett säkrare underlag. Recipientprovtagning kombineras med fördel med modellering av hur mikroföroreningarna sprids i recipienten för att få en djupare förståelse för reningsverkets påverkan på Skeppsbrofjärden.

¹ Baserat på summahalten (medel av samtliga provtagningar) av de 39 substanser som ingår i MoLabs analyspaket (dessa ingår även i det utökade analyspaketet från Eurofins). Substanser där samtliga mätningar är <LOQ har exkluderats.

Vattenmatrix, teknikval, dimensionering och kostnadskalkyl

Analyser av vattenmatrixen har utförts på dygnsprover av utgående avloppsvatten vid fem tillfällen från september till december 2021. Vattenmatrixen har studerats med hänsyn till de kemiska parametrar som kan påverka val av reningsteknik (ozon eller aktivt kol), t.ex. bromid-, DOC- och SS-halt. Sammanfattningsvis kan konstateras att vattenmatrixen inte indikerade på någon risk med att använda GAK som reningsteknik vid Lucerna ARV. Att använda ozonering som metod för rening av mikroföroreningar vid Lucerna ARV bedöms dock som olämpligt så länge bromidhalterna ligger kvar på de höga nivåerna, eftersom det är en stor risk att det cancerogena ämnet bromat bildas. För att använda sig av ozon behöver halterna först sänkas genom uppströmsarbete, och även om bromidhalterna kan sänkas i nuläget finns en risk att inläckaget ökar i framtiden i och med den stigande havsnivån.

Gällande den bedömning som gjorts avseende identifierade riskämnen som utgör hög och måttlig risk för Lucerna ARV visade dessa tillsammans att båda teknikerna klarar att hantera dessa ämnen bra, eventuellt är ozon mer framgångsrikt om PFOS/PFOA exkluderas från bedömningen. Om PFOS/PFOA inkluderas i ett framtida reningskrav bör GAK väljas framför ozon, alternativt kan ozon kombineras med aktivt kol. Det bör understrykas att PFOS-rening på avloppsvatten i fullskala inte är ett studerat område, vilket begränsar hur väl det kan bedömas.

Ett ozoneringssteg föreslås placeras före de sandfilter som kommer att anläggas i samband med ombyggnationen av Lucerna ARV. Sandfiltren fungerar som biologisk efterbehandling vilket är nödvändigt för nedbrytning av både bi- och transformationsprodukter. En GAK-anläggning föreslås placeras efter sandfilter. Ytbehovet för en ozonanläggning har bedömts till cirka 200 m² och för en GAK-anläggning till cirka 600 m². Båda alternativen bedöms få plats på tillgänglig yta på tomten, under förutsättning att befintliga SBR-bassänger rivs (gäller alternativet med GAK).

Enligt utförda investeringskalkyler är den totala anläggningskostnaden cirka 39 MSEK för en ozonanläggning och cirka 80 MSEK för en GAK-anläggning. Detta motsvarar en årlig kapitalkostnad på ca 51 500 kr/kg renade mikroföroreningar för ozon och ca 106 000 kr/kg renade mikroföroreningar för GAK².

Enligt utförda driftkostnadskalkyler är den årliga kostnaden cirka 0,9 MSEK för ozon och cirka 3,6 MSEK för GAK. Detta motsvarar en kostnad på 0,3 kr/m³ behandlat vatten för ozon och 1,3 kr/m³ behandlat vatten för GAK. Om regenererat kol utnyttjas för driftkostnadskalkylen hade summan för GAK i stället landat på 2,6 MSEK per år.

Det rådande prisläget påverkar kostnaderna markant. Investeringskostnaden för ozon respektive GAK har ökat med ca 25% respektive 40% vid jämförelse med priser för 2020. På samma sätt har driftkostnaden ökat med 20% (ozon) respektive 100% (GAK) när priser för 2022 jämförs med priser för 2020.

Den genomförda LCA:n visar att en GAK-anläggning medför en långt högre klimatpåverkan än en ozonanläggning. Driftskedet utgör den livscykelphas som har störst klimatpåverkan för både ozon och GAK, där förbrukningsvarorna LOX respektive aktivt kol är det som bidrar mest. Klimatpåverkan från en ozonanläggning vid Lucerna ARV har beräknats till 6 g CO₂-ekv/m³ behandlat vatten. Klimatpåverkan från en GAK-anläggning har beräknats till 306 g CO₂-ekv/m³ behandlat vatten om jungfruligt kol används. Denna siffra kan sänkas till 72 g CO₂-ekv/m³ behandlat vatten om regenererat kol används vid utbyte av filtermedia.

Sammanfattningsvis kan konstateras att en ozonanläggning är mer fördelaktig än en GAK-anläggning med avseende på ytbehov, kostnader och klimatpåverkan. Ozon kan dessutom vara mer framgångsrikt i hantering av de riskämnen som framkommit i miljörisksbedömningen (exklusive PFOS/PFOA). De höga bromidhalterna vid Lucerna ARV medför dock att ozon i nuläget måste anses vara ett olämpligt val av reningsteknik.

² 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.

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	3
1 Inledning	8
1.1 Bakgrund	8
1.2 Omvärldsbevakning.....	9
1.3 Rening av mikroföroreningar i Sverige	9
1.4 Syfte och mål.....	11
1.5 Rapportinnehåll och begränsningar	11
1.6 Projektorganisation.....	11
2 Tillgängliga tekniker för rening av mikroföroreningar – ett teoriavsnitt.....	12
2.1 Adsorption av mikroföroreningar med aktivt kol	12
2.1.1 Vad är adsorption?	12
2.1.2 Olika typer av aktivt kol	13
2.1.3 Processlösning med GAK	13
2.1.4 Processlösning med PAK.....	13
2.1.5 Tillverkning och regenerering av aktivt kol	14
2.1.6 Kapacitet och styrande faktorer för GAK-filtrering.....	14
2.1.7 Prediktera kapacitet av ett GAK-filter	15
2.1.8 Åtgärder till förbättrad adsorption	16
2.1.9 PFOS-avskiljning på avloppsvatten med GAK.....	17
2.2 Oxidation av mikroföroreningar med ozon följt av efterbehandling	17
2.2.1 Hur fungerar ozon?	18
2.2.2 Tillverkning och generering av ozon	18
2.2.3 Processlösning med ozon	18
2.2.4 Det är både ozon och hydroxylradikaler i vattnet	18
2.2.5 Bildande av biprodukter och transformationsprodukter	19
2.2.6 Efterbehandling till ozonsteget: sandfilter, aktivt kol eller MBBR	21
2.2.7 Kapacitet och styrande faktorer.....	22
2.2.8 Förväntad kapacitet från ozon.....	22
3 Förutsättningar	23
3.1 Reningsprocess vid Lucerna ARV.....	23
3.2 Reningsprocess efter ombyggnation	23
3.3 Dimensionerande avloppsvattenflöde	24
3.4 Karaktärisering av mikroföroreningar och vattenmatris på Lucerna	25
3.4.1 Analys av mikroföroreningar.....	26
3.4.2 Analys av vattenmatris vid Lucerna ARV	30
3.5 Fördjupad undersökning av bromid i avloppsvattnet vid Lucerna ARV	32
4 Miljöriskbedömning avseende recipientpåverkan vid Lucerna ARV	34

4.1	Metod.....	34
4.2	Resultat och diskussion.....	36
4.3	Behov av rening av mikroföroreningar vid Lucerna ARV	39
5	Möjliga tekniker utifrån befintliga förutsättningar	40
5.1	Möjliga tekniker för ämnen som utgör måttlig risk.....	40
5.2	Möjliga tekniker för ämnen som utgör hög risk	40
5.3	Sammanfattning av tekniker avseende riskämnen och vattenmatrix.....	42
6	Processutformning.....	43
6.1	Processmässig placering av läkemedelsrening	43
6.2	Antaganden för dimensionering	44
6.2.1	Specifik ozondos	44
6.2.2	Uppehållstid ozonreaktor.....	44
6.2.3	Kontakttid GAK.....	44
6.3	Ozonering	45
6.3.1	Reaktordesign	45
6.3.2	Ozonproduktion	46
6.3.3	Doseringsutrustning	46
6.3.4	Syrgasförsörjning	46
6.3.5	Kylning av ozongenerator.....	47
6.3.6	Styrning och instrument.....	47
6.3.7	Effektbehov.....	48
6.3.8	Ytbehov och fysisk placering.....	48
6.4	Granulärt aktivt kol.....	50
6.4.1	Filterdesign	50
6.4.2	Backspolning	51
6.4.3	Utbyte av filtermedia.....	52
6.4.4	Styrning och instrument.....	52
6.4.5	Ytbehov och fysisk placering.....	53
7	Kostnads kalkyl.....	55
7.1	Investeringskostnad.....	55
7.2	Driftskostnader	56
8	Livscykelanalys.....	58
8.1	Metod.....	58
8.1.1	Avgränsning.....	58
8.1.2	Antaganden	58
8.1.3	Emissionsfaktorer	59
8.1.4	Proxydata	59
8.2	Inventering.....	60
8.2.1	Markarbete	60
8.2.2	Byggmaterial och maskinutrustning	60
8.2.3	Drift.....	60
8.3	Resultat	61
8.3.1	Jämförelse undersökta alternativ	61
8.3.2	Alternativ ozonering.....	62
8.3.3	Alternativ GAK.....	63
8.4	Känslighetsanalys.....	63
8.4.1	Resultat med olika elproduktionsmixer för driften	63
8.4.2	Resultat med användningen av regenererat aktivt kol.....	64

8.4.3	Val av generiska data.....	65
8.5	Diskussion	65
8.6	Slutsatser.....	66
9	Diskussion och jämförelse mellan aktivt kol och ozon följt av sandfilter	67
10	Slutsatser.....	70
10.1	Behov av avancerad rening.....	70
10.2	Val av reningsteknik	70
11	Referenser.....	72
	Appendix 1 - Ämneslista från MoLab.....	76
	Appendix 2 - Ämneslista från Eurofins	78
	Appendix 3 - Analys av mikroföroreningar.....	83
	Appendix 4 - PEC/PNEC-beräkningar för studerade mikroföroreningar	89
	Appendix 5 - Investeringskostnader (prisläge 2022)	96
	Appendix 6 - Investeringskostnader (prisläge 2020)	98
	Appendix 7 – Emissionsfaktorer, Klimatkalkyl.....	100
	Appendix 8 – Inventeringsdata, Klimatkalkyl.....	102

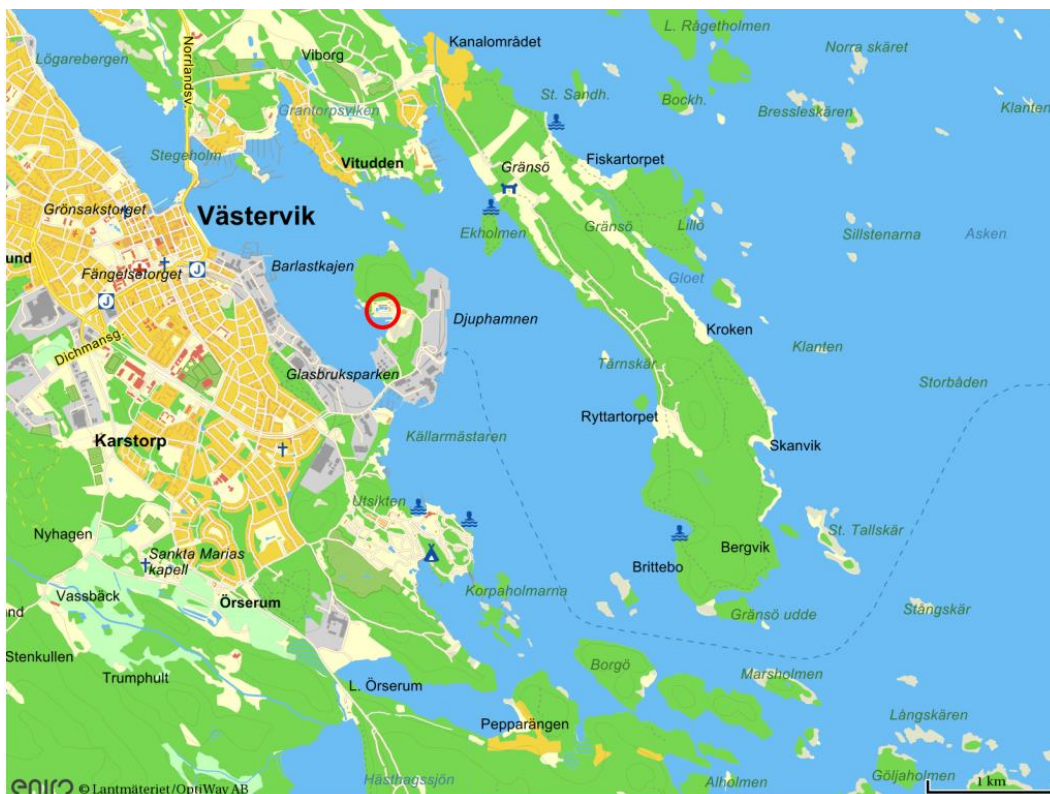
1 Inledning

Västervik Miljö & Energi AB (VME) och Sweco har utfört en förstudie för läkemedelsrening på Lucerna avloppsreningsverk (ARV). Förstudien har till stor del finansierats genom bidrag från Naturvårdsverket.

1.1 Bakgrund

VME planerar för närvarande för en stor upprustning och ombyggnation av Lucerna ARV. Upprustningen är beräknad att stå klar under 2024/2025. Lucerna ARV har i dagsläget en belastning på ca 24 000 pe, men efter ombyggnationen kommer anläggningen ha kapacitet för en framtida belastning på 40 000 pe.

Reningsverket ligger på halvön Lucerna i Skeppsbrofjärden precis utanför Västervik stad. Skeppsbrofjärden står i förbindelse med Östersjön och ligger i direkt anslutning till Västervik centrum samt flera småbåtshamnar och bostadsområden. Det är ett naturskönt område med sund, halvöar och öar. Utsläppspunkten för verket är några hundra meter ut i Skeppsbrofjärden.



Figur 1 Översiktsskarta med placering av Lucerna ARV markerat med röd ring.

Inga tidigare analyser av läkemedel har gjorts i Skeppsbrofjärden. Undersökningar som har gjorts i Östersjön har visat på förekomst av läkemedel i stort sett hela Östersjön, med högre koncentrationer i närheten av tätbefolkade områden. Några av de vanligt förekommande läkemedlen är enligt Björlenius (2018): diklofenak (antiinflammatoriskt), karbamazepin (epilepsiläkemedel), atenolol (blodtrycksmedicin), metoprolol (blodtrycksmedicin) och oxazepam (antidepressivt läkemedel).

I samband med ombyggnationen av Lucerna ARV vill VME undersöka behovet och de möjligheter som finns avseende nya tekniker för läkemedelsrening.

1.2 Omvärldsbevakning

Rening av mikroföroreningar, så kallad 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. De vanligast använda teknikerna i landet är idag pulveriserat aktivt kol (PAK) och ozon. 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 Swecos kollegor i Tyskland finns det regionala rekommendationer på avancerad rening som är jämförbara 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, och 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 och behöver säkra att deras vattentillgångar är av god kvalitet. Schweiz har också väldigt täta samarbeten mellan akademi och VA-bransch och i Schweiz är forskningen inom avancerad rening och oxidationsprocesser långt gången, sett ur ett globalt perspektiv, vilket också kan ha påskyndat processen.

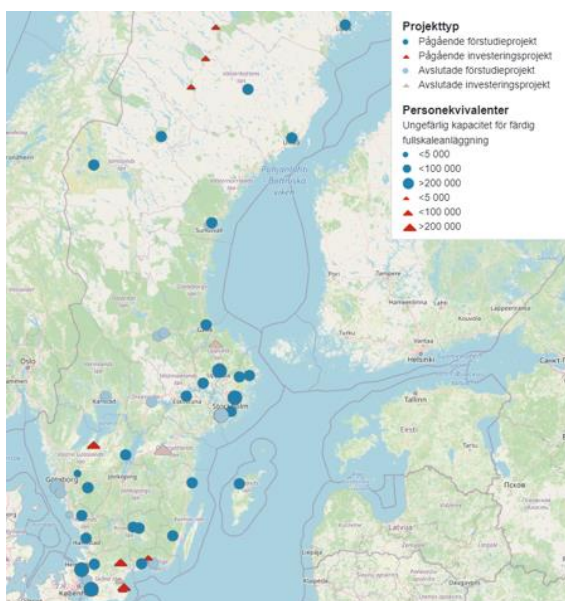
1.3 Rening av mikroföroreningar i Sverige

I Sverige diskuteras frågan om rening av mikroföroreningar 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 denna form av rening.

Nykvarnsverket i Linköping var det första reningsverket i Sverige som implementerade ett avancerat reningssteg, detta gjordes 2017. Nykvarnsverket byggdes till med ett ozonsteg som följs av en 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 rening med sandfilter, följt av ozon och slutligen GAK (Miljö, 2019).

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).

Utöver några av de ovan nämnda reningsverk som har fullskaleanläggningar för rening av mikroföroreningar är det också flera reningsverk i Sverige som har genomfört (eller genomför) förstudier och pilotstudier för att ytterligare närma sig frågan om avancerad rening. Samtliga refererade projekt finansieras av Naturvårdsverket. Enligt hemsidan 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 att medel från den senaste utlysningen 2022 delats ut.



Figur 2. 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.

1.4 Syfte och mål

Syftet med denna förstudie var att avgöra vilket behov som finns av att rena vattnet från läkemedelsrester vid Lucerna ARV, samt utreda vilken reningsteknik som är lämplig att implementera för att genomföra läkemedelsreningen.

I detta arbete har det ingått en kartläggning av förekomsten av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar i utgående vatten från reningsverket, vilket har legat grund för en miljöriskbedömning. Även kemiska egenskaper i vattnet har undersökts som kan påverka teknikval avseende läkemedelsrening. En bedömning av de miljömässiga effekterna av teknikvalet utifrån en livscykelanalys (LCA) har också ingått.

Målet med förstudien var dels att klargöra behovet för rening av mikroföroreningar utifrån en miljöriskbedömning dels att ta fram två processlösningar för kompletterande reningssteg som är möjliga utifrån platsspecifika egenskaper för vattnet. Dessutom skulle investerings- och driftkostnads kalkyler tas fram till respektive processlösning samt det ytbehov och klimatpåverkan som föreligger.

1.5 Rapportinnehåll och begränsningar

Rapporten inleds med ett generellt, teoretiskt avsnitt avseende tillgängliga reningstekniker för mikroföroreningar och hur de fungerar. Därefter presenteras de specifika förutsättningarna för Lucerna ARV med avseende på befintlig reningprocess, dimensionerande avloppsvattenflöde och karaktärisering av vattnet (provtagning vattenmatrix och mikroföroreningar).

I efterföljande kapitel redovisas en miljöriskbedömning för recipienten baserat på de analyser av mikroföroreningar som gjorts i projektet. Utifrån vattenkaraktär och identifierade riskämnen utvärderas sedan vilken eller vilka reningstekniker som är lämpliga att implementera vid Lucerna ARV.

Processutformning och dimensionering av två utvalda reningstekniker presenteras sedan, följt av kostnads kalkyler och LCA för dessa två tekniker. De två reningsteknikerna diskuteras och jämförs därefter baserat på lämplighet vid Lucerna ARV, ytbehov, kostnad och klimatpåverkan. I det avslutande kapitlet sammanfattas slutsatser både från miljöriskbedömningen och val av reningsteknik.

1.6 Projektorganisation

Projektledare på Västervik Energi & Miljö har varit Anneli Almgren och Viktor Ståhl. Från Swecos sida har Matilde Kamp stått för uppdragsledning och dimensionering av reningstekniker. Gisela Holm har genomfört miljöriskbedömningen. Linda Önnby har ansvarat för genomgång av vattenmatrix och lämpliga reningstekniker. För arbetet med analys-sammanställning och bedömning av vattenmatrix har även Elin Salmonsson bidragit. Kostnadsbedömningen är genomförd av Yingdi Chen och Gerly Hey. Martyna Mikusinska har utfört LCA.

2 Tillgängliga tekniker för rening av mikroföroreningar – 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 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 bryta ned eller reducera mikroföroreningar krävs en separationsprocess 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.

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 adsorbatet 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 målomolekylen och det aktiva kolet, exempelvis genom att en kol-syre-bindning uppstår mellan adsorbatet 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 karboniseras. 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 mikroporerna 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, 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 mättnadsgrad. Mättnadsgraden 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 m²/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 framför allt är kostnadsdrivande när man använder GAK-filer är hur snabbt kolet mätts. Detta brukar anges som det antal bäddvolym vatten som kan behandlas innan adsorptionen minskar. Antalet bäddvolym 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, framför allt 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-filer 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_{ow} ^a	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

^a 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 det konstateras 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 (HaV, 2019).

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 bäddvolymmer och visade att efter 6000 bäddvolymmer 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 (Belkouteb, 2020). PFOS reducerades i denna studie med >85% vid drygt 22 000 bäddvolymmer. 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.

2.2 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 ozoneringsringen. 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 modermolekylen 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 0. 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 skall reagera innan vattnet når utloppet och lämnar ozonsteget. Efter att ozon har reagerat leds vattnet vidare till en efterbehandling som sker antingen 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^\bullet). 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 (von12). Eftersom hydroxylradikalen är starkt benägen till att reagera, resulterar det i att den blir kortlivad i vattenmiljön.

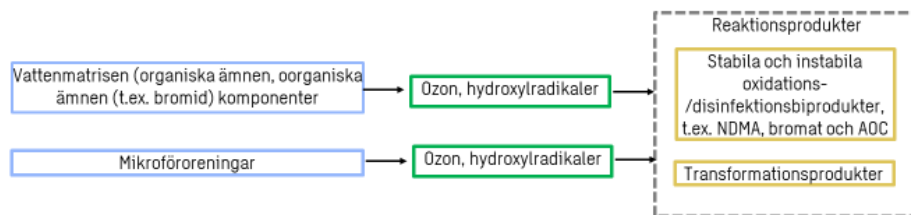
För ozonbehandling är det viktigt att vattnet erbjuder en miljö som gynnar livslängden och stabiliteten av ozon. Här spelar både temperatur och pH in. I jämförelse med syre, har ozon en tio gånger högre löslighet i vatten. Lösligheten ökar också med minskad temperatur. Ett vatten som ska behandlas vid 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 3 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 målmolekylerna/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 3. 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 tre 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 (Miehe, Stapf, & Schuman, 2017):

- 1) Bromidkoncentration <100 µg/l: ingen begränsning vid ozondoser <0,7 mg O₃/mg DOC.
- 2) Bromidkoncentration 100 - 150 µg/l: ingen begränsning vid ozondoser <0,5 mg O₃/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.

Ett annat exempel på en oönskad biprodukt är NDMA (nitrosdimetylamin), som bland annat 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 mikroföroreningarna) kan förväntas vara kortlivade i vattenmiljön. Detta beror på att de på grund av 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 biologisk 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 framför allt 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 fiskäggs och daphnatester) (Schindler Wildhaber, o.a., 2015), men över tid

kommer sannolikt flera olika tester att inkluderas i form av effektbaserad analys 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 biologiskt reningssteg (poleringssteg). Både sandfilter och aktivt kol finns beskrivet som lämpliga steg för efterpolering (von Sonntag & von Gunten, 2012) och i Sverige och Tyskland finns det också exempel på efterbehandling med MBBR (Edefell, o.a., 2021). Det senare är dock inte lika välstuderat i litteraturen och mer 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 (mikroföroreningarna konsumerar DOM merparten av det ozon som doseras ner i vattnet. Reaktionen som sker mellan ozon och DOM ger upphov till organiska biprodukter som är syrerika och (oftast) biologiskt nedbrytbara: till exempel 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 med 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 bäddvolym: till exempel 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 O₃/g DOC. Även nitrit, krom och järn kan öka ozondosen, något som diskuteras i avsnitt 3.4.2.

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 0,4 g O₃/g DOC, grupp 2 reduceras i samma grad förutsatt att dosen ökar till 1,0 g O₃/g DOC medan grupp 3 innehåller ämnen som är mer svåröxidbara, och endast når ca 50% reduktion vid en dos om 1,0 g O₃/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.

3 Förutsättningar

3.1 Reningsprocess vid Lucerna ARV

Lucerna ARV har i dagsläget en belastning på ca 24 000 pe. Avloppsvattnet behandlas med mekanisk, biologisk och kemisk rening. Det mekaniska reningssteget består av rensgaller och sandfång. I sandfång doseras järnklorid. Därefter fördelas vattnet så att en del går till biologisk rening i två SBR-bassänger och en del går till försedimentering följt av biologisk rening i ett aktivslamsteg i två linjer.

I biosteget ska lösta föroreningar (organiskt material och näringsämnen) omvandlas till koldioxid och kvävgas eller koncentreras i form av biomassa som går att avskilja. Avloppsvatten och slam går efter aktivslamsteget vidare till mellansedimentering. Efter mellansedimentering leds vatten till slutsedimentering där det doseras polyaluminiumklorid för fosforavskiljning. Till slutsedimentering leds även vatten från SBR-bassängerna. Utgående renat vatten släpps i Skeppsbrofjärden.

Reningskraven är idag 8 mg BOD₇/l, 15 mg N-tot/l och 0,3 mg P-tot/l som medelvärden per kalenderår.

3.2 Reningsprocess efter ombyggnation

Efter ombyggnationen kommer Lucerna ARV ha kapacitet för en belastning på 40 000 pe. Anläggningen kommer att ha en ny grovrening med nya rensavskiljare och sandfång. Därefter fördelas vattnet till de befintliga försedimenteringsbassängerna.

Efter försedimentering fördelas vattnet till biosteget som är utformat för BOD- och kväverening. Inledningsvis, innan belastningen är för hög, kommer det även finnas möjlighet att driva verket med biologisk fosforavskiljning. Det biologiska reningssteget kommer att bygga på aktivslamteknik med zonindelning i fyra linjer. Sedimentering sker i befintliga mellansedimenterings- och slutsedimenteringsbassänger.

Efter sedimenteringssteget kommer vattnet att pumpas till kontinuerligt spolande sandfilter, typ Dynasand, vilka utgör det kemiska reningssteget. Fällningskemikalie (polyaluminiumklorid) doseras före sandfilter för att försäkra god partikelavskiljning och låga utgående fosforhalter. Det filtrerade vattnet leds till utloppsbrunn och leds ut i befintlig utloppsledning.

Det nya miljötillståndet för Lucerna ARV innebär att utsläppsvillkoren med avseende på totalkväve skärps från och med 1 januari 2026. Anläggningen skall då kunna uppfylla ett kvävekrav på 10 mg N-tot/l som årsmedelvärde. Anläggningen skall byggas för att klara samtliga krav med minst 20 % säkerhetsmarginal vid full belastning och produktionsmålen är satta efter detta. I Tabell 2 redovisas framtida krav från tillståndsmyndigheten och produktionsmål för anläggningen. Samtliga värden är årsmedelvärden.

Tabell 2 Utsläppskrav från och med 1 januari 2026 samt produktionsmål Lucerna ARV. Samtliga värden är årsmedelvärden.

Parameter	Enhet	Utsläppskrav	Produktionsmål
BOD ₇	mg/l	8	6,4
Totalkväve (N-tot)	mg/l	10	8,0
Totalfosfor (P-tot)	mg/l	0,3	0,24

3.3 Dimensionerande avloppsvattenflöde

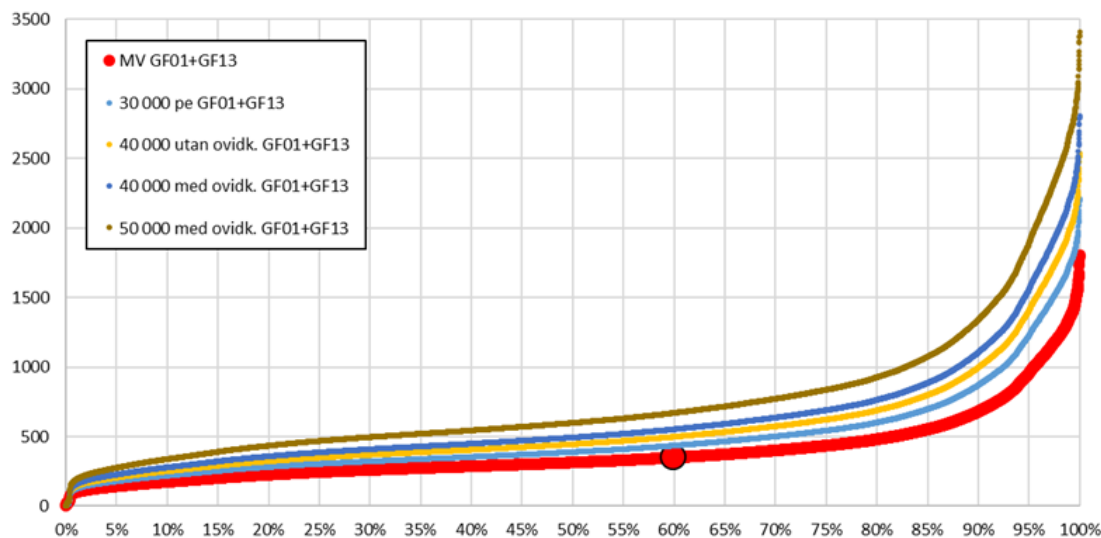
Dimensioneringen av det reningssteget för avskiljning av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar kommer att utgå från dimensionerande flöden för det ombyggda reningsverket. Det maximala flödet som kommer att ledas genom det avancerade reningssteget är Q_{bio} , dvs det flöde som maximalt leds genom biosteg och sandfilter. För driftkostnadskalkyler används medelflödet mellan år 2015-2019 (Q_{medel}).

Q_{dim}	600 m ³ /h
Q_{bio}	1 200 m ³ /h
Q_{medel}	7 640 m ³ /d

I Figur 4 ses avloppsvattenflödet till Lucerna ARV i ett histogram. Histogrammet har tagits fram av Sweco som en del av projekteringen för ombyggnationen, och inte som en del av detta projekt. Dagens flöde har beräknats som medelvärdet av inkommande timflöden för år 2016 – 2020 inklusive det flöde som registrerats av bräddflödesmätaren. Framtida flöden har beräknats enligt ett antal förutsättningar beskrivna i Sweco (2021).

Enligt histogrammet kommer man med dagens flöden att kunna rena allt inkommande vatten i det avancerade reningssteget cirka 95% av tiden med ansatt kapacitet. För framtida flöden gäller att man >90% av tiden kommer kunna rena allt vatten i det avancerade reningssteget.

Det går även att beräkna andelen av årsflödet som kommer att behandlas med ansatt kapacitet. För dagens belastning kommer cirka 99 % av det årliga flödet att behandlas i det avancerade reningssteget. För framtida flöden kommer 93% av det årliga flödet att behandlas vid 40 000 pe. I Schweiz har behandling av cirka 90 % av årsflödet bedömts vara tillräckligt.



Figur 4 Histogram över totalt timflöde till Lucerna ARV idag (röd linje) och vid olika framtida belastningar.

3.4 Karaktärisering av mikroföroreningar och vattenmatrix på Lucerna

Vi har inom detta projekt valt att fokusera på de mest förekommande substanser avseende mikroföroreningar. Dessa återfinns i ett provpaket från MoLab, ett laboratorium i Kristianstad där 35 substanser ingår och visas i sin helhet i Appendix 1 -. Vid en jämförelse med Naturvårdsverkets lista, är det endast två substanser som inte ingår i MoLabs lista av de upptagna substanserna; zolpidem och fenolära ämnen (t.ex. nonylfenoler). En annan skillnad är att NVV tar upp summaparametern PFAS 11, medan MoLab endast inkluderar de mest toxiska ämnena PFOS och PFOA inom PFAS11-parametern. I övrigt tar NVV:s lista upp analyser för östrogena effekter och mutagenicitet, vilka kommer att diskuteras separat i en kunskapsrapport där Lucerna deltar och som drivs inom Swecos innovationsprojekt kring effektbaserad analys.

Utöver provtagning med MoLabs analyspaket, har en större screening genom laboratoriet Eurofins utförts, vilka presenteras i Appendix 2 -. Eurofins screeningpaket har utnyttjats vid två tillfällen av fem.

Utöver mängder och typer av mikroföroreningar är också det plats specifika vattnet av betydelse för en vattenreningsteknik. Detta vatten benämns vattenmatrix och kan förklaras som innehållet i det vatten som mål molekylerna (t.ex. mikroföroreningarna) befinner sig i. Häri ingår joner och löst organiskt kol och/eller suspenderade ämnen, för att ge några exempel. Eftersom reningstekniken kommer att interagera med vattenmatrixen, vilket kan leda till reaktioner som både stör och/eller påverkar reningsteknikens effektivitet, samt ge oönskade biprodukter, är det av vikt att undersöka vattenmatrixen genom kemisk analys. Detta resultat behöver ingå för bedömningen av lämplig reningsteknik för det specifika reningsverket. Ett vatten som har så få komponenter som möjligt i sin vattenmatrix, är ett vatten som är mindre komplicerat att rena med avseende på mål molekylerna.

Ett avloppsvatten motsvarar en vattenmatris som innehåller många olika joner, partiklar och organiskt kol, som alla kan påverka reningen av mål molekylerna. Exempel på påverkande parametrar 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, mg/l), samt metaller såsom järn (mg/l) och mangan (mg/l). Andra exempel är bromid och nitrit som påverkar ozon genom bildning av toxiskt bromat respektive nitrat, där det senare sker på bekostnad av ökad ozonkonsumtion.

3.4.1 Analys av mikroföroreningar

Inom ramen för detta projekt har fem provtagningar genomförts avseende mikroföroreningar. Provtagningen har skett på utgående vatten från avloppsreningsverket och i recipienten. Provtagningen som redovisas här genomfördes under september 2021 till och med december 2021.

Tre av provtagningsomgångarna har analyserats av MoLab och två av Eurofins. MoLabs analyspaket inkluderar 39 substanser och Eurofins inkluderar 150 substanser. Fler av substanserna överlappar och ingår i båda analyspaketen, totalt har 161 olika substanser analyserats. De analyserade substanserna utgörs av läkemedel och hormoner, samt PFOS och PFOA.

I Tabell 3 redovisas resultaten från analyserna i form av medelvärde, standardavvikelse, antal mätningar med resultat under rapporteringsgränsen, vilket i denna rapport är likställt med LOQ (limit of quantification). Värden under rapporteringsgränsen är presenterade i förhållande till antalet totala mätningar (n). Även hur många analyser från respektive labb som är utförda visas. Resultaten från analyserna rapporteras på ett av tre sätt: (i) en uppmätt halt i ng/L, (ii) värden under rapporteringsgränsen, som betyder att halten inte har kunnat kvantifierats, (iii) n.d. (not detected) som innebär att den specifika substansen inte givit någon signal alls och därför kan antas vara 0 ng/L.

Vid beräkning av medelhalt har alla mätningar som rapporterats som n.d satts till 0 ng/L. Mätningar som rapporterats som mindre än 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. Det slutgiltiga redovisade medelvärdet anges då som "<". Även vid de tillfällen samtliga analyser rapporterats under rapporteringsgränsen har medelvärdet rapporterats som "<". Om samtliga analyser är under rapporteringsgränsen, men substansen har två olika rapporteringsgränser har den rapporteringsgräns med majoritet valts att redovisas som medelvärde, även här som "<".

För provtagningarna vid utgående vatten från avloppsreningsverket har totalt 86 av 161 substanser redovisats som under rapporteringsgränsen. Två av dessa (hyrdokortison och testosteron) redovisas med två olika rapporteringsgränser då endast två analyser var gjorda och båda dessa visade olika rapporteringsgränser (ingen rapportering har majoritet). I recipienten är 116 av 161 substanser redovisade som under rapporteringsgräns. För sex av dessa resulterade analyserna i en kombination av detekterade halter och under rapporteringsgräns, men medelvärdet redovisas ändå som "<" då majoriteten av mätningarna varit under rapporteringsgräns, och dessa har därmed inkluderats i beräkningen.

Av alla analyserade mikroföroreningar är det flera substanser där medelhalten redovisats som "<" för samtliga provtagningspunkter, dessa återfinns i den

totala sammanställningen Appendix 3 -. I Tabell 3 finns alla substanser som detekterats i en eller flera av provtagningspunkterna.

För Lucerna 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 (Berlin Centre of Competence for Water, 2021). Azitromycin och Erytromycin är de två ämnen som skiljer sig åt något från de påträffade halterna i studien, båda dessa har en medelhalt som är mycket lägre vid Lucerna ARV. Vid andra ARV har Azitromycin uppmätts till ca 1 µg/L att jämföra med Lucernas medelhalt på 0,036 µg/L. Erytromycin är vid Lucerna ARV uppmätt till ca 0,003 µg/L, vilket kan jämföras med de tidigare studierna som utförts och ligger inom spannet 0,06-0,09 µg/L. Ibuprofen för Lucerna ARV ligger i det lägre spannet av vad som vanligtvis påträffas i Svenska ARV (Berlin Centre of Competence for Water, 2021).

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 som har uppmätts i högre halter vid Lucerna ARV än de span som påträffades vid de skånska avloppsreningsverken. Skillnaderna för ketokonazol, tramadol och trimetoprim ligger inom samma storleksordning medan ciprofloxacin och losartan visar på något större skillnader. Ciprofloxacin har inte påträffats vid något av avloppsreningsverken i Skåne, medan utgående medelhalt vid Lucerna ARV är ca 37 ng/L. Losartans medelhalt vid Lucerna ARV är 1373 ng/L medan de Skånska avloppsreningsverken ligger inom spannet 83-921 ng/L.

Ibuprofen och paracetamol har detekterats i relativt höga halter i utgående vatten och har stora standardavvikelser, vilket tyder på stora variationer i utgående halter. Dessa substanser bryts vanligen ned bra i ARV, med reduktioner på över 90% (Lang, Garnaga-Budré, & Björklund, 2019). Inget av dessa läkemedel har återfunnits i några höga halter i recipientprovtagningarna.

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

Tabell 3. Analysresultat för mikroföroreningar rapporterade över rapporteringsgräns från provtagningarna vid Lucerna ARV. Resultat visas i form av medelhalt (\pm standardavvikelse), i noggrannhet om en decimal, och antal utförda analyser (n) under rapporteringsgräns relativt totalt utförda analysr, samt antal analyser från respektive labb. Provtagningspunkterna var utgående från avloppsreningsverket och i recipienten.

	Utgående avloppsvatten			Recipient		
	Medel (ng/L)	n < LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)	Medel (ng/L)	n < LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)
17 α -etinylostradiol	0,0 \pm 0,0	2/5	2/3	0 \pm 0	2/5	2/3
17 β -östradiol	0,0 \pm 0,0	2/5	2/3	0 \pm 0	2/5	2/3
4-Acetamidoantipyridin	20,5 \pm 7,5	0/2	2/0	<10 \pm	2/2	2/0
5-metylbensotriazol	755 \pm 35	0/2	2/0	39,5 \pm 0,5	0/2	2/0
Acetimidiprid	0,4 \pm 0,6	0/3	0/3	0 \pm 0	0/3	0/3
Acetylsulfametoxazol	19,5 \pm 6,5	0/2	2/0	<5	2/2	2/0
Amilorid	8,0 \pm 0,0	1/2	2/0	<5	2/2	2/0
Amisiluprid	0,0 \pm 0,0	0/3	0/3	0 \pm 0	0/3	0/3

	Utgående avloppsvatten			Recipient		
	Medel (ng/L)	n < LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)	Medel (ng/L)	n < LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)
Amitriptylin	80,0 ± 10,0	0/2	2/0	<10	2/2	2/0
Atenolol	464,1 ± 80,3	0/5	2/3	15,3 ± 10,0	0/5	2/3
Atorvastatin	136 ± 64	0/2	2/0	<10	2/2	2/0
Azitromycin	35,6 ± 13,0	0/5	2/3	<4,4	4/5	2/3
Bensotriazol	2942 ± 234	0/5	2/3	98,5 ± 42,9	0/5	2/3
Bezafibrat	48,5 ± 11,5	0/2	2/0	<5	2/2	2/0
Bisfenol A	58,6 ± 21,5	0/3	0/3	16,9 ± 3,2	0/3	0/3
Bisoprolol (β-Adrenergika)	90,0 ± 4,0	0/2	2/0	<10	2/2	2/0
Buspiron	20,0 ± 3,0	0/2	2/0	<5	2/2	2/0
Cetirizin	480,0 ± 30,0	0/2	2/0	22 ± 1	0/2	2/0
Ciprofloxacin	36,8 ± 20,1	1/5	2/3	<21,0	3/5	2/3
Citalopram	136,9 ± 28,3	0/5	2/3	3,3 ± 1,6	2/5	2/3
Desloratadin	35,0 ± 12,0	0/2	2/0	6 ± 0	1/2	2/0
Diatrizoat (Amidotrizoat)	2050 ± 350,0	0/2	2/0	59 ± 0	1/2	2/0
Diklofenak	611,5 ± 162,8	0/5	2/3	16,4 ± 6,2	0/5	2/3
Erytromycin	3,3 ± 2,0	2/5	2/3	<100,4	4/5	2/3
Fenazon	9,5 ± 1,5	0/2	2/0	<5	2/2	2/0
Fenbendazol	<5,0	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Fexofenadin	215,0 ± 25,0	0/2	2/0	15 ± 5	0/2	2/0
Flukonazol	59,4 ± 25,9	0/5	2/3	1,4 ± 0,2	2/5	2/3
Fluoxetin	22,0 ± 0,0	1/2	2/0	<10	2/2	2/0
Furosemid	523,2 ± 27,3	0/5	2/3	12,4 ± 9,6	2/5	2/3
Gabapentin	3200,0 ± 1200,0	0/2	2/0	0,4 ± 0,2	0/2	2/0
Gemfibrozil	22,0 ± 0,0	1/2	2/0	<10	2/2	2/0
Hydroklortiazid	505,3 ± 488,7	0/5	2/3	14,9 ± 22,0	2/5	2/3
Ibuprofen	378,8 ± 606,6	0/5	2/3	0 ± 0	2/5	2/3
Imidakloprid	2,7 ± 0,6	0/3	0/3	0,0 ± 0,1	0/3	0/3
Irbesartan	49,3 ± 26,8	0/5	2/3	<2	5/5	2/3
Karbamazepin	317,2 ± 86,1	0/5	2/3	12,8 ± 3,2	0/5	2/3
Karvedilol	14,5 ± 1,5	0/2	2/0	<5	2/2	2/0
Ketokonazol	9,5 ± 5,7	1/5	2/3	<5	5/5	2/3
Ketoprofen	130,0 ± 10,0	0/2	2/0	6 ± 0	1/2	2/0
Klaritromycin	27,7 ± 4,6	2/5	2/3	<4,9	4/5	2/3
Klindamycin	90,0 ± 0,0	0/2	2/0	10 ± 0	1/2	2/0

	Utgående avloppsvatten			Recipient		
	Medel (ng/L)	n < LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)	Medel (ng/L)	n < LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)
Kloxacillin	16,0 ± 0,0	1/2	2/0	<5	2/2	2/0
Klozapin	76,5 ± 5,5	0/2	2/0	9,5 ± 1,5	0/2	2/0
Koffein	500,0 ± 90,0	0/2	2/0	72,5 ± 27,5	0/2	2/0
Lamotrigine	2500,0 ± 800,0	0/2	2/0	155 ± 5	0/2	2/0
Lidokain	405,0 ± 25,0	0/2	2/0	20 ± 0	1/2	2/0
Losartan	1373,0 ± 188,0	0/5	2/3	37,9 ± 17,1	0/5	2/3
Mebendazol	27,0 ± 0,0	0/2	2/0	<5	2/2	2/0
Metoprolol	1418,0 ± 296,0	0/5	2/3	40,1 ± 16,5	0/5	2/3
Metronidazol	29,5 ± 7,5	0/2	2/0	<20	2/2	2/0
Mirtazapin	365,0 ± 45,0	0/2	2/0	33 ± 2	0/2	2/0
Naproxen	621,7 ± 423,8	0/5	2/3	<22,5 ± 0	4/5	2/3
O-Desmetylenlafaxin	1100,0 ± 0,0	0/2	2/0	35,5 ± 3,5	0/2	2/0
Oxazepam	294,2 ± 79,0	0/3	0/3	7,6 ± 3,6	0/3	0/3
Paracetamol	295,8 ± 239,2	0/5	2/3	9,4 ± 13,3	2/5	2/3
PFOA	11,8 ± 3,7	0/3	0/3	<3	3/3	0/3
PFOS	30,1 ± 2,7	0/3	0/3	<3	3/3	0/3
Piperacillin	765,0 ± 115,0	0/2	2/0	<10	2/2	2/0
Propranolol	73,9 ± 18,6	0/5	2/3	1,6 ± 0,8	2/5	2/3
Quetiapin	16,0 ± 1,0	0/2	2/0	<5	2/2	2/0
Sertralin	53,7 ± 10,5	0/3	0/3	3,9 ± 2,5	0/3	0/3
Sertralin och norsesertralin	165,0 ± 45,0	0/2	2/0	10,5 ± 0,5	0/2	2/0
Sotalol (β-Adrenergika)	23,0 ± 0,0	1/2	2/0	<10	2/2	2/0
Sulfametoxazol	116,3 ± 49,0	0/5	2/3	5,7 ± 1,6	2/5	2/3
Tetracyklin	39,0 ± 0,0	1/2	2/0	<10	2/2	2/0
Tiaklopid	0,5 ± 0,8	0/3	0/3	0 ± 0	1/3	0/3
Tiametoxam	0,1 ± 0,2	0/3	0/3	0 ± 0	0/3	0/3
Tramadol	263,2 ± 51,2	0/5	2/3	8,6 ± 3,0	0/5	2/3
Trimetoprim	129,4 ± 39,3	0/5	2/3	3,9 ± 2,2	0/5	2/3
Valsartan	480,0 ± 170,0	0/2	2/0	10 ± 0	1/2	2/0
Venlafaxin	419,6 ± 91,4	0/5	2/3	11,2 ± 4,2	0/5	2/3
Verapamil	15,0 ± 2,0	0/2	2/0	<5	2/2	2/0
Xylometazolin	16,0 ± 2,0	0/2	2/0	<1	2/2	2/0
Zolpidem	1,5 ± 0,3	1/3	0/3	0 ± 0	0/3	0/3
Östron	6,0 ± 3,4	1/5	2/3	<2,1	4/5	2/3

3.4.2 Analys av vattenmatris vid Lucerna ARV

Vattenmatrisen som är av betydelse för alla typer av reningstekniker i vatten har inom detta projekt studerats med hänsyn till de kemiska parametrar som kan påverka dels ozonteknik, dels filtrering genom GAK. Provtagning av vattenmatrisen har utförts på dygnsprover av utgående vatten från reningsverket vid fem tillfällen under september och december 2021.

Tabell 4 visar medelvärden för provtagningarna som genomförts på utgående vatten på Lucerna ARV för kemiska parametrar som kan ha inverkan på ozon och/eller GAK-filtrering. Viktigt att notera är provtagning har gjorts på utgående vatten från befintligt verk, innan ombyggnation. Vattenmatrisen kan förändras efter ombyggnationen, framför allt med avseende på SS-halt, DOC, TOC och de olika kvävefraktionerna. Vid en eventuell fördjupad utredning eller projektering kan det vara värt att på nytt kontrollera vattenmatrisen med avseende på dessa parametrar. Provtagning bör då göras på den plats i processen där reningssteget avses placeras.

GAK

För implementering av GAK-filtrering visar resultaten i Tabell 4 att halten SS eventuellt kan vara något hög för ett kolfiltersteg. Det är framför allt makrostrukturen som sätts igen av höga halter av SS. Det ska också påpekas att standardavvikelsen för den uppmätta SS-halten indikerar att halterna varierat över provperioden. Om SS överstiger 10 mg/l påverkar detta en kolfiltrering främst genom att backspolning behöver köras mer frekvent. I det ombyggda reningsverket kommer det finnas sandfilter efter biosedimentering, och höga halter av SS kommer troligtvis inte bli ett problem för Lucerna ARV när det gäller GAK-filtrering.

Både TOC och DOC ligger inom ett godkänt intervall. I övrigt kan även järn påverka GAK, genom att de det sker en oxidutfällning på filterytan. Dock är de uppmätta halterna på Lucerna ARV så pass låga (medelhalt 0,01 mg/l) att denna risk anses vara mycket liten.

Ozon

Avseende ett processteg med ozon, finns det ett flertal parametrar som kan påverka, framför allt genom att konsumera ozon, till nackdel för reduktionen av mikroföroreningarna. De uppmätta halterna av SS ligger dock inom ett koncentrationsintervall (<25 mg/l) som inte påverkar reduktionen signifikant (Juaréz, o.a., 2021). Halterna av nitrit indikerar att ozon behöver tillsättas ytterligare med en koncentration av ca 0,5 mg O₃/l, eftersom nitrit konsumerar ozon genom bildandet av nitrat. Ca 3,43 mg O₃ beräknas konsumeras per mg nitritkväve. En förbättrad biologisk rening innan det avancerade reningssteget kan eventuellt minska denna ozonkonsumtion. Med tanke på den framtida ombyggnationen kan det vara av vikt att undersöka hur nitrialthalterna varierar i takt med att de nya processerna sätts i gång.

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) kan orsaka både allergi och cancer. Analysen av krom visar att halterna är låga, krom_{tot} är 0,22 µg/ och bedöms därför inte heller utgöra en stor risk, enligt bedömningar gjort i tidigare studier (Wunderlin & Grelot, 2021). Den senaste gängse bedömningen avseende krom, och framförallt halten av krom(III), är att denna metall sällan påträffas i höga koncentrationer på ARV

runt om i Europa och Sweco ser samma trend för de analyser som genomförts på reningsverk mellan åren 2020-2022. Mot bakgrund av analysresultatet från denna provtagning behövs ingen ytterligare uppföljning av kromhalter på Lucerna.

De uppmätta halterna av bromid visar på en medelhalt av 0,52 mg/l där variationen mellan provtagningarna varit stor (avvikelsen var 0,31 mg/l, Tabell 4). När halten bromid överskrider 0,4 mg/l är det rekommenderat att inte genomföra ozonering eftersom risken att bilda höga halter bromat är stor. Dock har det i tidigare studier visat sig att halten ammoniumhalt hämmar bromatbildning (Pinkernell & Gunten, 2001). För den studien var de undersökta halterna ammoniumkväve låga (0,4 mg/l) och de ingående halterna bromid var 55 µg/l, vilket är högre respektive lägre än vad som är uppmätt för Lucerna ARV (jämför 2,3 mg/l ammoniumkväve och 0,52 mg/l bromid, Tabell 4). Utifrån denna jämförelse kan det vara troligt att bromat bildas vid koncentrationer inom intervallet 40-100 µg/l, om inga andra åtgärder genomförs (se vidare detaljer nedan).

Det finns även 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, till exempel genom stötvisa injektioner, kan bromatbildningen också kontrolleras och stävjas eftersom det inte finns lika mycket momentant tillgängligt ozon (Jekel & Zietzschmann, 2018).

För vidare förståelse kring variationen av bromid i avloppsvattnet samt möjliga källor vid Lucerna ARV, i kombination med att VME fortsättningsvis vill undersöka möjligheten till att implementera ozon som principiellt reningssteg för mikroföroreningar, har det under våren 2022 genomförts ytterligare provtagning av bromid i utgående avloppsvatten. Resultat från denna provtagning redovisas i avsnitt 3.5.

Eftersom det inte går att mäta halterna av NDMA på svenska laboratorium (pga. sin toxicitet), har vi valt att undersöka halten av dimetylamin i avloppsvattnet. Detta beror på att halten dimetylamin kan vara en viktig prekursor³ till bildningen av NDMA (Padhye, o.a., 2011). Det återfanns inga detekterbara halter av dimetylamin över rapporteringsgränsen, och denna substans bedöms därför inte utgöra någon risk för att NDMA bildas i avloppsvattnet vid ozonering.

³ Utgångsämne, dvs ett kemiskt ämne som deltar i en kemisk reaktion där en annan förening produceras.

Tabell 4. Medelvärden, standardavvikelse och antal mätvärden under rapporteringsgräns av totalt genomförda mätningar (n total) för kemiska parametrar av vattenmatrisen på utgående vatten från reningsverket. Provtagningen ägde rum mellan september 2021 och januari 2022, n= 5.

Analys	Enhet	Medelhalt	Standardavvikelse	n ^a < LOQ ^b / n total
Suspenderade ämnen	mg/l	10,1	4,2	0/5
TOC	mg/l	10,5	2,5	0/5
DOC	mg/l	8,9	1,9	0/5
Ammoniumkväve (NH ₄ -N)	mg/l	2,3	2,2	0/5
Nitrit (NO ₂ ⁻)	mg/l	0,47	0,1	0/5
Nitrit-kväve (NO ₂ -N)	mg/l	0,14	0,04	0/5
Järn Fe (filtrerat)	mg/l	0,01	0,003	0/5
Krom Cr (filtrerat)	µg/	0,22	0,07	1/5
Krom(VI)	µg/	<0,20	-	5/5
Krom(III) ^c	µg/	<0,20	-	-
Bromid Br ⁻	mg/l	0,52	0,31	0/5
Dimetylammin	µg/l	<5 ^d	-	5/5

^a n, antal mätningar

^b LOQ – limit of quantification och för denna rapport likställd med rapporteringsgräns.

^c Beräknat utifrån Cr_{tot} = Cr⁶⁺ + Cr³⁺

^d Tre av fem analyser visade rapporteringsgräns 5 µg/l, övriga provsvar hade rapporteringsgräns 10 respektive 100 µg/l.

Sammanfattningsvis kan konstateras att vattenmatrisen inte indikerade på någon risk med att använda GAK som reningsteknik vid Lucerna ARV. Att använda ozonering som metod för rening av mikroföroreningar vid Lucerna ARV bedöms dock som olämpligt vid de höga bromidhalter som uppmätts.

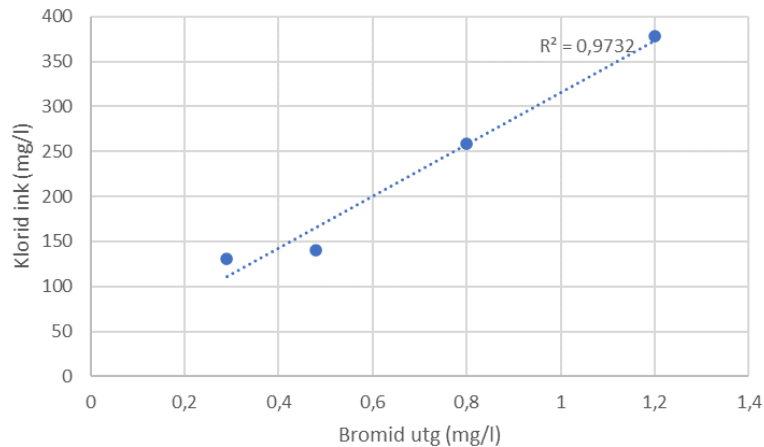
3.5 Fördjupad undersökning av bromid i avloppsvattnet vid Lucerna ARV

Under våren 2022 har ytterligare analyser av bromid i utgående avloppsvatten genomförts vid Lucerna ARV. Detta gjordes för att ge ett bredare underlag gällande variationen av bromid i avloppsvattnet och för att undersöka möjliga källor till de förhöjda bromidhalterna. I litteraturen nämns det att höga bromidhalter kan påträffas i avloppsvatten på grund av olika anledningar. Potentiella källor är vanligen (i) havsvatteninträngning, (ii) tillskott från lakvatten från deponi eller (iii) processvatten från värmverk (Soltermann, Abegglen, Tschuic, Stahela, & von Gunten, 2017). Till Lucerna ARV är varken lakvatten eller processvatten från fjärrvärmeverket påkopplat och den mest troliga förklaringen är havsvatteninträngning.

Fyra veckoprover togs ut: ett per månad mellan februari och maj. Samtidigt analyserades klorid i veckoprover på inkommande vatten för att undersöka om havsvatteninträngning kan vara en orsak till de höga bromidhalterna och i Figur 5 visas hur kloridhalter korrelerar med bromidhalter för de fyra provtagningarna. Veckoflödet genom reningsverket noterades för att utvärdera huruvida ett större flöde genom verket kan relateras till högre bromidhalter. I Figur 6 visas hur bromidhalter på utgående vatten beror av veckoflödet.

De uppmätta halterna av bromid var vid provtagningstillfällena mellan 0,29 - 1,2 mg/l och i Figur 5 ses en tydlig korrelation mellan halterna av bromid och halterna klorid för de fyra mätillfällena. Utifrån att halterna av bromid och klorid

är så pass korrelerade som det visas i Figur 5, är det mycket troligt att källan till bromid är kopplat till havsvatteninträngning.

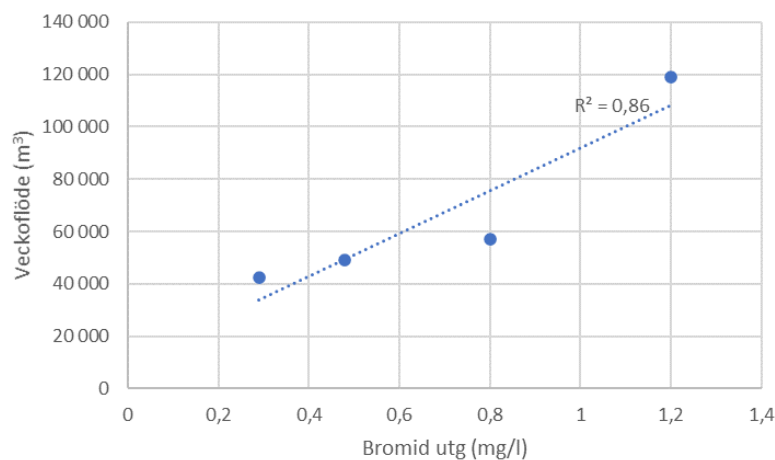


Figur 5 Kloridhalt i utgående avloppsvatten relativt uppmätta halter av bromid i utgående avloppsvatten från Lucerna ARV vid fyra provtagningstillfällen under våren 2022.

Det finns även en korrelation mellan veckoflödet och uppmätta bromidhalter för utgående vatten, vilket visas i Figur 6. Det ska dock påpekas att korrelationen är svagare än den som presenteras i Figur 5 (jämför $R^2 = 0,97$ med $R^2 = 0,86$).

Resultatet i Figur 6 underbygger teorin om att bromid härstammar från havsvatteninträngning, och att havsvatteninträngningen sker när höga flöden påträffas. Den sammantagna bedömningen är att det är högst troligt att de höga bromidhalterna beror på havsvatteninträngning.

Att använda ozonering som metod för rening av mikroföroreningar bedöms som olämpligt så länge bromidhalterna ligger kvar på dessa nivåer. För att använda sig av ozon behöver halterna sänkas genom uppströmsarbete (till exempel genom kontroll och tätning av rör). Om uppströmsarbetet är framgångsrikt rekommenderar Sweco även att ozontester genomförs på vattnet där framför allt halterna av bromat följs, innan ozon utreds vidare som ett möjligt processteg.



Figur 6 Veckoflödet i utgående vatten relativt uppmätta halter av bromid i utgående avloppsvatten från Lucerna ARV vid fyra provtagningstillfällen under våren 2022.

4 Miljöriskbedömning avseende recipientpåverkan vid Lucerna ARV

4.1 Metod

En miljöriskbedömning utfördes för att bedöma om några av de analyserade mikroföroreningarna i utgående avloppsvatten från Lucerna ARV och i recipientprovtagningsspunkten kan påverka organismerna i recipienten Skeppsbrofjärden. 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 i recipienten (Predicted No Effect Concentration – PNEC) (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 $0,1 < PEC/PNEC \leq 1$ 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 provtagningsspunkter, vilka visas i Figur 7:

1. utgående vatten från Lucerna ARV till Skeppsbrofjärden och;
2. uppmätta halter vid recipientprovtagningsspunkten som ligger strax utanför ARV.



Figur 7 Skeppsbrofjärden med provtagningsspunkterna vid utsläppspunkten för Lucerna ARV (●) och recipientprovtagningsspunkten (▲).

Spädningsfaktorn sex har använts för att representera ett rimligt worst case-scenario för utgående avloppsvatten till Skeppsbrofjärden. Spädningsgraden är baserad på beräkningar som gjorts för ett utsläpp från Lucerna ARV (Sweco., 2006). För den aktuella frågeställning är det nollalternativet, d.v.s. befintlig utsläppspunkt i Skeppsbrofjärden, som är intressant. Spädningsgraden beräknades för vinter- och sommarförhållanden, och för utgående (mot Trebrödersundet) och inåtgående (mot Gamlebyviken) ström. Resultaten visar att den lägsta spädningsgraden inträffar under sommaren, då sex gångers utspädning beräknades. Detta har använts som ett rimligt worst case-scenario för beräkning av PEC i Skeppsbrofjärden.

PNEC baseras på miljöinformation om substanserna, mestadels inhämtad från vetenskapliga artiklar och bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (HaV, 2019) och visas i sin helhet i Appendix 4 -. Bedömningsgrunderna anger värdena 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. 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
4. Övriga referenser.

För antibiotika har Tell och andra (2019) använts (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.

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 flera ämnen som detekterats saknas PNEC, vilket gör att det inte går att beräkna PEC/PNEC och därmed säkerställa om de utgör en risk eller inte.

I regel har endast modersubstansen och inte metaboliter (nedbrytningsprodukter) redovisats i PEC/PNEC-beräkningarna. Undantaget är sertralin där huvudmetaboliten norsertralin (desmetylsertralin) ingår i Tabell 5 och då har antagits ha samma ekotoxikologiska egenskaper som modersubstansen sertralin. Detta är troligen en överskattning av ekotoxiciteten eftersom metaboliter i regel har mindre farmakologisk aktivitet än modersubstansen 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 i Skeppsbrofjärden respektive provtagningspunkten i recipienten 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 3.4.1 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 Skeppsbrofjärden – vid utsläppspunkten med utspädning x6 (worst case) och vid recipientprovtagningspunkten. **PEC/PNEC ≤ 0,1** (låg risk); **0,1 < PEC/PNEC ≤ 1** (måttlig risk); **PEC/PNEC > 1** (hög risk).

Mikroföroreningar	Användning	Beräknad riskkvot – PEC/PNEC vid utsläppspunkt i Skeppsbrofjärden (utspädning 6x, worst case scenario)	Beräknad riskkvot – PEC/PNEC i recipient-provtagningspunkt Skeppsbrofjärden (baserat på uppmätta halter)
Läkemedel			
Amlodipin	Blodtryckssänkande (bla.)	<3,33	<20
Amoxicillin	Antibiotikum	<0,07	<0,40
Azitromycin	Antibiotikum	0,31	<0,23
Bensylpenicillin	Antibiotikum	<0,07	<0,40
Ciprofloxacin	Antibiotikum	0,06	<0,21
Citalopram (1) ^a	Antidepressivt	304,00	43,35
Citalopram (2) ^b	Antidepressivt	1,14	0,16
Diklofenak	Antiinflammatoriskt	10,19	1,64
Doxycylin	Antibiotikum	<0,09	<0,54
Enrofloxacin	Antibiotikum	<0,06	<0,33
Erytromycin	Antibiotikum	0,00	<0,50
Felodipin	Blodtryckssänkare	<0,17	<1,00
Furosemid	Urindrivande	0,56	0,08
Ibuprofen	Antiinflammatoriskt	5,74	0,00
Karbamezipin	Antiepilektikum	0,11	0,03
Klindamycin	Antibiotikum	0,15	0,10
Meropenem	Antibiotikum	<0,14	<0,83
Mometasonfuroat	Antidepressivt	<0,24	<1,43
Oxazepam	Lugnande	4,90	0,76
Piperacillin	Antibiotikum	0,26	<0,02
Sertralin	Antidepressivt	0,96	0,41
Sertralin & norsertralin	Antidepressivt	2,93	1,12
Simvastatin	Kolesterolsänkare	<0,42	<2,50
Sulfametoxazol	Antibiotikum	0,32	0,10

Mikroföroreningar	Användning	Beräknad riskkvot – PEC/PNEC vid utsläppspunkt i Skeppsbrofjärden (utspädning 6x, worst case scenario)	Beräknad riskkvot – PEC/PNEC i recipientprovtagningsspunkt Skeppsbrofjärden (baserat på uppmätta halter)
Trimetoprim	Antibiotikum	0,22	0,04
Venlafaxin	Antidepressivt	0,76	0,12
Hormoner			
Levonorgestrel	Könshormon	<170	<1000
Östriol	Könshormon	<1,07	<6,67
Östron	Könshormon	0,28	0,58
Andra mikroföroreningar			
Bisfenol A	Plastkemikalie (m.m.)	0,09	0,15
PFOA ^c	Högfluorerat ämne	0,67	<1,00
PFOS	Högfluorerat ämne	38,46	<23,08

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

^b Miljöriskkvoter baserade på PNEC = 20 ng/L (säkerhetsfaktor = 50)

^c Se Appendix 4 för mer information om PNEC för PFOA.

PEC/PNEC-beräkningarna visar att riskkvoterna för citalopram (1) och (2), diklofenak, ibuprofen, oxazepam, sertralin/norsertalin och PFOS hamnar över 1 vid utsläppspunkten för Lucerna i worst case-scenariot, d.v.s. det finns en risk att organismerna i Skeppsbrofjärden kan skadas av dessa sex ämnen vid låg utspädning. Vid recipientprovtagningsspunkten hamnar citalopram (1), diklofenak och sertralin/norsertalin i kategorin hög risk.

Av dessa ämnen överskrider diklofenak bedömningsgrunden för god status för särskilt förorenande ämnen i kustvatten vid båda provtagningsspunkterna, medan PFOS hamnar över gränsvärdet för god kemisk ytvattenstatus för "andra ytvatten" vid utsläppspunkten (HaV, 2019). PFOS detekterades inte vid recipientprovtagningsspunkten, men det är värt att notera att om ett annat analyslaboratorium använts, där rapporteringsgränsen är lägre, är det möjligt att PEC kunnat bestämmas, vilket i sin tur kunnat leda till fastställande av en PEC/PNEC-kvot.

I övrigt hamnar azitromycin, furosemid, karbamazepin, klindamycin, furosemid, piperacillin, sertralin, sulfametoxazol, trimetoprim, venlafaxin, östron och PFOA i kategorin måttlig risk vid utsläppspunkten, medan citalopram (2), klindamycin, oxazepam, sertralin, venlafaxin och östron hamnar inom samma kategori för recipientprovtagningsspunkten.

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 M. , 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 Särskilt Förorenande Ämnen (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) 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 något av läkemedlen, till exempel ibuprofen, kommer att brytas ned relativt snabbt i Skeppsbrofjärden (och i ARV) eftersom det är biologiskt lättnedbrytbart. Det avspeglas i denna studie där utgående där koncentrationen ibuprofen vid utsläppspunkten från ARV i Skeppsbrofjärden kan utgöra en risk för vattenlevande organismer, men koncentrationen vid recipientprovtagningsplatsen inte är detekterbar. Det ska också påpekas att det PNEC som använts för ibuprofen (i enlighet med prioriteringsordningen för PNEC – se Metod 4.1) är ett schweiziskt EQS på 11 ng/L medan vissa andra studier (t.ex. Länsstyrelsen Skåne 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-värde 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.

Många läkemedel är svårnedbrytbara (se miljöinformation på www.fass.se) och de kan därför finnas kvar i recipienten under en längre tid. Även PFAS-ämnen är generellt sett svårnedbrytbara (Naturvårdsverket, 2016). Vad gäller risken att ämnena bioackumuleras, d.v.s. att de ackumuleras i fettvävnad hos organismer, så är de flesta läkemedel inte bioackumulerbara (se miljöinformation på www.fass.se). Däremot är PFOS bioackumulerbart (Naturvårdsverket, 2016), vilket bekräftar att många predatorer (rovdjur) högt upp i näringskedjan har höga halter av ämnet i kroppen.

4.3 Behov av rening av mikroföroreningar vid Lucerna ARV

Det finns många faktorer som kan påverka behovet av avancerad rening, bland annat 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 Lucerna ARV släpps årligen 31 kg läkemedel (inklusive PFOA och PFOS) i recipienten⁴. Detta motsvarar ungefär 1,3 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 Lucerna ARV ligger alltså ungefär mitt i detta spann.

Miljörisksbedömningen, baserad på PEC/PNEC-beräkningar för mikroföroreningar i utgående avloppsvatten i ARV, visar att riskkvoterna för citalopram (1) och (2), diklofenak, ibuprofen, oxazepam, sertralin/norsertalin och PFOS hamnar över 1 vid utsläppspunkten för Lucerna i worst case-scenariot, d.v.s. det finns en risk att organismerna i Skeppsbrofjärden kan skadas av dessa sex ämnen vid låg utspädning. Vid recipientprovtagningspunkten hamnar citalopram (1), diklofenak och sertralin/norsertalin i kategorin hög risk. Av dessa ämnen finns det nationella värden för god status för diklofenak som överskrids vid båda provtagningsplatserna, och PFOS som överskrids vid utsläppspunkten. PFOS detekterades inte vid recipientprovtagningspunkten, men om ett annat analyslaboratorium använts, där rapporteringsgränsen är lägre, är det möjligt att PEC kunnat bestämmas, vilket i sin tur kunnat leda till fastställande av PEC/PNEC-kvot.

Som framgår av ovanstående information går det inte att utesluta att det finns ett behov av avancerad rening vid Lucerna ARV. Det behövs dock mer information om förekomsten av mikroföroreningar i recipienten för att med större säkerhet kunna bedöma behovet av rening avseende mikroföroreningar. Recipientprovtagningen bör utföras vid olika tidpunkter under året och vid olika spädningförhållanden i recipienten.

Ett viktigt komplement till miljörisksbedömningen kan vara att genomföra en 3D-modell för att utreda hur mikroföroreningarna sprids från ARV till recipienten (Sweco, 2020). 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, samt lämplig lokalisering av relevanta provtagningspunkter i recipient. 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 spädningförhållanden.

⁴ Baserat på summahalten (medel av samtliga provtagningar) av de 39 substanser som ingår i MoLabs analyspaket (dessa ingår även i det utökade analyspaketet från Eurofins). Substanser där samtliga mätningar är <LOQ har exkluderats.

5 Möjliga tekniker utifrån befintliga förutsättningar

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

För denna bedömning är de ämnen som medför måttlig respektive hög risk inkluderade och det är endast riskkvoter för ämnen baserat på uppmätta halter i utgående vatten med utspädning som kommenteras, eftersom det samlade resultatet från dessa PEC/PNEC-bedömningar utgjorde en större miljörisk jämfört med bedömningen för uppmätta halter i recipienten. Eftersom det finns två bedömningsgrunder för citalopram är det PEC/PNEC för citalopram (2) som är inkluderat i denna bedömning.

Tabell 6 sammanställer vilka dessa mikroföroreningar är. Varje ämne är bedömt avseende på GAK-filtrering och avseende reaktion med ozon. GAK-filter har graderats från 1 till 4, där 4 motsvarar dålig förmåga till adsorption (sämre reduktion av ämnet i vatten) medan 3 motsvarar en medelgod adsorption. Graderingen 1 och 2 betyder i sin tur mycket god till god adsorptionsförmåga. 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 O₃/g DOC. Graderingen 3 indikerar att ämnet inte oxideras särskilt väl; ca 50% när dosen är 1,0 g O₃/g DOC. En mer detaljerad förklaring till hur ozon fungerar för olika ämnen kan läsas i 2.2.8.

5.1 Möjliga tekniker för ämnen som utgör måttlig risk

Tabell 6 visar att nio ämnen utgör en måttlig risk för recipienten. GAK bedöms reducera dessa ämnen något sämre relativt ozon. Flera ämnen har bedömts med siffran 3 eller högre för GAK; karbamazepin, trimetoprim, piperacillin, östron, furosemid och PFOA och separeras från avloppsvatten från medelbra (3) till sämre (4).

För ozon, har ett par ämnen bedömts efter kemisk struktur och inte någon specifik reaktionsdata likt de andra ämnena, dessa var klindamycin, piperacillin och furosemid, där de två förstnämnda bedömdes med gradering 3 medan furosemid graderades till 1. Utöver dessa kan även de ämnen som reagerar något sämre eller inte alls med ozon diskuteras, dessa är sertralin och PFOA. Utav de nio bedömda ämnena kan ozon hantera fem framgångsrikt, medan övriga kräver en högre dos för att nå drygt 50% reduktion. PFOA, däremot, kan inte alls förväntas oxidera med hjälp av ozon. Vid ett framtida reningskrav som inkluderar PFOA, betyder denna information att det framtida reningsalternativet inte bör baseras på endast ozon.

5.2 Möjliga tekniker för ämnen som utgör hög risk

När det gäller de ämnen som utgör hög risk för Skeppsbrofjärden, bedöms GAK fungera mycket bra för två av sex ämnen, medan övriga fyra graderas med 3, vilket visas i Tabell 6. Ämnen som adsorberar medelbra (bedömt med 3) till GAK bedöms vara oxazepam, diklofenak, ibuprofen och PFOS. För GAK och

PFOS gäller att detta ämne kan adsorberas 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 (> 85%) 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. För Lucerna visade beräknade utgående halter, med gällande spädning enligt Tabell 5, att reningsgraden för PFOS behöver uppgå till 97%, vilket är väldigt utmanande för ett GAK-filter. I detta fall skulle ett GAK-filter eventuellt behöva kompletteras med ytterligare ett reningssteg.

För ozon är det flera ämnen som oxideras sämre med ozon: sertralin och norsertralin, oxazepam samt ibuprofen. PFOS, reagerar inte alls med ozon och markeras därför med "-" i tabellen. Citalopram bedöms oxideras väl vid en högre ozondos på ca 1,0 g O₃/g DOC. Om det kommer lagkrav på reducering av PFOS för Lucerna framgent, bör inte ozon utgöra det primära teknikvalet för avancerad rening.

Tabell 6. Mikroföroreningar som utgör måttlig respektive hög risk i Skeppsbrofjärden vid worst case-scenario, samt respektive teknisk 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.

	PEC/PNEC i Skeppsbrofjärden med x6 utspädning	GAK	Ozon
Måttlig risk			
Karbamezipin	0,11	3	1
Klindamycin	0,15	1	3 ^a
Trimetoprim	0,22	3	1
Piperacillin	0,26	4 ^b	3 ^a
Östron	0,28	3	1
Azitromycin	0,31	2	1
Furosemid	0,56	4	1 ^a
PFOA	0,67	3	-
Sertralin	0,96	1	3
	PEC/PNEC i Skeppsbrofjärden med x6 utspädning	GAK	Ozon
Hög risk			
Citalopram (2) ^c	1,14	1	2
Sertralin och norsertralin ^d	2,93	1	3
Oxazepam	4,90	3	3
Ibuprofen	5,74	3	3
Diklofenak	10,19	3	1
PFOS	38,46	3	-

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

^b Graderingen baseras på att ämnet är hydrofilt och negativt laddat och bedöms därför adsorbiera sämre till ett GAK-filter.

^c Ev. kan riskbedömning för citalopram vara överskattad pga begränsande data, här är ett värde på PNEC på 20 ng/l utnyttjat enligt Tabell 5.

^d Bedömningen för GAK avser sertralin och inte primärt norsertralin som är en nedbrytningsprodukt (metabolit). Det kan förväntas att denna adsorberas något sämre, på grund av dess laddning.

5.3 Sammanfattning av tekniker avseende riskämnen och vattenmatris

Sammanfattningsvis för Lucerna ARV, och vid ett eventuellt framtida krav avseende mikroföroreningar, kan följande konstateras relativt de upptagna riskämnena och respektive tekniks förmåga till rening:

1. Båda teknikerna kan fungera väl för Lucerna ARV, eventuellt är ozon något mer lämpligt vid en jämförelse mellan upptagna substanser som utgör måttlig och hög risk för Skeppsbrofjärden. Detta gäller när PFAS-ämnen (såsom PFOA och PFOS) exkluderas från bedömningen.
2. Om PFOS inkluderas i ett framtida krav avseende mikroföroreningar kan ett reningsalternativ med ett GAK-filter eller ozon efterföljt av GAK-filtrering båda vara otillräckliga tekniker på grund av att 97% av PFOS behöver reduceras vid medelscenario. Det bör dock understrykas att det finns få studier som undersökt rening av PFOS i fullskala på reningsverk.
3. Utöver riskämnena ska jämförelsen även inkludera de risker som finns för vattenmatrisen, vilka diskuterades i avsnitt 3.4.2 och 3.5. Att använda ozonering som metod för rening av mikroföroreningar vid Lucerna ARV bedöms som olämpligt så länge bromidhalterna ligger kvar på höga nivåer, eftersom det är en stor risk att det cancerogena ämnet bromat bildas. För att använda sig av ozon behöver halterna sänkas genom uppströmsarbete.

6 Processutformning

Två alternativa tekniska lösningar för rening av läkemedel och mikroföroreningar har tagits fram och presenteras i detta avsnitt. De utvalda teknikerna är GAK och ozon följt av sandfilter. Baserat på vattenmatrix och de riskämnen som framkommit i miljöriskbedömningen kan de olika teknikerna vara olika lämpade. Detta har diskuterats i avsnitt 5 ovan.

6.1 Processmässig placering av läkemedelsrening

Ett ozoneringssteg bör placeras där DOC- och nitrithalter är låga (McArdell, 2022), vilket på aktivslamanläggningar vanligen påträffas efter biosteget eller efter det kemiska reningssteget. Baserat på europeiska förhållanden rekommenderas att placera en ozonering efter biosedimentering (Stapf, Miede, Bester, & Lukas, 2020). 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, t.ex. hydrauliska förutsättningar eller processmässiga fördelar utöver själva läkemedelsreningen. Oavsett var ozoneringen placeras bör en kontroll av vattenmatrixen på den specifika platsen göras, där det till exempel kontrolleras att DOC- och nitrithalter är acceptabla.

Efter ozoneringen behövs en biologisk efterbehandling för nedbrytning av framför allt biprodukter, eftersom det är mycket organiskt kol som blir biotillgängligt och behöver brytas ned. En andel av bildade transformationsprodukter förväntas också brytas ner även om omfattningen inte är fastlagd för de olika efterbehandlingsprocesserna. För detta kan till exempel MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) eller sandfilter användas. Vid Lucerna ARV planeras för sandfilter i det ombyggda reningsverket och det är därför naturligt att använda detta för efterbehandling och placera en eventuell ozonreaktor innan sandfiltret (Figur 8).



Figur 8. Föreslagen processmässig placering av ozonreaktor vid Lucerna ARV.

Ett GAK-filter placeras efter det sista partikelavskiljande steget, i detta fall sandfiltret (Figur 9). Sandfiltren fungerar i detta fall som förbehandling och minimerar mängden partiklar och organiskt material i inkommande vatten till GAK-filtret.



Figur 9. Föreslagen processmässig placering av GAK-filter vid Lucerna ARV.

6.2 Antaganden 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

Doseringen av ozon beräknas normalt med avseende på vattnets halt av DOC och ibland även nitrit. Nitrit-kväve påverkar ozondosen med 3,4 g O₃/g NO₂-N, där nitrit oxideras till nitrat. För DOC är en vanlig dimensionering 0,3–0,9 g O₃/g DOC (Stapf, Miehe, Bester, & Lukas, 2020). Vilken ozondos som krävs varierar dock för olika substanser. Reduktionen kommer att vara olika för olika läkemedel – vissa bryts lätt ned och kommer reduceras med närmare 100%, medan andra kommer att ha en långt lägre reduktion (ca 50%), se även avsnitt 2.2.8. Hur reduktionen ser ut för de ämnen som framkommit med måttlig och hög risk i Lucerna ARV har redovisats i avsnitt 5.

Vald dosering är 0,7 g O₃/g DOC. 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 bänkskåletester 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 biprodukter, exponeringstid och erhållen reduktion på mikroföroreningar, samt utvärdera erhållen toxicitet (Schindler Wildhaber, o.a., 2015).

6.2.2 Uppehållstid 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 240 m³. Uppehållstid vid Q_{bio} blir med denna dimensionering 12 minuter. Uppehållstiden vid Q_{dim} blir 24 minuter och vid Q_{medel} 45 minuter.

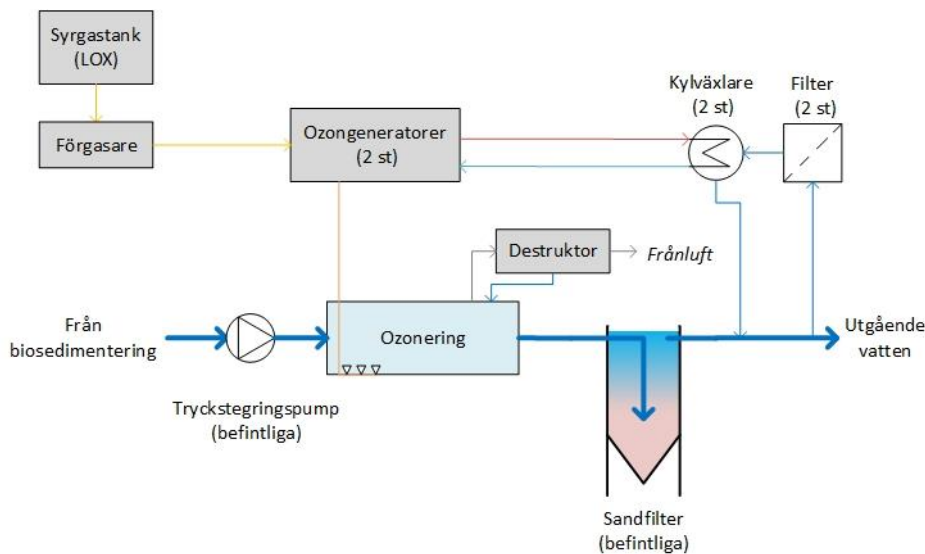
6.2.3 Kontakttid GAK

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 (Stapf, Miehe, Bester, & Lukas, 2020).

Vald kontakttid är 20 minuter vid Q_{max}. Detta ger en kolfiltervolym på 400 m³. Kontakttiden vid Q_{dim} blir 40 minuter och vid Q_{medel} 75 minuter.

6.3 Ozonering

Den föreslagna processen beskrivs i korthet med att vatten leds genom en sluten kontakttank med dosering av ozon som bryter ned läkemedelsresterna 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, vilken köps in i flytande form (Liquid Oxygen - LOX). Ozongeneratoren kyls med utgående avloppsvatten. Blockschema över processen ses i Figur 10.



Figur 10 Blockschema över föreslagen process för rening av läkemedel och andra mikroföroreningar vid Lucerna ARV.

6.3.1 Reaktordesign

Filterpumpstationen som kommer att pumpa vatten från biosedimentering till sandfilter i det ombyggda verket anpassas så att den i stället pumpar till ozonreaktorn. I denna förstudie förutsätts att befintliga pumpar kan användas men detta behöver utredas närmre i nästa skede. Ozonreaktorn förläggs på en högre nivå än sandfilter så att vattnet går med självfall från reaktorn till sandfilter.

Ozonreaktorn konstrueras som en lång, slingrande kanal för att säkerställa uppehållstiden. Vald volym på reaktorn är 240 m³. Vattendjupet sätts till minst 6 meter (detaljer finns att läsa i kapitel 6.3.3). Nödvändig yta för reaktorn är därmed cirka 40 m².

Provtagning av vattnet ska vara möjligt innan och efter ozonreaktorn.

Frånluften från kontakttanken leds genom en ozondestruktor för att eventuella ozonrester inte ska släppas till atmosfären. Destruktionen sker genom att frånluften värms upp och därefter leds genom en katalysatorbädd som omvandlar ozon till syrgas. Kondensatet från ozondestrukturen 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 Lucerna ARV är i genomsnitt 8,9 mg/l och nitritkvävehalten är i genomsnitt 0,14 mg/l. Notera att dessa siffror är innan ombyggnation och att halterna kan förändras med den nya reningsprocessen. Uppföljande provtagning bör därför göras när den nya anläggningen är i gång för att se om det blivit någon större förändring. Med antaganden enligt kapitel 440 har den nödvändiga dosen beräknats till 6,7 mg O₃/l.

I Tabell 7 sammanställs förväntat flöde genom ozonreaktorn samt ozonbehov vid de olika flödesbelastningarna.

Tabell 7. Vattenflöden och ozonbehov vid max-, medel- och minbelastning

Behandlat flöde och ozonbehov	Enhet	Värde
Maximalt behandlat flöde	m ³ /h	1 200
Genomsnittligt behandlat flöde idag	m ³ /h	318
Minimalt behandlat flöde	m ³ /h	100
Ozonbehov, max	kg/h	8,0
Ozonbehov, medel	kg/h	2,1
Ozonbehov, min	kg/h	0,7

I föreslagen design har två ozongeneratorer antagits som tillsammans har kapacitet för det maximala behovet. Viss redundans finns således och ozonbehovet för medelflöde idag 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 energieffektivt än en injektorlösning. De erbjuder också en mer flexibel design för att minska risken för bromatbildning. Diffusorerna placeras på botten av kontakttanken. Vattendjupet ska vara minst 6 m för att säkerställa en effektiv upplösning av tillsatt ozon.

Det är lämpligt att sprida diffusorerna för att undvika att få zoner med hög ozonkoncentration (vilket ökar risken för bromatformation), samtidigt ska all tillsatt ozon hinna reagera innan vattnet når utloppet, och diffusorerna får därför inte placeras för nära utloppet. Risken för att bromat bildas ökar vid ökad halt syre i vattnet som är direkt kopplat till ökad ozondos. Det är därför bättre att ha en längre kontakttid vid låg ozonhalt, samt att hålla en låg ozonkoncentration i gasen.

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.

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.

Medelförbrukning av syrgas beräknas vara cirka 21 kg/h (15 Nm³/h). Beräkningarna baseras på en ozonkoncentration på 10wt% (148 g O₃/Nm³) 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 10wt%.

Beräknat syrebehov	Enhet	Värde
Syrebehov, max	kg/h	80
Syrebehov, medel	kg/h	21
Syrebehov, min	kg/h	7

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 kan man titta närmare på i nästa skede.

För att säkerställa driften vid kylning med utgående avloppsvatten installeras två plattvärmväxlare där vardera har kapacitet att kyla 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 6,7 mg O₃/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 molekyl med en ringstruktur (aromatisk förening). Studier har visat att UVA₂₅₄ inte direkt korrelerar med halten av

mikroföroreningar, men skillnaden i UVA₂₅₄ i inkommande och utgående vatten från ozonreaktorn 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 ozonkoncentration upprätthålls i gasen från generatoren. Mätprincip: UV-ljus (254 nm).
- En ozonhaltmätare för att mäta ozonhalt i utgående luft från reaktorn. Denna halt korrelerar med ozonhalten i vattnet. Mätningen kan användas för att överreglera tillförseln av ozon till reaktorn – 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 Effektbehov

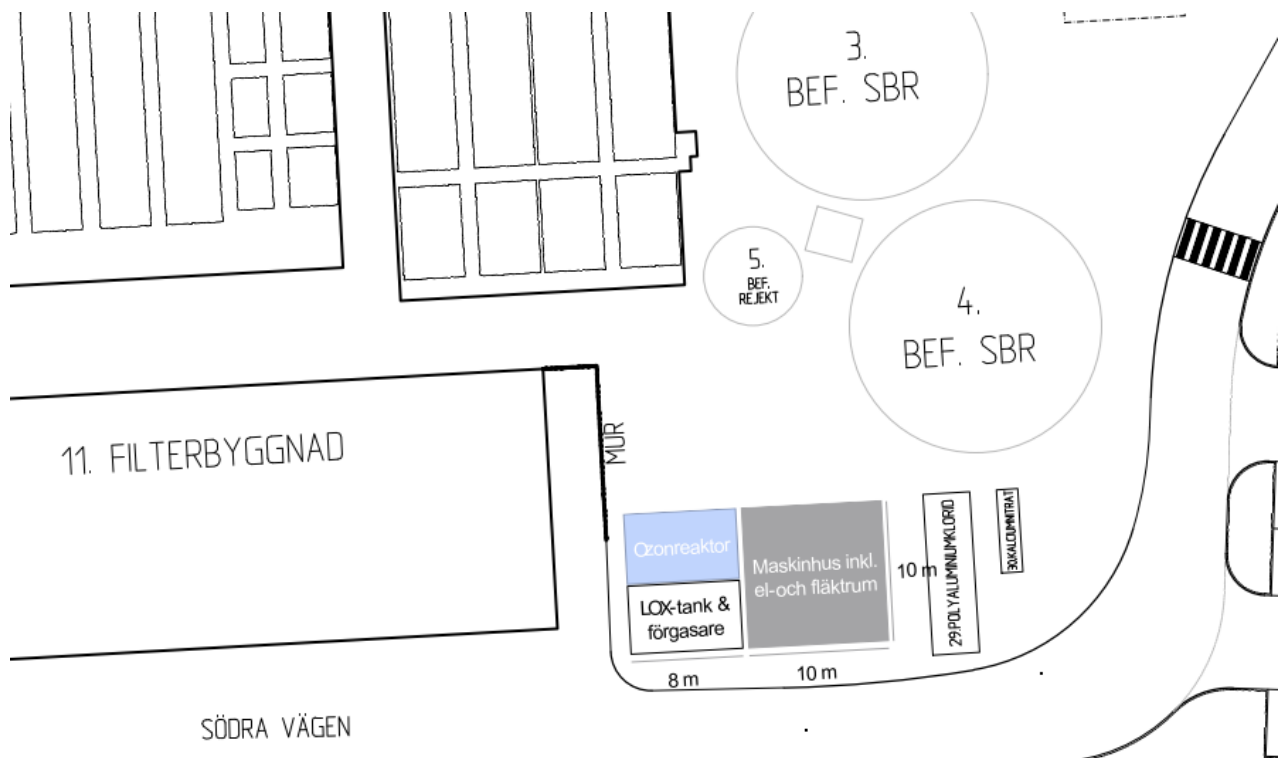
Ozongeneratorerna beräknas ha ett maximalt effektbehov på ungefär 80 kW (baserat på en energiförbrukning på 10 kWh/kg O₃). Vid dagens medelflöde kommer effektbehovet vara cirka 21 kW, vilket kan jämföras med Lucernas totala effektbehov som idag är 195 kW (medel år 2016-2018).

6.3.8 Ytbehov och fysisk placering

Nödvändig yta för ozonreaktorn har beräknats till 40 m². Ozongeneratorerna och övrig maskinell utrustning placeras i ett maskinrum som kan stå antingen bredvid eller ovanpå ozonreaktorn. Nödvändig yta på maskinrummet bedöms till 100 m². I denna yta inkluderas också utrymme för el och VVS.

Det behöver även finnas plats för lastbil att fylla på LOX. Ytbehov för LOX-tank och förgasare bedöms till ca 40 m² och denna utrustning placeras i anslutning till maskinrum och reaktortank. Med ett tillägg på 10% för betongkonstruktioner etc. blir den totala ytan cirka 200 m².

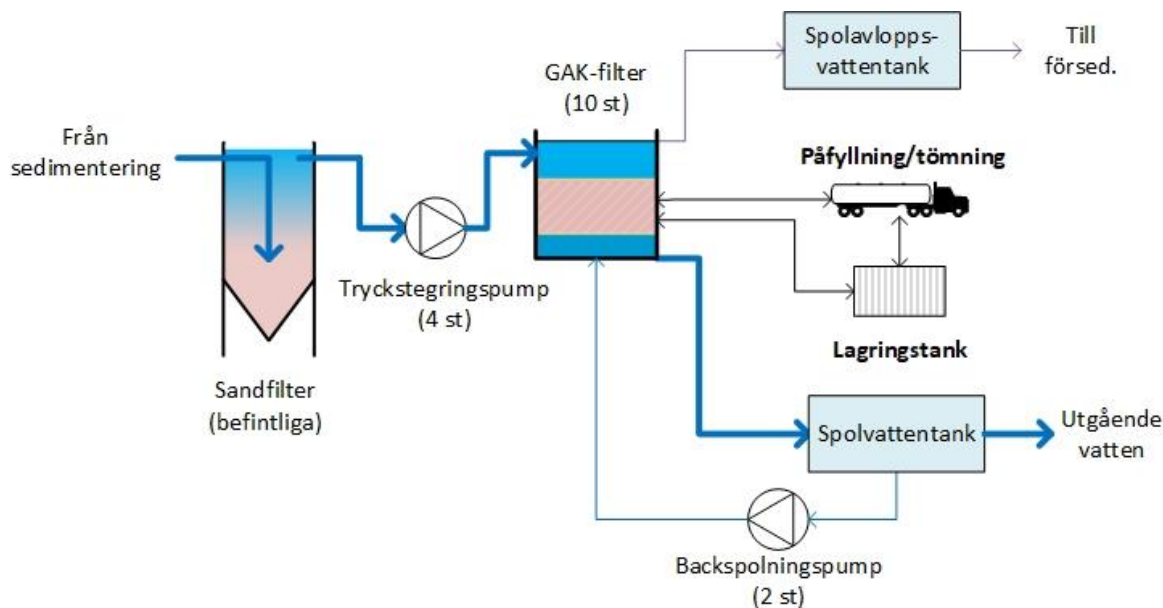
Anläggningen föreslås ligga öster om den nya filterbyggnaden. En enkel layout har tagits fram och redovisas i Figur 11.



Figur 11 Föreslagen utformning och placering av anläggning för ozonering vid Lucerna ARV.

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 12.



Figur 12 Blockschema över föreslagen process för rening av läkemedel och andra mikroföroreningar vid Lucerna 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. Huruvida det går att leda utgående vatten med självfall från sandfilter via GAK-filter till recipient har inte utretts inom detta projekt, men troligtvis kommer det krävas en pumpstation antingen innan eller efter GAK-anläggningen. En pumpstation har därför inkluderats i processdesignen, men detta behöver utredas vidare i nästa skede. Pumpstation föreslås utrustas med fyra pumpar med kapacitet 400 m³/h vardera. Detta är samma utformning på pumpstationen som innan sandfilter.

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 Lucerna ARV föreslås ske i öppna nedströms betongbassänger.

För att förenkla påfyllnad och tömning av GAK från lastbil dimensioneras varje filter till 40 m³ vilket är samma volym som en bulkbil rymmer enligt leverantör. Filterbädden består av granulerat aktivt kol. Föreslagen processlösning är 10 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 polerstep. Att köra filtren i serie är med nuvarande

dimensionering endast möjlig upp till ett inkommande flöde på cirka 600 m³/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 10 filter á 40 m³ blir den totala filtervolymen 400 m³. Vid Q_{max} 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 18 minuter.

Ytbelastningen på filtret rekommenderas i en rapport från Svenskt vatten att vara 5-15 m/h (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 200 m² och ytbelastningen 6,0 m/h vid Q_{max}. Dimensioneringsparametrar sammanfattas i Tabell 9.

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

Dimensioneringsparameter	Enhet	Värde
Antal filter	st	10
Total filtervolym	m ³	400
Total filteryta	m ²	200
Bäddhöjd	m	2,0
Kontaktid vid Q _{max}	min	20
Kontaktid vid Q _{medel}	min	75
Ytbelastning vid Q _{max}	m/h	6,0
Ytbelastning vid Q _{medel}	m/h	1,6

Med hänsyn till bäddexpansion vid backspolning, säkerhetsmarginaler och utloppshöjd blir varje filterenhet ungefär 3 m djup vilket ger en total volym på cirka 600 m³.

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 600 m³/h. Med en backspolning som varar i 15 min åtgår 150 m³ 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 225 m³. En utjämningstank för spolavloppsvatten anläggs med samma storlek. Spolavloppsvattnet leds förslagsvis till försedimentering.

Två spolvattenpumpar, vardera med kapacitet för hela spolvattenflödet, installeras, dvs 2 st á 600 m³/h.

I sandfilter sker rens spolning 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 sandfiltren 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 genom filtret. Detta kallas genombrott och när detta händer varierar från fall till fall. Vanligtvis brukar 20 000-30 000 bäddvolymen 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 bäddvolymen.

Vid dagens medelflöde och ett antagande att genombrott sker efter 20 000 bäddvolymen kommer utbyte av filtermedia att behövas drygt vartannat 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 vattnejektorer 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 m³/h. Med de förutsättningarna kan de transportera ca 6 m³ 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 m³. 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 och 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.

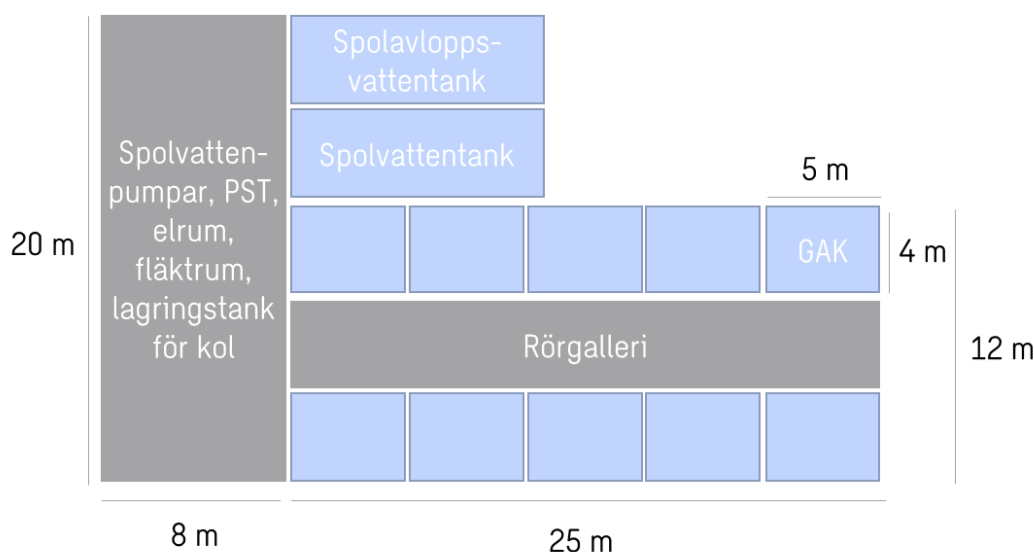
En mer avancerad styrning, eller övervakning, kan uppnås genom att regelbundet mäta UV-absorbans i inkommande respektive utgående vatten. Övervakningen kan användas för att bedöma när genombrott i filtret uppstått. UV-absorbansen ger en indikation på mängden organiskt material i vattnet, eller mer precis – organiskt material som innehåller dubbelbindningar i molekylstrukturen. Studier har visat att UVA_{254} inte direkt korrelerar med halten av mikroföroreningar, men skillnaden i UVA_{254} 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 tjugo.

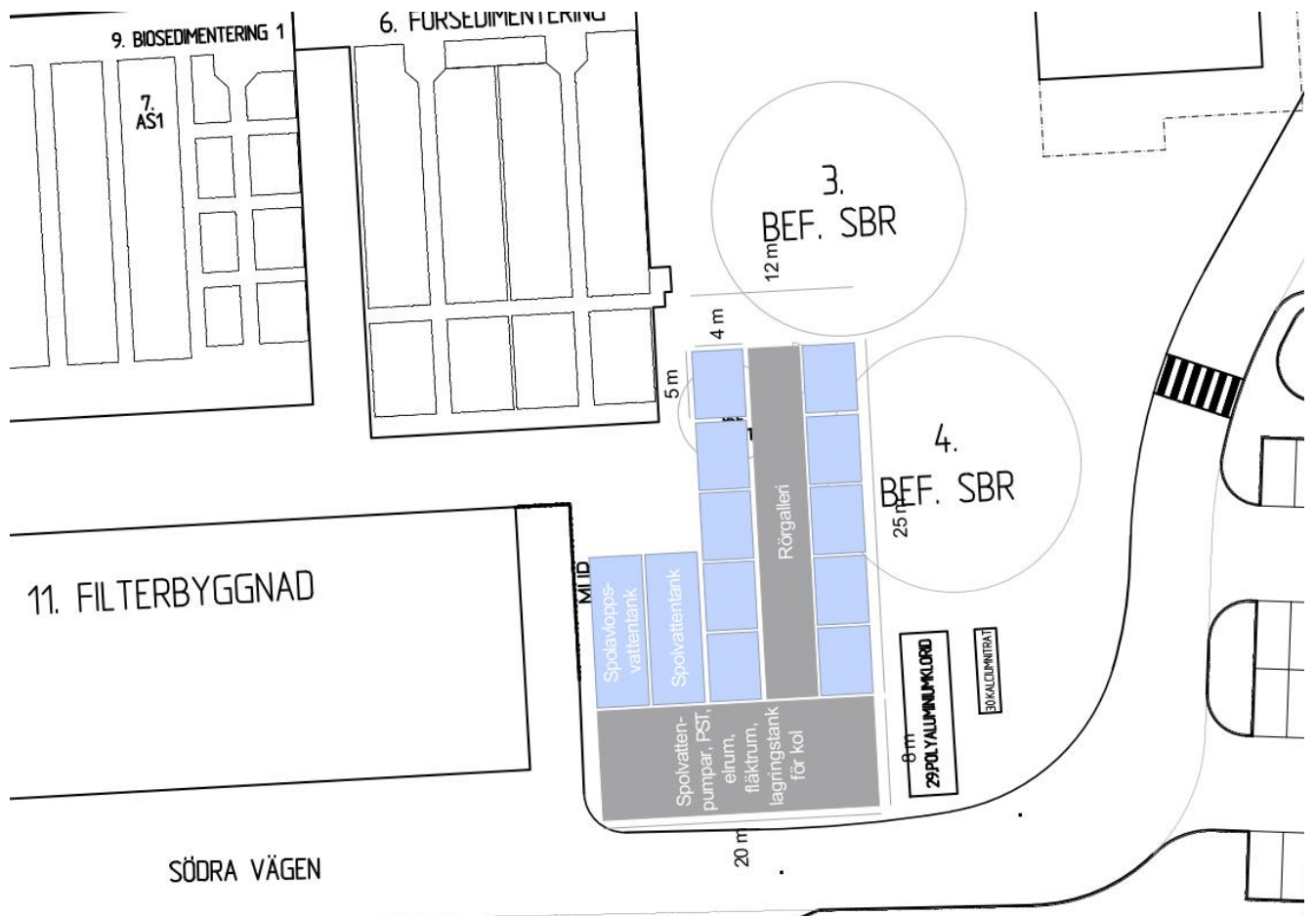
6.4.5 Ytbehov och fysisk placering

Nödvändig filteryta har beräknats till 200 m². Yta för utjämningsstank för spolvatten och spolavloppsvatten blir 45 m² 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 m². Med ett tillägg på 10% för betongkonstruktioner etc. blir den totala ytan cirka 600 m². Det behöver även finnas plats för lastbil att fylla på och hämta kol.

Anläggningen föreslås ligga öster om den nya filterbyggnaden. Den finns redan idag en viss tillgänglig yta där, men ytterligare yta kommer att frigöras när befintliga SBR-bassänger rivs. Tankar för polyaluminiumklorid och kalciumnitrat kan vid behov flyttas. En enkel layoutskiss har tagits fram och redovisas i Figur 13 samt på situationsplan i Figur 14.



Figur 13. Förslag på utformning av anläggningen för GAK-filtrering vid Lucerna ARV.



Figur 14 Föreslagen placering av anläggningen för GAK-filtrering vid Lucerna ARV.

7 Kostnads kalkyl

7.1 Investeringskostnad

Investeringskostnaden för läkemedelsrening med ozon respektive GAK vid Lucerna 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 39 MSEK för ozon och 80 MSEK för GAK. I kostnaden för GAK ingår även att samtliga kolfiler fylls med aktivt kol. Detta motsvarar en årlig kapitalkostnad på ca 51 500 kr/kg renade mikroföroreningar för ozon och ca 106 000 kr/kg renade mikroföroreningar för GAK⁵. Detaljerade kostnader redovisas i Appendix 5 -.

Om investeringskostnaden för GAK skulle baserats på ett regenererat kol istället för ett jungfruligt kol (se vidare diskussion nedan), hade totalkostnaden blivit 71 MSEK istället för 80 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 ozon respektive GAK jämförts med en kalkyl från 2020. Sweco kunde då konstatera att prisökningen för investering motsvarar ca 25% för ozon medan investeringskostnaden för GAK har ökat med ca 40%. Detaljerade kostnader med prisläget 2020 redovisas i Appendix 6.

Tabell 10. Övergripande investeringskostnader för ozon respektive GAK-anläggning vid Lucerna ARV. Sandfilter ingår ej i kalkylen eftersom detta redan kommer finnas på anläggningen som del av huvudreningen.

Kalkylpost	Kostnad ozon (MSEK)	Kostnad GAK (MSEK)
Mark- & betongarbeten	2,7	9,3
Bygg	3,3	5,9
VVS (25 % av byggnad)	0,8	1,7
Maskininstallationer	14,2	26,9
El och automation (35% av maskin)	5,0	9,4
Oförutsett (20%)	5,2	10,7

⁵ 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.

Kalkylpost	Kostnad ozon (MSEK)	Kostnad GAK (MSEK)
Summa entreprenader – Entreprenadkostnad	31,1	63,9
Byggherrekostnad (25 % av entreprenadkostnad)	7,8	15,9
Total anläggningskostnad	39	80

7.2 Driftskostnader

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
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 som använder LOX, priset från år 2020 reglerades med indexjustering samt 10% påslag. Hyrkostnaden för syrgastank har satts till 12 000 kr/månad vilket motsvarar kostnaden för en syrgastank 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 beräkningar i en annan studie 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 aktivt kol är inte medräknade.

Personalbehovet antas vara 4 h per vecka för båda processalternativen.

Tabell 11 visar driftkostnaderna för behandling med ozon respektive med GAK. Den totala driftskostnaden för ozon och GAK landar på 0,9 respektive 3,6 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 bäddvolymmer samt en materialkostnad på 45 000 kr/ton. Om nyckeltalet för bäddvolymmer ökar till 30 000 BV och priset på GAK minskar med 50%, blir driftskostnaden väsentligt lägre (> 60% reduktion). För ozon utgör driftskostnaden för LOX ca 40% 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 20% för ozon medan den har ökat med ca 100% för GAK.

Om regenererat kol skulle utnyttjas för kalkylen av driftskostnaden hade summan istället landat på 2,6 MSEK per år.

Driftkostnaderna kan även uttryckas som kostnad per mängd behandlat vatten och kalkylen landar då på 0,3 kr/m³ respektive 1,3 kr/m³ för ozon och GAK.

Tabell 11. Årliga driftkostnader för drift av ozon respektive GAK vid Lucerna ARV

Kalkylpost	Driftkostnad ozon (MSEK/år)	Driftkostnad GAK (MSEK/år)
Elförbrukning	0,3	0,04
LOX: Inköp och hyrkostnad tank	0,4	-
Aktivt kol	-	3,2
Personal	0,08	0,08
Underhåll	0,2	0,38
Totalt	0,9	3,6

8 Livscykelanalys

En bedömning av potentiell klimatpåverkan av teknikvalen (ozon och GAK) utifrån en klimatkalkyl i ett livscykelperspektiv har ingått i förstudien.

Genomförda beräkningar är baserade på metodik för 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 kapitel sammanställs bakomliggande metod och mängdberäkningar samt resultat och slutsatser.

Den enhet som valts för presentation av resultaten är klimatpåverkan per mängd behandlat avloppsvatten (g CO₂-ekv/behandlad m³). 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.
- Efterbehandling i sandfilter kommer redan vara installerat på anläggningen som del av huvudreningen och kommer inte att förändras av installation av reningssteget med ozonering. Därmed har inte påverkan från efterbehandling och sandfilter inkluderats i denna beräkning.

8.1.2 Antaganden

I punktlistan nedan samlas viktiga antaganden som gjorts i beräkningen. I de fall antagandena bedöms kunna få avgörande betydelse för kalkylens resultat tas de upp i avsnittet känslighetsanalys.

- Baserat på att VME idag använder elektricitet från förnybara källor i sin verksamhet, har 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.
- Det antas att det aktiva kolet som installeras i samband med driftstart kan regenereras under hela verkets livstid.
- Regenereringen av aktivt kol i scenariot i känslighetsanalysen antas ske i Chemvirons anläggning i Feluy utanför Bryssel i Nederländerna. Transporten från Lucerna är 1400 km enkel väg, och antas ske med lastbil.
- Beräkningarna har baserats på det beräknade medelflödet 7 640 m³/dygn.

8.1.3 Emissionsfaktorer

Klimatkalkylen bygger på emissionsfaktorer från Trafikverkets beräkningsverktyg "Klimatkalkyl", version 7.0 (Trafikverket). 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). 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 byggplats, som till exempel betong och installationer, ingår och utgörs i detta fall av schablonbaserade avstånd. Baserat på schablonvärden för genomsnittsavstånd⁶ 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 Appendix 7.

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 har använts i denna klimatkalkyl redovisas i nedanstående tabell.

⁶ Dessa avstånd beslutats av Trafikverket efter ingående studier inkl. branschdialog och ingår nu som standardavstånd i Klimatkalkyl.

Tabell 12. Använda proxydata.

Material i produktionen	Använda proxydata	Bedömd påverkan på resultat
Segjärn (ventiler)	Generiska 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 framtagna investeringskalkyl samt dimensionering för undersökta alternativ. I detta avsnitt beskrivs kortfattat huvuddragen i dessa mängdberäkningar. Specifika materialmängder för respektive alternativ redovisas i Appendix 8.

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 materialmängder 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.

Materialmängder har beräknats för följande byggnadsdelar:

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

8.2.3 Drift

Energi och materialåtgång vid drift har inhämtats från dimensioneringsberäkningarna för projektet.

VME 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 (66 W/m³ jämfört med 10 W/m³).

Materialanvändningen vid drift har omfattat flytande syrgas för ozoneringsalternativet och aktivt kol för GAK (för detaljer se Appendix 8).

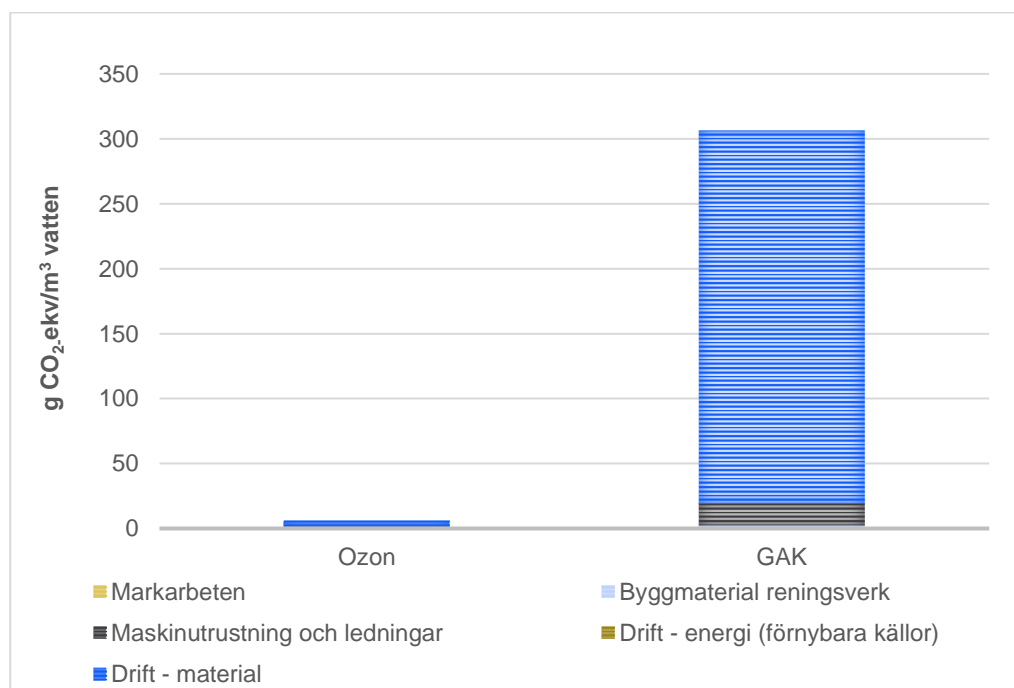
8.3 Resultat

Resultaten för alternativen för rening av läkemedel och andra mikroföroreningar presenteras dels som total påverkan under reningsstegets hela livstid (ton CO₂-ekv.) med drift under 50 år, dels fördelat per mängd behandlat vatten under drifttiden (g CO₂-ekv/behandlad m³ vatten).

8.3.1 Jämförelse undersökta alternativ

Resultaten från genomförd kalkyl visar att undersökta alternativ landar på 6 g CO₂-ekv/behandlad m³ vatten för ozon och 306 g CO₂-ekv/ behandlad m³ vatten för GAK.

För båda alternativen utgör klimatpåverkan från material som används vid driften av reningssteget störst påverkan. För ozoneringsalternativet är det tillverkningen av flytande syre som medför det största bidraget och för GAK är det aktiva kolet som förbrukas och byts ut under drifttiden.



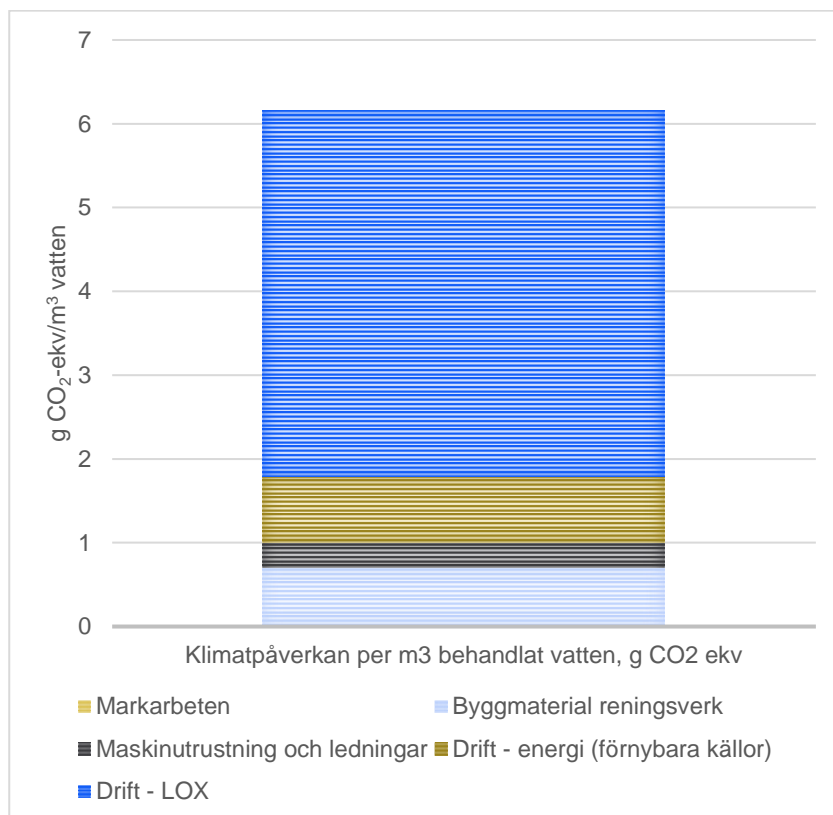
Figur 15. Jämförelse av klimatpåverkan per m³ behandlat vatten.

Tabell 13. Resultat för klimatpåverkan från jämförda alternativ. Presenteras dels som total klimatpåverkan från installation och drift under 50 år, dels som påverkan fördelad per m³ behandlat vatten.

Del i livscykel	Klimatpåverkan total 50 år, ton CO ₂ -ekv.		Klimatpåverkan per m ³ behandlat vatten, g CO ₂ -ekv.	
	Ozon	GAK	Ozon	GAK
Markarbeten	2	11	0,01	0,08
Byggmaterial reningsverk	95	330	0,68	2,36
Maskinutrustning och ledningar	42	2338	0,30	16,8
Drift - energi (förnybara källor)	110	17	0,79	0,12
Drift - material	609	40 033	4,4	287
Summa	859	42 729	6	306

8.3.2 Alternativ ozonering

I Figur 16 presenteras resultaten av klimatkalkylen för läkemedelsrening 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 vid driften.

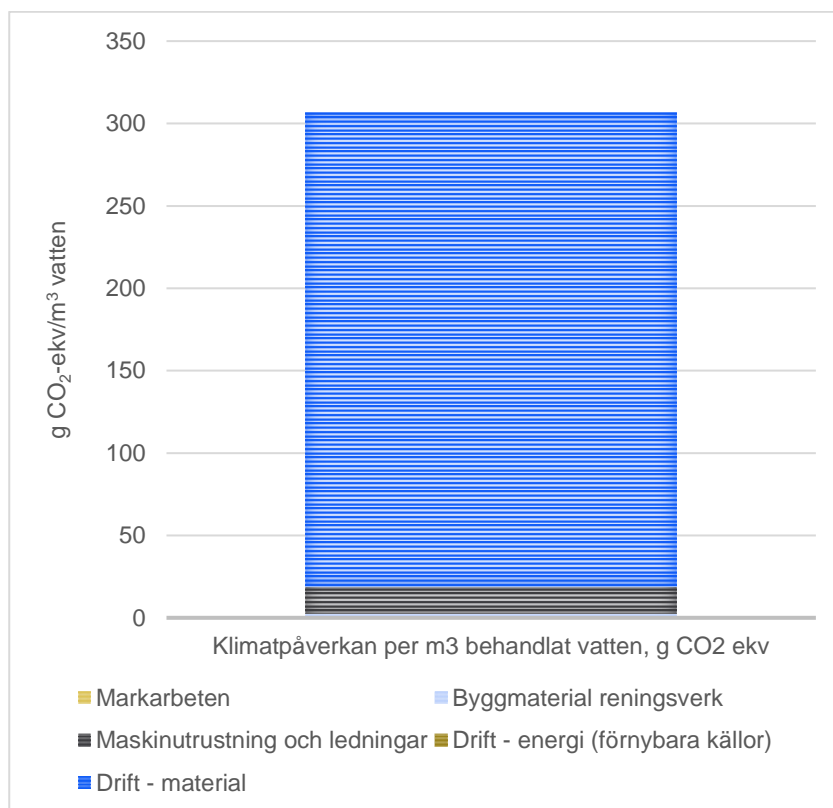


Figur 16. Klimatpåverkan per m³ behandlat vatten med alternativ ozonering.

8.3.3 Alternativ GAK

I Figur 17 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. Även driftenergin medför en förhållandevis liten 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 en övervägande del klimatpåverkan (94 %) i ett livscykelperspektiv.



Figur 17. Klimatpåverkan per m³ behandlat vatten med alternativ GAK. Kategorin Drift-material står för förbrukning av aktivt kol under driften.

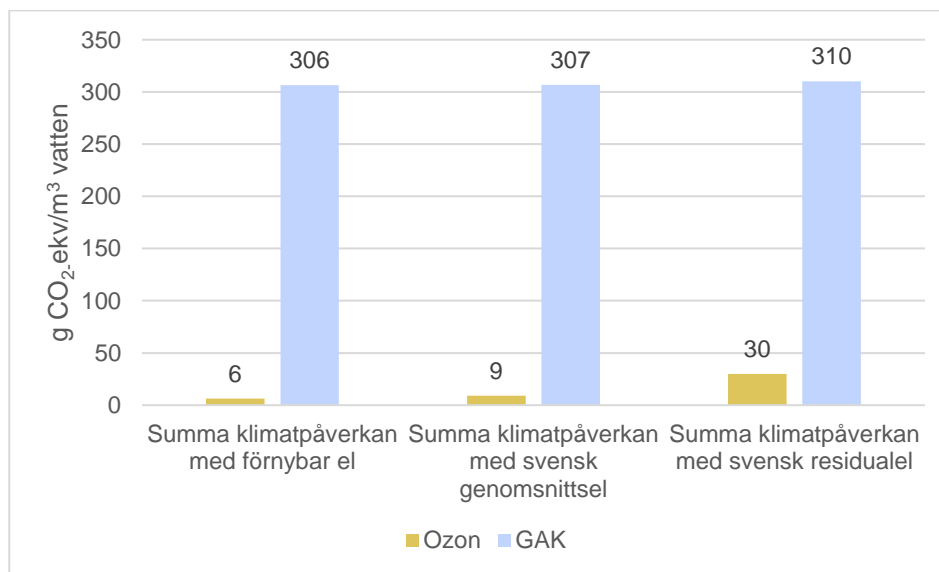
8.4 Känslighetsanalys

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 residualmix⁷. 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 el 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 GAK jämfört med ozonering. Det bör noteras att den nordiska residualmixen medför lägre klimatpåverkan än genomsnittsel 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 18. 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 regenererat kol skulle kunna sänka klimatpåverkan från alternativet GAK avsevärt.

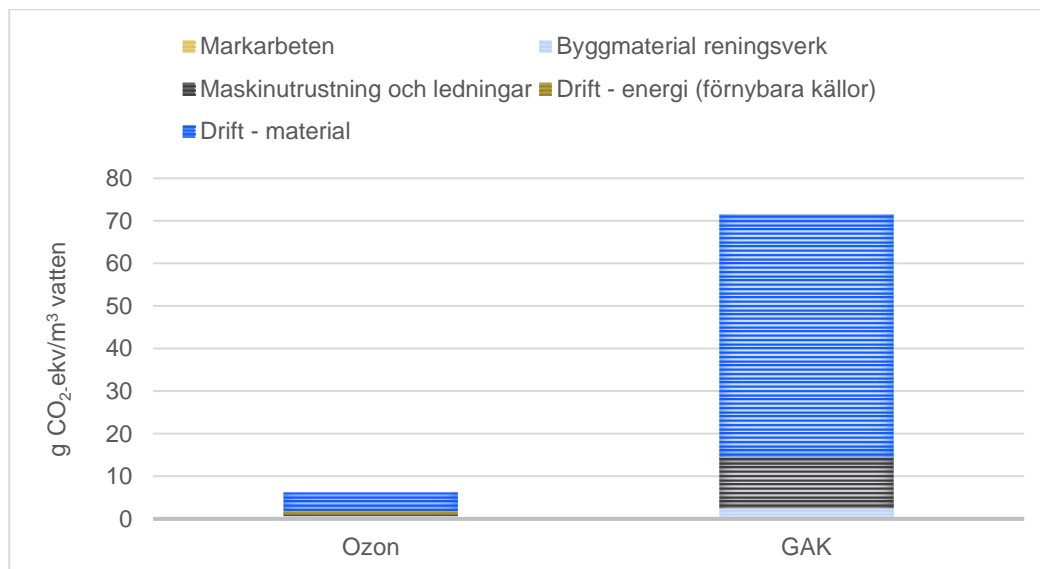
Underlag för klimatpåverkan vid regenereringsprocessen har erhållits från Chemviron⁸, en av Europas största tillverkare av regenererat aktivt kol, och motsvarar 2 kg CO₂/kg regenererat kol. Motsvarande emissionsfaktor för tillverkning och avfallshantering av primärt aktivt kol är 11 kg CO₂/kg aktivt kol.

Resultatet från känslighetsanalysen visar att klimatpåverkan från alternativ GAK minskar avsevärt om det aktiva kolet i driften byts ut mot 100 % regenererat kol. 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 regenererat kol i denna känslighetsanalys.

⁷ 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.

⁸ E-postkonversation med Chemviron Carbon AB, 2022-06-09.

I jämförelsen med ozoneringsalternativet medför alternativ GAK ca 12 gånger högre klimatpåverkan ur ett livscykelperspektiv med antagandet att regenererat aktivt kol används vid driften.



Figur 19. Känslighetsanalys av klimatpåverkan med regenererat 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 genomsnittliga tillverkningen av det faktiska material som används på ett tillfredsställande sätt. En kontroll av proxydata för att undersöka inverkan på resultaten visade att en felmarginal för proxydatan inte skulle medföra några betydande förändringar i studiens resultat avseende relationen mellan de jämföra alternativen.

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 i stället 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 38 g CO₂-ekv ifall tillverkningen av LOX antogs ske med europeisk genomsnittsel (en ökning med 32 g CO₂ per behandlad m³ 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 produktionselektorn 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.

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. 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 CO₂-ekv/m³). För alternativet GAK visar däremot IVLs studie en betydligt lägre klimatpåverkan (180 g CO₂-ekv/m³) 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 Chemviron som referens. En högre emissionsfaktor skulle kunna vara en förklaring till skillnaden mellan resultaten. Det framgår inte heller av studien ifall man har räknat med utsläpp från avfallshanteringen 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 GAK-anläggningen härstammar från fossilt material är det dock svårt att minska dess klimatavtryck till jämförbar nivå med ozonering.

9 Diskussion och jämförelse mellan aktivt kol och ozon följt av sandfilter

Val av teknik för ett framtida reningssteg för mikroföroreningar kan göras utefter flera olika parametrar. Många av dessa har ingått för denna förstudie, till exempel val av teknik avseende det specifika vattnet som ska behandlas, med hänsyn till vilka mikroföroreningar som identifierats som risk för recipienten, efter 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 ozon följt av sandfilter och behandling med GAK.

När det gäller vattenmatrisen och den påverkan som är aktuell från de aktuella reningsteknikerna visade provresultat att den höga bromidhalten kan innebära bildning av cancerogent bromat vid ozonering. Bromiden i vattnet härstammar med hög sannolikhet från havsvatteninträngning. Om ozon ändå ska väljas som teknik behöver bromidhalten först sänkas genom uppströmsarbete. Om uppströmsarbetet är framgångsrikt kan det även vara värt att studera bromatbildningen genom tester (modellering eller bänktester). Med tanke på stigande havsnivåer är det rimligt att tänka sig att havsvatteninträngningen kommer att öka i framtiden och även om man lyckas minska bromidhalten nu finns en risk att det börjar läcka på andra ställen i framtiden. Att välja ozon som reningsteknik är därför ett beslut som bör tas först efter noga övervägande.

Gällande aktuella riskämnen som blev aktuella för Lucerna ARV visade de att ozon är en mer lämplig teknik när PFOS/PFOA exkluderas från bedömningen. När PFOS skall inkluderas i teknikbedömningen visar sig den stora skillnaden mellan teknikerna. Ozon efterföljt av sandfilter kan inte reducera PFOS. GAK kan reducera PFOS, men inte med hög reningsgrad över lång tid, och det blir särskilt utmanande att nå en reningsgrad nära 97% som provresultaten har visat krävs för Lucerna ARV vid medelscenario. För en GAK-anläggning på ett reningsverk kan bäddvolymerna 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 bäddvolymerna (Edefell, o.a., 2022). Täta filterbyten påverkar i sin tur både driftskostnad och klimatpåverkan i en LCA-analys.

Mot bakgrund av att både vattenmatris och aktuella riskämnen (där PFOS ingår) gemensamt pekar på att ett teknikval med ozon kommer med vissa risktaganden och osäkerheter, är det att rekommendera att Lucerna 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 i fullskala 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. Skulle ett framtida krav bli aktuellt, är det högst troligt att GAK behöver kombineras med ytterligare ett reningssteg. PFOS-rening på

avloppsvatten i fullskala med GAK och efterföljande polering saknas det underlag på och därför kan ingen mer ingående bedömning göras.

Respektive reningssteg antar olika stor yta, där GAK-anläggningen bedöms behöva tre gånger så stor yta jämfört med ozonanläggningen. Båda alternativen bedöms dock få plats på tillgänglig yta på tomten, under förutsättning att befintliga SBR-bassänger rivs (gäller alternativet med GAK).

Ett ozoneringssteg är billigare än GAK-filter enligt utförda kalkyler, både ur investerings- och driftsynpunkt. Det ska dock betonas att en stor del av driftkostnadskalkylen för GAK utgörs av kostnaden för utbyte av filtermedia och här finns en stor osäkerhet i både pris och med vilken frekvens detta kommer göras. Om regenererat kol används kan kostnaden sänkas med 1 MSEK/år enligt utförda kalkyler.

En 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 det efterföljande sandfiltret. Troligtvis bryts även en del organiska föroreningar innehållande kväve ned. Detta är särskilt en fördel om det kommer striktare kvävekrav, till exempel krav på låg ammoniumhalt i utgående vatten.

Den LCA som är genomförd för Lucerna ARV visar att en GAK-anläggning medför en långt högre klimatpåverkan än en ozonanläggning. Driftskedet utgör den livscykelphas som har störst klimatpåverkan för både ozon och GAK, där förbrukningsvarorna LOX respektive aktivt kol är det som bidrar mest. GAK-anläggningen medför en 51 gånger så stor klimatpåverkan jämfört med ozon när GAK beräknas med jungfruligt kol som sluthanteras genom förbränning. Om regenererat kol utnyttjas vid utbyte av filtermedia blir skillnaden mindre, där GAK medför en 12 gånger så stor klimatpåverkan.

Hur rening av läkemedel och andra mikroförureningar ska prioriteras gentemot den klimatpåverkan som reningen har eller gentemot andra investeringar (med andra miljövinster) som skulle kunna göras är en komplex fråga och inget som går att ta ställning till utifrån denna förstudie. Liksom för alla investeringar behöver behovet och nyttan ställas mot kostnaderna och en prioritering göras utifrån kommunens övriga investeringsbehov på VA-anläggningarna.

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

Beskrivning	Ozon + sandfilter	GAK	Kommentar
Påverkan på vattenmatris?	Ja, risk för bromatbildning	Nej	Uppströmsarbete följt av åtgärd vid källan, för att minska mängden bromid i vattnet, rekommenderas om man vill gå vidare med ozon som reningsteknik.
Lämplig teknik utifrån identifierade ämnen med hög risk i worst case-scenariot (citalopram, diklofenak, sertralin/norsertalin, ibuprofen, oxazepam och PFOS)	Ja, eventuellt mer framgångsrik för identifierade riskämnen exklusive PFOS.	Ja, men hög reduktion för PFOS är svårt att nå med GAK	GAK har svårt att reducera PFOS till 97% som krävs vid utloppet. PFOS oxideras inte alls av ozon.
Ytbehov (cirka), m ²	200	600	-
Placering	Efter biologisk rening, innan sandfilter	Efter sandfilter, sist i processen	-
Investeringskostnad, MSEK	39	80	-
Driftkostnad, MSEK/år	0,9	3,6	Driftkostnad för GAK minskar till 2,6 MSEK/år om regenererat kol används.
LCA, g CO ₂ -ekv/m ³ behandlat vatten	6	306	Klimatpåverkan från GAK minskar till 72 g CO ₂ -ekv/m ³ behandlat vatten 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 Lucerna 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 genomföra den avancerade reningen. Dessa två delar redovisas separat i detta kapitel.

10.1 Behov av avancerad rening

Enligt den provtagning som gjorts i utgående avloppsvatten från Lucerna ARV släpps årligen 31 kg läkemedel (inklusive PFOA och PFOS) i recipienten⁹. Detta motsvarar ungefär 1,3 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 Lucerna ARV ligger alltså ungefär mitt i detta spann.

Baserat på utförd miljöriskbedömning går det inte att utesluta att det finns ett behov av avancerad rening vid Lucerna ARV. Vid utsläppspunkten har sex ämnen framkommit med hög risk i worst case-scenariot, dvs det finns en risk att organismerna i Skeppsbrofjärden kan skadas av dessa sex ämnen då utspädningen är låg. Vid recipientprovtagningspunkten hamnar tre ämnen i kategorin hög risk. Av dessa ämnen finns det nationella värden för god status för diklofenak som överskrids både i worst case-scenariot för utsläppspunkten och i recipientprovtagningen, och PFOS som överskrids vid utsläppspunkten.

En viktig faktor i sammanhanget är vilken utspädningsfaktor som används för att beräkna halten av mikroföroreningar utanför utsläppspunkten vid Lucerna ARV, då det har stor betydelse för utfallet.

Ett lämpligt nästa steg är att göra en uppföljande studie där ytterligare recipientprovtagning ingår, vid olika tidpunkter under året och vid olika spädningsförhållanden i recipienten, för att med större säkerhet kunna bedöma behovet av rening avseende mikroföroreningar.

Ett komplement till provtagningen kan vara att genomföra en 3D-modellering för att utreda hur mikroföroreningarna sprids från ARV till recipienten. Resultat från modelleringen blir t.ex. vetskap om hur stor vattenvolym som överskrider PEC/PNEC, och hur ofta, samt lämplig lokalisering av relevanta provtagningspunkter i recipient. 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.

10.2 Val av reningsteknik

Vattenmatrisen indikerade att det inte finns någon risk med att använda sig av GAK som reningsteknik. Att använda ozonering som metod för rening av mikroföroreningar vid Lucerna ARV bedöms dock som olämpligt så länge bromidhalterna ligger kvar på de höga nivåerna, eftersom det är en stor risk att det cancerogena ämnet bromat bildas. För att använda sig av ozon behöver halterna först sänkas genom uppströmsarbete, och även om bromidhalterna

⁹ Baserat på summahalten (medel av samtliga provtagningar) av de 39 substanser som ingår i MoLabs analyspaket (dessa ingår även i det utökade analyspaketet från Eurofins). Substanser där samtliga mätningar är <LOQ har exkluderats.

kan sänkas i nuläget finns en risk att inläckaget ökar i framtiden i och med den stigande havsnivån.

Gällande den bedömning som gjorts avseende identifierade riskämnen som utgör hög och måttlig risk för Lucerna ARV visade dessa tillsammans att båda teknikerna klarar att hantera dessa ämnen bra, eventuellt är ozon mer framgångsrikt om PFOS/PFOA exkluderas från bedömningen.

Om PFOS/PFOA inkluderas i ett framtida reningskrav bör GAK väljas framför ozon, alternativt kan ozon kombineras med aktivt kol. Det bör understrykas att PFOS-rening på avloppsvatten i fullskala inte är ett studerat område, vilket begränsar hur väl det kan bedömas.

Ett ozoneringssteg föreslås placeras före de sandfilter som kommer att anläggas i samband med ombyggnationen av Lucerna ARV. Sandfiltren fungerar som biologisk efterbehandling vilket är nödvändigt för nedbrytning av både bi- och transformationsprodukter. En GAK-anläggning föreslås placeras efter sandfilter. Ytbehovet för en ozonanläggning har bedömts till cirka 200 m² och för en GAK-anläggning till cirka 600 m². Båda alternativen bedöms få plats på tillgänglig yta på tomten, under förutsättning att befintliga SBR-bassänger rivs (gäller alternativet med GAK).

Enligt utförda investeringskalkyler är den totala anläggningskostnaden cirka 39 MSEK för en ozonanläggning och cirka 80 MSEK för en GAK-anläggning. Detta motsvarar en årlig kapitalkostnad på ca 51 500 kr/kg renade mikroföroreningar för ozon och ca 106 000 kr/kg renade mikroföroreningar för GAK¹⁰.

Enligt utförda driftkostnadskalkyler är den årliga kostnaden cirka 0,9 MSEK för ozon och cirka 3,6 MSEK för GAK. Detta motsvarar en kostnad på 0,3 kr/m³ behandlat vatten för ozon och 1,3 kr/m³ behandlat vatten för GAK. Om regenererat kol utnyttjas för driftkostnadskalkylen hade summan för GAK istället landat på 2,6 MSEK per år. Det bör påpekas att kostnadsbedömningen är gjord under en tid när marknadspriserna är extremt påverkade, vilket en jämförelse mellan prisläget för år 2020 med år 2022 tydligt har illustrerat.

Den genomförda LCA:n visar att en GAK-anläggning medför en långt högre klimatpåverkan än en ozonanläggning. Driftskedet utgör den livscykelns som har störst klimatpåverkan för både ozon och GAK, där förbrukningsvarorna LOX respektive aktivt kol är det som bidrar mest. Klimatpåverkan från en ozonanläggning vid Lucerna ARV har beräknats till 6 g CO₂-ekv/m³ behandlat vatten. Klimatpåverkan från en GAK-anläggning har beräknats till 306 g CO₂-ekv/m³ behandlat vatten. Denna siffra kan sänkas till 72 g CO₂-ekv/m³ behandlat vatten om regenererat kol används vid utbyte av filtermedia.

Sammanfattningsvis kan konstateras att en ozonanläggning är mer fördelaktig än en GAK-anläggning med avseende på ytbehov, kostnader och klimatpåverkan. Ozon kan dessutom vara mer framgångsrikt i hantering av de riskämnen som framkommit i miljöriskbedömningen (exklusive PFOS/PFOA). De höga bromidhalterna vid Lucerna ARV medför dock att ozon i nuläget måste anses vara ett olämpligt val av reningsteknik.

¹⁰ 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.

11 Referenser

(u.d.).

- 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*.
- Berlin Centre of Competence for Water. (2021). *Fitness check for API elimination for WWTP Ekeby (SE)*. Berlin: Clear Waters from Pharmaceuticals.
- 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 .
- Björleinius, B. (2018). Pharmaceuticals residues are widespread in Baltic Sea coastal and offshore waters - Screening for pharmaceuticals and modelling of environmental concentrations of carbamazepine. *Science of the total environment*, ss. 1495-1509.
- 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 mikroförroreningar*. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Cimbritz, M., & Mattsson, A. (2018). *Reningstekniker för läkemedel och mikroförroreningar 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 mikroförroreningar*. Svenskt Vatten.
- Ecoinvent. (u.d.). Hämtat från <https://www.ecoinvent.org>
- 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*.

- HaV. (2019). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten, HVMFS 2019:25*. Stockholm: HaV.
- 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.
- 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. (2020). *Hazard and risk assessment of chemicals - an introduction, Article number 511 380, guidance 7*. 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*.
- 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. (2021). *Analysportalen*. Hämtat från http://analysportalen-labmedicin.skane.se/pics/Labmedicin/Verksamhetsomr%E5den/Klinisk_kemi/Analyser/Skane/LCMSMS-1.pdf
- Lang, V., Garnaga-Budré, G., & Björklund, E. (2019). *Determination of the Regional Pharmaceutical Burden in 15 Selected WWTPs and Associated Water Bodies using Chemical Analysis*. Project MORPHEUS.
- 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.
- McArdell, C. (den 5 april 2022). *Stowa*. Hämtat från Stowa: 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.
- Metcalf, 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: Kompenzzentrum Wasser Berlin.
- Miljö, T. E. (2019). *Implementering av fullskalig läkemedelsrening vid Tierps reningsverk*. Tierp.
- Naturvårdsverket. (2016). *Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel. En sammantagen bild av förekomsten i miljön. Redovisning av ett regeringsuppdrag*. Stockholm: Naturvårdsverket, rapport 6709.
- 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, v. (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., Schärer, M., Schirmer, K., Salhi, E., & von Gunten, U. (2015). Novel test procedure to evaluate the treatability of wastewater with ozone. *Water Research*, 324-335.
- Soltermann, F., Abegglen, C., Tschuic, M., Stahela, S., & von Gunten, U. (den 17 februari 2017). Options and limitations for bromate control during ozonation of wastewater. *Water Research*, ss. 76-85.
- Stapf, M., Miehe, U., Bester, K., & Lukas, M. (2020). *Guideline for advanced API removal*. CWPharma.
- Svahn, O., & Björklund, E. (2017). *LUSKA Läkemedelsutsläpp 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 mikroföroreningar vid Kungsängsverket i Uppsala*. Uppsala: Sweco.
- Sweco. (2020). *Spridningsberäkningar och påverkansanalys för Hammargård avloppsreningsverk*.
- Sweco. (2006). *Spädningsberäkningar för ny utloppsledning, Västerviks kommun, Uppdragsnummer 1310881000*. Sweco Viak.
- Tell, J., Caldwell, D. J., Häner, A., Hellstern, J., Hoeger, B., Journal, R., . . . Vestel, J. (den 28 februari 2019). Science-based Targets for Antibiotics in Receiving Waters from Pharmaceutical Manufacturing Operations. *Integrated Environmental Assessment and Management Vol 15*, ss. 312-319.

- Trafikverket. (u.d.). *Klimatkalkyl*. Hämtat från <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
- 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
- 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 från MoLab

Tabell A1. Lista över de 39 substanser som analyserades av MoLab.

Analyserade mikroföroreningar MoLab
17 α -etinylöstradiol (EE2)
17 β -östradiol (E2)
Acetamiprid
Amisulprid
Atenolol
Azitromycin
Bensotriazol
Bisfenol A
Ciprofloxacin
Citalopram
Diklofenak
Erytromycin
Flukonazol
Furosemid
Hydroklortiazid
Ibuprofen
Imidakloprid
Irbesartan
Karbamazepin
Ketokonazol
Klaritromycin
Losartan
Metoprolol
Metotrexat
Naproxen
Oxazepam
Paracetamol
PFOA
PFOS
Propranolol
Sertralin

Analyserade mikroföroreningar MoLab
Sulfametoxazol
Tiaklopid
Tiametoxam
Tramadol
Trimetoprim
Venlafaxin
Zolpidem
Östron (E1)

Appendix 2 - Ämneslista från Eurofins

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

Analyserade mikroföroreningar Eurofins
17 α -etynylöstradiol
17 β -östradiol
4-Acetamidoantipyrin
4-Formylaminoantipyrin (Formyl-AAP)
5-methylbensotriazol
Acetanilid
Acetylsulfametoxazol
Amilorid
Amiodaron
Amitriptylin
Amlodipin
Amoxicillin
Ampicillin
Atenolol
Atorvastatin
Azatioprin
Azitromycin
Beklometason
Bendroflumetiazid
Bensotriazol
Benzatin benzylpenicillin G
Benzylpenicillin
Bezafibrat
Bisoprolol (β -Adrenergika)
Bromokriptin
Budesonid
Buspiron
Cetirizin
Ciprofloxacin
Citalopram
Cyklofosfamid

Analyserade mikroföroreningar Eurofins
Dapson
Desloratadin
Dexmedetomidin
Diatrizoat (Amidotrizoat)
Diklofenak
Doxycyklin
Enalapril
Enrofloxacin
Entacapon
Erytromycin
Febantel
Felodipin
Fenazon
Fenbendazol
Fexofenadin
Flubendazol
Flukonazol
Fluoxetin
Flutamid
Fluvastatin
Fluvoxamin
Furosemid
Gabapentin
Gemfibrozil
Glibenklamid
Hydroklortiazid
Hydrokortison
Ibuprofen
Ifosfamid
Iopamidol
Iopromid
Ipratropium
Irbesartan

Analyserade mikroföroreningar Eurofins
Irinotecan
Ivermectin
Karbamazepin
Karvedilol
Ketokonazol
Ketoprofen
Klaritromycin
Klenbuterol
Klindamycin
Klofibratsyra
Klotrimazol
Kloxacillin
Klozapin
Koffein
Lamotrigin
Levonorgestrel
Levosimendan
Lidocain
Loratadin
Losartan
Mebendazol
Meropenem
Metaflumizon
Metoprolol
Metotrexat
Metronidazol
Metylprednisolon
Mianserin
Miconazol
Mirtazapin
Mometasonfuroat
Naproxen
N-Demetylerytromycin A

Analyserade mikroföroreningar Eurofins
Nelfinavir
Nitenpyram
Noretisteron
Norfloxacin
O-Desmetylvlenlafaxine
Ofloxacin
Oximetazolin
Oxitetrazyklin
Paracetamol
Paroxetin
Piperacillin
Prazikvantel
Primidon
Progesteron
Propafenon
Propifenazon
Propranolol
Pyrantel
Quetiapin
Raloxifen
Ramipril
Risperidon
Roxitromycin
Salbutamol
Salmeterol
Sertralin and norsertralin
Simvastatin
Sotalol (β -Adrenergika)
Sulfadiazin
Sulfadimidin (Sulfametazin)
Sulfadoxin
Sulfaguanidin
Sulfamerazin

Analyserade mikroföroreningar Eurofins
Sulfametizol
Sulfametoxazol
Sulfatiazol
Tamoxifen
Terbutalin
Testosteron
Tetracyklin
Tetrakonazol
Toremifen
Tramadol
Triclocarban
Trimetoprim
Tylosin
Valsartan
Venlafaxin
Verapamil
Warfarin
Xylometazolin
Östriol
Östron

Appendix 3 - Analys av mikroföroreningar

Tabell A3. Analysresultat för mikroföroreningar i form av medelhalt, standardavvikelse (STD) och antal mätningar under rapporteringsgräns (här likställt med <LOQ), totalt antal genomförda analyser (n) och antal analyser från respektive labb. Provtagningspunkterna var utgående från avloppsreningsverket och i recipient vid Lucerna ARV.

	Utg avlopp			Recipient		
	Medel (ng/L)	n < LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)	Medel (ng/L)	n < LOQ / n total	n (Eurofins) / n (MoLab)
17α-etinylöstradiol	0 \pm 0	2/5	2/3	0 \pm 0	2/5	2/3
17β-östradiol	0 \pm 0	2/5	2/3	0 \pm 0	2/5	2/3
4-Acetamidoantipyryn	20,5 \pm 7,5	0/2	2/0	<10 \pm	2/2	2/0
4-Formylaminoantipyryn (Formyl-AAP)	<20	2/2	2/0	<20	2/2	2/0
5-metylbensotriazol	755 \pm 35	0/2	2/0	39,5 \pm 0,5	0/2	2/0
Acetanilid	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Acetimiprid	0,42 \pm 0,59	0/3	0/3	0 \pm 0	0/3	0/3
Acetylsulfametoxazol	19,5 \pm 6,5	0/2	2/0	<5	2/2	2/0
Amilorid	8 \pm 0	1/2	2/0	<5	2/2	2/0
Amiodaron	<20	2/2	2/0	<20	2/2	2/0
Amisluprid	0 \pm 0	0/3	0/3	0 \pm 0	0/3	0/3
Amitriptylin	80 \pm 10	0/2	2/0	<10	2/2	2/0
Amlodipin	<200	2/2	2/0	<200	2/2	2/0
Amoxicillin	<100	2/2	2/0	<100	2/2	2/0
Ampicillin	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Atenolol	464,1 \pm 80,3	0/5	2/3	15,3 \pm 10,0	0/5	2/3
Atorvastatin	136 \pm 64	0/2	2/0	<10	2/2	2/0
Azatioprin	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Azitromycin	35,6 \pm 13,0	0/5	2/3	<4,4	4/5	2/3
Beklometason	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Bendroflumetiazid	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Bensotriazol	2942 \pm 234	0/5	2/3	98,5 \pm 42,9	0/5	2/3
Benzatin benzylpenicillin G	<500	2/2	2/0	<500	2/2	2/0
Benzylpenicillin	<100	2/2	2/0	<100	2/2	2/0

Bezafibrat	48,5 ± 11,5	0/2	2/0	<5	2/2	2/0
Bisfenol A	58,6 ± 21,5	0/3	0/3	16,9 ± 3,2	0/3	0/3
Bisoprolol (β-Adrenergika)	90 ± 4	0/2	2/0	<10	2/2	2/0
Bromokriptin	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Budesonid	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Buspiron	20 ± 3	0/2	2/0	<5	2/2	2/0
Cetirizin	480 ± 30	0/2	2/0	22 ± 1	0/2	2/0
Ciprofloxacin	36,8 ± 20,1	1/5	2/3	<21,0	3/5	2/3
Citalopram	136,9 ± 28,3	0/5	2/3	3,3 ± 1,6	2/5	2/3
Cyklofosfamid	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Dapson	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Desloratadin	35 ± 12	0/2	2/0	6 ± 0	1/2	2/0
Dexmedetomidin	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Diatrizoat (Amidotrizoat)	2050 ± 350	0/2	2/0	59 ± 0	1/2	2/0
Diklofenak	611,5 ± 162,8	0/5	2/3	16,4 ± 6,2	0/5	2/3
Doxycyklin	<20	2/2	2/0	<20	2/2	2/0
Enalapril	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Enrofloxacin	<20	2/2	2/0	<20	2/2	2/0
Entacapon	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Erytromycin	3,3 ± 2	2/5	2/3	<100,4	4/5	2/3
Febantel	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Felodipin	<50	2/2	2/0	<50	2/2	2/0
Fenazon	9,5 ± 1,5	0/2	2/0	<5	2/2	2/0
Fenbendazol	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Fexofenadin	215 ± 25	0/2	2/0	15 ± 5	0/2	2/0
Flubendazol	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Flukonazol	59,4 ± 25,9	0/5	2/3	1,4 ± 0,2	2/5	2/3
Fluoxetin	22 ± 0	1/2	2/0	<10	2/2	2/0
Flutamid	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Fluvastatin	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Fluvoxamin	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Furosemid	523,2 ± 27,3	0/5	2/3	12,4 ± 9,6	2/5	2/3
Gabapentin	3200 ± 1200	0/2	2/0	0,4 ± 0,2	0/2	2/0

Gemfibrozil	22 ± 0	1/2	2/0	<10	2/2	2/0
Glibenklamid	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Hydroklortiazid	505,3 ± 488,7	0/5	2/3	14,9 ± 22,0	2/5	2/3
Hydrokortison	<20 / <10 ^a	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Ibuprofen	378,8 ± 606,6	0/5	2/3	0 ± 0	2/5	2/3
Ifosamid	<20	2/2	2/0	<20	2/2	2/0
Imidakloprid	2,7 ± 0,6	0/3	0/3	0,035 ± 0,05	0/3	0/3
Iopamidol	<20	2/2	2/0	<20	2/2	2/0
Iopromid	<20	2/2	2/0	<20	2/2	2/0
Ipratropium	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Irbesartan	49,3 ± 26,8	0/5	2/3	<2	5/5	2/3
Irinotecan	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Ivermectin	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Karbamezipin	317,2 ± 86,1	0/5	2/3	12,8 ± 3,2	0/5	2/3
Karvedilol	14,5 ± 1,5	0/2	2/0	<5	2/2	2/0
Ketokonazol	9,5 ± 5,7	1/5	2/3	<5	5/5	2/3
Ketoprofen	130 ± 10	0/2	2/0	6 ± 0	1/2	2/0
Klaritromycin	27,7 ± 4,6	2/5	2/3	<4,9	4/5	2/3
Klenbuterol	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Klindamycin	90 ± 0	0/2	2/0	10 ± 0	1/2	2/0
Klofibratsyra	<50	2/2	2/0	<50	2/2	2/0
Klotrimazol	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Kloxacillin	16 ± 0	1/2	2/0	<5	2/2	2/0
Klozapin	76,5 ± 5,5	0/2	2/0	9,5 ± 1,5	0/2	2/0
Koffein	500 ± 90	0/2	2/0	72,5 ± 27,5	0/2	2/0
Lamotrigin	2500 ± 800	0/2	2/0	155 ± 5	0/2	2/0
Levonorgestrel	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Levosimendan	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Lidokain	405 ± 25	0/2	2/0	20 ± 0	1/2	2/0
Loratadin	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Losartan	1373 ± 188	0/5	2/3	37,9 ± 17,1	0/5	2/3
Mebendazol	27 ± 0	0/2	2/0	<5	2/2	2/0

Meropenem	<50	2/2	2/0	<50	2/2	2/0
Metaflumizon	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Metoprolol	1418 ± 296	0/5	2/3	40,1 ± 16,5	0/5	2/3
Metotrexat	<5	5/5	2/3	0 ± 0	2/5	2/3
Metronidazol	29,5 ± 7,5	0/2	2/0	<20	2/2	2/0
Metylprednisolon	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Mianserin	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Miconazol	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Mirtazapin	365 ± 45	0/2	2/0	33 ± 2	0/2	2/0
Mometasonfuroat	<20	2/2	2/0	<20	2/2	2/0
Naproxen	621,7 ± 423,8	0/5	2/3	<22,5 ± 0	4/5	2/3
N-Demetylerytromycin A	<200	2/2	2/0	<200	2/2	2/0
Nelfinavir	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Nitenpyram	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Noretisteron	<20	2/2	2/0	<20	2/2	2/0
Norfloxacin	<50	2/2	2/0	<50	2/2	2/0
O-Desmetylvenlafaxin	1100 ± 0	0/2	2/0	35,5 ± 3,5	0/2	2/0
Ofloxacin	<50	2/2	2/0	<50	2/2	2/0
Oxazepam	294,2 ± 79	0/3	0/3	7,6 ± 3,6	0/3	0/3
Oximetazolin	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Oxitetracyklin	<50	2/2	2/0	<50	2/2	2/0
Paracetamol	295,8 ± 239,2	0/5	2/3	9,4 ± 13,3	2/5	2/3
Paroxetin	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
PFOA	11,8 ± 3,7	0/3	0/3	<3	3/3	0/3
PFOS	30,1 ± 2,7	0/3	0/3	<3	3/3	0/3
Piperacillin	765 ± 115	0/2	2/0	<10	2/2	2/0
Prazikvantel	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Primidon	<10	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Progesteron	<1	2/2	2/0	<1	2/2	2/0
Propafenon	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Propifenazon	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Propranolol	73,9 ± 18,6	0/5	2/3	1,6 ± 0,8	2/5	2/3
Pyrantel	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0

Quetiapin	16 ± 1	0/2	2/0	<5	2/2	2/0
Raloxifen	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Ramipril	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Risperidon	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Roxitromycin	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Salbutamol	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Salmeterol	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Sertralin	53,7 ± 10,5	0/3	0/3	3,9 ± 2,5	0/3	0/3
Sertralin and norsesertralin	165 ± 45	0/2	2/0	10,5 ± 0,5	0/2	2/0
Simvastatin	<500	2/2	2/0	<500	2/2	2/0
Sotalol (β-Adrenergika)	23 ± 0	1/2	2/0	<10	2/2	2/0
Sulfadiazin	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Sulfadimidin (Sulfametazin)	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Sulfadoxin	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Sulfaguanidin	<50	2/2	2/0	<50	2/2	2/0
Sulfamerazin	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Sulfametizol	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Sulfametoxazol	116,3 ± 49	0/5	2/3	5,7 ± 1,6	2/5	2/3
Sulfatiazol	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Tamoxifen	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Terbutalin	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Testosteron	<2 / <1 ^a	2/2	2/0	<1	2/2	2/0
Tetraconazol	<10	2/2	2/0	<10	2/2	2/0
Tetracyklin	39 ± 0	1/2	2/0	<10	2/2	2/0
Tiakloprid	0,53 ± 0,75	0/3	0/3	0 ± 0	1/3	0/3
Tiametoxam	0,11 ± 0,16	0/3	0/3	0 ± 0	0/3	0/3
Toremifen	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Tramadol	263,2 ± 51,2	0/5	2/3	8,6 ± 3,0	0/5	2/3
Triclocarban	<40	2/2	2/0	<40	2/2	2/0
Trimetoprim	129,4 ± 39,3	0/5	2/3	3,9 ± 2,2	0/5	2/3
Tylosin	<20	2/2	2/0	<20	2/2	2/0
Valsartan	480 ± 170	0/2	2/0	10 ± 0	1/2	2/0
Venlafaxin	419,6 ± 91,4	0/5	2/3	11,2 ± 4,2	0/5	2/3

Verapamil	15 ± 2	0/2	2/0	<5	2/2	2/0
Warfarin	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Xylometazolin	16 ± 2	0/2	2/0	<1	2/2	2/0
Zolpidem	1,45 ± 0,25	1/3	0/3	0 ± 0	0/3	0/3
Östriol	<5	2/2	2/0	<5	2/2	2/0
Östron	6,0 ± 3,4	1/5	2/3	<2,1	4/5	2/3

^aSamtliga analyser har varit under kvantifieringsgränsen men MoLab och Eurofins har två olika LOQ och ingen av de är i majoritet därför redovisas båda rapporteringsgränserna

Appendix 4 - PEC/PNEC-beräkningar för studerade mikroföroreningar

	PEC(utspädning 6) (ng/L)	PEC(recipient) (ng/L)	PNEC - effektivvärd (ng/L)	Säkerhetsfaktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor	PEC(utspädning 10)/PNEC	PEC(recipient)/PNEC
17β-östradiol	0,0	0,0	0,08		Havs- och Vattenmyndigheten (HaV) 2019 Bedömningsgrund SFÄ "God status" kustvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	0,00	0,00
17α-etinylöstradiol	0,0	0,0	0,007		HaV 2019 Bedömningsgrund SFÄ "God status" kustvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	0,00	0,00
5-metylbensotriazol	125,8	39,5	20000		Schweiziskt EQS 2016	0,01	0,00
Amiodaron	<3,3	<20	240	50	FASS för Cordaron (Sanofi) 13 jan 2022	<0,01	<0,08
Amlodipin	<33,3	<200	10	1000	Ågerstrand 2019	<3,33	<20,00
Amoxicillin	<16,7	<100	250	10	Tell et al. 2019	<0,07	<0,40
Ampicillin	<0,8	<5	250	10	Tell et al. 2019	<0,00	<0,02
Atenolol	77,4	15,3	150000		Schweiziskt EQS 2015	0,00	0,00
Azitromycin	5,9	<4,4	19		Schweiziskt EQS 2015	0,31	<0,23
Bensotriazol	490,4	98,5	19000		Schweiziskt EQS 2015	0,03	0,01
Benzylpenicillin	<16,7	<100	250	10	Tell et al. 2019	<0,07	<0,40
Bezafibrat	8,1	<5	230	100	Tyskt EQS saltvatten 2015	0,08	<0,05
Bisfenol A	9,8	16,9	110		HaV 2019 Bedömningsgrund SFÄ "God status" kustvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	0,09	0,15
Bisoprolol (β-Adrenergika)	15,0	<10	35600	50	Ågerstrand 2019	0,00	<0,00
Ciprofloxacin	6,1	<21,0	100		HaV 2019 Bedömningsgrund SFÄ "God status" kustvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	0,06	<0,21
Citalopram (1)	22,8	3,3	0,075	2000 (1000*2)	Ågerstrand 2019	304,00	43,35
Citalopram (2)	22,8	3,3	20	50	Fernández-Rubio et al. 2019	1,14	0,16

	PEC(utspädning 6) (ng/L)	PEC(recipient) (ng/L)	PNEC - effektivnivå (ng/L)	Säkerhetsfaktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor	PEC(utspädning 10)/PNEC	PEC(recipient)/PNEC
Cyklofosamid	<0,8	<5	984		Läkemedelsverket 2004 (fr Lst Skåne 2021)	<0,00	<0,01
Desloratadin	5,8	6,0	12000	10	FASS 13 jan 2022, info för MSD:s produkter.	0,00	0,00
Diklofenak	101,9	16,4	10		HaV 2019 Bedömningsgrund SFÅ "God status" kustvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	10,19	1,64
Doxycyklin (1)	<3,3	<20	36,9	1000	Ågerstrand 2019	<0,09	<0,54
Doxycyklin (2)	<3,3	<20	2000		Tell et al. 2019	<0,00	<0,01
Enalapril	<1,7	<10	346		Läkemedelsverket 2004 (fr Lst Skåne 2021)	<0,00	<0,03
Enrofloxacin	<3,3	<20	60		Tell et al. 2019	<0,06	<0,33
Erytromycin	0,5	<100,4	20		Tyskt EQS 2015	0,03	<5,02
Felodipin	<8,3	<50	50	1000	Miljöinfo i FASS (Plendil AstraZeneca)	<0,17	<1,00
Fexofenadin	35,8	15,0	200000	1000	Miljöinfo i FASS för generika som hänvisar till Sanofi för telfast 16 feb 2022, men de har inte detta LM längre. https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplId=20070323000029&docType=78&scrollPosition=0	0,00	0,00
Flukonazol	9,9	1,4	250		Tell et al. 2019	0,04	0,01
Fluoxetin	3,7	<10	1160	20	Ågerstrand 2019	0,00	<0,01
Furosemid	87,2	12,4	156	1000	Ågerstrand 2019	0,56	0,08
Hydroklortiazid	84,2	14,9	1000	10	Ågerstrand 2019	0,08	0,01
Ibuprofen	63,1	0,0	11		Schweiziskt EQS 2016	5,74	0,00
Ifosamid	<3,3	<20	162000		Läkemedelsverket 2004 (fr Lst Skåne 2021)	<0,00	<0,00
Imidaklopid	0,4	0,0	5		HaV 2019 Bedömningsgrund "God status" kustvatten och vatten i övergångszon HVMFS 2019:25 årsmedelvärde	0,08	0,01
Iopromid	<3,3	<20	20000	50	Miljöinfo i FASS för Ultravist (Bayer) maj 2022	<0,00	<0,00
Irbesartan	8,2	<2	704000	10	Miljöinfo i FASS för Aprovel (Sanofi) 16 feb 2022 https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplId=20040302000012&docType=78&scrollPosition=0	0,00	<0,00

	PEC(utspädning 6) (ng/L)	PEC(recipient) (ng/L)	PNEC - effektivnivå (ng/L)	Säkerhetsfaktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor	PEC(utspädning 10)/PNEC	PEC(recipient)/PNEC
Karbamazepin	52,9	12,8	50		Tyskt EQS 2015	1,06	0,26
Ketokonazol	1,6	<5	4000		Bengtsson-Palme & Larsson (2016) (MIC används som PNEC)	0,00	<0,00
Ketoprofen	21,7	6,0	2000	1000	Ågerstrand 2019	0,01	0,00
Klaritromycin	4,6	<4,9	80	10	Tell et al. 2019	0,06	<0,06
Klindamycin	15,0	10,0	100	10	Tell et al. 2019	0,15	0,10
Kloxacillin	2,7	<5	130	10	Tell et al. 2019	0,02	<0,04
Lamotrigin	416,7	155,0	150000	50	Miljödata i FASS för Lamictal (GSK) 14 jan 2022 https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplId=20041221000015&docType=78&scrollPosition=400	0,00	0,00
Levonorgestrel	<1,7	<10	0,01	10	Miljöinfo i FASS för Neovletta (Bayer). 16 feb 2022 https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplId=20040607011546&docType=78&scrollPosition=0	<170	<1000
Lidocain	67,5	20,0	23000	1000	FASS för Rocephalin (Roche) 16 feb 2022 https://www.fass.se/LIF/product?userType=2&nplId=19940902000051&docType=78&scrollPosition=0	0,00	0,00
Loratadin	<0,8	<5	5300	10	Miljödata i FASS för Clarityn (Bayer) 14 jan 2022 https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplId=19911213000054&docType=78&scrollPosition=500	<0,00	<0,00
Losartan	228,9	37,9	63700	1000	Godoy et al. 2015	0,00	0,00
Meropenem	<8,3	<50	60	10	Tell et al. 2019	<0,14	<0,83
Metoprolol	236,4	40,1	8600		Schweiziskt EQS 2016	0,03	0,00
Metotrexat	<0,8	0,0	85000		Simon Webb 2001	<0,00	0,00
Mirtazapin	60,8	33,0	32000	10	Miljödata i FASS för Remeron (MSD) 14 jan 2022 https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplId=20051213000015&docType=78&scrollPosition=200	0,00	0,00
Mometasonfuroat	<3,3	<20	14	10	Miljödata i FASS för Elosalic (MSD) 14 jan 2022 https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplId=20130703000053&docType=78&scrollPosition=500	<0,24	<1,43
Naproxen	103,6	<22,5	1700		Schweiziskt EQS 2015	0,06	<0,01

	PEC(utspädning 6) (ng/L)	PEC(recipient) (ng/L)	PNEC - effektivnivå (ng/L)	Säkerhetsfaktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor	PEC(utspädning 10)/PNEC	PEC(recipient)/PNEC
Noretisteron	<3,3	<20	600	?	Läkemedelsverket 2004 (fr Lst Skåne 2021)	<0,01	<0,03
Norfloxacin	<8,3	<50	500	10	Tell et al. 2019	<0,02	<0,10
Ofloxacin	<8,3	<50	500	10	Tell et al. 2019	<0,02	<0,10
Oxazepam	49,0	7,6	10	100 (50*2)	Ågerstrand 2019	4,90	0,76
Oxitetrazyklin	<8,3	<50	500		Tell et al. 2019	<0,02	<0,10
Paracetamol	49,3	9,4	46000	10	Ågerstrand 2019	0,00	0,00
Paroxetin	<0,8	<5	140	10	FASS för Seroxat (Glaxo) https://www.fass.se/LIF/product?userType=2&nplId=19910620000077&docType=78&scrollPosition=1000	<0,01	<0,04
PFOA	2,0	<3	3		Kalifornien Environmental Protection Agency 2021 (prel. rapport). (Baserat på humana effekter (ökad risk för leverskada) - Health protective concentration (HPC), dricksvatten).	0,67	<1,00
PFOS	5,0	<3	0,13		HaV 2019 Kemisk ytvattenstatus - andra ytvatten (gränsvärde "God status"-årsmedelvärde) HVMFS 2019:25	38,46	<23,08
Piperacillin	127,5	<10	500	10	Tell et al. 2019	0,26	<0,02
Propranolol	12,3	1,6	160		Schweiziskt EQS 2013	0,08	0,01
Ramipril	<0,8	<5	100000		Ågerstrand 2019	<0,00	<0,00
Risperidon	<0,8	<5	5800	1000	Ågerstrand 2019	<0,00	<0,00
Roxitromycin	<0,8	<5	1000	10	Tell et al. 2019	<0,00	<0,01
Salbutamol	<1,7	<10	240000		Läkemedelsverket 2004 (fr Lst Skåne 2021)	<0,00	<0,00
Salmeterol	<0,8	<5	22000	50	Miljöinfo i FASS för Seretide Diskus Forte (Glaxo)	<0,00	<0,00
Sertralin	9,0	3,9	9,4	50	Ågerstrand 2019	0,96	0,41
Sertralin and norsertralin	27,5	10,5	9,4	50	Ågerstrand 2019	2,93	1,12
Simvastatin	<83,3	<500	200	10	Ågerstrand 2019	<0,42	<2,50
Sulfadiazin	<1,7	<10	13000	10	Tell et al. 2019	<0,00	<0,00

	PEC(utspädning 6) (ng/L)	PEC(recipient) (ng/L)	PNEC - effektivnivå (ng/L)	Säkerhetsfaktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor	PEC(utspädning 10)/PNEC	PEC(recipient)/PNEC
Sulfametoxazol	19,4	5,7	60		Tyskt EQS 2016	0,32	0,10
Terbutalin	<1,7	<10	240000	1000	Ågerstrand 2019	<0,00	<0,00
Tetracyklin	6,5	<10	482	50	Ågerstrand 2019	0,01	<0,02
Tramadol	43,9	8,6	959		Zhou et al. 2019	0,05	0,01
Trimetoprim (1)	21,6	3,9	100	10	Tell et al. 2019	0,22	0,04
Trimetoprim (2)	21,6	3,9	120000		Schweiziskt EQS 2015	0,00	0,00
Tylosin	<3,3	<20	1000	10	Tell et al. 2019	<0,00	<0,02
Valsartan	80,0	10,0	560000		Schweiziskt EQS 2012	0,00	0,00
Venlafaxin	69,9	11,2	91,9		Zhou et al. 2019	0,76	0,12
Warfarin	<0,8	<5	11000	1000	Ågerstrand 2019	<0,00	<0,00
Xylometazolin	2,7	<1	2030	1000	Miljöinfo i FASS för Otrivin (Glaxo)	0,00	<0,00
Zolpidem	0,2	0,0	940		Fick et al. 2010	0,00	0,00
Östriol	<0,8	<5	0,75		Läkemedelsverket 2004 (fr Lst Skåne 2021)	<1,07	<6,67
Östron	1,0	0,2	3,6		Schweiziskt EQS 2011	0,28	0,07

Referenser PNEC

- Bengtsson-Palme, J., & Larsson, D. J. (2016). Concentrations of antibiotics predicted to select for resistant bacteria: Proposed limits for environmental regulation. *Environmental International*, 140-149.
- California Environmental Protection Agency. (2021). *Public Health Goals: Perfluorooctanoic Acid and Perfluorooctane Sulfonic Acid in Drinking Water*. Office of Environmental Health Hazard Assessment.
- FASS. (2022, Februari 16). *Altifex - Orifarm Generics AB*. Retrieved from FASS.se: <https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplld=20070323000029&docType=78&scrollPosition=0>
- FASS. (2022, Februari 16). *Aprovel - Sanofi AB*. Retrieved from fass.se: <https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplld=20040302000012&docType=78&scrollPosition=0>
- FASS. (2022, Januari 14). *Clarityn - Bayer*. Retrieved from FASS.se: <https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplld=19911213000054&docType=78&scrollPosition=500>
- FASS. (2022, Januari 13). *Cordarone - Sanofi AB*. Retrieved from FASS.se: <https://www.fass.se/LIF/product?userType=2&nplld=19870508000059&docType=78&scrollPosition=0>
- FASS. (2022, Januari 14). *Lamotrigin 1A Farma - Sandoz AS*. Retrieved from FASS.se: <https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplld=20041221000015&docType=78&scrollPosition=400>
- FASS. (2022, Januari 14). *Mirtazapin Sandoz - Sandoz AS*. Retrieved from FASS.se: <https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplld=20051213000015&docType=78&scrollPosition=300>
- FASS. (2022, Januari 14). *Mometason Orion - Orion Pharma*. Retrieved from FASS.se: <https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplld=20130703000053&docType=78&scrollPosition=500>
- FASS. (2022, Februari 16). *Neovletta 28 - Bayer*. Retrieved from FASS.se: <https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplld=20040607011546&docType=78&scrollPosition=0>
- FASS. (2022, Juni 14). *Otrivin - GlaxoSmithKline Consumer Healthcare*. Retrieved from FASS.se: <https://www.fass.se/LIF/product?userType=2&nplld=19600130000024>
- FASS. (2022, Juni 14). *Plendil - AstraZeneca*. Retrieved from FASS.se: <https://www.fass.se/LIF/product?userType=2&nplld=19911025000020>
- FASS. (2022, Februari 16). *Rocephalin med lidokain - Roche*. Retrieved from FASS.se: <https://www.fass.se/LIF/product?userType=2&nplld=19940902000051&docType=78&scrollPosition=0>
- FASS. (2022, Juni 14). *Seretide Diskus forte - GlaxoSmithKline*. Retrieved from FASS.se: <https://www.fass.se/LIF/product?userType=2&nplld=19980907000038&docType=78&scrollPosition=500>
- FASS. (2022, Juni 14). *Seroxat - GlaxoSmithKline*. Retrieved from FASS.se: <https://www.fass.se/LIF/product?userType=2&nplld=19910620000077&docType=78&scrollPosition=1000>
- FASS. (2022, Juni 14). *Ultravist - Bayer*. Retrieved from FASS.se: <https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&nplld=19860613000112&docType=78&scrollPosition=500>
- Fernandez-Rubio, J., Rodríguez-Gil, J. L., Postigo, C., Mastroianni, N., López de Alda, M., Barceló, D., & Valcárcel, Y. (2019). Psychoactive pharmaceuticals and illicit drugs in coastal waters of. *Chemosphere*, 379-389.
- Fick, J., Lindberg, R. H., Tysklind, M., & Larsson, J. D. (2010). Predicted critical environmental concentrations for 500 pharmaceuticals. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 58, 516-523.
- Godoy, A. A., Kummrow, F., & Pamplin, P. A. (2015, April 7). Ecotoxicological evaluation of propranolol hydrochloride and losartan potassium to Lemna minor L. (1753) individually and in binary mixtures. *Ecotoxicology*, pp. 1112-1123.
- Havs- och Vattenmyndigheten. (2019-25). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*. Havs- och Vattenmyndigheten.
- Swiss Centre for Applied Ecotoxicology. (2013). *Proposals for Quality Criteria for Surface Waters*. Retrieved from Ecotoxcentre.ch: <https://www.ecotoxcentre.ch/expert-service/quality-criteria/quality-criteria-for-surface-waters/>
- Swiss Centre for Applied Ecotoxicology. (2015). *Proposals for Quality Criteria for Surface Waters*. Retrieved from Ecotoxcentre.ch: <https://www.ecotoxcentre.ch/expert-service/quality-criteria/quality-criteria-for-surface-waters/>
- Swiss Centre for Applied Ecotoxicology. (2016). *Proposals for Quality Criteria for Surface Waters*. Retrieved from Ecotoxcentre.ch: <https://www.ecotoxcentre.ch/expert-service/quality-criteria/quality-criteria-for-surface-waters/>
- Tell, J., Caldwell, D. J., Häner, A., Hellstern, J., Hoeger, B., Journal, R., . . . Vestel, J. (2019, Februari 28). Science-based Targets for Antibiotics in Receiving Waters from Pharmaceutical Manufacturing Operations. *Integrated Environmental Assessment and Management Vol 15*, pp. 312-319.
- Webb, S. F. (2001). A Data Based Perspective on the Environmental Risk Assessment of Human Pharmaceuticals II — Aquatic Risk Characterisation. *Pharmaceuticals in the Environment*, 203-219.
- Wenzel, D. A., Schlich, D. K., Shemotiyuk, B. S., & Nendza, D. M. (2015). *Revision der Umweltqualitätsnormen der Bundes-Oberflächengewässerverordnung nach Ende der Übergangsfrist für Richtlinie 2006/11/EG und Fortschreibung der europäischen Umweltqualitätsziele für prioritäre Stoffe*. Schmallenberg: Fraunhofer Institute for Molecular Biology and Applied Ecology IME.

Sweco | Förstudie

Uppdragsnummer: 30030804

Datum: 2021-06-29

Ver: Slutversion

Dokumentreferens: \\sejkgfs003\projekt\21841\30030804_läkemedelsutredning_lucerna\000\10 arbetsmatri.dok\rapport läkemedelsrening lucerna arv_220914.docx

Zhou, S., Di Paolo, C., Wu, X., Shao, Y., Seiler, T.-B., & Hollert, H. (2019). Optimization of screening-level risk assessment and priority selection of emerging pollutants – The case of pharmaceuticals in European surface waters. *Environment International* 128, 1-10.

Ågerstrand, M. (2019). *Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical*. Stockholm: Stockholm University - Department of Environmental Science (ACES).

Appendix 5 - Investeringskostnader (prisläge 2022)

Investering Ozon 1 200 m³/h

Byggnadsdel	Antal	Enhet	Pris/enhet	Pris	Kommentar
Mark och betongarbete					Geotekniska förutsättningar okända, pålning/spont/grundvatten-sänkning ingår ej.
Jordschakt	360	m3	200 kr	72,000 kr	
Fyllning	120	m3	300 kr	36,000 kr	
Betong kontaktbassäng ozon	240	m3	9,000 kr	2,160,000 kr	
Platta för LOX/förgasare	40	m2	10,000 kr	400,000 kr	
Delsum Mark och betongarbete				2,668,000 kr	
Bygg					
Maskinbyggnad	100	m2	32,000 kr	3,200,000 kr	
Övertäckning kontaktbassäng	40	m2	3,000 kr	120,000 kr	
Delsum Bygg				3,320,000 kr	
VVS	25%			800,000 kr	av byggnad
Maskin				14,200,000 kr	
El & Automation	35%			4,970,000 kr	av maskin
Oförutsett	20%			5,191,600 kr	
Entreprenadkostnad				31,149,600 kr	
Byggherre Kostnader:	25%				
Projektledning	4%			1,246,000 kr	
Projekteringsledning	2%			623,000 kr	
Projektering	10%			3,115,000 kr	
Upphandling	1%			311,500 kr	
Byggledning	2%			623,000 kr	
Kontroll	2%			623,000 kr	
Uppföljning av garantier, besiktningar	1%			311,500 kr	
Igångkörning	1%			311,500 kr	
Drift- och skötselinstruktioner, slutdokumentation	1%			311,500 kr	
CE-märkning	1%			311,500 kr	7,787,500 kr
Anläggningskostnad				38,938,000 kr	

Investering GAK 1 200 m³/h

Byggnadsdel	Antal	Enhet	Pris/enhet	Pris	Kommentar
Mark och betongarbete					Geotekniska förutsättningar okända, pålning/spont/grundvattensänkning ingår ej.
Jordschakt	2025	m3	200 kr	405,000 kr	
Fyllning	675	m3	300 kr	202,500 kr	
Öppna kolfilter, 10st, 200m2	600	m3	7,000 kr	4,200,000 kr	bassänghöjd 3m bäddhöjd 2m
Utrymme med rörgalleri	300	m3	6,000 kr	1,800,000 kr	
Spolvattentank	225	m3	6,000 kr	1,350,000 kr	
Spolavloppstank	225	m3	6,000 kr	1,350,000 kr	
Delsum Mark och betongarbete				9,307,500 kr	
Bygg					
Lyftpumpstation	50	m3	6,000 kr	300,000 kr	
Byggnad (pumprum, lagringstank, elrum)	160	m2	32,000 kr	5,120,000 kr	
Lyftanordning, fundament				500,000 kr	
Delsum Bygg				5,920,000 kr	
VVS	25%			1,730,000 kr	av byggnad och rörgalleri
Maskin				26,900,000 kr	
EI & Automation	35%			9,415,000 kr	av maskin
Oförutsett	20%			10,654,500 kr	
Entreprenadkostnad				63,927,000 kr	
Byggherrekostnader:	25%				
Projektledning	4%			2,557,100 kr	
Projekteringsledning	2%			1,278,600 kr	
Projektering	10%			6,392,700 kr	
Upphandling	1%			639,300 kr	
Byggledning	2%			1,278,600 kr	
Kontroll	2%			1,278,600 kr	
Uppföljning av garantier, besiktningar	1%			639,300 kr	
Igångkörning	1%			639,300 kr	
Drift- och skötselinstruktioner, slutdokumentation	1%			639,300 kr	
CE-märkning	1%			639,300 kr	15,982,100 kr
Anläggningskostnad				79,910,000 kr	

Appendix 6 - Investeringskostnader (prisläge 2020)

Investering Ozon 1200 m³/h

Byggnadsdel	Antal	Enhet	Pris/enhet	Pris	Kommentar
Mark och betongarbete					Geotekniska förutsättningar okända, pålning/spont/grundvatten-sänkning ingår ej.
Jordschakt	360	m3	200 kr	72,000 kr	
Fyllning	120	m3	300 kr	36,000 kr	
Betong kontaktbassäng ozon	240	m3	7,500 kr	1,800,000 kr	
Platta för LOX/förgasare	40	m2	7,000 kr	280,000 kr	
Delsum Mark och betongarbete				2,188,000 kr	
Bygg					
Maskinbyggnad	100	m2	24,000 kr	2,400,000 kr	
Övertäckning kontaktbassäng	40	m2	3,000 kr	120,000 kr	
Delsum Bygg				2,520,000 kr	
VVS	25%			600,000 kr	av byggnad
Maskin				11,500,000 kr	
El & Automation	35%			4,025,000 kr	av maskin
Oförutsett	20%			4,166,600 kr	
Entreprenadkostnad				24,999,600 kr	
Byggherrekostnader:	25%				
Projektledning	4%			1,000,000 kr	
Projekteringsledning	2%			500,000 kr	
Projektering	10%			2,500,000 kr	
Upphandling	1%			250,000 kr	
Byggledning	2%			500,000 kr	
Kontroll	2%			500,000 kr	
Uppföljning av garantier, besiktningar	1%			250,000 kr	
Igångkörning	1%			250,000 kr	
Drift- och skötselinstruktioner, slutdokumentation	1%			250,000 kr	
CE-märkning	1%			250,000 kr	6,250,000 kr
Anläggningskostnad				31,250,000 kr	

Investering GAK 1200 m³/h

Byggnadsdel	Antal	Enhet	Pris/enhet	Pris	Kommentar
Mark och betongarbete					Geotekniska förutsättningar okända, pållning/spont/grundvatten-sänkning ingår ej.
Jordschakt	2025	m3	200 kr	405,000 kr	
Fyllning	675	m3	300 kr	202,500 kr	
Öppna kolfilter, 10st, 200m ²	600	m3	5,000 kr	3,000,000 kr	bassänghöjd 3m bäddhöjd 2m
Utrymme med rörgalleri	300	m3	3,500 kr	1,050,000 kr	
Spolvattentank	225	m3	3,500 kr	787,500 kr	
Spolavloppstank	225	m3	3,500 kr	787,500 kr	
Delsum Mark och betongarbete				6,232,500 kr	
Bygg					
Lyftpumpstation	50	m3	6,000 kr	300,000 kr	
Byggnad (pumprum, lagringstank, elrum)	160	m2	24,000 kr	3,840,000 kr	
Lyftanordning, fundament				500,000 kr	
Delsum Bygg				4,640,000 kr	
VVS	25%			1,222,500 kr	av byggnad och rörgalleri
Maskin				19,800,000 kr	
EI & Automation	35%			6,930,000 kr	av maskin
Oförutsett	20%			7,765,000 kr	
Entreprenadkostnad				46,590,000 kr	
Byggherrekostnader:	25%				
Projektledning	4%			1,863,600 kr	
Projekteringsledning	2%			931,800 kr	
Projektering	10%			4,659,000 kr	
Upphandling	1%			465,900 kr	
Byggledning	2%			931,800 kr	
Kontroll	2%			931,800 kr	
Uppföljning av garantier, besiktningar	1%			465,900 kr	
Igångkörning	1%			465,900 kr	
Drift- och skötselinstruktioner, slutdokumentation	1%			465,900 kr	
CE-märkning	1%			465,900 kr	11,647,500 kr
Anläggningskostnad				58,238,000 kr	

Appendix 7 – Emissionsfaktorer, Klimatkalkyl

Markarbete	Värde	Enhet	Källa
Jord Fall A, Fyll	2,14	kg CO2e/m3	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0
Jordschakt Fall A	2,14	kg CO2e/m3	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0
Jordschakt Fall B	6,26	kg CO2e/m3	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0

Energi-/materialresurser	Värde tillverkning	Värde inkl. transport	Enhet	Källa
Betong, anläggning	0,17	0,17	kg CO2e/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 CO2e/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 CO2e/kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0 [Medelvärde av 5 EPD:er från Sverige, Finland och Tyskland]
Stål, konstruktion	2,20	2,22	kg CO2e/kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0
Polyeten, HDPE	1,80	1,85	kg CO2e/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 CO2e/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 CO2e/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 CO2e/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 CO2e/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
Energi-/materialresurser	Värde tillverkning	Värde inkl. transport	Enhet	Källa

Koppar	1,98	2,05	kg CO2e/kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0 European Copper Institute, Copper sheet, http://www.kupferinstitut.de/
Aluminium	9,16	9,50	kg CO2e/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 CO2e/kg	Ecoinvent 3.6 cast iron production RER
Elektricitet (ursprungsmärkt, förnybara källor)	0,012	-	kg CO2e/kWh	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0
Elektricitet (svensk elproduktionsmix)	0,05	-	kg CO2e/kWh	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0
Elektricitet (nordisk residual, 2019)	0,37	-	kg CO2e/kWh	Energimarknadsinspektionen, ursprungsmärkning av el, https://www.ei.se/sv/for-energiforetag/el/ursprungsmarkning-av-el/
Aktivt kol	11,03	11,44	kg CO2e/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 CO2e/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 CO2e/kg	Oxygen, liquid {SE} air separation, cryogenic Cut-off, U
Takplåt (TRP)	2,74	2,77	kg CO2e/kg	Ruukki, 2020. EPD för Färgbelagda byggnadsprodukter

Appendix 8 – Inventeringsdata, Klimatkalkyl

Underlag för drift	Enhet	Ozon	GAK	Kommentarer
Elektricitet för drift	MWh/år	184	28	--
Granulerat aktivt kol	ton/år	--	70	Avser aktivt kol (torrvikt) vid regenerering efter 20 000 bäddvolym
Flytande syrgas (LOX)	ton/år	187	--	Avser flytande syrgas (LOX)
Mängd renat vatten	m ³ /år	2 788 600	2 788 600	--
Slamhantering				
Slam för omhändertagande	m ³ /år	--	--	Avseende ozonering bildas inget slam. Kan bildas små mängder i efterbehandlingen men detta bedöms försumbart. I GAK-filtrer kan det bli biologisk aktivitet och viss slamproduktion, men även här bedöms detta vara försumbart.

Underlag för materialmängder	Enhet	Ozon	GAK	Kommentar
Markarbete och asfaltering				
Markarbete/schaktning/sprängning	m ³	360	2 025	Geotekniska förutsättningar okända, pålning, spont, och grundvattensänkning ingår ej.
Utfyllnadsmaterial (fall A -bef. massor)	m ³	120	675	
Utfyllnadsmaterial (Fall B)	m ³	--	--	
Material som behöver fraktas bort	m ³	240	1 350	--
Asfalteringsyta/Körtytor	m ²	--	--	Ingår ej i kalkylen
Material till byggnad, bassänger				
Betong	ton	282	1 297	Bottenplatta, bassänger och bjälklag, 2,4 ton/m ³
Armering	ton	14	65	0.12 ton stål/m ³
Förzinkad stål, staket	ton	--	--	Trappor, plattformar, staket Ingår ej i kalkylen
Innerväggar				
Stål	ton	0,6	1,1	Paroc element, 7,85 ton/m ³
Isolering (stenull, 80 mm)	ton	1,3	2,4	Paroc element, 17 kg/m ²
Gips	ton	--	--	13 mm tjocklek, 648 kg/m ³ Ingår ej i processbyggnad

Underlag för materialmängder	Enhet	Ozon	GAK	Kommentar
Ytterväggar				
Stål	ton	1,7	2,4	Paroc element
Isolering (stenull, 150 mm)	ton	4,6	6,4	Paroc element, 23 kg/m ²
Tak				
TRP stål	ton	0,9	1,4	8,86 kg/m ²
Isolering (stenull, 220mm, yttertak)	ton	3,0	4,8	30 kg/m ²
Takpapp (tätskikt yttertak)	ton	0,7	1,1	--
Stål innertak	ton	0,8	1,3	Paroc element, 7,85 ton/m ³
Isolering (stenull, 80 mm, innertak)	ton	1,9	3,0	Paroc element, 19 kg/m ²
Övrigt material				
Övrig isolering (Stenull, 220mm)	ton	1,2	11,7	Isolering i mark, 30 kg/m ²
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	0,8	--	Övertäckning bassäng
Material till maskiner och ledningar				
Rostfritt stål, maskininstallationer	ton	0,9	1,8	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	--	1,6	45% av maskin
Extruderad aluminium 6082 T6	ton	1,1	--	Ozon generator Primozone GM48
Kol	ton	--	200	--
Rör, rostfritt stål, syrafast	ton	3,5	7,5	Antagande
PE-ledning	ton	--	--	--
Kablar - koppar	ton	--	--	Försumbar
Ventiler (Segjärn)	ton	0,6	1,2	Antagande
VVS förzinkad Stål	ton	--	--	Försumbar