

# Fördjupad utredning om avancerad rening av mikroföroreningar, Ekeby avloppsreningsverk

Från bänkskaletest med ozon och aktivt kol till  
pilotstudier med ozon följt av MBBR



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

2022-10-27



# Sammanfattning

Sweco har på uppdrag av Eskilstuna Energi och Miljö AB (ESEM) genomfört en fördjupad förstudie med pilot- och bänkskaletudier avseende avancerad rening av mikroföroreningar. En stor del av förstudien finansierades av Naturvårdsverket och arbetet med projektet har genomförts under 2021 och 2022. Reningsverket i Eskilstuna heter Ekeby ARV och är idag dimensionerat för 150 000 pe.

## Mål och syfte

Målet med denna förstudie har varit att utreda om det föreligger något behov för ESEM och Ekeby avloppsreningsverk (ARV) i Eskilstuna avseende avancerad rening av mikroföroreningar. Utöver att utreda behovet för rening ska två teknikalternativ för avancerad rening tas fram. Två tekniker ska beskrivas avseende utformning och processdesign. Även en bedömning av kostnaden och den miljömässiga klimatpåverkan från dessa ska ingå. Inom ramen för projektet har både bänkskaletester och pilotstudier genomförts. Målet för dessa har varit att närmare utreda platsspecifika förutsättningar och i den mån det har varit möjligt, den reningspotential som befintlig våtmark kan erbjuda. Syftet med de praktiska försöken (bänkskaletester och pilotstudier) har varit att erhålla mer platsspecifik information som utgjort ett viktigt underlag vid bedömning av process, kostnader och livscykelanalys.

Utgångspunkt för arbetet i den här förstudien har varit att genomföra en miljöbedömning och även utreda vilka vattenkemiska egenskaper (föroreningsgrad och vattenmatris) som finns för Ekeby ARV varefter försök genomförts. De erhållna resultaten har inverkat på processdimensionering och bedömning av kostnader respektive klimatpåverkan.

## Förutsättningar vid Ekeby ARV

Den befintliga reningsprocessen på Ekeby ARV består av förbehandling i form av rensgaller, sandfång samt kemisk fällning. Den biologiska reningen som följer efter den kemiska fällningen utgörs av aktivslambassänger där returslam avskiljs i biosedimenteringen som är nästa processteg. Ytterligare en fällning sker efter mellansedimenteringen och innan slutsedimentering. Därefter når vattnet våtmark och slutligen recipienten Eskilstunaån.

Analys av vattenmatrisen indikerade att det inte fanns några större hinder för att implementera varken granulärt aktivt kol (GAK) eller ozon.

## Behov av avancerad rening av mikroföroreningar

Fem provtagningar avseende mikroföroreningar har genomförts under september 2021 till och med december 2021. Provtagningen har skett på utgående vatten från

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjupad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\neverans  
221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

avloppsreningsverket. Totalt har 161 olika substanser analyserats. De analyserade substanserna utgjordes främst av läkemedel och hormoner, PFOS och PFOA samt några andra mikroföroreningar.

Ekeby ARV släpper årligen ut 110,7 kg läkemedel (inklusive PFOA och PFOS) i recipienten<sup>1</sup>. Detta motsvarar ungefär 1,1 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 Ekeby ARV ligger näst lägst i detta spann. Utav de inkluderade verken är Ekeby ARV det enda med en våtmark.

Miljörisksbedömningen 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-värdena baserades på analys av utgående vatten från våtmarken, där den mynnar i Eskilstunaån. Spädningsfaktorer har använts för att representera ett medelflödesscenario med 42 gångers utspädning, och ett torrscenario med 6 gångers utspädning i Eskilstunaån.

Miljörisksbedömningen, baserad på PEC/PNEC-beräkningar, visade att riskkvoterna för citalopram (1) och PFOS hamnade över 1 (hög risk) för båda flödesscenerierna. PNEC-värdet för citalopram (1) baseras på ett osäkert PNEC-värde, vilket gör att det finns en risk för överskattning av PEC/PNEC-kvoten. I övrigt är det inga fler mikroföroreningar i medelflödessceneriet som hamnade i kategorin hög risk.

Baserat på underlaget från denna studie, är det lite som talar för att avancerad rening av mikroföroreningar behöver införas på Ekeby ARV. För att kunna göra en mer underbyggd bedömning av detta behöver studien kompletteras med en recipientprovtagning och någon form av modellering för att få en mer underbyggd helhetsbild över hur halterna av mikroföroreningar från ARV sprids i Eskilstunaån, samt hur PEC/PNEC varierar i recipienten. Detta kan åstadkommas i en 3D-modell. Denna bör inkludera information om halter och flöden i utgående vatten, samt halter i recipienten. 3D-modellen kan ge ett resultat som gäller över tid och rum, till skillnad från en boxmodell som utnyttjats för denna miljöbedömning.

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

#### Möjliga tekniker för avancerad rening

Utifrån beräknade PEC/PNEC-kvoter har samtliga ämnen som identifierades med måttlig och hög risk för utgående vatten i Eskilstunaån bedömts avseende potentiell avskiljning som kan erhållas genom antingen GAK eller ozon. De ämnen som utgjorde hög risk var oxazepam, ibuprofen och PFOS vid ett torrscenario. GAK kan eventuellt anses vara något mer kraftfullt i jämförelse med ozon men skillnaden mellan teknikerna var marginell när PFAS-ämnen exkluderades från bedömningen. Däremot är det svårt att i dagsläget bedöma om PFOS-avskiljning på avloppsvatten med GAK är tillräckligt effektivt, särskilt om reningsgraden behöver överskrida 80%. Detta var dock inte fallet för Ekeby ARV som enligt beräknade utgående halter vid medelscenario endast behöver uppnå en reningsgrad på ca 7%.

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjudad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\neverans  
221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

### Bänkskaletester med aktivt kol med Ekebys avloppsvatten

Bänkskaletesterna genomfördes översiktligt på sex kommersiellt tillgängliga GAK-produkter från tre stora kolleverantörer i Sverige. Dessa var Cyclecarb 401, Aquasorb 5000, 630 och CS, samt Carbsorb 40 och P1000.

Två försök genomfördes för att utvärdera optimal dos och tid, därefter utvärderades vilken GAK-produkt som resulterade i högst adsorption. Resultaten visade att dosen 100 mg/l var en bra dos att utnyttja för att jämföra GAK och tiden 48 h var mest lämplig. Dosförsöket för de sex olika produkterna indikerade att Cyclecarb 401 presterade marginellt bättre än Aquasorb 5000 och Aquasorb 630. Därefter följde (i fallande ordning) Carbsorb P1000, Carbsorb 40 och slutligen Aquasorb CS. Cyclecarb 401 valdes ut som GAK-produkt för snabbtesterna. Utöver adsorptionsprestation var även pris och miljöpåverkan faktorer som ingick i bedömningen. Cyclecarb 401 är ett regenererat kol.

### Modellering av ozon på Ekebys avloppsvatten

Modelleringen av ozon genomfördes med hjälp av ett samarbete med AM-team i Belgien. Modelleringen utgick från batchförsök på Ekebys avloppsvatten och sedan byggdes en modell upp. Resultaten utvärderades därefter på 21 utvalda mikroföroreningar.

Kontroll av vattenmatrisen visade bl.a. att bromat aldrig översteg halten 9 µg/l, vilket är en acceptabel (och låg) nivå (gränsvärde 10 µg/l). Ozon kan därmed anses vara en lämplig reningsmetod för Ekeby ARV. Ozon som doserades vid 1,0 g O<sub>3</sub>/g DOC förbrukades på 20 min.

Som förväntat visade modelleringsresultaten att högst ozondos gav högst genomsnittlig reduktion av mikroföroreningarna. Först vid en dos på 0,6 g O<sub>3</sub>/g DOC kunde en medelreduktion på 78% respektive 88% observeras för mikroföroreningar inklusive respektive exklusive PFOS/PFOA.

Utifrån resultaten från modelleringen beslutades det att:

1. Pilotprocessen ska undersöka tre olika ozondoser efterföljt av MBBR: 0,4, 0,6 och 0,8 g O<sub>3</sub>/g DOC.
2. Två kontakttider om 10 respektive 20 minuter ska ingå för pilotförsöken.

### Snabbtester med utvald GAK-produkt

Snabbtester med Chemviron 401 gjordes för en kontakttid på 15 respektive 25 min. Utgående vatten från Ekeby ARV som var inkommande vatten till testkolonnerna innehöll en avsevärt lägre halt av mikroföroreningar jämfört med de koncentrationer som uppmätts under hösten 2021. Den huvudsakliga bedömningen av testet kom därför att beakta ett färre antal ämnen såsom bensotriazol, karbamazepin, paracetamol, imidaklopid, losartan, sulfamethoxazol, tramadol, PFOS och PFOA. Snabbtesten nådde aldrig genombrott vid körning upp till 30 000 bäddvolymmer och de båda kontakttiderna indikerade inte på någon signifikant skillnad avseende reduktionsgrad, som visade ca 90% för den utvärderade testperioden. Dimensioneringen av GAK kommer därför att göras för 30 000 bäddvolymmer och 25 min och sedan jämföras med en GAK-anläggning med en kontakttid på 15 min.

### Pilotstudier med ozon efterföljt av MBBR

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjupad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\neverans 221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

Från pilotstudierna kunde vi fastställa att en ozondos på 0,8 g O<sub>3</sub>/g DOC gav högst reduktion av de studerade mikroföroreningarna (91%) och en kontakttid på 12 min var tillräcklig. Vid analys observerades höga halter av inkommande ammonium och nitrit till MBBR-processen, något som inte beaktades för dimensioneringen av processteget. PFOS och PFOA indikerade på viss avskiljning över MBBR-steget, men som förväntat fann vi inget samband mellan ozondos och avskiljning. Det är sannolikt att PFOS förflyttar sig till bildade bubblor från luftningen av vattenmassan, men detta fastställdes aldrig genom analys. Vi kunde inte påvisa någon ytterligare reduktion av mikroföroreningarna i MBBR-steget. Däremot, och vid analys genom non-target screening, kunde vi observera att helt eller delvis avskilda transformationsprodukter från oxidation av vattenmatris och mikroföroreningar, bäst avskildes när MBBR-steget kördes vid 120 min jämfört med 30 min. Analys av lättillgängligt kol (AOC) visade att också detta reducerades som bäst när MBBR-steget kördes över 120 min, kombinerat med en låg ozondos. För försöken var halterna av inkommande bromid och utgående bromat genomgående låga (< 0,0035 mg/l).

#### Processutformning och dimensionering

Placeringen av GAK-anläggningen och ozon efterföljt av MBBR (rörlig biofilmsreaktor med bärare) är båda föreslagna att vara sist i processen, efter kemisk rening, men innan befintlig våtmark på Ekeby ARV.

GAK dimensionerades utefter två parametrar, 30 000 bäddvolym och 25 respektive 15 min i kontakttid. En slutsats från processdimensioneringen var att ytbehovet för GAK-anläggningen var 1000 m<sup>2</sup> (15 min kontakttid) och 1300 m<sup>2</sup> (25 min kontakttid). För processen med ozon efterföljt av MBBR krävs en yta på ca. 570-600 m<sup>2</sup>.

#### Kostnadsbedömning

Bedömning av kostnader har gjorts med stor osäkerhet på grund av rådande världsmarknad. Investeringskostnaden för GAK respektive ozon efterföljt av MBBR landade på 208 miljoner kr (MSEK) respektive 128 MSEK. Kalkylen baseras på ett enhetspris om 45 000 kr/ton jungfruligt GAK.

Driftskostnaden för GAK summerades till 14,1 MSEK medan den hamnade på 3,7 MSEK för ozon efterföljt av MBBR. Om ett regenererat GAK utnyttjas för driften landar driftskostnaden på 9,7 MSEK, baserat på ett enhetspris på 30 000 kr/ton.

#### Livscykelanalys

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

Studien visar även att klimatpåverkan från driftenergin ger mycket litet utslag vid alternativen med 25 min och 15 min kontakttid för aktivt kol. Däremot har driftenergin en ganska stor betydelse för klimatpåverkan från ozoneringsalternativet (även om denna påverkan relativt sett är mycket liten jämfört med påverkan från GAK). Genomförd känslighetsanalys visar att klimatpåverkan ökar avsevärt, särskilt för ozoneringsalternativet, vid utbyte till elmix baserad på högre andel fossila energikällor.

Klimatpåverkan från GAK med 25 min respektive 15 min kontakttid landade på 200 respektive 198 g CO<sub>2</sub>-ekv per m<sup>3</sup> behandlat vatten. För ozon efterföljt av MBBR var klimatpåverkan betydligt lägre: 2,5 g CO<sub>2</sub>-ekv per m<sup>3</sup> behandlat vatten.

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önny

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjupad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\neverans 221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

Möjligheten att regenerera det aktiva kolet istället för att använda primärt kol minskar klimatpåverkan med ca 76% till 47 g CO<sub>2</sub>-ekv per m<sup>3</sup> behandlat vatten. Dock ska det påpekas att så länge det aktiva kolet härstammar från fossilt material är det svårt att minska dess klimatavtryck till jämförbar nivå med ozon.

Jämförelse av reningsteknikerna GAK och ozon efterföljt av MBBR

Vid en jämförelse av de båda teknikvalen avseende teknikmöjlighet, riskämnen, process och kostnad, blir det tydligt att ett teknikval med ozon endast är osäkert om ett krav på avskiljning av PFOS kommer att införas eftersom ozon inte oxiderar PFOS.

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

Utifrån både bänk- och pilotstudier för GAK och ozon följt av MBBR visar denna rapports resultat att båda teknikerna har god förmåga att fungera tillfredsställande. När detta vägs samman med kostnaden för reningsteknikerna, deras respektive klimatpåverkan, utvärderat från en platsspecifik LCA analys samt med hänsyn till de platsförutsättningar som råder på Ekeby ARV, är det ozon efterföljt av MBBR som kan konstateras vara den mer fördelaktiga tekniken när PFOS inte inkluderas i utvärderingen.

## Innehållsförteckning

1.	Inledning.....	12
1.1	Ekeby avloppsreningsverk.....	12
1.2	Tidigare utredningar och aktuellt miljötillstånd.....	12
1.3	Omvärldsbevakning .....	13
1.4	Rening av mikroföroreningar i Sverige .....	13
1.5	Mål och syfte med fördjupad utredning.....	14
1.6	Rapportinnehåll och begränsningar .....	15
1.7	Projektorganisation .....	15
2.	Tillgängliga tekniker för avancerad rening – ett teoriavsnitt .....	17
2.1	Adsorption av mikroföroreningar med aktivt kol.....	17
2.1.1	Vad är adsorption?.....	17
2.1.2	Olika typer av aktivt kol.....	18
2.1.3	Processlösning med GAK.....	18
2.1.4	Processlösning med PAK .....	18
2.1.5	Tillverkning och regenerering av aktivt kol .....	19
2.1.6	Kapacitet och styrande faktorer för GAK-filtrering .....	20
2.1.7	Prediktera kapacitet av ett GAK-filter.....	20
2.1.8	Åtgärder till förbättrad adsorption .....	22
2.1.9	PFOS-avskiljning på avloppsvatten med GAK .....	22
2.2	Oxidation av mikroföroreningar med ozon följt av efterbehandling .....	23
2.2.1	Hur fungerar ozon? .....	23
2.2.2	Tillverkning och generering av ozon .....	24
2.2.3	Processlösning med ozon.....	24
2.2.4	Det är både ozon och hydroxylradikaler i vattnet .....	24
2.2.5	Bildande av biprodukter och transformationsprodukter .....	24
2.2.6	Efterbehandling till ozonsteget: sandfilter, aktivt kol eller MBBR .....	26
2.2.7	Kapacitet och styrande faktorer .....	27
2.2.8	Förväntad kapacitet från ozon .....	27
3.	Förutsättningar .....	29
3.1	Befintlig reningsprocess.....	29
3.2	Dimensionerande avloppsvattenflöde.....	29
3.3	Befintlig våtmark .....	30
3.4	Karaktärisering av mikroföroreningar och vattenmatris på Ekeby ARV .....	31
3.4.1	Analys av mikroföroreningar vid Ekeby ARV .....	31
3.4.2	Vattenmatrisen spelar roll för reningstekniken .....	35
3.4.3	Analys av vattenmatris vid Ekeby ARV.....	35
4.	Miljöriskbedömning avseende recipientpåverkan vid Ekeby ARV .....	38
4.1	Metod .....	38
4.2	Resultat och diskussion .....	40
4.3	Behov av ett avancerat reningssteg .....	42
5.	Möjliga tekniker utifrån befintliga förutsättningar .....	44
5.1	Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör måttlig risk i recipienten ...	44
5.2	Möjliga tekniker för mikroföroreningar som utgör hög risk i recipienten .....	45
5.3	Sammanfattning av tekniker avseende riskämnen och vattenmatris .....	45



6.	Bänkskaletest med aktivt kol och modellering av ozon .....	47
6.1	Syfte och mål med bänkskaletest med GAK .....	47
6.1.1	Urval av kolprodukter .....	47
6.1.2	Beskrivning av bänkskaletest med pulveriserat GAK .....	48
6.1.3	Utvärdering av försök 1 och 2 med hjälp av absorbans vid 254 nm.....	49
6.1.4	Resultat bänkskaletest med GAK .....	49
6.2	Syfte och mål med bänkskaletest med ozon .....	52
6.2.1	Ozonmodellering med AM-team .....	52
6.2.2	Resultat från ozonmodellering .....	53
7.	Pilotstudier med ozon efterföljt av MBBR .....	56
7.1	Tekniker som ingår för pilotstudier.....	56
7.2	Ozon efterföljt av MBBR på Ekeby ARV .....	56
7.2.1	Val av inriktning på pilotstudien med ozon och efterföljande behandling med MBBR.....	57
7.2.2	Beskrivning av provplatser och scenarion som användes för utvärdering av pilotkörningen.....	57
7.2.3	Ingående analyser för pilotprocessen.....	58
7.3	Resultat och diskussion .....	59
7.3.1	Reduktion av mikroföroreningar relativt ozondos .....	59
7.3.2	Reduktion av mikroföroreningar relativt kontakttid .....	60
7.3.3	Hur väl fungerade modelleringen i jämförelse med pilotresultaten? .....	60
7.3.4	Reduktion av absorbans vid 254 nm relativt ozondos .....	61
7.3.5	Hur fungerade MBBR-steget? .....	62
7.3.6	Hur stor reduktion av mikroföroreningarna erhöles över ozon efterföljt av MBBR?.....	64
7.3.7	Reduktion av enskilda mikroföroreningar efter hur väl de reagerar med ozon .....	65
7.3.8	Hur väl fungerar nedbrytningen av transformationsprodukter (TPs) över MBBR:en?.....	67
7.3.9	Bildning och nedbrytning av AOC över ozon- respektive MBBR-steget.....	69
7.3.10	Bildning av bromat under ozonering .....	70
7.4	Slutsatser från pilotförsök .....	71
8.	Snabbtest med aktivt kol.....	72
8.1	Snabbtest med aktivt kol.....	72
8.1.1	Beskrivning av begränsningar med snabbtest.....	72
8.1.2	Ingående parametrar för snabbtest för Chemviron.....	73
8.1.3	Resultat från snabbtest .....	74
8.1.4	Slutsatser från snabbtest för dimensionering, kostnadsbedömning och beräkning av klimatpåverkan .....	76
9.	Dimensionering av reningsstegen .....	77
9.1	Processmässig placering av ett reningssteg för mikroföroreningar .....	77
9.2	Antaganden för dimensionering .....	78
9.2.1	Specifik ozondos .....	78
9.2.2	Uppehållstid ozonreaktor .....	79
9.2.3	Kontakttid GAK .....	79
9.3	Ozonering .....	79
9.3.1	Reaktordesign.....	80

9.3.2	Ozonproduktion.....	80
9.3.3	Doseringsutrustning.....	80
9.3.4	Syrgasförsörjning.....	81
9.3.5	Kylning av ozongenerator.....	81
9.3.6	Styrning och instrument.....	82
9.3.7	Efterbehandling.....	82
9.3.8	Effektbehov.....	83
9.3.9	Ytbehov och fysisk placering.....	83
9.4	Dimensionering av GAK-filter.....	83
9.4.1	Filterdesign.....	84
9.4.2	Backspolning.....	85
9.4.3	Utbyte av filtermedia.....	85
9.4.4	Styrning och instrument.....	86
9.4.5	Ytbehov.....	87
10.	Kostnadsbedömning av avancerad rening.....	88
10.1	Investeringskostnader.....	88
10.2	Driftskostnader.....	89
11.	Livscykelanalys.....	91
11.1	Metod och avgränsningar.....	91
11.1.1	Avgränsning.....	91
11.1.2	Antaganden.....	92
11.1.3	Emissionsfaktorer.....	92
11.1.4	Proxydata.....	93
11.2	Inventering.....	93
11.2.1	Markarbete.....	93
11.2.2	Byggmaterial och maskinutrustning.....	93
11.2.3	Drift.....	93
11.3	Resultat.....	94
11.3.1	Jämförelse undersökta alternativ.....	94
11.3.2	Alternativ ozon + MBBR.....	96
11.3.3	Alternativ GAK.....	97
11.4	Känslighetsanalys.....	99
11.4.1	Resultat med olika elproduktionsmixer för driften.....	99
11.4.2	Resultat med användningen av regenererat aktivt kol.....	99
11.4.3	Val av generiska data.....	101
11.5	Diskussion.....	101
11.6	Slutsatser.....	102
12.	Diskussion och jämförelse mellan huvudteknikerna ozon med MBBR och aktivt kol.....	103
13.	Slutsatser.....	107
13.1	Behov av avancerad rening av mikroföroreningar vid Ekeby ARV.....	107
13.2	Val av reningsteknik.....	108
14.	Litteraturförteckning.....	109

## Appendix

Appendix 1 – Ämneslista MoLab

Appendix 2 – PEC/PNEC-beräkningar för studerade mikroföroreningar

Appendix 3 – Ozonmodellering för Ekeby ARV

Appendix 4 – PM Planering för vattenprovtagning vid ozonpilot med efterföljande behandling med MBBR

Appendix 5 – Erhållen reduktion av mikroföroreningar över ozon och MBBR utifrån ozondos

Appendix 6 - Snabbtester genomförda av Chemviron

Appendix 7 - Emissionsfaktorer LCA

Appendix 8 - Inventeringsdata LCA

# 1. Inledning

## 1.1 Ekeby avloppsreningsverk

Avloppsreningsverket i Eskilstuna drivs av Eskilstuna Strängnäs Energi och Miljö (EEM). Verket har en speciell utformning med en våtmark innan recipient och ansluter ca 150 000 personekvivalenter (pe). Den aktuella reningsprocessen omfattar idag ett fällningssteg med efterföljande sedimentation, biologisk rening i aktivslambassänger varvid slutsteget innefattar fällning och sedimentering. Innan det renade avloppsvattnet når Eskilstunaån passerar det en våtmark och nedströms är Mälaren recipient. Mälaren är tillika Sveriges största dricksvattentäkt och förser mer än två miljoner människor med dricksvatten.

EEM har idag ett miljötillstånd som innefattar ett villkor om att utreda de tekniska möjligheterna samt de ekonomiska och miljömässiga konsekvenserna av läkemedelsrening. Det är både rening av läkemedel och dess nedbrytningsprodukter som ska utredas. En tidigare utredning har undersökt verkets belastning avseende läkemedelsrester, vilken redovisades till miljöprövningsdelegationen under juni 2020. Resultatet blev att EEM fick krav om ytterligare komplettering. Utredningsvillkoret skall vara kompletterat till miljöprövningsdelegationen i oktober 2022.

## 1.2 Tidigare utredningar och aktuellt miljötillstånd

Ekeby ARV har tidigare genomfört en förstudie avseende mikroföroreningar och avancerad rening mot bakgrund av att Miljöprövningsdelegationen (MPD) efterfrågade en utredning av de tekniska möjligheterna och de ekonomiska och miljömässiga konsekvenserna av att installera rening av mikroföroreningar och dess nedbrytningsprodukter.

De stora slutsatserna från den tidigare utredningen var att utifrån de drygt 130 analyserade mikroföroreningarna som ingick i studien, var det ett dussintal som rapporterades under rapporteringsgränsen. Med detta sagt kunde inga generella slutsatser dras för substanserna östradiol (E2), amlodipin, doxycyklin, erytromycin, etinylöstradiol (EE2), fluoxetin, metotrexat, norfloxacin, risperidon, simvastatin, terbutalin och warfarin. De ämnen som pekades ut som hög risk för recipienten var därför östron och citalopram, medan hormonerna E2 och EE2 hamnade under rapporteringsgränsen. De ämnen som utgjorde en måttlig risk i recipienten var vidare amlodipin, erytromycin, diklofenak, oxazepam och sertralin.

Mot bakgrund av den tidigare genomförda utredningen efterfrågade MPD en komplettering till utredningen. Kompletteringen ska bl.a. inkludera mer information om recipienten och

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjupad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\neverans 221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

ge en bild av vilken effekt våtmarken kan ge avseende läkemedelsavskiljning. Prövotidsutredningen skall redovisas till MPD i oktober 2022.

## 1.3 Omvärldsbevakning

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

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

I Tyskland har man också kommit långt och flera reningsverk nyttjar även där avancerad rening sedan flera år. Motiven för avancerad rening är framför allt att skydda dricksvattenkällor och känsliga recipienter med låg utspädning. Enligt våra kollegor i Tyskland finns det regionala rekommendationer på avancerad rening som är 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.

## 1.4 Rening av mikroföroreningar i Sverige

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

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).

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

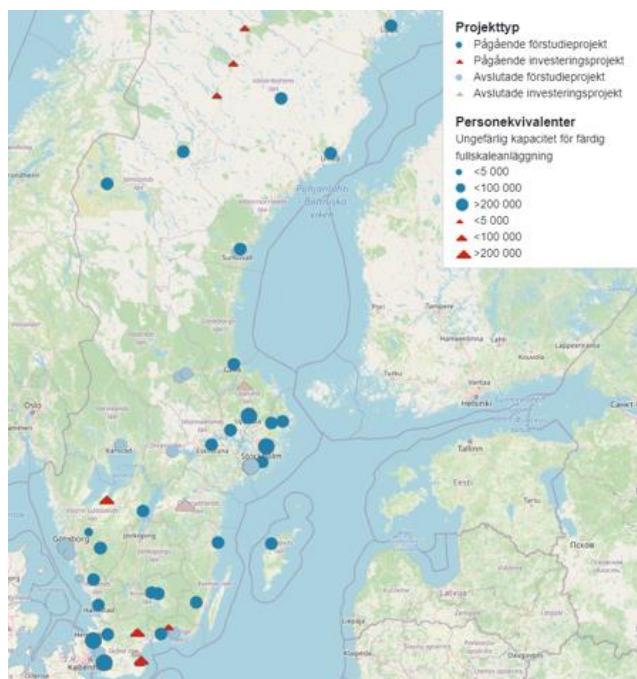
Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjupad\_utredning\_läkemedel\_ekby\_arv\000\19 original\neverans 221027\rapport\_ekby\_221027.docx

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 avancerad rening med sandfilter, följt av ozon och slutligen GAK (Miljö, 2019).

Utöver några av de ovan nämnda reningsverk som har fullskaleanläggningar med avancerad rening 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](http://www.lakemedelsrening.se) kan man läsa att det är en rad VA-organisationer som arbetar med investeringsprojekt där val av teknik redan är gjort. Andra genomför pilotstudier eller förstudier med både obestämt och förbestämt teknikval. Figur 1 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 1. Naturvårdsverksfinansierade projekt avseende "läkemedelsrening" eller organiska mikroföroreningar i Sverige. Både pågående och avslutade projekt visas, likaså huruvida det är projekt av karaktären förstudie eller investeringsprojekt. Även storleken på reningsverken visualiseras från < 5000 till > 200 000 pe Källa: [www.lakemedelsrening.se](http://www.lakemedelsrening.se).

## 1.5 Mål och syfte med fördjupad utredning

Syftet med denna fördjupade utredning är att undersöka och klargöra vilka behov, men framförallt vilka möjligheter EEM har avseende avancerad rening av mikroföroreningar; ett samlingsnamn som används för läkemedelsrester inklusive antibiotika, hormonstörande ämnen och industrikemikalier.

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjupad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\leverans 221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

Denna utredning kommer att omfatta provtagning, en teoretisk utredning, samt tester inför pilotstudier som ska utreda vilken pilotstudie som är mest aktuell för Ekeby ARV. Inom ramen för projektet ska en pilotstudie också genomföras och utvärderas.

Syftet med den fördjupade utredningen är att specificera verksamhetens behov och möjligheter utifrån såväl ett kostnadsperspektiv som potentiella miljömässiga effekter beroende på i) teknikval och ii) ett nollalternativ för läkemedelsrening. En viktig del blir att genom pilotförsök bedöma var läkemedelssteget bäst placeras med tanke på verksamhetens befintliga våtmark, där väldigt lite underlag idag finns att tillgå.

Målet med denna förstudie är att avgöra vilka möjligheter EEM har avseende läkemedelsrening. Förstudien ska kunna peka på minst två reningstekniker som är möjliga utifrån plats specifika egenskaper för vattnet och för reningsverket. Förstudien ska ta fram en kostnads kalkyl utifrån en känslighetsanalys för en aktuell framtida investering, samt uppskatta kostnaden för driften och det ybehov som föreligger. En bedömning av de miljömässiga effekterna utifrån en livscykelanalys (LCA) kommer även att ingå.

## 1.6 Rapportinnehåll och begränsningar

Rapporten kommer att belysa samtliga arbetsblock som har berörts under förstudien. Inledningsvis redovisas bakgrunden till varför studien genomförs och de specifika förutsättningarna för reningsverket presenteras jämte resultat för den karaktärisering av vattnet som genomförts. Läsaren introduceras också till ämnet mikroföroreningar och hur situationen kring avancerad rening ser ut i Sverige och i Europa i stort. Varje kapitel som följer berör sedan ett specifikt avsnitt. Först ett teoretiskt avsnitt avseende reningstekniker och hur de fungerar, begränsas och tillämpas, därefter ett avsnitt kring miljöriskbedömning och behovet av rening. Därefter utreds vilka tekniker som är lämpliga avseende den framtagna riskbedömningen. Både aktivt kol och ozon har utretts i bänkskala, ozon har modellerats och aktivt kol utvärderades genom snabbtester, därefter utvärderades en reningsteknik med en pilotprocess. Två lämpliga teknikalternativ utreddes sedan närmare avseende dimensionering, kostnadsbedömning och även klimatpåverkan utifrån en livscykelanalys (LCA).

Denna rapport ska ses som fördjupad förstudie och de rekommendationer som ingår avser de underlagsdata och de förutsättningar som presenteras här. Vid en eventuell projektering av ett avancerat reningssteg behöver ett projekteringsprojekt genomföras.

## 1.7 Projektorganisation

Denna förstudie är ett resultat av samlade krafter från flera av Swecos kontor runt om i Sverige. Inledningsvis var Niklas Dahlén från Sweco/Stockholm uppdragsledare men halvvägs in i projektet tog Linda Önnby över. Den huvudsakliga handläggaren för reningstekniker, vattenmatris och pilotkörning har varit Linda Önnby från Sweco/Malmö, hon har skrivit merparten av rapporten dvs. avsnitt 1, 2, 5, 6, 7, 8, 12 och 13 samt delar av avsnitt 3 (vattenmatris). För arbetet med analys sammanställning och bedömning av vattenmatris i avsnitt 3.4 står Elin Salmonsson från Sweco/Stockholm för. Hon har även bearbetat data till avsnitt 7. Även Ida Kaleh och Victor Kårelid från Sweco/Stockholm har bidragit till projektet genom handläggning av bänkskaletesten av GAK.

Gisela Holm från Sweco/Stockholm har genomfört miljöriskbedömningen och skrivit avsnitt 3. Beskrivningen av processen (avsnitt 3), dimensioneringen av processtegen och beräkningen av desamma (avsnitt 7.3.5) är genomförda av Matilde Kamp och Maria Taoussi från Sweco/Jönköping.

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjupad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\neverans 221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

Kostnadsuppskattningen i avsnitt 10 är genomförd av Yingdi Chen från Sweco/Malmö medan Martyna Mikusinska från Sweco/Örebro har gjort LCA-beräkningarna i avsnitt 11. Granskning har genomförts för olika avsnitt och granskarna har varit Erland Björklund, Sweco/Malmö, avseende teori och analys, Victor Kårelid Sweco/Stockholm avseende pilotförsök, Carl Dahlberg från Sweco/Jönköping avseende processdimensioneringen, Carina Björkblom, Sweco/Umeå har granskat PEC/PNEC-beräkningarna och Andreas Asker Sweco/Uppsala har granskat LCA-beräkningarna.



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

För de NVV-finansierade 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 NVV-projekt som Sweco driver och presenteras i detta avsnitt. Fokus för de tekniker som sammanfattats är tillägnad de tekniker som idag återfinns i fullskala. Både erfarenheter från svenska verksamheter och vetenskaplig litteratur är sammanfattad.

För att 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

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjupad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\leverans 221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

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 målmolekylen 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

Huvudbeståndsdelarna 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 fyrstegsprocess 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 regenerera GAK finns på vissa vattenverk, där Göteborgs dricksvattenverk utgör ett exempel. Dock saknas det ugnar för regenerering av GAK som använts för att rena avloppsvatten. Mättat GAK behöver därför transporteras till andra platser i Europa för regenerering (Sweco, Förstudie PAK och GAK: Ryaverket, 2020). Idag kan olika typer av aktivt kol inhandlas från svenska leverantörer. Enligt uppgifter från leverantörer så finns det t.ex. redan idag regenererat aktivt kol att köpa till ett pris motsvarande 27 kr/kg, vilket kan jämföras med ett prisintervall för jungfruligt kol som kan variera från 40 till 50 kr/kg. Om aktivt kol transporteras till södra Europa för regenerering, har det visat att kostnaden för transport och regenerering överstiger priset för att köpa in nytt GAK (Sweco, 2017).

### 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 m<sup>2</sup>/g kol enligt uppgift från svenska leverantörer. Även kontakttiden påverkar adsorptionen – det vill säga den tid det tar för vattnet att passera filtret. Det är under denna tid som målomolekylerna har möjlighet att komma i kontakt med adsorptionsytan på det aktiva kolet och interagera med densamma. Kontakttiden benämns EBCT (empty bed contact time).

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

Aktivt kol är mindre effektivt mot kemiska föreningar som är hydrofila, framförallt molekyler som är små och har en laddning. Molekyler som har aromatiska strukturer och som saknar syre adsorberas väl, medan strukturer som är grenade och syrerika adsorberas sämre av aktivt kol. Som tidigare nämnts är kolets yta företrädesvis negativt laddad, vilket innebär att de mikroföroreningar som är negativt laddade kan förväntas repellera 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 adsorberar med hjälp av jonbindningar, som i exemplet ovan med en positivt laddad mikroförorening som dras till kolets negativa yta.

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

### 2.1.7 Prediktera kapacitet av ett GAK-filter

Sannolikheten att en enskild kemisk förening adsorberas till aktivt kol kan i någon mån uppskattas på teoretisk väg med hjälp av kemisk information om ämnet i fråga. En teoretisk uppskattning kan vara till hjälp för att exempelvis förstå vilka ämnen som är viktiga att studera eller observera för den enskilda GAK-filteranläggningen. Det kan också vara viktigt i samband med en installation av en anläggning som syftar till att åtgärda en

specifik grupp av ämnen, eftersom GAK-filter i en del fall inte är särskilt effektivt. Det är dock viktigt att påpeka att det är många andra parametrar i avloppsvattnet som också påverkar den slutliga adsorptionen av den enskilda kemiska föreningen.

En grov fingervisning om vilka ämnen som föredrar hydrofoba ytor kan vara att jämföra fördelningskoefficienten  $\log K_{ow}$  för olika ämnen.  $\log K_{ow}$  indikerar hur ett ämne fördelas mellan oktanol och vatten (dvs. hydrofoba respektive hydrofila miljöer).  $\log K_{ow}$  används flitigt för att förutsäga ett ämnes sannolikhet att ackumuleras i biota, sediment eller i jord, där en hög siffra ( $> 4,5$ ) representerar ämnen som har större tendens att ackumuleras. Att använda samma metod för hur mikroföroreningar adsorberar 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 adsorberar 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.

Sammanfattningsvis kan vi konstatera att den kemiska informationen om de olika ämnena i Tabell 1 i någon mån kan vägleda och förklara hur effektiv GAK-filtrering är för olika typer av mikroföroreningar 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.

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

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

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

### 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

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjupad\_utredning\_läkemedel\_ekemy\_arv\000\19 original\neverans 221027\rapport\_ekemy\_221027.docx

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

### 2.2.1 Hur fungerar ozon?

Ozon är en gas som består av tre syreatomer per molekyl ( $\text{O}_3$ ). 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 modernmolekylen oxideras av ozon, varvid vi observerar en reduktion av mikroföroreningen i vattnet.

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjupad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\neverans 221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

## 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 7.3.5. 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 (von Sonntag & von Gunten, 2012). Eftersom hydroxylradikalen är starkt benägen till att reagera, resulterar det i att den blir kortlivad i vattenmiljön.

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

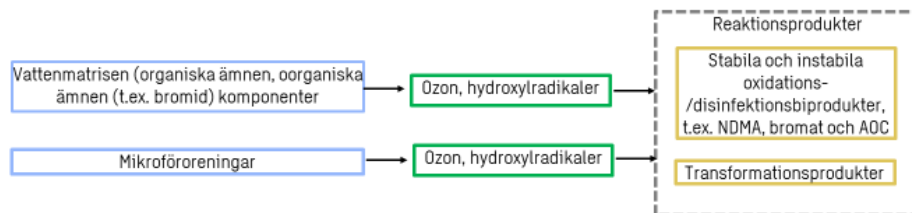
Även pH spelar stor roll. Ju högre pH, desto fler hydroxylradikaler bildas. Därmed förtärs ozon snabbt av såväl de bildade hydroxylradikalerna som av den stora koncentrationen av hydroxidjoner i vattnet. Kvar finns hydroxylradikalerna som också de försvinner snabbt. Om en ozonprocess genomförs vid ett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

## 2.2.5 Bildande av biprodukter och transformationsprodukter

Som tidigare nämnts innefattar ozonbehandling en uppsjö av reaktioner i vattnet. Någon fullständig nedbrytning av de organiska molekylerna sker inte. Förenklat kan man säga att det i huvudsak är fyra typer av reaktioner som sker. Figur 2 illustrerar de fyra reaktionstyperna; reaktionen mellan (i) ozon och (ii) hydroxylradikaler med olika



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

### Biprodukter

I huvudsak är det biprodukterna man behöver fokusera på innan ett ozoneringssteg installeras eftersom flera av biprodukterna är toxiska och därmed oönskade. En av de viktigaste biprodukterna är bromat, som bildas genom att bromid oxideras till bromat, ett ämne som är cancerogent. Bromatbildningen styrs dels av bromidhalten, dels av ozondosen. Det finns 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 O<sub>3</sub>/mg DOC.
- 2) Bromidkoncentration 100 - 150 µg/l: ingen begränsning vid ozondoser < 0,5 mg O<sub>3</sub>/mg DOC. Vid högre dosering bör bromatbildningen utvärderas för den aktuella vattenmatrisen.
- 3) Bromidkoncentration > 150 µg/l: en bedömning behöver göras för bromatbildningen i den aktuella vattenmatrisen.

Ett annat exempel på en oönskad biprodukt är NDMA (nitrosdimetylamen), som bl.a. bildas vid reaktion mellan dimetylamen och ozon när dimetylamen 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

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjupad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\leverans 221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

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

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

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

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

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

Den dominerande reaktionen i efterpoleringen är den mellan det naturligt lösta kolet (även förkortat DOM, dissolved organic matter) och ozon. Eftersom DOM förekommer i betydligt högre koncentrationer än målmolekylerna (mikroföroreningarna konsumerar DOM merparten av det ozon som doseras ner i vattnet). Reaktionerna som sker mellan ozon och DOM- ger upphov till organiska biprodukter som är syrerika och (oftast) biologiskt nedbrytbara: t.ex. bildas ketoner, aldehyder och karboxylsyror. Koncentrationerna av dessa organiska biprodukter är oftast över fyra gånger högre än koncentrationen av de TPs som bildas från reaktionen mellan ozon och mikroföroreningarna. Därmed är det sannolikt de bildade biprodukterna som bidrar mest till toxiciteten efter ett ozoneringssteg jämfört med de bildade TPs (von Gunten, 2018). Dock, avtar toxiciteten av avloppsvattnet efter den biologiska efterbehandlingen (efterpoleringen). I en nyligen publicerad studie

demonstrerades denna effekt med hjälp av ett efterföljande sandfilter. (Bourgin, o.a., 2018).

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

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

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

### 2.2.7 Kapacitet och styrande faktorer

Ett vatten med höga halter DOM (mätt som DOC, mg C/l) bidrar också till att ozon konsumeras i högre utsträckning och för verksamhetsutövaren behöver ozondosen ökas för att nå önskat resultat avseende reduktionen av mikroföroreningarna (Önnby, Salhi, McKay, Rosario-Ortiz, & von Gunten, 2018). Av samma anledning brukar ozondosen justeras efter g O<sub>3</sub>/g DOC. Även nitrit, krom och järn kan öka ozondosen, något som diskuteras i avsnitt 3.4.2

### 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 O<sub>3</sub>/g DOC, grupp 2 reduceras i samma grad förutsatt att dosen ökar till 1,0 g O<sub>3</sub>/g DOC medan grupp 3 innehåller ämnen som är mer svåröxidierbara, och endast når ca 50% reduktion vid en dos om 1,0 g O<sub>3</sub>/g DOC (von Sonntag & von Gunten, 2012). I denna

rapport har denna klassificering utnyttjats när det gäller att prediktera hur väl ozon kan reducera olika mikroföroreningar. Mer om detta finns att läsa i avsnitt 5.

## 3. Förutsättningar

### 3.1 Befintlig reningsprocess

Rening av avloppsvatten vid Ekeby ARV sker idag med mekanisk, biologisk och kemisk rening. Cirka 100 000 pe är idag anslutna till Ekeby ARV.

Det mekaniska reningssteget består av rensgaller, sandfång för avskiljning av rens och sand. Innan sandfånget genomgår vattnet även kemisk fällning. Den biologiska reningen sker i aktivslambassänger och returslam avskiljs i efterföljande mellansedimentering där det pumpas tillbaka till biosteget. Efter mellansedimenteringen sker ytterligare en kemisk fällning med järnklorid, vattnet leds efter slutsedimentering till våtmark, innan det rinner ut i Eskilstunaån.

Utsläppskrav för reningsverket samt reningsresultat ses i Tabell 2.

Tabell 2. Utsläppskrav enligt gällande tillstånd samt reningsresultat (årsmedelvärden enligt miljörapport) vid Ekeby ARV år 2020.

Parameter	Enhet	Tillstånd	År 2020
BOD <sub>7</sub>	mg/l	5	Max 2,0 (Q3)
P <sub>tot</sub> <sup>1</sup>	mg/l	0,2	Max 0.2 (Q4)
N <sub>tot</sub> <sup>2</sup>	mg/l	15	11,9

<sup>1</sup>Kvartalsmedelvärde och begränsningsvärde

<sup>2</sup>Årsmedelvärde och gränsvärde t.o.m. 2021 (från och med 2022 gäller 10 mg/l).

### 3.2 Dimensionerande avloppsvattenflöde

Ekeby ARV är dimensionerat för nedanstående avloppsvattenflöden ( $Q_{dim}$ ,  $Q_{max}$  och  $Q_{max}$  biosteg). Rensingssteget för mikroföroreningar dimensioneras efter  $Q_{max}$  biosteg. För driftkostnads kalkyler används medelflödet mellan år 2019–2020 ( $Q_{medel}$ ).

$Q_{dim}$	3 090 m <sup>3</sup> /h
$Q_{max}$	6 180 m <sup>3</sup> /h - (vid intaget är $Q_{max}$ 12 360 m <sup>3</sup> /h)
$Q_{max}$ biosteg	3 090 m <sup>3</sup> /h
$Q_{medel}$	46 507 m <sup>3</sup> /d

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

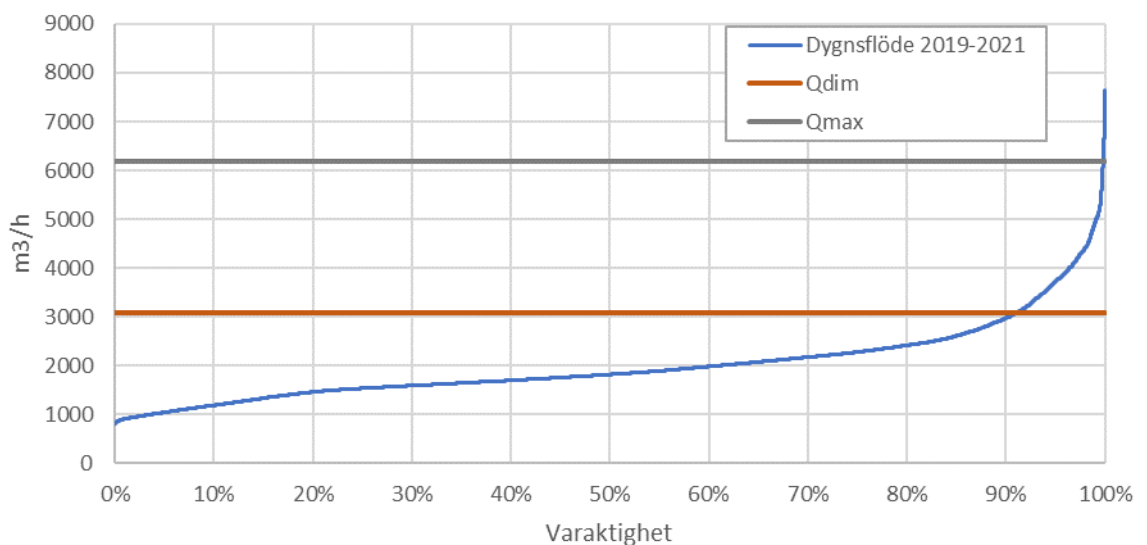
Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjupad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\neverans 221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

I Figur 3 ses avloppsvattenflödet till Ekebys ARV i ett histogram. Enligt histogrammet kommer man med dagens flöden att kunna rena ca 92 % av tiden med ansatt kapacitet. Det går även att beräkna andelen av årsflödet som kommer att behandlas med ansatt kapacitet. För dagens belastning kommer ca 96% av det årliga flödet att behandlas i det tillkommande reningssteget. I Schweiz har behandling av cirka 90% av årsflödet bedömts vara tillräckligt.

Flöden över  $Q_{\max \text{ biosteg}}$  förbileds idag biosteget direkt till fällning, flockning och slutsedimentering där det blandas med det biologiskt rena vattnet. Det bräddade vattnet kan innehålla höga halter av till exempel susp och DOC vilket kan störa ett efterföljande reningssteg med ozon eller GAK. Om man vid de tillfällen flöden överstiger  $Q_{\max \text{ biosteg}}$  inte släpper vattnet vidare till efterföljande reningssteget kommer endast 84% av årsflödet att behandlas i ett reningssteg med ozon eller GAK. Det är dock högst troligt att andelen förbilet vatten kommer att vid de flesta tillfällen utgöra en så pass begränsad del av den totala volymen att det fortfarande är möjligt att rena vattnet i reningssteget för mikroföroreningar. Rekommendation är att utvärdera vattnet vid olika flöden med avseende på halter av susp, DOC och nitrit för att bedöma vid vilka flöden det inte är lämpligt att köra igenom vattnet i ett ozoneringssteg eller GAK-filter.



Figur 3. Histogram över avloppsvattenflödet till Ekeby ARV

### 3.3 Befintlig våtmark

Våtmarken vid Ekeby ARV är avsedd att vara ett polersteg för kväve och fosfor. Ekeby våtmark är Sveriges största anlagda våtmark med en total area på 40 hektar och en bassängarea på ca 30 hektar. Våtmarken är uppdelad i åtta olika bassänger, där vattnet först passerar genom någon av fem parallella bassänger. Till följd av erosion har dock två av dessa bassänger idag vuxit ihop till en. När vattnet passerat de första bassängerna samlas det i en kanal som fördelar vattnet över de sista tre parallella bassängerna (Luu, 2020).

Bassängerna varierar i storlek, vattennivå och växtlighet. Medelvattendjupet är ca en meter. När vattnet går in i våtmarken är det svårt att veta exakt hur vattnet flödar och uppehållstider blir därför osäkra, men med ett medelflöde på 43 200 m<sup>3</sup>/dag har den totala uppehållstiden uppskattats till 5–7 dagar. Växter återfinns främst i kanterna av bassängerna och utgörs huvudsakligen av bladvass, jättegröe och bredkaveldun (Luu, 2020).

### 3.4 Karaktärisering av mikroföroreningar och vattenmatris på Ekeby ARV

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 (NVV) 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 summamparametern 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 Ekeby ARV deltar och som drivs inom Swecos innovationsprojekt kring effektbaserad analys.

Utöver provtagning med MoLabs analyspaket, har en större screening genom laboratoriet Eurofins utförts. Denna lista omfattar 139 substanser och tar upp 22 substanser från NVV:s rekommenderade lista. Eurofins screeningpaket har utnyttjats vid ett tillfälle av fem.

Utöver mängder och typer av mikroföroreningar är också det platsspecifika vattnet av betydelse för en vattenreningsteknik. Detta vatten benämns vattenmatris och kan förklaras som innehållet i det vatten som målmolekylerna (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 vattenmatrisen, vilket kan leda till reaktioner som både stör och/eller påverkar reningsteknikens effektivitet, samt ge oönskade biprodukter, är det av vikt att undersöka vattenmatrisen genom kemisk analys. Ett vatten som har så få komponenter som möjligt i sin vattenmatris, är ett vatten som är mindre komplicerat att rena med avseende på målmolekylerna.

Ett avloppsvatten motsvarar en vattenmatris som innehåller många olika joner, partiklar och organiskt kol, som alla kan påverka reningen av målmolekylerna. 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 vid Ekeby ARV

Inom ramen för detta projekt har fem provtagningar genomförts avseende mikroföroreningar. Provtagningen har skett på inkommande vatten samt utgående vatten. För utgående vatten har provtagningen skett på två ställen: (i) innan våtmark (dvs. efter slutsedimentering med kemisk fällning) och (ii) efter våtmark. Provtagningen som redovisas här genomfördes under april 2021 till och med oktober 2021.

I en tidigare utredning analyserades över 150 substanser som en screening för att identifiera relevanta ämnen att undersöka vidare. Resultaten från screeningen tillsammans med Naturvårdsverkets rekommendation på vilka substanser som anses relevanta att analysera har legat till grund för beslut om analyspaket i denna utredning. Samtliga analyser har utförts av MoLab och inkluderar 38 substanser. De analyserade substanserna utgörs av läkemedel och hormoner, samt PFOS och PFOA. En fullständig analyslista och varje substans användningsområde presenteras i Appendix 1.

I Tabell 3 redovisas resultaten från analyserna i form av medelvärde, standardavvikelse samt antal mätningar med resultat under rapporteringsgränsen som för denna rapport är likställt med LOQ. Vi har jämfört antal analyser under rapporteringsgränsen relativt det totala antalet mätningar. Resultaten från analyserna rapporteras på ett av tre sätt: (i) en uppmätt halt i ng/L, (ii) antal analyser under rapporteringsgränsen som betyder att halten inte har kunnat 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 under rapporteringsgränsen har endast inkluderats i medelvärdet om de representerar 50% eller fler av mätningarna för den specifika substansen i den aktuella provtagningspunkten. Vid denna provtagning blev detta aldrig aktuellt då samtliga ämnen som analyserats har detekterats vid majoriteten av mätningarna, men vid en sådan händelse skulle halten satts till rapporteringsgränsen och ingått i beräkningen av medelvärdet.

Paracetamol och ibuprofen förekommer i mycket högre halt än övriga ämnen i inkommande vatten till avloppsreningsverket. Högsta medelhalten är paracetamol med ca 21 294 ng/L följt av ibuprofen med en medelhalt på ca 6 171 ng/L. Att ibuprofen och paracetamol är de ämnen som förekommer i högst koncentration i inkommande vatten vid avloppsreningsverk påvisas även i en studie utförd i ett EU-finansierat projekt där tre svenska ARV ingick (Langas, Garnaga-Budré, & Björklund, 2019). Det ska dock understrykas att vid en jämförelse med inkommande och utgående halter så har både ibuprofen och paracetamol reducerats kraftigt över reningsverket (> 90%), något som stämmer väl överens med andra studier se t.ex. (Langas, Garnaga-Budré, & Björklund, 2019).

Generellt indikerar analyserna att utgående medelhalter från våtmarken är lägre än utgående halter från ARV men spridningen av uppmätta halter är samtidigt stor och någon underbyggd slutsats kan inte dras. Dock är det troligt att det sker en viss fastläggning av mikroföroreningar i våtmarken. Fem av 38 mikroföroreningar indikerar på att koncentrationen ut är högre relativt inkommande halter, men spridningen av analysdata är även här för stor för att vi ska kunna dra några säkra slutsatser kring denna observation. De aktuella ämnena är acetamiprid, erytromycin, flukonazol, ibuprofen och imidaklopid.

Under 2021 genomfördes en studie där läkemedelshalterna vid Ekeby jämfördes med andra svenska reningsverk. Både vid den studien och om liknande jämförelse görs med de ytterligare provtagningar som skett speglar halterna och omfattningen av de påträffade mikroföroreningarna de ämnen som vanligen återfinns på svenska reningsverk (KWB, 2021). Ingen av de uppmätta halterna vid Ekeby är högre än de spannsom påträffats i studien. Medelhalterna ut från våtmark för azitromycin, citalopram, propranolol och erytromycin är något lägre jämfört med den nämnda studien.

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 en (levonorgestrel) som inte analyserats i denna studie. Av resterande 20 mikroföroreningar är det tre som har uppmätts i högre

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjupad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\everans 221027\rapport\_ekeby\_221027.docx



halter vid Ekeby ARV än de spann som påträffades vid de skånska reningsverken. Ciprofloxacin och tramadol visar högre medelhalter både för utgående från ARV och våtmark, medan losartan endast har en högre medelhalt för utgående från avloppsreningsverket. Utgående medelhalter från våtmarken är lägre för två substanser, nämligen citalopram och diklofenak.

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

Tabell 3. Analysresultat i form av medelhalt  $\pm$  standardavvikelse, i noggrannhet om en decimal, och antal mätningar (under rapporteringsgräns (<LOQ) och totalt ( $n_{\text{tot}}$ )) från provtagningarna av mikroföroreningar vid Ekeby ARV. Provtagningspunkterna var inkommande till avloppsreningsverket, utgående från avloppsreningsverket och utgående från våtmarken.

	Ink. ARV		Utg. ARV		Utg. Våtmark	
	Medel (ng/L)	$n^a < \text{LOQ}^b / n_{\text{total}}$	Medel (ng/L)	$n < \text{LOQ} / n_{\text{total}}$	Medel (ng/L)	$n < \text{LOQ} / n_{\text{total}}$
<b>17<math>\alpha</math>-etinylostradiol (EE2)</b>	0,0 $\pm$ 0,0	0/5	0,0 $\pm$ 0,0	0/5	0,0 $\pm$ 0,0	0/5
<b>17<math>\beta</math>-östradiol (E2)</b>	0,0 $\pm$ 0,0	0/5	0,0 $\pm$ 0,0	0/5	0,0 $\pm$ 0,0	0/5
<b>Acetamidrid</b>	1,0 $\pm$ 0,4	1/5	0,7 $\pm$ 0,4	0/5	0,9 $\pm$ 0,1	0/5
<b>Atenolol</b>	945,6 $\pm$ 138,3	0/5	715,5 $\pm$ 115,5	0/5	492,9 $\pm$ 78,7	0/5
<b>Azitromycin</b>	67,3 $\pm$ 39,9	0/5	31,7 $\pm$ 14,8	0/5	1,4 $\pm$ 0,8	0/5
<b>Bensotriazol</b>	3102,1 $\pm$ 1487,4	0/5	2090,8 $\pm$ 767,6	0/5	1522,9 $\pm$ 377,9	0/5
<b>Bisfenol A</b>	465,5 $\pm$ 151,7	0/5	67,3 $\pm$ 37,3	0/5	63,9 $\pm$ 31,8	0/5
<b>Ciprofloxacin</b>	502,6 $\pm$ 197,6	0/5	22,1 $\pm$ 4,4	0/5	1,4 $\pm$ 0,7	2/5
<b>Citalopram</b>	203,0 $\pm$ 46,3	0/5	145,4 $\pm$ 27,5	0/5	48,6 $\pm$ 10,0	0/5
<b>Diklofenak</b>	622,2 $\pm$ 75,1	0/5	571,7 $\pm$ 97,1	0/5	296,0 $\pm$ 141,1	0/5
<b>Erytromycin</b>	34,5 $\pm$ 15,7	0/5	21,2 $\pm$ 7,5	0/5	36,1 $\pm$ 23,0	0/5
<b>Flukonazol</b>	49,4 $\pm$ 8,8	0/5	62,0 $\pm$ 19,0	0/5	69,1 $\pm$ 13,6	0/5
<b>Furosemid</b>	1859,0 $\pm$ 1038,4	0/5	728,5 $\pm$ 286,9	0/5	109,9 $\pm$ 100,1	0/5

	Ink. ARV		Utg. ARV		Utg. Våtmark	
	Medel (ng/L)	n <sup>a</sup> < LOQ <sup>b</sup> / n <sub>total</sub>	Medel (ng/L)	n < LOQ / n <sub>total</sub>	Medel (ng/L)	n < LOQ / n <sub>total</sub>
<b>Hydroklortiazid</b>	131,4 ± 38,1	0/5	206,0 ± 23,8	0/5	99,0 ± 33,2	0/5
<b>Ibuprofen</b>	6170,8 ± 3324,8	0/5	187,0 ± 249,5	0/5	225,3 ± 318,7	2/5
<b>Imidaklopid</b>	4,5 ± 0,9	0/5	4,2 ± 1,2	0/5	4,4 ± 1,1	0/5
<b>Irbesartan</b>	74,2 ± 12,9	0/5	89,4 ± 5,0	0/5	85,4 ± 8,4	0/5
<b>Karbamazepin</b>	159,5 ± 24,9	0/5	178,7 ± 38,8	0/5	177,9 ± 26,7	0/5
<b>Ketokonazol</b>	234,3 ± 154,7	0/5	4,8 ± 2,9	1/5	0,0 ± 0,0	0/5
<b>Klaritromycin</b>	36,0 ± 14,1	0/5	45,5 ± 16,2	0/5	29,2 ± 14,2	0/5
<b>Losartan</b>	1742,5 ± 335,3	0/5	1024,0 ± 242,8	0/5	792,2 ± 199,6	0/5
<b>Metoprolol</b>	755,6 ± 136,7	0/5	772,0 ± 126,8	0/5	720,5 ± 89,1	0/5
<b>Metotrexat</b>	6,6 ± 3,4	0/5	0,0 ± 0,0	0/5	0,0 ± 0,0	0/5
<b>Naproxen</b>	3185,2 ± 387,2	0/5	684,5 ± 379,6	0/5	394,4 ± 293,6	0/5
<b>Oxazepam</b>	112,6 ± 26,1	0/5	121,4 ± 20,9	0/5	117,6 ± 12,5	0/5
<b>Paracetamol</b>	21 293,6 ± 12 572,0	0/5	164,9 ± 248	0/5	72,1 ± 58,6	0/5
<b>PFOA</b>	8,6 ± 4,8	0/5	9,8 ± 3,4	0/5	6,5 ± 1,5	0/5
<b>PFOS</b>	66,2 ± 44,6	0/5	98,2 ± 13,4	0/5	30,6 ± 4,4	0/5
<b>Propranolol</b>	50,3 ± 20,5	0/5	42,3 ± 12,4	0/5	28,3 ± 7,5	0/5
<b>Sertralin</b>	133,4 ± 53,9	0/5	34,7 ± 7,8	0/5	12,8 ± 4,4	0/5
<b>Sulfametoxazol</b>	204,1 ± 127,6	0/5	88,0 ± 67,7	0/5	74,7 ± 56,8	0/5
<b>Tiaklopid</b>	2,0 ± 0,7	0/5	2,1 ± 0,3	0/5	1,9 ± 0,4	0/5
<b>Tiametoxam</b>	0,5 ± 0,3	0/5	0,5 ± 0,2	0/5	0,4 ± 0,1	0/5

	Ink. ARV		Utg. ARV		Utg. Våtmark	
	Medel (ng/L)	n <sup>a</sup> < LOQ <sup>b</sup> / n <sub>total</sub>	Medel (ng/L)	n < LOQ / n <sub>total</sub>	Medel (ng/L)	n < LOQ / n <sub>total</sub>
<b>Tramadol</b>	684,8 ± 254,9	0/5	769,9 ± 199,2	0/5	708,4 ± 137,0	0/5
<b>Trimetoprim</b>	76,7 ± 23,0	0/5	72,2 ± 21,9	0/5	46,5 ± 10,8	0/5
<b>Venlafaxin</b>	329,8 ± 40,9	0/5	322,8 ± 55,8	0/5	241,6 ± 39,3	0/5
<b>Zolpidem</b>	1,6 ± 0,4	0/5	1,3 ± 0,0	2/5	0,4 ± 0,5	2/5
<b>Östron</b>	34,9 ± 9,2	0/5	12,6 ± 9,8	0/5	8,8 ± 9,4	0/5

<sup>a</sup> n, antal mätningar

<sup>b</sup> LOQ – limit of quantification, vilket för denna rapport är benämnt rapporteringsgräns.

### 3.4.2 Vattenmatrisen spelar roll för reningstekniken

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

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

Generellt sett innehåller avloppsvatten en vattenmatris som innehåller flertalet joner, partiklar och även naturligt löst organiskt kol, alla parametrar som kan påverka reningen av målområdena. Exempel på påverkande parametrar för ozon och/eller aktivt kol kan vara DOM (dissolved organic matter) som ingår i parametern DOC (dissolved organic carbon, mg C/l), TOC (total organic carbon, mg C/l), suspenderade ämnen (SS), metaller såsom järn och mangan. Andra exempel är bromid och nitrit som påverkar ozon genom bildning av toxisk bromat respektive nitrat, där det senare sker på en bekostnad av ozonkonsumtion. Utöver rekommenderade gränsdragningar för bromid (och ev. krom), saknas det generella gränser och rekommendationer för när en teknik är mer lämplig än en annan. Det kan dock sägas vilka konsekvenserna blir för när ett visst vatten behandlas med en särskild teknik, vilket är något som Sweco väljer att adressera för denna utredning och som ett led i teknikbedömningen.

### 3.4.3 Analys av vattenmatris vid Ekeby 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 ozontekniken, dels filtreringen genom aktivt kol. Provtagning av vattenmatrisen har utförts

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjudad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\neverans 221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

på dygnsprover och vid fem tillfällen under september och november 2021. Eftersom provplats för provtagning av vattenmatrisen ska ta hänsyn till potentiell placering av det framtida reningssteget för avancerad rening, har prover tagits från två platser. (i) innan våtmark, tillika efter slutsedimentering med efterfällning och (ii) efter våtmark och innan recipient.

Tabell 4 visar medelvärden för fem provtagningar som genomförts innan och efter våtmark på Ekeby ARV för kemiska parametrar som kan ha inverkan på ozon och/eller aktivt kol. Provtagningen genomfördes som dygnsprov (24 h).

Det är inga stora skillnader för vattenmatrisen på inkommande respektive utgående vatten från våtmarken (Tabell 4). De skillnader som uppvisas mellan provplatserna är att halten av suspenderade ämnen är något lägre för inkommande vatten till våtmarken jämfört med utgående. Detta indikerar att våtmarken släpper lite av sitt sediment till recipienten. Även järnhalten skiljer sig något mellan de olika provpunkterna (jämför 0,05 med 0,005 mg/l för våtmarkens ingående och utgående vatten, Tabell 4). Skillnaden kan förklaras med att löst järn eventuellt binds till (adsorberar) eller faller ut som partiklar i våtmarken.

#### GAK

För implementering av aktivt kol visar resultaten i Tabell 4 att halten suspenderade ämnen kan vara något hög inför ett kolfiltersteg och det kan därför bli aktuellt med ett sandfilter innan kolfiltersteget för att hindra att kolfiltret sätter igen. Om SS överstiger 10 mg/l påverkar detta en kolfiltrering främst i att backspolning behöver köras mer frekvent. Detta kan påverka kolfiltret oavsett placering av filtersteget, men eftersom halterna av SS är högre efter våtmarken kan detta vara ett argument till varför filtersteget med fördel bör placeras innan våtmarken.

Både halten av TOC och halten av DOC är så pass låga att de inte utgör ett problem för en installering av aktivt kolfilter. I övrigt kan järn påverka ytan på aktivt kol genom att de skapar oxidutfällning på filterytan, men de uppmätta halterna är så låga (<0,1 mg/l) att denna risk anses vara mycket liten.

#### Ozon

Avseende ozon är det framförallt SS-halten som kan påverka ozonsteget. Halten SS är högre efter våtmarken än innan. En hög SS-halt kan medföra att mer ozon behöver doseras för att bibehålla reduktionen av mikroföroreningar och det är framförallt långsam-reagerande föreningar som reduceras sämre när SS-halten ökar (Juaréz, o.a., 2021). Eftersom nitrit konsumerar ozon med 3,43 mg O<sub>3</sub>/mg NO<sub>2</sub>-N, indikerar nitrithalterna i Tabell 4 att ozondosen behöver korrigeras med avseende på nitrihalter med ca 0,5 mg O<sub>3</sub>/l (för inkommande vatten till våtmark) respektive 0,7 mg O<sub>3</sub>/l (för utgående vatten från våtmark). Ekeby ARV håller just nu på med ett parallellt arbete med den biologiska processen och halter av kväveföreningar förväntas därmed vara lägre framgent än vad de är idag. Över året kan nitrit också variera som resultat av att den biologiska processen varierar. För en ozonprocess kan detta innebära att ozondosen ev. behöver justeras relativt påträffade nitrihalter. Detta görs för att bibehålla samma effekt på reningsgraden från ozonprocessen.

De påträffade halterna av krom var låga och enligt de senaste rekommendationerna avseende utredning för ozon bör halten krom (III) och krom (VI) undersökas. Dock återfinns krom sällan vid höga koncentrationer i avloppsvattnet och bildningen av krom (VI) från oxidation av krom (III) är dessutom långsam (Katsoyiannis, 2018). I tillägg är det visat att krom ofta bibehålls i den biologiska reningen, varför en effektiv separation av

fasta ämnen blir viktig genom t.ex. ett fällningssteg. För Ekeby visar dessa resultat att krom inte längre behöver hållas under uppsikt (VSA, 2022).

Halterna av bromid, visar på att risken för bromatbildning är låg. Detta i kombination med aktuell ammoniumhalt (som hämmar bromatbildning), borde inte leda till att bromathalten överstiger dricksvattengränsen på 10 µg/l, sett till tidigare studier för dessa typer av reaktioner (Pinkernell & Gunten, 2001). Det bör också nämnas att eftersom bromid i kombination med fritt ozon skapar bromat, kan också bromatbildningen styras och hämmas genom t.ex. en stegvis ozoninjektion istället för att ozon doseras med en enkel dosering. Det senare leder till högre bromatbildning på grund av reaktionens natur (Jekel & Zietzschmann, 2018).

Alla prover visade på halter av dimetylammin under rapporteringsgränsen och denna substans utgör därför ingen risk till att NDMA bildas i någon högre utsträckning (Padhye, o.a., 2011).

Andra parametrar som kan påverka ozonreaktioner i vatten är pH och alkanitet (karbonater). Inom projektet togs prover som analyserades med avseende på dessa parametrar inför modelleringen av ozon, vilket diskuteras i ett senare avsnitt (6.2.1).

Tabell 4. Medelhalt ± standardavvikelse för kemiska parametrar av vattenmatrisen på inkommande och utgående vatten från våtmark samt antal mätningar som rapporterats under rapporteringsgräns. Provtagningen ägde rum mellan september och november 2021, n = 5.

Analys	Enhet	Inkommande våtmark	n <sup>a</sup> < LOQ <sup>b</sup> / n <sub>total</sub>	Utgående våtmark	n < LOQ/ n <sub>total</sub>
Suspenderade ämnen	mg/l	9,7 ± 2	0/5	16,4 ± 1,0	0/5
TOC	mg/l	8,4 ± 1,0	0/5	7,8 ± 0,8	0/5
DOC	mg/l	7,4 ± 0,8	0/5	7,0 ± 0,5	0/5
Ammoniumkväve (NH <sub>4</sub> -N)	mg/l	0,52 ± 0,2	0/5	0,51 ± 0,2	0/5
Nitrit (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	mg/l	0,57 ± 0,2	0/5	0,76 ± 0,0	0/5
Nitrit-kväve (NO <sub>2</sub> -N)	mg/l	0,17 ± 0,1	0/5	0,23 ± 0,0	0/5
Järn Fe (filtrerat)	mg/l	0,05 ± 0,02	0/5	0,005 ± 0,00	0/5
Krom Cr (filtrerat)	µg/l	0,20 ± 0,16	0/5	0,18 ± 0	1/5
Krom 6+	µg/l	<0,20	5/5	<0,20	5/5
Krom 3+ <sup>c</sup>	µg/l	<0,20	-	< 0	-
Bromid Br-	mg/l	0,097 ± 0,001	0/5	0,104 ± 0,008	0/5
Dimetylammin <sup>d</sup>	µg/l	< 5	5/5	< 5	5/5

<sup>a</sup> n, antal mätningar

<sup>b</sup> LOQ – limit of quantification, vilket för denna rapport är benämnt rapporteringsgräns.

<sup>c</sup> Beräknat utifrån Cr<sub>rot</sub> = Cr<sup>6+</sup> + Cr<sup>3+</sup>

<sup>d</sup> En av fem mätningar rapporterades med en rapporteringsgräns på 50 µg/l

## 4. Miljöriskbedömning avseende recipientpåverkan vid Ekeby ARV

### 4.1 Metod

En miljöriskbedömning utfördes för att bedöma om några av de analyserade mikroförureningarna kan påverka organismerna i recipienten Eskilstunaån. Innan utgående avloppsvatten från Ekeby avloppsreningsverk (ARV) hamnar i Eskilstunaån passerar det en våtmark (Figur 4).



Figur 4. Ekeby ARV med våtmark och provtagningspunkten efter våtmarken (Utgående våtmark) i recipienten Eskilstunaån.

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) (se t.ex. (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-värdena baseras på analys av utgående vatten från våtmarken, där den mynnar i Eskilstunaån. Spädningsfaktorer har använts för att representera ett medelflödescenario - 42 gångers utspädning – och ett torrscenario – 6 gångers utspädning i Eskilstunaån (Tabell 5).

Tabell 5. Flöden och spädningsfaktorer för ett medelflödescenario och ett torrscenario som använts för beräkning av PEC i miljöriskbedömningen.

Scenario	Medelflödescenario			Torrscenario		
	Flöde i Eskilstunaån <sup>a</sup>	Utgående flöde från ARV <sup>b</sup>	Spädningsfaktor	Flöde i Eskilstunaån <sup>a</sup>	Utgående flöde från ARV <sup>b</sup>	Spädningsfaktor
Enhet	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	-	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	-
Vattenflöde	21 <sup>c</sup>	0,5	42	3 <sup>d</sup>	0,5	6

<sup>a</sup> uppströms Ekeby ARV

<sup>b</sup> årsmedelflöde 2020 (flödet ganska konstant de senaste 10 åren enligt Anna Bogren, ESEM)

<sup>c</sup> baserat på avläsning 2021 av trendanalys för vattenföringen i Eskilstunaån 1889-2021 (Anna Bogren, ESEM)

<sup>d</sup> baserat på minsta tillåtna vattenflöde enligt vattendom

PNEC-värdena baseras på information från rapporter, vetenskapliga artiklar och bedömningsgrunder enligt Havs- och Vattenmyndighetens föreskrifter (HaV, 2019) och förutsätts vara rätt beräknade (se Appendix 2 för fullständig information).

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 prioritetsordning 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.
3. Ågerstrand 2019
4. Övriga referenser.



För antibiotika har en studie av Tell och medarbetare använts (Tell, o.a., 2019) (utom för ciprofloxacin som har en bedömningsgrund för SFÄ). Denna källa hämtar i många fall data från en annan studie som genomfördes några år tidigare av Bengtsson-Palme och Larsson (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 några ämnen som detekterats saknas PNEC (t.ex. acetamiprid och tiaklopid), vilket gör att det inte går att beräkna PEC/PNEC och därmed säkerställa om de utgör en risk eller inte.

## 4.2 Resultat och diskussion

Alla beräkningar av miljörisken (PEC/PNEC) för de analyserade mikroföroreningarna vid medelflöde- och torrscenarierna (42 respektive 6 gångers spädning) i Eskilstunaån redovisas i 0. I Tabell 6 redovisas de mikroföroreningar där PEC/PNEC-kvoterna tyder på måttlig eller hög risk för organismerna som lever i Eskilstunaån vid något eller båda scenarierna. 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 6. PEC/PNEC-beräkningar för mikroföroreningar i Eskilstunaån vid ett medelflödescenario och ett torrscenario. **PEC/PNEC ≤ 0,1** (låg risk); **0,1 < PEC/PNEC ≤ 1** (måttlig risk); **PEC/PNEC > 1** (hög risk).

Mikroförorening	Användning	Miljöriskkvot (PEC/PNEC) i Eskilstunaån	
		Medelflödescenario (utspädning x42)	Torrscenario (utspädning x6)
<b>Läkemedel</b>			
Citalopram (1) <sup>a</sup>	Antidepressivt	15,44	108,09
Citalopram (2) <sup>b</sup>	Antidepressivt	0,06	0,41
Diklofenak	Antiinflammatoriskt	0,07	0,49
Furosemid	Urindrivande	0,02	0,12
Ibuprofen	Antiinflammatoriskt	0,49	3,41
Oxazepam	Lugnande	0,28	1,96
Sertralin	Antidepressivt	0,03	0,23
Tramadol	Smärtstillande	0,02	0,12
Venlafaxin	Antidepressivt	0,06	0,44
<b>Hormoner</b>			
Östron	Könshormon	0,06	0,41



Mikroförorening	Användning	Miljöriskkvot (PEC/PNEC) i Eskilstunaån	
		Medelflödescenario (utspädning x42)	Torrscenario (utspädning x6)
<b>Andra mikro- föroreningar</b>			
PFOA <sup>c</sup>	Högfluorerat ämne	0,05	0,36
PFOS	Högfluorerat ämne	1,12	7,86

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

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

<sup>c</sup> Se Appendix 2 för mer information om PNEC för PFOA.

PEC/PNEC-beräkningarna visar att riskkvoterna för citalopram (1) och PFOS hamnar över 1 för båda flödescenarierna, d.v.s. det finns en risk att organismerna i Eskilstunaån kan skadas av dessa ämnen både i medelflöde- och torrscenarierna. Det ska samtidigt poängteras att PNEC-värdet för citalopram (1) baseras på ett osäkert PNEC-värde med hög säkerhetsfaktor, vilket gör att det finns en risk för överskattning av PEC/PNEC-kvoten (se nedan för mer information). I övrigt är det inga fler mikroföroreningar i medelflödescenariot som hamnar i kategorin hög risk. För torrscenariot har, förutom PFOS och citalopram, två mikroföroreningar – ibuprofen och oxazepam – beräknats utgöra en hög risk för miljön, d.v.s. scenariot baserat på 6 gångers spädning i recipienten. Även för oxazepam finns osäkerheter kring PNEC-värdet (se nedan).

Av totalt fyra mikroföroreningar som kan utgöra en hög risk vid något eller båda scenarierna, finns det bedömningsgrunder för god status för PFOS (Havs- och vattenmyndigheten 2019), som alltså inte uppfylls vid något scenario.

I övrigt hamnar ibuprofen och oxazepam i kategorin måttlig risk vid medelflödescenariot, medan citalopram (2), diklofenak, furosemid, sertralin, tramadol, venlafaxin och PFOA först hamnar inom denna kategori vid torrscenariot.

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 PNEC = 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 baseras på, desto större blir säkerhetsfaktorn, vilket betyder att det är en stor osäkerhet kring värdet. För citalopram (2) är PNEC = 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.

Även bedömningen för oxazepam bygger på begränsade data, vilket gör att det finns en risk för överestimering av miljörisken. 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).

Förutom miljörisken är det av betydelse att studera substansernas nedbrytbarhet och förmåga att bioackumuleras, vilket är egenskaper som är viktiga ur miljösynpunkt på längre sikt. Många läkemedel är svårnedbrytbara (se miljöinformation på [www.fass.se](http://www.fass.se)) och de kan därför finnas kvar i recipienten under en längre tid. Även PFAS-ämnen är generellt sett svårnedbrytbara (Naturvårdsverket, Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel. En sammantagen bild av förekomsten i miljön. Redovisning av ett regeringsuppdrag, 2016). Det är dock troligt att vissa läkemedel, till exempel ibuprofen, kommer att brytas ned i recipienten (och i ARV) eftersom det är biologiskt nedbrytbart. Det som gör att koncentrationen i Eskilstunaån trots detta kan utgöra en risk för vattenlevande organismer (torrscenariot) är att konsumtionen av ibuprofen i samhället är mycket hög vilket gör att, trots att ibuprofen är ett ämne som bryts ned i hög grad i reningsverk (>90%) (Svahn & Björklund, 2017; Langas, Garnaga-Budré, & Björklund, 2019), så kommer den icke nedbrutna andelen ibuprofen ändå att leda till en hög koncentration i utgående avloppsvatten. Det ska också påpekas att det PNEC som använts för ibuprofen (i enlighet med prioriteringsordningen för PNEC – se 4.1 Metod) är ett schweiziskt EQS på 11 ng/L, medan vissa andra studier (t.ex. 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 på det motsatta hållet är östron, där prioriteringsordningen gör att ett PNEC baserat på det schweiziska EQS-värdet 3,7 ng/L använts i föreliggande studie, men där det finns en annan studie baserad på fisk (Metcalf, Metcalf, Kiparissis, Koenig, & Khan, 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 6.

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

### 4.3 Behov av ett avancerat reningssteg

Det finns många faktorer som kan påverka behovet av avancerad rening, bl.a. mängden mikroföroreningar som släpps ut i recipienten, recipientens vattenomsättning, antal ARV som använder samma recipient, recipientens ekologiska känslighet samt årsvariationer avseende vattenomsättning och utsläppsmängder från ARV (Naturvårdsverket, 2018).

Enligt den provtagning som gjorts i utgående avloppsvatten från Ekeby ARV släpps årligen 110,7 kg läkemedel (inklusive PFOA och PFOS) ut i recipienten<sup>1</sup>. Detta motsvarar ungefär 1,1 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 Ekeby ARV ligger näst lägst utav alla jämförande reningsverk.

Miljöriskbedömningen, baserad på PEC/PNEC-beräkningar, visar att riskkvoterna för citalopram (1) och PFOS hamnar över 1 (hög risk) för båda flödesscenerierna. PNEC-värdet för citalopram (1) baseras på ett osäkert PNEC-värde, vilket gör att det finns en risk

<sup>1</sup> Baserat på summahalten (medel av samtliga provtagningar) av de 39 substanser som analyserats i detta projekt. Substanser där samtliga mätningar är under rapporteringsgränsen har exkluderats.

för överestimering av PEC/PNEC-kvoten. I övrigt är det inga fler mikroföroreningar i medelflödescenariot som hamnar i kategorin hög risk.

Sweco har jämfört summan av alla PEC/PNEC-kvoter som utgör måttlig och hög risk för de 39 substanser som analyserats utifrån MoLabs analyslista i utgående vatten med spädning med den andel vatten ARV släpper ut till tillhörande recipient (utsläppsflödets andel till recipient). Detta gjordes för samtliga förstudier som genomförts av Sweco under 2021/2022. Jämförelsen visar att det finns en indikation på ett samband mellan höga PEC/PNEC-summor med ökad andel utsläppsflöde från ARV till recipient. Swecos observation stämmer väl överens med observationer gjorda i en studie genomförd av Länsstyrelsen Skåne (Länsstyrelsen, 2021). I den studien pekades det också ut att ARV med stor påverkan på recipienten utifrån utsläppsandel, också kommer utgöra en stor miljörisk vid torrperioder, t.ex. som följd av klimatförändringar.

Torrscenariot baseras på sex gångers spädning i recipienten, vilket bygger på minsta tillåtna vattenflöde enligt vattendom, vilket är ett scenario som inträffar mycket sällan. För detta scenario har, förutom PFOS och citalopram, två mikroföroreningar – ibuprofen och oxazepam – beräknats utgöra en hög risk för miljön. Även för oxazepam finns osäkerheter kring PNEC-värdet. Riskvärdena för citalopram och oxazepam är alltså osäkra, vilket understryks av det faktum att Länsstyrelsen i Skåne föreslagit Havs- och Vattenmyndigheten att ta fram bedömningsgrunder för dessa läkemedel i enlighet med riktvärden för Särskilt Förorenande Ämnen (SFÄ). Ibuprofen är biologiskt nedbrytbart men p.g.a. ständigt hög tillförsel från ARV hinner det förmodligen inte brytas ned tillräckligt snabbt och hamnar även det i kategorin hög risk.

Sammantaget, baserat på underlaget från denna studie, är det lite som talar för att avancerad rening (rening av mikroföroreningar) behöver införas på Ekeby ARV, men för att kunna göra en bättre bedömning av detta behöver studien kompletteras med recipientprovtagning för att säkerställa situationen avseende mikroföroreningar i Eskilstunaån. Utöver endast recipientprovtagning är det önskvärt att få en helhetsbild över hur halterna av mikroföroreningar från ARV sprids i Eskilstunaån. Det vore fördelaktigt om den kan utreda hur PEC/PNEC varierar i recipienten för olika flödesförhållanden och för olika tider på året. Ett verktyg som kan utnyttjas för att åstadkomma detta är en 3D-modell. Denna bör inkludera information om halter och flöden i utgående vatten, samt halter i recipient. 3D-modellen kan ge ett resultat som gäller över tid och rum, till skillnad från en boxmodell som utnyttjats för denna miljöbedömning.

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

## 5. Möjliga tekniker utifrån befintliga förutsättningar

Genom PEC/PNEC-beräkningarna i föregående avsnitt påvisades det att flera mikroföroreningar utgör en risk för Eskilstunaån som recipient. För denna bedömning är det de ämnen som medför måttlig respektive hög risk inkluderade och det är endast riskkvoter för ämnen baserade på uppmätta (kvantifierbara) halter i utgående vatten. Vi har valt att bedöma det scenario där situationen avseende riskkvoterna indikerat på störst miljörisk (flest antal identifierade ämnen med måttlig och hög miljörisk totalt), vilket i Ekebys fall motsvarade scenariot med minsta utspädning (torrscenario). För citalopram som har två bedömningshalter, har vi valt att kommentera citalopram (2) som motsvarar den högre halten för PNEC.

Tabell 7 sammanställer vilka dessa mikroföroreningar var. Varje ämne i Tabell 7 är bedömt med avseende på GAK-filtrering och avseende reaktion med ozon. För bedömningen visar Tabell 7 att GAK-filter kan graderas från 1 till 4, där 1 motsvarar god förmåga till adsorption och därmed väldigt god reduktion av ämnet i vatten, medan 3 motsvarar hygglig adsorption följt av 4 som i sin tur representerar en dålig adsorptionsförmåga och därmed mycket låg reduktion. För ozon är graderingen ställd från 1 till 3 där 1 motsvarar en god förmåga till reaktion med ozon, dvs. > 90% kan oxideras med en ozondos på ca 0,5 g O<sub>3</sub>/g DOC. Graderingen 3 indikerar att ämnet inte oxideras särskilt väl dvs. ca 50% när dosen är 1,0 g O<sub>3</sub>/g DOC. En mer detaljerad förklaring till hur ozon fungerar för olika ämnen presenteras i avsnitt 2.2.8.

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

Av Tabell 7 framgår att det är åtta ämnen som identifierats som måttlig risk för recipienten. Det är svårt att avgöra vilken teknik som är mest lämplig, GAK är bedömt med 1 och 2 för fyra av de åtta ämnena, medan ozon är bedömt med 1 och 2 för sex ämnen. I fallet med ozon gäller att bedömningen 3 innebär att ca 50% kan förväntas oxideras när dosen är 1,0 g O<sub>3</sub>/g DOC, som är fallet för sertralin. PFOA, däremot, kan inte förväntas oxideras alls och är markerat med "-" i Tabell 7.

Tabell 7. Mikroföroreningar som utgör måttlig respektive hög risk i Eskilstunaån, samt respektive tekniks möjlighet att oxidera eller reducera mikroföroreningen. För GAK är bedömning graderad från 1 till 4, där 1 anses vara mycket god reduceringsförmåga. För ozon är bedömningen gjord efter hur väl mikroföroreningar kan oxideras, där 1 är mycket god medan 3 är dålig.

Måttlig risk	PEC/PNEC i Eskilstunaån med x6 utspädning	GAK	Ozon
Tramadol	0,12	2	1
Furosemid	0,12	4	1
Sertralin	0,23	1	3
PFOA	0,36	3	- <sup>a</sup>
Citalopram (2)	0,41	1	2
Östron	0,41	3	1
Diklofenak	0,44	3	1
Venlafaxin	0,44	2	2
Hög risk	PEC/PNEC i Eskilstunaån med x6 utspädning		
Oxazepam	1,96	2	3
Ibuprofen	3,41	2	3
PFOS	7,86	3	- <sup>a</sup>

<sup>a</sup> Det sker ingen signifikant reaktion mellan ozon och detta ämne (von Sonntag & von Gunten, 2012).

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

För de ämnen som utgör en hög risk för Eskilstunaån enligt PEC/PNEC är PFOS bedömt att utgöra en större risk jämfört med ibuprofen och oxazepam. För GAK gäller att dessa ämnen kan reduceras relativt väl, men PFOS kan bli en utmaning beroende på vilken reningsgrad som behöver uppnås. Därför har PFOS graderats med 3 för GAK. Detta värde är en konsekvens av att om PFOS ska renas med hög reningsgrad (> 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. Däremot ingår PFOS i det snabbtest som utförts inom ramen för detta projekt, och resultaten presenteras i avsnitt 8.1.

För ozon gäller att både oxazepam och ibuprofen kräver en högre dos för att nå en reduktion från ca 60-80% enligt en relativt nyligen publicerad studie (Gulde, o.a., 2021). PFOS, å andra sidan, kan i princip inte reduceras alls, varför denna är markerad med "-" i Tabell 7. Detta betyder att om ett reningskrav avseende PFOS kommer framgent, kan reningsalternativet inte baseras på ozon. Beroende på hur stor reningsgrad som krävs för PFOS, kan även ett teknikalternativ med GAK bli utmanade om reningsgraden behöver nå högre grad än 85%.

## 5.3 Sammanfattning av tekniker avseende riskämnen och vattenmatris

Sammanfattningsvis för Ekeby ARV, och vid eventuellt framtida gränsvärden för en eller flera mikroföroreningar, kan följande konstateras avseende de ämnena som utgör hög risk och respektive tekniks förmåga till rening av dessa:

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjupad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\neverans 221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

1. Utifrån bedömningen som är gjord avseende ämnen som kan utgöra en risk för Eskilstunaån, kan GAK-filtrering eventuellt vara något mer framgångsrik i jämförelse med ozon.
2. Om PFAS-ämnen ska inkluderas i bedömningen i ett framtida krav avseende gränsvärden för utsläpp av mikroföroreningar är det antingen ett GAK-filter eller ozon efterföljt av GAK-filtrering som kan vara lämpliga tekniker. Kombinationen med GAK-filter och krav på PFOS-rening behöver dock utredas närmare eftersom det saknas underlag för detta för avloppsreningsverk i fullskala.
3. Utöver riskämnen ska jämförelsen även inkludera de risker som finns för vattenmatrisen. För Ekeby ARV fanns det inga risker i vattnet för varken en ozon- eller en GAK-implementering utifrån den kemiska analys som genomfördes på vattenmatrisen inom projektet.

## 6. Bänkskaletest med aktivt kol och modellering av ozon

### 6.1 Syfte och mål med bänkskaletest med GAK

Inom förstudien har GAK utvärderats i två olika typer av försök: bänkskaletest och snabbtester. Det senare presenteras i avsnitt 8.1. Bänkskaletesten hade som syfte att identifiera en till två GAK-produkter som skulle undersökas och utvärderas vidare i snabbtest. Snabbtesterna genomfördes av samarbetspartnern Chemviron i Belgien och diskuteras vidare i avsnitt 8. Målet med snabbtesterna var att utvärdera optimal kontakttid och kolets livslängd.

#### 6.1.1 Urval av kolprodukter

Innan bänkskaletesten initierades bestämdes det att kandidater för testet skulle utgöras av GAK med olika ursprung varför GAK från stenkolk och kokosnötskal valdes ut. För det stora urvalet togs även hänsyn till de kolprodukter som redan är i drift på olika anläggningar runt om i Sverige (fullskale- och pilotanläggningar). En annan viktig parameter för urvalet var att hitta produkter som kom från olika leverantörer.

Tabell 8 presenterar vilka kolprodukter som ingick i urvalet. De kom från tre stora leverantörer i Sverige; Chemviron, Brenntag och Jacobi Carbons. Information om respektive produkt hämtades antingen från respektive leverantörs hemsida eller genom kommunikation med dem.

Utifrån de åtta olika GAK-produkter som finns i tabellen valdes därefter sex kandidater ut för att utvärderas vidare i ett batchförsök. De utvalda produkterna är markerade i gult i Tabell 8 och var följande: Cyclecarb 401 och Carbsorb 40 från Chemviron, Brennsorb 1240 från Brenntag och Aquasorb 630, 5000 och CS från Jacobi Carbons. Med detta urval fanns GAK-produkter från (i) olika leverantörer, (ii) från olika ursprung och (iii) GAK-produkter som redan var utvärderade på andra reningsverk.

Tabell 8. Kolprodukter (GAK) som ingick i urvalet inför bänkskaletest för Ekeby ARV. Gula rader representerar de GAK-produkter som ingick i batchförsöket.

Nr.	Kolprodukt	Leverantör	Applikation	Råmaterial
1	Cyclecarb 401*	Chemviron	Industri- /avloppsvatten, lakvatten, grundvatten, PFOS och mikroföreningar	regenererat stenkol
2	Carbsorb 40*	Chemviron	Organiska ämnen, pesticider, lukt och smak	bituminös
3	Filtrisorb 400	Chemviron	Främst på vattenverk, fungerar väl för läkemedel när organiskt material är högt	bituminös
4	1240W (Norit)	Brenntag	Avlägsnande av smak, lukt, klor, ozon och lösta organiska föroreningar från dricks- och processvatten samt pesticider från spillvatten	stenkol
5	Brennsorb 1240	Brenntag	Pesticider, klorerade/aromatiska lösningsmedel, oljeprodukter, fenoler, tanniner, lukt och smak, humussyror	stenkol
6	AquaSorb 630	Jacobi Carbons	Avloppsvatten – tålig mot porblockering av stora molekyler	stenkol
7	AquaSorb 5000 <sup>a</sup>	Jacobi Carbons	Vattenverk/reningsverk (pesticider, läkemedel, kontrastmedia)	stenkol
8	Aquasorb CS <sup>b</sup>	Jacobi Carbons	Mikroporös, lämplig för låg- till mellanmolekylära föreningar	kokosnöt

<sup>a</sup> Aquasorb har använts upp till 40 000 BV i piloten på Kristianstad ARV, 18 000 BV på Kalmar ARV efter mikrofiltrering (0,02 mikrometer).

<sup>b</sup> Används i Simrishamn efter ozonsteg

### 6.1.2 Beskrivning av bänkskaletest med pulveriserat GAK

Utvärderingen av GAK-produkterna gjordes på utgående avloppsvatten från Ekeby ARV. För försöken användes ett pulveriserat GAK som tillhandahölls av respektive leverantör och ett GAK mortlades av ESEM på plats. Att använda pulveriserat GAK gjordes eftersom vi ville försäkra oss om att adsorptionen mellan olika GAK-produkter skulle bli möjligt eftersom adsorption påverkas av storleken på kolpartiklar. Två försök genomfördes:

**Försök 1:** Bedömning av lämplig dos och adsorptionstid

**Försök 2:** Bedömning av mest optimal adsorptionsförmåga utifrån identifierad dos och adsorptionstid (från Försök 1).

I Försök 1 utvärderades GAK i batch med omrörning för olika doser från 100 - 700 mg/l. Prover togs ut med jämna mellanrum från 0 till 72 h. Försöket genomfördes endast på en



GAK-produkt, Cyclecarb 401, med målet att identifiera vilken adsorptionstid och dos som kan vara lämplig att utnyttja för övriga tester på samtliga GAK-material.

I Försök 2 utvärderades adsorption för samtliga utvalda GAK-produkter utifrån den identifierade dosen och adsorptionstiden från Försök 1.

### 6.1.3 Utvärdering av försök 1 och 2 med hjälp av absorbans vid 254 nm

Samtliga tidpunkter under Försök 1 utvärderades initialt genom läsning av (i) UV/Vis vid 254 nm (nedan kallad absorbans) och den mest optimala dosen analyserades även med (ii) DOC (mg C/l). För Försök 2 utvärderades adsorption för samtliga GAK-produkter initialt utifrån (i) absorbans för att avgöra vilken adsorptionstid som sedan skulle analyseras för (ii) mikroföroreningar.

Absorbans är här ett indirekt mått på hur aromaticitet minskar i lösningen. Aromaticitet eller aromatiska kemiska strukturer återfinns dels i mikroföroreningar, dels i det naturligt lösta kolet i avloppsvattnet. För dessa försök fungerar absorbans som ett indirekt mått på hur adsorptionen ser ut i vattnet och ska inte likställas med endast adsorption av mikroföroreningar, utan är egentligen ett summamått av hur organiska föreningar adsorberas i vatten, vari mikroföroreningar utgör en del.

Med absorbans som indikator kunde det bedömas vilket prov avseende dos och/eller adsorptionstid som därefter skulle analyseras avseende mikroföroreningar. Det som blir intressant att jämföra är hur väl absorbansen reduceras för respektive dos, där en stor reduktion motsvarar en hög avskiljning av organiska föreningar i vattnet (dvs löst organiskt kol och mikroföroreningar). Eftersom DOC förändrades marginellt under försöket, vilket också var förväntat, nyttjades endast data för absorbans för att bestämma vilka prover (vilken adsorptionstid) som var lämplig att analysera för mikroföroreningar. Samma förfarande avseende analys utnyttjades genom hela utvärderingen för att provkostnaderna skulle hållas låga. Analys av mikroföroreningar genomfördes av MoLab, (komplett lista finns att läsa i 0).

Det bör understrykas att det finns begränsningar med att avgöra och bedöma vilken GAK-produkt som presterar bäst utifrån endast ett adsorptionsförsök och en GAK-dos. Följden av detta är att resultatet blir väldigt översiktligt.

För denna förstudie valdes ovanstående tillvägagångssätt för att reducera antalet GAK-produkter från ursprungliga sex till att bli en eller två. Målet var att identifiera vilken/-a GAK-produkter som var av intresse att utvärdera vidare i ett snabbtest, där mer frekvent provtagning genomfördes och där analys av mikroföroreningar ingick.

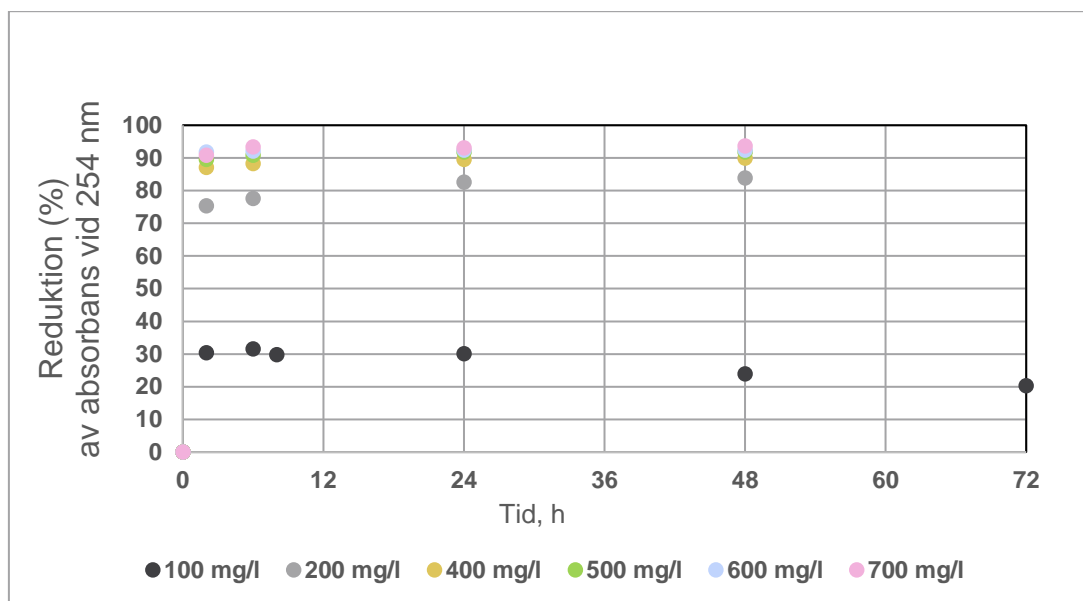
Både pris och tidigare referenser för GAK-produkter ingick också som parametrar att jämföra vid urvalet av den mer optimala GAK-produkten för Ekeby ARV. Det efterföljande snabbtestet blev därefter en utvärdering avseende a) kontakttider och b) bäddvolym. Mer om detta finns att läsa under avsnitt 8.

### 6.1.4 Resultat bänkskaletest med GAK

#### Försök 1

Olika doser utvärderades över en längre adsorptionstid upp till 72 h för Cyclecarb 401. Figur 5 visar hur reduktionen av absorbans vid 254 nm varierar över tid och för olika doser av Cyclecarb 401 (100, 200, 400, 500, 600 och 700 mg/l). Reduktionen ska här ses som en indikation på hur god avskiljningen av mikroföroreningarna är.

Provtagningen för dos 100 mg/l avviker mot övriga doser och togs ut för en tidsperiod upp till 72 h jämfört med de andra doserna som endast utvärderades upp till 48 h. Figur 5 visar tydligt att det är dos 100 mg/l som avviker mest från de andra doserna: absorbansen reduceras med endast ca 30% jämfört med ca 84-95% för övriga doser. Adsorptionstiden visar att reduktionen av absorbans avtar eller avstannar mellan 24 och 48 h. Vid 72 h för dos 100 mg/l har ingen större skillnad av reduktion ägt rum jämfört med 48 h (Figur 5). Detta betyder att 48 h är en rimlig adsorptionstid att använda för utvärderingen av den mest optimala GAK-produkten.



Figur 5. Reduktion av absorbans vid 254 nm över tid i batch för olika doser (mg/l) av pulveriserat Cyclecarb 401. Analys av DOC över tid visade att DOC reducerades med ca 45% och att reduktionen inte förändrades signifikant för de olika doserna. Den observerade reduktionen var som störst vid 2 h, varefter någon ytterligare signifikant reduktion inte påvisades (data inte presenterade).

Eftersom dosen 100 mg/l skiljde sig mest från övriga doser, har denna dos valts ut för Försök 2. En adsorptionstid på 48 h valdes också, eftersom det sker en reduktion till fram till denna punkt, men inte markant mer vid 72 h. Hade en högre dos valts för Försök 2, skulle det finnas en överhängande risk att de erhållna resultaten hade överlappat varandra för de inkluderade GAK-produkterna. Istället väljer vi en dos som löper risk att ge olika resultat, vilket underlättar arbetet med att identifiera vilken GAK-produkt som står sig bäst mot övriga kandidater.

### Försök 2

I Försök 2 utvärderades adsorption för en rad olika ämnen över 48 h och med en koldos på 100 mg/l. En del ämnen detekterades inte alls, alternativt rapporterades de under rapporteringsgräns. Resultat för denna adsorption rapporteras därför inte. Detta gällde för ämnena acetamiprid, amisulprid, metotrexat, ketokonazol, paracetamol, tiaklopid, östradiol, etinylöstradiol och ibuprofen. I de fall där behandlat avloppsvatten resulterade i att ämnet inte längre kunde detekteras i vattnet, rapporterades adsorptionen som 100%.

Resultaten för reduktion av respektive ämne (%) visas i sin helhet i Tabell 9, där även summan av den totala erhållna reduktionen visas. Det senare användes för att bestämma vilken GAK-produkt som visar på bäst adsorptionsförmåga relativt de andra GAK-produkterna. Utifrån resultaten i Tabell 9 presterade Cyclecarb 401 bäst, följt av Aquasorb 5000 och därefter Aquasorb 630. Det bör understrykas att skillnaden mellan de olika GAK-produkterna var marginell. Aquasorb CS presterade märkbart sämre, medan Carbsorb P1000 (summa 1940) och Carbsorb 40 (summa 1857) presterade bättre, men samtidigt också lägre än de tre bästa kandidaterna enligt de presenterade summorna i Tabell 9.

En anledning till att Aquasorb CS presterar så pass mycket sämre relativt de andra GAK-produkterna kan förklaras med att dess höga densitet leder till att porstrukturen är alldeles för tät för att organiska molekyler enkelt ska kunna passera genom kolstrukturen. Tillskillnad från ett kokosnötsbaserat material som Aquasorb CS representerar, har en GAK-produkt som är baserad på stenkol, ingen tät porstruktur. I en mindre tät porstruktur kan organiskt material enklare passera utan att uppta plats på kolets yta (Chemviron, 2022). När porositeten är lägre blir också det aktiverade kolets tillgängliga adsorptionsyta mindre och adsorptionen påverkas (den blir lägre). För ett avloppsvatten där andelen organiska ämnen är hög (mätt som t.ex. DOC), spelar porositet större roll jämfört med en applikation för ett dricksvatten där DOC förväntas vara lägre.

Utöver total adsorptionsprestation mätt som total reduktion (%), jämfördes även pris och referensanläggningar. För Aquasorb 630 var priset närmare 1,6 gånger dyrare per kubikmeter vid en jämförelse med Cyclecarb 401, medan Aquasorb 5000 var ca 1,2 gånger dyrare. Slutligen valdes Cyclecarb 401 eftersom det förutom ekonomiska fördelar även finns (miljö)vinster med att välja att utnyttja ett regenererat kol jämfört med ett jungfruligt kol (se vidare diskussion kring detta i avsnitt 11 om LCA). Cyclecarb 401 var därmed den GAK-produkt som utvärderades vidare i ett snabbtest.

Specifika resultat mellan de olika GAK-produkterna kommer inte att kommenteras närmare i detta avsnitt. Mer ingående data avseende adsorption av mikroföroreningar förklaras däremot mer i detalj i avsnitt 8 där Cyclecarb 401 bedöms vidare avseende kontakttid och bäddvolym genom snabbtester. Värt att nämna är dock att det blir tydligt att vissa mikroföroreningar adsorberas sämre än andra. De ämnen som adsorberade mindre än 80% är markerade i gult och var diklofenak, flukonazol, losartan, irbesartan och sulfametoxazol.

Tabell 9. Erhållen reduktion (%) och summa av total adsorption (%) av mikroföroreningar i batch efter 48 h på utgående avloppsvatten från Ekeby ARV för sex olika pulveriserade GAK-produkter (100 mg/l). Rader markerade i gult motsvaras av ämnen där adsorptionen för samtliga GAK-material var lägre än 80%.

Mikroförorening	Cycle-carb 401	Carb-sorb 40	Carb-sorb P1000	Aqua-sorb 5000	Aqua-sorb CS	Aqua-sorb 630
Atenolol	97,1	91,9	93,3	96,2	48,3	95,4
Diklofenak	76,4	57,1	67,5	78,7	10,5	73,3
Erytromycin	100	100	100	100	100	100
Flukonazol	72,9	54,0	62,1	76,0	7,6	66,7
Hydroklorotiazid	96,3	90,8	79,4	86,6	36,3	87,4
Imidaklopid	96,6	87,9	94,5	100	25,8	100
Karbamazepin	95,9	89,1	91,7	95,9	24,5	94,6
Klarithromycin	96,9	88,1	98,0	100	38,3	97,8
Losartan	75,5	50,5	73,5	80,2	10,1	77,5
Metoprolol	99,2	97,3	97,8	98,7	56,8	98,6
Naproxen	82,1	59,2	66,6	77,0	20,6	80,8
Oxazepam	93,3	83,3	84,2	92,8	16,1	92,2
Trimetoprim	98,4	93,8	94,7	96,9	30,9	97,1
Benzotriazol	93,8	91,3	79,5	86,6	53,9	92,5
Citalopram	99,3	98,4	98,6	99,4	52,8	98,4
Irbesartan	73,0	51,8	74,1	78,5	26,6	75,1
Propranolol	99,7	99,5	99,3	100	91,9	99,5
Sulfametoxazol	56,8	45,7	51,6	57,5	25,3	64,0
Tramadol	93,3	85,2	89,0	95,4	27,5	90,0
Venlafaxin	92,0	85,0	88,7	94,2	25,9	88,8
Bisfenol A	91,4	85,1	78,7	82,7	37,2	85,7
Östron	100	98,5	98,8	99,2	76,4	99,2
Furosemid	88,0	73,8	78,9	85,3	34,8	88,7
Summa av total adsorption (%) <sup>a</sup>	2068	1857	1940	2058	878	2043

<sup>a</sup> Summa av total adsorption är avrundad till närmsta heltal.

## 6.2 Syfte och mål med bänkskaletest med ozon

### 6.2.1 Ozonmodellering med AM-team

AM-team är ett företag i Belgien som genomför tjänster inom avancerad modellering för processoptimering och processdesign. AM-team arbetar med modellering av flera processer, och för det här projektet var det modellering av ozon som var relevant med hjälp av modellen AMAZONE®.

Inför ett beslut om huruvida ozon ska implementeras på ett reningsverk eller ej, är det viktigt att ozon utvärderas i olika steg, där försök med ozon i bågare (batch) är ett av dem. Genom försök i batch kan t.ex. vattenmatrixens respons på ozon undersökas, där både omfattning och typer av biprodukter kan fastställas. Batchförsöken ger också en indikation på förväntad reduktion av mikroföroreningar relativt olika ozondoser. Även information om exponeringen av ozon- respektive hydroxylradikaler kan fastställas. Det senare är en indikation på hur länge ozon lever kvar i vattenlösningen och blir således ett indirekt mått på hur väl ozon kan injiceras i vattnet över tid.

För detta projekt inleddes arbetet med AM-team med försök i batch så att en virtuell ozonmodell kunde skapas. Modellen var kalibrerad utifrån Ekebys specifika vattenmatrix och både ozonexponeringen och exponeringen för hydroxylradikaler registrerades eftersom detta är det som bidrar till den resulterande reduktionen av mikroföroreningar. Detta avsnitt syftar till att översiktligt presentera huvudresultaten av rapporten. För mer ingående läsning refereras till rapporten i sin helhet som finns bifogad i Appendix 3.

Inledningsvis verifierades modellen med de erhållna resultaten från batchförsöken, därefter kunde modellen matas med olika typer av mikroföroreningar för att se vad responsen blev.

Urvalet av mikroföroreningar valdes ut av Sweco och presenteras i nästa avsnitt tillsammans med den reduktion som erhöles för respektive ozondos.

Utöver att undersöka erhållen reduktion av mikroföroreningar efter specifik ozondos, undersöktes också bildningen av bromat utifrån den givna koncentrationen av bromid som uppmätts i Ekebys utgående vatten.

## 6.2.2 Resultat från ozonmodellering

I Tabell 10 visas omfattning av reducering för olika ozondoser som undersöktes i batchscenarion i AMAZONE®. Det framgår tydligt att med en ökad ozondosering, erhålls också en högre medelreduktion (%) av de ingående mikroföroreningarna. Detta är förväntat och sedan länge etablerat i litteraturen.

Tabell 10 visar också att det är först vid en dos högre än 0,5 g O<sub>3</sub>/g DOC som den sammantagna reduktionen ökar markant och den genomsnittliga reduktionen för samtliga ämnen är då 67%. Denna observation stämmer väl överens med beskrivningen för hur ozon reagerar enligt beskrivningen avsnitt 2.2.8, särskilt för hur ämnens reduktion kan variera för en ozondos från 0,5 g O<sub>3</sub>/g DOC till 1,0 g O<sub>3</sub>/g DOC.

Tabell 10 visar t.ex. att reduktionen varierar från 50 – 100% för de studerade ämnena, vilket beror på hur reaktivt det enskilda ämnet är. Gula rader i tabellen visar t.ex. ämnen som är långsamreagerande med ozon, eller inte reagerar alls: här är avskiljningen från 50%, eller lägre, även när ozondosen når 1,0 g O<sub>3</sub>/g DOC, detta gäller t.ex. för citalopram, flukonazol, PFOA och PFOS, där både PFOA och PFOS inte oxideras alls. Det är först när dosen närmar sig 0,6 g O<sub>3</sub>/g DOC som den genomsnittliga reduktionen uppgår till 71% för alla studerade mikroföroreningar. När PFAS-ämnen exkluderas i jämförelsen blir den genomsnittliga reduktionen 80% för samma dos (Tabell 10).

Tabell 10. Mikroföroreningar som ingick för bänkskaleförsöken med erhållen reduktion (%) relativt ozondos (g O<sub>3</sub>/g DOC), inklusive och exklusive PFOS och PFOA.

Reduktion (%) från ozondos						
Ämne	0,1 g O <sub>3</sub> /g DOC	0,3 g O <sub>3</sub> /g DOC	0,5 g O <sub>3</sub> /g DOC	0,6 g O <sub>3</sub> /g DOC	0,8 g O <sub>3</sub> /g DOC	1,0 g O <sub>3</sub> /g DOC
Bisfenol A	3	24,1	79,2	90,5	100	100
Ciprofloxacina	64,3	100	100	100	100	100
Citalopram	0,70	2,9	13,3	18,1	27,5	35,6
Diklofenak	69,4	100	100	100	100	100
Flukonazol	0,9	8,1	38,9	51	68,3	78,6
Furosemid	9	53,3	98,7	100	100	100
Ibuprofen	1,3	11,8	51,7	65,3	81,7	89,8
Karbamazepin	31	93,3	100	100	100	100
Klaritromycin	5,4	34,1	90,1	96,7	100	100
Naproxen	21,9	84,2	100	100	100	100
Oxazepam	1,4	14,2	59,6	72,4	87,5	93,8
PFOA	0	0	0	0	0	0
PFOS	0	0	0	0	0	0
Sertralin	1	1	2	3	6	14
Sulfametoxazol	93	100	100	100	100	100
Tramadola	69	100	100	100	100	100
Venlafaxin	3	21	75	87	100	100
Östron	18	78	100	100	100	100
Genomsnittlig reduktion, samtliga ämnen	22	46	67	71	76	78
Genomsnittlig reduktion, samtliga ämnen (exkl. PFOS, PFOA)	24	52	76	80	86	88

Avseende bildning av bromat, visade testerna från modellen att bromat aldrig översteg 9 µg/l när ozondosen var 1,0 g O<sub>3</sub>/g DOC, vilket är en halt som ligger under dricksvattenkriteriet på 10 µg/l. Resultaten stämmer väl överens med de slutsatser som drogs vid bedömningen av vattenmatrisen i avsnitt 3.4.3.

Gällande ozonexponeringen visade modelleringen att 0,5 g O<sub>3</sub>/g DOC reagerade färdigt på 10 min, medan en dos på 1,0 g O<sub>3</sub>/g DOC fanns kvar i vattnet under 20 min.

Som tidigare nämnts, och för mer ingående beskrivning av resultaten från AM-team, hänvisas läsaren till 0 och rapporten Ozone exploration study, Application of AMOZONE model for bench scale testing on WWTP Eskilstuna.

Sammanfattningsvis och utifrån resultaten från modelleringen beslutades det att:

1. Pilotprocessen ska undersöka tre olika ozondoser: 0,4, 0,6 och 0,8 g O<sub>3</sub>/g DOC.
2. Utifrån resultat avseende ozonexponering ska två kontakttider utvärderas: 10 respektive 20 minuter, eftersom detta var de aktuella tiderna som gällde när 0,5 respektive 1,0 g O<sub>3</sub>/g DOC doserades till Ekebys vatten.

## 7. Pilotstudier med ozon efterföljt av MBBR

### 7.1 Tekniker som ingår för pilotstudier

Utifrån de resultat som erhöles från (i) bänkskaletest, (ii) riskbedömning och (iii) teknikbedömning för riskämnen, beslutade Ekeby ARV att ozon efterföljt av MBBR skulle utgöra den principiella piloten när PFAS-ämnena inte inkluderades som en avgörande faktor i teknikvalet.

Beslutet för val av teknik till pilotprocessen vilade på följande punkter:

1. Ozon fungerar väl för vattenmatrisen för Ekeby ARV
2. Ozon kan reducera samtliga ämnen som är av hög risk för Ekeby ARV vid hög dos och om PFAS-ämnena inte inkluderades
3. Efterbehandling med MBBR är ett processteg som bäst efterliknar en våtmark i jämförelse med aktivt kol och sandfilter.

Slutsatserna från avsnitt 5 pekade på att GAK eventuellt var något mer framgångsrik jämfört med ozon, men skillnaden var marginell när bedömningen gjordes på de identifierade riskämnena exklusive PFAS-ämnena. Om PFOS, som identifierades som ett ämne med hög risk också ska inkluderas i bedömningen, bör Ekeby ARV istället använda (i) aktivt kol som ett ensamt processteg eller (ii) ozon efterföljt av aktivt kol.

En pilotprocess med aktivt kol tar minst 12 månader att genomföra om inte längre, beroende på hur lång tid över genombrottsperioden man vill utvärdera. Utifrån denna tidsaspekt, kombinerat med en önskan att även förstå kostnad- och miljömässiga konsekvenser från att inkludera en åtgärd för PFOS, valde Ekeby ARV därför att utvärdera GAK som ett ensamt processteg genom snabbtester utförda av Chemviron i Belgien. Dessa försök beskrivs vidare i avsnitt 0 medan pilotförsöken presenteras här.

### 7.2 Ozon efterföljt av MBBR på Ekeby ARV

Pilotprocessen som genomfördes på Ekeby ARV bestod av en ozonpilot efterföljt av en MBBR. Det var Primozone i Löddeköpinge som var leverantör av ozonpiloten medan MBBR levererades av AnoxKaldnes i Lund. Det övergripande målet med pilotkörningen var att säkerställa lämpliga kontakttider och ozondoser i piloten, men också att se effekterna som erhålls i efterbehandlingen med MBBR relativt olika kontakttider, från 25 minuter upp till 120 min. Det var framförallt erhållna effekter i MBBR i kombination med att ozondosen hölls lägre än 0,8 g O<sub>3</sub>/g DOC. Målet för det avancerade reningssteget var att nå ca. 90% reduktion av de inkluderade mikroföroreningarna. Målsättningen var satt högt

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjupad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\leverans 221027\rapport\_ekeby\_221027.docx



eftersom allt vatten inte alltid går igenom biosteget och därmed inte heller det avancerade reningssteget. Sett på ett år innebär 90% som målsättning att närmare 87% av mikroföroreningarna kan renas på ett år (se vidare i avsnitt 3.2).

PM för provtagning och förhållanden som nyttjades för pilotkörningen finns att läsa i detalj i Appendix 4, här nedan följer en sammanfattning.

### 7.2.1 Val av inriktning på pilotstudien med ozon och efterföljande behandling med MBBR

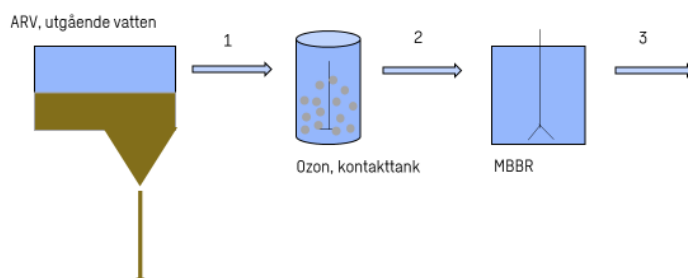
Ozons förmåga att reducera mikroföroreningar är väl beskrivet i litteraturen, vilket nämndes redan i avsnitt 2. Det finns dessutom etablerade data avseende kinetik för enskilda föreningar som kan nyttjas för att prediktera hur väl en mikroförorening kan reduceras i en vattenlösning. Ett resultat av detta har vi redan sett från bänkskaleförsöken som genomfördes av AM-team, där reaktionshastigheter blev indata i en modell för ozonering (se vidare i avsnitt 6.2). Av denna anledning har det därför varit av vikt att utvärdera hur efterpoleringen fungerar och hur den kan påverkas av att ozondosen varierar från låg, mellan till hög. En ambition från Ekeby ARV har varit att förstå hur våtmarken kan fungera som efterpolering till ett ozonsteg, detta är dock väldigt utmanande att studera för ett reningsverk om inte en fullskaleanläggning med ozon installeras, alternativt skulle en våtmark kunna simuleras i pilotskala. Det senare kommer med ytterligare utmaningar avseende systemskillnader och olikheter pilot- och fullskala emellan.

Mot bakgrund av ovanstående resonemang har vi för denna pilotstudie varit intresserade av att se skillnader som skedde över MBBR-steget. En ambition är att resultat från denna pilotprocess ska kunna extrapoleras för att till viss del förklara vad som kan förväntas från Ekebys våtmark som är lokaliserad mellan utgående vatten från reningsverket och Eskilstunaån som rinner ner i Mälaren. Just efterpolering till ozon och vad som händer där avseende nedbrytning av olika ämnen t.ex. transformationsprodukter<sup>2</sup> (TPs), biprodukter, toxikologiska effekter och i förlängningen även hur recipienten påverkas, är något som länge varit ovisst inom forskningen. Idag finns det dock fler studier som tillför information i denna riktning (Bourgin, o.a., 2018; Gulde, o.a., 2021; Kienle, o.a., 2022; Itzel, o.a., 2020). Ekeby ARV har också valt att utvärdera vissa pilotscenarion avseende effektbaserade metoder där just toxikologiska effekter studeras, men dessa resultat rapporteras som en enskild rapport och ligger inte inom ramen för denna rapport.

### 7.2.2 Beskrivning av provplatser och scenarion som användes för utvärdering av pilotkörningen

För pilotprocessen utvärderades huvudsakligen tre provplatser. Varje vecka genomfördes ett specifikt scenario där ozondos, kontakttid i ozonpiloten och kontakttid i MBBR ändrades. Totalt sett utvärderades sju scenarion, men ett scenario fick utgå då ozonpiloten inte kunde hantera ett tillräckligt högt flöde som krävdes för detta. Ett av scenariona studerade ett alternativ när ozonsteget utgick. Figur 6 visar en schematisk översikt över pilotprocessen och aktuella provplatser medan Tabell 11 visar de scenarion som ingick i utvärderingen.

<sup>2</sup> Produkter från reaktionen mellan ozon och mikroföroreningarna, t.ex. metaboliter, här förkortat TPs. Se även avsnitt 2.2.5



Figur 6. Schematisk skiss över pilotprocessen och de ingående provplatserna.

Tabell 11. Olika scenarion – kontroll och startvecka när processen med ozon inte provtas, samt påföljande scenarion där kontakttid för ozon och kontakttid MBBR varierar.

Scenario	Ozondos, (g O <sub>3</sub> /g DOC)	Kontaktid, ozon (min)	Kontaktid, MBBR (min)
kontroll	-	-	-
1	0,4	12	120
2	0,4	25	120
3	0,6	12	60
4	0,6	25	60
5	0,8	12	25
6 <sup>a</sup>	-	-	60

<sup>a</sup> Detta scenario utgick på grund av att ozonpiloten inte kunde hantera höga flöden.

### 7.2.3 Ingående analyser för pilotprocessen

De analyser som ingick för pilotstudien kan grupperas i tre olika grupper:

1. Generella prover för analys av ett flertal parametrar
2. Kontinuerliga prover för analys av vattenparametrar
3. Prover för effektbaserade analyser

Under punkt 1 ingick analys av mikroföroreningar, bromid/bromat, lättillgängligt kol (mätt som AOC, assimilable organic carbon) samt en non-target analys<sup>3</sup>. Den senare gjordes i samarbete med Århus Universitet och syftade till att studera omfattningen av transformationsprodukter (TPs) som skapas och bryts ned över pilotprocessen. Liknande analyser har nyttjats i studier tidigare (Itzel, o.a., 2020), och för Ekeby ARV var det intressant att se hur väl TPs kan tas om hand av ett biologiskt poleringssteg som MBBR motsvarar. Kontinuerliga prover samlades in som dubbelprover över en dag när ozondosen var justerad och körd över ett halvt dygn utifrån att DOC bekräftats.

<sup>3</sup> I non-target analys detekteras både kända och okända substanser i komplexa prover. Motsatsen är targeted analys, där kända substanser kvantifieras, jämför t.ex. med analysen av mikroföroreningarna i denna rapport.

Under punkt 2 ingick analys av TOC, DOC och absorbans vid 254 nm och dessa analyser genomfördes av Ekebys interna lab. De kontinuerliga analyserna utfördes tre gånger per vecka med vissa undantag för veckor då helgdagar inträffade.

Punkt 3 inkluderade effektbaserad analys och kommer att rapporteras i en separat studie. Effektbaserad analys ingick endast för två scenarion. Utöver pilotprocessen, provtogs även inkommande och utgående vatten samt recipient med effektbaserade prover.

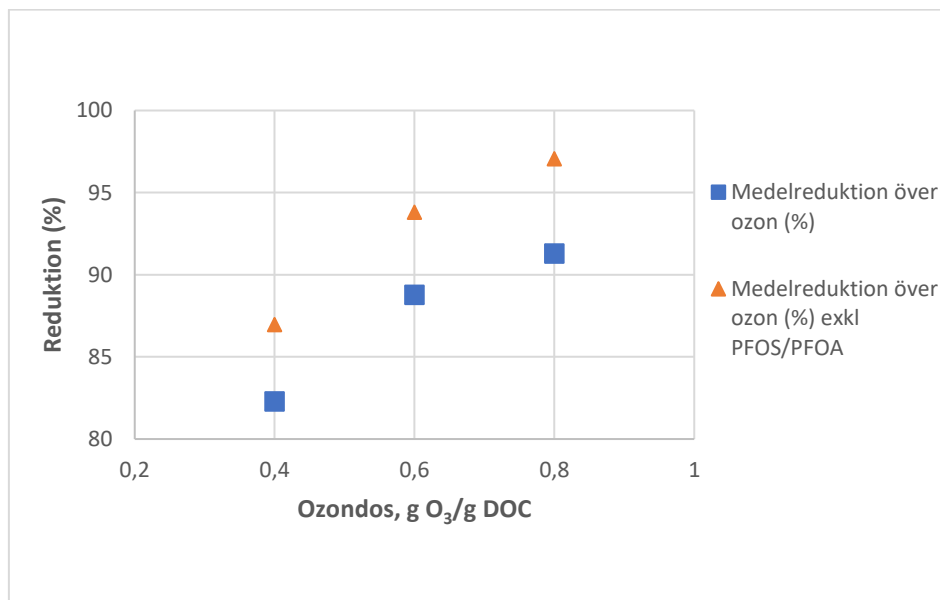
## 7.3 Resultat och diskussion

### 7.3.1 Reduktion av mikroföroreningar relativt ozondos

Den erhållna reduktionen av ingående mikroföroreningar har jämförts avseende ozondos, kontakttid i ozontanken och kontakttid i MBBR. Den totala reduktionen presenteras här i procent både när PFAS-ämnena PFOA/PFOS inkluderas och inte. Ingående mikroföroreningar för analys har varit de som motsvaras av MoLabs-lista presenterad i 0, vissa resultat visas exklusive PFOS och PFOA.

Figur 7 visar hur reduktionen av de ingående mikroföroreningarna reduceras relativt ozondos under 12 min. Medelreduktionen visas i procent och presenteras med och utan PFOS och PFOA. Som förväntat stiger reduktionen med en ökad ozondos, från ca 82 till 91% när PFOS/PFOA inkluderas. Högst medelreduktion, 97%, erhålls för dos 0,8 g O<sub>3</sub>/g DOC. Att reduktionen är lägre när PFOS/PFOA inkluderas i beräkningen följer våra tidigare resonemang om att varken PFOS och PFOA oxideras av ozon (se t.ex. avsnitt 5).

Utifrån en målsättning om att 90% av mikroföroreningarna ska oxideras, kan både dos 0,6 och 0,8 g O<sub>3</sub>/g DOC anses vara rimliga (Figur 7) även om dos 0,6 g O<sub>3</sub>/g DOC ligger något lägre än 90%. Valet är dock beroende på om PFOA/PFOS ska ingå eller ej för bedömningen. För dimensioneringen väljer vi dock att fortsätta med dos 0,8 g O<sub>3</sub>/g DOC.

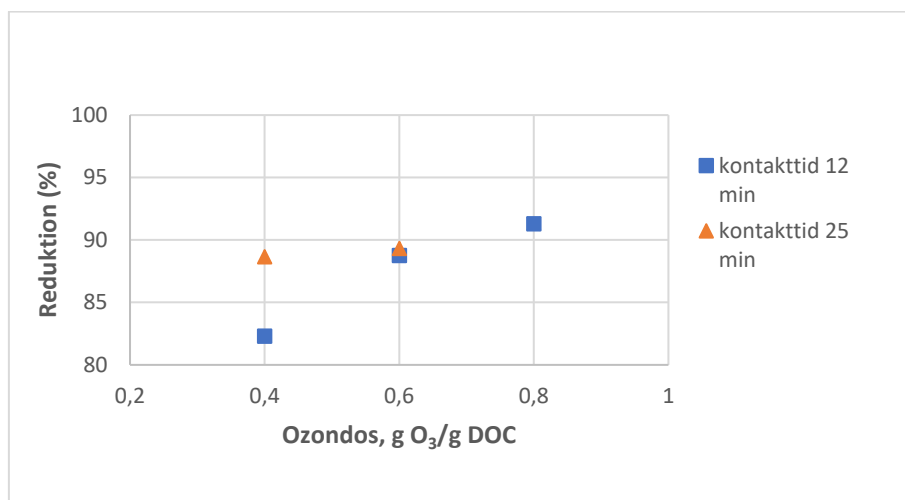


Figur 7. Reduktion av mikroföroreningar över ozonpiloten för olika ozondoser, 0,4, 0,6 och 0,8 g O<sub>3</sub>/g DOC, för två olika serier: inkl. samt exkl. PFOS och PFOA.

### 7.3.2 Reduktion av mikroföroreningar relativt kontakttid

Figur 8 visar hur kontakttiden påverkar reduktionen för olika ozondoser. Dos 0,6 g O<sub>3</sub>/g DOC visar en liknande reduktion vid både 12 och 25 minuter, medan dos 0,8 g O<sub>3</sub>/g DOC och 12 min är i liknande intervall som den lägre dosen. Mätserien för 25 min saknas (scenario som utgick). Vid den lägsta dosen resulterar de olika kontakttiderna till en stor skillnad i reduktion: ca 82% för 12 min, och ca 88% för 25 min. Vid ytterligare ozonering mer än 25 min (data inte inhämtat) är det troligt att reduktionen inte ökar nämnvärt eftersom återstoden av mikroföroreningar sannolikt består av ämnen som inte oxideras mer än vad denna data visar (se mer ingående diskussion i avsnitt 7.3.7).

I regel är kontakttiden inte en parameter som styrs och varierar manuellt för ozonprocessen, utan påverkas direkt av rådande flöde. Utifrån resultaten i Figur 8 kommer en kontakttid från 12 till 25 min anses vara rimlig.

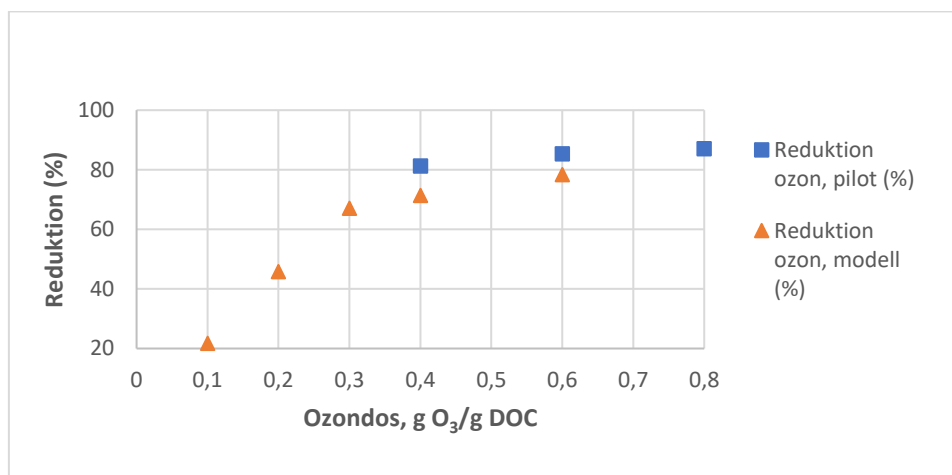


Figur 8. Reduktion av mikroföroreningar över ozonpiloten för olika kontakttider, 12 respektive 25 minuter. (Mätserien för dos 0,8 med 25 min ingick inte).

### 7.3.3 Hur väl fungerade modelleringen i jämförelse med pilotresultaten?

Inom ramen för projektet genomfördes en modellering av ozonprocessen för 21 utvalda mikroföroreningar. Figur 9 visar hur resultaten från modelleringen och pilotförsöken såg ut relativt varandra. Modelleringen genomfördes för ett större intervall avseende dosering och vid en översiktlig jämförelse inses att modelleringen predikterade reduktionen av mikroföroreningarna något lägre jämfört med vad pilotförsöken resulterade i, en skillnad från ca. 7 till 10% observerades. En förklaring till detta kan vara att resultaten som uppnåddes i piloten var utifrån ett batchscenario där tiden för respektive ozondos är direkt beroende på dosens storlek, medan pilotresultaten speglar en kontinuerlig dosering av aktuell ozondos.

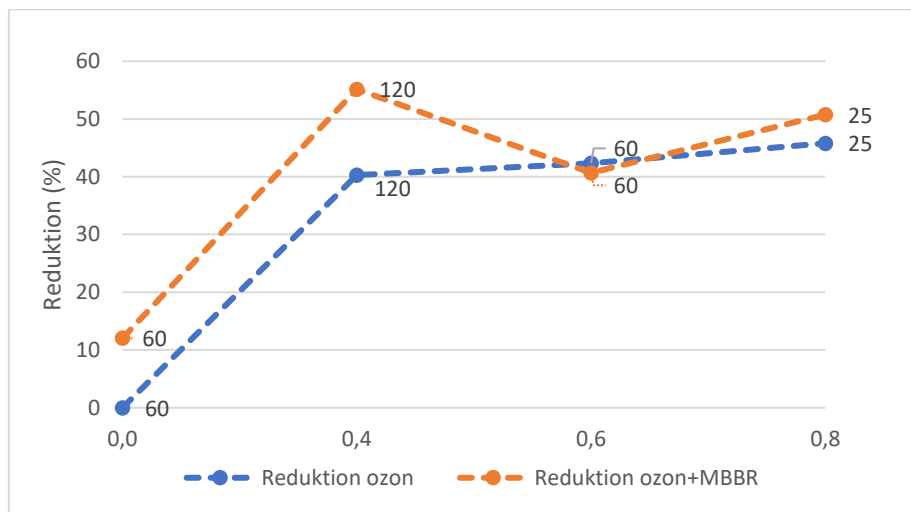
Sammantaget kan det konstateras att modellering som verktyg kan fungera väl för att förstå vilken reduktion som kan förväntas från ozonering på Ekeby ARV och andra avloppsvatten.



Figur 9. Reduktion av mikroföroreningar (inkl. PFOS och PFOA) för olika ozondoser över ozonpiloten och för ozonmodelleringen.

### 7.3.4 Reduktion av absorbans vid 254 nm relativt ozondos

Ett sätt att övervaka ozoneringen kan vara att följa absorbansen vid 254 nm. Detta diskuterades redan i avsnitt 6. Som vi nämnde där är denna våglängd specifik för aromaticiteten (ringstrukturen) i organiska föreningar, vilka finns återkommande i både löst organiskt material (mätt som DOC), samt i en dominerande del av organiska mikroföroreningar. Vi har i detta projekt jämfört hur absorbansen reducerades vid olika ozondoser genomförda under 12 min. Figur 10 visar resultaten för denna jämförelse. Varje datapunkt har sammankopplats med en punktmarkerad linje. Den orangea linjen motsvarar det totala reningssteget med ozon och MBBR och de presenterade värdena 60, 120 och 25 indikerar de aktuella uppehållstiderna som varit gällande över MBBR-steget. För ozonsteget observeras att reduktionen av absorbans ökar med ökad ozondos, men ökningen avtar efter dos 0,6 g O<sub>3</sub>/g DOC och här är reduktionen ca 40% och når sitt max vid ca 45% och dos 0,8 g O<sub>3</sub>/g DOC. Den sammantagna reduktionen för ozon + MBBR är något högre jämfört med den reduktion som erhålls bara för ozon (Figur 10) och når ca 50% vid dos 0,8 och för 25 min uppehållstid. Den högsta reduktionen av absorbans erhålls vid 120 min uppehållstid. Det är troligt att den observerade reduktionen i absorbans kan motsvaras av en nedbrytning som gäller för organiskt material i MBBR-steget. Däremot observerades ingen uppenbar trend mellan absorbans och ozondos och utifrån tre datapunkter är det svårt att utveckla resonemanget vidare.



Figur 10. Reduktion av absorbans vid 254 nm vid olika ozondoser (kontaktid 12 minuter). Blå linje är reduktionen över ozonsteget och orange linje är reduktion över ozon och MBBR. Dataetiketterna visar kontaktid över MBBR.

### 7.3.5 Hur fungerade MBBR-steget?

Utöver att studera ozon-steget avseende absorbans och mikroföroreningar, följde vi också hur kväve och DOC förändrades över MBBR:en relativt ozondos och uppehållstid. MBBR:en var fylld till 50% och reaktorvolymen uppgick till 1 m<sup>3</sup>. För att kunna komma igång med MBBR-piloten relativt fort nyttjades redan anpassad biofilm från en fullskaleprocess i Kalundborg där ozon efterföljs av MBBR för behandling av avloppsvatten med en hög inblandning av industrivatten. För den processen innebär detta att MBBR körs på ett vatten som har stor andel kväve i avloppsvattnet. Kväve är här hårt bundet och ozonering möjliggör att kvävereduktion kan fungera.

En sammanfattning över vad som erhöles över MBBR:en visas i Tabell 12 medan inkommande och utgående halter av respektive förening visas i Tabell 13. MBBR-steget var inte luftat men en omrörning skedde stötvis. Inkommande vatten till MBBR var syrerikt: löst syre (DO) låg i medel på drygt 10 mg/l.

Det kan konstateras att hög reduktion av ammonium, 97% respektive 88%, erhålls vid två tillfällen där både ozondos och uppehållstid varierar. Utifrån befintliga data kan det inte sägas huruvida det är kontaktid i ozon, storlek på ozondos eller tid i MBBR som ger bäst ammoniumreduktion. Till exempel erhålls 97% ammoniumreduktion vid en lång kontaktid för ozon kombinerat med en lång tid i MBBR-steget. För det andra tillfället där 88% reduktion observerades, kombineras en kort kontaktid i ozonreaktorn med en kort tid i MBBR-steget. För detta scenario var dock temperaturen högre; jämför ca 15 grader med ca 13 grader vid kort uppehållstid (Tabell 13). Detta kan vara en delförklaring till den erhållna ammoniumreduktionen.

Utöver olika temperaturer konstaterades det också att pH var lågt för MBBR-steget: pH låg strax under 6 och aldrig över 7 under försöksperioden. I normala fall förväntas att pH ska ligga på ca pH 8,4 ut från MBBR-steget. Vid en kontroll av pH-mätaren i MBBR-piloten efter avslutat försök, indikerade denna dessutom att pH-mätaren mätte ca 0,4 pH-enheter lägre än vad som förväntas vid jämförelse med kalibrerad pH-mätare i labbet på

AnoxKaldnes. Det är alltså troligt att pH var ännu lägre än uppmätt pH för pilotförsöket. De låga pH-värdena kan relateras till att Ekeby ARV haft utmaningar med sin process under samma period som pilotförsöken genomfördes.

Även DOC-nedbrytning kunde observeras under försöksperioden, men den översteg aldrig 10% och något driftsätt som var bättre än något annat kunde inte identifieras. Den låga reduktionen för DOC indikerar på att det organiska materialet inte bryts ned till CO<sub>2</sub>, utan sannolikt är det så att mindre organiska föreningar skapas, vilket vi kommer att diskutera närmare här nedan.

Gemensamt för hela pilotförsöket gällde att pH genomgående var lågt, vilket påverkar jämvikten mellan ammonium och ammoniak till fördel för ammoniakbildning. På samma gång kan det förväntas att nitrifikationen försämrats.

Biofilmen på bärarna kvantifierades före och efter pilotförsöket av Anox Kaldnes. Vid starten var den 11,7 g torrsbstans (TS)/m<sup>2</sup> jämfört med 9,1 g TS/m<sup>2</sup>. De uppmätta värdena förklarar inte ensamt varför MBBR:en visat på lägre aktivitet.

Eftersom den biologiska processen på Ekeby ARV inte fungerat optimalt under våren var de observerade halterna av ammonium också högre än vad som normalt förväntas. Resultat avseende behandlingen av kväve för MBBR-steget kommer därför inte att beaktas för dimensioneringen av denna efterbehandling, utan istället utgå från normala utgående värden av ammonium och nitrat.

Tabell 12. Nedbrytning och produktion avseende DOC, ammonium, nitrat och nitrit över MBBR:en för de olika scenarier som utvärderades.

Ozondos (g O <sub>3</sub> /g DOC)	Kontaktid Ozon (min)	Kontaktid MBBR (min)	MBBR			
			DOC reduktion (%)	NH <sub>4</sub> reduktion (%)	NO <sub>3</sub> produktion (%)	NO <sub>2</sub> produktion (gångar)
0,4	12	120	8,0	37,9	34,4	151
0,4	25	120	8,6	97,0	62,4	25
0,6	12	60	5,4	27,4	22,4	10
0,6	25	60	9,8	59,1	43,5	3
0,8	12	25	6,6	88,1	17,1	1

Tabell 13. Inkommande och utgående halter till MBBRen presenterade med två decimaler, för de olika scenarier som ingått för pilotförsöket.

T (°C)	pH <sub>min</sub> /pH <sub>max</sub>	MBBR <sub>in</sub>					MBBR <sub>ut</sub>				
		DOC (mg/l)	NH <sub>4</sub> (mg/l)	NO <sub>3</sub> (mg/l)	NO <sub>2</sub> (mg/l)	N <sub>tot</sub> (mg/l)	DOC (mg/l)	NH <sub>4</sub> (mg/l)	NO <sub>3</sub> (mg/l)	NO <sub>2</sub> (mg/l)	N <sub>tot</sub> (mg/l)
12,1	5,9/6,7	15,60	6,39	9,71	0,00	16,10	14,35	3,97	13,05	0,15	17,17
13,3	6,3/6,7	12,79	5,44	8,82	0,01	14,27	11,68	0,16	14,33	0,26	14,75
11,7	6,3/6,5	13,13	5,53	9,55	0,03	15,11	12,42	4,01	11,69	0,33	16,03
11,2	5,9/6,3	11,92	4,84	7,38	0,08	12,30	10,75	1,98	10,58	0,33	12,90

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

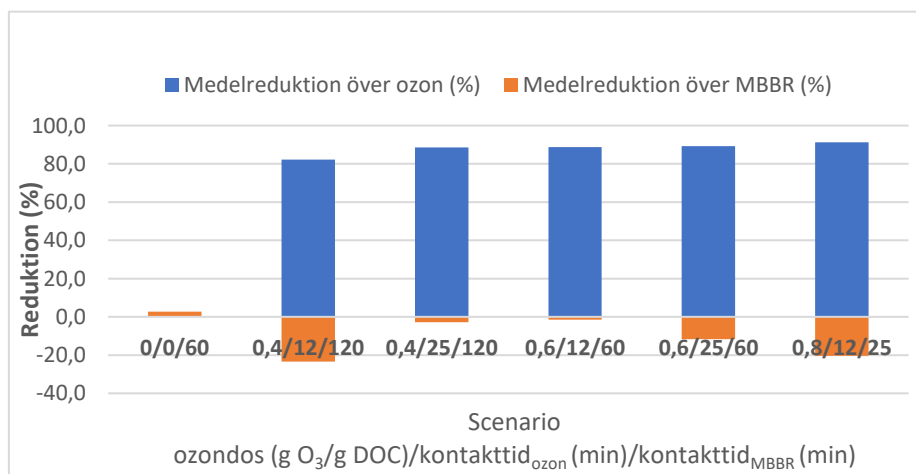
\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjupad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\neverans  
221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

14,8	na <sup>a</sup>	11,68	3,40	11,25	0,16	14,81	10,90	0,41	13,18	0,28	13,87
------	-----------------	-------	------	-------	------	-------	-------	------	-------	------	-------

<sup>a</sup>Not available, data saknas

### 7.3.6 Hur stor reduktion av mikroföroeningarna erhöles över ozon efterföljt av MBBR?

En ambition med pilotförsöken var att se huruvida någon ytterligare nedbrytning av mikroföroeningar kunde åstadkommas i efterpoleringen med MBBR. Det var särskilt intressant att undersöka detta för de lägre ozondoserna. Figur 11 visar hur reduktionen (%) varierade över ozonsteg respektive MBBR-steget för de olika scenarion. För alla scenarier där ozon tillsattes, har ingen ytterligare medelreduktion av mikroföroeningarna observerats. Det är endast scenariot där MBBR utvärderats utan ozon som en reduktion högre än 0% erhöles (ca 2,6%, Figur 12). Övriga scenarier indikerade på en negativ medelreduktion när samtliga ämnen beaktades. Det senare kan bero på att delvis nedbrutna substanser återbildas, vilket är mindre troligt. En annan förklaring är att halterna som analyseras är nära detektionsgränsen och variationen över noll istället speglar mätosäkerheten. I Appendix 5 visas förändringen av varje enskild substans som funktion av ozondos.



Figur 11. Reduktion av mikroföroeningar (inkl. PFOS och PFOA) över ozon- respektive MBBR-steget.

Tabell 14 visar hur reduktionen för specifika ämnen ändrades över MBBR-steget. Här är det endast ämnen som visade på en ökad reduktion inkluderade. När dessa enskilda ämnen studeras närmare kan det konstateras att den största reduktionen erhöles när MBBR kördes utan ozon. Några ämnen som reduceras något och som kan nämnas är t.ex. tramadol, venlafaxin, östron, propanol, och sertralin (data inte presenterad). I Tabell 14 visar vi reduktionen för bisfenol A, PFOS och PFOA som indikerade på reduktion för fler än ett fall. Någon tydlig trend mellan ökad ozondos och ökad/minskad reduktion över MBBR-steget kunde inte observeras för flera ämnen. Däremot, och när ozondosen ökades observerades en ökad reduktion av PFOS och PFOA som avtar vid 0,6 g O<sub>3</sub>/g DOC. Här är reduktionen som högst: PFOS och PFOA avskiljs till 39,8% respektive 27,5%, Tabell 14. Någon avskiljning av PFOS eller PFOA när MBBR kördes utan ozon observerades inte. Att MBBR bryter ner PFOS eller PFOA är inte troligt – men det kan vara så att de fasthålls, ansamlas i luftbubblor eller adsorberar till biofilmen på bärarna och att detta ev. påverkas (förbättras) vid ozoneringen. Att någon förändring över MBBR

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Öpprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjudad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\neverans 221027\rapport\_ekeby\_221027.docx



inte observeras för den högsta ozondosen är svårtolkat och kommenteras inte vidare i denna rapport.

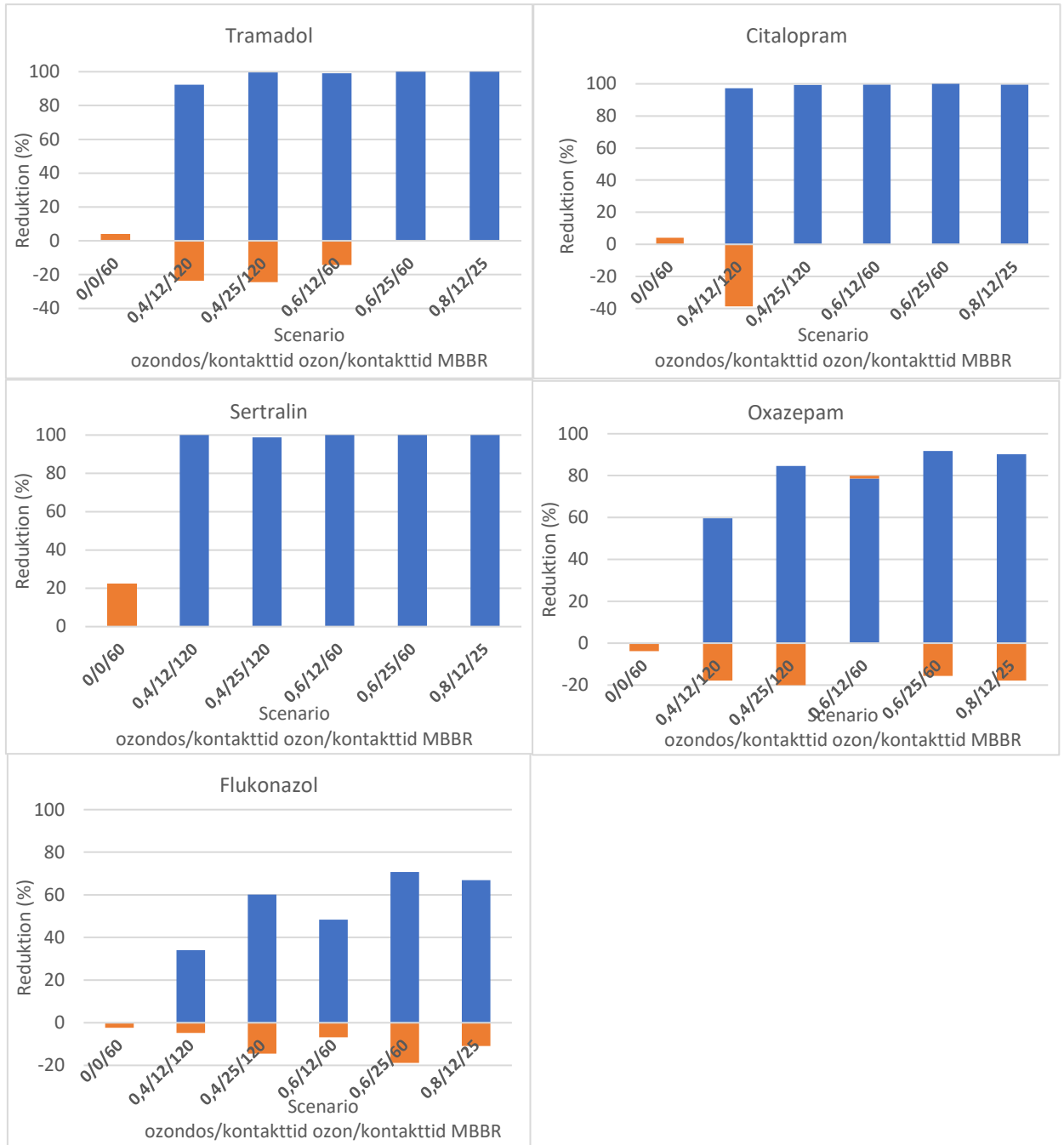
Tabell 14. Reduktion för specifika ämnen över MBBR-steget utifrån olika scenarier (ozondos/kontaktid ozon/kontaktid MBBR), "-" indikerar att ingen reduktion har kunnat konstaterats, antingen på grund av att inkommande och utgående halter har varit noll eller att halten har varit under rapporteringsgränsen.

Scenario	Reduktion över MBBR (%)		
	Bisfenol A	PFOA	PFOS
0/0/60	24,7	-5,7	-9,7
0,4/12/120	7,4	1,2	2,0
0,4/25/120	-	12,7	15,7
0,6/12/60	23,7	3,0	39,8
0,6/25/60	-	27,5	31,2
0,8/12/25	-	-0,3	0,9

Det ska sägas att för att registrera en reduktion över ozon respektive MBBR-steget krävs här att moderföreningen av den specifika målsubstansen bryts ned. Resultaten speglar alltså inte huruvida MBBR kan omhänderta restprodukter från ozoneringen, mer om detta diskuteras istället under avsnitt 7.3.8.

### 7.3.7 Reduktion av enskilda mikroföroreningar efter hur väl de reagerar med ozon

Det har tidigare diskuterats att olika mikroföroreningar reagerar olika bra med ozon (se t.ex avsnitt 2.2.8 eller resultat från ozonmodelleringen i avsnitt 6.2.2). Figur 12 visar hur reduktionen varierar över ozon- respektive MBBR-steget och för de olika scenarierna. De fem olika mikroföroreningar som var och en representerar en kategori utifrån hur väl de reagerar med ozon är i fallande reaktionshastighet tramadol, citalopram, oxazepam, sertralin och flukonazol och är inordnade efter en nyligen publicerad studie (Gulde, o.a., 2021). På samma sätt som tidigare visar blå staplar vad ozon åstadkommer, medan orange representerar MBBR-steget. Från tramadol, till citalopram och vidare ner till flukonazol inses att den erhållna reduktionen från ozoneringen minskar. Någon tydlig trend över hur reduktionen över MBBR-steget varierar syns inte, den är fortsatt låg, eller negativ. Det finns ett undantag och det är för sertralin: här är reduktionen ganska god och närmare 20% (Figur 12). Högre reduktion från MBBR vid lägre ozondoser observeras dock inte.



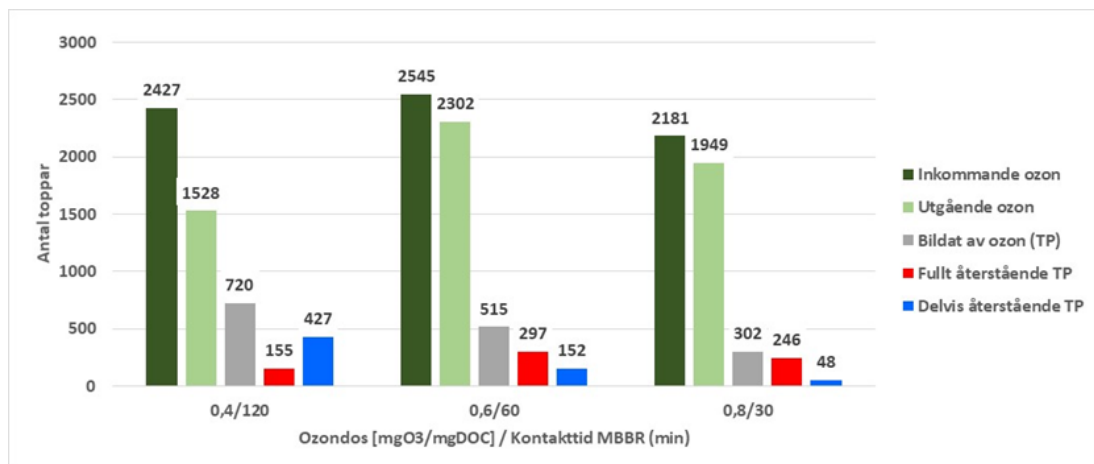
Figur 12. Reduktion av mikroföroreningar över ozon (blå staplar) och MBBR (orange staplar) fördelat på deras ozonreaktivitet i fem olika kategorier. Redovisas i ordningen 1-5, vänster till höger uppifrån och ned. Kategori ett representeras av tramadol, kategori två representeras av citalopram, kategori 3 representeras av sertralin, kategori fyra representeras av oxazepam och kategori fem representeras av flukonazol.

### 7.3.8 Hur väl fungerar nedbrytningen av transformationsprodukter (TPs) över MBBR:en?

Genom ett samarbete med Aarhus Universitet i Roskilde har vi inom projektet genomfört en s.k. non-target analys, eller non-target screening (NTS). Detta är en bredspektrumanalys där man förutsättningslöst registrerar ett stort antal toppar inom ett specificerat massintervall som syftar till att kartlägga förekomsten av olika organiska molekyler i ett miljöprov. NTS baserat på högupplösande masspektrometri (HRMS) är på framväxt som ett potent verktyg inom miljöövervakning och som ett sätt att bland annat kontrollera kvalitén på olika miljömatriser, inte minst vattenprover (Hollender, o.a., 2019).

Vid detektion av organiska föreningar i vattenproverna kan skillnaderna i signaler mellan de olika processtegen användas för att studera förekomst och avskiljning av föreningar mellan de olika stegen. Som vi nämnt tidigare kan t.ex. ozonering ge upphov till nya föreningar som inte fanns innan ozoneringssteget. Dessa kan utgöras av delvis nedbrutna mikroföroreningar och benämns då transformationsprodukter (TPs, se avsnitt 2.2.5). Organiska mikroföroreningar (däribland läkemedel) är en mycket varierad grupp av ämnen och många av dessa kan oxideras i kontakt med ozon och bilda nya föreningar. Dessa TPs kan helt eller delvis avlägsnas i ett efterföljande reningssteg som i detta fall består av MBBR. I nedan beskrivna analys har begreppet TPs utvidgats något från att endast omfatta bildade nya föreningar från mikroföroreningar, till att också vara bildade föreningar från oxidation och/eller nedbrytning av det som återfinns i vattenmatrisen. Det görs alltså ingen distinktion mellan organiska ämnen som formats från naturligt löst organiskt material eller organiska mikroföroreningar.

I denna studie togs vattenprover ut både innan och efter ozonsteget samt innan och efter MBBR-steget. Dessa vattenprover analyserades med vätskekromatografi följt av högupplösande masspektrometri, även förkortat LC-HRMS. Tillvägagångssättet och metoden finns närmare beskriven i en relativt nyligen publicerad studie av (Itzel, o.a., 2020). Vattenproverna centrifugerades för att avlägsna partiklar, men genomgick ingen ytterligare provupparbetning. Med tanke på att avloppsvatten innehåller ett betydande antal föreningar även efter det genomgått konventionell rening på reningsverket kan man förvänta sig ett stort antal toppar i analyserna. Vid analysen separerades och detekterades mycket riktigt ett stort antal toppar i de olika proverna som därefter kunde jämföras med varandra. I denna rapport väljer vi att redovisa tre ozonscenarion där ozondosen varierades från 0,4, till 0,6 och 0,8 mg O<sub>3</sub>/mg DOC. Kontakttiden i ozontakten var dock konstant på 12 min. Dessa tre ozonbehandlade vattenmassorna behandlades sedan vidare i MBBR:en, men med olika uppehållstider som varierade från 120 min, 60 min och 30 min vid ozondoserna 0,4, 0,6 respektive 0,8 mg O<sub>3</sub>/mg DOC. Resultaten från de olika ozondoserna samt avskiljningsförmågan av ämnen hos det efterföljande MBBR-steget redovisas i Figur 13.



Figur 13. Antal toppar registrerade i non-target analys av inkommande (mörkgrönt) och utgående (ljusgrönt) vatten i ozoneringssteget. Antalet toppar som specifikt bildats under ozoneringssteget (grå stapel), antalet toppar som är intakta efter MBBR-steget (röd stapel) samt antalet toppar som delvis brutits ner i MBBR-steget (blå stapel).

Inledningsvis kan vi konstatera att antalet toppar som detekterats i det inkommande vattnet endast varierade i begränsad utsträckning i intervallet 2181 till 2545 (mörkgröna staplar). Variationen i antal toppar var dock betydligt högre i det utgående vattnet och registrerades till mellan 1528 och 2302 (ljusgröna staplar). Lägst antal toppar (1528) sågs vid den lägsta dosen 0,4. Av dessa 1528 toppar kunde man med hjälp av mjukvara i masspektrometern konstatera att 720 av föreningar bildats under ozoneringssteget (grå stapel), alltså var 47% av de detekterade topparna i detta specifika fall TPs. I ett sista steg kunde man också få fram att efter MBBR-steget var 155 av de 720 bildade TPs intakta (röd stapel), medan 427 av dem hade genomgått en delvis avskiljning (blå stapel). Antalet intakta TPs (röd stapel) kunde räknas fram genom att analysdata från mjukvaran visade att 138 föreningar fullständigt reducerades (inte kunde återfinnas i provet) efter MMBR. Beräkningen för att få fram antalet oförändrade (intakta) toppar vid dosen 0,4 blev således  $720 - 138 - 427 = 155$ .

Resultaten för dosen 0,4 visar otvetydigt att MMBR-steget har förmågan att helt eller delvis avskilja en stor mängd av de bildade TPs även om några av dem finns kvar även efter MMBR:en.

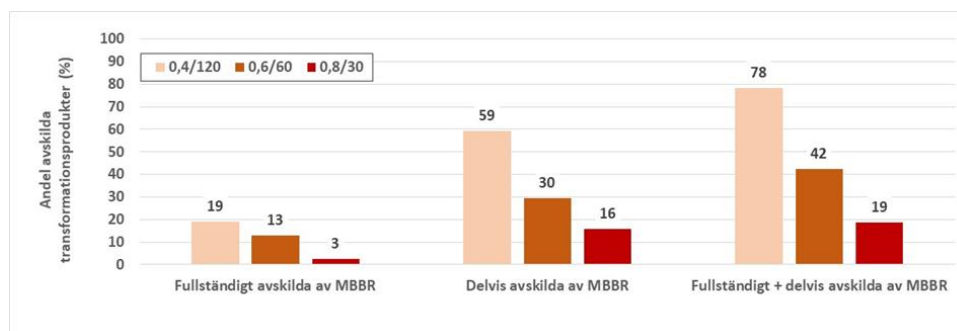
Likartade scenarier står att återfinna för de andra betingelserna med ozondoser på 0,6 och 0,8. I dessa fall är dock antalet detekterade toppar i det utgående ozonerade vattnet högre (2302 respektive 1949) samtidigt som det antal toppar som bildats under ozoneringssteget är lägre (515 respektive 302). Att högre doser leder till ett större antal toppar varav endast ett begränsat antal bildats under ozoneringssteget låter sig inte enkelt förklaras. Möjligen kan det inkommande vattnets sammansättning ha skiljt sig åt de olika dagarna när försöken utfördes, men detta kan inte bekräftas genom mätningar utan är ett antagande. Av de toppar som bildats i ozoneringssteget vid 0,6 och 0,8 (515 respektive 302) är det dock tydligt att ett betydligt större antal av dessa finns kvar efter MBBR-steget både som absoluta antal och som relativ del av det antal toppar (TPs) som bildats.

På samma sätt som i fallet med ozondosen 0,4 ovan så visade mjukvaran att 66 toppar inte kunde återfinnas i provet vid dosen 0,6 och 8 toppar kunde inte återfinnas vid dosen 0,8. Vi kan nu beräkna antalet intakta toppar vid doserna 0,6 och 0,8 till att bli 297 respektive 246. Vi ser då att 297 av 515 toppar är intakta vilket innebär att 58% av

föreningarna fanns kvar vid dosen 0,6. På samma sätt ger dosen 0,8 att 246 av 302 toppar är intakta vilket motsvara 81% kvardröjande föreningar. En förklaring till denna procentuella ökning skulle kunna vara att MBBR-stegets längd halveras mellan de olika doserna från 120 min vid dosen 0,4 till 60 min vid dosen 0,6 och till sist 30 min vid dosen 0,8. Möjligen skulle denna förkortade tid kunna leda till att MBBR-stegets förmåga att reducera de bildade TP:s minskar som en konsekvens av minskad tid för reaktionerna att ske. Allra sist i varje stapeldiagram (blå stapel) ses så slutligen det antal toppar som motsvarar föreningar som delvis reducerats i MBBR-steget. Med utgångspunkt i hur många föreningar som delvis och fullständigt avskilts av de föreningar som bildats vid ozoneringen kan vi nu summera detta antal föreningar för att uppskatta hur många procent av de bildade TP:s som påverkas av MBBR:en. Summeringen av antalet helt och delvis avskilda ämnen ger följande resultat:

Dos 0,4 & MBBR 120 min:	$(138 + 427) / 720 =$	78%
Dos 0,6 & MBBR 60 min:	$(66 + 152) / 515 =$	42%
Dos 0,8 & MBBR 30 min:	$(8 + 48) / 302 =$	19%

Vi kan också räkna ut andelen av de fullständigt avskilda föreningarna och de delvis avskilda föreningarna som utgör avskilda TP:s i MBBR:en. Resultatet ses i Figur 14



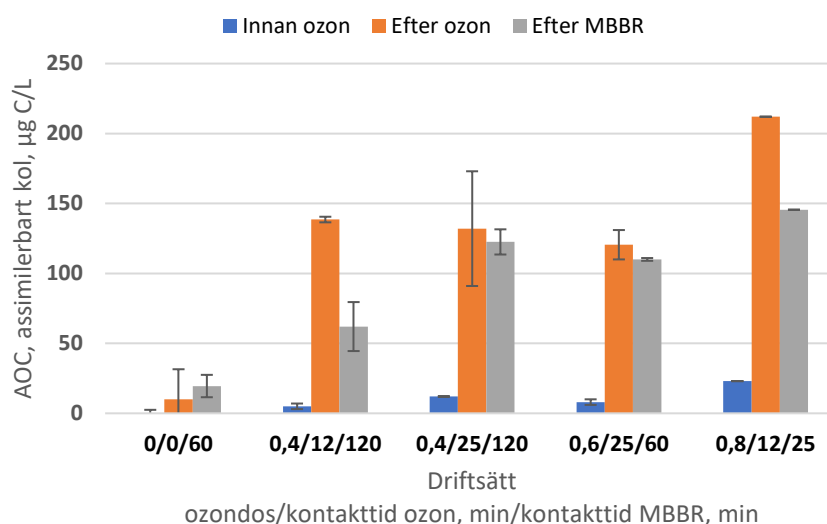
Figur 14. Andelen avskilda transformationsprodukter i procent i MBBR:en för de fullständigt avskilda, de delvis avskilda och summan av de fullständigt och delvis avskilda föreningarna.

Resultaten visar nu på ett annat sätt att MBBR:en har förmågan att helt eller delvis avskilja en andel av de bildade TP:s. De försök som utförts med att variera tiden i MBBR indikerar att en längre tid ökar förmågan att avlägsna TP:s. Det begränsade antalet försök leder emellertid till att denna slutsats är osäker och fler försök skulle behöva utföras för att fastställa detta. Vidare varierades också ozondosen kombinerat med att de olika försöken inte utfördes samma dag, vilket ger ytterligare osäkerheter rörande slutsatsen om tidens påverkan på effektiviteten hos MBBR:en.

### 7.3.9 Bildning och nedbrytning av AOC över ozon- respektive MBBR-steget

Bildningen och nedbrytningen av lättillgängligt kol studerades över ozon- respektive MBBR-steget. Resultatet visas för alla scenarier Figur 15. Bildning och nedbrytning av lättillgängligt kol (AOC) över ozon- respektive MBBR-steget vid olika scenarier. Ett prov kom bort vid transporten och inkluderas därför inte (dos 0,6, 12 min ozonering och 60 min i MBBR).

Figur 13 visar att med ökad ozondos, så erhöles en högre halt AOC, vilket är förväntat. Vi kan också se att det sker en nedbrytning i MBBR men något tydligt mönster för vilka betingelser som är mest optimala är svåra att identifiera. Vid jämförelse med dricksvatten är de uppmätta halterna av AOC ungefär dubbelt så höga se t.ex. (von Sonntag & von Gunten, 2012), vilket inte är förvånande eftersom halten DOC i avloppsvattnet också är minst dubbelt så hög jämfört med dricksvatten. I von Sonntag och von Gunten (2012) står det beskrivet att AOC kan reduceras med ca 70% av ett sandfilter när det appliceras på ozonerat vatten och när inkommande AOC uppmättes till ca 175 µg C/l. Detta speglar inte helt prestationen i MBBR-steget där högst reduktion på ca 55% uppnås för lägst ozondos på 0,4 g O<sub>3</sub>/g DOC kombinerat med lång uppehållstid (120 min). Däremot är AOC-reduktionen knappt 10% när ozoneringen får fortgå dubbelt så lång tid (Figur 13). Intressant att observera är dock att det första scenariot där ingen ozonering har skett, har genererat AOC, vilket kan tolkas som att mikrobiologisk aktivitet har resulterat i AOC-bildning.



Figur 15. Bildning och nedbrytning av lättillgängligt kol (AOC) över ozon- respektive MBBR-steget vid olika scenarier.

### 7.3.10 Bildning av bromat under ozonering

Inkommande halter av bromid och utgående halter av bromat studerades för olika ozondoser och för olika kontaktider, eftersom detta är av vikt för ett ozoneringssteg enligt tidigare diskussion i avsnitt 2 och 6. Tabell 15 visar medelhalter för bromid och bromat under pilotkörningen. Genomgående under ozonförsöket var inkommande bromidhalter till ozonsteget låga. Resulterande bromathalter ut från ozonsteget var därmed också låga. Någon uppenbar trend mellan kontaktid och halter av bromat kunde inte inses. Utgående halter från ozonpiloten var maximalt 0,0035 mg/l, vilket är väldigt lågt och utgör således ingen risk. Resultaten från ozonmodelleringen indikerade att halten bromat maximalt skulle nå 0,09 mg/l utifrån aktuella ingående bromidhalter, och dessa resultat ligger i samma storleksordning som erhöles i piloten.

Tabell 15. Inkommande bromidhalter och utgående bromathalter från ozonsteget vid 12 respektive 25 minuter för olika ozondoser.

Ozondos, g O <sub>3</sub> /g DOC	12 min kontakttid		25 min kontakttid	
	Bromid <sub>in</sub> (mg/l)	Bromat <sub>ut</sub> (mg/l)	Bromid <sub>in</sub> (mg/l)	Bromat <sub>ut</sub> (mg/l)
0,4	0,08	0,002	0,11	0,001
0,6	0,096	0,001	0,08	0,0035
0,8	0,165	0,0025	-	-

## 7.4 Slutsatser från pilotförsök

Utifrån de resultat som finns från piloten kan följande konstateras:

- Ozonpiloten körs bäst vid 0,8 g O<sub>3</sub>/g DOC och då reduceras 91% av de inkluderade mikroföroreningarna
- En kontakttid från 12 min fungerar för en god reduktion av mikroföroreningarna
- Inkommande halter av ammonium och nitrit till MBBR-steget var höga och beaktades inte för dimensioneringen av MBBR.
- PFOS och PFOA indikerade på viss avskiljning över MBBR-steget i kombination med ozonering, men något samband mellan ozondos och ökad avskiljning kunde inte observeras. Det är sannolikt beroende på någon form av fastläggning till biomassan.
- MBBR visade inte på någon ytterligare reduktion av mikroföroreningarna vid efterpoleringen när medelreduktionen beaktades, däremot var det enskilda ämnen som indikerade på biologisk nedbrytning.
- Vid analys med NTS indikerade en beräkning av toppar före och efter processtegen att fullständigt eller delvis avskilda transformationsprodukter avskildes bäst när MBBR:en kördes vid en längre kontakttid (120 min) jämfört med en lägre (30 min). Någon tydlig förklaring till att en högre ozondos ledde till fler antal toppar, där endast ett begränsat antal av dem bildades under ozoneringssteget kunde inte identifieras.
- AOC reducerades över MBBR-steget från ca. 5% till 60% och reduktionen var som högst vid låg ozondos (0,4 g O<sub>3</sub>/g DOC) och en lång uppehållstid i MBBR:en (120 min)
- Halterna av bromat var genomgående låga och som maximalt 0,0035 mg/l ut från ozon-steget

## 8. Snabbtest med aktivt kol

### 8.1 Snabbtest med aktivt kol

Snabbtesterna genomfördes av en extern samarbetspartner Chemviron som är lokaliserad i Feluy, Belgien. Cyclecarb 401 utvärderades där avseende två olika kontakttider: 15 till 25 minuter. Snabbtesterna visar hur reduktionen ser ut för mikroföroreningar och när genombrott äger rum. Denna information blir viktiga indata för dimensioneringen av en GAK-process och även den efterföljande kostnadsberäkningen. I detta avsnitt presenteras huvudresultaten för snabbtesterna översiktligt medan en komplett sammanställning av resultaten, presenterade på engelska, återfinns i 0.

#### 8.1.1 Beskrivning av begränsningar med snabbtest

Ett snabbtest är en nerskalad version av en pilot- eller fullskalekörning med GAK. Att använda snabbtest på avloppsvatten kan vara ett effektivt sätt att bedöma reduktionspotential av mikroföroreningar för olika GAK-produkter (Zietzschmann, o.a., 2014). De kan också vara bra för uppskattningen av dimensioneringen av stora GAK-filter. För ett reningsverk är det av betydelse att design och körning av GAK blir både kostnadseffektivt och att det fungerar för det specifika vattnet, något som kan bedömas i ett snabbtest. Jämförelsen lider dock av vissa begränsningar vid en jämförelse med resultat från en fullskalekörning med GAK och det är viktigt att belysa vilka dessa är.

Eftersom en GAK-process både involverar reduktion av mikroföroreningar och adsorption av naturligt löst kol, blir det av vikt att snabbtestet också tar hänsyn till denna typ av konkurrens för adsorptionen. I en studie från 2010 studerades egenskaperna för adsorption och hur adsorptionskapaciteten reduceras som följd av nämnda konkurrens (Corwin & Summers, 2010). I studien valde de att beteckna detta som "fouling". En viktig slutsats för arbetet var att fouling såg annorlunda ut i ett snabbtest jämfört med i en fullskalekörning och att det var starkt beroende av vilken teoretisk modell som låg bakom modelleringen av snabbtestet. En slutsats var att en fullständig match mellan resultat från snabbtest och fullskala var svår att nå.

Slutligen är det viktigt att förstå att snabbtestet som genomförs under 7 - 8 veckor och jämförs med en fullskalekörning som tar 12 till 18 månader att genomföra, tenderar att underskatta adsorptionsförmågan hos GAK-produkten. Snabbtesterna genomförs på ett avloppsvatten specifikt för ett reningsverk, med en särskild uppsättning av löst organiskt kol, vilket gör att jämförelser mellan snabbtest utförda på olika avloppsvatten blir svåra att göra. Snabbtester är dock ett väldigt effektivt sätt att snabbt skaffa sig en indikation på hur bra en viss GAK-produkt kan fungera för ett specifikt avloppsvatten, och till en låg kostnad jämfört med en pilotkörning.

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjupad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\neverans 221027\rapport\_ekeby\_221027.docx



### 8.1.2 Ingående parametrar för snabbtest för Chemviron

Två snabbtester genomfördes för två olika kontakttider: 15 och 25 minuter. Halterna av mikroföroreningar följdes under tiden de två GAK-kolonnerna behandlade utgående avloppsvatten från Ekeby ARV. Totalt sett behandlades vatten upp till 30 000 bäddvolymeter för de båda kolonnerna, vilket kan jämföras med 300 respektive 480 simulerade dagar.

Analys av mikroföroreningar och absorbans vid 254 nm genomfördes för hela testet och vid olika antal bäddvolymeter. De ingående koncentrationerna av testvattnet indikerade på att ingående halter av mikroföroreningarna var betydligt lägre än vad som tidigare har observerats för Ekeby ARV. Tabell 16 visar vilka halter av mikroföroreningar som behandlades med GAK-filer i snabbtesten. Vattnet motsvarar utgående vatten från Ekeby ARV och utnyttjades som testvatten i snabbtesten.

Tabell 16. Halter av mikroföroreningar som behandlades genom snabbtest jämfört med halter som uppmättes under hösten 2021. Halterna är uppmätta i utgående avloppsvatten från Ekeby ARV.

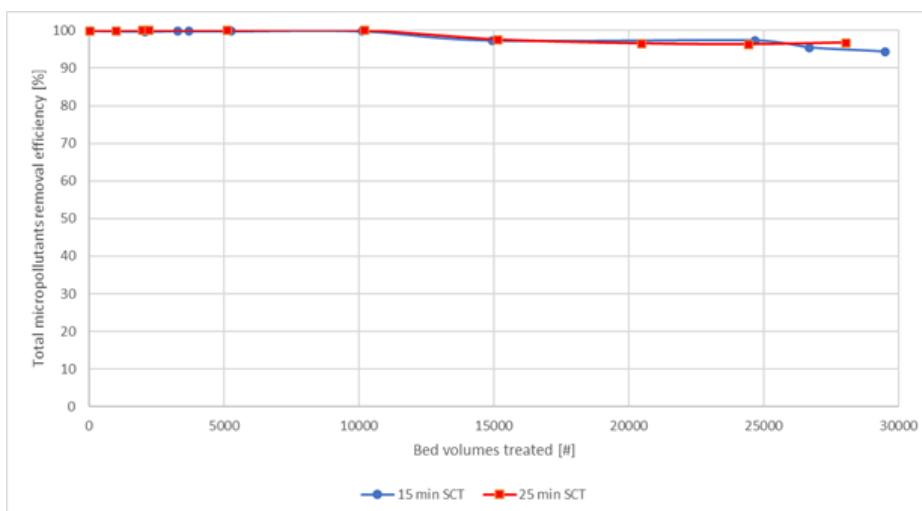
	<b>Analys inför snabbtest</b>	<b>Analys från hösten 2021</b>
<b>Ämnen</b>	<b>Koncentration, ng/l</b>	<b>Koncentration, ng/l</b>
<b>Acetamiprid</b>	nd	0,8
<b>Atenolol</b>	nd	493
<b>Azithromycin</b>	<b>nd</b>	<b>1,4</b>
<b>Benzotriazol</b>	2355,2	1523
<b>Bisfenol A</b>	<b>nd</b>	<b>64</b>
<b>Ciprofloxacin</b>	nd	2,9
<b>Citalopram</b>	6,6	49
<b>Clarithromycin</b>	<LOQ	29
<b>Diklofenak</b>	nd	296
<b>Erythromycin</b>	nd	36
<b>Etinyöstradiol (EE2)</b>	nd	0
<b>Flukonazol</b>	37,2	69
<b>Furosemid</b>	nd	110
<b>Hydrochlorothiazid</b>	nd	99
<b>Ibuprofen</b>	nd	175
<b>Imidaklopid</b>	3,9	4,4
<b>Irbesartan</b>	<LOQ	85
<b>Karbamazepin</b>	68,1	178
<b>Ketokonazol</b>	nd	0
<b>Losartan</b>	128,8	792
<b>Methotrexat</b>	nd	0
<b>Metoprolol</b>	17,7	721
<b>Naproxen</b>	<LOQ	395

<b>Oxazepam</b>	9,1	118
<b>Paracetamol</b>	41	72
<b>PFOA</b>	7,2	6,5
<b>PFOS</b>	11,3	31
<b>Propranolol</b>	nd	28
<b>Sertralin</b>	nd	13
<b>Sulfamethoxazol</b>	9,9	75
<b>Thiaclopid</b>	nd	1,9
<b>Thiamethoxam</b>	nd	0,4
<b>Tramadol</b>	38,8	708
<b>Trimethoprim</b>	27,3	47
<b>Venlafaxin</b>	33	242
<b>Zolpidem</b>	nd	0,6
<b>Östradiol (E2)</b>	nd	0
<b>Östron</b>	nd	8,8

### 8.1.3 Resultat från snabbtest

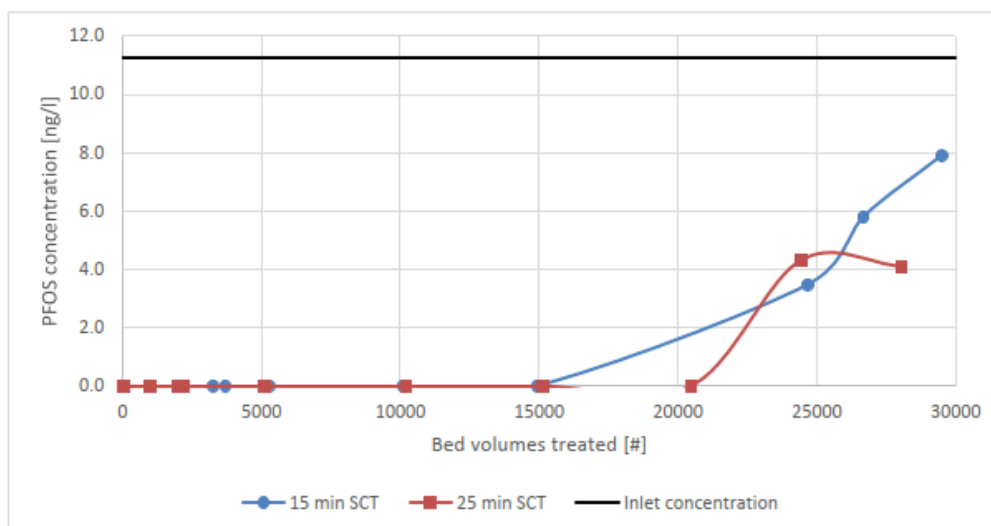
Snabbtesterna som genomfördes i Belgien baserades på ett avloppsvatten som inte innehöll lika höga halter av mikroföroreningar jämfört med tidigare mätningar (jämför Tabell 16 med Tabell 3. För detta snabbtest har det inneburit att fokus har legat på de mikroföroreningar som uppträdde vid detekterbara halter: t.ex. benzotriazol, karbamazepin, paracetamol, imidaklopid, losartan, sulfamethoxazol, tramadol, PFOS och PFOA.

Figur 16 visar hur avskiljningen av mikroföroreningar såg ut för hela testperioden för 15 respektive 25 min. Det visas att reduktionsgraden var över 90% av de undersökta mikroföroreningarna för hela den undersökta perioden på upp till 30 000 bäddvolymmer. De två olika uppehållstiderna på 15 respektive 25 min indikerade inte heller på någon markant skillnad. Vad som händer efter 30 000 bäddvolymmer har däremot inte utvärderats i testet.



Figur 16. Reduktionsgrad (%) av mikroföroreningar som funktion av bäddvolym för 15 respektive 25 min. SCT står för simulated contact time.

För enskilda substanser är det värt att belysa hur adsorptionen såg ut för PFOS, vilket åskådliggörs i Figur 17. Som jämförelse ska det nämnas att vid 6 gångers utspädning och rådande bedömningsgrund behöver PFOS-halten underskrida 4 ng/l. Utifrån simuleringen i Figur 17 innebär detta att GAK-materialet behöver bytas ut efter ca 25 000 bäddvolym när kontakttiden är 15 min, medan resultatet för 25 min är lite mer varierande. Det senare innebär att ett filterbyte eventuellt bör ske när 25 000 bäddvolym passerats men det är inte helt säkert eftersom halten PFOS sjunker igen strax innan 30 000 bäddvolym. Oavsett är nedanstående resultat långt bättre än det resultat som erhöles i en nyligen publicerad studie (Edefell, o.a., 2022).



Figur 17. Adsorptionskurva för PFOS som funktion av antal bäddvolym vid 15 respektive 25 min.

För att få en komplett bild över snabbtesten och hur de genomfördes hänvisas läsaren till rapporten *Accelerated column test for the removal of persistent organic pollutants from wastewater* (2022). Rapporten är även bifogad i Appendix 6.

#### 8.1.4 Slutsatser från snabbtest för dimensionering, kostnadsbedömning och beräkning av klimatpåverkan

Utifrån de genomförda snabbtesterna genomförda av Chemviron har följande beslutats för vidare utredning

- Dimensioneringen av GAK-anläggningen baseras på en kontakttid av 25 min och ett antagande om att 30 000 bäddvolymeter kan köras innan genombrott.
- Kostnadsbedömningen görs i huvudsak på 25 min och 30 000 bäddvolymeter.
- Dimensionering och kostnadsbedömning för 25 min jämförs med en kontakttid på 15 min.
- En livscykelanalys bedöms i huvudsak för 25 min och 30 000 bäddvolymeter medan en del av känslighetsanalysen kommer att inkludera scenariot med 15 min i kontakttid.

## 9. Dimensionering av reningsstegen

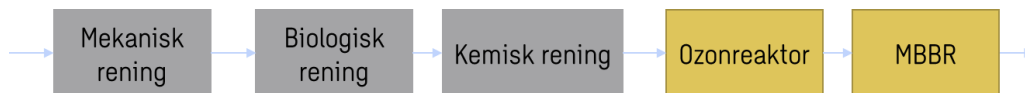
### 9.1 Processmässig placering av ett reningssteg för mikroföroreningar

Ett ozoneringssteg bör placeras där DOC- och nitrihalter är låga (McArdell, 2022), vilket vanligen påträffas efter biosteget eller efter det kemiska reningssteget. Baserat på europeiska förhållanden rekommenderas att placera en ozonering efter biosedimentering (von Sonntag & von Gunten, 2012; Stapf, Miehe, 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 vattenmatrisen på den specifika platsen göras, där det till exempel kontrolleras att DOC- och nitrihalter är acceptabla samt ev. påverkan från andra kväveföreningar.

Efter ozoneringen behövs en biologisk efterbehandling för nedbrytning av framför allt biprodukter men också transformationsprodukter. För efterbehandling kan till exempel MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) eller sandfilter användas. Sandfilter är en betydligt mer platskrävande och dyrare lösning än MBBR, men kan vara aktuellt till exempel om det finns befintliga sandfilter tillgängliga, vid nybyggnation eller om det finns behov av ett nytt partikelavskiljande slutpoleringssteg (på grund av till exempel hårdare fosforkrav). För dimensionering av ozoneringssteg vid Ekeby ARV har MBBR valts som biologisk efterbehandling.

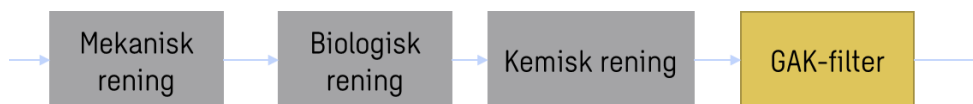
Efter diskussion med ESEM har det beslutats att placering av ett ozoneringssteg med efterföljande MBBR blir efter slutsedimenteringen och innan våtmarken (Figur 18). En anledning till denna placering är en förhoppning om att våtmarken eventuellt kan bidra med ytterligare rening av restprodukter från ozon- och MBBR-steget (se diskussion i kap. 7.2.1). Resultat från pilotstudien visade inte på någon markant biologisk nedbrytning av mikroföroreningar vid något av driftsätten. Över våtmarken kan det ske en fastläggning av mikroföroreningar, men analysdata visar på en hög spridning varför några säkra slutsatser inte kan dras. Genom att placera ozoneringssteget efter kemisk fällning finns det en risk för fosforbrist i MBBR-steget som kan hämma den biologiska nedbrytningen, men detta observerades inte under pilotförsöken. Däremot visade försöken att nitrifikation av ammonium kunde ske, vilket tyder på att det fortfarande fanns en del fosfor kvar. Vid

installation av en MBBR kan fosfor undersökas och behöver troligen inte bli ett problem vid Ekeby ARV. En nackdel med att placera ett extra reningssteg efter den kemiska reningen är att flöden över  $Q_{\max \text{ biosteg}}$  förbileds biosteg till den kemiska reningen. Detta innebär att en andel icke biologiskt renat vatten kommer att gå igenom det extra reningssteget. Andra möjliga placeringar skulle kunna vara efter biosedimenteringen eller efter våtmarken.



Figur 18. Processmässig placering av ozonreaktor samt efterbehandling med MBBR vid Ekeby ARV.

Ett GAK-filter placeras efter det sista partikelavskiljande steget (Figur 19). Det planerade filtersteget fungerar i detta fall som förbehandling och minimerar mängden partiklar och organiskt material i inkommande vatten till GAK-filtret.



Figur 19. Föreslagen processmässig placering av GAK-filter vid Ekeby ARV.

## 9.2 Antaganden för dimensionering

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

### 9.2.1 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  $O_3/g$   $NO_2-N$ , där nitrit oxideras till nitrat. För DOC är en vanlig dimensionering 0,3–0,9 g  $O_3/g$  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 till >99%, medan andra kommer att ha en långt lägre reduktion (ca 50%).

En dos på 0,7 g  $O_3/g$  DOC resulterar i att ca 80 % reduktion erhålls från flertalet ämnen enligt krav i Schweiz och Tyskland. Enligt pilotstudien som genomförts vid Ekeby ARV bör ozondosen var minst 0,6 och max 0,8 g  $O_3/g$   $NO_2-N$ . Eftersom vattnet vid Ekeby ibland kommer att innehålla vatten som inte har gått igenom den biologiska reningen och därför kan ha högre halter susp och DOC är vald dosering för Ekeby ARV 0,8 g  $O_3/g$  DOC. Med högre dos ozon kan fler ämnen oxideras till en tillfredsställande grad under normala förhållanden, vilket betyder att vid de tillfällen när förbilet vatten blandas in, så kommer det inte att inverka för mycket (lägre reduktion) på det totala resultatet. Om förhållanden på verket skulle ändras i framtiden, så som t.ex. förändringar eller ombyggnation av något föreliggande reningssteg är rekommendation att återigen genomföra någon typ av ozoneringstester innan den slutgiltiga doseringen bestäms, testet bör då framför allt

undersöka effekten av ozoneringen för biprodukter, exponeringstid och erhållen reduktion på mikroföroreningar, samt utvärdera erhållen toxicitet (Schindler Wildhaber, o.a., 2015).

### 9.2.2 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 2 x 310 m<sup>3</sup>. Uppehållstid vid  $Q_{max}$ , biosteg blir med denna dimensionering 12 minuter. Uppehållstiden vid  $Q_{medel}$  blir 19 minuter.

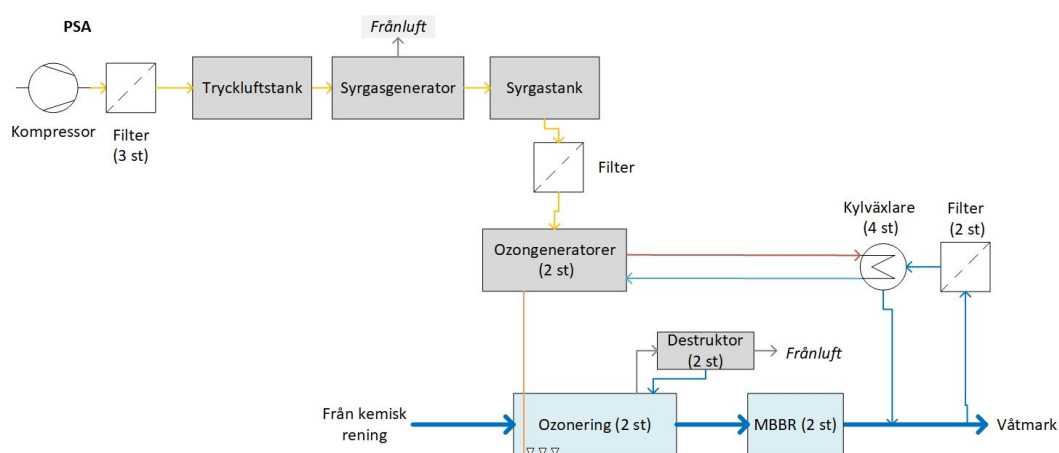
### 9.2.3 Kontakttid GAK

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.

Snabbtesterna för GAK (kapitel 8) visade god adsorption för både 15 och 25 minuter kontakttid vid 30 000 bäddvolym. Vald kontakttid är 25 minuter vid  $Q_{max}$  vilket innebär 40 minuter vid  $Q_{medel}$ . Om dimensioneringen istället görs för kontakttid 15 min vid  $Q_{max}$  blir kontakttiden ca 25 minuter vid  $Q_{medel}$ .

## 9.3 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, vilket produceras genom ett PSA system som består av kompressor trycklufttank, syrgasgenerator, syrgastank och filter. Ozongeneratoren kyls med utgående avloppsvatten. Blockschema över processen ses i Figur 20.



Figur 20. Beskrivning över föreslagen ozoneringsprocess för rening av mikroföroreningar vid Ekeby ARV.

### 9.3.1 Reaktordesign

Kontakttanken konstrueras som en lång, slingrande kanal för att säkerställa uppehållstiden. Vald design är två parallella kontakttankar med vardera volym 310 m<sup>3</sup>. Vattendjupet sätts till minst 6 meter (detaljer finns att läsa i 9.3.3). Nödvändig yta för kontakttankarna är därmed cirka 103 m<sup>2</sup>.

Provtagning av vattnet ska vara möjligt innan och efter ozonreaktorn.

Frånluften från kontakttanken leds genom en ozondestruktör 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 ozondestruktören leds tillbaka till kontakttanken. Här föreslås två destruktörer som vardera har kapacitet för frånluften från båda kontakttankarna, dvs en i redundans.

### 9.3.2 Ozonproduktion

Nödvändig ozondos har beräknats utifrån DOC- och nitritkvävehalten i vattnet. Uppmätt DOC-halt i utgående vatten vid Ekeby ARV är i genomsnitt 7,4 mg/l och nitritkvävehalten är i genomsnitt 0,17 mg/l enligt utförd provtagning. Med antaganden enligt kapitel 9.2.1 har den nödvändiga dosen beräknats till 6,5 mg O<sub>3</sub>/l.

Tabell 17. Förväntat flöde genom ozonreaktorn.

Behandlat flöde/ozonbehov	Enhet	Värde
Maximalt behandlat flöde	m <sup>3</sup> /h	3 090
Genomsnittligt behandlat flöde idag	m <sup>3</sup> /h	1 934
Minimalt behandlat flöde	m <sup>3</sup> /h	792
Ozonbehov, max	kg/h	20
Ozonbehov, medel	kg/h	12,6
Ozonbehov, min	kg/h	5,2

I föreslagen design har två ozongeneratorer antagits som tillsammans har kapacitet för det maximala behovet. Viss redundans finns således. Antal generatorer och deras kapacitet kan dock ändras i nästa skede beroende på önskemål om tillgänglighet och redundans.

### 9.3.3 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. Vid Ekeby ARV är dock bromidhalterna i vattnet låga och risken för bromatbildning är låg. Fördelen med en injektorlösning är att all utrustning är tillgänglig utanför kontakttanken.

I diskussion med ESEM har det beslutats att använda diffusorer för inblandning, men detta kan ändras i nästa skede. Diffusorerna placeras på botten av kontakttanken. Vattendjupet ska vara minst 6 m för att säkerställa en effektiv upplösning av tillsatt ozon. Allt ozon ska hinna reagera innan vattnet når utloppet, och diffusorerna får därför inte placeras för nära utloppet.



### 9.3.4 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.

I diskussion med ESEM har det beslutats att använda PSA för syrgasproduktion. I ett PSA system produceras syre med hjälp av en syrgasgenerator. En syrgasgenerator består av två tankar fyllda med adsorptionsmaterial som adsorberar kväve från luften och släpper igenom syrgas, den ena tanken regenereras (desorberas) medan den andra är i drift. En kompressor förser systemet med tryckluft. Utöver det behövs en tank för tryckluft och en tank för syrgas och flera filter för att säkerställa att luften är ren från partiklar. Ozongenerator kräver en ca 93 % renhet.

Medelförbrukning av syrgas beräknas vara cirka 126 kg/h (88 Nm<sup>3</sup>/h) (Tabell 18). Beräkningarna baseras på en ozonkoncentration på 10 wt% (148 g O<sub>3</sub>/Nm<sup>3</sup>) i levererad gas från generatorerna. Denna koncentration kan behöva justeras ned vid minflöde för att kunna upprätthålla ett tillräckligt högt flöde genom diffusorerna.

Tabell 18. Syrebehov för ozonproduktion vid max-, medel- och minbelastning, baserat på en ozonkoncentration på 10 wt%.

Beräknat syrebehov	Enhet	Värde
Syrebehov, max	kg/h	200
Syrebehov, medel	kg/h	126
Syrebehov, min	kg/h	52

### 9.3.5 Kylning av ozongenerator

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

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

### 9.3.6 Styrning och instrument

Ozondoseringen sker flödesproportionellt (vald dos är 6,5 mg O<sub>3</sub>/l). Så länge halten DOC inte varierar alltför mycket är det fullt tillräckligt att styra ozondoseringen baserat på flöde. Om variationen är stor, till exempel på grund av mycket tillskottsvatten, kan det vara av intresse att installera en mer avancerad styrning baserad på mätning av UV-absorbans. UV-absorbansen ger en indikation på mängden organiskt material i vattnet, eller mer precist – kovalenta bindningar i den aromatiska strukturen (ringstrukturen). Studier har visat att UVA<sub>254</sub> inte direkt korrelerar med halten av mikroföroreningar, men skillnaden i UVA<sub>254</sub> i inkommande och utgående vatten från 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 ozonkoncentrationen 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.

### 9.3.7 Efterbehandling

Efter ozoneringen föreslås ett steg med rörligt bärrmaterial (MBBR) där framförallt biprodukter (såsom oxidations- och transformationsprodukter) som bildas vid ozoneringen ska brytas ned. En typisk dimensionering (i Tyskland) av en MBBR för efterbehandling efter ozonering är idag att volymen ska vara 50% av kontakttankens volym. Vid Ekeby ARV innebär det en total volym på 310 m<sup>3</sup>, uppdelat på två parallella MBBR-reaktorer. Fyllnadsgrad antas vara 50% och den specifika ytan på bärrmaterialet 500 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>. Omblandning sker med hjälp av omrörare.

Om man i framtiden har problem med höga kväve- eller ammoniumhalter ut från verket kan MBBR-reaktorn användas för efterdenitrifikation. Dimensioneringen bör då anpassas för en deox zon där syre förbrukas genom att ammonium omvandlas till nitrat, därefter en anox zon där denitrifieringen sker. Syrehalten i vattnet ut från ozonreaktorn är ca 20 mg/l och volymen på deoxen behöver dimensioneras för att kunna konsumera detta, dessutom måste det finnas tillräckligt mycket ammonium i vattnet ut från biosteget för att nitrifikationen ska fungera och syret förbrukas.

### 9.3.8 Effektbehov

Ozongeneratorerna beräknas ha ett maximalt effektbehov på ungefär 201 kW (baserat på en energiförbrukning på 10 kWh/kg O<sub>3</sub>). Vid dagens medelflöde kommer effektbehovet vara cirka 126 kW, vilket kan jämföras med Ekebys ARV totala effektbehov som år 2021 var 672 kW.

### 9.3.9 Ytbehov och fysisk placering

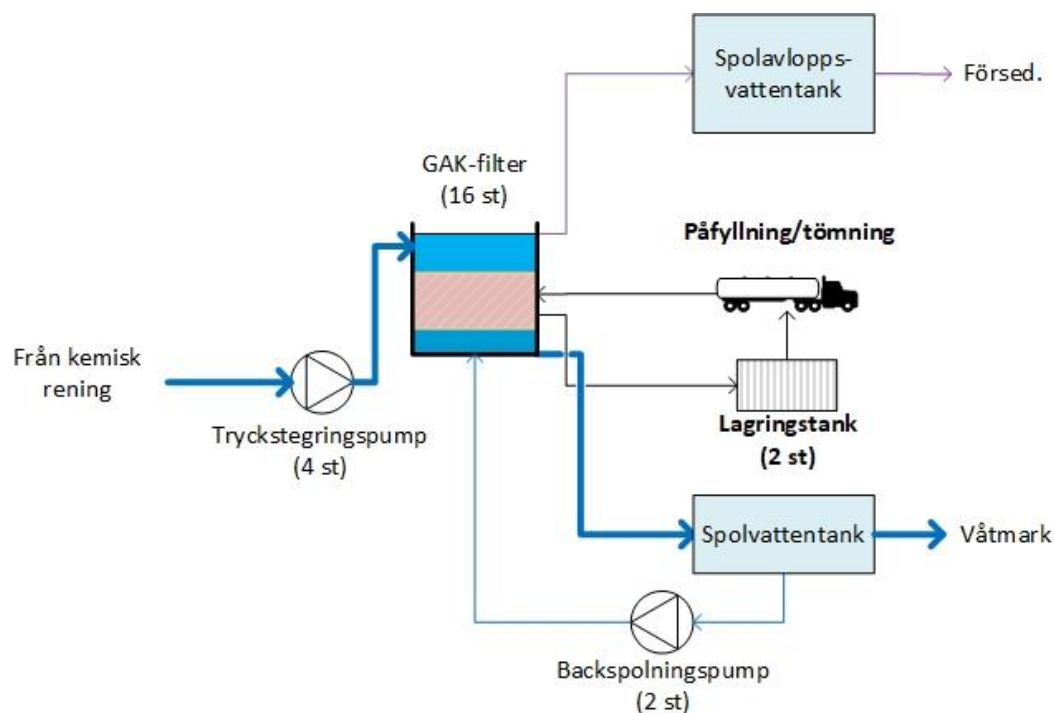
Ytbehov för reaktortankar är beräknat till 103 m<sup>2</sup> och ytbehov för MBBR är beräknat till 52 m<sup>2</sup>. Utöver det tillkommer maskinhus innehållande elinstallationer och VVS vilket har ett uppskattat ytbehov på ca 280 m<sup>2</sup>, därtill tillkommer PSA systemet som om trycklufttank och syrgastank placeras på gallerdurk ovanför kompressorn behöver ca 80 m<sup>2</sup>. Med 10 % extra för betong etc. blir totala ytbehovet för läkemedelsrening med ozon ca. 570–600 m<sup>2</sup>. I Figur 21 visas föreslagen placering av ett ozoneringssteg vid Ekeby ARV.



Figur 21. Flygbild över Ekeby ARV. Ytbehovet för ozon efterföljt av MBBR är markerat med en blå rektangel. Den blåa cirkeln och den gröna cirkeln indikerar tidigare föreslagna platser.

## 9.4 Dimensionering av GAK-filter

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. Blockschemata över processen ses i Figur 22.



Figur 22. Schema över föreslagen GAK-filtrering för rening av mikroföroreningar vid Ekeby ARV.

#### 9.4.1 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. Eftersom den tillgängliga hydrauliska höjden efter filtersteget inte är känd i nuläget antas att vattnet kommer att behöva pumpas till kolfiltren. För detta föreslås fyra pumpar där tre tillsammans har kapacitet för  $Q_{max}$ , därmed ca 1 030 m<sup>3</sup>/h var.

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

För att förenkla påfyllnad och tömning av GAK från lastbil dimensioneras varje filter till 80 m<sup>3</sup> vilket är samma volym motsvarande två bulkbilar enligt leverantör. Filterbädden består av granulerat aktivt kol. Föreslagen processlösning är 16 identiska filter som kan drivas helt parallellt eller två och två i serie. Att driva filtren i serie om två har förordats vid ett par anläggningar. När genombrott detekteras i det första filtret ändras styrningen så att det blir det andra i paret. Detta filter fungerar då som polersteg. Att köra filtren i serie är med nuvarande dimensionering möjligt upp till ett inkommande flöde på cirka 2 200 m<sup>3</sup>/h, därefter blir ytbelastningen för stor. Att dimensionera för seriedrift vid maxflöde skulle ge en dubbelt så stor anläggning, vilket inte bedöms vara rimligt.

Med 16 filter á 80 m<sup>3</sup> blir den totala filtervolymen 1 280 m<sup>3</sup>. Vid  $Q_{max}$  är kontakttiden 25 minuter. Om ett filter är ur drift (för spolning eller utbyte av filtermedia) och det samtidigt är maximalt flöde genom anläggningen kommer kontakttiden vara 23,3 minuter. För jämförelse skulle en kontakttid på 15 minuter kräva 11 filter á 80 m<sup>3</sup> vilket ger en filtervolym på 880 m<sup>3</sup>.

Ytbelastningen på filtret rekommenderas av Cimbritz (2019) att vara 5-15 m/h, medan tyska och schweiziska riktlinjer anger 4-7 m/h (Stapf et al, 2020). Med en filterbädd på 2 m blir den totala filterytan 720 m<sup>2</sup> och ytbelastningen 4,8 m/h vid Q<sub>max</sub>. Dimensioneringsparametrar sammanfattas i Tabell 19.

Tabell 19. Sammanfattning av dimensioneringsparametrar som använts för design av kolfilteranläggning för läkemedelsrening vid Ekeby ARV.

Dimensioneringsparameter	Enhet	Värde
Antal filter	st	16
Total filtervolym	m <sup>3</sup>	1 280
Total filteryta	m <sup>2</sup>	640
Bäddhöjd	m	2
Kontaktid vid Q <sub>max</sub>	min	25
Kontaktid vid Q <sub>medel</sub>	min	40
Ytbelastning vid Q <sub>max</sub>	m/h	4,8
Ytbelastning vid Q <sub>medel</sub>	m/h	3,0

Med hänsyn till bäddexpansion vid backspolning, säkerhetsmarginaler och utloppshöjd blir varje filterenhet ungefär 3 m djup vilket ger en total volym på cirka 1 920 m<sup>3</sup>.

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

#### 9.4.2 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 förbehandlingen, desto mindre backspolning kommer att krävas. Till backspolning används filtrerat vatten.

Backspolning antas ske med en hastighet på 30 m/h vilket ger ett spolvattenflöde på 1 200 m<sup>3</sup>/h. Med en backspolning som varar i 15 min åtgår 300 m<sup>3</sup> spolvatten per spolning. Backspolning sker för ett filter i taget. Efter GAK-filtren finns en utjämningstank från vilken spolvatten pumpas tillbaka. Volymen på denna sätts med 50% större volym än backspolningsbehovet, dvs 450 m<sup>3</sup>. En utjämningstank för spolavloppsvatten anläggs med samma storlek. Spolavloppsvattnet leds förslagsvis till sandfång.

Två spolvattenpumpar, vardera med kapacitet för hela spolvattenflödet, installeras, dvs 2 st å 1 200 m<sup>3</sup>/h.

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

#### 9.4.3 Utbyte av filtermedia

Efter en tid mätas det aktiva kolet och adsorptionskapaciteten avtar vilket leder till att mikroföroreningarna passerar igenom filtret. Detta kallas genombrott och när detta händer varierar från fall till fall. Vanligtvis brukar 20 000–30 000 bäddvolymers 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 bäddvolymmer.

GAK-testerna visade god absorption vid 30 000 bäddvolymmer och byte av GAK antas därför ske efter ca 30 000 bäddvolymmer, vid dagens medelflöde kommer utbyte av filtermedia att då behövas ungefär efter 26 månader. Om istället 11 filter installeras (kontakttid 15 min.) skulle filtermedia behövas bytas ut efter ca 18 månader.

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

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

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

#### 9.4.4 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 kovalenta bindningar i den aromatiska molekylstrukturen. Det har visats att UVA<sub>254</sub> inte direkt korrelerar med halten av mikroföroreningar, men skillnaden i UVA<sub>254</sub> i inkommande och utgående vatten från aktivt kol har visat god korrelation med reduktionen av summan av mikroföroreningarna (Altmann, Massa, Sperlich, Gnirss, & Jekel, 2016).

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 provtagningskäril med UV-absorbansmätare installerad. Två mätare installeras, en avsedd för inkommande vatten till kolfilter och en avsedd för utgående vatten från kolfilter. Med detta upplägg behövs endast två givare i stället för 32.

#### 9.4.5 Ytbehov

Nödvändig filteryta har beräknats till 640 m<sup>2</sup>. Yta för spolvattentank och spolavloppsvattentank har beräknats till 90 m<sup>2</sup> vardera. Till detta kommer utrymme för rörgalleri, en pumpstation, lagringstankar, spolvattenpumpar samt el- och fläktrum. Nödvändig yta för detta uppskattas till ca 400 m<sup>2</sup>. Det behöver även finnas plats för lastbil att fylla på och hämta kol. Inklusivt betong etc. uppskattas den totala ytan för GAK-anläggningen till 1 300 m<sup>2</sup>. I Figur 23 visas föreslagen placering av ett GAK-steg vid Ekeby ARV. Om anläggningen dimensioneras efter kontaktid på 15 minuter blir det beräknade ytbehovet runt 1 000 m<sup>2</sup>.



Figur 23. Föreslag på placering av GAK-anläggning vid Ekeby ARV.

# 10. Kostnadsbedömning av avancerad rening

## 10.1 Investeringskostnader

Investeringskostnaden för avancerad rening av mikroföroreningar med ozon följt av MBBR och med GAK vid Ekeby 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 20 sammanfattar den övergripande kalkylen för läkemedelsrening där den totala anläggningskostnaden landar på 128 MSEK för ozon följt av MBBR och 208 MSEK för GAK. Om investeringskostnaden för GAK skulle baserats på ett regenererat kol istället för ett jungfruligt kol, hade totalkostnaden blivit ca 181 MSEK istället för 208 MSEK.

Tabell 20. Övergripande investeringskostnader för ozon + MBBR och en GAK-anläggning vid Ekeby ARV

Kalkylpost	Kostnad ozon + MBBR (MSEK)	Kostnad GAK (MSEK)
Mark- & betongarbeten	7,9	29,1
Bygg	13,0	8,0
VVS (25 % av byggnad)	3,3	2,8
Maskininstallationer	45,3	73,3
El och automation (35% av maskin)	15,9	25,7
Oförutsett (20%)	17,1	27,8
<b>Summa entreprenader – Entreprenadkostnad</b>	<b>102</b>	<b>167</b>
Byggherrekostnad (25 % av entreprenadkostnad)	25,6	41,7
<b>Total anläggningskostnad</b>	<b>128</b>	<b>208</b>



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.

## 10.2 Driftskostnader

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

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

Prisläget för el är i rådande tid mycket osäker och även priset för GAK. Idag kan olika typer av GAK inhandlas från svenska leverantörer. Enligt uppgifter från dem så finns det t.ex. redan idag regenererat aktivt kol att köpa till ett pris motsvarande 30 kr/kg, vilket kan jämföras med ett prisintervall för jungfruligt kol som kan variera från 45 till 50 kr/kg. Om aktivt kol transporteras till södra Europa för regenerering, har det visat att kostnaden för transport och regenerering överstiger priset för att köpa in nytt GAK (Sweco, 2017).

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

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

Tabell 21 visar driftkostnaderna för behandling med ozon följt av MBBR och för GAK. Den totala driftskostnaden för ozon + MBBR och GAK landar på 3,7 respektive 14,1 miljoner kr (MSEK) per år. Om regenererat kol skulle utnyttjas för kalkylen av driftskostnaden hade summan istället landat på ca 9,7 MSEK per år.

Tabell 21. Årliga driftkostnader för drift av ozon + MBBR respektive GAK vid Ekeby ARV.

<b>Ozon + MBBR</b>	
<b>Kalkylpost</b>	<b>Kostnad (MSEK)</b>
Elförbrukning PSA	1,3
Elförbrukning ozongeneratorer	1,7
Personal	0,08
Underhåll	0,6
<b>Totalt</b>	<b>3,7</b>
<b>GAK</b>	
<b>Kalkylpost</b>	<b>Kostnad (MSEK)</b>
Elförbrukning	0,3
Aktivt kol	12,7

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjupad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\neverans 221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

Personal	0,08
Underhåll	1,0
<b>Totalt</b>	<b>14,1</b>

# 11. Livscykelanalys

En bedömning av potentiell klimatpåverkan av teknikvalet utifrån en klimatkalkyl i ett livscykelperspektiv har ingått i förstudien.

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

1. Ozonering med PSA<sup>4</sup> efterföljt av MBBR
2. Granulerat aktivt kol (GAK) med kontakttid 25 min
3. GAK med kontakttid 15 min

Skillnaden mellan alternativ 2 och 3 är mängden installerat GAK. Vid kontakttid 15 min installeras en mindre mängd aktivt kol, men kolet behöver bytas ut oftare. Därav blir mängden aktivt kol som används i driften lika mellan alternativ 2 och 3.

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

## 11.1 Metod och avgränsningar

Genomförda beräkningar är baserade på metodik för livscykelanalys (LCA) och använder emissionsfaktorer tillsammans med resursschabloner och projektspecifika indata för att beräkna emissioner av koldioxidekvivalenter (d.v.s. klimatbelastning) från undersökta alternativ. I detta avsnitt sammanställs bakomliggande metod och mängdberäkningar samt resultat.

### 11.1.1 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.

<sup>4</sup> Pressure Swing Adsorption, en metod för separering av syre från luften. Generatoren möjliggör för lokal tillverkning av syrgas istället för att köpa in flytande syrgas på tub.

- Slamhantering. I undersökta reningssteg bildas endast mycket små slammängder varvid hanteringen av dem har bedömts vara försumbart.

### 11.1.2 Antaganden

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

- Baserat på att Ekeby kommun använder förnybar el från biobränslen, tillverkad i Eskilstuna KVV, har data för 100% el från förnybara källor används i driften av undersökta alternativ.
- Det aktiva kol som används i basscenariot tillverkas av fossilt stenkol, och förbränns när det förbrukats. Alternativet att använda regenererat aktivt kol undersöks i känslighetsanalysen.
- Regenereringen av aktivt kol som undersöks som ett scenario i känslighetsanalysen antas ske i Chemvions anläggning i Feluy utanför Bryssel i Nederländerna. Transporten från Ekeby är 1600 km enkel väg, och antas ske med lastbil (Ecoinventdata, 2022).
- Beräkningarna av klimatkalkylen har baserats på det beräknade medelflödet 46 507 m<sup>3</sup>/dygn.
- Ozoneringsanläggningen antas omfatta en PSA (Pressure Swing Adsorption) som separerar syre från luften. Då inga uppgifter gällande materialvikt kunde samlas in från tillverkaren av PSA, gjordes antagandet att mängden rostfritt stål samt aluminium som antagits för övriga maskininstallationer för ozoneringssteget dubblades. Detta bedöms vara ett konservativt antagande.

### 11.1.3 Emissionsfaktorer

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

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

Emissionsfaktorerna avser klimatpåverkan utifrån dagens teknik och materialval.

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

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

Alla emissionsfaktorer som använts i detta projekt och referenser till dessa återfinns i Appendix 7 "Emissionsfaktorer".

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjudad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\neverans 221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

### 11.1.4 Proxydata

I de fall inga emissionsfaktorer funnits tillgängliga för ett material har data för material med liknande egenskaper använts för att beräkna klimatpåverkan, sådana data kallas proxydata. Material för vilka proxydata som har använts i denna klimatkalkyl redovisas i Tabell 22.

Tabell 22. Använd proxydata för LCA.

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

## 11.2 Inventering

Resurs och energiåtgång för byggnad samt drift av undersökta alternativ har beräknats utifrån framtagen investeringskalkyl samt dimensionering för undersökta alternativ. I detta avsnitt beskrivs kortfattat huvuddragen i dessa mängdberäkningar. Specifika materielmängder för respektive alternativ redovisas i Appendix 8.

### 11.2.1 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

### 11.2.2 Byggmateriel och maskinutrustning

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

Materielmängder har beräknats för följande byggnadsdelar:

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

### 11.2.3 Drift

Energi och materialåtgång vid drift har inhämtats från dimensioneringsberäkningarna för projektet. VA-avdelningen på Eskilstuna kommun köper in "Eskilstuna bioel", vilket är el från KVV i Eskilstuna.

Valet av elmix vid driften är av stor betydelse för resultaten, i synnerhet för alternativet ozonering där energiåtgången är betydligt högre än för GAK (2067 MWh/år jämfört med 170 MWh/år).

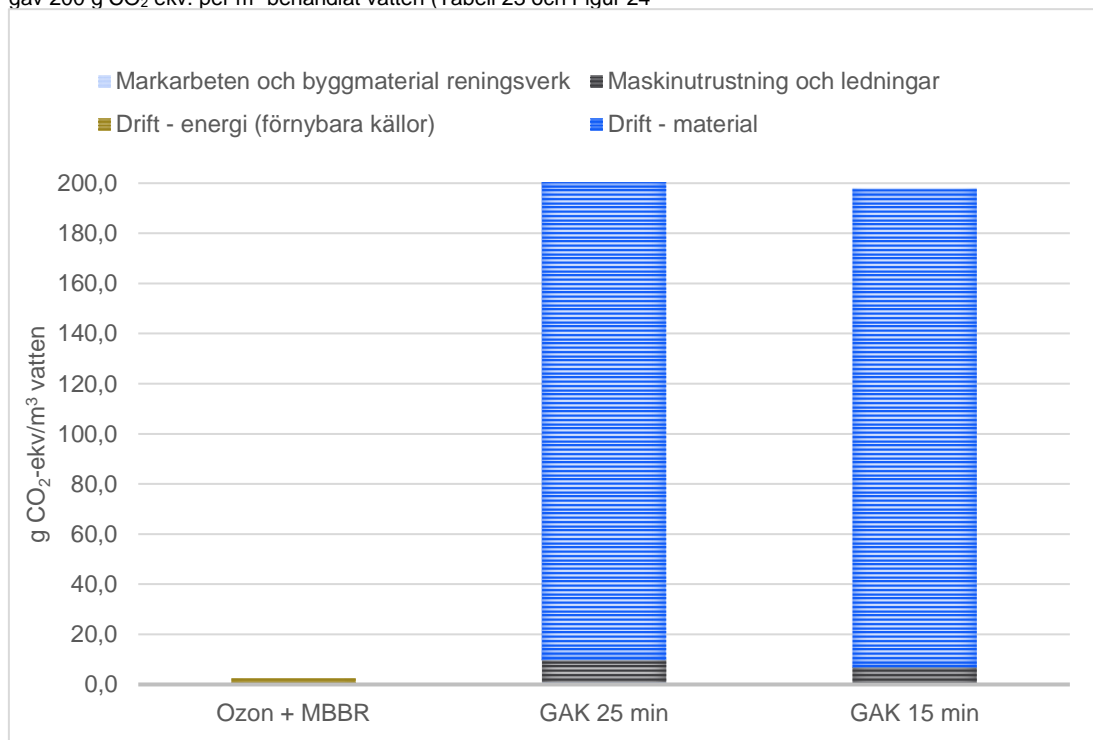
Beräkningen av materialanvändning vid drift har omfattat aktivt kol för GAK alternativen (för detaljer se Appendix 8).

## 11.3 Resultat

Resultaten för alternativen för avancerad rening presenteras dels som en total påverkan under reningsstegets hela livstid (ton CO<sub>2</sub>-ekv.) där en drift under 50 år ingår, dels fördelat per mängd behandlat vatten under drifttiden (g CO<sub>2</sub>-ekv./ m<sup>3</sup> behandlat vatten). En sammanfattning av resultaten visas i Tabell 23 och även i Figur 24.

### 11.3.1 Jämförelse undersökta alternativ

Ett reningssteg med ozon + MBBR landade på 2,5 g CO<sub>2</sub> ekv./m<sup>3</sup> behandlat vatten medan alternativen för GAK gav 200 g CO<sub>2</sub> ekv. per m<sup>3</sup> behandlat vatten (Tabell 23 och Figur 24)



Figur 24). För undersökta alternativ med GAK utgör klimatpåverkan från material som används vid driften absolut störst påverkan. För ozon + MBBR utgör energianvändningen vid drift den största bidragsfaktorn till klimatpåverkan.

Även om ozoneringsalternativet kräver betydligt högre energianvändning vid drift jämfört med GAK-alternativen, blir klimatbelastningen från denna energianvändning relativt liten eftersom energi från förnybara källor används vid driften.

Tabell 23: Resultat för klimatpåverkan för ozon följt av MBBR respektive GAK under 50 år

Del i livscykel	Klimatpåverkan total 50 år, ton CO <sub>2</sub> ekv.	Klimatpåverkan per m <sup>3</sup> behandlat vatten, g CO <sub>2</sub> ekv.

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

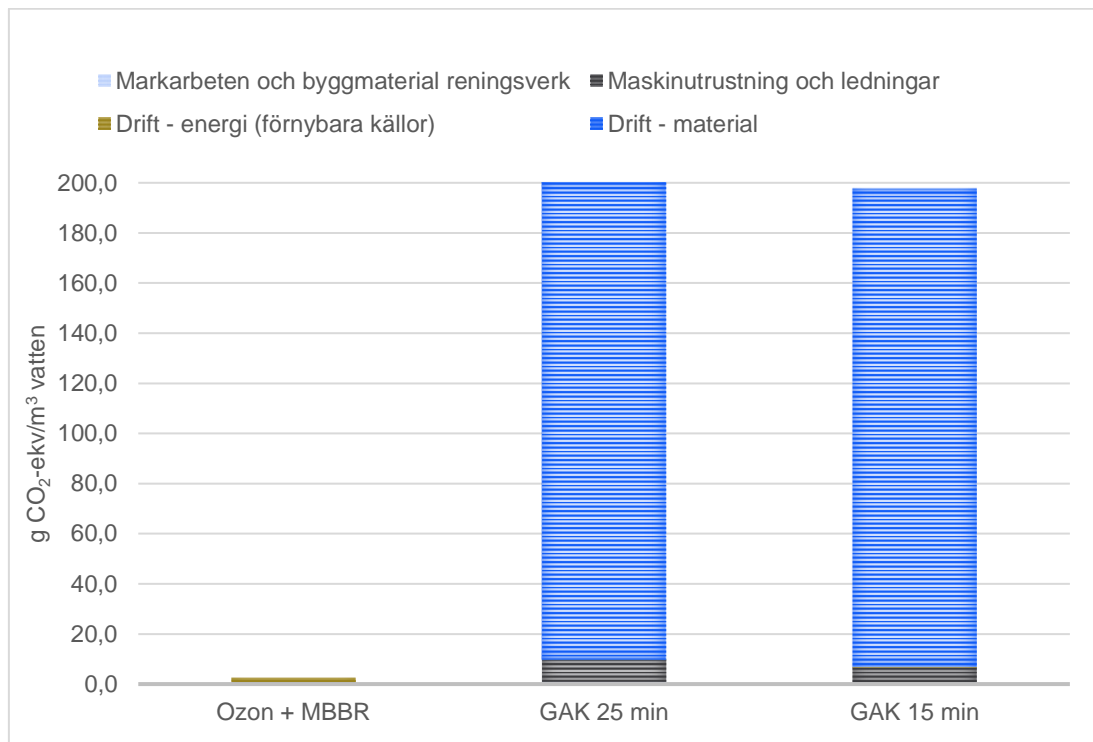
Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjupad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\leverans 221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

	Ozon + MBBR	GAK (25 min)	GAK (15 min)	Ozon + MBBR	GAK (25 min)	GAK (15 min)
Markarbeten och byggmaterial i reningsverk	464	740	602	0,5	0,9	0,7
Maskinutrustning och ledningar	194	7405	5100	0,2	9	6
Drift - energi (förnybara källor)	1447	119	119	2	0,1	0,1
Drift - material	-	161 849	161 849	-	191	191
<b>summa</b>	2 105	170 114	167 671	2,5	200	198

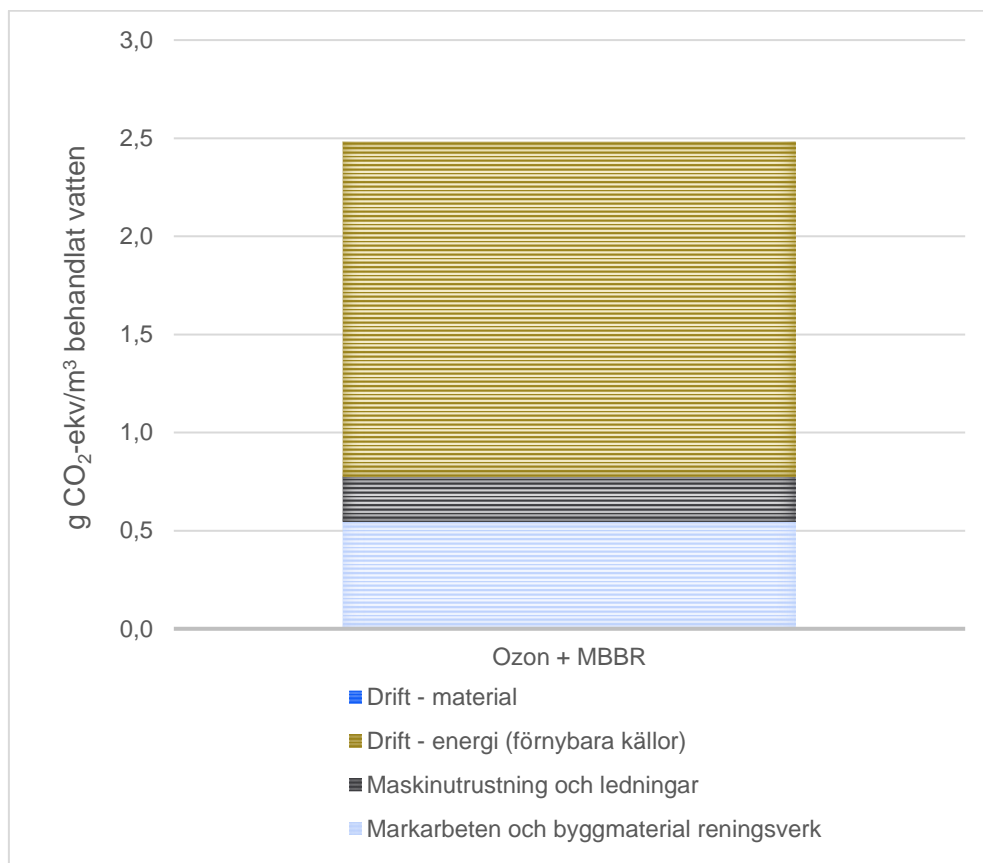


Figur 24: Jämförelse mellan ozon + MBBR och GAK vid 25 min respektive 15 min kontakttid avseende klimatpåverkan uttryckt som g CO<sub>2</sub>-ekv per m<sup>3</sup> behandlat vatten.

### 11.3.2 Alternativ ozon + MBBR

I Figur 25 presenteras resultaten av klimatkalkylen för avancerad rening av mikroföroreningar med ozon efterföljt av MBBR. Merparten av klimatpåverkan ur ett livscykelperspektiv tillskrivs energianvändningen vid drift. Med hänsyn till den relativt långa drifttiden blir klimatpåverkan från markarbete och byggskede av reningssteget inklusive utrustning relativt liten.



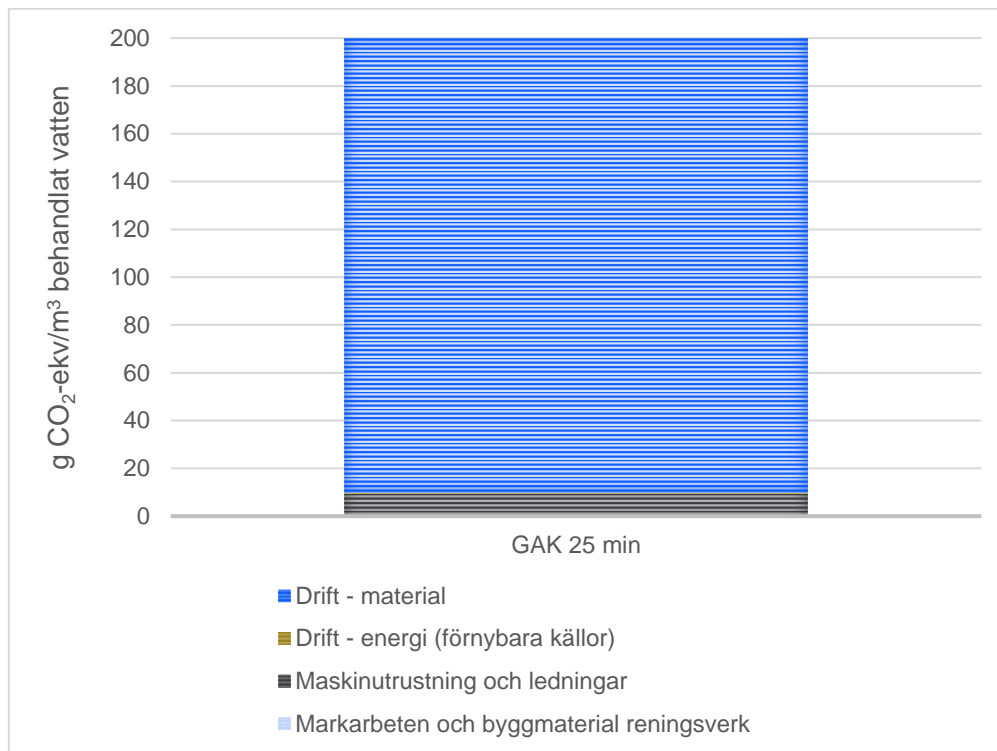


Figur 25: Klimatpåverkan per m<sup>3</sup> renat vatten med alternativt ozonering efterföljt av MBBR.

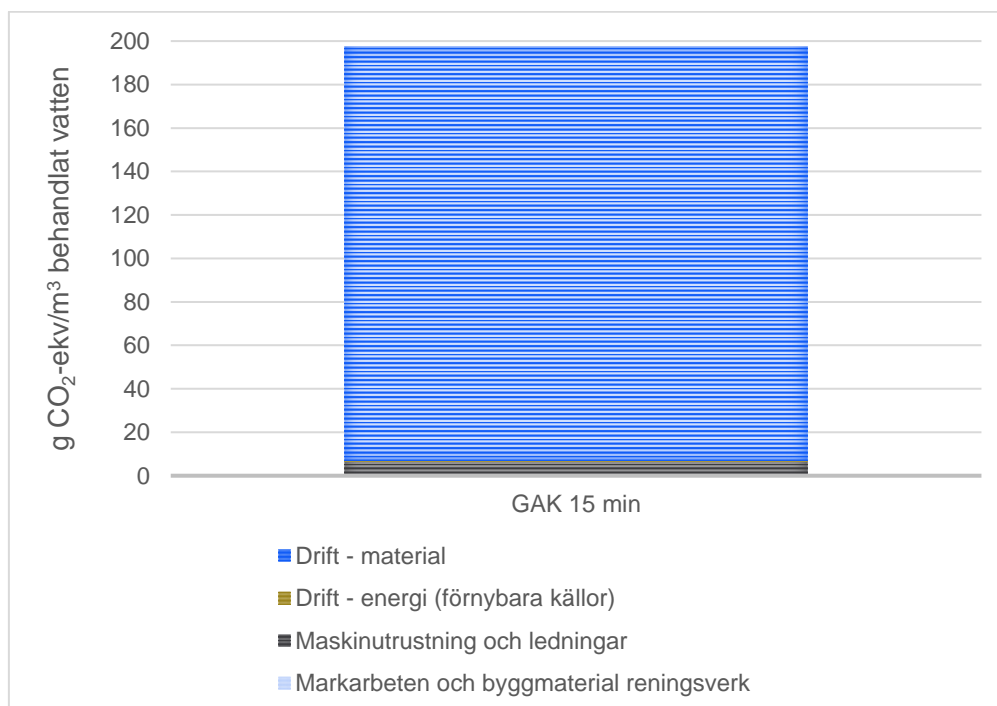
### 11.3.3 Alternativ GAK

I Figur 26 och Figur 27 presenteras resultaten av klimatkalkylen för avancerad rening av mikroföroreningar med GAK 25 min respektive GAK 15 min. Skillnaden mellan de två alternativen blir mycket liten ur ett livscykelperspektiv (jämför 200 med 198 g CO<sub>2</sub>-ekv/m<sup>3</sup> behandlat vatten i figurerna) med då material och energiflöden vid drift inte är alternativskiljande.

Den största delen av klimatpåverkan ur ett livscykelperspektiv (>95 %) tillskrivs användningen av aktivt kol under driften. Driftenergin medför en nästintill försumbar påverkan tack vare användningen av förnybar energi. Klimatpåverkan från markarbete och byggskede av reningssteg inkl. utrustning blir relativt liten, då den relateras till material och energiflöden under 50 års drift.



Figur 26: Klimatpåverkan per m<sup>3</sup> renat vatten med alternativ GAK 25 med min kontakttid i driften.



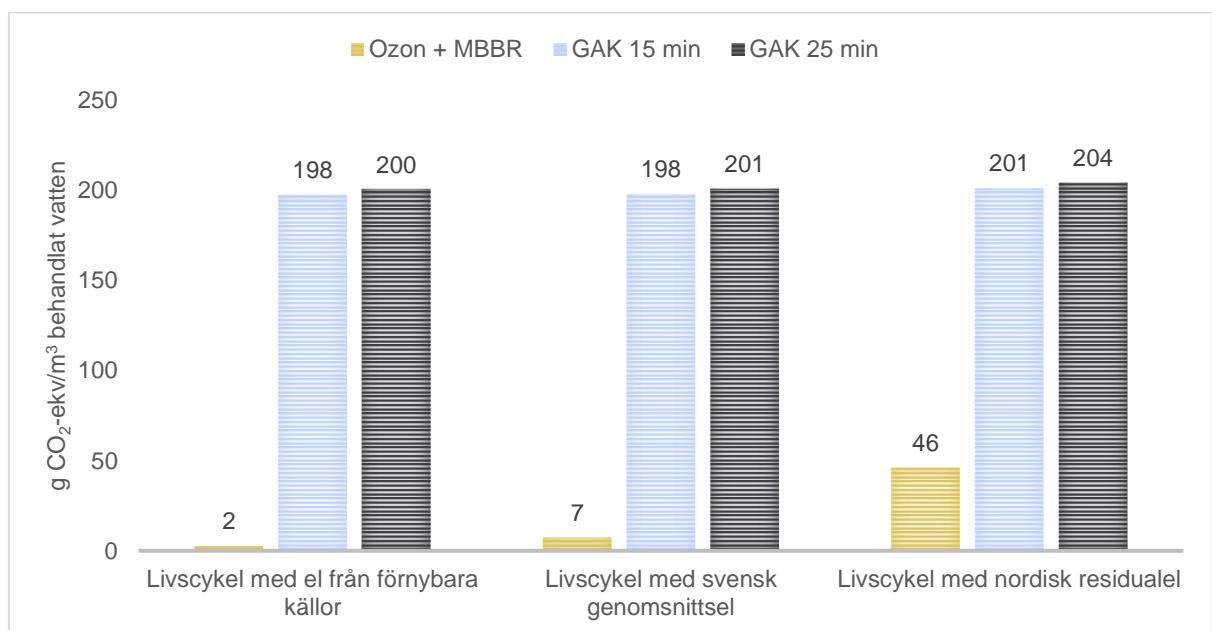
Figur 27: Klimatpåverkan per m<sup>3</sup> renat vatten med alternativ GAK 15 med min kontakttid i driften.

## 11.4 Känslighetsanalys

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

### 11.4.1 Resultat med olika elproduktionsmixer för driften

För att illustrera hur klimatpåverkan förändras vid användningen av olika elproduktionsmixar har resultat även tagits fram för användning av 100% genomsnittlig svensk elmix (svensk genomsnittsel), respektive 100% nordisk residualmix (nordisk residuelel). Nordisk residuelel 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. Vid utbyte av elproduktionsmixen som används i driften mot nordisk residualmix ökar klimatpåverkan från energianvändningen. 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 nordiska residualmixen kommer från kärnkraft som medför ett relativt lågt klimatavtryck.



Figur 28: Känslighetsanalys av olika elmix vid drift för undersökta alternativ.

### 11.4.2 Resultat med användningen av regenererat aktivt kol

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

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

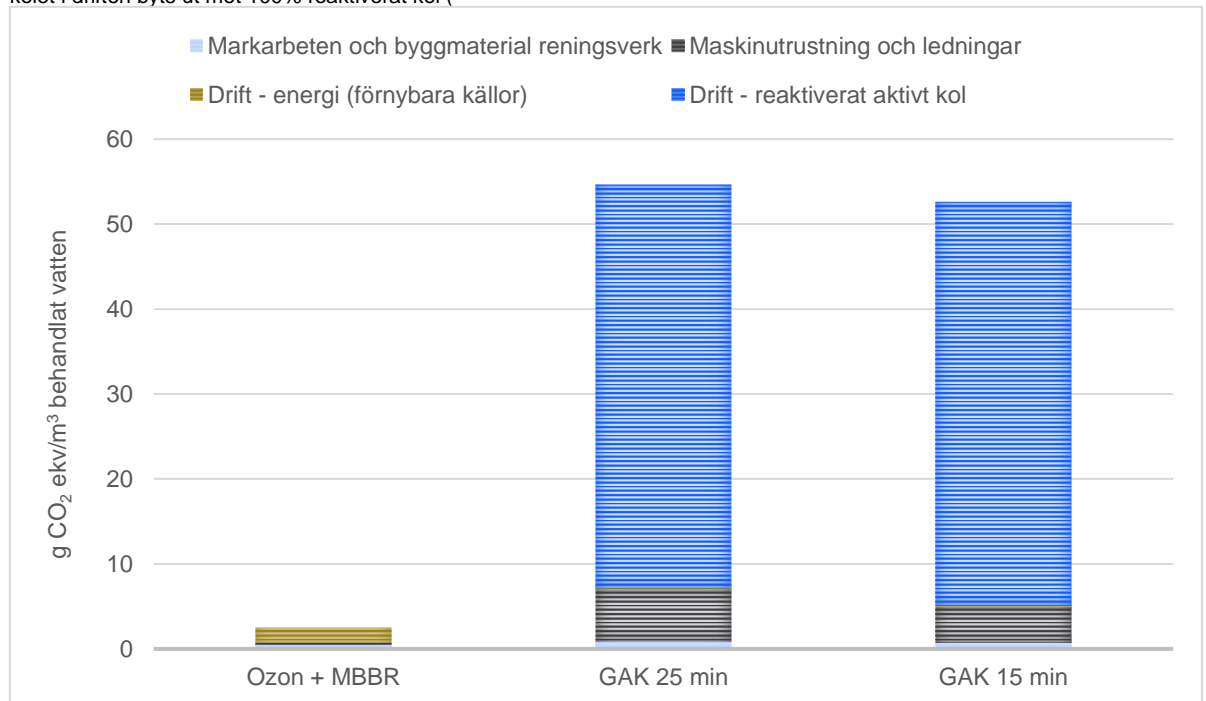
Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjupad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\neverans 221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

Underlag för klimatpåverkan vid regenereringsprocessen har erhållits från Chemviron<sup>5</sup>, en av Europas största tillverkare av regenererat aktivt kol, och motsvarar 2 kg CO<sub>2</sub>/kg regenererat kol. Motsvarande emissionsfaktor för tillverkning och avfallshantering av primärt aktivt kol är 11 kg CO<sub>2</sub>/kg aktivt kol.

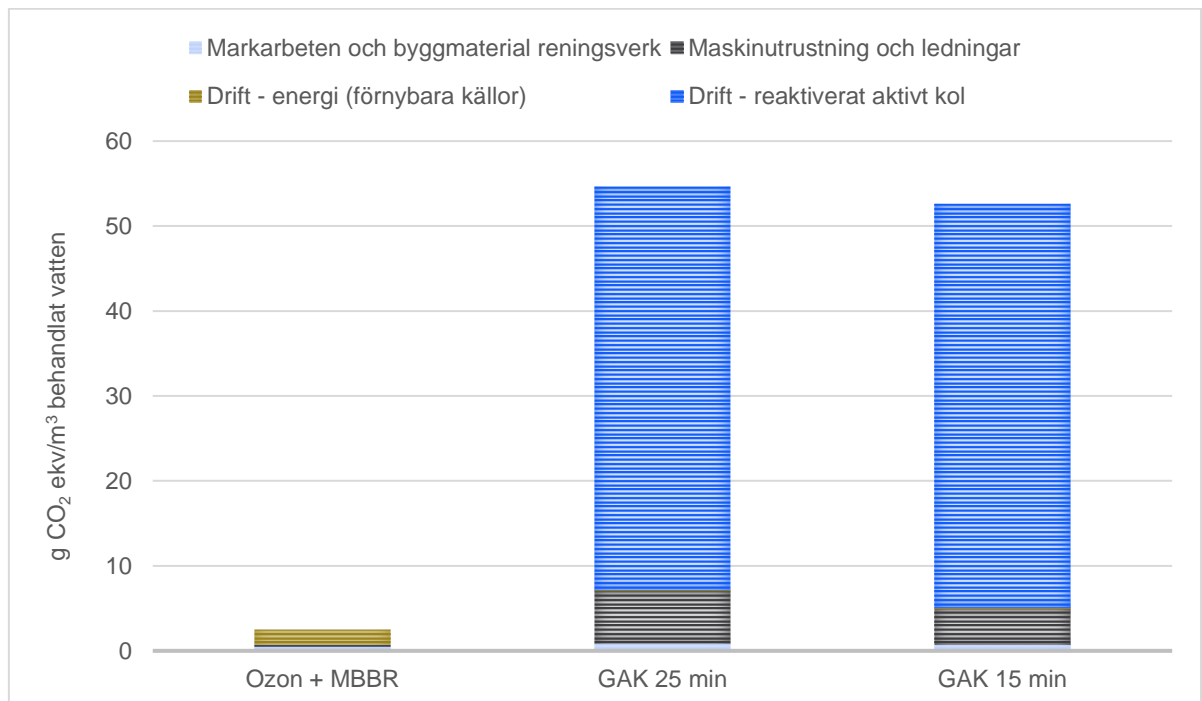
Resultatet från känslighetsanalysen visar att klimatpåverkan från alternativ GAK minskar avsevärt om det aktiva koler i driften byts ut mot 100% reaktiverat kol (



Figur 29:). Det bör noteras att aktivt kol även installeras som del i maskinutrustningen vid byggnationen av reningssteget. Det aktiva kol som utgör del av installationen har inte bytts mot reaktiverat kol i denna känslighetsanalys.

I jämförelsen med ozoneringsalternativet medför alternativ GAK mer än 20 gånger högre klimatpåverkan ur ett livscykelperspektiv med antagandet att regenererat aktivt kol används vid driften.

<sup>5</sup> E-postkonversation med Chemviron Carbon AB, 2022-06-09.



Figur 29: Känslighetsanalys av klimatpåverkan med reaktiverat kol i driften.

### 11.4.3 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 genomsnitts-tillverkningen av det faktiska material som används på ett tillfredsställande sätt. En kontroll av proxydata (höjning respektive minskning av emissionsfaktorn med 50%) för att undersöka inverkan på resultaten visade att en felmarginal för proxydatan inte skulle medföra några betydande förändringar i studiens resultat.

## 11.5 Diskussion

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

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

## 11.6 Slutsatser

Genomförd studie visar att driftskedet utgör den livscykelfas som har störst klimatpåverkan för undersökta alternativ. Klimatpåverkan från markarbeten, 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 vid alternativen med aktivt kol. Däremot har driftenergin en ganska stor betydelse för klimatpåverkan från ozoneringsalternativet (även om denna påverkan relativt sett är mycket liten jämfört med påverkan från GAK). Genomförd känslighetsanalys visar att klimatpåverkan ökar avsevärt, särskilt för ozoneringsalternativet, vid utbyte till elmix baserad på högre andel fossila energikällor.

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

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

## 12. Diskussion och jämförelse mellan huvudteknikerna ozon med MBBR och aktivt kol

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

Tabell 24 sammanfattar en rad delresultat som denna fördjupade förstudie med pilotförsök har resulterat i. Tabellen visar vad som är aktuellt för de två reningstekniker som ingick: behandling med GAK som utvärderades genom bänkskaletest och snabbtest, och behandling med ozon följt av MBBR som utvärderades genom datasimulering (avseende ozoneringen) och genom en pilotstudie.

När det gäller vattenmatrisen och den påverkan som är aktuell från de aktuella reningsteknikerna visade provresultat att ingen av teknikerna stöter på hinder för att implementeras på Ekeby reningsverk.

Gällande riskämnen som blev aktuella för Ekeby visar de att den stora skillnaden mellan teknikerna visar sig främst om PFOS skall inkluderas i bedömningen eller ej. Ozon efterföljt av MBBR kan inte reducera PFOS. GAK kan å andra sidan reducera PFOS, men inte till en reningsgrad nära 90% som provresultaten har visat krävs för Ekeby ARV när det råder låg utspädning i Eskilstunaån. Däremot är kravet på reduktion långt lägre (7%) när utspädningen är hög, vilket motsvarade 42 gångers spädning i Eskilstunaån. Att nyttja GAK för PFOS-rening är utmanande om GAK-filtret ska användas många bäddvolym, vilket är brukligt (och nödvändigt rent ekonomiskt) för en GAK-anläggning på ett reningsverk. Här kan bäddvolym variera mellan 27 000 och 50 000 och fortfarande reducera mikroföroreningar (Bourgin, o.a., 2018). Vid en inkludering av krav för PFOS-reduktion på ett reningsverk, innebär detta sannolikt att filterbyten behöver ske oftare än ovan diskuterade bäddvolym, vilket diskuterades tidigare i avsnitt 2.1.9. Hur ofta är svårt att säga utifrån dagens begränsande underlag inom området. Täta filterbyten påverkar i sin tur både driftskostnad och klimatpåverkan i en LCA-analys.

Citalopram var det andra riskämnet som utgör en hög risk för recipienten och det kan avskiljas både av GAK och ozon. I pilotförsöken visade det sig att över 80% reduktion erhöles redan vid en ozondos på 0,4 g O<sub>3</sub>/g DOC.

Snabbtestet som genomfördes av Chemviron i Belgien utvärderade Cyclecarb 401 för två olika kontakttider: 15 och 25 minuter och på grund av låga halter av mikroföroreningar i det vatten som skulle behandlas med snabbtest, observerades inget genombrott efter 30 000 bäddvolymmer. Det kunde inte heller observeras någon markant skillnad mellan 15 och 25 min i kontakttid.

Valet av teknik för Ekeby ARV hänger på huruvida PFOS kommer att inkluderas i ett framtida reningskrav eller ej. För att reningsverket ska kunna nyttja sin våtmark på bästa sätt vore det fördelaktigt att eventuellt utnyttja den som en efterbehandling till ozon där framförallt kväveföreningar kan omhändertas. Någon biologisk nedbrytning av mikroföroreningar har inte påvisats i den MBBR som ingick för piloten och det är möjligt att piloten kunde ha presterat bättre om andra betingelser fungerat bättre, där framförallt pH bör nämnas, men även temperatur. Utifrån befintliga underlag är det kanske mer troligt att en fasthållning (adsorption) av mikroföroreningar sker i större utsträckning jämfört med biologisk nedbrytning, men en närmare analys av våtmarkens fasta matris krävs för att säkerhetsställa detta. Huruvida effekter såsom nitrifikation och kväveavskiljning uppnås i våtmarken behöver även detta utredas närmare för att utesluta MBBR som efterbehandlingssteg till ozonsteget.

Respektive reningssteg antar olika stor yta, men båda får i princip plats på den yta som finns tillgänglig. För ett framtida teknikval är det därför inte ytan som är en avgörande faktor.

Utifrån både bänk- och pilotstudier för GAK och ozon följt av MBBR visar denna rapports resultat att båda teknikerna har god förmåga att fungera tillfredsställande. När detta vägs samman med kostnaden för reningsteknikerna, deras respektive klimatpåverkan, utvärderat från en platsspecifik LCA analys samt med hänsyn till de platsförutsättningar som råder på Ekeby ARV, är det ozon efterföljt av MBBR som kan konstateras vara den mer fördelaktiga tekniken när PFOS inte inkluderas i utvärderingen.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att det billigare teknikalternativet med ozon, som också utgör mindre klimatpåverkan, stöter på en tydlig osäkerhet som är kopplad till hur det framtida reningskravet kommer att se ut, dvs inkluderas PFOS i ett framtida krav på rening eller ej. Det dyrare alternativet med GAK fungerar väl men kommer också med en osäkerhet som är kopplad till PFOS eftersom underlaget för PFOS-avskiljning med GAK på avloppsvatten i fullskala är bristfälligt.

Tabell 24. Jämförelse av de ingående reningsteknikerna GAK och ozon följt av MBBR utifrån olika aspekter och för Ekeby ARV.

Beskrivning	GAK	Ozon + MBBR	Kommentar
Påverkan på vattenmatris	Nej	Nej	



Beskrivning	GAK	Ozon + MBBR	Kommentar
Lämplig teknik utifrån identifierade riskämnen (citalopram och PFOS)	Ja, men hög reduktion för PFOS är svårt att nå med GAK	Ja men om PFOS ingår fungerar inte ozon	GAK har svårt att reducera PFOS till 90% som krävs vid utloppet vid lågflöde, dock endast 7% vid medelscenario.
Resultat från bänkskaletest	Cyclecarb 401, Aquasorb 5000 och Aquasorb 630 visar på liknande adsorption av utvalda mikroföroreningar	En total reduktion på 80% nås när dosen är 0,6 g ozon/g DOC och 71% när PFOA och PFOS ingår i jämförelsen.  Ozonexponeringen indikerar att mellan 10 och 20 minuter är en bra kontakttid.	Cyclecarb 401 valdes ut som bästa kandidat när adsorption, pris och klimatpåverkan ingick i jämförelsen
Resultat från snabbtest och pilotstudier <sup>a</sup>	Ekebys utgående avloppsvatten, som utnyttjades för snabbtestet, innehöll låga halter av mikroföroreningar.  Inget genombrott kunde ses efter 30 000 bäddvolym och kontakttid 15 min respektive 25 min visade inte på någon markant skillnad i reduktionsgrad. Totalt avskiljdes ca 90% av mikroföroreningarna.  25 min och 30 000 bäddvolym utnyttjades för dimensionering och kostnadsbedömning	Pilotstudierna bekräftade resultat från modelleringen med ca 7 till 10% felmarginal  En dos på 0,8 g O <sub>3</sub> /g DOC är god och ger ca 91% i medelreduktion för alla ämnen  12 minuter i kontakttid är tillräckligt för dos 0,8 g O <sub>3</sub> /g DOC  MBBR bidrog inte med ytterligare biologisk nedbrytning när medelreduktionen beaktades  Genomgående låga bromathalter observerades	

Beskrivning	GAK	Ozon + MBBR	Kommentar
	och jämfördes med en kontakttid på 15 min och 30 000 bäddvolymeter.	Viss avskiljning av PFOS och PFOA observerades över MBBR-steget vid ozonering  Nedbrytning av AOC vad god över MBBR-steget	
Antar yta, m <sup>2</sup>	25 min: 1000 15 min: 1300	570-600	
Placering	Efter kemisk fällning, sist i processen men innan våtmark och recipient	Efter kemisk fällning och innan våtmark.	Ev kan våtmarken bidra med ytterligare nedbrytning, vilket har försökt studeras i form av MBBR efter ozonbehandling.
Investeringskostnad, Mkr	208	128	
Driftkostnad MSEK/år	14,1	3,7	Investeringskostnaden är baserad på jungfruligt kol  Driftkostnad minskar till 9,7 MSEK/år om regenererat kol används.
LCA, g CO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> behandlat vatten	25 min: 200 15 min: 198	2,5	Klimatpåverkan från GAK minskar till 47 g CO <sub>2</sub> -ekv/m <sup>3</sup> om regenererat kol används vid utbyte av filtermedia

<sup>a</sup> Pilotstudier för GAK motsvaras här av snabbtest med Cyclecarb 401

## 13. Slutsatser

I detta kapitel sammanfattas de slutsatser som kunnat dras utifrån denna förstudie för avancerad rening av läkemedel och andra mikroföroreningar vid Ekeby ARV. Syftet med förstudien var att avgöra vilket behov som finns av att rena vattnet från mikroföroreningar samt utreda vilken reningsteknik som är lämplig att implementera för att avlägsna dem. Dessa två delar redovisas separat i detta kapitel

### 13.1 Behov av avancerad rening av mikroföroreningar vid Ekeby ARV

Ekeby ARV släpper årligen ut 110,7 kg läkemedel (inklusive PFOA och PFOS) i recipienten<sup>6</sup>. Detta motsvarar ungefär 1,1 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 Ekeby ARV ligger näst lägst utav alla jämförande reningsverk.

Miljörisksbedömningen, baserad på PEC/PNEC-beräkningar, visade att riskkvoterna för citalopram (1) och PFOS hamnade över 1 (hög risk) för båda flödesscenerierna. PNEC-värdet för citalopram (1) baseras på ett osäkert PNEC-värde, vilket gör att det finns en risk för överestimering av PEC/PNEC-kvoten. I övrigt var det inga fler mikroföroreningar i medelflödessceneriet som hamnade i kategorin hög risk.

Sammantaget, baserat på underlaget från denna studie, är det lite som talar för att avancerad rening av mikroföroreningar behöver införas på Ekeby ARV, men för att kunna göra en bättre bedömning av detta behöver studien kompletteras med recipientprovtagning kombinerat med en spridningsmodellering för att säkerställa situationen avseende mikroföroreningar i Eskilstunaån.

Torrscenariot baseras på sex gångers spädning i recipienten, vilket bygger på minsta tillåtna vattenflöde enligt vattendom, vilket är ett scenario som inträffar mycket sällan. För detta scenario har, förutom PFOS och citalopram, två mikroföroreningar – ibuprofen och oxazepam – beräknats utgöra en hög risk för miljön. Även för oxazepam finns osäkerheter kring PNEC-värdet. Riskvärdena för citalopram och oxazepam är alltså osäkra, vilket understryks av det faktum att Länsstyrelsen i Skåne föreslagit Havs- och Vattenmyndigheten att ta fram bedömningsgrunder för dessa läkemedel i enlighet med riktvärden för Särskilt Förorenande Ämnen (SFÅ). Ibuprofen är biologiskt nedbrytbart men p.g.a. ständig hög tillförsel från ARV hinner det inte brytas ned tillräckligt snabbt och hamnar även det i kategorin hög risk

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

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

För att få en helhetsbild över hur halterna av mikroföroreningar från ARV sprids i Eskilstunaån och sedan vidare i Mälaren och hur det potentiellt inverkar på PEC/PNEC bör en enklare spridningsmodell tas fram som även beaktar halterna i recipienten. En spridningsmodell kan ge ett resultat som gäller över tid och rum, tillskillnad från en boxmodell som utnyttjats för denna miljöbedömning. Resultat såsom hur stor vattenvolym som överskrider PEC/PNEC kan tas fram och även var i recipienten påverkan är som störst. Det är viktigt att de ämnen som ligger över bedömningsgrunderna för god status, d.v.s. diklofenak och PFOS, finns med bland de provtagna ämnena. För analyserna av PFOS rekommenderas att använda det analyslaboratorium som har lägst rapporteringsgräns eftersom det kan ha en avgörande betydelse för om PFOS detekteras eller inte. Övriga mikroföroreningar kan fortsättningsvis analyseras genom MoLab.

## 13.2 Val av reningsteknik

Vattenmatrisen indikerade att det inte finns risker med vare sig ozon eller GAK för Ekeby ARV.

Vid en jämförelse mellan de identifierade mikroföroreningarna (citalopram, PFOS) som utgjorde hög risk i Eskilstunaån vid medelscenario var båda teknikerna lika bra om PFOS exkluderas från bedömningen. Däremot, om PFAS-ämnena, t.ex. PFOS, kommer att inkluderas i ett framtida reningskrav bör GAK väljas framför ozon, alternativt kan ozon kombineras med aktivt kol. Utifrån befintliga analyser vid medelscenario krävs en låg reningsgrad på ca 7% medan lågflöde kräver 90% reduktion. Det bör understrykas att PFOS-rening på avloppsvatten i fullskala inte är ett studerat område, vilket begränsar hur väl det kan bedömas.

Ytbehovet för en ozonanläggning har bedömts till cirka 570-600 m<sup>2</sup> och för en GAK-anläggning till cirka 1000 m<sup>2</sup> (15 min kontakttid) och 1300 m<sup>2</sup> (25 min kontakttid). Båda alternativen får plats på tillgänglig yta.

Enligt utförda investeringskalkyler är den totala anläggningskostnaden cirka 128 MSEK för en ozonanläggning och cirka 208 MSEK för en GAK-anläggning när jungfruligt GAK används i beräkningen. Detta motsvarar en årlig kapitalkostnad på cirka 48 100 kr/kg renade mikroföroreningar för ozon + MBBR och cirka 78 200 kr/kg renade mikroföroreningar för GAK<sup>7</sup>.

Enligt utförda driftkostnads-kalkyler är den årliga kostnaden cirka 48 100 MSEK för ozon och cirka 78 200 MSEK för GAK. Detta motsvarar en kostnad på 0,22 kr/m<sup>3</sup> behandlat vatten för ozon och 0,83 kr/m<sup>3</sup> behandlat vatten för GAK.

<sup>7</sup> Baserat på ett antagande om 80% reduktion av de 39 substanser som analyserats i detta projekt, en avskrivning på 30 år och utan hänsyn till ränta.

## 14. Litteraturförteckning

- Bansal, & Goyal. (2015). *Activated Carbon Adsorption*. Boca Raton: CRC Press.
- Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K., & Olshammar, M. (2017). *Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten*. Stockholm: IVL.
- Belkouteb, N. F. (den 1 September 2020). Removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in a full-scale drinking water treatment plant: Long-term performance of granular activated carbon (GAC) and influence of flow-rate. *Water Research*.
- Bengtsson-Palme, J., & Larsson, J. (2016). Concentrations of antibiotics predicted to select for resistant bacteria: proposed limits for environmental regulation. *Environmental International*, ss. 140-149.
- 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 .
- 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.
- Chemviron. (den 26 april 2022). Email korrespondens med Christian Baguette. *About GAC materials*. Belgien: Chemviron.
- Cimbritz, M., & Mattsson, A. (2018). *Reningstekniker för läkemedel och mikroföroreningar i avloppsvatten - Redovisning av åtta projekt som fått medel från Havs- och Vattenmyndigheten*. Göteborg: Havs- och Vattenmyndigheten.
- Cimbritz, M., Tumlin, S., Hagman, M., Dimitrova, I., Hey, G., Mases, M., . . . la Cour Jansen, J. (2016). *Rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar* . Svenskt Vatten.
- Corwin, C., & Summers, S. (2010). Scaling Trace Organic Contaminant Adsorption Capacity by Granular Activated Carbon. *Environmental Science and Technology*, 5403-5408.
- 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.
- Itzel, F., Baetz, N., Hohrenk, L., Gehrman, L., Antakyali, D., Schmidt, T., & Tuerk, J. (2020). Evaluation of a biological post-treatment after full-scale ozonation at a municipal wastewater treatment plant. *Water Research*.
- IVL. (2015). *Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten*. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- 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.
- Katsoyiannis, I. G. (2018). Fate of Cr(III) during ozonation of secondary municipal . *Ozone: Science & Engineering*, 441-447.
- Kemikalieinspektionen. (2020). *Hazard and risk assessment of chemicals - an introduction*. 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.
- Kienle, C., Werner, I., Fischer, S., Lüthi, C., Schifferli, A., Besselink, H., . . . Vermeirssen, E. (2022). Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant with ozonation and different post-treatments using a broad range of in vitro and in vivo bioassays. *Water Research*.
- Krasner, Westerhoff, Mitch, Hanigan, McCurry, & von Gunten, U. (2018). Behavior of NDMA precursors at 21 full-scale water treatment facilities. *Environmental Science Water Research & Technology*.
- KWB. (2021). *Fitness check for API elimination for WWTP Ekeby (SE)*. Berlin: Berlin Centre of Competence for Water (KWB).
- 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.
- Langas, V., Garnaga-Budré, G., & Björklund, E. (2019). *Determination of the regional pharmaceutical burden in 15 selected WWTPs and associated water bodies using chemical analysis - Morpheus project*. Sweden.
- 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.
- Luu, P. (2020). *An Investigation of the Mechanisms Behind the Pharmaceutical Removal in Ekeby Wetland WWTP*. Stockholm: KTH Royal Institute of Technology School of Engineering Sciences in Chemistry, Biotechnology and Health.
- 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](http://www.stowa.nl)
- Meinel, F., Zietzschmann, F., Ruhl, A., Sperlich, A., & Jekel, M. (den 6 januari 2016). The benefits of powdered activated carbon recirculation for micropollutant removal in advanced wastewater treatment. *Water Research*, ss. 97-103.
- Metcalfe, C. D., Metcalfe, T. L., Kiparissis, Y., Koenig, B. G., & Khan, C. (2001). Estrogenic potency of chemicals detected in sewage treatment plant effluents as determined by in vivo assays with japanese medaka (*oryzias latipes*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 297-308.
- Miehe, Stapf, & Schuman. (2017). *Studie über Effekte und Nebeneffekte bei der Behandlung von kommunalem Abwasser mit Ozon*. Berlin: Kompetenzzentrum Wasser Berlin.
- Miljö, T. E. (2019). *Implementering av fullskalig läkemedelsrening vid Tierps reningsverk*. Tierp.
- Naturvårdsverket. (2016). *Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel. En sammantagen bild av förekomsten i miljön. Redovisning av ett regeringsuppdrag*. Stockholm: Naturvårdsverket, rapport 6709.
- Naturvårdsverket. (2018). *Advanced wastewater treatment for separation and removal of pharmaceutical residues and other hazardous substances, report 6803*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- 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-föreningar 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.
- Stapf, M., Miehe, U., Bester, K., & Lukas, M. (2020). *Guideline for advanced API removal*. CWPharma.
- Svahn, & Björklund. (2017). *LUSKA - läkemedelsutsläpp från skånska avloppsreningsverk*. Kristianstad: Region Skåne projektnummer M219.
- 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 mikroföreningar vid Kungsängsverket i Uppsala*. Uppsala: Sweco.

- Tell, J., Caldwell, D., Häner, A., Hellstern, J., Hoeger, B., Journal, B., . . . Vestel, J. (2019). *Science-based Targets for Antibiotics in Receiving Waters from pharmaceutical manufacturing operations*.
- Vatten, S. (den 4 april 2022). *Läkemedelsrening*. Hämtat från Läkemedelsrening: [www.lakemedelsrening.se](http://www.lakemedelsrening.se)
- Verken, T. (den 5 april 2022). *Tekniska Verken*. Hämtat från Tekniska Verken, Linköping: <https://www.tekniskaverken.se/om-oss/anlaggningar/avloppsreningsverk/>
- von Gunten, U. (den 19 April 2018). Oxidation Processes in Water Treatment: Are We on Track? *Environmental Science and Technology*, ss. 5062-5075.
- von Sonntag, C., & von Gunten, U. (2012). *Chemistry of ozone in wastewater and water treatment - from basic principles to applications*. London: IWA publishing.
- VSA. (den 5 april 2022). *VSA - Platform process engineering micropollutants*. Hämtat från VSA: [www.micropoll.ch/en/home](http://www.micropoll.ch/en/home)
- Zietzschmann, F., Müller, J., Sperlich, A., Ruhl, A., Meinel, F., Altmann, J., & Jekel, M. (2014). Rapid small-scale column testing of granular activated carbon for micropollutant removal in treated domestic wastewater. *Water Science and Technology*, 1271-1278.
- 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 MoLab

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

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

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

## Appendix 2 – PEC/PNEC-beräkningar för studerade mikroföroreningar

Ämnen (NV:s lista + etinylöstradiol och östradiol och PFOA/PFOS)	PEC (utspädning 42) (ng/L)	PEC (utspädning 6) (ng/L)	PNEC - effektnivå (ng/L)	Säkerhetsfaktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor	PEC (utspädning 42)/PNEC	PEC (utspädning 6)/PNEC
17 $\beta$ -östradiol	0,0	0,0	0,4		Havs- och Vattenmyndigheten (HaV) 2019 Bedömningsgrund SFÄ "God status" inlandsytvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	0,00	0,00
17 $\alpha$ -etinylöstradiol	0,0	0,0	0,035		HaV 2019 Bedömningsgrund SFÄ "God status" inlandsytvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	0,00	0,00
Atenolol	11,7	82,2	150000		Schweiziskt EQS 2015	0,00	0,00
Azitromycin	0,0	0,2	19		Schweiziskt EQS 2015	0,00	0,01
Bensotriazol	36,3	253,8	19000		Schweiziskt EQS 2015	0,00	0,01
Bisfenol A	1,5	10,6	1600		HaV 2019 Bedömningsgrund SFÄ "God status" inlandsytvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25 (HaV 2019)	0,00	0,01
Ciprofloxacin	0,0	0,2	100		HaV 2019 Bedömningsgrund SFÄ "God status" inlandsytvatten max tillåten koncentration HVMFS 2019:25	0,00	0,00
Citalopram (1)	1,2	8,1	0,075	2000 (1000*2)	Ågerstrand 2019	15,44	108,09
Citalopram (2)	1,2	8,1	20	50	Fernández-Rubio et al. 2019	0,06	0,41
Diklofenak	7,0	49,3	100		HaV 2019 Bedömningsgrund SFÄ "God status" inlandsytvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	0,07	0,49
Erytromycin	0,9	6,0	200		Tyskt EQS 2015	0,00	0,03
Flukonazol	1,6	11,5	250	10	Tell et al. 2019	0,01	0,05
Furosemid	2,6	18,3	156	1000	Ågerstrand 2019	0,02	0,12
Hydrokortiazid	2,4	16,5	1000	10	Ågerstrand 2019	0,00	0,02
Ibuprofen	5,4	37,6	11		Schweiziskt EQS 2016	0,49	3,41

### Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjudpad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\neverans

221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

Ämnen (NV:s lista + etinylöstradiol och östradiol och PFOA/PFOS)	PEC (utspädning 42) (ng/L)	PEC (utspädning 6) (ng/L)	PNEC - effektnivå (ng/L)	Säkerhetsfaktor	Källa PNEC och säkerhetsfaktor	PEC (utspädning 42)/PNEC	PEC (utspädning 6)/PNEC
Imidakloprid	0,0	0,0	5		HaV 2019 Bedömningsgrund SFA "God status" inlandsytvatten årsmedelvärde HVMFS 2019:25	0,00	0,00
Irbesartan	2,0	14,2	704000	10	Miljöinfo i FASS för Aprovel (Sanofi) 16 feb 2022 <a href="https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&amp;nplId=20040302000012&amp;docType=78&amp;scrollPosition=0">https://www.fass.se/LIF/product?userType=0&amp;nplId=20040302000012&amp;docType=78&amp;scrollPosition=0</a>	0,00	0,00
Karbamazepin	4,2	29,7	500	50	Tyskt EQS 2015	0,01	0,06
Ketokonazol	0,0	0,0	4000		Bengtsson-Palme & Larsson (2016) (MIC används som PNEC)	0,00	0,00
Klaritromycin	0,7	4,9	80	10	Tell et al. 2019	0,01	0,06
Losartan	18,9	132,0	63700	1000	Godoy et al. 2015	0,00	0,00
Metoprolol	17,2	120,1	8600		Schweiziskt EQS 2016	0,00	0,01
Metotrexat	0,0	0,0	85000		Simon Webb 2001	0,00	0,00
Naproxen	9,4	65,7	1700		Schweiziskt EQS 2015	0,01	0,04
Oxazepam	2,8	19,6	10	100 (50*2)	Ågerstrand 2019	0,28	1,96
Paracetamol	1,7	12,0	46000	10	Ågerstrand 2019	0,00	0,00
PFOA	0,2	1,1	3		Kalifornien (Environmental Protection Agency) 2021 (prel. rapport). (Baserat på humana effekter (ökad risk för leverskada) - Health protective concentration (HPC), dricksvatten).	0,05	0,36
PFOS	0,7	5,1	0,65		HaV 2019 Kemisk ytvattenstatus - inlandsytvatten ("God status" - årsmedelvärde) HVMFS 2019:25	1,12	7,86
Propranolol	0,7	4,7	160		Schweiziskt EQS 2013	0,00	0,03
Sertralin	0,3	2,1	9,4	50	Ågerstrand 2019	0,03	0,23
Sulfametoxazol	1,8	12,4	600		Tyskt och schweiziskt EQS (2016)	0,00	0,02
Tramadol	16,9	118,1	959		Zhou et al. 2019	0,02	0,12
Trimetoprim (1)	1,1	7,7	100	10	Tell et al. 2019	0,01	0,08
Trimetoprim (2)	1,1	7,7	120000		Schweiziskt EQS 2015	0,00	0,00
Venlafaxin	5,8	40,3	91,9		Zhou et al. 2019	0,06	0,44
Zolpidem	0,0	0,1	940		Fick et al. 2010	0,00	0,00
Östron	0,2	1,5	3,6		Schweiziskt EQS 2011	0,06	0,41

**Sweco |**

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjudad\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\leverans

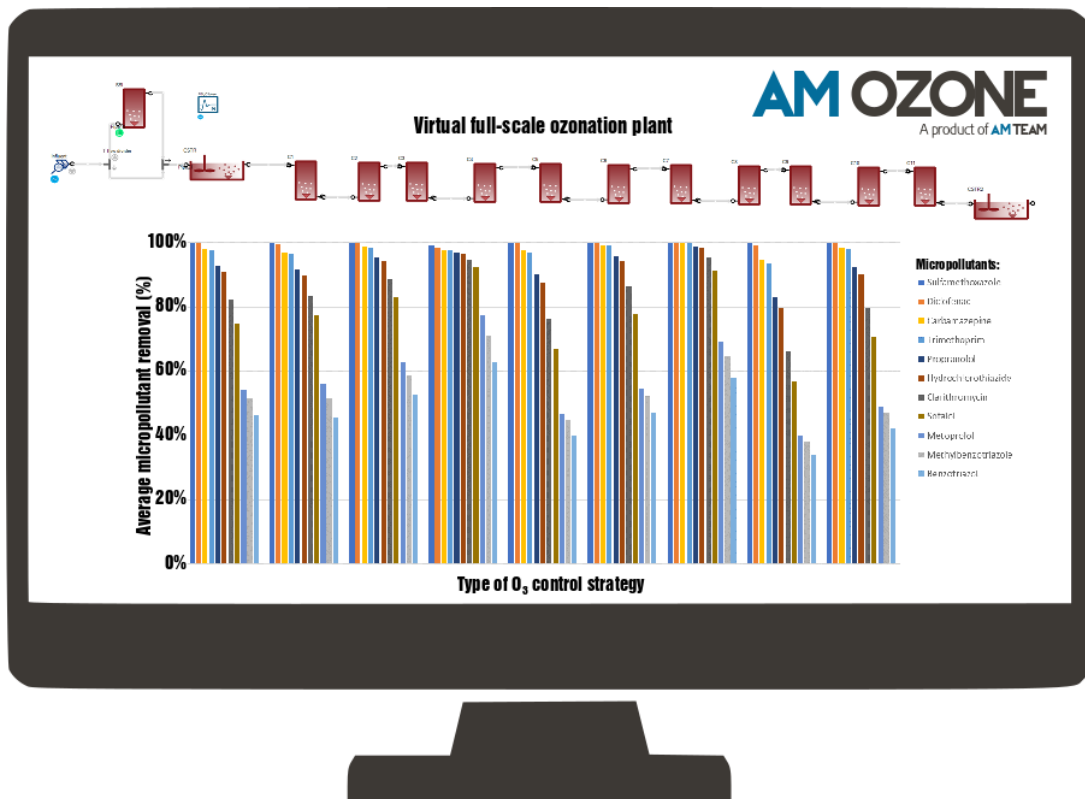
221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

# Appendix 3 – Ozonmodellering för Ekeby ARV



# Ozone exploration study

## Application of AMOZONE model for bench scale testing on WWTP Eskilstuna



## PROJECT REPORT

Customer:



<b>Customer</b>	WWTP Eskilstuna, Sweco Sweden
<b>Customer contact person</b>	Dr. Linda Önnby
<b>Project No.</b>	AM-200114
<b>Project team</b>	AM-TEAM: Dr. Niels Wardenier, Dr. Giacomo Bellandi, ir. Roberta Muoio, Sweco Sweden: Dr. Linda Önnby, Niklas Dahlen WWTP Eskilstuna: Anna Bogren , Joakim Thorstensson
<b>Authors</b>	Dr. Niels Wardenier and Dr. Giacomo Bellandi
<b>Report version</b>	v20220215 – final
<b>Report date</b>	February 15 <sup>th</sup> , 2022

## Table of contents

### Contents

Table of contents .....	3
Project summary .....	4
1 Project description and objectives .....	5
1.1 Problem statement .....	5
1.2 Solution for WWTP Eskilstuna .....	5
1.3 Project objectives .....	5
2 Methodology .....	5
2.1 Scope of the project .....	5
2.2 The virtual piloting methodology .....	5
2.2.1 The AMOZONE model .....	6
2.2.2 Lab batch testing .....	8
2.2.3 Scenario analysis .....	8
3 Results .....	11
3.1.1 Model calibration .....	11
3.1.2 Dynamic simulation outcomes .....	12
3.1.3 Scenario analysis and comparison .....	14
4 Conclusions .....	15
5 References .....	16



## Project summary

The wastewater treatment plant (WWTP) Eskilstuna and Sweco Sweden are exploring the possibility of upgrading the WWTP Eskilstuna with an additional ozonation step to meet (future) regulatory requirements on effluent bromate ( $\text{BrO}_3^-$ ) and micropollutant (MPs).

**AM-TEAM's goal was to support WWTP Eskilstuna with valuable insights in the effect ozone dosages for different water qualities on the ozone decay, micropollutant removal and the risk of bromate formation by conducting a scenario study, with the novel AMOZONE model. This combination of the AMOZONE model with a bench scale test conducted in a dedicated lab specialized into ozonation research allowed to test many variables without the need of any additional lab experiments. Therefore, applying a virtual testing methodology will save significant time and money.** Moreover, a part of the model can be used in later stage when virtual piloting of the plant is considered.

One 24h composite sample of real secondary effluent were provided by WWTP Eskilstuna. AM-TEAM arranged dedicated ozonation batch tests on this sample with the IUTA lab in Germany to assess  $\text{O}_3$  reaction kinetics,  $\text{BrO}_3^-$  formation and hydroxyl radical ( $\text{HO}^*$ ) production. During the batch testing,  $\text{O}_3$  decay, the  $\text{BrO}_3^-$  production and  $\text{HO}^*$  concentrations were measured as function of time as well as the  $\text{UVA}_{254}$  absorption. The obtained experimental results were used to calibrate the AMOZONE model. The main objective of this work was to run several scenario analyses by means of virtual batch tests, to assess the impact of different ozone doses on the  $\text{BrO}_3^-$  production and the elimination of 18 target MPs. Additionally, a virtual pilot was explored to assess the impact of influent conditions with fine bubble injection. This was done because the effects of  $\text{O}_3$  injection in full-scale installations can be very different from the lab scale, especially regarding the  $\text{BrO}_3^-$  formation potential. The model layout of this virtual  $\text{O}_3$  installation was conceived with fine bubble diffusion and was sized to ensure the necessary retention time for the  $\text{O}_3$  reactions to occur and for  $\text{O}_3$  to deplete completely (i.e. no final  $\text{O}_3$  residuals). Simulations with two different influent compositions were run and the results were compared in terms of both the bromate risk formation potential and MPs removal performance.

## 1 Project description and objectives

### 1.1 Problem statement

WWTP Eskilstuna and Sweco Sweden wanted to explore the potential application of ozonation at the Eskilstuna WWTP. For this, WWTP Eskilstuna needed an estimate of the removal of some indicator MPs at different O<sub>3</sub> concentrations, and an indication of the BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> formation potential.

### 1.2 Solution for WWTP Eskilstuna

The AMOZONE simulation model was used to simulate different scenarios. AM-TEAM provided:

- An estimation of the removal of 18 MPs at different O<sub>3</sub>/DOC ratios in virtual batch tests
- A risk analysis of bromate formation under different operational conditions in virtual batch tests
- Two virtual full-scale simulation scenarios
- In-depth process and kinetic insights

### 1.3 Project objectives

The objectives of this project were to:

- **Assess process performance:** what is the effect of different O<sub>3</sub>/DOC ratios on the elimination of MPs? What is the corresponding risk for bromate formation?

## 2 Methodology

### 2.1 Scope of the project

The following aspects were part of the scope of this project:

<b>General advice</b> Attending meetings and working for the optimal project execution.	<b>Sizing ozone train + estimation of ozone consumption</b> Application of the calibrated virtual full-scale model on Soerendonk online data
<b>Bench-scale testing and model calibration and validation</b> 1 bench-scale experiment, at two different ozone doses + model calibration & validation	<b>'What if' scenario testing</b> Testing of different operational conditions Assessment of different control strategies Bromate risk analysis
<b>Scientific support</b> Support in data processing/interpretation	

### 2.2 The virtual piloting methodology

The AMOZONE virtual pilot framework is given in Figure 1. The methodology consists of three different steps. For the purpose of this study, the virtual piloting methodology was slightly customized to focus upon virtual batch tests:

1. **Onsite data collection:** both offline (e.g. DOC, Br, ...) and online measurements (e.g. UVA<sub>254</sub>, NH<sub>4</sub>, ...) are collected at the plant, to obtain a time series (e.g. 1 month) of data that contains effluent variations in the plant, preferably covering both dry weather and wet weather conditions
2. **Bench-scale model calibration:** in a period of a few weeks, several 5 to 10L effluent samples are collected and sent to a dedicated lab for ozone batch testing. Ozone, HO\*

and  $\text{BrO}_3$  profiles are recorded as function of time and ozone dose. Based on those profiles, the AMOZONE model is calibrated and validated.

3. **Virtual piloting:** using the calibrated model, a virtual plant model is built that is fed with the influent data collected in step 1. Different operational and design scenarios can be run.

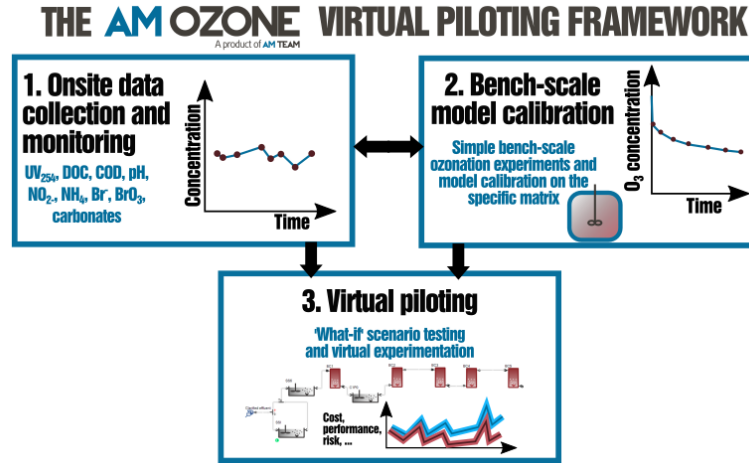


Figure 1 - The AMOZONE virtual piloting framework

### 2.2.1 The AMOZONE model

The AMOZONE model (Audenaert et al., 2019) is a detailed kinetic model for the prediction of MPs removal and  $\text{BrO}_3$  formation including a large number of chemical reactions derived from years of experience and sound literature (*inter alia*: Benitez et al., 2007; Bourgin et al., 2018; Buffle et al., 2004; Pinkernell & Von Gunten, 2001; von Gunten, 2003).

MPs removal occurs via reactions with  $\text{O}_3$  and  $\text{HO}^*$ . As shown in Figure 2, reaction rates with  $\text{O}_3$  and  $\text{HO}^*$  vary widely across different MPs, causing the very different removal rates observed in practice. These rate constants are available in literature for the vast majority of the compounds. AMOZONE uses these rates constants to assess the local removal of each MP. There is no limit in the number of MPs that can be implemented in the model, and currently more than 50 MPs are included in AMOZONE. For the current project 18 MPs of interest for WWTP Eskilstuna were selected.

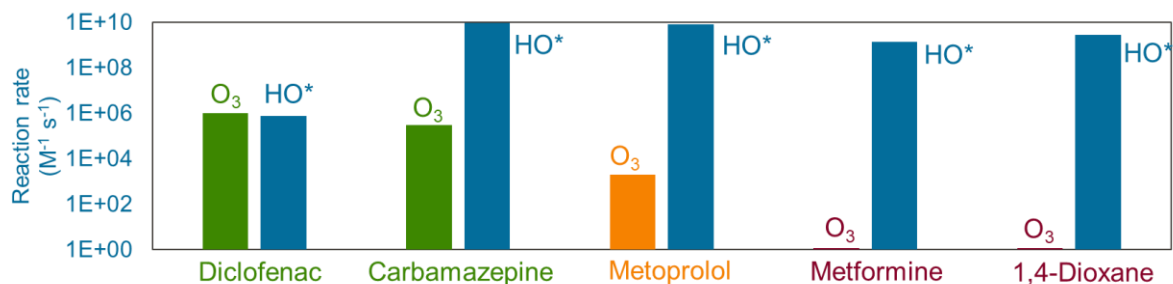


Figure 2 - reaction rate examples for 5 very different MPs – while the rate constants for  $\text{HO}^*$  are typically high for each of the compounds, the values for  $\text{O}_3$  vary widely (green = high, orange = medium, red = low to negligible)

$\text{BrO}_3$  formation is the result of a complex net of chemical reactions of which an extremely simplified schematic is provided in Figure 3. These reactions involve the water matrix in both organic and inorganic composition and are triggered by both  $\text{O}_3$  and  $\text{HO}^*$ , as indicated by the orange and red boxes in Figure 3.

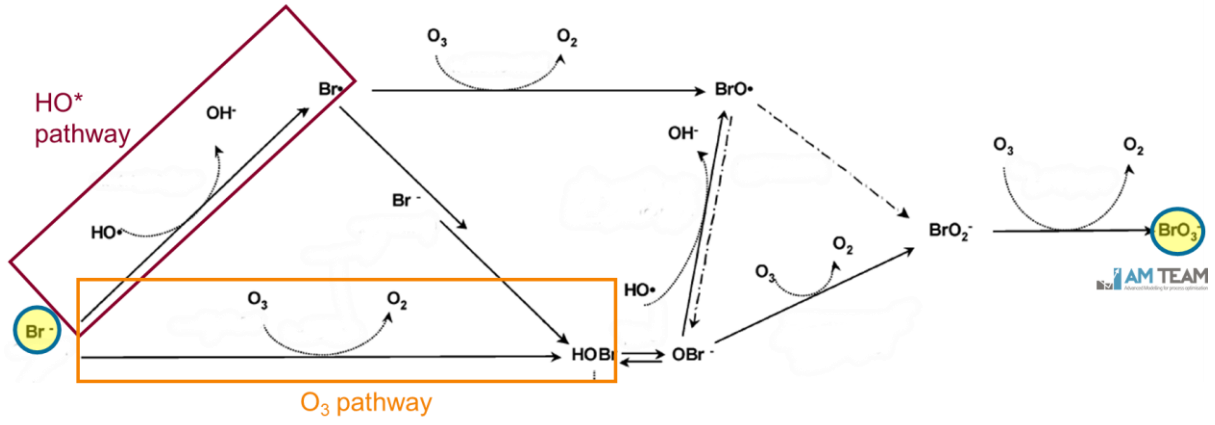


Figure 3 – schematic of the main pathways for  $\text{BrO}_3$  formation (Von Gunten, 2003).

## 2.2.2 Lab batch testing

One sample of secondary effluent was collected at WWTP Eskilstuna in the course of November 2021. AM-TEAM arranged the shipping and the testing at a dedicated lab experienced in O<sub>3</sub> research (IUTA, Germany). The samples were analysed for DOC, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, UVA<sub>254</sub>, carbonate alkalinity, Br<sup>-</sup>, pH and conductivity.

A known concentration of the chemical para-chloro benzoic acid (pCBA), a probe component<sup>1</sup> for HO<sup>\*</sup> exposure, was spiked to the sample prior to ozonation. Each sample was tested for two different O<sub>3</sub> doses (5 mg/L and 10 mg/L) in replicates. In each test, the concentration of O<sub>3</sub> was monitored as a function of time until complete O<sub>3</sub> depletion, while the concentration of pCBA and BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> as well as the UVA<sub>254</sub> absorption were monitored at the end of each experiment. These data were used to calibrate and validate the AMOZONE model and proceed with the virtual experiments.

## 2.2.3 Scenario analysis

### 2.2.3.1 Virtual batch tests

After the model calibration, several scenarios were run to evaluate the effect of six different O<sub>3</sub> dosages in virtual batch ozonation tests, ranging between 0.1 – 1.0 g O<sub>3</sub>/g DOC, on the formation of BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> and the elimination of MPs. The same initial wastewater composition was used in all scenarios. The chemical composition of the influent is shown in Table 1. These values were chosen in agreement with WWTP Eskilstuna and Sweco Sweden, and represent the averaged values obtained from five influent samples, collected at WWTP Eskilstuna, collected in November 2021.

Table 1 – Wastewater composition used in the scenario tests

	0.1 gO <sub>3</sub> /g DOC	0.3 gO <sub>3</sub> /g DOC	0.5 gO <sub>3</sub> /g DOC	0.6 gO <sub>3</sub> /g DOC	0.8 gO <sub>3</sub> /g DOC	1.0 gO <sub>3</sub> /g DOC
DOC [mg/L]			7.4			
NH <sub>4</sub> -N [mg/L]			0.52			
NO <sub>2</sub> -N [mg/L]			0.17			
Br <sup>-</sup> [mg/L]			0.097			

To evaluate the removal of MPs in the virtual batch tests, 18 selected target compounds of interest for WWTP Eskilstuna were selected. The initial MPs concentration used in the scenario analyses was set to 1 µg/L and the relative removal was observed. Note that for the purpose, the AMOZONE model was extended with 9 additional MPs. Table 2 enlists the MPs that were additionally included in the model, along with the corresponding rate constants with ozone (k<sub>O<sub>3</sub></sub>) and hydroxyl radicals (k<sub>HO<sup>\*</sup></sub>). The k<sub>O<sub>3</sub></sub> rate constants were provided by Sweco, while the k<sub>HO<sup>\*</sup></sub> rate constants were taken from literature.

<sup>1</sup> A HO<sup>\*</sup> probe component is a chemical with a known HO<sup>\*</sup> rate constant and with a very low reaction rate with O<sub>3</sub>. By spiking that component and tracking the compound's concentration throughout the experiment, the HO<sup>\*</sup> concentrations can be assessed through back-calculations. Examples of components are para-chloro benzoic acid (pCBA) (analysed by liquid chromatography (HPLC)) and Alachlor (analysed by gas chromatography (GC)).

Table 2 – Rate constants with ozone ( $k_{O_3}$ ) and hydroxyl radicals ( $k_{HO^\bullet}$ ) for the additional 9 MPs that were added to the model, for the purpose of this study.

MPs	$k_{O_3}$ [ $M^{-1}.s^{-1}$ ]	Reference	$k_{HO^\bullet}$ [ $M^{-1}.s^{-1}$ ]	Reference
Naproxen	$2 \times 10^5$	von Sonntag and von Gunten (2012)*	$8.61 \times 10^9$	Wols et al. (2012)**
Sertralin	16	von Sonntag and von Gunten (2012)*	$2 \times 10^{10}$	Gornik et al. (2020)**
Tramadol	$1 \times 10^6$	von Sonntag and von Gunten (2012)*	$6.3 \times 10^9$	Zimmerman et al. (2012)**
Fluconazole	1	von Sonntag and von Gunten (2012)*	$5 \times 10^9$	Cai et al. (2018)**
Ciprofloxacin	$9 \times 10^5$	von Sonntag and von Gunten (2012)*	$4.1 \times 10^9$	Dodd et al. (2006)**
Bisphenol A	$1.7 \times 10^4$	von Sonntag and von Gunten (2012)*	$8 \times 10^9$	Wols et al. (2012)**
Estrone	$1.5 \times 10^5$	von Sonntag and von Gunten (2012)*	$1.6 \times 10^5$	Nakonechny et al. (2008)**
PFOA	0.3	Assumed from von Sonntag and von Gunten (2012)	$10^5$	Vecitis et al. (2009)**
PFOS	0.2	Assumed from von Sonntag and von Gunten (2012)	$10^4$	Vecitis et al. (2009)**

(\*) Rate constants shared by Sweco

(\*\*) Rate constants taken from literature

### 2.2.3.2 Virtual plant setup

In addition to the virtual batch tests, two virtual piloting simulations were carried out. The wastewater composition considered in the virtual piloting simulations is shown in Table 3, and a schematic representation of the virtual pilot is shown in Figure 4. The virtual plant consists of a bubble column (BC1 in Figure 4) with a reactor volume of  $6 \text{ m}^3$ , where  $O_3$  was injected by fine bubble diffusion. A constant ozone dose, with an  $O_3/DOC$  ratio of 1.0 was used by fixing the gas flow rate at 760 l/h and 380 l/h for concentrated and diluted influent conditions, respectively. After the  $O_3$  injection, the liquid flow enters one last CSTR tank of  $10 \text{ m}^3$  installed to ensure that all reactions are ended and no residual  $O_3$  is discharged with the effluent. The influent flow rate was set at  $30 \text{ m}^3/\text{h}$ , which corresponded to a hydraulic residence time (HRT) of 12 min in the bubble column and 20 min in the CSTR tank.

Table 3 – Influent characteristics for the diluted and concentrated influent used in the virtual  $O_3$  piloting tests

MPs	Diluted influent	Concentrated influent
DOC [mg/L]	5.0	10.0
$NH_4-N$ [mg/L]	0.1	1.5
$NO_2-N$ [mg/L]	0.01	0.1
Br [mg/L]	0.01	0.1



Figure 4 – Schematic overview of the virtual O<sub>3</sub> plant.

### 3 Results

#### 3.1.1 Model calibration

One sample of secondary effluent obtained from WWTP Eskilstuna was analysed and tested in replicates in 2 batch laboratory experiments. Table 4 shows the water quality composition of the raw sample.

Table 4 – Chemical composition of the secondary effluent sample taken from WWTP Eskilstuna

Influent composition	Value
DOC [mg/L]	8.4
NH <sub>4</sub> -N [mg/L]	1.1
NO <sub>2</sub> -N [mg/L]	0.39
pH [a.u.]	8.4
Conductivity [μS/cm]	581
UVA [m <sup>-1</sup> ]	27.2
Carbonate alkalinity [mmol/L]	0.54
Bromide, Br [μg/L]	100
Bromate, BrO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [μg/L]	< 2.5

Figure 5 reports the calibration fit for the experimental O<sub>3</sub> residuals.

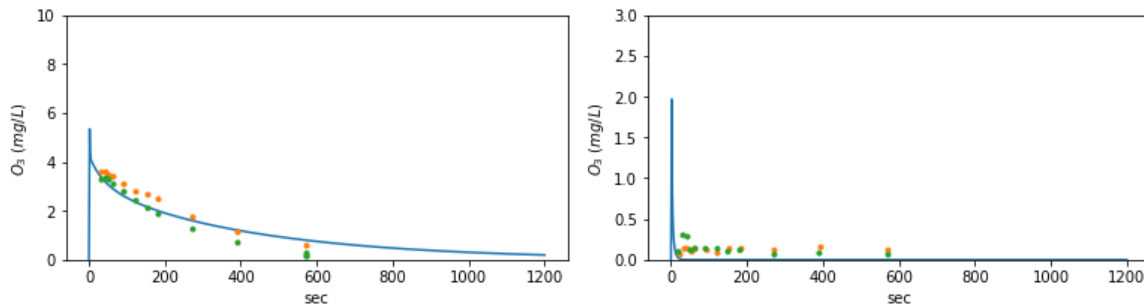


Figure 5 - Model calibration for the O<sub>3</sub> decay profile. Experimental O<sub>3</sub> concentrations (2 replicates) are represented by the dots, while the model fit is represented by the blue line. Left: ozone decay after spiking the sample with 10 mg/L O<sub>3</sub> (O<sub>3</sub>/DOC ratio 1.2). Right: ozone decay after spiking the sample with 5 mg/L O<sub>3</sub> (O<sub>3</sub>/DOC ratio = 0.6).

The model compound pCBA was used to calibrate for the generated HO\* radicals (Figure 6).

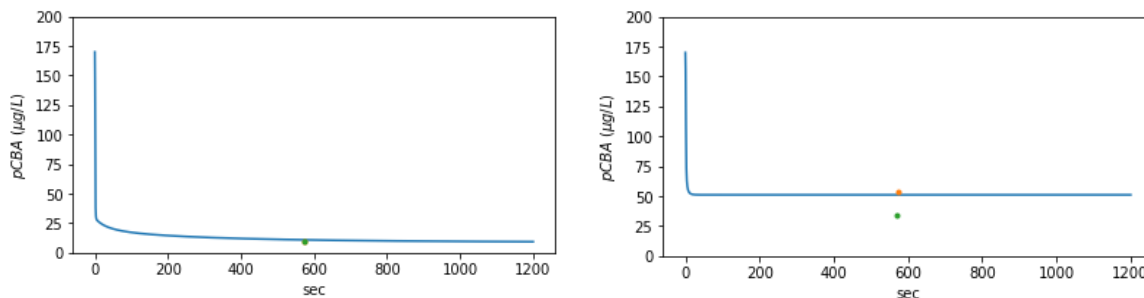


Figure 6 - Model calibration for the removal of pCBA. Experimental pCBA concentrations (2 replicates) are presented by the dots. The model fit is represented by the blue line. Left: results obtained with a high O<sub>3</sub> dose of 10 mg/L. Right: results obtained with a low O<sub>3</sub> dose of 5 mg/L.



After the calibration for HO\* radicals, the model was fitted to the production of BrO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Figure 7 depicts the experimentally obtained BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> results and the model fit.

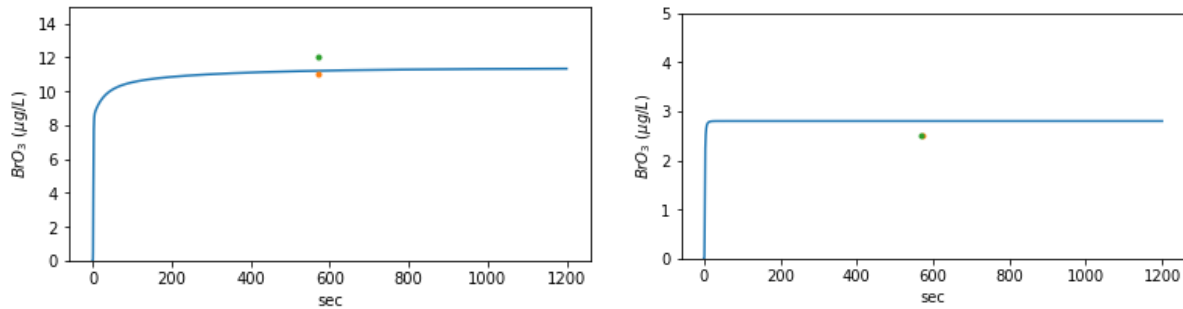


Figure 7 - Model calibration for the formation of BrO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Experimental BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentrations (2 replicates) are presented by the dots. The model fit is represented by the blue line. Left: results obtained with a high O<sub>3</sub> dose of 10 mg/L. Right: results obtained with a low O<sub>3</sub> dose of 5 mg/L.

### 3.1.2 Dynamic simulation outcomes

#### 3.1.2.1 Scenario analyses

Several batch test scenario analyses were run with the aim of evaluating the BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> formation and the MPs removal at six different O<sub>3</sub> dosages. In this section, the main results are provided.

The steady-state BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentration predicted by the model is shown in Figure 8 for each individual scenario. A negligible amount of BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> could be detected in the scenarios where low O<sub>3</sub> doses (0.1 – 0.3 g O<sub>3</sub> / g DOC) were used. At O<sub>3</sub> doses of 0.5 g O<sub>3</sub>/ g DOC or higher, an exponential increase in BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentration was observed, with a BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentration of 7.53 mg/L at the scenario where an ozone dose of 1.0 g O<sub>3</sub>/ g DOC was applied.

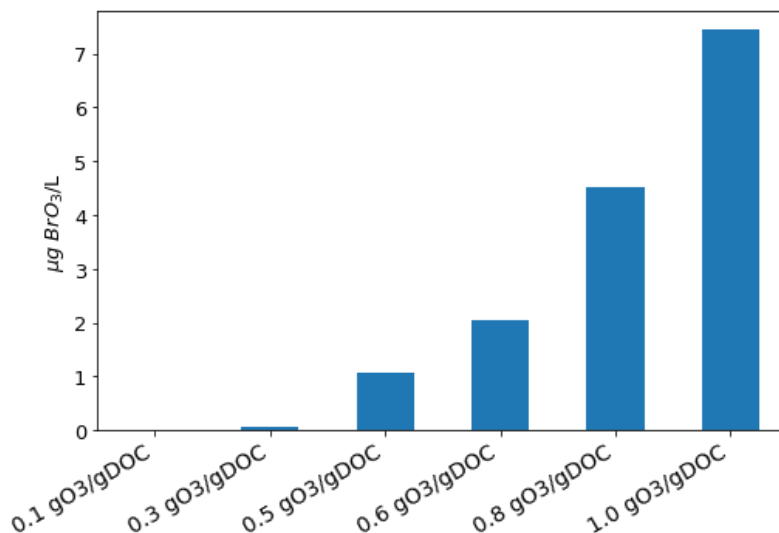


Figure 8 – BrO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentration (µg/L) formed in each of the different virtual batch tests

Figure 9 and Figure 10 depict the steady-state removal efficiency predicted by the model for the 18 selected MPs, in the different scenarios. It becomes clear from Figure 9 -Figure 10 that there is generally a limited removal efficiency for the majority of compounds when small ozone doses (0.1 – 0.3 g O<sub>3</sub>/ g DOC) were used. In particular, O<sub>3</sub> dosages < 0.3 g O<sub>3</sub>/ g DOC were

only capable of removing ozone-susceptible compounds (i.e. having high rate constants with  $O_3$ ), such as diclofenac, carbamazepine, and estrone. The majority of the compounds were removed for more than 70 % at  $O_3/DOC$  doses above 0.8 g  $O_3/g$  DOC. Further, it is interesting to note that the perfluorinated compounds (PFOA and PFOS) showed almost no removal (< 5 %), due to the low  $k_{O_3}$  (<  $0.3 M^{-1}.s^{-1}$ ) and  $k_{HO^{\cdot}}$  values (<  $10^5 M^{-1}.s^{-1}$ ).

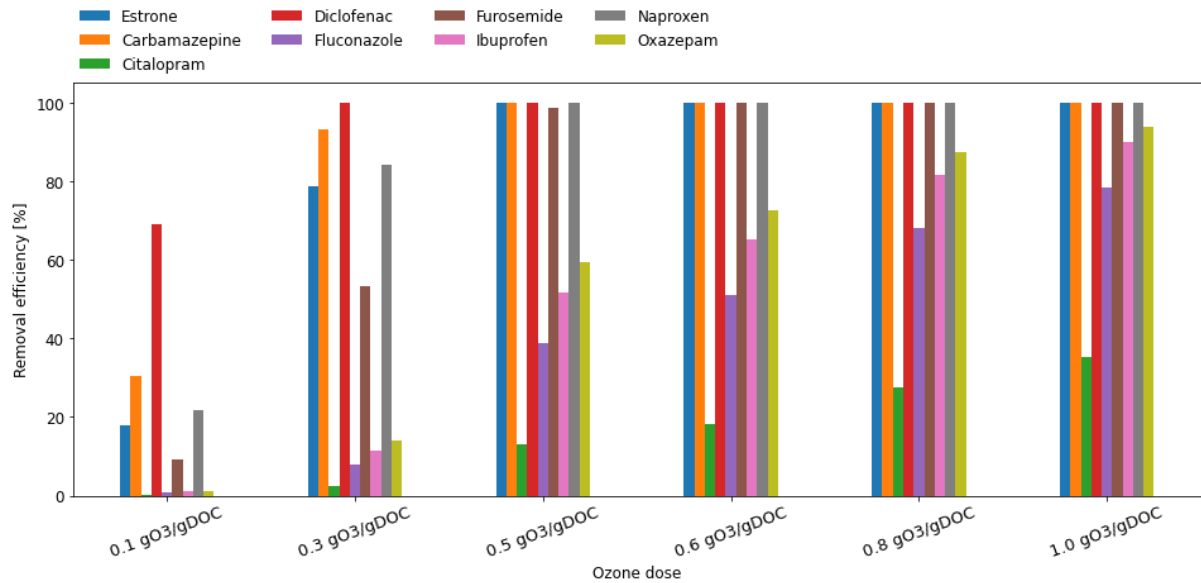


Figure 9 – Modelled relative removal of 18 selected MPs, for six different scenarios (part 1)

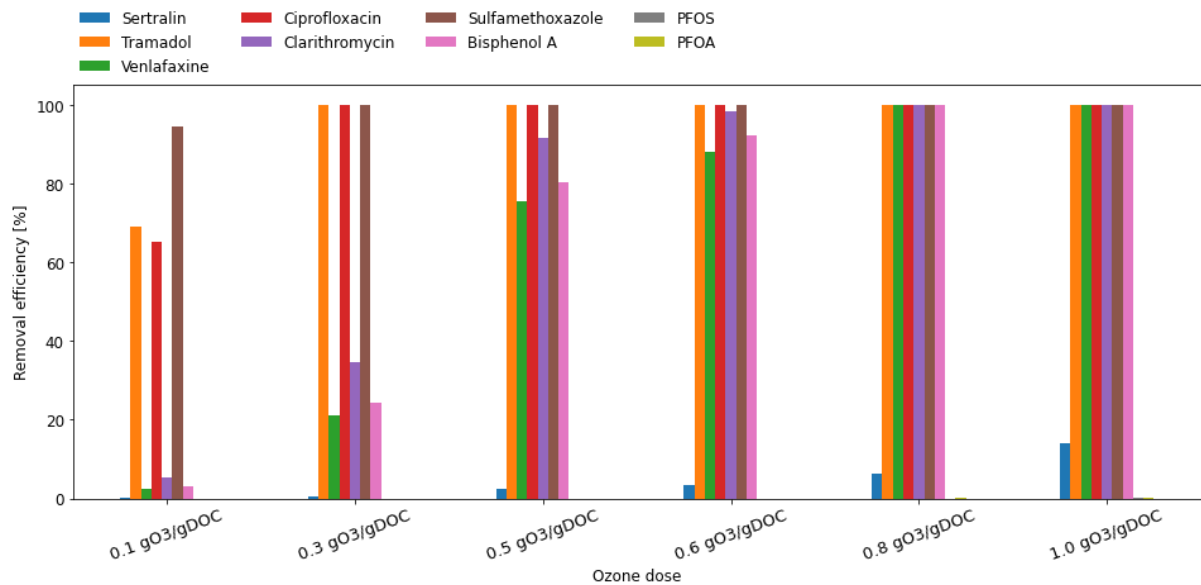


Figure 10 – Modelled relative removal of 19 selected MPs, for six different scenarios (part 2)

### 3.1.3 Scenario analysis and comparison

#### 3.1.3.1 Virtual Piloting test

Figure 11 shows the steady-state  $\text{BrO}_3^-$  concentration that was formed in the virtual piloting tests, at diluted and concentrated influent conditions. As compared to the diluted influent water matrix, five times more  $\text{BrO}_3^-$  could be produced at concentrated influent conditions. Here, the enhanced  $\text{BrO}_3^-$  concentration can be attributed to the higher  $\text{Br}^-$  in the concentrated influent (0.1 mg/L vs. 0.01 mg/L at diluted concentrations).

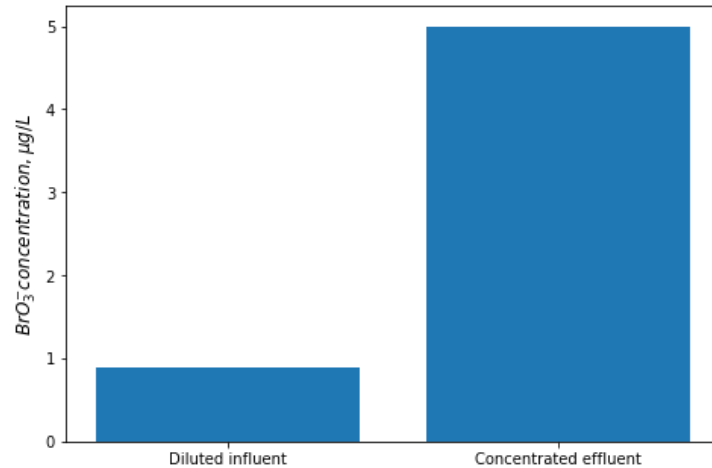


Figure 11 – Steady-state bromate concentration in the virtual piloting tests

For the majority of the target pollutants almost complete removal could be achieved at both influent conditions (Figure 13) with an  $\text{O}_3$  dose of 1.0 g  $\text{O}_3/\text{g}$  DOC. Compounds that are less reactive with  $\text{HO}^*$  radicals (i.e. Citalopram) were significantly less removed (<50 %). In line with the virtual batch scenario analyses, PFOA, and PFOS showed almost no removal.

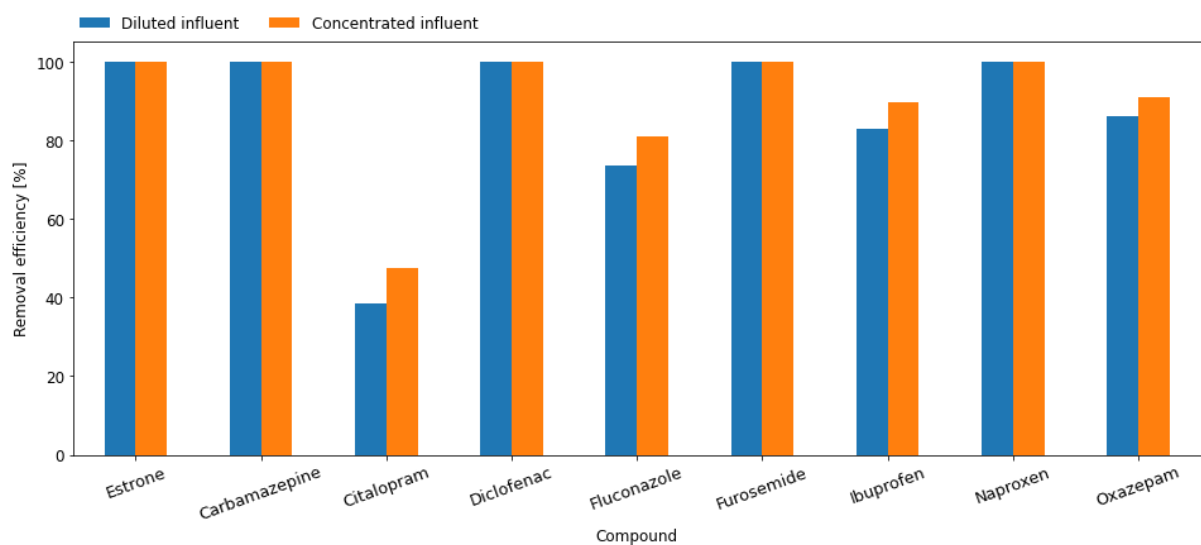


Figure 12 – MPs elimination in the virtual piloting tests (part 1)

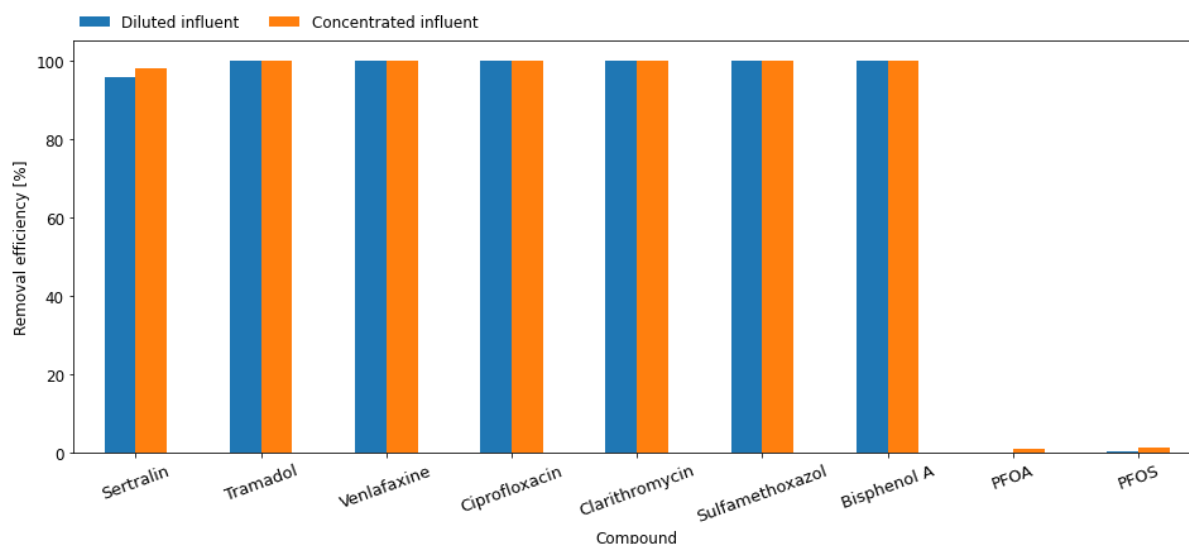


Figure 13 – MPs elimination in the virtual piloting tests (part 2)

## 4 Conclusions

In this project, a feasibility study was carried out to assess the potential application of ozonation at WWTP Eskilstuna. The study aimed to explore the potential formation of  $\text{BrO}_3^-$  and the removal of MPs at different  $\text{O}_3$  doses.

Lab bench tests carried out on a real secondary effluent sample provided the required information for unravelling the reaction kinetics of  $\text{O}_3$  with the specific water matrix from WWTP Eskilstuna. This allowed to observe the  $\text{O}_3$  decay, organics depletion, the potential radicals availability, and the formation of  $\text{BrO}_3^-$ . A thorough model calibration and validation was performed.

Virtual batch scenario analyses carried out with ozone dosages ranging between 0.1 – 1.0 g  $\text{O}_3$ / g DOC revealed an exponential increase in the  $\text{BrO}_3^-$  concentration with the ozone dose. A very limited amount of  $\text{BrO}_3^-$  was formed at an ozone dose below 0.3 g  $\text{O}_3$ /g DOC while this was 8.6  $\mu\text{g}/\text{l}$  in the scenario where 1.0 g  $\text{O}_3$ /g DOC was used. With respect to the elimination of MPs, a few could be significantly degraded at ozone dose between 0.1 – 0.3 (e.g. Diclofenac and Sulfamethoxazole), while most of the compounds were removed for more than 70 % at  $\text{O}_3$ /DOC ratios above 0.8.

The virtual  $\text{O}_3$  installation showed that the  $\text{BrO}_3^-$  formation risk at the WWTP of Eskilstuna is relatively low, even while working at high  $\text{O}_3$  dosages up to 1.0 g  $\text{O}_3$ / g DOC, and at both concentrated and diluted influent conditions. In all simulations the  $\text{BrO}_3^-$  formation remained below both the currently available reference values for surface water discharge of 50  $\mu\text{g}/\text{l}$  (Oekotoxzentrum, 2015), and the directive for human consumption of 10  $\mu\text{g}/\text{l}$  (European Commission, 2020). The majority of the target compounds could be almost completely removed at the highest ozone dosages tested, i.e. only Citalopram, PFOA, and PFOS showed removals lower than 70%. similarly in both scenarios.

The same model can be used for further reactor improvement plant design, specifically for CapEx minimisation (e.g. minimum reactor size) and OpEx minimisation (e.g. optimal dosing and control). Additionally, AM-TEAM's direct coupling of the AMOZONE model with CFD can help to find optimal  $\text{O}_3$  transfer, improved hydraulics, minimal bromate formation, and maximize MPs elimination.

## 5 References

- Audenaert, W., Bellandi, G., Pearce, R., Takács, I., Buehlmann, P., Hogard, S., Salazar-Benites, G., Rehman, U., Nopens, I., Wilson, C., Bott, C. (2019). A novel kinetic ozonation model for prediction of bromate formation, bromate mitigation and trace organic contaminant removal. Proceedings of the 24<sup>th</sup> World Congress of the International Ozone Association
- Benitez, F. J., Real, F. J., Acero, J. L., & Garcia, C. (2007). Kinetics of the transformation of phenyl-urea herbicides during ozonation of natural waters: Rate constants and model predictions. *Water Research*, 41(18), 4073–4084. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.05.041>
- Bourgin, M., Beck, B., Boehler, M., Borowska, E., Fleiner, J., Salhi, E., Teichler, R., von Gunten, U., Siegrist, H., & McArdell, C. S. (2018). Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant upgraded with ozonation and biological post-treatments: Abatement of micropollutants, formation of transformation products and oxidation by-products. *Water Research*, 129, 486–498. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.036>
- Buffle, M. O., Galli, S., & Von Gunten, U. (2004). Enhanced bromate control during ozonation: The chlorine-ammonia process. *Environmental Science and Technology*, 38(19), 5187–5195. <https://doi.org/10.1021/es0352146>
- Cai, W. W., Peng, T., Yang, B., Xu, C., Liu, Y. S., Zhao, J. L., Gu, F. L., & Ying, G. G. (2020). Kinetics and mechanism of reactive radical mediated fluconazole degradation by the UV/chlorine process: Experimental and theoretical studies. *Chemical Engineering Journal*, 402. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126224>
- Chys, M., Audenaert, W. T. M., Deniere, E., Mortier, S. T. F. C., Van Langenhove, H., Nopens, I., Demeestere, K., & Van Hulle, S. W. H. (2017). Surrogate-Based Correlation Models in View of Real-Time Control of Ozonation of Secondary Treated Municipal Wastewater—Model Development and Dynamic Validation. *Environmental Science & Technology*, 51(24), 14233–14243. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04905>
- Clevering-Loeffen, P., & Kruit, J. (2018). *Aanvullende technologie voor medicijnrestenverwijdering op RWZI Houten Verantwoording*.
- Dodd, M. C., Buffle, M. O., & von Gunten, U. (2006). Oxidation of antibacterial molecules by aqueous ozone: Moiety-specific reaction kinetics and application to ozone-based wastewater treatment. *Environmental Science and Technology*, 40(6), 1969–1977. <https://doi.org/10.1021/es051369x>
- European Commission, 2020. Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption. Off. J. Eur. Union 2019, 1–61.
- Gornik, T., Vozic, A., Heath, E., Trontelj, J., Roskar, R., Zigon, D., Vione, D., & Kosjek, T. (2020). Determination and photodegradation of sertraline residues in aqueous environment. *Environmental Pollution*, 256. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113431>
- Nakonechny, M., Ikehate, K., & Gamal El-Din, M. (2008). Kinetics of estrone ozone/hydrogen peroxide advanced oxidation treatment. *Ozone: Science and Engineering*, 30(4), 249–255. <https://doi.org/10.1080/01919510802084570>
- Oekotoxzentrum, 2015. Environmental Quality Standard (EQS) - Vorschlag des Oekotoxzentrums für: Bromat.
- Pinkernell, U., & Von Gunten, U. (2001). Bromate minimization during ozonation: Mechanistic considerations. *Environmental Science and Technology*, 35(12), 2525–2531.

<https://doi.org/10.1021/es001502f>

- Ried, A., Mielcke, J., & Wieland, A. (2009). The potential use of ozone in municipal wastewater. *Ozone: Science and Engineering*, 31(6), 415–421. <https://doi.org/10.1080/01919510903199111>
- Sehlén, R., Nilsson, J., Stapf, M., Schütz, J., Bester, K., Kharel, S., Lukas, M., Bogusz, A., & Putna-Nimane, I. (2020). *Evaluation and experiences of full-scale ozonation followed by MBBR post-treatment and comparison with previous pilot tests* (Issue August). <https://zenodo.org/record/4032487#.X2Hk34tCRPY>
- Vecitis, C. D., Park, H., Cheng, J., Mader, B. T., & Hoffmann, M. R. (2009). Treatment technologies for aqueous perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA). *Frontiers of Environmental Science and Engineering in China*, 3(2), 129–151. <https://doi.org/10.1007/s11783-009-0022-7>
- von Gunten, U. (2003). Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. *Water Research*, 37, 1443–1467. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135402004578>
- Von Gunten, U. (2003). Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation in presence of bromide, iodide or chlorine. *Water Research*, 37(7), 1469–1487. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00458-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00458-X)
- von Sonntag, C., von Gunten, U., 2012. Chemistry of Ozone in Water and Wastewater Treatment: From Basic Principles to Applications, Chemistry of Ozone in Water and Wastewater Treatment: From Basic Principles to Applications. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780400839>
- Wert, E., Lew, J., & Rakness, K. L. (2016). Effect of Ozone Dissolution Methods on Disinfection Credit, Bromate Formation, and Operating Cost. In *Tailored Collaboration Water Research Foundation Report 4588*. Water Research Foundation.
- Wols, B. A., & Hofman-Caris, C. H. M. (2012). Review of photochemical reaction constants of organic micropollutants required for UV advanced oxidation processes in water. In *Water Research* (Vol.46, Issue 9, pp. 2815-2827). Elsevier Ltd. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.036>
- Zimmermann, S. G., Schmukat, A., Schulz, M., Benner, J., Gunten, U. von, & Ternes, T. A.. (2012). Kinetic and mechanistic investigations of the oxidation of tramadol by ferrate and ozone. *Environmental Science and Technology*, 46(2), 876-884. <http://doi.org/10.1021/es203348q>

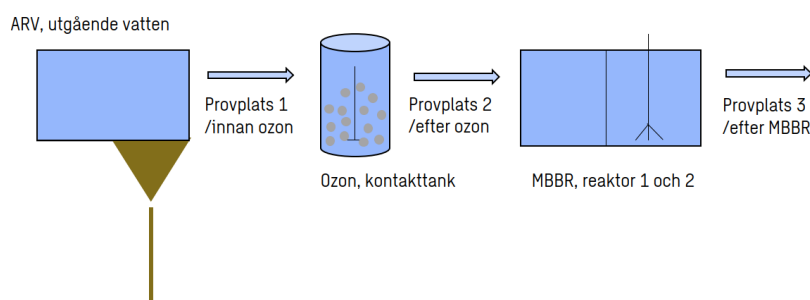
## Appendix 4 – PM Planering för vattenprovtagning vid ozonpilot med efterföljande behandling med MBBR

PM: Planering för vattenprovtagning vid ozonpilot med efterföljande behandling med MBBR

### Provplatser

Under tiden som piloten körs ska den övervakas med kontinuerliga analyser som utförs dels av ESEM, dels av externt laboratorium. Det finns tre typer av analyspaket som är relevanta.

Figur 1 nedan är en schematisk skiss över utformningen av piloten där en delström av utgående vatten leds in i en ozonpilot och sedan vidare in till en efterbehandling med MBBR. Vid varje provtagningstillfälle är alla tre provtagningsplatserna aktuella, om inget annat beskrivs.



Figur 30. Schematisk skiss över pilotprocessen och respektive provplats som ingått för utvärderingen.

### Provtagning för olika typer av analyser

Vid provtagningen kommer det att samlas in tre huvudtyper av prover. Dessa är:

1. Generella prover för analys av ett flertal parametrar
2. Kontinuerliga prover för analys av vattenparametrar
3. Prover för effektbaserade analyser

De olika provtagningarna motsvarar olika typer av analyser. Den generella provtagningen inkluderar de analyser som sammanfattas i Tabell A2.

Tabell A2. Översikt av analysparametrar, provkoder, laboratorier och aktuella provflaskor för den generella provtagningen.

Parameter/Kategori	Provkod	Laboratorie	Provflaska
Mikroföroreningar, lista	-	Molab	100 ml, beställs
Bromid	SL008	Eurofins	50 ml rör, plast
Bromat	SL009	Eurofins	50 ml rör, plast
Non-target	-	K. Bester/Aarhus Universitet	100 ml glasflaska, skickas ut
AOC	-	Micans lab	Ett prov fördelas på 2 st 500 ml- flaskor

Analysparametrarna för de kontinuerliga proverna redovisas i Tabell A3. Dessa prover samlas in och analyseras på plats på ESEMs egna laboratorium.

Tabell A3. Översikt av analysparametrarna för kontinuerliga prover som analyseras på ESEMs egna laboratorium.

Parameter/Kategori	Laboratorie	Provflaska
DOC, TOC och absorbans 254 nm	ESEM	Flaska från ESEM, ca 500 ml

Prover för effektbaserade analyser tas inte lika ofta som de generella proverna, utan endast efter två olika scenarier (för detaljer se Avsnitt 2). De effektbaserade analyserna inkluderar två provtyper och samlas in i en speciell flaska som beställs från Biocell Analytica. Tabell A4 visar översiktligt vilken flaska som är aktuell.

Tabell A4. Översikt av effektbaserade analysparametrar, laboratorie och provflaska för provtagning.

Parameter	Laboratorie	Provflaska
Effektbaserad analys - östrogena effekter	Biocell Analytica	1000 ml, specialflaska från Biocell Analytica
Effektbaserad analys - mikrokärntest	Biocell Analytica	1000 ml, specialflaska från Biocell Analytica

## Provtagning efter olika scenarier

Varje provtagning sker när den specifika inställningen avseende ozondos och kontakttid är inställd enligt Tabell A5 nedan. Varje inställning kallas vidare för ett scenario. Det finns totalt 7 scenarier för hur ozon och MBBR kombineras tillsammans med det sista scenariot när ozon uteblir. Scenarierna skiljer sig åt i fråga om ozondos, kontakttid över ozontanken och kontakttid för MBBR:en. På grund av pumpens kapacitet till ozonpiloten har scenario 1 och 2 flyttats till sist i provschemat. Eventuellt får scenario 2 helt utebli eftersom det kräver att flödet in till ozonpiloten behöver överstiga 3,0 m<sup>3</sup>/h (kräver 3,6 m<sup>3</sup>/h till 1,5 m<sup>3</sup> kontakttank). Om ingen pump med högre kapacitet kan införskaffas får scenario 2 utebli från provschemat.



Tabell A5. Olika scenarier – kontroll och startvecka när processen med ozon inte provtas, samt de påföljande pilotveckorna där ozondos, kontakttid för ozon och kontakttid MBBR varierar. Aktuellt flöde för respektive kontakttid är också indikerad och gäller för en kontakttank på 0,5 m<sup>3</sup> för ozon respektive 1,0 m<sup>3</sup> för MBBR. Pilotvecka 7 – scenario 2 kan i nuläget inte genomföras pga pumpens kapacitet till ozonpiloten och är markerad i gult.

Pilotvecka nr.	Scenario	Datum/beskrivning	Ozon-pilot – 0,5 m <sup>3</sup> tank		MBBR-pilot, 1,0 m <sup>3</sup> reaktor
			ozondos, mg O <sub>3</sub> /mg DOC	Kontakttid/flöde (min)/(m <sup>3</sup> /h)	kontakttid, min (flöde in)
1	-	14 - 27 mars/startveckor för kontroll av MBBR	Startvecka för kontroller och acklimatisering av MBBR	-	
<del>2</del>	<del>4</del>	<del>28 mars - 3 april</del>	<del>0,8</del>	<del>35</del>	<del>20</del>
<del>3</del>	<del>2</del>	<del>4 - 10 april</del>	<del>0,8</del>	<del>12</del>	<del>20</del>
2	3	28 mars - 3 april	0,6	12/2,6	60/1,0
3	4	4 - 10 april	0,6	25/1,2	60/1,0
4	5	11 - 17 april <sup>a</sup>	0,4	12/2,6	120/0,5
5	6	19 - 24 april <sup>b</sup>	0,4	25/1,2	120/0,5
6	1	25 - 1 maj	0,8	12/2,6	25/2,4
7	2	2 - 8 maj	0,8	25/1,2	25/2,4
8	7	9 - 15 maj/ insamling av kontroller för MBBR utan ozon	-	-	60
9	-	Extra vecka			

<sup>a</sup> Långfredag 18 april, provtagning av kontinuerliga prover sker endast måndag och onsdag denna vecka. <sup>b</sup> Annandag påsk (måndag), provinsamling sker på tisdag 19 april

## Hur går provtagningen till?

Provtagningen sker när inställningen för de olika processtegen är stabil. Eftersom ozondosen är ställd efter mängden DOC är rekommendationen att DOC mäts inför att varje scenario ska justeras. Mät därför DOC måndag morgon varefter ozon justeras enligt nedan:

Ozonkoncentration (g ozon/m<sup>3</sup>) = g DOC/m<sup>3</sup> x ozondos g ozon/g DOC

Ozondos (g ozon/m<sup>3</sup>) är presenterad för varje scenario i Tabell A5.

När detta är gjort tillåts processen att köra med samma inställningar.

Den generella provtagningen (Tabell A2) sker måndag eftermiddag. Var noga med att beakta uppehållstiden som råder mellan provplats 1, 2 och 3, för att säkerhetsställa att provtagningen speglar samma vatten.

Samla in ca 4 L provmängd och förvara kallt under provdagen. Upprepa provtagningen och poola provmängden till dess att ca 12 L vatten samlats in. Denna provmängd är tilltagen (mer än vad som krävs) och ska därefter fördelas på respektive provflaska enligt Tabell A2 och Tabell A3.

Sweco |

Uppdragsnummer: 30030468

Upprättad av: Linda Önnby

Slutversion

Dokumentreferens:

\\sweco.se\se\sto01\projekt\21834\30030468\_fördjudat\_utredning\_läkemedel\_ekeby\_arv\000\19 original\leverans 221027\rapport\_ekeby\_221027.docx

Tabell A6. Schema för volymer och tider för den generella provtagningen.

Provplats	Volym för provtagning, ml
1	4000 (tiden 0)
2	4000 (tiden 0 + kontakttid ozontank)
3	4000 (tiden 0 + kontakttid ozontank + kontakttid MBBR)

För två av provveckorna (vecka 4 och 7, detaljer framkommer i nästa avsnitt) ska även effektbaserade prover samlas in (volymen behöver inte justeras för dessa provtillfällen utan ryms inom den poolade och uppsamlade volymen på 12 L).

För all provinsamling gäller att två prover skickas vidare till analys medan ett prov fryses in.

### När sker provtagningen?

Pilotkörningen startar första veckan i mars. Ozonpiloten är på plats från den 2 mars och den 9 mars kommer även MBBR:en på plats. De första två veckorna av pilotperioden kommer därför att ägnas åt att förstå processerna på plats och att mäta och övervaka inställningarna och grundförutsättningarna på Ekeby och i vattnet.

### Schema för provtagning och kontroller

Det övergripande schemat för all provtagning under pilotperioden visas i Tabell A7. Provtagning av de generella proverna sker varje måndag eftermiddag efter att det specifika scenariot är inställt enligt tidigare beskrivning.

Två olika kontrollprovtagningar ska genomföras och dessa ligger utanför den redan genomgångna generella och kontinuerliga provtagningen. Den första är relaterad till provtagning av generella prover för non-targetanalyser. Den andra kontrollen är relaterad till prover för effektbaserade analyser. Båda typer av kontroller framgår

**Kontroll – insamling för prover för generell provtagning:** Samlas in efter att ozonpiloten har körts klart och prover tas då på inkommande och utgående vatten från MBBR utan ozon, samt på utgående vatten från våtmark. Kontrollerna ska samlas in under en av veckans dagar.

**Kontroll – provtagning av prover för effektbaserad analys:** Sker i samband med ordinarie provtagning för effektbaserad analys och på inkommande vatten till ARV, utgående våtmark samt i recipient.

Pilotvecka 7 är markerad i rött eftersom den kräver en pump med högre kapacitet än den aktuella. Om ingen annan pump finns att tillgå kan denna pilotvecka komma att utgå från planeringen.

Tabell A7. Översikt över provtagning under pilotperioden och för de specifika provpaketen inklusive kontroller. x markerar att provtagning sker. Pilotvecka 7 är markerad i gult och kan inte genomföras med aktuell pump.

	Ozondos-/tid/MBBR-tid	Generella prover	Kontinuerliga prover	Prover för effektbaserad analys	Kontroller	
Pilotvecka nr.	Mån fm	Mån em	Mån + ons + fre	Mån em	Effektbaserad analys	Generella prover
1	Startvecka		x <sup>a</sup>			
2	0,6/12/60 <sup>b</sup>	x	x			
3	0,6/25/60	x	x	x <sup>c</sup>	x <sup>d</sup>	
4	0,4/12/120	x	x			
5	0,4/25/120	x	x			
6	0,8/12/25	x	x	x <sup>c</sup>	x <sup>d</sup>	
7	0,8/25/25	x	x			
8	Insamling av kontroller för MBBR utan ozon (60 min)					x <sup>e</sup>
9	extravecka					

<sup>a</sup> Kombinationen hög ozondos och kort kontakttid behöver kontrolleras med ozonmätning mellan piloterna.

<sup>b</sup> Provtagning av prover för kontinuerliga parametrar startar under startvecka 2

<sup>c</sup> Prover för effektbaserad analys samlas in i anslutning till provtagning av generella prover för endast dessa två specifika tillfällen

<sup>d</sup> Kontroller för effektbaserad analys samlas in från inkommande ARV, utgående våtmark, recipient.

<sup>e</sup> Kontroller för generell provtagning samlas in från inkommande + utgående till MBBR utan ozon och utgående våtmark

## Instruktioner provtagning AOC, non-target, mikroföroreningar och effektbaserad analys

### Förvaring av prover för mikroföroreningar

Prover för mikroföroreningar förvaras kallt innan de skickas i speciella provflaskor för analys. Det är en 100 ml-flaska som krävs per prov och tillvägagångssättet är detsamma som gjorts sedan tidigare.

### Provtagning av AOC kräver pastörisering av prover innan de skickas iväg

AOC-prover behöver pastöriseras i en ugn över natten. Temperaturen ska vara 60°C. Varje prov ska fördelas på 2 st 500 ml-flaskor. Efter att flaskorna stått i ugnen över natten skickas de till Micans labb för analys. Kontaktinformation mm finns att läsa i nästa avsnitt.

## Förvaring av prover för non-target analys

Proverna för non-target analys ska förvaras liggande i frysen och därefter skickas till Kai Bester, Aarhus Universitet när samtliga prover är insamlade.

## Förvaring av prover för effektbaserad analys

En beskrivning av hur proverna för effektbaserad analys ska samlas in och upparbetas finns att läsa i Bilaga 1.

## Kontaktuppgifter – laboratorium

Provtagning av generella prover:

1. Molab: Ola Svahn: skicka mail till [miljomediamedia@gmail.com](mailto:miljomediamedia@gmail.com)
2. Eurofins: Bromid/bromat-analyser, beställ analyser via [www.eurofins.se](http://www.eurofins.se)
3. Non-target: Kai Bester, beställ flaskor från [kb@envs.au.dk](mailto:kb@envs.au.dk)
4. AOC-analyser: Micans lab, beställ analyser från [info@micans.se](mailto:info@micans.se)  
031-338 32 30
5. Biocell Analytica: Elin Lavonen, beställ flaskor från [elin.lavonen@biocellanalytica.se](mailto:elin.lavonen@biocellanalytica.se)

# Appendix 5 – Snabbtester genomförda av Chemviron

# Accelerated column test for the removal of persistent organic pollutants (POP) from wastewater

Prepared for


## **Sweco AB**

Gjörwellsgatan 22  
112 60 Stockholm  
Sweden

Sales Engineer:  
Application Engineer:  
Date:  
Reference number:


Jörn Herrlach  
Christian Baguette  
25 September 2022  
CHB AE 22 046\_revA

*This document is the property of Chemviron. It is shared only on a strictly confidential basis. It cannot be reproduced  
neither communicated to any other third party.*

	Date	25/09/2022	Page 2/38
	Customer	Sweco AB	
	Document reference	CHB AE 22 046_revA	

## Table of contents

0. Executive summary and conclusion.....	3
1. Introduction .....	5
2. Process parameters.....	6
3. Accelerated column test (ACT) .....	8
3.1. Activated carbon type evaluated .....	10
3.2. Adsorber type .....	10
3.3. Accelerated column test design parameters.....	10
3.4. Water sample analysis.....	10
4. Raw water sample .....	11
4.1. Raw water analysis results .....	11
5. Accelerated column test results.....	13
5.1. ACT operation .....	13
5.2. UV @ 254 nm.....	13
5.3. Benzotriazole.....	15
5.4. Carbamazepine .....	17
5.5. Paracetamol .....	19
5.6. Imidacloprid .....	21
5.7. Losartan.....	23
5.8. Sulfamethoxazole.....	25
5.9. Tramadol.....	27
5.10. PFOS .....	29
5.11. PFOA .....	31
5.12. Other micropollutants.....	33
5.13. Total POP .....	33
6. Conclusion.....	36

	Date	25/09/2022	Page 3/38
	Customer	Sweco AB	
	Document reference	CHB AE 22 046_revA	

## 0. Executive summary and conclusion

Sweco AB requested more detailed adsorption information on a number of micropollutants and Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) of interest from wastewater. The adsorption evaluation was performed using the “Accelerated Column Test “(ACT) technique and protocol developed by Calgon Carbon to experimentally evaluate the adsorption pattern in a fraction of the full-scale time. The operation of the ACT was done at the Chemviron laboratory in Belgium with the samples of wastewater provided by Sweco. The analysis of the contaminants were provided by Miljö & Media på Kivik AB in Sweden.

The ACT tests demonstrated that the micropollutants and PFAS compounds present in the wastewater at Eskilstuna WWTP can be successfully and fully removed below the detection limit with the reactivated activated carbon CYCLECARB 401.

Almost no breakthrough was observed for more than 140 operating days or 10.000 bed volumes at a superficial contact time of 15 and 25 minutes. After 30.000 bed volumes treated, CYCLECARB 401 is still able to remove 94 % of the total organic pollutants measured on the samples. An increase from 15 to 25 minutes superficial contact time does not significantly increase the operating bed life of the CYCLECARB 401 but would enable to decrease the granular activated carbon exchange frequency on site (less than once a year with a contact time of 25 minutes).

Important remark: despite for the micropollutant “Benzotriazole”, the raw water sent to Chemviron laboratory had significantly lower inlet contaminant concentrations compared to the concentrations measured in five different raw water samples taken at Eskilstuna on site between April 2021 and October 2021. In the other hand, higher inlet contaminant concentrations mean also a higher adsorption capacity onto the granular activated carbon. These aspects need to be considered for the future design of the plant and no guarantees can be given that the same total removal efficiency can be achieved over 30.000 bed volumes. Based on Chemviron experiences, the treatment objective of 90 % total micropollutants removal efficiency should still be achievable for more than 25.000 bed volumes with the use of the CYCLECARB 401 and a superficial contact time of 25 minutes.





	Date	25/09/2022	Page 4/38
	Customer	Sweco AB	
	Document reference	CHB AE 22 046_revA	

Table 1 - Days to breakthrough per component

Compounds	CYCLECARB 401 - 15 minutes SCT	CYCLECARB 401 - 25 minutes SCT	Inlet concentration [ng/l]	Prior average inlet concentration [ng/l]
Acetamidrid	> 300 days	> 480 days	nd	0.8
Atenolol	> 300 days	> 480 days	nd	493
Carbamazepine	278	> 480 days	68.1	178
Clarithromycin	> 300 days	> 480 days	<LOQ	29
Diclofenac	> 300 days	> 480 days	nd	296
Erythromycin	> 300 days	> 480 days	nd	36
Fluconazole	307	> 480 days	37.2	69
Hydrochlorothiazide	> 300 days	> 480 days	nd	99
Imidacloprid	0	0	3.9	4.4
Losartan	> 300 days	> 480 days	128.8	792
Methotrexate	> 300 days	> 480 days	nd	0
Metoprolol	> 300 days	> 480 days	17.7	721
Naproxen	> 300 days	> 480 days	<LOQ	395
Oxazepam	> 300 days	> 480 days	9.1	118
Sertraline	> 300 days	> 480 days	nd	13
Thiamethoxam	> 300 days	> 480 days	nd	0.4
Trimethoprim	> 300 days	> 480 days	27.3	47
Azithromycin	> 300 days	> 480 days	nd	1.4
Benzotriazole	21	263	2355.2	1523
Ciprofloxacin	> 300 days	> 480 days	nd	2.9
Citalopram	> 300 days	> 480 days	6.6	49
Irbesartan	> 300 days	> 480 days	<LOQ	85
Ketoconazole	> 300 days	> 480 days	nd	0
Paracetamol	155	263	41.0	72
Propranolol	> 300 days	> 480 days	nd	28
Sulfamethoxazole	155	355	9.9	75
Thiacloprid	> 300 days	> 480 days	nd	1.9
Tramadol	278	480	38.8	708
Venlafaxine	> 300 days	> 480 days	33.0	242
Zolpidem	> 300 days	> 480 days	nd	0.6
Bisphenol A	> 300 days	> 480 days	nd	64
Estrone	> 300 days	> 480 days	nd	8.8
Estradiol (E2)	> 300 days	> 480 days	nd	0
Etinyestradiol (EE2)	> 300 days	> 480 days	nd	0
Furosemide	> 300 days	> 480 days	nd	110
Ibuprofen	> 300 days	> 480 days	nd	175
PFOS	257	424	11.3	31
PFOA	155	263	7.2	6.5

The table below exhibits on the right side the results of the untreated water analysis just prior to injection in the ACT apparatus versus the results provided from Sweco from past analysis.

	Date	25/09/2022	Page 5/38
	Customer	Sweco AB	
	Document reference	CHB AE 22 046_revA	

## 1. Introduction


Sweco AB requested more detailed adsorption information on a number of micropollutants and Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) of interest from wastewater.

To confirm the operating design of the activated carbon adsorbers of Sweco AB for the removal of these compounds, Chemviron performed an Accelerated Column Test (ACT) in order to dynamically verify:

- If the treatment objective can be reached
- Determine if the mass transfer zone is contained in the designed installation
- Select the appropriate activated carbon type
- Determine the experimental operating life time of the design

An accelerated column test enables to perform a dynamic adsorption test in a fraction of the time compared to a conventional pilot test which needs to respect the same contact time in operation. Therefore, an accelerated column test can simulate one year of operation or 25,000 – 50,000 BV in about 6 – 10 weeks of laboratory test time.

The design is a proposal by Chemviron based on prior knowledge and remains intellectual property of Chemviron.


	Date	25/09/2022	Page 6/38
	Customer	Sweco AB	
	Document reference	CHB AE 22 046_revA	

## 2. Process parameters

The process conditions for the purification of the wastewater by Sweco AB are given in the table below.

Table 2 Sweco AB – Process parameters full scale

Flow rate		
Average Flowrate	(m <sup>3</sup> /h)	1965
Minimal Flowrate	(m <sup>3</sup> /h)	1308
Maximal Flowrate	(m <sup>3</sup> /h)	6180
Temperature average		
Average Temperature	(°C)	14
Minimal Temperature	(°C)	5
Maximal Temperature	(°C)	20
pH		
7 - 8		
Average suspended solids	(mg/l)	10
Annual working hours	(hours)	8600
TOC concentration	(mg/l)	7 - 10
DOC concentration	(mg/l)	6.5 to 9
Turbidity	(NTU)	/
PFOA	(ng/l)	6.5
PFOS	(ng/l)	31
Acetamiprid	(ng/l)	0.8
Atenolol	(ng/l)	493
Azithromycin	(ng/l)	1.4
Benzotriazole	(ng/l)	1523
Bisphenol A	(ng/l)	64
Carbamazepine	(ng/l)	178
Ciprofloxacin	(ng/l)	2.9
Citalopram	(ng/l)	49
Clarithromycin	(ng/l)	29
Diclofenac	(ng/l)	296
Erythromycin	(ng/l)	36
Estradiol (E2)	(ng/l)	0
Estrone	(ng/l)	8.8
Etinyloestradiol (EE2)	(ng/l)	0.0
Fluconazole	(ng/l)	69
Fluorsemide	(ng/l)	110
Hydrochlorothiazide	(ng/l)	99


	Date	25/09/2022	Page 7/38
	Customer	Sweco AB	
	Document reference	CHB AE 22 046_revA	

Ibuprofen	(ng/l)	175
Imidacloprid	(ng/l)	4.4
Irbesartan	(ng/l)	85
Ketoconazole	(ng/l)	0.0
Losartan	(ng/l)	792
Methotrexate	(ng/l)	0.0
Metoprolol	(ng/l)	721
Naproxen	(ng/l)	395
Oxazepam	(ng/l)	118
Paracetamol	(ng/l)	72
Propranolol	(ng/l)	28
Sertraline	(ng/l)	13
Sulfamethoxazole	(ng/l)	75
Thiacloprid	(ng/l)	1.9
Thiamethoxam	(ng/l)	0.4
Tramadol	(ng/l)	708
Trimethoprim	(ng/l)	47
Venlafaxine	(ng/l)	242
Zolpidem	(ng/l)	0.6
POP Treatment objective	(ng/l)	90 % POP removal

The following design for the activated carbon adsorbers is proposed by Chemviron based on prior knowledge for the use in classic granular activated carbon adsorbers. Further modifications and clarifications are to be made in agreement between both Chemviron and customer:

**Table 3 Sweco AB full scale activated carbon system design**

Flow rate	(m <sup>3</sup> /h)	1965
Number of adsorbers	(#)	10
Number of parallel lines	(#)	10
Number of adsorber in series per line	(#)	1
Volume activated carbon bed per adsorber	(m <sup>3</sup> )	70
Superficial contact time per adsorber	(min)	21.4
Total activated carbon volume installed per line	(m <sup>3</sup> )	70
Total superficial contact time per line	(min)	21.4
Total activated carbon volume installed	(m <sup>3</sup> )	700
Total superficial contact time	(min)	21.4

	Date	25/09/2022	Page 8/38
	Customer	Sweco AB	
	Document reference	CHB AE 22 046_revA	

### 3. Accelerated column test (ACT)

Chemviron has developed the accelerated carbon column test to generate actual breakthrough data with our activated carbons with the actual water source of the customer to provide more accurate and tailored adsorption solutions for the treatment of drinking water.

The planned outcome of this lab-scale pilot is a breakthrough curve for the defined contaminant(s) which should determine if the volume of activated carbon is adequate with the selected activated carbon and process design parameters. With the data generated by the accelerated carbon column test, a predicted carbon bed life based on the defined test parameters can be given.

The advantage of this method is that Chemviron is able to simulate a few weeks of operation in a day of laboratory operation. Therefore, the activated carbon adsorption capacity, and the inherent mass transfer zone, can be determined in a shorter time span as opposed to conventional pilot testing. The accelerated column test models the effects of adsorption alone. In that respect the possible effects of biodegradation or physical filtration cannot be taken into account by this laboratory test.

The Accelerated Column Test (ACT) procedure uses a miniature column filled with activated carbon to rapidly simulate the adsorption breakthrough curve that would be obtained by treating a liquid stream in a large activated carbon adsorption system. This technique has been developed by Calgon Carbon<sup>1</sup> and has been shown to accurately simulate the carbon treatment of a wide range of liquid applications. The use of a miniature column test allows the simulation of an adsorption operation in the laboratory in a fraction of the time that would be required for a (semi) industrial scale pilot trial.

The whole adsorption process can be sped up by a controlled miniaturisation of the activated carbon particle diameter in the ACT column. The results of the ACT column test can be correlated to the full scale installation through an experimentally determined scale factor.

$$\frac{MTZ_{Full\ scale}}{MTZ_{ACT}} = \frac{D_{particle_{Full\ scale}}}{D_{particle_{ACT}}} = \text{Scale factor}$$

---

<sup>1</sup> Rosene, M.R., R. T. Deithorn, J. R. Lutchko, and N.J. Wagner, "High Pressure Technique for Rapid Screening of Activated Carbon for Use in Potable Water," Activated Carbon Adsorption of Organics from the Aqueous Phase, Vol. 1. I. H. Suffet and M. J. McGuire, editors, Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI Chapter 15 (1980)

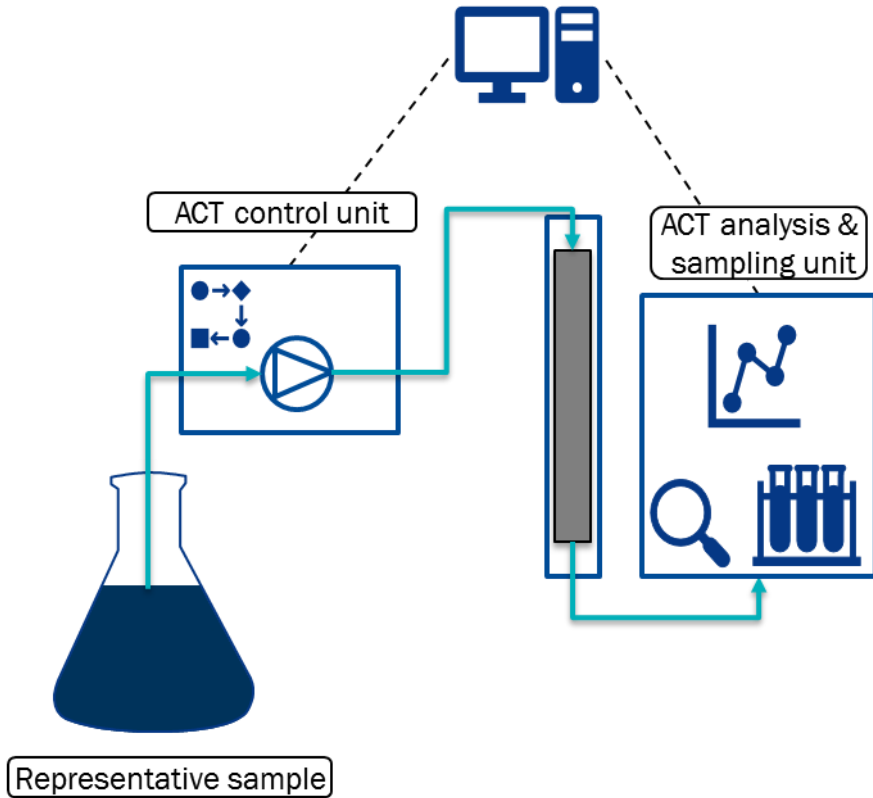
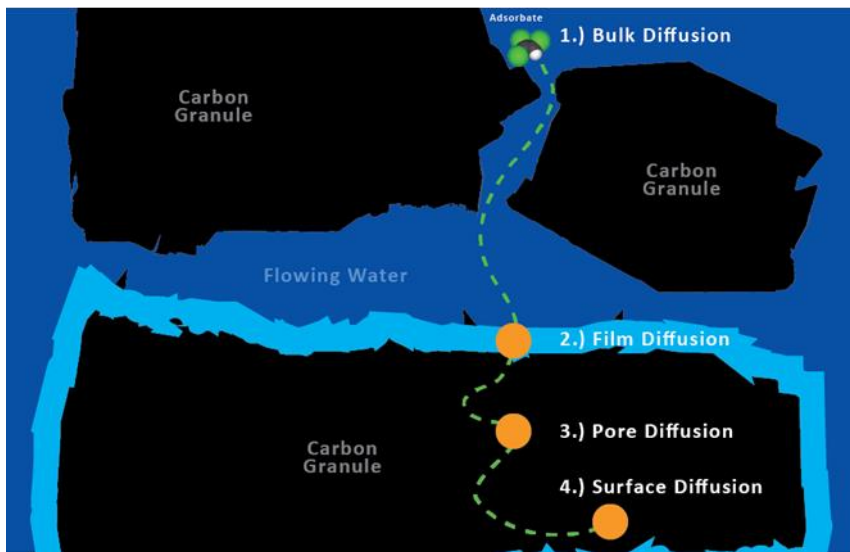



Figure 1. ACT process scheme

The data for plotting the breakthrough curves is obtained by regular analysis of the contaminant of interest in the effluent of the ACT column. From these measurements and the knowledge of the scale factor of the column, the simulated full scale operation based on a representative sample of the liquid to be treated can be evaluated in a relatively short time span.

Processes evaluated in the ACT column



	Date	25/09/2022	Page 10/ 38
	Customer	Sweco AB	
	Document reference	CHB AE 22 046_revA	

### **3.1. Activated carbon type evaluated**

Chemviron proposes to evaluate the activated carbon product CYCLECARB 401 for the removal of persistent organic pollutants from wastewater. CYCLECARB 401 activated carbon is an industrial type of reactivated carbon which is recycled at the Chemviron site in Belgium but with a pore structure that is adapted towards removal of trace contaminants.

The activated carbon is miniaturized in the controlled proprietary laboratory methods of Chemviron to an equal size to remove any kinetic effects based on differences in grain size.

### **3.2. Adsorber type**

The design and dimensions of the adsorber to be evaluated in the ACT are to be confirmed by the customer and reviewed by Chemviron in order to properly miniaturise the column.

### **3.3. Accelerated column test design parameters**

The design of the ACT test will be performed for a full-scale system on mutually agreed design process parameters.


The concentration of the individual micropollutants and PFAS can be altered by the addition of a spike to the sample at start or after a set time in the dynamic laboratory ACT test.

**Table 4 Sweco AB – simulated ACT operating parameters**

Flow rate per adsorber	(m <sup>3</sup> /h)	168 to 280
Adsorber diameter	(m)	7.04
Activated carbon bed height	(m)	1.8
Activated carbon volume	(m <sup>3</sup> )	70
Linear velocity	(m/h)	4.3 to 7.2
Superficial contact time	(min)	15 and 25

### **3.4. Water sample analysis**

The analysis of water for POP is performed by Miljö & Media på Kivik AB in Sweden. The effluent samples are collected automatically in the ACT apparatus whereby the samples were left refrigerated before being sent.

	Date	25/09/2022	Page 11/ 38
	Customer	Sweco AB	
	Document reference	CHB AE 22 046_revA	

## 4. Raw water sample

The raw water sample was collected by Sweco and arrived on the 02<sup>nd</sup> of May 2022 at the Chemviron laboratory in Belgium.

### 4.1. Raw water analysis results

The raw water as arrived at the Chemviron laboratory in Belgium was analyzed to exhibit the following parameters:

<b>pH</b>	<b>6.91</b>	
<b>Cond</b>	630	μS/cm
<b>Suspended Solids (1.5μm)</b>	4	mg/l
<b>Tot Dissolved solids</b>	395.5	mg/l
<b>Total Alkalinity</b>	109.8	mg/l HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
<b>Calcium</b>	36	mg/l Ca
<b>Langelier Saturation Index</b>	<b>-1.40</b>	

The water was found to be non-scaling.

The raw water samples are filtered to remove suspended solids before being fed into the ACT system. Samples from this blank water before activated carbon contact were sent to Miljö & Media på Kivik AB for analysis of POP compound concentrations.




	Date	25/09/2022	Page 12/ 38
	Customer	Sweco AB	
	Document reference	CHB AE 22 046_revA	

Table 5 - Raw water analysis - POP

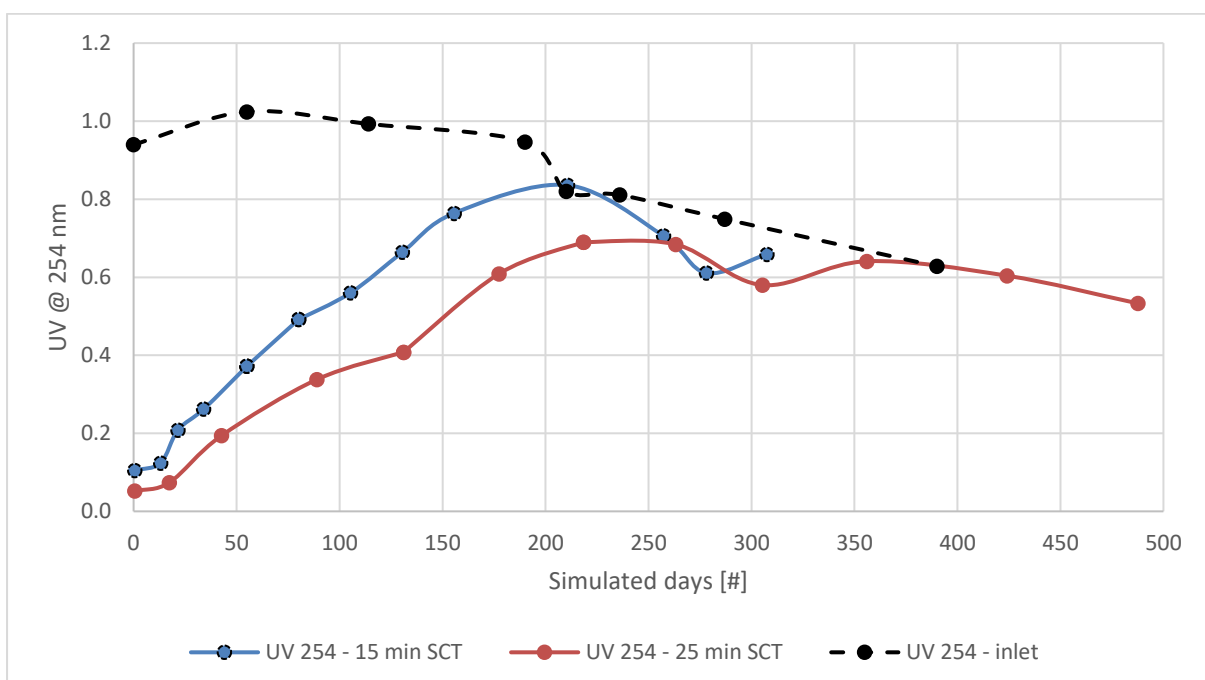
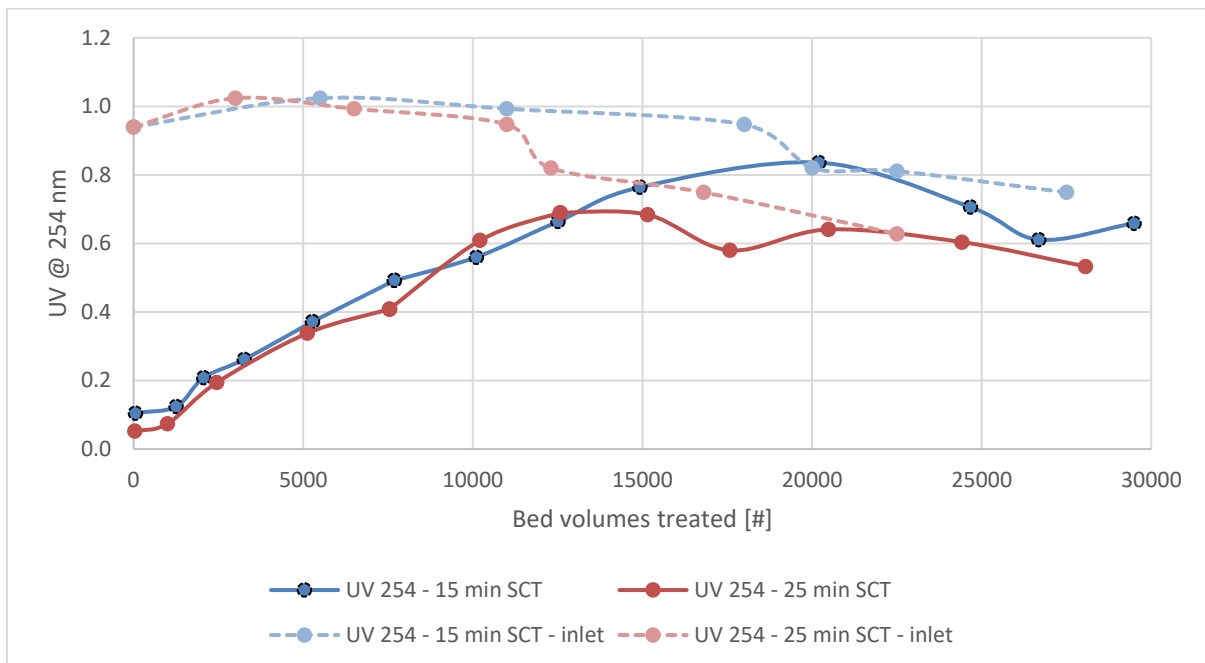
Compounds	Inlet concentration [ng/l]	Prior average inlet concentration [ng/l]
Acetamiprid	nd	0.8
Atenolol	nd	493
Carbamazepine	68.1	178
Clarithromycin	<LOQ	29
Diclofenac	nd	296
Erythromycin	nd	36
Fluconazole	37.2	69
Hydrochlorothiazide	nd	99
Imidacloprid	3.9	4.4
Losartan	128.8	792
Methotrexate	nd	0
Metoprolol	17.7	721
Naproxen	<LOQ	395
Oxazepam	9.1	118
Sertraline	nd	13
Thiamethoxam	nd	0.4
Trimethoprim	27.3	47
Azithromycin	nd	1.4
Benzotriazole	2355.2	1523
Ciprofloxacin	nd	2.9
Citalopram	6.6	49
Irbesartan	<LOQ	85
Ketoconazole	nd	0
Paracetamol	41.0	72
Propranolol	nd	28
Sulfamethoxazole	9.9	75
Thiacloprid	nd	1.9
Tramadol	38.8	708
Venlafaxine	33.0	242
Zolpidem	nd	0.6
Bisphenol A	nd	64
Estrone	nd	8.8
Estradiol (E2)	nd	0
Etinyestradiol (EE2)	nd	0
Furosemide	nd	110
Ibuprofen	nd	175
PFOS	11.3	31
PFOA	7.2	6.5

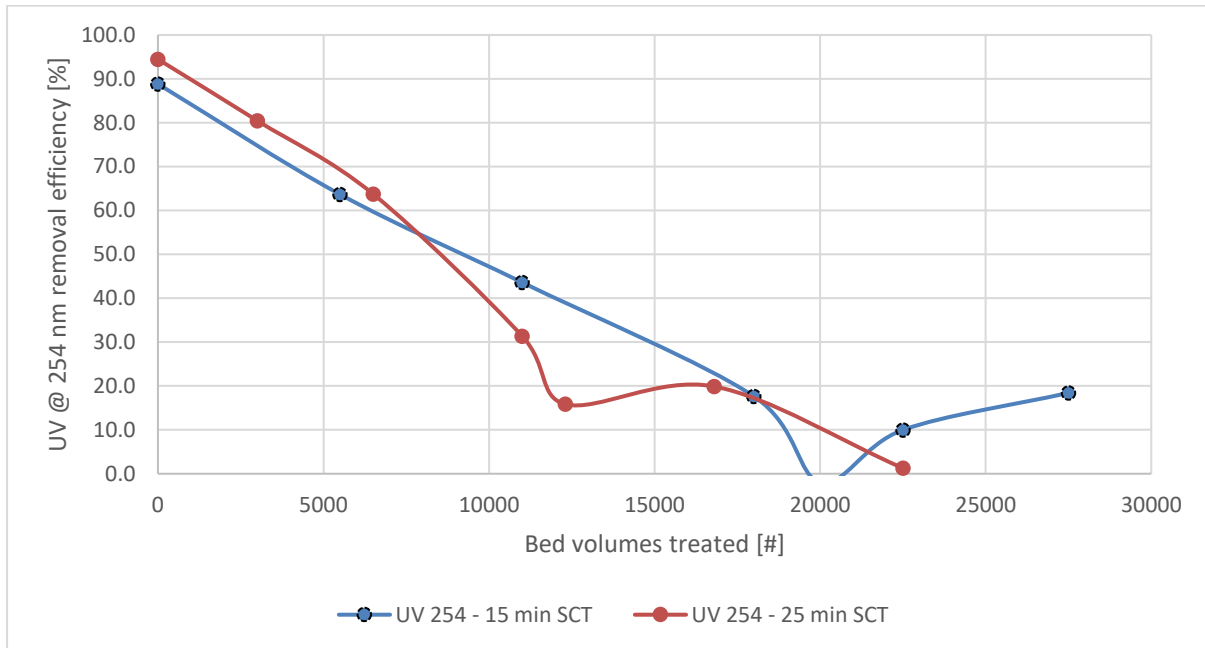
## 5. Accelerated column test results

### 5.1. ACT operation

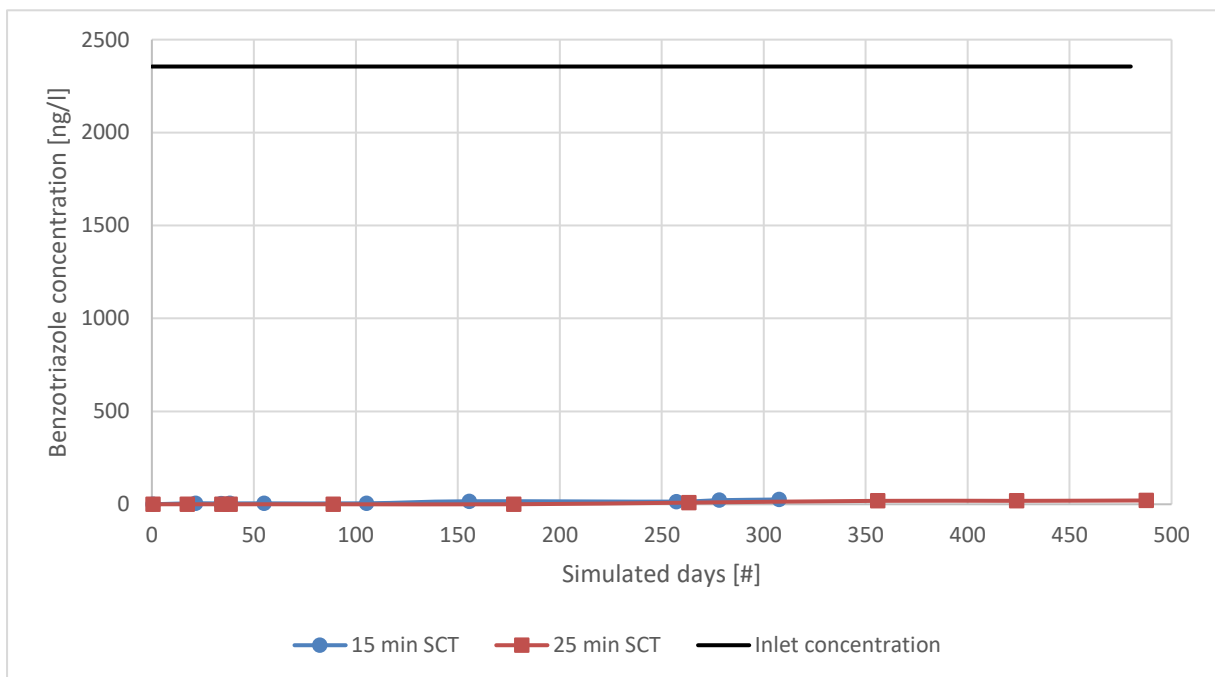
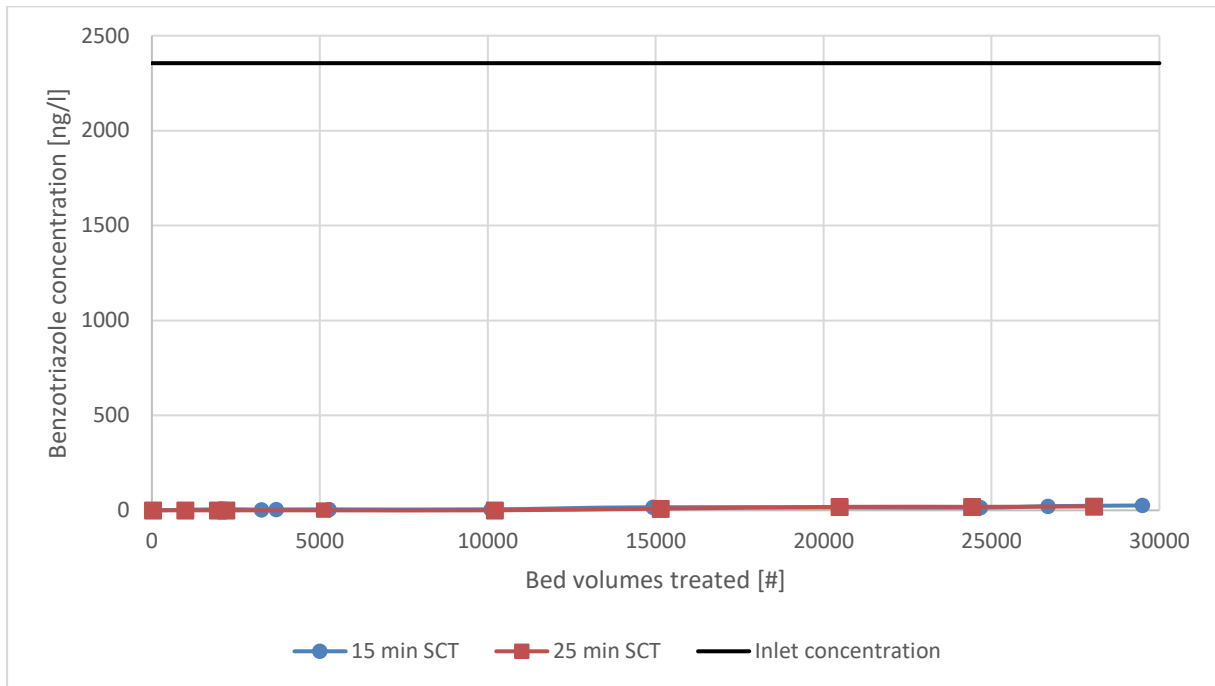
The accelerated column tests were operated at the Chemviron laboratory in Feluy Belgium for the evaluation of the removal performance of CYCLECARB 401 on persistent organic pollutants from wastewater of Eskilstuna WWTP.

### 5.2. UV @ 254 nm





### 5.3. Benzotriazole



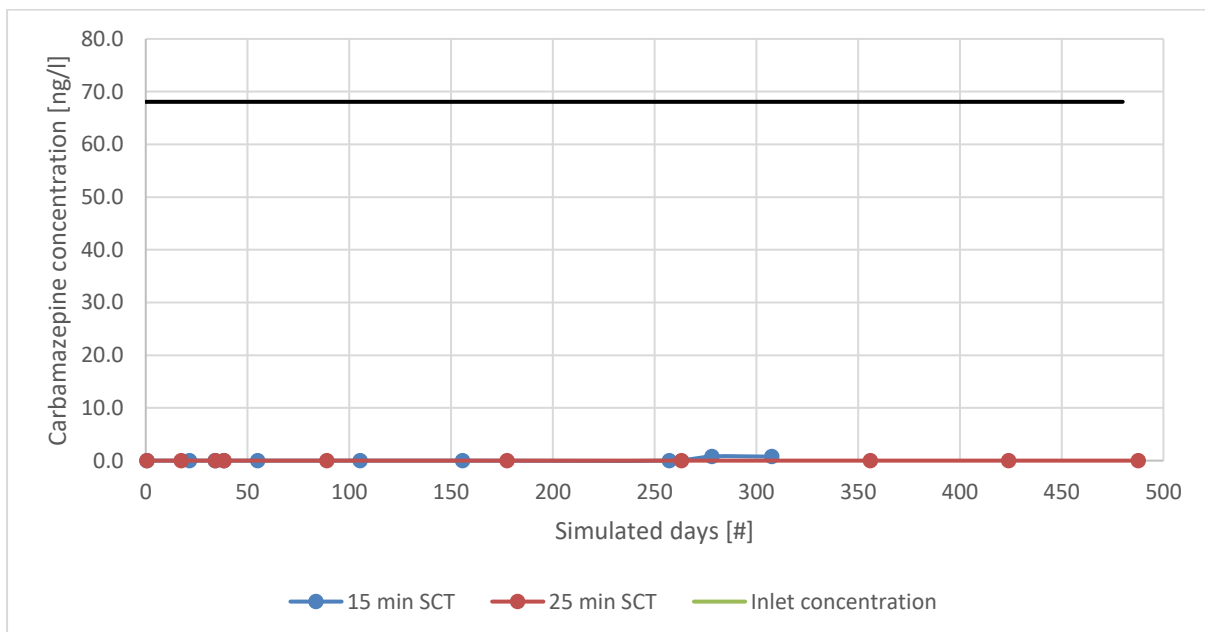
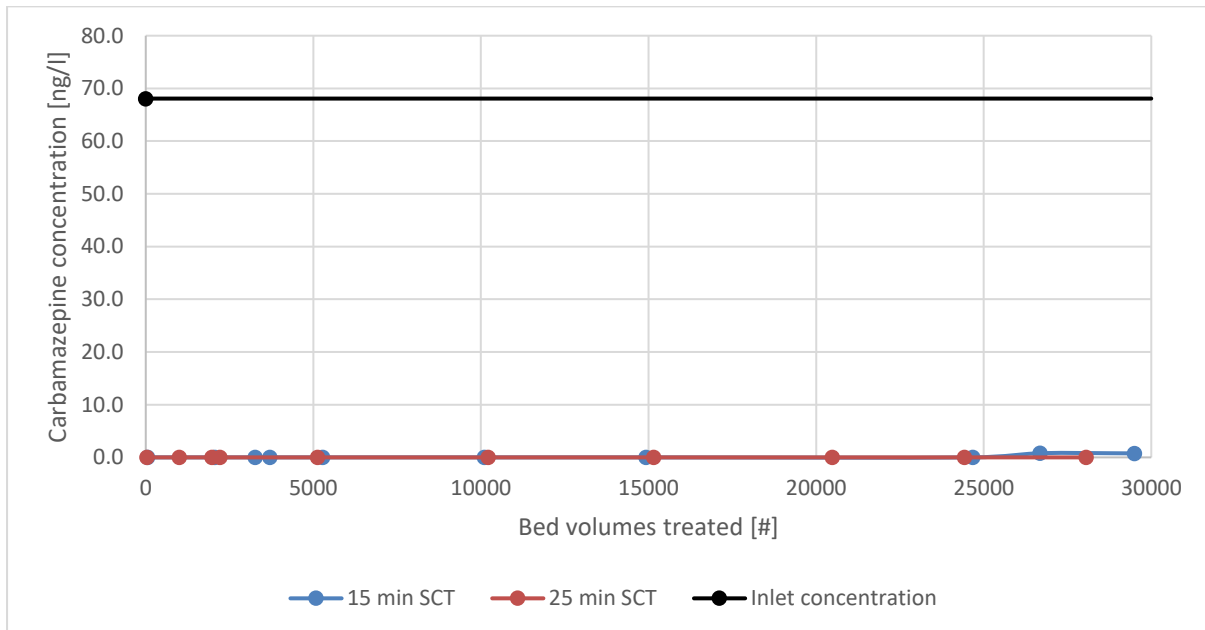
The ACT column tests demonstrate that CYCLECARB 401 is capable at 15- and 25-minutes contact time to remove completely the Benzotriazole from 2355 ng/l to below detection limit (1 ng/l) for more than 2.000 bed volumes (or 21 days of operation) with 15 minutes contact time and for more than 10.000 bed volumes (177) with 25 minutes contact time.

After 30.000 bed volumes the removal efficiency of the Benzotriazole is still over 98.9 % at both contact times.

Table 6 - Wastewater Benzotriazole ACT data

	Operating bed volumes	Operating days	Benzotriazole
	BV	days	ng/l
Raw water	INLET	INLET	2355
<b>15 minutes SCT</b>			
Q1	50	0.5	0.0
Q6	2060	21	5.6
Q9	3266	34	3.3
Q10	3700	38	4.4
Q14	5276	55	5.0
Q26	10100	105	5.1
Q38	14924	156	16.1
Q68	24672	257	14.3
Q73	26682	278	21.9
Q80	29496	308	25.7
<b>25 minutes SCT</b>			
H1	30	0.5	0
H5	1000	17	0
H9	1970	34	0
H10	2212	38	0
H22	5121	89	0
H43	10211	177	0
H68	15150	263	8.8
H90	20483	356	18.4
H109	24422	424	18.4
H124	28058	488	20.4

### 5.4. Carbamazepine

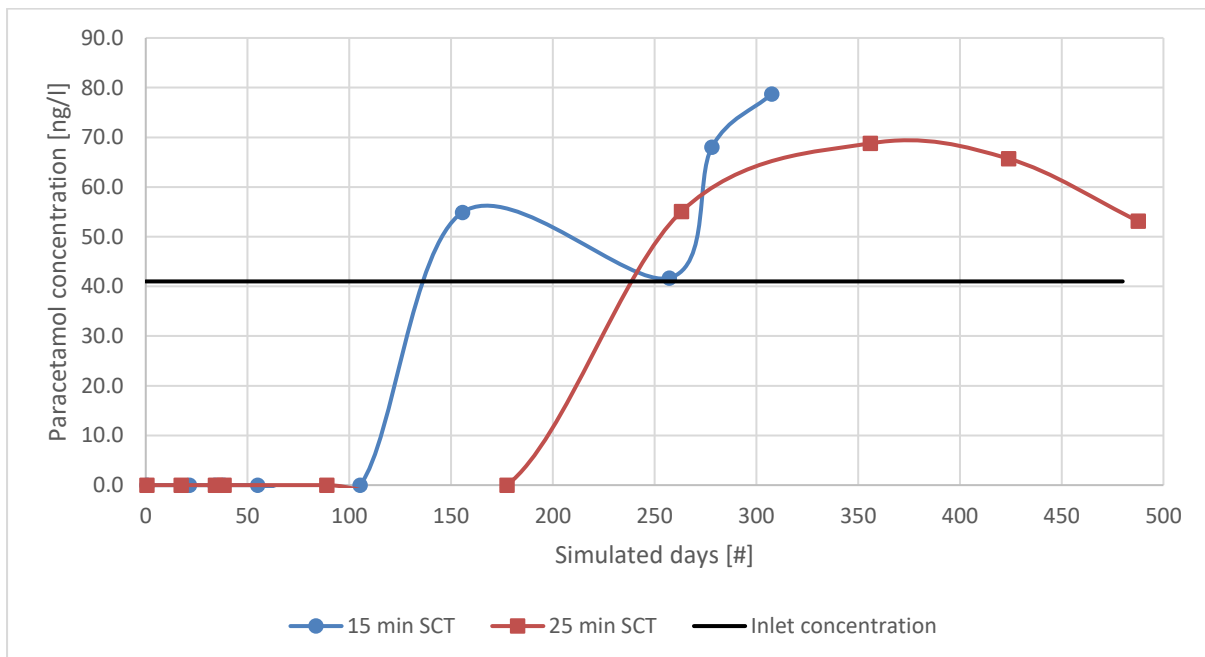
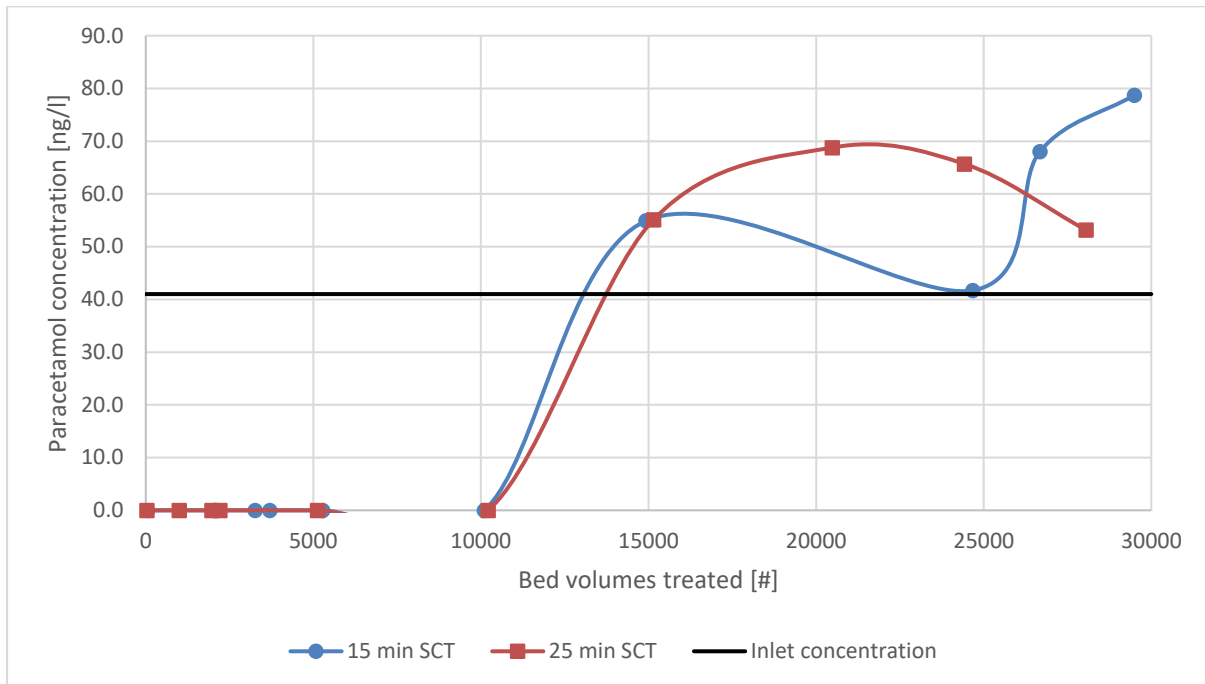


The ACT column tests demonstrate that CYCLECARB 401 is capable at 15- and 25-minutes contact time to remove completely the Carbamazepine from 68 ng/l to below detection limit (0.5 ng/l) for more than 25.000 bed volumes (or 257 days of operation) with 15 minutes contact time and for more than 28.000 bed volumes (487) with 25 minutes contact time.

Table 7 - Wastewater Carbamazepine ACT data

	Operating bed volumes	Operating days	Carbamazepine
	BV	days	ng/l
Raw water	INLET	INLET	68.1
<b>15 minutes SCT</b>			
Q1	50	0.5	0
Q6	2060	21	0
Q9	3266	34	0
Q10	3700	38	0
Q14	5276	55	0
Q26	10100	105	0
Q38	14924	156	0
Q68	24672	257	0
Q73	26682	278	0.8
Q80	29496	308	0.8
<b>25 minutes SCT</b>			
H1	30	0.5	0
H5	1000	17	0
H9	1970	34	0
H10	2212	38	0
H22	5121	89	0
H43	10211	177	0
H68	15150	263	0
H90	20483	356	0
H109	24422	424	0
H124	28058	488	0

### 5.5. Paracetamol



The ACT column tests demonstrates that CYCLECARB 401 is capable at 15- and 25-minutes contact time to remove completely the Paracetamol from 41 ng/l to below detection limit (1 ng/l) for more than 10.000 bed volumes (or 105 days of operation) with 15 minutes contact time and for more than 10.000 bed volumes (177) with 25 minutes contact time.

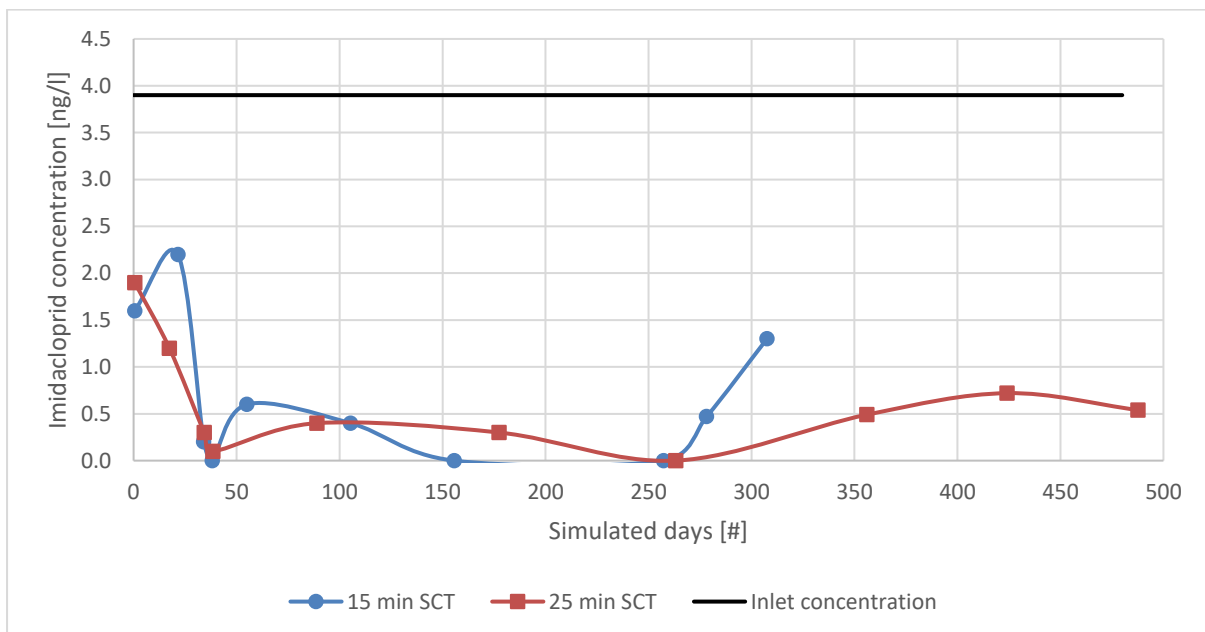
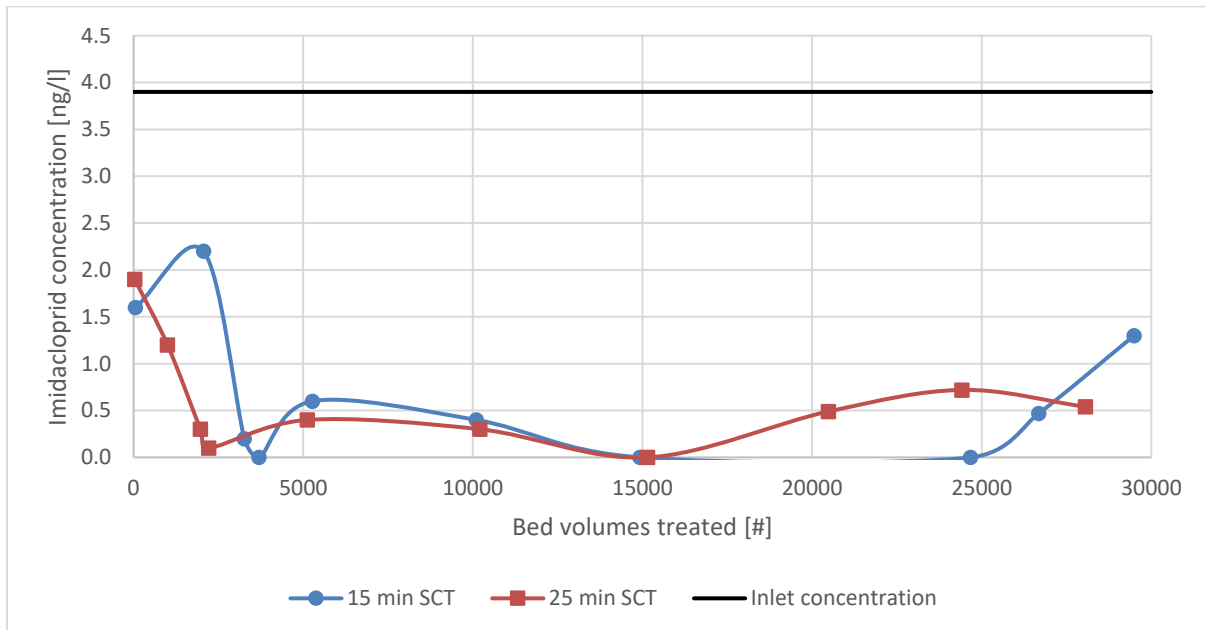
Remark: the average inlet concentration from Paracetamol measured at site was equal to 72 ng/l.



**Table 8 - Wastewater Paracetamol ACT data**

	Operating bed volumes	Operating days	Paracetamol
	BV	days	ng/l
Raw water	INLET	INLET	41
<b>15 minutes SCT</b>			
Q1	50	0.5	0
Q6	2060	21	0
Q9	3266	34	0
Q10	3700	38	0
Q14	5276	55	0
Q26	10100	105	0
Q38	14924	156	55
Q68	24672	257	42
Q73	26682	278	68
Q80	29496	308	79
<b>25 minutes SCT</b>			
H1	30	0.5	0
H5	1000	17	0
H9	1970	34	0
H10	2212	38	0
H22	5121	89	0
H43	10211	177	0
H68	15150	263	55
H90	20483	356	69
H109	24422	424	66
H124	28058	488	53

### 5.6. Imidacloprid

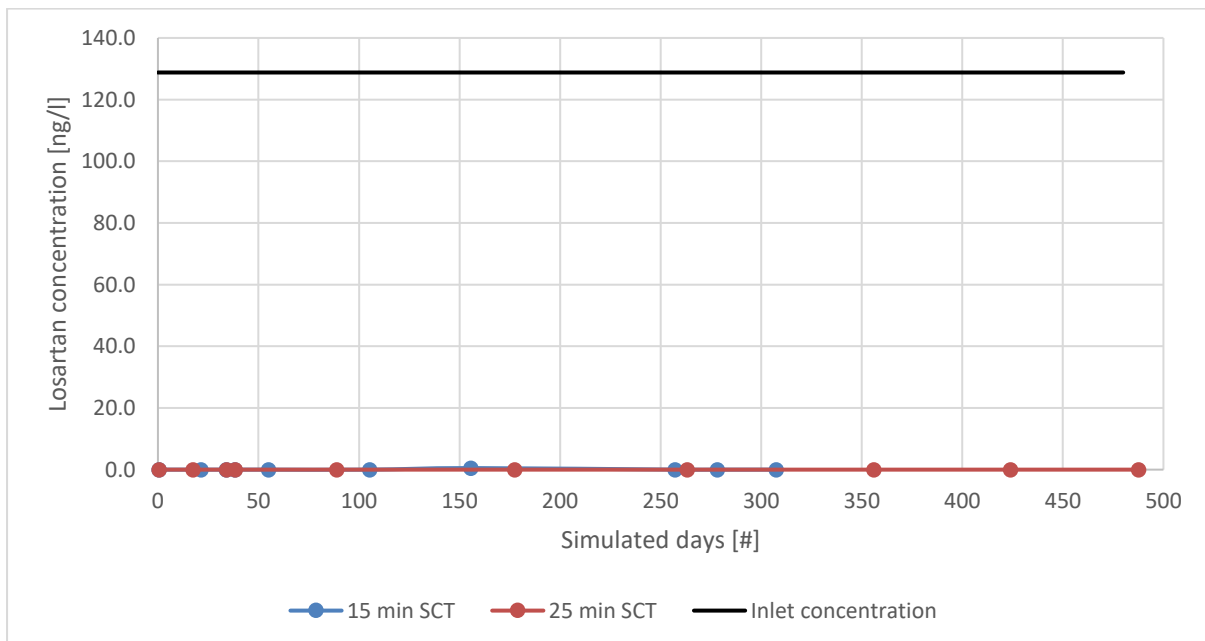
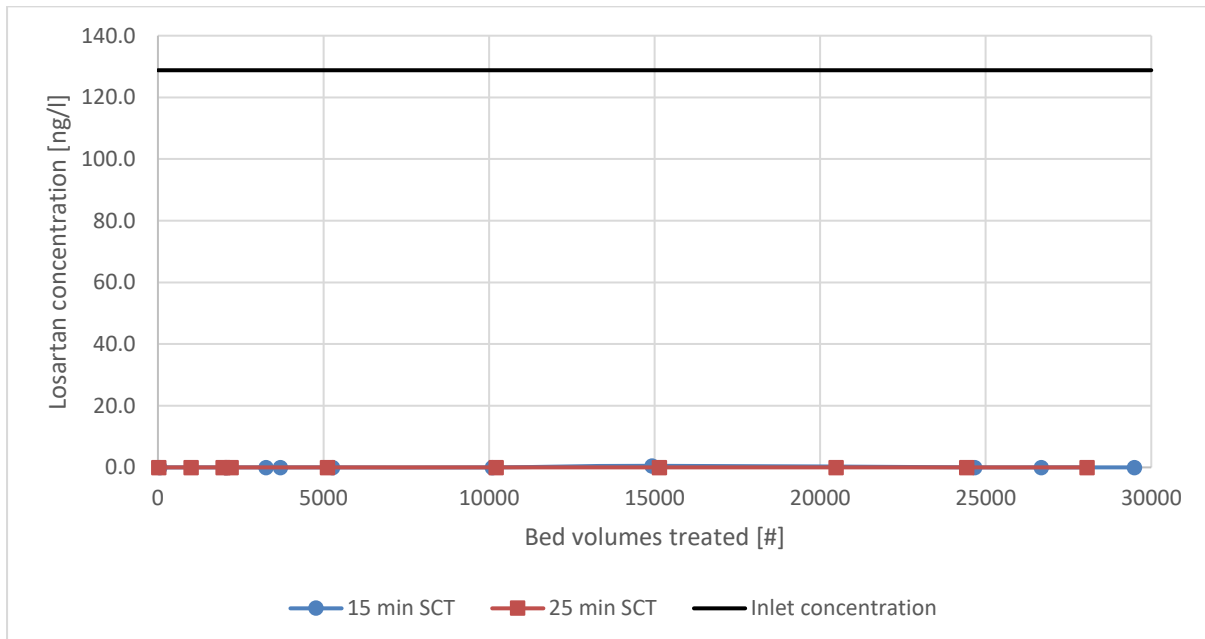


The removal efficiency regarding Imidacloprid is difficult to evaluate as the inlet concentration is very low and the uncertainties about the precise measurements are considerable.

**Table 9 - Wastewater Imidacloprid ACT data**

	Operating bed volumes	Operating days	Imidacloprid
	BV	days	ng/l
Raw water	INLET	INLET	3.9
<b>15 minutes SCT</b>			
Q1	50	0.5	1.6
Q6	2060	21	2.2
Q9	3266	34	0.2
Q10	3700	38	0.0
Q14	5276	55	0.6
Q26	10100	105	0.4
Q38	14924	156	0.0
Q68	24672	257	0.0
Q73	26682	278	0.5
Q80	29496	308	1.3
<b>25 minutes SCT</b>			
H1	30	0.5	1.9
H5	1000	17	1.2
H9	1970	34	0.3
H10	2212	38	0.1
H22	5121	89	0.4
H43	10211	177	0.3
H68	15150	263	0
H90	20483	356	0
H109	24422	424	1
H124	28058	488	1

## 5.7. Losartan

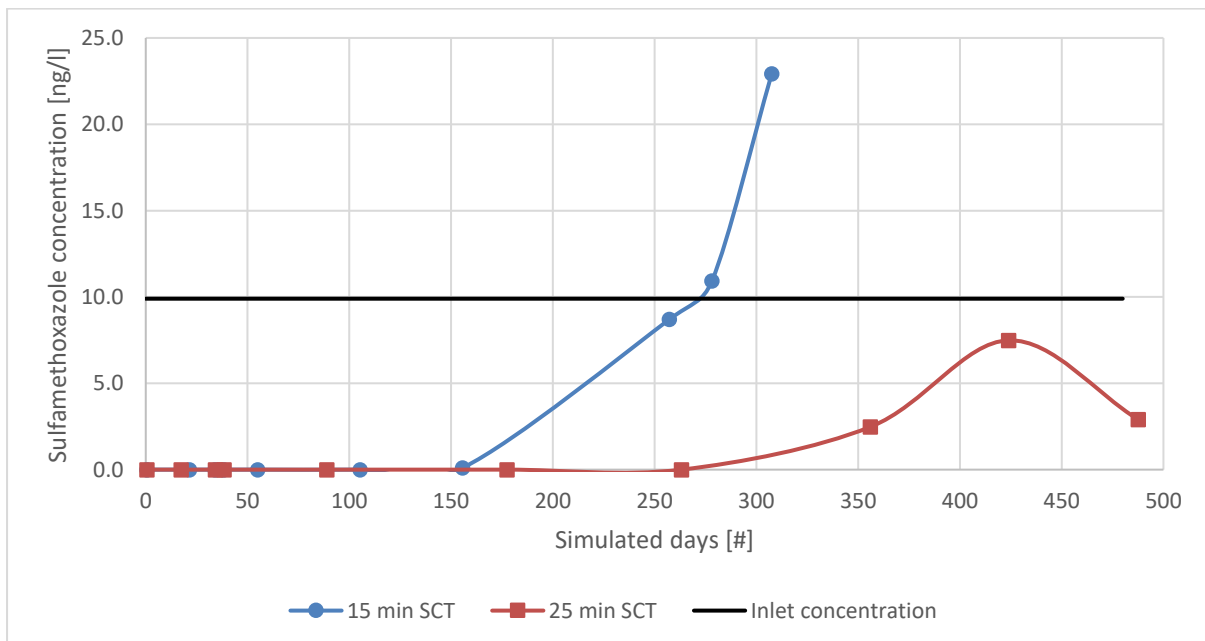
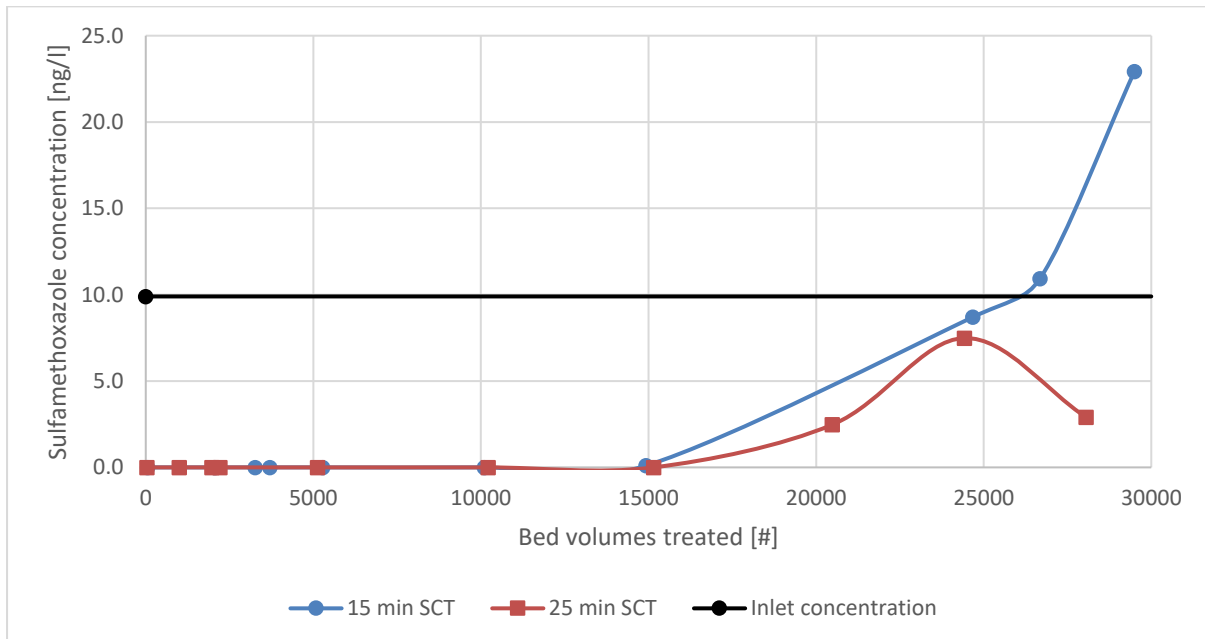


The ACT column tests demonstrates that CYCLECARB 401 is capable at 15- and 25-minutes contact time to remove completely the Losartan from 129 ng/l to below detection limit (0.1 ng/l) for more than 29.000 bed volumes (or 307 days of operation) with 15 minutes contact time and for more than 28.000 bed volumes (487) with 25 minutes contact time.

Table 10 - Wastewater Losartan ACT data

	Operating bed volumes	Operating days	Losartan
	BV	days	ng/l
Raw water	INLET	INLET	128.8
<b>15 minutes SCT</b>			
Q1	50	0.5	0
Q6	2060	21	0
Q9	3266	34	0
Q10	3700	38	0
Q14	5276	55	0
Q26	10100	105	0
Q38	14924	156	1
Q68	24672	257	0
Q73	26682	278	0
Q80	29496	308	0
<b>25 minutes SCT</b>			
H1	30	0.5	0
H5	1000	17	0
H9	1970	34	0
H10	2212	38	0
H22	5121	89	0
H43	10211	177	0
H68	15150	263	0
H90	20483	356	0
H109	24422	424	0
H124	28058	488	0

## 5.8. Sulfamethoxazole



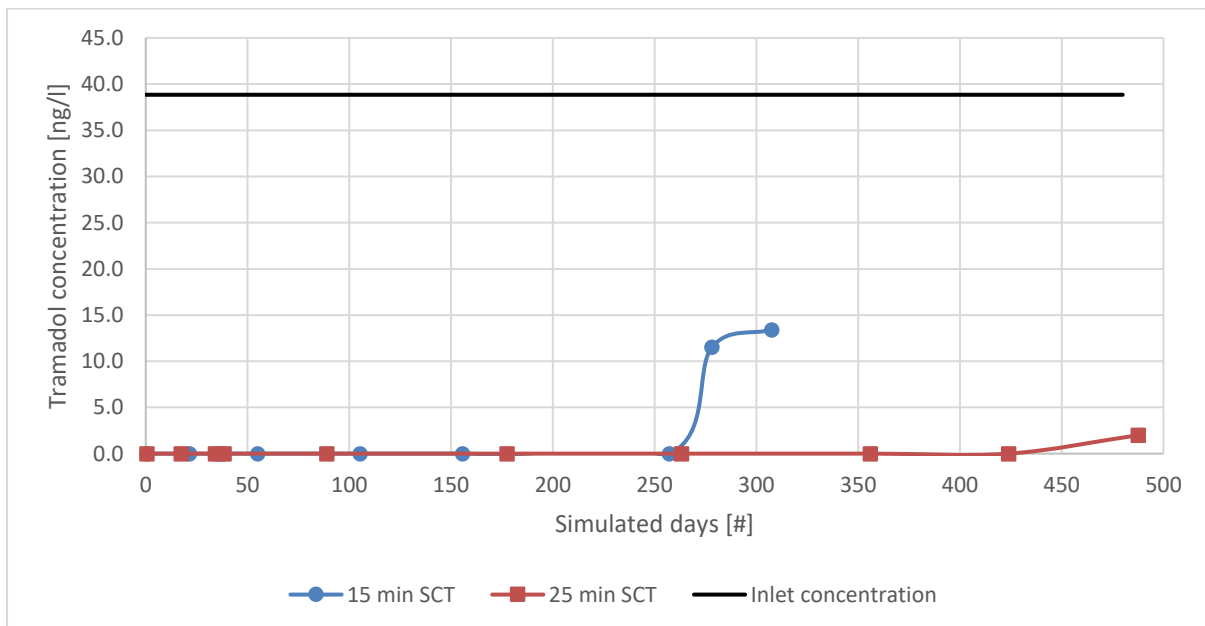
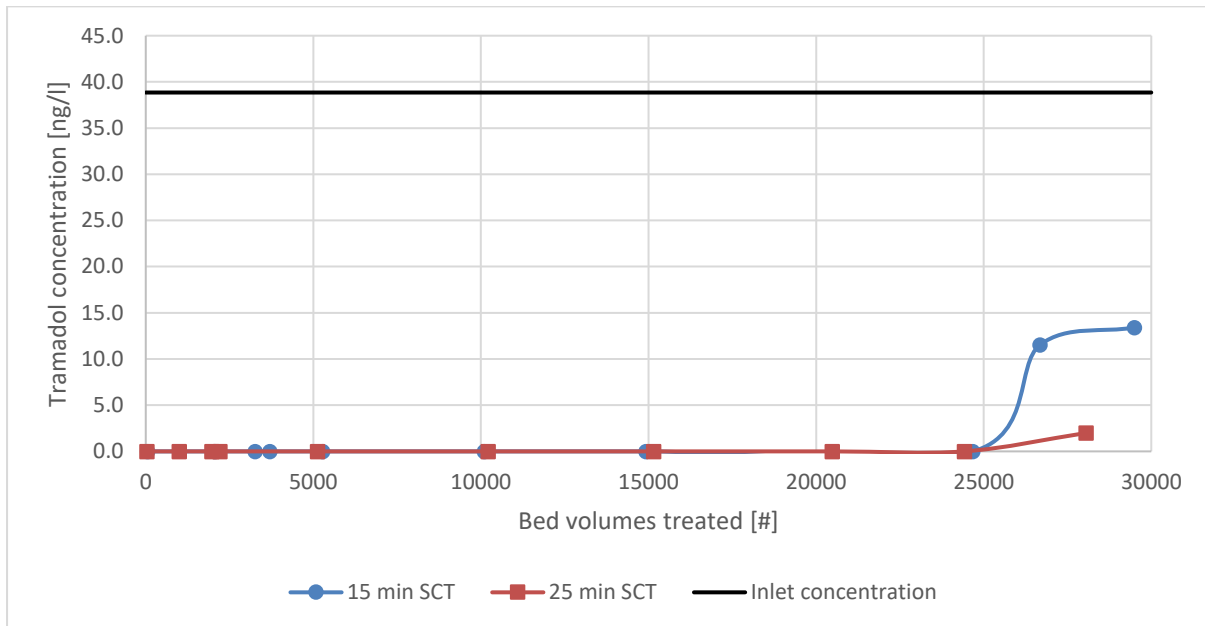
The ACT column tests demonstrates that CYCLECARB 401 is capable at 15- and 25-minutes contact time to remove completely the Sulfamethoxazole from 10 ng/l to below detection limit (0.1 ng/l) for more than 15.000 bed volumes (or 155 days of operation) with 15 minutes contact time and for more than 15.000 bed volumes (263) with 25 minutes contact time.

Remark: the average inlet concentration from Paracetamol measured at site was equal to 75 ng/l.

Table 11 - Wastewater Sulfamethoxazole ACT data

	Operating bed volumes	Operating days	Sulfamethoxazole
	BV	days	ng/l
Raw water	INLET	INLET	9.9
<b>15 minutes SCT</b>			
Q1	50	0.5	0
Q6	2060	21	0
Q9	3266	34	0
Q10	3700	38	0
Q14	5276	55	0
Q26	10100	105	0
Q38	14924	156	0
Q68	24672	257	9
Q73	26682	278	11
Q80	29496	308	23
<b>25 minutes SCT</b>			
H1	30	0.5	0
H5	1000	17	0
H9	1970	34	0
H10	2212	38	0
H22	5121	89	0
H43	10211	177	0
H68	15150	263	0
H90	20483	356	2
H109	24422	424	7
H124	28058	488	3

## 5.9. Tramadol



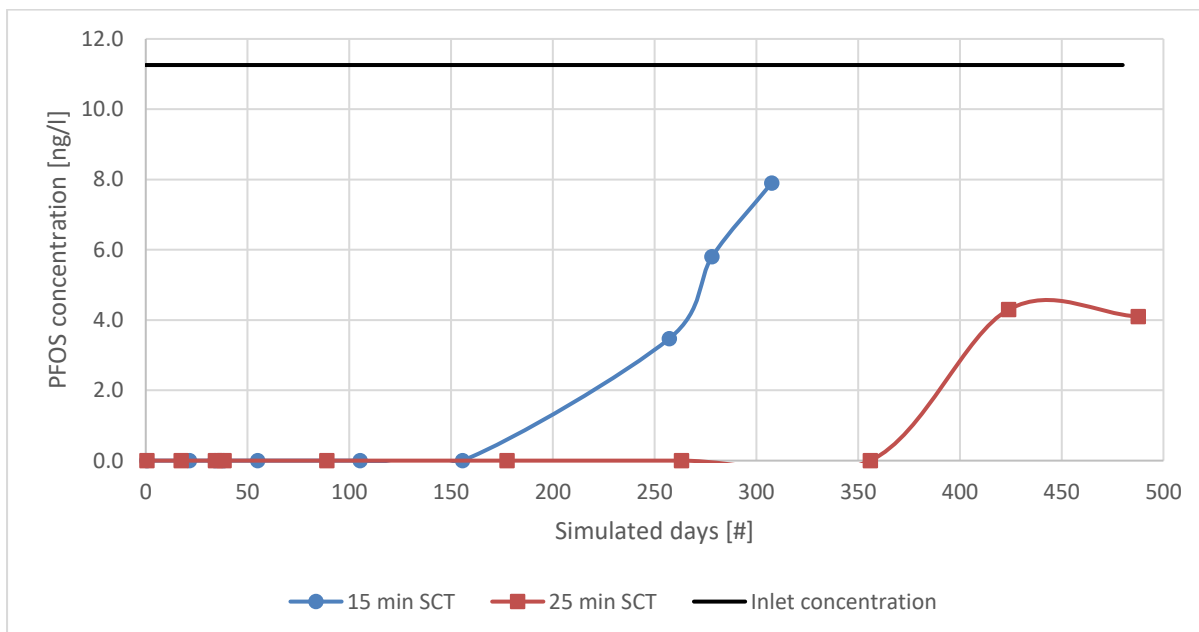
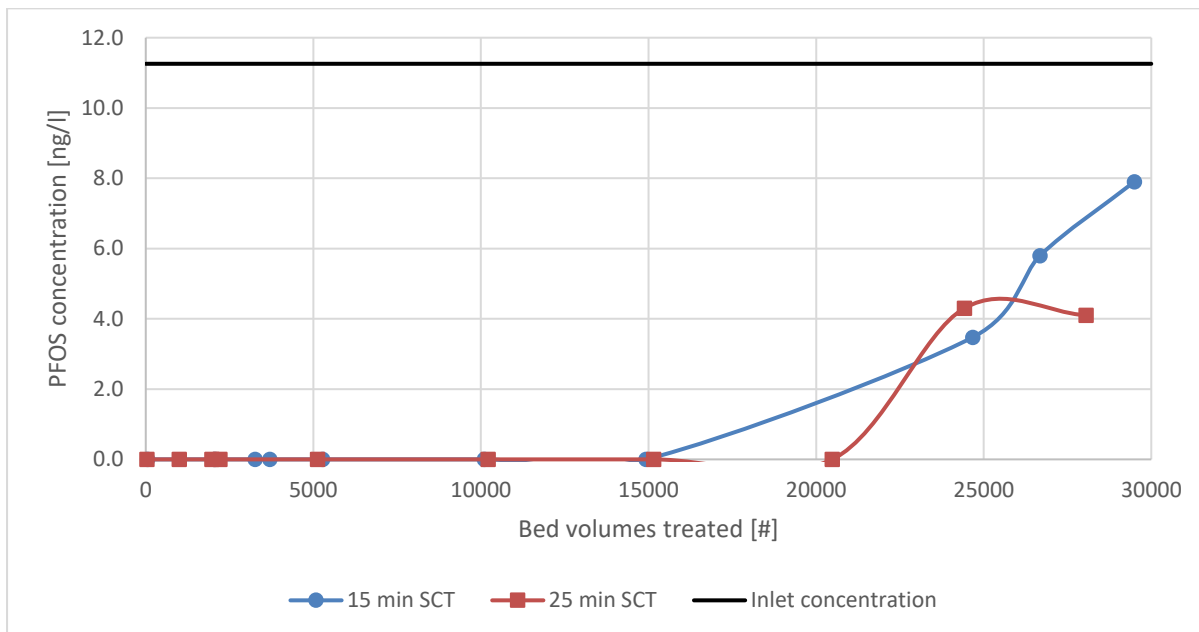
The ACT column tests demonstrates that CYCLECARB 401 is capable at 15- and 25-minutes contact time to remove completely the Tramadol from 39 ng/l to below detection limit (2.0 ng/l) for more than 25.000 bed volumes (or 257 days of operation) with 15 minutes contact time and for more than 28.000 bed volumes (487) with 25 minutes contact time.



Table 12 - Wastewater Tramadol ACT data

	Operating bed volumes	Operating days	Tramadol
	BV	days	ng/l
Raw water	INLET	INLET	39
<b>15 minutes SCT</b>			
Q1	50	0.5	0
Q6	2060	21	0
Q9	3266	34	0
Q10	3700	38	0
Q14	5276	55	0
Q26	10100	105	0
Q38	14924	156	0
Q68	24672	257	0
Q73	26682	278	12
Q80	29496	308	13
<b>25 minutes SCT</b>			
H1	30	0.5	0
H5	1000	17	0
H9	1970	34	0
H10	2212	38	0
H22	5121	89	0
H43	10211	177	0
H68	15150	263	0
H90	20483	356	0
H109	24422	424	0
H124	28058	488	2

### 5.10. PFOS

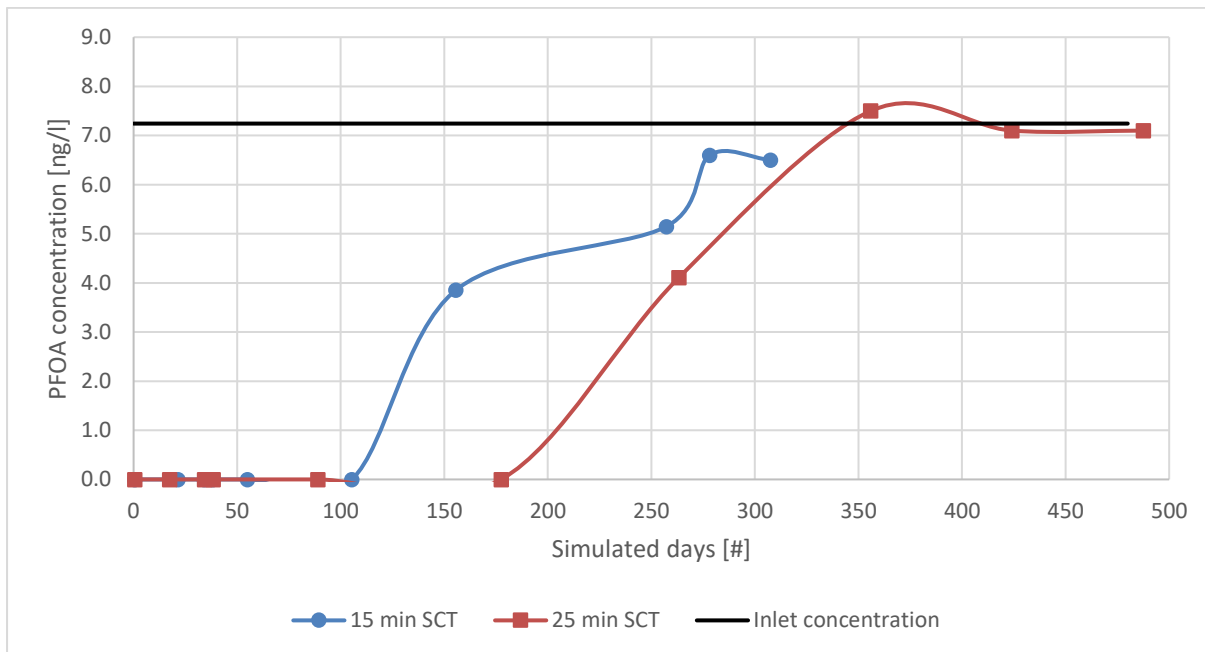
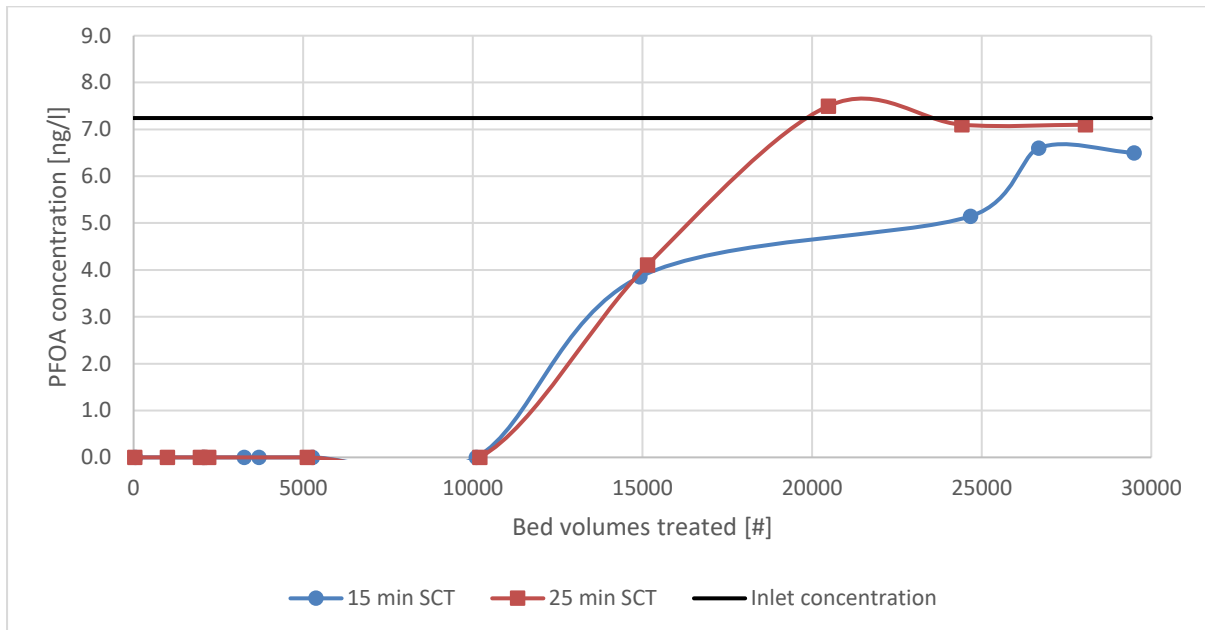


The ACT column tests demonstrates that CYCLECARB 401 is capable at 15- and 25-minutes contact time to remove completely the PFOS from 11 ng/l to below detection limit (3.0 ng/l) for more than 15.000 bed volumes (or 155 days of operation) with 15 minutes contact time and for more than 20.000 bed volumes (356) with 25 minutes contact time.

Table 13 - Wastewater PFOS ACT data

	Operating bed volumes	Operating days	PFOS
	BV	days	ng/l
Raw water	INLET	INLET	11.3
15 minutes SCT			
Q1	50	0.5	0.0
Q6	2060	21	0.0
Q9	3266	34	0.0
Q10	3700	38	0.0
Q14	5276	55	0.0
Q26	10100	105	0.0
Q38	14924	156	0.0
Q68	24672	257	3.5
Q73	26682	278	5.8
Q80	29496	308	7.9
25 minutes SCT			
H1	30	0.5	0.0
H5	1000	17	0.0
H9	1970	34	0.0
H10	2212	38	0.0
H22	5121	89	0.0
H43	10211	177	0.0
H68	15150	263	0.0
H90	20483	356	0.0
H109	24422	424	4.3
H124	28058	488	4.1

### 5.11. PFOA



The ACT column tests demonstrates that CYCLECARB 401 is capable at 15- and 25-minutes contact time to remove completely the PFOA from 7 ng/l to below detection limit (3.0 ng/l) for more than 10.000 bed volumes (or 105 days of operation) with 15 minutes contact time and for more than 10.000 bed volumes (177) with 25 minutes contact time.

Table 14 - Wastewater PFOA ACT data

	Operating bed volumes	Operating days	PFOA
	BV	days	ng/l
Raw water	INLET	INLET	7.2
<b>15 minutes SCT</b>			
Q1	50	0.5	0.0
Q6	2060	21	0.0
Q9	3266	34	0.0
Q10	3700	38	0.0
Q14	5276	55	0.0
Q26	10100	105	0.0
Q38	14924	156	3.9
Q68	24672	257	5.1
Q73	26682	278	6.6
Q80	29496	308	6.5
<b>25 minutes SCT</b>			
H1	30	0.5	0.0
H5	1000	17	0.0
H9	1970	34	0.0
H10	2212	38	0.0
H22	5121	89	0.0
H43	10211	177	0.0
H68	15150	263	4.1
H90	20483	356	7.5
H109	24422	424	7.1
H124	28058	488	7.1

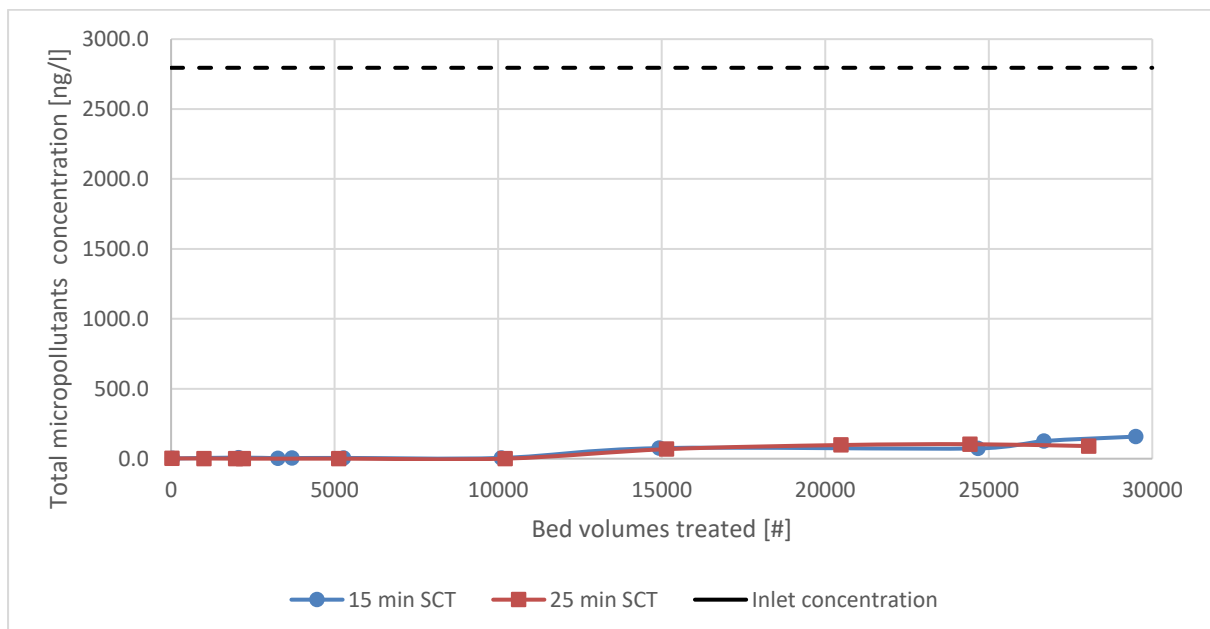
### 5.12. Other micropollutants

Fluconazole, Metoprolol, Oxazepam, Trimethoprim, Citalopram and Venlafaxine were also detected in the inlet raw water sample and these compounds were completely removed below the detection limit for more than 30.000 bed volumes with CYCLECARB 401 at both contact times.

Acetamiprid, Atenolol, Clarithromycin, Diclofenac, Erythromycin, Hydrochlorothiazide, Methotrexate, Naproxen, Sertraline, Thiamethoxam, Azithromycin, Ciprofloxacin, Irbesartan, Ketoconazole, Propranolol, Thiaclopid, Zolpidem, Bisphenol A, Estrone, Estradiol (E2), Etinyestradol (EE2), Furosemide and Ibuprofen were not detected or below the limit of quantification in the inlet raw water sample and in all purified water samples.

Even if each wastewater quality has a different impact on the micropollutants removal efficiency with granular activated carbons, indications can be taken from past experiences and from the currently available literature. Almost all the above listed compounds are generally better removed compared to Sulfamethoxazole (except Bisphenol A). Diclofenac removal is similar to Venlafaxine (completely removed for 30.000 bed volumes) and the other compounds are comparable to the Losartan removal efficiency. Bisphenol A abatement is generally comparable to the abatement of Sulfamethoxazole (even if it is different in some cases). The micropollutants with the highest average inlet concentration on site and not detected in the inlet ACT water sample (Atenolol, Diclofenac, Naproxen, Fluorsemide and Ibuprofen) are generally better removed compared to Fluconazole, for example.

### 5.13. Total POP



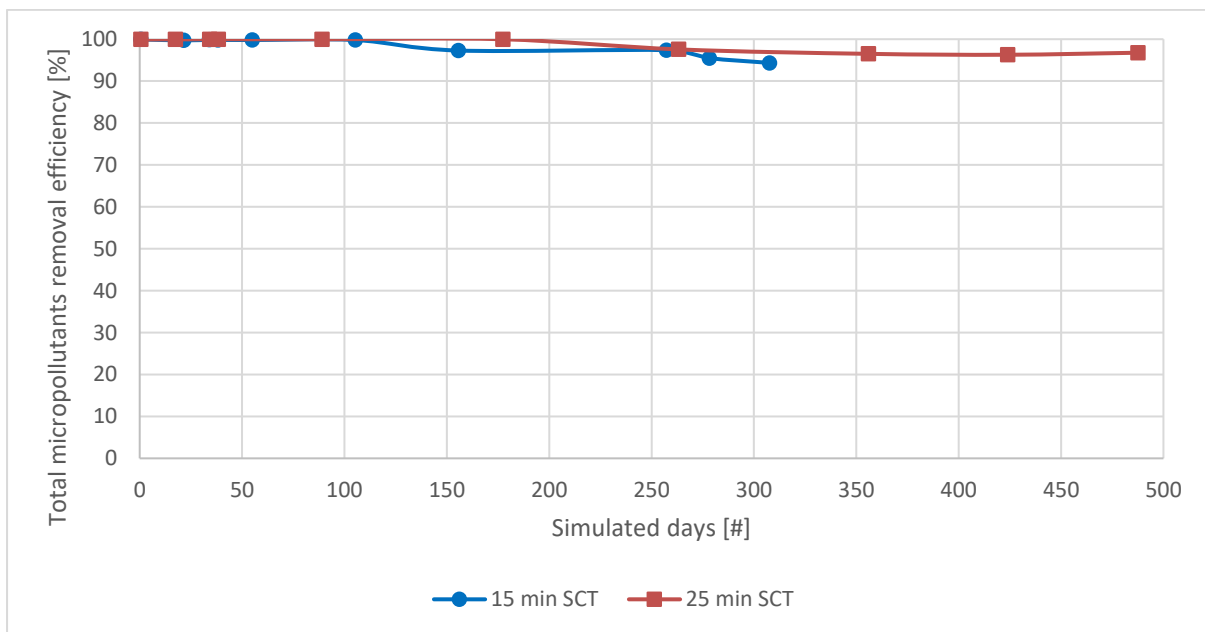
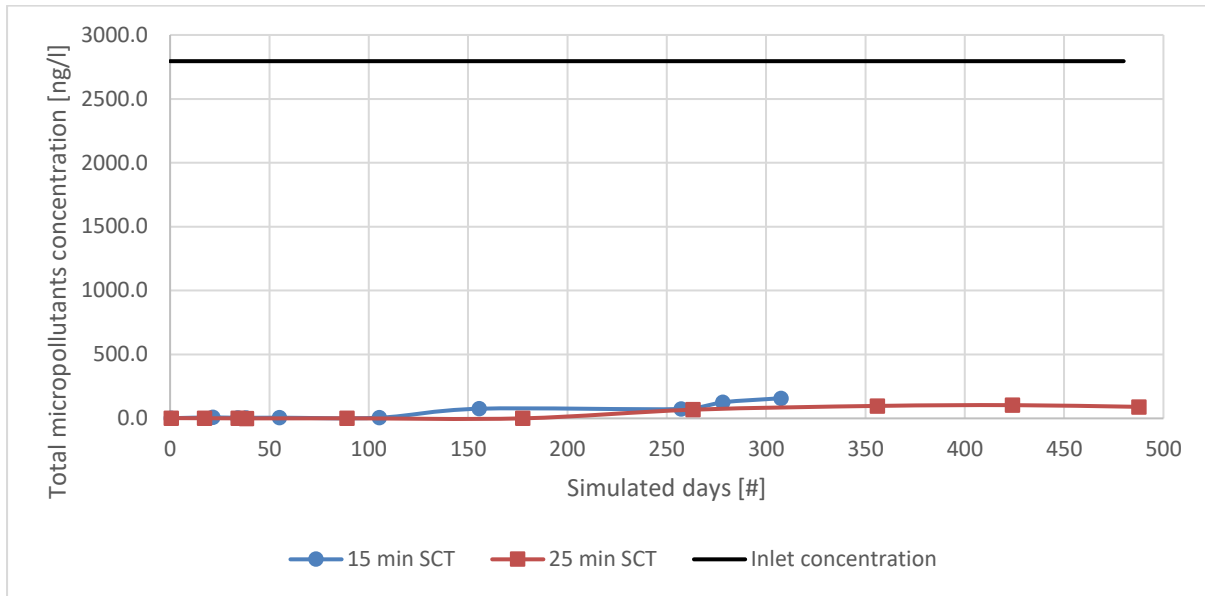



Table 15 - Wastewater Total POP ACT data

	Operating bed volumes	Operating days	Total POP
	BV	days	ng/l
Raw water	INLET	INLET	2795
<b>15 minutes SCT</b>			
Q1	50	0.5	2
Q6	2060	21	8
Q9	3266	34	4
Q10	3700	38	4
Q14	5276	55	6
Q26	10100	105	6
Q38	14924	156	75
Q68	24672	257	73
Q73	26682	278	126
Q80	29496	308	158
<b>25 minutes SCT</b>			
H1	30	0.5	2
H5	1000	17	1
H9	1970	34	0
H10	2212	38	0
H22	5121	89	0
H43	10211	177	0
H68	15150	263	68
H90	20483	356	98
H109	24422	424	104
H124	28058	488	90



	Date	25/09/2022	Page 36/ 38
	Customer	Sweco AB	
	Document reference	CHB AE 22 046_revA	

## 6. Conclusion

The ACT tests demonstrated that the micropollutants and PFAS compounds present in the wastewater at Eskilstuna WWTP can be successfully and fully removed below the detection limit with the reactivated activated carbon CYCLECARB 401.

Almost no breakthrough was observed for more than 140 operating days or 10.000 bed volumes at a superficial contact time of 15 and 25 minutes. After 30.000 bed volumes treated, CYCLECARB 401 is still able to remove 94 % of the total organic pollutants measured on the samples. An increase from 15 to 25 minutes superficial contact time does not significantly increase the operating bed life of the CYCLECARB 401 but would enable to decrease the granular activated carbon exchange frequency on site (less than once a year with a contact time of 25 minutes).

Important remark: despite for the micropollutant “Benzotriazole”, the raw water sent to Chemviron laboratory had significantly lower inlet contaminant concentrations compared to the concentrations measured in five different raw water samples taken at Eskilstuna on site between April 2021 and October 2021. In the other hand, higher inlet contaminant concentrations mean also a higher adsorption capacity onto the granular activated carbon. These aspects need to be considered for the future design of the plant and no guarantees can be given that the same total removal efficiency can be achieved over 30.000 bed volumes. Based on Chemviron experiences, the treatment objective of 90 % total micropollutants removal efficiency should still be achievable for more than 25.000 bed volumes with the use of the CYCLECARB 401 and a superficial contact time of 25 minutes.

## Data Sheet

# CYCLECARB® 401

## High Performance Reactivated Carbon

### DESCRIPTION

CYCLECARB® 401 is a new high performance Reactivated Carbon Service from Chemviron. CYCLECARB® 401 has been developed as part of a research project to better understand the adsorption properties of COD and specific organic compounds. Results have shown CYCLECARB® 401 to have improved results compared to standard carbons. Recycling by thermal reactivation involves processing the exhausted carbon in a special furnace, dedicated to non-food grade applications, at over 800 °C.

### FEATURES

CYCLECARB® Service has several advantages for a wide range of non-food grade applications:

- Large quantities are available quickly from inventory and can be supplied at the same time as the pick-up of exhausted carbon, simplifying the logistics and associated costs.
- Strict quality control procedures are followed on both exhausted and final product to ensure consistent reactivated carbon quality and high performance.
- Recycling reduces CO<sub>2</sub> emissions and waste, compared to the so-called re-valorisation in cement kilns or disposal of spent carbon, in a cost effective way.
- CYCLECARB® 401 service is in full compliance with all regional, national and European Union regulations for cross-border movements and recycling of exhausted carbon.
- CYCLECARB® 401 can be provided as part of a total service package combining reactivation and mobile adsorbers on a rental basis, avoiding capital expenditure.

### SELECTION

CYCLECARB® 401 is used in a wide range of applications such as industrial wastewater treatment, landfill leachate treatment, ground water remediation and treatment of non-food grade liquids. They are used to remove:

- Chemical Oxygen Demand (COD)
- Total Organic Carbon (TOC)
- Aromatic compounds
- Halogenated organics, eg. AOX, chlorinated organics, flame retardants or fluorinated surfactants (PFAS)
- Pesticides and other micropollutants

CYCLECARB® 401 is used in applications with high organic load. Steam activated carbons are slightly alkaline which results in a pH rise for the first few bed volumes of water treated depending on the characteristics of the water. Where there are strict pH limits, Chemviron recommends CYCLECARB® 401 pH, a special grade of carbon to reduce this pH rise. In most cases the pH with this product is lower than 8 to 9.

### PROPERTIES

CYCLECARB® 401 SPECIFICATIONS	401	401 pH
Iodine Number, min., mg/g	900	900
Moisture Content, max., wt%	2	(1)
Modified Contact pH, max.	-	8.7
Mesh Size, US Sieve Series, wt%	8x40	8x40
> 8 mesh (2.36 mm), max.	10	10
< 40 mesh (0.425 mm), max.	5	5

(Please refer to the Sales Specification Sheets, which state the Chemviron test method used to define the above specifications. Copies are available upon request.)

CYCLECARB® 401 TYPICAL PROPERTIES	401	401 pH
Bed Density <sup>(2)</sup> , (For adsorber sizing), kg/m <sup>3</sup>	450	450
Mean Particle Diameter, mm	1.1	1.1

(1) The special process to reduce the pH rise associated with steam reactivated carbon may influence, among others, the moisture content. All tested parameters, with the exception of modified contact pH, are carried out prior to treating the carbon.

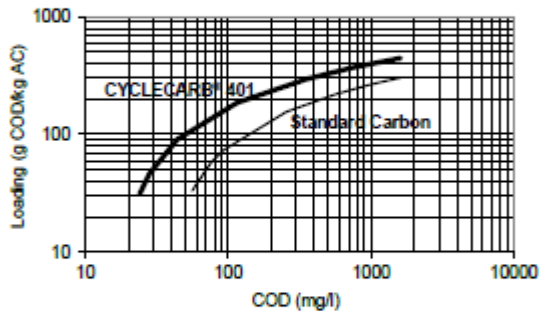
(2) Bed Density is used for adsorber sizing.

### RECYCLING BY THERMAL REACTIVATION

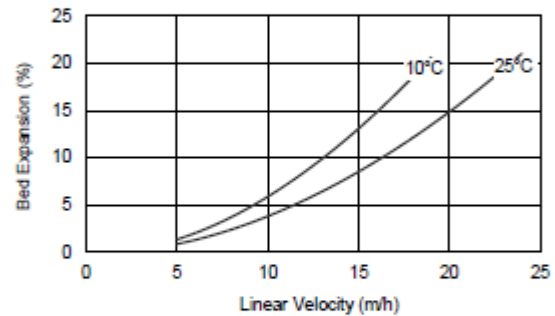
Once granular activated carbon is saturated or the treatment objective is reached, it can be recycled, by thermal reactivation, for reuse. Reactivation involves treating the spent carbon in a high temperature reactivation furnace to over 800 °C. During this treatment process, the undesirable organics on the carbon are thermally destroyed. Recycling by thermal reactivation is a highly skilled process to ensure that spent carbon is returned to a reusable quality. Chemviron operates Europe's largest reactivation facilities and daily recycles large quantities of spent carbon for a diverse range of customers. Recycling activated carbon by thermal reactivation meets the environmental need to minimise waste, reducing CO<sub>2</sub> emissions and limiting the use of the world's resources.

CYCLECARB® 401 is a granular reactivated carbon supplied on a service basis. Various test work has shown that in most cases, the performance of reactivated carbon is similar to virgin (new) carbon. Product quality is ensured by strict carbon acceptance procedures, selective blending of the carbon going into the furnace and stringent quality control specifications on the final product to ensure a consistent high performance granular activated carbon.

Typical Isotherm for COD removal



Typical Bed Expansion curves for CYCLECARB® 401



## DESIGN INFORMATION

The design of a granular activated carbon wastewater treatment system will depend on the nature of the stream to be treated. The following are typical design parameters for CYCLECARB® 401 for COD from wastewater treatment:

- Carbon consumption 0.1-5 kg/m<sup>3</sup>
- Superficial contact time 1-12 hours
- Bed depth 1-10 m

Chemviron can provide a comprehensive service to evaluate wastewater requirements including laboratory test work, pilot testing and engineering. Chemviron also supplies a wide range of adsorption systems including the CYCLESORB® range of mobile service equipment designed for the treatment of wastewater using Industrial React.

## PACKAGING

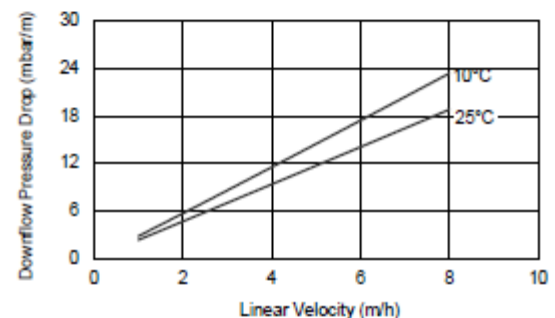
- Bulk
- Mobile adsorbers (carbon filters)

## SAFETY MESSAGE

Wet activated carbon preferentially removes oxygen from air. In closed or partially closed containers and vessels, oxygen depletion may reach hazardous levels. If workers are to enter a vessel containing carbon, appropriate sampling and work procedures for potentially low-oxygen spaces should be followed.



Typical Pressure Drop curves for CYCLECARB® 401



## QUALITY

Each of our worldwide operations has achieved ISO 9001:2015 certification for their quality management system related to activated carbon. Chemviron guarantees the specifications against representative sampling.

## CHEMVIRON

Chemviron, the European operation of Calgon Carbon Corporation, is a global manufacturer, supplier, and developer of activated carbons, innovative treatment systems, value added technologies, and services for optimising production processes and safely purifying the environment.

With our experience developed since the early years of the twentieth century, facilities around the world, and a world-class team of over 1,300 employees, Calgon Carbon Corporation can provide the solutions to your most difficult purification challenges.

*N.B. Chemviron reserves the right to change specifications without notice. All rights reserved for reproduction in part or in full without prior permission from Chemviron.*

# Appendix 6 – Erhållen reduktion av mikroföroreningar över ozon och MBBR utifrån ozondos

Tabell A6. Reduktion av mikroföroreningar över ozon och MBBR utifrån ozondoserna 0,4, 0,6 och 0,8 g O<sub>3</sub>/g DOC, vid kontakttiden 12 minuter. "-" indikerar att ingen reduktion har kunnat konstaterats, antingen på grund av att inkommande och utgående har varit noll eller att halten har varit under rapporteringsgränsen.

Ämne	0,4		0,6		0,8	
	Reduktion (%) över ozon	Reduktion (%) över MBBR	Reduktion (%) över ozon	Reduktion (%) över MBBR	Reduktion (%) över ozon	Reduktion (%) över MBBR
Acetamid	-	-	-	-	-	-
17α-östradiol (E2)	-	-	-	-	-	-
17β-etinyöstradiol (EE2)	-	-	-	-	-	-
Atenolol	73,4	-4,4	91,0	-7,1	99,0	-24,5
Azitromycin	100,0	-	100,0	-	100,0	-
Benzotriazol	66,2	-1,4	83,9	-10,4	93,3	-12,5
Bisfenol A	92,4	7,4	92,1	23,7	100,0	-
Ciprofloxacin	86,2	-	100,0	-	100,0	-
Citalopram	97,2	-38,7	99,4	-	99,4	-
Diklofenak	100,0	-	100,0	-	100,0	-
Erytromycin	100,0	-	100,0	-	100,0	-
Flukonazol	34,0	-4,8	48,4	-6,9	67,0	-11,0
Furosemid	100,0	-	100,0	-	100,0	-
Hydroklortiazid	89,1	-10,0	100,0	-	100,0	-

Ibuprofen	-	-	-	-	-	-
Imidaklopid	57,3	-12,2	77,3	10,8	79,2	-2,2
Irbesartan	72,4	-16,6	85,7	-21,3	94,6	-19,3
Karbamazepin	100,0	-	100,0	-	100,0	-
Ketoconazol	-	-	-	-	-	-
Klaritromycin	96,4	-	98,7	-18,8	98,2	-23,9
Losartan	100,0	-220,0	100,0	-18,3	100,0	-78,5
Metoprolol	79,6	-8,6	94,2	-9,4	99,6	-34,6
Metotrexat	-	-	-	-	-	-
Naproxen	100,0	-	100,0	-	100,0	-
Oxazepam	59,6	-17,8	78,6	1,2	90,3	-17,9
Paracetamol	-	-	-	-	-	-
PFOA	15,3	1,2	19,9	3,0	7,3	-0,3
PFOS	22,9	2,0	16,5	39,8	19,3	0,9
Propranolol	100,0	-	100,0	-	100,0	-
Sertralin	100,0	-	100,0	-	100,0	-
Sulfametoxazol	100,0	-	100,0	-	100,0	-
Tiaklopid	-	-	-	-	-	-
Tiametoxam	63,1	-29,1	81,5	-83,6	100,0	-
Tramadol	92,3	-23,7	99,1	-14,4	100,0	-
Trimetoprim	100,0	-	98,7	100,0	100,0	-
Venlafaxin	88,9	-21,1	98,0	-13,1	100,0	-
Zolpidem	-	-	100,0	-	-	-
Östron	100,0	-	100,0	-	100,0	-

## Appendix 7 – Emissionsfaktorer LCA

Markarbete och asfaltering	Värde	Enhet	Källa
Jord Fall A, Fyll	2,14	kg CO2e/m <sup>3</sup>	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0
Jordschakt Fall A	2,14	kg CO2e/m <sup>3</sup>	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0
Jordschakt Fall B	6,26	kg CO2e/m <sup>3</sup>	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0

Energi-/materialresurser	Värde tillverkning	Värde inkl. transport	Enhet	Källa
Betong, anläggning	0,17	0,17	kg 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 EDP:er från Sverige, Finland och Tyskland]
Stål, konstruktion	2,20	2,22	kg CO2e/kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0
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
Koppar	1,98	2,05	kg CO2e/kg	Trafikverket, 2020, Klimatkalkyl, v.7.0   European Copper Institute, Copper sheet, <a href="http://www.kupferinstitut.de/">http://www.kupferinstitut.de/</a>

Aluminium	9,16	9,50	kg 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, träflis)	0,014	-	kg CO2e/kWh	Ecoinvent 3.6 Electricity, high voltage {SE}   heat and power co-generation, wood chips, 6667 kW, state-of-the-art 2014   Cut-off
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, <a href="https://www.ei.se/sv/for-energiforetag/el/ursprungsmarkning-av-el/">https://www.ei.se/sv/for-energiforetag/el/ursprungsmarkning-av-el/</a>
Aktivt kol	11,03	11,44	kg 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
Takplåt (TRP)	2,74	2,77	kg CO2e/kg	Ruukki, 2020. EPD för Färgbelagda byggnadsprodukter



## Appendix 8 – Inventeringsdata LCA

Underlag	Enhet	Ozon + MBBR	GAK (25 min)	GAK (15 min)	Kommentarer
Elektricitet för drift	MWh/år	2 067	170	170	Ozon + MBBR - Avser PSA (964) och ozongenerator (1 103)
Granulerat aktivt kol	ton/år	--	283	283	Avser aktivt kol (torrvikt) vid regenerering efter 30 000 bäddvolym
Mängd renat vatten	m <sup>3</sup> /år	16 974 918	16 974 918	16 974 918	--
<b>Slamhantering</b>					
Slam för omhändertagande	m <sup>3</sup> /år	--	--	--	<p>Avseende ozonering bildas inget slam. Kan bildas små mängder i efterbehandlingen men detta bedöms försumbart. Vid drift av MBBR som efterdenitrifikation med tillsats av kolkälla kommer slam bildas, men det ligger utanför detta projekt.</p> <p>I GAK-filter kan det bli biologisk aktivitet och viss slamproduktion, men även här bedöms detta vara försumbart.</p>

Underlag	Enhet	Ozon + MBBR	GAK (25 min)	GAK (15 min)	Kommentar
<b>Markarbete och asfaltering</b>					
Markarbete/schaktning/sprängning	m <sup>3</sup>	1 395	5 310	4 122	Geotekniska förutsättningar okända, pålning, spont, och grundvattensänkning ingår ej.
Utfyllnadsmaterial (fall A - bef. massor)	m <sup>3</sup>	465	1 506	1 374	
Utfyllnadsmaterial (Fall B)	m <sup>3</sup>	--	--	--	
Material som behöver fraktas bort	m <sup>3</sup>	930	3 804	2 748	--
Asfalteringsyta/Körtyr	m <sup>2</sup>	--	--	--	Ingår ej i kalkylen
<b>Material till byggnad, bassänger</b>					
Betong	ton	1 683	2 967	2 387	Bottenplatta, bassänger och bjälklag, 2,4 ton/ m <sup>3</sup>
Armering	ton	84	148	119	0.12 ton stål/ m <sup>3</sup>



Underlag	Enhet	Ozon + MBBR	GAK (25 min)	GAK (15 min)	Kommentarer
Förzinkad stål, staket	ton	--	--	--	Trappor, plattformar, staket ingår ej i kalkylen
<b>Innerväggar</b>					
Stål	ton	1,1	1,2	1,2	Paroc element, 7,85 ton/ m <sup>3</sup>
Isolering (stenull, 80 mm)	ton	2,4	2,6	2,6	Paroc element, 17 kg/m <sup>2</sup>
Gips	ton	--	--	--	13 mm tjocklek, 648 kg/ m <sup>3</sup> Ingår ej i processbyggnad
<b>Ytterväggar</b>					
Stål	ton	3,3	2,6	2,6	Paroc element
Isolering (stenull, 150 mm)	ton	8,7	6,9	6,9	Paroc element, 23 kg/ m <sup>2</sup>
<b>Tak</b>					
TRP stål	ton	3,2	1,8	1,8	8,86 kg/m <sup>2</sup>
Isolering (stenull, 220 mm, yttertak)	ton	10,8	6,0	6,0	30 kg/m <sup>2</sup>
Takpapp (tätskikt yttertak)	ton	2,5	1,4	1,4	--
Stål innertak	ton	2,8	1,6	1,6	Paroc element, 7,85 ton/ m <sup>3</sup>
Isolering (stenull, 80 mm, innertak)	ton	6,8	3,8	3,8	Paroc element, 19 kg/ m <sup>2</sup>
<b>Övrigt material</b>					
Övrig isolering (Stenull, 220 mm)	ton	4,7	29,4	22,2	Isolering i mark, 30 kg/m <sup>2</sup>
Fackverk (Stål)	ton	3,6	2,2	2,2	Antagande, baserat på byggnad
Pelare HEA (Stål)	ton	0,7	0,4	0,4	Antagande, baserat på byggnad
Fönsterglas	ton	0,4	0,3	0,3	Fönster antagits 10% av väggarea
Aluminium	ton	2,4	--	--	Övertäckning bassäng
<b>Material till maskiner och ledningar</b>					
Rostfritt stål, maskininstallationer	ton	5	2,9	2,9	För Ozon, uppgifter från leverantör+antagande PSA. För GAK, räknat med 50% av (pumpar, filterbotten, och rännor)
Koppar, maskininstallationer	ton	--	0,3	0,3	5% av maskin
Gjutjärn, cast iron, maskininstallationer	ton	--	2,6	2,6	45% av maskin
Extruderad aluminium 6082 T6	ton	6	--	--	PSA + Ozon generator Primozone GM48
Aktivt kol	ton		640	440	--

Underlag	Enhet	Ozon + MBBR	GAK (25 min)	GAK (15 min)	Kommentarer
Rör, rostfritt stål (syrafast)	ton	10,5	12,6	8,9	Antagande, baserat på rör/ventiler kostnad
Kablar - koppar	ton	--	--	--	Försumbar
Ventiler (Segjärn)	ton	1,8	2,2	1,5	Antagande, baserat på rör/ventiler kostnad
VVS förzinkad Stål	ton	--	--	--	Försumbar