

KVARTÄR RENING VID SJÖLUNDA ARV

Ozonerings vid höga bromidhalter och regenerering av aktivt kol

2022-10-28 Slutversion

Författare: Kerstin Hoyer
Lennart Höglind
Anders Sjölin
Michael Cimbritz
Per Falås
Rubén Juárez Cámara
Ola Svahn
Jacob Kragh Andersen
Christina Berg Olesen

Innehållsförteckning

1	Sammanfattning	4
2	Inledning	7
2.1	Bakgrund	7
2.2	Syfte.....	9
3	Sjölunda ARV.....	10
3.1	Nuvarande Sjölunda	10
3.2	Nya Sjölunda.....	11
3.3	Kvartär rening på Nya Sjölunda.....	11
3.4	Bromid i utgående vatten på Sjölunda.....	12
4	Underlag till riskbedömning för bromat i Sjölundas recipient	13
4.1	Inledning.....	13
4.1.1	Utvärdering av studier.....	13
4.1.2	Revidering av PNEC.....	13
4.1.3	Risikkvot	14
4.2	Nulägesbeskrivning – tillgängliga ekotoxikologiska data	14
4.3	Kompletterande toxicitetstestning	16
4.3.1	Fisktest.....	16
4.3.2	Ostrontest.....	16
4.3.3	Sjöborretest.....	16
4.3.4	Kontrollanalyser	17
4.4	Resultat från kompletterande testning.....	17
4.4.1	Fisktest.....	17
4.4.2	Ostrontest.....	17
4.4.3	Sjöborretest.....	17
4.5	Reviderat PNEC.....	18
4.6	Gränsvärden för bromat i utgående avloppsvatten	18
5	Bromatbildning vid ozonering	20
6	Ozonering av ett bromidhaltigt vatten.....	24
6.1	Halter och reduktion av mikroföroreningar under ozonering	24
6.2	Ozondos och maximal bromatkoncentration i utgående vatten	30
7	Behov av reduktion av läkemedelsrester vid Sjölunda ARV	32
8	Regenerering av aktivt kol	35

8.1	Granulerat aktivt kol (GAK)	35
8.1.1	Reaktivering av GAK	35
8.1.2	Teknologier för reaktivering	36
8.1.3	Leverantörer	38
8.2	Metod för utvärdering av lösningarna	38
8.2.1	Scenarier	39
8.2.2	Analysmetod	39
8.2.3	Anläggningens storlek	39
8.2.4	Energiförbrukning	40
8.2.5	Klimatpåverkan	40
8.2.6	Ekonomi	42
8.3	Resultat	45
8.3.1	Energiförbrukning	45
8.3.2	Klimatpåverkan	45
8.3.3	Ekonomi	46
8.4	Känslighetsanalys	48
8.4.1	Klimatpåverkan	49
8.4.2	Ekonomi	52
8.5	Övriga frågor	55
8.6	Framtida potentialer	55
8.6.1	Kemisk reaktivering av GAK	55
8.6.2	Icke-fossilt kol i GAK-filter	55
8.6.3	Produktion av aktivt kol från slam	56
8.6.4	Användning av egenproducerad biogas	56
9	Slutsatser	57
9.1	Bromatbildning vid ozonering	57
9.2	Regenerering av aktivt kol	57
10	Referenser	59

Bilagor

Bilaga 1. Ekotoxikologiska testdata för bromat.....	63
Bilaga 2. Nitrit och Δ Nitrat vid ozonering.....	64
Bilaga 3. Halter av organiska mikroföroreningar innan ozonering	65
Bilaga 4. Reduktion och halter av organiska mikroföroreningar under ozonering	67
Bilaga 5. Reduktion av organiska mikroföroreningar under ozonering vid tillsatt bromid (4 mg/l)	77
Bilaga 6. Underlag för riskbedömning citalopram.....	82
Bilaga 7. Riskkvoter efter ozonering vid olika utspädningsgrad.....	94
Riskkvoter recipient, utspädning 10	94
Riskkvoter recipient, utspädning 50	95
Riskkvoter recipient, utspädning 100	96
Bilaga 8. Budgetpriser reaktiveringsugn John Cockerill	97
Bilaga 9. CAPEX beräkningar	99
Bilaga 10. Känslighetsanalys.....	100

1 Sammanfattning

Sjölunda avloppsreningsverk (ARV) tar emot avloppsvatten från större delen av Malmö stad samt från Burlövs kommun och delar av Lomma, Staffanstorp och Svedala kommun. Reningsverket är dimensionerat för 550 000 personekvivalenter och anläggningen renar i dag omkring 40 miljoner m³ avloppsvatten årligen och är därmed ett av Sveriges största reningsverk. På grund av befolkningsökningen i upptagningsområdet planerar VA SYD att bygga ut och modernisera reningsverket. I samband med det erbjuds även grannkommuner att ansluta sig till reningsverket. I Sjölundas recipient Lommabukten finns ett antal områden med naturvärden, tre av områdena utgörs av Natura 2000-områden och fem av områdena utgörs av naturreservat. I de skyddade områdena är vattenkvaliteten viktig för att inte påverka området negativt. Inom vattenförekomsten Lommabukten finns det även fem badplatser som omfattas av badvattendirektivet.

Denna förstudie gällande kvartär rening från läkemedelsrester och andra mikroföroreningar är en del av en större förstudie för utbyggnaden av Sjölunda ARV. Det har tidigare genomförts en kartläggning av läkemedelsrester vid Sjölunda ARV (Jonstrup m fl, 2020) och denna studie svarar på några kompletterande frågor som behöver utredas innan det är möjligt att välja lämplig processlösning för kvartär rening vid Sjölunda ARV. Syftet med denna studie har varit att besvara dessa frågor:

1. Är ozonering en lämplig reningsteknik på Sjölunda ARV trots höga halter bromat i inkommande avloppsvatten?
 - a. Vilket PNEC-värde för bromat och citalopram bör användas som underlag för bedömning om risk för påverkan på miljön?
 - b. Kan driften av en ozoneringsanläggning genomföras på ett sätt som gör att utsläppet av bromat till recipienten inte medför betydande risk ur miljösynpunkt?
2. Hur kan en ekonomiskt och miljömässigt hållbar regenerering av det aktiva kolet i en GAK¹-anläggning på Sjölunda ARV se ut?

För att utreda riskerna med en ökad halt bromat i Sjölunda ARVs utsläpp vid ozonering har följande genomförts:

- Framtagande av en försöksplan till kompletterande testning för att ta fram nya ekotoxikologiska data (miljörelaterade toxicitetsdata) för bromat
- Revidering av PNEC-värde (förväntad nolleffekthalt i miljön) med målet att reducera riskvoten för bromat – Riskkvoten är lika med PEC (förväntad halt i recipienten) dividerat PNEC.
- Framtagande av gränsnivå för halten bromat i utgående avloppsvatten med avseende på miljörisk

Den kompletterande testningen med avseende på kronisk toxicitet mot fisk och de två marina organismerna ostron och sjöborre (från de marina djurgrupperna blötdjur respektive tagghudingar) resulterade i att säkerhetsfaktorn för bromat kunde sänkas från 500 till 10. Den högsta halt bromat i recipienten som inte ger negativa effekter för miljön (PNEC) kan således revideras till 0,11 mg/l ($1,1 \text{ mg/l}/10=0,11 \text{ mg/l}$) utifrån tillgängliga testdata. Detta innebär en låg risk (riskkvot <0,1) att negativa miljöeffekter uppkommer vid EUs schablonspädning på 100 gånger för en bromathalt under 1,1 mg/l i utgående avloppsvatten. På samma sätt bedöms risken som måttlig (riskkvot 0,1-1) att negativa

¹ GAK = granulärt aktivt kol

miljöeffekter uppkommer vid EUs schablonspädning på 100 gånger då bromathalten i utgående avloppsvatten ligger under 11 mg/l.

Vid studiens start fanns endast ett mycket begränsat underlag för riskbedömning för citalopram i saltvatten. På samma sätt som för bromat har därför kompletterande testning med avseende på kronisk toxicitet mot alg, kräftdjur och fisk samt för två marina grupper (blötdjur och tagghudingar) resulterat i att säkerhetsfaktorn för citalopram kunde sänkas till 20 och PNEC kunde revideras till 7,5 ng/l.

För att utreda möjligheten till drift av en ozoneringsanläggning på ett sätt som gör att utsläppet av bromat till recipienten inte medför betydande risk ur miljösynpunkt har dosresponsförsök gjorts för ozonering av avloppsvattnet från Sjölor ARV. På detta sätt har bromatbildning kopplats till ozondosering i ozoneringen som i sin tur relaterar till reduktionen av olika läkemedelsrester som har analyserats under försöken. Studien visar exempelvis att en reduktion på minst 80% av oxazepam och en reningseffekt som är större än 60 % för övriga ämnen inte bör medföra någon betydande risk för skador på miljön från avloppsvattnet från Sjölor ARV. Ozoneringsförsöken visar att en riskkvot på under 1 uppnås vid en spädning på 100 gånger vid en ozondos på minst 0,4 mg O₃/mg DOC för att uppnå dessa reduktioner. Denna ozondos motsvarar en bromatbildning på långt under 0,1 mg bromat / mg bromid, vilket motsvarar en maximal bromatkoncentration i utgående vatten för de bromidhalter som har uppmätts på Sjölor ARV på maximalt 0,34 mg bromat/l. Denna koncentration medför ingen betydande miljörisk i recipienten vid en spädning på 100 gånger och det finns god marginal även för lägre spädningar eller högre inkommande bromidkoncentrationer.

Projektet visar därmed att ozonering är en lämplig teknik för reduktion av mikroföroreningar i avloppsvattnet på Sjölor ARV och att de höga bromidkoncentrationerna i inkommande avloppsvattnet inte medför något hinder för val av denna teknik. Denna studie har visat kopplingen mellan miljörisker av bromat i recipienten och effektiviteten av ozonering av avloppsvattnet på en övergripande nivå. Resultaten är framtagna för Sjölor avloppsreningsverk men har presenterats på ett sätt som möjliggör att de kan appliceras även på andra förutsättningar på andra avloppsreningsverk. Det är även viktigt att komma ihåg att processen kan optimeras ytterligare, t.ex. genom en smart styrstrategi av ozondoseringen för att maximera reduktionen av mikroföroreningar och samtidigt minimera bromatbildningen. Denna optimering har inte gjorts inom denna studie.

Vidare har den klimatomständiga och ekonomiska prestandan för reaktivering av aktivt kol undersökts i denna studie genom utredning av alternativen av regenerering vid en befintlig extern reaktiveringsanläggning, vid en nyetablerad anläggning på Sjölor ARV respektive vid en regional svensk anläggning.

För scenarierna med etablering av en ny reaktiveringsanläggning i Sverige har det valts att undersöka den termiska reaktiveringsprocessen med hjälp av en flervåningsugn på grund av teknikens mognad och robusthet. Termisk reaktivering är för närvarande den enda tekniken som är implementerad i full skala och används på flera stora reaktiveringsanläggningar idag.

Klimatpåverkan från en separat regional anläggning har beräknats utifrån utsläpp kopplad till energiförbrukning, tillsats av ny GAK (förlusten under reaktiveringsprocessen) och transport av mättat GAK (för en regional anläggning). Klimatpåverkan från reaktivering på en extern anläggning har beräknats utifrån angivna emissionsfaktorer för reaktiveringsprocessen från leverantörer.

Den uppskattade klimatpåverkan för att reaktivera mättad GAK i en extern anläggning är dubbelt så hög som vid reaktivering i en egen eller regional anläggning i Sverige. Det största bidraget till

klimatpåverkan från reaktiveringsprocessen är tillsatsen av jungfruligt GAK för att kompensera kolförlusten under reaktiveringen, vilket förväntas vara liknande för de tre scenarierna. Energiförbrukningen bidrar också till en stor del av det totala CO₂-fotavtrycket. Bidraget från transport av GAK visade sig inte ha stor påverkan på det totala CO₂-fotavtrycket.

Metodvalet vid beräkning av CO₂-avtryck har stor betydelse för resultatet av klimatpåverkan i förhållande till vilka emissioner som medräknas och vilka emissionsfaktorer som används. Detta har också inflytande på jämförelsen mellan det beräknade CO₂-avtrycket från reaktivering i Sverige och det upplysta CO₂-avtrycket vid reaktivering på en extern anläggning. Därför har det gjorts en känslighetsanalys som syftar till att undersöka konsekvenserna av det beräknade CO₂-avtrycket vid reaktivering i Sverige vid ändringar av förutsättningarna. Känslighetsanalysen visar att beräkningarna av klimatpåverkan huvudsakligen påverkas av varierande emissionsfaktor för gas, detta på grund av den höga gasförbrukningen, samt varierande elförbrukning, eftersom variationerna i det inhämtade dataunderlaget är stora. Baserat på känslighetsanalysen förväntas inte att det totala CO₂-fotavtrycket blir högre vid lokal reaktivering än vid reaktivering i en extern anläggning, även om den faktiska energiförbrukningen och utsläppen från denna visar sig vara högre än vad som antagits vid beräkningarna.

En uppskattning av de årliga kostnaderna för respektive scenario har visat på en stor ekonomisk besparing genom reaktivering i egen eller regional anläggning i Sverige jämfört med att transportera det mättade GAK för reaktivering i en extern anläggning. De årliga kostnaderna för reaktivering i en egen anläggning på Nya Sjölanda är ca. 30 % lägre än vid extern reaktivering, och vid reaktivering i en regional anläggning halveras de årliga kostnaderna.

Känslighetsanalysen på årliga kostnader visar en stor påverkan vid varierande årliga avskrivningar och räntekostnader samt gaspriserna. I scenariot med en reaktiveringsanläggning på Nya Sjölanda blir de årliga kostnaderna högre än för extern reaktivering om investeringskostnaderna fördubblas. På samma sätt har det setts att vid en betydande ökning av gaspriserna, kommer reaktivering vid egen eller regional anläggning bli mindre ekonomiskt fördelaktigt i förhållande till extern reaktivering.

Studien indikerar att det finns både klimatmässiga och ekonomiska besparingar med etablering av en reaktiveringsanläggning på Sjölanda ARV eller en regional svensk anläggning jämfört med att transportera det mättade GAK för reaktivering i en extern anläggning. Resultaten är dock starkt beroende av de olika variablerna i studien och besparingarna kan minskas i verkligheten. Det förväntas finnas stordriftsfördelar med att etablera en regional anläggning, vilket understryks av studiens ekonomiska analys.

Utöver de klimatmässiga och ekonomiska besparingarna är det nödvändigt att överväga andra faktorer innan ett slutgiltigt val görs. Detta för att en helt ny risk införs vid etablering av en egen anläggning som ska drivas och underhållas. Dessutom kommer man binda sig vid en specifik teknik under ett antal år och tappar därmed bort den flexibilitet som följer med att använda ett externt reaktiveringssystem.

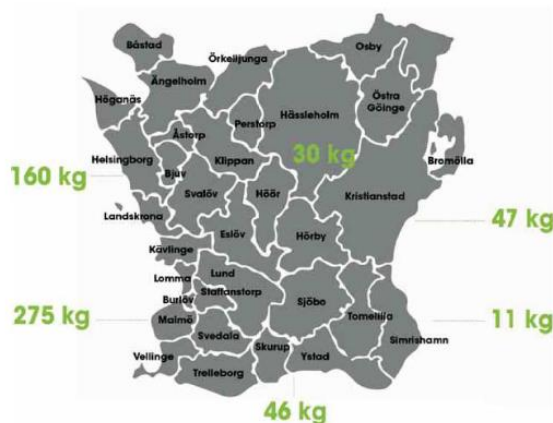
2 Inledning

Denna studie har varit ett samarbete mellan olika parter. Kerstin Hoyer har varit projektledare och ansvarat för rapportens helhet. Lennart Höglind har ansvarat för miljörelaterade frågeställningar inom delprojektet om bromatbildning vid ozonering. Anders Sjölin har genomfört riskbedömningar för bromat och citalopram och skrivit delarna relaterade till dessa. Michael Cimbritz, Per Falås och Rubén Juárez Cámara har genomfört dosresponsförsöken med ozonering och skrivit huvuddelen i avsnitten om dessa. Ola Svahn har genomfört läkemedelsanalyserna och varit behjälplig i tolkning av dessa och skrivandet av relaterade delar. Jacob Kraagh Andersen och Christina Berg Olesen har genomfört analyserna om regenerering av granulärt aktivt kol och skrivit avsnitt 8.

2.1 Bakgrund

Sjölunda avloppsreningsverk (ARV) tar emot och renar avloppsvatten från större delen av Malmö stad samt från närliggande kommuner. På grund av befolkningsökningen i hela regionen kommer VA SYD inom kort att behöva effektivisera och bygga ut reningsverket. Detta görs som en del av VA SYDs samhällsbyggande projekt *Hållbar avloppsrening i ett växande Skåne* för att skydda vår vattenmiljö och möjliggöra kommuners tillväxt.

Baserat på en genomförd skånsk studie kallad LUSKA - Läkemedelsutsläpp från Skånska Avloppsreningsverk, där läkemedel och antibiotika i renat avloppsvatten från åtta skånska avloppsreningsverk och i recipienter kartlagdes (Svahn och Björklund, 2017), har en grov uppskattning av de årliga utsläppen av 21 läkemedel enligt Läkemedelsverkets föreslagna lista av indikatorämnen utförts (Figur 1). En stor del av utsläppen i Skåne är koncentrerade till Malmöområdet och för Sjölunda ARV har de årliga utsläppen beräknats till ca 159 kg. Under 2019 och 2020 genomfördes en förstudie finansierad av Naturvårdsverket (Jonstrup m. fl., 2020) som visade på utsläpp från Sjölunda ARV på hela 462 kg under 2019 av de i projektet analyserade ämnen.



Figur 1. Utsläppta mängder av 21 läkemedel enligt Läkemedelsverkets lista i olika delar av Skåne (Svahn och Björklund, 2017)

Jonstrup m. fl. (2020) gjorde även bedömningar av riskkvoter, risk för smittspridning, risk för spridning av antibiotikaresistens samt eventuella krav vid återanvändning av renat avloppsvatten. Det sistnämnda är ett uttalat mål för det nya reningsverket.

Det finns idag ett inriktningsbeslut för införande av rening från läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar för Sjölunda ARV. Inom VA SYDs satsning *Hållbar avloppsrening i ett växande*

Skåne pågår i dagsläge en förstudie gällande bland annat val av bästa möjliga teknik där även rening från organiska mikroföroreningar ingår. Ozonering och granulärt aktivt kol (GAK) har visat sig vara de reningstekniker som är bäst lämpade för Sjölor ARV. Dock finns ett antal frågeställningar som behöver belysas ytterligare innan ett slutgiltigt processval kan göras. Detta projekt har utrett dessa frågeställningar för att på så sätt möjliggöra ett investeringsbeslut för rening från läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar.

Delprojekt 1

Bromid förekommer naturligt i vattnet och har högre koncentrationer i havsvatten (upp till 65 mg/L) än i yt- och grundvatten (<0,01-0,3 mg/L). Höga bromidkoncentrationer i inlandsavloppsvatten kopplas ofta till antropogena källor som förbränningsanläggningar och deponier.

Vid ozonering oxideras avloppsvattnets bromid till bromat, vilket är skadligt för levande organismer. Därför brukar inte processen rekommenderas vid för höga bromidhalter. Inkommande vatten till Sjölor innehåller varierande men oftast höga bromidhalter. Inför ett investeringsbeslut är det därför nödvändigt att närmre undersöka möjligheten att ozonera vattnet från Sjölor ARV trots höga bromidhalter.

Arbetspaket 1.1 Bedömningar av acceptabla utsläpp av bromat för en ozonering lutar sig idag ofta på rekommendationer i Schweiz. Dessa grundar sig på gränser för dricksvatten och är framtagna för sötvatten och ligger betydligt lägre än vad som kan uppnås på Sjölor ARV, givet de höga bromidhalterna in till reningsverket. Förutsättningarna i recipienten för Sjölor ARV, som består av en saltvattenförekomst, är annorlunda. Det är därför av vikt att fastställa ett relevant gränsvärde för recipienten. Det finns ansatser för en sådan, men stora osäkerheter gör att riskfaktorerna i bedömningen är höga, varför gränsvärdet i sin tur ändå blir lågt. I detta arbetspaket har ekotoxikologiska tester genomförts och en riskbedömning gjorts för bromat och citalopram i Sjöloras recipient.

En pågående recipientutredning för Sjölor ARV visar på att underlaget för citalopram i riskbedömningen av recipientpåverkan är för bristfällig för att kunna implementera en reningsteknik. Ekotoxtester kommer därför att genomföras för att komplettera riskbedömningen för citalopram.

Arbetspaket 1.2 I detta arbetspaket har undersökts hur bromatbildning vid ozonering av vatten från Sjölor ARV förhåller sig vid olika dosering av ozon. Målet har varit att utreda om det finns en driftpunkt där effektiv reduktion av mikroföroreningar som kan kombineras med bromatbildning under den nivå som är skadlig för organismer i recipienten.

Dessa försök har utförts på labbet. För ozoneringsprocessen anses detta ge ett rättvisande svar för en fullskaleapplikation. Försök i labbskala medför en mer kostnadseffektiv undersökning än försök i större skala.

Delprojekt 2

Vid en ozonering av vattnet från Sjölor ARV behöver vattnet efterbehandlas för att avlägsna skadliga transformationsprodukter. Tidigare förstudier visar att GAK är ett lämpligt alternativ. GAK är dessutom det bästa alternativet till ozonering för rening från mikroföroreningar ifall det inte skulle vara möjligt att hitta ett driftsätt som underskrider gränsvärden för utgående bromathalter (se delprojekt 1).

Vid rening av vattnet med GAK bildas så småningom ett mättat kol som kräver regenerering. Regenereringen ger ett betydande bidrag till anläggningens miljöpåverkan och driftkostnader, då

regenerering i erforderlig skala i dagsläge inte är möjligt i Sverige. Det aktiva kolet skulle behöva skickas utomlands till t.ex. Tyskland eller Belgien.

I detta delprojekt har olika alternativ för regenerering undersökts närmare. Klimatpåverkan, energianvändning och kostnader har belysts för regenerering utomlands, på eller nära Sjölanda ARV samt i en gemensam svensk anläggning. Det sista alternativet förutsätter en viss mängd aktivt kol från svenska anläggningar, varav flera andra för tillfället arbetar aktivt med liknande frågeställningar. Dessa inkluderar t.ex. NSVA i Helsingborg och Gryaab i Göteborg.

2.2 Syfte

Projektet har som syfte att bidra till beslutsunderlag för implementering av rening från organiska mikroföroreningar på Sjölanda ARV i Malmö genom att utreda följande frågeställningar:

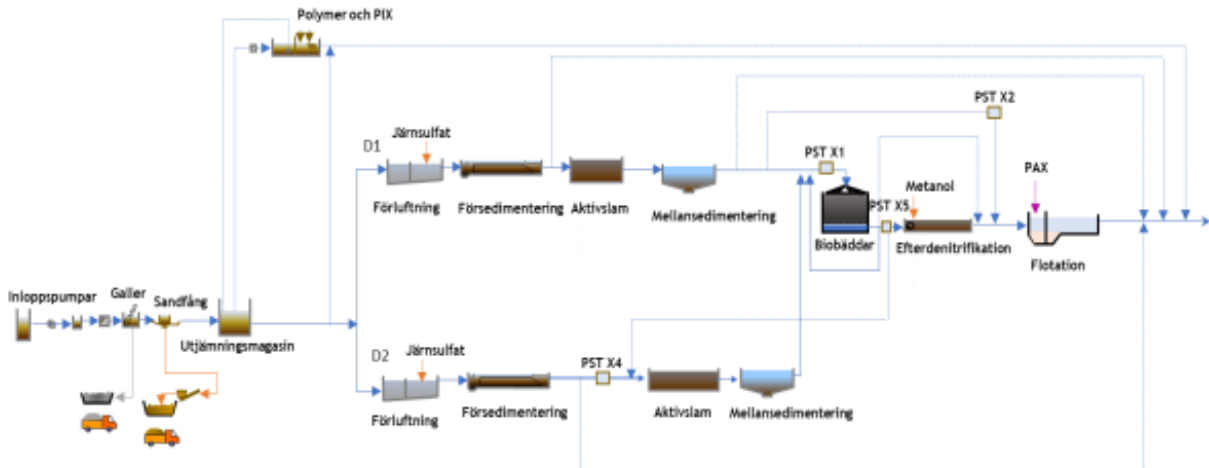
1. Är ozonering en lämplig reningsteknik på Sjölanda ARV trots höga halter bromid i inkommande avloppsvatten?
 - a. Vilket PNEC-värde för bromat och citalopram bör användas som underlag för bedömning om risk för påverkan på miljön?
 - b. Kan driften av en ozoneringsanläggning genomföras på ett sätt som gör att utsläppet av bromat till recipienten inte medför betydande risk ur miljösynpunkt?
2. Hur kan en ekonomiskt och miljömässigt hållbar regenerering av det aktiva kolet i en GAK-anläggning på Sjölanda ARV se ut?

3 Sjölanda ARV

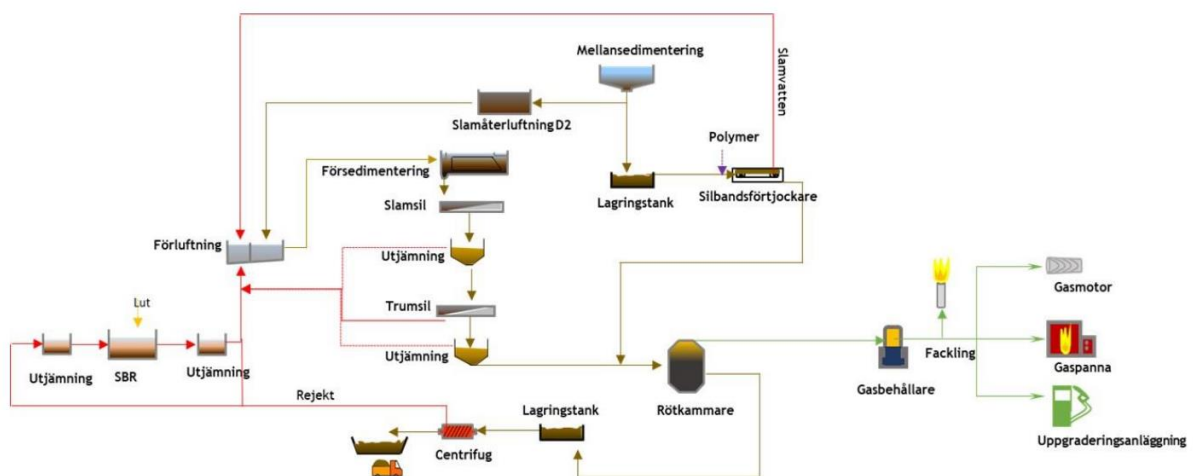
3.1 Nuvarande Sjölanda

Upptagningsområdet för Sjölanda ARV består av större delen av Malmö stad. Avloppsvatten från Turbinens, Rosendals, Spillepengens, Södra Sallerups och Hamnens avloppsområden leds till Sjölanda ARV och dessutom behandlas avloppsvatten från Burlöv samt delar av Lomma, Staffanstorp och Svedala kommuner. Reningsverket är dimensionerat för en kapacitet på 550 000 personekvivalenter motsvarande behandling av en organisk belastning på 40 ton BOD₇. Anläggningen renar i dag omkring 40 miljoner m³ avloppsvatten årligen och är därmed ett av Sveriges största reningsverk. Recipienten för Sjölanda ARV är Lommabukten i Öresund.

Reningsverket har tre vattenbehandlingssteg med mekanisk rening, biologisk rening och kemisk efterpolering. Primärslam och biologiskt överskottsslam rötas i mesofila rötammare där biogas produceras och merparten av det rötade slammet sprids på åkermark. Nedan återfinns förenklade flödesscheman över vattnets och slammets väg genom reningsverket, se Figur 2 och Figur 3.



Figur 2. Förenklade flödesschema över vattnets väg. PAX - polyaluminiumklorid, PST – pumpstation (EnviDan, 2021).



Figur 3. Förenklade flödesdiagram över slammets väg. SBR - satsvis bioreaktor (EnviDan, 2021).

3.2 Nya Sjölund

Sjölundas ARV står inför en ombyggnad för modernisering och kapacitetsökning. Processerna generellt har visat sig vara högt belastade och en statusbedömning har visat att endast ett fåtal byggnadsverk och maskin- och elinstallationer bör återanvändas. I nuläget är bedömningen att endast behålla den relativt nya grovreningen och delar av slambehandlingen som rötkamrarna. I förstudien planeras därför för en ny primär, sekundär, tertiär och kvartär behandling samt en ombyggnad av större delar av slambehandlingen.

I arbetet med det nya Sjölundaverket planeras det för ett ökat upptagningsområde och utökad belastning. I Figur 4 visas grundscenariot för det framtida upptagningsområdet. Det nya avloppsreningsverket planeras att designas för en föroreningsbelastning motsvarande 650 000 pe.



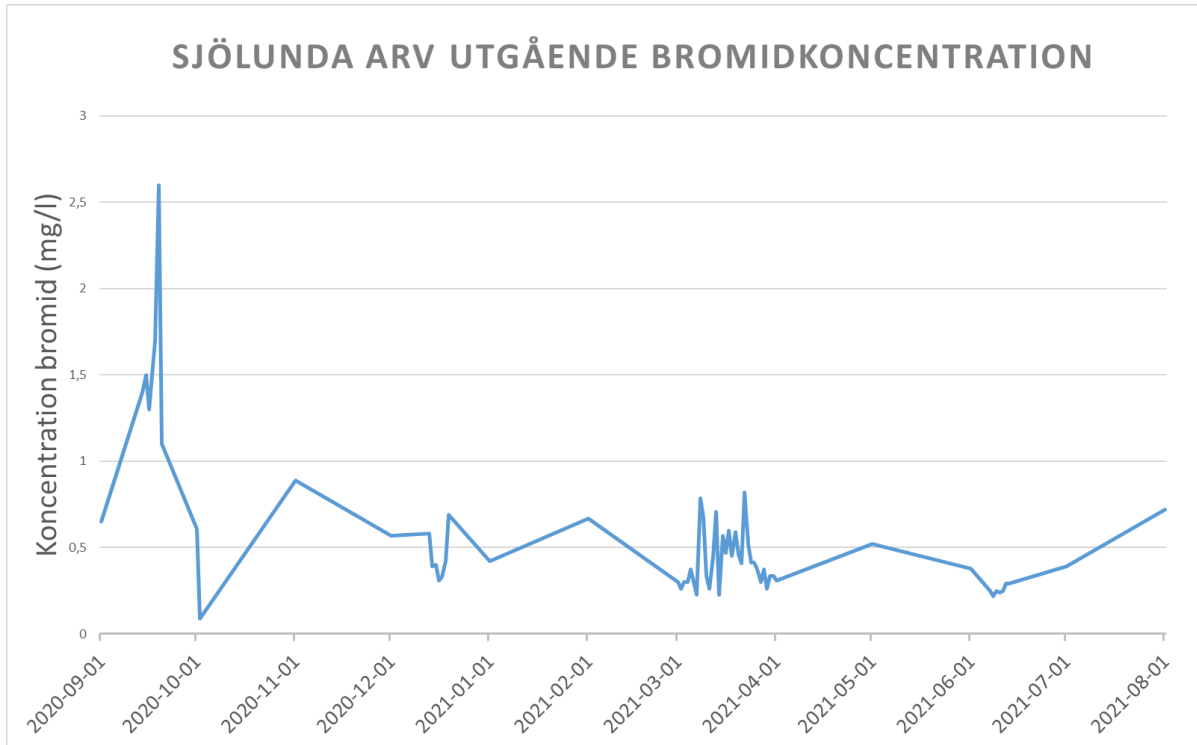
Figur 4. Grundscenariot för det nya Sjölundaverkets upptagningsområde. Blå pilar visar befintliga ledningar, gröna pilar visar nya ledningar som behöver byggas. Den orange pilen visar en ny avloppstunnel som planeras att byggas.

3.3 Kvartär rening på Nya Sjölund

I planerna om ombyggnaden av Sjölundas ARV ingår även en utökning med en kvartär rening för rening från läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar. VA SYDs slamstrategi förordar fortsatt spridning på åkermark så länge det är tillåtet, men parallellt utreds möjligheter till en framtida förbränning. Detta innebär att dosering av pulveriserat aktivt kol (PAK) för avskiljning tillsammans med slammet inte är aktuell. Som kvartär rening föreslås därför antingen en kombination av ozonering och granulärt aktivt kol (GAK) eller enbart GAK men valet lämnas i ansökan om miljötillstånd öppen för motsvarande lösningar om sådana skulle bli aktuella innan tidpunkten för byggandet av den kvartära reningen.

3.4 Bromid i utgående vatten på Sjölanda

Bromidkoncentrationen i utgående vatten på befintligt Sjölanda har mätts under ett år under 2020 och 2021 och återfinns i Figur 5.



Figur 5. Bromidkoncentration i utgående vatten på Sjölanda under ett år.

Under tidigare mätningar har bromidkoncentrationer på uppåt 3,4 mg/l uppmätts i utgående avloppsvatten på Sjölanda ARV (Jonstrup m.fl., 2020).

Bromid finns i kommunala avloppsvatten medan halten bromat däremot är låg (<2 µg/l) (Jonstrup m.fl., 2020). Avloppsreningsverk nära kusten har generellt högre halter av bromid i avloppsvattnet än verk inåt landet. Orsaken till detta antas vara inläckage av saltvatten då halten bromid har visats öka med ökande kloridhalt (salthalt). Vid ozonering av avloppsvatten bildas bromat från bromid och bildningen ökar med ökande ozondos (Jonstrup m.fl., 2020). Problemet med detta är att bromat är toxiskt mot vattenorganismer i mycket lägre halter än vad bromid är. Det kan inte uteslutas att negativa effekter kan tänkas förekomma i recipienten till Sjölanda ARV vid ozonering av utgående avloppsvatten, till följd av att halten bromat i avloppsvattnet ökar vid ozonering.

4 Underlag till riskbedömning för bromat i Sjölundas recipient

4.1 Inledning

För att utreda riskerna med en ökad halt bromat i Sjölundas ARVs utsläpp har följande genomförts:

- Framtagandet av en försöksplan till kompletterande testning för att ta fram nya ekotoxikologiska data (miljörelaterade toxicitetsdata) för bromat
- Revidering av PNEC-värde (förväntad nolleffektshalt i miljön) med målet att reducera riskkvoten för bromat – Riskkvoten är lika med PEC (förväntad halt i recipienten) dividerat PNEC
- Framtagandet av gränsvärde för halten bromat i utgående avloppsvatten med avseende på miljörisk

Ett stegvist upplägg har använts med målet att kunna revidera PNEC och därmed sänka riskkvoten för bromat. Initialt genomfördes en nulägesbeskrivning av vilka ekotoxikologiska data som finns för bromat med avseende på akvatiska organismer (avsnitt 4.2). I steg 2 utfördes kompletterande testning med avseende på akvatisk toxicitet utifrån en framtagen försöksplan (avsnitt 4.3). I steg 3 utfördes en revidering av PNEC-värdet för bromat utifrån erhållna testresultat, i enlighet med ECHA (2008) följt av en beräkning av gränsvärden för utgående bromathalt i avloppsvatten (avsnitt 4.5 och 4.6).

4.1.1 Utvärdering av studier

Toxicitetsstudier bör utvärderas utifrån hur pass tillförlitlig den specifika studien är. Majoriteten av studierna på bromat, vilka anges i Oekotoxentrum centre ekotox (2015) och DHI (2020a) (bilaga 1), är utvärderade utifrån "Klimisch score". Denna utvärderingsmetod använder fyra kriterier för tillförlitlighet:

- Tillförlitlig utan restriktioner (R1) – Alla kritiska kriterier för tillförlitlighet uppfylls för studien. Studien är väl designad och utförd och innehåller inte brister som påverkar tillförlitligheten.
- Tillförlitlig med restriktioner (R2) – Studien är väl designad och utförd men innehåller vissa brister avseende dokumentation eller setup.
- Inte tillförlitlig (R3) – Alla kritiska kriterier för tillförlitlighet uppfylls inte för studien. Studien har tydliga brister i design och/eller utförande.
- Ej utvärderingsbar (R4) – Information saknas för att kunna bedöma studien.

De studier som ansetts som centrala för riskbedömning av bromat i föreliggande riskbedömning har även utvärderats enligt Moermond *et al.* (2016) med metoden CRED (Criteria for Reporting and Evaluating ecotoxicity Data). Samma fyra kriterier för tillförlitlighet som för utvärdering enligt Klimisch score används i CRED. Utöver kriterierna för Klimisch-metoden utvärderas dessutom studiens vetenskapliga relevans i CRED (se avsnitt 4). Metoden finns tillgänglig digitalt och benämns SciRAP tool (<http://www.scirap.org/Page/Index/44d2dba9-490a-4c66-9b9c-98e32bfc026a/evaluate-reliability-relevance>).

4.1.2 Revidering av PNEC

Den förväntade nolleffektshalten i recipienten (PNEC) räknas fram utifrån den lägsta effektkoncentrationen från utförda ekotoxikologiska laborietester. Effektkoncentrationen är

oftast EC₅₀ (den koncentration som ger 50% effekt jämfört med kontrollen, t.ex. en reduktion med 50% i tillväxt) eller LC₅₀ (den koncentration som ger 50% dödlighet) från tester avseende akut toxicitet ("short-term toxicity/results"). För tester avseende kronisk toxicitet tillämpas oftast NOEC (nolleffektshalten). På det lägsta NOEC-värdet läggs en säkerhetsfaktor. Valet av säkerhetsfaktor styrs av dataunderlaget för toxicitet i saltvatten enligt ECHA (2008). Ju fler ekotoxikologiska testdata som är tillgängliga desto lägre säkerhetsfaktor kan användas. Osäkerheten för att bestämma risken minskar således ju mer information som finns tillgängligt för den aktuella substansen. Som framgår av Tabell 1 (modifierad från ECHA, 2008) är den lägsta säkerhetsfaktor som kan användas 10. I detta fall behövs kroniska data ("long-term toxicity/results"). från de tre vanligaste organismgrupperna vid toxicitetstestning på vattenorganismer: Alger (mikroalger), kräftdjur och fisk. Dessutom behövs kroniska data från ytterligare två marina organismgrupper (t.ex. blötdjur och tagghudingar).

Tabell 1. Föreslagna säkerhetsfaktorer för framtagande av PNEC saltvatten vid olika datamängder (modifierad Table R.10-5 i ECHA, 2008).

Tillgänglig datamängd	Säkerhetsfaktor
Lägsta kort-tids L(E)C50 från sötvatten eller saltvatten som representerar tre taxonomiska grupper (alger, kräftdjur och fisk) på tre trofinivåer	10 000
Lägsta kort-tids L(E)C50 från sötvatten eller saltvatten som representerar tre taxonomiska grupper (alger, kräftdjur och fisk) för tre trofinivåer plus ytterligare två marina taxonomiska grupper (t.ex. tagghudingar och blötdjur)	1 000
Ett lång-tids resultat (t.ex. EC10 eller NOEC) (från sötvatten- eller saltvatten avseende reproduktion hos kräftdjur eller studier av fisktillväxt)	1 000
Två lång-tids resultat (t.ex. EC10 eller NOEC) från sötvatten- eller saltvattensarter på två trofinivåer (alger och/eller kräftdjur och/eller fisk)	500
Lägsta lång-tids resultat (t.ex. EC10 eller NOEC) från sötvatten- eller saltvattensarter på tre trofinivåer (normalt alger och/eller kräftdjur och/eller fisk)	100
Två lång-tids resultat (t.ex. EC10 eller NOEC) från sötvatten- eller saltvattensarter på två trofinivåer (alger och/eller kräftdjur och/eller fisk) plus ytterligare ett lång-tids resultat från en marin taxonomisk grupp (t.ex. tagghudingar eller blötdjur)	50
Lägsta lång-tids resultat (t.ex. EC10 eller NOEC) från sötvatten- eller saltvattensarter på tre trofinivåer (normalt alger och/eller kräftdjur och/eller fisk) plus ytterligare två lång-tids resultat från två marina taxonomiska grupper (t.ex. tagghudingar och blötdjur)	10

4.1.3 Riskkvot

Beräkningen av risken för miljön görs genom att relatera den förväntade halten av bromat (PEC, Predicted Environmental Concentration) i miljön till den förväntade nolleffektshalten av bromat i miljön (PNEC, Predicted No Effect Concentration) så att en riskkvot (RQ) tas fram ($RQ = PEC/PNEC$). Överstiger kvoten 1 bedöms det sannolikt föreligga en hög risk för miljön. Om riskkvoten understiger 1 förväntas risken inte vara hög i miljön. För att nyansera bedömningen av riskkvoter under 1 anges ett RQ på 0,1 till 1 som måttlig risk och ett RQ < 0,1 som låg risk. Detta har anänts bl.a. i Sehlén m.fl. (2015).

4.2 Nulägesbeskrivning – tillgängliga ekotoxikologiska data

Toxicitetstestdata för bromat finns för flertalet organismgrupper (alger, växter, rotiferer, kräftdjur, blötdjur och fisk). Både test av akut giftighet (toxicitet) och test av kronisk toxicitet (långtidstoxicitet) finns tillgängligt. Data från utförda toxicitetstester har sammanställts i bilaga 1. Referenserna som anges i bilagan kommer dels från en bromat-dossier avseende ekotoxicitet (Oekotoxentrum centre ekotox, 2015) och dels från en riskbedömningsrapport framtagen av DHI (2020a). Det lägsta

toxicitetsvärdet för respektive organismgrupp från tidigare utförda studier (bilaga 1) anges i Tabell 2 (akut toxicitet) och Tabell 3 (kronisk toxicitet).

Tabell 2. Lägsta EC50/LC50-värdet med avseende på akut toxicitet för respektive organismgrupp och för angiven art. Antalet tester som utförts per grupp anges (och antalet tester för den angivna arten inom parentes). Tillförlitligheten av teststudierna anges med Klimisch score från DHI (2020a) och Oekotoxentrum centre ekotox (2015): Tillförlitlig utan restriktioner (R1), Tillförlitlig med restriktioner (R2) och ej tillförlitlig (R3). Studier som är grönmarkerade anses vara centrala för riskbedömningen då data är från de tre organismgrupperna alg, kräftdjur och fisk. Tillförlitligheten av dessa studier har utvärderats enligt CRED (Moermond et al., 2016): Tillförlitlig utan restriktioner (R1), Tillförlitlig med restriktioner (R2) och ej tillförlitlig (R3). EU= Ej utfört. Det lägsta LC50/ EC50-värdet är markerat med mörkgrönt.

Grupp	Art	EC ₅₀ /LC ₅₀ (mg/l)	Antal tester	Klimisch score	CRED score
Alg	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	>100 ¹	3 (1)	R1	R2
Växter	<i>Lemna minor</i>	14,7 ²	1	R2	EU
Rotiferer	<i>Brachionus caluciforus</i>	222 ²	1	R2	EU
Kräftdjur	<i>Hyalella azteca</i>	1,1 ³	9 (1)	R2	R2
Blötdjur	<i>Crassostrea virginica</i>	170 ⁴	2 (1)	R2	EU
Fisk	<i>Morone saxatilis</i>	31 ⁵	7 (2)	R2	R2

¹ ECHA registration dossier: Potassium bromate, ² Soluval Santiago (2015), ³ Environmental Canada and Health Canada (2010), ⁴ Crecellus (1979) och ⁵ Richardson et al., (1981),

Noterbart är att det är kräftdjur och växter (*Lemna minor*, andmat) som är de känsligaste grupperna mot bromat för både akut och kronisk toxicitet (bilaga 1 samt Tabell 2/Tabell 3). De lägsta EC₅₀- och NOEC-värdena finns i gruppen kräftdjur där minst två arter innehar de lägsta EC-värdena av samtliga undersökta arter (bilaga 1). Skillnaden är mycket liten i den halt bromat som ger mortalitet (akut toxicitet, EC₅₀) mot kräftdjuret *Hyalella azteca* jämfört med den som påverkar utvecklingen av kräftdjuret *Acartia tonsa* (kronisk toxicitet, NOEC) (DHI, 2020b). Utifrån tillgängliga data väljs en säkerhetsfaktor av 500 (enligt Tabell 1) på det lägsta EC-värdet (1,1 mg/l) för att erhålla PNEC-värdet. Detta ger ett PNEC-värde för bromat på 2,2 µg/l (1,1 mg/l/500=0,0022 mg/l). Revideringen av PNEC görs här endast utifrån testdata som anses vara tillförlitliga i enlighet CRED (d.v.s. antingen R1 eller R2) (Tabell 2/Tabell 3).

Tabell 3. Lägsta NOEC-värdet med avseende på kronisk toxicitet för respektive organismgrupp och för angiven art. Antalet tester som utförts per grupp anges (och antalet tester för den angivna arten inom parentes). Tillförlitligheten av teststudierna anges med Klimisch score från DHI (2020a) och Oekotoxentrum centre ekotox (2015): Tillförlitlig utan restriktioner (R1), Tillförlitlig med restriktioner (R2) och ej tillförlitlig (R3). Studier som är grönmarkerade anses vara centrala för riskbedömningen då data är från de tre organismgrupperna alg, kräftdjur och fisk. Tillförlitligheten av dessa studier har utvärderats enligt CRED (Moermond et al., 2016): Tillförlitlig utan restriktioner (R1), Tillförlitlig med restriktioner (R2) och ej tillförlitlig (R3). EU= Ej utfört. Det lägsta NOEC-värdet är markerat med mörkgrönt.

Grupp	Art	NOEC (mg/l)	Antal tester	Klimisch score	CRED score
Alg	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	24,2 ¹	3 (1)	R1	R2
Växter	<i>Lemna minor</i>	4,5 ²	1	R2	EU
Rotiferer	<i>Brachionus caluciforus</i>	126,3 ²	1	R2	EU
Kräftdjur	<i>Acartia tonsa</i>	1,3 ³	4 (1)	-	R1
Blötdjur	<i>Crassostrea gigas</i>	32 ⁴	1	R2	R2
Fisk	-	-	-	-	-

¹ ECHA registration dossier: Potassium bromate, ² Soluval Santiago (2015), ³ DHI (2020b) och ⁴ Hutchinsonson et al., (1997).

4.3 Kompletterande toxicitetstestning

För att ha möjlighet att minska säkerhetsfaktorn, och därmed öka PNEC-värdet, behövs i första hand data från kronisk test på fisk. Då kan säkerhetsfaktorn minskas från 500 till 100. Utförs testning avseende kronisk toxicitet på ytterligare två marina grupper (t.ex. både blötdjur och tagghudingar) är det möjligt att tillämpa den lägsta säkerhetsfaktorn (10) på lägsta EC-värdet (enligt 1). Det teoretiskt högsta PNEC-värdet skulle då kunna bli 0,11 mg/l. I föreliggande utredning har därför ytterligare toxicitetstestning utförts på bromat med nedanstående organismer och kroniska tester (Tabell 4). Som framgår av Tabell 3 finns det dock data för en studie av kronisk toxicitet mot blötdjur (ostrontest; *Crassostrea gigas*). Även om denna studie anses vara tillförlitlig (Tabell 3) beslutades det att utföra en ny ostrontest med skälet att samtliga centrala studier till riskbedömningen skall innehålla rådata. Detta är inte något underlaget till testen på *Crassostrea gigas* innehåller (Hutchinsson *et al.*, 1997).

Tabell 4. Utförda kroniska tester av bromat under våren 2022 och det testlaboratorium som utförde testerna.

Grupp (art)	Metod	Beskrivning	Testlab.
Fisk (<i>Danio rerio</i>)	OECD TG 212	Kort-tids toxicitetstest på embryo och larver, sebrafisk	DHI
Blötdjur (<i>Crassostrea gigas</i>)	ISO 17244	Bestämning av toxicitet mot embryo- och larvutveckling hos ostron	DHI
Tagghudingar (<i>Paracentrotus lividus</i>)	EPA metod 1008.0	Befruktningstest; kronisk toxicitet på sjöborre	DHI

Samtliga tester har utförts av testlaboratoriet Danmarks Hydrologiske Institut (DHI). DHI har under flera decennier utfört toxicitetstestning av enskilda kemikalier, kemiska produkter och komplexa matriser (t.ex. avloppsvatten och sediment) på vattenorganismer. Testlaboratoriet var tidigare GLP-certifierat men sedan några år tillbaka utförs teststudierna som ackrediterade studier i enlighet med ISO 17025. Testlaboratoriet är ackrediterat av det danska ackrediteringsorganet DANAK och innehar registreringsnummer 26.

4.3.1 Fisktest

”Fish, short-term toxicity test on embryo and sac-fry stages (OECD TG 212)” (OECD, 1998) anses vara ett kroniskt test (ECB, 2003). Testet täcker tiden från befruktning till dess att gulesäcken (näringsen) har använts upp och fisken övergår till att inta föda – en känslig fas i fiskens utveckling. Testet kan användas till testning av substanser som inte anses vara bioackumulerbara (substanser med log Kow under 4), såsom t.ex. bromat.

4.3.2 Ostrontest

Testet ”Determination of toxicity of water samples on embryo-larval development of Japanese oyster and mussel” är ISO-metod 17244 (ISO, 2015). Följande effektparametrar tas fram: NOEC, LOEC, EC₁₀ och EC₅₀ med avseende på andelen abnormala larver efter 24 timmars exponering. Även om exponeringstiden är kort anses testet som en kronisk test då endpoint är den känsliga första utvecklingsfasen från befruktning av ägg till tidig utveckling av larver.

4.3.3 Sjöborretest

Testet ”Sea urchin, fertilization test; chronic toxicity” utfördes enligt EPA metod 1008.0 (EPA, 2002). Det är alltså inte en EU-metod utan en metod som används av amerikanska Naturvårdsverket (EPA).

Som mätvariabel (endpoint) används andelen befruktade ägg och här kan NOEC, LOEC, EC₁₀ och EC₅₀ tas fram efter kort tids exponering. Den korta exponeringstiden till trots, anses testet som ett kroniskt test.

Detta test utfördes inom ramen för ett samarbetsprojekt som genomfördes av Kalundborg Försyning i samarbete med DHI och finansierades av danska vattensällskapernas eget utvecklingsprogram VUDP (Vandsektorens Udviklings- og Demonstrationsprogram).

4.3.4 Kontrollanalyser

I samband med testerna gjordes provuttag från samtliga testkoncentrationer. Prov skickades till analyslaboratoriet ALS Scandinavia AB för kontrollanalyser av halten bromat från lägsta respektive högsta testkoncentrationen (vid start och slut av testen).

4.4 Resultat från kompletterande testning

4.4.1 Fisktest

I testet noterades ingen kronisk toxicitet mot ägg och larver från sebrafisk upp till den högsta testade koncentrationen på 100 mg bromat/liter. Detta gällde för samtliga sju endpoints (mätvariabler). Inga negativa effekter noterades således med avseende på bl.a. kläckningsframgång, dödlighet av larver och tillväxt av larver.

Vid utvärderingen enligt CRED (SciRap tool) noterades studien som R1 (hög tillförlitlighet utan restriktioner) och C1 (hög relevans utan restriktioner). NOEC-värdet från fisktesten fastställdes till 100 mg bromat/liter då ingen påverkan noterades på fisk upp till denna koncentration (Tabell 5).

4.4.2 Ostrontest

I testet noterades kronisk toxicitet för larvutvecklingen av ostron (*Crassostrea gigas*) i de två högsta testkoncentrationerna (160 mg/l och 320 mg/l). Nolleffektskoncentrationen (NOEC) bestämdes till 80 mg/l. Andelen abnormala larver var inte högre i 80 mg/l jämfört med i kontrollgruppen. Detta är ungefär i nivå med det som noterades i Hutchinsson *et al.* (1997) där NOEC låg på 32 mg/l.

Vid utvärderingen enligt CRED (SciRap tool) noterades studien som R1 (hög tillförlitlighet utan restriktioner) och C1 (hög relevans utan restriktioner). NOEC-värdet från ostrontesten fastställdes därmed till 80 mg bromat/liter (Tabell 5).

4.4.3 Sjöborretest

I testet noterades ingen kronisk toxicitet mot ägg från sjöborre (*Paracentrotus lividus*) upp till den högsta testade koncentrationen 1 000 mg bromat/liter. Inga negativa effekter noterades således med avseende på befruktningsframgången hos sjöborre.

Vid utvärderingen enligt CRED (SciRap tool) noterades studien som R1 (hög tillförlitlighet utan restriktioner) och C1 (hög relevans utan restriktioner). NOEC-värdet från fisktesten fastställdes därmed således till 1 000 mg bromat/liter (Tabell 5).

Tabell 5. NOEC-värdet (högsta testkoncentration utan effekt på testorganismerna) med avseende på kronisk toxicitet för respektive organismgrupp och för angiven art inom parentes. Tillförlitligheten av teststudierna har utvärderats enligt CRED (Moermond et al., 2016): Tillförlitlig utan restriktioner (R1), Tillförlitlig med restriktioner (R2) och ej tillförlitlig (R3).

Grupp	Testorganism (art)	NOEC (mg/l)	Antal tester	CRED score- tillförlitlighet
Fisk	Sebrafisk (<i>Danio rerio</i>)	100	1	R1
Blötdjur	Ostron (<i>Crassostrea gigas</i>)	80	1	R1
Tagghudingar	Sjöborre (<i>Paracentrotus lividus</i>)	1 000	1	R1

4.5 Reviderat PNEC

Det lägsta EC₅₀-värdet för bromat på 1,1 mg/l är från test av akut toxicitet mot kräftdjur (*Hyalella azteca*). Det lägsta kroniska värdet (NOEC-värdet) är också från kräftdjur (*Acartia tonsa*): 1,3 mg/l. Lägre EC-värden erhöles inte vid testning mot fisk (sötvattenfisk), ostron och sjöborre i föreliggande utredning (Tabell 5).

Utifrån utförda kompletterande tester (Tabell 5) kan därmed PNEC revideras utifrån Tabell 1. En säkerhetsfaktor på 10 skall användas på det lägsta EC₅₀/LC₅₀-värdet eller det lägsta EC₁₀/NOEC-värdet då data finns från akuta och kroniska data för alg, kräftdjur och fisk samt från ytterligare två marina grupper (ostron- och sjöborretest). I föreliggande fall är det lägsta värdet 1,1 mg/l och därför blir det reviderade PNEC-värdet 0,11 mg/l ($1,1 \text{ mg/l}/10=0,11 \text{ mg/l}$).

4.6 Gränsvärden för bromat i utgående avloppsvatten

Den bromathalt i utgående avloppsvatten som skall underskridas för att uppfylla att låg (riskkvot <0,1) respektive måttlig miljörisk (riskkvot 0,1-1) uppnås för recipienten har tagits fram. Detta är gjort utifrån ett fast PNEC-värde på 0,11 mg/l vid en spädning av avloppsvattnet med 10, 50 och 100 gånger (Tabell 6).

De olika spädningarna har valts utifrån följande:

- En spädning med 100 gånger – i enlighet med EUs schablonspädning för kustvatten (ECB, 2003)
- En spädning med 50 gånger – den lägsta spädning som beräknats för avloppsvattnet från Sjölund ARV i recipienten (utöver i en begränsad zon i anslutning till tubens mynning) (DHI, 2021)
- En spädning med 10 gånger - en möjlig minsta spädning alldeles vid utsläppstubbens mynning; som en form av "worst case"

Tabellen visar att för en bromathalt under 1,1 mg/l i utgående avloppsvatten är det låg risk (riskkvot <0,1) att negativa miljöeffekter uppkommer vid EUs schablonspädning på 100 gånger. På samma sätt bedöms risken som måttlig (riskkvot 0,1-1) att negativa miljöeffekter uppkommer vid EUs schablonspädning på 100 gånger då bromathalten i utgående avloppsvatten ligger under 11 mg/l.

Tabell 6. Den beräknade halten bromat i utgående avloppsvatten som skall underskridas för att uppfylla att låg (riskkvot<0,1) respektive måttlig miljörisk (riskkvot 0,1-1) skall uppnås för recipienten. Bromathalten har tagits fram för tre olika spädningsgrader av avloppsvattnet.

Scenario	Riskkvot	Spädning	PNEC (mg/l)	PEC (mg/l)	Bromat (mg/l)
Låg risk	<0,1	100	0,11	0,011	1,1
Låg risk	<0,1	50	0,11	0,011	0,55
Låg risk	<0,1	10	0,11	0,011	0,11
Måttlig risk	0,1-1	100	0,11	0,11	11
Måttlig risk	0,1-1	50	0,11	0,11	5,5
Måttlig risk	0,1-1	10	0,11	0,11	1,1

5 Bromatbildning vid ozonering

Oxidering av mikroföroreningar i avloppsvatten med ozon kan leda till bildning av oönskade biprodukter. En av biprodukterna som kan bildas är bromat, som är potentiellt cancerframkallande för människor (WHO, 2005). Föregångaren till bromat vid ozonering är bromid som kan kopplas till naturliga eller antropogena källor.

Oxidationen av bromid till bromat sker i en reaktionskedja som involverar ozon, hydroxylradikaler ($\bullet\text{OH}$) och flera intermediära ämnen. Parametrar som påverkar bildningen av bromat är bland annat mängden organiskt material och pH.

Bildning av bromat vid ozonering av avloppsvatten från Sjölund undersöktes med batchförsök i laboratorieskala. Tidigare har det visats att batchförsök i labbskala kan användas för uppskattning av läkemedelsrening vid ozonering i större skala. Försöken gjordes under olika omgångar mellan oktober 2021 och juni 2022 med vatten efter högt belastat aktivt slam och utgående vatten ozonerades vid följande målkoncentrationer för ozondoseringen: 0, 0,1, 0,2, 0,3, 0,4, 0,5, 0,7 och 1,0 mg O_3 /mg DOC. Ozon doserades genom att tillsätta en mängd av koncentrerat ozonstamlösning i 200 ml avloppsvatten med följd omrörning under minst en timme. Efter ozoneringen analyserades proverna för bromat, bromid, kvävefraktioner ($\text{N}-\text{NO}_3$, $\text{N}-\text{NO}_2$ och $\text{N}-\text{NH}_4$), UVA_{254} och DOC. Koncentrationer räknades om med en utspädningsfaktor som beror på mängd stamlösning och mängd avloppsvatten (200 ml).

Bromidhalter och andra vattenparametrar i de undersökta avloppsvattnen innan ozoneringen visas i Tabell 7.

Tabell 7. Analyserade vattenparametrar för aktiv slam och utgående avloppsvatten från Sjölund ARV vid olika omgångar av ozoneringsförsöket. Medelvärde av triplikatmätningar förutom DOC, COD löst och UVA_{254} som består av duplikatmätningar.

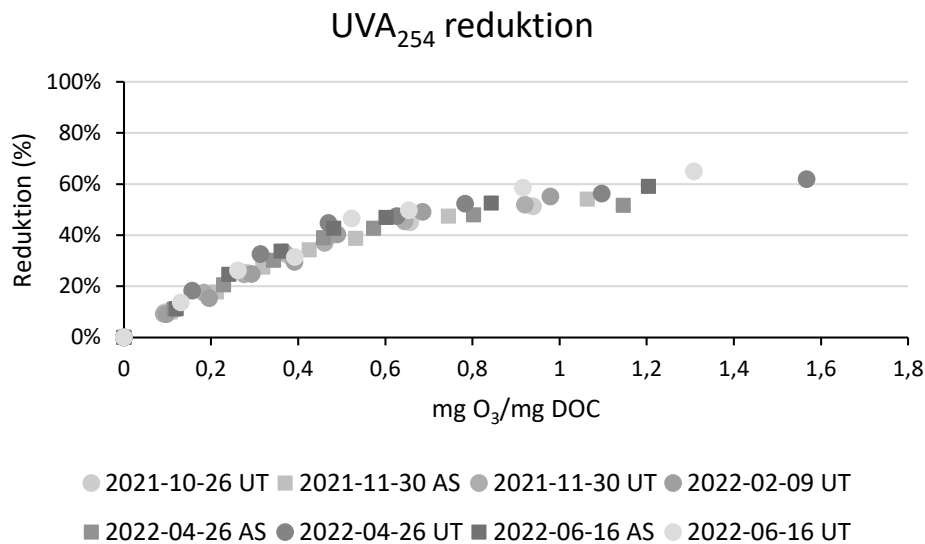
Omgång	Bromid (mg/l)	DOC (mg/l)	COD löst (mg/l)	UVA_{254} (m^{-1})	SS (mg/l)	$\text{N}-\text{NO}_3$ (mg/l)	$\text{N}-\text{NO}_2$ (mg/l)	$\text{N}-\text{NH}_4$ (mg/l)	pH (-)
UT 21.10.26	0,96	12,1	32,1	20,3	17	0,8	0,24	5,2	7,9
AS 21.11.30	0,54	10,7	32,5	18,0	9	2,5	0,28	19,0	7,8
UT 21.11.30	0,50	10,5	34,0	16,5	23	2,9	0,41	13,8	7,8
UT 22.02.09	0,86	11,3	31,1	19,0	7	1,2	0,62	6,3	7,9
AS 22.04.26	0,49	20,4	59,5	26,3	10	3,0	0,36	24,6	7,7
UT 22.04.26	0,42	17,5	53,9	24,0	9	0,6	0,40	4,0	7,9
AS 22.06.16	0,95	15,1	43,4	26,2	8	3,0	0,43	20,4	7,7
UT 22.06.16	0,96	14,9	42,3	24,7	12	0,9	0,37	6,6	7,9

Organiskt och oxiderbart material varierade från 10 till 20 mg DOC/l, 30 till 60 mg löst COD/l och 15 till 25 m^{-1} UVA_{254} mellan de olika tillfällena. Skillnader mellan vatten efter aktivt slam och utgående var inte särskilt markanta, förutom vid tillfället i april som visade lite större skillnad. SS och pH var stabila för de olika tillfällena förutom 2 förhöjda SS-halter under hösten 2021. Nitrithalter varierade något, mellan 0,2 och 0,4 mg $\text{N}-\text{NO}_2$ /l. Nitrit är en viktig kvävefraktion som påverkar ozonering eftersom den förbrukar 3,43 mg O_3 /mg $\text{N}-\text{NO}_2$. Nitrat- och ammoniumkoncentrationer varierade något på grund av temperaturvariationer och olika störningar i processen på Sjölund ARV men förväntas inte påverka ozoneringen på ett betydande sätt.

Bromidhalter i avloppsvattnet från Sjölund ARV vid de olika provtagningstillfällena varierade naturligt mellan ca 0,4 och 1 mg /l. Tidigare har ännu högre bromidkoncentrationer uppmätts på Sjölund

avloppsreningsverk (se Figur 5 i avsnitt 3.4), varför ytterligare försök med tillsats av bromid utfördes för att kunna täcka ett brett spann av koncentrationer (upp till 4 mg/l). Prover spikades för att uppnå utgående avloppsvatten med 1, 2 och 4 mg Br⁻/l under april's försöksomgång och utgående avloppsvatten med 4 mg Br⁻/l under junis försöksomgång.

Det konstaterades en gradvis ökning av UVA₂₅₄-reduktionen som började plana ut vid 0,5 mg O₃/mg DOC och för att sedan nå ca 50–60% reduktion vid 0,8 mg O₃/mg DOC (Figur 6).



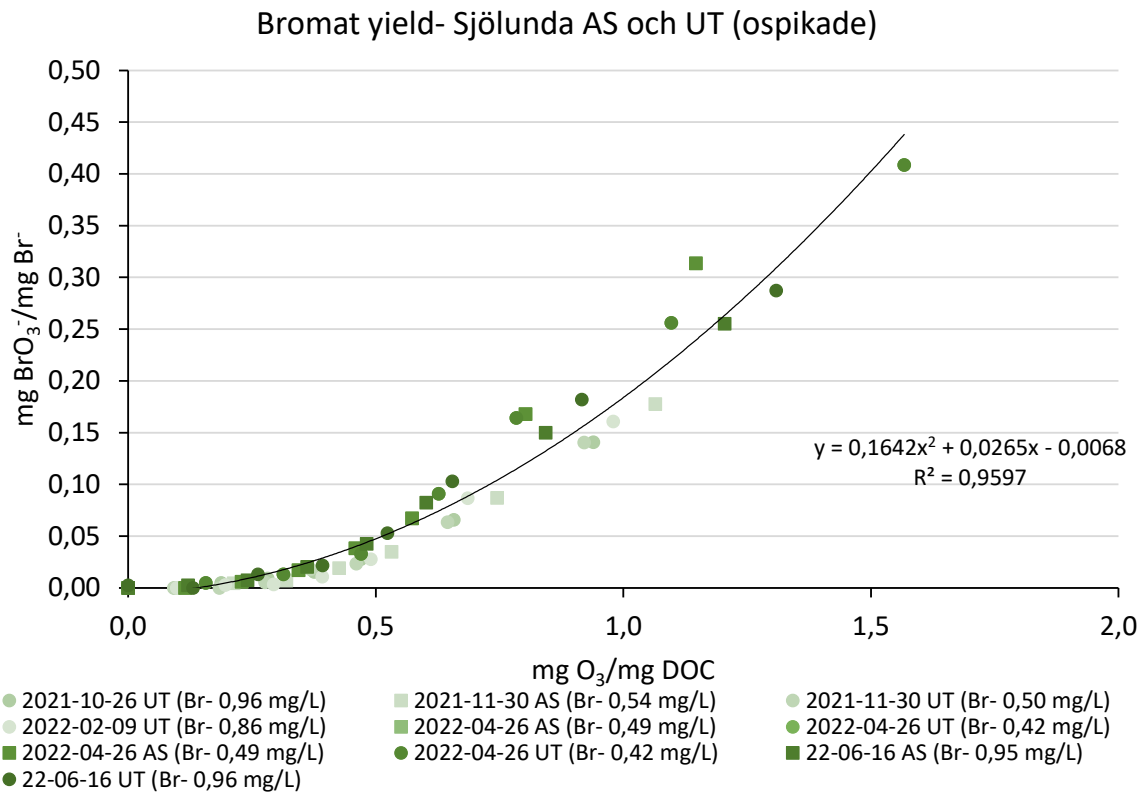
Figur 6. Reduktion av UVA₂₅₄ (%) och ozondos (mg O₃/mg DOC) vid olika tillfälle. Cirkel (●) motsvarar utgående avloppsvatten och fyrkant (■) efter aktivt slam.

Nitrit är en känd ozonförbrukare och återfanns i koncentrationer mellan 0,2 och 0,6 mg N/l under de olika tillfällena. Under alla försök oxiderades nitrit fullständigt vid ozonkoncentrationer på 0,3 mg O₃/mg DOC (se bilaga 2).

Bromatbildning undersöktes vid olika naturliga förekommande koncentrationer av bromid (0,4 till 1 mg/l) och den specifika bromatbildningen, mg bromat per initial mg bromid, beräknades för bättre jämförelse mellan olika initiala bromidkoncentrationerna.

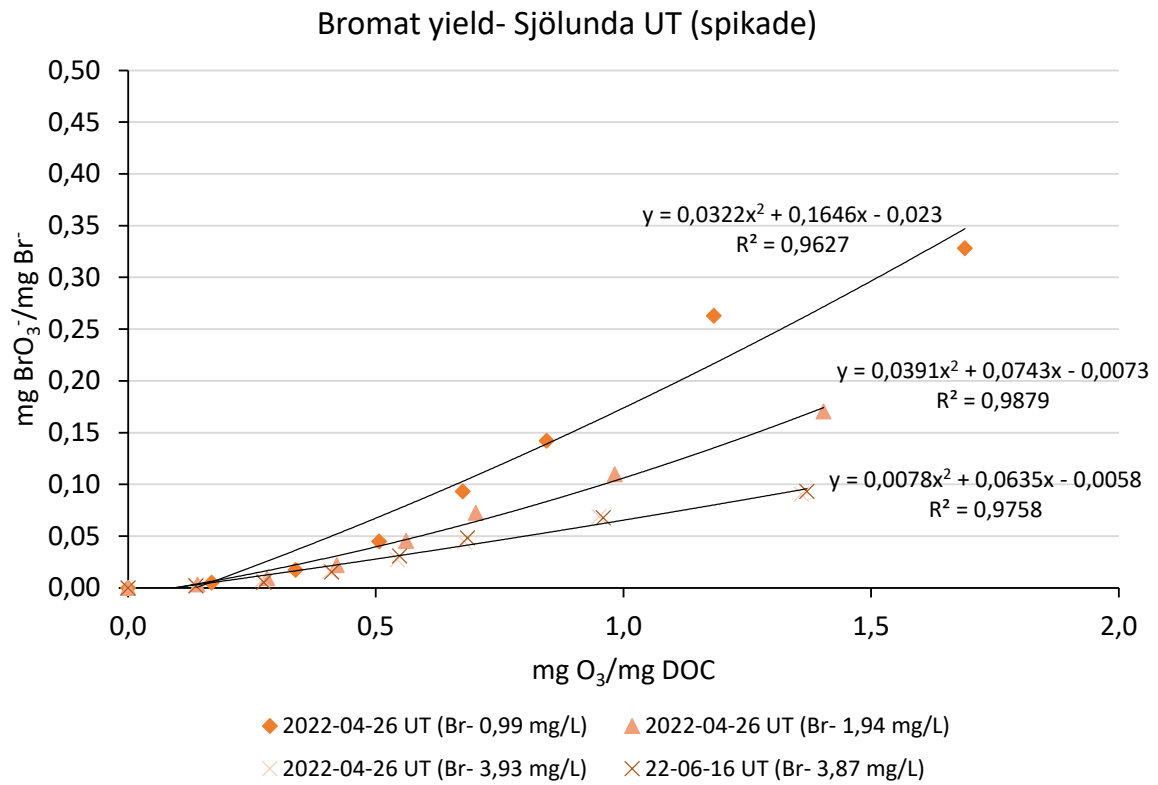
Resultaten för den specifika bromatbildningen var samstämmig för alla försökstillfällena med bromidkoncentrationer på 0,4–1 mg/L, med en långsam ökning av bromatbildningen vid låga ozondoser för att sedan öka exponentiellt (Figur 7). Den specifika bromatbildningen anpassades till en andra gradens polynomfunktion (Ax^2+Bx+C) med $R^2=0,9597$. Syftet med anpassning är att få en empirisk ekvation för att uppskatta bromatbildning vid olika ozondoser.

Den specifika bromatbildningen ökar långsamt fram till 0,05 mg bromat/mg bromid vid ozondos 0,5 mg O₃/mg DOC för att sedan öka snabbare på ett exponentiellt sätt vid högre doser. Den specifika bromatbildningen var jämförbar eller något högre än tidigare studier med initial bromid mellan 0,04 och 0,7 mg Br⁻/l (Soltermann, Abegglen, Götz, & von Gunten, 2016) och 0,3–2,1 mg Br⁻/l (Falås, o.a., 2022).

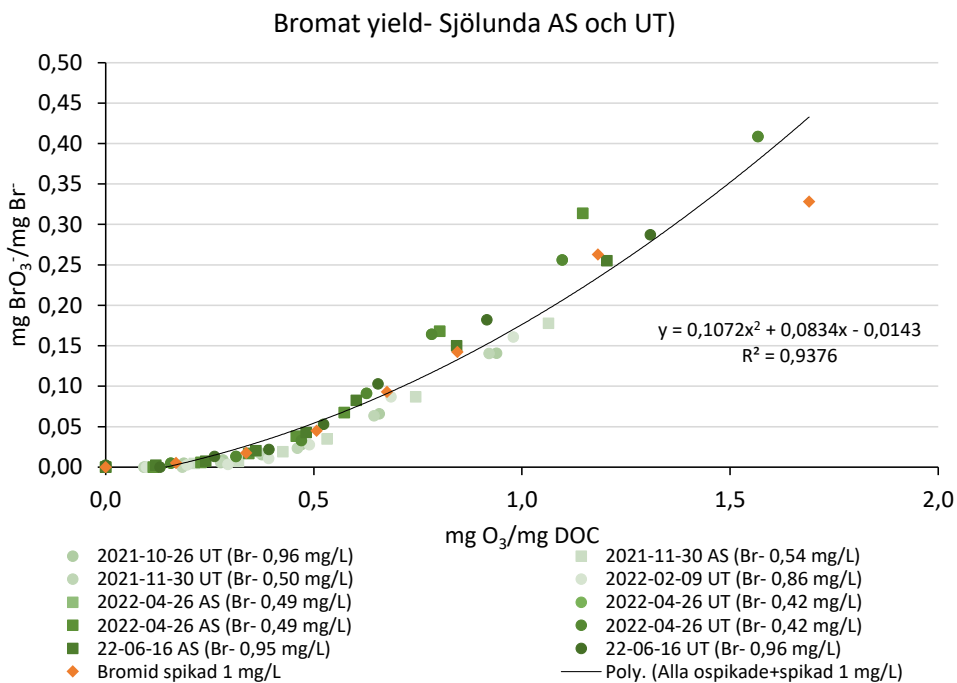


Figur 7. Bromatbildning vid olika bromidkoncentrationer. Cirkel (●) motsvarar utgående avloppsvatten och fyrkant (■) efter aktivt slam.

Vid ökad tillsats av bromid till avloppsvattnet sågs en minskad specifik bromatbildning. Vid 1 mg Br⁻/l var den specifika bromatbildningen som högst och jämförelsebar med försöken vid 0,4–1 mg Br⁻/l. Vid 2 mg Br⁻/l minskade den specifika bromatbildningen vid samma ozondoser och vid 4 mg Br⁻/l (2 tillfällen) var den specifika bromatbildningen som lägst (Figur 8). Trots att den specifika bromatbildningen minskar med ökad bromidkoncentration i avloppsvattnet, är den totala bromatbildningen högre på grund av den högre initiala bromidkoncentrationen. För att uppskatta bromatbildningen vid bestämning av kritiska ozondoser användes därför 3 olika dosresponskurvor: en gemensam anpassning för bromidkoncentrationer upp till 1 mg Br⁻/l, ospikade och spikade prover (Figur 9), en annan för bromidkoncentration på 2 mg Br⁻/l och en tredje för bromidkoncentration på 4 mg Br⁻/l (Figur 8).



Figur 8. Bromatbildning vid olika bromidkoncentrationer (1, 2 och 4 mg/l). Romb (◊) motsvarar 1 mg Br/l, triangel (Δ) 2 mg Br/l och kryss (X) 4 mg Br/l.



Figur 9. Anpassning av bromatbildning med ospikade prover (0,5–1 mg Br-/l) och ett spikad prov (1 mg Br-/l).

6 Ozonering av ett bromidhaltigt vatten

För att kunna sätta bromatbildningen i relation till reduktion av mikroföroreningar genomfördes analyser av mikroföroreningar parallellt med bromatanalyserna.

6.1 Halter och reduktion av mikroföroreningar under ozonering

Reduktion av 39 läkemedel och andra organiska mikroföroreningar har undersökts vid ozonering av bromidhaltigt vatten baserat på SPE-UPLC MS/MS (Svahn och Björklund, 2016 och 2019). Merparten av de undersökta ämnena finns även upptagna på Naturvårdsverkets rekommenderade ämnen för analys och Watch List från EU (EU, 2020).

I Tabell 8 nedan visas en lista med de analyserade ämnen och deras kvantifieringsgräns (LOQ, Limit of quantification).

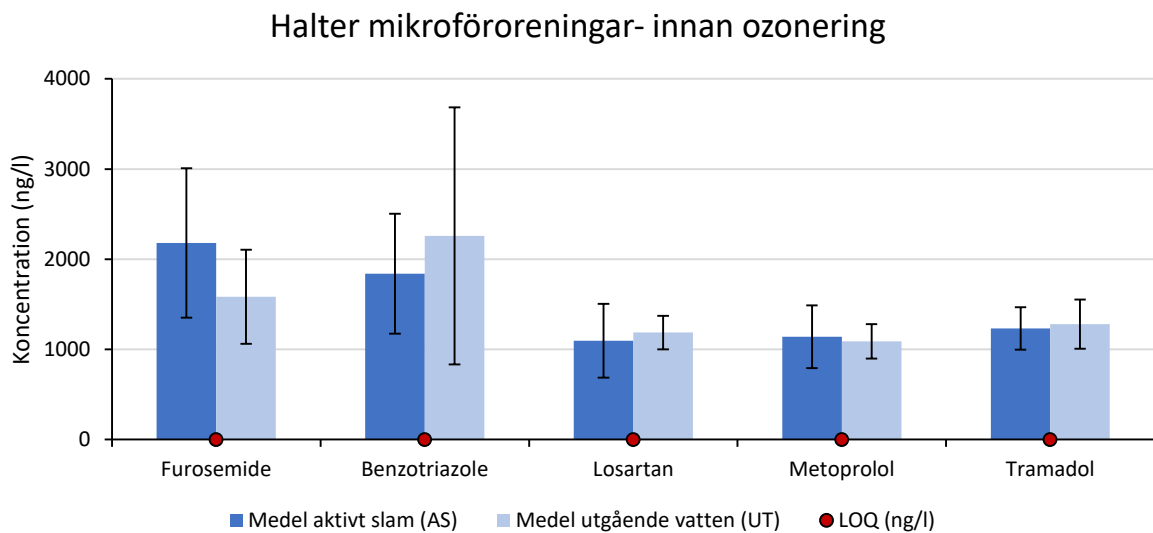
Tabell 8. Kvantifieringsgräns för analyserade ämne.

Ämne	Kvantifieringsgräns (ng/l)	Ämne	Kvantifieringsgräns (ng/l)
Acetamidrid	0,1	Ciprofloxacina	5
Amisulpride	1	Citalopram	0,2
Atenolol	0,1	Irbesartan	2
Carbamazepine	0,5	Ketoconazole	5
Clarithromycin	1	Paracetamol	1
Diclofenac	1	Propranolol	0,1
Erythromycin	1	Sulfamethoxazole	0,1
Fluconazole	0,6	Thiacloprid	1
Hydrochlorothiazide	0,5	Tramadol	1
Imidacloprid	0,1	Venlafaxine	1
Losartan	0,1	Zolpidem	1
Methotrexate	5	Bisphenol A	10
Metoprolol	0,1	Estrone	0,05
Naproxen	10	Estradiol (E2)	0,1
Oxazepam	0,6	Etinylestradiol (EE2)	0,1
Sertraline	0,5	Furosemide	0,5
Thiamethoxam	0,1	Ibuprofen	100
Trimethoprim	0,5	PFOS	3
Azithromycin	1	PFOA	3
Benzotriazole	1		

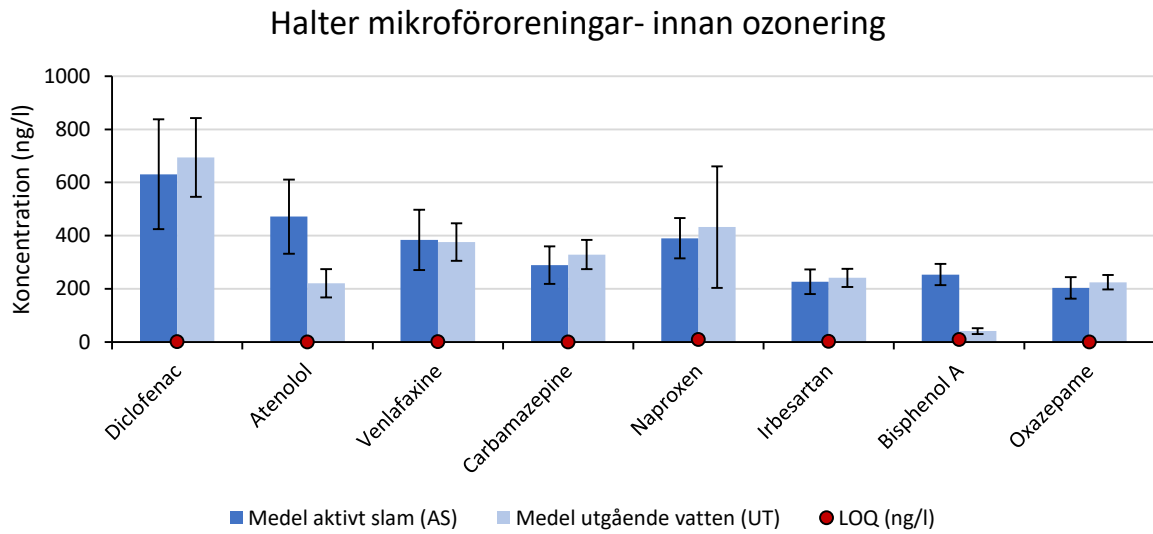
Koncentrationen av läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar varierar i inkommande vatten till avloppsreningsverk och detta gör att koncentrationen av ämnena som inte avskiljs eller bryts ner också varierar efter olika processer i avloppsreningsverket. I detta projekt har vatten efter högt belastat aktiv slam och utgående vatten från Sjölundas avloppsreningsverk analyserats och har sedan genomgått ozoneringen i labbskala. På Sjölundas avloppsreningsverk är det framförallt intressant att implementera ozonering på utgående vatten, men vattnet efter aktiv slam har också testats för att

säkerställa att resultaten inte har påverkats av en under projektet stundtals mindre välfungerande kväverening. Resultaten blir på detta sätt även applicerbara på andra avloppsreningsverk, både med och utan kväverening.

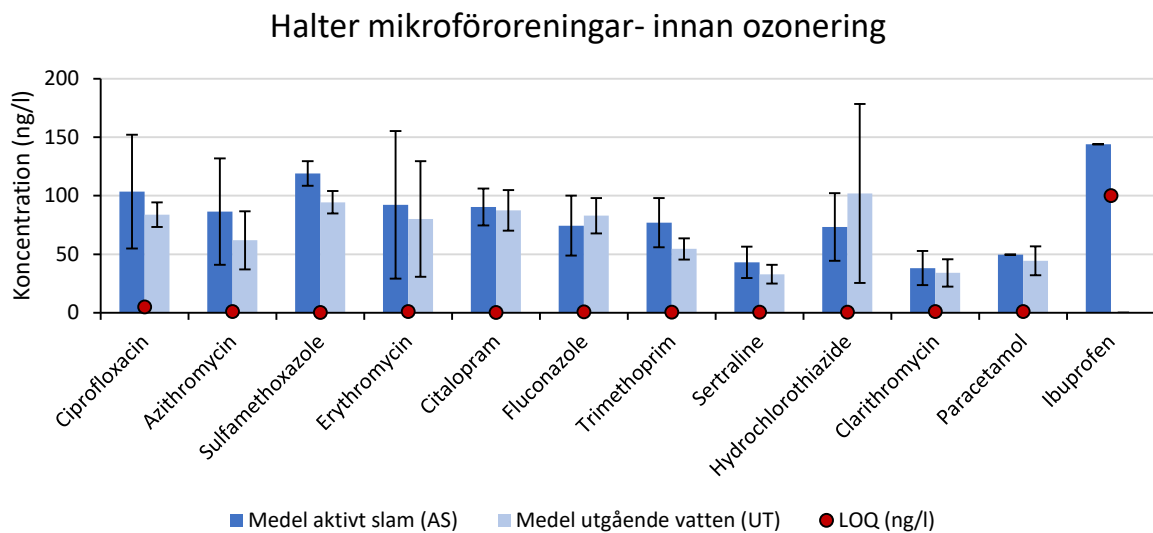
Furosemid, benzotriazol, losartan och tramadol var de ämnena som förekom vid högst koncentrationer i genomsnitt (1 000 till 2 300 ng/l) vid provtagningstillfällena (Figur 10). Just benzotriazol är inte ett läkemedel, den används som korrosionsinhibitor och även som tillsats i disktabletter. Det är också värt att nämna att, även om tramadol är ett läkemedel, missbrukas det också som en olaglig drog. Därefter följer en rad läkemedel (förutom bisphenol A, som används vid tillverkning av plast) i koncentrationer som sträcker sig från 200 till 700 ng/l (Figur 11). Mer än hälft av de analyserade ämnena uppvisade halter under 150 ng/l (Figur 12 och Figur 13). De flesta ämnen visar högre koncentration efter aktivt slam än i utgående vatten, förutom benzotriazol, karbamazepin, naproxen, irbesartan och hydrochlorothiazid. För koncentrationer vid varje provtagningstillfälle hänvisas till bilaga 3.



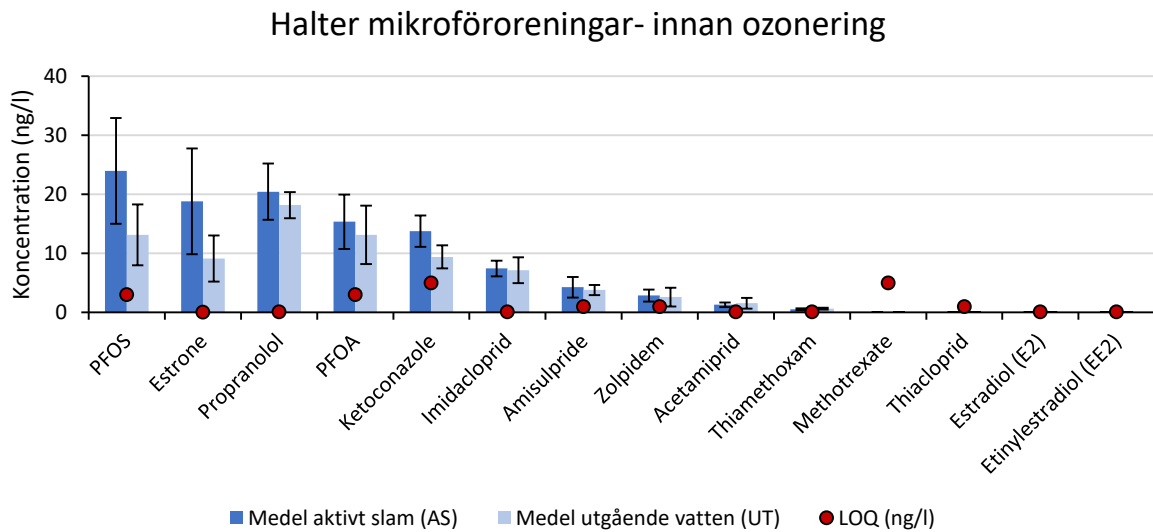
Figur 10. Medelhalt av mikroföroreningar (>1 000 ng/l) efter aktivt slam och utgående vatten. Felstaplarna visar standardavvikelse och cirkel LOQ.



Figur 11. Medelhalt av mikroföroreningar (200–700 ng/l) efter aktivt slam och utgående vatten. Felstaplarna visar standardavvikelse och cirkel LOQ.



Figur 12. Medelhalt av mikroföroreningar (50–150 ng/l) efter aktivt slam och utgående vatten. Felstaplarna visar standardavvikelse och cirkel LOQ.



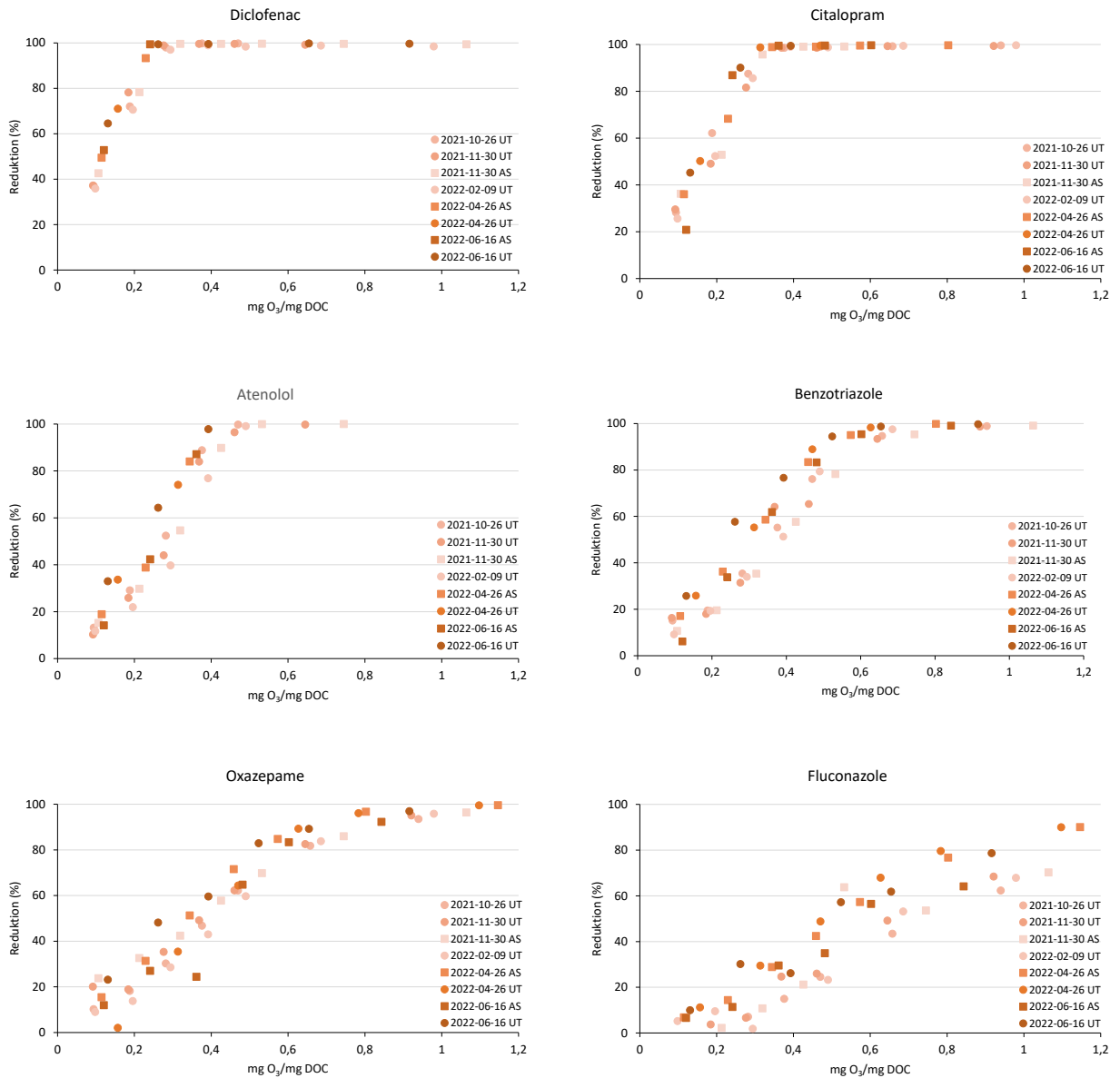
Figur 13. Medelhalt av mikroföroreningar (<25 ng/l) efter aktivt slam och utgående vatten. Felstaplarna visar standardavvikelse och cirkel LOQ.

Reduktion av några utvalda mikroföroreningar redovisas för samtliga tillfällen. Ämnena som har valts att visas i huvudrapporten speglar olika koncentrationer, reaktionshastigheter och ozondoser som krävs för att kunna bryta ner olika ämnen. Reduktion och halter av samtliga ämnen vid olika ozondoser redovisas i bilaga 4.

En reduktionsgrad på 80% uppnåddes vid 0,2 mg O₃/mg DOC för diklofenak och 0,3 mg O₃/mg DOC för citalopram som är snabbreagerande med ozon. För ämnena som reagerar medelsnabbt med ozon, såsom atenolol och benzotriazol, uppnåddes 80% reduktion vid 0,4–0,5 mg O₃/mg DOC. Det långsamreagerande ämnet oxazepam krävde en högre dos på ca 0,6 mg O₃/mg DOC och för fluconazole, krävdes upp till 0,8–1,0 mg O₃/mg DOC för att uppnå 80% reduktion (Figur 14).

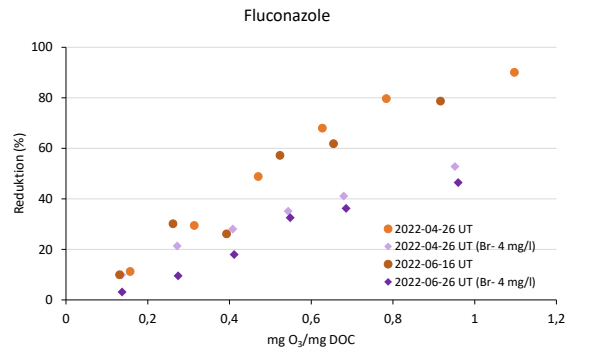
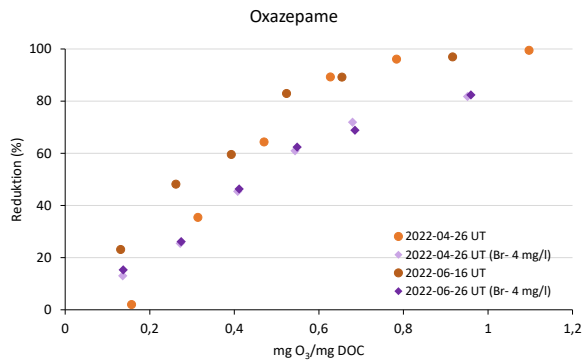
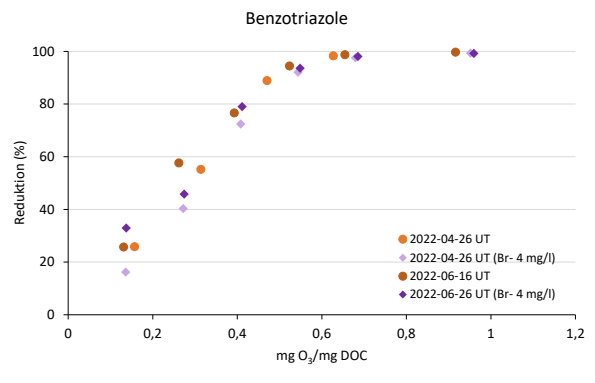
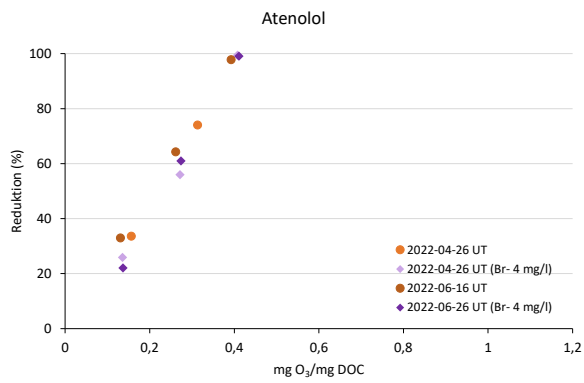
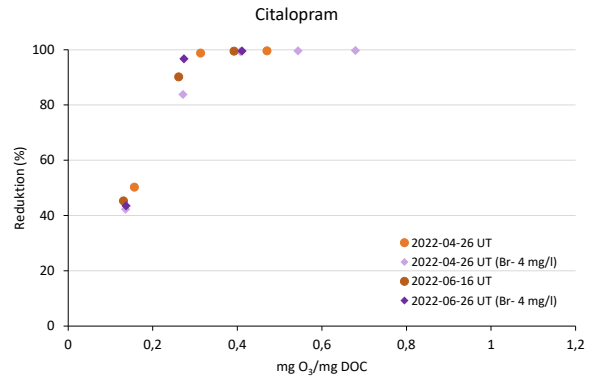
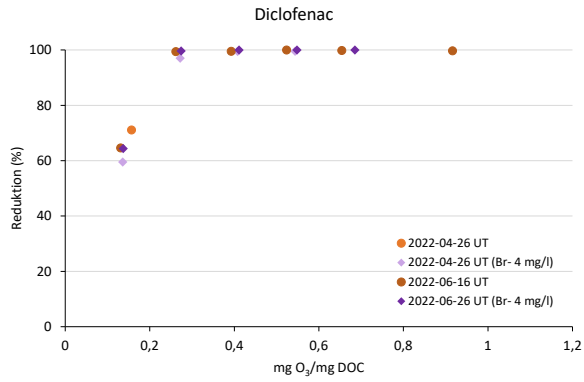
De angivna ozondoserna är DOC-normerade, det betyder att vid högre DOC-halter krävs en större ozonmängd. Reduktionsgrader med ozon vid medel- och långsamreagerande ämne tyder på en något snabbare reaktion vid tillfällena med högre DOC-halter (15–20 mg/l) under april och juni 2022 än vid tillfällena med lägre DOC-halter (ca 10 mg/l) under hösten 2021.

Som tidigare visats (bilaga 2) är nitrit helt förbrukat av ozon vid doser på ca 0,3 mg O₃/mg DOC där vi redan ser reduktioner på 80% för de snabbt reagerande ämnena och ca 40% för medelreagerande ämnen. Vid kompensering av ozondoser för nitrit, brukar ozonekvivalenter beräknas från nitrithalter som subtraheras från den totala ozonmängden. Denna metodik antar att nitrit reagerar först med ozon och sedan reagerar det kvarvarande ozonet med mikroföroreningarna, men resultaten visar att oxidering av nitrit och mikroföroreningar sker parallellt. Någon sådan nitritkompensering har dock inte gjorts för försöken, vilket indikerar att ozonbehovet skulle kunna minskas ytterligare om man kan sänka nitrithalterna på Sjölund ARV.



Figur 14. Reduktion av utvalda mikroföroreningar med olika reaktionshastigheter vid ozonering.

Vid ozonering av avloppsvatten spikat med bromid (slutkoncentration ca 4 mg Br⁻/l) uppnåddes jämförbara reduktionsgrader vid snabbt- och medelreagerande ämnen (Figur 15). Högre ozondoser krävdes för långsamtreagerande ämne för att uppnå samma reduktionsgrad som utan tillsatt bromid. I huvudrapporten visas samma utvalda ämnen som tidigare och resultaten för samtliga ämnen återfinns i bilaga 5.



Figur 15. Reduktion av utvalda mikroföreningar med och utan tillsats av bromid vid ozonering.

6.2 Ozondos och maximal bromatkoncentration i utgående vatten

Den maximalt accepterade koncentrationen av bromat i utgående vatten bestämmer den maximala ozondos som kan tillämpas vid en given initial bromidkoncentration. Den högsta accepterade koncentrationen bromat som ger måttlig risk i recipienten ligger mellan 1,1 och 11 mg/l i utgående avloppsvatten beroende på spädning (se Tabell 6 i avsnitt 4.6). Motsvarande bromatkoncentration i utgående avloppsvatten är 0,11 till 1,1 mg/l för låg risk i recipienten. Bromatbildningen varierar beroende på den initiala bromidkoncentrationen (Figur 7 och Figur 8), därför har det i studien räknats med de olika initiala bromidkoncentrationer (1, 2 och 4 mg/l) som skulle kunna vara relevanta för Sjölund ARV (jämför Figur 5 i avsnitt 3.4).

Utvärderingen av vilken ozondos som sätter gränsen för bromatbildning utifrån PNEC för bromat görs för 2 scenarier, en med låg risk (riskkvot 0,1) och en med måttlig risk (riskkvot <1). För varje riskscenario bedöms 3 bromatkoncentrationer i utsläppet från Sjölund ARV som motsvarar 3 olika utspädningsgrader i recipient. De uppskattade ozondoserna för scenario med hög och låg risk presenteras i Tabell 9. **Fel! Hittar inte referenskälla..**

Vid ozonering av avloppsvatten i högriskscenariot är de uppskattade ozondoserna väldigt höga i förhållande till ozondoser som används i praktiken (0,3–1,0 mg O₃/mg DOC). Detta gäller för samtliga utspädningsgrader och initiala bromidkoncentrationer, vilket innebär att ozonering av bromidhaltigt vatten med en accepterad måttlig risk inte äventyrar reduktionen av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar.

I scenarion med låg risk vid utspädningsgrader på 100 och 50 gånger förväntas bromatkoncentrationerna i recipienten inte påverka möjligheten att avlägsna mikroföroreningar vid ozonering i detta scenario. Vid en utspädningsgrad på 10 gånger, minskar den maximala tillåtna ozondosen och hamnar i dosintervallet som är relevant vid ozonering av avloppsvatten (0,3–1,0 mg O₃/mg DOC). Vid den lägsta hypotetiska bromidkoncentrationen (1 mg/l) är den maximala ozondosen ca 0,6 mg O₃/mg DOC och minskar till ca 0,5 mg O₃/mg DOC (2 mg Br⁻/l) och ytterligare till ca 0,3 mg O₃/mg DOC (4 mg Br⁻/l).

Detta innebär att man i scenario med låg risk och låg utspädning inte kan uppnå 80% av samtliga mikroföroreningar. Vid den hypotetiska lägsta bromidkoncentrationen (1 mg/l) kan man med en dos på ca 0,6 mg O₃/mg DOC uppnå en väldigt hög reduktion på ca 100% på alla snabbt reagerande ämnen som diklofenak (ca 800 ng/l initial koncentration), karbamazepin (200–400 ng/L initial koncentration) och också för ämnen i högre koncentration som losartan (>1 000 ng/l) eller furosemid (>1 600 ng/l).

En god reduktion uppnåddes också vid 0,6 mg O₃/mg DOC för medelreagerande ämnen (>95%) som benzotriazol, metoprolol och tramadol (initial koncentration > 1 000 ng/l), atenolol (initial koncentration 200–600 ng/l) och sulfamethoxazole (initial koncentration 200–600 ng/l). Reduktionen för långsamt reagerande ämnen avtog något och uppskattas för 0,6 mg O₃/mg DOC till 80% för oxazepam (initial koncentration ca 200 ng/l), 70% för imidacloprid (initial koncentration <10 ng/l) och 50–70% för fluconazole (initial koncentration ca 100 ng/l). Reduktion av PFAS-ämne var låg även vid höga doser (>1,0 mg O₃/mg DOC) med ca 20% reduktion för PFOA och 20–40% för PFOS.

Tabell 9. Maximal ozondos (mg O₃/mg DOC) vid olika utspädningsgrader och initiala bromidkoncentrationer vid scenarier för måttlig och låg risk.

Utspädning	Bromat (mg/l)	Initial Bromid (mg/l)	Ozondos (mg O ₃ /mg DOC)
Måttlig risk (riskkvot = 1)			
100	11	1	9,74
		2	10,94
		4	15,12
50	5,5	1	6,78
		2	7,48
		4	9,79
10	1,1	1	2,82
		2	2,89
		4	3,08
Låg risk (riskkvot = 0,1)			
100	1,1	1	2,82
		2	2,89
		4	3,08
50	0,55	1	1,88
		2	1,83
		4	1,71
10	0,11	1	0,63
		2	0,51
		4	0,33

Om den initiala koncentrationen av bromid är 2 mg/l begränsas den maximala ozondosen för att undvika skadliga mängder bromat i recipienten till 0,5 mg O₃/mg DOC (låg risk, 10 gånger utspädning). Detta påverkar inte de snabbt reagerande ämnena men försämrar reduktionen för vissa av de medelreagerande ämnena. Till exempel minskar reduktionen av benzotriazol till ca 80% och av sulfamethoxazole till ca 90% medan andra mikroföroreningar som atenolol, metoprolol och tramadol bibehåller en reduktion på ca 100%. Minskning av ozondosen påverkar ytterligare de långsamt reagerande ämnena, där till exempel reduktion av oxazepam och imidacloprid minskar till ca 60% och till 40–60% för fluconazole.

Om den initiala koncentrationen av bromid är 4 mg/l begränsas den maximala ozondosen för att undvika skadliga mängder bromat i recipienten till ca 0,3 mg O₃/mg DOC (låg risk, 10 gånger utspädning). Vid denna ozondos kan man fortfarande reducera koncentrationen upp till ca 95% av de snabbt reagerande mikroföroreningarna som diklofenak, karbamazepin, losartan och furosemid. Reduktionen för vissa av de medelreagerande mikroföroreningarna, såsom sulfamethoxazole och tramadol, minskar dock till ca 70% och till 30–50% för atenolol, metoprolol och benzotriazol. Den tydligaste påverkan kan förväntas för de långsamt reagerande mikroföroreningarna, där reduktionen sjunker till 30% för oxazepam, 20–30% för imidacloprid och 10-30% för fluconazol.

7 Behov av reduktion av läkemedelsrester vid Sjölund ARV

För att kunna bedöma en läkemedelsrests påverkan på miljön bestäms med hjälp av toxikologiska tester den halt som inte ska ge några skador på miljön (PNEC), se Tabell 10. Dvs om PNEC överskrids i recipienten innebär detta en måttlig risk för att skador på miljön ska uppkomma.

*Tabell 10. PNEC-värden för 9 läkemedelsrester (Ågerstrand, 2019). PNEC utanför parentes gäller sötvatten och inom parentes gäller saltvatten. *PNEC saltvatten framtagit inom projektet, se bilaga 6.*

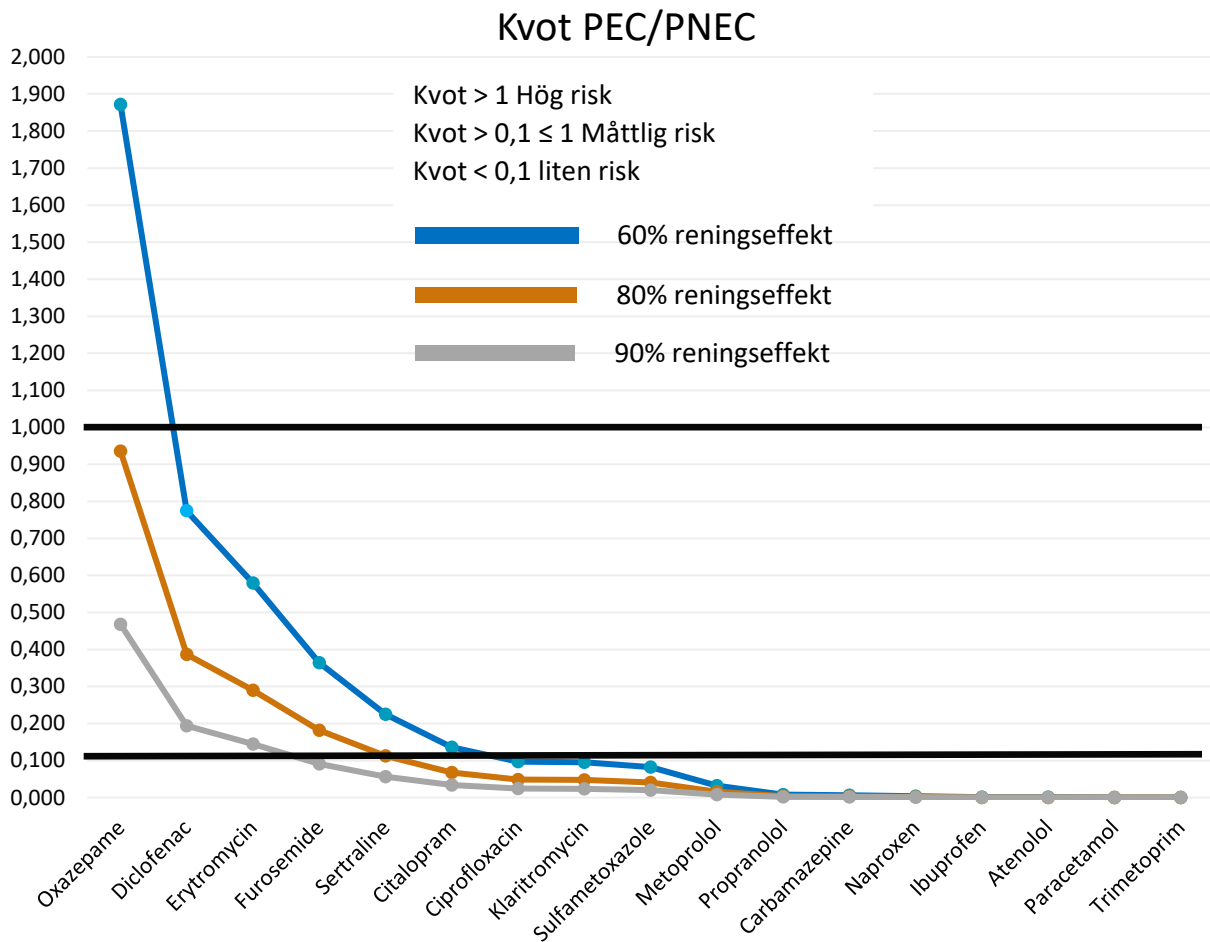
Läkemedel	PNEC (ng/l)
Atenolol	32 000 (3 200)
Carbamazepine	2 500 (250)
Clarithromycin	40 (4)
Diclofenac	50 (5)
Erythromycin	20 (2)
Hydrochlorothiazide	1 000 000 (100 000)
Metoprolol	2 590 (259)
Naproxen	15 000 (1 500)
Oxazepam	10 (1)
Sertraline	9,4 (0,94)
Trimethoprim	62 000 (6 200)
Ciprofloxacin	100 (10)
Citalopram	(7,5*)
Paracetamol	46 000 (4 600)
Propranolol	228 (22,8)
Sulfamethoxazole	118 (11,8)
Estradiol	0,04 (0,004)
Etinylestradiol	0,016 (0,0016)
Furosemid	156 (15,6)
Ibuprofen	102 000 (10 200)

För att tydliggöra hur stor risken är för att skador på miljön ska uppstå beräknas en kvot mellan uppmätta (MEC) eller antagna (PEC) halter av respektive läkemedelsrest i recipienten och PNEC. I denna rapport används en kvot PEC/PNEC där en kvot som är $\leq 0,1$ innebär liten risk, en kvot 0,1 - 1 måttlig risk och kvot > 1 hög risk för skador på miljön.

Enligt vattendirektivets bestämmelser gäller de halter av föroreningar som inte får överskridas i vattenförekomsten som helhet (2008/105/EG). Detta innebär att risken för skador på miljön inte bedöms utifrån halten i utgående avloppsvatten, utan först efter total omblandning av avloppsvattnet i recipienten. Vid utsläpp till havet bedöms generellt att total omblandning sker vid 100 gånger utspädning. Dvs om en halt av läkemedelsrest i utgående avloppsvatten har uppmätts till 100 ug/l är det 1 ug/l efter total omblandning som ligger till grund för bedömningen om det finns en risk för skador på miljön i vattenförekomsten. Förutsatt att påverkansområdet inte hindrar att vattendirektivets krav uppnås i övriga delar av vattenförekomsten.

I figuren nedan visas en sammanställning över beräknade kvoter PEC/PNEC vid total omblandning (100 gånger utspädning). PEC representerar uppmätt maxhalt läkemedelsrest i utgående renat

avloppsvatten från Sjölanda AVR mellan perioden dec 2018 och nov 2019. PNEC-värdena utgår från Ågerstrands bedömning (Ågerstrand, 2019). Av Figur 16 framgår att oxazepam behöver en betydligt högre reningseffekt över kvartär reningen i jämförelse med övriga läkemedelsrester. Vidare kan ses att övriga läkemedelsrester vid en reningseffekt som är större än 60 % inte bör medföra någon betydande risk för skador på miljön.

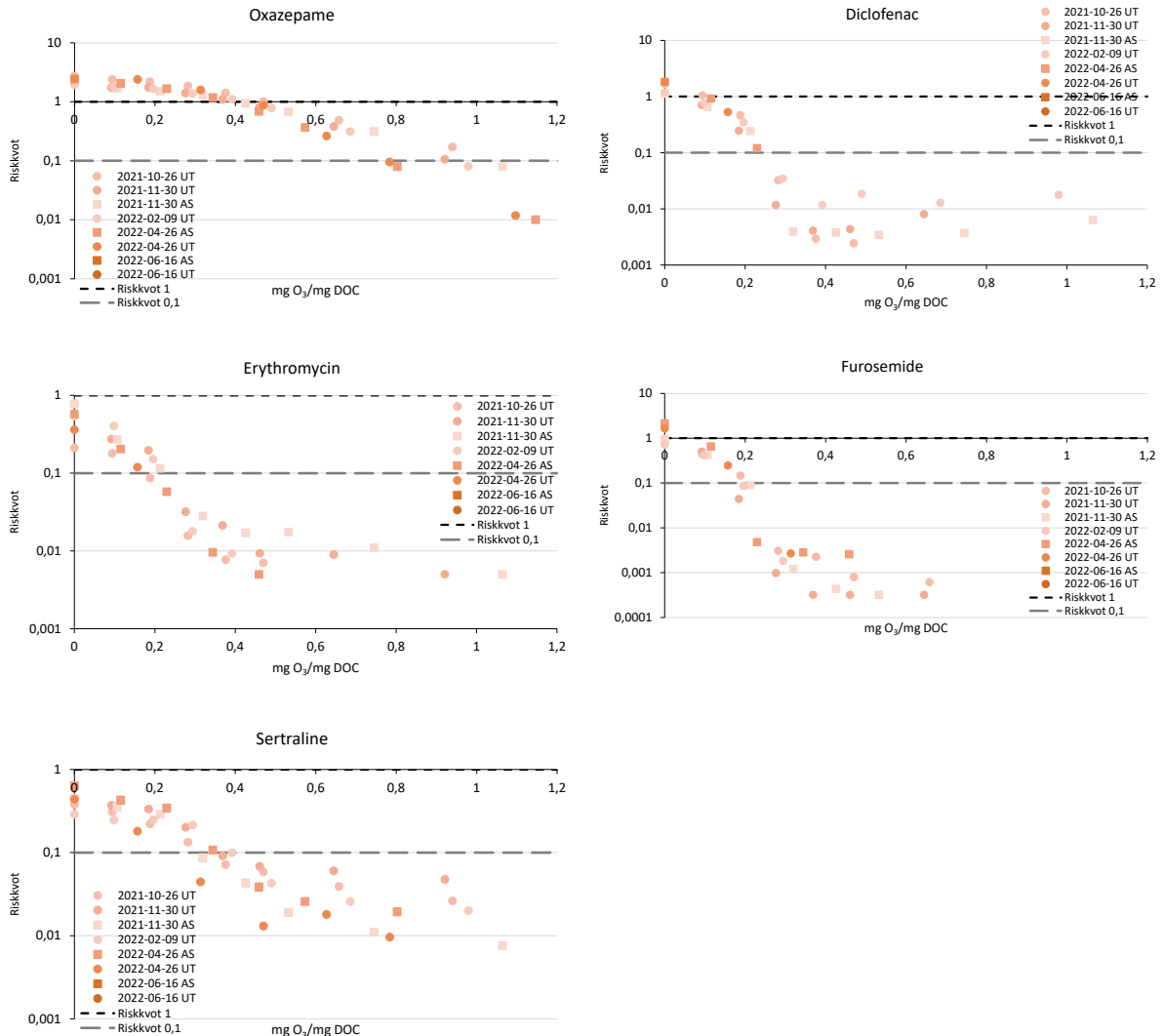


Figur 16. Kvot PEC/PNEC vid utspädning 100 gånger i recipient. Vid beräkning av PEC har använts den maxhalt som uppmäts för respektive läkemedelsrest i 12 prov från dec 2018 till nov 2019 i utgående renat avloppsvatten från Sjölanda AVR. De PNEC-värden som använts är framtagna av Ågerstrand (2019). PNEC-värdet för citalopram har tagits fram inom projektet, se bilaga 6.

Vid denna studies start var det ekotoxikologiska underlaget i saltvatten för citalopram mycket begränsad, vilket resulterade i en hög säkerhetsfaktor och därmed en väldigt hög riskkvot för citalopram, vilken var orimlig att reducera genom rening i praktiken. Under detta projekt har därför kompletterande testning genomförts avseende kronisk toxicitet mot alg, kräftdjur och fisk samt för två marina grupper (blötdjur och tagghudingar). Detta resulterade i att säkerhetsfaktorn kunde sänkas till 20 och PNEC-värdet därmed reviderades till 7,5 ng/l utifrån tillgängliga testdata. Den kompletta redovisningen av den kompletterande testningen och revideringen av PNEC-värdet för citalopram återfinns i sin helhet i bilaga 6.

För att minska riskkvoter till värdena mellan 1 och 0,1 för de mest kritiska ämnen för Sjölanda ARV behövs det en 80% reduktion av koncentrationen av oxazepam och en 60% reduktion av koncentrationen av diklofenak, erythromycin, furosemid och sertraline enligt tidigare mätningar (Figur

16). **Fel! Hittar inte referenskälla.** visar riskkvoter vid olika ozondoser och utspädning 100 för dessa 5 ämnen vid olika tillfällena av ozoneringsförsöken. Riskkvoterna vid olika ozondoser har beräknats för scenarier med olika utspädningsgrader (10, 50 och 100) och finns i bilaga 7.



Figur 17. Riskkvot av oxazepam, diklofenak, furosemide, erythromycin, sertraline och erythromycin vid scenario låg risk för bromat, utspädning 100 gånger.

För att uppnå en riskkvot under 1 för oxazepam vid spädning 100 krävs ozondoser högre än 0,4 $\text{mg O}_3/\text{mg DOC}$, som motsvarar 60% reduktion. Riskkvoten för sertraline är mindre än 1 vid doser omkring 0,1 $\text{mg O}_3/\text{mg DOC}$ och mindre än 0,1 vid doser högre än omkring 0,3 $\text{mg O}_3/\text{mg DOC}$. Även riskkvoten för diklofenak och erythromycin blir mindre än 1 vid doser högre än 0,1 $\text{mg O}_3/\text{mg DOC}$ och sjunker till mindre än 0,1 vid doser på omkring 0,2 $\text{mg O}_3/\text{mg DOC}$.

8 Regenerering av aktivt kol

8.1 Granulerat aktivt kol (GAK)

Vid rening av avloppsvatten med aktivt kol adsorberas organiska mikroföroreningar på ytan av kolet på grund av dess höga dragningskraft till dessa ämnen. När det gäller GAK-tekniken sker detta i ett separat poleringsfilter med GAK. GAK har fördelen att det aktiva kolet har en stor yta på grund av kolets höga porositet och porstrukturen i kolet skapar då en stor kontaktyta för det strömmande avloppsvattnet.

Aktivt kol kan komma från flera olika källor inklusive fossilt kol (stenkol eller brunkol), kokosnötskal och trä. Hittills har det varit fossilt kol som har använts oftast, dock kommer det bli fortsatt större fokus på mer hållbara material, främst för att produktionen av fossilt kol har en negativ inverkan på klimatavtrycket.

Effektiviteten av GAK är beroende av flera parametrar, inklusive det aktiva kolets fysiska egenskaper, den kemiska naturen hos den ursprungliga kolkällan, sammansättning, temperatur och pH i det avloppsvatten som ska behandlas, kontakttiden mellan avloppsvattnet och kolet, backspolning av GAK-filtren, osv. (Miljöstyrelsen, 1998). Efter en viss tid blir ytan på det aktiva kolet mättat med adsorberat material, vilket minskar adsorptionseffektiviteten och därmed reningseffektiviteten för filtren. När det aktiva kolet i filtret är mättat, måste det antingen förbrännas och ersättas med nytt aktivt kol eller återaktiveras.

8.1.1 Reaktivering av GAK

Reaktivering av mättat kol i stället för användning av jungfruligt kol bidrar till en klimatbesparing eftersom mycket mindre råmaterial behöver extraheras och därmed blir energiförbrukningen mindre och de direkta luftemissionerna färre. Dessutom är det mer ekonomiskt fördelaktigt med reaktivering av kol jämfört med inköp av nytt kol.

Reaktivering av mättat GAK bidrar dock fortfarande med höga driftskostnader och klimatpåverkan vid användning av GAK för avloppsvattenrening. I en tidigare förstudie av utvärdering av kvartära tekniker på Nya Sjölanda (EnviDan och VA SYD, 2021) uppskattades det att reaktivering av GAK utgör cirka 60% av både driftskostnaderna och klimatpåverkan för det totala kvartära reningssteget. Idag finns i Norden ingen anläggning med reaktivering av kol som används för rening av avloppsvatten. Därför måste det mättade kolet transporteras till reaktiveringsanläggningar i t.ex. Tyskland eller Belgien, vilket bidrar till en ytterligare miljö- och klimatpåverkan. I Göteborg i Sverige finns en anläggning för reaktivering av aktivt kol från de lokala vattenverken. Det är en allmän uppfattning att anläggningar för reaktivering av kol från vattenverk endast bör användas för detta ändamål och att samma anläggningar då inte kan användas för reaktivering av kol från avloppsreningsverk. Reaktiverat GAK kan fortfarande innehålla toxiska oorganiska ämnen, och deras löslighet kan förändras under reaktiveringsprocessen (Water Quality Association, 2013). Dessutom har anläggningen i Göteborg begränsad kapacitet när det kommer till att hantera mättad GAK från de lokala vattenverken och har följaktligen inte kapacitet till att även behandla GAK-mängden från Nya Sjölanda.

En tidigare studie gjord av IVL, Svenska Miljöinstitutet, har lyft att etablering av en egen anläggning i Sverige kommer att ge besparingar både ekonomiskt, samt i förhållande till miljö och klimat (Baresel

et al., 2017). Gryaab (2020) har bl.a. undersökt kostnader för en lokal GAK-reaktiveringsanläggning på Ryaverket. Utredningen jämför de uppskattade kostnaderna med kostnaden för att transportera kolet till en reaktiveringsanläggning utanför Sverige i Europa och har visat att den nästa halveras.

8.1.2 Teknologier för reaktivering

Det finns en mängd olika tekniker för reaktivering av GAK, inklusive termiska, kemiska, biologiska, elektrokemiska, våtoxideration och mikrovågor. Den enda teknik som för närvarande implementerats i fullskala är termisk reaktivering, som används på de ovannämnda reaktiveringsanläggningarna i Göteborg (Sverige), Belgien och Tyskland. Detta är också den enda tekniken som anses implementerbar inom ett relativt kort antal år.

Av de andra teknikerna, har kemisk reaktivering stor potential (Mishra, 2021) och kan eventuellt inom en kort framtid bli aktuell. I dagsläget bedöms det dock att denna teknik inte är tillräckligt utvecklad för att ingå i utvärderingen. En fördjupning i kemisk reaktivering ges i avsnitt 0, "Framtida potential". Reaktivering via elektrokemiska processer, våtoxideration samt mikrovågor har visat bra resultat vad gäller effektivitet, och metoderna har låg klimatpåverkan. Dock har teknikerna ännu inte testats i fullskala och är därför inte tillräckligt utvecklade för att implementeras i nuläget. Processen för elektrokemisk reaktivering kommer, på samma sätt som termisk reaktivering, ha hög energiförbrukning. Biologisk reaktivering har inte heller studerats i fullskala, och eftersom processen är kontinuerlig blir det svårt att bedöma effektiviteten (Mishra, 2021).

8.1.2.1 Termisk reaktivering

Vid etablering av en ny reaktiveringsanläggning har det valts att undersöka den termiska reaktiveringsprocessen.

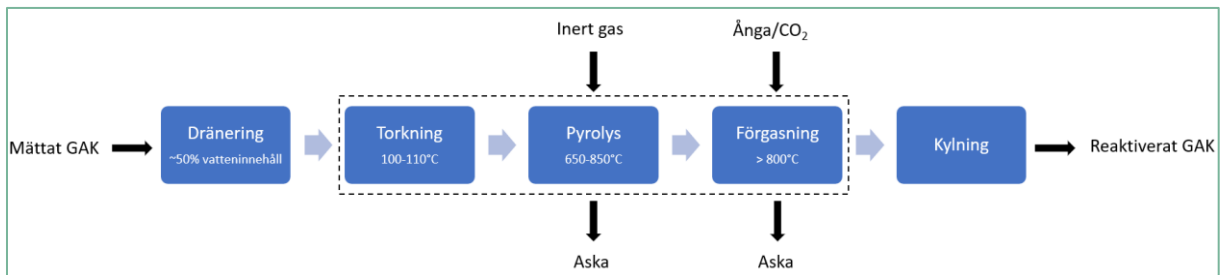
I termisk reaktivering behandlas det aktiva kolet med höga temperaturer i en ugn, varvid de adsorberade organiska ämnena på ytan av kolet avskiljs och förs bort med rökgasen, och kolets ytkemi och porositet återuppbyggs. Den termiska processen har en hög energiförbrukning till uppvärmning och därmed höga driftskostnader och i processen frigges framförallt stora mängder CO₂ till atmosfären vilket påverkar teknologins klimatavtryck.

Termisk reaktivering har en relativt hög effektivitet, men är också förknippad med förlust av kol. Förlusten av aktivt kolet varierar mellan 2 och 10 % beroende på processen. Jungfruligt aktivt kol tillsätts då för att kompensera för denna förlust och uppnå rätt aktivitetsnivå i kolet (tillräckligt jodvärde). Detta förklaras av att reaktiveringsaktiviteten av kolet reduceras med antalet reaktiveringar på grund av de reducerade desorptionsegenskaperna (avskiljning av adsorberade molekyler). Teknologin är dessutom förknippad med en relativt hög energiförbrukning, framförallt värmeenergi (Mishra, 2021).

Processen består av följande processteg, där temperaturen stiger gradvis, vilket illustreras i diagrammet nedan (Mishra, 2021):

1. Dränering: I GAK-filtren är kolet suspenderat i vattnet, och kolet ska därför avvattnas till ungefär 50 % av sitt vatteninnehåll, innan det tillförs till reaktiveringsugnen.
2. Torkning: I det första steget i reaktiveringsugnen värms kolet upp till ca 100–110 °C för att avdunsta mer vatten och torka kolet.

3. Pyrolys: I nästa steg i reaktiveringsugnen värms upp kolet till 650–850 °C i en inert miljö där adsorberade flyktiga ämnen drivs av från kolet via avdunstning. Största delen av de adsorberade ämnen bryts ner i detta steg. Resterande icke-flyktiga organiska ämnen karboniserar till kol.
4. Förgasning/oxidering: I de tredje steget i reaktiveringsugnen utsätts det pyrolyserade kolet för en oxiderande gas (ånga, CO₂ eller båda) vid temperaturer över 800 °C. Denna kontrollerade förgasning av kolets yta expanderar kolets porer och förångar resterande organiska ämnen. Kolet återhämtar sin ursprungliga struktur med hög porositet och en reaktiv yta.
5. Kylning: Innan kolet kan återvinnas kyls det i ett vattenbad.



Figur 18: Konceptuellt diagram över processen för termisk reaktivering. Den streckade ramen runt torkning, pyrolys och förgasning anger processerna i reaktiveringsugnen.

Stordriftsfördelar förväntas för en större reaktiveringsanläggning som behandlar mättat GAK från flera avloppsreningsverk. Detta på grund av bl.a. den höga energiförbrukningen i processen som lättare kan optimeras i större anläggningar i förhållande till mängden av GAK. Generellt sett kan driften av större anläggningar även optimeras vad gäller personal och hantering av rökgas och avloppsvatten från processen. Dessutom ökar investeringskostnaderna för mindre anläggningar per mängd kol jämfört med större gemensamma anläggningar. Leverantörer av flervåningsugnar till termisk reaktivering har dessutom större erfarenhet med leverans av anläggningar till större centrala anläggningar med hög kapacitet vilka reaktiverar GAK från flera användare (John Cockerill, 2022).

8.1.2.2 Termisk reaktivering, typ av ugn

Den termiska reaktiveringen kan ske med hjälp av olika ugnslösningar varav, rotorugn (Rotary Kiln) eller flervåningsugn (Multiple Hearth Furnace, MHF) är de mest kända (Mishra, 2021). Rotorugnen fungerar som en vertikal snedställd roterande cylinder, där GAK och varma gaser/ångor strömmar genom cylindern. Rotorugnen installeras ofta med en brännare i en av ugnarna, och rotationen av ugnen säkerställer rätt temperatur och uppehållstid i de olika processtegen (Gryaab, 2020).

En flervåningsugn är en horisontell ugn uppbyggd i flera nivåer med olika temperaturer (hearths). GAK matas från toppen av ugnen till det första uppvärmningssteget för torkning, och förs sedan ner genom våningarna med hjälp av en roterande arm i mitten av ugnen, där temperaturen stiger i de olika stegen. I flervåningsugnen ställs temperaturen in i varje våning, vilket medför en hög kontroll över processtemperaturen i varje processteg och själva reaktiveringen av kolet. Flervåningsugnen har visat sig ge mindre slitage på kolet och därmed mindre kolförlust.

Som ugnstyp för termisk reaktivering har det valts flervåningsugnstekniken då den typen av ugn erbjuds av båda tillfrågade leverantörer i studien.

8.1.3 Leverantörer

För att stödja undersökningarna i föreliggande studie har det tagits kontakt med ett antal leverantörer, som antingen erbjuder reaktivering av GAK i en anläggning i Europa eller kan leverera utrustning för etablering av en reaktiveringsanläggning i Sverige.

Följande verksamheter, vilka erbjuder reaktivering av GAK på anläggningar i Europa, har givit sin input till undersökningen:

- Chemviron: anläggningar i Belgien (1.000 km från Malmö), Storbritannien och Italien
- Jacobi: anläggningar i Premnitz, Tyskland (800 km från Malmö) och Frankrike

Dessutom har följande verksamheter, vilka är leverantörer till utrustning till reaktiveringsanläggningar, givit sin input till undersökningen:

- John Cockerill, Belgien, leverantör av flervåningsugnar för reaktivering av GAK
- Hankin Environmental Systems, Inc., USA, leverantör av flervåningsugnar för reaktivering av GAK

I denna rapport har en analys gjorts utifrån informationen från leverantören John Cockerill, då denna var mest omfattande. Informationen från leverantören Hankin Environmental Systems har använts som jämförelsegrund och perspektiv.

Informationsnivån från leverantörerna har generellt sett varit relativt begränsad. Anledningen är bland annat begränsade upplysningar om GAK till reaktivering i det tidigare stadiet av projektet.

Samtidigt förväntas inte en förstudie av den typen, med många osäkra parametrar, ha högsta prioritet hos leverantörerna.

8.2 Metod för utvärdering av lösningarna

I utvärdering av lösningarna för reaktivering av GAK från Sjölund ARV har befintliga reaktiveringsanläggningar i Europa samt möjligheten att etablera en egen anläggning i Sverige undersökts som möjliga scenarier. Scenarierna beskrivs under kapitel 0.

Existerande reaktiveringsanläggningar har undersökts genom att hämta in information kring reaktiveringspriser, transportavstånd, energiförbrukning och CO₂-fotavtryck i en dialog med respektive tjänsteleverantörer.

Utredningen om etablering av en anläggning på Sjölund ARV eller lokalt i Sverige har gjorts genom litteraturstudier, inspiration från andra liknande utredningar samt kontakt med leverantörer av reaktiveringsanläggningar, för att få information om investeringspriser, energiförbrukning och CO₂-balanser.

Inspiration har särskilt hämtats från en rapport framtagen till Gryaab om ett liknande ämne, där det ekonomiska incitamentet för att etablera en egen reaktiveringsanläggning har utretts (Gryaab, 2020).

8.2.1 Scenarier

Nedanstående tre scenarier har utretts i studien. Scenarierna utvärderades i en analys beskriven i kapitel 8.2.2.

- 1) Scenario 1: Reaktivering av GAK på befintlig anläggning i Europa.
Mängd: 1 100 ton GAK/år (uppskattad för Nya Sjölund i utredning från EnviDan och VA SYD (2021)).
Scenariot innebär att kolet transporteras till Jacobis reaktiveringsanläggning i Premnitz, Tyskland, som är en av de undersökta anläggningar som ligger närmast Nya Sjölund.
- 2) Scenario 2: Reaktivering av GAK på egen anläggning på Nya Sjölund.
Mängd: 1 100 ton GAK/år (uppskattat för Nya Sjölund i utredning från EnviDan och VA SYD (2021)).
Etablering av en ny termisk reaktiveringsanläggning på Nya Sjölund för reaktivering av använt aktivt kol i det kvartära reningssteget på reningsverket.
- 3) Scenario 3: Reaktivering av GAK på en regional anläggning i Sverige.
Mängd: 6 000 ton GAK/år (uppskattat mängd mättat GAK från de tre anläggningarna).
Etablering av en ny termisk reaktiveringsanläggning för reaktivering av mättat GAK från reningsverk i södra/västra Sverige, med utgångspunkt i de största anläggningarna och de som är intresserade av användning av GAK (VA SYD, Gryaab och NSVA). Ett scenario där reaktiveringsanläggningen placeras centralt mellan Malmö och Göteborg har utvärderats.

8.2.2 Analysmetod

En analys av de tre scenarierna med fokus på energiförbrukning, klimatpåverkan och ekonomi har gjorts. I detta kapitel beskrivs ramarna och förutsättningarna för analysen av scenarierna. Det bör noteras att omfattningen och detaljnivån på analysen är förknippad med det relativt begränsade underlaget från leverantörerna, såsom beskrivits ovan.

8.2.3 Anläggningens storlek

Leverantören av flervåningsugnar, John Cockerill, har lämnat en uppskattning på ugnens kapacitet för de två scenarierna med etablering av en reaktiveringsanläggning i Sverige (se

Tabell 11). John Cockerill rekommenderar en design för minst 8 000 driftstimmar/år med en *downtime* på 2-3 veckor för underhåll, där den primära *downtime* beror på kylning och uppvärmning ugnen.

Tabell 11: Uppskattning av kapaciteten på flervåningsugn vid etablering av en reaktiveringsanläggning i Sverige för scenario 2 respektive 3 (John Cockerill, 2022).

Parameter	Enhet	Scenario 2	Scenario 3
Årliga driftstimmar	h/år	8 000	8 000
Årlig kapacitet	ton/år	1 100	6 000
GAK timflöde	kg/h	138	750
Diameter ugn	m	1,0	4,0
Antal våningar	st.	6	6

8.2.4 Energiförbrukning

Processen med termisk reaktivering innebär en hög energiförbrukning, framförallt vad gäller gasförbrukning, vilket innebär att energiförbrukningen har stor inverkan på både driftskostnader och klimatpåverkan. Information om förbrukning av gas och el från en reaktiveringsugn har inhämtats från leverantörer samt litteraturen, och visas i Tabell 12.

Tabell 12: Gas- och energiförbrukning inhämtad från leverantörer samt litteraturen.

Parameter	Förbrukning per kg GAK (kWh/kg)
Gasförbrukning	
John Cockerill (2022)	4,3
Hankin Environmental Systems (2022) (Scenario 2 / Scenario 3)	12,9 / 3,9
Jacobi (2022*)	3,5–6,0
Gryaab (2020)	5,4
Elförbrukning	
John Cockerill (2022) (Scenario 2 / Scenario 3)	0,33 / 0,12
Hankin Environmental Systems (2022) (Scenario 2 / Scenario 3)	0,19 / 0,07
Jacobi (2022*)	0,18-2,2
Gryaab (2020)	0,12

*Jacobi: Den exakta förbrukningen är känd först när kolet har återaktiverats. Data samlas därför in för olika reaktiveringar för min och max förbrukning per kg kol. Normalt ligger det totalt på ca. 4 kWh per kg kol – tungt mättat kol som har tagit bort t.ex. COD ligger närmare 5,5-6 kWh.

John Cockerill och Hankin Environmental Systems har angett en specifik förbrukning av gas och el för de ugnar som de erbjuder. Jacobi har tillhandahållit ett övergripande förbrukningsintervall från sina egna anläggningar, vilket de beskriver beror på vilken typ av mättat GAK som ska reaktiveras. Från Gryaab (2020) kommer gasförbrukningen från den befintliga reaktiveringsanläggningen som finns på Alelyckans vattenverk i Göteborg och elförbrukningen kommer från den installerade effekten i reaktiveringsugnen.

I analysen har det valts att använda de specifika förbrukningsvärden som erhållits av John Cockerill. De erhållna uppgifterna visar en variation i förbrukningsvärden, varpå det i känslighetsanalysen (avsnitt 6) gjorts en bedömning av de olika förbrukningsvärdenas effekt i förhållande till klimatpåverkan och miljö. Förbrukningsvärdenas nivå beror på hur mättat kolet är, t.ex. på grund av hur mycket COD som har tagits bort med det mättade kolet (Jacobi, 2022).

8.2.5 Klimatpåverkan

Klimatpåverkan och hållbarhet är ett centralt ämne i VA SYD:s verksamhet, också för det nya avloppsvattenreningsverket Nya Sjölunga. Det är också en av drivkrafterna för denna undersökning eftersom det önskas att undersökas vilka typer av klimatpåverkan, i form av CO₂-avtryck, som föreligger vid olika lösningar för reaktivering av GAK. Metodvalet för beräkning av CO₂-avtryck har stor betydelse för resultatet av klimatpåverkan i förhållande till vilka emissioner som medtages och vilka emissionsfaktorer som används.

I den termiska reaktiveringsprocessen har den höga energiförbrukningen en stor betydelse för CO₂-avtrycket och är avhängig av den valda energitypen. I Sverige är en stor andel av elproduktionen baserad på ickefossila källor, så som kärnkraft och vattenkraft, och naturgasen i Sverige innehåller en hög andel av biometan från biogas vilken utgör en CO₂-neutral energikälla.

I den termiska reaktiveringsprocessen är energiförbrukningen (el och gas) och de direkta utsläppen i reaktiveringsprocessen de primära källorna till CO₂-fotavtrycket. De direkta utsläppen består av förbränningsprodukter från den använda gasen, adsorbenter som avlägsnats från det mättade kolet samt förgasat GAK (Vilén, 2021). Det kommer också att finnas ett betydande bidrag till CO₂-fotavtrycket från produktionen av den mindre mängd jungfruligt GAK som kommer att behöva tillsättas för att kompensera för förlusten av kol samt uppnå tillräcklig aktivitet för kolet.

CO₂-fotavtrycket vid en egen reaktiveringsanläggning i Sverige beräknas utifrån utsläpp kopplade till energiförbrukning, tillsättning av jungfruligt GAK samt transport av mättat GAK (för en regional anläggning), som utifrån ovanstående utgör huvuddelen av CO₂-fotavtrycket.

CO₂-fotavtrycket relaterat till energiförbrukningen i reaktiveringsprocessen beror på vilken typ av energi som används. Utsläppen kopplade till elförbrukning beräknas utifrån den emissionsfaktor för nordeuropeisk effekt-el på 520 g CO₂/kWh som tar hänsyn till påverkan på den marginella elproduktionen i elsystemet och uppströmsutsläppen från elproduktion (Profu, 2022). El-mix i Sverige har generellt sett ett mycket lägre CO₂-avtryck än den använda utsläppsfaktorn på grund av den stora andelen förnybar energi i elproduktion i Sverige. Emissionsfaktorn för nordeuropeisk effekt-el används dock som metodval av VA SYD i deras klimatredovisningar och har därför använts även här.

Användningen av biogas som alternativ till fossil naturgas bidrar till ett minskat CO₂-fotavtryck, eftersom biogas är en CO₂-neutral energikälla. Gasförbrukningen förväntas tillgodoses antingen med biogas från Nya Sjölundas egen produktion, som har beräknats till att kunna täcka gasbehovet i båda Scenario 2 och 3 (se framtida potentialer, avsnitt 0), eller genom inköp av gröna gascertifikat från nätet, vilka har ett lägre CO₂-fotavtryck än fossil naturgas. I beräkningarna förutsätts att biogas från nätet används. En emissionsfaktor på 51 g CO₂/kWh, baserad på ett genomsnittligt biogasursprung med emissionsfaktorer för produktion och distribution från (Gode et al., 2011), används. Den faktiska användningen av biogas är CO₂-neutral.

CO₂-bidraget från tillsatsen av jungfruligt GAK till den reaktiverade GAK beräknas utifrån angivna CO₂-emissionsfaktorer från leverantörerna. I beräkningarna har en emissionsfaktor på 7,0 ton CO₂eq/ton GAK använts för produktionen av jungfruligt GAK (data erhållen av Chemviron).

CO₂-fotavtrycket vid reaktivering på en extern anläggning beräknas även de utifrån angivna emissionsfaktorer från de leverantörer som erbjuder GAK-reaktiveringsanläggningar i Europa, samt från litteraturen. I beräkningarna har en emissionsfaktor på 2,0 ton CO₂eq/ton GAK använts för reaktivering av GAK (data erhållen av Chemviron).

Transport av mättat GAK till en reaktiveringsanläggning utanför Nya Sjölundas förväntas att ske med lastbil med en förbrukning av fossilt bränsle, vilket kommer att resultera i CO₂-utsläpp från förbränning av fossila bränslen. För scenariot där reaktivering av det aktiva kolet sker i en extern reaktiveringsanläggning i Premnitz, Tyskland, är transportsträckan från Nya Sjölundas ca. 800 km. I scenariot där en regional reaktiveringsanläggning etableras i Sverige placeras anläggningen ca. 150 km från Nya Sjölundas mitt emellan Malmö och Göteborg. I beräkningarna av klimatpåverkan från transport av kolet antas att ett kolfilter innehåller ca. 11 ton GAK och måste bytas en gång per månad, samt att det sker transporter i samband med dessa byte, både till anläggningen med nytt

kolfilter och från anläggningen med det mättade kolfiltret. Dessa upplysningar har uppskattats av Jacobi (Jacobi, 2022). Det är ett alternativ att minska CO₂-avtrycket från transporter genom att använda en annan transportform som förorenar mindre, till exempel tåg eller sjöfart, eller använder förnybart bränsle.

Tabell 13 visar det använda dataunderlaget för beräkning av CO₂-fotavtrycket i de tre scenarier samt andra emissionsfaktorer för produktionen av jungfruligt GAK, reaktivering av GAK samt energital från litteratur och leverantörer. Eftersom det finns en stor variation i emissionsfaktorerna, framför allt vad gäller energiförbrukningen (som beror på vald metod), har en bedömning av effekten av de varierande emissionsfaktorerna gjorts i känslighetsanalysen (kapitel 8.4).

Tabell 13: Dataunderlag för CO₂-fotavtryck

Parameter	Enhet	Värde
CO₂-emissionsfaktorer för produktion av jungfruligt GAK och extern reaktivering av GAK		
Produktion av jungfruligt GAK, använd CO ₂ -emissionsfaktor (Chemviron, 2022)	ton CO ₂ eq/ton GAK	7,0
Produktion av jungfruligt GAK, övriga CO ₂ -emissionsfaktorer ((Jacobi, 2022), (Vilén, 2021), (Büeler, 2018))	t CO ₂ eq/t GAK	7-18
Reaktivering av GAK i Europa, använd CO ₂ -emissionsfaktor (inkl. tillsättning av jungfruligt kol) (Chemviron, 2022)	ton CO ₂ eq/ton GAK	2,0
Reaktivering av GAK, övriga CO ₂ -emissionsfaktorer ((Jacobi, 2022), (Vilén, 2021), (Büeler, 2018))	t CO ₂ eq/t GAK	1,2-3,0
CO₂-emissionsfaktorer energi		
El – nordeuropeisk effekt-el, använd CO ₂ -emissionsfaktor (Profu, 2022)	g CO ₂ /kWh	520
El – svensk medel el (Svensk Vatten, 2021)	g CO ₂ /kWh	8,8
Biogas - använd CO ₂ -emissionsfaktor* (Gode et al., 2011)	g CO ₂ /kWh	51
Biogas – ARV slam (Gode et al., 2011)	g CO ₂ /kWh	11
Naturgas (Svensk Vatten, 2021)	g CO ₂ /kWh	248
CO₂-emissioner transport		
Emissionsfaktor lastbil transport	kg CO ₂ eq/km	0,82
Avstånd reaktiveringsanläggning i Premnitz, Tyskland	km	800
Avstånd reaktiveringsanläggning i Sverige	km	150

8.2.6 Ekonomi

8.2.6.1 Kostnader, reaktivering av GAK på extern anläggning

Priser för reaktivering av GAK i en extern reaktiveringsanläggning (Scenario 1) har hämtats in från olika leverantörer samt från litteraturen, och presenteras i

Tabell 14. I analysen har det använts ett pris för reaktivering av GAK på extern anläggning i Europa på 16 650 SEK/ton GAK. Detta värde har erhållits av Jacobi (juni 2022) och innehåller priset för reaktivering av mättat GAK inkl. tillsättning av 10% jungfruligt kol samt estimerade transportkostnader. Jämfört med de övriga reaktiveringspriserna är detta pris aktuellt och täcker de fulla kostnaderna vid reaktivering av GAK. De övriga priserna innehåller inte alla tillsättning av jungfruligt kol och transportkostnader, och priser givna i litteraturen måste betraktas som inaktuella om de inte kan kopplas till ett index i dagens läge med hög variation på el-, gas- och transportkostnader. Dessa värden har därför inte använts. Chemviron har gett ett reaktiveringspris

på cirka 23 500 SEK/ton kol vilket är betydligt högre än övriga priser. Det har i känslighetsanalysen gjorts konsekvensanalyser för användningen av Chemvirons reaktiveringspris.

Tabell 14: Pris för reaktivering av GAK av olika leverantörer och från litteraturen.

Parameter	Enhet	Kostnad
Extern reaktivering, använt pris (Jacobi, 2022)		
Reaktivering inkl. 10% jungfruligt GAK	SEK/ton GAK	15 410
Transport tur/retur Malmö – Premnitz	SEK/ton GAK	1 240
Totalt reaktiveringspris Jacobi	SEK/ton GAK	16 650
Extern reaktivering, övriga priser till jämförelse		
Extern reaktivering, övriga priser (Baresel et al. 2017), (Gryaab, 2020), (Chemviron, 2022))	SEK/ton GAK	13 000–23 500

8.2.6.2 Kostnader reaktivering av GAK på egen eller regional anläggning

Investerings- och årliga kostnader vid etablering av en egen eller regional reaktiveringsanläggning (Scenario 2 och Scenario 3) har undersökts. I jämförelse med kostnaderna för reaktivering vid en extern anläggning omräknas investeringskostnaderna till årliga avskrivningar och räntekostnader.

Investeringskostnader

Investeringskostnaderna (CAPEX) baseras på uppskattade priser för reaktiveringsugnar och rökgasrening från leverantörer och erfarenhetspriser för övriga bygg- och entreprenörskostnader, inklusive induktionssystem, rörledningar, bassänger, byggnader, VVS, el och automation mm.

Budgetpriser har erhållits från John Cockerill och Hankin Environmental Systems för en reaktiveringsugn för scenarierna med en egen anläggning på Nya Sjölund (Scenario 2) respektive en regional anläggning i Sverige (se bilaga 8). Priserna redovisas i

Tabell 15.

Tabell 15: Budgetpriser på reaktiveringsugn för Scenario 2 och 3 från John Cockerill och Hankin Environmental Systems

Parameter	Enhet	John Cockerill	Hankin Environmental Systems
Reaktiveringsugn, Scenario 2	SEK	14 500 000	14 000 000
Reaktiveringsugn, Scenario 3	SEK	29 600 000	18 100 000

I budgetpriset från John Cockerill är det specificerat att priset är inkl. leverans men exklusive byggnadsarbete och konstruktion på byggarbetsplatser, byggnader, överbyggnader, rör, MCC (motorstyrningscentral) och frekvensomriktare, kablar och ventilation. John Cockerill specificerar vidare att dessa merkostnader kommer uppgå till ca. 60 %. Budgetpriset från John Cockerill innehåller de mest omfattande specifikationer och har därför använts i de följande beräkningarna.

Utöver reaktiveringsugnen utgör rökgasrening en primär post i investeringsutgifterna. Här har det inhämtats budgetpriser från leverantören Scheuch AB. Övriga priser utöver reaktiveringsugn och rökgasrening baseras på grova uppskattningar utifrån ovanstående samt erfarenhetspriser och priser

angivna i Gryaab (2020). Tabell 16 visar de sammantagna uppskattade investeringskostnaderna fördelade på poster. En mer detaljerad överblick över investeringskostnaderna kan ses i bilaga 9.

Tabell 16: Samlade uppskattade investeringskostnaderna för Scenario 2 och 3.

Parameter	Enhet	Kostnad Scenario 2	Kostnad Scenario 3
Maskinarbeten			
Reaktiveringsugn och efterbrännare inkl. ingenjörsarbete och leverans*	SEK	14 500 000	29 600 000
Rökgasbehandling**	SEK	4 600 000	7 100 000
Extra arbeten (+ 60 %)**	SEK	8 700 000	17 800 000
Tankar (uppsamlingstank, mellantankar, lagertank)**	SEK	8 000 000	8 000 000
Oförutsett (8%)	SEK	2 900 000	5 000 000
Total maskin mm.	SEK	38 700 000	67 500 000
Övriga kostnader			
El och automation (25% av maskin)****	SEK	9 700 000	16 900 000
VVS****	SEK	2 000 000	2 000 000
Oförutsett (15%)	SEK	7 500 000	13 000 000
Entreprenadkostnad total	SEK	57 900 000	99 400 000
Byggherrekostnad (20%)****	SEK	11 600 000	19 900 000
Totala kostnader			
Total	SEK	69 500 000	119 300 000

* Kostnader baserade på budgetpris från John Cockerill

** Kostnader baserade på budgetpris från Scheuch AB

*** Kostnader baserade på uppskattade merkostnader från John Cockerill

**** Kostnader baserade på Gryaab (2020)

Årliga kostnader

De årliga kostnaderna är förknippade med årliga avskrivningar och räntekostnader för investeringarna samt driften av reaktiveringsanläggningen i form av energiförbrukning som i sin tur består av elförbrukning och gasförbrukning, tillsättning av jungfruligt GAK, personalkostnader och, underhåll. Den årliga gas- och elförbrukningen har beräknats utifrån antaganden beskrivna i avsnitt 8.2.4. El- och gaspriserna har beräknats baserat på energipriserna inhämtade från den svenska Statistikmyndigheten SCB (Statistikmyndigheten SCB, 2022a och 2022b). Det har valts att beräkna ett medelvärde av priserna för 2021, då de nuvarande energipriserna är mycket instabila. Då energikostnaden utgör en stor del av de årliga kostnaderna på grund av den höga energiförbrukningen har känslighetsanalysen (avsnitt 8.4) fokuserat på varierande energipriser.

Kostnader för jungfruligt tillsatt kol har beräknats utifrån antagandet att 10 % jungfruligt kol måste tillsättas efter reaktivering, med en prisuppskattning från Baresel, 2017. För personalkostnader förutsätts att en anläggning belägen på Nya Sjölund kan drivas av en person, medan i en regional anläggning i Sverige behövs 2 personer som fast driftpersonal. De årliga underhållskostnaderna för

anläggningen antas vara 2 % av investeringskostnaderna. De årliga avskrivningarna och räntekostnader har beräknats med ett 30-års annuitetslån med 2 % ränta. Eftersom det finns en variation i de budgetpriser som erhållits och de totala investeringskostnaderna i allmänhet baseras på uppskattade priser, har det i känslighetsanalysen valts att titta på en varierad total investeringskostnad.

Tabell 17 visar en översikt över enhetspriserna som använts vid beräkning av de årliga kostnaderna.

Tabell 17: Enhetspriser använda i beräkning av de årliga kostnaderna.

Parameter	Enhet	Kostnad
Naturgaspris (Statistikmyndigheten SCB, 2022a)	SEK/kWh	0,75
Elpris (Statistikmyndigheten SCB, 2022b).	SEK/kWh	1
Jungfruligt kol (Baresel, 2017)	SEK/kg	20
Timlön personal (8 timmars arbetsdag, 222 arbetsdagar per år)	SEK/h	750
Underhåll, % av totala investeringskostnader	%	2
Annuitet för årliga avskrivningar (2 %, 30 år)	-	0,0446

8.3 Resultat

8.3.1 Energiförbrukning

Energiförbrukningen för reaktivering av GAK vid en egen anläggning på Nya Sjölund (Scenario 2) respektive en regional anläggning i Sverige (Scenario 3) har tidigare beräknats utifrån angivna förbrukningssiffror från John Cockerill, Tabell 12, och redovisas nedan i

Tabell 18. Den specifika elförbrukningen är högre för Scenario 2 med en lägre ugnskapacitet än Scenario 3, vilket är ett uttryck för en mindre energieffektiv anläggning vid lägre kapacitet.

Tabell 18: Årlig gas- och elförbrukning vid Scenario 2 och Scenario 3.

Parameter	Enhet	Scenario 2	Scenario 3
Specifik gasförbrukning	kWh/kg GAK	4,3	4,3
Gasförbrukning	MWh/år	4 690	25 600
Specifik elförbrukning	kWh/kg GAK	0,33	0,12
Elförbrukning	MWh/år	360	720

8.3.2 Klimatpåverkan

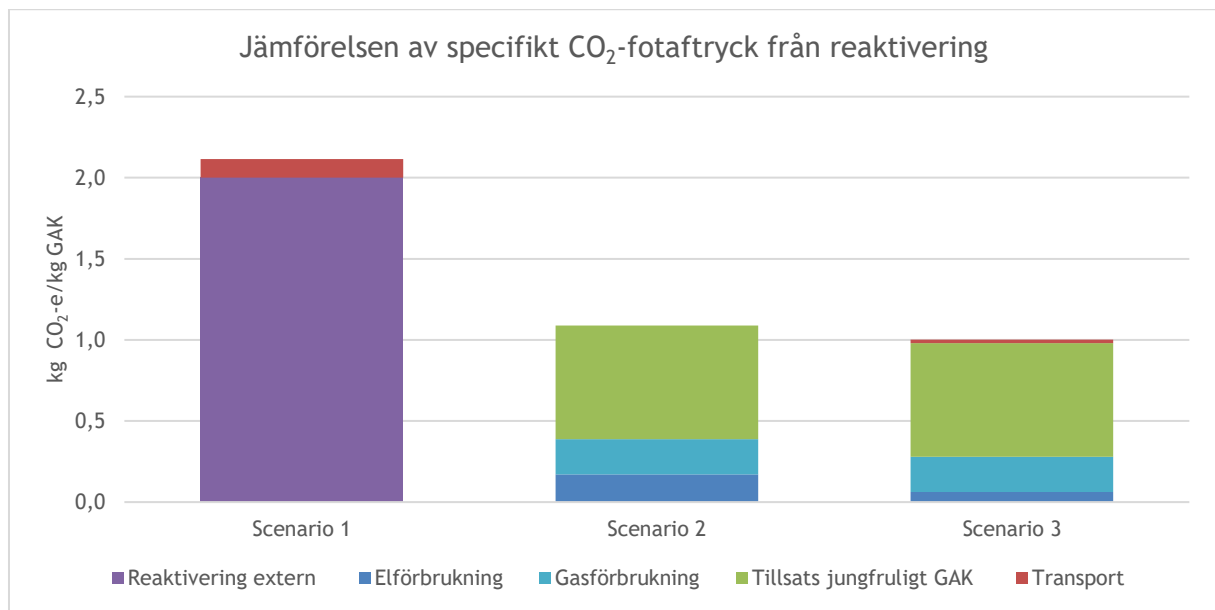
Klimatpåverkan av GAK-reaktivering redovisas i **Fel! Hittar inte referensälla.** som det specifika CO₂-fotavtrycket i kg CO₂-eq/kg GAK för de tre scenarierna.

Det specifika CO₂-fotaftrycket för Scenario 1, 2 och 3 beräknades till 2,1, 1,1 respektive 1,0 kg CO₂-eq/kg GAK motsvarande 2 310, 1 210 respektive 1 100 ton CO₂-eq/år med 1 100 tons GAK/år för Nya Sjölund. Som jämförelse har det totala CO₂-fotaftrycket för Nya Sjölund i principförslaget med MBR-koncept (inklusive Källby reningsverk) beräknats till ett positivt bidrag på 3 300 ton CO₂-eq/år (med ett negativt bidrag på 22 700 ton CO₂-eq/år och ett positivt bidrag på 26 000 ton CO₂-eq/år). Med

CO₂-fotavtrycket från reaktivering kommer det positiva bidraget för Nya Sjölanda att minska till mellan 990 och 2 200 ton CO₂-eq/år.

Klimatpåverkan av reaktivering av kol på en extern anläggning är ca. dubbelt så stor som vid reaktivering på en egen eller en regional anläggning i Sverige. Detta beror framförallt på användning av biogas istället för naturgas i de angivna utsläppsfaktorerna från leverantörerna. Det bör noteras att emissionsfaktorerna angivna av leverantörerna även omfattar bidraget från direkta utsläpp från förbränning av det mättade GAK och andra mindre utsläpp som dock utgör en begränsad andel. Valet av metod (emissionsfaktorer) har därför stor betydelse vid jämförelse av klimatpåverkan. Detta undersöks vidare i känslighetsanalysen (kapitel 8.4).

Den mindre skillnad i CO₂-fotavtrycket mellan Scenario 2 och Scenario 3 beror på den något högre elförbrukningen i Scenario 2.



Figur 19. Specifikt CO₂-fotaftryck från reaktivering vid Scenario 1, Scenario 2 och Scenario 3.

Tillsatsen av jungfruligt GAK för att kompensera kolförlusten under reaktivering utgör den största andelen av CO₂-fotavtrycket, detta på grund av det höga CO₂-fotavtrycket i produktionen av jungfruligt GAK. Denna parameter förväntas dock vara ungefär densamma för reaktivering på en extern eller på en lokal anläggning.

Transporten av mättat GAK till en extern anläggning anses utgöra en begränsad del av det totala CO₂-fotavtrycket. Den långa transportsträckan till Tyskland har därför ingen stor betydelse i förhållande till den totala klimatpåverkan.

8.3.3 Ekonomi

De årliga kostnaderna för reaktivering av GAK i en extern anläggning (Scenario 1) har uppskattats baserat på ett totalt reaktiveringspris på 16 650 SEK/ton reaktiverad GAK. Detta pris innehåller priset för reaktivering, tillsättning av 10% jungfrulig GAK samt uppskattade transportkostnader. I Tabell 19 ses de uppskattade årliga kostnaderna vid extern reaktivering i Scenario 1.

Tabell 19: Uppskattade årliga kostnader för reaktivering av GAK på en extern anläggning (Scenario 1).

Parameter	Enhet	Årliga kostnader Scenario 1
Reaktiveringspris	SEK/ton GAK	16 650
Reaktivering GAK	SEK/år	18 315 000

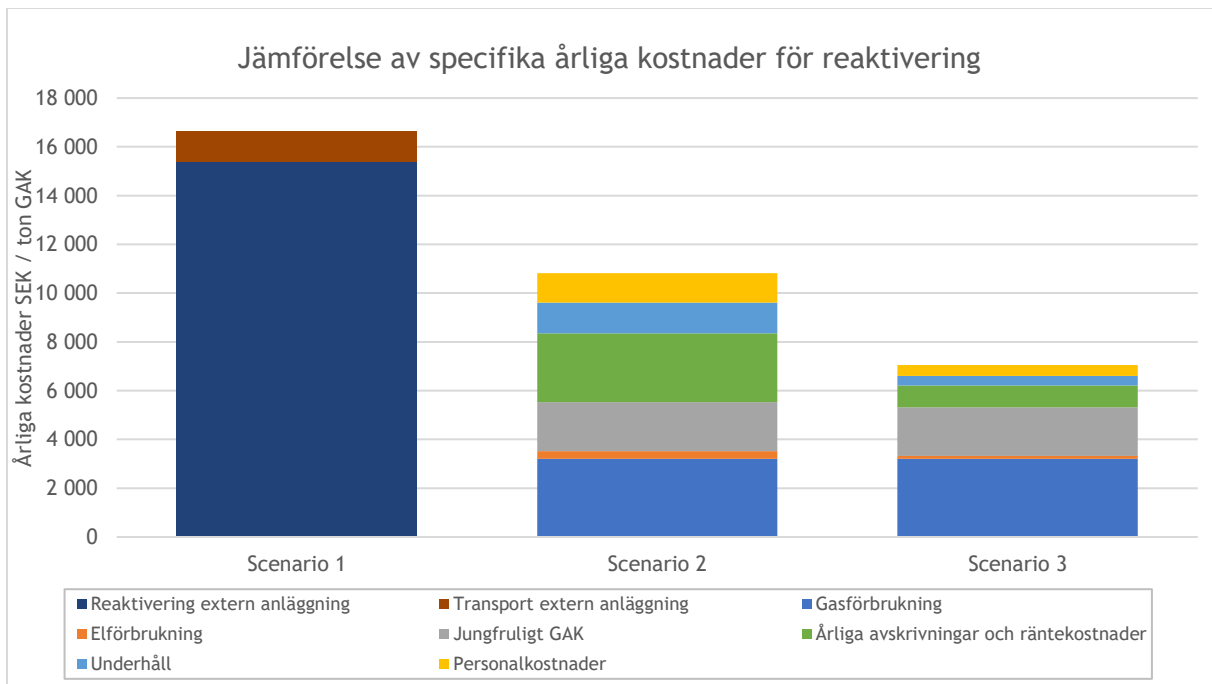
Tabell 20 visar de uppskattade totala investeringskostnaderna samt årliga kostnader för en reaktiveringsanläggning i Sverige vid Scenario 2 och Scenario 3 baserat på information som presenteras i avsnitt 8.2.6.

Tabell 20: Uppskattade totala investeringskostnader samt årliga kostnader för Scenario 2 och Scenario 3.

Parameter	Enhet	Scenario 2	Scenario 3
Investeringskostnader			
Totala investeringskostnader	SEK	69 500 000	119 300 000
Årliga kostnader			
Gasförbrukning	SEK/år	3 500 000	19 200 000
Elförbrukning	SEK/år	360 000	720 000
Jungfruligt kul	SEK/år	2 200 000	12 000 000
Personalkostnader	SEK/år	1 300 000	2 700 000
Underhåll	SEK/år	1 400 000	2 400 000
Årliga avskrivningar och räntekostnader	SEK/år	3 100 000	5 300 000
Totala årliga kostnader	SEK/år	12 000 000	42 300 000

De totala investeringskostnaderna för etablering av en reaktiveringsanläggning i Sverige i Scenario 2 och 3 är ca. 70 respektive 120 miljoner SEK. Kostnaderna i Scenario 3 med regional anläggning förväntas också delas mellan de deltagande parterna och utgör därför en mindre del av budgeten för VA SYD. I Scenario 3 utgör aktivt kol för regenerering från Nya Sjölanda ca. en sjättedel av den totala mängden aktivt kol.

I Figur 20 redovisas de specifika årliga kostnaderna i SEK per ton GAK för de tre olika scenarier.



Figur 20: Specifika årliga kostnader för reaktivering av GAK för Scenario 1, Scenario 2 och Scenario 3.

De specifika årliga kostnader för reaktivering för Scenario 1, 2 och 3 beräknades till 16 650, 10 800 respektive 7 050 SEK/ton GAK motsvarande ca. 18, 12 respektive 8 miljoner SEK/år för Nya Sjölanda med 1 100 tons GAK/år.

Baserat på resultaten ser man en stor ekonomisk besparing genom reaktivering i egen eller regional anläggning i Sverige, jämfört med en extern anläggning till aktuella priser för reaktivering. De årliga kostnaderna för reaktivering i en egen anläggning på Nya Sjölanda är ca. 35 % lägre än i en extern reaktiveringsanläggning. För reaktivering i en regional anläggning halveras årliga kostnaderna jämfört med extern anläggning, vilket är jämförbart med Gryaab utredningen för Ryaverket. Skillnaden i årliga kostnader för Scenario 2 och Scenario 3 beror främst på de högre årliga avskrivningar och räntekostnader på grund av en högre total investering per ton GAK för Scenario 2. Detta är i linje med leverantörernas förväntningar om att en mindre anläggning är mindre ekonomiskt hållbar.

De största bidragen till de årliga kostnaderna för en egen eller regional reaktiveringsanläggning i Sverige beror på gasförbrukning, årliga avskrivningar och räntekostnader och inköp av jungfruligt kol. Tillsatsen av jungfruligt kol förväntas dock vara densamma för alla scenarier. Känslighetsanalysen (avsnitt 8.4) har undersökt effekterna av varierande investeringskostnader samt gasförbrukning och gaspris.

8.4 Känslighetsanalys

Utifrån metodval och resultat gällande klimatpåverkan och ekonomi för reaktivering av GAK har en känslighetsanalys gjorts för utvalda parametrar. Känslighetsanalysen har visat att de har en betydande inverkan på resultaten, och det har setts variationer i de valda parametrarna. Känslighetsanalysens syfte är att underbygga studiens robusthet.

8.4.1 Klimatpåverkan

VA SYD har stort fokus på klimatpåverkan och hållbarhet i sin verksamhet vilket också är en av drivkrafterna för denna undersökning. Generellt är beräkningarna av CO₂-avtrycket beroende på det metodval som appliceras eftersom det finns olika beräkningsmodeller. Av den anledningen syftar känslighetsanalysen till att undersöka konsekvenserna av resultatet som presenteras i 8.3.2 genom ändringar i förutsättningarna. Det har gjorts en känslighetsanalys baserad på variationen i emissionsfaktorerna för energi vilka anses utgöra den primära skillnaden i en jämförelse mellan reaktivering på en extern anläggning utanför Sverige och reaktivering lokalt i Sverige.

En känslighetsanalys av variationer i energiförbrukningen har genomförts då energiförbrukningen, i framförallt reaktiveringsprocessen, har stor betydelse för klimatpåverkan och de data som erhållits för energiförbrukningen från leverantörer och litteratur ses ha stor variation.

För klimatpåverkan har därför en känslighetsanalys gjorts på följande scenarier, där alla andra faktorer hållits oförändrade:

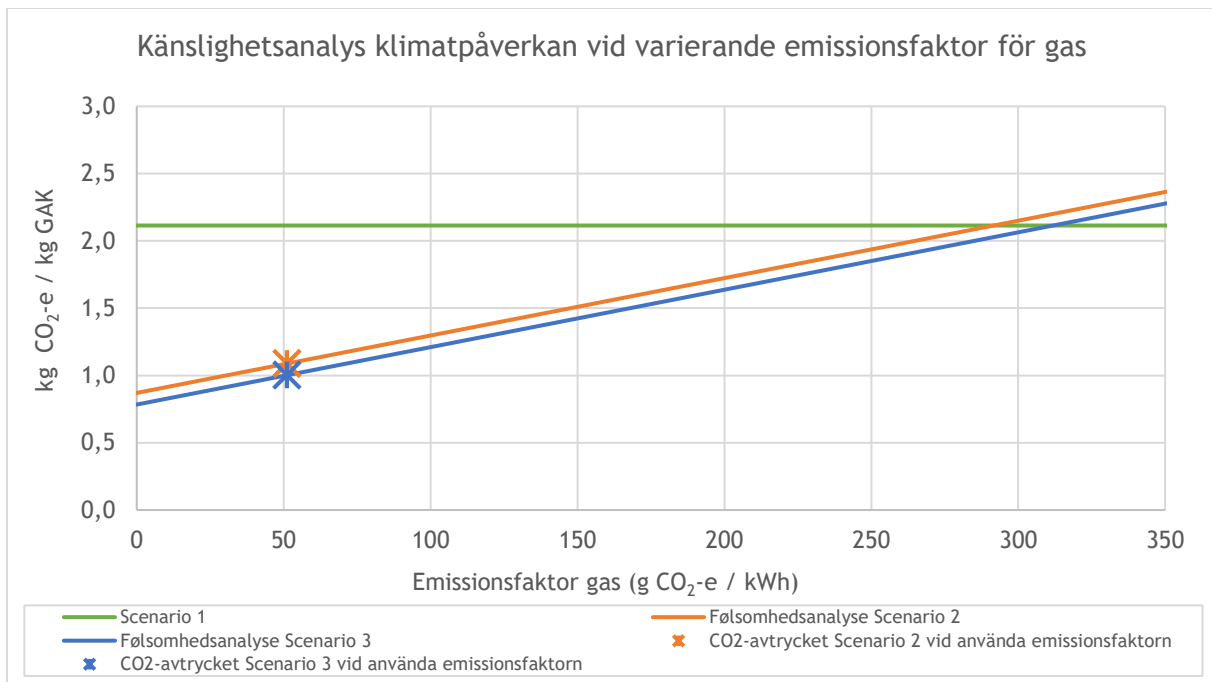
- Variation av emissionsfaktor för el mellan 0-1 000 g CO₂/kWh
- Variation av emissionsfaktor för gas mellan 0-350 g CO₂/kWh
- Variation av elförbrukning mellan 0-2,5 kWh/kg GAK
- Variation av gasförbrukning mellan 0-10 kWh/kg GAK

I känslighetsanalyserna av klimatpåverkan kan det ses att en varierad emissionsfaktor och en varierad elförbrukning för gas har den största påverkan på det samlade CO₂-avtrycket. Det har därför lagts vikt på dessa analyser i det här avsnittet av rapporten. Resultaten av känslighetsanalysen vid varierade emissionsfaktorer för el- och gasförbrukning kan ses i bilaga 10.

Känslighetsanalysen för en varierad emissionsfaktor för el bidrar inte till någon stor påverkan på det totala CO₂-fotavtrycket, eftersom emissionsfaktorn inte är betydande för den använda elförbrukningen. En emissionsfaktor på 1000 g CO₂/kWh (maximal emissionsfaktor i känslighetsanalysen) är till och med satt högt, då den senaste inventeringen från Profus' Klimatbokslut visar högsta emissionsfaktorn för nordeuropeiska effekt-el på ca. 800 g CO₂/kWh i 2005 (Profu, 2021). Den applicerade emissionsfaktorn för el i undersökningen är 520 g CO₂/kWh (Profu, 2022). Detsamma gäller känslighetsanalysen för en varierad gasförbrukning, där variationen i gasförbrukningen inte är betydande för det totala CO₂-fotavtrycket vid den emissionsfaktorn som används för biogas. En gasförbrukning på 10 kWh/kg GAK (maximal gasförbrukning i analysen) är till och med högt satt jämfört med angivna värden från leverantörer och från litteraturen. Gasförbrukningen till utgångspunkt för undersökningen är 4,3 kWh/kg GAK.

8.4.1.1 Variation av emissionsfaktor för gas

Figur 21 visar resultatet från känslighetsanalysen för klimatpåverkan vid varierande emissionsfaktor för gas för Scenario 2 och Scenario 3 jämfört med Scenario 1. I figuren illustreras det specifika CO₂-avtrycket (kg CO₂-e/kg GAK) vid extern reaktivering i Scenario 1 (grön kurva), det beräknade specifika CO₂-avtrycket för reaktivering på Nya Sjölanda och regional anläggning i Sverige i Scenario 2 och 3 för de applicerade emissionsfaktorerna för gas (kryss) samt känslighetsanalysen för Scenario 2 och 3 för de varierade emissionsfaktorerna (orange/blå kurvor), där alla andre faktorer hålles konstanta.



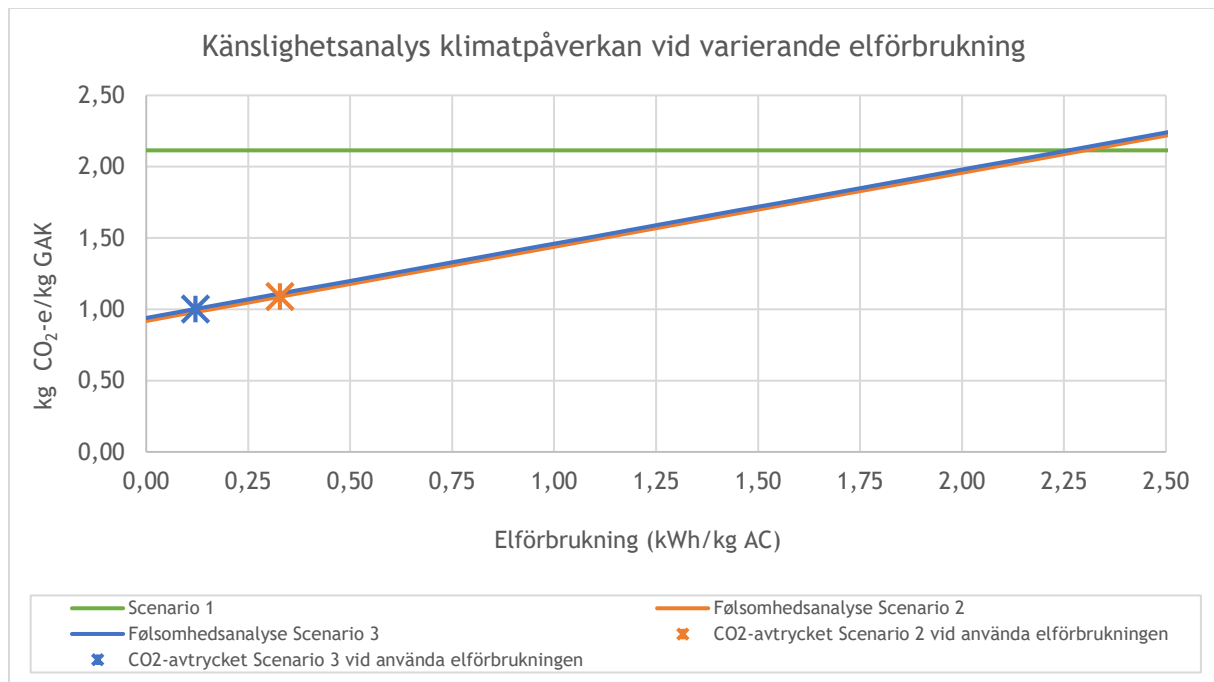
Figur 21: Känslighetsanalys för klimatpåverkan vid varierande emissionsfaktor för gas för Scenario 2 och Scenario 3 jämfört med Scenario 1 (kryss markerat CO₂-avtrycket vid den använda emissionsfaktorn).

Vid reaktivering av GAK i Scenario 2 och Scenario 3 har ännu ett scenario övervägts där biogas används istället för naturgas. I beräkningarna av utsläpp från gasförbrukning har en emissionsfaktor på 51 g CO₂/kWh använts, beräknad utifrån ett genomsnittligt biogasursprung (Gode et al., 2011). Data som hämtades in för emissionsfaktorer för Scenario 1 baseras på användningen av fossil naturgas. Känslighetsanalysen visar att vid en fördubbling av emissionsfaktorn för gas så ökas det totala CO₂-avtrycket med cirka 20% för Scenario 2 och 3.

Känslighetsanalysen visar dessutom att vid en emissionsfaktor på ca. 300 g CO₂/kWh så är det totala CO₂-avtrycket vid reaktivering i Sverige i Scenario 2 och Scenario 3 i nivå med CO₂-avtrycket för extern reaktivering i Scenario 1. Som jämförelse är emissionsfaktorn för naturgas inklusive uppströmsutsläpp på 248 g CO₂/kWh. Det förväntas därför inte att emissionsfaktorn för gas kommer överstiga de 300 g CO₂-e/kWh, som orsakar ett liknande CO₂-avtryck för reaktivering vid egen eller regional anläggning i Sverige som vid en extern anläggning utanför Sverige.

8.4.1.2 Variationer av elförbrukning

I Figur 22 visas resultatet av känslighetsanalysen för klimatpåverkan vid varierande elförbrukning för Scenario 2 och Scenario 3 jämfört med Scenario 1. I figuren illustreras det specifika CO₂-avtrycket (kg CO₂-e/kg GAK) vid extern reaktivering i Scenario 1 (grön kurva), det beräknade specifika CO₂-avtrycket för reaktivering på Nya Sjölanda och regional anläggning i Sverige i Scenario 2 och 3 för de applicerade elförbrukningarna (kryss) samt känslighetsanalysen för Scenario 2 och 3 vid varierad elförbrukning (orange/blå kurvor), där alla andra faktorer hålls konstanta.



Figur 22: Känslighetsanalys för klimatpåverkan vid varierande elförbrukning för Scenario 2 och Scenario 3 jämfört med Scenario 1 (kruss markerat CO₂-avtrycket vid den använda elförbrukningen).

De elförbrukningar som det har utgått från i Scenario 2 och Scenario 3, på 0,33 respektive 0,12 kWh/kg GAK, är baserade på John Cockerills upplysningar för reaktiveringsugnen.

Känslighetsanalysen visar att vid en fördubbling av elförbrukningen så ökas det totala CO₂-avtrycket med 16% respektive 6% för Scenario 2 respektive Scenario 3.

Känslighetsanalysen visar även att vid en elförbrukning på ca. 2,25 kWh/kg GAK är det totala CO₂-fotavtrycket vid reaktivering i Sverige i Scenario 2 och Scenario 3 på nivå med CO₂-fotavtrycket för extern reaktivering i Scenario 1.

Enligt Jacobis angivna elförbrukning varierar elförbrukningen inom intervallet 0,18-2,2 kWh/kg GAK vid olika reaktiveringar. John Cockerills information om elförbrukningen vid reaktivering gäller endast reaktiveringsugnen och innehåller inte förbrukning till rökgasrening, pumpar mm. och kan därför förväntas bli högre. En elförbrukning på 2,2 kWh/kg GAK, vilket är det maximala värdet från Jacobi, är dock mycket högre än vad som annars setts hos leverantörer och i litteraturen. Det är därför mycket osannolikt att elförbrukningen kommer överstiga 2,25 kWh/kg GAK, vilket orsakar ett liknande CO₂-fotavtryck för reaktivering vid egen eller regional anläggning i Sverige som vid en extern anläggning utanför Sverige.

Både känslighetsanalysen för varierande emissionsfaktor och elförbrukning för gas visar ett stort hopp innan variationen kommer påverka så att CO₂-fotavtrycket för Scenario 2 och Scenario 3 blir högre än för Scenario 1. Om det visar sig att både energiförbrukningen och utsläppen från energiförbrukningen är högre vid en egen eller regional reaktiveringsanläggning än de använda värden från John Cockerill, förväntas det totala CO₂-fotavtrycket inte bli högre än vid reaktivering i en extern anläggning.

8.4.2 Ekonomi

De årliga kostnaderna för reaktivering i egen eller regional anläggning i Sverige påverkas framför allt av gasförbrukning och priser samt årliga avskrivningar och räntekostnader. Samtidigt finns en stor variation i inhämtade data för energiförbrukning för reaktivering. Energifpriserna är också mycket instabila i dagsläget och därmed svårdefinierade för ett framtidsscenario där en eventuell reaktiveringsanläggning ska etableras. Det har därför gjorts en känslighetsanalys av variationer i energiförbrukning och priser, även för el. Eftersom det finns en variation i de inhämtade budgetpriserna och viss osäkerhet kring övriga uppskattade investeringspriser, där man idag ser stora fluktuationer, har det i känslighetsanalysen även valts att titta på en varierad total investeringskostnad, vilket påverkar årliga avskrivningar och räntekostnader.

En känslighetsanalys har utförts på följande scenarier:

- Variation av CAPEX mellan 0-500 miljoner SEK (inverkan på årliga avskrivningar och räntekostnader)
- Variation av gaspris mellan 0-5 SEK/kWh
- Variation av elpris mellan 0-7 SEK/ kWh
- Variation av gasförbrukning mellan 0-10 kWh/kg GAK
- Variation av elförbrukning mellan 0-2,5 kWh/kg GAK

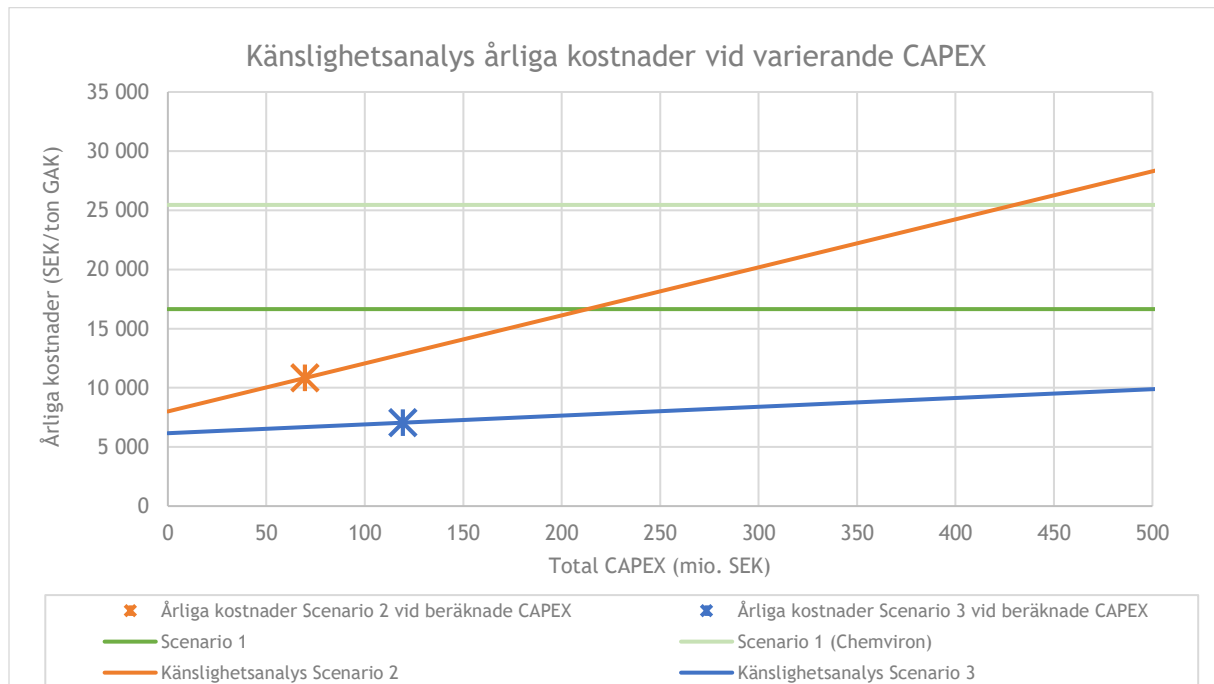
Känslighetsanalysen av ekonomin för reaktivering av GAK visar att en variation av de årliga avskrivningar och räntekostnader för Scenario 2 samt gaspriset har största påverkan på de totala årliga kostnaderna. Det har därför lagts vikt på dessa analyser i detta avsnitt. Resultaten av analysen ses i Figur 23 och Figur 24. Resultaten av känslighetsanalysen vid varierande gasförbrukning, elförbrukning och elpris kan ses i bilaga 10.

Känslighetsanalysen för varierande elförbrukning och elpris för både Scenario 2 och Scenario 3 bidrar inte till någon större påverkan på de totala årliga kostnaderna, vilket beror på att årliga kostnaderna för el generellt sett endast utgör en liten del av de totala årliga kostnaderna (se kapitel 8.3.3). En varierande gasförbrukning vid tillämpat gaspris på 0,75 kr/kWh innebär inte heller att scenarierna för en egen eller regional anläggning i Sverige överstiger de årliga kostnaderna vid en extern reaktiveringsanläggning. De årliga kostnaderna för Scenario 2 vid en gasförbrukning på 10 kWh/kg GAK ses dock nästan motsvara de årliga kostnaderna för Scenario 1. En gasförbrukning på 10 kWh/kg GAK är dock högt satt jämfört med angivna värden från leverantörer och i litteraturen.

8.4.2.1 Variation av CAPEX

Figur 23 visar resultatet av känslighetsanalysen för årliga kostnader vid varierande totala investeringskostnader (CAPEX) för Scenario 2 och Scenario 3 jämfört med Scenario 1. I figuren illustreras de specifika kostnaderna (SEK/ton GAK) vid extern reaktivering i Scenario 1 vid det reaktiveringspris som ges av Jacobi (2022) (grön kurva), de beräknade specifika årliga kostnaderna för reaktivering på Nya Sjölanda och regional anläggning i Sverige i Scenario 2 och 3 för den estimerade CAPEX (kryss) samt känslighetsanalysen för Scenario 2 och 3 vid varierat CAPEX mellan 0–500 miljoner SEK (orange/blå kurvor), där alla andra faktorer hålls konstanta. Den estimerade CAPEX för Scenario 2 och 3 är beräknat till ca. 70 respektive 120 miljoner SEK. Det råder stor osäkerhet och fluktuationer i priserna idag och CAPEX-spannet som har undersökts i känslighetsanalysen har inte valts utifrån en bedömning av sannolikheten att parametern kommer att variera så mycket, utan snarare för att ge ett stort spann för att visa de grova dragen av påverkan av olika parametrar. De

årliga kostnaderna vid extern reaktivering som erhållits av Chemviron är också illustrerade i figuren (ljusgrön kurva).



Figur 23: Känslighetsanalys för årliga kostnader vid varierande CAPEX för Scenario 2 och Scenario 3 jämfört med Scenario 1 (kryss markerat årliga kostnader vid den beräknade CAPEX).

Känslighetsanalysen visar att vid en fördubbling av total CAPEX, vilket motsvarar en fördubbling av de årliga avskrivningarna och räntekostnader, så ökas de totala årliga kostnaderna med 30% respektive 13% för Scenario 2 respektive Scenario 3. Variationen i CAPEX har alltså stor betydelse för de årliga kostnaderna, särskilt för Scenario 2 på grund av de högre totala investeringskostnaderna per ton mättad GAK till behandling. Detta överensstämmer med det faktum att mindre anläggningar i regel är mindre ekonomiskt hållbara i förhållande till anläggningsinvesteringen.

För Scenario 3 kan man se att de årliga kostnaderna för reaktivering i en regional anläggning i Sverige inte är i nivå med de årliga kostnaderna för reaktivering i en extern anläggning (Scenario 1), även vid fyrubbling av de totala investeringskostnaderna.

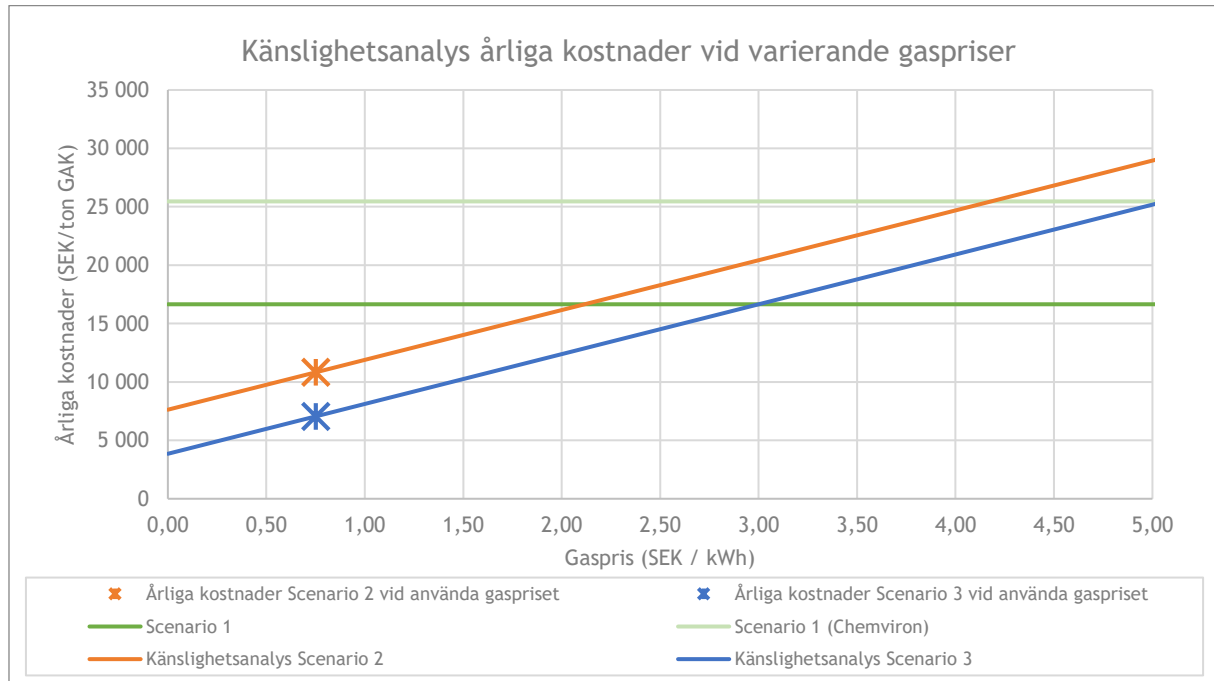
I Scenario 2, där variationen av de totala investeringskostnaderna har större inverkan på de årliga kostnaderna, ser man att genom att fördubbla investeringskostnaderna blir de årliga kostnaderna för reaktivering i en egen anläggning på Nya Sjölunda nästan i nivå med årliga kostnaderna för extern reaktivering vid den använda reaktiveringsprisen från Jacobi (2022).

Om känslighetsanalysen jämförs med reaktiveringspriser för externa anläggningar i enlighet med upplysningar från Chemviron så ligger Chemvions reaktiveringspris mycket högre än övriga upplysta priser för extern reaktivering. I stort sätt först vid en femdubbling av CAPEX i Scenario 2 så kommer det externa reaktiveringspriset vid Chemviron att vara mer fördelaktigt.

8.4.2.2 Variation av gaspris

Känslighetsanalysen för årliga kostnader vid varierande gaspriser för Scenario 2 och Scenario 3 jämfört med Scenario 1 redovisas i Figur 24. I figuren illustreras de specifika årliga kostnaderna

(SEK/ton GAK) vid extern reaktivering i Scenario 1 (grön kurva), de beräknade specifika årliga kostnaderna för reaktivering på Nya Sjölund och regional anläggning i Sverige i Scenario 2 och 3 för det applicerade gaspriset (kryss) samt känslighetsanalysen för Scenario 2 och 3 för ett varierat gaspris (orange/blå kurvor), där alla andre faktorer hålls konstanta. De årliga kostnader vid extern reaktivering som upplyst av Chemviron illustreras också i figuren.



Figur 24: Känslighetsanalysen för årliga kostnader vid varierande gaspriser för Scenario 2 och Scenario 3 jämfört med Scenario 1 (kryss markerat årliga kostnader vid det använda gaspriset).

I beräkningen av de årliga kostnaderna för reaktivering på Nya Sjölund eller regional anläggning i Sverige i Scenario 2 och 3 har det tagits utgångspunkt i ett gaspris på 0,75 SEK/kWh vilket baserar sig på medelvärden av gaspriser för 2021, inhämtade från den svenska statistikmyndigheten (Statistikmyndigheten SCB, 2022a och 2022b). Känslighetsanalysen visar att vid en femdubbling av gaspriset så ökas de totala de årliga kostnaderna med 27% respektive 45% för Scenario 2 och 3. Variationerna i gaspriset visar därför att de har stor inverkan på de totala de årliga kostnaderna för både Scenario 2 och Scenario 3.

Känslighetsanalysen vid varierande gaspriser har visat att vid gaspriser på 1,8 SEK/kWh och 3,0 SEK/kWh för Scenario 2 respektive Scenario 3 kommer de årliga kostnaderna för reaktivering i egen eller regional anläggning i Sverige vara på samma nivå som årliga kostnaderna för att transportera den mättat GAK för reaktivering i en extern anläggning.

Jämförs känslighetsanalysen med reaktiveringspriser på extern anläggning som upplyst av Chemviron så vill denna pris vara mer fördelaktig än den estimerade ekonomi för Scenario 2 vid nästan en femdubbling av gaspriset till cirka 4 SEK/kWh. För Scenario 3 ska gaspriset nå upp på 5 SEK/kWh innan reaktivering med Chemvicons pris är mer fördelaktigt.

För närvarande är gaspriserna mycket ostabila och svåra att definiera för ett framtidsscenario. En höjning av gaspriset till 1,8 SEK/kWh (motsvarande 140 %) förväntas inte vara ett realistiskt scenario, vilket kommer att minska nyttan av att reaktivera GAK i en egen anläggning på Nya

Sjölund. Det bör dock noteras att med en ökning av energipriserna i Sverige förväntas även energipriserna generellt i Europa påverkas.

8.5 Övriga frågor

Analysen i denna studie har endast fokuserat på klimatpåverkan och ekonomi. Båda delarna har visat sig vara fördelaktiga vid etablering av en reaktiveringsanläggning i Sverige. Det är dock viktigt att ta hänsyn även till andra faktorer när det slutliga beslutet tas. Det blir en väldigt stor skillnad i att låta en extern aktör sköta allt relaterat till reaktivering av GAK (Scenario 1) jämfört med att själv driva och underhålla en reaktiveringsanläggning (Scenario 2 och Scenario 3). Det kommer att finnas ett stort antal fördelar, men också ett antal nackdelar, som måste tas hänsyn till i den samlade bedömningen.

En positiv aspekt är att en helt ny teknik skulle etableras i Sverige, vilket skulle kunna attrahera andra kunder (Scenario 3) samt skapa lokala gröna arbetsplatser. Å andra sidan kommer etableringen att innebära en risk, dels i förhållande till driften av anläggningen, men också i förhållande till att man kommer bli fast med en specifik teknik under en lång period. Den flexibilitet som erhålls med extern reaktivering av kol tappas därmed.

8.6 Framtida potentialer

Utöver de scenarier med termisk reaktivering av fossilt aktivt kol som lyfts fram i denna rapport, finns det ett antal andra scenarier som är värda att undersöka närmare. Dessa granskas på en översiktlig nivå i detta kapitel och övervägs i nuläget som framtida potentialer.

- 1) Kemisk reaktivering av GAK på egen anläggning
- 2) Användning av andra typer av icke-jungfrulig kol i GAK-filter (t.ex. kokosskal och träkol)
- 3) Produktion av eget aktivt kol från pyrolys av avloppsslam

8.6.1 Kemisk reaktivering av GAK

Kemisk reaktivering av GAK har undersökts i flera studier i laboratorie- och pilotskala, men tekniken är inte tillräckligt mogen för att bli en kommersiell lösning med det syfte som utreds i denna rapport. Tekniken har dock stor potential och kan eventuellt bli aktuell inom en snar framtid (Mishra, 2021). Potentialen föreligger både vad gäller klimatmässig och ekonomisk prestation, som dock så här långt endast är dokumenterat i laboratorie- eller pilotskalaförsök.

I den kemiska reaktiveringsprocessen tillsätts organiska och oorganiska lösningsmedel (syror/baser) till det mättade GAK för att lösa upp de adsorberade ämnena och därmed återställs det aktiva kolet. Ämnenas löslighet beror på deras affinitet för reagenserna. Effektiviteten av kemisk reaktivering beror därför på adsorbenternas reaktivitet med reagenserna, deras löslighet och typen av kontaminering i GAK. Metoden är därför målriktad till avskiljning av specifika adsorbenter i den mättade GAK och är inte effektiv på en heterogen blandning av adsorbenter, vilket ofta påträffas i avloppsvatten. Den kemiska processen är fördelaktig på grund av att det inte sker några CO₂-utsläpp från processen, men efter avlägsnande av de adsorberade ämnena i kolet måste reagenset behandlas (Mishra, 2021).

8.6.2 Icke-fossilt kol i GAK-filter

Det finns stor potential i att minska klimatpåverkan från GAK i framtiden, eftersom fler alternativa icke-fossila material för adsorption av mikroföroreningar redan finns på marknaden eller är under

utveckling. Bland annat används aktivt kol från kokosnötskal, speciellt inom vattenrening. Genom att använda aktivt kol baserat på kokosnötskal kan klimatpåverkan från aktivt kol minskas med upp emot 75 % (Jacobi, n.d), detta vid reaktivering av de mättade kokosnötskalen. Skillnaden mellan fossilt kol och kokosnötskal är i första hand fördelningen av porstorlekar i kolet, där kokosnötskal är huvudsakligen mikroporös medan fossilt kol är mer mesoporöst. Vid rening av avloppsvatten med större partiklar eller hög halt COD blir kokoskolet mindre effektivt på grund av snabbare igensättning av porerna (Jacobi, 2022). På det lilla reningsverket Degeberga ARV finns 2 parallella GAK-filter, ett filter med stenkol och ett med kokosnötskal. Bägge alternativen har fungerat väl under de drygt två år som anläggningen har varit i drift. Resultaten visar att reduktionen generellt är något högre i filtret med stenkol.

8.6.3 Produktion av aktivt kol från slam

Ytterligare en alternativ produkt till fossilt aktivt kol är aktivt kol producerat genom pyrolys av avloppsslam. För närvarande undersöker flera danska företag själva pyrolystekniken för produktion av biokol (biochar) från slam. Denna teknik är fortfarande i ett tidigt utvecklingsstadium. Flera danska leverantörer har undersökt eller undersöker nu om denna biokol kan aktiveras och därmed användas istället för fossilt aktivt kol för att minska mikroföroreningar i avloppsvattnet. Det finns fortfarande mycket lite kunskap om adsorptionseffektiviteten av mikroföroreningar för reaktiverat aktivt biokol från pyrolyserat avloppsslam.

8.6.4 Användning av egenproducerad biogas

Reaktiveringsanläggningen i Sverige förväntas använda biogas, vilken har ett lägre CO₂-fotavtryck än användningen av fossil naturgas. Biogasen kommer antingen att levereras från Nya Sjölundas egen produktion eller genom att köpa certifikat på grön bionaturgas från nätet.

Vid användning av biogas producerad från avloppsslam är emissionsfaktorn för produktion och distribution lägre än den i denna studie använda emissionsfaktorn beräknad på ett genomsnittligt biogasursprung. Enligt Gode et al. (2011) ligger emissionsfaktorn för biogas producerad från avloppsslam på 11 g CO₂/kWh. Att använda biogas från Nya Sjölundas egen produktion kommer därmed minska den totala klimatpåverkan från reaktivering. På samma sätt skulle de årliga kostnaderna kunna reduceras med kostanden för gas.

Produktionen av biogas på Nya Sjölanda i principförslaget med MBR-koncept (inklusive Källby reningsverk) har beräknat till 4,4 miljoner Nm³ per år. Detta motsvarar ca. 44 000 MWh. Det finns ett behov av 4 700 och 26 000 MWh vid Scenario 2 respektive Scenario 3. Användning av egenproducerad biogas är dock mest relevant i Scenario 2 med placeringen av reaktiveringsanläggningen vid Nya Sjölanda. Relevansen i Scenario 3 kommer att bero på vald lokalisering av den regionala anläggningen.

9 Slutsatser

9.1 Bromatbildning vid ozonering

Projektet har visat att det är möjligt att ozonera avloppsvattnet vid Sjölanda ARV utan risk för skadlig miljöpåverkan i recipienten. Genom kompletterande ekotoxikologiska tester har säkerhetsfaktorerna för bromat och citalopram kunnat minskas avsevärt och PNEC-värdena justerats till 0,11 mg/l för bromat och 7,5 ng/l för citalopram. Utifrån PNEC-värdet för bromat har även tagits fram olika acceptabla bromatkoncentrationer i utgående vatten vid olika spädningsscenarioer. Dessa visar att en bromatkoncentration på maximalt 11 mg/l i utgående vatten inte medför betydande miljörisk i recipienten vid en spädning på 100 gånger.

Det har inom projektet gjorts dosresponsförsök för ozonering av avloppsvatten och tagits fram ett samband mellan bromatbildning och ozondos. Med hjälp av denna kan maximal dosering i ozoneringen uppskattas för olika ingående bromidkoncentrationer i vattnet och på så sätt kopplas till den maximalt accepterade bromatkoncentrationen i utgående avloppsvatten. För Sjölanda ARV krävs en reduktion på minst 80% av oxazepam medan övriga läkemedelsrester vid en reningseffekt som är större än 60 % inte bör medföra någon betydande risk för skador på miljön. Ozoneringsförsöken visar att en riskkvot på under 1 uppnås vid en spädning på 100 gånger vid en ozondos på minst 0,4 mg O₃/mg DOC för att uppnå dessa reduktioner. Denna ozondos motsvarar en bromatbildning på långt under 0,1 mg bromat / mg bromid, vilket motsvarar en maximal bromatkoncentration i utgående vatten för de bromidhalter som har uppmätts på Sjölanda ARV på maximalt 0,34 mg bromat/l. Denna koncentration medför ingen betydande miljörisk i recipienten vid en spädning på 100 gånger och det finns god marginal även för lägre spädningar eller högre inkommande bromidkoncentrationer.

Detta medför att ozonering är en lämplig teknik för reduktion av avloppsvattnet på Sjölanda ARV och att de höga bromidkoncentrationerna i det inkommande avloppsvattnet inte medför något hinder för val av denna teknik. Denna studie har visat kopplingen mellan miljörisker av bromat i recipienten och effektiviteten av ozonering av avloppsvattnet på en övergripande nivå. Resultaten är framtagna för Sjölanda ARV men har presenterats på ett sätt som möjliggör att de kan appliceras även på andra avloppsreningsverk med andra förutsättningar. Det är även viktigt att komma ihåg att processen kan optimeras ytterligare, t.ex. genom en smart styrstrategi av ozondoseringen för att maximera reduktionen av mikroföroreningar och samtidigt minimera bromatbildningen. Denna optimering har inte gjorts inom ramen för denna studie.

9.2 Regenerering av aktivt kol

Det övergripande syftet med denna studie var att undersöka den klimatmässiga och ekonomiska prestandan för reaktivering av GAK vid en befintlig extern reaktiveringsanläggning, vid en nyetablerad anläggning på Sjölanda ARV respektive vid en regional svensk anläggning.

För scenarierna med etablering av en ny reaktiveringsanläggning i Sverige har det valts att undersöka den termiska reaktiveringsprocessen med hjälp av en flervåningsugn på grund av teknikens mognad och robusthet. Termisk reaktivering är för närvarande den enda tekniken som är implementerad i full skala och används på flera stora reaktiveringsanläggningar idag.

Klimatpåverkan från en separat regional anläggning har beräknats utifrån utsläpp kopplad till energiförbrukning, tillsats av ny GAK (förlusten under reaktiveringsprocessen) och transport av

mättat GAK (för en regional anläggning). Klimatpåverkan från reaktivering på en extern anläggning har beräknats utifrån angivna emissionsfaktorer för reaktiveringsprocessen från leverantörer.

Den uppskattade klimatpåverkan för att reaktivera det mättade GAK i en extern anläggning är dubbelt så hög som vid reaktivering i en egen eller regional anläggning i Sverige. Det största bidraget till klimatpåverkan från reaktiveringsprocessen är tillsatsen av jungfruligt GAK för att kompensera kolförlusten under reaktiveringen, vilket förväntas vara liknande för de tre scenarierna. Energiförbrukningen bidrar också till en stor del av det totala CO₂-fotavtrycket. Bidraget från transport av GAK visade sig inte ha stor påverkan på det totala CO₂-fotavtrycket.

Metodvalet vid beräkning av CO₂-avtryck har stor betydelse för resultatet av klimatpåverkan i förhållande till vilka emissioner som medräknas och vilka emissionsfaktorer som används. Detta har också inflytande på jämförelsen mellan det beräknade CO₂-avtrycket från reaktivering i Sverige och det upplysta CO₂-avtrycket vid reaktivering på en extern anläggning. Därför har det gjorts en känslighetsanalys som syftar till att undersöka konsekvenserna av det beräknade CO₂-avtrycket vid reaktivering i Sverige vid ändringar av förutsättningarna. Känslighetsanalysen visar att beräkningarna av klimatpåverkan huvudsakligen påverkas av varierande emissionsfaktor för gas, detta på grund av den höga gasförbrukningen, samt varierande elförbrukning, eftersom variationerna i det inhämtade dataunderlaget är stora. Baserat på känslighetsanalysen förväntas inte att det totala CO₂-fotavtrycket blir högre vid lokal reaktivering än vid reaktivering i en extern anläggning, även om den faktiska energiförbrukningen och utsläppen från denna visar sig vara högre än vad som antagits vid beräkningarna.

En uppskattning av de årliga kostnaderna för respektive scenario har visat på en stor ekonomisk besparing genom reaktivering i egen eller regional anläggning i Sverige jämfört med att transportera det mättade GAK för reaktivering i en extern anläggning. De årliga kostnaderna för reaktivering i en egen anläggning på Nya Sjölund är ca. 30 % lägre än vid extern reaktivering, och vid reaktivering i en regional anläggning halveras de årliga kostnaderna.

Känslighetsanalysen på årliga kostnader visar en stor påverkan vid varierande årliga avskrivningar och räntekostnader samt gaspriserna. I scenariot med en reaktiveringsanläggning på Nya Sjölund blir de årliga kostnaderna högre än för extern reaktivering om investeringskostnaderna fördubblas. På samma sätt har det setts att vid en betydande ökning av gaspriserna, kommer reaktivering vid egen eller regional anläggning bli mindre ekonomiskt fördelaktig i förhållande till extern reaktivering.

Studien indikerar att det finns både klimatmässiga och ekonomiska besparingar med etablering av en reaktiveringsanläggning på Sjölund ARV eller en regional svensk anläggning jämfört med att transportera det mättade GAK för reaktivering i en extern anläggning. Resultaten är dock starkt beroende av de olika variablerna i studien och besparingarna kan minskas i verkligheten. Det förväntas finnas stordriftsfördelar med att etablera en regional anläggning, vilket understryks av studiens ekonomiska analys.

Utöver de klimatmässiga och ekonomiska besparingarna är det nödvändigt att överväga andra faktorer innan ett slutgiltigt val görs. Detta för att en helt ny risk införs vid etablering av en egen anläggning som ska drivas och underhållas. Dessutom kommer man binda sig vid en specifik teknik under ett antal år och tappar därmed bort den flexibilitet som följer med att använda ett externt reaktiveringsystem.

10 Referenser

Baresel et al. (2017). Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk. Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. IVL Svenska Miljöinstitutet.

Büeler, A., Wunderlin, P., Müller, E. A. (2018). Energieeffizienz in Anlagen zur MV-elimination. Aqua & Gas No. 11 2018.

Crecelius E A (1979). Measurements of oxidants in ozonated sea water and some biological reactions. J. Fisheries Res. Board Canada 36:1006–1008.

DHI (2020a). Risikovurdering af API og bromat i spildevand fra Kalundborg Renseanlæg. Rapportnummer 11825032. Utarbetad för Kalundborg Forsyning A/S.

DHI (2020b). Økotoksikologiske test af bromat for Kalundborg Forsyning for kronisk toksiske effekter hos den marine vandloppe *Acartia tonsa* Prøvningsrapport nr. BWL/194.

DHI (2021). Recipientutredning Lommabukten, underlag inför ansökan om nytt miljötillstånd för Sjölundas avloppsreningsverk. Resultat för påverkan från två alternativa punkter, P6B och P6C. På uppdrag av WSP Sverige AB 2021. Uppdragsnummer 12804087.

ECB (2003). European Chemicals Bureau. Technical guidance document on Risk assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. EUR 20418 EN/2.

ECHA (2008). Guidance on information requirements and chemical safety assessment Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment. May 2008. Guidance for the implementation of REACH. European Chemicals Agency 2008.

EnviDan (2021). Tekniskt ramverk – fas 2, Förstudie Nya Sjölanda.

EnviDan och VA SYD 2021. Utvärdering av kvartära tekniker. BAT-analys Fas 2. Januari 2021. Rapport upprättad under projektet Nya Sjölanda.

Environment Canada Health Canada (2010): Screening Assessment for the Challenge Bromic acid, potassium salt (Potassium bromate). Chemical Abstracts Service Registry Number 7758-01-2.

EPA (2002). Method 1008.0: Sea Urchin, *Arbacia punctulata*, Fertilization Test; Chronic Toxicity. Excerpt from: Short-term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Marine and Estuarine Organisms. 3rd edition (2002). EP-821-R-02-014.

Ernst and Tumlin (2020). D1909 Läkemedelsrening Förstudie av alternativ för läkemedelsrening på Ryaverket. Gryaab.

EU. (2020). Kommissionen genomförande beslut (EU) 2020/1161 om upprättande av en bevakningslista över ämnen för unionsomfattande övervakning inom vattenpolitikens område i enlighet med Europaparlamentet och rådets direktiv 2008/105/EG. Europeiska unionens officiella tidning.

- Falås, P., Juárez, R., Dell, L., Fransson, S., Karlsson, S., & Cimbritz, M. (2022). Microbial bromate reduction following ozonation of bromide-rich wastewater in coastal areas. *Science of the Total Environment*, s. 156694.
- Fisher D, Yonkos L, Ziegler G, Friedel E, Burton D (2014): Acute and chronic toxicity of selected disinfection byproducts to *Daphnia magna*, *Cyprinodon variegatus*, and *Isochrysis galbana*. *Water Research*, Volume 55: 233–244. doi:10.1016/j.watres.2014.01.056
- Gode et al. (2011). Miljöfaktaboken 2011. Uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter. Värmeforsk Service AB.
- Gryaab (2020). Utredning Kolreaktiveringensanläggning. Rapport. Uppdragsnummer 13011896. Gryaab / Sweco.
- Hankin Environmental Systems (2022). Personlig kommunikation med Hankin Environmental Systems.
- Hutchinson, T.H., Hutchings, M.J. and K.W. Moore. (1997). A review of the Effects of Bromate on Aquatic Organisma and Toxicity of Bromate to Oyster (*Crassostrea gigas*) Embryos. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 38, 238-243.
- ISO (2015). Water quality — Determination of the toxicity of water samples on the embryo-larval development of Japanese oyster (*Crassostrea gigas*) and mussel (*Mytilus edulis* or *Mytilus galloprovincialis*). ISO 17244. Forst edition 2015-09-15.
- Jacobi (2022). Personlig kommunikation med Jacobi.
- John Cockerill (2022). Personlig kommunikation med John Cockerill.
- Jonstrup, M., Höglind, L., Cimbritz, M., Svahn, O. och Björklund, E. (2020). Avancerad rening vid Sjölunga ARV – förstudie
- Miljøstyrelsen (1998). Miljøprojekt nr. 391 1998. Vandrensning ved hjælp af aktiv kulfiltrere. Tillgänglig via (åtkomst d. 30. Maj 2022): <https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/1998/87-7909-126-1/html/helepubl.htm>
- Mishra, C. (2021). On-site Regeneration of Granular Activated Carbon - A literature study, comparison and assessment of different regeneration methods to find potential on-site regeneration method in Sweden. Degree project in Environmental Engineering. KTH Royal Institute of Technology School of Agriculture and the Built Environment.
- Moermond C T A, Kase R, Korkaric M, Agerstrand M. (submitted 2015 to ET&C): CRED - Criteria for Reporting and Evaluating ecotoxicity Data.
- OECD (1998). Fish, Short-term Toxicity Test on Embryo and Sac-fry Stages. OECD Guideline for Testing of Chemicals. Adopted 21st September 1998.
- Oekotoxentrum centre ecotox (2015). Environmental Quality Standard (EQS) – Vorschlag des Oekotoxzentrums für: Bromat. Dossier.
- Profu AB (2021). Klimatbokslut 2020.
- Profu AB (2022). Klimatbokslut 2021.

Richardson L B, Burton D T, and Rhoderick J C (1981): Toxicity of bromate to striped bass ichthyoplankton (*Morone saxatilis*) and juvenile spot (*Leiostomus xanthurus*). *J. Toxicol. Environ. Health* 8: 687–695.

Sehlén R, Malmborg J, Baresel C, Ek M, Magnér J, Allard A-S, Yang J. (2015). Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten. IVL rapport B2218. 60 s.

Soltermann, F., Abegglen, C., Götz, C., & von Gunten, U. (2016). Bromide Sources and Loads in Swiss Surface Waters and Their Relevance for Bromate Formation during Wastewater Ozonation. *Environmental Science & Technology*, ss. 9825-9834.

Soluval Santiago (2015). Study to support the derivation of Environmental Quality Standard for BROMATE Ecotoxicity of sodium bromate on reproduction of *Ceriodaphnia dubia* and on other freshwater organisms. Report prepared for AWEL and Swiss Centre for Applied Ecotoxicology to derive a Proposal of Environmental Quality Standard for Bromate. August 2015.

Statistikmyndigheten SCB (2022a). Gaspriser och gasavtal. Tillgänglig via (åtkomst 30 maj 2022): <https://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/energi/prisutvecklingen-inom-energiomradet/gaspriser-och-gasavtal/>

Statistikmyndigheten SCB (2022b). Elpriser och elavtal. Tillgänglig via (åtkomst 30 maj 2022): <https://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/energi/prisutvecklingen-inom-energiomradet/elpriser-och-elavtal/>

Svahn, O., och Björklund, E. (2016). Increased electrospray ionization intensities and expanded chromatographic possibilities for emerging contaminants using mobile phases of different pH. *Journal of Chromatography B: Analytical Technologies in the Biomedical and Life Sciences*, 1033–1034 (December 2007), 128–137

Svahn, O., och Björklund, E. (2017). Läkemedelsutsläpp från Skånska avloppsreningsverk 2017: ett utvecklings- och samarbetsprojekt på Högskolan Kristianstad i samarbete med Region Skåne och 6 skånska reningsverksaktörer. Högskolan Kristianstad.

Svahn, O., & Björklund, E. (2019). High Flow-Rate Sample Loading in Large Volume Whole Water Organic Trace Analysis Using Positive Pressure and Finely Ground Sand as a SPE-Column In-Line Filter. *Molecules*, 24(7), 1426.

Svensk Vatten (2021). Beräkningsverktyg Klimatpaverkan, ver. 4.

Teixidó, E., Piqué, P., Gonzalez-Linares, J., Llobet, J.M. and J. Gómez-Catalán (2015). Developmental effects and genotoxicity of 10 water disinfection by-products in zebrafish. *J. Water Health* 13(1):54-66.

Vilén (2021). Master's Programme in Water and Environmental Engineering. Environmental impact of activated carbon production from various raw materials. Aalto University.

Wang ZW, Liu DW, Zhang WJ, Cui FY (2016). Acute Toxic Effects of Bromate on Aquatic Organisms. *Huan Jing Ke Xue* 37 (2), 756-64. Abstract: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27363170>

Water Quality Association (2013). Granular Activated Carbon (GAC) Fact Sheet

WHO. (2005). Bromate in drinking-water - background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. Report WHO/SDE/WSH/05.08/78.

Ågerstrand, M. (2019). Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances, ACES report 36. Stockholm: Department of Environmental Science (ACES), Stockholm University.

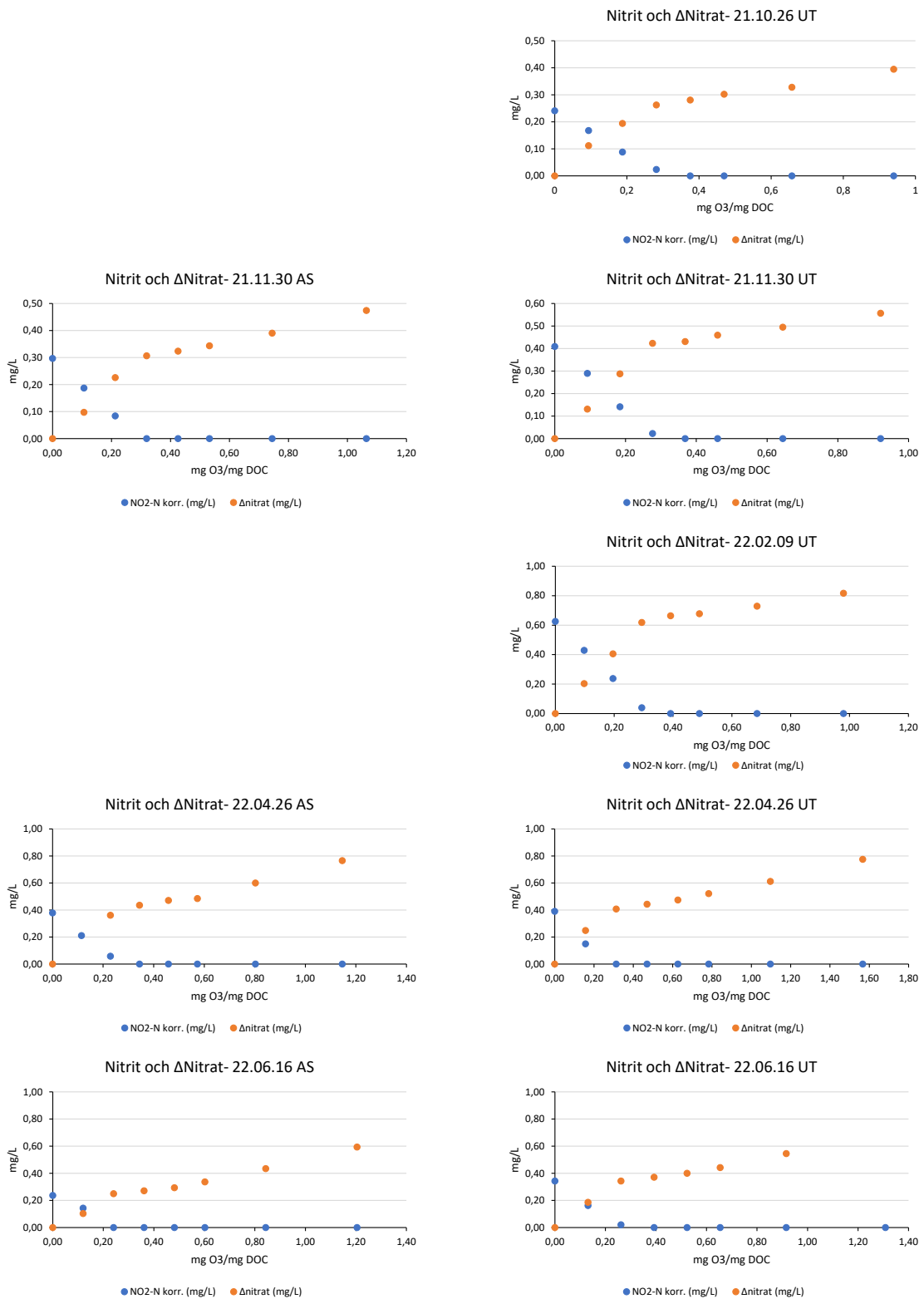


Bilaga 1. Ekotoxikologiska testdata för bromat

AKUT TOXICITET								
Grupp	Art	Parameter	Endpoint	Testlängd	mg/l	Klimisch score	Källa	Referens
Alg	<i>Isochrysis galbana</i>	EC50	Tillväxt	72 h	13522	R2	Oekotox	Fischer et al., 2014
Alg	<i>Isochrysis galbana</i>	EC50	Tillväxt	72 h	450/15954	R2	DHI (2020a)	Fischer et al., 2014
Alg	<i>Desmodesmus</i>	EC50	Tillväxt	72 h	>100	-	DHI (2020a)	ECHA
Alg	<i>Scenedesmus</i>	EC50	Tillväxt	72 h	>100	-	DHI (2020a)	Wang et al., 2016
Växter	<i>Lemna minor</i>	EC50	Tillväxt	7 d	14,7	R2	Oekotox	Solual Santiago, 2015
Rotiferer	<i>Brachionus caluciflorus</i>	EC50	Reproduktion	48 h	222	R2	Oekotox	Solual Santiago, 2015
Kräftdjur	<i>Ceriodaphna dubia</i>	EC50	Mortalitet	48 h	32,2	R1-2	Oekotox	Solual Santiago, 2015
Kräftdjur	<i>Ceriodaphna dubia</i>	EC50	Reproduktion	7 d	7,6	R1-2	Oekotox	Solual Santiago, 2015
Kräftdjur	<i>Daphnia magna</i>	EC50	Mortalitet	48 h	164	R1-2	Oekotox	Solual Santiago, 2015
Kräftdjur	<i>Daphnia magna</i>	EC50	Mortalitet	48 h	46,9	R2	Oekotox	Fischer et al., 2014
Kräftdjur	<i>Daphnia magna</i>	EC50	Mortalitet	48 h	>100	R1	DHI (2020a)	ECHA
Kräftdjur	<i>Daphnia magna</i>	EC50	Mortalitet	48 h	46,9	R2	DHI (2020a)	Hazardous substance data bank
Kräftdjur	<i>Daphnia magna</i>	EC50	Mortalitet	48 h	39,7	R2	DHI (2020a)	Hazardous substance data bank
Kräftdjur	<i>Hyalella azteca</i>	EC50	Mortalitet	7 d	1,1	R2	Oekotox/DHI (2020a)	Env. Canada and Health Canada (2010)
Kräftdjur	<i>Neomysis</i>	LC50	Mortalitet	24 h	176	R2	Oekotox	Crecellus, 1979
Mollusca	<i>Crassostrea virginica</i>	EC50	Tillväxt	48 h	30	R2	Oekotox	Crecellus, 1979
Mollusca	<i>Crassostrea gigas</i>	EC50	Tillväxt	24 h	170	R2	Oekotox	Hutchinson, 1997
Fisk	<i>Leiostomus xanthurus</i>	LC50	Mortalitet	96 h	427	R2	Oekotox	Richardsson et al., 1981
Fisk	<i>Leiostomus xanthurus</i>	LC50	Mortalitet	10d	279	R2	Oekotox	Richardsson et al., 1981
Fisk	<i>Morone saxatilis</i>	LC50	Mortalitet	96 h	31	R2	Oekotox	Richardsson et al., 1981/ECHA
Fisk	<i>Morone saxatilis</i>	LC50	Mortalitet	10 d	93	R2	Oekotox	Richardsson et al., 1981
Fisk	<i>Oncorhynchus keta</i>	LC50	Mortalitet	96 h	512	R2	Oekotox	Crecellus, 1979
Fisk	<i>Dania rerio</i>	LC50	Mortalitet	96 h	714	-	DHI (2020a)	Hazardous substance data bank
Fisk	<i>Dania rerio</i>	LC50	Mortalitet	96 h	817	-	DHI (2020a)	Hazardous substance data bank
Fisk	<i>Dania rerio</i>	LC50	Mortalitet	96 h	8371	R2	DHI (2020a)	Teixido et al., 2014

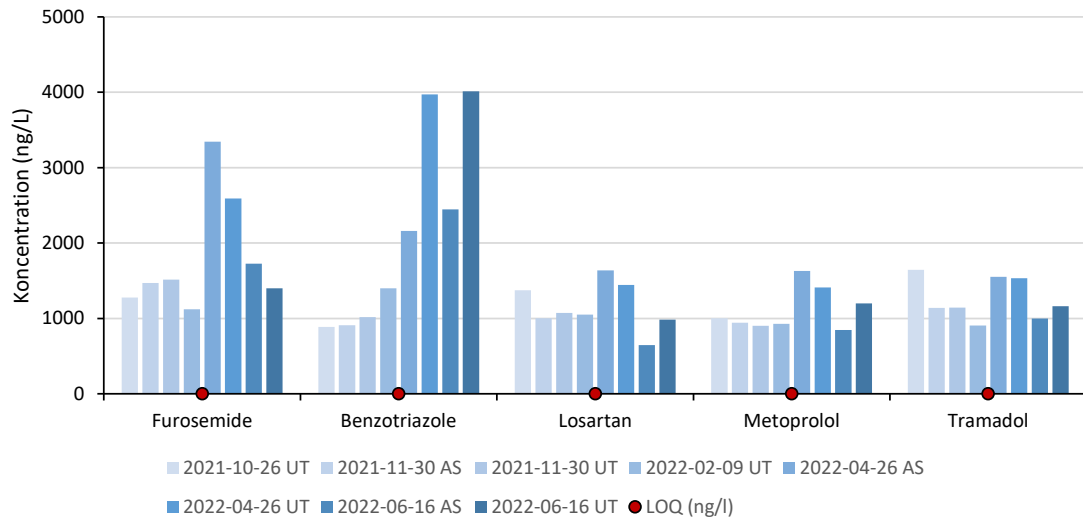
KRONISK TOXICITET								
Grupp	Art	Parameter	Endpoint	Testlängd	mg/l	Klimisch score	Källa	Referens
Alg	<i>Isochrysis galbana</i>	EC10	Tillväxt	72 h	5112	2	Oekotox	Fischer et al., 2014
Alg	<i>Isochrysis galbana</i>	NOEC	Tillväxt	72 h	4478	2	Oekotox	Fischer et al., 2014
Alg	<i>Desmodesmus</i>	NOEC	Tillväxt	72 h	24,2	1	Oekotox/DHI (2020a)	ECHA
Växter	<i>Lemna minor</i>	EC10	Tillväxt	7 d	4,5	R2	Oekotox	Solual Santiago, 2015
Rotiferer	<i>Brachionus caluciflorus</i>	EC10	Reproduktion	48 h	126,3	R2	Oekotox	Solual Santiago, 2015
Kräftdjur	<i>Ceriodaphna dubia</i>	EC10	Reproduktion	7 d	4,6	R1	Oekotox	Solual Santiago, 2015
Kräftdjur	<i>Ceriodaphna dubia</i>	NOEC	Reproduktion	7 d	2,5	R1	Oekotox	Solual Santiago, 2015
Kräftdjur	<i>Ceriodaphna dubia</i>	NOEC	Mortalitet/reproduktion	8 d	2,5	R1	Oekotox	Solual Santiago, 2015
Kräftdjur	<i>Acartia tonsa</i>	NOEC	Utvecklingstest	8 d	1,3	1?	DHI (2020a)	DHI (2020a)
Mollusca	<i>Crassostrea gigas</i>	NOEC	Tillväxt	24 h	32	2	Oekotox	Hutchinson, 1997

Bilaga 2. Nitrit och Δ Nitrat vid ozonering

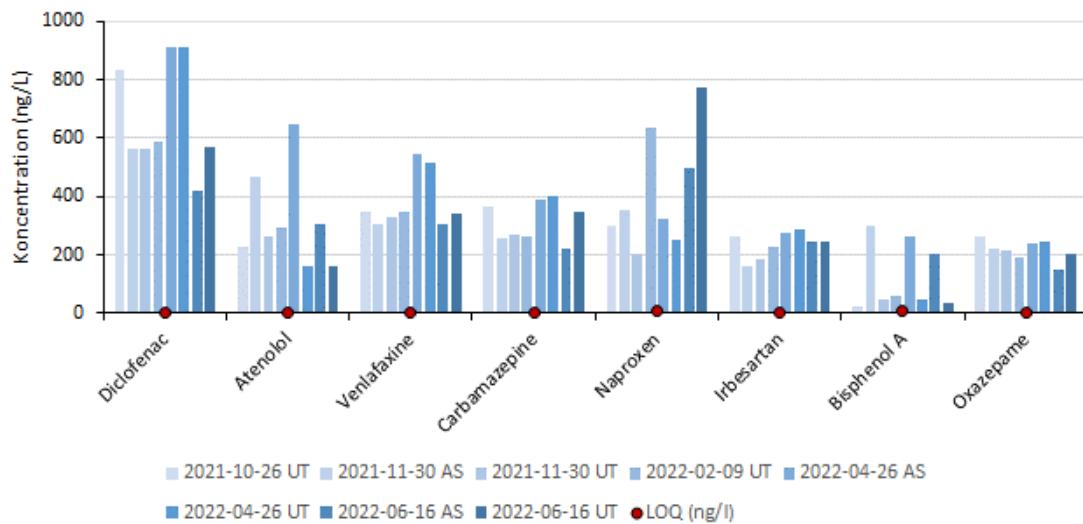


Bilaga 3. Halter av organiska mikroföroreningar innan ozonering

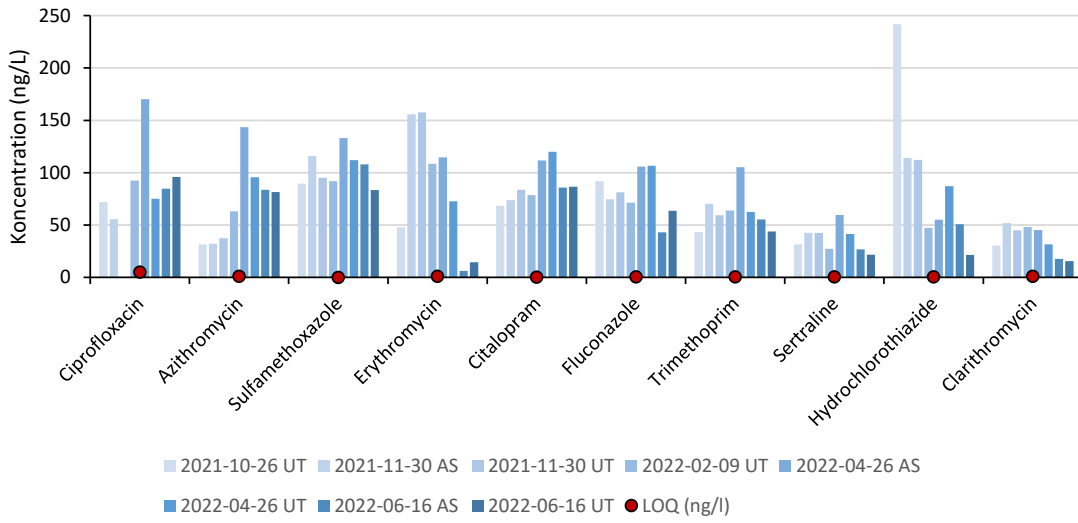
Halter mikroföroreningar, >1 000 ng/L



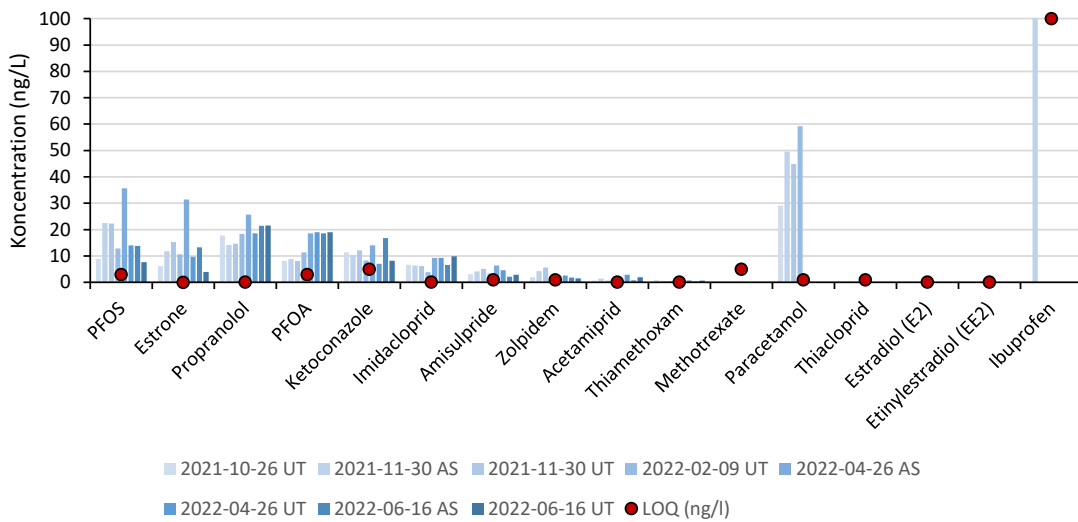
Halter mikroföroreningar, 200-1 000 ng/L



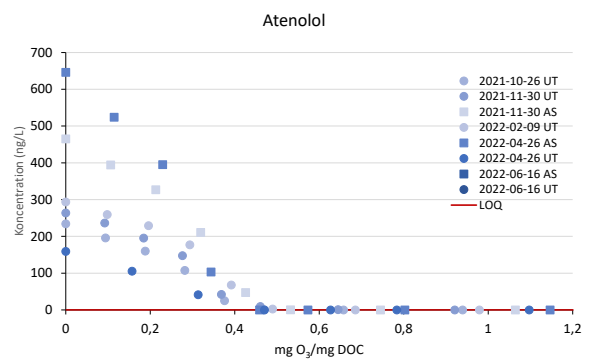
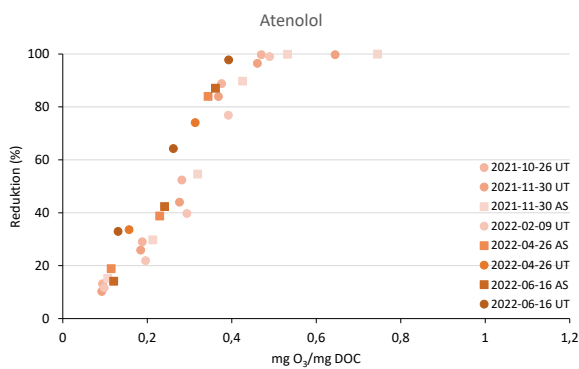
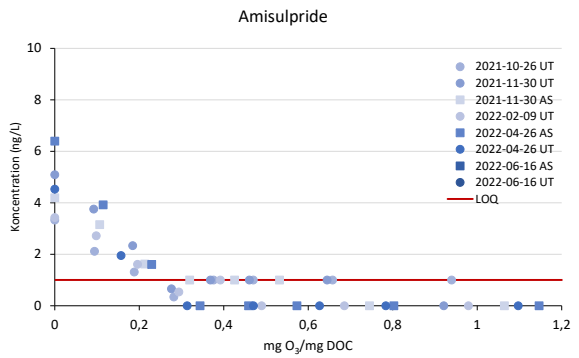
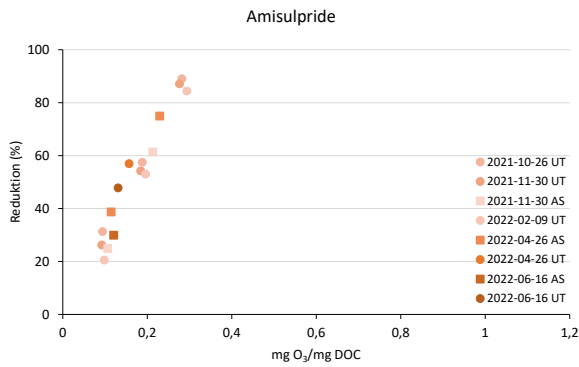
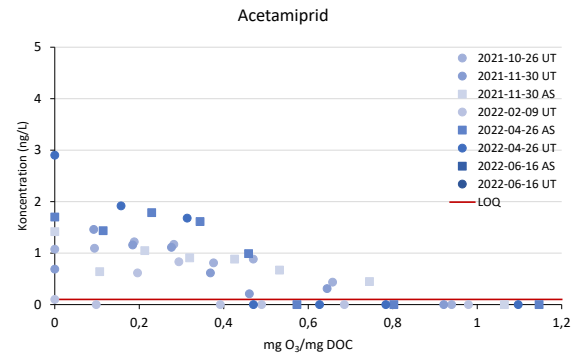
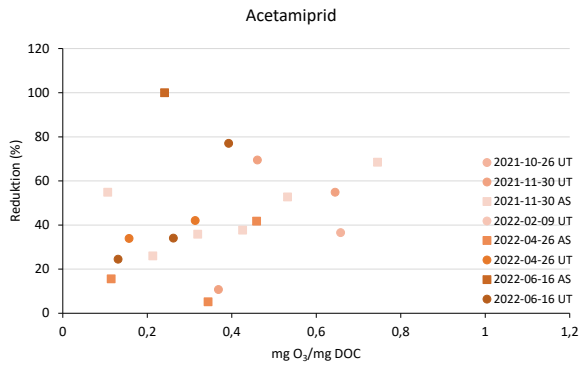
Halter mikroföroreningar, 50-200 ng/L

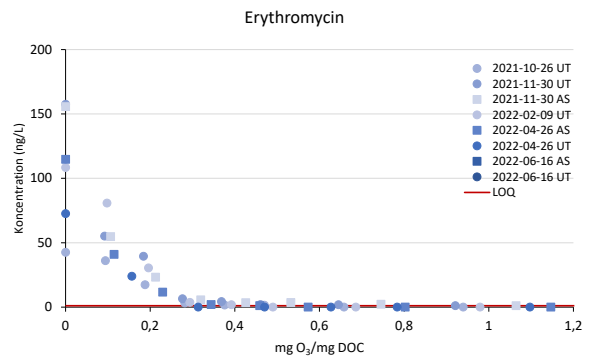
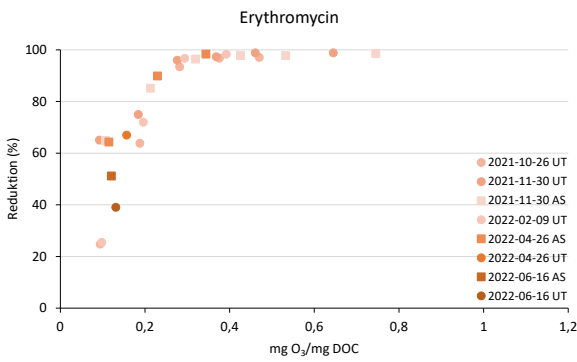
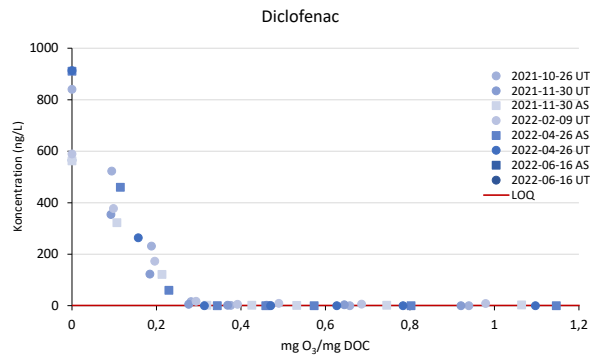
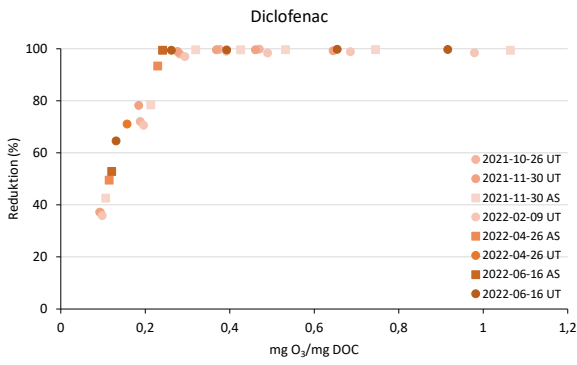
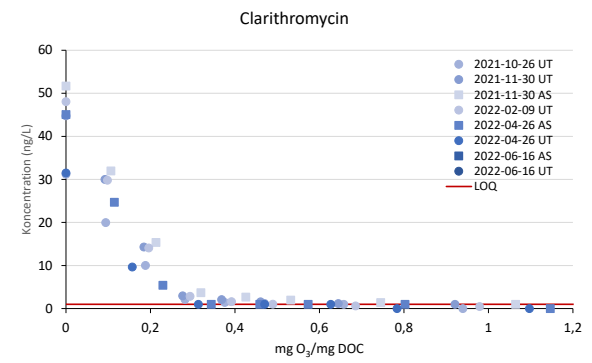
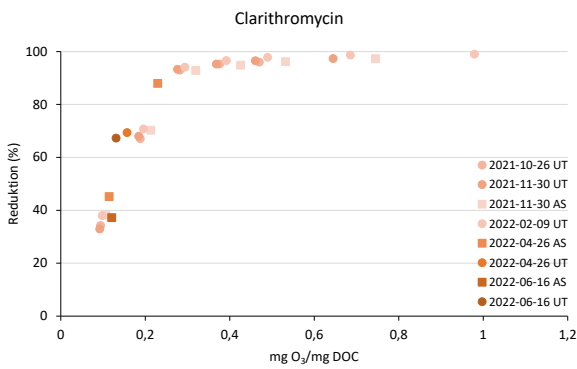
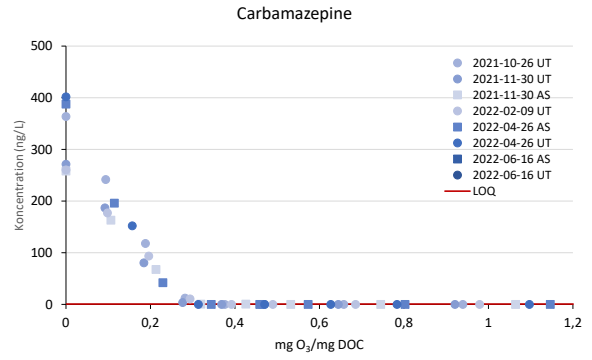
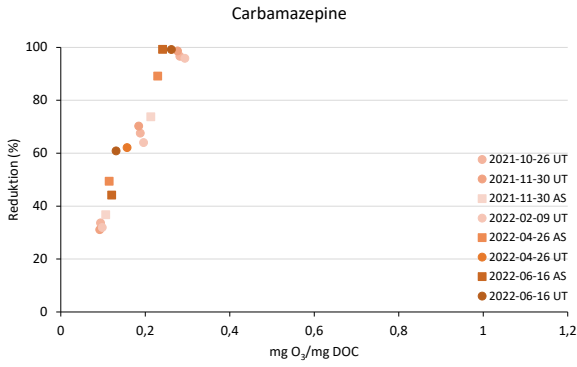


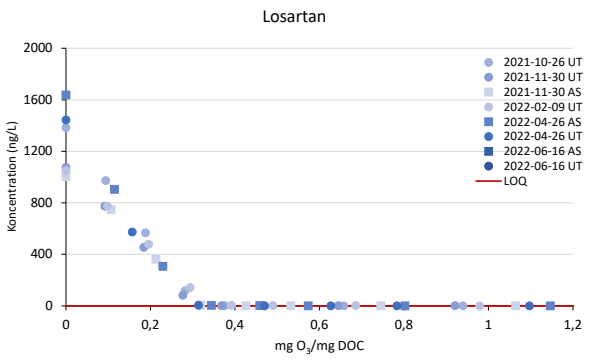
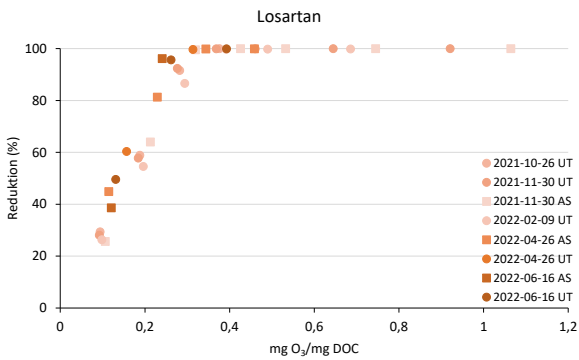
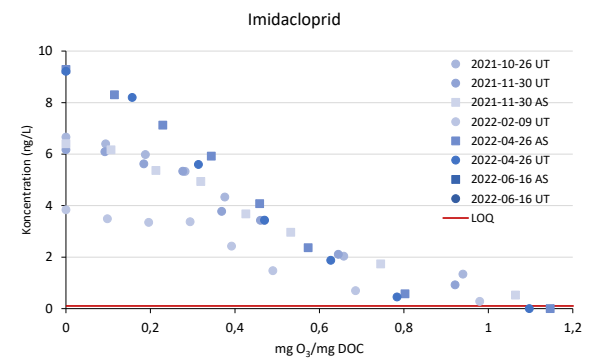
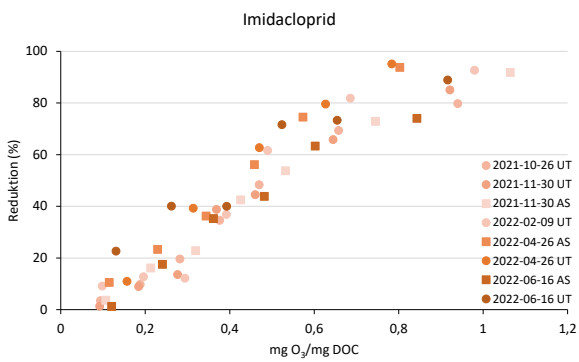
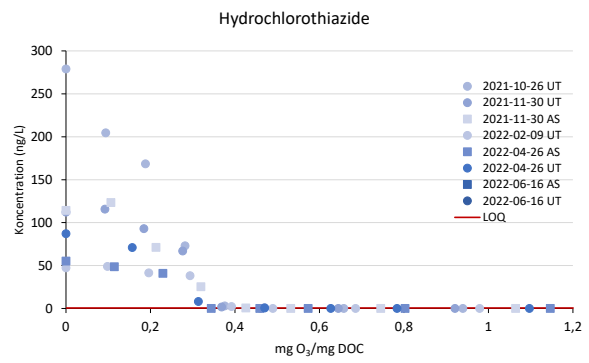
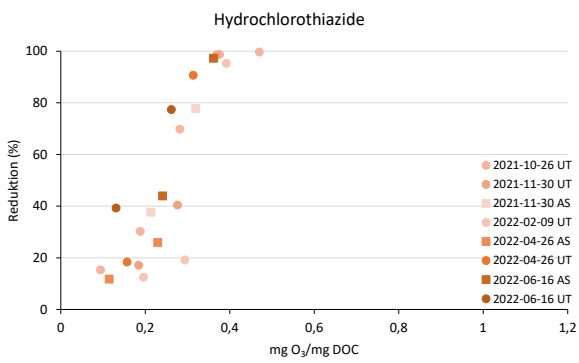
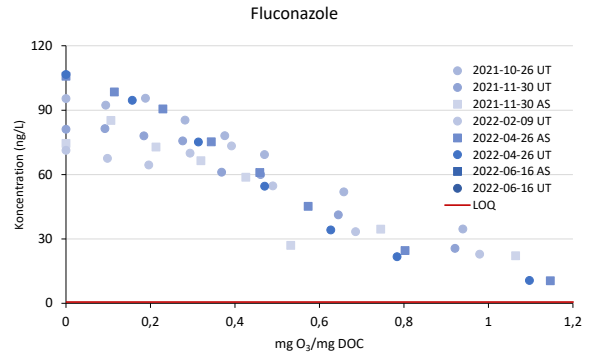
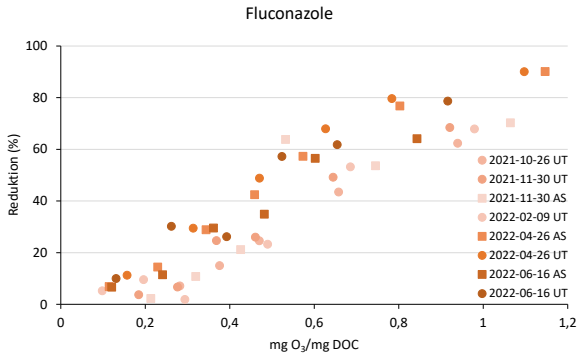
Halter mikroföroreningar, <50 ng/L

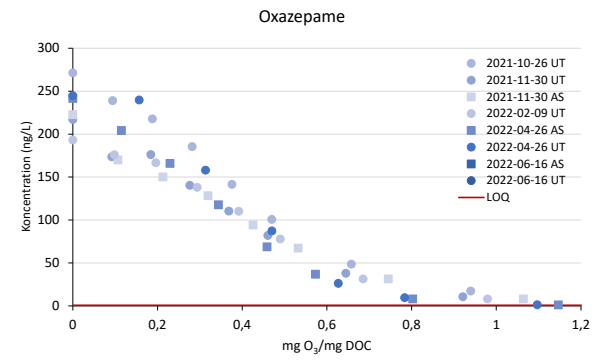
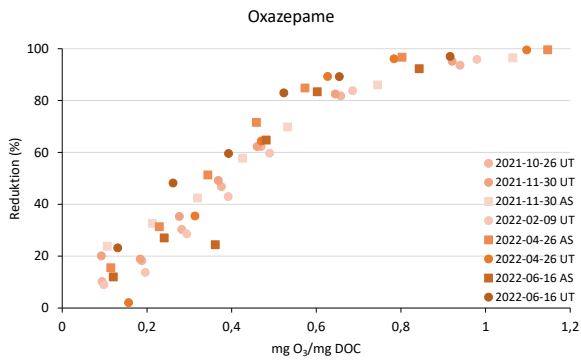
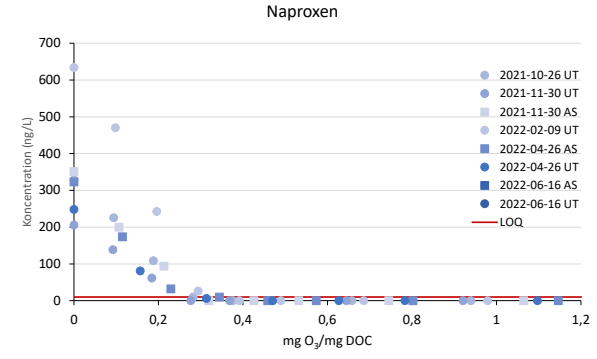
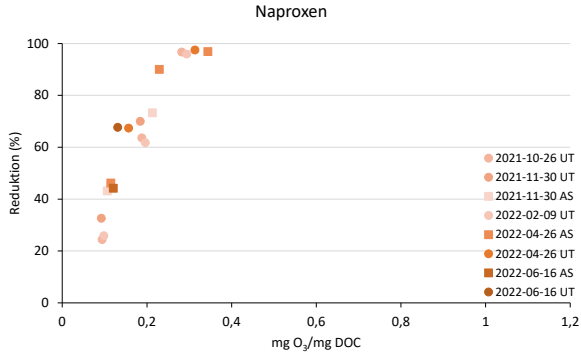
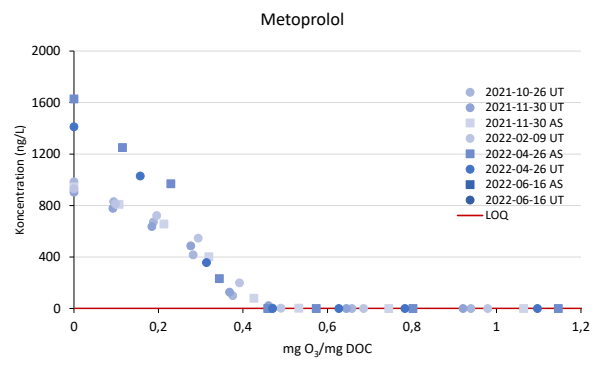
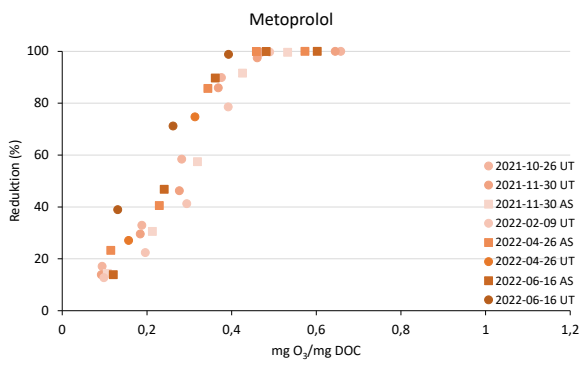
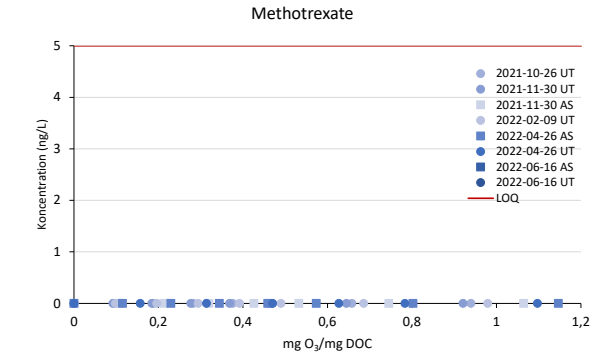
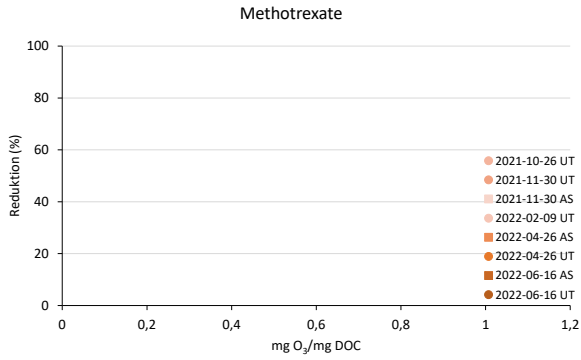


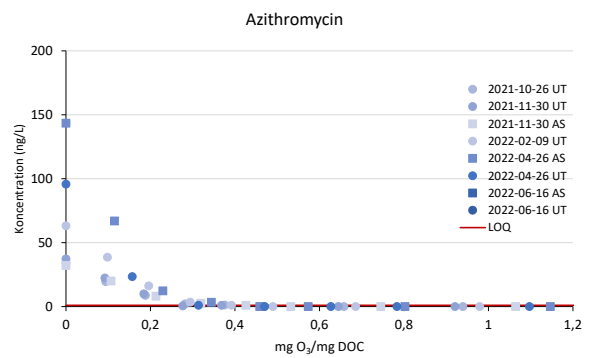
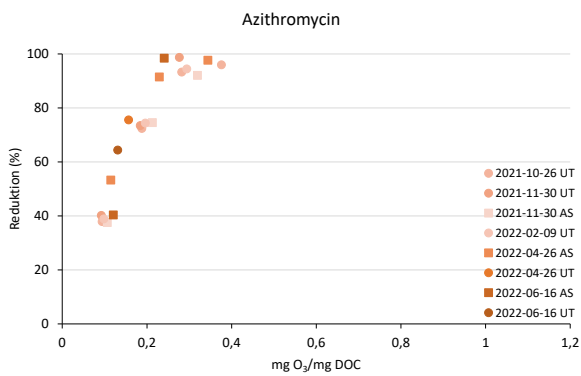
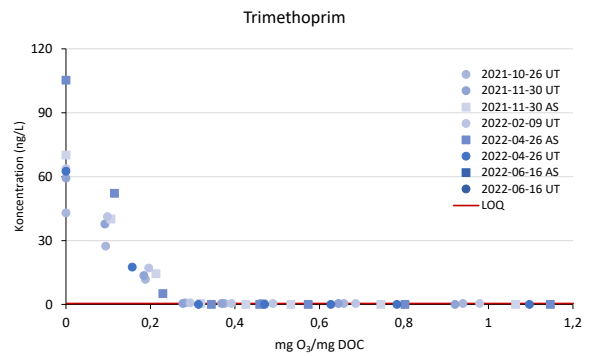
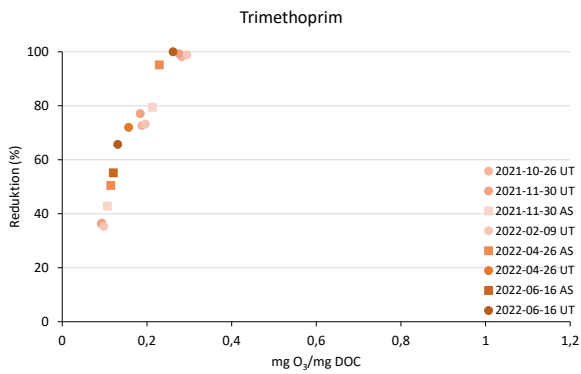
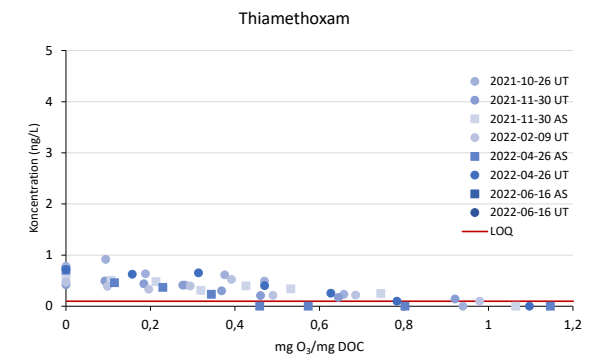
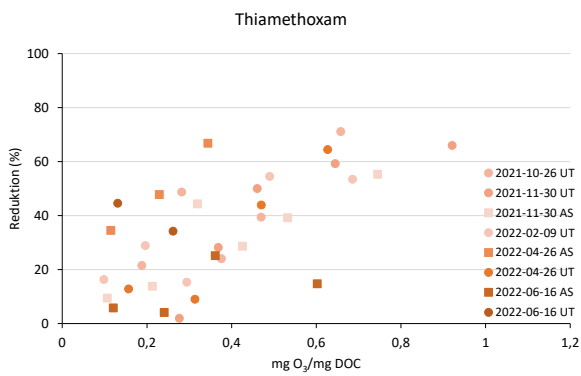
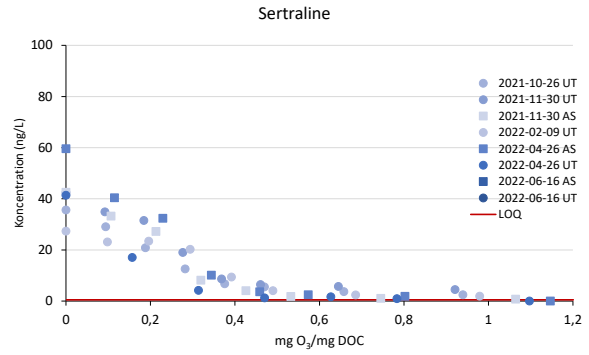
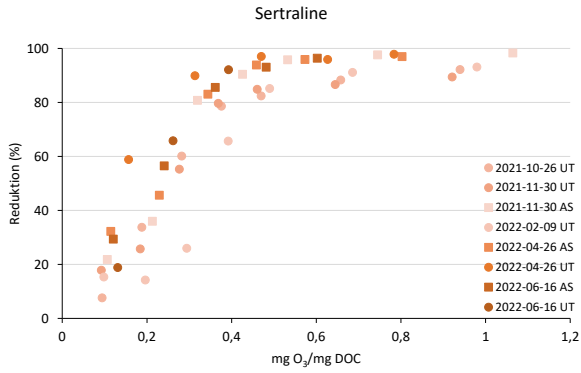
Bilaga 4. Reduktion och halter av organiska mikroföroreningar under ozonering

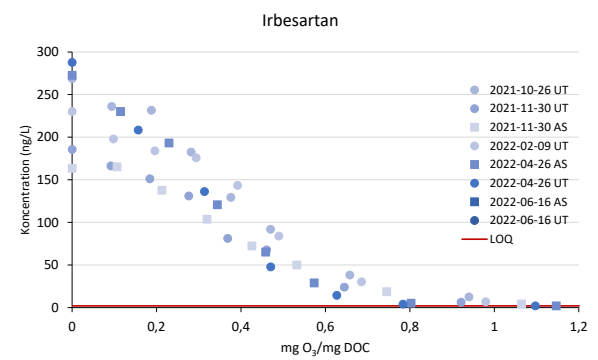
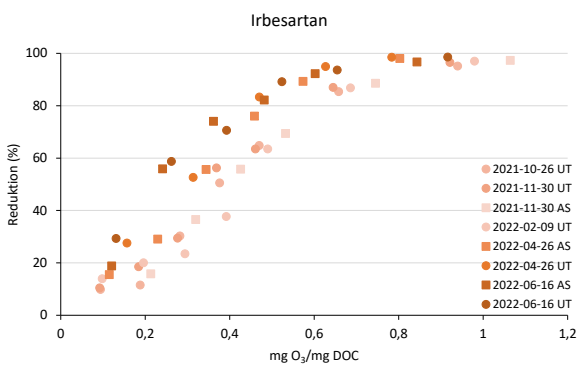
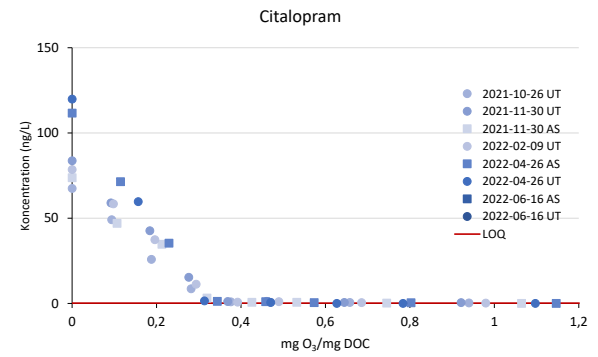
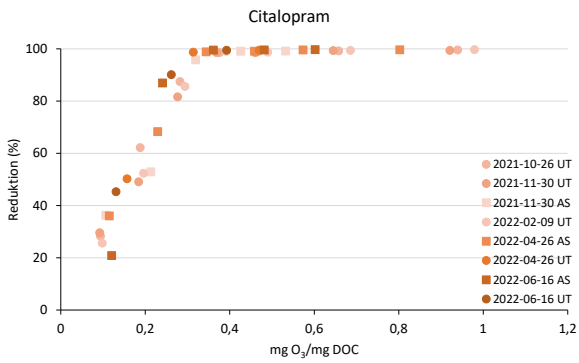
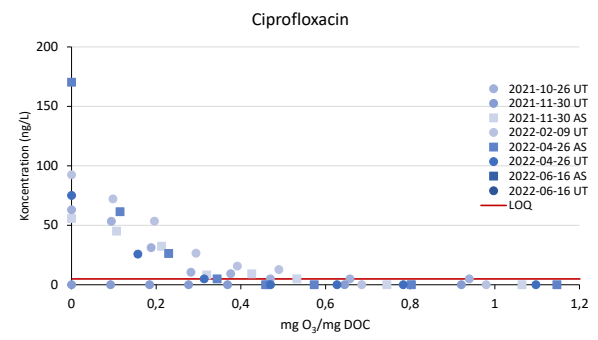
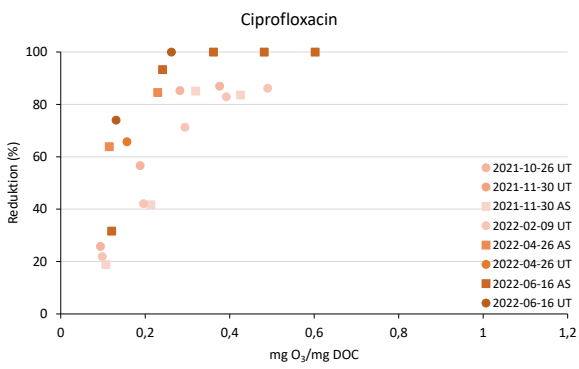
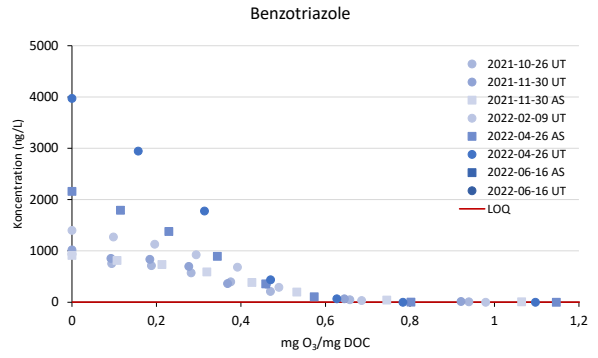
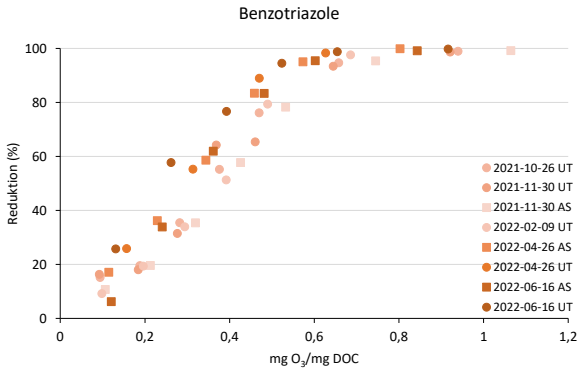


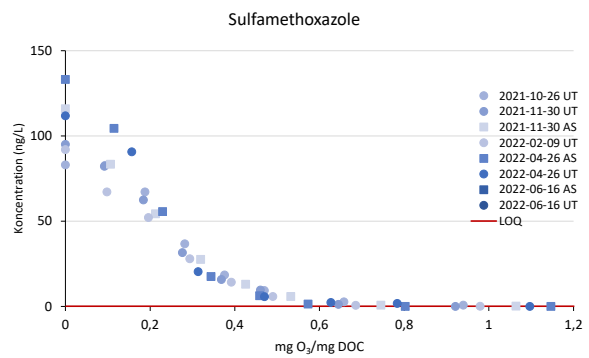
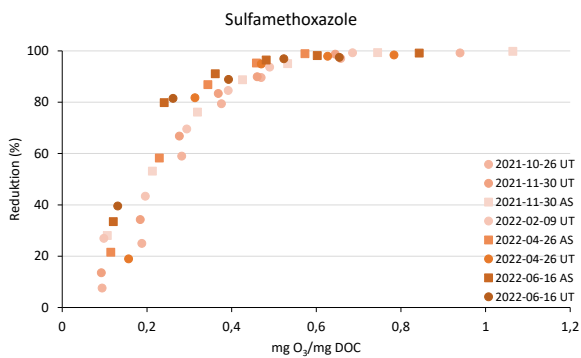
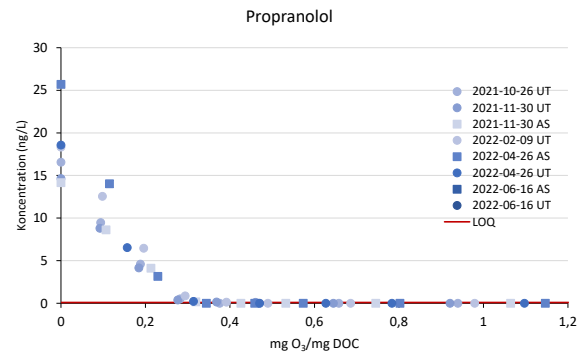
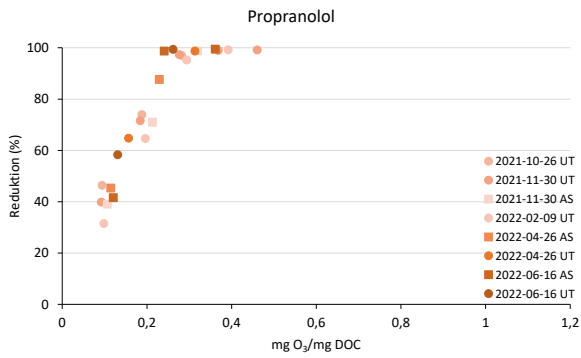
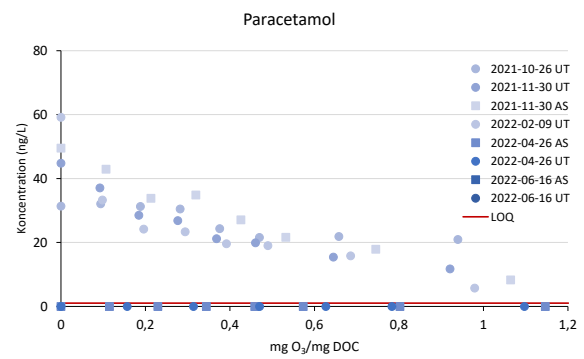
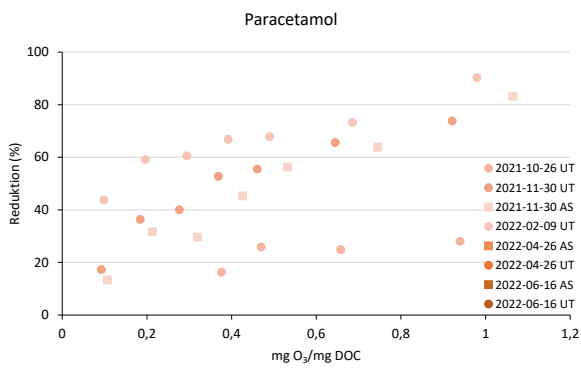
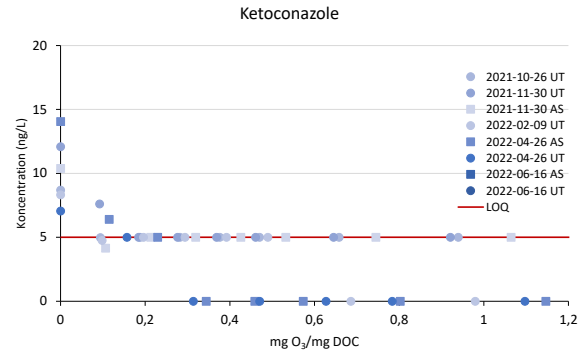
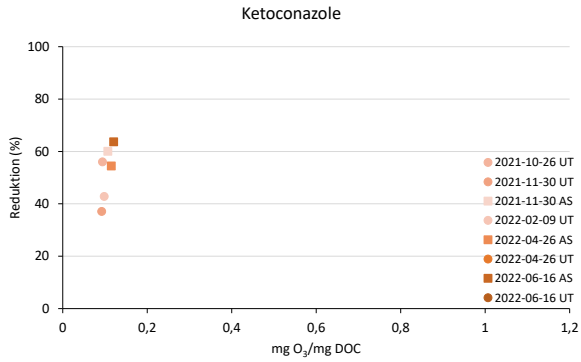


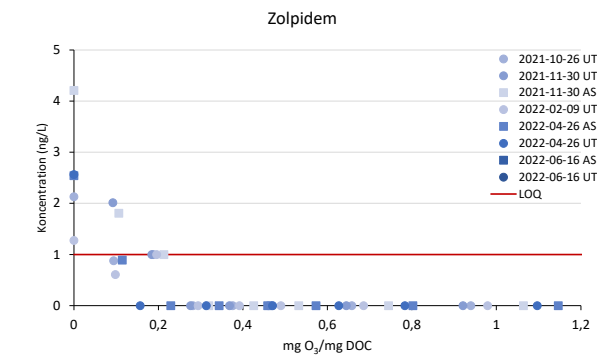
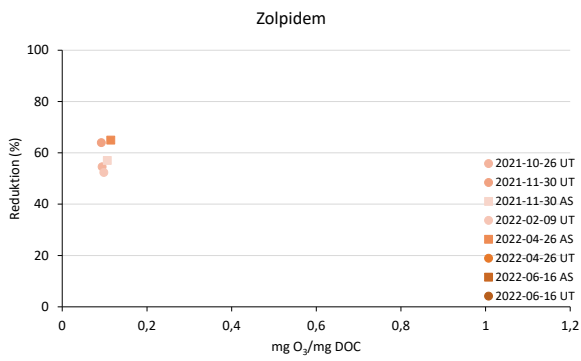
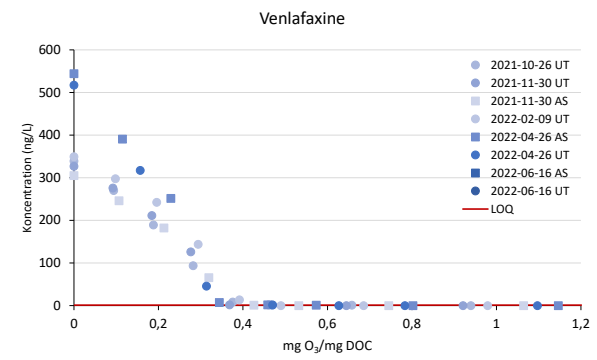
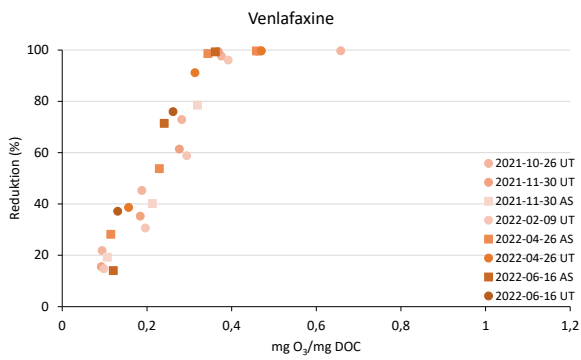
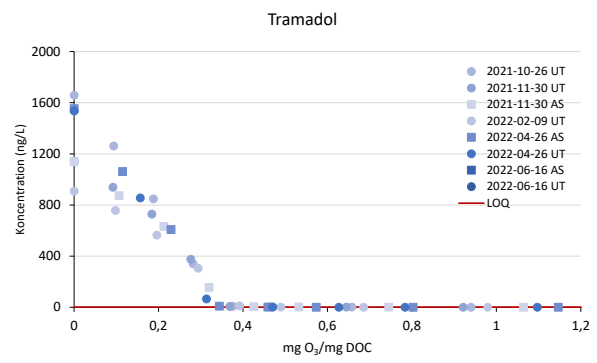
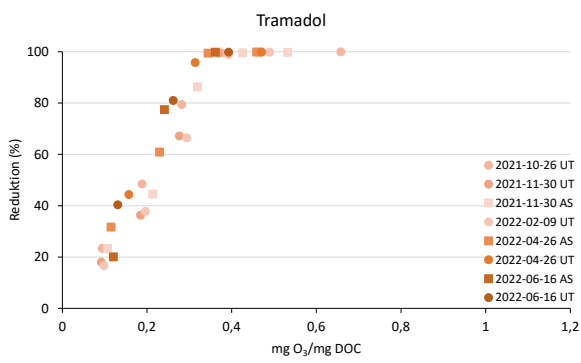
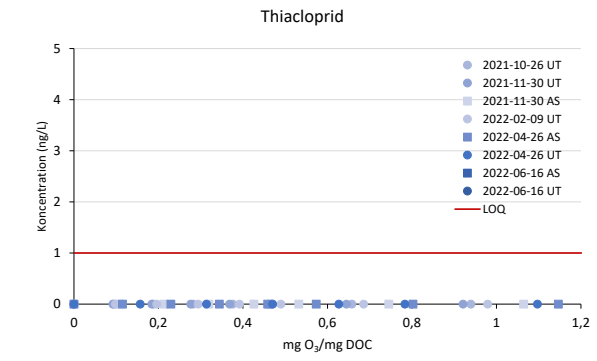
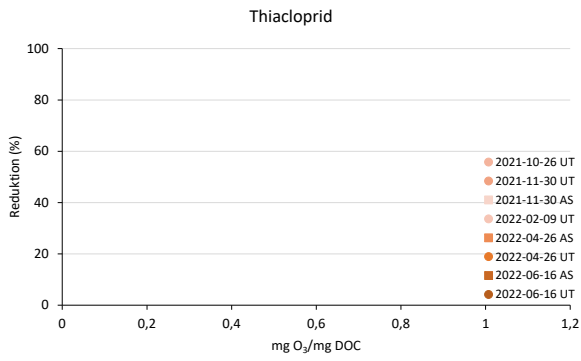


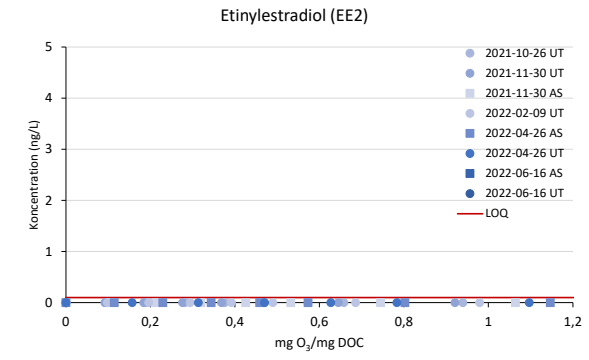
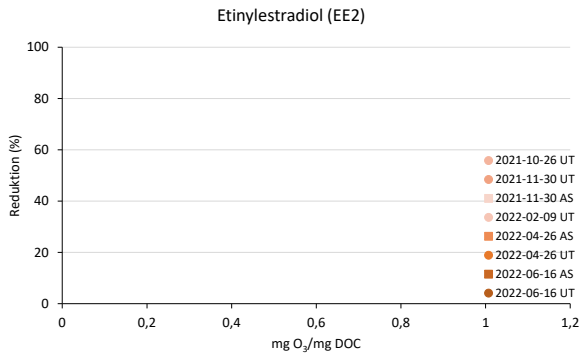
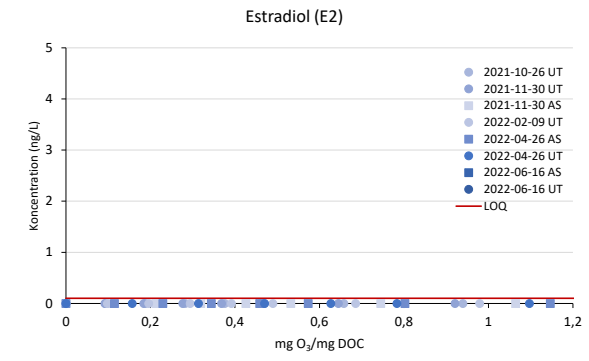
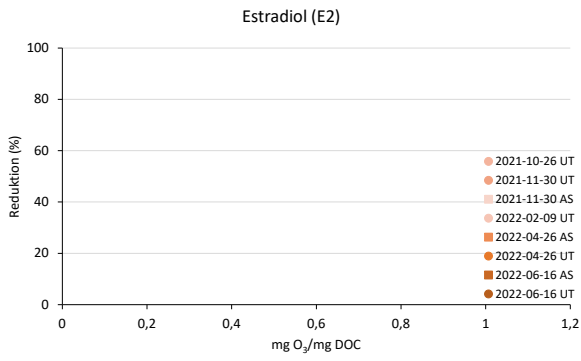
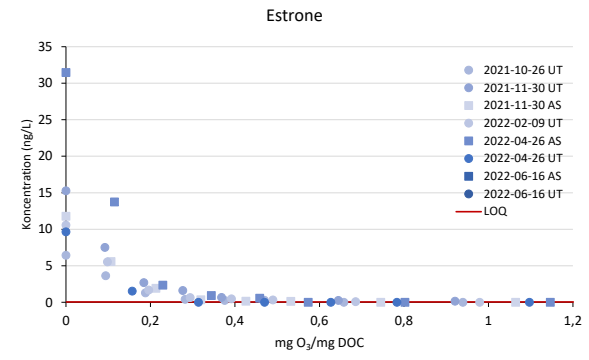
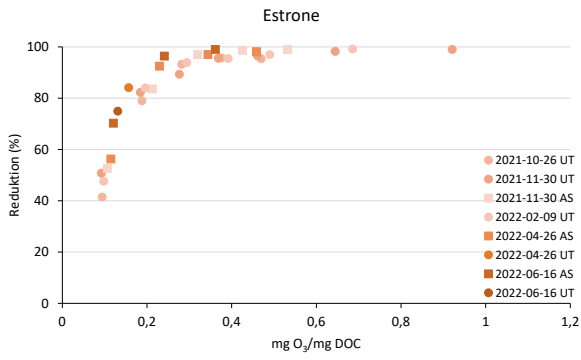
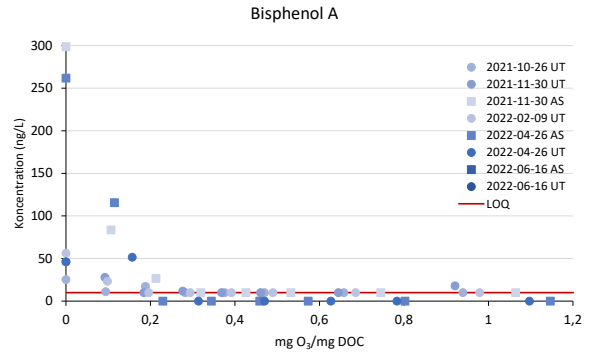
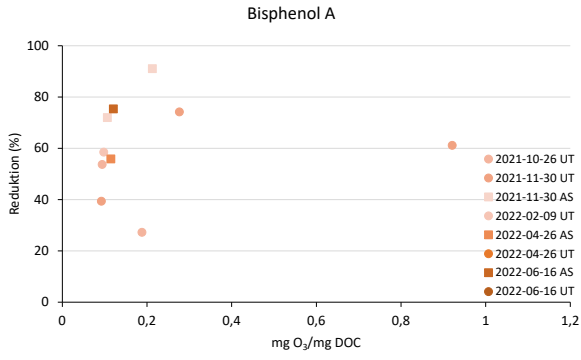


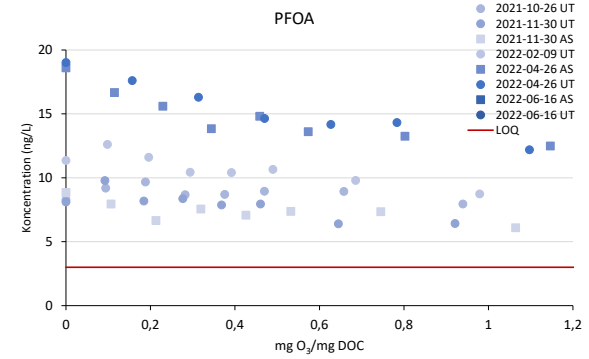
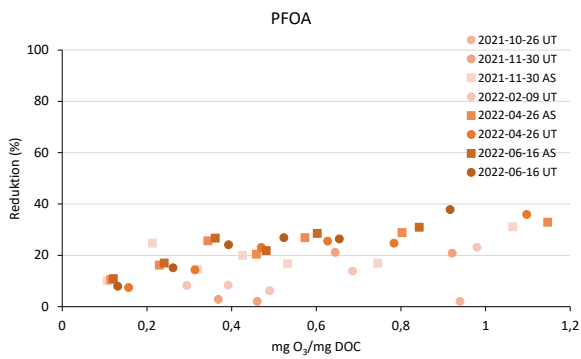
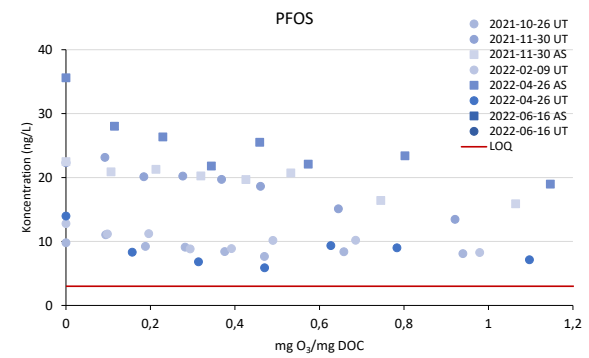
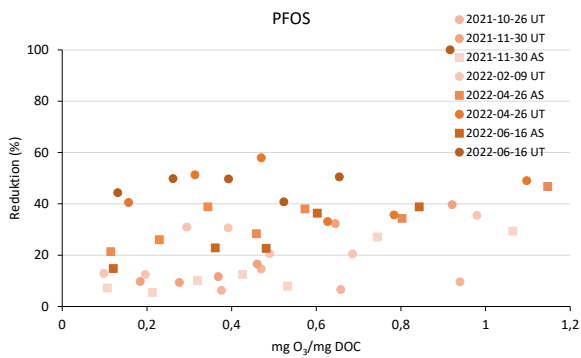
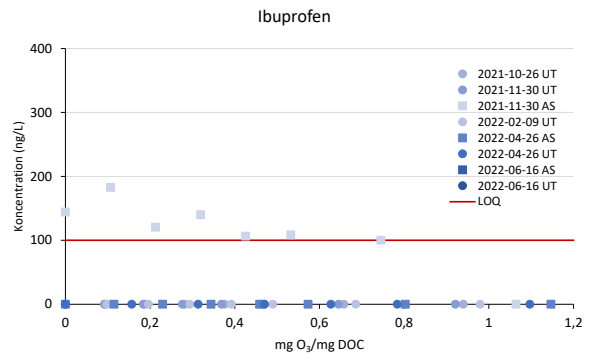
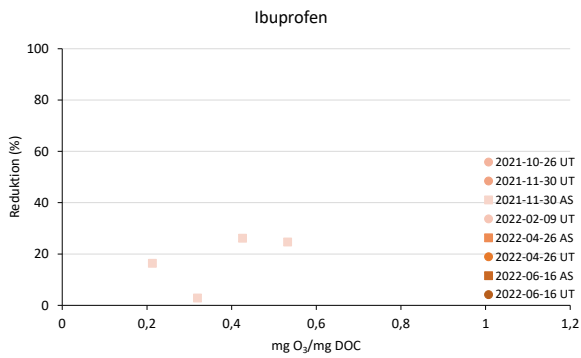
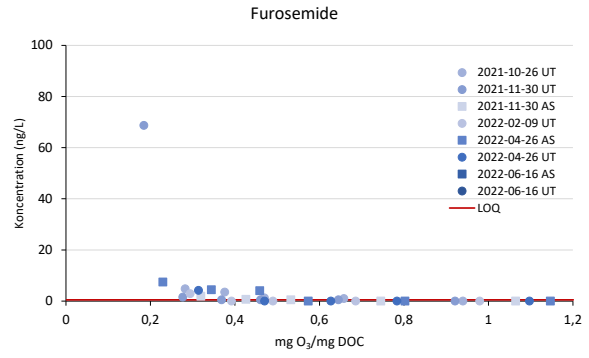
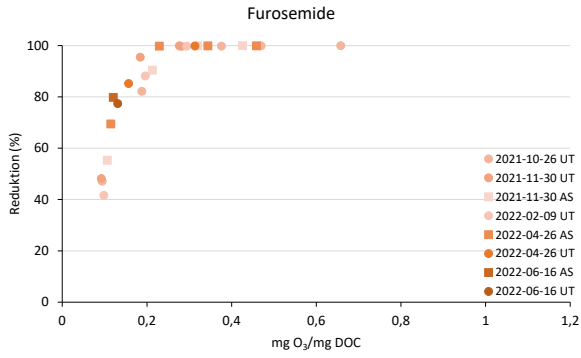




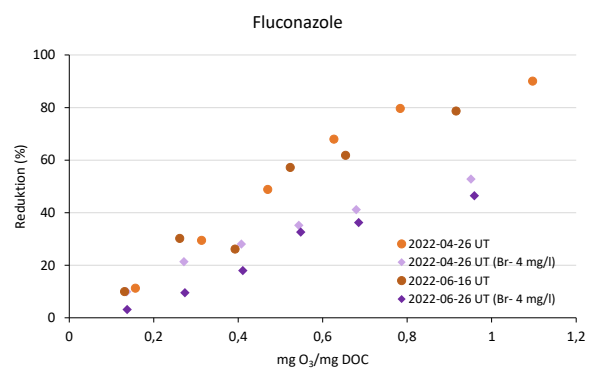
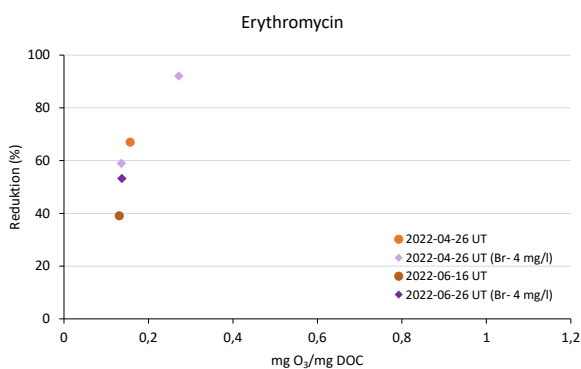
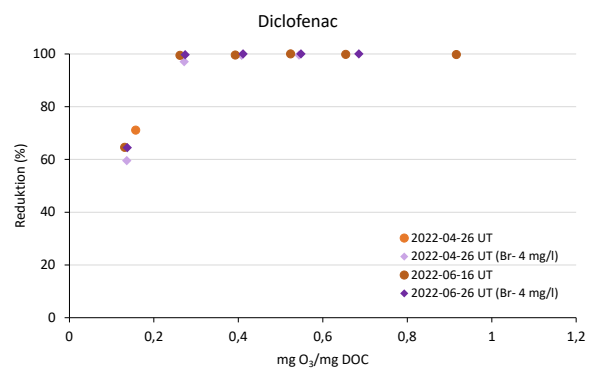
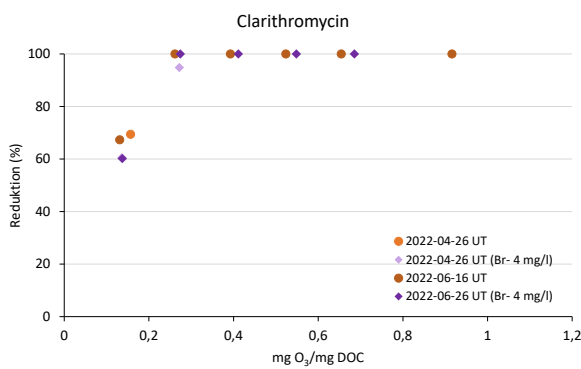
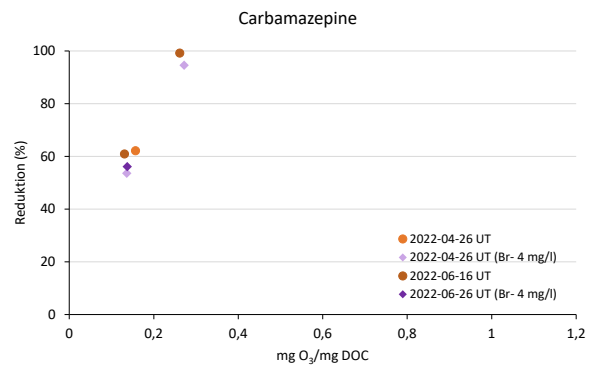
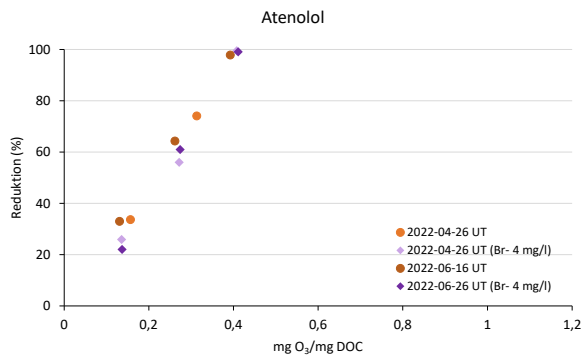
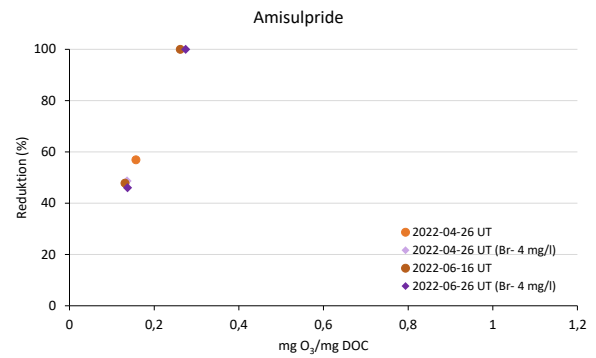
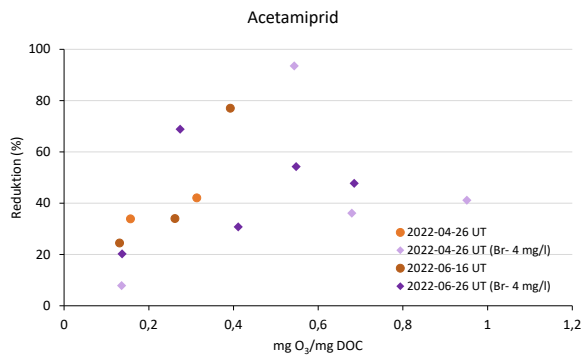


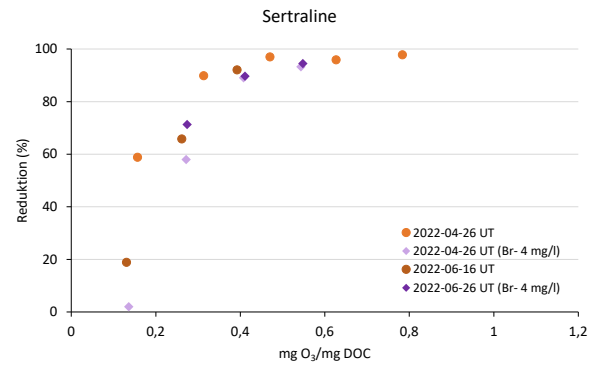
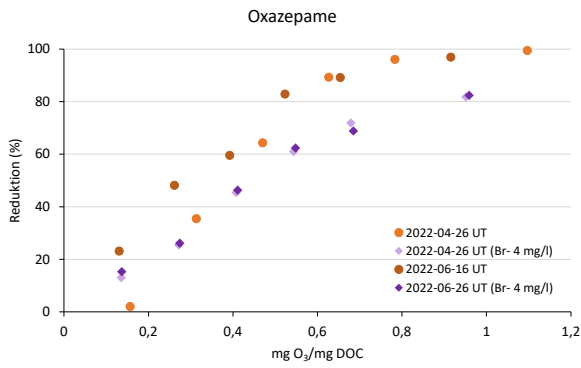
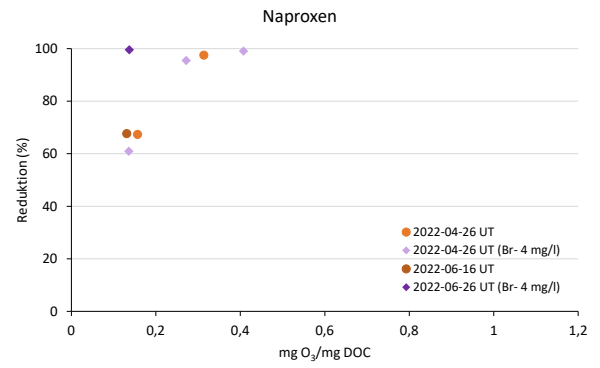
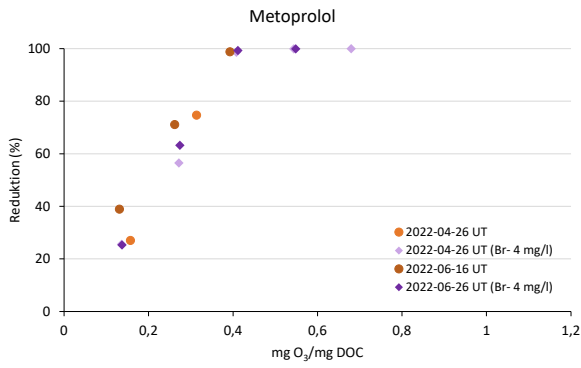
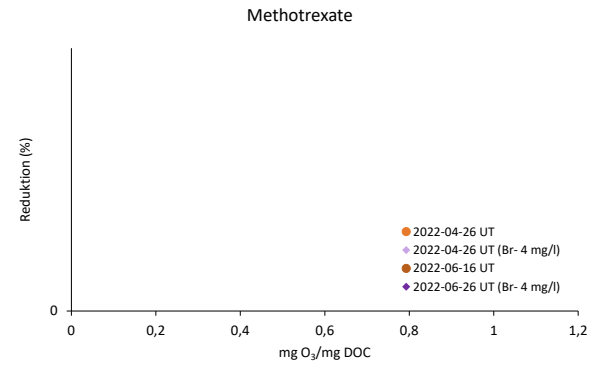
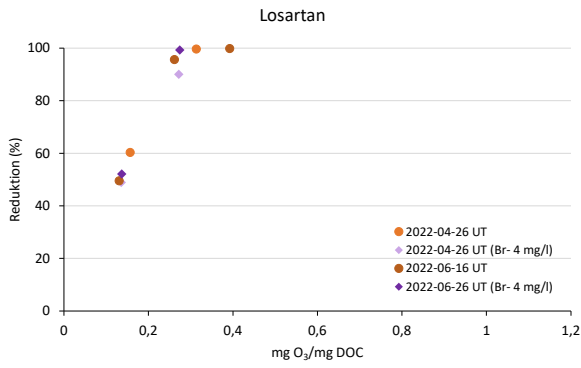
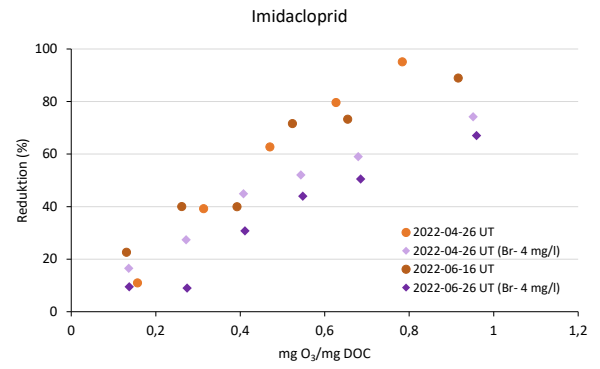
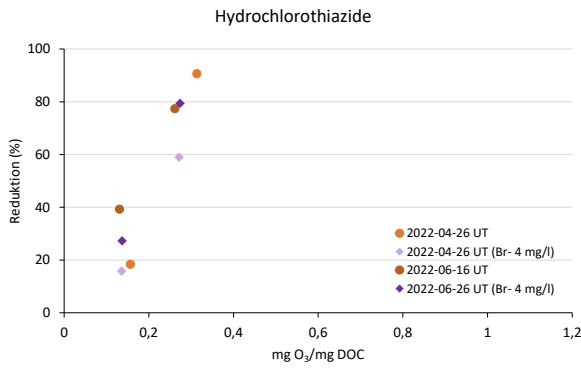


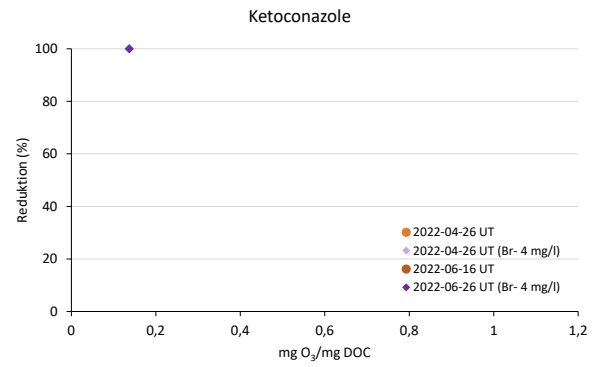
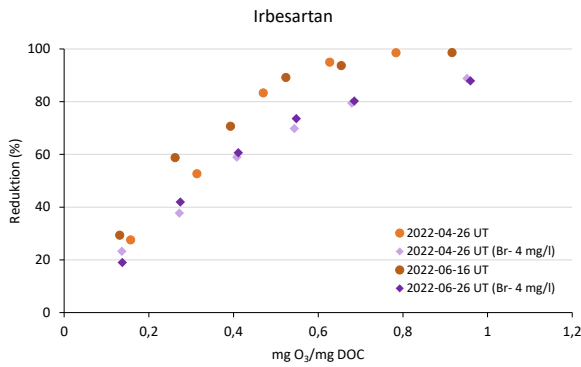
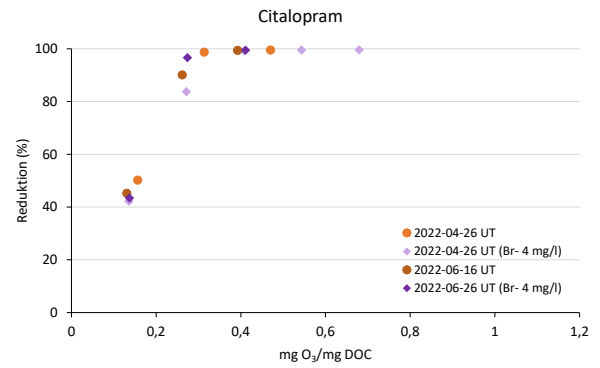
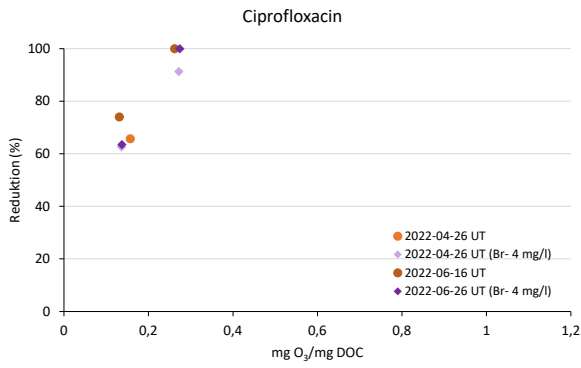
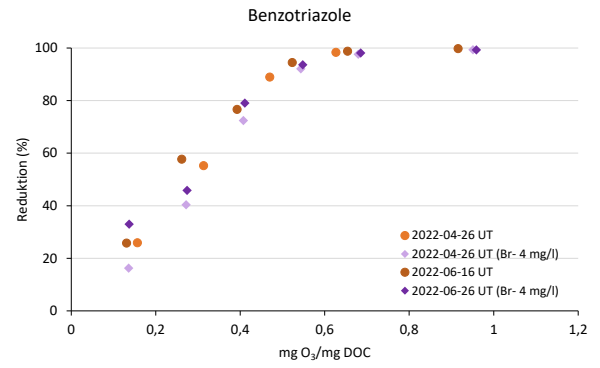
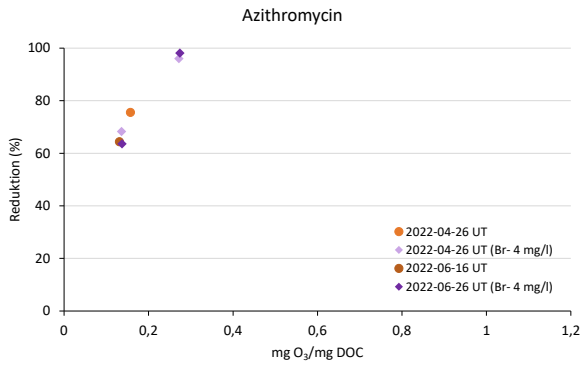
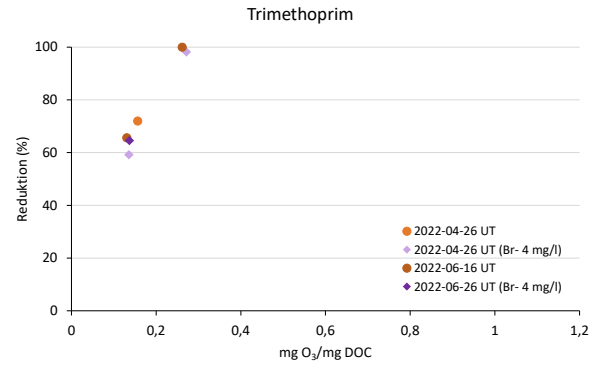
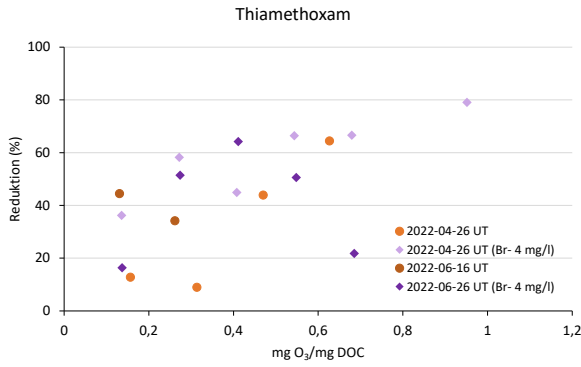


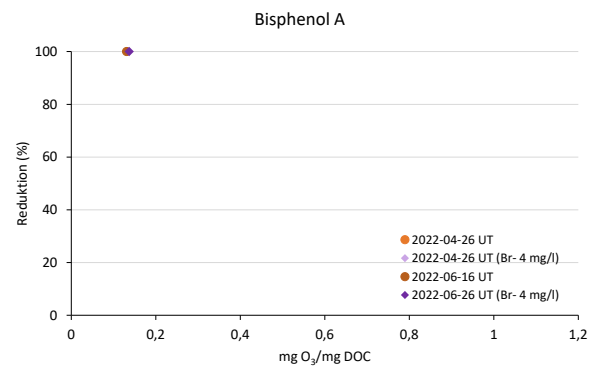
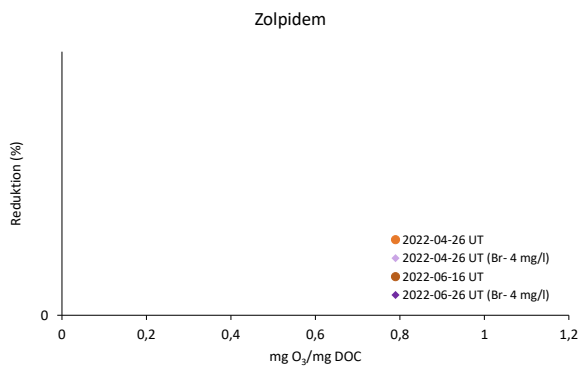
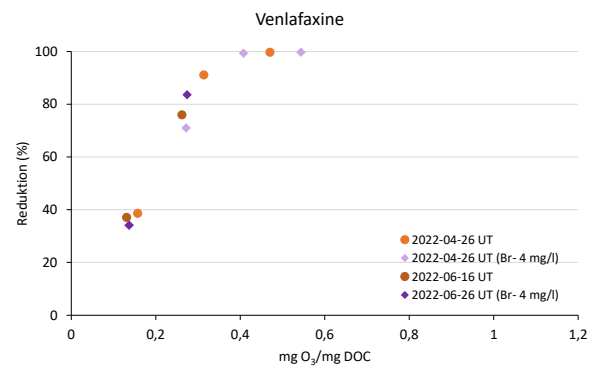
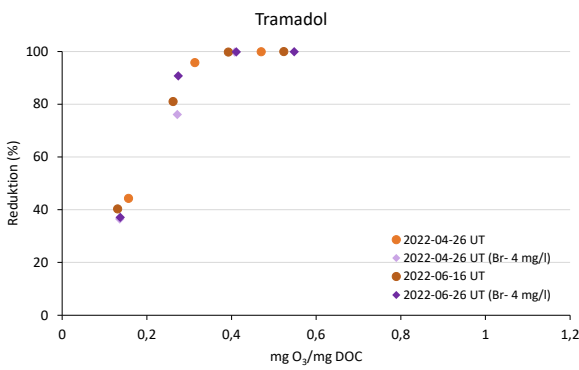
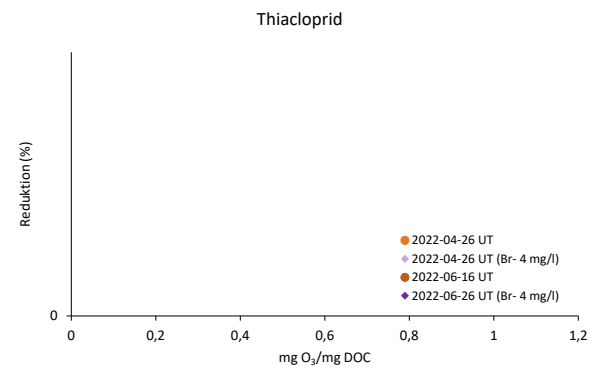
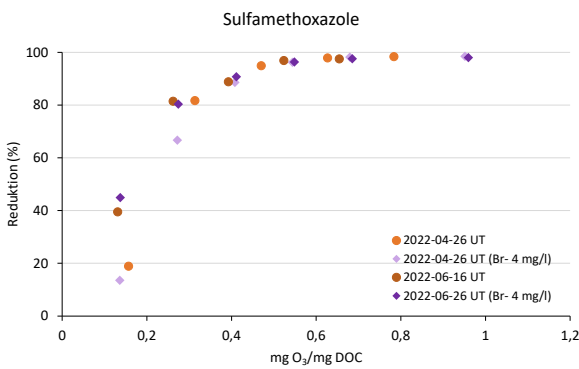
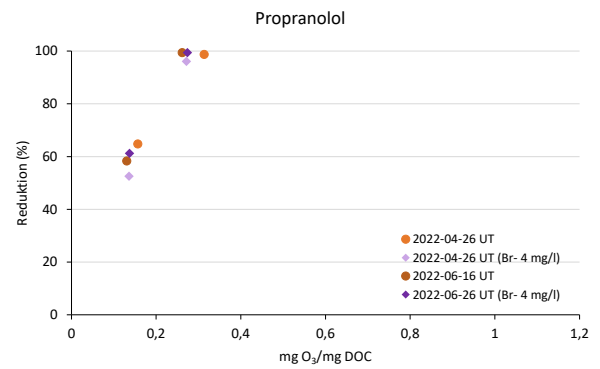
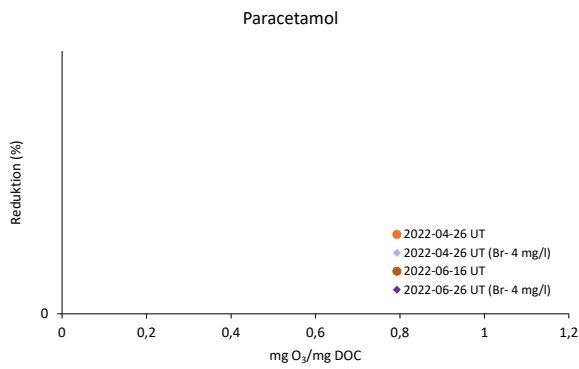


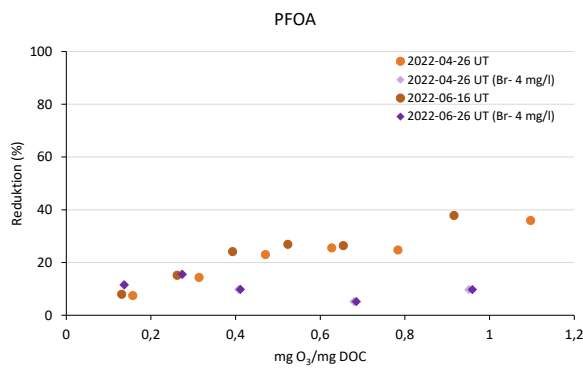
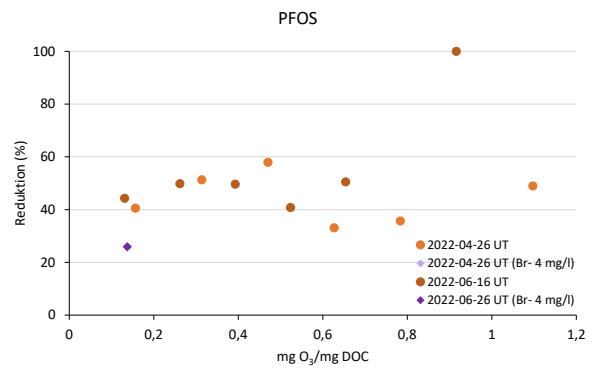
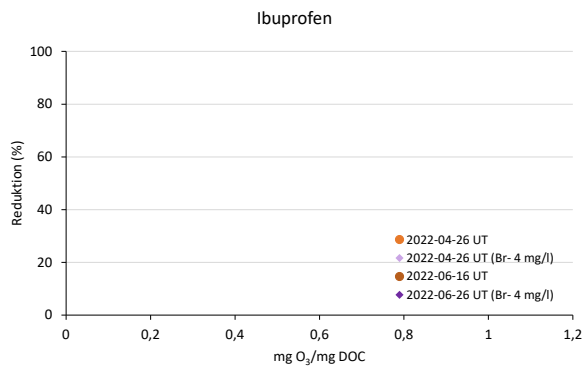
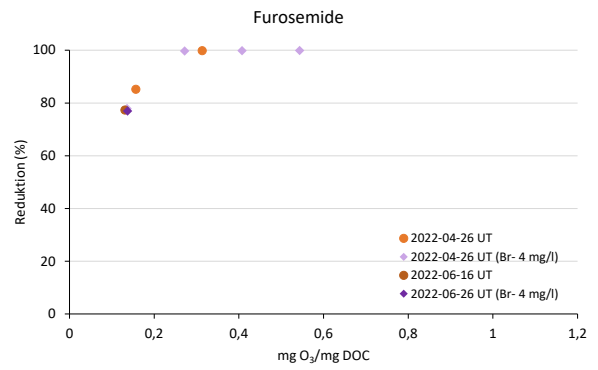
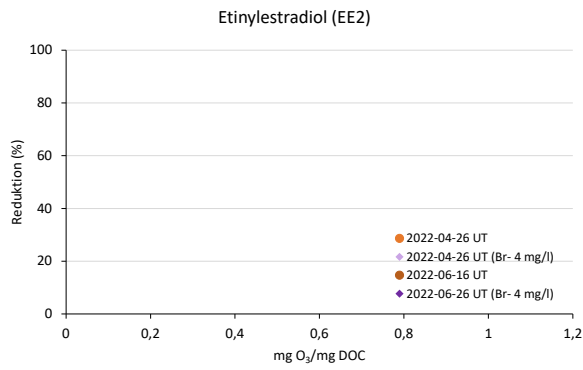
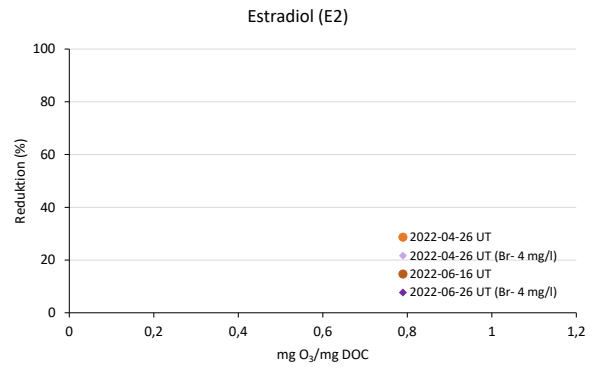
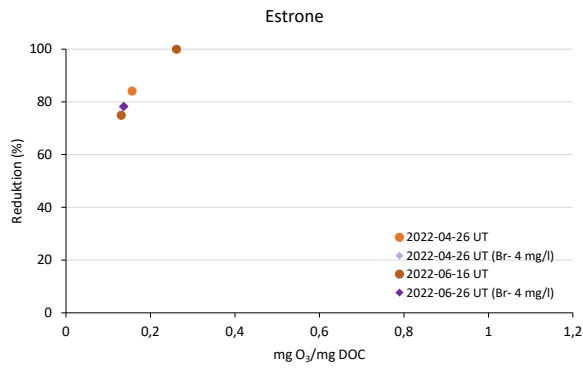
Bilaga 5. Reduktion av organiska mikroföroreningar under ozonering vid tillsatt bromid (4 mg/l)











Bilaga 6. Underlag för riskbedömning citalopram

Sammanfattning

Som en del i utredningen av vad installation av läkemedelsrening, med ozonering, på Sjölundas avloppsreningsverk (ARV) skulle innebära för miljön har NIRAS Sweden AB (NIRAS) tagit fram underlag för att bedöma riskerna för recipientmiljön med ett kontinuerligt citalopramutsläpp. Föreliggande rapport ingår som en del i ett förstudieprojekt som finansieras av Naturvårdsverket.

Föreliggande uppdrag har innefattat:

- En nulägesbeskrivning av tillgängliga ekotoxikologiska data för citalopram avseende akvatiska organismer
- Kompletterande testning av citalopram med avseende på akvatisk toxicitet
- Revidering av den förväntade nolleffektshalten (PNEC) för citalopram utifrån resultat från den kompletterande testningen
- Beräkning av riskkvoter (=PEC/PNEC) för citalopram vid olika spädningsscenarioer i recipienten – baserat på det reviderade PNEC-värdet och en förväntad halt av citalopram i utgående avloppsvatten vid olika reningsgrader

Den kompletterande testningen med avseende på kronisk toxicitet mot alg, kräftdjur och fisk samt för två marina grupper (blötdjur och tagghudingar) resulterade i att säkerhetsfaktorn kunde sänkas till 20, och PNEC kunde revideras till 7,5 ng/l utifrån tillgängliga testdata.

Möjliga halter av citalopram i recipienten togs fram utifrån en reningsgrad av citalopram i utgående avloppsvatten på 60%, 70%, 80% och 90% vid tre olika spädningar av avloppsvattnet i recipienten: 10, 50 och 100 gånger. Halten citalopram före rening sattes till 254 ng/l då detta var den högsta halten i utgående avloppsvatten från Sjölundas ARV under 2019.

Riskkvoter anges nedan utifrån en spädning av avloppsvattnet med 10 ("Worst case"), 50 (utifrån en modellering av DHI) och 100 gånger (EUs schablonspädning i kustvatten) vid fyra olika reningsgrader av utgående avloppsvatten. Grön färg indikerar att riskkvoten underskrider 0,1 (låg risk), gul färg indikerar att riskkvoten ligger mellan 0,1 och 1 (måttlig risk) och röd färg indikerar att riskkvoten överskrider 1 (hög risk).

Utspädning	60%	70%	80%	90%	Scenario
10	1,4	1,0	0,68	0,34	"Worst case"
50	0,27	0,20	0,14	0,07	DHI
100	0,14	0,10	0,07	0,03	EU

I samtliga scenarier överskrider riskkvoten inte 1 då reningsgraden är minst 70%. Vid en spädning av utgående avloppsvatten med 100 gånger (EUs schablonmässiga spädning i kustvatten) utgör en reningsgrad på 80-90% en låg risk för negativ påverkan på recipientmiljön (inga ekologiska konsekvenser av utsläppet kan förväntas).

Inledning

Som en del i utredningen av vad installation av läkemedelsrening, med ozonering, på Sjölund avloppsreningsverk (ARV) skulle innebära för miljön har NIRAS Sweden AB (NIRAS) tagit fram underlag för att bedöma riskerna för recipientmiljön med ett kontinuerligt citalopramutsläpp. Föreliggande rapport ingår som en del i ett förstudieprojekt som finansieras av Naturvårdsverket.

Upplägg av utredningen

Ett stegvist upplägg har använts i utredningen. I steg 1 genomfördes en nulägesbeskrivning av de ekotoxikologiska data som finns för citalopram med avseende på akvatiska organismer. I steg 2 utfördes kompletterande testning med avseende på akvatisk toxicitet utifrån en framtagen försöksplan. I steg 3 utfördes en revidering av det förväntade nolleffektshalten (PNEC) för citalopram utifrån erhållna testresultat, i enlighet med ECHA (2008). Slutligen togs riskkvoter för citalopram fram utifrån reviderat PNEC-värde och beräknade citalopramhalter i recipienten (PEC-värde). PEC-värdet togs fram för en reningsgrad av citalopram i utgående avloppsvatten på 60%, 70%, 80% och 90% vid tre olika spädningar av avloppsvattnet i recipienten: 10, 50 och 100 gånger.

Utvärdering av studier

Toxicitetsstudier bör utvärderas utifrån hur pass tillförlitlig den specifika studien är. En av de vanligaste utvärderingsmetoderna är "Klimisch score". Denna metod använder fyra kriterier för tillförlitlighet:

- Tillförlitlig utan restriktioner (R1) – Alla kritiska kriterier för tillförlitlighet uppfylls för studien. Studien är väl designad och utförd och innehåller inte brister som påverkar tillförlitligheten.
- Tillförlitlig med restriktioner (R2) – Studien är väl designad och utförd men innehåller vissa brister avseende dokumentation eller setup.
- Inte tillförlitlig (R3) – Alla kritiska kriterier för tillförlitlighet uppfylls inte för studien. Studien har tydliga brister i design och/eller utförande.
- Ej utvärderingsbar (R4) – Information saknas för att kunna bedöma studien.

De studier som ansetts centrala för riskbedömning av citalopram i föreliggande riskbedömning har dessutom utvärderats enligt Moermond *et al.* (2016) med metoden CRED (Criteria for Reporting and Evaluating ecotoxicity Data). Samma fyra kriterier för tillförlitlighet som för utvärdering enligt Klimisch score används i CRED. Utöver kriterierna för Klimisch-metoden utvärderas dessutom studiens vetenskapliga relevans i CRED. Metoden finns tillgänglig digitalt och benämns SciRAP tool (<http://www.scirap.org/Page/Index/44d2dba9-490a-4c66-9b9c-98e32bfc026a/evaluate-reliability-relevance>).

Revidering av PNEC

Den förväntade nolleffektshalten i recipienten (PNEC) räknas fram utifrån den lägsta effektkoncentrationen från utförda ekotoxikologiska laborietester. Effektkoncentrationen är oftast EC₅₀ (den koncentration som ger 50% effekt jämfört med kontrollen, t.ex. en reduktion med 50% i tillväxt) eller LC₅₀ (den koncentration som ger 50% dödlighet) från tester avseende akut toxicitet. För tester avseende kronisk toxicitet tillämpas oftast NOEC (högsta testade koncentration utan effekt mot testsystemet). På det lägsta LC₅₀/EC₅₀-värdet eller NOEC-värdet läggs en säkerhetsfaktor. Valet av säkerhetsfaktor styrs av dataunderlaget för toxicitet i saltvatten enligt ECHA (2008). Ju fler ekotoxikologiska testdata som är tillgängliga desto lägre säkerhetsfaktor kan användas. Osäkerheten

för att bestämma risken minskar således ju mer information som finns tillgängligt för den aktuella substansen. Som framgår av tabell 1 (modifierad från ECHA, 2008) är den lägsta säkerhetsfaktor som kan användas 10. I detta fall behövs kroniska data från de tre vanligaste organismgrupperna vid toxicitetstestning på vattenorganismer: Alger (mikroalger), kräftdjur och fisk. Dessutom behövs kroniska data från ytterligare två marina organismgrupper (t.ex. blötdjur och tagghudingar).

Tabell 1. Föreslagna säkerhetsfaktorer för framtagande av PNEC saltvatten vid olika datamängder (modifierad Table R.10-5 i ECHA, 2008).

Tillgänglig datamängd	Säkerhetsfaktor
Lägsta kort-tids L(E)C50 från sötvatten eller saltvatten som representerar tre taxonomiska grupper (alger, kräftdjur och fisk) på tre trofinivåer	10 000
Lägsta kort-tids L(E)C50 från sötvatten eller saltvatten som representerar tre taxonomiska grupper (alger, kräftdjur och fisk) för tre trofinivåer plus ytterligare två marina taxonomiska grupper (t.ex. tagghudingar och blötdjur)	1 000
Ett lång-tids resultat (t.ex. EC10 eller NOEC) (från sötvatten- eller saltvatten avseende reproduktion hos kräftdjur eller studier av fisktillväxt)	1 000
Två lång-tids resultat (t.ex. EC10 eller NOEC) från sötvatten- eller saltvattensarter på två trofinivåer (alger och/eller kräftdjur och/eller fisk)	500
Lägsta lång-tids resultat (t.ex. EC10 eller NOEC) från sötvatten- eller saltvattensarter på tre trofinivåer (normalt alger och/eller kräftdjur och/eller fisk)	100
Två lång-tids resultat (t.ex. EC10 eller NOEC) från sötvatten- eller saltvattensarter på två trofinivåer (alger och/eller kräftdjur och/eller fisk) plus ytterligare ett lång-tids resultat från en marin taxonomisk grupp (t.ex. tagghudingar eller blötdjur)	50
Lägsta lång-tids resultat (t.ex. EC10 eller NOEC) från sötvatten- eller saltvattensarter på tre trofinivåer (normalt alger och/eller kräftdjur och/eller fisk) plus ytterligare två lång-tids resultat från två marina taxonomiska grupper (t.ex. tagghudingar och blötdjur)	10

Riskkvot

Beräkning av risken för miljön görs genom att relatera den förväntade halten av citalopram i miljön (PEC) till den förväntade nolleffektshalten av citalopram i miljön (PNEC): Riskkvot (RQ)= PEC/PNEC. Överstiger kvoten 1 bedöms det som sannolikt att det föreligger en risk för miljön. Om riskkvoten understiger 1 förväntas det sannolikt inte vara en risk för eventuella negativa effekter på recipientmiljön. Gradering av riskkvoter har använts i t.ex. Sehlén m.fl. (2015) där en riskkvot på 0,1 till 1 anses innebära måttlig risk och en kvot <0,1 anses vara låg risk. Detta har även tillämpats i föreliggande riskbedömning av citalopram.

Ekotoxikologiska data

Nulägesbeskrivning – tillgängliga ekotoxikologiska data

Följande databaser och litteratur har använts:

- Region Stockholms databas för läkemedel i miljön (janusinfo.se) (Ramström *et al.*, 2020)
- Wikipharma databas (www.wikipharma.org)
- Fass databas (www.fass.se)
- Framtagna PNEC-värden för 39 läkemedel (Ågerstrand, 2019)
- Reviewartikel över toxicitetsstudier på läkemedel (Cunha *et al.*, 2019)

Toxicitetstester – akut och kronisk toxicitet

Toxicitetstestdata för citalopram finns för flertalet organismgrupper (alger, nässeldjur, ostracoda, kräftdjur, blötdjur och fisk) med avseende på akut giftighet (toxicitet). Data från utförda tester har sammanställts i bilaga 1. Referenserna som anges i bilagan kan också hittas i en artikel (Cunha *et al.*, 2019), där en sammanställning görs över utförda studier på citalopram som underlag till en riskbedömning av substansen. Det lägsta toxicitetsvärdet för respektive organismgrupp från tidigare utförda studier (bilaga 1) anges i tabell 2 (akut toxicitet).

Endast en teststudie för (sub)kronisk toxicitet har hittats och då rör det sig om effekter på fortplantningen av kräftdjuret *Ceriodaphnia dubia* (Henry *et al.*, 2004). I studien noterades ett NOEC-värde på 800 µg/l. Denna studie ansågs dock inte som en kronisk studie i Ågerstrand (2019). Därför har denna studie inte beaktats vid framtagande av PNEC-värde.

Tabell 2. Lägsta EC₅₀/LC₅₀-värdet med avseende på akut toxicitet för respektive organismgrupp och för angiven art. Antalet tester som utförts per grupp anges (och antalet tester för den angivna arten inom parentes). Studier som är grönmarkerade anses vara centrala vid revideringen av PNEC. Tillförlitligheten av studierna har utvärderats enligt CRED (Moermond *et al.*, 2016): Tillförlitlig utan restriktioner (R1), tillförlitlig med restriktioner (R2), ej tillförlitlig (R3) och ej utvärderingsbar (R4). * markerar att detta inte är EC₅₀/LC₅₀-värden från standardiserade tester. Det som uppmärks i dessa studier är högre dödlighet (*Hydra vulgaris*), beteendeförändring (*Cypridopsis vidua*) samt subletal påverkan i form av högre enzymaktivitet (*Dreissena polymorpha*).

Grupp	Art	EC ₅₀ /LC ₅₀ (µg/l)	Antal tester	CRED score
Alg	<i>Skeletonema marinoi</i>	505 ¹	3 (1)	R2
Nässeldjur	<i>Hydra vulgaris</i>	4,04 ^{2*}	1	R4
Ostracoda	<i>Cypridopsis vidua</i>	4,04 ^{2*}	1	R4
Krätdjur	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	3 900 ³	4 (1)	R2
Blötdjur	<i>Dreissena polymorpha</i>	0,5 ^{4*}	1 (1)	R4
Fisk	<i>Oryzias latipes</i>	9 136 ⁵	1 (1)	R2

¹ Minguiez *et al.* (2014), ² Sundaram *et al.* (2015), ³ Henry *et al.* (2004), ⁴ Magni *et al.* (2017) och ⁵ Chiffret *et al.* (2016).

Noterbart är att det är nässeldjur, ostracoda och blötdjur som är de känsligaste grupperna (bilaga 1 samt tabell 2). Här rör det sig dock inte om EC₅₀/LC₅₀-värden från standardiserad toxicitetstestning. De studier som utvärderats med CRED för framtagandet av PNEC-värde är istället i grupperna alger, kräftdjur och fisk. Det lägsta EC₅₀-värdet, med 505 µg/l, finns i gruppen alger.

Toxicitetstester – beteendestudier

Resultat från beteendestudier kan användas vid regleringen av kemikalier inom EU så länge mätvariabeln (endpoint) som mäts är relevant för populationsnivån (Ågerstrand *et al.*, 2020). Flertalet beteendestudier finns för fisk vid exponering för citalopram (sammanställt i t.ex. Cunha *et al.*, 2019). Den beteendestudie med effekt i lägst testkoncentration på fisk (*Gasterosteus aculeatus*) är Kellner *et al.* (2015) (tabell 3). Här uppnåddes vid 0,15 µg/l (LOEC-värde) ett förändrat födobeteende hos spigg jämfört med i kontrollgruppen. I Ågerstrand (2019) har denna beteendestudie använts istället för data för akut toxicitet på fisk för framtagande av PNEC-värdet för citalopram. Ett värde för PNEC _{sötvatten} på 0,075 ng/l togs fram av Ågerstrand (2019) genom att först dividera LOEC-värdet (0,15 µg/l) med 2 för att få ett NOEC-värde och sedan lägga på en säkerhetsfaktor av 1 000 (150 ng/l/2*1000=0,075 ng/l). På motsvarande sätt blir PNEC _{saltvatten} 0,0075 ng/l då en säkerhetsfaktor på 10 000 (tabell 1) skall användas på lägsta NOEC-värdet (=LOEC-värdet dividerat med 2).

Tabell 3. Lägsta LOEC-värde från beteendestudier på fisk. Antalet tester som utförts per grupp anges (och antalet tester för den angivna arten inom parentes). Studien är grönmarkerad då den anses vara central vid revideringen av PNEC. Tillförlitligheten av studien har utvärderats enligt CRED (Moermond et al., 2016): Tillförlitlig utan restriktioner (R1), tillförlitlig med restriktioner (R2), ej tillförlitlig (R3) och ej utvärderingsbar (R4).

Grupp	Art	LOEC (µg/l)	Antal tester	CRED score
Fisk	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	0,15 ¹	5 (1)	R2

¹ Kellner et al. (2015)

Kompletterande toxicitetstestning

För att undersöka om det är möjligt att minska säkerhetsfaktorn, och därmed öka PNEC_{saltvatten}, behövs data från kroniska tester. Om kroniska data finns tillgängligt för grupperna alg, kräftdjur och fisk kan säkerhetsfaktorn reduceras från 10 000 till 100. Om kroniska data finns från ytterligare två marina grupper (t.ex. både blötdjur och tagghudingar) är det möjligt att tillämpa den lägsta säkerhetsfaktorn (10) på det lägsta EC-värdet (enligt tabell 1). I ett sådant fall blir det reviderade PNEC-värdet 7,5 ng/l. Detta bygger på att LOEC-värdet på 0,15 µg/l divideras med två för att få ett NOEC-värde, och detta värde divideras sedan med 10 då detta är det lägsta NOEC/EC₁₀-värdet i tester på citalopram. Det hela förutsätter att effekter i de kompletterande testerna inte uppnås vid lägre testkoncentrationer än de som uppnåddes i beteendestudien på fisk (Kellner et al., 2015). Denna teststrategi har använts för att undersöka möjligheten att revidera PNEC-värdet vid testning för kronisk toxicitet på organismer från fem taxonomiska grupper (alg, kräftdjur, fisk, blötdjur och tagghudingar) (tabell 4).

Tabell 4. Utförda tester på citalopram under våren/sommaren 2022 och det testlaboratorium som utförde testen.

Grupp (Art)	Metod	Beskrivning	Testlab.
Alg (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	OECD TG 201	Tillväxthämningstest på alger	Toxicon AB
Kräftdjur (<i>Daphnia magna</i>)	OECD TG 211	Reproduktionstest på kräftdjur	Toxicon AB
Fisk (<i>Danio rerio</i>)	OECD TG 210	Embryo- och larvutvecklingstest på fisk	DHI
Blötdjur (<i>Crassostrea gigas</i>)	ISO 17244	Embryo- och larvutvecklingstest på ostron	DHI
Tagghudingar (<i>Paracentrotus lividus</i>)	EPA metod 1008.0	Befruktningstest; kronisk toxicitet på sjöborre	DHI

Testerna på alg och kräftdjur har utförts av testlaboratoriet Toxicon AB, en del av ALS. Toxicon har sedan 1990-talet utfört toxicitetstestning av enskilda kemikalier, kemiska produkter och komplexa matriser (t.ex. avloppsvatten och sediment) på vattenorganismer. Testlaboratoriet arbetar enligt GLPs rutiner för kvalitetssäkring.

Testerna på fisk, ostron (blötdjur) och sjöborre (tagghudingar) har utförts av testlaboratoriet Danmarks Hydrologiske Institut (DHI). DHI har under flera decennier utfört toxicitetstestning av enskilda kemikalier, kemiska produkter och komplexa matriser (t.ex. avloppsvatten och sediment) på vattenorganismer. Testlaboratoriet var tidigare GLP-certifierat men sedan några år tillbaka utförs teststudierna som ackrediterade studier i enlighet med ISO 17025. Testlaboratoriet är ackrediterat av det danska ackrediteringsorganet DANAK.

Algtest

”Algae toxicity test” (OECD TG 201) är ett korttids-test där hämningen av algtillväxten mäts under den exponentiella fasen under optimerade förhållanden. Oftast rapporteras både ett EC₅₀-värde med avseende på den specifika tillväxthastigheten (E_(r)C50) och tillväxten av biomassa (E_(b)C50). Det förordas dock att E_(r)C50 används (ECB, 2003). Testen är en flergenerationstest som ger mått på

subletala effekter – en reduktion i populationens tillväxt. NOEC från algtestet kan därför användas som data för kronisk toxicitet mot alger även då exponeringstiden är kort (72 timmar).

Kräftdjurstest

”*Daphnia magna* reproduction test” (OECD TG 211) är ett kronisk test och där mäts både produktionen av juvenila djur och mortalitet av vuxna djur, och de vuxna individernas rörlighet noteras. Testet varar 21 dagar och även om den inte täcker hela djurets livscykel så anses den täcka den mest känsliga delen. Detta är det enda kroniska kräftdjurstestet som anges i ECB (2003). Även om den inte täcker hela livscykeln för *Daphnia magna* så anses den vara en känslig kronisk test. NOEC och EC₅₀ tas fram för mätvariabeln (endpoint) antalet avkomma per hona.

Fisktest

”Fish, early life-stage (FELS) toxicity test” (OECD TG 210) är ett kronisk test (ECB, 2003). Testet anses vara den mest känsliga fisktesten i avsaknad av en hel livscykeltest för fisk. Den täcker flera livsstadier hos fisk, från nyligen befruktade ägg via kläckning till tidig utveckling av larver. Det är ett lång test som varar ca 30 dagar efter det att kläckning skett i det aktuella fallet (sebrafisk). Flertalet endpoints används i testet.

Blötdjurstest (ostron)

Testet ”Determination of toxicity of water samples on embryo-larval development of Japanese oyster and mussel” är ISO-metod 17244 (ISO, 2015). Följande effektparametrar tas fram: NOEC, LOEC, EC₁₀ och EC₅₀ med avseende på andelen abnormala larver efter 24 timmars exponering. Den korta exponeringstiden till trots, anses testet som ett kronisk test då endpoint är den känsliga första utvecklingsfasen från befruktning av ägg till tidig utveckling av larver.

Tagghudingstest (sjöborre)

Testet ”Sea urchin, fertilization test; chronic toxicity” utfördes enligt EPA metod 1008.0 (EPA, 2002). Det är alltså inte en EU-metod utan en metod som används av amerikanska Naturvårdsverket (EPA). Som mätvariabel (endpoint) används andelen befruktade ägg och här kan NOEC, LOEC, EC₁₀ och EC₅₀ tas fram efter kort tids exponering. Även om exponeringstiden är kort i testet anses det som ett kronisk test då endpoint är befruktningsframgången.

Kontrollanalyser

I samband med testerna gjordes provuttag från samtliga testkoncentrationer. Prov skickades till analyslaboratoriet MoLab, Kristianstad, för kontrollanalyser av halten citalopram från lägsta respektive högsta testkoncentrationen (vid start och slut av testen eller vid start och slut från ett vattenbyte).

Underlag till riskbedömning

Resultat från kompletterande testning

Algtest

Tillväxten var exponentiell i testet och ett dos-responsförhållande erhöles. En hämning av alg tillväxten med 39% vid 3 125 µg/l och med 100% vid 10 000 µg/l noterades. EC(r)50-värdet beräknades till 3 846 µg/l, vilket var i paritet med tidigare testresultat för algen *Pseudokirchneriella subcapitata* (bilaga 1). Ett NOEC-värde på 977 µg/l togs fram i testet (tabell 5). Vid utvärderingen

enligt CRED (SciRap tool) noterades studien som R1 (hög tillförlitlighet utan restriktioner) och C1 (hög relevans utan restriktioner).

Kräftdjurstest

Samtliga djur (vuxna individer) dog i de högsta testkoncentrationerna (938 och 3 000 µg/l). I testkoncentration 293 µg/l noterades ingen signifikant skillnad mot kontrollgruppen för variabeln antalet levande avkomma per hona. NOEC-värdet bestämdes följaktligen till 293 µg/l i teststudien (tabell 5). Det noterades dock ett avvikande beteende hos de vuxna individerna i denna testkoncentration, men dödligheten var inte högre än i kontrollgruppen. Vid utvärderingen enligt CRED (SciRap tool) noterades studien som R1 (hög tillförlitlighet utan restriktioner) och C1 (hög relevans utan restriktioner).

Fisktest

I testet noterades ingen kronisk toxicitet med avseende på kläckningsframgången av ägg och yngelvikt vid testens slut upp till 1 000 µg/l. En förhöjd dödlighet jämfört mot kontrollgruppen noterades i högsta testkoncentrationen (1 000 µg/l). Lägst koncentration med effekt (LOEC) noterades avseende parametern yngellängd vid 300 µg/l. Inga negativa effekter noterades med avseende på utseende och beteende hos larver. NOEC-värdet fastställdes därmed till 100 µg/l (tabell 5). Vid utvärderingen enligt CRED (SciRap tool) noterades studien som R1 (hög tillförlitlighet utan restriktioner) och C1 (hög relevans utan restriktioner).

Blötdjurstest (ostron)

I testet noterades kronisk toxicitet för larvutvecklingen av ostron (*Crassostrea gigas*) i koncentrationer från 300 µg/l och högre. Nolleffektskoncentrationen (NOEC) bestämdes till 100 µg/l (tabell 5). Andelen abnormala larver var således inte högre i 100 µg/l jämfört med i kontrollgruppen. Vid utvärderingen enligt CRED (SciRap tool) noterades studien som R1 (hög tillförlitlighet utan restriktioner) och C1 (hög relevans utan restriktioner).

Tagghudingstest (sjöborre)

Den lägsta testkoncentration med effekt på befruktningsframgången hos sjöborre fanns vid 80 µg/l av citalopram. Ingen kronisk toxicitet mot sjöborre (*Paracentrotus lividus*) noterades därmed upp till 24 µg/l. NOEC-värdet från testet fastställdes därmed till 24 µg citalopram/liter (tabell 5). Vid utvärderingen enligt CRED (SciRap tool) noterades studien som R1 (hög tillförlitlighet utan restriktioner) och C1 (hög relevans utan restriktioner).

Tabell 5. NOEC-värdet (högsta testkoncentration utan effekt på testorganismerna) med avseende på kronisk toxicitet för respektive organismgrupp och för angiven art inom parentes. Tillförlitligheten av teststudierna har utvärderats enligt CRED (Moermond et al., 2016): Tillförlitlig utan restriktioner (R1), Tillförlitlig med restriktioner (R2) och ej tillförlitlig (R3).

Grupp	Testorganism (Art)	EC ₅₀ (µg/l)	NOEC (µg/l)	Antal tester	CRED score-tillförlitlighet
Alg	Grönalg (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	3 846	977	1	R1
Kräftdjur	Vattenloppa (<i>Daphnia magna</i>)	552	293	1	R1
Fisk	Sebrafisk (<i>Danio rerio</i>)	>1 000	100	1	R1
Blötdjur	Ostron (<i>Crassostrea gigas</i>)	520	100	1	R1
Tagghudingar	Sjöborre (<i>Paracentrotus lividus</i>)	>800	24	1	R1

Revidering av PNEC

Det lägsta NOEC-värdet för citalopram i den kompletterande testningen var 24 µg/l från test av kronisk toxicitet mot sjöborre (*Paracentrotus lividus*) (tabell 5). Detta värde skall användas till framtagande av PNEC_{saltvatten} om endast resultat från standardiserade tester funnits tillgängliga. Som nämnts i avsnittet om tillgängliga ekotoxikologiska data finns dock data från beteendestudier på fisk där effekter i betydligt lägre koncentrationer av citalopram har registrerats. Det lägsta LOEC-värdet för fisk som hittats vid datasökning är 0,15 µg/l i en studie på spigg (*Gasterosteus aculeatus*) (Kellner *et al.*, 2015). Beteendestudier är varken studier för akut eller kronisk toxicitet och ingår därför inte som standardiserade tester enligt REACH. I riskbedömningar av kemikalier/läkemedel har inte alltid beteendestudier beaktats (t.ex. Cunha *et al.*, 2019). Vikten av att även ta med data från beteendestudier i riskbedömning av läkemedel har förts fram i Ågerstrand m.fl. (2020).

Då det i studien Kellner *et al* (2015) har använts en relevant art och mätvariabeln också är relevant har studien använts som nyckelstudie ("key study") i framtagandet av PNEC_{saltvatten} i föreliggande bedömning. Detta gjordes också i Ågerstrand (2019) för PNEC_{sötvatten} men i föreliggande bedömning har även data för kronisk toxicitet från fem organismgrupper varit tillgängligt vid framtagandet av PNEC_{saltvatten}. En säkerhetsfaktor på 10 skall användas på det lägsta EC₅₀/LC₅₀-värdet eller det lägsta EC₁₀/NOEC-värdet då data finns från akuta och kroniska data för alg, kräftdjur och fisk samt från ytterligare två marina grupper (tabell 1). I föreliggande fall har, i linje med Ågerstrand (2019), LOEC-värdet dividerats med 2 för att erhålla ett NOEC. Det reviderade PNEC_{saltvatten} blir därmed 7,5 ng/l (150 ng/l/10*2=7,5 ng/l).

Förväntad halt citalopram i recipienten (PEC)

Halten citalopram i utgående avloppsvatten från Sjölunda ARV har visats ligga relativt stabilt i analyserade månadsprover (Jonstrup m fl., 2020). Variationen var som högst endast en faktor två mellan lägsta och högsta halt under 2019 (129 ng/l respektive 254 ng/l). Medel- och medianhalten skiljer sig endast mycket lite åt (tabell 6). Lägre halter har uppmätts i senare års mätningar (data visas inte) varför 254 ng/l kan anses vara en form av "worst case".

Tabell 6. Medel-, median- och maximalhalt av citalopram i utgående avlopp från Sjölunda ARV 2019 (Jonstrup m fl., 2020).

Avloppsvatten	Medelhalt (ng/l)	Medianhalt (ng/l)	Maximal halt (ng/l)
Utgående vatten	185	174	254

Halten citalopram i recipienten (PEC-värde) har beräknats vid 10, 50 och 100 gångers spädning utifrån fyra olika reningsgrader av ett utgående avloppsvatten (tabell 7). Halten citalopram som beräkningarna baserades på var 254 ng citalopram/l, för att ge ett uttryck av ett "worst case" utifrån halten i utgående avloppsvatten.

Tabell 7. Halt av citalopram i recipienten vid olika reningsgrader av utgående avloppsvatten (baserat på 254 ng/l) för tre olika spädningar.

Spädning	Halt (ng/l) vid 60% rening	Halt (ng/l) vid 70% rening	Halt (ng/l) vid 80% rening	Halt (ng/l) vid 90% rening
10	10,2	7,6	5,1	2,5
50	2,0	1,5	1,0	0,51
100	1,0	0,76	0,51	0,25

Den lägsta spädningen på 10 gånger är ett antagande att detta, åtminstone periodvis, möjligen kan föreligga alldeles vid utsläppstuben – en form av worst case. Det bör dock framhållas att det enligt Naturvårdsverket kan accepteras att riskkvoten överskrider i ett begränsat område vid utsläppspunkten (Naturvårdsverket, 2011). Spädningen i Sjölanda ARVs recipient har beräknats till ≥ 50 gånger, bortsett från i ett begränsat område alldeles vid utsläppstuben, i en modellering av utsläpp av avloppsvatten från Sjölanda (DHI, 2021). Därför har spädningen 50 gånger också använts. Den högsta spädning som det räknats på är EUs schablonspädning på 100 gånger för utsläpp i kustvatten (ECB, 2003).

Riskkvot

I samtliga scenarier överskrider riskkvoten inte 1 då reningsgraden är minst 70% (tabell 8). Enligt EUs schablonmässiga spädning i kustvatten (100 gånger) utgör en reningsgrad på 80-90% en låg risk för negativ påverkan på recipientmiljön (inga ekologiska konsekvenser av utsläppet kan förväntas) (tabell 8).

Tabell 8. Riskkvoter utifrån olika scenarier: En spädning av avloppsvattnet med 10 ("Worst case"), 50 (utifrån en modellering av DHI) och 100 gånger (EUs schablonspädning i kustvatten) vid fyra olika reningsgrader av utgående avloppsvatten. I samtliga fall har en halt i utgående avlopp på 254 ng/l (före rening) använts. Grön färg indikerar att riskkvoten underskrider 0,1 (låg risk), gul färg indikerar att riskkvoten ligger mellan 0,1 och 1 (måttlig risk) och röd färg indikerar att riskkvoten överskrider 1 (hög risk).

Utspädning	60%	70%	80%	90%	Scenario
10	1,4	1,0	0,68	0,34	"Worst case"
50	0,27	0,20	0,14	0,07	DHI
100	0,14	0,10	0,07	0,03	EU

Referenser

- Chiffre A, Clérandeau C, Dwoinikoff C, le Bihanic F, Budzinski H, Geret F, Cachot J (2016) Psychotropic drugs in mixture alter swimming behaviour of Japanese medaka (*Oryzias latipes*) larvae above environmental concentrations. *Environ Sci Pollut Res* 23:4964–4977. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3477-4>
- Christensen AM, Faaborg-Andersen S, Ingerslev F, Baun A (2007) Mixture and single-substance toxicity of selective serotonin reup- take inhibitors toward algae and crustaceans. *Environ Toxicol Chem* 26:85–91. <https://doi.org/10.1897/06-219r.1>
- Cunha, D.L., Mendes, M.P. and M. Marques (2019). Environmental risk assessment of psychoactive drugs in the aquatic environment. *Environmental Science and Pollution Research* 26: 78-90.
- DHI (2021). Recipientutredning Lommabukten, underlag inför ansökan om nytt miljötillstånd för Sjölanda avloppsreningsverk. Resultat för påverkan från två alternativa punkter, P6B och P6C. På uppdrag av WSP Sverige AB 2021. Uppdragsnummer 12804087.
- ECB (2003). European Chemicals Bureau. Technical guidance document on Risk assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. EUR 20418 EN/2.

- ECHA (2008). Guidance on information requirements and chemical safety assessment Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment. May 2008. Guidance for the implementation of REACH. European Chemicals Agency 2008.
- EPA (2002). Method 1008.0: Sea Urchin, *Arbacia punctulata*, Fertilization Test; Chronic Toxicity. Excerpt from: Short-term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Marine and Estuarine Organisms. 3rd edition (2002). EP-821-R-02-014.
- Henry, T.B., Kwon, J_W., Armbrust, K.L. and M.C. Black (2004). Acute and chronic toxicity of five selective serotonin reuptake inhibitors in *Ceriodaphnia dubia*. Environment Toxicology and Chemistry 23:9 2229-2233.
- ISO (2015). Water quality — Determination of the toxicity of water samples on the embryo-larval development of Japanese oyster (*Crassostrea gigas*) and mussel (*Mytilus edulis* or *Mytilus galloprovincialis*). ISO 17244. First edition 2015-09-15.
- Jonstrup, M., Höglind, L., Svahn, O., Björklund, E., Cimbritz, M., 2020. Avancerad rening vid Sjölunga ARV. Förstudie. Reviderad slutrapport 200818. VASYD.
- Kellner, M., Porseryd, T., Porsch-Hallstrom, I., Hansén S. and H. Olsén. Environmentally relevant concentrations of citalopram partially inhibit feeding in three-spine stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). Aquatic toxicology 158: 165-170
- Magni S, Parolini M, Della Torre C, et al (2017) Multi-biomarker investigation to assess toxicity induced by two antidepressants on *Dreissena polymorpha*. Sci Total Environ 578:452–459. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.10.208
- Minguez, L., Pedelucq, J., Farcy, E, Ballandonne, C., Budzinski, H and M-P. Halm-Lemeille (2014). Toxicities of 48 pharmaceuticals and their freshwater and marine environmental assessment in northwestern France. Environmental Science and Pollution Research.
- Moermond C T A, Kase R, Korkaric M, Ågerstrand M. (submitted 2015 to ET&C): CRED - Criteria for Reporting and Evaluating Ecotoxicity Data.
- Naturvårdsverket (2011). Kemisk och biologisk karakterisering av punktutsläpp till vatten. En handbok med vägledning om bestämning av egenskaperna hos utsläpp av avloppsvatten. Handbok 2010:3, utgåva 3.
- OECD (2006). Freshwater Alga and Cyanobacteria, Growth Inhibition Test. OECD Guideline for Testing of Chemicals No. 201. Adopted 23 March 2006. Annex 5 corrected: 28 July 2011.
- OECD (2012). *Daphnia magna* Reproduction test. OECD Guideline for Testing of Chemicals No. 211. Adopted 2 October 2013.
- OECD (2013). Fish, Early-life Stage Toxicity test. OECD Guideline for Testing of Chemicals No. 210. Adopted 26 July 2013.

Prasad P, Ogawa S, Parhar IS (2015) Serotonin reuptake inhibitor citalopram inhibits GnRH synthesis and spermatogenesis in the male zebrafish. *Biol Reprod* 93:1–10. doi: 10.1095/biolreprod.115.129965

Ramström, H., Martini, S. Borgendahl, J., M. Ågerstrand and G. Lärfars (2020). *Pharmaceuticals and Environment: a web-based decision support for considering environmental aspects of medicines in use*. *European Journal of Clinical Pharmacology* 76:1151-1160.

Sehlén R., Malmberg J., Baresel C., Ek M, Magnér J., Allard A-S. and Yang J. (2015). Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten. IVL rapport B2218. 60 s.

Sundaram R., Smith B.W. and T.M. Clark (2015) pH-dependent toxicity of serotonin selective reuptake inhibitors in taxonomically diverse freshwater invertebrate species. *Marine Freshwater Research* 66:518–525. <https://doi.org/10.1071/MF14015>

Ågerstrand, M. (2019). Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances. ACES REPORT 36. Stockholm University.

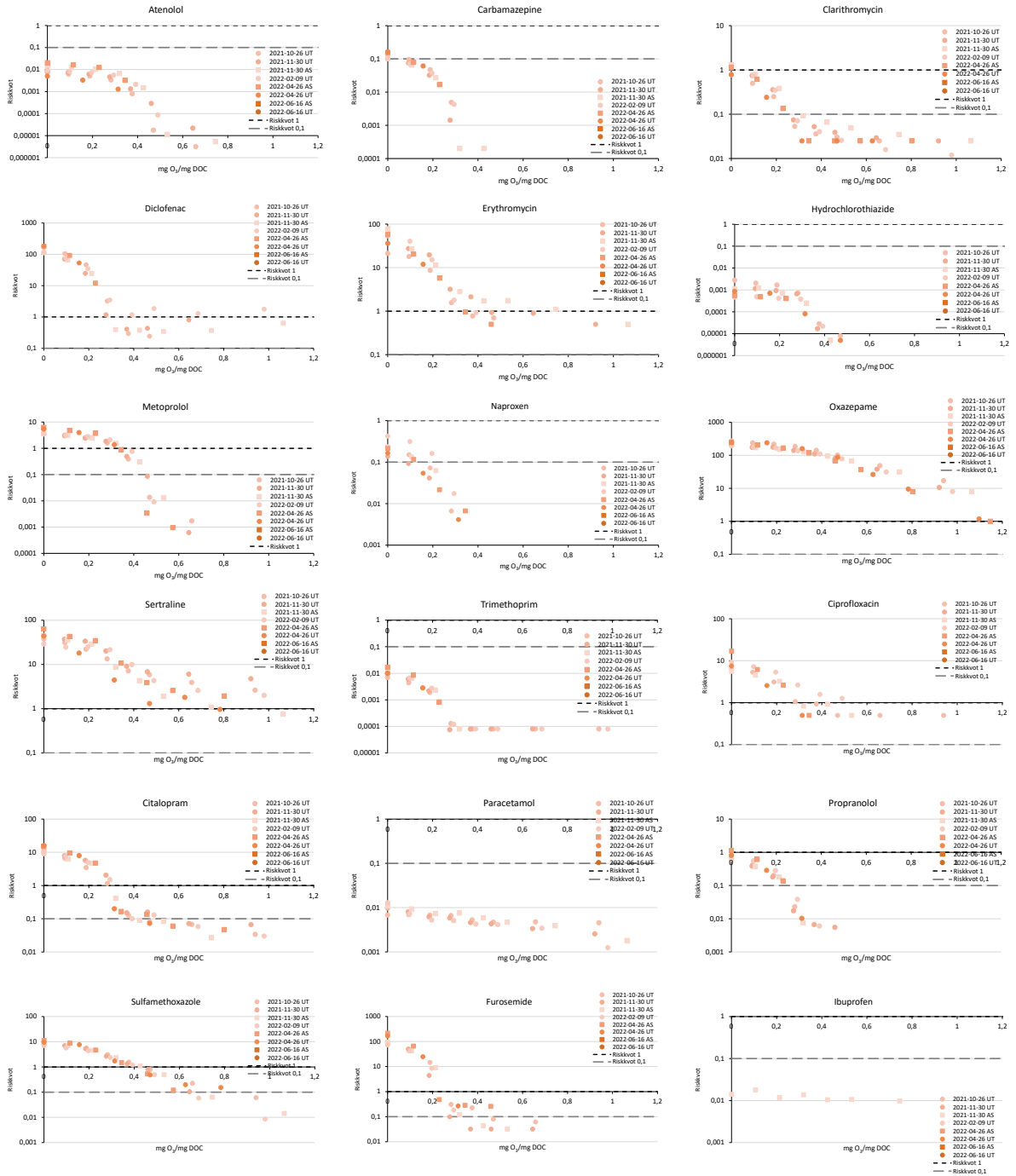
Ågerstrand, M., Arnold, K., Balshine, S., Brodin, T., Brooks, B.W., Maack, G., McCallum, E.S., Pyle, G., Saaristi, M and A.T. Ford (2020). Emerging investigator series: use of behavioural endpoints in the regulation of chemicals. *Environmental Science: Processes & Impacts* 22: 49-65.

BILAGA 1. Ekotoxikologiska data för citalopram

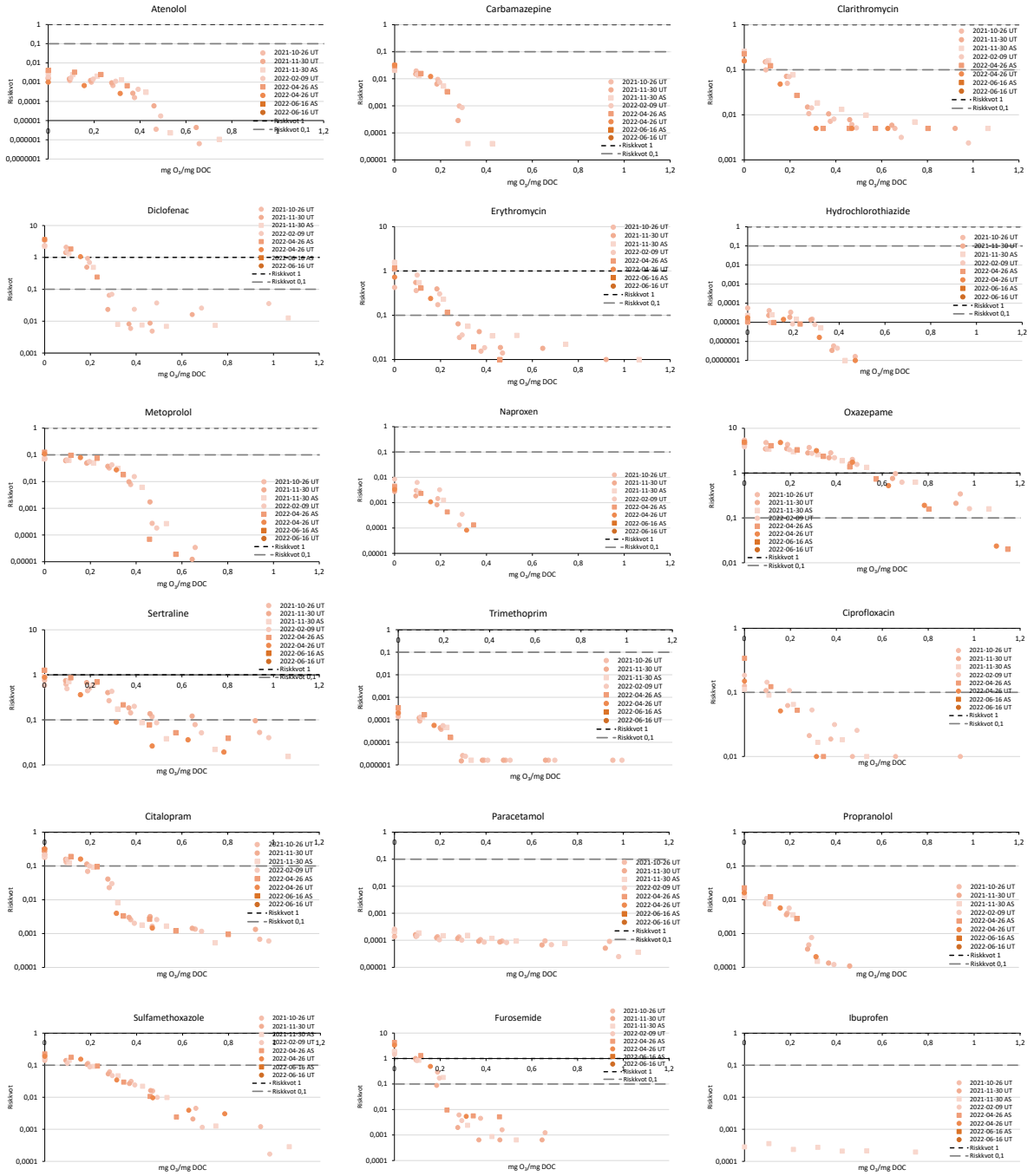
AKUT TOXICITET						
Grupp	Art	Parameter	Endpoint	Testlängd	µg/l	Referens
Alg	<i>Skeletonema marinoi</i>	EC50	Tillväxt	72 h	505	Minguiez et al (2014)
Alg	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	EC50	Tillväxt	72 h	3300	Christensen et al (2007)
Alg	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	EC50	Tillväxt	72 h	1600	Minguiez et al (2014)
Cnidaria	<i>Hydra vulgaris</i>	-	Mortalitet	4 h	4,04	Sundaram et al (2015)
Ostracoda	<i>Cypridopsis vidua</i>	-	Mortalitet	4 h	4,04	Sundaram et al (2015)
Kräftdjur	<i>Ceriodaphna dubia</i>	EC50	Mortalitet	48 h	3900	Henry et al (2004)
Kräftdjur	<i>Daphnia magna</i>	EC50	Mortalitet	48 h	30140	Minguiez et al (2014)
Kräftdjur	<i>Daphnia magna</i>	EC50	Mortalitet	48 h	20000	Christensen et al (2007)
Kräftdjur	<i>Artemia salina</i>	EC50	Mortalitet	48 h	>100000	Minguiez et al (2014)
Mollusca	<i>Dreissena polymorpha</i>	-	subletal-enzymakt	-	0,5	Magni et al (2017)
Fisk	<i>Oryzias latipes</i>	LC50	Mortalitet	96 h	9 136	Chiffret et al., (2016)
Fisk	<i>Danio rerio</i>	-	Hormonivåer (m-RNA)	2 veckor	4	Prasad et al (2015)
Fisk	<i>Haliotis tuberculata</i>	LC50	Cytotox	48 h	7500	Minguiez et al (2014)

Bilaga 7. Riskkvoter efter ozonering vid olika utspädningsgrad

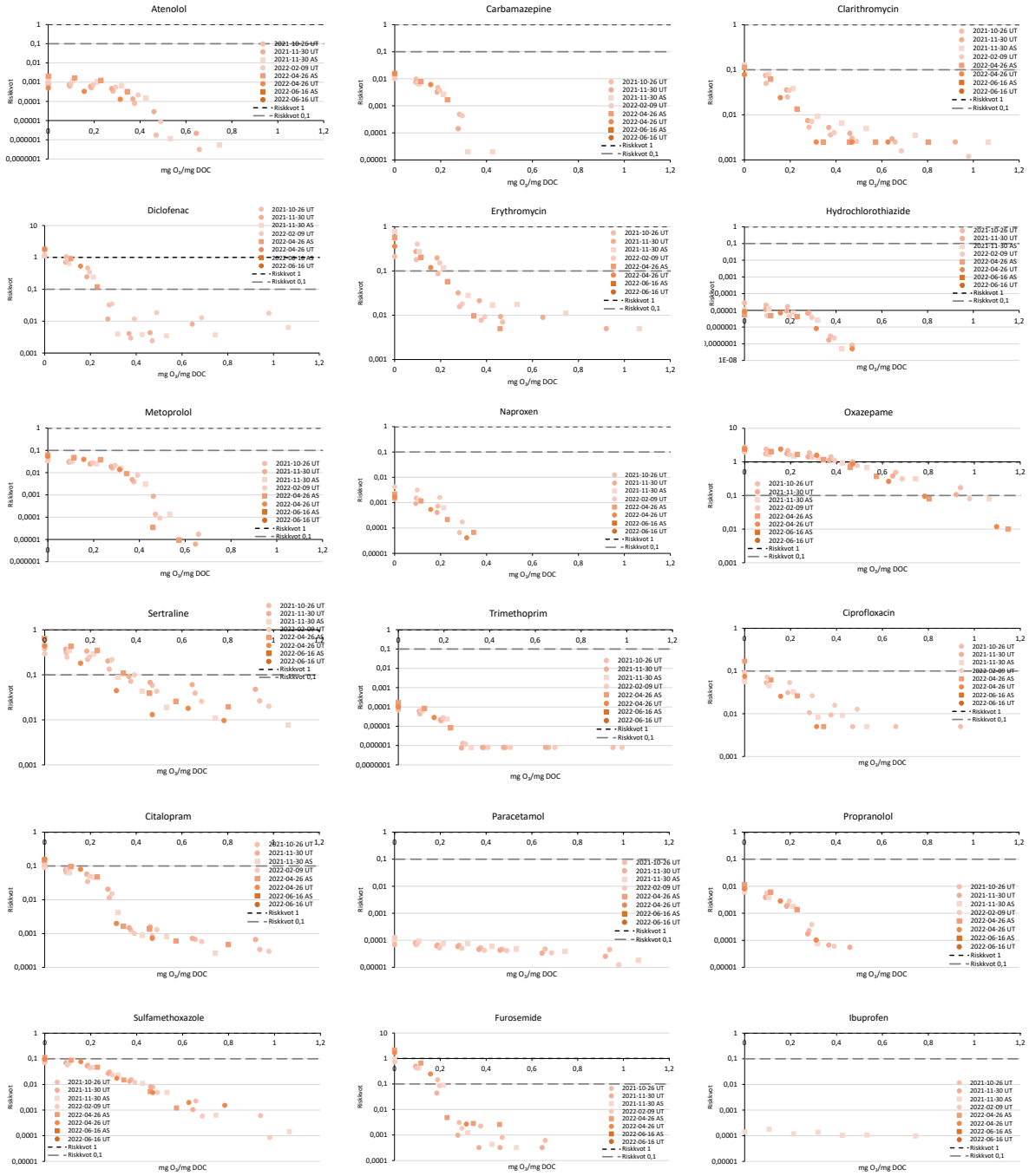
Riskkvoter recipient, utspädning 10



Risikkvoter recipient, utspädning 50



Risikkvoter recipient, utspädning 100



Bilaga 8. Budgetpriser reaktiveringsugn John Cockerill

Budgetpris från John Cockerill för reaktiveringsugn med kapacitet på 1 100 t/y (Scenario 2):

Fra: MALPAS Luc <luc.malpas@johncockerill.com>

Sendt: 13. april 2022 10:30

Til: Christina Berg Olesen <cbo@envidan.dk>

Cc: NOEL Marianne <marianne.noel@johncockerill.com>; MARECHAL Denis <denis.marechal@johncockerill.com>; Jacob Kragh Andersen <JKA@envidan.dk>

Emne: RE: GAC reactivation - 1100 tons/y capacity

Dear Christina,

Please find here under our budget price for a reactivation plant of spent GAC up to 1,100 ton/year.

Our offer for the engineering and the supply of a multi-hearth furnace and a post combustion chamber is about: 1,410,000 EUR (FOB delivery).

I draw attention that due to the present high volatility of currency and of prices for raw materials, energy, transportation and labour, the validity of our price is very short, about one week.

The following equipment is out of our scope of supply : civil works and erection on sites, building, superstructures, piping, MCC and frequency drives , cabling, boiler and flue gas treatment, ventilation. Please consider 60% extra cost for the equipment not included in our scope of supply (flue gas treatment not included).

Regarding the utilities, please consider:

- 85 Nm³/h of NG
- 45 kw electrical installed power

Don't hesitate to contact us if you have questions.

Best Regards,

#WeAreJohnCockerill

#StrongerTogether

Luc MALPAS
Head of Sales – Solids & Waste Business Line
The NESAs Solution®
John Cockerill Environment

John Cockerill SA – rue Jean Potier, 1 - BE 4100 Seraing
Tel. : +32 4 330 29 85
Mobile : +32 (0) 475 30 52 04
luc.malpas@johncockerill.com

AIR, WATER
& WASTE
TREATMENT

Technologies to increase
the productive use of
natural resources



Keep up
with our
NEWS



John Cockerill Environment

Budgetpris från John Cockerill för reaktiveringsugn med kapacitet på 6 000 t/y (Scenario 3):

De : MALPAS Luc
 Envoyé : jeudi 10 mars 2022 10:43
 À : Christina Berg Olesen <cbo@envidan.dk>
 Cc : NOEL Marianne <marianne.noel@johncockerill.com>; MARECHAL Denis <denis.marechal@johncockerill.com>; COTTENIER Gauthier <gauthier.cottelier@johncockerill.com>; Jacob Kragh Andersen <JKA@envidan.dk>
 Objet : RE: GAC reactivation - follow up

Dear Christina,

Please find here under our budget price for a reactivation plant of spent GAC up to 6,000 ton/year.
 Our offer for the engineering and the supply of a multi-hearth furnace and a post combustion chamber is about: 2,885,000 EUR (FOB delivery).
 I draw attention that due to the present high volatility of currency and of prices for raw materials, energy, transportation and labour, the validity of our price is very short, about one week.

The following equipment is out of our scope of supply : civil works and erection on sites, building, superstructures, piping, MCC and frequency drives , cabling, boiler and flue gas treatment, ventilation.

Don't hesitate to contact us if you have questions.

Best Regards,

#WeAreJohnCockerill #StrongerTogether

Luc MALPAS
 Head of Sales – Solids & Waste Business Line
 The NESAs Solution®
 John Cockerill Environment

John Cockerill SA – rue Jean Potier, 1 - BE 4100 Seraing
 Tel. : +32 4 330 29 85
 Mobile : +32 (0) 476 30 52 04
luc.malpas@johncockerill.com

AIR, WATER & WASTE TREATMENT
 Technologies to increase the productive use of natural resources
 John Cockerill Environment

Keep up with our NEWS

Hankin Environmental Systems

Budgetpris från Hankin Environmental Systems för reaktiveringsugn med kapacitet på 1 100 t/y (Scenario 2):

Carbon Reactivation for 1100 TPY Production

The budgetary price for the scope of supply of equipment, material, engineering services for one (1) 9'-3" OD x 4 hearth Carbon Reactivator as defined in this proposal and subject to clarifications/exclusions is ONE MILLION FOUR HUNDRED EIGHTY THOUSAND U.S. Dollars (\$1,480,000 USD) exclusive of all taxes, FAS eastern seaports in U.S.A or China seaports.

Budgetpris från Hankin Environmental Systems för reaktiveringsugn med kapacitet på 6 000 t/y (Scenario 3):

Carbon Reactivation for 6000 TPY Production

The budgetary price for the scope of supply of equipment, material, engineering services for one (1) 16'-9" OD x 5 hearth Carbon Reactivator as defined in this proposal and subject to clarifications/exclusions is ONE MILLION NINE HUNDRED TWENTY THOUSAND U.S. Dollars (\$1,920,000 USD) exclusive of all taxes, FAS eastern seaports in U.S.A. or China seaports.

Bilaga 9. CAPEX beräkningar

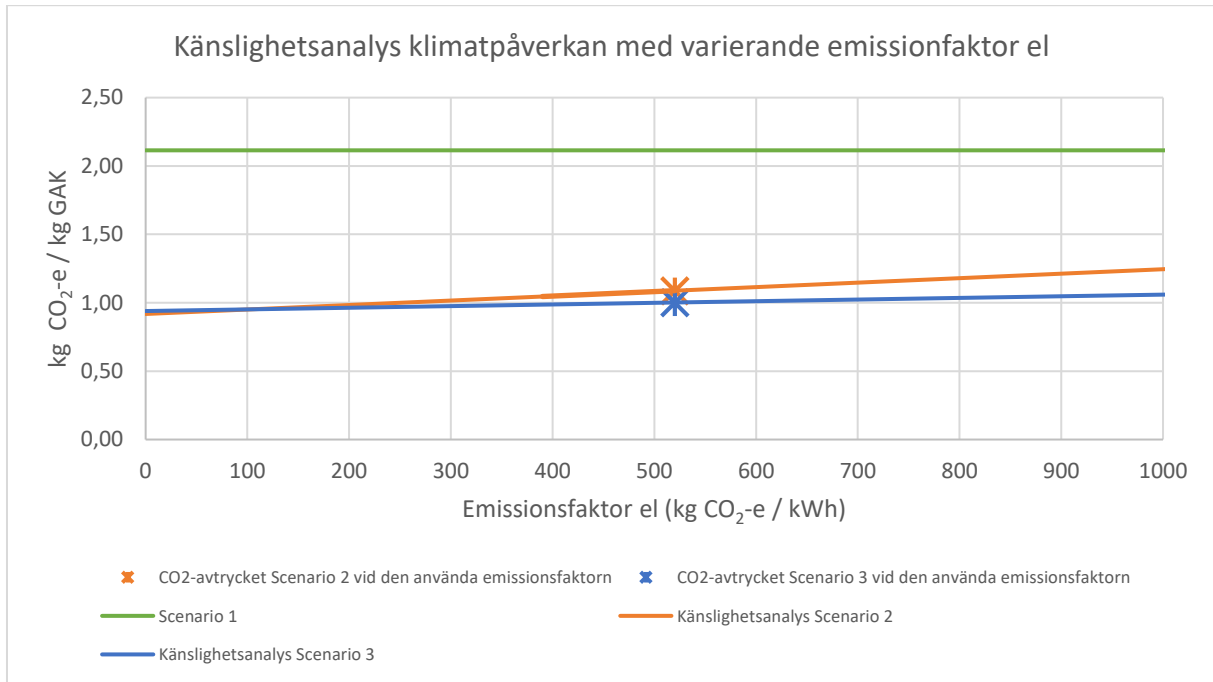
Överblick över samlade uppskattade investeringskostnader fördelat per poster.

Parameter	Enhet	Kostnad Scenario 2	Kostnad Scenario 3
Maskinoperatör			
Reaktiveringsugn och efterbrännare inkl. ingenjörsarbete och leverans	SEK	14 480 700	29 628 950
Rökgasbehandling	SEK	4 621 500	7 137 650
Extraarbete (+ 60 %): <ul style="list-style-type: none"> • Anläggningsarbete • Konstruktion på byggarbetsplats • Byggnad • Överbyggnader • Rör • MCC och frekvensomvandlare • Kablar • Vattenpanna • Ventilation 	SEK	8 688 420	17 777 370
Bassänger (uppsamlingsbassänger, mellanbassänger, lagerbassänger)	SEK	8 000 000	8 000 000
Oförutsett (8%)	SEK	2 863 250	5 003 518
Total maskin mm.	SEK	38 653 870	67 547 488
Övriga kostnader			
El och automation (25% av maskin)	SEK	9 663 467	16 886 872
VVS	SEK	2 000 000	2 000 000
Oförutsett (15%)	SEK	7 547 601	12 965 154
Entreprenadkostnad total	SEK	57 864 938	99 399 513
Byggherrekostnad (20%)	SEK	11 572 988	19 879 903
Totala kostnader			
Total	SEK	69 437 925	119 279 416

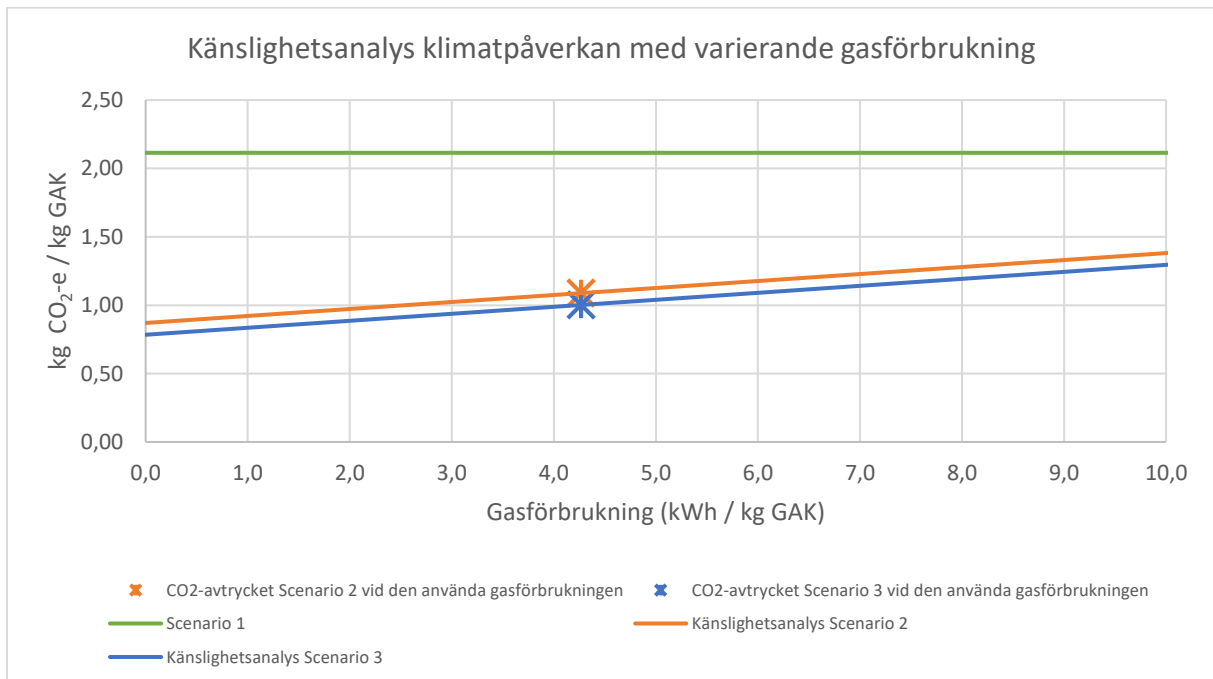
Bilaga 10. Känslighetsanalys

Känslighetsanalys klimatpåverkan

Känslighetsanalys klimatpåverkan vid reaktivering med varierande emissionsfaktor för el:

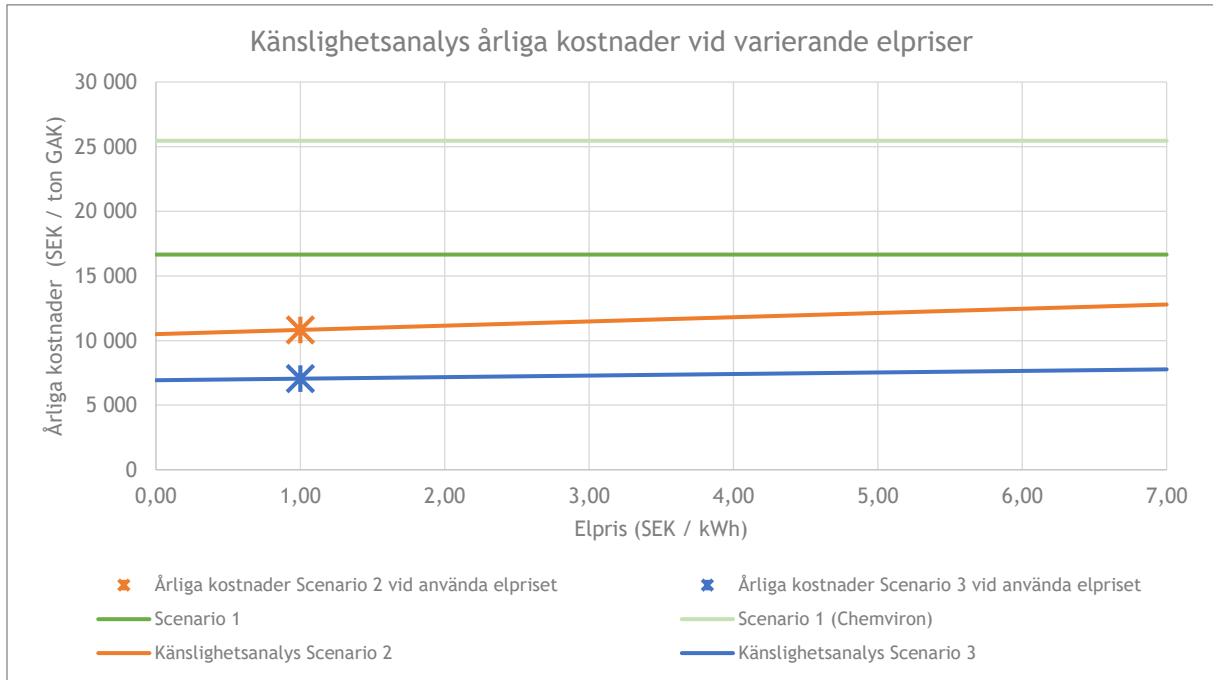


Känslighetsanalys klimatpåverkan vid reaktivering med varierande gasförbrukning:

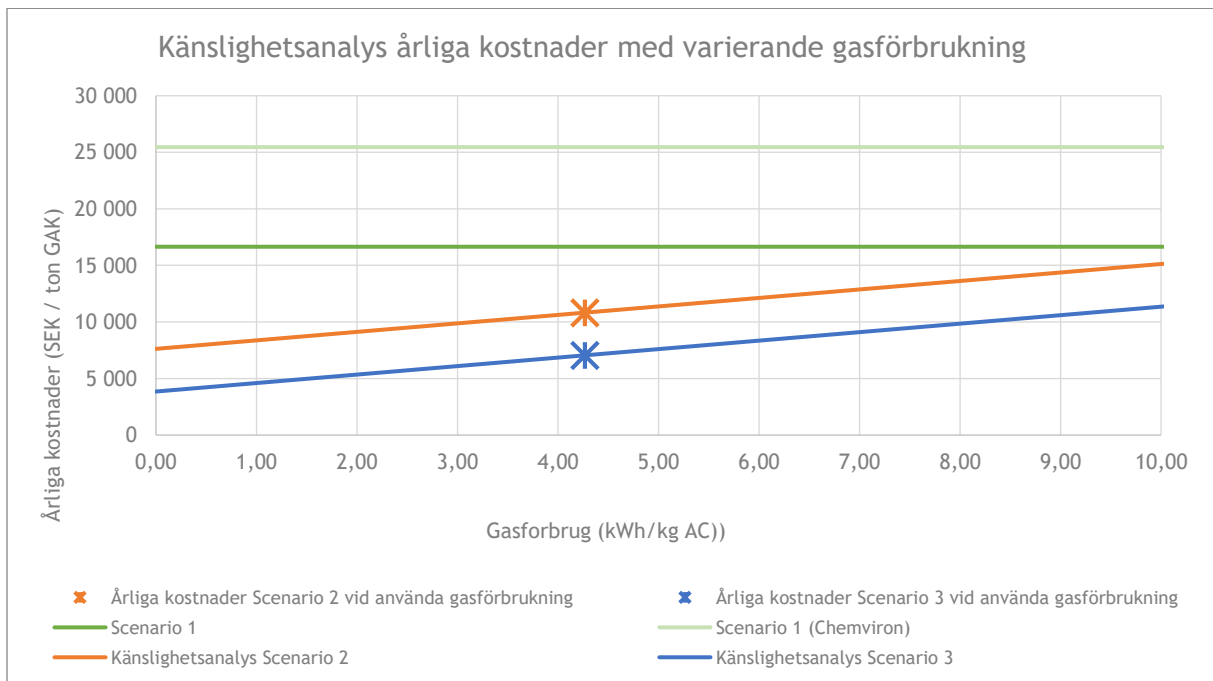


Känslighetsanalys ekonomi

Känslighetsanalys på årliga kostnader vid reaktivering med varierande elpriser:



Känslighetsanalys på årliga kostnader vid reaktivering med varierande gasförbrukning:



Känslighetsanalys på årliga kostnader vid reaktivering med varierande elförbrukning:

